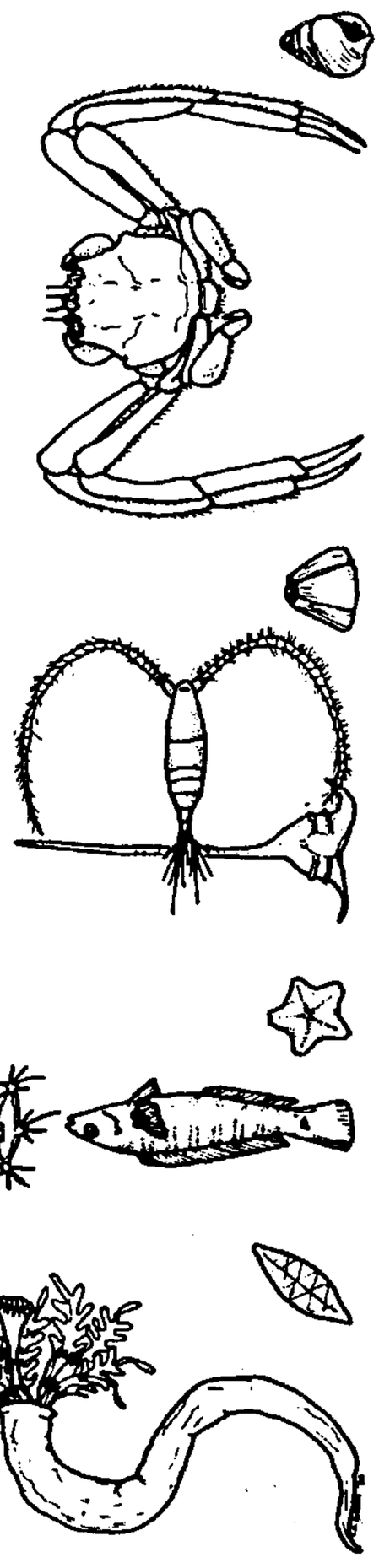
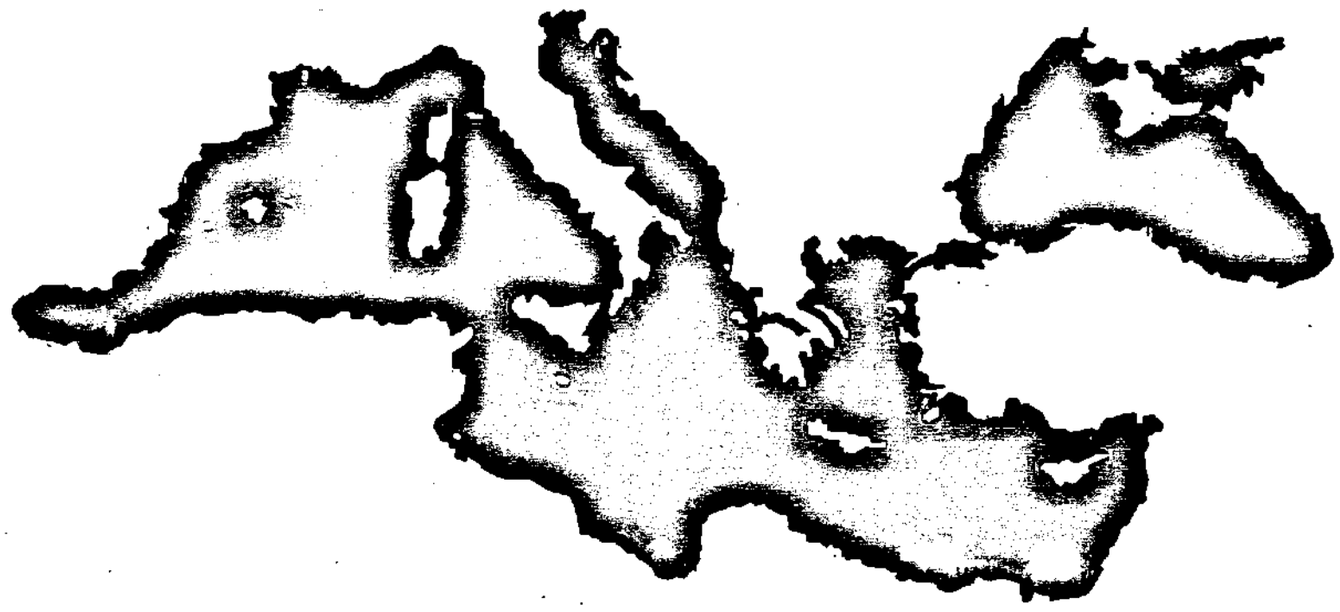
ISSN 1123-4245

Società Italiana di Biologia Marina



BIOLOGIA MARINA MEDITERRANEA



Vol. 8 - fasc. 1 - 2001 (PARTE PRIMA)

ATTI XXXI Congresso SIBM

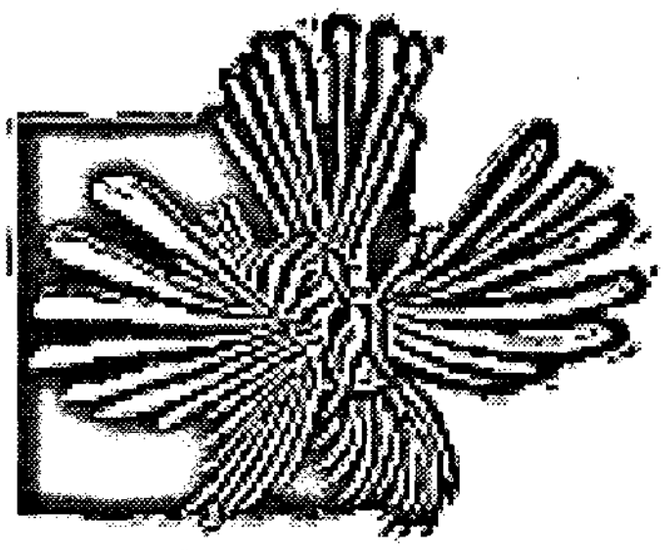
SHARM EL SHEIKH

13 - 20 Maggio 2000

ATTI

DEL
CONGRESSO
DELLA

SOCIETÀ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA



31° SIBM

SHARM EL SHEIKH

13 - 20 MAGGIO 2000

ENTE ORGANIZZATORE

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA ANIMALE E DELL'UOMO
UNIVERSITÀ DI ROMA "LA SAPIENZA"

COMITATO ORGANIZZATORE

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo
Università di Roma "La Sapienza"
Viale dell'Università, 32
00185 ROMA
Tel./Fax 06 49914773
e-mail: g.ardizzone@pan.bio.uniroma1.it
a.belluscio@pan.bio.uniroma1.it

Gian Domenico Ardizzone
Andrea Belluscio
Stefano De Ranieri

COMITATO SCIENTIFICO

Giulio Relini
Alain de Grissac
Carlo Nike Bianchi
Carla Chimenz Gusso
Silvano Focardi
Giuseppe Giaccone
Angelo Tursi

SEGRETERIA ORGANIZZATIVA

Titan Congressi
Via degli Arconti, 24
89127 Reggio Calabria
Tel. 0965 331999 332899 - Fax 0965 8989792

TOUR OPERATOR
Kuoni Gastaldi
Milano

STAMPA
Tipografia Eurosia
Piazza S. Eurosia, 3 - 00154 Roma

CON IL PATROCINIO E IL CONTRIBUTO DI:

MINISTERO POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI
DIREZIONE GENERALE PESCA E ACQUACOLTURA
MINISTERO AFFARI ESTERI
DIREZIONE GENERALE PER LA PROMOZIONE E LA COOPERAZIONE CULTURALE
ENTE NAZIONALE DEL TURISMO EGIZIANO
AMBASCIATA D'ITALIA IN EGITTO
ICRAM
EQUIPE SUB
DIVEIN
KUOMI – GASTALDI TOURS
TITAN TOUR
BARON RESORT – SHARM EL SHEIKH

Redazione Atti
Prof. Giulio Relini
Dott.ssa Elisabetta Massaro
Dott.ssa Rossana Simoni

La Direzione Generale Pesca ed Acquacoltura del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali ha contribuito finanziariamente alla stampa del presente volume.

Tutti i lavori pubblicati sono stati sottoposti al giudizio di due referee *per tramite dei Presidenti dei Comitati e dei Coordinatori dei Temi.*

Le opinioni espresse negli articoli non necessariamente rappresentano quelle ufficiali della S.I.B.M.

ELENCO DEI PARTECIPANTI

ACRIVOULIS Maria
ACUNTO Stefano
ALBERGONI Vincenzo
ALCARO Luigi
AMBROGI Romano
ANTONELLI Alberto
ARDIZZONE Gianni
ARGENTI Letizia
ARGENTIERO Stefano
ARIZZI NOVELLI Alessandra
ARMENISE Elio
ARTEGIANI Antonio
AZZARO Maurizio
AZZURRO Ernesto
BABBINI Lorenza
BADALAMENTI Fabio
BAINO Romano
BALESTRA Elena
BARBERINI Marina
BARBIN Laura
BARBIN Paolo
BASSO Daniela
BATTELLI Debora
BATTISTONI Roberta
BAVESTRELLO Giorgio
BEANI Lorenzo
BEDULLI Daniele
BELCARI Paola
BELLAN Denise
BELLAN Gerard
BELLUCCE Colette
BELLUSCIO Andrea
BELMONTE Genuario
BENZONI Francesca
BENUSSI Edoardo
BERGAMASCO Alessandro
BERGAMASCO Andrea
BETTOSO Nicola
BIANCHI Carlo Nike
BIANCHI Clementina
BIANCHI Franco
BISOL Benedetta
BISOL Paolo Maria
BOLOGNA GIACCONE Claudia
BONI Laurita
BORASIO Pier Giorgio
BORGESE Angelo
BORGESE Elena
BORGHINI Francesca
BORRACCETTI Beatrice
BRESSAN Guido
BUCCOLIERI Anna
BUDILLON Giorgio
BURSI Bruno
BUTTINO Isabella
CAMATTI Elisa
CAMPO Davide
CANESTRI TROTTI Giorgio
CANNAS Rita
CANTONE Grazia
CAPEZZUTO Francesca
CAPPELLETTO Giuseppina
CARDELLINI Pietro
CARLUCCI Roberto
CAROTENUTO Ylenia
CARPENTIERI Paolo
CARPI Cecilia
CARRIERI Alberto
CARRIGLIO Danilo
CASTALDELLI Giuseppe
CASTELLANO Laura
CATALANO Barbara
CATALFAMO Elide
CECCHERELLI Giulia
CENTOLA Marina
CHESSA Lorenzo
CHIANCONE Maria Rosaria
CHIMENZ GUSSO Carla
CHIOFALO Giuseppina
CIMA Chantal
COBOLLI Marina
COCITO Silvia
COLLOCA Francesco
COMASCHI Alessandra
CONGIU Leonardo
CONTE Valeria
CONVERSANO Fabio
CORDONE Paola

CORNELLO Michele
CORRIERO Giuseppe
CORSI Ilaria
COSENZA Alessandro
CUSCANI Rosario
COSSU Andrea
COSTA Barbara
CREMA Roberto
D'ADDABBO Angeolo
D'ANNA Giovanni
DE BIASI Anna
DE CARO Maria
DE INNOCENTIS Sabina
DE LUCIA MORONE Rosaria Maria
DE MATTHAEIS Elvira
DE PINTO Vincenza
DE RANIERI Stefano
DECEMBRINI Franco
DESANTIS Salvatore
DI CAVE David
DI CILLO Rosaria
DI GERONIMO Raffaella
DI GERONIMO Sebastiano
DI PAOLO Marianna
DI PORTO Roberto
DE GRISSAC Alain
DIELI Tiziana
ETTORRE Michele
FABBRI Micaela
FABI Gianna
FAIMALI Marco
FALACE Annalisa
FALCO Carmelo
FALCO Giampaolo
FANELLI Emanuela
FANO Elisa Anna
FELIZZOLA Paola
FEO Assunta
FERDEGHINI Francesca
FERRANDES Franco
FERRARI Carla Rita
FERRARI Ireneo
FIGUS Vincenza
FIORETTI Maria Cristina
FLORIO Andrea
FOCARDI Silvano
FOCONE Maria Chiara
FONDA UMANI Serena
FONTANA Alessandro
FONTANA Francesco
FONTANA Giovanni
FORESTI Elisabetta
FRENZILLI Giada
FRIZZO Annalisa
FROGLIA Carlo
FUGA Paola
GADALETA Maria Nicola
GAETANI Giampaolo
GAI Federica
GALASSI Edoardo
GALLO D'ADDABBO Maria
GALLUZZO Giuseppina
GARAVENTA Francesca
GARBARINO Dinalaura
GAROFALO Antonella
GATTO Maria Rita
GENTILONI Pietro
GHIRARDELLI Elvezio
GHIRARDELLI Lia Angela
GIACCONE Giuseppe
GIACOBBE Salvatore
GIANGRANDE Adriana
GIANGUZZA Paola
GIOVANARDI Otello
GIOVINE Giovanna
GIULIANI Silvia
GNAVI Barbara
GNAVI Daniela
GHOBASHY Abdel Fatah
GORGOGLIONE Maria Antonia
GOZZI Miranda
GRAGNANI Francesca
GRASSELLI Adalgisa
GRATI Fabio
GRIM Federico
GRISTINA Michele
HOFMEISTER Christine
IATTA Edoardo
INNAMORATI Mario
ISOLANI Bianca Rosa
KETMAIER Valerio
KOTB Mohammed M.A.
LA MURA Virginia
LA VALLE Paola

LABATE Mario
LANFREDI Massimo
LARATO Agata
LATTANZI Loretta
LEONARDI Michela
LICCI Daniela
LIOTTA Bruno
LIPPI Silvia
LOGUERCIO POLOSA Paola
LONGO Caterina
MAGALETTI Erika
MAGGIPINTO Giuseppe
MAIONE Raffaele
MAIORANO Porzia
MANACHINI Pier Luigi
MANGILLO Francesca
MARANO Chiara
MARANO Giovanni
MARGARITORA Federica
MARGARITORA Fiorenza
MARIANI Stefano
MARIO Sofia
MARIOTTINI Michela
MARZIALI Antonio
MASSARO Elisabetta
MASTROTOTARO Francesco
MATARRESE Alfonso
MAUGERI Fabio
MAUGERI Teresa
MEGLI Fiammetta
MERCURIO Maria
MERELLO Stefania
MICCIARELLI SBRENNA Anna
MIGLIETTA Annamaria
MILIA Angela
MILONE Nunzia
MINGAZZINI Marina
MISTRI Michele
MODENA Milena
MONARI Marta
MORRI Carla
MORSELLI Mariella
MOSCA Giovanni
MURA Marco
NAGLI Gigliola
NASCIMENTO ANDRADE Iracena
MINERVA Caterina
NESI Annalisa
NICOLETTI Luisa
NICOTRA Maria
NIGRO Marco
NONNIS MARZANO Carlotta
OCCHIPINTI Anna
ORSINI Luisa
PAGLIARA Tiziano
PAIS Antonio
PALANDRI Giovanni
PANETTA Giovanni
PANETTA Pietro
PANFILI Monica
PANNACCIULLI Federica
PANSINI Maurizio
PAOLILLO Maria Pia
PASTORELLI Annamaria
PASTORELLI Gianfranco
PEIRANO Andrea
PERDICARO Renato
PESOLE Amalia
PESSA Giuseppe
PICCHETTI Guido
PICCINETTI Francesca
PICCINETTI Renata
PICCINNI ALBERGONI Ester
PIPITONE Carlo
PISCITELLI Gaetano
POLESE Susanna
PRANOVI Fabio
PUCCIO Valentina
QUAGLIA Antonio
QUATRARO Annunziata
QUERO Maria Elena
RANALLI Rita
RELINI Giulio
RELINI Marco
RELINI ORSI Lidia
RIGGIO Silvano
RINALDI Attilio
RINELLI Paola
ROMEO Teresa
ROSSETTI Ilaria
ROSSI Giorgio
ROSSI Marco
ROSSI Remigio
RUGGIERO Maria Valeria

RUGGIERO TADDEI Emma
RUSSO Giovanni
SAGGIOMO Vincenzo
SALA Irene
SALVADORI Susanna
SALVATI Daniela
SALVATI Eva
SANDULLI Roberto
SANFILIPPO Rossana
SANGIORGI Francesca
SANSONE Giovanni
SANTAMARIA Nicoletta
SARA' Antonio
SARA' Michele
SARTINI Marina
SARTOR Paolo
SASSARINI Marina
SBRANA Mario
SBRENNA Giovanni
SCABBIA Giovanni
SCALERA Francesco
SCALERA Robero
SCALERA LIACI Lidia
SCALETTA Fulvia
SCARAMUZZA Stefano
SCARCELLA Giuseppe
SERENA Fabrizio
SGORBINI Sergio
SILVESTRI Roberto
SINISCALCHI Anna
SION Letizia
SITRAN Raffaella
SOLA Luciana
SPAGNOLO Alessandra
STOPPA Maila
STOPPA Marzia
SUGLIA Alessandra
SUNSERI Silvia
TAGLIAPIETRA Davide
TALARICO Gilda
TALARICO Laura
TARQUINI Daniela
TEDESCO Laura
TODARO Antonio
TODARO Clementina
TORCHIA Giovanni
TUCCI Paola
TUCCI Sergio
TURSI Angelo
UGOLINI Alberto
UGOLINI Fulvia
UNGARO Nicola
VOLPATTI Peppino
VOLPI GHIRARDINI Annamaria
ZAMBONI Romina
ZANARDI Patrizia
ZANINI Angiola
ZENTILIN Aurelio
ZITELLI Andreina

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 1-14

A.F.A. GHOBASHY, M.M.A. KOTB *

Zoology Department, Faculty of Science, Suez Canal University, Ismailia, Egypt.
* Marine Science Department, Faculty of Science, Suez Canal University, Ismailia, Egypt.

REVIEW OF THE BIOLOGICAL ASPECTS OF THE RED SEA

ASPETTI BIOLOGICI DEL MAR ROSSO

Abstract

The present review aims to throws light on the biology of the Red Sea in general and with particular reference to the Egyptian sectors of the sea. The aspects mentioned include: productivity; species diversity in the southern, central and northern regions of the sea; composition and distribution of different biota; Phytoplankton; Zooplankton; Crustacea, Mollusca, Fishes and others. Furthermore, the fisheries of some commercial groups are reviewed. Formation and zonation of seagrasses, coral reefs and mangrove ecosystems are outlined. Special attention is focused on the stress conditions in the Suez Gulf and its function as the first sieve, before the Suez Canal, for organisms migrating to the Mediterranean.

Key-words: *Ecology, Animals, Plants, Red Sea*

Review

One of the most comprehensive studies worthy of mention arose out of the Mabahis - John Murray expedition conducted by Egyptian and British scientists in 1933/1934. The expedition covered about 22000 miles in the North West Indian Ocean and adjacent waters. Eleven volumes of reports were produced primarily relating to biota. Six months after its return from the Indian Ocean the vessel (Mabahis) formed the basis of the 1934/1935 Egyptian Red Sea expedition. The 47 oceanographic stations of the Mabahis cruise revealed for the first time the increase in temperature in the Gulf of Aqaba, the intermediate layer of minimum oxygen and the intermediate maximum of phosphate in the Red Sea. Although the latter expedition costed only £ 20,000, it provided firm support for the development of Egyptian Marine Science.

It is well known that the Red Sea extends 1932 km from lat. 12.3° N to lat. 28° N where it bifurcates into the Gulf of Aqaba and the Gulf of Suez. Three morphological zones are recognisable: the shelves, the main trough and an axial trough. Typically the shelves are some 10-40 miles wide, sloping gently from the coast down to 200 m, descending to 550 m on the edge of the trough which itself slopes to 1100 m. Southwards to 24° N a deep axial trough develops within the main trough and reaches 285 m.

In his summary of the biological characteristics of the Red Sea, Thiel (1990) stated that they are determined by the palaeogeographic development of the long narrow deep basin, its isolation from the ocean and related hydrographic conditions. He claimed that the Red Sea originated from the so-called the Tethys Sea, which connected the Atlantic Ocean with the Indopacific Ocean via the Mediterranean. Later the Red Sea became populated from the Indian Ocean and its deep trough started to appear about 5 million years ago.

Production: Thiel divided the Red Sea ecologically into a narrow water area with a coral reef and a deeper area in the centre. Primary production near the

coral area was estimated at 258 mg C/ m^3/ day and in the open sea 170 mg C/ m^3/ day. The standing stock of both zooplankton and benthos is expected to be low. Plankton wet weight in the upper 100 m is 2.7 g/ m^2. Below 1000m it is claimed that zooplankton is nearly absent. The deviation from these characteristics of the sea is found in the south due to the inflow of water from the Indian Ocean. This transport is the strongest in the lower part in the euphotic zone during the summer months.

Nutrients may increase by 25% above the level of the central sea. This leads to a rise of primary production by up to 300% and zooplankton increases by up to 100% (Bechmann, 1984). Water masses from the Gulf of Aden transport both living and dead organic matter which fertilises the southern Red Sea, but the concentration decreases towards the north. Thus from south to north there is continual decrease of nutrients, primary production, and standing stock of zooplankton. Nevertheless, O_2 concentration increases in both the surface and subsurface water due to the lower temperature.

The deep-water benthos shows a limited increase in the standing stock from north to south and a study of the benthic biomass in the south was found 4 times that of the north.

Overall the oligotrophic conditions are due to the low mixing rate in the surface water resulting from meteorological and hydrographic settings. Seemingly the Red Sea is governed by high maintenance expenditure and low production.

Halim (1969) made it a rule that primary productivity and zooplankton biomass are higher during winter, the southern Red Sea is more productive than its northern. The two regions are separated by a poor discontinuity zone, about 20° N to 25° N; the zone of wind convergence in summer. Dowidar *et al.* (1978) and Dowidar (1983) criticised Halim's claim of paucity of biota between the lat. 22° N - 25° N because they found organic production values of the sea near Jeddah (Saudi Arabia) comparable to corresponding rates in the Mediterranean, Indian and Pacific oceans. They also observed that the peak of abundance of phytoplankton took place in July (summer), not only in winter as mentioned by Halim. Maximum crop was detected at 40 m below the surface when the temperature was 26° C and 30° C at the surface. They found the diatoms forming 90% of the phytoplankton crop, together with many species claimed by Halim to be absent in the area. A well-defined thermocline is developed between 75 m and 100 m and the layer above the thermocline is the layer of phytoplankton production.

One of the most recent studies (1997) of the biology of the Egyptian Red Sea has been carried out through a project funded by the Global Environment Facility (GEF) under the title: "The Egyptian Red Sea Coastal and Marine Resource Management Project". This project covered the Egyptian side of the Red Sea proper (coastal and offshore areas) from 40km north of Hurghada to lat. 22° N. (Egypt/ Sudan border). Several results on the biota of the region have been achieved by the project team of the project.

Phytoplankton: GEF researchers found, like previous authors, that the phytoplankton is dominated by diatoms (not less than 60%) but many species do not survive the transition from the Indian ocean through Bab El-Mandab. Out of 452 species of dinoflagellates of the ocean only 88 species exist in the Red Sea. However, Dowidar (1983) found 112 species of diatoms and nearly the same

number of dinoflagellates near Jeddah. The leading diatoms in the area are *Chaetoceros, Rhizosolenia,* and *Nitzschia,* while the dominant dinoflagellates belonged to *Dinophysis, Ceratium,* and *Peridinium.*

Algae and seagrasses: According to Aleem (1978a), during the 19th century several European botanists, medical officers and amateurs collected algae from the coasts of Somalia, Sudan, Egypt, Yemen, and Higaz as well as from the the Gulfs of Suez and Aqaba. He added that Nasr (1947) took several years to present a more comprehensive floral list in his "Synopsis of the Marine Algae of the Egyptian Red Sea coasts" than was mentioned in any previous work on the marine algae of this sea. Aleem recorded five species of seagrasses, 20 blue green, 37 green, and 25 brown algae in the region of Hurghada. Furthermore, he (1978 b) found 47 species of red algae in the same locality. Also, he collected 16 blue green, 27 chorophyta, 37 brown and 35 red algae in Jeddah waters (Aleem, 1978c).

GEF results revealed that there are 11 species of seagrasses present in the Red Sea. They are most extensive in the southern part. The distribution of seagrasses in Egyptian coasts has not been mapped but the beds increase southwards along the coast, which is attributed principally to the wider and shallower shelf. Productivity ranges from 0.33 kg / day /m^2 in *Halophila stipulacea* to 70 kg / day / m^2 in *Thalassodendrium ciliatum.* With regard to seaweeds, several areas with hard substrata are not dominated by corals but by macroalgae (e.g. *Sargassum*). The spring season from March to June is associated with high biodiversity and abundance of algae. In some reefs they have standing stock of approximately 25 g dry wt. / m^2 with production rate up to 20 g dry wt / m^2/ day.

Several species of plants are of cultural importance and have a variety of medicinal values. A total of 41 species are recognised locally; an example is *Pulicaria incisa* (shay Elgabal or, in Arabic, the "tea of the mountain") which is used as a remedy for heart diseases.

Mangroves: Mangroves, like seagrasses, increase in development towards the southern Red Sea. A GEF report showed that *Avicenia marina* is by far the commonest species. On the Egyptian coasts, Red Sea mangals are represented by two species: *A. marina* (black mangrove) and *Rhizophora mucronata* (red mangrove). The latter is only recorded at the Egypt - Sudan border. The productivity of Red Sea mangals is generally low; in the northern Red Sea it is less than 1 kg / cm^2 / year, while in the southern areas along the Egyptian coasts it may be about 5 kg / cm^3 / year.

Helal *et al.* (1997) showed that the mangroves of the Red Sea tend to be in sheltered water associated with enclosed soft-bottom habitats. In the Southern Sinai the mangrove swamps are represented by 4 groups: El-Gharkana, Abou Zabad, El-Rowisiah and El-Monkatea. All are monospecific, having only one species: *Avicenia marina.* El-Rowaisia is the largest mangrove swamp and extends 4.5 km.

Zooplankton: Halim (1983) mentioned that the upper 1000 m yield more than 95% of the zooplankton biomass. Calanoid copepods are the most important group with 60 species in the south and 46 species in the north. Only ten species of euphausids out of 22 species are recorded from Indian Ocean. Densities can

be as high as 3000 org. / m^3. He quoted that primary production in the Red Sea is about 0.21 - 1.6 g / cm^2/ day with higher values in the south.

At Sharm El-Sheikh, Omar (1997) showed that the zooplankton consists of nearly 96 species; the copepods form 76 species (69%), 53 out of them are calanoids, molluscans 6 species, chordates 4 species, and one species of decapods, cladocerans and Chaetognatha. On average the standing crop reaches 3600 org / m^3 and the peak abundance is in July (about 4400 org /m^3) and November (about 5040 org / m^3), the lowest in January (about 2000 org / m^3).

A team of researchers from the Institute of Oceanography and Fisheries of Egypt made a baseline study in the Gulf of Suez (Hussaine, 1986). They found that the standing crop was about 25000 org / m^3 and the copepods formed 47% of the total community. *Oithona nana* and *Paracalanus parvus* were the leading species (about 3000 org/m^3 each). Other numerous zooplankters were *Oikopleura,* tintinnids, *Globigerina, Sagitta,* siphonophores, pteropods cirriped, polychaete and veliger larvae. The richness of these animals was higher in winter.

Kimor (1983) cited that Komarovsky (1959 and 1962) found 66 species of tintinnids in the Gulf of Aqaba and 10 species were added from other parts of the Red Sea. Kimor observed the simultaneous thriving of the diatoms, dinoflagellates and tintinnids during February - March and concluded a direct feeding relationship between phytoplankton and tintinnids. Nitrates and phosphates are poor in this gulf during winter and summer especially in the photic zone but they increase below 200 m depth.

Shrimps: The Gulf of Suez is the principal fishing ground in the Egyptian sectors of the Red Sea. The fishing season begins in October within the northern section of the gulf and by May fishing operations change to the southern part. Yassin *et al.* (1993b) observed that the commercial catch of the gulf prawns contains five forms; *Penaeus latisulcatus, P. semisulcatus, P. japonicus, Trachypenaeus curvirostris, and Metapenaeus stridulatus.* The highest catch in the last 15 years occurred during 1983 / 1984, reaching 749 mt / year. The percentages of the large forms were 47% for *P. japonicus*, 30% for *P. latisulcatus* and 23% for *P. semisulcatus.* Both *P. japonicus* and *P. semisulcatus* entered the Mediterranean but *P. latisulcatus* did not. Catch in the south of the gulf is formed mainly of *P. latisulcatus.* This species spawns from October to March and becomes mature in the first year of life. Its average length is 15 cm (maximum 20 cm) and the female becomes ripe at 10.8 cm in length.

Abdel Razek *et al.* (1997) mentioned that *P. semisulcatus* spawns in the first year of its life (at 10.4 cm in length) and from November to March. The female reaches 20.7 cm in length in the first year and 24.2 cm in the second year. Generally speaking, shrimps represent 5% of the fish yield of the Egyptian seas and lakes and only 5% of the shrimp catch comes from the Red Sea.

Crabs: El Sayed (1996) stated that the brachyuran crabs (71 species) constitute one of the most common groups along the shores of the South Sinai (Red Sea). El Sayed's results (1996 b) showed that the crabs follow the general scheme for zonation at their habitats, which indicates their distribution in distinct zones. These are supralittoral, eulittoral and infralittoral zones. This pattern, as El Sayed indicated, is similar to that of the Red Sea. The similarity is due to their proximity in many features such as narrow and steep littoral shelf, great

depth with clear water and good illumination. At the mangroves, *Uca* spp. and others are considered key species for supralittorals. All sandy shore and mangrove inhabiting species (14% of the population) are burrowing while those of rocky shores (60%) have powerful strong legs for escaping. There are 51 species recorded at Nabq and 49 at Ras Mohammed. The number of brachyurans in the Red Sea is apparently increasing. As cited by El Sayed (1996), in 1861 they were about 100 species (Heller, 1861), in 1915 about 250 species (Laurie, 1915), in 1929 about 260 species (Balss, 1929), in 1967 about 348 species (Guinot, 1967) and recent studies have raised the number to 375 species.

Out of 16 species found in the Red Sea, nine species of the family Grapsidae inhabit the Egyptian regions. The Xanthid *Leptodius exaratus* is very common along the Red Sea coasts and constructs its burrows under the stones. El Sayed *et al.* (1997) described the male as larger in size than the female, carrying seven abdominal segments (segments 3-5 are fused). In the female the abdomen is broad with distinct seven segments. The reproductive cycle starts from spring to early autumn, especially in June and July. The smallest ovigorous female gonads occur at 9.1 mm in length. About 3-5% of the crabs are infected by *Sacculina* (4% for males and 2.7% for females). The highest infection was observed at Ras Mohammed and the lowest at Marsa Alam.

Abdel Hamid *et al.* (1986) and Abou Senna *et al.* (1986) studied anomurans from the genera *Clibanarius* and *Calcinus* collected from different Egyptian Red Sea coasts. They found 14 species; nine species of the former genus and most of these hermit crabs inhabit rocky shores and tide pools. They are present all the year but *Clibanarius* increases in autumn and *Calcinus* in summer.

Reviewing the economic crustaceans in the Egyptian parts of the Red Sea, El Hawary (1983) mentioned 8 prawn species, two lobsters; *Panulirus penicillatus* and *Scyllarus thiriouxi* and the edible crab *Lupa pelagicus.* This crab is a Red Sea form but succeeded in migrating to the Mediterranean, becoming the leading crab in Egyptian crab fisheries in general. In the Red Sea it is only caught from the Suez Gulf. He added that since the Suez Canal started operating in 1872 five species of prawn endemic to the Red Sea became common in the Mediterranean. These are *Metapenaeus stebbingi, M. monoceros, P. japonicus, P. semisulcatus, and Trachypenaeus curvirostris. Penaeus kerathurus* (previously named *P. trisulcatus*) migrated from the Mediterranean to the Red Sea through the Suez Canal; it was recorded at Hurghada for the first time by El Hawary and El Kholy (1964).

Mollusca: The molluscs of the Red Sea have attracted the attention of many authors, led by the late professor Hamed Gohar, who founded the Marine Station of El Ghardaqa (Hurghada) in 1934 and devoted his life to teaching and training generations of Egyptian marine scientists. The biology of nudibranchs was the subject of a series of papers published by Prof. Gohar and his colleagues. He also published studies on the fauna of the Red Sea, including C*assiopea, Xenia*, fishes and other groups (Gohar, 1940, 1950).

The Red Sea oyster is *Crassostrea forskali,* as cited by Eisawy (1974), who mentioned that this species appears in large aggregations at El Ghardaqa and spawns in July - August. Another edible mollusc is the prosobranch *Turbo radiatus,* which spreads in the coral reefs and breeds from February to May (Eisawy and Sorial, 1974).

The gastropods dominate the molluscs and Emara (1999) collected 38 species of gastropods and 9 species of bivalves from the western coast of the Suez Gulf. El Komy (1996) found 20 species of gastropods and 10 species of bivalves on the Eastern side of this gulf. The common molluscs are *Murex, Patella, Tridacna, Brachiodontis and Pinctada.* He noticed that benthos is rare, in general, and nearly absent on the muddy and sandy shores.

Generally speaking, Red Sea water is a good medium for the propagation of molluscs, which are abundant both as species and individuals. Nearly 950 - 1000 species of marine shells live in the Red Sea (Monstaller, 1987). Of these 270 are species of pelecypods and most of the others are gastropods. There are the two famous pearl oysters: *Pinctada radiata* and *P. margaritifera*, but they have not been invested in commercially in Egypt.

Chitons are abundant but, according to Guirguis (1978) *Acanthopleura haddoni* (*Acanthochiton spiniger* before), *A. discripans, Notoplax* sp., *Chiton affinis, Tonicia suezensis* and *Cryptoplax sykesi* are the most prevailing chitons near El Ghardaqa.

Various species of squids and cuttlefish prevail in the Red Sea. In addition to *Sepia savignyi* and *S. prashadi* (Emam, 1983) there are *S. pharaonis* and *S. dollfusi.* Gabr *et al.* (1998 and 1999) made intensive studies of the latter two species, which migrated to the Suez Canal where one can find the Mediterranean species *S. officinalis* as well.

S. pharaonis is very common in the Red Sea (about 25 cm long); it spawns in shallow water and migrates offshore after spawning, where it dies or returns to spawn again. Spawning takes place from March to June and from January to April in the case of *S. dollfusi* (about 15 cm long). The data suggest that reproduction in these species extends over 6-9 months, and this probably represents the later 1/2 - 2/3 of the life cycle.

Echinoderms: Helal (1995 a & b) recorded 26 echinoid species and 34 asteroids in the different parts of the Egyptian Red Sea. Most of the echinoids (25 species) were found in the Suez Gulf and 24 species of the sea stars appeared in the Aqaba Gulf. About 50% of the latter echinoderms living in the Northern Red Sea have spread from the southern part. Fouda and Helal (1991) recorded 49 species of brittle stars in the same parts of the Red Sea.

Corals: GEF results indicated that the coral reefs of the Red Sea take the form of coastal fringing reefs, and patch / platform reefs, pillar and barrier reefs and atoll-like structures. The reefs are highly developed in the northern and central Red Sea but decline towards the south due to factors including sedimentary conditions. Areas of extensive development in the Egyptian regions are: 1) Tiran Islands area; 2) Ras Mohamed National Park; 3) Hurghada-Safaga, particularly the offshore reefs and islands.

The ecosystem shows high species diversity, and approximately 200 species of reef corals and 125 of soft corals are known in the Red Sea. They support about 400 fish species, which use corals for shelter, food and as a breeding ground. The following are species and genera of reef-building corals recorded from various regions in the Red Sea:

Area	No. genera	No. species
Gulf of Aqaba	47	120
Gulf of Suez	25	47
Northern Red Sea	25	128
Central Red Sea	49	143
Southern Red Sea	31	74

The Egyptian Red Sea shores and islands contain a globally significant portion of the world reservoir of coral reefs. The total area of Egypt's coasts inhabited by corals includes 250 km along the Gulf of Aqaba, 650 km along the Gulf of Suez and 800 km along the Red Sea proper. The most extensive reef type along Egypt's Red Sea are fringing reefs, which extend from 27° N to 22° N. In general, fringing reefs are parallel to the shores from the straits of Gubal to Safaga. The reef shelf is relatively flat and extends about 25 m - 100 m from the shore. From Safaga to Marsa Alam it is approximately 50 m wider and has a steeper slope. From Marsa Alam to Sudan the reef shelf is mostly very wide, extending in some places up to 500 m with varying slopes.

At Ras Mohamed, Kotb *et al.* (1991) observed a steady decrease in overall hard coral cover with depth; massive and branched corals decrease steadily, but encrusting corals show little change, while flat corals do not appear in any coverage above 10 m. *Acropora* is the most abundant hard coral and *Xenia* is the most abundant soft coral. Al Azri (1996) found 35 genera of coral on the Southern Sinai coasts and there is a clear trend of increasing soft corals with depth. Some genera decrease with depth; *Acropora, Echinopora, Millepora, Pocillopora, Tubastrea,* while others increase with depth; *Asteropora, Favia, Lobophellia, Montipora, Mycidium, Stylophora, Tubipora, Turbinaria, Xenia*, and *Sarcophyton.* The highest diversity was found at 5m deep and the lowest at one and 20m below the surface. Zonation is obvious (Kotb, 1996); *Acropora* zones occur at shallow fore reefs, followed by *Millipora* zones down to 10m depth, *Xenia* zones from 10 to 40 m but *Montipora* shares at 20 - 25 m. The low living coverage at Sharm El-Sheikh may be due to the high cover of sand and coral rubble at the bottom. The coral community there shows a higher alcyonarian cover than the scleractinian cover probably because of the high tolerance of soft corals towards water movement and sedimentation.

Oil exploration in the Gulf of Suez and the construction of the Trans-Suez-Pipeline has led to an increase in oil pollution. There are negative effects of oil pollution on the production of corals. Sewage pollution is also a serious problem affecting the production of corals in both Gulfs and in the Red Sea proper. Some tourist activities also have deleterious effect on corals. Abou Zaid *et al.* (2000) observed that a decrease in the hard and soft coral coverage is taking place in the Egyptian areas of the sea. The decrease is not only due to human impact but is mainly caused by the predator *Acanthaster planci.* The attack by this starfish was first reported in 1994 but since then its outbreak has obviously spread and is causing 10 - 60% damage to corals in many coasts.

GEF studies showed that there are 119 species of corals at Shalateen and Halaib (Central Red Sea); 107 of hard corals and 12 species of soft corals (50 genera of hard corals and 8 genera of soft corals).

According to Dullo *et al.* (1995), the growth rate of the coral *Porites* is 10.63 mm / year at Aqaba (29.30° N) and 14.7 mm/ year at Sudan (19.45° N) and 13.3 mm / year at Djubouti (11.58° N). On the other hand, Kotb (1996) found that *Porites nodifera* at Ras Sudr (northern Gulf of Suez) is 12.34 mm / year. Hulings (1979) claimed the presence of upwelling currents in the northern Gulf of Aqaba. Hulings and Abu Hilal (1983) pointed to the presence of upwelling along the Jordanian coast of the gulf. Another claim is that a downwelling occurs on the other side of the gulf (Dahab site). This is apparently why Kotb (1996) found a difference between the growth rate of the coral at Taba (7.22 mm / day) and Dahab (5.75 mm / year).

Ascidians: Ghobashy and Abdel Messeih (1991) recorded 33 ascidian species belonging to 8 families in different Egyptian marine areas. They found that nine species previously recorded in the Suez Gulf by Harant (1927) are now spreading to different Egyptian Mediterranean localities. However, others such as *Ascidia nigra* failed to pass through the Suez Canal and appear frequently in the southern part of the Canal only.

Fishes: Fishing along the coastline of the Red Sea is dominated by the coral reef community that limits the use of modern fishing gear. According to GEF results, the total catch from the Red Sea constitutes 5% of the Egyptian fishery and ranges between 10 and 12 million mt. / km^2 / year. The most valuable reef fishes are groupers, snappers and emperors. Valuable pelagic species such as mackerel and tuna also depend on the reefs. The bait for the pelagic forms usually comes from the reef area.

El Ganainy (1997) quoted that 5 species of lizard fishes (F. synotontidae) appeared among Red Sea trawl fishes and *Saurid tumbil* is the most abundant lizard fish. It is estimated that the catches consist to 36% of Lizard fishes, 36.5% of thread fin breama, 4.3% red mullet, 1.4% snappers, 0.8% horse mackerel, 0.4% shrimps and *Sepia*, and 20.5% of other fish in insignificant quantities. GEF listed the fish catch composition in the Egyptian Red Sea as follows:

Fish group	Trawls	Purse seine	Hook & line	Set nets
Demersals	Lizard fishes Snappers Red mullet Threadfin breams		Groupers Emperors Snappers	Breams Rabbit fish Red mullet Grunts
Large pelagics			Jacks Barracudas	
Small pelagics	Horse mackerel	Horse mackerel *Sardinella* sp.		*Sardinella* sp.
Others	Shrimps			

Referring to fish caught from the Red Sea in Egyptian waters, GEF gave their quantities for the last few years as follows:

Year	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Catch (mt)	41935	43349	50900	48342	47257	48434

The principal fishing areas are:
- Suez - Hurghada (Gulf of Suez): highly productive fishing area with shallow water (> 80 m deep);
- Hurghada - Ras Banas: a long uniform coast with only a small continental shelf area and nearly continuous coral reefs. Except in the vicinity of Hurghada, fishing is poor, artisanal and limited.
- Bernis - Egypt/Sudan border: large bay with depth less than 100 m and 30% coverage of coral reefs.

Fish parasites are mainly trematodes and cestodes. Nagaty (1973) pointed to the existence of 89 trematode species in the Red Sea. Mohammed (1998) added that high infection occurs in spring and summer and the least in winter. Mixed infection was also observed. Mahi Ghobashy (personal communication) found eight crustacean parasite species infecting various fishes in the northern part of the Suez Gulf. The species are six copepods and two isopods. Parasitic copepods from the Red Sea were recorded for the first time by Al Kholy (1963).

Other Vertebrates: The commonest turtles in the Egypt's Red sea, as revealed by GEF reports, are hawksbills followed by greens. Both are classified as "endangered" in the Red Data Book. Turtle nesting occurs principally on offshore islands and at a few shore locations in the southern Red Sea. A figure of 500 nesting hawksbill turtles is reported from the Egyptian coasts, which is high by world standards. Seagrass beds, which are common in shallow coastal areas, are the main feeding areas of the green turtles. Exploitation appears relatively low.

The Red Sea attracts hundreds of species of wintering and migratory coastal birds, as well as many sea birds. The latter, which breed mainly on small islands and offshore bays, may be divided into three main groups:
- Widespread tropical species;
- A group of northern Indian Ocean species;
- Widespread species of both temperate and tropical latitudes (Caspian tern).

The dugong or sea cow is an exclusively herbivorous marine mammal, classified as vulnerable in the Red Data Book. The population of dugongs on Egyptian Red Sea coasts is not known. The number for the whole Red Sea has been estimated at 4000 compared to about 7300 individuals in the Arabian Gulf. In the Red Sea dugongs appear not to have been utilised by people in an intensive manner.

At least 12 species of cetaceans are reported from the Egyptian Red Sea; for example, the killer whale, false killer whale, Risso's dolphins and spotted dolphins. Cetacean diversity in the Red Sea seems to be relatively low. Some species might be limited by warm water temperature in the south, the nature of the Red Sea entrance, high salinity and low primary production.

Reviewing the biological conditions in the different parts of the Red Sea one can find that the southern region of the sea is the most productive and the

benthos is four times production in the north. However, coral diversity is the lowest in the south and increases northward. There was an opinion that the central region is the poorest but results of studies near Jeddah have proved the opposite. In the northern Red Sea species diversity is still higher and extensive studies have been carried out by Egyptian Marine researchers at Hurghada.

Gulf of Aqaba: The fascinating underwater scenes and the invaluable panorama at the Gulf of Aqaba have led to the creation of three Egyptian protectorates; Ras Mohamed, Nabq and Abou Galoum. Today Southern Sinai represents the main centre for coastal tourism in Egypt. Abou Zaid and Kotb (1999) suggested a reactive monitoring and management program to safeguard the area against different types of harmful impact. Mabahis results showed that the Egyptian side of the gulf is better oxygenated than the Red Sea proper. Aqaba Gulf, although poorer than the Suez Gulf, is higher in species diversity.

Suez Gulf as a barrier to biota migration: the Suez Gulf is the principal fisheries region in the Egyptian Red Sea. Nevertheless, more needs to be known about the biology of this gulf, especially taking into consideration the migration of biota to north.

Pearse (1983) explained the environmental conditions in the gulf, dividing it into a northern and southern part, each with its own characteristics, and talked about the resulting "sieve" for migration. The Gulf of Suez is 80-90 m deep at its mouth, and 20-30 m deep along most of it. The prevailing north-westerly winds drive the surface water south into the Red Sea and give the gulf a temperate character. In contrast the adjacent Red Sea and the Gulf of Aqaba are both deep bodies reaching 500-1800 m to the floor. The large volume of these water bodies buffers them from the influence of the surrounding land. Most of the Suez Gulf may have been above the sea level during the last ice age, and cooling increased its salinity, and increased productivity during that time. These conditions probably killed much of the tropical biota along the adjacent shores of the Gulf of Aqaba and northern Red Sea (Fishelson, 1980; Halicz and Reiss, 1981). Consequently, the present biota of the Gulf of Suez is composed of relatively recent arrivals.

Coral reefs are poorly developed in the Gulf of Suez, perhaps reflecting poor coral growth and diversity. Fish diversity is also poor in the gulf compared to the Red Sea (Botros, 1971). Botros compiled a total of 233 species of fish recorded from the Gulf of Aqaba, but only 126 species from the Gulf of Suez. Moreover, Safriel *et al.* (1980) found more species of gastropods and algae in the Gulf of Aqaba than in the Gulf of Suez. Pearse (1983) found 26 echinoid species at Hurghada and only 17 species at Wadi El-Dom near the north of the Suez Gulf. The distribution and form of the small asteroid *Asterina burtoni* indicate, as Pearse pointed out, a profound ecological or physiological gradient in the Suez Gulf. Pentaradiate nongenerating specimens of *A. burtoni* are common on the Egyptian coast of the Red Sea, especially near Qusair, whereas pleuriradiate (4-8 rays), fissiparate idividuals are common at Wadi El-Dom. At Eilat the gonads are more developed in the pentaradiate forms than in the pleuriradiate form. The latter form of *A. burtoni* is among the very few Red Sea echinoderms to become established in the Mediterranean (Por, 1978). Since it reproduces mainly by fissiparity, it almost certainly did not pass through the Suez Canal in the larval phase. The alcyonarian *Heteroxenia fuscescens* is abundant at Hurghada but the

other xeniid *Anthelia glauca* is the abundant form in the Gulf of Suez (Gohar, 1940).

The halophite *Arthocnemon glauca* of the Red Sea shore is replaced by *Halocnemon strobilaceum* on the shore of the gulf (Kassas and Zahran, 1967). Some holothuroids and echinoids appear in the gulf which differ in colour and behaviour (sites and reproductive season). Spawning of the abalone *Haliotis pustulata* is limited to summer in the Suez Gulf but at Qusair it occurs in winter. The same was noticed in the case of the chiton *Acanthopleura haddini.* As stated above, the fauna of the shrimps and fishes are not similar in both the north and in the south of the Suez Gulf. Further, many invertebrates spawn in the Gulf of Suez two months after their peak activity at Hurghada. Ebeid (1995) found that the reef structure and damselfish communities of the northern part of the gulf are different from those of the southern part of the gulf, which in turn are different from the Red Sea proper. The Red Sea proper has higher abundance and diversity of damselfishes than the two regions of the gulf. Planktivorous are high in the Red Sea proper but the herbivores are high in the Suez Gulf.

Being a shallow and nearly landlocked water body far north of the tropics and with a biota that consists almost entirely of tropical forms, stress caused by the extreme temperatures may be of paramount importance. Winter salinity exceeds 42‰ in the gulf and Gohar (1954) suggested that only most euryhaline species exist in the Suez water. Watt *et al.* (1981) showed experimentally that salinity higher than 39‰ leads to the development of asteroid *Echinaster* with abnormal number of rays.

Many authors have pointed to the high turbidity of the gulf water caused by the nearly constant wind blowing down its length and stirring up the shallow sediment-laden depths. Silt and suspended materials may be the major factors limiting the distribution of some plants and animals. Ghobashy *et al.* (1980) attributed the scarcity of fouling organisms in the northern Suez Gulf, compared to the Suez Canal, to the silt which covers the immersed sites and prevents larvae from proper attachment in the gulf.

El Sabh and Beltagy (1983) showed that there is an abrupt increase in depth at the mouth of the gulf reaching 250 m, with salinity at 42.85‰ in north and 40.14‰ in the south. Salinity decreases from the west to east due to local winds. In the northern part of the gulf the bottom water has much lower oxygen values than average. Also compared with the Red Sea proper gulf water is poorer in phosphates and silicates. Kotb (1996) mentioned that there are stress conditions in the northern Gulf of Suez, i.e. sedimentation, high salinity and low water temperature. He suggested that the gulf possibly extends north up to the Suez Canal but no hard coral occur there.

Pearse (1983) argued that the extremes of sea temperature, salinity, turbidity and other unidentified environmental conditions severely limit the entry of many widespread tropical species into the Gulf of Suez. As pointed by Por (1978), the Gulf of Suez may be among the first "sieves" to separate tropical species that eventually pass through the Suez Canal and become established in the Mediterranean (Lessepsian migration) However, many of the species of the Red Sea that have become established in the Mediterranean may be rare or absent in the Suez Gulf (Por, 1978). Red Sea species that are rare or absent in the Gulf of Suez but are present in the Mediterranean might be the result of the most unlikely transit of larvae through the length of Suez Gulf and Suez Canal.

Alternatively, such species may signal the importance of fouling communities on passing ships for immigration through the unfavourable conditions in both the Gulf of Suez and Suez Canal.

Riassunto

La presente rassegna ha lo scopo di illustrare gli aspetti biologici più salienti del Mar Rosso ed in particolare quelli del settore egiziano di questo mare. Gli aspetti menzionati includono: la produttività, la diversità specifica nella parte meridionale, centrale e settentrionale del bacino, la composizione e la distribuzione dei differenti biota, con particolare riguardo al fitoplancton, zooplancton, Crostacei, Molluschi e Pesci. Inoltre è trattata la pesca di alcuni organismi di interesse commerciale. Sono messi in evidenza gli ecosistemi costituiti dalle mangrovie, dai coralli e dalle fanerogame. Vengono rilevate le condizioni di stress nel Golfo di Suez e la sua funzione di barriera, prima del Canale di Suez, per gli organismi che migrano in Mediterraneo.

References

ABDEL HAMID M.E., MONA M.H., SHOUKR F.A. (1986) - On the genus *Clibanarius* (Decapoda, Anomura, Diogeniidae) in the Egyptian Red Sea coast. *Delta J. Sci.*, **10** (3): 1039-1070.

ABOU SENNA F., MONA M.H., BAYOUMI M.B. (1986) - Seasonal distribution and biotopepreference of the hermit crab (Decapoda, Anomura) communities at Al Ghardaqa, Red Sea. *Egypt. Bull. Fac. Sci. Zagazig Univ.*, **8** : 290-311.

ABOU ZEID M.M., KOTB M.M.A. (1999) - A reactive monitoring and management program for the development areas at the Red Sea coast. *Proc. Int. Conf. Environ. Manag. Sustain. Devel., Alexandria*: 102-115.

ABOU ZEID M.M., KOTB M.M.A. (2000) - Human and natural induced impacts to the Egyptian Red Sea coral reefs. *Int. Symp. Coral Reef bleaching.* Ryadh, Saudi Arabia, February 2000: 75-85.

AL AZRI A.B. (1996) - *Ecological studies on coral reefs of the Gulf of Aqaba (Southern Sinai).* M. Sc. thesis, Faculty of Science, Suez Canal University.

AL KHOLY A.A. (1963) - Some semiparasitic Copepoda from the Red Sea. *Publ. Mar. Biol. St. Al Ghardaqa (Red Sea).* Editor H.A.F. Gohar, **12**: 127-136.

ALEEM A.A. (1978a) - Contributions to the study of the marine algae of the Red Sea. I-Algae in the neighbourhood of Al Ghardaqa, Egypt. (Cyanophyceae,Chlorphyta and Phaeophyta). *Bull. Fac. Sci. K. A. U. Jeddah*, **2**: 73-88.

ALEEM A.A. (1978b) - Contributions to the study of the marine algae of the Red Sea. II-Algae in the neighbourhood of Al Ghardaqa, Egypt. (Rhodophyta). *Ibid.*: 89-98.

ALEEM A.A. (1978c) - Contributions to the study of the marine algae of the Red Sea. III-Marine algae from Obhor, in the vicinity of Jeddah, Saudi Arabia. *Ibid.*: 99-118.

BALSS H. (1929) - Expedition S. M. Schiff Pola in das Rote Meer. Nordliche und Suedliche. Halfte 1895/96-1897/98. Zoologische Ergebnisse XXXVI. Decapoden des Roten Meeres IV. Oxythyncha und Schlussbetrachtungen. Denkschr. Akad. Wiss. *Wien. Math-Naturwiss.*, kl. **102**: 1-30.

BECHMANN W. (1984) - Mesozooplankton distribution on the transect from the Gulf of Aden to the Central Red Sea during the winter monsoon. *Oceanol. Acta*, **7**: 87-102.

BOTROS G.A. (1971) - Fishes of the Red Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **7**: 231-278.

DOWIDAR N.M. (1983) - Primary production in the Central Red Sea off Jeddah. *Bull. Inst. Ocean. Fisher*, **9**: 160-171.

DOWIDAR N.M., RAHEEM EL DIN S.A., ALEEM A.A. (1978) - Phytoplankton population in the region of Obhor (Jeddah, Saudi Arabia). *Bull. Fac. Sci. K. A. U. (Jeddah),* **2**: 273-292.

DULLO W., GOLUBIC M., HEISS S., KAMPMANN G.A., KIENE H., KROLL W., KUHRAU D.K., RADTKE M.I., REIJMER G., REINICKE J.G., SCHLICHTER G.B., SCHUMACHER D., VOGEL K. (1995) - Factors controlling Holocene reef growth: An Interdisciplinary approach. *Facies*, **32**: 145-188.

EBEID M.L. (1995) - *Ecological studies on the coral reef damselfishes (Family Pomacentridae) in the northern Red Sea.* M. Sc. thesis., Faculty of Science, Suez Canal University.

EISAWY A.M. (1974) - Spawning and larval development of the Red Sea Oyster *Crassostrea forskali* C. Ennitz. *Bull. Inst. Ocea. Fisher. A. R. E.*, **4**: 205-214.

EISAWY A.M., SORIAL A.E. (1974) - The egg masses and development of *Turbo radiatus* Gemulin. *Bull. Inst. Ocean. Fiher. A. R. E.*, **4**: 223-235.
EL GANAINY A.H. (1997 - *Population dynamics of lizard fishes, Synodotidae from the Red Sea.* Ph. D. thesis. Faculty of Science, Suez Canal University.
EL HAWARY M.M., EL KHOLY A. (1964) - *Studies on decapod economic Crustacea of the Red Sea.* M Sc. Thesis.
EL HAWARY M.M. (1983) - Red Sea crustaceans of economic importance. *Ibid.*: 331-335.
EL KOMY M. (1996) - Coastal development and pollution impact on the distribution of the macrobenthic communities along the Eastern coast of the Gulf of Suez (Egypt). *Pakist. J. Mar. Sci.*, **5** (1): 1-13.
EL SABH M., BELTAGY A. (1983) - Hydrography and chemistry of the Gulf of Suez during September 1966. *Bull. Inst. Ocean. Fisher.*, **9**: 78-88.
EL SAYED A.A.M. (1996a) - Brachyuran crabs of the southern Sinai coasts. Gulf of Aqaba, Red Sea, Egypt. *Al Azhar Bull. Sci.*, 7 (1): 685-698.
EL SAYED A.A.M. (1996b) - The horizontal zonation of brachyuran crabs in the shallow water coasts of the northern Red Sea and Gulf of Aqaba, South Sinai, Egypt. J. *Fac. Educat. Ain Shams University*, **21**: 221-235.
EL SAYED A.A.M., WANAS M.O., RASHAD A. (1997) - The effect of the Rhizocephalan *Sacculina* sp. on the xanthid crab *Leptodius exaratus* (H. Milne Edwards, 1834) (Crustacea, Brachyura, Xanthidae). *J. Fac. Sci.*, **22:** 91-104.
EMAM W.M. (1983) - Morphometric studies on three species of the genus *Sepia* from the Red and Mediterranean seas. *Bull. Inst. Ocean. Fisher*, **9**: 341-346.
EMARA A.M. (1999) - *Surveillence and biological studies on the intertidal molluscs along the west coast of the Gulf of Suez, Egypt*. Ph. D. thesis, Faculty of Science, Tanta University.
FISHELSON L. (1980) - Marine reserves along the Sinai Peninsula (northern Red Sea). *Helgol. Wiss. Meeresuncers.*, **33**: 624-640.
FOUDA M.M., HELAL A.M. (1991) - Key to Ophiuroidea (Echinodermata) from the Red Sea. *J. Egypt. Ger. Soc. Zool.*, **5**: 243-265.
GABR H.R., HANLON R.T., ETRIBY S.G., HANAFY M.H. (1999) - Reproductive versus somatic tissue growth during the life cycle of the cuttlefish *Sepia Pharaonis* Ehrenberg, 1831. *Fish. Bull.*, **97**: 802-811.
GABR H.R., HANLON R.T., HANAFY M.H., ETRIBY S.G. (1998) - Maturation, fecundity and seasonality of reproduction of two commercially valuable cuttlefish, *Sepia pharaonis* and *S. dollfusi* in the Suez Canal. *Fisheries Research* **36**: 99-111.
GEF (1997) - *Egyptian Red Sea Coastal and Marine Resource Management.* Baseline Report, August.
GHOBASHY A.F.A., ABDEL MESSEIH M.K. (1991) - Ascidians in Egyptian waters. *J. Egypt Ger. Soc. Zool.*, **4**: 313-326.
GHOBASHY A.F.A., EL KOMY M.M., RAMADAN S.E. (1980) - Fouling in the Suez Canal. *Proc. 5th Int. Congr. Mar. Corrosion, Fouling*: 75-92.
GOHAR H.A.F. (1940) - Studies on the Xeniidae of the Red Sea. *Publ. Mar. Biol. Sta. Al Ghardaqa (Red Sea)*, **2**: 24-118.
GOHAR H.A.F. (1954) - The place of the Red Sea between the Indian Ocean and the Mediterranean. *Microbiologia*, **28**: 47-82.
GUINOT D. (1967) - La faune Carcinologique (Crustacea, Bracyura) de l'Ocean Indian Occidintal et de la Mer Rouge Catalogues, Remarques Biogeographiques et Bibliographie. *Mem. Inst. Fond. Afr. Noire*, 77: 238-352.
GUIRGUIS A.N. (1978) - *Studies on the chitons of the Red Sea at El Ghardaqa*. M. Sc. Thesis, Faculty of Science, Mansoura University.
HALICZ E., REISS Z. (1981) - Paleocological relation of Foraminifera in a desert- enclosed sea - The Gulf of Aqaba (Eilat), Red Sea. P.S.Z.N.I. *Mar. Ecol.*, **2**: 15-34.
HALIM Y. (1969) - Plankton of the Red Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **9**: 221-348.
HARANT H. (1927) - Rapport sur les Tuniciers. Zoological results of the Cambridge *Expedition to the Suez Canal*, 1924.
HELAL A.M. (1995a) - Key to the irregular sea urchins (Echinodermata: Echinoidea) from the Red Sea. *J. Fac. Educ.*, **20**: 519-538.
HELAL A.M. (1995b) - Key to the starfishes (Echinodermata: Aseroidea) from the Red Sea. *Ibid.*: 591-610.

HELAL A.M., EL SAYED A.A.M., ABOU ZAID N.M. (1997) - The acroinvertebrate fauna of Nabq mangal area, Wadi Kid, South Sinai, Egypt. *Al Azhar Bull. Sci.*: 1-11.

HELLER C. (1861) - Beitraege zur Crustaceen-fauna des Roten Meeres. *Sber. Akad. Wiss. Math. Nat.*, **48**: 297-374.

HULING N.C. (1979) - Currents in the Jordan Gulf of Aqaba. Dirasat, 6, 21-33. Husaine, M., 1986. Baseline marine environmental studies in East Zeit area, Gulf of Suez. Report Institute of Oceanography and Fisheries, Egypt.

HULING N.C., ABU HILAL A. (1989) - The temporal distribution of the nutrients in the surface water of the Jordanian Gulf of Aqaba. *Dirasat*, **10**: 91-105.

HUSSAINE M.A. (1986) - Distribution and abundace of free-living protozoa in Gulf of Suez. *J. Egypt. Ger. Soc. Zool.*, 18 (D): 67-89.

KASSAS M., ZAHRAN, M.A. (1967) - On the ecology of the Red Sea, littoral saltmarches. *Egypt Ecol. Monogr.*, **37**: 297- 15.

KHALIL M.T., ABDEL RAHMAN N. (1995) - The diversity and dynamics of surface zooplankton in the Gulf of Aqaba, Red Sea, Egypt. *Bull. Zool. Soc. A. R. Egypt.*

KIMOR B. (1983) - Microplankton distribution pattern in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Bull. Inst. Ocean. Fisher.*, **9**: 171-179.

KOMAROVSKY B. (1959) - The Tintinnina of the Gulf of Eilat. *Bull. Sea Fish. Res. Sta. Israel*, **21**: 1-40.

KOMAROVSKY B. (1962) - Tintinnina from the vicinity of the straits of Tiran and Massawa region. *Bull. Sea Fish. Res. Sta. Israel*, **30**: 48-56.

KOTB M.M.A. (1996) - *Ecological and biological studies on the coral reefs at the Southern Sinai coasts, Red Sea, Egypt.* Ph.D. Thesis, Faculty of Science, Suez Canal University.

KOTB M.M.A., HARTNOLL R.G, GHOBASHY A.F.A. (1991) - Coral reef community structure at Ras Mohamed in the northern Red Sea. *Tropical Zoology*, **4**: 269-285.

LAURIE R.D. (1915) - Reports on the animal biology of the Sudanese Red Sea. XXI- On the Brachyura. *J. Linn. So. London Zool.*, **31**: 407-475.

MASTALLER M. (1987) - Mollusca of the Red Sea. Key Environments. In: Alasdair E., Stephen M. (eds), *Red Sea*. Edited by Pergamon Press:. 441 pp.

MOHAMMED I.B., ABDEL RAZEK F.A., YASSIN M., GHOBASHY A.F.A. (1993) - Growth of the prawn *Penaeus latisulcatus* Koshinoya in the Gulf of Suez, Egypt. *Bull. High. Inst. Publ. Health. Alexandria*, **23** (31): 521-537.

MOHAMMED T.A. (1998) - *Studies on certain parasites of some fishes from the Red Sea.* M. Sc. Thesis, Faculty of Science, South Valley University.

NAGATY H.F. (1973) - Trematodes of fishes from the Red Sea. Parts 1 to 20. A recapitulation. *Bull. Zool. Soc. Egypt*, **25**: 1-13.

NASR A.H. (1947) - Synopsis of the marine Algae of the Egyptian Red Sea coast. *Bull. Fac. Sci.* Egypt University, **26**: 155 pp.

OMAR M.M. (1997) - *Some ecological studies on zooplankton in Sharm El Sheikh area* (Red Sea). M. Sc. Thesis, Faculty of Science, Suez Canal University.

PEARSE J.S. (1983) - The Gulf of Suez. Signs of stress on a tropical biota. *Bull. Inst. Ocean. Fish.*, **9**: 148-159.

POR F.D. (1978) - *Lessepsian migration*. Springer Verlag., Berlin.

SAFRIEL U.N., GILBOA A., FELSENBURG T. (1980) - Distribution of Rocky intertidal mussels in the Red Sea coasts of Sinai, the Suez Canal and the Mediterranean coast of Israel, with special reference to recent colonisers. J. *Biogeogr.*, 7: 39-62.

THIEL, L.T. (1990) - Physical and chemical oceanography of the Red Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, (8): 73-202.

WATTS S.A., SCHEIBLING R.E., MARSH A.G., CLINTOCK J.B. (1981) - Effect of temperature and salinity on the development of two *Echinaster* morphs and their hybrids. *Am. Zool.*, **21:** 988.

YASSIN M., BABERS I., ABDEL RAZEK F.A., GHOBASHY A.F.A. (1993) - On the prawn Fisheries in the Gulf of Suez, Egypt. *Qatar Univ. Sci. J.*, **13** (2): 356-367.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 15-32

M.M.A. KOTB*, M.M. ABOU ZEID*, M.H. HANAFY

Marine Science Department, Faculty of Science, Suez Canal University, Ismailia, Egypt.
*Marine Biology and Fish Section, Zoology Department, Faculty of Science,
Al-Azhar University, Nasr City, Cairo, Egypt.

OVERALL EVALUATION OF THE CORAL REEF STATUS ALONG THE EGYPTIAN RED SEA COAST

UNA VALUTAZIONE GLOBALE SULLO STATO DELLA BARRIERA CORALLINA LUNGO LA COSTA EGIZIANA DEL MAR ROSSO

Abstract

The study was conducted on the coast of the Red Sea during 1996-1999 period. A comprehensive survey included a total of 130 sites was carried out. The area surveyed covered the coast from north of Hurghada to the southern Egyptian boarder north of Halaib. The study was designed to evaluate the status of the reefs and analyse the coral reef communities alongside the investigated region. The data revealed that, the examined reefs classified into 6 main categories depending on the reef texture and profile. A total of 132 species of coral were recorded; 116 hard coral species and 16 soft coral species. Coral diversity and abundance did not change significantly between northern and southern reefs. The hard coral coverage have similar values along the coast with $R^2 = 0.0001$. In contrary, the northern reefs have lower soft coral coverage than the southern reefs. Several aggregations of uni-specific communities were found at different reef sites. The data collected were clustered to indicate the factors governing the coral community distribution along the examined coast.

Key-words: *Egyptian Red Sea, Coral reefs, Coral community, Reef topography.*

Introduction

The Red Sea has its worldwide attractiveness due to the magnificent marine life of the coral reefs. Therefore, the development alongside the Egyptian Red Sea coasts extended very rapidly and the tourism activity increased tremendously during the last years. The Egyptian authorities have made a lot of effort in order to protect and conserve the marine life, as well as managing and monitoring the Egyptian Red Sea resources.

Several authors have been studied the Red Sea reefs and their coral communities. The most comprehensive work was done by Sheppard *et al.* (1992) where they studied the Red Sea reefs and compared their results on both regional as well as biogeographical perspectives. Sheppard & Sheppard (1985) studied the reefs at the central Red Sea region off the Saudi Arabia side at Yanbu al Sinaiyah. However, Sheppard (1985) investigated the reefs at the southern region of the Red Sea at the Saudi Arabia side at Jeddah to Jizan region.

The Egyptian Red Sea coast included more than 1080 km of coral reefs on the western side of Gulf of Aqaba, both sides of Gulf of Suez, and along the proper coast of the Red Sea extending from Ras Ghareb to Halaib on the Sudanese boarder. Most of the coast mainly composed of coastal fringing reefs in addition to several coralline Islands and submerged reefs.

The proper Egyptian Red Sea coast, especially south of Hurghada area, did not have his share of surveying until recently due to the remoteness of this area. Few scattered publications concerning the reefs of the Egyptian Red Sea

were done during the last decade (e.g. Crossland, 1938; Scheer, 1971; Edwards *et al.*, 1981; Gubbay and Rosenthal, 1982; Barratt, 1982; Mergner 1984; Sheppard & Sheppard, 1991; Riegl & Velimirov, 1991; Kotb *et al.*, 1991; Kotb, 1996; Abou Zaid & Kotb, 2000). Recently few research projects were internationally funded through GEF and USAID for studying the reefs in the southern Red Sea coast (GEF, 1998; EST, 1997; CRBP, 1999). Most of these projects concerned mainly with single subject (reef protection) without seriously studying the community itself.

The rapid touristic development in the Red Sea coast have urged the scientists to focus on studying the current status of the marine habitat specially coral reefs prior to the impact that may evolves from the urbanisation of the area. The present study aims to describe and analyse the pattern of reef coral communities alongside the proper Egyptian Red Sea coastline. In addition, several of the factors, which may affect the distribution of corals on the coast, were also analysed.

Materials and methods

Study Areas

The reefs of the coastal area between 27° 31′ 25.7″ N (north of Hurghada) and 22° 20′ 36.24″ N (north of Halaib), were surveyed during 1996 until 1999. A total of 130 sites have been examined on the coast during the period of this study. Among these sites were reefs, sandy areas and mangrove swamps, even include some offshore reefs and islands. Figure 1 shows map of the studied area, while the co-ordinates and names of the different sites are shown in the Appendix 1.

The reefs of the proper Egyptian Red Sea coast followed the pattern of the classical fringing reefs for which the Red Sea is famed (Sheppard, *et al.*, 1992). Mostly they are narrow, extending only few tens of meters from the shore with some exceptions where the reef flat extends to more than 1km from the shore. Up to the current study, the nature of the reef at the southern part of the Egyptian Red Sea coast (i.e. Shalateen-Halaib) was not fully recorded.

The study area was divided into sectors to facilitate the site selection and data analysis. In each of the selected sectors, several sites were chosen to cover most habitat types and represent the reef structure characteristic for the sector. Site was first selected on the navigation chart and the Geographical Positioning System (GPS) was used to locate the selected sites. Sites were numbered from north to south in ascending order. Out of the 130 visited sites only 75 sites were selected to represent the coral communities along the coast. Sites where mangrove or seagrass communities were dominant are excluded from the analysis.

Field survey

The reef of each site was surveyed using snorkelling and SCUBA diving. The underwater survey was conducted using the line transect and quadrate survey techniques (English *et al.*, 1997). Several items were estimated during the survey of each site, including: the reef profile, the different bottom zones, the living cover of each zone, the dead cover of each zone, the species list of the hard and soft corals, and underwater photography for the permanent recording of the reef status.

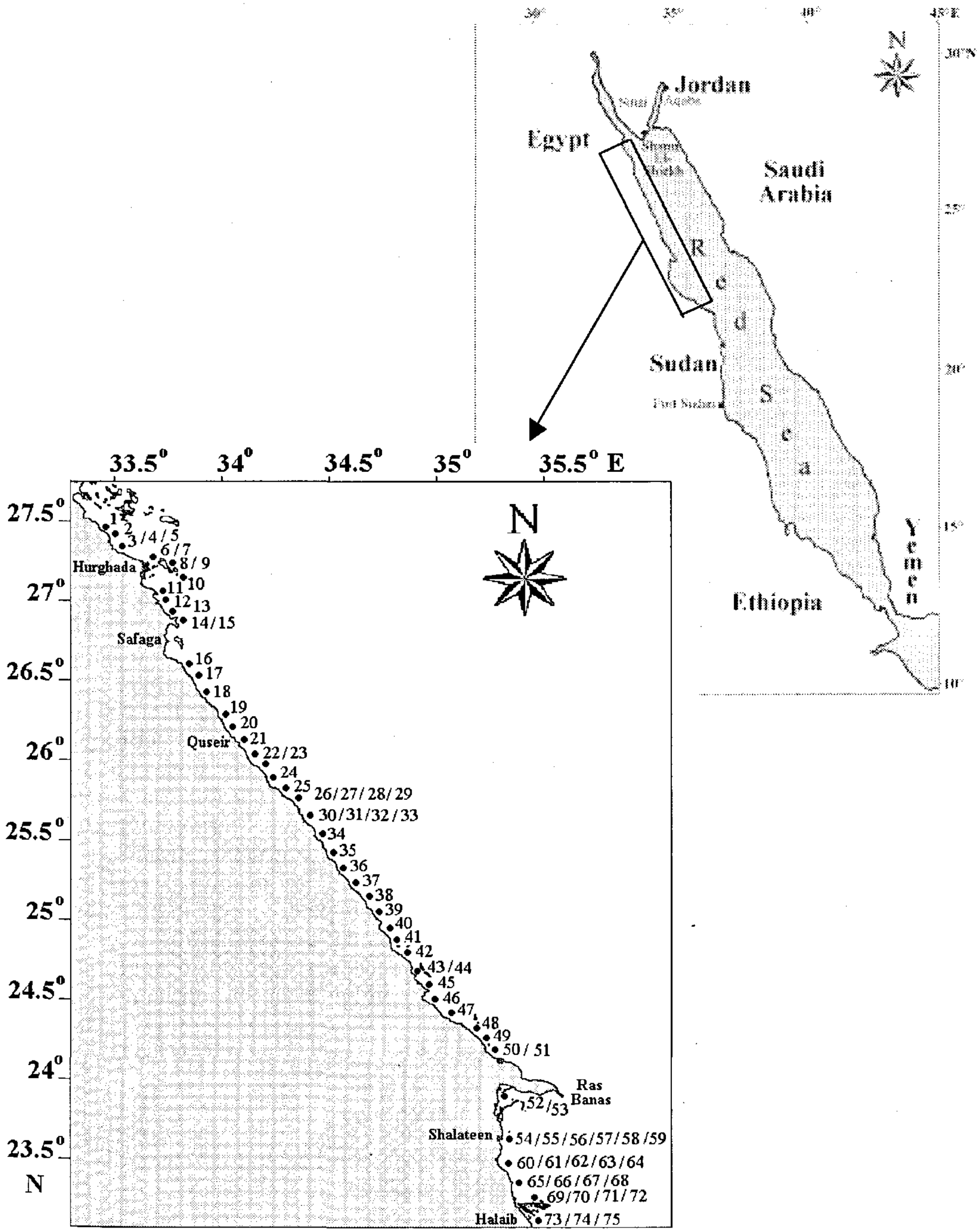


Fig. 1 - Map of the Red Sea and the coast line of the studied area showing the survey sites. Each numbered dot represents a reef area examined. Dots with more than one number indicating closely adjacent sites.

Cartina del Mar Rosso e dell'area costiera studiata con indicazione delle stazioni esaminate. Ogni punto numerato rappresenta una barriera corallina esaminata. Punti con più numeri indicano siti molto vicini.

The bottom profile of the reef of each site was recorded alongside a transect perpendicular to the shore line or reef edge using depth gauge on 5 m horizontal distances intervals. At each surveyed reef, the bottom was measured to record the bottom depth every 5 m-horizontal distance interval from the shoreline or reef edge to the seaward, wherever was appropriate according to the site suitability. Meanwhile, the different zones of the bottom alongside the transect were recorded depending on, the bottom type (i.e. sand, rock, and gravel), dead corals, living coverage (i.e. hard corals, soft corals, algae, and others), and community composition. Estimation of the bottom coverage was done using the quadrate technique (2 × 2 m size). Species lists for corals were recorded in each site and made following the identification of Verseveldt (1980, 1982, 1983), Reinicke (1995), for soft corals, and Scheer & Pillai (1983), Veron (1986), Sheppard & Sheppard (1991) for hard corals. Underwater photography using underwater Nikonos-5 still camera to record the different bottom habitats, living benthic was made and permanent documentation for further laboratory identification have been established.

Data analysis

Whereas the task of this study is comparing the reef community and analysing the community composition alongside the visited reefs, only the sites, which have reefs, were included in the analysis. The living and dead coverage of the reef face is found to be the most suitable zone (among the other reef zones) to be use for statistical comparison between all sites. The other reef zones were difficult to be compared among the sites because of the irregularity and the wide variability of the reef profiles and habitats. Different taxa were used to compare between the coverage of the reef face in all sites, such as living substrate, dead substrate, dead coral, hard corals, and soft corals. Furthermore, the number of coral species as well as the species index were used in the comparisons between sites.

Correlation matrix analysis was performed for all the studied parameters in all sites to find out the significant differences between these parameters. Besides, regression for the living substrate, hard coral and soft coral coverage was made to distinguish the relationship between coverage and geographical distribution.

Clustering of the data gathered of all sites has been made using Statistica software (ver. 5.0). Grouping of the sites was made according to the different substrate coverage taxa and reef profile type. Data were subjected to agglomerative hierarchical cluster analysis using the complete linkage and Euclidean distances (Statistica package).

Results and discussion

A total of 132 coral species have been identified during the course of the present study, 116 hard coral species and 16 soft coral species. Appendix shows the taxonomical list of the recorded coral species in the study area.

Within the study area 6 basic types of reef and bottom profiles were recognised (Figure 2). The differences between these basic types were based on the type of substratum, width, depth, topography, and gradient of the different reef zones. The following is a brief description of the different reef types:

Type 1: There is a wide rocky reef flat (i.e. > 100 m distance) with a very gentle gradient of reef face reaching < 10 m depth after a long distance from

the reef edge (i.e. ~ 200 m distance) which is not clearly marked. The reef slope is mostly sandy with few scattered coral patches. The coral coverage in this type is very low especially over the reef flat area.

Fig. 2 - The detected types of reef profiles in the surveyed area showed the relative reef zones, distances, depths, bottom types and the dominant covers.

Tipi dei profili del reef nell'area di studio con indicazione dell'estensione, delle distanze, profondità, tipi di fondo e copertura dominante.

Type 2: The second type has a narrow reef flat area (i.e. < 50 m) with some fairly deep sandy lagoons (i.e. up to 2 m depth) found onto the reef flat area. This type of reef flat is mostly exposed during the low tide periods and that leads to the very poor conditions of its marine life. The reef face has moderate gradient to reach more than 10 m depth after a distance of > 20m from the reef edge which in turn is not recognisable. The reef slope is sandy with some coral patches.

Type 3: The third type has a very wide reef flat area, reaches sometimes more than 1km wide and is commonly occupied with several deep sandy lagoons (i.e. < 10 m depth). The reef flat of this type is mostly covered with sand and seagrass beds, while the coral coverage starts low and increase towards the reef edge. The reef edge of this type has a high coral coverage rate with turf algae covered all the rocky bottom area. The reef face of this area is steep and going down to a depth of less than 30 m with a moderate coral coverage, and followed by gentle gradient sandy slope with scattered coral patches.

Type 4: The fourth type of reefs has a very narrow reef flat with less than 50 m width and the reef edge is not clearly indicated and sloping to reach 2 m depth. The reef face is vertically sloping with a steep angle to the reef flat. The depth of the reef face is not deep (i.e. < 10 m depth) and leading to gentle sandy reef slope, with no coral cover. The bottom cover of this reef type is almost algal cover, especially the turf algae, which cover the rocky substrate. The reef flat of this type (i.e. < 50 m wide) found to be uniform in the bottom coverage and type, with no distinguish between back reef flat and front reef flat, and that may due to the uniform water action effect. Furthermore, the input of heavy sediments load from the reef flat into the reef face was clearly obvious.

Type 5: The fifth reef type is similar to the previous type except that the reef edge here is very distinct with a sharp vertical angle of reef face to the reef flat. The second difference is that the sandy reef slope here is occupied with some coral patches and the reef edge is covered with low coral cover.

Type 6: The sixth reef type has a moderate wide rocky reef flat 100-200 m distance, with coral coverage increase towards the reef edge. The reef face is going down very steeply to more than 10 m depth, with high to moderate coral cover. The reef slope has steep gradient with sandy bottom clear from the coral patches.

The data concerning the collected information about the surveyed sites including the profile type, reef categories and coverage is given in Appendix.

Comparison between the reef profile data over the geographical distribution in the area (Figure 3) showed that the reef profile alongside the surveyed area was not significantly distributed from north to south. On another ward, according to the coastal texture the data showed that the middle section of the coast between sites 22 and 49 have a character of short reef flat with sharp reef face characterising reef types 5 and 6. While at the northern and southern sections of the coast (i.e. between sites 1 to 21 and 50 to 75), the reefs were mostly shallower with longer reef flats, which characterising reef types 1, 2, and 3.

From the field observation and records, it was clear that the profile of the fringing reefs is changing towards the south part of the coastline. As example,

the reef flat width becomes wider (up to 1 km wide) and full with deep sandy lagoons in the south part of the Egyptian Red Sea coasts. In some locations, the reef flat inhabited with dense seagrass beds and sandy depressions. The coral growth in these areas is limited over the reef flat due to the high temperature and salinity because of the shallowness and water entrapping during the low tide periods.

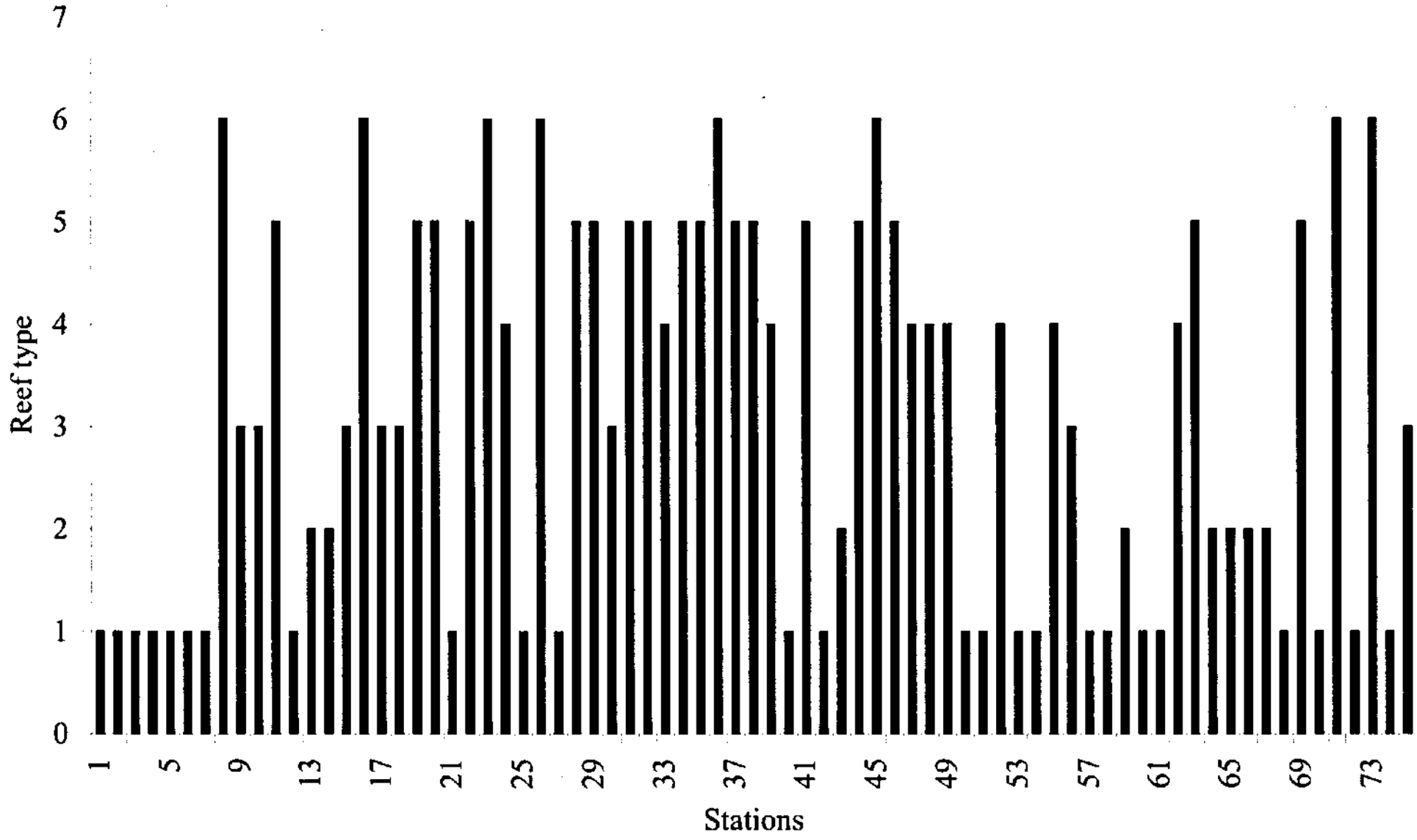


Fig. 3 - The geographical distribution of the different types of reef profile alongside the studied coast. The stations are in ascending order according to its locations from north (station 1) to south (station 75).

Distribuzione geografica dei differenti tipi di profilo dei reef lungo la costa esaminata. Le stazioni sono disposte in ordine ascendente secondo la loro collocazione da nord (stazione 1) a sud (stazione 75).

Dense aggregations of what so called uni-specific aggregations were found alongside the whole coast from the north of Hurghada to the south near Halaib. These coral aggregations comprises one hard coral species and found either in the reef face and reef slope areas or forming coral patches varied in diameter from 10 m to 30 m. It takes the shape of coral patches or sometimes forming a coral island up to 7m above the bottom to reach near the surface. Examples of these aggregations are the large aggregation of *Galaxia fascicularis* found off the famous Marine Biological Station at Hurghada coast (site n° 5). Other large aggregations were also recorded as, *Acropora pharaonis* found off Shalateen coast (site # 59), *Goniopora columna* found off Siyal Island, and *Lobophyllia corymbosa* observed off Abu Ramad coast.

Meanwhile, the mean colony size of most of the corals, either hard coral species or soft coral species were found to be increase towards the south part of the Egyptian Red Sea reefs. As an example for such increasing, it was observed that the branched colonies of the hard coral species *Acropora pharaonis*

reached more than 170 cm colony height at the southern part of the studied area, while it is about 30-50 cm maximum in the northern reefs. The large size colonies of the hard species *Acropora pharaonis* was also observed by Shappard & Sheppard (1995) on the Saudi Arabia coast south of Jeddah. Also, the soft coral *Nephthya* species recorded 100cm colony height and diameter near Shalateen coast against maximum colony height or diameter of 50 cm at Hurghada reefs.

The correlation matrix statistical analysis was used for finding the relations between the different analysed categories of the collected data of all sites. The results revealed a distinguished type of relationship of the surveyed reefs and their profiles. Data in Table 1 gives the correlation matrix between the different recorded categories at all sites. Correlation between the profile types and the different bottom coverage taxa showed weak negative correlation with dead substrate (R = - 0.47), which reflects in the positive correlations with the number of species, species index, and living substrate (R = 0.30, 0.30, and 0.47, respectively). Furthermore, the correlation data showed that the hard coral coverage play a significant role with strong positive and negative correlation coefficient (± 0.85) against the living and dead substrate coverage, respectively. While the soft coral coverage as well, play with less extent a significant role with positive and negative correlation coefficient (± 0.64) against the living and dead substrate coverage, respectively.

From the previously mentioned data it could be concluded that the main component which cast the development status of the reefs at the southern Egyptian Red Sea coasts is the hard coral coverage. Meanwhile the soft coral coverage is only significant with less extent in few places over the coastal reefs, where the hard coral is not dominant and the dead rocky space is available.

Tab. 1 - Values of the correlation matrix analysis of all the studied parameters in the different stations. Marked correlations are significant at $p < 0.05$.

Valori della matrice di correlazione di tutti i parametri studiati nelle differenti stazioni. I valori asteriscati sono significativi per $p < 0.05$.

Variables	Site name	Profile type	Dead cover	Dead corals cover	Living cover	HC cover	SC cover	No. of species	Species index
Site name	1	0,07	- 0.12	- 0.13	0.12	0.02	0.20	0.17	0.17
Profile type	0,07	1	- 0.47*	0.19	0.47*	0.47*	0.24*	0.30*	0.30*
Dead cover	-0,12	-0.47*	1	0.03	- 1*	- 0.85*	- 0.64*	- 0.54*	- 0.54*
Dead corals cove	-0,13	0.19	0.03	1	- 0.04	0.05	- 0.13	0.06	0.06
Living cover	0,12	0.47*	- 1*	- 0.04	1	0.85*	0.64*	0.53*	0.53*
HC cover	0,02	0.47*	- 0.85*	0.05	0.85*	1	0.23*	0.44*	0.44*
SC cover	0.20	0.24*	- 0.64*	- 0.13	0.65*	0.23*	1	0.38*	0.38*
No. of species	0,17	0.30*	- 0.54*	0.06	0.53*	0.44*	0.38*	1	1*
Species index	0,17	0.30*	- 0.54*	0.06	0.53*	0.44*	0.38*	1*	1

The effect of the latitudinal variation on the hard coral, soft coral coverage, as well as species diversity using regression analysis is presented in Figure (4). The regression relationship between the hard coral coverage and the latitudinal value showed no significant changes in coverage along the coast of the studied area ($R^2 = 0.0001$). Similar pattern was also observed in the case of soft coral

coverage except that soft coral showed slight increase in the southern part ($R^2 = 0.0858$). This increase is most probably due to the availability of space on the reef as well as the water quality (e.g. turbidity). A pattern similar to that of soft coral with higher magnitude was also observed for the calculated living coverage ($R^2 = 0.021$).

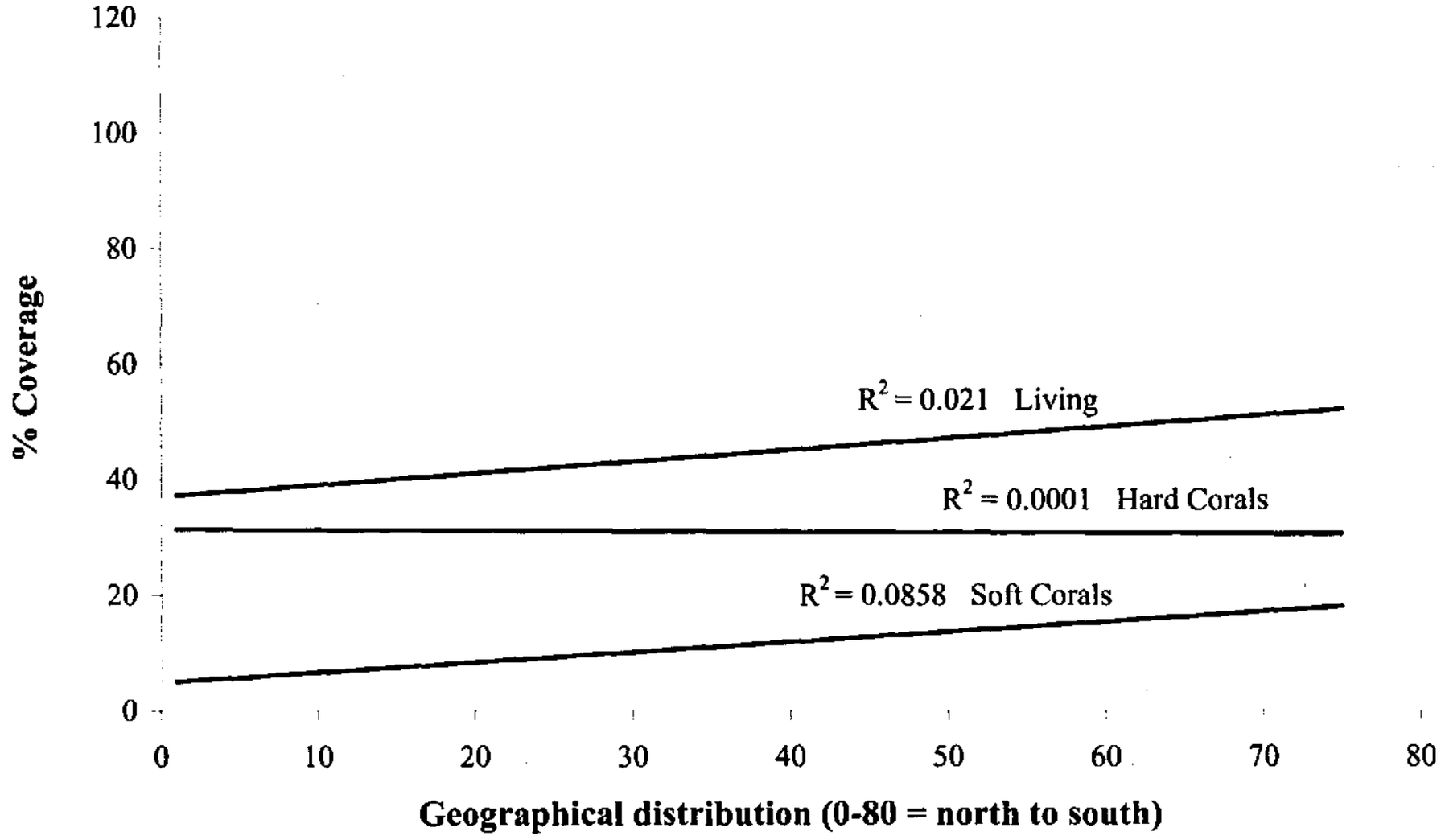


Fig. 4 - Comparisons of the correlation matrix analysis of all the studied parameters in all stations.
Confronto della matrice di correlazione di tutti i parametri studiati in tutte le stazioni.

The variation of number of species along the coast of the proper Egyptian Red Sea did not show any significance with the change in latitude. The number of species ranged from 1 to 80 species with an average of 27.1 species per site.

The result of the cluster analysis using all the recorded categories for analysing the factors causing the current distribution of corals is given in Figure 5. The data in Figure 5 showed the distribution of corals is mainly clustered according to the percentage of living coral coverage into two clusters. According to the living community richness, the analysis results show two major clusters at Euclidean distance of 102, besides other 12 sites were ignored by the analysis because of their very poor living conditions (i.e. 100% bare substrate) and these sites have reef profile of type 1. The first major cluster contains 16 sites (divided into two groups, 1 and 2) and characterised with low living coverage. The second major cluster is containing the majority of the sites, with high living cover, (47 sites) and is subdivided into 2 sub-clusters based on the coral community composition.

The first sub-cluster is formed of 15 sites clustered into two groups (group 3 and 4). The sites at this sub-cluster characterised with higher living cover composed of high hard coral cover and low soft coral cover. The second sub-cluster has the highest number of sites (i.e. 32 sites divided into two groups, 5 and 6) and the sites here are characterising with moderate living cover contain similar covers of hard and soft corals.

The different groups of sites revealed different types of reef community structure distributed in the surveyed area. Group 1 consists of 6 sites, which have reef profile (type 1) extending with very gentle reef slope and very poor living condition, while the dead substrate exceeding 80% (mainly rocks). This group has the lowest number of species with no records of soft corals. Group 2 has 10 sites, which characterised with reef profile (types 4 and 5) extending with short reef flat and steep reef face covered mainly with dead corals and algae. The coral cover is representing all the living cover, with very low algal coverage. Group 3 contains 5 sites and characterised with high coverage of living organisms including algae and corals with very low coverage of dead corals. Group 4 with 10 sites, which have similar coverage, as the previous group except here there is higher soft coral cover and higher number of species recorded. Group 5 consists of 25 sites characterised with similar coverage of living and dead substrate. While, the living cover of these sites contains similar coverage of hard and soft corals. Group 6 has 7 sites, which are characterised with living organisms cover more than 50% of the bare substrate, with higher soft coral cover than the hard coral cover.

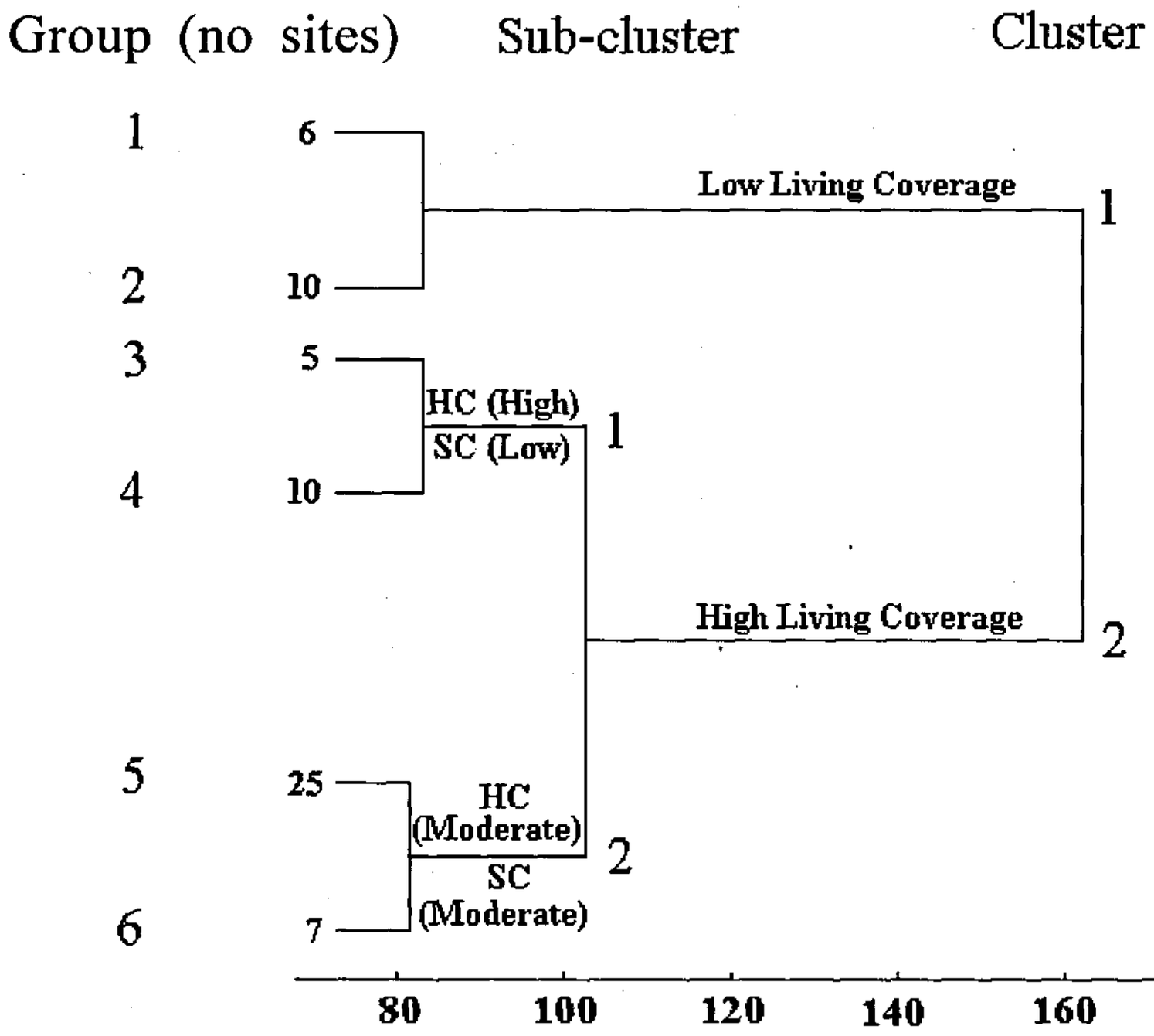


Fig. 5 - Dendrogram from cluster analysis of all data collected from all sites. Only 63 stations appear in this dendrogram, while the rest of the 75 stations were not included because they have no living coverage. HC= hard corals, and SC= soft corals.

Dendrogramma sull'analisi dei cluster di tutti i dati raccolti in tutti i siti. In questo dendrogramma appaiono solo 63 stazioni delle 75 stazioni esaminate, le altre non sono state incluse poiché avevano una copertura non vivente. HC = coralli duri, SC = coralli molli.

Most of the clusters reported in this work are found across a wide range of fringing reef types at the proper Egyptian Red Sea. These findings reflect the diversity of habitat in which coral reef grows on the Egyptian coast that insures a reasonable coverage and characterised community structure.

Comparing the present results with that of Sheppard and Sheppard (1985) for the central Red Sea (Jeddah - Saudi Arabia coast) indicated that the situation is different on both sides of the Red Sea regarding reef profile types. Despite the fact that the diversity in the reef profile types at the Egyptian coast is higher (6 types) than the Saudi Arabia coast (4 types), the species diversity is almost similar. Comparing both data with that recorded by Sheppard (1985) from the south region of the Saudi coast showed that the Red Sea coast differ completely from the north to south due to the difference in habitat types and environmental conditions.

The importance of the current study is mainly driven from the fact that the global climatic changes may affect the coral growth and distribution in the Red Sea and the presence of such data could help in explanation of certain phenomena. Further investigations is needed for the status of the coral reef of the rest of the Egyptian coast (Gulf of Suez and Gulf of Aqaba) to complete the overall picture (Kotb, in preparation).

Riassunto

Lo studio è stato realizzato lungo le coste del Mar Rosso nel periodo 1996-1999. È stata eseguita un'estesa campagna di ispezione per un totale di 130 località (di cui 75 sono state selezionate) dell'area costiera a partire dalla zona situata a nord di Hurghada fino alla parte meridionale del confine egiziano sito a nord di Halaib. Lo studio è arrivato a valutare lo stato delle formazioni coralline e ad analizzare le loro comunità. Oltre alle formazioni coralline costiere sono presenti, anche se non sono state considerate nel presente studio, zone sabbiose e mangrovieti, praterie di fanerogame, isole e barriere coralline del largo. I risultati ottenuti portano a classificare le barriere coralline esaminate in sei principali categorie in base alla loro struttura ed al profilo del fondo. La formazione maggiormente diffusa nel Mar Rosso è quella della barriera a frangente (fringing reef) che normalmente si estende per poche decine di metri dalla battigia e solo in rari casi per più di un chilometro dalla costa. In totale sono state rilevate 132 specie di coralli, 116 coralli duri e 16 coralli molli, con una presenza di 1-50 specie (media 27,1) per sito. La diversità e l'abbondanza dei coralli non cambia in maniera significativa fra nord e sud dell'area esaminata. I valori di copertura (= ricoprimento) dei coralli duri sono simili lungo tutta la costa con un coefficiente di regressione di $R^2 = 0{,}0001$ tra latitudine e copertura dei madreporari. La principale componente che determina il tipo di sviluppo della barriera nella parte meridionale del Mar Rosso egiziano è la copertura dei coralli duri. La copertura dei coralli molli invece è minore nelle formazioni coralline del nord rispetto a quelle del sud. Non sono stati evidenziati particolari aspetti nella distribuzione delle specie identificate in relazione alla posizione geografica. In vari siti sono state ritrovate formazioni monospecifiche come le grandi aggregazioni di *Galaxia fascicularis* davanti alla stazione di Biologia Marina di Hurghada o quelle di *Acropora pharaonis* sulla costa di Shalateen, di *Goniopora columna* all'isola Siyal e di *Lobophyllia corymbosa* ad Abu Ramad. È stato notato un aumento delle dimensioni delle colonie secondo un gradiente nord-sud. Ad esempio per *A. pharaonis* sono state trovate colonie alte fino a 170 cm nella parte meridionale mentre al nord raggiungono al massimo 30-50 cm.

Per comprendere quali fossero i principali fattori responsabili della distribuzione dei vari gruppi (categorie riportate in figura 2) di coralli è stata fatta la cluster analisi. Da questa è emerso che la copertura dei coralli vivi è la prima causa di suddivisione in due ragruppamenti. Una bassa copertura è caratteristica dei gruppi 1 e 2 (16 siti), i rimanenti 4 si suddividono a loro volta in due ragruppamenti in relazione ai valori di copertura dei coralli duri e di quelli molli. I gruppi 3 e 4 (presenti in 15 siti) sono caratterizzati da una alta presenza di coralli duri e bassa di quelli molli. I gruppi 5 e 6, presenti in 32 siti, hanno una copertura moderata di coralli duri e molli.

Acknowledgements

This work was carried out as parts of surveys of both projects, GEF - the Egyptian Red Sea Coastal and Marine Resource Management Project (funded by the Global Environment Facility - GEF/WB), and EECR - the Status Assessment and Economical Evaluation of the coral reefs and their associated biota Project (funded by the Egyptian Academy of Scientific Research and Technology).

References

ABOU ZAID M.M., KOTB M.M.A. (2000) - Human and natural induced impacts to the Egyptian Red Sea coral reefs. *Int. Symp. on the extent of coral reef bleaching,* 5-9 February 2000, Riyadh, Saudi Arabia.

BARRATT L. (1982) - *Scientific report of the joint services expedition to the Egyptian Red Sea:* 46 pp.

CRBP (1999) - *Biodiversity of the Red Sea coral reefs (Shalatein-Halaib), with emphasis on the corals and seaweeds economical importance.* Progress report no. 1 for the research project "Status assessment and economical evaluation of the coral reefs and their associated biota with reference to seaweed" in the southern Egyptian Red Sea region. September 1999: 204 pp.

CROSSLAND C. (1938) - The coral reefs at Ghardaqa, Red Sea. *Proc. Zool. Soc.,* A, **513**: 523.

EDWARDS S., HIND S., ROSENTHAL D. (1981) - *Red Sea reef study 1981.* Report of Cambridge University Underwater Exploration Group: 44 pp.

ENGLISH S., WILKINSON C., BAKER V. (eds.) (1997) - *Survey manual for tropical marine resources.* Australian institute of marine science, Townsville.

GEF (1998) - Integrated Coastal Zone Management Action Plan for the Egyptian Red Sea, September 1998. Egyptian Red Sea Coastal and Marine Resource Management Project, Report **6**.

GUBBAY S., ROSENTHAL D. (1982) - *Reefwatch Egypt, 1982.* Report of the expedition. Cambridge University Underwater Exploration Group.

KOTB M.M.A. (1996) - *Ecological and biological studies on the coral reefs at Southern Sinai coasts, Red Sea, Egypt.* Ph. D. Thesis, Faculty of Science, Suez Canal University, 200 pp.

KOTB M.M.A., HARTNOLL R.G., GHOBASHY A.F. (1991) - Coral reef community structure at Ras Mohamed in the northern Red Sea. *Tropical Zoology,* **4**: 269-285.

MERGNER H. (1984) - The ecological research on coral reefs of the Red Sea. *Deep Sea Res.*, **31**: 855-884.

REINICKE G.B. (1995) - *Xeniidae* des Roten Meeres (Octocorallia, Alcyonacea), Beitroege zur Systematik und Oekologie. *Essener Oekologische Schriften,* **6**, 193 pp.

RIEGL B., VELIMIROV B. (1991) - How many damaged corals in Red Sea reef systems? A quantitative survey. *Hydrobiologia,* **216/217**: 249-256.

SCHEER G. (1971) - Coral reefs and coral genera in the Red Sea and Indian Ocean. *Symp. Zool. Soc. Lond.,* **28**: 329-367.

SCHEER G., PILLAI C.S.G. (1983) - Report on the stony corals from the Red Sea. *Zoologica,* Stuttgart, **133**: 1-198.

SHEPPARD C.R.C. (1985) - Reefs and coral assemblages of Saudi Arabia. 2. Fringing reefs in the Southern region, Jeddah to Jizan. *Fauna of Saudi Arabia,* **7**: 37-58.

SHEPPARD C., PRICE A., ROBERTS C. (eds.) (1992) - *Marine ecology of the Arabian region.* Academic Press Limited: 359 pp.

SHEPPARD C.R.C., SHEPPARD A.L.S. (1985) - Reefs and coral assemblages of Saudi Arabia. 1. The Central Red Sea at Yanbu al Sinaiyah. *Fauna of Saudi Arabia,* **7**: 17-36.

SHEPPARD, C.R.C., SHEPPARD A.L.S. (1991) - Corals and coral communities of Arabia. *Fauna of Saudi Arabia,* **12**: 170 pp.

VERON J.E.N. (1986) - *Corals of Australia and the Indo-Pacific.* Angus and Robertson, Australia: 644 pp.

VERSEVELDT J. (1980) - A revision of the genus *Sinularia* May (Octocorallia, Alcyonacea). *Zool. Verh. Leiden,* **179**: 128 pp.

VERSEVELDT J. (1982) - A revision of the genus *Sarcophyton* Lesson (Octocorallia, Alcyonacea). *Zool. Verh. Leiden,* **192**: 91 pp.

VERSEVELDT J. (1983) - A revision of the genus Lobophytum von Marenzeller (Octocorallia, Alcyonacea). *Zool. Verh. Leiden,* **200**: 103 pp.

Appendix 1 - The surveyed sites alongside the southern Egyptian Red Sea.
I siti esaminati nella parte meridionale del Mar Rosso egiziano.

Station	Name	Lat (N)	Long (E)
1	Km 40 North Hurghada	27,5238	33,5606
2	Ashash Al-Mallah	27,4683	33,6298
3	Al-Gonah	27,4062	33,6786
4	Abu Shar	27,3481	33,6941
5	Marine Station	27,2836	33,7726
6	Abu Monkar Island (Eest)	27,2154	33,8840
7	Abu Monkar Island (West)	27,2116	33,8786
8	El-Gaftoon El-Kbeer Island	27,2161	33,8847
9	El-Gaftoon El-Sakher Island	27,1861	33,9824
10	Abu Ramad Island	27,1672	33,9806
11	Dishshet El-Dabaah	27,0333	33,8843
12	Marsa Abu Mukhadij	26,9930	33,8990
13	Sharm El-Arab	26,9013	33,9631
14	Ras Abu Soma Bay	26,8608	33,9631
15	Wadi Gasous	26,5994	34,0177
16	Wadi Gwases	26,5076	34,0633
17	Kalaway Beach	26,3974	34,1213
18	Wadi Quwayh	26,3526	34,1532
19	El-Hamraween	26,2529	34,2015
20	Wadi Abu Sawateer	26,2056	34,2198
21	El-Qussayr Jetty	26,1365	34,2854
22	Wadi Zirayb	26,0224	34,3240
23	Sharm El- Bahari	25,8703	34,4168
24	Marsa Wizer	25,7858	34,4864
25	Marsa Turumbi	25,6553	34,6046
26	Marsa Umm Qirayfat	25,6031	34,6046
27	Marsa Shuni	25,4686	34,7770
28	Wadi Wassaat	25,3949	34,7027
29	Marsa Abu Dabab	25,3415	34,7371
30	Marsa Shakraa	25,2450	34,7942
31	Marsa Abu Arikae	25,2179	34,8033
32	Marsa Gabal El-Rassas	25,2048	34,8086
33	Marsa Asalay	25,1562	34,8519
34	Marsa Alam	25,0780	34,8899
35	Abu Sabkhaiah	25,0557	34,9040
36	Marsa Samadi	25,0106	34,9231
37	Marsa El-Nakari	24,8924	34,8778
38	Ras El Dori	24,8707	34,9870
39	Ras Baghdadi (North)	24,6696	35,0913
40	Ras Baghdadi (Middle)	24,6684	35,0921
41	Ras Baghdadi (South)	24,6663	34,0992
42	Wadi Umm Dihaysi	24,6433	35,0988
43	Sharm El-Lolyah	24,6069	35,1126
44	Marsa Umm Abas	24,5100	35,1377
45	Abu Ghusun Harbour	24,4529	35,2041
46	Wadi Abu Ghusun (FV)	24,4349	35,2108
47	Marsa Hammata	24,2851	35,3774
48	Naq Habbuni (3km South)	24,2333	35,4000
49	South Lahmy (3km)	24,1978	35,4206
50	Qoraat Hartway East	24,1194	35,5056
51	Qoraat Hartway West	24,1181	35,4900
52	Marsa El-Manazik	23,8744	35,4736
53	South Barnes (Bay)	23,8111	35,4889
54	El-Hamirah (DP)	23,4716	35,4870
55	Wadi Kilibtab	23,3167	35,5508
56	Mirear Island Outer Reef	23,1638	35,7974
57	Mirear Island Southern Tip	23,1126	35,6803
58	Shalateen Fishing Village	23,1500	35,6026
59	Shalateen Coast	23,0967	35,6564
60	Marsa Abu Madfa	22,9627	35,6849
61	Marsa Sha'ab	22,8524	35,7906
62	Siyal Northern Reef	22,8331	36,1941
63	Siyal Outer Reef	22,8047	36,177
64	Siyal Island	22,7911	36,2339
65	Adlite Reef	22,7877	36,127
66	Abu Dara Outer Reef	22,7694	36,0679
67	Siyal Middle Reef	22,7581	36,3056
68	North Abu Dara	22,7137	36,0848
69	Siyal Southern Reef	22,6786	36,3498
70	Abu Ramad Coast 2	22,6298	36,2863
71	Ruwabil Northern Reef	22,6253	36,3362
72	Abu Ramad Coast 1	22,5695	36,2919
73	Ruwabil Southern Reef	22,5263	36,3886
74	Gezirete el-Dibia	22,39	36,5148
75	North Halaib Coast	22,3434	36,4897

Appendix 2 - The recorded 132 coral species in the survey area. Their number (first column) refers to their coding used in the analysis. HC = Hard Coral and SC = Soft Coral.
Elenco delle 132 specie di coralli identificati nell'area esaminata. Nella prima colonna il codice utilizzato durante le elaborazioni. HC = coralli duri; SC = coralli molli.

Code No.	*Species*	Author
SC 01	*P. fulvum fulvum*	(Forskal, 1775)
SC 03	*Sarcophyton eherenbergi*	Marenzeller, 1886
SC 04	*Sarcophyton sp.*	
SC 05	*Sinularia polydactyla*	(Ehrenberg, 1834)
SC 06	*Sinularia sp.*	
SC 07	*Nephthya albida*	(Holm,)
SC 08	*Nephthya sp.*	
SC09	*Dendronephthya hemprichi*	(Klunzinger,)
SC 10	*Dendronephthya sp.*	
SC 11	*Lithophyton arboreum*	Kükenthal,
SC 12	*Xenia faraunensis*	Verseveldt & Cohen, 1971
SC 13	*Xenia macrospiculata*	Gohar, 1940
SC 14	*Xenia impulsatilla*	Verseveldt & Cohen, 1971
SC 15	*Xenia sp.*	
SC 16	*Heteroxenia sp.*	
SC 17	*Palythoa tuberculosa*	Esper,
HC 01	*Millepora dichotoma*	Forskal, 1775
HC 02	*Millepora exaesa*	Forskal, 1775
HC 03	*Millepora platyphylla*	Hemprich & Ehrenberg, 1834
HC 05	*Tubipora musica*	Linnaeus, 1758
HC 06	*Acabaria biserialis*	
HC 08	*Subergorgia hicksoni*	
HC 11	*Pocillopora damicornis*	(Linnaeus, 1758)
HC 12	*Pocillopora verrucosa*	(Ellis & Solander, 1786)
HC 13	*Seriatopora caliendrum*	Ehrenberg, 1834
HC 14	*Seriatopora hystrix*	Dana, 1846
HC 15	*Stylophora mamillata*	Scheer & Pillai, 1983
HC 16	*Stylophora pistillata*	(Esper, 1797)
HC 17	*Stylophora wellsi*	Scheer, 1964
HC 21	*Montipora spongiosa*	(Ehrenberg, 1834)
HC 22	*Montipora stilosa*	(Ehrenberg, 1834)
HC 23	*Montipora digitata*	(Dana, 1846)
HC 25	*Montipora danae*	(Edwards & Haime, 1851)
HC 26	*Montipora informis*	Bernard, 1897
HC 27	*Montipora monasteriata*	(Forskal, 1775)
HC 28	*Montipora tuberculosa*	(Lamarck, 1816)
HC 30	*Montipora verrucosa*	(Lamarck, 1816)
HC 31	*Acropora hyacinthus*	(Dana, 1846)
HC 32	*Acropora cytherea*	(Dana, 1846)
HC 33	*Acropora clathrata*	(Brook, 1891)
HC 34	*Acropora valenciennesi*	(Edwards & Haime, 1860)
HC 35	*Acropora danai*	(Edwards & Haime, 1860)
HC 36	*Acropora digitifera*	(Dana, 1846)
HC 38	*Acropora granulosa*	(Edwards & Haime,1860)

Appendix 2 *(Continue)*

Code No.	*Species*	Author
HC 39	*Acropora hemprichii*	Ehrenberg, 1834
HC 40	*Acropora horrida*	(Dana, 1846)
HC 41	*Acropora humilis*	(Dana, 1846)
HC 42	*Acropora pharaonis*	(Edwards & Haime, 1860)
HC 44	*Acropora formosa*	(Dana, 1846)
HC 45	*Acropora nobilis*	(Dana, 1846)
HC 46	*Acropora squarrosa*	(Ehrenberg, 1834)
HC 47	*Acropora nasuta*	(Dana, 1846)
HC 48	*Acropora valida*	(Dana, 1846)
HC 52	*Astreopora myriophthalma*	(Lamarck, 1816)
HC 53	*Porites compressa*	Dana, 1846
HC 55	*Porites echinulata*	Klunzinger, 1879
HC 56	*Porites lobata*	Dana, 1846
HC 57	*Porites lutea*	Edwards & Haime, 1851
HC 58	*Porites nodifera*	Klunzinger, 1879
HC 59	*Porites solida*	(Forskal, 1775)
HC 62	*Goniopora savignyi*	Dana, 1846
HC 63	*Goniopora stokesi*	Edwards & Haime, 1851
HC 64	*Goniopora somaliensis*	Vaughan, 1907
HC 66	*Goniopora columna*	Dana, 1846
HC 67	*Goniopora minor*	Quelch, 1886
HC 71	*Alveopora spongiosa*	Dana, 1846
HC 73	*Siderastrea savignyana*	Edwards & Haime, 1850
HC 76	*Psammocora contigua*	(Esper, 1795)
HC 77	*Psammocora explanulata*	Horst, 1922
HC 78	*Psammocora haimeana*	Edwards & Haime, 1851
HC 79	*Coscinaraea monile*	(Forskal, 1775)
HC 82	*Pavona decussata*	(Dana, 1846)
HC 83	*Pavona explanulata*	(Lamarck, 1816)
HC 84	*Pavona maldivensis*	(Gardiner, 1905)
HC 85	*Pavona cactus*	(Forskal, 1775)
HC 86	*Pavona varians*	(Verrill, 1864)
HC 87	*Pavona diffluens*	(Lamarck, 1816)
HC 88	*Pavona duerdeni*	Vaughan, 1907
HC 93	*Leptoseris hawaiiensis*	Vaughan, 1907
HC 96	*Leptoseris yabei*	(Pillai & Scheer, 1976)
HC 97	*Gardineroseris planulata*	(Dana, 1846)
HC 98	*Pachyseris speciosa*	(Dana, 1846)
HC 99	*Cycloseris doederleini*	Marenzeller, 1906
HC 103	*Cycloseris patelliformis*	(Boschma, 1923)
HC 109	*Fungia (Danafungia) valida*	Verrill, 1864
HC 110	*Fungia (Verrillofungia) granulos*	Klunzinger, 1879
HC 115	*Fungia (Pleuractis) scutaria*	Lamarck, 1801
HC 116	*Fungia (Pleuractis) moluccensis*	Horst, 1919

Appendix 2 *(Continue)*

Code No.	*Species*	Author
HC 117	*Ctenactis echinata*	(Pallas, 1766)
HC 118	*Herpolitha limax*	(Hottuyn, 1772)
HC 119	*Podabacia crustacea*	(Pallas, 1766)
HC 120	*Galaxea fascicularis*	(Linnaeus, 1767)
HC 122	*Echinophyllia aspera*	(Ellis & Solander, 1786)
HC 123	*Oxypora lacera*	(Verrill, 1864)
HC 124	*Mycedium elephantotus*	(Pallas, 1766)
HC 125	*Blastomussa merleti*	(Wells, 1961)
HC 127	*Acanthastrea echinata*	(Dana, 1846)
HC 131	*Symphyllia erythraea*	(Klunzinger, 1879)
HC 132	*Lobophyllia hemprichii*	(Ehrenberg, 1834)
HC 134	*Lobophyllia corymbosa*	(Forskal, 1775)
HC 135	*Hydnophora exesa*	(Pallas, 1766)
HC 136	*Hydnophora microconos*	(Lamarck, 1816)
HC 140	*Favia laxa*	(Klunzinger, 1879)
HC 141	*Favia pallida*	(Dana, 1846)
HC 142	*Favia rotundata*	(Pichon & Wijsman-Best, 1977)
HC 143	*Favia speciosa*	(Dana, 1846)
HC 144	*Favia favus*	(Forskal, 1775)
HC 149	*Favia stelligera*	(Dana, 1846)
HC 150	*Favites complanata*	(Ehrenberg, 1834)
HC 151	*Favites flexuosa*	(Dana, 1846)
HC 152	*Favites pentagona*	(Esper, 1794)
HC 153	*Favites abdita*	(Ellis & Solander, 1786)
HC 156	*Favites peresi*	Faure & Pichon, 1978
HC 157	*Goniastrea retiformis*	(Lamarck, 1816)
HC 158	*Goniastrea australensis*	(Edwards & Haime, 1857)
HC 159	*Goniastrea edwardsi*	Chevalier, 1971
HC 162	*Platygyra daedalea*	(Ellis & Solander, 1786)
HC 163	*Platygyra sinensis*	(Edwards & Haime, 1849)
HC 164	*Platygyra phrygia*	Ellis & Solander, 1786
HC 165	*Platygyra lamellina*	(Ehrenberg, 1834)
HC 166	*Oulophyllia crispa*	(Lamarck, 1816)
HC 167	*Montastrea curta*	(Dana, 1846)
HC 169	*Plesiastrea versipora*	(Lamarck, 1816)
HC 170	*Diploastrea heliopora*	(Lamarck, 1816)
HC 171	*Leptastrea inaequalis*	Klunzinger, 1879
HC 175	*Cyphastrea serailia*	(Forskal, 1775)
HC 176	*Echinopora fruticulosa*	Klunzinger, 1879
HC 177	*Echinopora lamellosa*	Esper, 1795
HC 178	*Echinopora gemmacea*	Lamarck, 1816
HC 183	*Plerogyra sinuosa*	(Dana, 1846)
HC 201	*Turbinaria mesenterina*	(Lamarck, 1816)
HC 204	*Antipathes dichotoma*	

Appendix 3 - The data collected from the surveyed stations. The data includes the coverage of the different substrate taxa, the number of species (no sp.) and the species index. Also the type of profile recorded at each station is given (see Figure 2 for the profile types).

Dati raccolti nelle stazioni esaminate: profilo (categoria riportata in figura 2), copertura del substrato per le differenti categorie (substrato morto, coralli morti, substrato vivo, coralli duri, coralli molli), numero delle specie, indice specifico.

Station	Name	Profile	Dead substrate	Dead coral	Living substrate	HC cover	SC cover	no sp.	Species index
1	Km 40 North Hurghada	1	100	0	0	0	0	0	0
2	Ashash Al-Mallah	1	95	0	5	5	0	11	0,08
3	Al-Gonah	1	100	0	0	0	0	0	0
4	Abu Shar	1	100	0	0	0	0	0	0
5	Marine Station	1	30	20	70	70	0	2	0,02
6	Abu Monkar Island (Eest)	1	90	0	10	10	0	4	0,03
7	Abu Monkar Island (West)	1	95	0	5	5	0	4	0,03
8	El-Gaftoon El-Kbeer Island	6	10	0	90	60	30	17	0,13
9	El-Gaftoon El-Sakher Island	3	60	0	40	30	10	50	0,38
10	Abu Ramad Island	3	40	0	60	50	10	23	0,17
11	Dishshet El-Dabaah	5	60	0	40	30	10	31	0,23
12	Marsa Abu Mukhadij	1	100	0	0	0	0	0	0
13	Sharm El-Arab	2	20	0	80	70	10	80	0,61
14	Ras Abu Soma Bay	2	100	0	0	0	0	0	0
15	Wadi Gasous	3	70	10	20	20	0	37	0,28
16	Wadi Gwases	6	40	0	60	50	10	39	0,30
17	Kalaway Beach	3	40	0	60	50	10	36	0,27
18	Wadi Quwayh	3	50	0	50	40	10	38	0,29
19	El-Hamraween	5	70	0	30	30	0	35	0,27
20	Wadi Abu Sawateer	5	60	0	40	30	10	39	0,30
21	El-Qussayr Jetty	1	80	0	20	5	0	1	0,01
22	Wadi Zirayb	5	40	20	60	60	0	43	0,33
23	Sharm El- Bahari	6	50	0	50	30	20	40	0,30
24	Marsa Wizer	4	70	40	30	20	10	41	0,31
25	Marsa Turumbi	1	30	0	70	50	15	15	0,11
26	Marsa Umm Qirayfat	6	50	0	50	50	0	30	0,23
27	Marsa Shuni	1	100	0	0	0	0	0	0
28	Wadi Wassaat	5	20	5	80	60	20	27	0,20
29	Marsa Abu Dabab	5	10	0	90	75	15	23	0,17
30	Marsa Shakraa	3	20	2	80	70	10	38	0,29
31	Marsa Abu Arikae	5	90	50	10	5	0	44	0,33
32	Marsa Gabal El-Rassas	5	50	10	50	40	10	27	0,20
33	Marsa Asalay	4	50	10	50	40	10	28	0,21
34	Marsa Alam	5	20	5	80	60	20	20	0,15
35	Abu Sabkhaiah	5	10	0	90	75	15	18	0,14
36	Marsa Samadi	6	40	0	60	30	20	56	0,42
37	Marsa El-Nakari	5	30	10	70	50	20	48	0,36
38	Ras El Dori	5	40	0	60	25	25	25	0,19
39	Ras Baghdadi (North)	4	10	5	90	50	40	23	0,17
40	Ras Baghdadi (Middle)	1	100	0	0	0	0	0	0
41	Ras Baghdadi (South)	5	20	10	80	60	20	23	0,17

Appendix 3 *(Continue)*

Station	Name	Profile	Dead substrate	Dead coral	Living substrate	HC cover	SC cover	no sp.	Species index
42	Wadi Umm Dihaysi	1	40	0	60	40	20	21	0,16
43	Sharm El-Lolyah	2	50	10	50	45	5	37	0,28
44	Marsa Umm Abas	5	75	0	25	10	10	27	0,20
45	Abu Ghusun Harbour	6	20	0	80	5	30	35	0,27
46	Wadi Abu Ghusun (FV)	5	50	0	50	25	25	26	0,20
47	Marsa Hammata	4	70	40	30	30	0	8	0,06
48	Naq Habbuni (3km South)	4	20	0	80	50	30	28	0,21
49	South Lahmy (3km)	4	60	0	40	35	5	25	0,19
50	Qoraat Hartway East	1	100	0	0	0	0	0	0
51	Qoraat Hartway West	1	100	0	0	0	0	0	0
52	Marsa El-Manazik	4	40	10	60	30	30	31	0,23
53	South Barnes (Bay)	1	100	0	0	0	0	0	0
54	El-Hamirah (DP)	1	30	0	70	30	0	32	0,24
55	Wadi Kilibtab	4	50	0	50	20	30	17	0,13
56	Mirear Island Outer Reef	3	20	0	80	70	10	71	0,54
57	Mirear Island Southern Tip	1	90	0	10	5	5	38	0,29
58	Shalateen Fishing Village	1	100	0	0	0	0	0	0
59	Shalateen Coast	2	10	0	90	70	20	69	0,52
60	Marsa Abu Madfa	1	40	0	60	10	50	56	0,42
61	Marsa Sha'ab	1	0	0	100	40	30	56	0,42
62	Siyal Northern Reef	4	70	0	30	25	5	55	0,42
63	Siyal Outer Reef	5	70	0	30	30	0	45	0,34
64	Siyal Island	2	100	0	0	0	0	0	0
65	Adlite Reef	2	70	0	30	25	5	67	0,51
66	Abu Dara Outer Reef	2	30	0	70	20	50	67	0,51
67	Siyal Middle Reef	2	40	0	60	50	10	56	0,42
68	North Abu Dara	1	60	0	40	10	30	26	0,20
69	Siyal Southern Reef	5	50	0	50	40	10	5	0,04
70	Abu Ramad Coast 2	1	50	0	50	40	10	5	0,04
71	Ruwabil Northern Reef	6	25	0	75	70	5	39	0,30
72	Abu Ramad Coast 1	1	90	0	10	10	0	16	0,12
73	Ruwabil Southern Reef	6	40	0	60	50	10	11	0,08
74	Gezirete el-Dibia	1	90	0	10	10	0	11	0,08
75	North Halaib Coast	3	30	0	70	20	50	33	0,25

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 33-38

D. BELLAN-SANTINI

Centre d'Océanologie de Marseille (UMR 6540), Station Marine d'Endoume,
Rue Batterie des Lions - 13007 Marseille, France.

LA CAMPAGNA D'EGITTO: I PRIMI ANFIPODI D'EGITTO DESCRITTI DA SAVIGNY E AUDOUIN

THE CAMPAIGN OF EGYPT: THE FIRST DESCRIPTION OF AMPHIPODS FROM EGYPT BY SAVIGNY AND AUDOUIN

Abstract

During the French campaign of Napoleon Bonaparte in Egypt (1798-1801) 137 scientists, engineers and artists were requisitioned to describe all the originalities (historic, naturalistic, scientific, artistic) of the country. Seven naturalists among them Geoffroy Saint Hilaire and Savigny have studied the Egyptian fauna and flora.

Savigny (1817) has drawn seven new species of Amphipods, five of them where described by Audouin (1826).

On these seven species, one is a Mediterranean endemic, Orchestia montagui; *one is Atlanto-Mediterranean,* Talorchestia deshayesi; *two have a large repartition and are found in Red Sea and Mediterranean,* Cymadusa filosa *and* Ampithoe ramondi; *two are tropical and known from Red sea,* Leucothoe furina *and* Dulichiella fresneli; *one is exclusive from Red Sea but it is dubious,* Talitrus cloquetii.

Key-words: *Amphipods, Egypt, first description.*

Introduzione: La campagna d'Egitto 1798-1801

Dopo la campagna d'Italia e il trattato di Campoformio, Napoleone Bonaparte tornando in Francia era convinto, come il Ministro Talleyrand, che poteva trovare la gloria soltanto in Oriente e che l'Egitto sarebbe stato facile da conquistare.

A tal proposito, il Direttorio francese, anche un po' impaurito dall'ambizione del valoroso generale, decise di organizzare una campagna militare proprio in Egitto, sia per le suddette motivazioni di gloria ma soprattutto per allontanare Napoleone dalla Francia.

Per giustificare questa azione militare furono evocate le seguenti ragioni:

1. la Repubblica francese doveva difendere gli interessi dei commercianti francesi perseguitati dai mamelucchi;
2. la Repubblica, come difensore dei Diritti dell'Uomo, doveva liberare il popolo d'Egitto dalla tirannia dei mamelucchi che evadevano il controllo dei Turchi;
3. la Francia si proponeva per una missione civilizzatrice e per promuovere la cultura al fine di rendere civile un popolo, come quello egizio, ritornato alla barbarie.

Per questa campagna, il Direttorio aveva previsto un corpo d'armata di 50.000 soldati ed una Commissione delle Scienze e delle Arti, formata da scienziati ed artisti. Per la prima volta, ingegneri, eruditi ed artisti furono impegnati in una vera e propria campagna militare con l'intento di diffondere la cultura francese e soprattutto per conoscere e studiare il lontano oriente in tutti i suoi aspetti.

Il 16 marzo 1798 il Direttorio ordinò al Ministero degli Interni di mettere a disposizione di Napoleone Bonaparte le persone necessarie alla costituzione

della Commissione delle Scienze e delle Arti e di precettarle. L'Istituto di Francia (Accademia), creato nel 1795, propose una lista di 167 volontari (di cui ne partiranno solo 137); tra di loro c'erano ingegneri, astronomi, architetti, chimici, naturalisti, geologi, mineralogisti, pittori, disegnatori, musicisti, poeti, tipografi ed orientalisti.

Tutte le apparecchiature tecniche e scientifiche necessarie, furono prelevate dai laboratori del Museo di Parigi e della Scuola Politecnica di Parigi. Tra le apparecchiature c'erano anche due tipografie complete, una delle quali, presa direttamente dalle tipografie Vaticane, era munita di caratteri arabi.

Tra gli scienziati furono arruolati sette naturalisti: Raffeneau-Delile, Dolomieu, Geoffroy Saint-Hilaire, Nectoux, Savigny, Coquebert de Montbret e Gérard.

L'armata d'Oriente partì da Tolone il 19 maggio 1798 con oltre 300 navi (solo due mesi dopo il relativo decreto ministeriale). Quasi tutti, sia i soldati sia gli uomini di cultura, ignoravano la vera destinazione della campagna. La Commissione delle Scienze e delle Arti sbarcò ad Alessandria il 4 luglio 1798 e si spostò al Cairo nell'agosto successivo.

Napoleone Bonaparte organizzò subito l'amministrazione del paese conquistato e creò sul modello francese l'Istituto d'Egitto (22 agosto 1798).

Lo scopo del suddetto Istituto era quello di:

- studiare l'Egitto in tutti i suoi aspetti (natura, arte, vita di città, vita dei campi, politica, archeologia, ecc.);
- diffondere la cultura, e specialmente la cultura moderna, nel paese;
- rispondere alle richieste del nuovo governo (costruire ed organizzare ospedali, distribuire acqua dolce in tutte le aree conquistate, restaurare case e strade nonché gli argini del Nilo per limitare i danni provocati dall'inondazione, insegnare le abitudini e gli usi occidentali ecc.).

Tutti i lavori della Commissione delle Scienze e delle Arti furono realizzati, presentati, e discussi nell'ambito dell'Istituto d'Egitto. La prima riunione si svolse il 23 agosto 1798, e malgrado fossero previste riunioni ogni 5 giorni, se ne tennero soltanto 62 nel corso di tutta la campagna, l'ultima fu il 22 marzo 1801.

L'Istituto d'Egitto fece stampare due giornali, una rivista scientifica "La Décade égyptienne" per i letterati e scienziati francesi e un giornale di propaganda "Le Courrier d'Egypte" per i soldati e i civili egiziani.

L'Istituto d'Egitto organizzò parecchie campagne tecniche e scientifiche, sia a seguito delle azioni militari, sia libere, anche se sempre accompagnate da una scorta armata.

I principali luoghi di studio della Commissione furono:

1. la zona tra Alessandria e Rosette
2. le rive del lago Menzaleh
3. la zona di Suez (Bonaparte aveva il progetto di (ri)aprire l'istmo)
4. le coste della Siria
5. la valle del Nilo
6. tutte le zone con piramidi e resti archeologici
7. la parte più a sud dell'Egitto e l'alto Egitto.

Dopo circa un anno Bonaparte si accorse che la gloria non era in Egitto e che l'Europa si stava facendo senza di lui. A questo punto, il 22 agosto 1799, Napoleone lasciò Kleber alla testa dell'armata d'Oriente e, in segreto, ritornò in Francia. Kleber fu ucciso poco dopo (15 giugno 1800) e fu rim-

piazzato da Menou. Lo smacco militare fu evidente e Menou capitolò ben presto (30 agosto 1801).

La vera avventura scientifica cominciò dopo le raccolte sul terreno.

Un episodio mostrò il reale accanimento della Commissione delle Scienze e delle Arti. Infatti all'indomani della capitolazione francese, il generale inglese Hutchinson volle sequestrare l'intero patrimonio scientifico raccolto come bottino di guerra, ma una delegazione composta da Delile, Savigny e Geoffroy Saint Hilaire si oppose, minacciando di bruciare il tutto. La tenacia dei ricercatori francesi fu ricompensata e le due parti stipularono un accordo che permetteva ai francesi di conservare le loro collezioni salvo oggetti considerati "monumenti". E' per tale motivo che la stele di Rosetta, con la quale Champolion scoprì il significato dei geroglifici, si trova attualmente al British Museum.

L'ultimo membro della Commissione delle Scienze e delle Arti partì dall'Egitto il 27 ottobre 1801.

Allegato 1

Bilancio della campagna d'Egitto (1798-1801)

Bilancio umano:

50000 soldati impegnati	13500 caduti
137 ingegneri, eruditi e artisti ecc.	32 caduti

Bilancio scientifico:

Collezioni di maggiore importanza

Descrizione dell'Egitto
Il 6 febbraio 1802 venne firmato il decreto di edizione della « Description d'Egypte ou recueil des observations et des recherches qui ont été faites en Egypte pendant l'Expédition de l'armée française ».

1. Edizione Imperiale 1809-1828 che comprende :
9 volumi di testo (circa 800 p.p.v.): 3 parti suddivise in Antichità, Stato moderno e Storia naturale.
11 tomi con 13 volumi di tavole (circa 3000 tavole in parte a colori) con 157 testi di 43 autori (21 testi in 2 tomi per la Storia naturale).
1000 esemplari stampati nei due formati 1354x704 mm e 1137x812 mm.

2. Edizione Panckoucke (in onore del Re Luigi XVIII) 1821-1829
26 volumi di testo
11 volumi di tavole in bianco nero
2000 esemplari stampati.

L'Opera dei membri della Commissione delle Scienze e delle Arti e in particolare di Jules Cesar Savigny (1777-1851)

Il bilancio scientifico della campagna d'Egitto è considerevole. Si tratta, infatti, della prima vera indagine sull'Egitto analizzato nei suoi più diversi e suggestivi aspetti (storia, geografia, natura, politica, archeologia ed arte). Le collezioni raccolte sono importantissime, in quanto contengono le note di lavoro e i quaderni originali dei naturalisti con i relativi disegni, erbari, campioni di animali (imbalsamati o conservati in alcool), mummie (animali ed umane), minerali, strumenti musicali, frammenti di papiro, manoscritti arabi e copti, medaglie, monete, sculture e parti diverse di monumenti, per un volume totale di circa 50 casse.

I due zoologi, Savigny e Geoffroy Saint Hilaire, hanno raccolto e descritto un gran numero di specie. In particolare Jules César Savigny, malgrado alcune controversie con Geoffroy Saint Hilaire, specialista di vertebrati, si è occupato sia di invertebrati che di vertebrati.

Savigny ha ultimato il suo lavoro di descrizione e di catalogazione in più di 15 anni; tra le sue opere di maggiore interesse vanno ricordate:

1. Storia naturale e mitologia dell'ibis (1805)
2. Memorie sugli animali senza vertebre (1816)
3. Descrizione dell'Egitto (1809-1828).

Nella parte III della "Storia Naturale della Descrizione dell'Egitto", la parte di Savigny comprende 7 delle 15 note del tomo primo e 1 delle 17 del tomo secondo. Queste ultime riguardano mammiferi, uccelli, rettili, ascidie, insetti, aracnidi, crostacei, molluschi, anellidi, briozoi, echinodermi, spugne, madreporari ed alghe.

Le sue collezioni comprendevano 12000 individui di invertebrati, centinaia di vertebrati, per un totale di 500 specie.

Le 131 tavole di Savigny previste nella Descrizione dell'Egitto sono state incise partendo da disegni, soprattutto acquerelli, riuniti in un manoscritto non pubblicato: Atlas d'Histoire Naturelle. Questo Atlante appartiene al Museo di Storia naturale di Parigi e comprende 5 volumi di carta velina dipinti da Turpin, Huët (padre e figlio) e Ringue, sotto la continua supervisione dello stesso Savigny. Il suddetto Atlante comprende 240 tavole riguardanti vertebrati, invertebrati e alghe. Il volume IV è consacrato ai Crostacei tra i quali ci sono alcune specie di Anfipodi.

Nel 1824 Savigny, a causa di una grave malattia contrattata in Egitto ed aggravatasi per il duro lavoro, dovette sospendere le sue ricerche (più di 3000 pagine manoscritte) lasciando incompiute diverse tavole. Alcune di queste tavole, come quelle che descrivono gli Anfipodi, furono pubblicate prive delle note in cui venivano riportati i nomi delle specie disegnate. Jean Victor Audouin fu incaricato di classificare, denominare ed eventualmente descrivere le specie senza nome. Questi dati furono pubblicati due volte: nel 1826 e con piccole modifiche nel 1827.

Le tavole originali del Savigny e specialmente la tavola 11 dedicata agli Anfipodi è un'iconografia perfetta in cui le singole specie sono disegnate con grande precisione di dettaglio, soprattutto nella raffigurazione delle mascelle. Le suddette tavole sono così minuziose nei particolari da essere sufficienti per riconoscere, determinare e addirittura descrivere alcune nuove specie. Queste ultime sono state attribuite ad Audouin 1826 e non a Savigny 1817.

I primi Anfipodi descritti d'Egitto

La tavola 11 del volume 2 della "Histoire Naturelle della Description de l'Egypte" è intitolata "Crevettes et Cymothoés", ed è la sola dedicata agli Anfipodi. Questa tavola fu incisa partendo dai disegni di 5 fogli dell'"Atlas d'Histoire Naturelle", volume 4, con la seguente numerazione: 37, 38, 40, 41 e probabilmente il 39 (quest'ultimo numero non è riportato sull'originale).

Nell'Atlante originale si trovano comunque altri fogli (84, 89, 96 e 99) riguardanti gli Anfipodi, che non sono mai stati pubblicati. In questi fogli sono rappresentate le seguenti specie: *Phronima sedentaria, Cyamus*, un Corophiidae (probabilmente *Corophium orientale* descritto da Schellenberg nel 1928 nel Canale di Suez), un *Orchestia* e un Talitride.

Audouin (1826) scrive, tra l'altro, delle difficoltà incontrate nel determinare e descrivere le specie di Anfipodi, a quell'epoca poco conosciuti (l'ordine comprendeva i *Phronima*, le "Chevrettes", i Talitridi e i Corophidi), basandosi solo sui disegni del Savigny, poiché gli esemplari raccolti non erano a disposizione.

Tab. 1 - Lista delle specie descritte da Audouin (1826).
List of species described by Audouin (1826).

Audouin 1826	tavola 11 Savigny, 1817	Nomenclatura attuale
gammarus Dulongii	1	*Tanais dulongii* (Audouin, 1826)
lycesta furina	2	*Leucothoe furina* (Savigny, 1816)
gammarus Fresneli	3	*Dulichiella fresneli* (Audouin, 1826)
cymadusa filosa	4, 5	*Cymadusa filosa* Savigny, 1816
amphithoë (gammarus) Ramondi	6	*Ampithoe ramondi* Audouin, 1826
orchestia Montagui	7	*Orchestia montagui* Audouin, 1826
orchestia Deshayesii	8	*Talorchestia deshayesi* (Audouin, 1826)
orchestia Cloquetii	9	*Talitrus cloquetii* (Audouin, 1826)

Audouin identificò 9 specie, 7 secondo l'attuale nomenclatura (Tabella 1): la specie nominata *gammarus dulongii* è in realta un *Tanais dulongii* (Tanaidacea) e le specie delle figure 4 e 5 rappresentano di fatto una sola specie *Cymadusa filosa*.

Oggi possiamo considerare la collezione di Savigny come la prima collezione di anfipodi d'Egitto comprendente specie Mediterranee e del Mar Rosso, in cui sono descritte 7 nuove specie. Di queste sette ben cinque furono attribuite ad Audouin, 1826: *Dulichella fresneli, Ampithoe ramondi, Orchestia montagui, Talorchestia deshayesi* e *Talitrus cloquetii* e solo due *Leucothoe furina* e *Cymadusa filosa* a Savigny, 1816 perché effettivamente nominate dall'autore in "Memorie degli animali senza vertebre".

Dal punto di vista delle conoscenze attuali possiamo dire che:

1. due delle sette specie, *Cymadusa filosa* ed *Ampithoe ramondi* hanno una larga ripartizione geografica e sono conosciute tanto nel Mediterraneo che nel Mar Rosso. Pertanto, non si può dire da dove siano stati raccolti gli olotipi del Savigny;

2. *Orchestia montagui* è endemica del Mediterraneo;
3. *Talorchestia deshayesi* è una specie conosciuta soltanto in Atlantico e in Mediterraneo, pertanto l'olotipo di Savigny è certamente del Mediterraneo;
4. due specie, *Leucothoe furina* e *Dulichiella fresneli* hanno una larga ripartizione tropicale e non sono state mai raccolte nel Mediterraneo; pertanto, gli olotipi descritti vengono sicuramente dalla zona di Suez dove ha lavorato Savigny;
5. l'ultima specie, *Talitrus cloquetii,* è considerata esclusiva del Mar Rosso ma risulta ancora dubbia, in quanto non è stata più ritrovata.

La sintesi della parte storica della campagna d'Egitto è stata presa dai lavori di Lassius, 1998a, 1998b e Sale 1998. I dettagli sulla vita di Savigny sono stati ricavati da Pallary, 1932a, 1932b e 1934.

Ringraziamenti

Ringrazio la Dott.ssa D. Guinot per il suo aiuto nella redazione della parte storica e il Dr. F. Mastrototaro per la revisione del testo italiano.

Bibliografia

ANONIMO (1809-1930) - Description de l'Egypte ou recueil des observations et des recherches qui ont été faites en Egypte pendant l'Expédition de l'armée française
1ª edizione : Parigi, 1809-1828, 9 volumi e 11 volumi di Tavole.
2ª edizione : Parigi, Panckoucke, 1821-1830, 26 volumi e 11 volumi di Tavole.

AUDOUIN J.V. (1826) - Explication sommaire des planches Crustacés. *Description de l'Egypte Histoire naturelle*, **1**: 92-93.

AUDOUIN J.V. (1827) - Explication des planches, Crustacés. *Description de l'Egypte.* Seconda edizione, **22**: 276-280.

LAISSUS Y. (1998a) - *L'Égypte, une aventure savante 1798-1801.* Fayard ed.: 614 pp.

LAISSUS Y. (1998b) - *Il y a 200 ans, les Savants en Égypte, textes rassemblés par Yves Laissus.* MNHN et Nathan ed.: 144 pp.

PALLARY P. (1932a) – Marie Jules-César Savigny, Sa vie et son œuvre. Première partie : La vie de Savigny. *Mémoires de l'Institut d'Egypte,* **17**: 1-106.

PALLARY P. (1932b) – Marie Jules-César Savigny, Sa vie et son œuvre. Deuxième partie : L'œuvre de Savigny. *Mémoires de l'Institut d'Egypte,* **20**: 1-87.

PALLARY P. (1934) – Marie Jules-César Savigny, Sa vie et son œuvre. Troisième partie : Documents. *Mémoires de l'Institut d'Egypte,* **23**: 1-203.

SAVIGNY M J-C (1805) – *Histoire naturelle et mytologique de l'ibis,* Paris.

SAVIGNY M J-C (1816) – Observations générales sur la bouche des arachnides, des crustacés et des entomostracés. Second Mémoire:39-117, pl. 1-8. *Mémoires sur les animaux sans vertèbres.* 1 partie, Paris : Deterville.

SCHELLENBERG A. (1928) – Report on the Amphipoda. Zoological results of the Cambridge Expedition to Suez Canal, 1924. *Transactions of the Zoological Society of London,* **22** : 633-692.

SOLE R. (1998) - *Les savants de Bonaparte.* Seuil ed.: 254 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 39-75

C. FROGLIA

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima – C.N.R., Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italy.

THE ITALIAN BIOLOGICAL RESEARCH IN THE RED SEA, AN HISTORICAL OVERVIEW

RASSEGNA STORICA DEGLI STUDI DI BIOLOGIA MARINA REALIZZATI DAGLI ITALIANI IN MAR ROSSO

Abstract

A historical review of the investigations on marine biology and fisheries carried out by Italian scientists in the Red Sea is presented together with an extended bibliography and a list of all the new taxa described since the first contribution by Brocchi in 1821.

Key-words: *Marine biology, History of science, Expeditions, Taxonomy, Red Sea.*

Introduction

The Red Sea has several analogies to the Mediterranean Sea. Both are land-locked basins with depths of over 2000 metres and are presently connected to the world oceans through narrow sills that rise to less than 140 m (Bab-el-Mandeb Strait) in the case of the Red Sea and 320 m (Gibraltar Strait) in the case of the Mediterranean. The two basins have been separated since the Miocene. Events such as the Miocene salinity crisis and the sea-level lowering during the Quaternary glacial periods influenced the composition of the present fauna. Thus the Mediterranean biota are mostly of Atlantic origin, whereas the Red Sea has been colonised by species of Indo-Pacific origin.

The artificial opening of the Suez canal in 1869, which, once again, connected the two biogeographic regions, enabled the exchange of biota. Since then, the flow of species from the Red Sea into the Mediterranean (Lessepsian migration) has been significant and has modified the biological communities of the Eastern Mediterranean; the opposite migration of Mediterranean species into the Red Sea has been nearly nil up to now (Por, 1978).

Mediterranean and European scientists showed a strong interest on the Red Sea biota well before the opening of the Suez canal.

The ill fated expedition "Arabia felix" was the first scientific biological expedition to that region after the Linnean revolution of taxonomy. It explored the Red Sea shores from October 1762 to August 1763. Unfortunately during the expedition all but one (C. Niebuhr) participants died. Niebuhr returned to Denmark bringing back part of the collected material and Peter Forsskål's notes (posthumously published in 1775).

Since then biota and oceanography of the Red Sea have been studied by vessel based expeditions and at coastal marine research stations.

Italian contributions to the knowledge of Red Sea biota have been rather important, but not always fully evident in recent reviews, probably due to the

fact that most have been published in Italian and sometimes obscure journals with limited distribution.

Reviews of Red Sea oceanography and plankton have been published respectively by Morcos (1970) and Halim (1969), whereas its geology is dealt with in a series of contributions recently edited by Purser & Bosence (1998).

A review of Red Sea ecology and of impact human activities have on its environment and biota may be found in the volume edited by Edwards & Head (1987) for the series "Key environments".

The first difficulty I faced when I started to prepare this lecture on Italian biological studies in the Red Sea (including the nearby Gulf of Aden), was how to identify an "Italian scientist" in the first half of the XIX century when Italy was not a political entity. Italy is a long dating cultural and ethnic entity, even if in 1815 the Austrian minister Prince C. von Metternich said "Italy is only a geographic word". Actually, only in 1862 part of the Italian states were unified in the Kingdom of Italy under the Savoia.

Thus I decided to include also those scientists born in the "Italian territory", who, before the existence of the Italian kingdom, served in other States. An example is Giambattista Brocchi (1772-1826), who greatly contributed to the paleontological studies of the Italian territory and later explored Egypt and died in Karthoum, serving as mines inspector for the Egyptian government. Part of Brocchi's Egyptian collections are still preserved in the Museum of Bassano del Grappa, his hometown (Marini, 1987).

Soon after the opening, in 1869, of the Suez canal (constructed by F. de Lesseps on the project of the Italian architect G. Negrelli), the young Kingdom of Italy, well aware of the importance of coastal possessions along the new maritime route to the Far East represented by the Red Sea, started a colonial activity in East Africa.

Political and military affairs of a state always influence economic as well as scientific activities. Italian studies in the Red Sea, too, followed the fate of the expansion and loss of Italy's colonies, and in this review they will be chronologically grouped as follows:

- The pre-colonial period (before the Italian occupation of the Bay of Assab in 1870);
- The colonial period (from 1870 to the end of World War II);
- The post-colonial period (from 1945 to present days).

Furthermore preparing this review I tried to compile a bibliography of the Italian contribution to the knowledge of the Red Sea, exhaustive as much as possible, with a list of all new taxa described, independently from their presently recognised validity.

The pre-colonial period

Amongst early contributors to the knowledge of the Red Sea biota, Giovanni Antonio Zanardini (1804-1878) (Fig. 5a) has a leading position for his studies on Red Sea, Indian Ocean and Mediterranean algae.

He described 4 new genera and 37 new species in a preliminary note (Zanardini, 1851) and, subsequently, in the monograph "Plantarum in mari Rubro hucusque collectarum enumeratio" (Zanardini, 1858), mainly based on the material collected by Portier in 1846 in the Northern Red Sea. Grunow has

the authorship of most of new species and varieties of *Sargassum* described in the monograph.

Zanardini graduated in medicine and, from 1847 to 1869, was the surgeon of the Venice prisons. He did not have an academic position, but greatly contributed to the knowledge of Mediterranean and exotic algae. After Zanardini's death his herbarium was acquired by the Venezia municipality (De Toni & Levi, 1888).

Arturo Issel (1842-1922) deserves a special place among the explorers of southern Red Sea. Narrative of his travelling, with biological notes, was published in 1872 (Viaggio nel Mar Rosso e tra i Bogos). His monograph "Malacologia del Mar Rosso" (A. Issel, 1869), in which 528 species of molluscs are discussed, 58 considered new to science, is, according to Mastaller (1987), ".. a unique source of information for everyone who is interested in the mollusc fauna of the Red Sea".

In these early times results of studies on material collected in the Red Sea were also published by Brocchi (1821), Figari & de Notaris (1853), Nardo (1844).

The colonial period

In the XIX century the circumnavigation of the globe by prestigious vessels of the Navy was a common showing off for maritime nations. The surgeon on board often was also in charge of the collection of biological samples, but sometimes the cruises had official hydrographic and scientific objectives and civilians joined the vessel complement.

In those years two vessels took the Italian flag around the world bringing large collections from distant oceans back to Italy.

The naturalists Filippo De Filippi and Enrico Giglioli took part to the cruise of the steam-corvette "Magenta" (2712 tons displacement) that, under Commander Vittorio Arminjon in the years 1866-1868, cruised from Montevideo (Uruguay) to Malaysia, Japan, and the Pacific coasts of South America, passing the Strait of Magellan and, after a stop in Uruguay, returning back to Italy on the 28th of March 1868 (Gabriele, 1979).

The "Magenta" did not visit the Red Sea, but Targioni Tozzetti (1877), in his report on the Decapods collected during the voyage of the "Magenta", described among new species also a xanthid crab, *Pilodius granulatus* (sin. *Phymodius granulatus*), collected in the Red Sea and present in the previous holdings of the Firenze Museum.

The steam corvette "Vettor Pisani" (Fig. 1), (1960 tons displacement), under Commander Giuseppe Palumbo, left the Napoli harbour on the 20th of April 1882 for her voyage of circumnavigation. On board, the Navy officer Gaetano Chierchia was in charge of the biological collections. He had had a short technical training at the Stazione Zoologica in Napoli under Pietro Dohrn and Salvatore Lo Bianco. The passion he developed for his work is well evident in the biological narrative of the cruise he subsequently wrote (Chierchia, 1885). The "Vettor Pisani" worked in the Southern part of the Red Sea in the second half of March 1885, on her way back to Italy, where she returned on the 30th of April 1885.

At the time Italy did not have a National Museum of Natural History, and still one has to come! Thus, the Navy made an agreement with the Stazione Zoologica to deposit in the holdings of this renowned Institution the biological collections made by the "Vettor Pisani" and by any future expedition of Navy

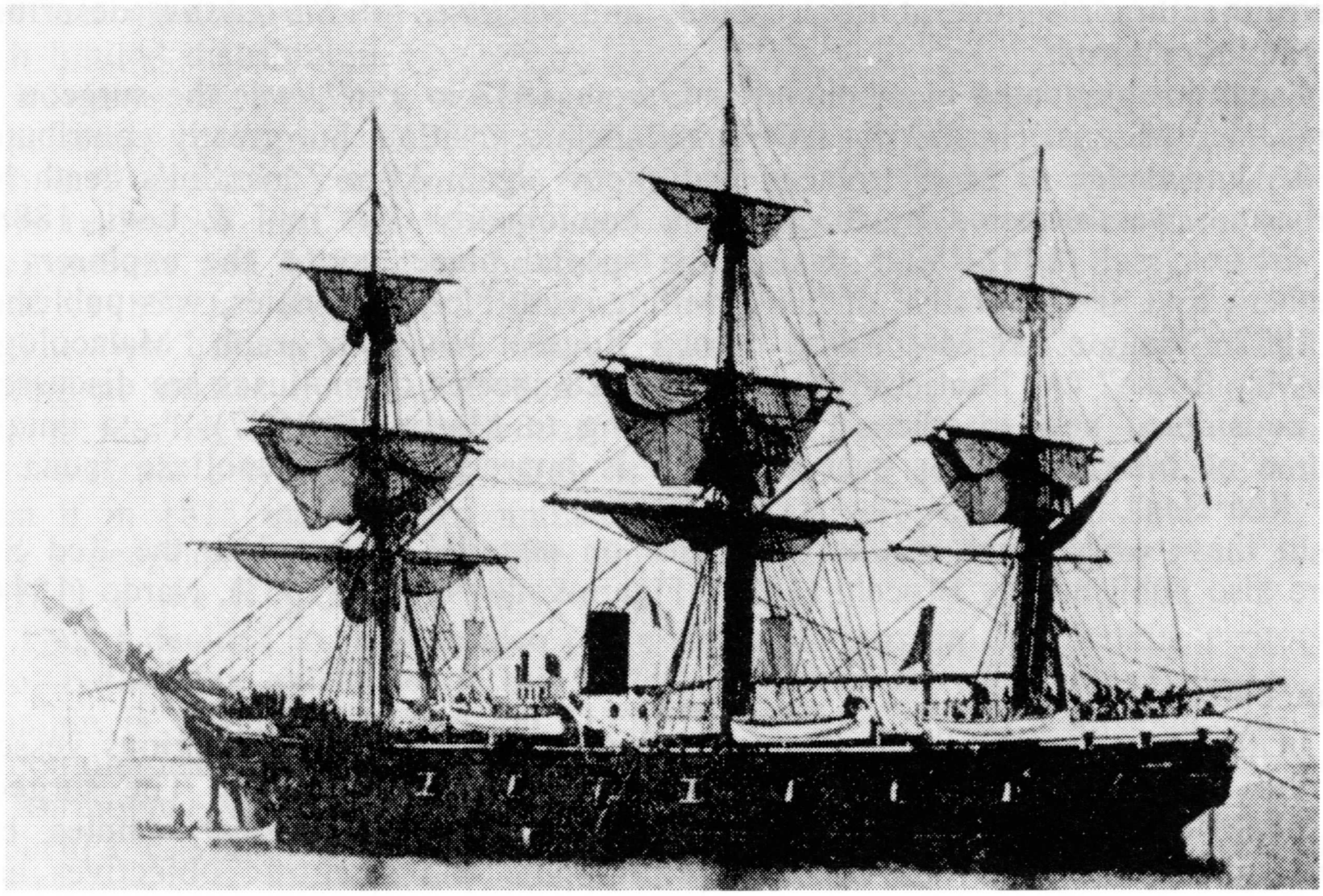


Fig. 1 - Steam.corvette "Vettor Pisani", made biological collections in the Red Sea during the trip around the world in the years 1882-1985. (courtesy: Ufficio storico della Marina Militare).

La pirocorvetta "Vettor Pisani" effettuò campionamenti biologici nel Mar Rosso durante il viaggio di circumnavigazione del globo negli anni 1882-1985. (Per gentile concessione dell'Ufficio storico della Marina Militare).

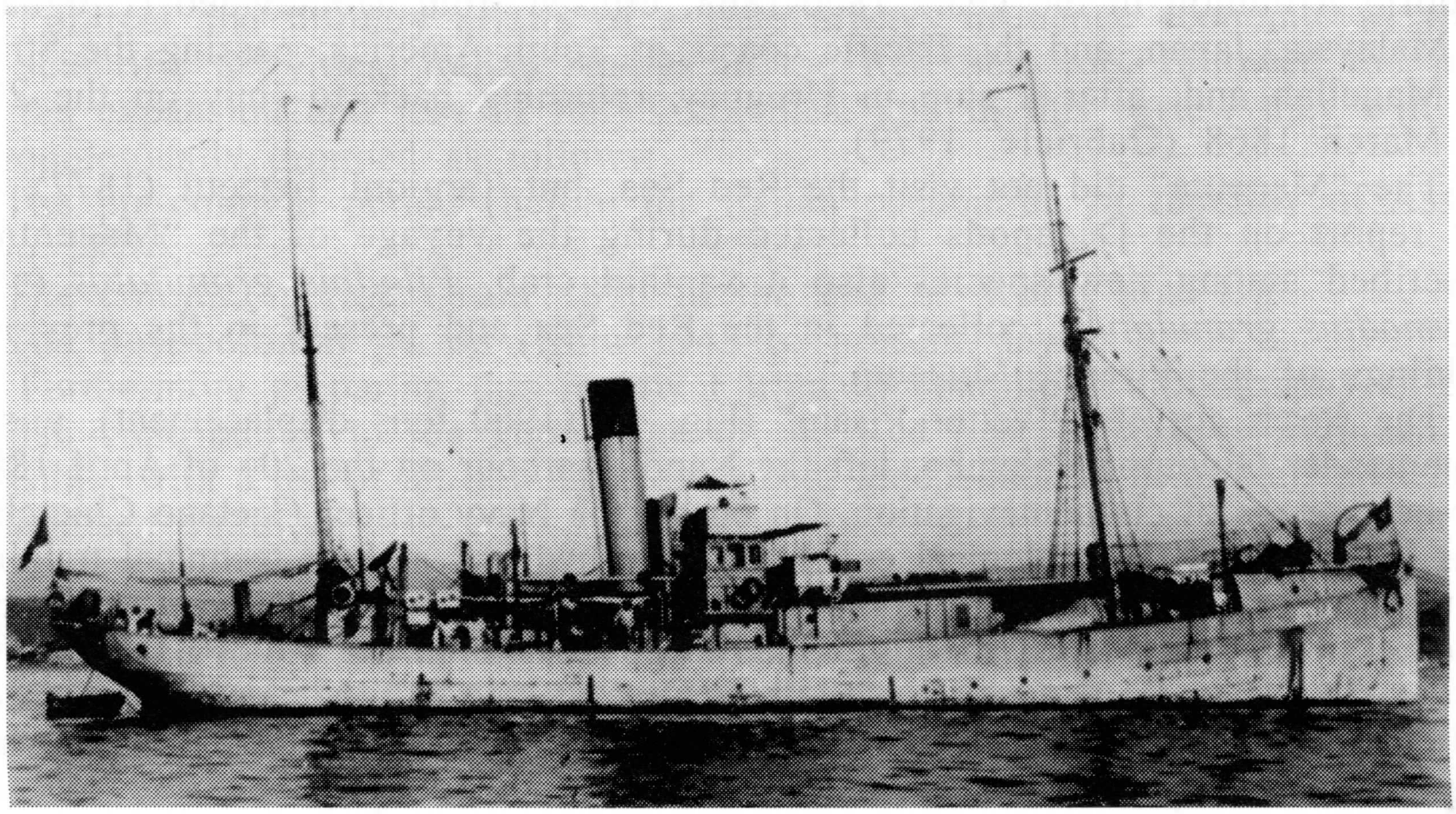


Fig. 2 - Gun-boat "Scilla", surveyed the coasts of Eritrea and in the years 1902-1903, 1905-1906 also made biological collections. (Courtesy: Ufficio storico della Marina Militare).

La cannoniera "Scilla" utilizzata per il rilievo idrografico delle acque eritree, negli anni 1902-1903 e 1905-1906 effettuò anche raccolte biologiche. (Per gentile concessione dell'Ufficio storico della Marina Militare).

vessels. A Commission was appointed by the Accademia dei Lincei to supervise the study of the collections that were sent to leading Italian and foreign scientists. The agreement was soon forgotten and, in the absence of a National Museum, the collections of the "Vettor Pisani" were dispersed in different Museums and Universities. Part of the Crustacea Decapoda studied by Cano (1889), who described two new species from the material collected in the Red Sea, are now deposited in the Zoological Museum of the University of Firenze.

In 1869 the Italian shipping company Rubbattino rented for 10 years from local authorities the Bay of Assab (Eritrea) to be used as trading post and coal deposit for its ships.

Ten years later the Italian Navy sent in the area two vessels to protect national commercial interest. Giacomo Doria and Oreste Beccari, on behalf of the Natural History Museum of Genova, partecipated to the expedition on board the "Esploratore" and made collections in Massawa, Assab and Aden.

The Bay of Assab became an Italian colony formally in 1882, but since 1880, the Italian Navy started a survey of the bay of Assab to improve safety of maritime routes in an area characterised by shoals and coral reefs (Bonetti, 1965).

In 1890, five years after the landing of the Italian troops in Massawa, the whole coastal region of Eritrea became a colony of the Italian kingdom (Dei Gaslini, 1938; Gabriele, 1990).

In those years several Navy officers, on duty at port stations and on Navy vessels, made significant collections they donated to the Universities and Museums of their home towns once they returned to Italy. Someone became attracted to natural history studies, as Caramagna (1888) who reported on the molluscs he collected in the colony. Part of Caramagna's collection of shells from Assab is still preserved in the Natural History Museum in Venezia. Expeditions sent by the Army to explore the inland, as that led by Captain Vittorio Bottego, sampled along the coastal region as well. A list of fish collected in the gulf of Massawa can be found in the report of the Vertebrata sent by Bottego to the Natural history cabinet of the University of Parma, his home town (Del Prato, 1891).

The "Scilla" (Fig. 2), a former gun-boat (1076 tons displacement) was transferred to the hydrographic service in 1891 and sent to the Red Sea, under Commander Cassanello. His officers made several collections that were sent mostly to the University of Modena. Picaglia (1894a, 1894b) reported on foraminifera and fish and Mazzetti (1894) on echinoderms. The algae collected by the "Scilla" were sent to Antonio Piccone (1844-1901), at that time the leading Italian algologist, who published several contributions to the algology of Eritrea (Piccone, 1884, 1889a, 1893, 1900, 1901) and also studied the algae collected by the "Vettor Pisani" (Piccone, 1886, 1889b).

The "Scilla" continued the survey of the Eritrean coast in the years 1892-93 (Commander A. Bertolini) and 1895-96 (Commander C. Marcacci) and brought back further zoological collections, whose fishes were studied by Borsieri (1904).

Giuseppe Nobili (1877-1908) (Fig. 5b) has a special place among European scientists who investigated the Red Sea fauna at the beginning of the XX century. After publishing several contributions on Decapod crustacea of South America, based on the rich collections in the Zoological Museum of the University of Torino, he published, at the age of 28 years, the "Faune carcinologique de la mer Rouge - Décapodes et Stomatopodes", (Nobili, 1906a) a still fundamental work for all those studying Red Sea Decapods.

The monograph was based on the Italian collections and, especially, on the large collection from the Red Sea and the Gulf of Aden (Djibouti), made available by Prof. Bouvier of the Paris Museum, who highly estimated Nobili's professional qualities.

In this monograph and in a series of earlier contributions he described 82 new species of crustacea from the Red Sea: 73 Decapods, 2 Stomatopods and 7 Isopods) (Nobili, 1901, 1904a, 1904b, 1905a, 1905b, 1905c, 1906a, 1906b).

Unfortunately an illness took his life at 31, when all major European Museums were sending him valuable collections for study (Camerano, 1908).

The main Italian scientific expedition in the Red Sea was carried out between September 1923 and June 1924 with the hydrographic vessel "Ammiraglio Magnaghi" (Fig. 3) (2050 tons displacement), under Commander Leopoldo Novaro. The small gunboat "Generale Arimondi" (Fig. 4), a former tug transferred to colonial service, was also used for biological and hydrological sampling.

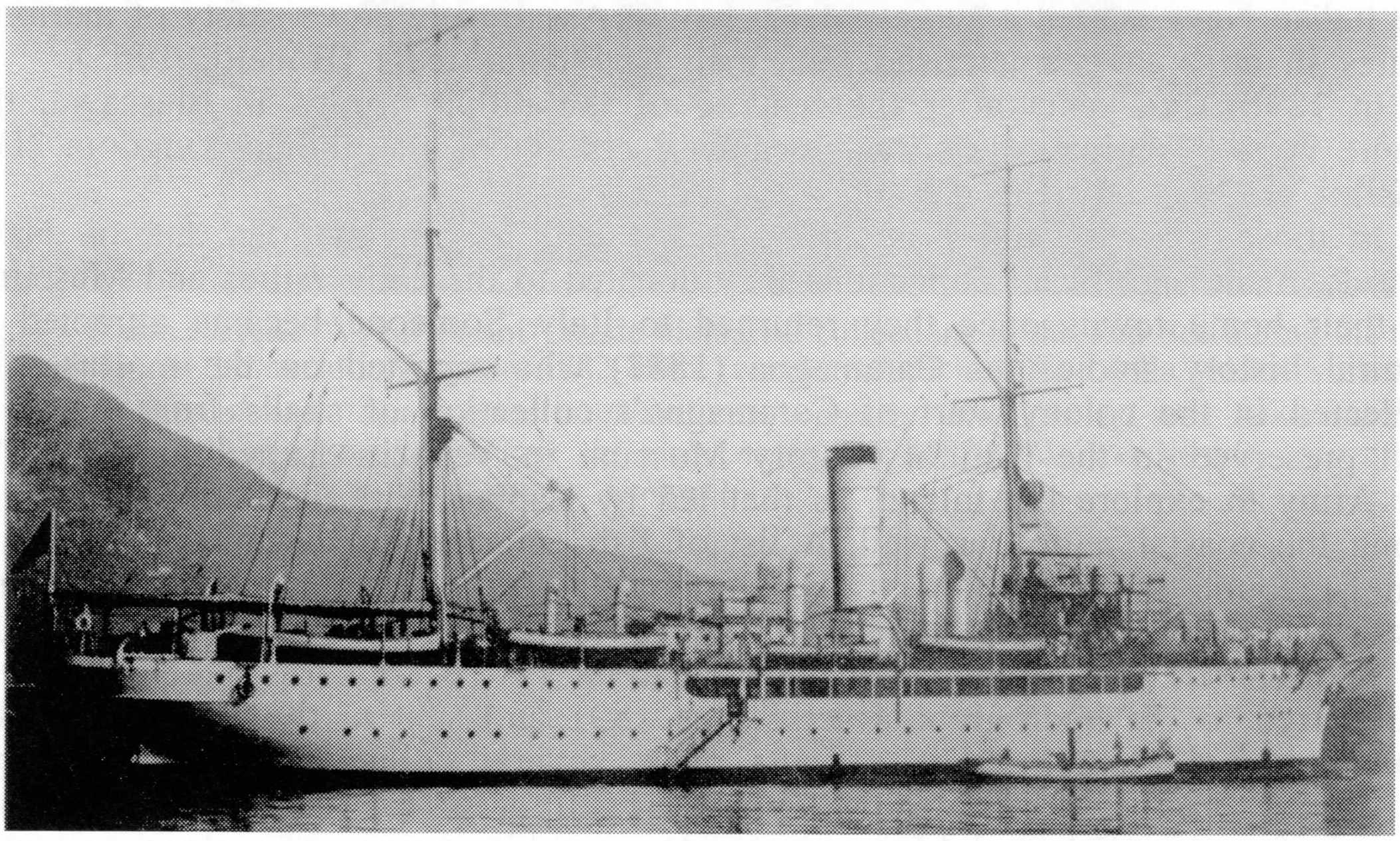


Fig. 3 - Hydrographic ship "Ammiraglio Magnaghi", made extensive biological collections and oceanographic observations during the 1923-1924 cruise to the Red Sea. (Courtesy: Ufficio storico della Mariṇa Militare).

La nave idrografica "Ammiraglio Magnaghi" effettuò importanti raccolte biologiche ed osservazioni oceanografiche durante la campagna 1923-1924 nel Mar Rosso. (Per gentile concessione dell'Ufficio storico della Marina Militare).

Civilian oceanographers and marine biologists joined the vessel complement. Profs. Vercelli and Picotti were in charge of physico-chemical observations, with emphasis on the study of water mass exchanges between Indian Ocean and Red Sea at the Bab el Mandeb strait. Prof. Luigi Sanzo (1874-1940) (Fig. 5c), assisted by the technician G. Arena and the illustrator F. Mazza, was in charge of biological sampling. Sanzo's primary interest was on fish eggs and larvae and extensive plankton sampling was done during the whole cruise, whereas collections of benthos and adult fish were restricted to coastal waters

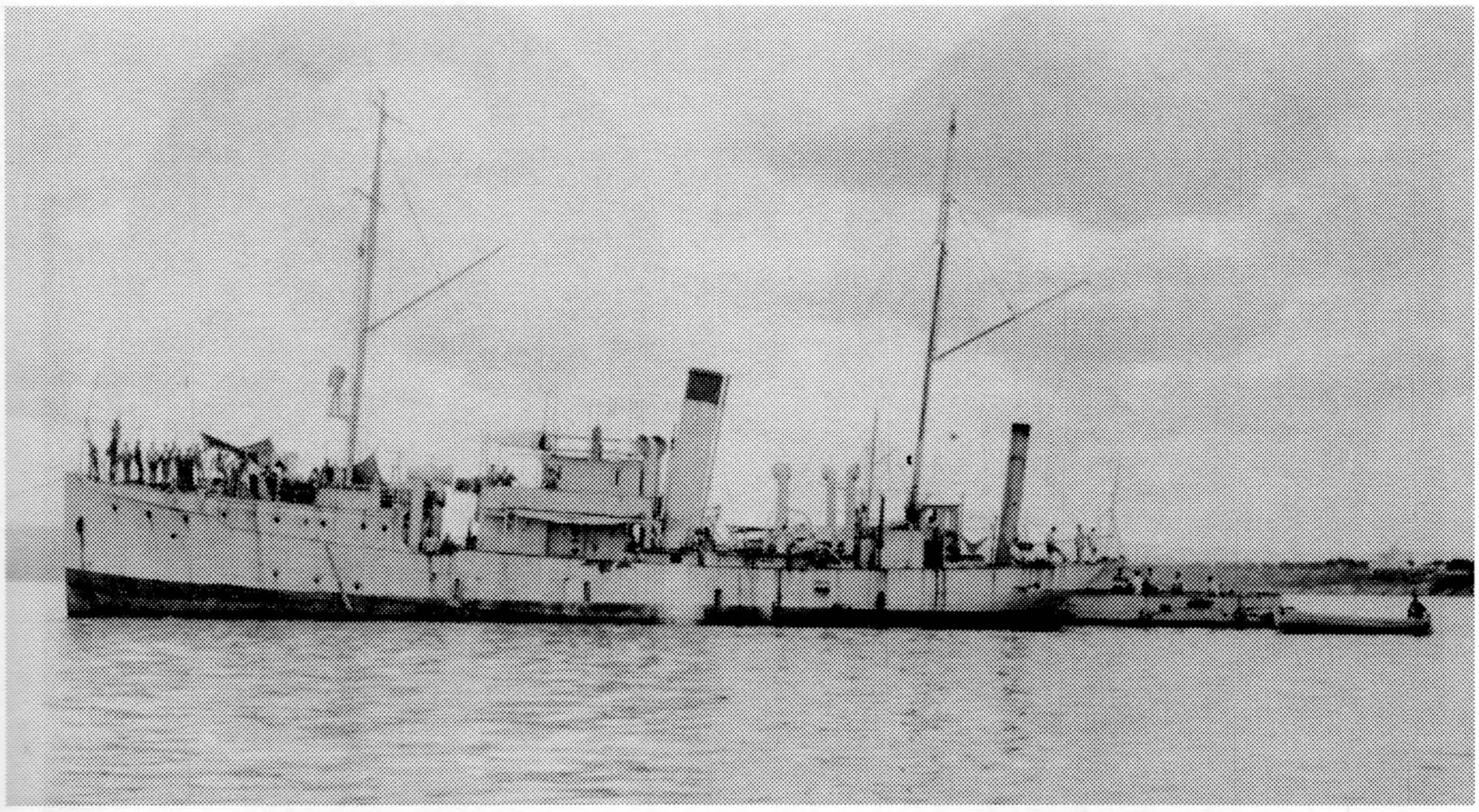


Fig. 4 - Gun-boat "Generale Arimondi", based in Massawa, carried out part of the biological and oceanographic sampling during the 1923-1924 expedition of the R.V. "Ammiraglio Magnaghi" to the Red Sea. (Courtesy: Ufficio storico della Marina Militare).

La cannoniera "Generale Arimondi", di base a Massaua, affiancò la R.N. "Ammiraglio Magnaghi" nei campionamenti biologici ed oceanografici nel corso della campagna 1923-1924 nel Mar Rosso. (Per gentile concessione dell'Ufficio storico della Marina Militare).

when the vessel was in harbours or at anchorage in sheltered bays. Narrative of the cruise (Sanzo, 1928) includes the complete list of the biological stations.

The rich material collected during the cruise was distributed for study to the leading Italian scientists and in the years following the results were published mainly in the "Memorie del Regio Comitato Talassografico" and in a special issue (volume 11bis) of the "Annali Idrografici". Preliminary notes appeared also in the Italian zoological journals. Of particular interest is the report of D'Ancona (1928b) on the larval stages of Anguilliform fish, and the descriptions of several new species of the Red Sea pelagic fauna (Colosi, 1930; Coifmann, 1937; Caroli, 1930; Schiacchitano, 1930a; Torelli, 1934). A full list of the publications based on Red Sea materials collected by the "Ammiraglio Magnagni" is included in the bibliography at the end of this note.

The R/V "Ammiraglio Magnaghi" (under Commander Luigi Rubartelli) returned to the southern Red Sea in 1929 to carry out hydrographic surveys. This time the scientific research program focused on currents (Vercelli, 1936) and fishery. The results of the fishery operations and an analysis of the fishery in Eritrea were published by Ninni (1931a). Part of the zoological material he collected during this cruise is still preserved in the Museo civico di Storia naturale in Venezia (Tortonese, 1957b; Guinot, 1964; Mizzan, 1996).

Emilio Ninni had already published a review on Italian colonial fisheries and opportunities for their development (Ninni, 1921). Following the 1929 cruise, he suggested the establishment of a permanent marine biological station in Massawa to carry on studies on marine biology and give technical support to the efforts made to develop fishery activities.

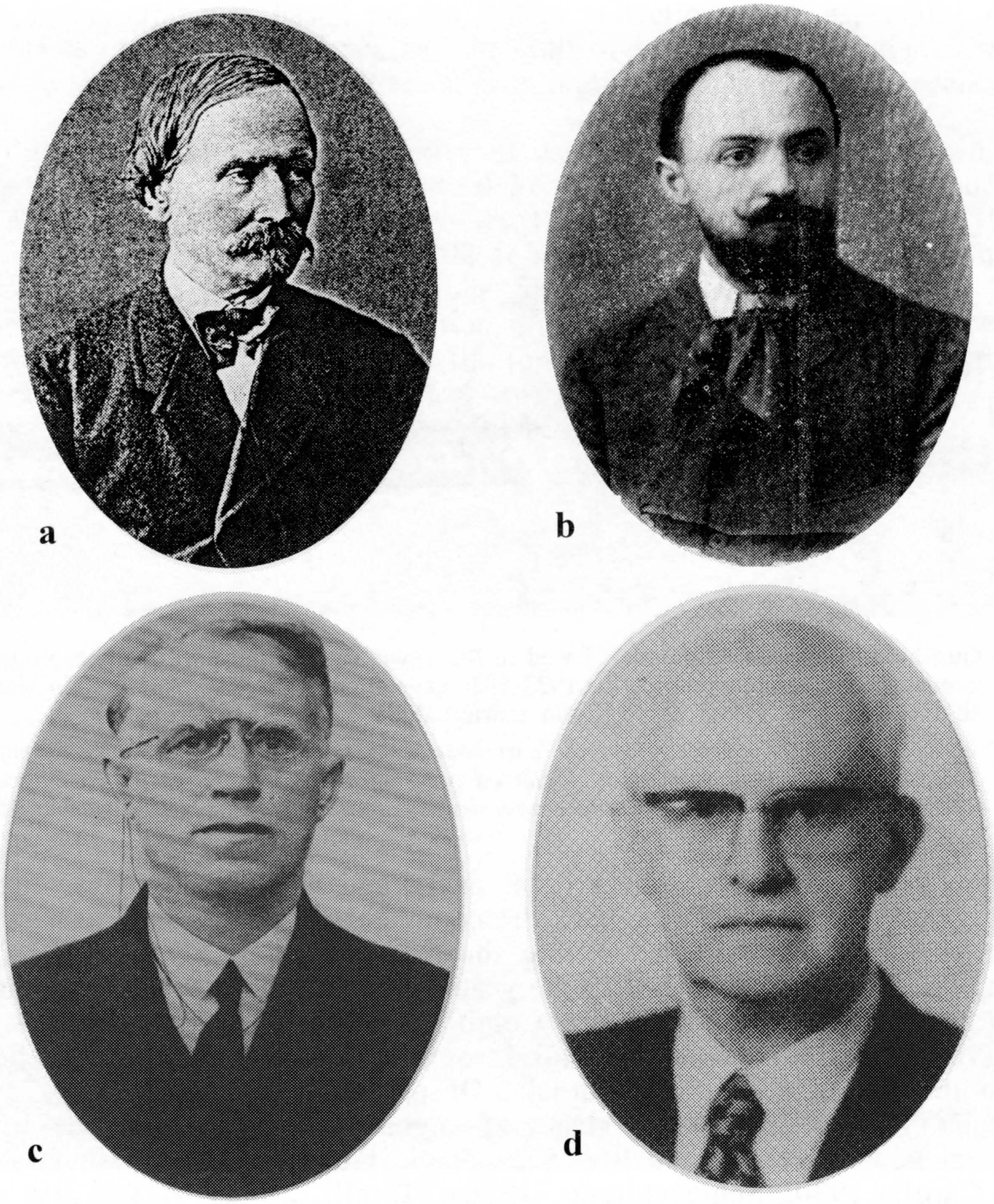
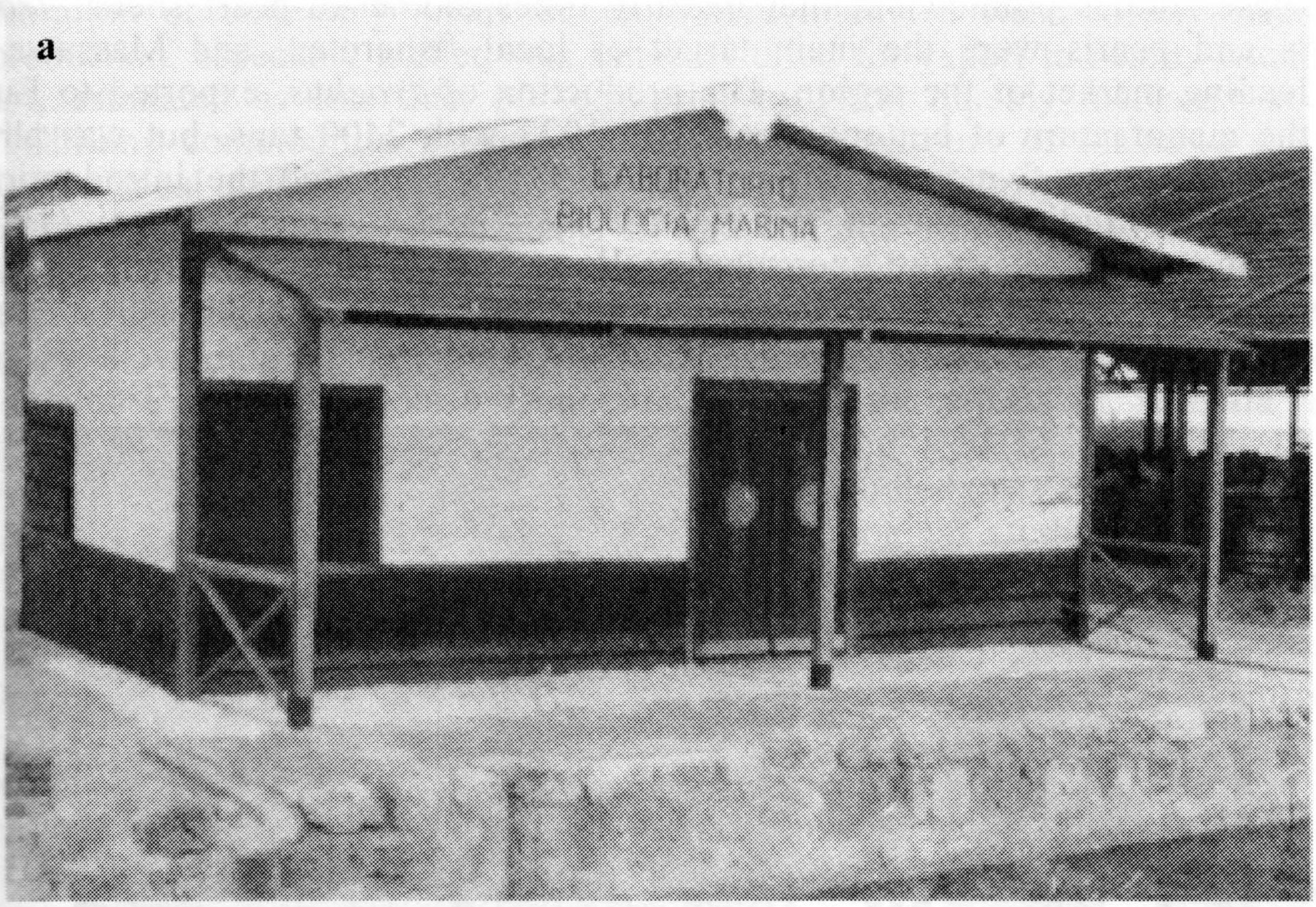


Fig. 5 - **a**) Giovanni Antonio Zanardini (1804-1878); **b**) Giuseppe Nobili (1877-1908); **c**) Luigi Sanzo (1874-1940); **d**) Enrico Tortonese (1911-1987).

Italian interest in the development of Eritrean fisheries (Cattoi, 1898) and as well of a pearl industry (A. Issel, 1892) dates back to the end of the 1800's.

In a continuous effort to develop colonial economy, two years later Santucci was sent to Eritrea to continue the fishery investigations. The insufficient logistic support available negatively affected his work (Fig. 6), nevertheless, he was able to sample with set-nets, pots, hooks and beach seines in the coastal region and around the islands of the Dahlak archipelago (Santucci, 1934c).



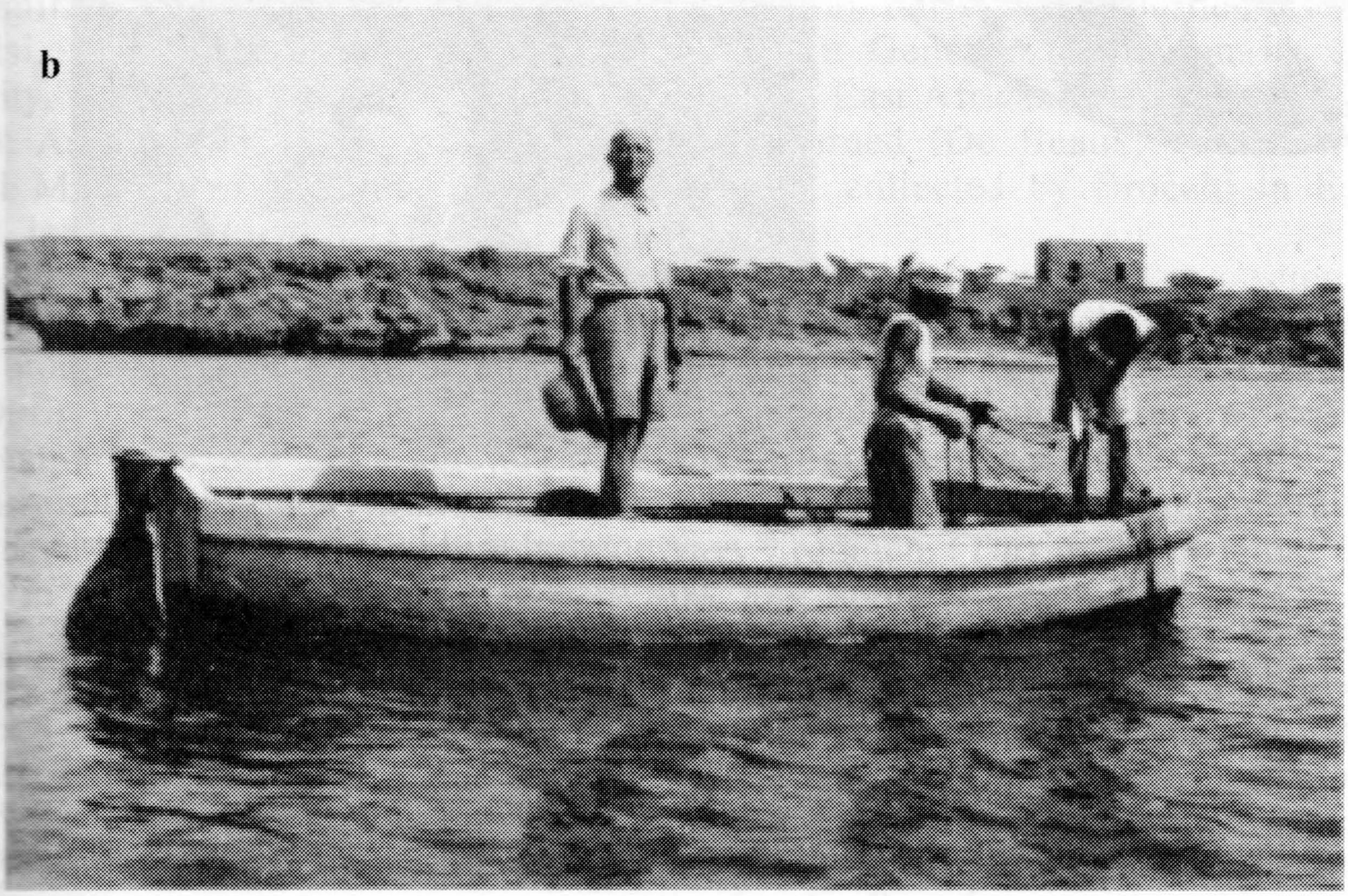


Fig. 6 - **a**) The barrack of the "Società Pescherie Italiane dell'Africa Orientale" in the harbour of Massawa used by Santucci during his fishery investigations in 1933 and pompously named Marine Bological Laboratory; **b**) Row boat used by Santucci (standing) for the biological sampling in the Bay of Massawa (from: Santucci, 1934).

***a**) La baracca nel porto di Massaua messa a disposizione di Santucci dalla "Società Pescherie Italiane dell'Africa Orientale" nel 1933 e pomposamente chiamata "Laboratorio di Biologia Marina"; **b**) Imbarcazione a remi utilizzata da Santucci (in piedi) per i campionamenti nella rada di Massaua (da Santucci, 1934).*

These studies pointed out that in early times mother-of-pearl shells, *Trochus* shells and pearls were the main target of local fishermen, and Massawa was the leading market of the region. The production of *Trochus*, exported to Europe for the manufacture of buttons, peaked in 1923 with 2400 tons, but was already half this quantity five years latter. Ninni (1931a) suggested the introduction of a minimum landing size in the fishery for *Trochus* and Santucci (1934c), comparing the size of the specimens collected in Eritrea and along the Arab coasts, evidenced for this species a situation that today would be called "growth overfishing" (Fig. 7).

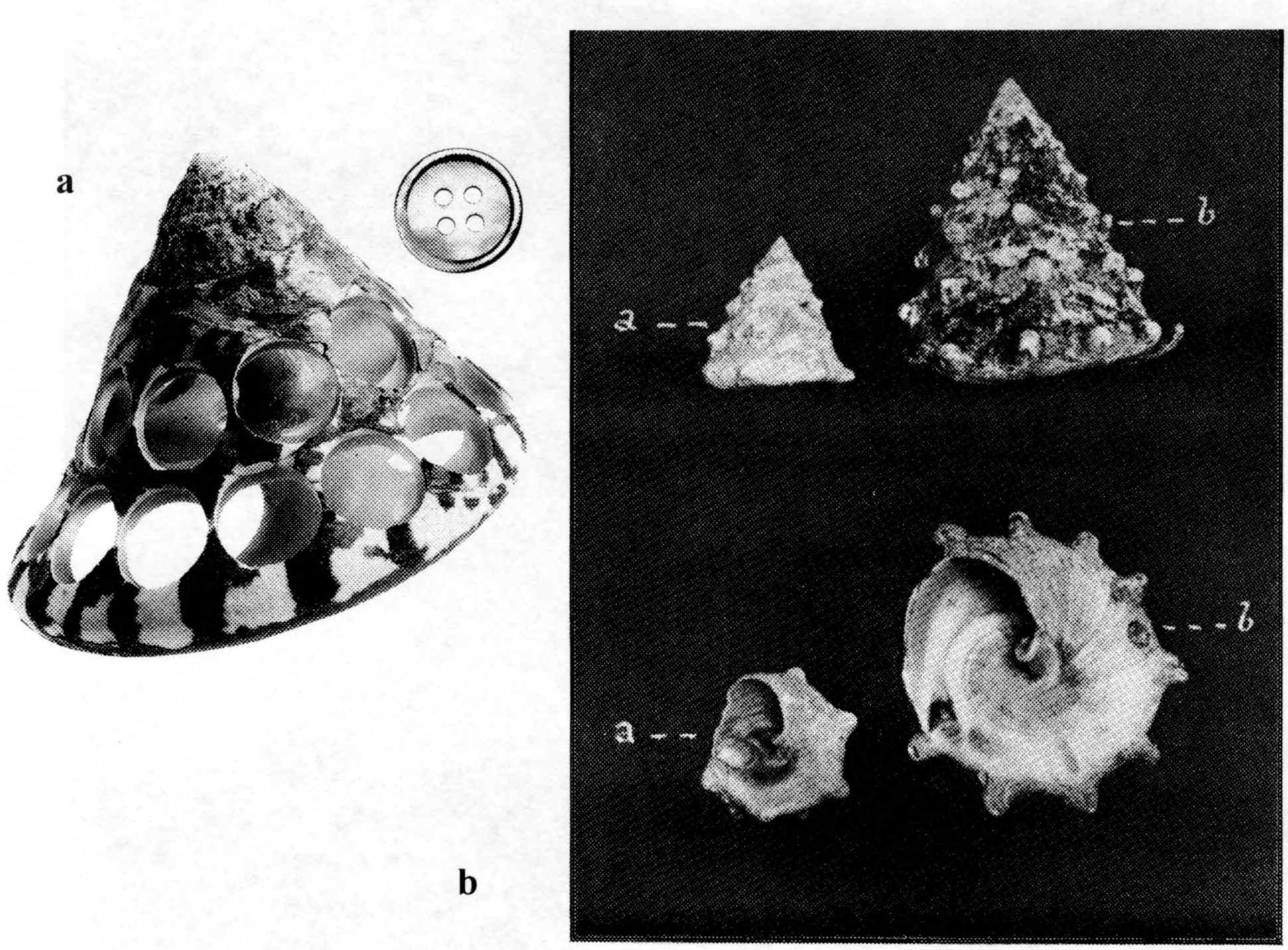


FIG. 34. — Il *Trochus dentatus* del Mar Rosso : *a*) esemplare delle acque eritree, di massima dimensione ; *b*) esemplare delle acque arabe, di media dimensione.

Fig. 7 - **a**) *Trochus* shell used to make buttons in the first half of XX century; **b**) reduction of *Trochus* size in the overexploited populations along the Eritrean coast (from Santucci 1934, pl.22).

a) *Conchiglia di* Trochus *utilizzata per la produzione di bottoni nella prima metà del XX secolo;* ***b)*** *riduzione della dimensione dei* Trochus *nella popolazione sovrasfruttata lungo la costa eritrea (da: Santucci 1934, tav.22).*

Dried shark-fins and trepang were also produced and exported to the Far-East markets. The Eritrean stocks of sea cucumbers decreased considerably in the 1930's and trials were conducted, in the Adriatic Sea as well, to enhance Italian production and export (Sella & Sella, 1940).

An Italian fishing company "Pescherie Italiane dell'Africa Orientale" was established in Eritrea in 1920. As the high tropical temperatures cause rapid

deterioration of fish, only small amounts were marketed fresh locally. Most of the production, especially mullet, was salted or dried for export to nearby countries. Export, estimated as less than 50 tons prior to 1920, quickly increased to 500 tons. Chilling commodities became available in the harbour of Massawa only in 1928. The local demand for fresh fish increased in the following years with the increasing number of Italian residents in Eritrean and Ethiopian towns; in 1939 an air service connecting the harbour of Assab to Addis Ababa regularly supplied the capital of the Italian East Africa colonies with fresh Red Sea seafood.

In 1938 Antonio Spartà, pupil of Sanzo, boarded the Navy vessel "Cherso" that, under Commander Mario Bonnetti, surveyed the coasts of Somalia, and, on the way, also made plankton collections in the Red Sea (Spartà, 1939). Arrow-worms, collected at that time, were later studied by Ghirardelli (1947). The outbreak of World War II interrupted the biological studies in the region.

The post World War II period

During World War II the museums, as other Italian civil buildings, suffered heavy damages from air bombing and consequent fires. Thus, the Natural History Museum in Milano lost nearly all the malacological collections, part of the fish collections, including the types of *Apogon pharaonis* described from the Red Sea by Bellotti (1874). The decapods collected during the expedition of the "Ammiraglio Magnaghi", under study by Bruno Parisi went burned as well (Parisi, 1944). The Natural History Museum in Genova, that, from its early activity, significantly contributed to the studies of East African fauna (Vinciguerra, 1930; Ascari, 1937), had part of the library burned (De Beaux, 1944). In the small Museum of Bassano, part of the material collected by Brocchi in Egypt went lost (Marini, 1987).

At the end of the War, Italy had lost all the colonies and the scientific activity in the Red Sea ceased, the Italian economic interests in the area being now marginal.

During war time, the progress in technical and scientific sectors of military interest always has an acceleration. These progresses may subsequently have application in civil activities. This is the case of individual breathing apparatuses and diving equipment used by Italian Navy frogmen (Turrini, 2000) and later used in professional underwater activities and sport diving.

Italian scientific activity in the Red Sea restarted in 1953 with the "Spedizione Subacquea Nazionale nel Mar Rosso". This expedition, privately funded, reached the Dahlak archipelago on board a small ship to test diving equipment and to make biological collections. The new self-breathing apparatus finally gave marine biologists the possibility to study marine life *in situ* and to move freely (Baschieri Salvadori, 1955), without the cumbersome hose and the heavy equipment experimented one century earlier by the French naturalists Quatrefages and Milne Edwards in the Bay of Milazzo (Quatrefages, 1851, quoted in: A. Milne Edwards, 1882).

During the expedition, marine life and underwater spearing by the sport team were filmed and photographed with cameras held in waterproof cases. The movie "Sesto Continente", realized by Folco Quilici with innovative techniques, received several awards in the fifties and his book "Avventura nel Sesto Continente" (Quilici, 1954) became a best seller in Italy, as did the

English narrative of the expedition published in U.K. and U.S.A. (Roghi & Baschieri Salvadori, 1954, 1957).

Study of the biological material, mainly collected on coral reefs, resulted in a series of contributions published chiefly in the journal "Rivista di Biologia Coloniale": fish (Baschieri Salvadori, 1956, 1957; Tortonese, 1956a, b), corals (Rossi, 1956), echinoderms (Tortonese, 1955), decapods (Stella, 1955).

After the creation, in 1971, of the "Centro di Studio per la Faunistica ed Ecologia Tropicali" a research institute within the Italian National Research Council, more regular scientific activity has been carried out in East Africa. Although the institute operated mainly in Somalia along the Indian Ocean shores (Pardi, 1976), it also funded expeditions to the Red Sea, as for example those carried out by the Museo civico di Storia Naturale in Verona to collect amphipods. In previous years several contributions on Red Sea amphipods, describing 10 new species, had been published by Ruffo (1938, 1959, 1969).

In Italy, as in all Western countries, scuba diving and underwater photography gained large popularity in the 1960's, and in 1966 a group of divers set up in Firenze the "Gruppo Ricerche Scientifiche e Tecniche Subacquee", a non-profit association whose purpose is " ... to conduct prevalently underwater scientific and technical research. GRSTS members are morally committed to carry out their activity in strict defence of natural surroundings." (GRSTS, 1986). In over 30 years the association organised diving scientific expeditions to the seven seas, always gathering important photographic documentation of local marine life.

The expeditions to the Red Sea visited the following areas: Dahab, Sinai (Egypt) in 1972 and 1973, Gulf of Aqaba (Jordan) from 1974 to 1978 and in 1982, Obhor Creek, Jeddah (Saudi Arabia) in 1977 and 1978, Zabargad Island (Egypt) in 1980, Farasan Islands (Saudi Arabia) in 1984 and 1985.

Several members of S.I.B.M. had the opportunity to partecipate to these expeditions, among all I want to remember here Prof. Enrico Tortonese (1911-1987) (Fig. 5d), a leading authority in the taxonomy of fish and echinoderms, who, during his long career, published over 40 papers on Red Sea fauna and its relations with the Mediterranean.

On some occasions marine biologists had the opportunity to join geological expeditions studying sedimentation in coral reefs (Angelucci *et al.*, 1975) or sea-floor spreading in the axial trough of the Red Sea (cruises of the R/V "Bannock" in 1979 and "Salernum" in 1983, funded by the National Research Council) (Bonatti *et al.*, 1983).

The gastropod, bivalve and coral taxa also attract the interest of paleonthologists, as they remain well preserved in fossil deposits and give formidable insights to past events that influenced present fauna. The molluscs of the quaternary fossil deposits in the southern shores of the Red Sea have been dealt with by Selli (1973). Recent studies on Egyptian shores, carried out with EU funding, evidenced that the Pleistocene sea-level, temperature and salinity fluctuations of the Red Sea, consequent to glacial cycles, dramatically influenced the regional fauna (Taviani, 1995, 1998a, 1998c). Several stenoecious taxa went extinct during the last glacial period and recolonisation seems to be very recent (about 10,000 years ago), with significant faunal turnover (Taviani, 1998c).

In recent years cooperation between Italian and local scientific institutions brought Italian marine biologists to the Red Sea shores for teaching, as at Asmara university (Pronzato, Manconi, Melles, 1994), or to carry out eco-

ethological studies and biological sampling, as at Eilat marine station (Gherardi, 1991, 1993, 1996).

All published results of these investigations, known to me, are listed in the bibliographic section.

After World War II Ethiopia built fish-meal plants in Massawa. In the 1950's around 20,000 tons of small pelagic fish (Clupeoids) were processed yearly, production being exported to Europe. The temporary closure of the Suez canal first and the war between Eritreans and Ethiopians, started in 1972, severely affected fishery activity and, in 1980, the landings were back to the colonial period levels of 400 tons (Sanders & Morgan, 1989).

A fishery mission sent in the area by the Italian Foreign Ministry, Department for Cooperation and Development (Di Natale, 1989) and observations by Italian marine biologists giving lectures at Asmara University (De Ranieri, pers. com.) evidenced the possibilities of developing artisanal fishery in the area of Massawa and along the coast. The scarcity of trawlable grounds in offshore waters, the unstable political situation and the regional conflicts kept Italian fishing companies, which trawlers continued to work along the Somali coast (Vaccarella *et al.*, 1985) and in the nearby Gulf of Aden, away from the area.

No data are available on the captures of vessels fishing in the Gulf of Aden, but the kindness of some skipper made available discard samples that yielded new species in well studied groups, such as the gastropods (Morassi, 1994, 1998) which, for the beauty of the shells, their easy preservation and commercial value, attract large numbers of students.

When we look to the so called "minor groups" (referring to the small number of specialists studying them!) the scarce knowledge on these taxa becomes immediately evident. The study of only 12 samples of sediments from the northern Red Sea by Bonaduce and coworkers yielded 62 new species of benthic ostracods (Bonaduce *et al.*, 1978, 1980; Pugliese *et al.*, 1984).

Conclusions

The references listed in the bibliography, despite my efforts, probably are not exhaustive of the Italian contribution. Their analysis (Fig. 8) shows the number of publications increased in the years following the establishment of Italian economic and political interest in the Southern Red Sea in 1870.

The maximum is recorded for the decade following the cruise of the "Ammiraglio Magnaghi" in the years 1923-24, and the strong drive given by the Italian government to fishery investigations.

The Italian contribution to the knowledge of Red Sea biology has continued in recent years, even if most biological investigations have been carried out on an individual basis because no large Italian project on marine biology covered the region.

When sorting the literature by subject (Fig. 9a) the highest number of publications falls under the topic "biodiversity". These studies, most frequent product of exploratory expeditions, are propaedeutic to ecological investigations and resource management planning.

The frequency of the taxa covered by such biodiversity studies (Fig. 9b) reflects both the sampling intensity exerted on different taxa and the presence of specialists in Italian institutions. Fish and Crustaceans are the taxa with the

highest number of contributions, but as always, amongst Crustaceans different orders were not equally studied. For example I could count 16 papers on Decapods, 5 on Amphipods, but none on Tanaids.

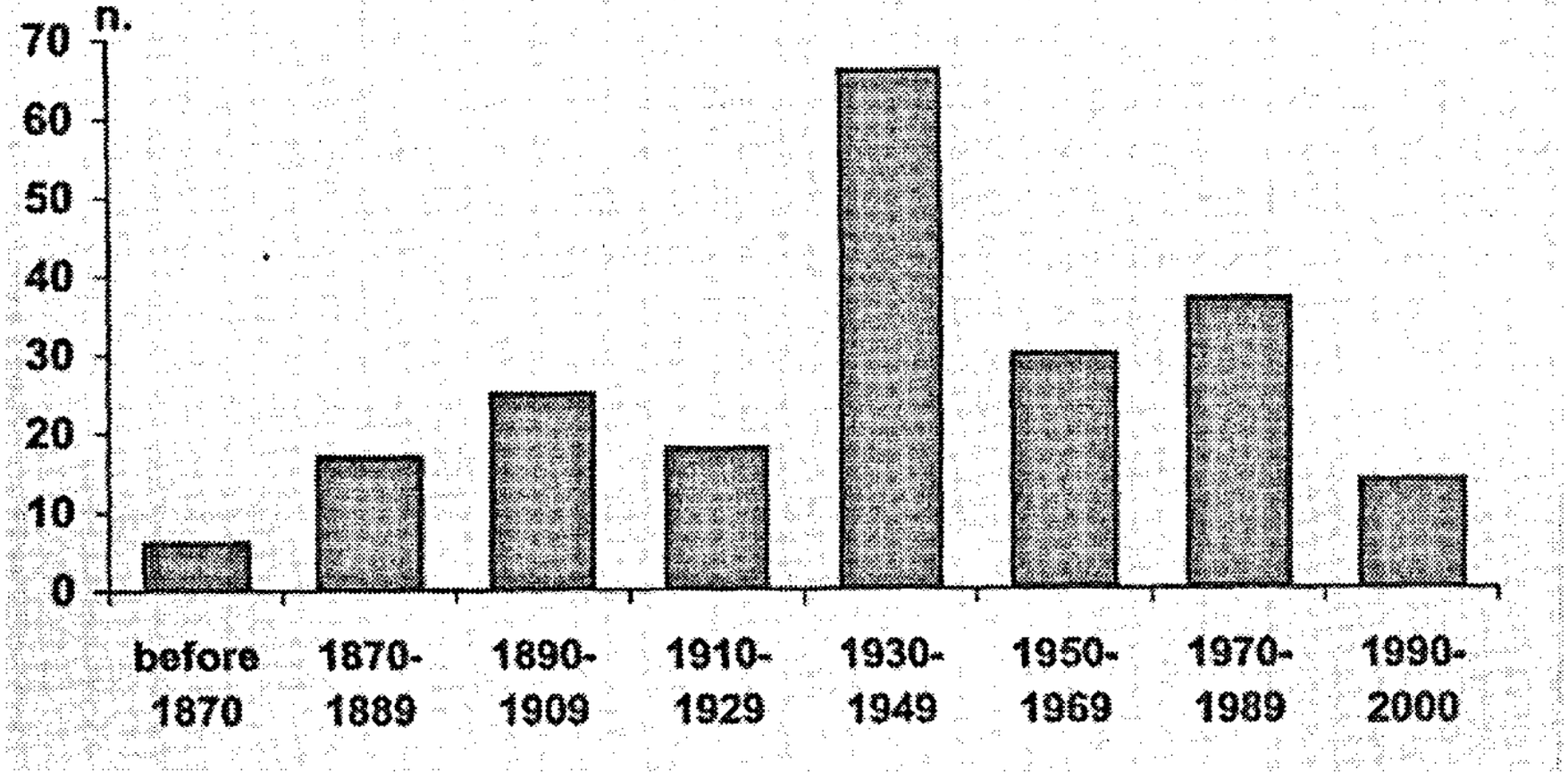


Fig. 8 - The number of publications on Red Sea marine biology (*sensu lato*) reflects the different intensity of Italian investigations the area in the last two centuries.

*Il numero di pubblicazioni italiane sulla biologia marina (*sensu lato*) del Mar Rosso rispecchia la diversa intensità di ricerca nel corso degli ultimi due secoli.*

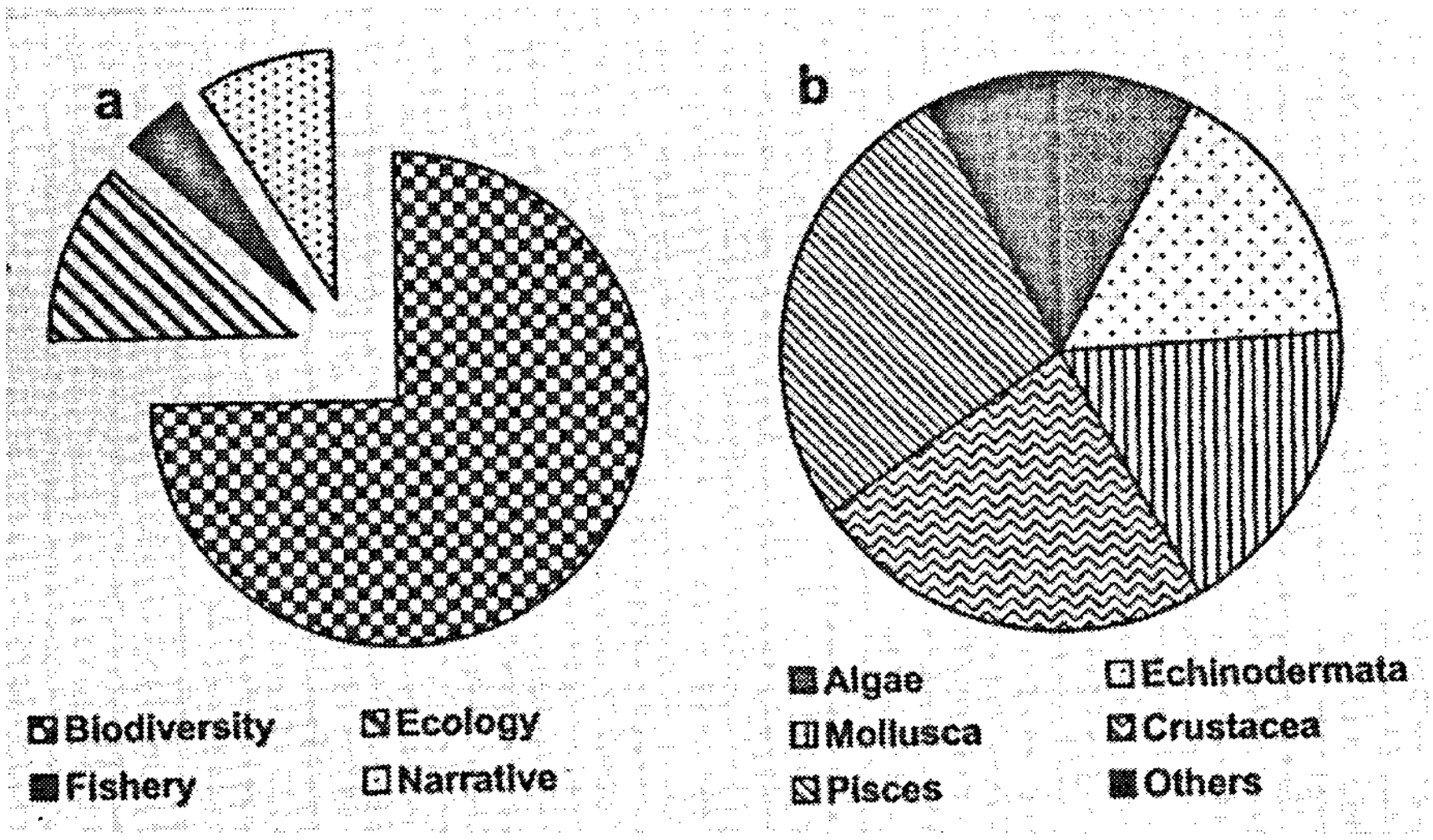


Fig. 9 - **a)** Italian publications on Red Sea marine biology sorted by topics: biodiversity, ecology, fishery, expeditions narrative. **b)** Italian studies on Red Sea biodiversity sorted by taxonomic groups.

***a)** Pubblicazioni italiane sulla biologia marina del Mar Rosso, suddivise per tematiche: biodiversità, ecologia, pesca, rapporti delle spedizioni. **b)** Frequenza dei diversi taxa trattati negli studi italiani sulla biodiversità del Mar Rosso.*

The new taxa from the Red Sea, described by Italian scientists, are listed in the Appendix together with authorship and type locality. For the geographic position of the stations sampled during the "Ammiraglio Magnaghi" 1923-24 cruise, see Sanzo (1928).

On a total of 375 new species, 62 are Algae, 289 Invertebrates and 24 Fishes (including 16 species established on larval stages: *Leptocephalus*) (Tab. 1).

Tab. 1 - Summary of the new taxa described from the Red Sea by the Italian scientists.
Numero di nuovi taxa descritti per il Mar Rosso dai ricercatori italiani.

Taxon	**Number**
Algae	
Cyanophyta	6
Chlorophyta	7
Phaeophyta	23
Rhodophyta	26
Coelenterata	1
Trematoda	2
Polychaeta	6
Echinodermata	7
Mollusca	
Polyplacophora	1
Gastropoda	64
Cephalopoda	1
Bivalvia	21
Crustacea	
Copepoda	3
Ostracoda	62
Stomatopoda	2
Mysidacea	14
Amphipoda	17
Isopoda	8
Euphausiacea	2
Decapoda	78
Osteichthyes	24

The broad term "ecology" encompasses publications dealing with biology, behaviour and communities, and represents about 12% of the publications examined. This group includes some outstanding contributions on ecology of single species, but it is clear that Italy did not carry out large ecological studies of the Red Sea environments neither during the colonial period, nor more recently.

Papers dealing with fisheries make up only 4% of the total. Fisheries investigations were carried out during the colonial period only. The geomorphology of the Red Sea, the very small extension of trawlable grounds off Eritrea and the unstable political situation have kept the Italian entrepreneurs and scientists away from the fisheries sector in recent years.

Modern technologies have rendered old fisheries such as those for *Trochus* and *Meleagrina* unprofitable, but the presence, in the reef areas, of high priced species – spiny lobsters, groupers and lutjanids - could sustain an artisanal fishery. Its rational development could result in export of high quality seafood and contribute to the solution of food shortage problems in the area. It is time for Italy to renew its tradition of fishery investigations in the area, with the aim of enhancing local economy and future trades between the two countries.

The progressive building of modern hotels with air conditioning in now well known tourist localities, attracts large number of tourists to the shores of the northern Red Sea. Those interested in marine life can find handy pocket books (Carletti & Ghisotti, 1995; Mojetta & Ghisotti, 1996) full of information and attractive pictures and probably, seeping a cold drink after a dive, do not imagine these are the summary of two centuries of studies often carried out in very unfavourable conditions. This overview wants to be a small tribute to Italian renowned scientists and anonymous seamen who contributed to the knowledge of Red Sea marine life.

A lot of work is still to be done in the fields of ecology and responsible resource exploitation, as well as in taxonomy, the mother of all biological sciences. I wish Italy will not miss this new opportunity.

Riassunto

L'apertura nel 1869 del Canale di Suez, costruito su progetto dell'italiano G. Negrelli, ha ristabilito la connessione tra il Mare Mediterraneo ed il Mar Rosso, separati fino dall'era terziaria.

L'apertura della nuova via di comunicazione marittima risvegliò gli interessi economici dei paesi mediterranei verso le regioni costiere del Mar Rosso.

L'interesse scientifico per la flora e la fauna marina di questo bacino è di più vecchia data, ma questa rassegna è limitata al periodo successivo alla rivoluzionaria introduzione della nomenclatura binomia nella classificazione degli organismi viventi da parte di Linneo.

Tra i primi naturalisti italiani vanno ricordati il paleontologo G. Brocchi e l'algologo G. Zanardini, che nel 1858 pubblicò una monografia sulle alghe del Mar Rosso. Pochi anni dopo A. Issel (1869) pubblicò un pregevole studio sulla malacofauna del bacino, con particolare riguardo alla sua parte meridionale ove aveva effettuato importanti raccolte zoologiche negli anni precedenti.

Il Regno d'Italia stabilì formalmente il suo primo possedimento coloniale nel Mar Rosso nel 1870.

Le ricerche di biologia marina, prevalentemente orientate alla conoscenza floro-faunistica della regione, ebbero un significativo incremento negli anni successivi, soprattutto grazie al materiale raccolto dagli ufficiali delle navi della Regia Marina impegnati nel rilievo idrografico delle coste o distaccati nei porti dell'Eritrea.

Queste collezioni, e quelle ancor più consistenti depositate nel museo di Parigi, consentirono ad esempio a Giuseppe Nobili di descrivere 82 nuove specie di crostacei e pubblicare nel 1906 la monografia "Faune carcinologique de la Mer Rouge. Decapodes et Stomatopodes".

Negli anni tra le due guerre mondiali l'attività scientifica italiana nel Mar Rosso fu particolarmente intensa. Alle crociere effettuate dalla nave idrografica "Ammiraglio Magnaghi" negli anni 1923-24 e 1928-29 parteciparono anche oceanografi (Vercelli), che condussero studi sulle correnti nello stretto di Bab el Mandeb, e biologi (L. Sanzo, E. Ninni) che effettuarono accurati campionamenti planctonici e studi orientati allo sviluppo della pesca locale. I materiali raccolti vennero poi studiati da numerosi studiosi italiani che descrissero molte nuove specie.

Al termine della Seconda Guerra Mondiale, in seguito alla perdita delle colonie, l'attività di ricerca italiana nel Mar Rosso subì una battuta d'arresto. Ma già nel 1953 le ricerche di biologia marina ripresero grazie alla "Spedizione Subacquea Nazionale nel Mar Rosso", che nell'arcipelago delle Dahlak realizzò anche il lungometraggio "Sesto Continente", uno dei primi film subacquei nella storia della cinematografia.

Ulteriori ricerche sono state condotte negli anni recenti nel corso di spedizioni, organizzate da istituzioni di ricerca pubbliche (Centro di Studio per la Faunistica ed Ecologia Tropicali del Consiglio Nazionale delle Ricerche) o associazioni private (Gruppo Ricerche Scientifiche e Tecniche Subacquee) o di soggiorni di ricercatori italiani presso istituti scientifici locali.

L'attività dei biologi marini italiani in Mar Rosso si è concretizzata in oltre 210 pubblicazioni (vedasi bibliografia) e nella descrizione di almeno 375 nuove entità tassonomiche (vedasi allegati).

Acknowledgements

I deeply thank the colleagues and the librarians of those Institutions that hosted me during my search for the old literature not available in the library of my institute, for their invaluable help.

A special thank to the staff of the Archivio Storico della Marina who very friendly made available photos of the Navy vessels mentioned in this note.

My wife M. Emilia Gramitto took care of the make-up and electronic reproduction of the old photos; Elisabetta Morello revised the English text.

Bibliography

ANGELUCCI A., CIVITELLI G., FUNICIELLO R., MARIOTTI G., MATTEUCCI R., PASSERI L., PIALLI G., PRATULON A., SIRNA G. (1975) - Preliminary report on the carbonate sedimentation at the Dahlak Islands (Red Sea, Ethiopia). *Geologica Romana*, **14**: 41-61.

ARCANGELI A. (1938) - *Tylos Latreillii* Aud. et Sav., suoi biotipi, sua area di diffusione. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **46** (79): 139-151, 6 pls.

ASCARI M. (1937) - Il museo civico di Storia naturale "Giacomo Doria" in Genova e il suo contributo allo studio faunistico delle colonie italiane - elenco delle pubblicazioni. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **58** (appendix): 32 pp.

BARGONI F. (1987) - *Tutte le navi militari d'Italia, 1861-1986*. Ufficio Storico della Marina Militare: 255 pp.

BARLETTA G. (1969) - Malacofauna del Mar Rosso: I. – Hurghada. *Conchiglie*, **5**: 145-154.

BARLETTA G. (1970a) - Malacofauna del Mar Rosso: II. – Eilat, I parte. *Conchiglie*, **6**: 1-3.

BARLETTA G. (1970b) - Malacofauna del Mar Rosso: II. – Eilat, II parte. *Conchiglie*, **6**: 17-21.

BARLETTA G. (1970c) - Malacofauna del Mar Rosso: III. - Tavole illustrative. *Conchiglie*, **6**: 43-51.

BARLETTA G. (1971) - Malacofauna del Mar Rosso: IV. - I Cipreidi delle Dahlak settentrionali. *Conchiglie*, **7**: 171-178.

BARLETTA G. (1972) - Malacofauna del Mar Rosso: V. - I Cipreidi delle Dahlak meridionali. *Conchiglie*, **8**: 8-14.

BARLETTA G, CASTELLI A. (1978) - Nota sul ritrovamento di quattro esemplari vivi di *Cypraea macandrewi* Sowerby, 1870 in Mar Rosso (Gastropoda Cypraeidae). *Conchiglie*, **14**: 195-204.

BASCHIERI SALVADORI F. (1953) - La presenza di *Scarus muricatus* nel Mar Rosso documentata dalla Spedizione Subacquea Italiana. *Bollettino di Zoologia*, **20**: 99-101.

BASCHIERI SALVADORI F. (1954) - Note biologiche su *Scarus muricatus* Cuv. Val. *Bollettino di Pesca di Piscicoltura e di Idrobiologia*, (n.s.) **8** (2): 234-240, 2 pls.

BASCHIERI SALVADORI F. (1955) - Spedizione subacquea italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. I. Parte narrativa. *Rivista di Biologia coloniale*, **13** [1953]: 5-23.

BASCHIERI SALVADORI F. (1956) - Spedizione subacquea italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. VII. Chetodonti. *Rivista di Biologia coloniale*, **14** [1954]: 87-110.

BASCHIERI SALVADORI F. (1957) - Spedizione subacquea italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. IX. Pomacentridi. *Rivista di Biologia coloniale*, **15** [1955]: 57-68, 6 pls.

BELLOTTI C. (1874) - Sopra due specie di pesci raccolti in Egitto durante l'inverno del 1873-74. *Atti della Società italiana di Scienze naturali, Milano*, **17**: 262-265.

BINI G. (1929) - Osservazioni oceanografiche nel Mar Rosso. *Bollettino di Pesca di Piscicoltura e di Idrobiologia*, **5** (5): 803-811.

BINI G. (1933) - La pesca nelle nostre colonie. *Bollettino di Pesca di Piscicoltura e di Idrobiologia*, **9** (5): 840-862.

BISACCHI J. (1930) - Le Nassariidae del Mar Rosso e del Golfo di Aden. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **55**: 43-70.

BISACCHI J. (1931a) - Breve nota intorno alla *Gibbula sismondae* (Issel). *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **55**: 165-167.

BISACCHI J. (1931b) - Alcuni *Trochus* del Mar Rosso. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **55**: 176-182.

BONADUCE G., CILIBERTO B., MINICHELLI G., MASOLI M., PUGLIESE N. (1983) - The Red Sea benthic ostracodes and their geographical distribution. *In*: R.F. Maddocks (ed.), *Application of Ostracoda*, University Houston, Geoscience: 472-491.

BONADUCE G., MASOLI M., PUGLIESE N. (1978) - Ostracoda from the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **40** [1976]: 372-428.

BONADUCE G., MASOLI G., MINICHELLI N., PUGLIESE N. (1980) - Some new benthic marine ostracod species from the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Bollettino Società Paleontologica Italiana*, **19** (1): 143-178.

BONATTI E., CLOCCHIATTI R., COLANTONI P., GELMINI R., MARTINELLI G., OTTONELLO G., SANTACROCE R., TAVIANI M., ABDEL-MEGUID (1983) - Zabargad (St. John's) Island: an uplifted fragment of sub-Red Sea lithosphere. *Journal of the Geological Society*, London, **140**: 677-690.

BONETTI M. (1965) - Lavori idrografici eseguiti dalla R. Marina italiana nel Mar Egeo, nel Mar Rosso ed in Oceano Indiano. *Annali Idrografici*, Genova, **13**: 213-262.

BORRI M., SABELLI B., TAVIANI M. (1983) - *Cypraea (Talparia) exusta* Sowerby, 1832, from the Central Red Sea: new data. *Lavori della Società Malacologica Italiana*, **20**: 103-107.

BORSIERI C. (1904) - Contribuzione alla conoscenza della fauna ittiologica della Colonia Eritrea. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **41**: 187-220.

BROCCHI G. (1821) - Catalogo di una serie di conchiglie raccolte presso la costa Africana del golfo Arabico dal sig. G. Forni ed illustrate dal sig. Brocchi. *Biblioteca italiana: Giornale di letteratura scienze ed arti compilato da vari letterati*, **24**: 73-86, 202-226.

CALABRESI E. (1927a) - Nuove larve di Ceriantarii. *Monitore zoologico Italiano*, **38** (5): 93-110, 1 pl.

CALABRESI E. (1927b) - Nuove larve di Ceriantarii. II nota preliminare. *Monitore zoologico Italiano*, **38**(10): 237-250, 3 pl.

CALABRESI E. (1928) - Nuove larve di Ceriantarii. *Monitore zoologico Italiano*, **39** (1): 1-17, 1 pl.

CAMERANO L. (1908) - Giuseppe Nobili, cenni biografici. *Bollettino dei Musei di Zoologia ed Anatomia comparata della R. Università di Torino*, **23** (595): 5 pgs + portrait.

CANO G. (1889) - Viaggio della R. Corvetta Vettor Pisani attorno al globo. - Crostacei Brachiuri ed Anomuri. *Bollettino della Società dei Naturalisti in Napoli*, **3** (2): 169-268, pl. 7.

CARAMAGNA G. (1888) - Catalogo delle Conchiglie Assabesi. *Bullettino della Società malacologica italiana*, **13**: 113-149, pl. 8.

CARLETTI A., GHISOTTI A. (1995) - *The Red Sea dive guide*: 167 pp. col. maps. Abbeville Press Publishers, New York.

CARLI A. (1969) - Osservazioni sistematiche e biologiche su *Ocypode saratan* (Forskal, 1775), raccolto sulle coste della Migiurtinia (Spedizione Scortecci, 1953) (Crustacea Brachyura). *Natura*, Milano, **60** (1): 57-79.

CARNIGLIA G.B. (1923) - Relazione della campagna esplorativa di pesca nel mar Rosso. *Bollettino Informazioni Economiche*, Roma, **5** (not seen).

CAROLI A. (1930) - Tomopteridi del Mar Rosso con considerazioni sulla loro distribuzione geografica. Ricerche di biologia marina sui materiali raccolti dalla R.N. "A. Magnaghi" anno 1923-24. Memoria V. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 213-239, 1 pl.

CATTOI A. (1898) - L'industria della pesca nella parte meridionale del Mar Rosso e specialmente nelle acque di Assab. *Giornale Italiano di Pesca e Acquicoltura*, **2** (5): 133-136 (not seen).

CECCHINI C. (1930) - Oxicephalidi del Mar Rosso. Ricerche Biologiche sui materiali raccolti dal Prof. L. Sanzo. Memoria VIII. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 477-492, 6 pls.

CECCHINI C. (1933) - Sergestidi. Ricerche biologiche su materiali raccolti dal Prof. L. Sanzo nella Campagna Idrografica nel Mar Rosso della R.N. "Ammiraglio Magnaghi" 1923-1924. *Memoria, R. Comitato Talassografico Italiano*, **200**: 1-22, 3 pls.

CHIERCHIA G. (1885) - Collezioni per studi di scienze naturali fatte nel viaggio intorno al mondo dalla R. corvetta Vettor Pisani (Comandante G. Palumbo) Anni 1882-83-84-85. *Rivista Marittima*, **1885** (settembre): 239-274, pls 1-6; (ottobre): 5-41, pls 7-8; (novembre): 195-237, pls 9-12.

CIVITELLI G., MATTEUCCI R. (1981) - La scogliera a frangia di Tanam (Isole Dahlak, Mar Rosso). *Bollettino della Società Geologica Italiana*, **99** [1980]: 517-530.

COEN G. (1933) - Un nuovo lamellibranco eritreo. *Bollettino di Pesca, di Piscicoltura e di Idrobiologia*, **9** (2): 206-208.

COIFMANN I. (1936) - Alcuni Misidacei nuovi raccolti dal Prof. L. Sanzo nella crociera della R.N. Ammiraglio Magnaghi al Mar Rosso (1923-24). *Bollettino di Zoologia*, **7**: 83-88.

COIFMANN I. (1937) - I Misidacei del Mar Rosso. Studio del materiale raccolto dal Prof. L. Sanzo durante la campagna idrografica della R. Nave Ammiraglio Magnaghi (1923-24) (Memoria XV della Campagna). *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **233**: 1-52, 25 pls.

COLANTONI P., TAVIANI M. (1982) - Geomorphological and ecological observations in the Sharm Obhor area and nearby coral reefs (Saudi Arabia - Red Sea). *Proceedings 6th Symposium CMAS*, Herriott-Watt University, 14-18 September 1980: 183-192.

COLOSI G. (1930) - Lofogastridi nuovi (Misidacei raccolti nella crociera del Mar Rosso durante il 1923-24 dalla R.N. Magnaghi). *Bollettino di Zoologia*, **1**: 119-125.

COLOSI G. (1934) - *Paralophogaster macrops*, nuova specie di Misidaceo. *Bollettino di Zoologia*, **5**: 43-44.

CONCI C. (1974) - Catalogo dei tipi del Museo civico di storia naturale di Milano I. I tipi dei pesci, con note storiche sulla collezione ittiologica. *Atti della Società italiana di Scienze Naturali e Museo civico di Storia Naturale Milano*, **115** (3-4): 213-237.

D'ANCONA U. (1928a) - Notizie preliminari sugli stadi larvali di murenoidi raccolti dal Pr. Luigi Sanzo nel Mar Rosso e nel golfo di Aden durante la crociera della R.N. Ammiraglio Magnaghi 1923-1924. *Atti Accademia Nazionale dei Lincei, Rc.*, **7**: 427-431.

D'ANCONA U. (1928b) - Murenoidi (Apodes) del Mar Rosso e del Golfo di Aden. - Materiali raccolti dal Prof. Luigi Sanzo nella Campagna della R.N. "Ammiraglio Magnaghi" 1923-24. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **146**: 1-146, 5 pls.

D'ANCONA U. (1930) - Murenoidi (Apodes) del Mar Rosso. Ricerche di biologia marina sui materiali raccolti dalla R.N. "Amm. Magnaghi" anno 1923-1924; Memoria VI. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 241-360, 1 pl.

DE BEAUX O. (1944) - Relazione sull'attività del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria" durante il biennio 1942-43. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **62**: 1-36.

DEI GASLINI M. (1938) - *L'Italia sul Mar Rosso*. La Prora editrice, Milano: 297 pp.

DE TONI G.B. (1923) - Un'aggiunta all'Algarium Zanardini. *Atti del Reale Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti*, **82** (2): 475-485.

DE TONI G.B., LEVI D. (1888) - L'Algarium Zanardini, Collezioni botaniche. *Civico Museo e Raccolta Correr in Venezia. Collezioni di storia naturale*, **1**: 144 pp.

DE TONI G.B., PAOLETTI G. (1888) - Spigolature per la flora di Massaua e di Suakim. *Bollettino della Società Veneto-Trentina di Scienze naturali*, **4**: 64-76.

DEL PRATO A. (1891) - I vertebrati raccolti nella colonia Eritrea dal Capitano Vittorio Bottego. *Bullettino della Sezione Fiorentina della Società Africana d'Italia*, **6** (1-4): 19-77.

DEL PRATO A. (1896) - I Crostacei della collezione Eritrea Bottego. *Atti della Società Italiana di Scienze naturali, Milano*, **36** (2): 181-186.

DI NATALE A. (1989) - *Progetto integrato per lo sviluppo della pesca e della commercializzazione del pescato nella Repubblica di Djibouti.* C.I.C. S.p.A., Rapporto al Ministero degli Affari Esteri, Direzione Generale per la Cooperazione allo Sviluppo.

DORIA G., BECCARI O. (1881) - Viaggio ad Assab nel Mar Rosso, dei signori G. Doria ed O. Beccari con il R. Avviso "Esploratore" dal 16 Novembre 1879 al 26 Febbraio 1880. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **16**: 523-524.

EDWARDS A.J., HEAD S.M. (Eds) (1987) - *Red Sea – Key environments*. Pergamon Press, Oxford: 441 pp.

FACCIOLLÀ L. (1914) - Cirripedi raccolti dal Cap. G. Chierchia nel viaggio di circumnavigazione della R. corvetta "Vettor Pisani" (1882-1885). *Annuario del Museo Zoologico della R. Università di Napoli*, (N.S.) **4** (4): 1-17.

FIGARI A., DE NOTARIS G. (1853) - Nuovi materiali per l'algologia del mar Rosso. *Memorie della Reale Accademia delle Scienze di Torino*, (2) **13** (Cl. Sc. Fis. e Mat.): 133-169, 1 pl.

FROGLIA C. (1978) - The identity of *Macrophthalmus franchettii* Maccagno, 1936 (Decapoda, Ocypodidae). *Crustaceana*, **34** (2): 222-224.

FUMANTI B. (1983) - Contribution to the knowledge of the Marine Algae of Dahlak Island (Red Sea,Ethiopia). *Annali di Botanica*, **41**: 95-101.

GABRIELE M. (1979) - La circumnavigazione della pirocorvetta Magenta. *Rivista Marittima*, **1979** (agosto): 137-149.

GABRIELE M. (1990) - La Marina e la politica coloniale italiana. *Bollettino d'archivio dell'Ufficio storico della Marina militare*, **4**: 71-94.

GALLOTTI A.M. (1972) - Osservazioni intorno ad alcuni pesci ossei del mar Rosso. *Annali del Museo civico di Storia naturale di Genova*, **79**: 27-31.

GHERARDI F. (1991) - Eco-ethological aspects of the symbiosis between the shrimp *Athanas indicus* (Coutière 1903) and the sea urchin *Echinometra mathaei* (de Blainville, 1825). *Tropical Zoology*, **4**: 107-128.

GHERARDI F. (1993) - Protandrous hermaphroditism in the tropical shrimp *Athanas indicus* (Decapoda: Caridea), a symbiont of sea urchins. *Journal of Crustacean Biology*, **13** (4): 675-689.

GHERARDI F. (1996) - Effect of shell status and social context on the agonistic behavior of the tropical hermit crab *Clibanarius signatus*. *Journal of Ethology*, **14**: 100-121.

GHIRARDELLI E. (1947) - Chetognati raccolti nel mar Rosso e nell'Oceano Indiano dalla nave "Cherso". *Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, (n.s.) **2** (2): 253-270, 2 pls.

GIGLIOLI E.H. (1888) - Note intorno agli animali vertebrati raccolti dal Conte Augusto Boutourline e dal D. Leopoldo Traversi ad Assab e nello Scioa negli anni 1884-87. *Annali del Museo Civico di Storia naturale di Genova*, **26**: 5-73.

G.R.S.T.S. (1986) - *1966-1986, twenty years' private contribution to research.* Firenze: 31 pp.

GUINOT D. (1964) - Sur une collection de Crustacés Décapodes Brachyoures de Mer Rouge et de Somalie. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia*, **15** [1962]: 7-63, 3 pls.

HALIM Y. (1969) - Plankton of the Red Sea. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, **7**: 231-275.

ISSEL A. (1869) - *Malacologia del Mar Rosso. Ricerche zoologiche e paleontologiche*. Editori della Biblioteca malacologica, Pisa: 388 pp + 5 pls.

ISSEL A. (1872) - *Viaggio nel mar Rosso e tra i Bogos*. Edizioni Treves, Milano: 213 pp.

ISSEL A. (1873) - *Iconografia di alcune conchiglie raccolte nel Golfo di Suez e sulle spiagge emerse del Mar Rosso*: 7 pp, 3 pls. Tipografia dei Sordomuti, Genova.

ISSEL A. (1892) - Quali potrebbero essere i provvedimenti da adottarsi dal Governo per trarre profitto della pesca ed allevamento dell'ostrica perlifera nelle Isole Dahlak (Quesito proposto dalla Società Africana di Napoli). *Bollettino della Società Geografica Italiana*, (3) **5** (10-11): 906-911.

ISSEL A., TAPPARONE CANEFRI C. (1876) - Studio monografico sopra gli Strombidi del Mar Rosso. Viaggio dei Signori O. Antinori, O. Beccari ed A. Issel nel Mar Rosso, nel Territorio dei Bogos, e regioni circostanti durante gli anni 1870-71. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **8**: 337-366.

ISSEL R. (1930) - Larve di *Chiroteutis* del Mediterraneo e del Golfo di Aden con particolare riguardo alla variazione geografica. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 165-184, 2 pls.

LANZA B. (1968) - A Sciudan, l'isola degli squali con la spedizione Mares nel Mar Rosso (Ottobre-Novembre 1965). *L'Universo, Rivista bimestrale dell'Istituto Geografico Militare Firenze*, **48** (5): 804-836.

MACCAGNO T. (1928) - Crostacei Decapodi. Le specie del genere *Uca* Leach conservate nel Regio Museo Zoologico di Torino. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **41** (11): 1-52.

MACCAGNO T. (1936) - Crostacei di Assab. Decapodi Stomatopodi Anfipodi. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **59**: 171-186.

MASTALLER M. (1987) - Molluscs of the Red Sea. In: A.J. Edwards & S.M. Head (Eds), *Red Sea - Key environments*. Pergamon Press, Oxford: 194-214.

MARINI P. (Ed.) (1987) - *Atti del Convegno: L'opera scientifica di Giambattista Brocchi (1772-1826)*. Bassano del Grappa, 9-10 novembre 1985: 188 pp.

MATTEUCCI R. (1974) - *Cymbaloporella tabellaeformis* (Brady) foraminifero endolitico del Mar Rosso. *Geologica Romana*, **13**: 29-43.

MAZZETTI G. (1894a) - Gli Echinidi del Mar Rosso. *Memorie della Regia Accademia di Scienze, Lettere ed Arti in Modena*, (2) **10**: 210-228.

MAZZETTI G. (1894b) - Catalogo degli Echini del Mar Rosso e descrizione di Sp. n. *Atti della Società dei Naturalisti di Modena*, (3) **12**: 238-243.

MILNE EDWARDS A. (1882) - Les explorations sous-marines du "Travailleur" dans l'Ocean Atlantique et dans la Mediterranèe en 1880 et 1881. *Bulletin de la Societé de Géographie*, (2) **3**: 93-130.

MIZZAN L. (1996) - I Leptocardi, Ciclostomi e Selaci delle collezioni del Museo civico di Storia naturale di Venezia: 1) Leptocardia, agnatha, Gnathostomata - Chondroichthyes (esclusi Rajiformes). *Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia*, **45**: 123-137.

MOJETTA A., GHISOTTI A. (1996) – *Pesci e coralli del Mar Rosso*. Mondadori, Milano: 255 pp.

MORASSI M. (1994) - Dalla Somalia Settentrionale una nuova specie di Turridae. *La Conchiglia*, **26** (272): 5-7.

MORASSI M. (1998) - New species of *Inquisitor* (Gastropoda: Turridae) from Gulf of Aden. *La Conchiglia*, **30** (289): 43-44.

MORCOS S.A. (1970) - Physical and chemical oceanography of the Red Sea. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, **8**: 73-202.

NAMIAS I. (1892) - Su alcune forme Briozoarie del Mar Rosso. *Atti della Società dei Naturalisti di Modena*, (3) **11**: 74-77.

NARDO G. (1844) - Nota sopra una nuova specie di *Disticophora* vivente (*D. cinabarina* Nardo). *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti*, **3**: 67-69.

NINNI E. (1921) - La pesca in Libia, Eritrea e Somalia. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **86**: 1-78.

NINNI E. (1931a) - Relazione sulla campagna esplorativa di pesca nel Mar Rosso. Febbraio - Maggio 1929. *Bollettino di Pesca di Piscicoltura e di Idrobiologia*, 7 (2): 241-316 + 1 map.

NINNI E. (1931b) - Particolare abitudine dell' *Ocypode arenaria* M.E. *Bollettino di Pesca di Piscicoltura e di Idrobiologia*, 7 (3): 445-447.

NINNI E. (1934) - I *Callionymus* dei mari d'Europa. Con un'aggiunta di quelli esotici esistenti nei Musei d'Italia ed una nuova specie di *Callionymus* del Mar Rosso. *Notas y Resumenes, Instituto Espanol de Oceanografia Madrid*, (2) **85**: 1-59, 13 pls.

NOBILI G. (1901) - Decapodi e Stomatopodi Eritrei del Museo Zoologico dell'Università di Napoli. *Annuario del Museo Zoologico della R. Università di Napoli*, (N.S.) **1** (3): 1-20.

NOBILI G. (1904a) - Diagnoses preliminaires de vingt-huit especes nouvelles de Stomatopodes et Decapodes Macroures de la mer Rouge. *Bulletin du Museum d'histoire naturelle, Paris*, **1904** (5): 228-237.

NOBILI G. (1904b) - Nuovi Bopiridi. *Atti della Regia Accademia delle Scienze di Torino*, **41**: 1098-1113, 1 pl.

NOBILI G. (1905a) - Décapodes nouveaux des côtes d'Arabie et du Golfe Persique (Diagnoses préliminaires). *Bulletin du Museum d'histoire naturelle, Paris*, **1905** (3): 158-164.

NOBILI G. (1905b) - Note sur *Ocypoda Fabricii* Milne Edwards. *Bulletin du Museum d'histoire naturelle, Paris*, **1905** (4): 229-234.

NOBILI G. (1905c) - Diagnoses preliminaires de 34 especes et varietes nouvelles et de 2 genres nouveaux de Decapodes de la Mer Rouge. *Bulletin du Museum d'histoire naturelle, Paris*, **1905** (6): 393-411.

NOBILI G. (1906a) - Faune carcinologique de la Mer Rouge. Decapodes et Stomatopodes. *Annales des Sciences Naturelles, Zool.*, (9) **4**: 1-347, pls 1-11.

NOBILI G. (1906b) - Tre nuovi Sferomidi eritrei del Museo Zoologico dell'Università di Napoli. *Annuario del Museo Zoologico della R. Università di Napoli*, (N.S.) **2** (16): 1-7, pl. 7.

OLIVERIO M., CHEMELLO R., TAVIANI M. (1995) - Host association and external morphology of *Dentiovula dorsuosa* from the Red Sea (Prosobranchia, Caenogastropoda, Ovulidae). *Argonauta*, **9** (1-6): 23-30.

OLIVERIO M., TAVIANI M., CHEMELLO R. (1997) - A coral-associated epitoniid, new to the Red Sea (Prosobranchia, Ptenoglossa). *Argonauta*, **9** (10-12): 3-10.

OSTINI M., RIGOLETTI L. (1983) - Una nuova specie del Mar Rosso *Strombus (Conomurex) dehelensis*. *La Conchiglia*, **15** (168-169): 21.

PARDI L. (1976) - L'attività del "Centro di studio per la faunistica ed ecologia tropicali" del Consiglio Nazionale delle Ricerche nel quinquennio 1971-1976. *Monitore Zoologico Italiano*, (N.S.), **7** (Suppl.): 195-269.

PARENZAN P. (1931) - Osservazioni biologiche sull' *Ocypoda ceratophthalma* Fabr. *Atti R. Istituto Veneto Scienze Lettere ed Arti*, **90** (2): 1001-1008, pls 14-16.

PARISI B. (1922) - Elenco degli Stomatopodi del Museo di Milano. *Atti della Società Italiana di Scienze naturali e del Museo civico di Storia naturale in Milano*, **61** (1): 91-114.

PARISI B. (1940) - Gli Stomatopodi raccolti dal Prof. L. Sanzo nella Campagna idrografica nel Mar Rosso della R.N. Ammiraglio Magnaghi 1923-1924 (Memoria 16a della Campagna). *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **275**: 1-7.

PARISI B. (1944) - L'incendio del Museo di Storia Naturale di Milano. *Natura,* Milano, **35**: 65-72.

PATRIZI S. (1933) - Note ed osservazioni sulla Flora e la Fauna della Dancalia Italiana meridionale. *Atti Pontificia Accademia delle Scienze Nuovi Lincei*, **86**: 254-275 (not seen).

PAULUCCI MACCAGNO T., CUCCHIARI B. (1957) - Revisione delle Palaemoninae del Museo di Torino. *Bollettino dell' Istituto e Museo di Zoologia della Università di Torino*, **5** (11): 291-372.

PICAGLIA L. (1894a) - Foraminiferi del Mediterraneo e del Mar Rosso dragati nella campagna idrografica della R. Nave "Scilla" nel 1891-1892. *Atti della Società dei Naturalisti di Modena*, (3) **12**: 95-99.

PICAGLIA L. (1894b) - Pesci del Mar Rosso pescati nella campagna idrografica della Regia Nave "Scilla" nel 1891-92; coll'aggiunta delle specie del Mar Rosso e del Golfo di Aden donate all'Istituto Zoologico della R. Università di Modena dal Medico di 1° classe nella R. Marina, Dottor Vincenzo Ragazzi e dal Tenente di vascello Paolo Parenti. *Atti della Società dei Naturalisti di Modena*, (3) **13**: 22-40.

PICCONE A. (1884) - Contribuzioni all'algologia eritrea. *Nuovo Giornale Botanico Italiano*, **16**: 281-332, pls 7-9.

PICCONE A. (1886) - *Alghe del viaggio di circumnavigazione della Vettor Pisani*: 97 pp., 2 pls. Genova.

PICCONE A., (1889a) - Manipolo di alghe del Mar Rosso. *Reale Accademia dei Lincei, Memorie della Classe di scienze fisiche, matematiche e naturali*, **6**: 63-78.

PICCONE A. (1889b) - Nuove alghe del viaggio di circumnavigazione della "Vettor Pisani". *Reale Accademia dei Lincei, Memorie della Classe di scienze fisiche, matematiche e naturali*, **6**: 9-63.

PICCONE A. (1893) - Materiali botanici della campagna idrografica dello "Scilla" nel Mar Rosso. Notizie preliminari. *Atti della Società Ligustica di Scienze naturali e geografiche*, **4**: 379-382.

PICCONE A. (1900) - Nuove contribuzioni alla flora marina del Mar Rosso. *Atti della Società Ligustica di Scienze naturali e geografiche*, **11**: 251-268.

PICCONE A. (1901) - Alghe raccolte dall'ing. Luigi Robecchi-Bricchetti nel Mar Rosso e sulla costa della Somalia. *Annuario del R. Istituto Botanico di Roma*, **9**: 119-123.

PIZZINI M. (1997) - Contributo n. 6 alla conoscenza della Famiglia Caecidae. *C. ruggerii*, un nuovo *Caecum* del Mar Rosso (Caenogastropoda: Rissoidea). *La Conchiglia*, **29** (284): 23-26.

POR F.D. (1978) - *Lessepsian migration. The influx of Red Sea Biota into the Mediterranean by Way of the Suez Canal*. Ecological Studies, 23. Springer Verlag, Berlin: 228 pp.

PRONZATO R., MANCONI R., MELLES A. (1994) - Structure of coral reefs at Massawa (Southern Red Sea). *Bollettino dei Musei ed Istituti Biologici dell'Università di Genova*, **58-59**: 97-115.

PUGLIESE N., BONADUCE G., MASOLI M. (1984) - Benthic ostracods from El Hameira (Gulf of Aqaba, Red Sea). *Atti del Museo Geologico e Paleontologico di Monfalcone, Quaderno* **2**: 1-22.

PURSER B.H., BOSENCE D.W.J. (Eds) (1998) – *Sedimentation and Tectonics in Rift Basins Red Sea:- Gulf of Aden*. Chapman & Hall, London.

QUILICI F. (1954) - *Avventura nel Sesto Continente*. G. Casini Editore, Roma, 261 pp.

RIGACCI G., RIGACCI E. (1874) - *Catalogo delle conchiglie componenti la Collezione Rigacci. Parte Prima Conchiglie Viventi*. Roma.

ROGHI G. (1954) - *Dahlak. Con la spedizione Nazionale Subacquea in Mar Rosso*. Garzanti, Milano: 280 pp. + **1** map.

ROGHI G., BASCHIERI SALVADORI F. (1954) - *Dahlak, with the Italian National Underwater Expedition in the Red Sea*: 280 pp.+1 map. London.

ROGHI G., BASCHIERI SALVADORI F. (1957) - *Dahlak: with the Italian National Underwater Expedition in the Red Sea*. Fair Lawn, N.J.: 280 pgs.

ROSSI L. (1955) - Sulla presenza in Mar Rosso di *Goniastrea benhami* Vaugh. *Doriana*, Genova, **2** (63): 1-4.

ROSSI L. (1956) - Spedizione Subacquea Italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. V. Madreporarii, Stoloniferi e Milleporini. *Rivista di Biologia Coloniale*, **14** [1954]: 23-72.

RUBINO A.D. (1969) - Su alcune *Lambis* anomale dell'Indo-Pacifico. *Conchiglie*, **5**: 71-96.

RUBINO A.D. (1971) - Note su *Erronea (Ovatipsa) caurica* (L.) a proposito del rinvenimento di un esemplare nelle acque di Lampedusa. *Conchiglie*, **7**: 20-38.

RUFFO S. (1938) - Gli Anfipodi marini del Museo Civico di Storia Naturale di Genova. B) Gli Anfipodi del Mar Rosso. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **60**: 152-180.

RUFFO S. (1959) - Contributo alla conoscenza degli Anfipodi del Mar Rosso (materiali raccolti a Ghardaqa e nel Golfo di Aqaba). *Bulletin of the Sea Fisheries Research Station Haifa*, **20**: 1-26.

RUFFO S. (1969) - Terzo contributo alla conoscenza degli anfipodi del Mar Rosso. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale, Verona*, **17**: 1-77.

RUSSO A. (1893) - Echinodermi raccolti nel Mar Rosso dagli Ufficiali della Regia Marina Italiana. *Bollettino della Società dei Naturalisti in Napoli*, 7 (3): 159-163.

RUSSO A. (1929) - Echinodermi raccolti dal Prof. L. Sanzo nella Campagna della R.N. Ammiraglio Magnaghi in Mar Rosso e zone viciniori, 1923-1924. (Memoria biologica IX della Campagna). Nota I - Crinoidea, Asteroidea. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **166**: 1-9.

RUSSO A. (1931) - Echinodermi raccolti dal Prof. L. Sanzo nella Campagna della R.N. Ammiraglio Magnaghi in Mar Rosso e zone viciniori, 1923-1924. (Memoria biologica XI della

Campagna). Nota II - Echinoidea, Ophiuroidea. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **186**: 1-8.

RUSSO A. (1932) - Echinodermi raccolti dal Prof. L. Sanzo nella Campagna della R.N. Ammiraglio Magnaghi in Mar Rosso e zone viciniori, 1923-1924. (Memoria biologica XII della Campagna). Nota III - Echinoidea, Ophiuroidea. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **194**: 1-5, 2 pls.

RUSSO A. (1935) - Crinoidea, Asteroidea, Ophiuroidea, Echinoidea raccolti dalla R.N. Amm. Magnaghi in Mar Rosso e zone viciniori, 1923-24. *Bollettino dell' Accademia Gioenia di Scienze Naturali in Catania*, (2) **68**: 1-5.

RUSSO A. (1937) - Appunti echinologici eritrei. Alcune osservazioni sul materiale della R.N. "Amm. Magnaghi". *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **59**: 424-432.

RUSSO A. (1939a) - Appunti echinologici eritrei (Alcune osservazioni sul materiale della R.N. Magnaghi - Osservazioni ed errori del Tortonese). *Bollettino delle sedute della Accademia Gioenia di Scienze Naturali in Catania*, (3) **5**: 1-11.

RUSSO A. (1939b) - Rapporti di *A. platyacanthus* M.Tr. con *A. bispinosus* O. del Mediterraneo e con la forma ridotta del Canale di Suez. *Rendiconti R. Accademia Nazionale dei Lincei*, (6) **29**: (not seen).

SABELLI B., SPADA G. (1972) - Nuovo rinvenimento di *Pseudocypraea adamsoni* nel Golfo di Aqaba. *Conchiglie*, **8**: 125-126.

SABELLI B., TAVIANI M. (1984a) - The genus *Nodilittorina* von Martens, 1897, in the Red Sea: new data. *Bollettino Malacologico*, **20** (1-4): 95-100.

SABELLI B., TAVIANI M. (1984b) - Red Sea record of a *Fungia* - associated epitonid. *Bollettino Malacologico*, **20** (1-4): 91-94.

SANDERS M.J., MORGAN G.R. (1989) - Review of the fisheries resources of the Red Sea and Gulf of Aden. *FAO Fisheries Technical Paper*, **304**: 138 pp.

SANTUCCI R. (1930a) - Fillosomi del Mar Rosso con osservazioni sulla variazione geografica. Memoria III. Ricerche biologiche su materiali raccolti dal prof. L. Sanzo. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 185-198, 3 pls, 1 map.

SANTUCCI R. (1930b) - Ulteriori notizie sui fillosomi del Mar Rosso. - Ricerche di biologia marina sui materiali raccolti dalla R.N. "Amm. Magnaghi" anno 1923-24. Memoria IX. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 493-500, 1pl.

SANTUCCI R. (1934a) - Le ricerche per lo studio della biologia e della fauna delle acque eritree (Nota preliminare). *Bollettino dei Musei e Laboratori di Zoologia e Anatomia Comparata della R. Università di Genova*, **14** (75): 1-7.

SANTUCCI R. (1934b) - La presenza nelle acque del Mar Rosso del *Rhincodon typus* A. Smith. Squalo gigantesco. *Bollettino dei Musei e Laboratori di Zoologia e Anatomia Comparata della R. Università di Genova*, **14** (76): 5-14.

SANTUCCI R. (1934c) - Ricerche sulla fauna del Mar Rosso (Dicembre 1932 – Giugno 1933). La biologia delle acque territoriali eritree. Risultati delle prime osservazioni. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **214**: 1-119, 28 pls.

SANTUCCI R. (1937a) - Ricerche sulla fauna del Mar Rosso (Dicembre 1932 - Giugno 1933): Il Plancton dei banchi madreporici. Contributo alla conoscenza del microplancton di superficie. *Bollettino dei Musei e Laboratori di Zoologia e Anatomia Comparata della R. Università di Genova*, **17** (92): 1-45.

SANTUCCI R. (1937b) - Ricerche sulla fauna del Mar Rosso (Dicembre 1932 - Giugno 1933): La *Ligia exotica* Roux sulle coste del Mar Rosso. *Bollettino dei Musei e Laboratori di Zoologia e Anatomia Comparata della R. Università di Genova*, **17** (95): 1-10.

SANZO L. (1925) - Ricerche biologiche nella Crociera idrografica con la R.N. "Ammiraglio Magnaghi" in Mar Rosso. *'Atti Società Italiana per il Progresso delle Scienze*, 14a Riunione, Pavia: 516-519.

SANZO L. (1927) - Uova e larva di *Echeneis Naucrates* (Linn.). *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **133**: 1-5.

SANZO L. (1928) - Campagna idrografica nel Mar Rosso della Regia Nave "Ammiraglio Magnaghi" 1923-24. Memoria I - Itinerario e Stazioni biologiche della Crociera. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis** (3055): 1-47, 7 pls (preprint).

SANZO L. (1930a) - Ricerche biologiche su materiali raccolti dal Prof. Luigi Sanzo nella Campagna Idrografica nel Mar Rosso della R.N. Ammiraglio Magnaghi 1923-1924 (VII) - Plectognati. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **167**: 1-111, 7 pls.

SANZO L. (1930b) - Contributo alla conoscenza di uova, larve e stadi giovanili in *Echeneis naucrates* Linn. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 201-211, 1 pl.

SANZO L. (1930c) - Plectognati. -Ricerche di biologia marina sui materiali raccolti dalla R.N. "Amm. Magnaghi" anno 1923-1924; Memoria VII. *Annali Idrografici*, Genova, **11bis**: 361-474, 7 pls.

SARÀ M., PANSINI M., PRONZATO R. (1978) - Zonation of photophilous sponges related to water movement in reef biotopes of Obhor Creek (Red Sea). *Colloques Internationaux du C.N.R.S.*, **291** "Biologie des Spongiaires" Paris: 283-288.

SCHIACCHITANO I. (1930a) - Ricerche biologiche su materiali raccolti dal Prof. Luigi Sanzo nella Campagna Idrografica nel Mar Rosso con la R.N. Ammiraglio Magnaghi 1923-1924. (X) - Copepodi - Parte prima. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **177**: 1-31, 4pls.

SCHIACCHITANO I. (1930b) - Copepodi raccolti dalla R. Nave "Ammiraglio Magnaghi" (nota preliminare). *Bollettino di Zoologia*, **1**: 149-151.

SEGUENZA G. (1873) - Intorno ad alcuni cirripedi raccolti nel Mar Rosso. -Viaggio dei Sig.ri Antinori, Beccari e Issel nel Mar Rosso e tra i Bogos. – Crostacei. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **4**: 301-306.

SELLA A., SELLA M. (1940) - L'industria del trepang. *Thalassia*, Rovigno, **4**(5): 1-116, 4 pls.

SELLI R. (1944) - I caratteri e le affinità delle malacofaune quaternarie del Mar Rosso. *Giornale di Geologia*, **17**: 5-22.

SELLI R. (1973) - Molluschi quaternari di Massaua e Gibuti. Documentazione Paleontologica. Parte II. *In*: Missione geologica AGIP nella Dancalia meridionale e sugli altopiani hararini (1936-1938). *Accademia Nazionale dei Lincei*, **4**: 151-444.

SETTI E. (1897) - Nuovi elminti dell' Eritrea. *Atti della Società Ligustica di Scienze Naturali e Geografiche*, **8**: 198-247, pls 8-9.

SPARTÀ A. (1939) - Itinerario e ricerche biologiche compiute durante la campagna idrografica della nave "Cherso" in Somalia. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **269**: 1-26.

SPARTÀ A. (1941) - Luigi Sanzo. *Bollettino di Zoologia*, **12**: 77-80.

STELLA E. (1955) - Spedizione subacquea italiana nel Mar Rosso. Ricerche zoologiche. III Crostacei Decapodi e Stomatopodi. *Rivista di Biologia Coloniale*, **13** [1953]: 51-70.

STROBEL P. (1891) - *Guida, Museo zoologico eritreo Bottego in Parma.* Tipografia Battei, Parma: 22 pp.

TAPPARONE CANEFRI C. (1875) - Studio monografico sopra i Muricidi del Mar Rosso. -Viaggio dei signori O. Antinori, O. Beccari ed A. Issel nel Mar Rosso, nel territorio dei Bogos, e regioni circostanti durante gli anni 1870-71. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **7**: 569-640.

TARGIONI TOZZETTI A. (1877) - Crostacei Brachiuri e Anomuri. Zoologia del viaggio intorno al globo della R. pirocorvetta "Magenta" durante gli anni 1865-68. *Pubblicazioni del R. Istituto di studi superiori pratici e di perfezionamento in Firenze, sezione di scienze fisiche e naturali*, **1**: 1-29, 1-257, 13 pls.

TAVIANI M. (1995) - The ever changing climate: late quaternary paleoclimatic modifications of the Red Sea region as deduced from coastal and deep-sea geological data. In: Proceedings of the Egyptian - Italian Seminar on geosciences and archeology in the Mediterranean countries, *The Geological Survey of Egypt, Special Publication*, **70**: 193-200.

TAVIANI M. (1998a) - Axial sedimentation of the Red Sea Transitional Region (22° - 25° N): pelagic, gravity flow and sapropel deposition during the late Quaternary. In: B.H. Purser & D.W.J. Bosence (eds), *Sedimentation and Tectonics in Rift Basins Red Sea - Gulf of Aden*: 467-478. Chapman & Hall, London.

TAVIANI M. (1998b) - Post-Miocene reef faunas of the Red Sea: glacio-eustatic controls. In: B.H. Purser & D.W.J. Bosence (eds), *Sedimentation and Tectonics in Rift Basins Red Sea - Gulf of Aden*: 574-582. Chapman & Hall, London.

TAVIANI M. (1998c) - Stable tropics not so stable: climatically driven extinctions of reef-associated molluscan assemblages (Red Sea and western Indian Ocean; last interglacial to present). *Special Publications of the international Association of Sedimentologists*, **25**: 69-76.

TORELLI B. (1934) - Eufausiacei del Mar Rosso raccolti dal Prof. L. Sanzo nella Campagna della R.N. Ammiraglio Magnaghi 1923-1924 (Memoria XIV della Campagna). *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **208**: 1-17, 3 pls.

TORTONESE E. (1932) - Nuova specie di Echinoide del Mar Rosso (*Paraster Erythraeus* n.sp). *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **42** (19): 1-6, 9 figs.

TORTONESE E. (1933a) - Intorno al *Cephalopholis hemistictus* (Rupp.). *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **43** (35): 205-209.

TORTONESE E. (1933b) - Intorno ad alcuni pesci del Mar Rosso. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **43** (38): 221-228, 1 pl.

TORTONESE E. (1933c) - Gli Echinodermi del Museo di Torino. Parte I. – Echinoidi. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **43** (34): 91-178, 13 pls.

TORTONESE E. (1934a) - Gli Echinodermi del Museo di Torino. Parte II – Ophiuroidi. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **44** (45): 13-65, 8 pls.

TORTONESE E. (1934b) - La collezione ittiologica del R. Museo Zoologico di Torino. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **44** (54): 241-247.

TORTONESE E. (1936a) - Pesci del Mar Rosso. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **45** (63): 153-218, 11 pls.

TORTONESE E. (1936b) - Echinodermi del mar Rosso. *Annali del Museo Civico di Storia naturale di Genova*, **59**: 202-245.

TORTONESE E. (1936c) - Ricerche sulla fauna del Mar Rosso. Missione R. Santucci, 1932-33. I.– Echinodermi. *Memoria R. Comitato Talassografico Italiano*, **235**: 1-14, 1 pl.

TORTONESE E. (1937) - Gli Echinodermi del Museo di Torino. Parte III – Asteroidi. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia comparata della R. Università di Torino*, (3) **45** (61): 27-132, 11 pls.

TORTONESE E. (1938a) - Replica al prof. Achille Russo a proposito degli Echinodermi del Mar Rosso e del Canale di Suez. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia Comparata della R. Università di Torino*, (3) **46** (71): 5-16.

TORTONESE E. (1938b) - Gli Echinodermi del Museo di Torino. Parte IV - Oloturoidi e Crinoidi. *Bollettino dei Musei di Zoologia e di Anatomia Comparata della R. Università di Torino*, (3) **46** (82): 169-221, 3 pls.

TORTONESE E. (1942) - Ricerche ed osservazioni sui Caracidi delle sottofamiglie Tetragonopterinae, Glandulocaudjnae e Stethaprioninae (Teleostei Plectospondyli). *Bollettino dei Musei di Zoologia Anatomia Comparata della R. Università di Torino*, (3) **49** (117): 1-76.

TORTONESE E. (1947a) - Materiali dell'Eritrea raccolti da G. Müller durante la spedizione dell'Istituto Sieroterapico Milanese e conservati al Museo di Trieste. Pt. VII. Su alcuni Clupeidi, Percoidi e Gobidi del Mar Rosso e Somalia. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze Naturali*, **43**: 81-89.

TORTONESE E. (1947b) - Ricerche zoologiche nel Canale di Suez e dintorni. I. Echinodermi. *Rendiconti dell'Accademia Nazionale dei Lincei*, (8) **2** (6): 835-838.

TORTONESE E. (1948) - Ricerche zoologiche nel Canale di Suez e dintorni. II. Pesci. *Archivio zoologico Italiano*, **33**: 275-292.

TORTONESE E. (1950) - Studi sui Plagiostomi. II. Evoluzione, corologia e sistematica della famiglia Sphyrnidae (Pesci martello). *Bollettino dell'Istituto e Museo di Zoologia della Università di Torino*, **2** (2): 37-75.

TORTONESE E. (1952) - Some field notes on the fauna of the Suez Canal (Timsah and Bitter lakes). *Hidrobiology, Istanbul University*, (B) **1** (1): 1-6.
TORTONESE E. (1954) - Gli Echinodermi viventi presso le coste dello Stato di Israele (Mar di Levante, Golfo di Elath). *Bollettino dell'Istituto e Museo di Zoologia dell'Università di Torino*, **4** (4): 39-73.
TORTONESE E. (1955) - Spedizione Subacquea Italiana in Mar Rosso. II. Echinodermi. *Rivista di Biologia Coloniale*, **13**: 25-48, 1 pl.
TORTONESE E. (1956a) - Spedizione Subacquea Italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. - IV Plagiostomi. *Rivista di Biologia Coloniale*, **14** [1954]: 5-21.
TORTONESE E. (1956b) - Spedizione subacquea italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. - VI Plettognati. *Rivista di Biologia Coloniale*, **14** [1954]: 73-86.
TORTONESE E. (1956c) - Catalogo degli Echinodermi della collezione E. Tortonese. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **68**: 177-233.
TORTONESE E. (1957a) - Spedizione Subacquea Italiana nel Mar Rosso. Ricerche Zoologiche. - VIII Pesci Isospondili, Apodi, Sinentognati, Eterosomi e Discocefali. *Rivista di Biologia Coloniale*, **15** [1955]: 49-55.
TORTONESE E. (1957b) - Su alcuni pesci eritrei e somali. *Bollettino del Museo di Storia Naturale Venezia*, **10**: 121-128, 3pls.
TORTONESE E. (1957c) - Studi sui Plagiostomi. VIII - I *Pristis* del Museo civico di Genova. *Doriana*, Genova, **2** (81): 1-7.
TORTONESE E. (1959) - Su alcuni tipi di pesci perciformi esistenti nel Museo di Genova. *Doriana*, Genova, **2** (97): 1-5.
TORTONESE E. (1960) - Echinoderms from the Red Sea. I. Asteroidea. *Bulletin of the Sea Fisheries Research Station Haifa*, **29**: 17-23.
TORTONESE E. (1962) - Le collezioni di Poriferi, Celenterati ed Echinodermi del Museo di Storia Naturale di Genova, con elenchi del materiale tipico. *Doriana*, Genova, **3** (125): 1-8.
TORTONESE E. (1963) - Catalogo dei tipi di Pesci del Museo Civico di Storia Naturale di Genova. Parte III. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **73**: 333-350.
TORTONESE E. (1964) - Contributo allo studio dei Cirrhitidae (Pisces Perciformes). *Doriana*, Genova, **3** (148): 1-8.
TORTONESE E. (1966) - Note sistematiche e nomenclatoriali intorno agli Aracanidi e agli Ostracionidi. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **76**: 75-89.
TORTONESE E. (1968) - Fishes from Eilat (Red Sea). *Bulletin of the Sea Fisheries Research Station Haifa*, **51**: 6-30.
TORTONESE E. (1970) - Rapports entre la faune méditerranéenne de Poissons Percoides et celles des mers voisines (Atlantique oriental, mer Noire et mer Rouge). *Journèes ichthyologiques, CIESM* : 39-42.
TORTONESE E. (1974) - Mediterranean fishes in the Indian Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of India*, **14** (2): 480-486.
TORTONESE E. (1975) - Fishes from the Gulf of Aden. *Monitore Zoologico Italiano*, (n.s.) **6** (Suppl.): 167-188.
TORTONESE E. (1976) - Gobioid Fishes from the Gulf of Aden. *Monitore Zoologico Italiano*, (n.s.) **7** (Suppl.): 187-193.
TORTONESE E. (1977) - Report on Echinoderms from the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Monitore Zoologico Italiano*, (n.s.) **9** (Suppl.): 273-290.
TORTONESE E. (1979a) - Echinoderms collected along the eastern shore of the Red Sea (Saudi Arabia). *Atti della Società Italiana di Scienze naturali e del Museo civico di Storia naturale di Milano*, **120** (3-4): 314-319.
TORTONESE E. (1979b) - On some Butterfly fishes from the Red Sea (Pisces, Chaetodontidae). *Thalassographica*, **3** (1): 35-42.
TORTONESE E. (1980) - Poissons observés près de la côte arabe de la Mer Rouge (Arabie Saoudite). *Cybium*, (3) **9**: 61-68.

TORTONESE E. (1981a) - Types of living Echinoderms preserved in Italian scientific institutions. *Atti della Società Italiana di Scienze naturali e del Museo civico di Storia naturale di Milano*, **122** (1-2): 80-86.

TORTONESE E. (1981b) - Une grande Ophiure tropicale: *Astroboa nuda* (Lym). *Revue française d'Aquariologie*, **8** (2): 59-62.

TORTONESE E. (1983) - List of fishes observed near Jeddah (Saudi Arabia). *Journal of the Faculty of Marine Science Jeddah*, **3** (1404H): 105-110.

TORTONESE E. (1984) - Echinodermi del Museo di Storia Naturale di Verona (Collezione E. Tortonese). *Museo Civico di Storia Naturale di Verona, Serie Cataloghi*, **2**: 1-73.

TORTONESE E. (1985) - *Stelle e Ricci di mare*. Museo Storia Naturale Verona (mostra): 5-91.

TURRINI A. (2000) - Una breve storia dei siluri a lenta corsa e della X MAS. *Rivista Marittima*, **2000** (3 Suppl.): 134 pp.

VACCARELLA R., MARANO G., PASTORELLI A.M. (1985) - Osservazioni sulla pesca a strascico oceanica praticata dalla marineria pugliese lungo le coste somale (O. Indiano). *Oebalia*, (N.S.) **11** (2): 633-653.

VANNI S. (1990) - Cataloghi del Museo Zoologico "La Specola" dell'Università di Firenze. VIII. Osteichthyes: Tipi. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Pisa*, (B) **96**: 219-229.

VANNI S. (1993) - Cataloghi del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze, Sezione di Zoologia "La Specola". XI. Chondrichthyes. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Pisa*, (B) **99**: 85-114.

VERCELLI F. (1936) - Nuove ricerche sulle correnti marine nel Mar Rosso. *Annali Idrografici*, Genova, **12** (2): 217-291.

VINCIGUERRA D. (1919) - Sulla presenza della *Rhina ancylostoma*, Bl. nel Mar Rosso. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **48**: 251-253.

VINCIGUERRA D. (1930) - Contributo del Museo civico di Storia naturale di Genova alla conoscenza della fauna delle Colonie italiane. *Archivio Zoologico Italiano*, **16**: 618-621.

VINCIGUERRA D. (1931) - Spedizione del Barone Raimondo Franchetti in Dancalia. Rettili Batraci e Pesci. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, **55**: 96-108, 1 pl.

ZANARDINI G. (1851) - Algae novae vel minus cognitae in mari Rubro a Portiero collectae. *Regensburg. Flora*, **34**: 33-38.

ZANARDINI G. (1858) - Plantarum in mari Rubro hucusque collectarum enumeratio. *Memorie del Reale Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti*, **7**: 209-309, pls. 3-14.

Appendix 1 - New taxa of Algae described from Red Sea by Italian scientists.
Nuovi taxa algali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.

Taxon	Authorship	Type locality
Cyanophyta		
Calothrix caulerpae	Zanardini, 1851	Suez
Dichothrix penicillata	Zanardini, 1858	Red Sea
Hypheothrix fucoidea	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab
Lyngbya Orsinii	Piccone, 1889	Aden
Lingbya protensa	Zanardini, 1858	Suez
Lingbya rigidissima	Zanardini, 1858	Suez; Qusseir
Chlorophyta		
Caulerpa clavifera var. *gracilis*	Zanardini, 1851	Thor
Caulerpa clavifera var. *nudiuscula*	Zanardini, 1851	Suez
Caulerpa Freycineti var. *integerrima*	Zanardini, 1858	Suez
Chloroplegma sordidum	Zanardini, 1858	Suez; Thor
Halimeda papyracea	Zanardini, 1851	Suez; Thor
Udotea argentea	Zanardini, 1858	Suez
Valonia rhizophora	Piccone & Grunow, 1884	Suakin; Bay of Assab
Phaeophyta		
Dictyota dichitoma var. *fimbriata*	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab
Ectocarpus arabicus	Figari & De Notaris, 1853	Red Sea
Mesogloia flavescens	Zanardini, 1858	Suez; Aqaba
Mesogloia ramosissima	Zanardini, 1858	Suez; Aqaba
Ralfsia verrucosa var. *erythraea*	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab
Sargassum asperifolium fimbriatum	Figari & De Notaris, 1853	Suez; Aqaba
Sargassum calophyllum	Zanardini, 1858	Suez; Aqaba
Sargassum cylindrocystum	Figari & De Notaris, 1853	near Hodeida
Sargassum densifolium	Zanardini, 1858	Suez
Sargassum Figareanum	Figari & De Notaris, 1853	Gulf of Suez
Sargassum neglectum	Figari & De Notaris, 1853	Suez; Aqaba
Sargassum nigrescens	Zanardini, 1858	Djeddah; Hodeida
Sargassum Notarisii	Zanardini, 1858	Suez; Aqaba
Sargassum polycarpum	Figari & De Notaris, 1853	Suez; Aqaba
Sargassum Portierianum	Zanardini, 1858	Qusseir
Sargassum pterocystum	Zanardini, 1858	Qusseir
Sargassum verrucosum	Zanardini, 1858	Suez; Aqaba; Qusseir
Sargassum Yemense	Figari & De Notaris, 1853	beaches of Yemen
Sargassum virescens	Figari & De Notaris, 1853	Qusseir; Aqaba; Suez
Spatoglossum lubricum	Figari & De Notaris, 1853	Suez; Aqaba
Spatoglossum variabile	Figari & De Notaris, 1853	Suez; Aqaba
Zonaria ambigua	Figari & De Notaris, 1853	Suez; Aqaba
Zonaria Isselii	Piccone & Grunow, 1884	Massawa
Rhodophyta -		
Centroceras Championianum	Zanardini, 1851	Suez; Aqaba
Champia ? tripinnata	Zanardini, 1851	Suez; Aqaba
Dasya flocculosa	Zanardini, 1858	Berenice
Galaxaura dactyliophora	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab
Galaxaura lapidescens var. *annuligera*	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab
Gelidium ambiguum	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab
Gelidium crinale var. *perpusilla*	Piccone & Grunow, 1884	Massawa
Gelidium pusillum var. *conchicola*	Piccone & Grunow, 1884	Massawa
Gelidium semipinnatum	Piccone & Grunow, 1884	Bay of Assab

Appendix 1 - New taxa of Algae described from Red Sea by Italian scientists. (continue) *Nuovi taxa algali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Rhodophyta		
Halymenia dilatata	Zanardini, 1851	Massawa
Jania lobata	Zanardini, 1858	Red Sea
Laurencia vaga	Zanardini, 1851	Suez
Liagora coarctata	Zanardini, 1851	Suez
Liagora elongata	Zanardini, 1851	Suez; Berenice
Liagora fragilis	Zanardini, 1851	Thor; Berenice
Liagora rugosa	Zanardini, 1851	Aqaba; Thor
Liagora Turneri	Zanardini, 1851	Suez
Lomentaria irregularis	Zanardini, 1851	Suez; Berenice; Hodeida; Mochha
Peyssonnelia conchicola	Piccone & Grunow, 1884	Massawa
Peyssonnelia involvens	Zanardini, 1858	Red Sea
Polysiphonia figarina	Zanardini, 1858	Suez; Aqaba; Qusseir; Thor
Polysiphonia utricularis	Zanardini, 1851	Suez
Portieria coccinea	Zanardini, 1851	Suez; Hodeida; Mochha
Rhabdonia dura	Zanardini, 1858	Coast of Yemen; Hodeida; Mochha
Rhodymenia erythraea	Zanardini, 1858	Red Sea
Sarconema furcellatum	Zanardini, 1858	Berenice; Suakin

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists.
Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.

Taxon	Authorship	Type locality
Trematoda		
Distomum (Polyorchis) Ragazzii	Setti, 1897	Off Massawa, in the intestine of a shark
Otiotrema torosum	Setti, 1897	Off Massawa, in the intestine of a shark
Polychaeta		
Tomopteris Colosii	Caroli, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 140
Tomopteris (Johnstonella) Ehlersi	Caroli, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 91
Tomopteris (Johnstonella) erythrea	Caroli, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 91
Tomopteris (Johnstonella) membranacea	Caroli, 1930	"Amm. Magnaghi" St.: 32 miles off Shab Shakhs
Tomopteris (Johnstonella) Novaroi	Caroli, 1930	"Amm. Magnaghi" St.: off Thio
Tompteris (Johnstonella) Sanzoi	Caroli, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 144
Coelenterata		
Cerianthula carlgreni	Calabresi, 1927b	"Amm. Magnaghi" St. 138; 140
Cerianthula sennai	Calabresi, 1927b	"Amm. Magnaghi" St. 75; 138; 140
Dactylactis laevis	Calabresi, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 138
Disticopora cinabarina	Nardo, 1844	Red Sea
Isarachnactis brevis	Calabresi, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 138
Isarachnactis magnaghii	Calabresi, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 154; 148
Isodactylactys affinis	Calabresi, 1927a	"Amm. Magnaghi" St. 138; 141
Isodactylactys obscura	Calabresi, 1927a	"Amm. Magnaghi" St. 82
Syndactylactis major	Calabresi, 1927a	"Amm. Magnaghi" St. 75
Echinodermata		
Echinocyamus crispus	Mazzetti, 1894	Red Sea
Echinocyamus elegans	Mazzetti, 1894	Red Sea
Laganum delicatum	Mazzetti, 1894	Red Sea
Linckia Costae	Russo, 1893	Daret, Is.
Linthia Assabensis	Mazzetti, 1894	near Assab
Paraster erythraeus	Tortonese, 1932	Red Sea
Temnechinus Scillae	Mazzetti, 1894	Red Sea
Copepoda		
Amallaphora cristata	Schiacchitano, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 138; 140
Euchaeta arabica	Schiacchitano, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 138; 140; 141
Xanthocalanus gigas	Schiacchitano, 1930	"Amm. Magnaghi" St. 73
Stomatopoda		
Gonodactylus graphurus brooksii	Nobili, 1901	Eritrea
Lysiosquilla vicina	Nobili, 1904a	Obock
Isopoda		
Aporobopyrus aduliticus	Nobili, 1904b	Massawa, in *Petrolistes rufescens*
Aporobopyroides upogebiae	Nobili, 1904b	Massawa, in *Upogebia savignyi*
Cymodoce erythraea	Nobili, 1906b	Eritrea
Cymodoce eupyga	Nobili, 1906b	Eritrea
Cymodoce Richardsoniae	Nobili, 1906b	Eritrea
Epipenaeon ingens	Nobili, 1904b	Red Sea, in *Penaeus ashiaka*
Tylo Latreillii erythraeus	Arcangeli, 1938	Assab
Upogebiophilus rhadames	Nobili, 1904b	Djibouti, in *Upogebia rhadames*
Amphipoda		
Amphitoides patrizii	Maccagno, 1936	Assab
Cheiriphotis erythraeus	Ruffo, 1969	Cundabilu Is.
Elasmopus caprai	Maccagno, 1936	Assab
Elasmopus podotrichius	Ruffo, 1969	Cundabilu Is.
Elasmopus steinitzi	Ruffo, 1959	Abu Zabad (Sinai)
Gammaropsis photisimilis	Ruffo, 1969	Cundabilu Is.
Guernea petalocera	Ruffo, 1959	Ghardaqa
Iphimedia orchestimana	Ruffo, 1959	Eylath (Gulf of Aqaba)
Maera schellenbergi	Ruffo, 1938	Arafali Is.; Dissei

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists. (continue) *Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Metaceradocus vesentiniae	Ruffo, 1969	Cundabilu Is.
Oxycephalus erythraeus	Cecchini, 1930	"Amm. Magnaghi" St 155
Oxycephalus Mancinii	Cecchini, 1930	"Amm. Magnaghi" St 88
Paradusa bilobata	Ruffo, 1969	David bay (Entedebir Is.)
Rhabdosoma Sanzoi	Cecchini, 1930	"Amm. Magnaghi" St 82
Siphonoecetes erythraeus	Ruffo, 1959	Ghardaqa
Talorchestia franchetti	Maccagno, 1936	Assab
Talorchestia affinis	Maccagno, 1936	Assab
Mysidacea		
Anchialina Sanzoi	Coifmann, 1937	"Amm. Magnaghi" St. 77; 120
Boreomysis dubia	Coifmann, 1937	"Amm. Magnaghi" St. 138
Boreomysis spinifera	Coifmann, 1937	"Amm. Magnaghi" St. 138; 140
Echinomysis distinguenda	Coifmann, 1936	"Amm. Magnaghi" St. 140
Gastrosaccus pusillus	Coifmann, 1937	"Amm. Magnaghi"St. 51; 82; 120
Gymnerythrops microps	Coifmann, 1936	"Amm. Magnaghi" St. 51; 150
Lophogaster erythraeus	Colosi, 1930	Red Sea
Lophogaster affinis	Colosi, 1930	Red Sea
Meterythrops affinis	Coifmann, 1936	"Amm. Magnaghi" St. 138
Paralophogaster intermedius	Coifmann, 1937	"Amm. Magnaghi" St. 150
Paralophogaster macrops	Colosi, 1934	Red Sea
Paralophogaster microps	Colosi, 1930	Red Sea
Paralophogaster Sanzoi	Colosi, 1930	Red Sea
Pseudoerythrops gracilis	Coifmann, 1936	"Amm. Magnaghi" St. 91
Ostracoda		
Aenigmocythere hirundo	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat, 50 m
Aurila sansonei	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Bishopina mozarti	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat (Gulf of Aqaba), 50 – 80 m
Callistocythere arcana	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat (Gulf of Aqaba), 50 m
Callistocythere arcuata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Callistocythere fluctuans	Pugliese, Bonaduce & Masoli, 1984	El Hameira (Gulf of Aqaba)
Caudites munita	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Caudites sublevis	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Cytheropteron alabarda	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Cytheropteron excisum	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 300 m
Cytheropteron pulcinella	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Eucytherura denticulata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 40 m
Krithe dubia	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 50 m
?Leptocythere gerryi	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Loxoconcha cercinata	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Loxoconcha gisellae	Pugliese, Bonaduce & Masoli, 1984	El Hameira (Gulf of Aqaba)
Loxoconchella scottoi	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Metapolycope sinaiensis	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
Neonesidea conulifera	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Ornatoleberis fortii	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paijenborchella bastianoi	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists.
(continue) *Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Paracytheridea Albatros	Pugliese, Bonaduce & Masoli, 1984	El Hameira (Gulf ofAqaba)
Paracytheridea aqabensis	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 80 m
Paracytheridea eilatensis	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 25 m
Paracytheridea pseudoremanei	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Japanese Gardens (Eilat) (Gulf of Aqaba), 40 m
Paracytheridea tridacna	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Paradoxostoma altecaudatum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma brevior	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma claustratum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma elegans	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma inflatum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	In front of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 30 m
Paradoxostoma maximum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	In front of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 30 m
Paradoxostoma navicula	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma pavidum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma pseudoincongruens	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	In front of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 30 m
Paradoxostoma sinuosum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma subaequum	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma subtile	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Paradoxostoma transiens	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	In front of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 30 m
Phlyctobythocythere anomala	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Phlyctocythere retifera	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Polycope denticulata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
Polycope ornata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Japanese Gardens (Eilat) (Gulf of Aqaba), 40 m
Polycope parvula	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
Polycope quadrata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
Propontocypris magnicrocata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Propontocypris schieckei	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	In front of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 30 m
Puricythereis papilio	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Quadricythere auricolata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Quadracythere fabianae	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat (Gulf of Aqaba), 2-5 m
Ruggieria danielopoli	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat (Gulf of Aqaba), 80 m
Semicytherura affinis	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists.
(continue) *Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Semicytherura favorum	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 150 m
Semicytherura inflata	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
Semicytherura peypouqueti	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Japanese Gardens (Eilat) (Gulf of Aqaba), 40 m
Semicytherura quadridentatella	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
Semicytherura rectangularis	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	South of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Semicytherura spongiosa	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Aqaba Bay, 50 m
Semicytherura translucens	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	Aqua Sport (Eilat) (Gulf of Aqaba), 30 m
?Tanella levisculpta	Bonaduce, Masoli, Minichelli & Pugliese, 1980	In front of the Fijord of Eilat (Gulf of Aqaba), 30 m
Tanella seminis	Bonaduce, Masoli & Pugliese, 1977	Eilat (Gulf of Aqaba), 25 m
Xestoleberis malitiae	Pugliese, Bonaduce & Masoli, 1984	El Hameira (Gulf ofAqaba)
Euphausiacea		
Euphausia colosii	Torelli, 1934	"Amm. Magnaghi" St. 150
Euphausia sanzoi	Torelli, 1934	"Amm. Magnaghi" St. 50; 51; 53; 120; 144; 147; 148; 153; 155
Decapoda		
Acetes erythraeus	Nobili, 1905c	Red Sea; Perim; Djibouti; Massawa
Actaea pisigera	Nobili, 1905c	Red Sea
Actaea rufopunctata retusa	Nobili, 1905c	Red Sea
Actaea sabaea	Nobili, 1905c	Perim; Djibouti
Actumnus Bonnieri	Nobili, 1905a	Persian Gulf; also Red Sea
Axiopsis aethiopica	Nobili, 1904a	Red Sea; Djibouti; Massawa
Brachycarpus advena	Nobili, 1905c	Red Sea
Hippolysmata multiscissa	Nobili, 1904a	Djibouti
Callianassa Gravieri	Nobili, 1905c	Obock
Callianassa (Callichirus) Rosae	Nobili, 1904a	Red Sea
Callianassa (Callichirus) Coutierei	Nobili, 1904a	Perim; Djibouti; Aden
Callianassa (Cheramus) Jousseaumei	Nobili, 1904a	Djibouti; Perim; Gulf of Tadjura
Callianassa (Cheramus) Calmani	Nobili, 1904a	Obock
Callianassa (Trypea) Bouvieri	Nobili, 1904a	Djibouti
Caphyra Monticellii	Nobili, 1901	25 miles North of Massawa
Carpilodes diodoreus	Nobili, 1905c	Perim; Obock; Djibouti
Charybdis (Goniosoma) heterodon	Nobili, 1905c	Obock
Chlorodius bidentatus	Nobili, 1901	Eritrea
Chlorodius lippus	Nobili, 1905c	Red Sea
Coralliocaris hecate	Nobili, 1904a	Djibouti
Coralliocaris lucina	Nobili, 1901	Eritrea
Coralliocaris (Onycocaris) aualitica	Nobili, 1904a	Djibouti
Coralliocaris (Onycocaris) rhodope	Nobili, 1904a	Djibouti
Coralliocrangon Perrieri	Nobili, 1904a	Djibouti
Cyclograpsus lophopus	Nobili, 1905c	Djibouti
Ebalia abdominalis	Nobili, 1905c	Red Sea; Aden; Perim; Djibouti
Ebalia lacertosa	Nobili, 1905c	Red Sea; Obock
Galathea humilis	Nobili, 1905c	Djibouti
Heteropanope convexa	Maccagno, 1936	Assab
Heteropanope pharaonica	Nobili, 1905c	Red Sea
Lambrus (Thyrolambrus) leprosus	Nobili, 1905c	Red Sea
Lambrus (Rhinolambrus) montiger	Nobili, 1905c	Djibouti
Latreutes Gravieri	Nobili, 1904a	Djibouti
Latreutes mucronatus multidens	Nobili, 1905c	Red Sea
Latreutes pymoeus	Nobili, 1904a	Djibouti
Leucosia hilaris	Nobili, 1905a	Persian Gulf; also Djibouti
Lucifer Hanseni	Nobili, 1905c	Djibouti
Lybia denticulata	Nobili, 1905c	Red Sea
Macrophthalmus Franchettii	Maccagno, 1936	Assab

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists.
(continue) *Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Metapenaeus Stebbingi	Nobili, 1904a	Red Sea; Suez
Metapenaeus cognatus	Nobili, 1904a	Djibouti
Metapenaeus consobrinus	Nobili, 1904a	Djibouti
Metapenaeus Vaillanti	Nobili, 1904a	Red Sea; Suez
Neptunus (Hellenus) Alcocki	Nobili, 1905c	Djibouti
Neptunus (Hellenus) arabicus	Nobili, 1905a	Persian Gulf; also Red Sea
Nursia Jousseaumei	Nobili, 1905c	Red Sea; Perim; Obock
Ocypoda Jousseaumei	Nobili, 1905b	Red Sea
Ostracotheres cynthiae	Nobili, 1905c	Djibouti
Palaemonella biunguiculata	Nobili, 1904a	Djibouti
Palaemonella aberrans	Nobili, 1904a	Djibouti
Paranotonyx curtipes	Nobili, 1905c	Red Sea
Periclimenes soror	Nobili, 1904a	Djibouti
Pilodius armiger	Nobili, 1905c	Red Sea; Obock; Djibouti
Pilodius granulatus	Targioni Tozzetti, 1877	Red Sea
Pilumnus propinquus	Nobili, 1905a	Persian Gulf; also Red Sea
Pilumnus eudaemoneus	Nobili, 1905c	Aden; Djibouti
Pilumnus spongiosus	Nobili, 1905c	Perim
Pinnotheres lutescens	Nobili, 1905c	Djibouti
Pinnotheres Coutierei	Nobili, 1905c	Djibouti
Pinnotheres Maindroni	Nobili, 1905c	Obock
Pinnotheres pilumnoides	Nobili, 1905c	Djibouti
Podohuenia erythraea	Cano, 1899	Massawa
Polyonyx pedalis	Nobili, 1905c	Djibouti
Polyonyx pugilator	Nobili, 1905a	Persian Gulf; also Red Sea
Processa Coutierei	Nobili, 1904a	Djibouti
Scyllarus pumilus	Nobili, 1905c	Red Sea
Scyllarus Paulsoni	Nobili, 1905c	Red Sea
Sesarma Jousseaumei	Nobili, 1905c	Red Sea; Obock
Simocarcinus pusillus	Cano, 1899	Assab, 10 m
Thalamita bandusia	Nobili, 1905c	Perim; Aden
Thalamita demani	Nobili, 1905c	Djibouti; Obock
Thalamitoides tridens spinigera	Nobili, 1905c	Red Sea; Obock
Tozeuma erythraeum	Nobili, 1904a	Red Sea
Typton Bouvieri	Nobili, 1904a	Djibouti
Upogebia Osiridis	Nobili, 1904a	Red Sea
Upogebia (Gebiopsis) rhadames	Nobili, 1904a	Suakim; Djibouti; Massawa
Upogebia (Gebiopsis) octoceras	Nobili, 1904a	Aden; Obock; Perim
Virbius jactans	Nobili, 1904a	Djibouti
Cephalopoda		
Doratopsis praecox	Issel R., 1930	"Amm. Magnaghi" St.: 60 miles SE of Bab el Mandeb
Polyplacophora		
Chiton affinis	Issel, 1869	Gulf of Suez
Gasteropoda		
Buccinum griseum	Brocchi,1821	West Red Sea, between 21°N - 24°30'N
Caecum ruggerii	Pizzini, 1997	Scek-Said (Dahlak Is.)
Cerithium scabrum var. *Sueziensis*	Issel, 1869	Suez
Cerithium pulvis	Issel, 1869	Bay of Suez
Chrysallida rissoiformis	Issel, 1869	Suez
Chrysallida laevis	Issel, 1869	Suez
Cingula Villae	Issel, 1869	Bay of Suez
Cingula Tiberiana	Issel, 1869	Bay of Suez
Cingula madreporica	Issel, 1869	Bay of Suez
Cingula Psammitica	Issel, 1869	Suez
Cingula Waabitica	Issel, 1869	Suez

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists. (continue) *Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Clanculus assabensis	Caramagna, 1888	Assab
Collonia Gestroi	Caramagna, 1888	Assab
Cyclostrema Philippi	Issel, 1869	Suez
Emarginula (Siphonella) Arconatii	Issel, 1869	Gulf of Aqaba
Euchelus DelPretei	Caramagna, 1888	Assab
Eulima Gentilomiana	Issel, 1869	Suez
Eulima Manzoniana	Issel, 1869	Suez
Eulimela cingulata	Issel, 1869	Suez
Eulimela Arabica	Issel, 1869	Bay of Suez
Fusus leptorhynchus	Tapparone Canefri, 1875	Massawa; Dahlak
Gibbula Doriae	Caramagna, 1888	Assab
Gibbula Pantanellii	Caramagna, 1888	Assab
Gibbula Tapparonei	Caramagna, 1888	Assab
Gibbula Isselii	Caramagna, 1888	Assab
Gibbula DeGregori	Caramagna, 1888	Assab
Inquisitor rubens	Morassi, 1998	Gulf of Aden, 200-400 m.
Latirus Forskalii	Tapparone Canefri, 1875	Red Sea; Massawa; Dahlak
Liotia atomus	Issel, 1869	Bay of Suez
Litiopa Savignyi	Issel, 1869	Bay of Suez
Marginella Savigny	Issel, 1869	Bay of Suez
Marginella pygmaea	Issel, 1869	Suez
Murex Jickelii	Tapparone Canefri, 1875	Suakin
Nassa costulata var. *Erythraea*	Issel, 1869	Bay of Suez
Nassarius (Niotha) fenestratus var.*Gestroi*	Bisacchi, 1930	Massawa; Archico; Arafali; Rathmat
Nassarius (Zeuxis) Isseli	Bisacchi, 1930	Massawa, 40 m
Nassarius (Hima) Beccarii	Bisacchi, 1930	Dilemmi
Nerita semisulcata	Brocchi, 1821	West Red Sea, between 21°N - 24°30'N
Odontostomia Clysmatica	Issel, 1869	Suez
Odontostomia Sueziensis	Issel, 1869	Suez
Philine Vaillanti	Issel, 1869	replacement name
Pseudoraphitoma venusta	Morassi, 1994	Gulf of Aden
Pyramidella Kieneri	Issel, 1869	beach near oasis of Moses' spring
Risella infracostata	Issel, 1869	Suez
Rissoa Sismondiana	Issel, 1869	Bay of Suez
Stomatella Doriae	Issel, 1869	Bay of Suez
Strombus (Conomurex) dehelensis	Ostini & Rigoletti, 1983	Dehel Is. (Dahlak)
Tectaria armata	Issel, 1869	Bay of Suez
Tornatina olivaeformis	Issel, 1869	Bay of Suez
Tornatina pusilla	Issel, 1869	Bay of Suez
Tritonium Beccarii	Tapparone Canefri, 1875	Massawa
Trochus Hemprichii	Issel, 1869	Gulf of Suez
Trochus Bellardii	Issel, 1869	Bay of Suez
Trochus erythraeus	Brocchi, 1821	West Red Sea, between 21°N - 24°30'N
Trochus Sismondae	Issel, 1869	Bay of Suez
Turbo Eroopolitanus	Issel, 1869	Bay of Suez
Turbo pustulatus	Brocchi, 1821	West Red Sea, between 21°N - 24°30'N
Turbo (Marmarostoma) radiatus kieneri	Selli, 1973	Djibuti
Turbonilla solidula	Issel, 1869	Suez
Turbonilla tenuicosta	Issel, 1869	Suez
Turbonila venusta	Issel, 1869	Bay of Suez
Turbonilla crystallinula	Issel, 1869	Bay of Suez
Turbonilla nitidissima	Issel, 1869	Suez
Vitrinella Meneghini	Caramagna, 1888	Assab, 21 m
Bivalvia		
Cardium Arabicus	Issel, 1869	Bay of Suez
Cardium isthmicus	Issel, 1869	Attaka beach, near Suez
Cardium Sueziensis	Issel, 1869	Bay of Suez

Appendix 2 - New animal taxa described from Red Sea by Italian scientists.
(continue) *Nuovi taxa animali del Mar Rosso descritti da scienziati italiani.*

Cardium Arabicus	Issel, 1869	Bay of Suez
Chione (Timoclea) erythraea	Selli, 1973	Massawa; Djibouti
Crenella Vaillanti	Issel, 1869	Bay of Suez
Crenella Ehrenbergi	Issel, 1869	Bay of Suez
Elathia Arconatii	Issel, 1869	Gulf of Aqaba
Ervilia scaliola	Issel, 1869	Suez
Gouldia lamellosa	Issel, 1869	Suez
Kellia miliacea	Issel, 1869	Bay of Suez
Lucina Erythraea	Issel, 1869	Suez
Lucina Fischeriana	Issel, 1869	Suez
Lucina Semperiana	Issel, 1869	Suez
Petricola Hemprochii	Issel, 1869	Suez
Spaerumbonella Brunellii	Coen, 1933	Massawa
Syndosmya subrostrata	Issel, 1869	Suez
Tellina (Macoma) Arsinoensis	Issel, 1869	Suez
Tellina (Macoma) Erythraea	Issel, 1869	Suez
Tellina (Tellinula) fragillima	Issel, 1869	Red Sea
Venus Roemeriana	Issel, 1869	Suez
Venus sulcata	Brocchi,1821	West Red Sea, between 21°N - 24°30'N
Osteichthyes		
Apogon pharaonis	Bellotti, 1874	Suez
Callionymus erythraeus	Ninni E., 1934	Israt Is. (Dahlak)
Canthidermis longirostris	Tortonese, 1956	Dahlak Is.
Hetereleotris bipunctata	Tortonese, 1976	Durbo and Meragno (Gulf of Aden)
Leptocephalus Sanzoi	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 50; 51; 101; 157
Leptocephalus macrenteron	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 48; 51
Leptocephalus congroides	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 88
Leptocephalus Magnaghii	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 88; 91; 147
Leptocephalus Cotroneii	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St.: 91; 147; 4.5 miles NE of Ras Andadda
Leptocephalus arabicus	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 138
Leptocephalus saurencheloides	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 88; 101; 153
Leptocephalus lateromaculatus	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 91; 120; 121
Leptocephalus Bellottii	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 49; 51,
Leptocephalus synaphobranchoides	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 155; 157
Leptocephalus ophichthoides	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St.: off Thio; 4.5 miles NE of Rass Andadda
Leptocephalus echeloides	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 76
Leptocephalus grassianus	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 75; 76; 80
Leptocephalus murenoides	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 120
Leptocephalus muraenae hepaticae	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 75; 76; 86; 148
Leptocephalus erythraeus	D'Ancona, 1928	"Amm. Magnaghi" St. 86
Palutrus pusillus	Tortonese, 1976	Durbo and Meragno (Gulf of Aden)
Petroscirtes Vinciguerrae	Borsieri, 1904	Massawa
Pomacentrus albicaudatus	Baschieri Salvadori,1957	Dahlak Is.; Dissei Is.; Mersa Halaib
Serranus assabensis	Giglioli, 1888	Assab

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 76-83

G. GIACCONE

Dipartimento di Botanica, Università di Catania – Via Antonino Longo, 19 – 95125 Catania, Italia.

ECOLOGIA E SINECOLOGIA DELLE SPECIE VEGETALI MARINE BENTONICHE NON INDIGENE DEL MEDITERRANEO

ECOLOGY AND SINECOLOGY OF NON-INDIGENOUS MARINE BENTHIC FLORA IN THE MEDITERRANEAN SEA

Abstract

The Author present data on check-list, chorology, ecology and synecology of non-indigenous marine benthic flora in the Mediterranean Sea. Elements of vegetal diversity show a scarce biocoenotic connection causing a deterioration of relationship in trophic systems, particularly in the Eastern Basin. The higher relationship among species of benthic assemblages in both central and southern sectors of Western Basin, prevents the success in settlement of invasive non-indigenous species except in degraded Habitats due to anthropic pressure.

Key-words: *ecology, macrophytobenthos, non-indigenous species, Mediterranean Sea.*

Notizie tassonomiche e corologiche

Le informazioni sui vegetali non indigeni del Mediterraneo sono state recentemente sintetizzate in una monografia redatta da Verlaque (1994) e poi riportate da Ribera e Boudouresque (1995), che hanno esteso l'argomento ad altre aree marine esterne al Mediterraneo. L'origine della diversità vegetale del Mediterraneo, nell'ambito della diversità dell'Oceano Mondiale, i principi ecologici che ne regolano, secondo il modello di Mac Arthur (1972), i meccanismi di diversificazione evolutiva sono stati trattati da Giaccone (1999). Non c'è pieno accordo sulla consistenza delle specie vegetali non indigene presenti in Mediterraneo. Verlaque (1994) discute 95 casi e ritiene validi circa 70 *taxa*, mentre Ribera e Boudouresque (1995) ne accettano soltanto 61. Dopo queste due pubblicazioni la segnalazione più interessante è quella relativa all'Angiosperma marina *Halodule uninervis* sulle coste dell'Egitto (com. personale di A.I.H. El-Gazzar, 9/04/99). Ma per alcuni *taxa* l'analisi morfologica, ed in pochi casi studiati anche l'analisi genetica, sia con i metodi cariologici sia con quelli della biologia molecolare, fanno supporre, per alcune specie largamente distribuite in *Habitats* tropicali e subtropicali, la possibilità di successive introduzioni e/o migrazioni da differenti siti geografici (es. *Halophila stipulacea, Caulerpa* sp. pl., *Cladophora* sp. pl., ecc.), con conseguente possibilità di introduzione nelle popolazioni già insediatesi in Mediterraneo di nuovi geni, di nuovi ecofeni o ecadi (Académie des Sciences, 1997; UNEP, 1998 e 1999; Di Martino e Giaccone, 1995).

Secondo le differenti valutazioni tassonomiche e corologiche, le specie vegetali non indigene rappresentano circa il 5% del macrofitobenthos del Mediterraneo. Sulle coste italiane (Tab. 6) sono riportati 27 *taxa* anche se probabilmente oggi sono aumentati e con una certa approssimazione si può ritenere accettabile un valore attorno al 2%. Circa il 50% dei *taxa* non indigeni per il Mediterraneo sono considerati in letteratura di origine Lessepsiana o Pre-Lessepsiana, cioè provenienti dall'Oceano Indiano e soprattutto dal Mar Rosso; un altro 25% è

ritenuto di origine recente dall'Atlantico attraverso Gibilterra; circa il 10% si pensa provenga dall'Oceano Pacifico ed in particolare dai mari del Giappone, attraverso organismi introdotti in Mediterraneo a scopo di acquacoltura ed in particolare di molluschicoltura; il rimanente 15% si ritiene sia di origine pantropicale con qualche raro rappresentante di origine boreale o australe (Tab. da 1 a 5). La via di introduzione più frequente è attribuita al traffico marittimo o come *fouling* o come contenuto nelle acque di zavorra. Gli *Habitats* (UNEP, 1999) più recettivi dei *taxa* non indigeni, sono quelli fotofili dell'Infralitorale (per circa il 50%); seguono gli ambienti lagunari e costieri, adibiti per la molluschicoltura (per circa il 20%) e poi le aree portuali, gli ambienti costieri degradati ed in maniera minore i biotopi sciafili dell'Infralitorale. Sono rare le segnalazioni di insediamenti nel Circalitorale superiore.

Tab. 1 - Biodiversità degli organismi marini.
Biodiversity of marin organisms.

	Superficie	**Vegetali (Macrofitobentos)**	**Animali (Metazoi)**
Oceano mondiale	99,2 %	8.000	130.000
Mediterraneo	0,8 %	1.351 (16,2 %)	7.241 (5,5 %)

Tab. 2 - Spettro corologico degli organismi marini del Mediterraneo.
Chorologic spectrum of marine organisms of the Mediterranean Sea.

	Animali	**Vegetali**
Mediterraneo (endemismi)	28,6 %	26,6 %
Mediterraneo + Atlantico	50,1 %	48,6 %
Mediterraneo + Indo-Pacifico	4,4 %	4,9 %
Mediterraneo + Atlantico + Indo-Pacifico	16,8 %	19,9 %

Tab. 3 - Organismi marini riscontrati negli ultimi 50 anni in tre settori del Mediterraneo.
Species living in the Mediterranean Sea and collected during last 50 years.

	Mediterraneo Occidentale	**Mare Adriatico**	**Mediterraneo Orientale**
Animali sp. n° 4094 / 7.241	87,1 %	48,9 %	43,1 %
Vegetali sp. n° 1.100 / 1.351	89,5 %	64,4 %	57,6 %

Tab. 4 - Spettro corologico della flora marina bentonica delle coste italiane.
Chorologic spectrum of the marine flora along the italian coasts.

Elementi biogeografici	N° taxa	%
A (Atlantico)	13	1,44
Ab (Atlantico boreale)	181	20,00
Abt (Atlantico boreo-temperato)	39	4,30
At (Atlantico tropicale)	21	2,32
AP (Atlanto-Pacifico)	23	2,54
Aptf (Atlanto-Pacifico temperato freddo)	10	1,10
IA (Indo-Atlantico)	100	11,05
IAt (Indo–Atlantico tropicale)	6	0,66
Iatf (Indo–Atlantico temperato freddo)	8	0,90
IP (Indo–Pacifico)	45	4,97
P (Pantropicale)	28	3,09
SC (Subcosmopolita)	96	10,60
C (Cosmopolita)	91	10,05
CA (Circumaustrale)	1	0,11
CB (Circumboreale)	8	0,90
CBA (Circumboreoaustrale)	3	0,33
M (Mediterraneo)	232	25,64
Totale taxa (esclusi 78 Taxa inquirenda)	**905**	

Tab. 5 - Origine della flora marina bentonica delle coste italiane.
Supposed origin of the marine flora along the italian coasts.

	N° taxa	%
Elementi tetidei e mesogei	202	22,3
Elementi plio - pleistocenici	254	28,0
Elementi cosmopoliti	217	23,9
Elementi endemici mediterranei	232	25,6

Informazioni ecologiche e sinecologiche

L'insediamento delle specie vegetali non indigene appare più frequente e più stabile negli *Habitats* del Bacino orientale del Mediterraneo. La ragione ecologica di questo fenomeno è da ricercare anche nella instabilità ambientale, conseguenza soprattutto di cause climatiche, note come Crisi di Sapropel, che negli ultimi trentamila anni, per ben dodici volte, hanno destrutturato le comunità bentoniche compromettendone la permanenza e la resilienza (Por e Dimentmal, 1985; Por, 1990; Doumenge, 1993 e 1995). Di conseguenza in questo

Tab. 6 - Elenco delle specie vegetali non indigene dei mari italiani.
List of non-indigenous plants species along italian coasts.

Acanthophora najadiformis (Delile) Papenfuss +
Acrothamnion preissii (Sonder) E.M. Wollaston ++
Agardhiella subulata (C.Agardh) Kraft *et* M.J.Wynne
Aglaothamnion feldmanniae Halos
Antithamnion amphigeneum A. Millar
Antithamnionella spirographidis (Schiffner) E.M. Wollaston
Asparagopsis armata Harvey ++
Bonnemaisonia hamifera Hariot
Caulerpa taxifolia (Vahl) C. Agardh ++
Caulerpa racemosa (Forsskål) J. Agardh ++
Caulerpa scalpelliformis (R. Brown *ex* Turner) C. Agardh +
Chondria pygmaea Garbary et Vandermeulen
Codium fragile (Suringar) Hariot ssp. *tomentosoides* (Goor) P.C. Silva +
Colpomenia peregrina Sauvageau +
Grateloupia doryphora (Montagne) M. Howe +
Griffithsia corallinoides (Linnaeus) Trevisan
Halophila stipulacea (Forsskål) Ascherson +
Hypnea spinella (C. Agardh) Kützing
Lophocladia lallemandii (Montagne) F. Schmitz ++
Padina boergesenii Allender *et* Kraft
Plocamium secundatum (Kützing) Kützing
Polysiphonia fucoides (Hudson) Greville +
Sargassum muticum (Yendo) Fensholt
Scytosiphon dotyi M. J. Winne
Solieria filiformis (Kützing) Gabrielson +
Undaria pinnatifida (Harvey) Suringar
Womersleyella setacea (Hollenberg) R.E. Norris ++

note: + = specie con carattere invasivo; ++ = specie fortermente competitive.

Bacino orientale gli elementi della biodiversità sono caratterizzati da scarsa connettanza biocenotica ed è operante il principio di effetti a cascata di relazioni nelle reti trofiche, che si può manifestare anche secondo il modello del cosiddetto effetto farfalla (Agodi, 1999). Il Mediterraneo occidentale a causa del fenomeno di tropicalizzazione, delle conseguenti ripercussioni nella sua idrologia generale e nel rapporto N/P nelle acque, sta subendo un effetto di compattazione di nicchie, evidente soprattutto nella zonazione della componente fitale dell'Infralitorale. Ma la maggiore connettanza tra le specie delle comunità bentoniche dei settori centrali e meridionali del Mediterraneo occidentale costituisce un forte ostacolo al successo invasivo delle specie non indigene, con l'eccezione di *Habitats* degradati da eccessiva pressione antropica.

Al fine di valutare il significato delle variazioni della biodiversità in un'area geografica o in un sito è necessario conoscere i valori medi di base del loro cambiamento annuale attraverso il naturale dinamismo nelle comunità di organismi ospitati e strutturati nelle relazioni trofiche dei differenti *Habitats*.

Simberloff (1977) ritiene normali per gli ambienti insulari una variazione annuale dell'1,5% della biodiversità complessiva. Si hanno pochi dati sperimentali per valutare il dinamismo della diversità vegetale negli *Habitats* del sistema fitale del Mediterraneo. Ovviamente per fare questo tipo di valutazione è necessario avere serie diacroniche di dati floristici affidabili per l'omogeneità dei metodi di campionamento e per la qualificazione in tassonomia algale degli autori. I dati che si riportano sono ricavati da osservazioni ventennali sulla flora e la vegetazione di un'area della Sicilia sud-orientale (Penisola della Maddalena, Siracusa). Altri dati sono stati elaborati per le Isole Tremiti, per le quali negli ultimi trenta anni è stato calcolato un cambiamento annuale del 4% (Cormaci *et al.*, 2000). Questo valore è simile a quello riscontrato tra il 1979 ed il 1999 nella citata località della Sicilia, che presenta una variazione annuale media nella diversità vegetale del 3,11% (Marino *et.al*, 1999).

"L'analisi dei mutamenti intercorsi nella flora e nella vegetazione della Penisola Maddalena in questi ultimi vent'anni ci consente di ipotizzare una probabile evoluzione della struttura e della composizione dei suoi popolamenti vegetali in futuro.

Le associazioni vegetali, in passato descritte come regolarmente distribuite nella zonazione bionomica del sistema fitale, appaiono impoverite e destrutturate ... I popolamenti a grandi *Phaeophyceae*, prime fra tutte le Cistoseire, si riducono o si rifugiano in zone circoscritte, mentre proliferano specie autoctone eurivalenti appartenenti alle *Dictyotales* ed alle *Sphacelariales* e, soprattutto, specie alloctone invasive come le *Caulerpales* ed alcune *Ceramiales*.

Le specie Lessepsiane manifestano il loro carattere invasivo, soprattutto per la mancata presenza di erbivori tropicali o di erbivori mediterranei migrati in numero sufficiente su queste nuove risorse, ma quando ciò avverrà esse probabilmente contribuiranno alla formazione di nuove comunità durevoli di animali e vegetali e diventeranno elementi naturalizzati della flora e vegetazione marina del Mediterraneo, come è avvenuto ripetutamente negli ambienti emersi nel recente passato (Riggio, 1995) e nelle ere geologiche nel passato più remoto in Mediterraneo (Giaccone e Di Martino, 1997 a). Le tendenze evolutive ... sono probabilmente la spia della fine di uno stadio di equilibrio o dell'inizio di un nuovo equilibrio nelle alterne vicende ambientali che hanno caratterizzato il Mediterraneo nel Quaternario" (Marino *et al.*, 1999).

Sulla base dei dati disponibili, si può ritenere l'incremento nell'arco di un secolo di specie non indigene del 2% per le coste italiane e mediamente del 5% per l'intero Mediterraneo, come elemento che contribuisce al dinamismo della diversità vegetale di questo mare confinato tra le terre. Questo incremento documentato nel corso di tutto il 1900 non appare particolarmente anomalo o eclatante. Questo è anche confermato dal dinamismo della diversità animale, calcolato sulle estinzioni di specie, registrate nelle recenti ere geologiche ed in particolare nel Quaternario nell'area occupata dal Mediterraneo. Secondo Di Geronimo (1999), che si basa su dati della malacofauna, dal Pliocene medio sono sopravvissuti in Mediterraneo il 30%-35% delle specie, mentre nel Quaternario si ha un'estinzione del 5% soprattutto tra i cosiddetti ospiti freddi e caldi, cioè tra le specie non indigene migrate in coincidenza con eventi climatici ed idrologici favorevoli. Se poi si va indietro fino al Tortoniano, si assiste ad un rinnovamento complessivo delle faune marine nell'area Mesogea-Mediterranea.

Oltre alle cause legate alla disponibilità delle risorse nelle nicchie ecologiche in *Habitats* non saturati dalla densità di popolazione della diversità vegetale (Mac Arthur, 1972; Giaccone, 1999), alla base del successo o dell'insuccesso nell'insediamento di specie vegetali non indigene in Mediterraneo, vi sono le relazioni sinecologiche, che sono state approfondite soprattutto su cinque specie con il metodo fitosociologico (*Caulerpa taxifolia* in due siti e con due ecadi, *C. racemosa, Halophila stipulacea, Womersleyella setacea e Acrothamnion preissii*).

I dati della studio sinecologico sono riportati per la vegetazione in tabelle fitosociologiche analitiche e sintetiche (Di Martino e Giaccone, 1997).

Queste tabelle di dati ed i risultati, relativi alle specie vegetali non indigene del Mediterraneo, sono stati pubblicati in numerosi lavori redatti soprattutto in quest'ultimo decennio (Giaccone e Di Martino, 1997 b). Pertanto si ripropongono all'attenzione degli esperti dati e risultati che in parte sono stati presentati in precedenti congressi SIBM ed in particolare nel XXV e nel XXVI.

Il dato nuovo ancora inedito riguarda la vegetazione ad *Halophila stipulacea*, rilevata in Egeo, già nel 1967 (Giaccone, 1968) e più recentemente dai botanici marini della scuola di Catania in alcune stazioni della Sicilia orientale (Alongi, *et al.*, 1993; Di Martino *et al.*, com. pers., 5/05/2000).

Anche questa specie non indigena per le coste italiane presenta alti valori di flora associata (118 specie in totale con 115 specie epifite delle foglie e dei rizomi), con un rapporto R/F (Rodoficee/Fucoficee) = 5,1 ed un numero medio di specie per rilievo di 53,0.

Per facilitare lo studio del dinamismo evolutivo di questa tipologia vegetazionale, caratterizzata dal prevalere di specie non indigene, è stata (Giaccone e Di Martino, 1997 a) proposta una gerarchizzazione fitosociologica sia della componente rizofitica che della componente epifitica. Probabilmente si tratta di associazioni durevoli e di sinusie, ma il valore degli indici sinecologici sono comparabili con quelli ottenuti con i dati rilevati sulle associazioni di specie non indigene, presenti negli stessi *Habitats* del sistema fitale.

Per poter avere dati confrontabili con quelli citati è necessario effettuare i rilevamenti sinecologici in popolamenti insediati da almeno cinque anni, meglio se da dieci anni, per consentire l'insorgere delle relazioni di connettanza tra le specie.

I dati qui presentati hanno, come in una medaglia, due facce. Da una parte l'inserimento delle specie non indigene in *Habitats* con nicchie ecologiche non saturate e con risorse sotto utilizzate, è un fatto positivo per la biodiversità, per la produzione di biomassa, soprattutto sfruttata nella catena del detrito (Sarà *et al.*, 2000). Dall'altra parte gli effetti a cascata di relazioni (Cohen *et al.*, 1990) nelle reti trofiche del Mediterraneo, vengono sconvolti soprattutto dalle specie fortemente competitive. Alcune specie non indigene, dopo aver cambiato i valori di termoresistenza (Hoek *et al.*, 1990), hanno già intrapreso la via della naturalizzazione, senza particolari evidenti effetti negativi. Altre, invece, nell'attuale fase espansiva sembrano minacciare l'intero sistema fitale del Mediterraneo. Ma queste specie sembrano avere il tallone d'Achille, perché dotate finora generalmente della sola moltiplicazione vegetativa o di una sola fase nucleare o di una sola generazione nel ciclo biologico.

La fase esplosiva delle specie indigene (es.: *Caulerpa prolifera*) e di quelle non indigene (es.: *Caulerpa taxifolia*) è imprevedibile sia nel suo svolgimento diacronico sia in parte anche nelle sue direttrici di espansione.

Un altro dato che si osserva nelle aree caratterizzate da scarsa stabilità di gradienti nei fattori ambientali (aree settentrionali e settori orientali), è la scomparsa delle cinture caratterizzate da specie del genere *Cystoseira.*

Alcuni autori francesi hanno pensato (Verlaque e Boudouresque, 1995) che questo sia dovuto all'esplosione di specie non indigene compattatrici di nicchie ecologiche. Ma nella Sicilia orientale si ha l'evidenza sperimentale che le cinture a *Cystoseira* nell'Infralitorale e nel Circalitorale sono scomparse senza la supposta aggressione competitrice di specie non indigene (Marino *et al.,* 1999). Certamente la regola generale dell'Ecologia, che una nicchia lasciata vuota viene presto occupata da altre specie, vale anche per i Cistoseireti ed i Posidonieti.

Concludendo si può ritenere che i pregiudizi criminalizzanti le specie non indigene non facilitano la comprensione dei fenomeni in atto, che si svolgono secondo regole da tempo note in Ecologia ed in Sinecologia, ma non prevedibili nel loro diacronismo e nel loro dinamismo evolutivo. Forse sarebbe meglio per tutti rimettersi ad indagare questi fenomeni nel silenzio dei laboratori di ricerca, lasciando fuori la porta il chiasso dei *mass media* e la gloria effimera del romanzo nero, come quello calunnioso di un autore francese, che qui si preferisce non citare, perché censurato dalla magistratura francese.

Summary

About the five per cent of Mediterranean marine benthic flora consists of non-indigenous *taxa,* the sixty per cent of which can be considered as permanently settled in assemblages of that Sea. Such a settlement is particulary important in the Eastern Basin and can be explained, from an ecological point of view, by an environmental instability mainly due to Sapropel crises that, in the last 30.000 years, for a good twelve times dismantled the structure of benthic communities. As a consequence, elements of vegetal diversity show a scarce biocoenotic connection causing a deterioration of relationship in trophic systems. Western Basin is undergoing a process of compacting of ecological niches mainly in the phytal component of the infralittoral zone. That is due to the increase of both temperature and salinity causing changes in the hydrology that act also on N/P ratio in the water. The higher relationship among species of benthic assemblages in both central and southern sectors of Western Basin, strongly prevents the success in settlement of invasive non-indigenous species except in degraded habitats due to anthropic pressure. Phytosociological studies confirmed the above hypotheses based on ecological considerations. First studies of population genetics of non-indigenous species let to suppose the occurrence of epigenetic mechanisms for the activation in those species of genes like those acting on thermoresistance. Generalised hypotheses stating the introduction of species showing genetic mutations caused by either aquarium or aquaculture practices, aren't considered suitable to the understanding the complex phenomenon of the successful settlement of non-indigenous species in Mediterranean habitats.

Bibliografia

ACADEMIE DES SCIENCES PARIS (1997) – Dynamique d'espèces marines invasives: application à l'expansion de *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée. *Actes Séminaire International.* Paris. Ed. Technique et Documentation: 1-376.

AGODI A. (1999) – Il clima nella Biosfera e nel bacino del Mediterraneo. *Quaderni Accad. Intern. Sci. Tecn. Subacquee,* Ustica, **22**: 19-31.

ALONGI G., CORMACI M., PIZZUTO F. (1993) – La macroflora epifita delle foglie di *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson del Porto di Catania. *Biol. Mar. Medit.*, **1**: 287-288.

COHEN J. E., BRIAND F., NEWMAN C.M. (1990) – *Community food webs: Data and Theory.* Spring Verlag, N.Y.

CORMACI M., FURNARI G., ALONGI G., CATRA M., SERIO D. (2000) – The benthic algal flora on rocky substrata of the Tremiti Islands (Adriatic Sea). *Plants Biosystems,* **134** (2): 133-152.

DI GERONIMO S.I. (1999) – Paleoecologia del Mediterraneo. *Quaderni Accad. Intern. Sci. Tecn. Subacquee*, Ustica. **22**: 35-41.

DI MARTINO V., GIACCONE G. (1995) – La dispersione in Mediterraneo di alghe tropicali del genere *Caulerpa*. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.*, Catania. **28** (349): 93-111.

DI MARTINO V., GIACCONE G. (1997) – Biodiversità in associazioni dipendenti di epibionti vegetali in prati a *Caulerpa* in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 32-39.

DOUMENGE F. (1993) – La Méditerranée peut-elle mourir? Crises climatiques et pollution antropique dans une mer fermée. In: *La mer assassinée. Peuples Méditerranéens*. **62-63**: 11-27.

DOUMENGE F. (1995) – Quelques réflexions sur les algues *Caulerpales*. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 613-633.

GIACCONE G. (1968) – Contributo allo studio fitosociologico dei popolamenti algali del Mediterraneo orientale. *Giorn. Bot. Ital.*, **102**: 485-506.

GIACCONE G. (1999) – L'origine della biodiversità vegetale del Mediterraneo. *Notiziario S.I.B.M.* **35**: 35-51.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1997 a) – Syntaxonomic relationship of the mediterranean phytobenthos assemblages: paleoclimatic bases and evolutive tendencies. *Lagascalia*, **19** (1-2): 129-144.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1997 b) – Inquadramento fitosociologico della vegetazione a Caulerpe in Mediterraneo. *Atti del Convegno S.O.S. Caulerpa? Introduzione di nuove specie nel Mediterraneo e compatibilità con quelle presenti*. Cagliari: 69-86.

HOEK C. VAN DEN, BREEMAN A.M., STAM W.T. (1990) – The geographic distribution of seaweed species in relation to temperature: present and past. In: Beukkema *et al.* (eds.), *Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems*: 55-67.

MAC ARTHUR R.H. (1972) – *Geographical Ecology*. Harper and Row, N.Y.

MARINO G., DI MARTINO V., GIACCONE G. (1999) – Diversità della flora della Penisola Maddalena (Siracusa, Sicilia S.E.): cambiamento ventennale ed evoluzione. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.*, Catania. **31** (354): 289-315.

POR F.D. (1990) – Lessepsian migrations. An appraisal and new data. *Bull. Inst. Océanogr.*, Monaco. **7**: 1-10.

POR F.D., DIMENTMAL C.H. (1985) – Continuity of Messinian biota in the Mediterranean Basin. In: Stanley D.J. e Wezel F.C. (eds.), *Geological evolution in the Mediterranean Basin*, Springer-Verlag. N.Y.

RIBERA M.A., BOUDOURESQUE CH.F. (1995) – Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. In: Round F.E., Chapman D.J. (eds.), *Progress in Phycological Research*, Biopress Ltd. **11**: 188-268.

RIGGIO S. (1995) – Il caso delle Caulerpe. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 593-605.

SARA' G., CARUSO M., CATALANO D., VIZZINI S., MAZZOLA A. (2000) – L'analisi degli isotopi del Carbonio (^{13} C) e dell'Azoto (^{15} N) come strumento per lo studio di una rete trofica costiera (Stagnone di Marsala, Sicilia occidentale). *Biol. Mar. Medit.* **7** (1): 288-290.

SIMBERLOFF D.S. (1976) – Esperimental zoogeography of islands: effects of island size. *Ecology*, **57**: 629-648.

UNEP (1998) – Rapport réunion d'experts sur les types d'Habitats marins dans la region méditerranéenne. UNEP (OCA) MEDW. 149.5 Tunis.

UNEP (1999) – Proceedings of the workshop on invasive *Caulerpa* species in the Mediterranean. *MAP Techn. Rep. Series*. N° 125. Athens: 1-317.

VERLAQUE M. (1994) – Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Océanol. Acta*. **17** (1): 1-23.

VERLAQUE M., BOUDOURESQUE CH.F. (1995) – Etude floristique et structurale de la prairie à *Caulerpa taxifolia* du Cap Martin (Alpes-Maritimes, France). *Rapp. Comm. Intern. Mer Médit.*, **34**: 48.

Lavoro eseguito con fondi del M.U.R.S.T. e dell'Ateneo di Catania.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 84-93

L. ORSI RELINI

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, DIP.TE.RIS, Università di Genova,
Via Balbi, 5 – 16126 Genova. e-mail: largepel@unige.it

PESCI ESOTICI NEL MEDITERRANEO, UN AGGIORNAMENTO SUGLI IMMIGRANTI DI ORIGINE INDOPACIFICA ED ATLANTICA

EXOTIC FISH IN THE MEDITERRANEAN SEA, AN UPDATING ON THE INDOPACIFIC AND ATLANTIC IMMIGRANTS.

Abstract

Exotic fishes are entering in the Mediterranean at a rate of 1,5 species per year.

In the last forty years, numbers of Atlantic and Indopacific intruders were about equal, but the latter gave a majority of established species. A role in commercial catches is at present recognized for four Atlantic and more than a dozen of Indopacific invaders.

Key-words: *Exotic fish, immigrants, Mediterranean, lessepsian species.*

Dato che il 31° Congresso della SIBM ha sede a Sharm el Sheikh, è sembrato opportuno fare il punto sulle specie ittiche che il Mar Rosso – con la mediazione dell'uomo – ha esportato nel Mediterraneo, quelle che, con invertebrati e piante, formano nell'opinione di Por (1978) una recente provincia biogeografica, detta lessepsiana in onore dell'ingegnere F.M. de Lesseps che realizzò il Canale di Suez. Una recente occasione di riflessione sugli scambi tra Mediterraneo e bacini adiacenti viene anche dall'iniziativa della CIESM di Monaco di preparare una collana di Atlanti delle specie esotiche rinvenute nel Mediterraneo: uno di questi, a cura di D. Golani, E. Massuti, L. Orsi Relini e J.P. Quignard riguarderà appunto i Pesci. Mettere a confronto la casistica derivata dall'Atlantico e dall'Indopacifico può aiutare a formulare giudizi d'insieme probabilmente più obiettivi che una visione unilaterale.

La prima constatazione che deriva dal lavoro in comune, è la diversa filosofia con cui si considera l'arrivo in Mediterraneo di specie esotiche: da Levante, ma direi più propriamente da parte di Por e della sua scuola, si sottolinea l'arricchimento in biodiversità e produttività che hanno portato le specie lessepsiane, e si ravvisa, nel taglio di Suez, l'occasione per il Mediterraneo di diventare una Neo-Tethys (Por, 1990); al contrario nel Mediterraneo Occidentale la comparsa di specie estranee tende a essere considerata irrilevante, se non pericolosa appunto per la biodiversità del Mediterraneo, come già aveva segnalato più di trenta anni fa M. Torchio (1969).

In realtà la questione delle specie esotiche è complessa perché le conoscenze attuali della fauna marina sono ancora molto incomplete, se si considerano gli ambienti più difficilmente accessibili al campionamento: c'è il rischio, quindi di considerare nuovo – o esotico – ciò che nuovo non è. Inoltre nei pesci la casistica delle modalità di arrivo di nuove specie è più articolata che in altri gruppi (tabella 1) perchè correlata alle capacità di nuoto: infatti solo i Vertebrati ed i Molluschi Cefalopodi possono comparire come visitatori occasionali. Recentemente ciò è avvenuto anche con il delfino *Sousa chinensis* (Notarbartolo e Demma, 1994) e con un calamaro gigante, *Architeuthis* sp. (Gonzales *et al.*, 2000).

Tab. 1 – Modalità di ingresso di un pesce esotico in Mediterraneo. Sono elencati casi di intrusione sia naturale sia dovuta ad attività antropiche e gli stadi della storia vitale di un pesce che possono essere coinvolti.

Modalities of intrusion of exotic fish in the Mediterranean: both natural and anthropogenic intrusions are listed, with the phases of life history of the fish possibly concerned.

	Uova e larve	Giovani	Adulti	Esempi in Mediterraneo	Origine
1) movimento attivo	-	-	+	*Rhizoprionodon acutus*	naturale
2) trasporto in corrente entrante	+	-	-	Anguilliformes spp (leptocephali).	naturale
3) trasporto associato a oggetti o organismi galleggianti (drift fish)	-	+	-	*Psenes pellucidus*	naturale
4) foresia (trasporto da parte di un buon nuotatore)	-	+	+	*Remora australis*	naturale
5) trasporto via nave **a) nell'acqua di zavorra** **b) nel fouling** **c) nelle prese d'acqua**	+ 	 + +	 + +	*Pinguipes brasilianus*	antropica
6) fuga da impianto di acquicoltura	-	+	+	*Mugil so-iuy*	antropica

Una specie di cui uno o solo pochi individui sono stati osservati in Mediterraneo, può costituire un episodio significativo ai soli fini faunistici, ma irrilevante dal punto di vista ecologico e a maggior ragione ai fini di stabilire una provincia biogeografica. È necessario quindi non solo identificare correttamente la specie esotica e cercare di chiarirne l'origine, ma anche assegnare un peso alle nuove presenze. Circa quest'ultimo punto, la classificazione adottata dalla CIESM è elementare, basandosi su due sole categorie "alien" ed "established", mentre la letteratura fornisce esempi di approcci più dettagliati, che cercano di tenere conto sia dell'origine del pesce esotico, sia dell'esito della sua intrusione (Tab. 2), assegnando la dovuta importanza alle specie che stabiliscono nuove popolazioni.

In letteratura esistono numerose liste di pesci lessepsiani, per la maggior parte compilate con intento semplicemente faunistico, e quindi senza distinzione tra eventi sporadici e vere invasioni. Inoltre, nello studio, ormai quasi centenario, di questo argomento ci sono stati inevitabilmente molti errori e quindi ci sono consistenti numeri di specie di immigranti prima annunciati e poi cancellati. La revisione di questa materia per l'Atlante CIESM si deve a D. Golani, che elenca 56 migranti eritrei dopo aver cancellato ben 38 specie indopacifiche erroneamente identificate o dubbie. Il passaggio del dato sistematico a quello ecologico-popolazionistico, cioè l'introduzione delle categorie "alien" ed "established" accanto a ciascuna specie dell'Atlante è stato difficile, perché su questi punti si scontrano le due diverse filosofie di cui si diceva all'inizio e anche perché il fatto che bastino tre reperti per stabilire il successo di un migrante è discutibile. Golani tende a considerare tutte le specie eritree come lessepsiane, respingendo l'ipotesi che alcune siano semplicemente circumtropicali (Tortonese, 1982) o che preesistessero al taglio

di Suez (Sorbini, 1988; Fishelson, 2000) o che siano oggetto di un banale trasporto per nave (Vacchi e Chiantore, 2000). E infatti c'è voluto il caso eclatante di un pesce brasiliano ritrovato in Mar Ligure (Orsi Relini, 2001) per ammettere che la possibilità del trasporto per nave esiste. Al contrario Por, recentemente (1997), richiama i motivi che inducono a considerare con prudenza le nuove specie indopacifiche, prima di accettarle come lessepsiane.

Tab. 2 – Due modi di classificare la comparsa e l'affermazione di una specie esotica.
Two examples of classification regarding the appearance or the invasion of an exotic species

Atlas of exotic fish (CIESM 2001)		Joint Nature Conservation Committee (1997)		
Terminologia	**Definizione**	**Origine**	**Terminologia**	**Definizione**
alien	1-2 reperti distinti nel tempo	naturale	vagrant	a
		antropica	alien	b
established	3 reperti o più	naturale	recent colonist	c
		antropica	non native	d

a) **vagrant**: *Individuals of a species which, by natural means, move from one geographical region to another outside their usual range, or away from usual migratory routes, and which do not establish a self-maintaining, self-regenerating populations in the new region.*
b) **alien**: *A non-established introduction, i.e. a species introduced by human agency into a geographical region outside its natural range, but which has not established self-maintaining or self-regenerating populations in the wild in the new area.*
c) **recent colonist**: *a species which, without any human intervention, has extended its natural geographical range in recent times and which has established new self-maintaining and self-regenerating populations in the wild.*
d) **non-native:** *A species that has been introduced directly or indirectly by human agency (deliberately or otherwise) to an area where it has not occurred in historical times.....The species has become established in the wild and has self-maintaining populations.*

La lista dei pesci Indopacifici nel Mediterraneo di Golani (CIESM, 2001) comincia con *Atherinomorus lacunosus*, ritrovato ad Alessandria all'inizio del 1900 (Tillier, 1902). Ma in letteratura (Soljan, 1975) compare un po' prima, nel 1896, *Pampus argenteus*; una bella specie di Stromateide dell'Oceano Indiano di cui è stato ritrovato a Fiume un giovane lungo cm 15,5. Donato al Museo di Zagabria e in un primo tempo classificato come *Stromateus*, questo pesce è poi correttamente identificato grazie a Soljan e Tortonese negli anni '70. Nel FNAM Haedrich (1973) scrive "it is extremely unlikely that this Indian Ocean species could move through the Suez Canal to appear in a single specimen in the Adriatic". Soljan si rammarica che non si voglia tener conto della serietà di chi lo ha rinvenuto e donato al Museo di Zagabria, della sua esperienza pluriennale e della fiducia di cui si è sempre mostrato degno. Avanza l'ipotesi che l'animale sia arrivato nuotando attivamente a seguito di una nave da carico che, a quei tempi, poteva procedere molto lentamente (Soljan, 1975). Tortonese immagina un trasporto sopra una nave. Oggi, come si è già accennato, è sicuro che pesci possano essere trasportati dalle navi in varie fasi (Tab. 1): è documentata la presenza di larve nelle acque di zavorra (Harvey *et al.*, 1999); la presenza di adulti sedentari come piccoli blenni nel fouling di substrati artificiali del largo (Relini *et al.*, 1996) e

di giovani e adulti nelle prese d'acqua, in particolare quando il natante effettua lunghe soste (osservazioni inedite nei bacini di carenaggio del porto di Genova). In conclusione il caso di *P. argenteus* avrebbe dovuto insegnare che da Suez passano non solo i lessepsiani, ma anche gli alieni: questo fatto, come vedremo, finalmente emerge nell'Atlante (CIESM, 2001).

I pesci indopacifici ritrovati in Mediterraneo sono elencati in Tab. 3: la lista include le 56 specie eritree di Golani, *Pampus argenteus* e altri tre casi particolari: *Makaira indica* (Orsi Relini e Costa, 1986), verosimilmente un visitatore occasionale (o vagrant nella terminologia inglese); *Synagrops japonicus* (Orsi Relini, 1990), una specie di acque profonde, finora non ritrovata in Mar Rosso e pertanto riferibile ad un trasporto per nave o addirittura ad una situazione come quelle descritte da Sorbini (1988); *Mugil so-iuy* (Kaya *et al.*, 1998), importato dall'oriente e sfuggito da impianti di acquacultura.

L'affermazione (o la mancata affermazione) delle specie eritree si può apprezzare tenendo conto della cronologia (Tabella 4) anche se questa è solo indicativa, dato che un pesce può essere menzionato in letteratura anche dopo anni dalla sua scoperta. Si può notare che 13 specie eritree sono classificate come "alien", e che la più datata semplice comparsa risale a mezzo secolo fa. Al presente quindi la provincia lessepsiana si basa su una quarantina di specie di pesci che hanno meritato la qualifica di "established" (con tutte le riserve del caso), anche se si può ragionevolmente ritenere, seguendo la cronologia (Tab. 4), che un certo numero di specie aliene passeranno col tempo all'altra categoria.

È singolare che il massimo di specie, sia aliene sia affermate, si registri non in prossimità del Canale di Suez, sulle coste dell'Egitto, ma su quelle di Israele. Il 24% degli immigranti finora osservati è esclusivo della costa israeliana (Golani, 1998). Ciò sembra assegnare importanza al regime delle correnti e quindi suggerire l'ipotesi che le intrusioni avvengano preferenzialmente in forma di uova e larve. Si può inoltre ipotizzare che una situazione di impoverimento delle acque costiere israeliane favorisca le specie esotiche (Fishelson, 2000).

Gli invasori lessepsiani hanno un ruolo importante nella pesca di Israele (Golani e Ben Tuvia, 1995) dove oltre una dozzina di specie ha interesse commerciale: 11 specie compaiono nella pesca costiera artigianale, 9 nella pesca pelagica e 8 nella pesca a strascico. In quest'ultima le specie lessepsiane di teleostei e di gamberi formano circa il 50% del pescato. In particolare due specie esotiche di triglie, *Upeneus moluccensis* ed *Upeneus pori*, hanno superato nelle catture le specie del genere *Mullus*; *U. pori* domina nell'intervallo 20-30m, *U. moluccensis* a 40-50m e *M. barbatus* sotto i 55m, mentre *M. surmuletus* appare con scarsi individui a tutte le profondità (Golani, 1994). Altre due specie importanti per lo strascico sono *Sphyraena chrysotenia* e *Saurida undosquamis*. Nella pesca pelagica si distinguono il clupeide *Dussumieria acuta*, il carangide *Alepes djedaba* ed inoltre *Sillago silama*, *S. chrysotenia* e *Scomberomorus commerson*. Quest'ultima specie è di grande importanza commerciale nell'area Indopacifica (100.000 tonnellate nelle statistiche FAO) e date le sue caratteristiche di taglia e di capacità di nuoto dovremmo attenderci di trovarla più estesamente nel Mediterraneo. Nella pesca artigianale le specie più importanti per biomassa sono *A. djedaba*, *S. chrysotenia*, *Siganus luridus* e *S. rivulatus* (Golani e Ben Tuvia, 1995).

L'affermazione delle specie lessepsiane si riduce rapidamente procedendo verso Nord e verso Ovest. In Siria si hanno dati contradditori: secondo Sbaihi e Saad (1995) soltanto 4 specie, prive di valore commerciale (*Apogon taeniatus* = *A.*

Tab. 3 – Specie indopacifiche ritrovate nel Mediterraneo: la lista comprende 56 immigranti eritrei e quattro casi particolari (*) (da CIESM, 2001, con modifiche).

Indopacific species in the Mediterranean: 56 Eritrean immigrants and 4 peculiar cases (*) are listed (CIESM, 2001, with modifications).

TAXON		TAXON	
DASYATIDAE (stingrays)		LUTJANIDAE (snappers)	
Himantura uarnak	E	*Lutjanus argentimaculatus*	A
CLUPEIDAE (herrings & sardines)		MULLIDAE (goatfishes or red mullets)	
Dussumieria elopsoides	E	*Upeneus moluccensis*	E
Etrumeus teres	E	*Upeneus pori*	E
Herklotsichthys punctatus	E	HAEMULIDAE (grunts)	
Spratelloides delicatulus	A	*Pomadasys stridens*	E
CONGRIDAE (conger eels)		SPARIDAE (seabreams or porgies)	
Rhynchoconger trewavasae	A	*Crenidens crenidens*	E
MURAENESOCIDAE (daggertooth pile-conger eels)		*Rhabdosargus haffara*	E
Muraenesox cinereus	A	PEMPHERIDAE (sweepers)	
SYNODONTIDAE (lizardfishes)		*Pempheris vanicolensis*	E
Saurida undosquamis	E	POMACENTRIDAE (damselfishes)	
EXOCOETIDAE (flying fishes)		*Abudefduf vaigiensis*	A
Parexocoetus mento	E	MUGILIDAE (grey mullets)	
BELONIDAE (needlefishes)		*Liza carinata*	E
Tylosurus choram	A	*Mugil so-iuy**	E
HEMIRAMPHIDAE (halfbeaks)		SPHYRAENIDAE (barracudas)	
Hemiramphus far	E	*Sphyraena chrysotaenia*	E
Hyporhamphus affinis	A	*Sphyraena flavicauda*	A
FISTULARIDAE (cornetfishes)		LABRIDAE (wrasses)	
Fistularia commersoni	E	*Pteragogus pelycus*	E
ATHERINIDAE (silversides)		BLENNIDAE (blennies)	
Atherinomorus lacunosus	E	*Petroscirtes ancylodon*	E
HOLOCENTRIDAE (soldierfishes or squirrelfishes)		GOBIIDAE (gobies)	
Sargocentron rubrum	E	*Coryogalops ochetica*	E
SCORPAENIDAE (scorpionfishes)		*Oxyurichthys petersi*	E
Pterois miles	A	*Silhouetta aegyptia*	E
PLATYCEPHALIDAE (flatheads)		CALLIONYMIDAE (dragonets)	
Papilloculiceps longiceps	A	*Callionymus filamentosus*	E
Platycephalus indicus	E	SIGANIDAE (rabbitfish)	
Sorsogona prionota	A	*Siganus luridus*	E
SERRANIDAE (groupers)		*Siganus rivulatus*	E
Epinephelus coioides	E	SCOMBRIDAE (tunas & mackerels)	
Epinephelus malabaricus	E	*Rastrelliger kanagurta*	A
TERAPONIDAE (terapons)		*Scomberomorus commerson*	E
Pelates quadrilineatus	E	ISTIOPHORIDAE (marlins)	
Terapon puta	E	*Makaira indica**	A
APOGONIDAE (cardinalfishes)		STROMATEIDAE (ruffs)	
Apogon nigripinnis	E	*Pampus argenteus**	A
ACROPOMATIDAE (lantembellies)		CYNOGLOSSIDAE (tonguesoles)	
*Synagrops japonicus**	A	*Cynoglossus sinusarabici*	E
SILLAGINIDAE (sillagos)		MONACANTHIDAE (filefishes)	
Sillago sihama	E	*Stephanolepis diaspros*	E
RACHYCENTRIDAE (cobia)		OSTRACIIDAE (boxfishes or trunkfishes)	
Rachycentron canadum	A	*Tetrosomus gibbosus*	E
CARANGIDAE (jacks, scads & runners)		TETRAODONTIDAE (pufferfishes)	
Alepes djedaba	E	*Lagocephalus spadiceus*	E
LEIOGNATHIDAE (ponyfishes)		*Lagocephalus suezensis*	E
Leiognathus klunzingeri	E	*Torquigener flavimaculosus*	E
		DIODONTIDAE (porcupinefishes & burrfishes)	
		Chilomycterus spilostylus	A

A= alien E= established

Tab. 4 – Comparsa e affermazione di specie eritree per decadi successive: la cronologia si basa sulla comparsa nella letteratura.
Appearance and invasion of Eritrean species according time: chronology is based on years in which records were published.

1902 – *Atherinomorus lacunosus*

1920-1929	1930-1939	1940-1949	1950-1959
Alepes djedaba	*Leiognathus klunzingeri*	*Sargocentron rubrum*	*Parexocoetus mento*
Liza carinata	*Sphyraena chrysotaenia*	*Apogon nigripinnis*	**Abudefduf vaigiensis**
Coryogalops ochetica	*Scomberomorus commerson*	*Upeneus moluccensis*	*Upeneus pori*
Siganus rivulatus	*Lagocephalus spadiceus*	*Dussumieria elopsoides*	*Callionymus filamentosus*
Hemiramphus far	*Herklotsichthys punctatus*	-	*Cynoglossus sinusarabici*
Stephanolepis diaspros	-	-	*Saurida undosquamis*
-	-	-	*Platycephalus indicus*

1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999
Himantura uarnak	**Spratelloides delicatulus**	**Muraenesox cinereus**	**Rhynchoconger trewavasae**
Etrumeus teres	*Pelates quadrilineatus*	*Rachycentron canadum*	**Pterois miles**
Tylosurus choram	*Sillago sihama*	*Petroscirtes ancylodon*	**Papilloculiceps longiceps**
Hyporhamphus affinis	**Lutjanus argentimaculatus**	*Oxyurichthys petersi*	**Sorsogona prionota**
Epinephelus coioides	*Crenidens crenidens*	*Silhouetta aegyptia*	*Rhabdosargus haffara*
Pomadasys stridens	*Pempheris vanicolensis*	*Tetrosomus gibbosus*	**Sphyraena flavicauda**
Siganus luridus	*Terapon puta*	*Torquigener flavimaculosus*	*Pteragogus pelycus*
Epinephelus malabaricus	**Rastrelliger kanagurta**	-	**Chilomycterus spilostylus**
-	*Lagocephalus suezensis*	-	-

2000 - 2001
Fistularia commersoni

Specie classificate come "alien" (in grassetto) e come "established" (le rimanenti) in CIESM 2001
Alien (bold) and established species according to CIESM (2001)

nigripinnis, *Callyonymus filamentosus*, *Cynoglossus sinusarabici* e *Silhoueta aegyptia)* compaiono nelle catture della pesca professionale, mentre secondo Saad (1999) sono stati osservate almeno 26 specie eritree, di cui nove importanti per la pesca (*Upeneus moluccensis, U. pori, Siganus rivulatus, S. luridus, Saurida undosquamis, Scomberomorus commerson, Sphyraena chrysotenia, Himantura uarnak, Pranesus pinguis = Atherinomorus lacunosus).* Nei mari della Grecia sono state segnalate complessivamente 13 specie (Papacostantinou, 1988), ma soltanto tre, *S. luridus*, *S. rivulatus*, e *U. moluccensis*, compaiono nel prodotto commerciale del Dodecanneso, con variazioni di abbondanza legate alle variazioni climatiche. (Papacostantinou, com. pers.).

Procedendo verso occidente le specie eritree si riducono a meno di dieci. In Tunisia a partire dagli anni '60 sono stati trovati *S. diaspros* (Chakroum, 1966) e poi *S. luridus*, *S. rivulatus* e *Priacanthus hamrur* (Bradai c.p.; l'ultima specie è dubbia secondo Golani). Le prime due specie sono comuni, ma nessuna specie eritrea ha interesse commerciale (Bradai, 2001 com. pers.). Sulle coste italiane la comparsa di specie eritree fa ancora notizia e basta questo a confermare che non è appropriato parlare di invasioni. Dopo due reperti nello Ionio (Tortonese, 1967), *S. diaspros* è stato osservato di recente a Lampedusa e anche in prossimità del porto di Palermo (Catalano e Zava, 1993), fatto che ripropone la possibilità del trasporto per nave (Zava, com. pers.), come per altre specie indopacifiche ritrovate nel Mediterraneo occidentale: *Abudefduf vaigiensis* a Napoli (Tardent, 1959) ed in Mar Ligure (Vacchi e Chiantore, 2000), *Pomadasys stridens* (Torchio, 1969) e *S. japonicus*, di cui si è già detto, in Mar Ligure.

L'opinione degli autori di parte occidentale è che il fenomeno lessepsiano sia alquanto enfatizzato e che in ogni caso il flusso di migranti eritrei oggi sia in regressione (Quignard e Tommasini, 1999). La cronologia dei reperti (Tab.4) sembra indicare una situazione stazionaria negli ultimi 40 anni.

Dall'Atlantico esiste ugualmente un flusso immigrante di specie esotiche che negli ultimi anni è in fase crescente. L'Atlante dei pesci esotici – non per scelta degli autori, ma del comitato editoriale – stabilisce che i periodi di tempo in cui sono registrate le immigrazioni siano differenti per il Mar Rosso e per l'Atlantico, rispettivamente un secolo e gli ultimi quaranta anni (con una eccezione per *Solea senegalensis*). In aggiunta al limite temporale, il numero degli immigranti atlantici (Tab.5) è verosimilmente sottostimato perché sono stati eliminati i blennidi, i gobidi e la maggior parte delle specie di acque profonde segnalate nel periodo sopra indicato, nell'assunto che sia impossibile stabilire se si tratta di specie esotiche o no. Cionondimeno il numero dei migranti atlantici risulta assai simile a quello dei migranti eritrei dello stesso periodo.

La conclusione è sorprendente: negli ultimi 40 anni il Mediterraneo si è arricchito di 65 specie, cioè di circa il 10% della sua attuale fauna ittica ed il tasso attuale di aumento è di circa 1,5 specie per anno. Le ragioni di questo fenomeno sembrano anzitutto climatiche, infatti è ben noto che in termini di rapporto precipitazioni/evaporazione, il bacino è deficitario e quindi le correnti prevalenti, a Gibilterra come a Suez, sono in entrata. A cio' si aggiunge verosimilmente un certo aumento della temperatura (global warming) (Quero *et al.*, 1998; Andaloro e Rinaldi 1998). Viene poi la sempre crescente pressione antropica sul mare (trasporto marittimo, acquicoltura).

A 'differenza degli immigranti eritrei, molto localizzati nel Levante, gli immigranti atlantici sono stati rinvenuti per la prima volta in aree che spaziano da Gibilterra al Levante: in acque spagnole (15 specie), marocchine e algerine (7

Tab. 5 - Specie esotiche di origine atlantica ritrovate recentemente in Mediterraneo (da CIESM, 2001).
Exotic fish of Atlantic origin in the Mediterranean (from CIESM, 2001)

TAXON	STATUS	TAXON	STATUS
CARCHARHINIDAE (requiem sharks)		ECHENEIDAE (sharksuckers or remoras or discfishes)	
Carcharhinus altimus	E	*Remora australis*	A
Carcharhinus falciformis	E	CARANGIDAE (jacks, scads & runners)	
Rhizoprionodon acutus	A	*Seriola fasciata*	E
Galeocerdo cuvier	A	*Seriola carpenteri*	E
SPHYRNIDAE (hammerhead sharks)		MULLIDAE (goatfishes or red mullets)	
Sphyrna mokarran	A	*Pseudopeneus prayensis*	A
PRISTIDAE (sawfishes)		SPARIDAE (seabreams or porgies)	
Pristis pectinata	A	*Diplodus bellottii*	E
MURAENIDAE (moray eels)		*Pagellus bellottii*	E
Enchelycore anatina	A	LABRIDAE (wrasses)	
OPHICHTHIDAE (snake eels & worm eels)		*Centrolabrus exoletus*	A
Pisodonophis semicinctus	E	PINGUIPEDIDAE (sand perches)	
FISTULARIDAE (cornetfishes)		*Pinguipes brasilianus*	A
Fistularia petimba	A	AMMODYTIDAE (sand lances)	
HALOSAURIDAE (halosaurus)		*Gymnammodytes semisquamatus*	E
Halosaurus ovenii	A	NOMEIDAE (drift fishes)	
ARIIDAE (sea catfishes)		*Psenes pellucidus*	E
Arius parkii	A	SOLEIDAE (soles)	
CHAUNACIDAE (seatoads)		*Microchirus (Zevaia) hexophthalmus*	E
Chaunax suttkusi	A	*Solea senegalensis*	E
SYNGNATHIDAE (pipefishes & seahorses)		*Synaptura lusitanica*	E
Syngnathus rostellatus	E	ACANTHURIDAE (surgeonfishes)	
TRACHICHTHYIDAE (slimeheads)		*Acanthurus monroviae*	A
Gephyroberyx darwini	A	TETRAODONTIDAE (pufferfishes)	
BERYCIDAE (alfonsinos)		*Sphoeroides pachygaster*	E
Beryx splendens	A	DIODONTIDAE (porcupinefishes & burrfishes)	
SCORPAENIDAE (scorpionfishes)		*Diodon hystrix*	A
Scorpaena stephanica	A		
Trachyscorpia cristulata echinata	E	**A = alien E = established**	

specie), liguri (3 specie), del Canale di Sicilia e ioniche (5 specie) e israeliane (3 specie).

Come tra i pesci lessepsiani, anche tra gli immigranti atlantici alcune specie sono circumtropicali (es. *S. mokarran*) e quindi la provenienza è solo ipotetica. Le specie aliene prevalgono su quelle affermate e soltanto quattro di queste ultime, *Seriola fasciata*, *S. carpenteri*, *Gymnammodytes semisquamatus* e *Solea senegalensis* sono sfruttate dalla pesca. L'area mediterranea dove le specie atlantiche hanno fornito popolazioni importanti è soprattutto lo Stretto di Sicilia: infatti sulle coste siciliane meridionali (incluse le isole minori) sono state osservate le maggiori biomasse delle due specie di *Seriola* e di *Sphaeroides pachygaster*, un pesce palla che non ha valore commerciale (Ragonese et al., 1997). In Tunisia, nelle lagune del nord e nel Golfo di Tunisi, *S. senegalensis* assume valore economico (Bradai, com. pers.). Quest'ultima specie si sta diffondendo anche molto lontano dall'area di affermazione, a seguito di pratiche di acquicoltura.

Summary

In the last forty years, exotic fish, both of Atlantic and Indopacific origin, has entered in the Mediterranean, with a number of species about equal to the 10 % of the present total (about 650 species): therefore the immigration rate is 1,5 species/year. An Atlas of exotic fish is in preparation by CIESM and some results of this work are here summarized.

Numbers of species coming from East and from West are apparently equal (33 versus 33), but Atlantic species are probably underestimated because several groups of fish, whose distribution is not exaustively known, were excluded from the counts. In the CIESM Atlas the intruders which appeared one or two times in the Mediterranean were considered alien; if more records were obtained, they were supposed to be established and were considered invaders.

Since the opening of the Suez Canal (1869), 60 species of Indopacific origin have been recorded in the Mediterranean: 56 are Eritrean and have been indicated, with some imprecision (no distinction between occasional and consolidated presences), as lessepsian migrants, others represent cases of transport or natural displacement from more distant areas. Among the Eritreans, several species are invaders, i.e. have established mediterranean populations. Such invasions occur mainly in the Levant, and especially on the coast of Israel, where more than a dozen are important for the local fisheries.

Among the immigrants of the last forty years, the Atlantic invaders are less numerous than the Eritreans and only four species have a role in the fisheries. The most relevant biomasses of Atlantic invaders are recorded in the waters of the Strait of Sicily.

Bibliografia

ANDALORO F., RINALDI A. (1998) – Fish biodiversity change in Mediterranean Sea as tropicalisation phenomenon indicator. In: E.G. D'Angelo e C. Zanolla (ed.), Indicators for assessing desertification in the Mediterranean. Roma A.N.P.A.: 201-206.

CATALANO E., ZAVA B. (1993) – Sulla presenza di *Stephanolepis diaspros* Fraser Brunner (Osteichthyes, Monacanthidae) nelle acque italiane. *Supplemento alle Ricerche di Biologia sulla Selvaggina*, **21**: 379-382.

CHAKROUN F. (1966) – Captures d'animaux rares en Tunisie. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô*, **1** (2): 75-79.

CIESM (2001) – Atlas of the exotic fishes in the Mediterranean (in preparation)

ENO N.C., CLARK R.A., SANDERSON W.G. (eds.) (1997) – Joint Nature Conservation Committee. Non-native marine species in British waters; a review and directory. J.N.C.C Peterborough: 152 pp.

FISHELSON L. (2000) – Marine animal assemblages along the littoral of the Israeli Mediterranean seashore: the Red-Mediterranean Seas communities of species. *Ital. J. Zool.*, **67**: 393-415.

GOLANI D. (1994) – Niche separation between colonizing and indigenous goatfish (Mullidae) along the Mediterranean coast of Israel. *J. Fish Biol.*, **45**: 503-513.

GOLANI D. (1998) – Distribution of lessepsian migrant fish in the Mediterranean. *Ital. J. Zool.*, **65**, Suppl.: 95-99.

GOLANI D., BEN TUVIA A. (1989) – Characterization of lessepsian (Suez Canal) fish migrants. Environmental quality and Ecosystem. Stability: IV-B. Environmental quality: 235-243.
GOLANI D., BEN TUVIA A. (1995) – Lessepsian migration and the Mediterranean fisheries of Israel. In: Condition of the world aquatic habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress. Armantrout, N.B., Ed. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., New Delhi.
HAEDRICH R.L. (1973) – Stromateidae. In: Hureau & Monod (Eds), Check-list of the fishes of the north-eastern Atlantic and of the Mediterranean. UNESCO, Paris.
HARVEY M., GILBERT M., GAUTHIER D., REID D.M. (1999) – A preliminary assessment of risks for the ballast water – mediated introduction of non indigenous marine organisms in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **2268**: 10 + 56 pp.
KAYA M., MATER S., KORKUT A.Y. (1998) – A new grey mullet species "*Mugil so-iuy* Basilewsky" (Teleostei: Mugilidae) from the Aegean coast of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, **22**: 303-306.
NOTARBARTOLO DI SCIARA G., DEMMA M. (1994) – Guida dei Mammiferi marini del Mediterraneo. F. Muzzio ed., Padova: 262 pp.
ORSI RELINI L. (1990) – *Synagrops japonicus* (Steindachner e Doderlein, 1884) (Pisces, Acropomatidae) nel Mediterraneo: un migrante lessepsiano? *Oebalia*, **16** (suppl. 1-2): 217-224.
ORSI RELINI L. (2001) – The South American fish *Pinguipes brasilianus*, Cuvier and Valenciennes, 1829, in the Mediterranean. *Cybium*, (accepted).
ORSI RELINI L., COSTA M.R. (1986) – Cattura di un Marlin a Camogli: segnalazione di *Makaira indica* (Cuvier 1832) (Osteichthyes, Istiophoridae) nel Mediterraneo. *Doriana*, suppl. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova*, **6** (259): 1-4.
PAPACONSTANTINOU C. (1998) – Fauna Greciae IV Pisces. Check list of marine fishes of Greece. National Center for Marine Research, Hellenic Zoological Society, Athens: 257 pp.
POR F.D. (1978) – Lessepsian migration. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. Ecological Study, 23. Springer-Verlag, Berlin: 228 pp.
POR F.D. (1990) – Lessepsian migration. An appraisal and new data. *Bull. Inst. Oceanogr.* Monaco, 7: 1-10.
POR F.D. (1997) – Monitoring and studying the Lesseptian migration. *CIESM Workshop Series.*, **1**: 29-34
QUERO J.C., DU BUIT M.H., VAYNE J.J. (1998) – Les observations de poissons tropicaux et le rèchauffement des eaux dans l'Atlantique europèen. *Oceanologica Acta*, **21**: 345-357
QUIGNARD J.P., TOMASINI J.A. (2000) – Mediterranean fish biodiversity. *Biol. Mar. Medit.*, 7 (3): 1-66.
RAGONESE S., JEREB P., MORARA U. (1997) – Morphometric relationships of *Sphoeroides pachygaster* (*Pisces – Tetraodontidae*) of the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Cah. Biol. Mar.*, **38**: 283-289.
RELINI M., ORSI RELINI L., RELINI G (1994) – An offshore buoy as FAD in the Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2): 1101-1111.
SAAD A. (1999) – The current status of the fisheries in Syria. *CIESM Workshop Series.*, 7: 59-61.
SBAIHI M., SAAD A. (1995) – The existence of 4 immigrant fish species from the Red Sea in the Syrian coast (the Oriental Mediterranean). *Rapp. Comm. inter. Mer Médit.*, **34**: 257.
SOLJAN T. (1975) – *I pesci dell'Adriatico.* Mondadori Ed.: 522 pp.
SORBINI L. (1988) – Biogeography and climatology of pliocene and messinian fossil fish of eastern-central Italy. *Boll. Mus. civ. St. nat. Verona*, **14**: 1-85.
TARDENT P. (1959) – Capture d'un Abudefduf saxatilis vaigiensis Q. und G. (Pisces, Pomacentridae) dans le Golf de Naples. *Rev. Suisse Zool.*, **66** (20): 347-351.
TILLIER J.B. (1902) – Le Canal de Suez et sa faune ichthyologique. *Mem. Soc. Zool. France*, **15**: 279-318.
TORCHIO M. (1969) – Minacce per l'ittiofauna mediterranea: le forme esotiche. *Atti Soc.It. Sc.Nat. e Museo Civ. St. Nat. Milano*, **109** (1): 91-96.
TORTONESE E. (1967) – Un pesce plettognato nuovo per i mari italiani: *Stephanolepis diaspros* Frase Brunner. *Doriana, Suppl. Ann. Mus. Civico Storia Nat. Genova*, **4** (181): 1-4.
TORTONESE E. (1982) – I pesci a distribuzione circumtropicale presenti nel Mediterraneo. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **12**: 191-203.
VACCHI M., CHIANTORE M.C. (2000) – *Abudefduf vaigiensis* (Quoy & Gaimard, 1825): a tropical damselfish in Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 841-843.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 94-99

G. CECCHERELLI, D. CAMPO[1], L. PIAZZI[2]

Dip. di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari,
Via F. Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
[1]I.C.R.A.M. Struttura tecnico Scentifica di Palermo, Italia.
[2]Dip. di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Italia.

SOME ECOLOGICAL ASPECTS OF THE INTRODUCED ALGA *CAULERPA RACEMOSA* IN THE MEDITERRANEAN: WAY OF DISPERSAL AND IMPACT ON NATIVE SPECIES

ASPETTI ECOLOGICI DELL'ALGA INTRODOTTA CAULERPA RACEMOSA *IN MEDITERRANEO: MODALITÀ DI DISPERSIONE ED IMPATTO SULLE SPECIE AUTOCTONE*

Abstract

Caulerpa racemosa *(Forsskål) J. Agardh (Chlorophyta, Caulerpales) is a tropical green alga introduced in the Mediterranean that is fast spreading along wide subtidal coastal areas. In this study we present results obtained in several experimental investigations carried out in the field which evaluated both the ability of re-establishment of thallus fragments, and the role of fragmentation in the dispersal as well the effect of the alga on both native macroalgal assemblages and seagrasses such as* Cymodocea nodosa *(Ucria) Ascherson e* Zostera noltii *Hornemann.*

Results obtained have indicated that: (1) dispersion by fragmentation of thallus gives a great contribution in diffusion especially during summer; (2) C. racemosa *presence profoundly affects encrusting and turf macroalgae erect species; (3) the alga has contrasting effects on vegetative shoot density of seagrasses, being positive on* Zostera noltii *and negative on* Cymodocea nodosa, *while it enhances the number of reproductive structures in both species.*

Key-words: Caulerpa racemosa, *dispersal, native species.*

Introduction

The introduction of non-native plants has become an increasing problem in many different ecosystems. Introduced species have interested ecologists because of their effects on native ecosystems which are often detrimental to the biodiversity of their new environment (*e.g.*, Carlton, 1989; Lodge, 1993 and references therein). Non-indigenous seaweed species, for instance, have been claimed to reduce the distribution of native seagrasses by competitively displacing them (Druehl, 1973; Norton, 1976; Phillips, 1984).

Marine rhizophytic algae, such as *Caulerpa* species, are highly invasive especially where they are non-native: most notably, *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean but also *Caulerpa scalpelliformis* (R. Brown ex Turner) C. Agardh in Australia (Davis *et al.*, 1997).

The introduced species *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh is a tropical green alga, supposed to be an immigrant from the Red Sea since cronology of records, that fast-spreads and colonizes many types of substrata in the Mediterranean (Piazzi *et al.*, 1997a, 1997b). In fact it was found on sand, cobbles, on algal mats and seagrass habitats such as *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson and *Posidonia oceanica* (L.) Delile. In the Mediterranean it reaches very high abundance and percent cover in most of the habitats of occurrence.

This marine plant is capable of reproducing both sexually and asexually. However, in the Mediterranean, no production of gametes of both sexes has been ever observed. Asexual reproduction is generally considered to be the most important of the two modes of reproduction and it can occur in two ways: by vegetative growth and by fragmentation and re-establishment.

In this study, to evaluate the potential of fragmentation to serve as a recruitment process for *C. racemosa*, we determined whether fragments of the alga could re-establish throughout the seasons of one year of time in different areas of a site.

Overall, although many non-indigenous species have been recognized as negatively interacting with native seagrasses, their contribution to declines is poorly known. In this study two experimental investigations were also carried out to evaluate biotic impact of the alga on the native seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* Hornemann as well as on macroalgal assemblage on both rocky bottom and a dead "matte" of *Posidonia oceanica*. Responses of a mixed seagrass bed and macroalgal assemblages invaded by the alga were recorded to highlight the effect of *Caulerpa racemosa* on the native species and thus to make predictions on the outcome of their interactions.

Materials and methods

In this paper we present data obtained in three different experiments carried out near Leghorn along the Tuscan coast (43° 30' N, 10° 20' E) (Italy) from September 1997 until October 1999.

Experiment 1

For the experiment evaluating the role of thallus fragmentation in the dispersal of the alga, on several randomly chosen dates within each season, 20 fragments complete in portions were dispersed along *Posidonia oceanica* margin 3 m long (replicate in the analysis). No staples were used to anchor the fragments to the substratum that, conversely, were left free to float. Monitoring of the number of fragments re-established along the margins where dispersions had occurred were made after 1 month. The proportion of fragments established was then calculated.

Experiment 2

This experiment was carried out in a 2 m deep subtidal area where *Caulerpa racemosa* has been present since 1995 on both rocky bottom and dead "mattes" of *P. oceanica*.

For the experiment, 4 areas (2 on a *Posidonia oceanica* dead "matte" and 2 on rocks) were chosen during spring 1998. In each area (about 30 m^2 size) surfaces next to *Caulerpa racemosa* patches invaded and surfaces in zones not close to *C. racemosa* (controls), were randomly chosen. For each type of surface 2 samples (each sample consisted in the total scraping of a 400 cm^2 surface) were taken on each sampling date; samples were at least 40 cm far away from each other. Since the start of colonization by *C. racemosa* occurred in July 1998, sampling were done on one time before (May 98) and on four times after algal invasion (August 98, October 98, April 99 and October 99). Samples were observed under microscope to determine macroalgal species and to estimate cover of each species.

For each sample, species number (N), total percent cover (R) and Shannon-Weaver diversity index (H') were calculated. Percent cover of the 3 vegetation layers (turf, encrusting and erect layer) were also calculated. The invasion of *C. racemosa* was quantified as both cover and biomass of the alga, evaluated as dry weight obtained after 48 h at 60 °C.

Experiment 3

This experiment was carried out from December 1997 until February 1999 in shallow subtidal area 1 m deep. Within this site 4 areas (about 6 m^2 in size) were randomly chosen. In each of them eight permanent plots (40×40 cm) were randomly positioned. Treatments consisted of the manipulation of the presence of *Caulerpa racemosa* in two areas and leaving the other two as controls. Response variables considered were shoot and flower density of *Cymodocea nodosa* and vegetative and reproductive shoot density of *Zostera noltii*. Sampling data for vegetative shoot density were taken on 7 dates (December 1997, March, May, July, October, November 1998 and February 1999) while reproductive structures were sampled once, the 1st of June 1998.

Results

Experiment 1

Results have shown a high variability in the percent number of fragments re-established on a small spatial scale (area) depending on time within each season (time). Basically fragments of the alga can re-attach to the substratum if the combination of local spatial and temporal conditions is favourable (area (D)×time (S) significant interaction, $p = 0.0370$). A different probability of success in re-establishment of fragments has been found also among seasons ($p = 0.0093$). SNK test has distinguished the higher probability of re-establishment in summer compared to all other seasons, independently on the time of detachment (SE = 1.48, d.f. = 4, WIN = AUT = SPR<SUM).

Experiment 2

Caulerpa racemosa has rapidly and abundantly invaded the experimental surfaces, as it was shown by variations in cover and biomass. In August 1998, only three months after the start of the invasion, *C. racemosa* percent cover reached values of 83.8 ± 1.6 (mean ± SE) on rocky bottom and 81.1 ± 2.8 on dead "matte", and in November 1998 it was 100 on both substrata. It fluctuated with time decreasing during spring 1999 to 19.1 ± 3.7 on rocky bottom and 23.9 ± 2.8 on dead "matte", and reaching 100 at the end of October 1999 on both types of bottom. Patterns on both substrata were very similar.

Caulerpa racemosa biomass followed similar temporal fluctuations: it reached 9.55 ± 0.74 gdw/400cm^2 on rocks and 17.88 ± 2.7 gdw/400cm^2 on dead "matte" in October 1998, diminished in spring 1999 (0.64 ± 0.13 on rocks and 0.75 ± 0.09 gdw/400cm^2 on dead "matte"), while in October 1999 its biomass was similar to the previous year (5.94 ± 1.72 on rocks and 18.14 ± 2.6 gdw/400cm^2 on dead "matte"). At the end of the study period, a significant greater biomass was found on "matte" respect to rock substratum (ANOVA, $F_{1,4} = 53.61$, $p = 0.0181$).

Altogether, in the macroalgal assemblage at the study site, ninety-four species were identified on *Posidonia oceanica* dead "matte" and on rocky bottom. In

May 98, before *Caulerpa racemosa* invasion, species number was 39.2 ± 1.5 (here and after mean ± ES, n = 8) and 37 ± 1.5 on rocky bottom and on dead "matte", respectively, while macroalgal cover was 134.1 ± 3.3 and 126.3 ± 8.1, respectively. On the same sampling date, macroalgae species diversity (H') was 2.16 ± 0.13 on rocky bottom and 2.01 ± 0.09 on dead "matte". After the invasion of *C. racemosa*, species number, species percent cover and diversity of macroalgae diminished progressively. By the end of the study period, on October 1999, species number on rocky bottom was 18.7 ± 0.75 in invaded surfaces and 32.3 ± 1.3 in controls, while on dead "matte" it was 14.5 ± 0.5 and 26.5 ± 0.2, respectively. Macroalgal percent cover on rocky bottom was 81.6 ± 7.3 in invaded and 121.9 ± 1.7 in control zones, while on dead "matte" it was 87.6 ± 3.4 and 104.9 ± 1.3, respectively. Species diversity on rocky bottom was 1.26 ± 0.06 in invaded and 2.24 ± 0.06 in control zones, while on dead "matte" was 0.45 ± 0.08 and 1.74 ± 0.08, respectively.

Analysis of variance performed on species number has detected a significant effect of the presence of the alga depending on time: in fact, greater N were found after May 98 (pre-invasion time) where *C. racemosa* was absent with respect to when it was present. Furthermore, although species number was greatly heterogeneous among areas with time, it was found also depending on substratum type (p = 0.0036) being higher on rocky bottoms. The presence of *Caulerpa racemosa* as well as the type of substratum significantly affected species diversity (p = 0.0000 for both factors), although their influence was not mutually dependent (interaction not significant). H' was found higher where the alga was not present in both types of substratum and, also, greater on rocks independently on the presence of the alga. *Caulerpa racemosa* has affected the three vegetation layers of macroalgal community differently, showing a much deleterious effect on turf and encrusting species (Fig. 1).

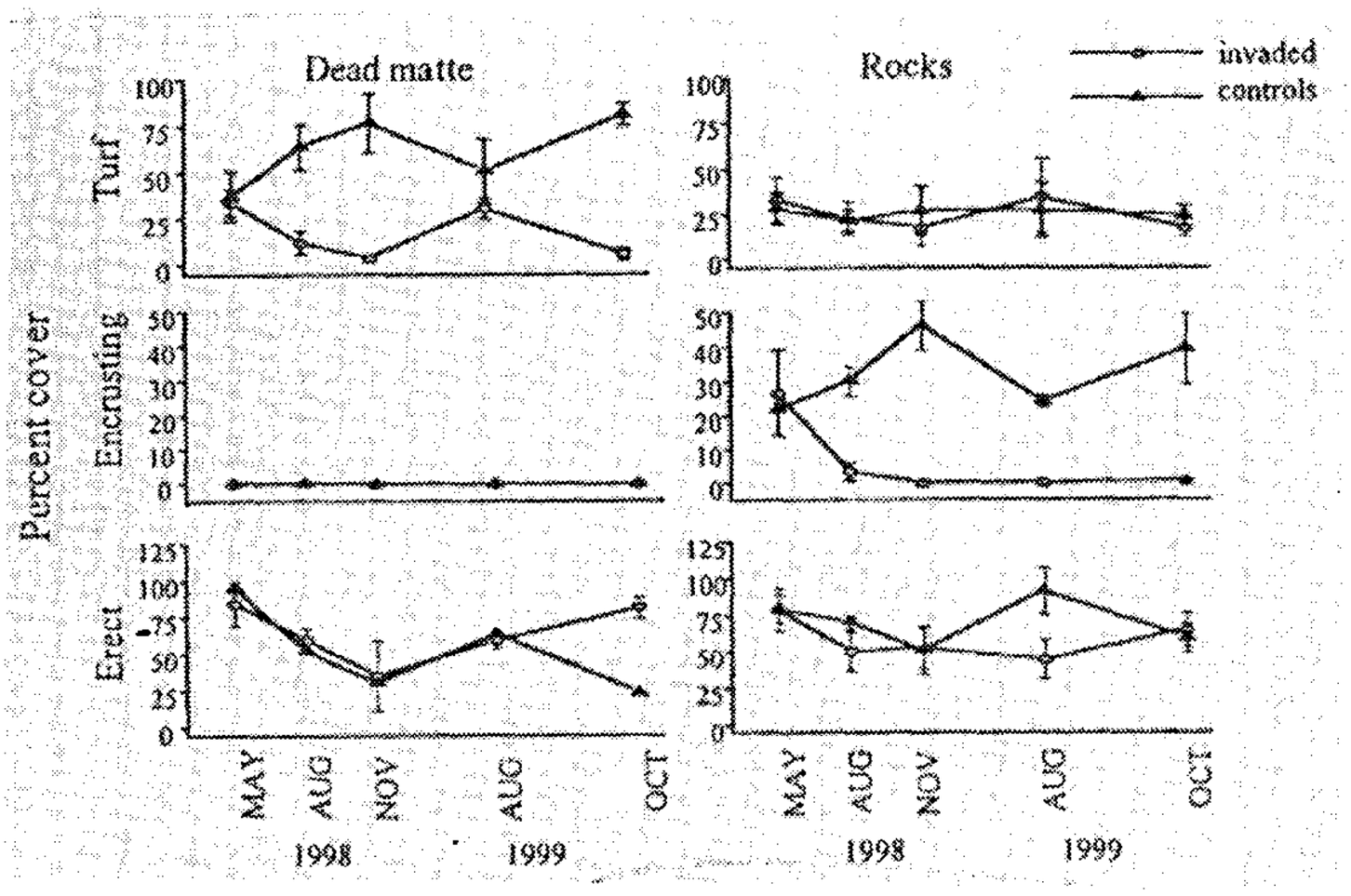


Fig. 1 - Temporal variation of mean (±SE) percent cover of erect, encrusting and turf macroalgal on dead "matte" of *Posidonia oceanica* and rocky bottom in control and invaded surfaces (n = 4).

Variazione temporale della media (±ES) del ricoprimento percentuale delle macroalghe erette, incrostanti e a feltro sulla "matte" morta di Posidonia oceanica *e su fondo duro in aree invase da* Caulerpa racemosa *e di controllo (n = 4).*

Experiment 3

Results of experiment 3 show a general decreasing pattern of *Cymodocea nodosa* shoot density during spring and a moderate summer increase where *Caulerpa racemosa* was present, while in alga removal treatment, it was observed an overall increase of the density since winter. Analysis of the last sampling data (February 1999) did not reveal a significant effect of the presence of the alga on shoot density of the seagrass ($p = 0.1438$). Analysis of data taken in July highlighted a significant effect of the removal treatment ($p = 0.0005$). Spatial homogeneity between areas was found by the analysis ($p = 0.1055$).

Surprisingly, the overall presence of reproductive structures (flower and spathes) of both species was greater where *C. racemosa* was present. Female and male flowers were significantly denser in controls respect to the treatments for both areas ($p = 0.0002$ for female and $p = 0.0089$ for male). Unfortunately, number of reproductive shoots for *Z. noltii* could not be analyzed because of heteroscedasticity even after data transformation. Density of *C. nodosa* female flowers, in contrast to the male ones, was heterogeneously distributed among areas ($p = 0.0000$ for female and $p = 0.0089$ for male).

Discussion

Experiment 1

Vegetative fragments of *C. taxifolia* have to be considered an important mode of asexual reproduction and contribute to a net gain to population spread especially during summer: there were no significant differences in the percent of fragments reattached in autumn, winter and spring, with a percentage of re-established fragments lower than that observed in summer (15%). The elapsed time after detachment tested for *C. racemosa* did not alter the probability of re-establishment of fragments since there were not differences in the success of fragments kept 0, 5 and 10 days detached from the substratum.

Experiment 2

The invasion of *Caulerpa racemosa* has differently affected the three vegetation layers of macroalgal community. Among macroalgal layer considered, the encrusting species were relatively more affected by *Caulerpa racemosa*, while the erect and epiphytic species survived after one year of colonization. However, all dominant erect species at the site, were found present also at the end of the study period on both substrata, except for *Halopitys incurva* (Hudson) Batters that on dead "matte" was not present after the first two sampling times. Conversely, the dominant encrusting species were strongly affected. Particularly, among all, Cladophorales appeared the more resistant to the invasion.

Few months of invasion of *Caulerpa racemosa* deeply changed the structure of macroalgal assemblage.

Experiment 3

The results of the present study revealed that after 15 months of study the effect of *Caulerpa racemosa* on vegetative shoots of both native seagrasses was contrasting; since during the study period a great increase of *Zostera noltii* density was observed where the alga was present, while *Cymodocea nodosa* underwent a decrease. These results suggest that the introduced alga may have

the potential to interfere with the interaction between the two seagrasses which naturally occur in the same habitat.

Results obtained for flowers and reproductive shoots suggest that the presence of *C. racemosa* represents a stimulating factor for sexual reproduction for both *C. nodosa* and *Z. noltii*. In general, many authors have suggested that sexual reproduction occurs in seagrasses more frequently in areas slightly colonized or in conditions of environmental stress (Phillips *et al.*, 1983; Santamaria *et al.*, 1995; Curiel *et al.*, 1996).

Riassunto

Caulerpa racemosa (Forsskål) J. Agardh (Chlorophyta, Caulerpales) è un'alga verde tropicale introdotta nel Mediterraneo che si sta diffondendo nelle aree infralitorali di ampi tratti di coste. In questo lavoro vengono riportati i risultati relativi ad una serie di sperimentazioni condotte sul campo che hanno valutato rispettivamente la capacità di reinsediamento dei frammenti vegetativi dell'alga, l'effetto della sua presenza sui popolamenti macroalgali bentonici e sulle fanerogame coesistenti *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson e *Zostera noltii* Hornemann.

I risultati ottenuti indicano (1) che la modalià di dispersione per frammentazione del tallo rappresenta un grande contributo alla dispersione di *Caulerpa racemosa* specialmente durante l'estate (2) che la presenza dell'alga ha un profondo effetto sulle specie macroalgali incrostanti e a feltro, piuttosto che a tallo eretto, e (3) che la presenza dell'alga ha un effetto opposto sulla densità dei fasci delle fanerogame, positivo su *Zostera noltii* e negativo su *Cymodocea nodosa*, mentre determina un aumento del numero delle strutture riproduttive di entrambe le fanerogame.

Acknowledgements

This study was supported by European Community research program EU-DG XI-LIFE, and Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali.

References

CARLTON J.T. (1989) - Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Conserv. Biol.*, **3**: 265-273.

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

DAVIS A.R., ROBERTS D.E., CUMMINS S.P. (1997) - Rapid invasion of a sponge-dominated deep-reef by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta) in Botany Bay, New South Wales. *Austr. J. Ecology*, **22**: 146-150.

DRUEHL L.D. (1973) - Marine transplantations. *Science,* **179**, 12.

LODGE D.M. (1993) - Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.*, **8**: 133-137.

NORTON T.A. (1976) - Why is *Sargassum muticum* so invasive. *Br. Phycol. J.*, **11**: 297-298.

PHILLIPS R.C. (1984) - The ecology of eelgrass meadows in the Pacific Northwest: a community profile. *U.S. Fish and Wildlife Service Report FWS/OBS-84/24*, 85 pp.

PHILLIPS R.C., GRANT W.S. & MCROY C.P. (1983) - Reproductive strategies of eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquat. Bot.*, **16**: 1-20.

PIAZZI L., ACUNTO S., MAGRI M., RINDI F., BALESTRI E. (1997a) - Preliminary observations on the spread of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh in Meloria Shoals (Livorno, Italy). *Biol. Mar. Medit.*, **4**: 426-428.

PIAZZI L., BALESTRI E., MAGRI M., CINELLI F. (1997b) - Expansion de l'Algue Tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Bryopsidophyceae, Chlorophyta) le long de la côte toscane (Italie). *Cryptogamie, Algol.*, **18**: 343-350.

SANTAMARIA L., HOOTSMANS M.J.M., VAN VIERSSEN W. (1995) - Flowering time as influenced by nitrate fertilisation in *Ruppia drepanensis* Tineo. *Aquat. Bot.*, **52**: 45-58.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 100-106

G. PROCACCINI, M.V. RUGGIERO, P. FAMÀ, F. MALTAGLIATI[1]

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica 'A. Dohrn',
80077 Ischia, Napoli, Italia.
[1]Dip. Scienze dell'Uomo e dell' Ambiente, Univ. Pisa, Italia.

GENETIC POLYMORPHISM IN THE INTRODUCED SPECIES *HALOPHILA STIPULACEA*

POLIMORFISMO GENETICO NELLA SPECIE INTRODOTTA HALOPHILA STIPULACEA

Abstract

Halophila stipulacea *(Forsskål) Ascherson (Hydrocharitaceae) is a subtidal dioecious seagrass, widely distributed along the western coasts of the Indian Ocean and Red Sea. Since the last years of the past century, this species has been recorded in the eastern Mediterranean Sea, and only recently natural meadows of* H. stipulacea *have been found in the western basin, along the northern coasts of Sicily. Previous studies on this species have assessed a high genetic and morphological variability in two western Mediterranean populations, as expected for a successful colonizing species.*

In order to assess the genetic pattern of variability between "introduced" populations and the original ones, we compared the nucleotidic sequence of a nuclear DNA region (ITS) from individuals collected both in the Mediterranean Sea and in the Red Sea.

High intra-individual genetic variability was found. ITS region did not detect any phylogeographic structure in the whole set of data. Possible causes are related to slow concerted evolution and existence of pseudogenes.

Key-words: Halophila stipulacea, *migrant species, phylogeography, ITS, intra-individual variability.*

Introduction

It is current opinion that the capability of a species to colonize new and heterogeneous environments is related to a high degree of genetic variability and morphological plasticity. Migrant species present these characteristics, but the relative importance of the two factors and their inter-independence is still under debate (Gillespie & Turelli, 1989; Schlichting & Pigliucci, 1995).

In seagrasses, genetic variability is function of reproductive system and the meadow genetic structure results from a combination of factors modulating frequency and modes of sexual reproduction, extent of clonal propagation- that can produce clonal patches constituted by a single genotype- and physical characteristics of the habitat.

The marine angiosperm *Halophila stipulacea* is a subtidal tropical species, native from the Indian Ocean and widely distributed along the coasts of the Red Sea. Since 1895 this species has been recorded in the eastern Mediterranean basin (Lipkin, 1975) where it probably entered following the opening of the Suez Canal (1869). Only few years ago *H. stipulacea* was recorded off the Island of Vulcano (Acunto *et al.*, 1995). *H. stipulacea*, as the majority of seagrasses, is dioecious, a sexual condition that should enhance outcrossing and genetic variability. A recent study on genetic and morphological variability of two populations from the extreme western distribution areal of the species (Vulcano Island and Oliveri-Tindari coastal lakes), conducted using RAPD-PCR

molecular markers (Procaccini *et al.*, 1999), has shown a very high degree of genetic polymorphism. In addition, the polymorphism was not equally distributed among the individuals analyzed, showing the existence of genetic structure within a single meadow.

In the present paper we analyzed the polymorphism of rDNA ITS sequences in different populations from the western Mediterranean basin and from the Red Sea and their possible use to establish phylogenetic patterns between meadows located in the putative original distribution areal and in the newly colonized environment.

ITS region represents a portion of a nuclear ribosomal DNA gene family and consists of the coding gene for 5.8S ribosomal RNAs flanked by two intergenic transcribed spacers (ITS1 and ITS2); this region is organized in tandemly repeated arrays, present in hundreds of copies within the genome of a single individual. The ITS region is widely used in population genetic studies on plants and a variety of algae (Baldwin *et al.*, 1995; Kooistra *et al.*, 1992; van Oppen *et al.*, 1994) because of its high variability that allows the resolution of phylogenesis at the intra-specific level, and represents a suitable genetic marker to the aim of the present study.

Materials and methods

Specimen collection

11 individuals were collected by SCUBA diving from 5 populations, two in the Red Sea (Ras Mohammed and Small Creek), one in the eastern Mediterranean Basin (Rodhes Island) and two in the western Mediterranean basin (Vulcano Island and Oliveri-Tindari coastal lakes).

DNA extraction

DNA was extracted using the CTAB method of Doyle & Doyle (1987) modified as in Procaccini *et al.* (1996).

PCR amplification

Amplification of the complete ITS region (ITS1-5.8S-ITS2) was performed in a Omn-E thermal cycle (Hybaid) using the universal primers ITS1 (5'-TCCGTAGGTGAACCTGCGG-3') and ITS4 (5'- TCCTCCGCTTATTGATATGC -3'). The amplification profile was as follows: 4'94°; 1'94°, 1'58°, 2'72° (30 cycles); 7'72°. Amplification products were then purified after separation on 1.5% agarose gel with the QiaexII Gel Extraction kit (QIAGEN).

Cloning and sequencing

PCR products from all specimens but the Oliveri-Tindari ones were cloned using the TOPO TA cloning kit (Invitrogen). Each of the different clones obtained from an individual represents a single copy of the multi-copy gene family amplified.

The clones were then sequenced on a Beckman Ceq 2000 using the Dye-Terminator cycle sequencing kit (Beckman). The PCR products from Oliveri-Tindari were directly sequenced and, in the cases of multiple bases at the same position, the one giving the strongest signal in the pherogram was utilized for the alignment.

Sequence alignment and phylogenetic reconstruction

Alignment was conducted using BioEdit 4.5.8 software (Hall, 1999) and checked manually. Both the entire ITS region and the three sub-regions separately (ITS1, 5.8S and ITS2) were used in the alignments.

Similarity values at different hierarchical levels were calculated as percent of identical bases. Phylogenetic reconstruction was conducted using the PHYLIP package software (Felsenstein, 1989). Analysis were performed using the Kimura-2-parameters distance method with 1000 bootstrap replicates. Phylogenetic tree was constructed using the Neighbour-joining method. *Halophila decipiens* and *H. ovalis* were included in the analysis and used as outgroups (thanks to Michelle Waycott - James Cook University, Queensland, Australia, for providing us the sequences).

Results

Forty sequences were obtained by cloning from eleven specimens distributed in five populations (Vulcano, Oliveri-Tindari, Rhodes, Ras Mohammed and Small Creek). The average lenght of the entire ITS region was 607 bp and the average lengths of the sub-regions ITS1, 5.8S and ITS2 were 220 bp, 162 bp and 223 bp, respectively. Little length variation was found among the analyzed sequences, consisting of one to five bp dispersed along the entire sequence. The average GC content for the whole region was 64.11%. Percentage of identical sites was: 82% for the whole region, 76% for ITS1, 83% for 5.8S and 86% for ITS2.

In Table 1 similarity values among clones from each single individual, for each population and for the total data set are shown; the similarity values within a single individual are lower than 1 (i.e. the expected value for identical sequences), indicating the presence of intra-individual variability, that is similar or even more consistent to the variability between all populations. Individual values, in fact, are comparable with values obtained comparing all the sequences analyzed.

The 2-parameters Kimura distance analysis was used to reconstruct the genetic pattern of ITS variability between the two distribution areals in exam. Figure 1 shows the Neighbour-joining tree, constructed using the whole ITS region. A defined phylogeographyc structure is not recognizable: individuals from the same meadow and clones from the same individuals are scattered along the tree and do not form defined clusters.

Eight peculiar sequences (SC22e, RM6b, RM6f, RM7e, V1a, V2b, V3c, V4b) occupy a basal position in the tree, being more distant in respect to the others. The same sequences show a lower GC content (average 61.89%) and could be identified as putative pseudogenes.

Discussion

H. stipulacea is generally considered a migrant species, that entered the Mediterranean through Suez Canal since the end of past century and spread over the Mediterranean basin as far as the recently recorded meadows on the northern Sicilian coasts. If this is the case, the "donor" populations should be located in the Red Sea.

In a previous study Procaccini *et al.* (1999) analyzed, with RAPD markers, morphological and genetic polymorphism in two western Mediterranean meadows of *H. stipulacea*. High genetic variability within and between the two meadows was found. Such polymorphism has been explained in different ways: sexual recombination, although it was considered unprobable before the recent findings of female flowers (Di Martino *et al.*, 2000); high rates of somatic mutations; high level of genetic polymorphism of donor populations. This latter hypothesis is in agreement with the current opinions that the genetic variability underlying phenotypic plasticity is a basic feature of a successfully colonist species (Gray, 1986).

In the present study, we aimed to reconstruct a phylogeographic pattern between colonizing and native populations of *H. stipulacea*. The molecular marker utilized (ITS region), is characterized by rates of substitution suitable for the evaluation of genetic relationships at population level.

The ITS region (ITS1-5.8S-ITS2) is constituted by a coding gene (5.8S) with lower mutation rate in respect to the two non-coding transcribed regions. Surprisingly, in our analysis percentage similarity of 5.8S gene is comparable or even lower in respect to the intergenic spacers. The ITS region consists in hundreds of tandemly repeated copies within the genome of a single individual and, as part of a multigene family, is subject to the evolutionary mechanism known as "concerted evolution" (Dover, 1982). Concerted evolution produces, through several DNA recombination mechanisms, homogenization between the multiple copies within the genome of the individual. If concerted evolution fails, because of lack of recombination between copies, intra-individual variability can be revealed. Similarity values (Tab. 1), calculated for each individual, for each population and for the total number of individuals show the existence, in *H. stipulacea*, of a strong intra-individual variability. Similarities among clones from a single specimen are equal or even lower than inter-individual values. This fact could be due to the rarity of sexual reproduction and then of resulting genetic recombination in this species, making difficult the action of concerted evolution.

Our results show a overall high degree of genetic polymorphism in all populations studied, confirming the previous findings (Procaccini *et al.*, 1999). This variability is equally distributed among all populations examined, and the Neighbour-joining tree constructed on Kimura-2-parameters distances does not show any phylogenetic distinction between Mediterranean and the Red Sea populations (Fig. 1). This suggests a recent disjunction of populations belonging to the two areals and reinforces the hypothesis of a lessepsian origin of the species. Moreover, the relative amounts of variability in the colonist and source populations is dependent on the invasion process itself: a continuous gene flow through recruitment of new polymorphic individuals from the original areal of distribution could account for the observed lack of genetic differentiation. In addition, as already reminded, characteristics of general flexibility, greater physiological tolerance and generalism for resource utilization are recognized as fundamental features of colonist species and are probably linked to a high degree of genotipic variation in both source and invading populations (Gray, 1986).

The NJ tree shows the peculiar basal position of eight of the forty sequences analyzed, evidentiating the greater distance existing between these clones and all the others. These sequences show, moreover, a lower content in GC, with respect to the others, a feature peculiar of pseudogenes. Pseudogenes are defined

as originally transcriptive sequences that lost their function. They have the same structure of active genes, but they accumulate random mutations at high rates, not being submitted to selective constraints. Pseudogenes are characterized, in respect to functional genes, by a great nucleotidic divergence, a lower GC content, a lower stability of the secondary structure and a transition/transversion ratio >2, all elements related to a low selective pressure. The putative pseudogenic sequences detected in this study present all of these features (data not shown), but further molecular analysis are needed to better understand the nature and the characteristics of these regions.

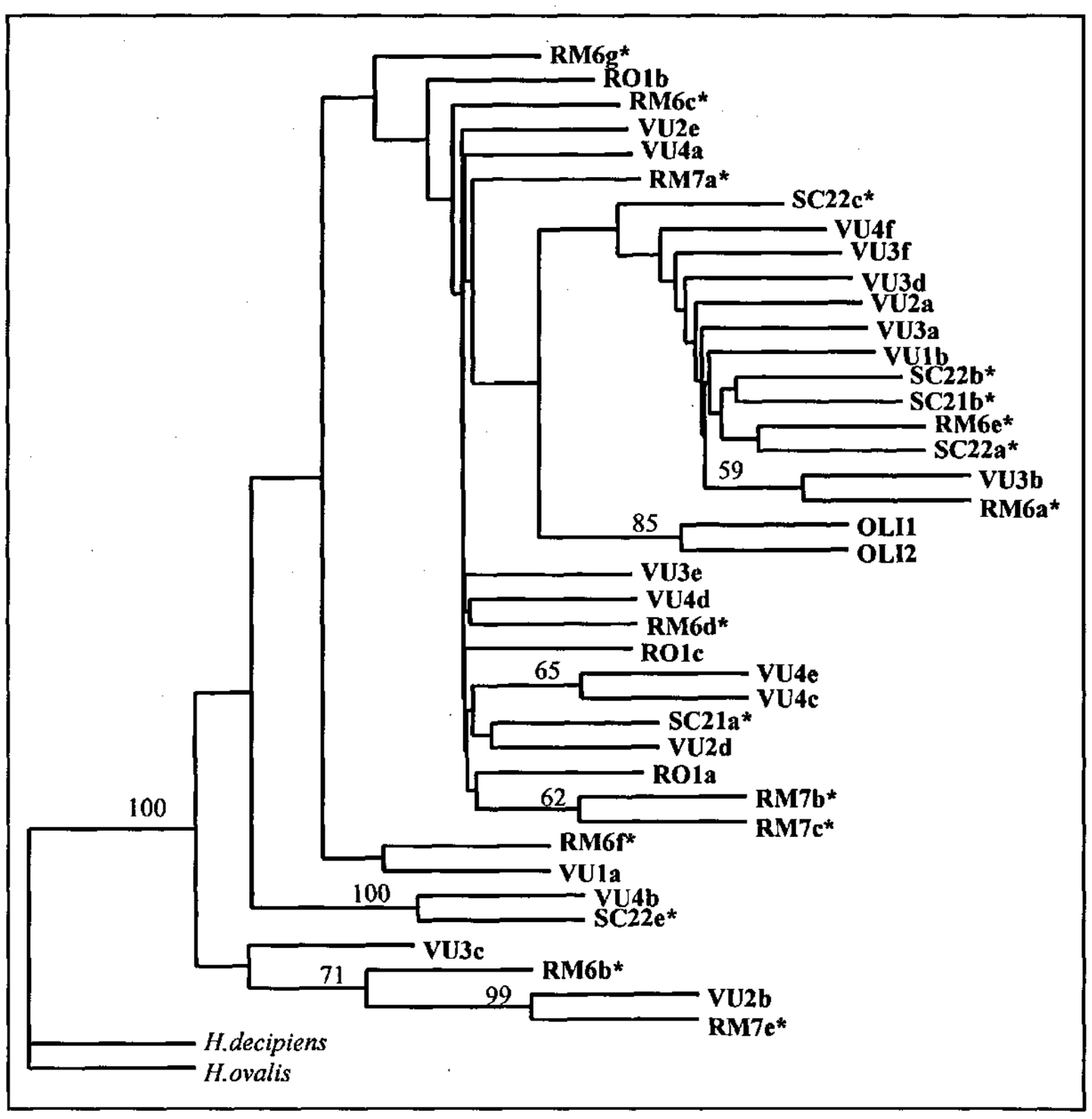


Fig. 1 - Neighbour-joining tree obtained on the Kimura-2-parameters distance matrix among 40 clones of *H. stipulacea*. The whole ITS1-5.8S-ITS2 region was utilized. Only bootstrap values higher than 50% are indicated (total = 1000 replicates). Different individuals of the same population are indicated with a number; different clones of the same individual are indicated with a lower-case letter; extra-Mediterranean samples of *H. stipulacea* are indicated with a star.
See table 1 for population legend.

Albero di Neighbour-joining ottenuto dalla matrice di distanza di Kimura-2-parametri tra i 40 cloni di H. stipulacea *analizzati. L'intera regione ITS1-5.8S-ITS2 è stata utilizzata. Solo i valori di bootstrap maggiori del 50% sono indicati (sul totale di 1000 repliche). Individui diversi della stessa popolazione sono indicati con un numero; cloni diversi dello stesso individuo sono indicati con una lettera minuscola; i campioni extra-mediterranei sono indicati con un asterisco.*
Vedi tabella 1 per la legenda delle popolazioni.

Tab. 1 - Similarity values at different hierarchical levels.
VU = Vulcano (Sicily); OLI = Oliveri-Tindari (Sicily); RO = Rhodes Island (Greece); RM = Ras Mohammed (Red Sea); SC = Small Creek (Red Sea).
Valori di similarità a differenti livelli gerarchici.
VU = Vulcano (Sicilia); OLI = Oliveri-Tindari (Sicilia); RO = Rodi (Grecia); RM = Ras Mohammed (Mar Rosso); SC = Small Creek (Mar Rosso).

Individuals	No. of clones	Individual similarity	Population similarity	Total similarity
VU1	2	0.973		
VU2	4	0.964	0.982	
VU3	6	0.990		
VU4	6	0.989		
OLI1			0.993	
OLI2				0.978
RO1	3	0.996		
			0.996	
RM1	7	0.960	0.961	
RM2	4	0.957		
SC1	2	0.991	0.985	
SC2	4	0.982		

In conclusion, in the present work we aimed to understand the dynamics of genetic variability and the level of genetic divergence in the putative migrant species *H. stipulacea*, by comparing intra and extra-Mediterranean meadows. The species is characterized by a high level of genetic polymorphism and a strong intra-individual variability of the DNA region utilized. No phylogeographic relationships are perceptible using ITS region as molecular marker and efforts should be done to seek a suitable marker to address the important question of how linked genetic plasticity and colonizing success are.

Riassunto

Halophila stipulacea (Forsskäl) Ascherson (Hydrocharitaceae) è un'angiosperma marina originaria dell'Oceano Indiano ed estesamente distribuita lungo le coste del Mar Rosso. Probabilmente in seguito all'apertura del Canale di Suez (1869), questa specie ha colonizzato il Mediterraneo orientale e solo negli ultimi anni è stata osservata nel bacino occidentale. Un recente studio sulla variabilità genetica e morfologica in due praterie del basso Tirreno ha dimostrato la presenza di un alto livello di polimorfismo genotipico, come è da attendersi per una specie colonizzante. Il presente studio ha lo scopo di analizzare le relazioni genetiche fra popolazioni appartenenti all' areale originario di distribuzione (Mar Rosso) e popolazioni "introdotte" nel bacino Mediterraneo. Come marcatore molecolare è stata utilizzata una regione di DNA nucleare ribosomale (ITS1-5.8S-ITS2). Le tre sub-unità che costituiscono l'intera regione ITS sono risultate caratterizzate da una elevata variabilità intraindividuale. Tale marcatore ha messo in evidenza la mancanza di una disgiunzione genetica fra praterie del Mar Rosso e del Mediterraneo, probabilmente a causa della troppo recente colonizzazione del nuovo areale. Alcune probabili sequenze pseudogeniche sono state evidenziate.

Bibliography

ACUNTO S., MALTAGLIATI F., RINDI F., ROSSI F., CINELLI F. (1995) - Osservazioni su una prateria di *Halophila stipulacea* (Forssk.) Aschers. (Hydrocharitaceae) nel Mar Tirreno meridionale. *Atti Soc. Toscana Sci Nat PV Mem Ser B*, **102**: 19-22.

BALDWIN B.G. , SANDERSON M.J., PORTER J.M., WOJCIECHOWSKI M.F., CAMPBELL C.S. (1995) - The ITS region of nuclear ribosomal DNA: a valuable source of evidence on angiosperm phylogeny. *Ann.Miss.Bot.Garden*, **82**: 247-277.

DI MARTINO V., MARINO G., BLUNDO M.C. (2000) – Qualitative minimal area of a community with *Halophila stipulacea* from south-eastern Sicilian Coasts (Ionian Sea). *Biol Mar Medit.*, **7** (1): 677-679.

DOVER G. (1982) - Molecular Drive: A cohesive mode of species evolution. *Nature*, **299**: 111-117.

DOYLE J.J., DOYLE J.L. (1987) - A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochem.Bull.*, **19**: 11-15.

GILLESPIE J.H., TURELLI M. (1989) - Genotype-environment interactions and the maintenance of polygenic variation. *Genetics*, **121**: 129-138.

GRAY A.J. (1986) - Do invading species have definable genetic characteristics? *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, B **314**: 655-674

HALL, T.A. (1999) - Bio Edit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucl. Acids Symp. Ser.*, **41**: 95-98.

LIPKIN Y. (1975) - *Halophila stipulacea*, a review of a successful immigration. *Aquat.Bot.*, **1**: 203-215.

KOOISTRA W.*H*.C.F., STAM W.T., OLSEN J.L., HOEK VAN DEN, C. (1992) - Biogeography of *Cladophoropsis membranacea* (Chlorophyta) based on comparisons of nuclear rDNA ITS sequences. *J.Phycol.*, **28**: 660-668.

OPPEN VAN M.J.H., DIECKMANN O.E., WIENCKE C., STAM W.T., OLSEN J.L. (1994) - Tracking dispersal routes: phylogeography of the actic-antarctic disjunct seaweed *Acrosiphonia arcta* (Chlorophyta). *J.Phycol.*, **30**: 67-80.

PROCACCINI G., ALBERTE R.S., MAZZELLA L. (1996) - Genetic structure of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Western Mediterranean: Ecological implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **140**: 153-160.

PROCACCINI G., ACUNTO S., FAMÀ P., MALTAGLIATI F. (1999) -Structural, morphological and genetic variability in *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) populations in the western Mediterranean. *Marine Biology*, **135**: 181-189.

SCHLICHTING C.D., PIGLIUCCI M. (1995) - Gene regulation, quantitative genetics and the evolution of reaction norm. *Evolutionary Ecol.*, **8**: 1-15.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 107-108

G. CANTONE

Dipartimento di Biologia Animale,
Via Androne, 81 - 95124 Catania, Italia.

POLICHETI NUOVI O RARI IN MEDITERRANEO PRESENTI NEL GOLFO DI NOTO (SICILIA SUD ORIENTALE)

POLYCHAETOUS ANNELIDS NEW OR UNCOMMON IN THE MEDITERRANEAN SEA FOUND IN THE NOTO GULF (SOUTH EASTERN SICILY)

Abstract

In the Noto Gulf have been collected, on the continental shelf, taxa of Polychaeta not yet found in the Mediterranean Sea (Isolda pulchella *and* Protodorvillea egena) *or barely spread out in this sea* (Auchenoplax crinita, Dispio uncinata, Questa caudicirra *and* Rullierinereis anoculata). Protodorvillea egena *is migrant lessepsian.*

***Key-words**: New record, Mediterranean, Lessepsian migrant.*

Introduzione

Nel corso di una ricerca avente per oggetto la realizzazione di una carta bionomica del Golfo di Noto (Sicilia sud orientale) sono stati studiati i popolamenti animali presenti sulla piattaforma continentale.

Lo studio polichetologico si è rivelato particolarmente interessante per il rinvenimento di taxa nuovi per il Mediterraneo o pochissimo diffusi in questo mare.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati tra la primavera e l'estate del 1995, lungo 10 transetti perpendicolari alla costa; i fondi duri sono stati studiati sino a 38 m di profondità, per complessive 51 stazioni, prelevando superfici standard pari a 20 cm^2, quelli mobili (48 stazioni) utilizzando una draga Charcot-Picard di capacità pari a 50 litri, sino a 200 m.

Risultati

Il popolamento polichetologico è risultato particolarmente interessante non solo per la biodiversità riscontrata, 345 specie appartenenti a 45 famiglie ma soprattutto per il rinvenimento di taxa non ancora segnalati in Mediterraneo quali *Isolda pulchella* Muller, 1858 e *Protodorvillea egena* (Ehlers, 1913), o abbastanza rari in esso (*Questa caudicirra* Hartman, 1966, *Dispio uncinata* Hartman, 1951, *Auchenoplax crinita* Ehlers, 1887 e *Rullierinereis anoculata* Cantone, 1982).

Discussione e conclusioni

Il rinvenimento siciliano di *Isolda pulchella* su fondi incoerenti tra 60 e 105 m, segna l'ingresso del genere in Mediterraneo; infatti *Isolda* con le sue tre specie *I. pulchella,* (*I. warnbroensis* Augener, 1914 e *I. sibogae* Caullery 1944

sono stati riconosciuti sinonimi da Day nel 1963), *I. whydaensis* Augener 1918 e *I. bipinnata* Fauchald 1977, era noto per l'Oceano Atlantico - esclusivo per le ultime due specie - ed anche per l'O. Indiano per la specie di Muller.

La distribuzione limitata alla calda fascia intertropicale potrebbe far ipotizzare una fauna relitta risalente all'antica Tetide.

Protodorvillea egena sembra essere una specie migrante lessepsiana, che dal Sudafrica, dove era stata raccolta per la prima volta da Ehlers, risalendo lungo l'O. Indiano è penetrata in Mar Rosso (Amoureux, 1983) e, tramite il Canale di Suez, è giunta nelle nostre acque, ove è stata rinvenuta su sabbia a 30 m e su un fondale detritico a 61 m.

Dispio uncinata a Noto è presente ad 8 m di profondità in mezzo a detrito su substrato roccioso; questo rinvenimento è il primo ufficiale per le acque mediterranee, poiché i dati di Giangrande relativi alla raccolta di questa specie nel Golfo di Salerno non sono stati ancora pubblicati. Questa specie era stata segnalata in Atlantico (Golfo del Messico, Nord Carolina, Penisola Iberica), nel Pacifico (Giappone) ed in Mar Rosso, per cui non è facile formulare ipotesi sull'ingresso in Mediterraneo.

Questa caudicirra era già presente nelle acque italiane, lungo le coste laziali dell'isola di Ponza tra 5 e 20 m su sabbia e tra i rizomi di un posidonieto (Somaschini & Gravina, 1993); nel Golfo di Noto vive a profondità maggiori (tra 69 e 80 m), su fango e detrito. La sua distribuzione, limitata alle coste occidentali ed orientali americane, ne fa presumere un ingresso tramite Gibilterra.

Auchenoplax crinita viene segnalata per la prima volta in Mar Ionio, su fondi sabbio-fangosi tra 70 e 105 m, ampliandone quindi la distribuzione mediterranea che era limitata alle coste francesi e liguri. Potrebbe trattarsi anche in questo caso di un relitto di una fauna tetidiana, poiché è una specie ristretta alla fascia tropicale dei tre oceani.

Rullierinereis anoculata rinvenuta a 40 m su un fondale detritico, è presente solo lungo le coste orientali siciliane; appartiene ad un genere segnalato per la prima volta in Mediterraneo nel 1982 sui fondi sabbiosi del Golfo di Catania; non è facile formulare ipotesi sulla sua provenienza.

Il rinvenimento delle specie suddette oltre ad ampliarne l'area di distribuzione, serve a dimostrare come la Sicilia, a causa della sua posizione strategica, al limite tra i due bacini mediterranei, possa fornire utili indicazioni sulla provenienza di specie alloctone.

Bibliografia

AMOUREUX L. (1983) - Annélides Polichètes du golfe d'Aqaba (mer Rouge). Description d'un genre nouveau et de deux espèces nouvelles . *Bull. Mus. Natn. Hist. Nat.*, **5** (3): 723-742.

DAY J. H. (1963) - The poychaete fauna of South Africa: Part 8. New species and records from grab samples and dredgings. *Bull. Brit. Mus. (Nat. Hist.) Zool.*, **10** (7): 381-445.

SOMASCHINI A., GRAVINA F. (1993) - First report of Questidae (Annelida Polychaeta) in the Mediterranean Sea: *Questa caudicirra* Hartman. *Vie Milieu,* **43** (1) 59-61.

Lavoro realizzato con un finanziamento della Regione Siciliana (Assessorato Cooperazione Commercio Artigianato e Pesca).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 109-111

A.M. De Biasi, S. Aliani[1], G. Sartoni[2]

Centro Interuniversitario di Biologia Marina, via Sauro 1 - 57127 Livorno, Italy.
[1]Istituto per lo Studio dell'Oceanografia Fisica, CNR La Spezia, Italy.
[2]Dip. Biologia Vegetale, Università di Firenze, Italy.

STYPOPODIUM SCHIMPERI (BUCHINGER EX KÜTZING) M. VERLAQUE ET BOUDOURESQUE: FIRST RECORD IN MILOS ISLAND (AEGEAN SEA) NEAR HYDROTHERMAL VENTS

STYPOPODIUM SCHIMPERI *(BUCHINGER EX KÜTZING) M. VERLAQUE ET BOUDOURESQUE: PRIMA SEGNALAZIONE PER L'ISOLA DI MILOS (MAR EGEO) IN PROSSIMITÀ DI SORGENTI IDROTERMALI*

Abstract

The authors report a new record of Stypopodium schimperi *(Phaeophyceae) from a site in Milos Island (Aegean Sea) where there are hot hydrothermal emissions. The seawater temperature anomalies are considered an important abiotic factor supporting the settlement and survival of thermophilous species such as* S. schimperi.

Key-words: Stypopodium schimperi, *Lessepssian migration, hydrothermal vents, Milos Island, Aegean Sea.*

Introduction

The brown alga originally reported as *Stypopodium zonale* (J.V. Lamouroux) Papenfuss along the Syrian coastline (Mayhoub & Billard, 1991), was later recorded as *S. schimperi* (Buchinger *ex* Kützing) M. Verlaque et Boudouresque from Cyprus and along the Turkish coasts (Verlaque & Boudouresque, 1991).

This paper aims to report a new record of *S. schimperi* and to provide some ecological observations on its distribution in Milos (Kiklades Archipelago), where in the its south-eastern part hot hydrothermal emissions are present. Milos and Libya, where it was recorded as *S. tubruqense* Nizamuddin et Godeh, are the westernmost findings of this species in the Mediterranean Sea.

Methods

In June 1996 during an EC project aiming to study the benthic communities at the hydrothermal vent sites, qualitative benthic samples were collected in 6 stations (Fig. 1) on hard bottoms in the south-eastern part of the island by hand or scraping with hāmmer and chisel. The material has been preserved in 5% buffered formalin-seawater for taxonomic identification. Quantitative estimation of the species cover was additionally performed by framed still photographs with a frame of 30×15 centimetres. Visual observations were performed snorkelling random in other parts of the island to locate other possible records of *S. schimperi*.

Results

In Milos *S. schimperi* although easily detectable also by snorkelling for its large size, was not found outside the active area of Palaeochori Bay but at

the shoal S about 3 miles offshore. Inside the bay it showed a wide bathymetric distribution, from shallow sites (9-13 meters depth) to 41 m depth and colonized substrata with different slope and exposition.

Cover values were very different comparing vent and non-vent sites. In non-vent sites (E, ST) and in the shoal S this species showed a patchy distribution with low cover values (from 2 to 5 %). On the contrary in vent sites (SR, CR, VS) it was widely distributed with cover values over 25%. The highest cover values were observed in vertical substrata with southern exposition.

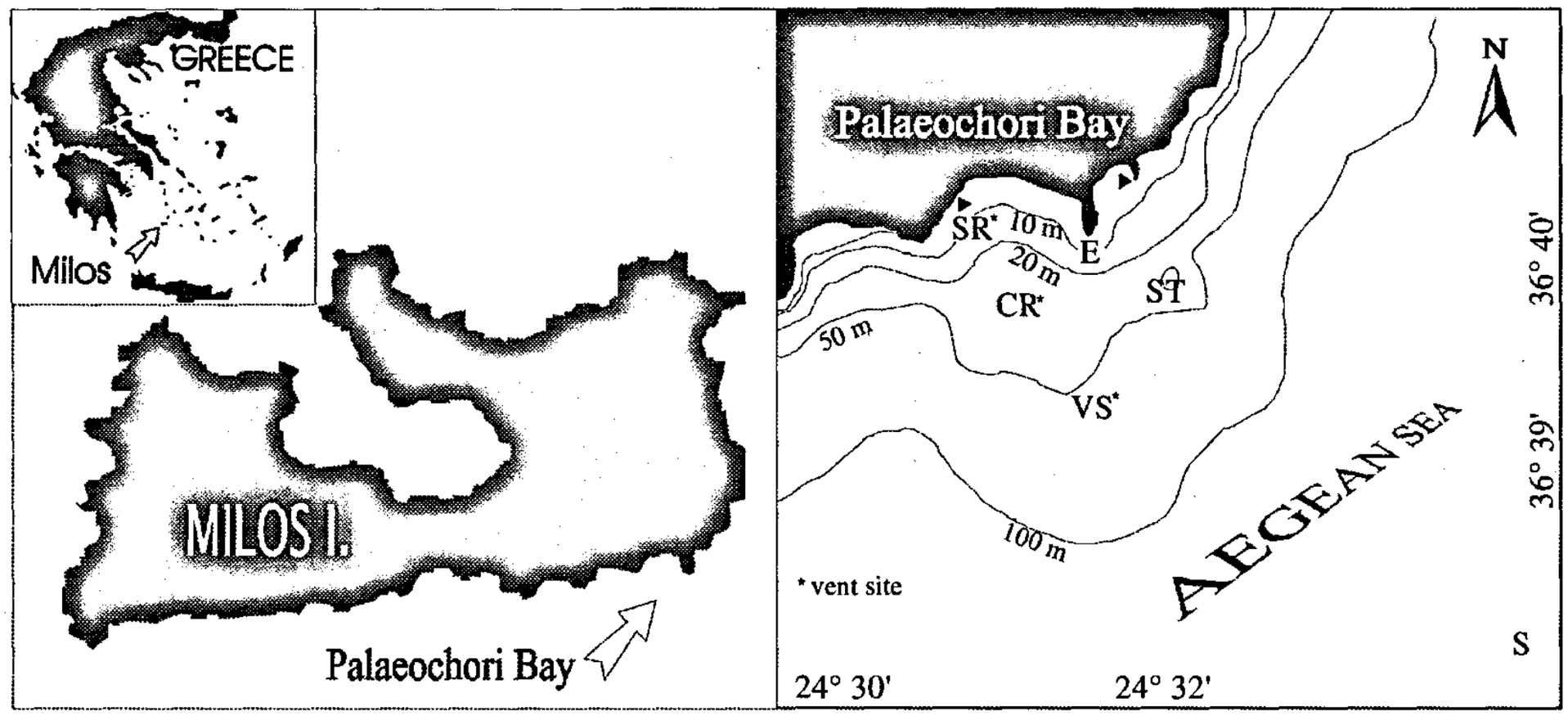


Fig. 1 - Study area. SR, CR, VS (vent emissions) E, ST, S indicate sampling sites.
Area di studio. SR, CR, VS (presenza di emissioni) E, ST, S indicano i siti di campionamento.

Conclusions

The occurrence of this species with high cover values in vent areas, parallel to the wide presence of other species with warm water affinities (see Sartoni & De Biasi, 1999 for the list) is difficult to consider just a chance.

The input of thermophilous species in the Aegean Sea waters can be supported by mesoscale circulation patterns in the Sea of Crete: the hydrology of the Sea of Crete reports a vein of warm water flowing along the northern part of the basin from East to West (Lascaratos *et al.*, 1999). This warm vein is consistent with the distribution of the records of thermophilous species across the Aegean. A rough idea of circulation pattern can be inferred from MFSpp model results where sea water temperature and currents at 30 m depth are reported.

The seawater temperature anomalies related to vent activity (Aliani *et al.*, 1998) can be considered one of the most important abiotic factor supporting the settlement and survival of thermophilous species. Our present data set is too small to predict a consistent future of the *S. schimperi* distribution. However, it is likely that this species is increasing its geographic boundaries and abundance as most migrants newly settled can take advantage with respect to autochthonous species by the lack of competitors and specific predators. The migration processes

must be monitored for a correct evaluation of the possible ecological and economic consequences on the marine environment and some ecosystems as shallow water hydrothermal vents seem to be good sentinels of changes.

Riassunto

Il ritrovamento di *Stypopodium schimperi* nell'Isola di Milos (Mar Egeo) rappresenta una nuova segnalazione per il Mar Mediterraneo di questa specie. I pattern di circolazione di acque calde del Mar di Creta indicano alcune possibili vie di ingresso di specie termofile nel bacino e la presenza di sorgenti idrotermali calde nell'area di studio sembra creare le condizioni per l'insediamento e l'espansione di alcune di esse come il caso di *Stypopodium schimperi.*

Acknowledgments

We would like to thank all the colleagues that helped us in the field work; Bianchi C.N., Meloni R. (La Spezia I) and Dando P. (Bangor UK) for scientific suggestions. Output of MFSpp models was found on the web at the site www.cineca.it. We wish to thank N. Pinardi (Bologna I) for her collaboration.

References

ALIANI S., AMICI L., DANDO P.R., MELONI R. (1998) - Time series of water pressure and bottom temperature in a marine shallow water hydrothermal vent of Milos Island (Aegean Sea): preliminary results. *Rapp. Comm. Int. Mèr Médit.*, **35** (2): 46-47.

LASCARATOS A., ROETHER W., NITTIS K., KLEIN B. (1999) – Recent changes in deep water formation and spreading in the eastern Mediterranean sea: a review. *Progress in Oceanography*, **44**: 5-36.

MAYHOUB H., BILLARD C. (1991) - Contribution à la connaissance d'un *Stypopodium* (Dictyotales, Phaeophyceae) installé récemment sur les côtes syriennes. *Cryptogamie Algologie*, **12**: 125-136.

SARTONI G., DE BIASI A.M. (1999) - A survey of the marine algae of Milos island, Greece. *Cryptogamie Algologie*, **20** (3): 271-283.

VERLAQUE M., BOUDOURESQUE C.F. (1991) - *Stypopodium schimperi* (Buchinger *ex* Kützing) Verlaque *et* Boudouresque comb. nov. (Dictyotales, Fucophyceae), algue de Mer Rouge récemment apparue en Méditerranée. *Cryptogamie Algologie*, **12**: 195-211.

This study was part-funded by the EC under contract MAS 95-0021.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 112-130

C.N. BIANCHI

Centro Ricerche Ambiente Marino, ENEA Santa Teresa, CP 224, I - 19100 La Spezia, Italia.

LA BIOCOSTRUZIONE NEGLI ECOSISTEMI MARINI E LA BIOLOGIA MARINA ITALIANA

BIOCONSTRUCTION IN MARINE ECOSYSTEMS AND ITALIAN MARINE BIOLOGY

Abstract

Many marine organisms are able of creating bioconstructions, i. e., durable and elevated biogenic structures that can augment habitat heterogeneity and enhance ecosystem biodiversity. The importance of bioconstruction is manifold, encompassing environmental, climatic and economic aspects. More biological and ecological research is needed for understanding the process of bioconstruction.

Key-words: *reef, framework, modularity, biodiversity, scale.*

Maintenance of bioconstruction and biodiversity as goals for ecologically sustainable development
T.J. DONE (1995)

Introduzione

Il fenomeno della biocostruzione, cioè la capacità da parte di certi organismi di edificare strutture persistenti in grado di sviluppare topografie positive ed aumentare l'eterogeneità dell'habitat, riveste notevole importanza sia scientifica sia pratica. La biocostruzione coinvolge infatti aspetti biologici (evoluzione e coevoluzione), ecologici (mantenimento della biodiversità, struttura della comunità), ambientali (aumento dell'eterogeneità fisica, creazione di paesaggio) e climatici (ciclo della CO_2, relazioni con il variare della temperatura e del livello del mare), presentando inoltre risvolti economici significativi (produttività e pesca, estrazione, commercio, turismo subacqueo).

Il fatto che la Società Italiana di Biologia Marina (SIBM) tenga il suo 31° Congresso a Sharm El Sheikh, sulle rive del Mar Rosso, e che opportunamente dedichi una sessione alle problematiche della biocostruzione e della biodemolizione, mi offre l'opportunità di ricordare la figura e l'opera di Johannes Walther (1860-1937). Walther, un pioniere nello studio delle biocostruzioni ed il padre della "biogeologia" (Ginsburg *et al.*, 1994), compì studi comparativi sulle secche coralligene del Golfo di Napoli e sulle scogliere coralline delle coste del Sinai (Fig. 1).

L'approccio di Walther fu fecondo: con lo sviluppo delle tecniche di immersione scientifica subacquea nel dopoguerra, i biologi che ebbero occasione di immergersi in entrambe le località studiate da Walther, constatarono analogie in comunità biologiche associáte al coralligeno mediterraneo o alle scogliere coralline del Mar Rosso (Abel, 1961; Fig. 2). E penso che non vi sia biologo marino italiano che non abbia almeno una volta, nel corso di una lezione o di una conferenza, richiamato queste analogie.

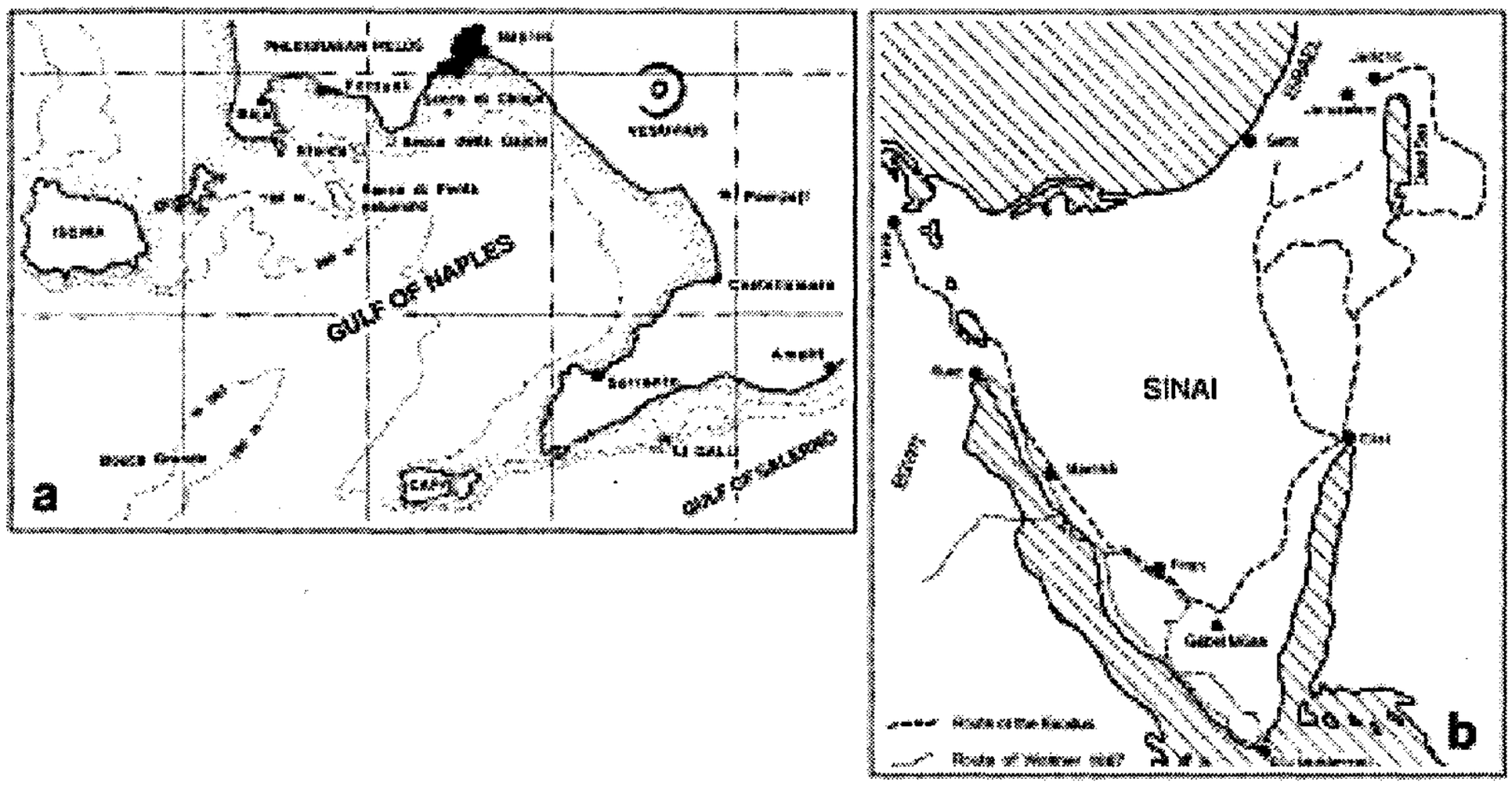


Fig. 1 - Le località dove Johannes Walther (1860-1937) svolse i suoi studi pionieri sulla biocostruzione: **a)** il Golfo di Napoli; **b)** le coste del Sinai (da Ginsburg *et al.*, 1994).

The localities where Johannes Walther (1860-1937) carried out his pioneer studies on bioconstruction: ***a)*** *the Bay of Naples;* ***b)*** *the Sinai coasts (from Ginsburg* et al., *1994).*

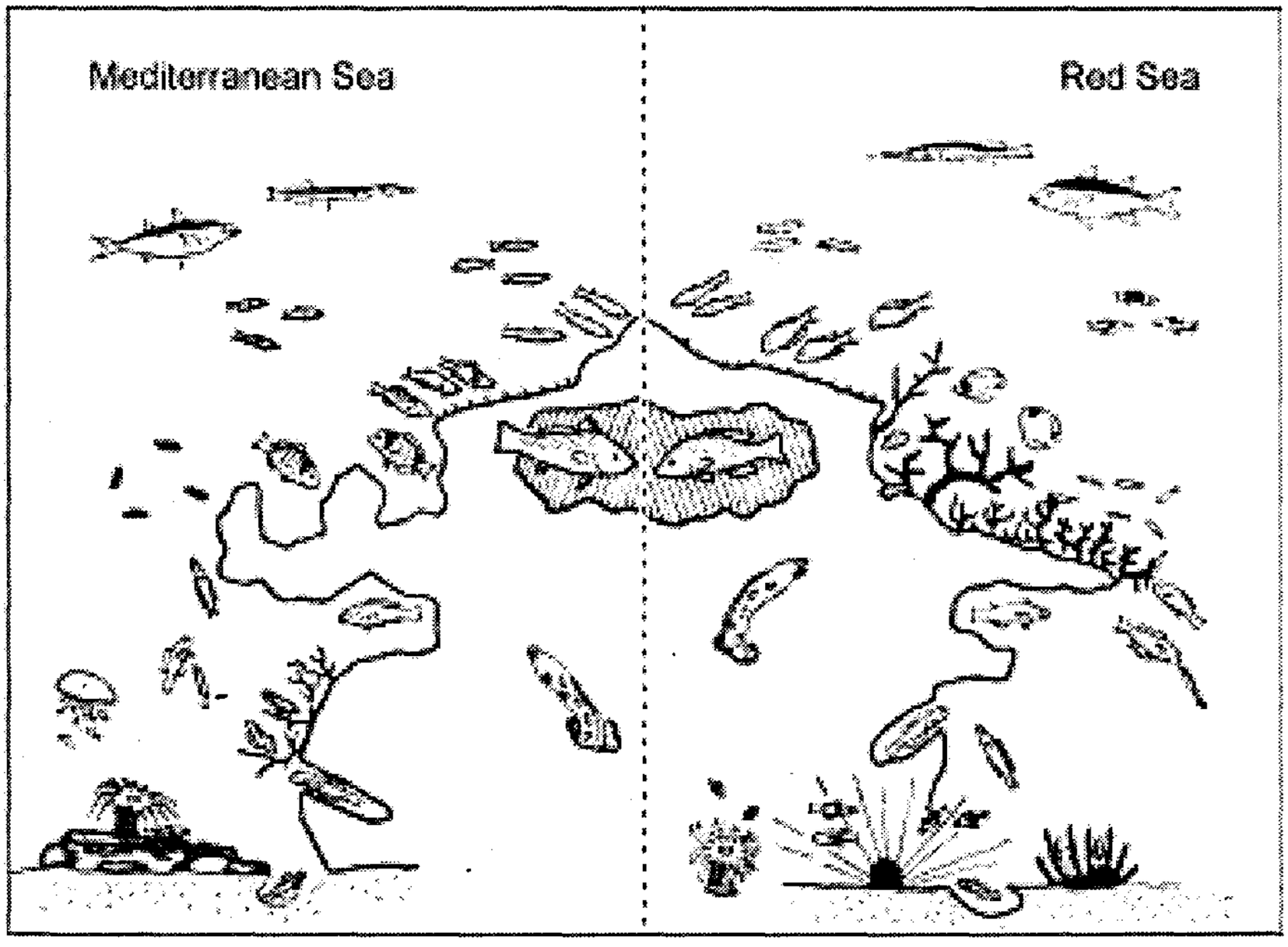


Fig. 2 - Analogie tra le strutture edafiche e la distribuzione delle comunità ittiche in una scogliera rocciosa del Mediterraneo ed in una scogliera corallina del Mar Rosso (da Abel, 1961).

Correspondence of edaphic structures and the ecology of fish distribution on the edge of the slope of a rocky reef in the Mediterranean Sea and a coral reef in the Red Sea (from Abel, 1961).

Tuttavia, i biologi marini italiani hanno trascurato di sviluppare ulteriormente l'intuizione di Walther e le osservazioni di Abel. Contrariamente agli altri paesi europei, l'Italia non ha un programma di ricerca nazionale sugli ecosistemi marini tropicali, nonostante l'impegno individuale di diversi ricercatori su questi aspetti messo in luce dal recente programma di coordinamento *ReefItalia* (Bianchi e Landini, 1995).

Gli studi sulla biocostruzione in Mediterraneo, cui la ricerca italiana ha dato contributi significativi (Sarà, 1969), hanno recentemente beneficiato delle idee e degli approcci di ricerca nei mari tropicali. Va peraltro riconosciuto che l'intera scienza ecologica, ed in particolare la cosiddetta *new ecology* (Bianchi *et al.*, 1998), ha attinto molti concetti e metodi proprio dallo studio delle scogliere coralline (Sale, 1988). In questo lavoro vorrei passare brevemente in rassegna alcune tematiche che a mio giudizio – e senza pretesa di essere esaustivo – presentano un interesse maggiore per lo studio della biocostruzione, soffermandomi in particolare su quello che è, o potrebbe essere, il ruolo della ricerca italiana.

Un po' di terminologia

Che cosa debba intendersi per "biocostruzione" può sembrare intuitivo, ed è facilmente spiegabile in termini generali (si veda la definizione che io ho adottato nella prima frase dell'Introduzione). Come spesso accade coi fenomeni biologici, è però difficile da precisare e sfugge ad una rigorosa nomenclatura. Sfogliando la letteratura sull'argomento è facile imbattersi in una ridda di definizioni ed in una disparata varietà terminologica che comprende espressioni come *buildup*, *thicket*, *coppice*, *lithosome*, *carpet*, *bed*, *bank*, *biostrome*, *bioherm*, *reef* (Geister, 1983; Fagerstrom, 1987; Riegl & Piller, 1999).

Ultimo, apparentemente, in una serie di complessità crescente, il termine *reef* è privilegiato per indicare le biocostruzioni più vistose ed imponenti, e può pertanto essere preso come una sorta di elemento di riferimento. Esso deriverebbe dall'antico termine nautico vichingo *rif*, indicante un pericolo per la navigazione costituito da un costone di roccia, di sabbia o di materiale biogeno (Wood, 1999). La radice di questa parola si è perfettamente mantenuta nelle lingue germaniche: accanto all'inglese *reef*, abbiamo, per esempio, il tedesco *riffe* e l'olandese *rif*. La stessa radice si ritrova anche nella maggior parte delle lingue latine: la riconosciamo nel francese *récif*, nello spagnolo *arrecife*, nel portoghese *recife* ... Stranamente, un vocabolo etimologicamente affine non sembra esistere nella lingua italiana. Il termine che più si avvicina, per significato e per uso se non per etimo, è sicuramente "scogliera": tuttavia, molti biologi marini italiani sembrano fare fatica ad utilizzarlo. L'espressione inglese *coral reef* è frequentemente tradotta in italiano con "barriera corallina", il che non è esatto: la barriera, infatti, non è che un particolare tipo di scogliera corallina e non si adatta, ad esempio, alla maggior parte delle scogliere coralline del Mar Rosso. Già Darwin (1842), nel suo classico trattato, distingueva tre tipi fondamentali di scogliera corallina: *fringing reef*, traducibile con scogliera marginale o costiera; *barrier reef*, cioè la scogliera a barriera o barriera vera e propria; *atoll reef*, ovvero la scogliera ad atollo o atollo *tout court*. Questa terminologia è ancora oggi perfettamente valida.

L'aspetto dinamico

Se cerchiamo in un dizionario la parola "biocostruzione" quasi sicuramente non la troveremo. Ma poiché il significato del prefisso "bio-" dovrebbe essere ovvio, possiamo limitarci a cercare "costruzione". Probabilmente troveremo qualcosa di simile a quanto segue (che ho tradotto dall'*Oxford Dictionary*):

> **costruzione** *s. f.* **1.** L'atto o il processo di costruire **2.** Ciò che è costruito; struttura o edificio **3.** Il modo in cui qualcosa è assemblato.

Il significato del termine, dunque, comprende ad un tempo il *prodotto* ed il *processo*.

Solitamente, le definizioni di biocostruzione pongono più attenzione al prodotto, interessandosi alle caratteristiche della struttura biocostruita. Ciò è probabilmente dovuto al fatto che il fenomeno della biocostruzione è studiato prevalentemente da geologi e paleontologi che, nell'analogia delle strutture, vogliono leggere possibili somiglianze delle condizioni di formazione.

In uno stimolante trattato, Hüssner (1994) ritiene però che la biocostruzione non può essere prevista dalla conoscenza di fattori esterni come la temperatura, la profondità, o l'idrodinamismo. Egli vede infatti la biocostruzione come un processo storico: come tale, esso comporta casualità ed autorganizzazione, e pertanto elementi di imprevedibilità (Bianchi *et al.*, 1998b).

Prendere in considerazione il processo comporta di soffermarsi sulla dinamica, piuttosto che sul risultato, della biocostruzione.

Dalla biocostruzione ai biocostruttori

Sembra logico che per un biologo sia di primaria importanza prestare attenzione agli agenti della dinamica della biocostruzione: cioè agli organismi biocostruttori. Purtroppo, anche in questo caso c'è notevole confusione in letteratura.

Un termine molto usato per definire gli organismi biocostruttori è "ermatipico": l'etimologia indica esplicitamente il riferimento alla capacità di formare bioermi, ovvero scogliere biogene. Tale capacità è stata correlata, soprattutto nel caso dei coralli, alla presenza di zooxantelle simbionti: è stato infatti dimostrato che l'attività fotosintetica delle zooxantelle può facilitare la calcificazione (Barnes & Chalker, 1990). Alcuni autori sono addirittura arrivati a qualificare di ermatipici anche organismi che, pur albergando zooxantelle, non hanno parti dure né, di conseguenza, alcuna capacità costruzionale (idroidi, nudibranchi, ecc.). D'altra parte vi sono coralli privi di zooxantelle che ciononostante hanno scheletri con notevoli qualità biomeccaniche e che partecipano in maniera significativa alla costruzione della scogliera corallina: un esempio molto studiato è *Tubastraea micranthus* (Bianchi *et al.*, 1997).

Schuhmacher & Zibrowius (1984) hanno ridefinito la terminologia relativa ai biocostruttori, restringendo la qualifica di "ermatipico" a quelle specie che contribuiscano in maniera significativa all'impalcatura di una struttura biogena persistente, con topografia positiva, giungente alla superficie del mare e resistente agli stress idrodinamici. La qualifica di "biocostruttore" può invece essere applicata a tutte le specie capaci di depositare una struttura carbonatica durevole ed elevata. Infine, sono chiamate "zooxantellate" tutte le specie che contraggono simbiosi con alghe dinoflagellate (genere *Symbiodinium*), indipendentemente dal-

l'eventuale capacità costruttrice. La revisione di Schuhmacher & Zibrowius (1984) può essere presa come punto di riferimento per qualche riflessione critica.

Sembra implicito, in queste definizioni, che gli organismi ermatipici rivestano una maggiore importanza: l'impressione è che essi siano capaci di operare biocostruzioni più cospicue rispetto ai generici biocostruttori. Ma qual è la vera distinzione tra i due? I primi creano una struttura "persistente", i secondi una struttura "durevole" ... sinceramente faccio fatica a cogliere la differenza. E analoga considerazione si può fare sulla distinzione tra una struttura "con topografia positiva" ed una struttura "elevata". Forse si tratta di questioni di scala, temporale nel primo caso, spaziale nel secondo: ma quali sono le rispettive soglie di demarcazione?

Altri due punti delle definizioni di Schuhmacher & Zibrowius (1984) che vorrebbero essere discriminanti sono la capacità di giungere alla superficie del mare e di resistere allo stress idrodinamico.

La biocostruzione è un fatto altamente dinamico e, su una scala temporale sufficientemente ampia (ma comunque compatibile con la durata di vita di certi organismi biocostruttori), anche l'altezza del livello del mare lo è. Una stessa formazione biogena può continuare ad accrescersi mantenendosi alla superficie del mare oppure no. A questo proposito, Neumann & Macintyre (1985) hanno previsto tre modelli di crescita: *keep-up*, se la struttura biogena si accresce allo stesso ritmo con cui aumenta il livello del mare; *give-up*, se la struttura si accresce più lentamente, cosicché ciò che prima si trovava presso la superficie si viene successivamente a trovare ad una certa profondità; e *catch-up*, se in un secondo momento la struttura riprende ad accrescersi più velocemente, "riagguantando" la superficie del mare.

Anche la resistenza allo stress idrodinamico è un concetto relativo (Wood, 1999): una fragile scogliera di serpulidi in una laguna salmastra resiste perfettamente all'idrodinamismo dell'ambiente in cui vive (Bianchi & Morri, 1996); ma non c'è corallo ermatipico che possa resistere alla violenza distruttrice di certi uragani tropicali (Brown, 1997). Cocito *et al.* (1998b) hanno descritto le biocostruzioni del briozoo *Pentapora fascialis* nel coralligeno dell'Isola del Tino (La Spezia). Esse apparivano perfettamente in grado di resistere allo stress idrodinamico tipico della fascia di profondità in cui si trovavano (10-25 m), ma sono andate completamente distrutte a seguito di una mareggiata di eccezionale intensità (Cocito *et al.*, 1998a; Cocito & Sgorbini, 2000).

Celati nelle definizioni di Schuhmacher & Zibrowius (1984) ci sono infine altri due importanti concetti sui quali varrà la pena di tornare più avanti: la costruzione di un'impalcatura, e la natura carbonatica della struttura biocostruita.

Biomineralizzazione

Nella definizione di Schuhmacher & Zibrowius (1984), i biocostruttori depongono una struttura carbonatica. Trascurando per ora il problema dell'impalcatura (vedi oltre), ciò includerebbe dunque i mitili, le ostriche ed i balani, che possono formare letti, banchi o aggregati, ma escluderebbe, ad esempio, *Sabellaria alveolata*, un polichete tubicolo che forma vere e proprie scogliere lungo molte delle nostre coste: i suoi tubi, infatti, sono formati da sabbia agglutinata e non dalla deposizione autogena di carbonato di calcio (Naylor & Viles, 2000). E analogamente escluderebbe anche *Posidonia oceanica*, che pure

è capace di formare una terrazza rizomatosa lignificata (la *matte*) che presenta topografia positiva, può giungere alla superficie del mare e può persistere per millenni. Le praterie di posidonia sono spesso considerate l'analogo mediterraneo delle scogliere coralline tropicali (Boudouresque & Meinesz, 1983).

Molti organismi marini utilizzano silice, anziché carbonati, per i loro gusci o per le loro strutture scheletriche. Alcuni di questi organismi sono molto abbondanti. Tuttavia, le formazioni biocostruite ad oggi conosciute sono tutte carbonatiche, sotto forma di aragonite o calcite. Le relazioni tra organismi e minerali sono il nucleo centrale della "biomineralogia" un ambito di ricerca recentemente iniziato da biologi marini italiani (Bavestrello *et al.*, 2000).

Lo studio dei fenomeni di biomineralizzazione può trovare spunti interessanti in corrispondenza delle sorgenti idrotermali sottomarine. I fluidi idrotermali sono comunemente arricchiti in silice, in calcio ed in CO_2. Mentre l'arricchimento in silice sembra essere all'origine del gigantismo osservato in certe spugne, come *Geodia cydonium* (Morri *et al.*, 1994a; Bianchi *et al.*, 1998b), l'arricchimento in calcio e CO_2 parrebbe facilitare la biodeposizione di carbonati da parte di organismi biocostruttori, quali l'alga corallinacea *Mesophyllum lichenoides* (Cocito *et al.*, 2000a) ed il corallo *Madracis pharensis* (Morri *et al.*, 2000).

Impalcature, matrici e ... fantasmi

L'idea che gli organismi biocostruttori debbano poter formare una vera e propria impalcatura (*framework* in inglese, *charpente* in francese) si ritrova nella maggior parte delle definizioni esistenti in letteratura, ed ha essenzialmente lo scopo di escludere dalle formazioni biocostruite gli accumuli *post-portem* di gusci o scheletri. Tali accumuli, talvolta chiamati *mounds*, sono infatti dovuti a cause fisiche, di trasporto e deposito, più che alla capacità biocostruttrice degli organismi *per se*. Non dovrebbero però essere classificati tra questi accumuli i letti di mitili (*mussel beds*) e i banchi di ostriche (*oyster banks*): essi sono a tutti gli effetti assimilabili a delle biocostruzioni, in quanto il deposito avviene *in situ* e c'è continuità tra gli organismi viventi ed i gusci che permangono negli strati sottostanti. Tuttavia, che mitili ed ostriche formino un'impalcatura è certamente discutibile.

Il principale criterio per valutare se un biocostruttore sia in grado o no di formare un'impalcatura è sempre stato la sua forma di crescita (*growth form*). A parità di rigidità e caratteristiche biomeccaniche del deposito carbonatico, organismi eretti e massivi offrono, per così dire, più impalcatura rispetto ad organismi incrostanti. Questi ultimi, tuttavia, possono essere molto importanti per unire tra loro le forme erette o massive: Fagerstrom (1987) dà a questi organismi incrostanti il nome di *binder* (lo stesso termine usato in legatoria!). Molti autori distinguono un'impalcatura primaria (*primary framework*), costituita essenzialmente da organismi eretti, ed un'impalcatura secondaria (*secondary framework)* fatta delle interconnessioni create appunto dagli incrostanti.

Criticando il concetto di impalcatura, Insalaco (1998) privilegia l'uso dell'espressione "matrice di crescita" (*growth fabric*), di uso più generale, per indicare la presenza di biocostruttori in posizione fisiologica all'interno di una facies (o, vorrei aggiungere, di una comunità). Egli si sofferma sulla genesi della matrice di crescita (*growth fabric genesis*), e chiama "soprastratali" (*superstratal*) le accrezioni verticali che si proiettano per decimetri o metri al di sopra del substrato, e "constratali" (*constratal*) quelle che si proiettano solo

per centimetri. In quest'ottica, anche organismi incrostanti possono, qualora depongano uno strato biogeno durevole sufficientemente spesso, essere qualificati di biocostruttori a tutti gli effetti, anche se non producono un'impalcatura eretta.

Un modo peculiare di produrre impalcatura è stato recentemente messo in luce da una ricerca sulle biocostruzioni del briozoo *Schizoporella errata* (Ferdeghini *et al.*, 2000; Cocito *et al.*, 2000b). *S. errata* è un forte competitore per interferenza, capace di crescere sopra altri organismi con cui si venga a trovare in contatto. Quando incontra organismi eretti e sprovvisti di scheletro rigido (idroidi, alghe, ecc.), *S. errata* li circonda di una struttura monolamellare disposta in forma di cilindro cavo, spesso svasato distalmente. L'idroide o l'alga che vi rimangono racchiusi si trovano così a fungere da impalcatura di una biocostruzione in realtà dovuta quasi esclusivamente ad una specie incrostante. Tale impalcatura "molle" è inevitabilmente provvisoria: alla morte degli organismi eretti, *S. errata* riempirà e chiuderà, tramite gemmazione frontale e laterale, i vuoti da essi lasciati (Fig. 3). *S. errata* origina così strutture multilamellari erette e rigide che di fatto sembrano comporre una vera e propria impalcatura. Essendo privi di strutture biominerali, gli organismi eretti inizialmente presenti non lasciano traccia visibile: essi svolgono quindi una funzione che Cocito *et al.* (2000b) hanno battezzato "impalcatura fantasma" (*ghost frame building*) e che, se estensibile ad altre specie e ad altri contesti, potrebbe avere notevoli implicazioni ecologiche e paleontologiche.

Se il caso di *Schizoporella errata* mette in evidenza l'importanza della competizione nella biocostruzione, anche la cooperazione tra organismi diversi può essere alla base di una attività biocostruttrice. Su fondali biodetritici del Mar Egeo (oss. pers.), il briozoo *Turbicellepora avicularis* ed il mollusco vermetide *Serpulorbis arenaria* costruiscono ammassi che possono raggiungere dimensioni di alcuni decimetri. Tali ammassi derivano dal continuo insediamento dei due organismi l'uno sull'altro, attraverso un meccanismo che potrebbe essere definito di "acrofilia reciproca" (Fig. 4).

Biodiversità

Done (1995) ha messo in relazione biocostruzionalità e biodiversità e ne ha tratto un *conservation value* di interesse per la gestione ambientale. È invece da constatare che, a livello italiano ed europeo, l'attuale vivo interesse per i problemi della biodiversità (Bianchi & Morri, 2000a) non sembra trovare ancora riscontro in una comparabile attenzione alla biocostruzione.

L'esperienza di *ReefItalia* (Bianchi e Landini, 1995) ha mostrato che i biologi marini italiani interessati ai *reef* hanno molte competenze sulla biodiversità. Lavori italiani recenti hanno confermato che la biocostruzione permette il mantenimento di una elevata biodiversità nel biota ad essa associato (Bianchi & Morri, 1996; Ferdeghini & Cocito, 1999). Ciò avviene grazie all'aumento di eterogeneità ed alla messa a disposizione di nuovo habitat, ovvero attraverso la cosiddetta *biological habitat provisioning* (Thompson *et al.*, 1996).

Ma il legame tra biodiversità e biocostruzione può essere letto non solo come diversità del biota associato, ma anche come diversità dei biocostruttori. Molte importanti biocostruzioni del passato geologico erano opera di un numero limitato di biocostruttori (spesso una sola specie). Attualmente, le più importanti

biocostruzioni del pianeta, le scogliere coralline tropicali, mostrano tipicamente un'elevata diversità dei biocostruttori (*high diversity reefs*). Allontanandosi dalla fascia intertropicale, le biocostruzioni sono dovute ad un numero ridotto di specie (*low diversity reefs*); parallelamente, la potenza stessa delle biocostruzioni è più modesta. È possibile ipotizzare un legame diretto tra diversità dei biocostruttori e potenza della biocostruzione? E se così fosse, la definizione di biocostruzione dovrebbe tenere conto di quanti sono i biocostruttori che vi partecipano?

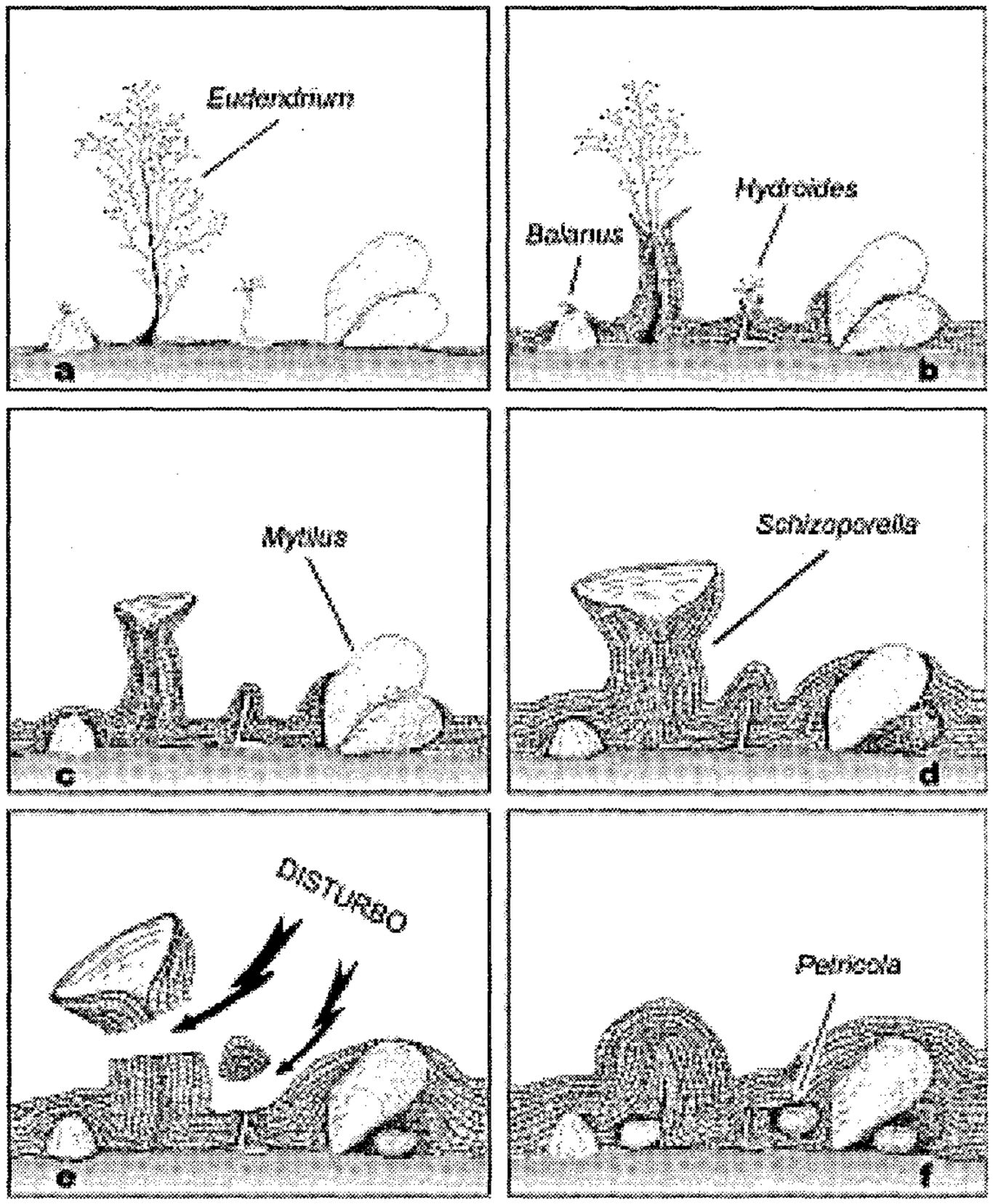


Fig. 3 - Modalità di formazione di impalcatura nelle biocostruzioni di *Schizoporella errata*: a) *S. errata* colonizza un substrato libero assieme ad altri organismi sessili; b-d) *S. errata* si accresce sopra le altre specie che finiscono per soccombere, lasciando ramificazioni con apici chiusi o aperti e svasati; e) occasionali disturbi idrodinamici o meccanici possono rompere ed asportare le fragili porzioni apicali dei rami eretti; f) struttura finale della biocostruzione multistratificata di *S. errata*: la morfologia originale non è praticamente più riconoscibile (ridisegnato da Cocito *et al.*, 2000b).

Pattern of framework construction in Schizoporella errata *buildups: a)* S. errata *colonises bare substratum among other sessile organisms; b) to d)* S. errata *overgrows the other species which eventually die, leaving branches with closed or open and flared tips; e) episodic disturbance may break away the fragile apical portions of the erect branches; f) final structure of the multilayered buildup of* S. errata, *the original morphology being little or no longer recognizable (redrawn from Cocito* et al., *2000b).*

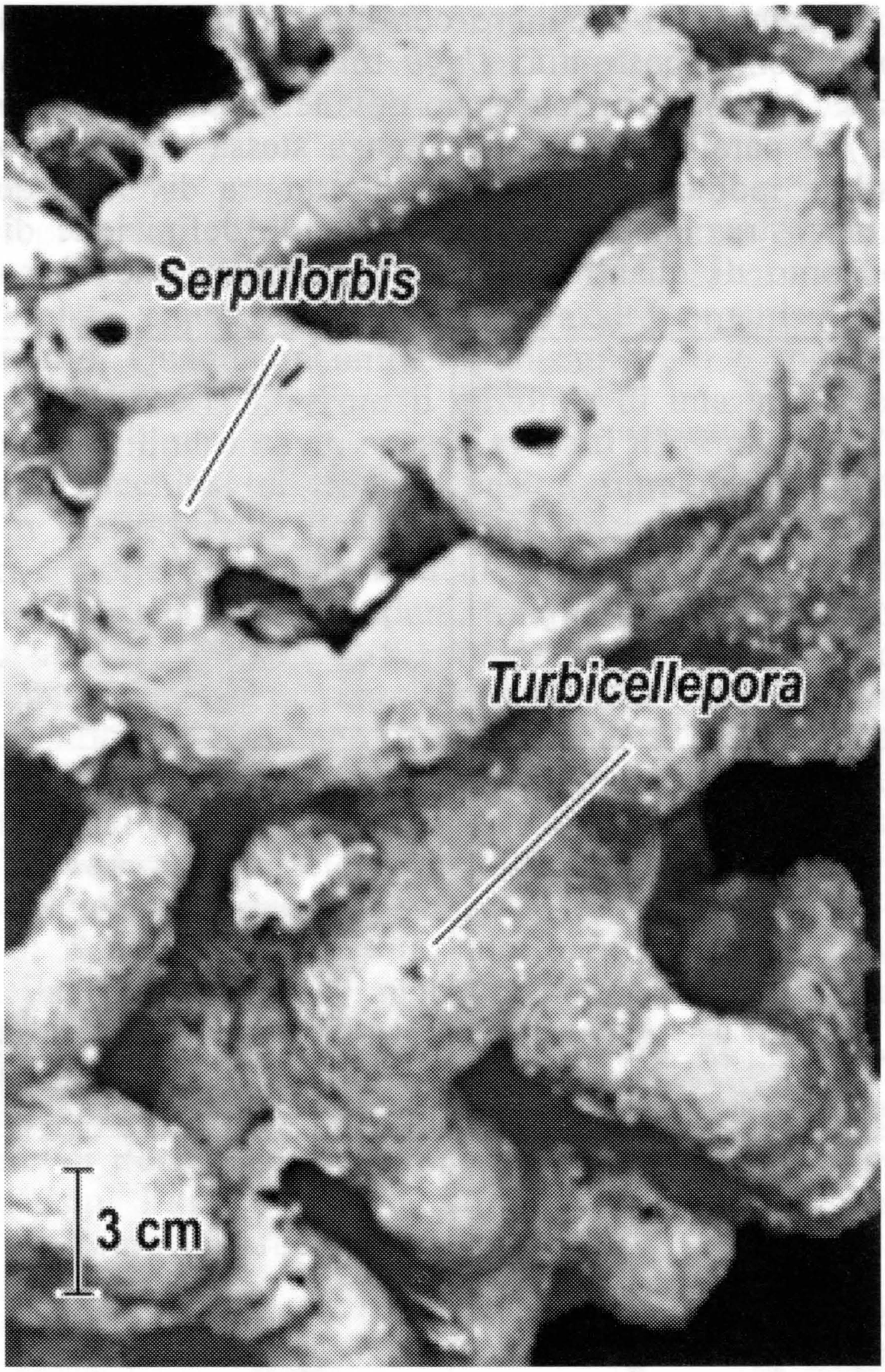


Fig. 4 - Particolare di una biocostruzione creata dalla cooperazione tra il vermetide *Serpulorbis* (gregario) e il briozoo *Turbicellepora* (coloniale) tramite un meccanismo di acrofilia reciproca.
Detail of a bionstruction created through the co-operation between the vermetid Serpulorbis *(gregarious) and the briozooan* Turbicellepora *(colonial) thanks to a mechanism of reciprocal acrophily.*

I fattori che determinano la diversità dei biocostruttori comprendono aspetti climatici, idrologici, ecologici e storici, e rientrano pienamente, pertanto, nell'ambito della biogeografia. I due lati dell'Oceano Atlantico si prestano a comparazioni interessanti: è noto che la provincia biogeografica dell'Atlantico orientale tropicale è molto povera di scogliere coralline, contrastando con l'esuberanza che queste mostrano nell'Atlantico occidentale tropicale. I coralli dell'Arcipelago di Capo Verde appartengono tutti a specie caraibiche, e mostrano le stesse caratteristiche ecologiche e la stessa distribuzione ambientale dei loro conspecifici d'oltreoceano: tuttavia le biocostruzioni ch'essi realizzano sono comparativamente assai modeste (Morri & Bianchi, 1996; Morri *et al.*, 1999).

Il problema della scala

Quanto deve essere grande una biocostruzione? Le scale dimensionali interessate dal fenomeno sono raramente evocate in maniera esplicita (Fagerstrom, 1987). È così che è possibile ritrovare lo stesso termine *reef* nell'espressione *Great Barrier Reef*, che designa una formazione estesa per circa 2000 km al largo delle coste nord-orientali del continente australiano, e nell'espressione *bryozoan microreef*, che è stata usata per la singola colonia di briozoi (Scholz & Hillmer, 1995).

Che vengano riconosciute analogie strutturali attraverso scale dimensionali che vanno dai mm alle migliaia di km può suggerire che la biocostruzione sia essenzialmente un oggetto frattale, il che avrebbe notevole valore euristico. Ma, ancora una volta, l'attenzione sembra essere sulla struttura, cioè sul prodotto. E il processo?

L'ecologia attuale pone un forte accento sui problemi di scala e ritiene che non esista una scala "naturale" dei sistemi ecologici ma piuttosto una serie gerarchica di scale spaziali e temporali in cui avvengono processi intrinsecamente differenti (Peterson & Parker, 1998; Ritchie & Olff, 1999). Vi sono inoltre fenomeni ecologici che risultano estremamente variabili ed imprevedibili se esaminati a scale spaziali limitate, mentre appaiono più stabili e prevedibili a scala di paesaggio (Bianchi *et al.*, 1996): sembra quindi evidente la necessità di intensificare lo sforzo di comparare i processi che portano alle piccole biocostruzioni con quelli che sono alle base di intere secche coralligene o scogliere coralline.

La variabilità delle scogliere coralline a diverse scale spaziali è attualmente oggetto di studio (Done, 1999; Murdoch & Aronson, 1999) ma l'approccio riguarda più la struttura delle comunità che non le modalità della biocostruzione. Ricerche italiane recenti hanno utilizzato analogo approccio sulle comunità di fondo roccioso, comparando scale temporali annuali e decennali (Peirano *et al.*, 2000) o scale spaziali comprese tra i metri e le centinaia di chilometri (Fraschetti *et al.*, 2001). Simili studi sul coralligeno e su altre formazioni biocostruite sono in corso o in programma (Ferdeghini *et al.*, 2000).

Stress e disturbo

L'ecologia attuale presta grande attenzione al ruolo dello stress e del disturbo nel funzionamento degli ecosistemi (Bianchi *et al.*, 1998a). Le nostre conoscenze su come stress e disturbo influenzino la biocostruzione sono però ancora ai primordi.

Stress e disturbo sono entrambi forzanti esterni alla struttura o al processo considerato: il termine stress viene utilizzato soprattutto per quei fattori che determinano un maggiore dispendio energetico e che richiedono risposte adattative (ad es., carenza o eccesso di nutrienti); si intende invece con disturbo ciò che causa mortalità improvvisa e diretta, cui gli organismi non possano adattarsi (ad es., eventi meteomarini eccezionali).

Studiando le scogliere coralline, Littler & Littler (1985) hanno proposto un celebre paradigma che prevede la dominanza di biocostruttori (coralli zooxantellati ed alghe corallinacee) in presenza di un disturbo ambientale elevato, mentre in regime di basso disturbo dominerebbero alghe frondose incapaci di biocostruire. A loro volta, i coralli sarebbero avvantaggiati, rispetto alle corallinacee, in

condizioni di maggior stress. Le ricerche di Peirano *et al.* (1998) su *Cladocora caespitosa* sembrano suggerire che questo paradigma potrebbe valere anche in Mediterraneo, almeno per i coralli zooxantellati. Tra gli altri biocostruttori mediterranei, serpulidi e briozoi sembrerebbero invece prediligere basso disturbo e stress elevato (Bianchi *et al.*, 1995; Cocito *et al.*, 2000b).

Il paradigma proposto da Zabala & Ballestreros (1989) interessa anche i mari temperati, ed il Mediterraneo in particolare. Un ruolo fondamentale viene assegnato alla costanza climatica: mentre le alghe frondose sono dominanti in mari con forte stagionalità, i coralli costruttori necessitano di scarsa variabilità stagionale. L'idea che la biocostruzione, essendo per sua natura un fenomeno lento e che richiede persistenza, sia condizionato più dal grado di stabilità del clima che da un qualche valore soglia, è indubbiamente intrigante ma, ancora una volta, al momento attuale non sembrano azzardabili generalizzazioni.

Colonialità e gregarismo

Una caratteristica comune a tutti i biocostruttori è di essere organismi modulari, cioè di essere formati da unità ripetitive simili (Hughes, 1989). La modularità è ottenuta dai biocostruttori attraverso due distinte strategie vitali: 1) la colonialità, dipendente strettamente dalla capacità di riproduzione vegetativa; 2) il gregarismo, dipendente dal comportamento larvale e dai meccanismi di reclutamento.

I più importanti biocostruttori attuali, i coralli e le alghe corallinacee, esprimono essenzialmente la prima strategia, così come i briozoi. Ma molti biocostruttori del passato geologico si basavano invece sul gregarismo (Fagerstrom, 1987): attualmente, i maggiori esempi di biocostruttori gregari si trovano tra i molluschi vermetidi e tra i policheti serpulidi.

Nel già citato esempio di biocostruzione per acrofilia reciproca (Fig. 4), la biocostruzione avviene grazie alla cooperazione tra le due diverse strategie: infatti, mentre il briozoo è coloniale, il vermetide presenta comportamento gregario.

Nell'ambito dei serpulidi vi sono sia numerose specie gregarie sia alcune specie capaci di moltiplicazione vegetativa, per scissiparità (Bianchi, 1981). Tra queste, *Salmacina dysteri* forma facilmente ammassi voluminosi (Fig. 5), spesso chiamati erroneamente colonie (o più correttamente pseudocolonie) nella letteratura. Tali ammassi rimangono però estremamente fragili e sono quindi considerabili di modesta importanza biocostruzionale (Bianchi & Morri, 2000b). Le scogliere a serpulidi, di conseguenza, sono sempre costruite da specie gregarie ma incapaci di riproduzione vegetativa (Bianchi *et al.*, 1995).

Biocostruttori in Mediterraneo

Le maggiori biocostruzioni del Mediterraneo sono state riviste da Laborel (1987): esse vedono in primo luogo la partecipazione delle alghe corallinacee (cornici di *Lithophyllum lichenoides*, incrostazioni di *Corallina elongata* e *Lithophyllum incrustans*, coralligeno), seguite da coralli (banchi di *Cladocora caespitosa*) e vermetidi (piattaforme di *Dendropoma petraeum*). Anche serpulidi e briozoi, come già accennato, possono talvolta comportarsi da biocostruttori, specialmente in ambienti confinati (Bianchi *et al.*, 1995; Cocito *et al.*, 2000b).

Le biocostruzioni del Mediterraneo sono monospecifiche o tutt'al più oligospecifiche, per quanto riguarda le specie responsabili della loro edificazione. Da questo punto di vista, il Mediterraneo si conforma alla regola empirica

che la diversità dei biocostruttori decresca passando dalla fascia intertropicale alle maggiori latitudini.

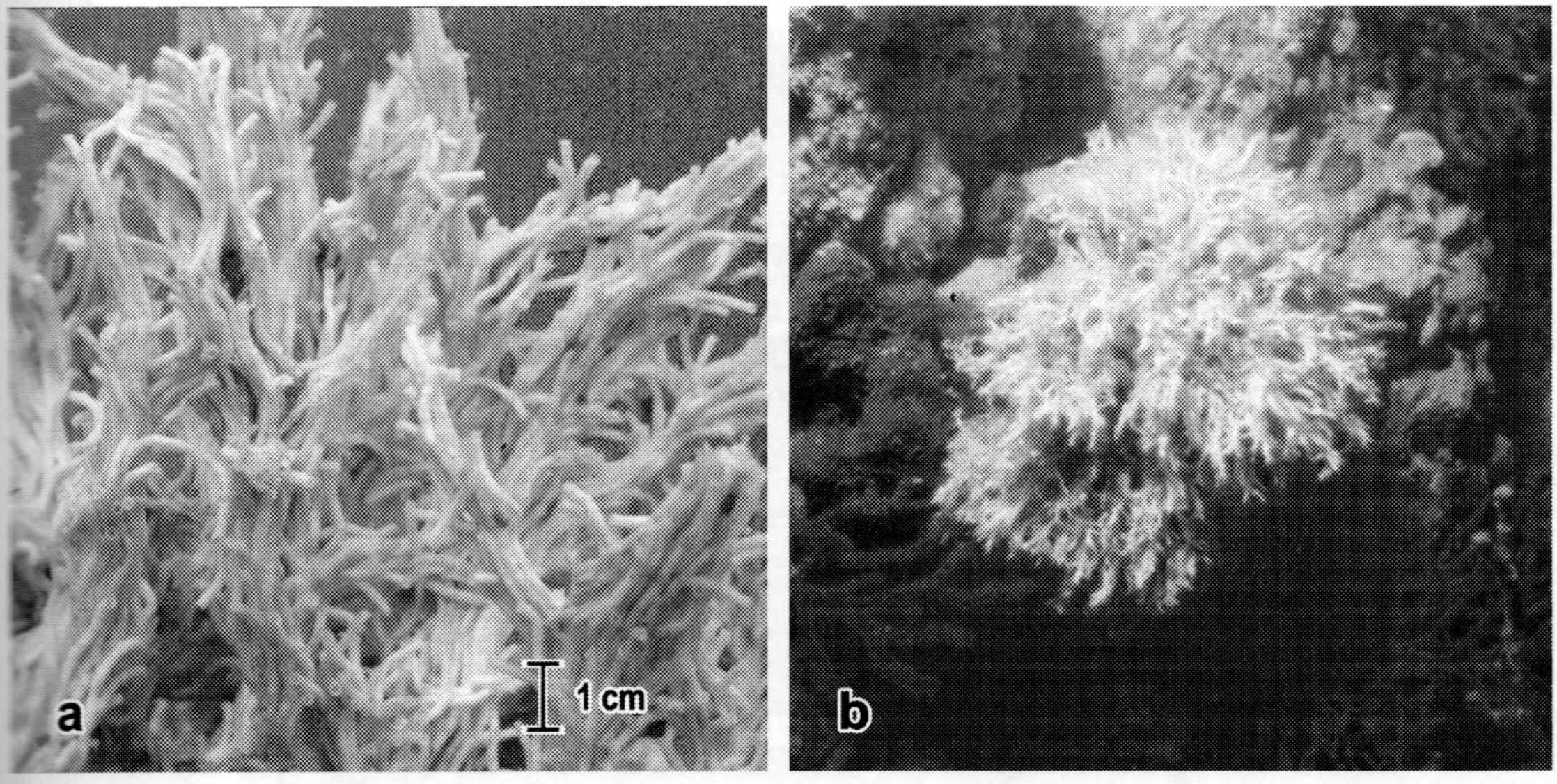


Fig. 5 - Il serpulide biocostruttore *Salmacina dysteri*: **a)** particolare di un aggregato di tubi; **b)** una "pseudocolonia" nel suo ambiente naturale.

The costructional serpulid Salmacina dysteri*: **a)** detail of a tube aggregation; **b)** a "pseudocolony" in its natural environment.*

L'isoterma invernale dei 14° C, che taglia in due il Mediterraneo in senso nord-sud lungo la congiungente Valencia-Cagliari-Napoli-Bari-Atene-Rodi, sembra rappresentare il limite superiore per l'attività biocostruttrice del vermetide *Dendropoma petraeum* (Antonioli *et al.*, 1999) e, forse, del corallo *Madracis pharensis* (Morri *et al.*, 2000). Analogamente, sembra che l'attività biocostruttrice delle alghe corallinacee sia stata più intensa in periodi del passato caratterizzati da clima più caldo (Boudouresque *et al.*, 1980; Sartoretto *et al.*, 1996).

Secondo Morri *et al.* (2000), i coralli potenzialmente biocostruttori in Mediterraneo annoverano in totale 8 specie: 3 litorali, obbligatoriamente o facoltativamente zooxantellate (*Madracis pharensis*, *Cladocora caespitosa*, *Oculina patagonica*); e 5 profonde, sempre prive di zooxantelle (*Madrepora oculata*, *Desmophyllum cristagalli*, *Lophelia pertusa*, *Dendrophyllia ramea*, *Dendrophyllia cornigera*). Di queste, l'unica specie studiata con qualche dettaglio è *Cladocora caespitosa* (Morri *et al.*, 1994b; Peirano *et al.*, 1998). Tale specie può formare banchi estesi (Fig. 6) ed ha tassi di calcificazione comparabili a quelli di molti coralli ermatipici di mari tropicali (Peirano *et al.*, 1999; Rodolfo-Metalpa *et al.*, 1999).

In generale, la produzione di carbonati da parte di molti biocostruttori Mediterranei, prendendo in considerazione sia coralli sia altri organismi, è stimabile nell'ordine dei 10^3 g $CaCO_3$ m^{-2} a^{-1} (Bianchi, 1997; Cebrián *et al.*, 2000; Medernach *et al.*, 2000) e rientra quindi nel range dei valori calcolati ai tropici (Chave *et al.*, 1972; Heiss, 1995).

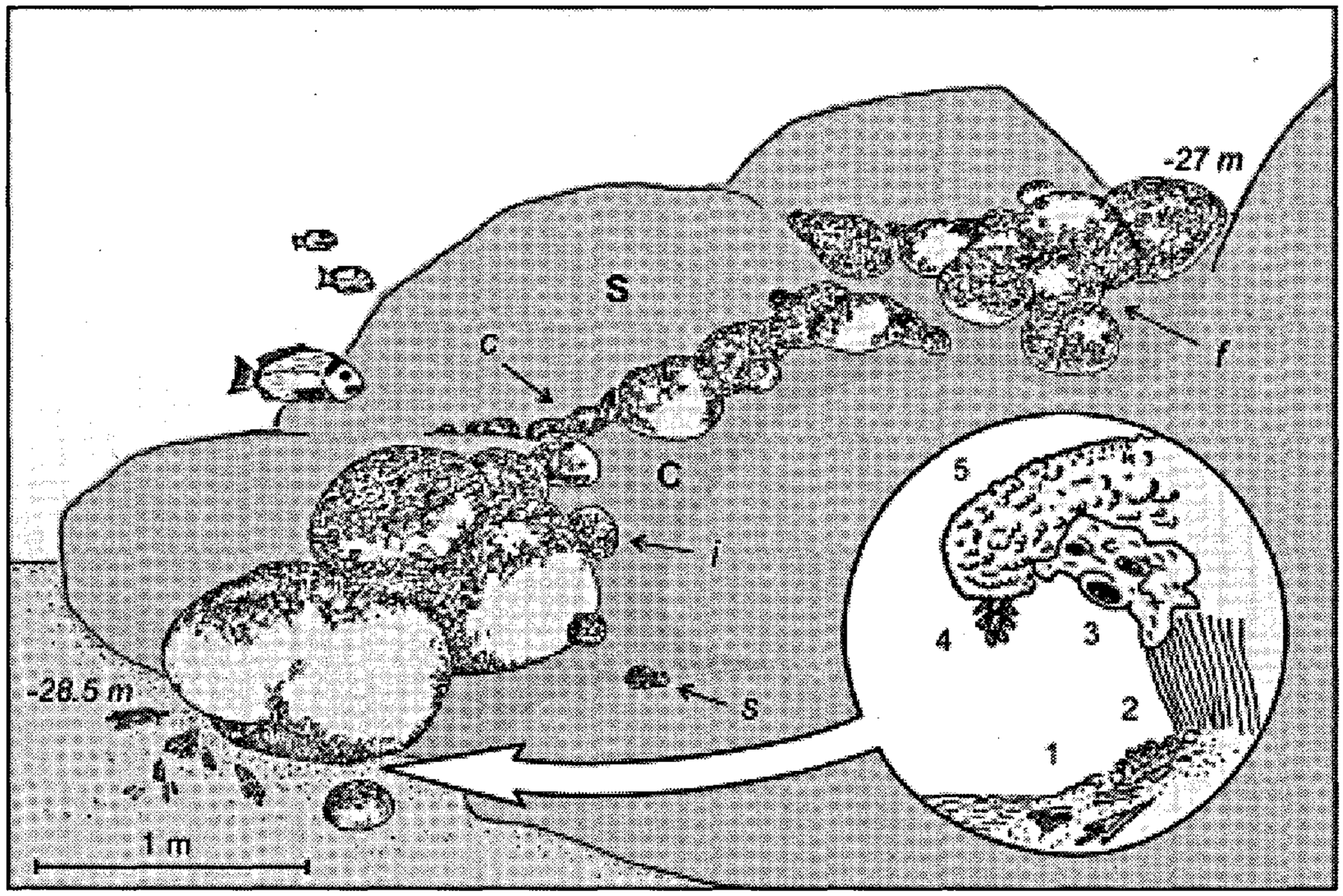


Fig. 6 - Rappresentazione schematica di un banco di *Cladocora caespitosa* (liberamente tratto dal fotomosaico in pianta e dalla sezione pubblicati da Peirano *et al.*, 1998). S = sperone coralligeno; C = canalone; *f* = fusione tra colonie adiacenti; *c* = "colata" della massa in accrescimento; *i* = inclusione di colonie satelliti; *s* = colonia satellite. Nell'inserto: profilo schematico della porzione terminale del banco: 1 = sedimenti con frammenti di coralliti; 2 = coralliti basali; 3 = spugne perforanti (*Cliona*); 4 = briozoi eretti (*Myriapora*); 5 = parte vivente del banco.

Pictorial view of a Cladocora caespitosa *bank (freely drawn from the photomosaic map and the section published by Peirano* et al., *1998). S = coralligenous spur; C = groove;* f = *fusion among adjacent colonies;* c = *"pouring" of the growing mass;* i = *inclusion of satellite colonies;* s = *satellite colony. Inset: Schematic profile of the distal portion of the bank: 1 = sediment with corallite fragments; 2 = basal corallites; 3 = boring sponge (*Cliona*); 4 = erect bryozoan (*Myriapora*); 5 = living part of the bank.*

I biodistruttori

Non è possibile parlare del fenomeno della biocostruzione senza tenere presente l'altra faccia della medaglia: la biodistruzione. Molti organismi marini, infatti, svolgono un'azione meccanica di erosione sulle strutture biocostruite ed alcuni, in particolare, hanno inoltre la capacità di corrodere chimicamente (emissione di acidi) i carbonati, siano essi di natura biogena o sedimentaria. La biodistruzione è stata studiata soprattutto nelle scogliere coralline tropicali (Hutchings, 1986; Glynn, 1997), mentre gli studi in acque temperate sono di gran lunga inferiori (Smith, 1988).

I più importanti biodistruttori giungono a scavare profondamente all'interno della massa carbonatica e sono generalmente detti "perforanti" (*borers*). I maggiori organismi perforanti nelle scogliere coralline comprendono funghi, spugne (so-

prattutto clionidi), policheti (spionidi ed altri) e molluschi (specialmente bivalvi dei generi *Lithophaga*, *Gastrochaena*, ecc.).

In Mediterraneo, gli organismi perforanti appartengono agli stessi gruppi, e studi italiani recenti riguardano in particolare il dattero di mare *Lithophaga lithophaga* (Russo & Cicogna, 1992; Fanelli *et al.*, 1994) ed i clionidi (Cerrano *et al.*, 2000). Le ricerche italiane sui clionidi hanno messo in evidenza che le specie zooxantellate sembrano essere capaci di aggredire i carbonati deposti dalle alghe corallinacee, inattaccabili da parte delle specie sprovviste di simbionti microalgali. Ciò potrebbe essere all'origine del fatto che nella matrice della concrezione coralligena permanga esclusivamente il carbonato algale, nonostante che la comunità vivente sia ricca di animali a scheletro calcareo (coralli, briozoi, serpulidi, ecc.), e sottolinea ulteriormente che la parola "coralligeno" debba richiamare alla mente le corallinacee anziché i coralli.

Considerazioni conclusive

Nel chiudere questa breve e inevitabilmente parziale rassegna, vorrei riprendere alcuni punti che a mio giudizio meritano ulteriori riflessioni.

Innanzitutto, ho l'impressione che, allo stato attuale delle conoscenze, sia inutile insistere ulteriormente sulla terminologia. Classificare le biocostruzioni è ovviamente una necessità indispensabile per il loro studio (Fagerstrom, 1987), ma questo non deve farci impantanare nella pura messa a punto di definizioni. Penso che la classificazione delle biocostruzioni dovrà basarsi più sugli aspetti funzionali che portano alla loro formazione e mantenimento, piuttosto che sulla loro forma, dimensioni, o potenza. Molta ricerca dovrà essere condotta a questo scopo: come biologo, darei importanza alle caratteristiche intrinseche del processo di biocostruzione; come ecologo, terrei conto delle condizioni ambientali che le determinano o le influenzano e, viceversa, dell'effetto che esse hanno sull'ambiente.

Se è vero, infatti, che gli organismi devono adattarsi all'ambiente, è anche vero che l'evoluzione dei sistemi biologici è tale per cui gli organismi tentano di affrancarsi dalla dipendenza dall'ambiente. Semplificando molto, si può dire che la storia della vita ci insegna che per affrancarsi dall'ambiente vengono seguite due modalità diverse: 1) l'organismo tende a "racchiudere" l'ambiente dentro di sé, sviluppando meccanismi di controllo e di omeostasi; 2) l'organismo arriva a modificare lui stesso l'ambiente in cui vive, alterandone la struttura fisica e le caratteristiche chimiche. Per questa ultima categoria di organismi è stata coniata l'espressione di *ecosystem engineers* (Jones *et al.*, 1994).

Dunque, a fianco degli approcci riduzionisti della biologia moderna, che tanto offrono soprattutto per lo studio della prima modalità, non devono venire meno le conoscenze dell'ecologia descrittiva, della storia naturale, della biogeografia. Si tratta di discipline oggi considerate un po' fuori moda (Bianchi & Morri, 2000a) ma che sono indispensabili per lo studio della seconda modalità.

L'importanza dei rapporti biotici per la biocostruzione è stata messa in luce solo recentemente (Wood, 1999). Molti di quegli organismi associati alle strutture biocostruite che vengono tradizionalmente definiti puri e semplici "residenti" (*dwellers*) possono in realtà giocare un ruolo insospettato ed importante per la biocostruzione stessa. Chisholm & Kelley (2001) hanno recentemente osser-

vato che l'aggregazione iniziale di una scogliera corallina può addirittura dipendere dall'attività di assemblaggio e legatura operata da un polichete eunicide. Comprendere e valutare il significato degli aspetti legati alla biodiversità (impalcatura fantasma, acrofilia reciproca, modularità, biodistruzione, ruolo degli organismi associati, ecc.) richiede un maggiore apporto dai biologi e dagli ecologi, ed offre ad entrambi un campo di ricerca vasto ed in gran parte nuovo nell'ambito delle scienze ambientali.

Summary

Many marine organisms, called bioconstructors, are capable of building durable and elevated biogenic structures that can augment habitat heterogeneity and enhance ecosystem biodiversity. The importance of bioconstruction is manifold, encompassing environmental, climatic and economic aspects. While the meaning of the term bioconstruction seems intuitive, it is extremely difficult to give a precise definition of it: things very different in form, size and solidity can be, and have actually been, equally called with this term. Bioconstruction is both the process and the resulting formation. Most definitions deal with the latter, while the former needs much more biological and ecological research. This asks, in particular, for a better knowledge of the agents of the process. Bioconstructors are modular organisms using either coloniality or gregariousness to build a mineralised framework or, more generally, growth fabric. Mineralisation is always achieved by calcium carbonate, although organisms do exist that have silica skeletons. The spatial scale of the process and the influence of stress and disturbance need to be clarified. Bioconstruction is connected with biodiversity not only in enhancing it through biological habitat provision but also by the diversity of bioconstructors themselves. There is a climate-dependent gradient in bioconstructor diversity, and monospecific or oligospecific bionconstructions tend to be less powerful than polyspecific bioconstructions. Finally, the diversity of biodestructors is important, since different species attack different bioconstructions. Recent contributions to these topics by Italian marine biology are shortly commented upon.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare il Consiglio Direttivo della Società Italiana di Biologia Marina (SIBM) per avermi scelto come coordinatore del tema "Biocostruzione e biodemolizione" nell'ambito del 31° Congresso, e per avermi invitato a tenerne la relazione introduttiva. Parte delle mie ricerche sulla biocostruzione hanno recentemente usufruito del contributo finanziario della Comunità Europea nell'ambito del progetto MAST III AG-HY-FL (*Hydrothermal fluxes and biological production in the Aegean*), coordinato da P. Dando (Bangor, UK), e rientrano nell'ambito del programma CLIMBIOCCA (influenza del cambiamento CLIMatico sull'attività degli organismi BIOCostruttori e sul loro ruolo nel ciclo del CArbonio nell'ambiente marino) e del programma "Biodiversità marina" (AdP MURST) del Centro Ricerche Ambiente Marino di Santa Teresa (La Spezia). Ringrazio i colleghi F. Antonioli (Roma), S. Cocito (La Spezia), F. Ferdeghini (La Spezia e Pisa), C. Morri (Genova), A. Peirano (La Spezia) e R. Rodolfo-Metalpa (La Spezia) per i loro contributi su questo argomento. Similmente sono grato a G. Bavestrello (Ancona) e R. Cattaneo-Vietti (Genova) per avermi reso partecipe dei loro studi di biomineralogia.

Bibliografia

ABEL E. F. (1961) - Über die Beziehung mariner Fische zu Hartbodenstrukturen. *Sber. österr. Akad. Wiss. (Math. nat. Kl. Abt. a)*, **170**: 223-263.

ANTONIOLI F., CHEMELLO R., IMPROTA S., RIGGIO S. (1999) - *Dendropoma* lower intertidal reef formations and their palaeoclimatological significance, NW Sicily. *Mar. Geol.*, **161**: 155-170.

BARNES D. J., CHALKER B. E. (1990) - Calcification and photosynthesis in reef-building corals and algae. In: Z. Dubinsky (ed.), *Coral reefs*. Elsevier, Amsterdam, Ecosystems of the world, **25**: 109-131.

BAVESTRELLO G., BIANCHI C. N., CALCINAI B., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., MORRI C., PUCE S., SARÀ M. (2000) - Bio-mineralogy as a structuring factor for marine epibenthic communities. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **193**: 241-249.

BIANCHI C. N. (1981) - *Policheti Serpuloidei*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. CNR, Roma, Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", ser. AQ/1/96, **5**, 187 pp.

BIANCHI C. N. (1997) - Climate change and biological response in the marine benthos. *Atti Ass. it. Oceanol. Limnol.*, **12** (1): 3-20.

BIANCHI C. N., ABBIATI M., AIROLDI L., ALVISI M., BENEDETTI CECCHI, CAPPELLETTI A., CINELLI F., COLANTONI P., DANDO P. R., MORRI C., NICCOLAI I., PICCO P., SOUTHWARD A., SOUTHWARD E. (1998a) - Hydrology and water budget of a submarine cave with sulphur water spring: the Grotta Azzurra of Capo Palinuro (Southern Italy). *Atti Ass. it. Oceanol. Limnol.*, **12** (2): 285-301.

BIANCHI C. N., ALIANI S., MORRI C. (1995) - Present-day serpulid reefs, with reference to an on-going research project on *Ficopomatus enigmaticus*. *Pubbl. Serv. Géol. Luxembourg*, **29**: 61-65.

BIANCHI C. N., BOERO F., FONDA UMANI S., MORRI C., VACCHI M. (1998b) - Successione e cambiamento negli ecosistemi marini. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 117-135.

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., COLANTONI P., GEISTER J., MORRI C. (1997) - Reef geomorphology, sediments and ecological zonation at Felidu Atoll, Maldive Islands (Indian Ocean). In: H. A. Lessios, I. G. MacIntyre (eds), *Proceedings of the 8th international coral reef symposium*. Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá, **1**: 431-436.

BIANCHI C. N., LANDINI W. (1995) - Reefitalia – Italian research projects on reefs. La Spezia (opuscolo policopiato), 26 pp.

BIANCHI C. N., MORRI C. (1996) - *Ficopomatus* 'reefs' in the Po River Delta (Northern Adriatic): their constructional dynamics, biology, and influences on the brackish-water biota. *PSZN I: Mar. Ecol.*, **17** (1-3): 51-66.

BIANCHI C. N., MORRI C. (2000a) - Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Mar. Poll. Bull.*, **40** (5): 367-376.

BIANCHI C. N., MORRI C. (2000b) - Serpuloidea (Annelida Polychaeta) from Milos, an island in the Aegean Sea with submarine hydrothermalism. *J. mar. biol. Ass. UK*, **80**: 259-269.

BOUDOURESQUE C. F., MEINESZ A. (1983) - *Découverte de l'herbier de posidonie*. Parc national de Port-Cros, Cahier n° 4 (1982), 80 pp.

BOUDOURESQUE C. F., THOMMERET J., THOMMERET Y. (1980) - Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercalé dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la Baie de Calvi (Corse). *Journées Étu. Systém. et Biogéogr. Médit.*, Cagliari, CIESM: 139-142.

BROWN B. E. (1997) - Disturbances to reefs in recent times. In: C. Birkeland (ed.), *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall, New York: 354-379.

CEBRIÁN E., BALLESTEROS E., CANALS M. (2000) - Shallow rocky bottom benthic assemblages as calcium carbonate producers in the Alboran Sea (southwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **23** (3): 311-322.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C. N., CALCINAI B., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., SARÀ M. (2000) - The role of sponge bioerosion in the Mediterranean coralligenous accretion. In: F. M. Faranda, L. Guglielmo, G. Spezie (eds) *Structure and processes in the Mediterranean ecosystems*, Springer Verlag, Milano: 235-240.

CHAVE K. E., SMITH S. V., ROY K. J. (1972) - Carbonate production by coral reefs. *Mar. Geol.*, **12**: 123-140.

CHISHOLM J. R. M., KELLEY R. (2001) - Marine ecology: worms start the reef-building process. *Nature*, **409**: 152.

COCITO S., BIANCHI C. N., MORRI C., PEIRANO A. (2000a) - First survey of sessile communities on subtidal rocks in an area with hydrothermal vents: Milos Island, Aegean Sea. *Hydrobiologia*, **426**: 113-121.

COCITO S., FERDEGHINI F., MORRI C., BIANCHI C. N. (2000b) - Patterns of bioconstruction in the cheilostome bryozoan *Schizoporella errata*: the influence of hydrodynamics and associated biota. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **192**: 153-161.

COCITO S., FERDEGHINI F., SGORBINI S. (1998a) - *Pentapora fascialis* colonization of one sublittoral rocky site after sea-storm in the North-Western Mediterranean. *Hydrobiologia,* **375/376**: 59-66.

COCITO S., SGORBINI S. (2000) - Mortality of the bryozoan *Pentapora fascialis* in the Ligurian Sea (NW Mediterranean) after disturbance. In: F. M. Faranda, L. Guglielmo, G. Spezie (eds) *Structure and processes in the Mediterranean ecosystems*. Springer Verlag, Milano: 241-244.

COCITO S., SGORBINI S., BIANCHI C. N. (1998b) - Aspects of the biology of the bryozoan *Pentapora fascialis* in the north-western Mediterranean. *Mar. Biol.*, **131** (1): 73-82.

DARWIN C. (1842) - *The structure and distribution of coral reefs*. Smith, Elder & Company, London, 214 pp.

DONE T. J. (1995) - Ecological criteria for evaluating coral reefs and their implications for managers and researchers. *Coral Reefs*, **14** (4): 183-192.

DONE T. J. (1999) - Coral community adaptability to environmental change at the scales of regions, reefs and reef zones. *Amer. Zool.*, **39**: 66-79.

FAGERSTROM J. A. (1987) - *The evolution of reef communities*. John Wiley & Sons, New York, 628 pp.

FANELLI G., PIRAINO S., BELMONTE G., GERACI S., BOERO F. (1994) - Human predation along Apulian rocky coasts (SE Italy): desertification caused by *Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **110**: 1-8.

FERDEGHINI F., COCITO S. (1999) - Biologically generated diversity in two bryozoan buildups. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 191-197.

FERDEGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000) - Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiologia*, **440**: 27-36.

FERDEGHINI F., COCITO S., MORRI C., BIANCHI C. N. (2000) - Living bryozoan buildups: *Schizoporella errata* (Waters 1878) (Cheilostomatida, Ascophorina) in the northwestern Mediterranean (preliminary observations). In: A. Herrera Cubilla, J. B. C. Jackson (eds), *Proceedings of the 11th International Bryozoology Association Conference*. Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá: 238-244.

FRASCHETTI S., BIANCHI C. N., TERLIZZI A., FANELLI G., MORRI C., BOERO F. (2001) - Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **212**: 1-12.

GEISTER J. (1983) - Holozäne westindische Korallenriffe: Geomorphologie, Ökologie und Fazies. *Facies*, **9**: 173-284.

GINSBURG R. N., GISCHLER E., SCHLAGER W. (1994) - Johannes Walther on reefs. Geological Milestones Vol. II. Comparative Sedimentology Laboratory, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, 141 pp.

GLYNN P. W. (1997) - Bioerosion and coral-reef growth: a dynamic balance. In: C. Birkeland (ed.), *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall, New York: 68-95.

HEISS G. A. (1995) - Carbonate production by scleractinian corals at Aqaba, Gulf of Aqaba, Red Sea. *Facies*, **33**: 19-34.

HUGHES R. N. (1989) - *A functional biology of clonal animals*. Chapman & Hall, London, 331 pp.

HÜSSNER H. (1994) - Reef, an elementary principle with many complex realizations. *Beringeria*, **11**: 3-99.

HUTCHINGS P. A. (1986) - Biological destruction of coral reefs. *Coral Reefs*, **4**: 239-252.

INSALACO E. (1998) - The descriptive nomenclature and classification of growth fabrics in fossil scleractinian reefs. *Sediment. Geol.*, **118**: 159-186.

JONES C. G., LAWTON J. H., CHACHAK M. (1994) - Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **689**: 373-386.

LABOREL J. (1987) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean: a review. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, **13**: 97-126.

LITTLER M. M., LITTLER D. S. (1985) - Factors controlling relative dominance of primary producers on biotic reefs. In: C. Gabrie, B. Salvat (eds), *Proceedings of the fifth international coral reef congress*. Antenne Museum EPHE, Tahiti, **3**: 105-110.

MEDERNACH L., JORDAN E., GRÉMARE A., NOZAIS C., CHARLES F., AMOUROUX J. M. (2000) - Population dynamics, secondary production and calcification in a Mediterranean population of *Ditrupa arietina* (Annelida: Polychaeta). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **199**: 171-184.

MORRI C., BIANCHI C. N. (1996) - Ecological niches of hermatypic corals at Ilha do Sal (Arquipélago de Cabo Verde). *Bol. Mus. mun. Funchal.*, Suppl. **4** (1995): 473-485.

MORRI C., CATTANEO-VIETTI R., SARTONI G., BIANCHI C. N. (1999) - Shallow epibenthic communities of Ilha do Sal (Cape Verde Archipelago, Eastern Atlantic). *Arquipélago Life mar. Sci.*, Suppl. **2** (Part A): 157-166.

MORRI C., CINELLI F., BIANCHI C. N. (1994a) - Sessile epifauna gigantism in a submarine cave with sulphur springs. *Cave Diving*, **6**: 4-9.

MORRI C., PEIRANO A., BIANCHI C. N., SASSARINI M. (1994b) - Present-day bioconstructions of the hard coral, *Cladocora caespitosa* (L.) (Anthozoa, Scleractinia), in the eastern Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Biol. mar. medit.*, **1** (1): 371-372.

MORRI C., VAFIDIS D., PEIRANO A., CHINTIROGLOU C. C., BIANCHI C. N. (2000) - Anthozoa from a subtidal hydrothermal area of Milos Island (Aegean Sea), with notes on the construction potential of the scleractinian coral *Madracis pharensis*. *It. J. Zool.*, **67**: 319-325.

MURDOCH T. J. T., ARONSON R. B. (1999) - Scale-dependent spatial variability of coral assemblages along the Florida Reef Tract. *Coral Reefs*, **18**: 341-351.

NAYLOR L. A., VILES H. A. (2000) - A temperate reef builder: an evaluation of the growth, morphology and composition of *Sabellaria alveolata* (L.) colonies on carbonate platforms in South Wales. In: E. Insalaco, P. W. Skelton, T.J. Palmer (eds), *Carbonate platforms systems: components and interactions*. Geological Society (Special Publication no. 178), Bath, UK.

NEUMANN A. C., MACINTYRE I. (1985) - Reef response to sealevel rise: keep-up, catch-up, or give-up. In: C. Gabrie, J. L. Toffart, B. Salvat (eds), *Proceedings of the fifth international coral reef congress*. Antenne Museum EPHE, Tahiti, **4**: 35-39.

PEIRANO A., MORRI C., BIANCHI C. N. (1999) - Skeleton growth and density pattern of the temperate, zooxanthellate scleractinian *Cladocora caespitosa* from the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **185**: 195-201.

PEIRANO A., MORRI C., MASTRONUZZI G., BIANCHI C. N. (1998) - The coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) as a bioherm builder in the Mediterranean Sea. *Mem. descr. Carta geol. d'Italia*, **52** (1994): 59-74.

PEIRANO A., SALVATI E., BIANCHI C. N., MORRI C. (2000) - Long-term change in the subtidal assemblages of Punta Mesco (Ligurian Sea, Italy) as assessed through underwater photography. *Porcupine mar. nat. Hist. Soc. Newsl.*, **5**: 9-12.

PETERSON D. L., PARKER V. T. (eds) (1998) - *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press, New York, 615 pp.

RIEGL B., PILLER W. E. (1999) - Coral framework revisited – reefs and coral carpets in the northern Red Sea. *Coral Reefs*, **18**: 241-253.

RITCHIE M. E., OLFF H. (1999) - Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. *Nature*, **400**: 557-560.

RODOLFO-METALPA R., PEIRANO A., MORRI C., BIANCHI C. N. (1999) - Coral calcification rates in the Mediterranean scleractinian coral *Cladocora caespitosa* (L. 1767). *Atti Assoc. it. Oceanol. Limnol.*, **13** (1): 291-299.

RUSSO G. F., CICOGNA F. (1992) - Exploitation of the date mussel, *Lithophaga lithophaga*: problems and prospects. *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova*, **56-57** (1990-1991): 184-194

SALE P. F. (1988) - What coral reefs can teach us about ecology. In: J. H. Choat, D. Barnes, M. A. Borowitzka, J. C. Coll, P. J. Davies, P. Flood P., B. G. Hatcher, D. Hopley, P. A. Hutchings, D. Kinsey, G. R. Orme, M. Pichon, P. F. Sale, P. Sammarco, C. C. Wallace, C. Wilkinson, C. Wolanski, O. Bellwood (eds), *Proceedings of the sixth international coral reef symposium*. Townsville, **1**: 19-27.

SARÀ M. (1969) - Research on coralligenous formations: problems and perspectives. *Pubbl. Staz. Zool.* Napoli, **37** (suppl.): 124-134.

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.

SCHOLZ J., HILLMER G. (1995) - Reef-bryozoans and bryozoans-microreefs: control factor evidence from the Philippines and other regions. *Facies*, **32**: 109-144

SCHUHMACHER H., ZIBROWIUS H. (1984) - What is hermatypic? A redefinition of ecological groups in corals and other organisms. *Coral Reefs*, **4**: 1-9.

SMITH A. M. (1988) - Preliminary steps toward formation of a generalized budget for cold-water carbonates. *Sedim. Geol.*, **60**: 323-331.

THOMPSON R. C., WILSON B. J., TOBIN M. L., HILL A. S., HAWKINS S. J. (1996) - Biologically generated habitat provisioning and diversity of rocky shore organisms at a hierarchy of spatial scales. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **202**: 73-84.

WOOD R. (1999) - *Reef evolution.* Oxford University Press, New York, 414 pp.

ZABALA M., BALLESTEROS E. (1989) - Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scient. mar.*, **53** (1): 3-17.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 131-174

G. BRESSAN*, L. BABBINI*, L. GHIRARDELLI*, D. BASSO**

* Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste,
Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
** Dip. di Scienze Geologiche e Geotecnologie, Università degli Studi di Milano-Bicocca,
Piazza della Scienza, 4 - 20126 Milano, Italia.

BIO-COSTRUZIONE E BIO-DISTRUZIONE DI CORALLINALES NEL MAR MEDITERRANEO

BIO-CONSTRUCTION AND BIO-DESTRUCTION OF CORALLINALES IN THE MEDITERRANEAN SEA

Abstract

Several types of bio-constructions with different origins and characteristics exist in the Mediterranean Sea. Calcareous algae, mostly Corallinales, play a major role in the formation of these bio-constructions which are distributed from upper to lower levels of the phytal system. In nature, the antagonist actions of accretion and destruction of these formations may be balanced, or lead, in some cases, to significant changes of the original morphology of the substratum. The living bio-constructions and their fossil remnants play an important (palaeo)ecological role not only as indicators of the relative variations of the sea level, but even as a register of the evolution of the (palaeo)biotope during their developments. The possible disappearance of these bio-constructions would lead to an important loss both in Mediterranean biodiversity and as data record for studies on the biodiversity and global changes.

Key-words: *biotic composition, distribution, bio-erosion factors, actuo-palaeontology, protection.*

Introduzione

Numerosi organismi marini possiedono parti calcaree, sia tra gli animali, per la presenza ad es. di parti "scheletriche", come anche tra le alghe.

Tra le alghe, la deposizione di calcite magnesiaca interessa sia organismi unicellulari (ad es.: Coccolithophorideae) che pluricellulari (ad es.: Corallinales). Tuttavia nel Regno vegetale le Corallinales (Rhodophyta) sono l'unico caso di deposizione di calcite ad alto contenuto di magnesio (ovvero con $MgCO_3$ in soluzione solida nella calcite in misura superiore al 4% in peso; Chave, 1954).

Nelle Corallinales la calcificazione interessa le pareti cellulari del tallo che vengono mineralizzate, durante tutto lo sviluppo morfogenetico della pianta, sia nelle fasi di differenziamento cellulare che in quelle di accrescimento della biomassa (Cabioch, 1969; Bressan, 1974; Bressan e Comelli, 1977; Bressan e Tomini, 1980; 1981). Tale processo è legato a un metabolismo molto lento (Cabioch, 1969), tanto da raggiungere limiti ragguardevoli nel caso d'adattamento a condizioni ambientali estreme (Steneck, 1986) quali ad esempio quelle delle regioni artiche-subartiche (Adey, 1970; Freiwald e Henrich, 1994) e antartiche (Miller e Pearse, 1991). Questo fatto sembra giustificare la presenza di Corallinales a tutte le latitudini e a tutte le profondità compatibili con la vita fitale nel mare.

Il ciclo vitale relativamente lungo, spesso perenne, oltre che la stessa calcificazione del tallo, contribuiscono a garantire una lunga presenza di queste specie in natura, sia sotto forma di talli vivi che morti.

Quando questi talli, o parte di essi, vengono a contatto tra di loro, anche in ragione della loro mineralizzazione, possono: anastomizzarsi, fondendosi almeno apparentemente (come avviene talvolta negli articoli distali delle ramificazioni di *Corallina elongata* (Fig. 1a-b), concrescere (Fig. 1c) e persino sovrapporsi (Fig. 1d), in modo occasionale o elettivo (specie-specifico) (Fig. 1e). Laddove poi questi talli aderiscono ad un substrato duro (Fig. 1f), possono edificare, in base ad un naturale sinergismo biotico tra le specie componenti, una roccia denominata "bio-construction", "bio-concrezionamento" o "formazione biocostruita" (Laborel *et al.* 1994, Bellan-Santini, 1994). Questa formazione è il risultato della lenta crescita e sovrapposizione dei talli e della successiva fossilizzazione di alcune parti morte.

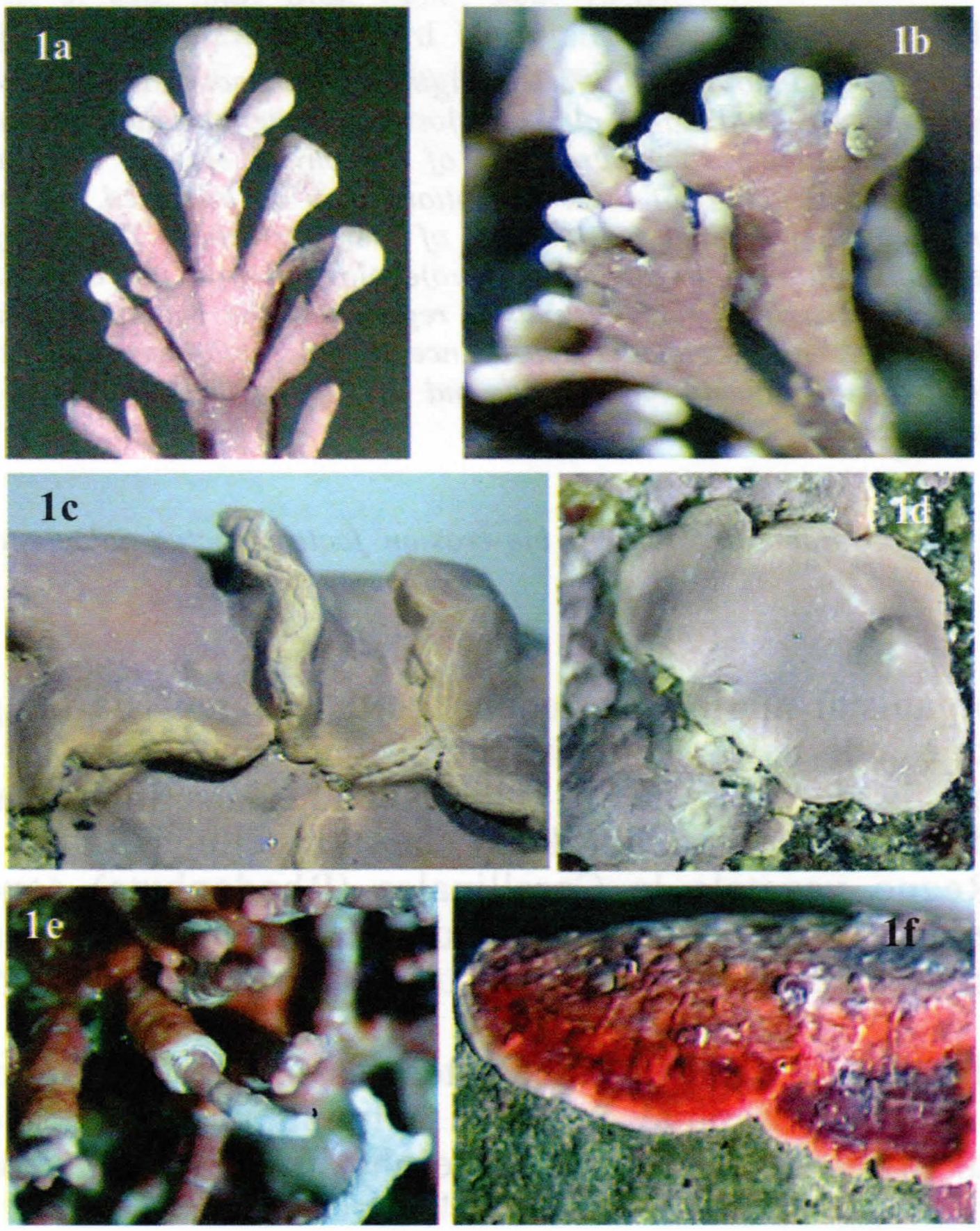


Fig.1a-b - Articoli distali di *Corallina sp.*: si notano (fig. b) anastomosi.
Distal articles of Corallina sp.*: anastomoses (fig. b) are shown.*

Fig.1c - Concrezioni di *Lithophyllum incrustans.*
Concretions of Lithophyllum incrustans.

Fig.1d - Concrezioni sovrapposte tra *Lithophyllum incrustans* e *Hydrolithon sp.*.
Overgrown concretions between Lithophyllum incrustans *and* Hydrolithon sp..

Fig.1e - Talli calcarei epifiti (a manicotto)
Epiphyte calcareous thalli (sleeve-like concretion).

Fig.1f - Talli calcarei sassicoli.
Saxicolous calcareous thalli.

Queste bio-costruzioni, per lo più plurispecifiche, possono occupare un volume cospicuo e attribuire, all'ambiente colonizzato, caratteristiche morfologiche, biologiche e geologiche particolari. Quando interessano piani bionomici più superficiali, facilmente visibili (ad es.: "trottoir"), questi bio-concrezionamenti possono assumere una notevole importanza paesaggistica come veri e propri "monumenti naturali". Si può, quindi, ipotizzare che le piattaforme a vermetidi, i concrezionamenti a *Lithophyllum* ed ogni altra bio-costruzione litorale funzionino come "dilatazioni spaziali orizzontali" delle zone superficiali, creando una maggiore disponibilità di nicchie per le specie preadattate a vivere in condizioni intertidali (Chemello, 1989). Anche se in forma meno visibile, cospicue dilatazioni spaziali si presentano anche a livello dei piani bionomici più profondi (ad es.: coralligeno).

La presenza di bio-costruzioni in un punto dato del litorale mediterraneo dipende dalle condizioni climatiche, idrologiche e sedimentarie come anche dall'incidenza dell'inquinamento sempre più minacciosa.

Caratterizzazione delle principali bio-costruzioni mediterranee

Molti sono i tipi di bio-concrezioni note nel mondo. In alcune si osserva una certa prevalenza della componente animale su quella vegetale, come ad esempio nel *coral reef*, in cui i madreporari dominano sulle alghe calcaree, oppure nel "trottoir[1]" (o i "bourrelets[2]") a vermetidi, in cui la corallinacea *Neogoniolithon brassica-florida* (Harvey) Setchell e Mason è limitata ad una attività cementante. In altri casi è la componente vegetale, costituita proprio da Corallinales, a concorrere in modo rilevante, persino dominante, alla formazione di bio-concrezioni, per lo più paucispecifiche: tra le forme fisse al substrato solido, è il caso degli "encorbellements[3]" di *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie (*ex Lithophyllum lichenoides* Philippi) o di *Tenarea tortuosa* (Esper) Lemoine (*ex Tenarea undulosa* Bory); tra le forme insediate su substrati mobili è il caso delle rodoliti.

Da un'attenta analisi della letteratura specialistica si può osservare come manchino, quasi del tutto, studi mirati alla conoscenza più completa delle concrezioni mediterranee litorali (Laborel *et al.*, 1994). Se si amplia il quadro in termini di censimento si nota che la maggior parte degli studi sulle bio-costruzioni è stata condotta nell'ambito di inventari floristici o di studi regionali (Delamare-Debouttéville e Bougis, 1951; Molinier, 1960; Laborel *et al.*, 1994, Babbini e Bressan, 1997).

Dal punto di vista dell'impatto paesaggistico e dell'importanza geomorfologica delle Corallinales del mar Mediterraneo, si possono distinguere dal Mediolitorale al Circalitorale profondo:

- **bio-costruzioni più o meno evidenti,** talvolta generate da concrezioni **persino monumentali (A)** per l'imponenza acquisita nel corso dei secoli, durante le diverse trasformazioni dell'ambiente marino;

---

[1] "Trottoir" è il termine francese usato per descrivere una bio-costruzione che assume forma e rilevanza simile ad un marciapiede.

[2] "Bourrelet" è il termine francese usato per descrivere una bio-costruzione a pulvino più o meno regolarmente emisferico.

[3] "Encorbellement" è il termine francese usato per descrivere una bio-costruzione aggettante che posa sulla contropendenza di qualche substrato.

– **bio-costruzioni minori (B)** che, a fronte di un'importanza scientifica (tassonomica, ecologica, fisionomica – paesaggistica, ecc.) di un certo rilievo, non possono che essere considerate di secondo piano per il loro aspetto relativamente poco appariscente;
– **bio-costruzioni di profondità (C)** che sono osservabili solo mediante l'esplorazione subacquea.

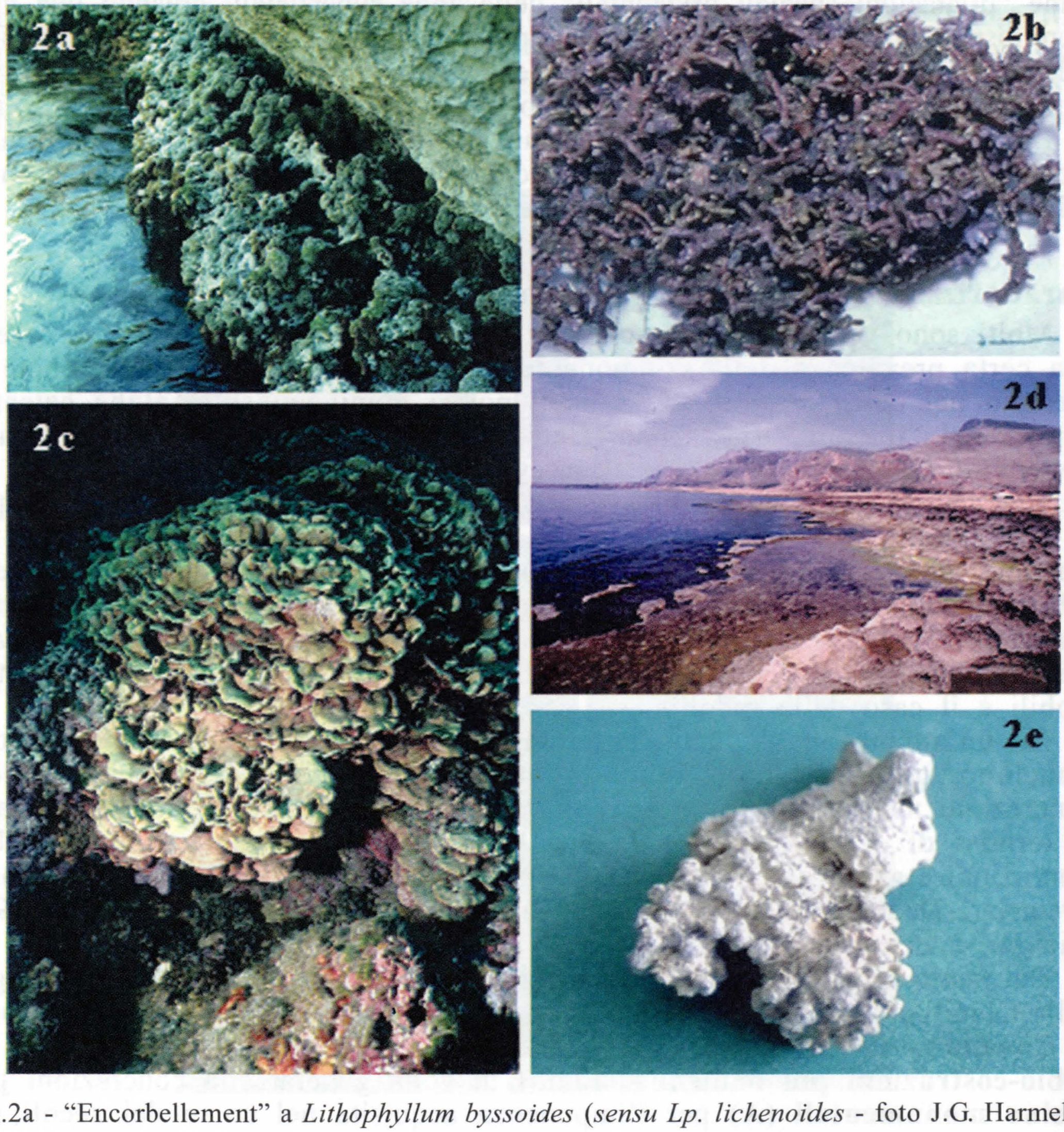


Fig.2a - "Encorbellement" a *Lithophyllum byssoides* (*sensu Lp. lichenoides* - foto J.G. Harmelin).
"Encorbellement" of Lithophyllum byssoides *(*sensu Lp. lichenoides - *photo J.G. Harmelin).*
Fig.2b - "Trottoir" a vermetidi (foto R. Chemello).
"Trottoir" of vermetids (photo R. Chemello).
Fig.2c - Pilastro di *Mesophyllum lichenoides.*
Pillar of Mesophyllum lichenoides.
Fig.2d - Maërl a *Lithothamnion corallioides.*
Maërl of Lithothamnion corallioides.
Fig.2e - Un campione di rodolite.
A specimen of rhodolith.

A. bio-costruzioni più o meno evidenti, persino monumentali:

A1) «encorbellement » a *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Folie (***ex Lithophyllum lichenoides*** Philippi)

È la formazione più frequente del bacino Mediterraneo occidentale e quella la cui struttura e distribuzione sono state meglio studiate da diversi ricercatori: (Funk, 1927; Ollivier, 1929; Feldmann, 1937; Lemoine, 1940; Delamare-Deboutteville e Bougis, 1951; Pérès e Picard, 1952; 1956; 1958; 1964; Molinier e Picard, 1953; Picard, 1954; Huvé P., 1958; Huvé H., 1963; Boudouresque, 1970; Giaccone, 1971; Feoli e Bressan, 1972; Bressan, 1974; Mannino, 1992; Di Geronimo R. *et al.*, 1993; Laborel *et al.*, 1994). Un'eccezione è rappresentata dalla più nota bio-concrezione a *Lp. byssoides* (= *Lp. lichenoides*)[4].

Particolare attenzione è stata attribuita: all'ecologia (Walter-Levy *et al.*, 1959; Huvé H., 1963); alla struttura interna, alla flora associata e alla fauna interstiziale (Boudouresque *et al.*, 1972); agli aspetti geologici e petrografici delle concrezioni realizzate (Blanc e Molinier, 1955; Nesteroff, 1965); ai loro rapporti con le variazioni del livello marino (Laborel *et al.*, 1983). Questa formazione è stata designata nel tempo con diverse denominazioni, in rapporto alle variazioni nomenclaturali della specie dominante: "trottoir à *Tenarea*", "trottoir à *Lithothamnion*", "trottoir à *Lithophyllum tortuosum*", "encorbellement à *Lithophyllum lichenoides*" e finalmente "encorbellement à *Lithophyllum byssoides*" (Woelkerling e Lamy, 1998 p. 258-259).

Un "encorbellement" a *Lp. byssoides* si trova di solito leggermente al disopra del livello medio del mare (Fig. 2a), nella zona in cui frangono le onde (piano Mediolitorale); si sviluppa su substrato roccioso, sia calcareo, vulcanico o cristallino, dove c'è un sostanziale bilanciamento con l'azione delle maree (Molinier e Picard, 1953; Huvé, 1963; Pérès e Picard, 1964); è quindi la costruzione biologica del dominio bentonico più elevata sul livello del mare.

Quando l'acqua è calma il "trottoir" emerge completamente, il suo bordo esterno si trova così a 20-30 cm al di sopra dell'acqua. Questa condizione è resa possibile grazie a un'umettazione continua prodotta dalla combinazione simultanea di due fattori: esposizione al moto ondoso e porosità della formazione calcarea. L'altezza al disopra del livello medio del mare varia localmente in funzione dell'importanza del moto ondoso e/o della presenza di fessure, di angoli, di calette aperte alle mareggiate del largo.

Questa bio-costruzione raggiunge notevole sviluppo in larghezza e in spessore (Laborel *et al.*, 1994). Gli studiosi (Feldmann, 1937; Huvé, 1963; Bressan, 1974; Boudouresque *et al.*, 1990) non sembrano però concordi sull'azione limitante dell'esposizione alle onde e dei venti dominanti.

Impropriamente qualificata "trottoir" (termine che secondo i geografi e in particolare Dalongeville (1977) dovrebbe applicarsi al vero "trottoir a vermetidi" di Sicilia (de Quatrefages, 1854), la formazione a *Lp. byssoides*, designata in modo errato in letteratura con il nome di *Lp. tortuosum* (Woelkerling *et al.*, 1985) e *Lp. lichenoides* (Woelkerling e Lamy, 1998), dovrebbe essere piuttosto indicata come "encorbellement" o "corniche" (Laborel *et al.*, 1994). Secondo Giaccone *et al.* (1993) gli "encorbellements" si formano in condizioni ottimali

---

[4] Benché la consuetudine preveda di abbreviare il nome del genere con la sola prima lettera, si ritiene che l'uso di *Lp.* = *Lithophyllum* e *Lt.*= *Lithothamnion* renda il testo più comprensibile anche ai non specialisti.

su substrati orizzontali, mentre le "corniches" su substrati verticali. In condizioni meno favorevoli questa specie forma cuscini mammellonati, sparsi e incrostazioni squamate.

Gli "encorbellements" si presentano, nei casi più semplici, come una densa copertura di talli su un'altezza di 20 – 30 cm (non c'è allora cementazione interna ma soltanto una sovrapposizione meccanica successiva); nei casi più complessi, come un pulvino, più o meno emisferico, che sale con uno sviluppo in larghezza fino a formare un cornicione aggettante di 1 – 2 m di larghezza. In questi casi la superficie superiore è per lo più largamente depressa in rapporto al bordo esterno, dando origine talvolta a delle "cuvettes". Laborel *et al.* (1994) osservano che lo sviluppo di queste bio-costruzioni è tale che due "corniches" opposte, da una parte e dall'altra di una caletta, possono ricongiungersi e formare un ponte.

In sezione assiale, negli "encorbellements" molto sviluppati, si possono osservare fondamentalmente tre parti, variamente descritte da diversi studiosi (Boudouresque *et al.*, 1990; Morhange *et al.*, 1993; Laborel *et al.*, 1994), ma per lo più corrispondenti: lo strato superiore esterno è poroso, di colore rosa violaceo ma più spesso beige – malva, formato da cuscinetti di alghe viventi; non misura in generale che qualche centimetro di spessore ed è soprattutto sviluppato sulla parte più esterna della "corniche", senza deposito sedimentario tra le ramificazioni. La superficie della bio-concrezione può presentare alveoli originati dall'anastomosi di creste millimetriche, persino spinose; da lamelle più o meno verticali e di altezza simile e, di rado, può presentarsi incisa da solchi (in caso di erosione). I talli solitamente formano per sovrapposizione un vero e proprio impilamento (Hamel e Lemoine, 1952; Huvé, 1957), ovvero quello che si definisce un "encorbellement" (Laborel *et al.*, 1994).

L'accrescimento dei talli è stato stimato in 2 – 3 cm / anno (Boudouresque *et al.*, 1972). La superficie può essere costituita da alveoli originati dall'anastomosi di creste, persino spinose; da lamelle più o meno verticali e di altezza simile e, di rado, può presentarsi incisa da solchi (in caso di erosione). Questi sono talli che di solito formano per sovrapposizione (un vero e proprio impilamento) (Hamel e Lemoine, 1952; Huvé, 1957), proprio quello che si definisce un "encorbellement" (Laborel *et al.*, 1994).

Talvolta, sopra le bio-costruzioni principali, si distingue una placca superiore di talli vivi (Morhange *et al.*, 1993), in colonia densa, in raccordo con il substrato roccioso. Questa placca superiore è caratterizzata da una vitalità migliore del popolamento rispetto a quella della bio-costruzione sottostante.

Lo strato inferiore esterno della "corniche" è morto e ricoperto da un insieme di animali (Bellan-Santini, 1966) e vegetali sciafili (Feldmann, 1937; Boudouresque, 1971).

La struttura interna (*s.s.*) è costituita da una zona indurita di spessore variabile, quale risultato di un deposito di detriti fini tra i rami dei talli stessi, fossilizzati in un fango micritico di calcite magnesiaca (Blanc e Molinier, 1955, Morhange *et al.*, 1993) con formazione di un cemento calcareo microcristallino molto duro. Questa zona mostra una struttura a strati concentrici separati da delle discontinuità (Laborel *et al.*, 1983): è il cuore del "trottoir", che ha l'aspetto e la consistenza di una vera roccia.

Lo spessore, quindi, di queste formazioni varia in funzione delle condizioni fisiche e biotiche così come della storia geologica della regione considerata.

Benché l'installazione del popolamento sia relativamente rapida, sembra che l'edificazione di un "encorbellement" si stabilisca in più secoli, anche millenni, e necessiti di condizioni di stabilità del livello del mare che sono state raramente realizzate nella storia recente del Mediterraneo (Laborel *et al.*, 1983). Questi stessi autori hanno notato che, in un biotopo dove attualmente *Lp. byssoides* non può più vivere, una parte dell' "encorbellement" è sempre situata sotto il livello medio del mare. Datazioni al C^{14} hanno mostrato che le date sono tanto più vecchie quanto più gli strati di *Lp. byssoides* sono bassi (Laborel *et al.*, 1983). Se ne deduce che l'edificazione di "encorbellements" monumentali è accompagnata, nel corso di parecchi secoli, da una lenta risalita del livello del mare e/o dalla subsidenza dello zoccolo roccioso.

La componente biotica è rappresentata dai talli calcarei di *Lp. byssoides*, ciascuno dei quali ha forma di cuscinetto più o meno emisferico, con un diametro di 10 (17) cm e un'altezza fino a 4 cm.

La flora associata sullo strato superficiale superiore, per lo più emerso, è prevalentemente di tipo stagionale, costituita da entità diverse dal punto di vista ecologico. Infatti, sulla superficie ondulata dell'"encorbellement", si possono fissare sia specie di ambienti scarsamente umidi, sia specie tipiche di "cuvettes". La maggior parte di queste specie scompare durante l'estate quando, per la forte insolazione, la superficie superiore si secca.

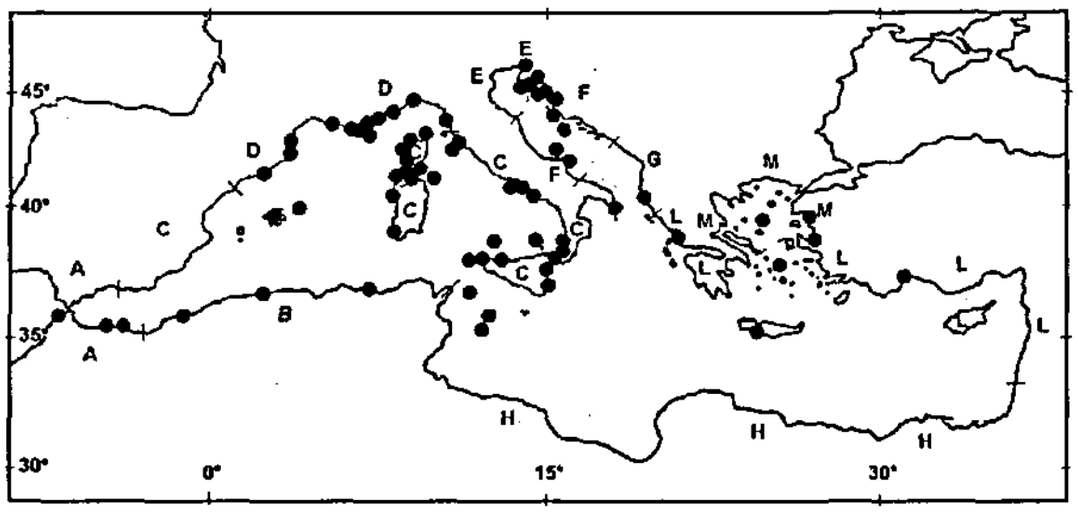
Se l'"encorbellement" è molto aggettante, sulla superficie inferiore, nella massima zona d'ombra, si viene ad insediare una biocenosi sciafila simile a quella delle grotte e delle spaccature, nota come "area corallina", che ripropone la combinazione specifica delle biocenosi di profondità.

Secondo Giaccone *et al.* (1993) si può affermare che le formazioni organogene con dominanza di *Lp. byssoides* diano vita ad una Associazione vegetale autonoma denominata *Lithophylletum byssoidis* (*sub.nom. lichenoidis*) Giaccone 1993 (in Giaccone *et al.*, 1993) con specie caratteristiche dell'Associazione: *Lp. byssoides*, *Chaetomorpha mediterranea* (Kützing) Kützing, *Laurencia papillosa* (C. Agardh) Greville, *Pterocladia melanoidea* (Schousboe *ex* Bornet) Frediksen e Rueness, *Lophosiphonia cristata* Falkenberg e *Taenioma nanum* (Kützing) Papenfuss.

Questa Associazione, che da un punto di vista fitosociologico s'inquadra nella classe Entophysalidetea, nell'Ordine Ralfsietalia verrucosae Giaccone 1993, nell'Alleanza Ralfsion verrucosae Giaccone 1993, si afferma, nel Mediterraneo, nel sottopiano inferiore del Mediolitorale. In aree e stazioni sfavorevoli questa associazione può essere vicariata dall'*Enteromorphetum compressae* (Berner 1931) Giaccone 1993.

La fauna interstiziale è rappresentata da diversi tipi di organismi demolitori (spugne del genere *Cliona*, molluschi del genere *Lithophaga* etc.) che perforano la roccia, creando delle cavità e indebolendo la costruzione (vedi "Biodistruzione").

Lp. byssoides è una specie circumboreale, presente in tutti gli oceani. In Mediterraneo questa specie è segnalata (Babbini e Bressan, 1997) prevalentemente nella regione occidentale (Pérès e Picard, 1964) dove si sviluppa sulle coste della Spagna, dell'Africa del Nord, dell'Italia continentale, della Sardegna e della Sicilia; per contro, è rara nel Mediterraneo orientale, dov'è presente soltanto in alcune stazioni della Grecia e della Turchia. In questo caso l'area di distribuzione di *Lp. byssoides* sembra coincidere con le segnalazioni di "encorbellements".



I due "encorbellements" più importanti attualmente conosciuti sono quelli della *crique* di Cala Letizia (Riserva marina di Scandola) e quella del Gran Langoustier (Bianconi *et al.*, 1987; Laborel *et al.*, 1984). È certo che una prospezione sistematica permetterebbe d'aggiungere altre localizzazioni.

A2) «trottoirs» e «bourrelets» a vermetidi

Descritti dalle coste della Sicilia (de Quatrefages, 1854), il loro studio è stato ripreso da una trentina d'anni (Pérès e Picard, 1952; Blanc e Molinier, 1955). La loro analogia con l'insediamento algale delle barriere coralline è stata evidenziata da Kempf e Laborel (1968) e da Safriel (1974).

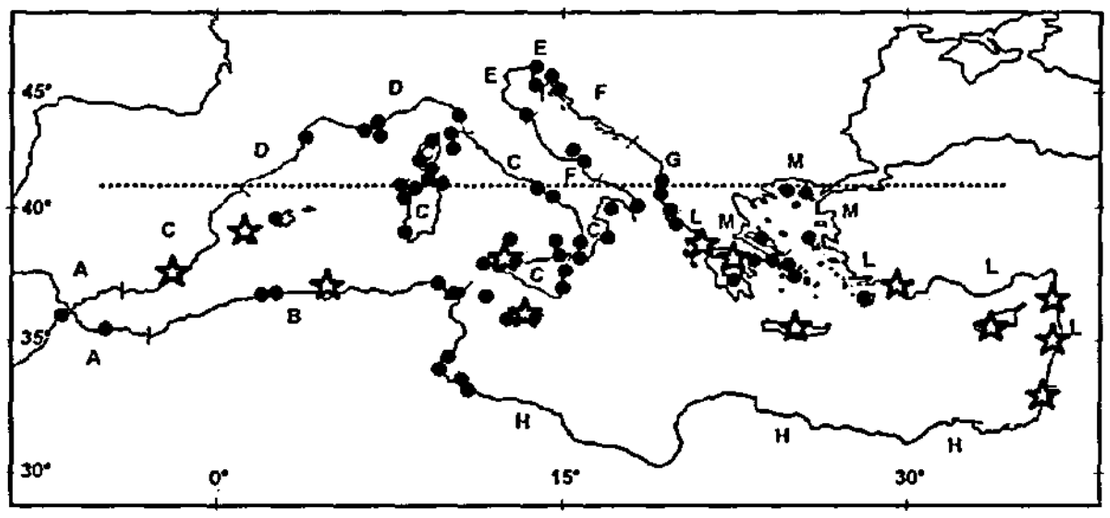
Benché la superficie superiore dei "trottoirs" a vermetidi sia emersa in stato del mare calmo, essa è situata al disotto di quella del "trottoir" a *Lp. byssoides*. In effetti, quando i due tipi di formazione coesistono sullo stesso profilo, i primi talli di *Lithophyllum* si osservano alla sommità dell'edificio di vermetidi, che corrisponde al limite superiore del piano Infralitorale.

La struttura dei "trottoirs" e delle "corniches" a vermetidi è costituita fondamentalmente dall'associazione di *N. brassica-florida* (=*N. notarisii* (Dufour) Setchell et Mason (Corallinales) e di *Dendropoma* (*Novastoa*) *petraeum* (Monterosato) (Vermetidae), spesso designato in letteratura sotto il nome di *Vermetus cristatus* Biondi. Queste due specie sono accompagnate da diverse forme di organismi epilitici ed endolitici, tra le quali il foraminifero sessile *Miniacina miniacea* (L.) che giocano un ruolo importante riempiendo gli spazi vuoti.

Dal punto di vista morfologico sono conosciuti tre tipi di bio-costruzioni a vermetidi:

1. Il tipo a "trottoir" o a "piattaforma". La struttura tipo, descritta a Milazzo (Sicilia) da de Quatrefages (1854), si presenta come una superficie orizzontale che corrisponde al livello medio del mare, formata dall'erosione litorale in un substrato tenero (per es. calcarenite). La superficie che ne risulta è irregolare, con cavità profonde qualche centimetro (Fig. 2b), i cui bordi esterni ed interni sono ricoperti e protetti da uno strato di vermetidi. Anche in questo caso è frequente la formazione di "cuvettes" (Chemello, 1989).
   Si tratta quindi di una struttura sottile sovrapposta a una struttura d'erosione. Piattaforme a morfologia identica, ma sprovviste di vermetidi, si osservano del resto in diverse regioni dove questi molluschi non possono svilupparsi, generando frequenti confusioni ed errori di segnalazione (Dalongeville, 1977).
   L'orlo esterno si sviluppa tendenzialmente verso l'alto, sopra la piattaforma, con colonne più o meno irregolari.
   Le pareti delle depressioni, così come la superficie verticale, aggettante rispetto al bordo esterno, sono colonizzate da popolamenti di feoficee, con una dominanza di *Cystoseira* nel Mediterraneo occidentale o di *Sargassum* nel Mediterraneo orientale (Bellan-Santini, 1966).
   Questa morfologia è comune in Corsica, Spagna meridionale, Italia, Sicilia e Africa del Nord (Molinier e Picard, 1953).

2. La forma a "corniche" o "encorbellement" è stata descritta a Capo Corso da Molinier (1955a, b; 1960). Si tratta di un semplice "bourrelet proteso verso l'esterno", che poggia su rocce dure, cristalline o eruttive e che rassomiglia a prima vista a una "corniche" di *Lp. byssoides* situata un poco al disotto del suo livello normale.
3. La forma ad atollo è stata descritta in Mediterraneo orientale, Israele (Safriel, 1974) e a Creta (Kelletat, 1979; Zimmermann, 1980) costituisce degli edifici arrotondati, depressi al centro e comparabili a certi "boilers" delle Bermuda (Safriel, 1974).



N. brassica-florida è una specie atlantico-boreale, segnalata (Babbini e Bressan, 1997) in gran parte del Mediterraneo e in poche stazioni del settore sud orientale. Questa specie sembra concorrere alla formazione del "trottoir a vermetidi", soltanto a sud dell'isoterma invernale dei 14°C (vedi cartina: linea orizzontale) (Chemello, 1989). Le costruzioni a vermetidi (vedi cartina: é), formazioni di acque calde imparentate con popolamenti tropicali, sono abbastanza rare sulle coste del Mediterraneo occidentale. A verifica il fatto che, ad esempio, lungo le coste del golfo di Lione e della Costa Azzurra francese, il raffreddamento delle acque superficiali in inverno e l'influenza del Mistral impedisce lo sviluppo di *Dendropoma*. In Mediterraneo orientale il limite settentrionale delle formazioni a vermetidi è ancora mal conosciuto, lo sviluppo massimo è quello raggiunto sulle coste di Creta, della Turchia, della Siria, del Libano e d'Israele (Fevret e Sanlaville, 1966; Kelletat, 1979; Safriel, 1974; Zimmermann, 1980). Nel mare Egeo e nell'Adriatico, il "trottoir" sembra rimontare più a Nord sia sulle coste orientali che su quelle occidentali. Sulle coste africane del Mediterraneo la distribuzione di queste formazioni è ancora poco conosciuta, salvo che in Tunisia (Molinier e Picard, 1953; 1954).

A3) "bourrelet" o "corniche"a *Corallina elongata* Ellis e Sollander

Descritta a capo Corso da Molinier (1955b) questa bio-costruzione molto diffusa, malgrado il suo interesse, non sembra aver attirato l'attenzione di nessun studio generale. È passata inosservata in una gran parte della sua area di distribuzione geografica.

La "corniche" a *Corallina* si sviluppa sulle pareti rocciose verticali, spesso ombreggiate, con profondità che vanno dalla superficie a qualche metro. Si tratta dunque di una formazione infralitorale legata alle pareti in ombra, vicine alla superficie ed esposte all'azione del mare. Molto spesso la "corniche" superiore è situata immediatamente al di sotto e all'ombra della "corniche" mediolitorale a *Lp. byssoides*.

Questa "corniche" è formata dall'accumulo di strati basali incrostanti di *Corallina elongata* (Ellis e Solander), alga rossa calcarea ramificata e articolata. Si osservano anche altre componenti vegetali e animali quali: *Phymatolithon lenormandii* (Areshoug) Adey (Corallinaceae) e *M. miniacea* (L.) (Foraminiferi).

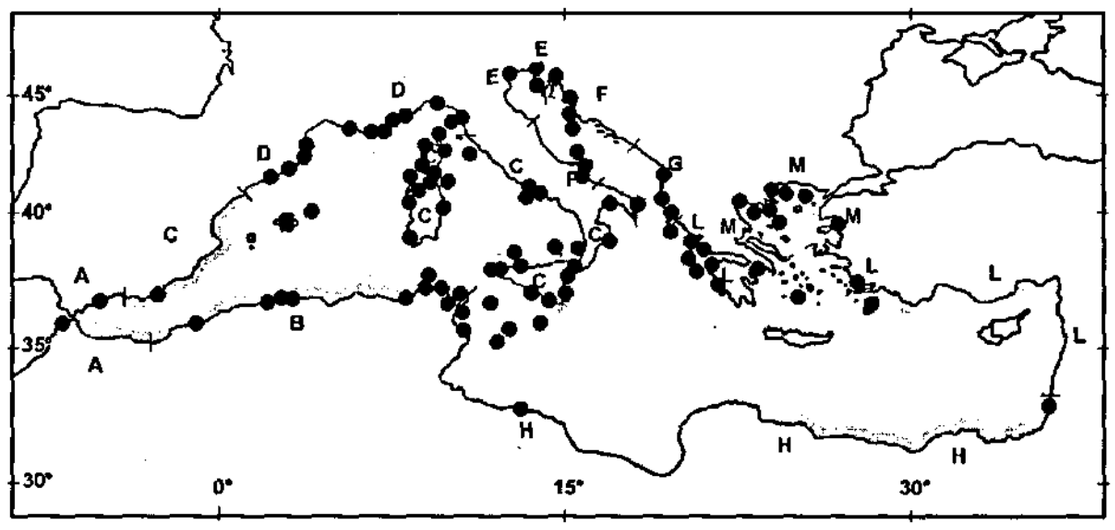
Contrariamente alle formazioni superficiali, la "corniche" a *Corallina* non forma un "bourrelet" unico, ma una serie di "bourrelets" paralleli gli uni agli

altri. Ciononostante la forma non risulta sempre allungata e si possono osservare costruzioni variamente sferiche.

Le dimensioni raggiunte sono molto variabili: più spesso si osservano dei "bourrelets" poco consolidati, di meno di 10 cm di diametro, ma in certi casi (calanchi stretti e poco illuminati, inclusi nelle alte falesie verticali) le "corniches" o "encorbellements" possono raggiungere quasi un metro di larghezza su 40 – 45 cm di spessore (sono allora d'una durezza e di una resistenza estreme, molto difficili da rompere con un martello).

La struttura interna mostra un impilamento di strati sottili, molto serrati, di colore bianco puro, disseminati di numerosi gusci rosa di *M. miniacea*. Si osservano anche dei Balani, dei briozoi, etc..

Alcuni "bourrelets" a *Corallina* possiedono come "nucleo" i resti cementati ed erosi di "corniches" più antiche di *Lp. byssoides* che si sono sviluppate quando il livello marino era più basso, poi sono stati avvolti e conservati dalle Coralline quando il livello è salito (ad es.: Parc Regional de Corse - Laborel *et al.*, 1994).



C. elongata *è una specie atlantico-boreale, molto diffusa e frequentemente segnalata nel Mediterraneo (Babbini e Bressan, 1997), particolarmente nel settore centrale.*

Le coste continentali francesi e insulari, le coste della Spagna e dell'Italia, così come quelle dell'Africa del Nord costituiscono l'area di distribuzione geografica della "corniche" a *Corallina* in Mediterraneo. L'assenza di studi di un adeguato numero di "bourrelets" a *C. elongata* in questo mare non permette però di fornire attualmente una precisa ripartizione, che potrebbe essere più o meno uguale a quella dell'alga costruttrice. Benché non sembra siano state condotte ricerche nel Mediterraneo orientale, si è potuto recentemente constatare la presenza di piccoli "bourrelets" poco consolidati sulle coste rocciose dell'isola Eubea, così come sulle coste di Creta e della Turchia meridionale. La ripartizione della "corniche" a *Corallina* sembra essere dunque veramente molto ampia in Mediterraneo anche se non va sottaciuto che segni di degrado (vedi "Suggerimenti per la salvaguardia") si notano da più parti come ad es. presso Porticciolu (Capo Corso, Corsica) dove Molinier aveva per primo descritto un "bourrelet" a *C. elongata*, tale bio-costruzione è morta e in via di rapida erosione (Laborel *et al.*, 1993a).

Spesso in questo ambiente s'instaura l'Associazione *Ceramio – Corallinetum elongatae* Pignatti 1962 che ha come specie caratteristiche *C. elongata* come anche *Ceramium ciliatum* (Ellis) Ducluzeau, *Ceramium rubrum* v. *barbatum* (Hudson) C. Agardh, *Gelidium pusillum* (Stackhouse) Le Jolis, *Anthithamnion cruciatum* (C. Agardh) Nägeli. Da un punto di vista fitosociologico quest'Associazione s'inquadra nella Classe Entophysalidetea Giaccone 1993 (in Giaccone *et al.*, 1993), nell'Ordine Ralfsietalia verrucosae Giaccone 1993 (in Giaccone *et al.*, 1993) e nell'Alleanza Ralfsion verrucosae Giaccone 1993 (in Giaccone *et al.*, 1993).

B) bio-costruzioni minori:

B1) ***Lithophyllum trochanter*** (Bory de Saint-Vincent) H.Huvé ex Woelkerling comb. nov. in Woelkerling e Lamy 1998 p. 259 (non ***Titanoderma byssoides*** (Lamarck) Chamberlain e Woelkerling in Woelkerling 1988).

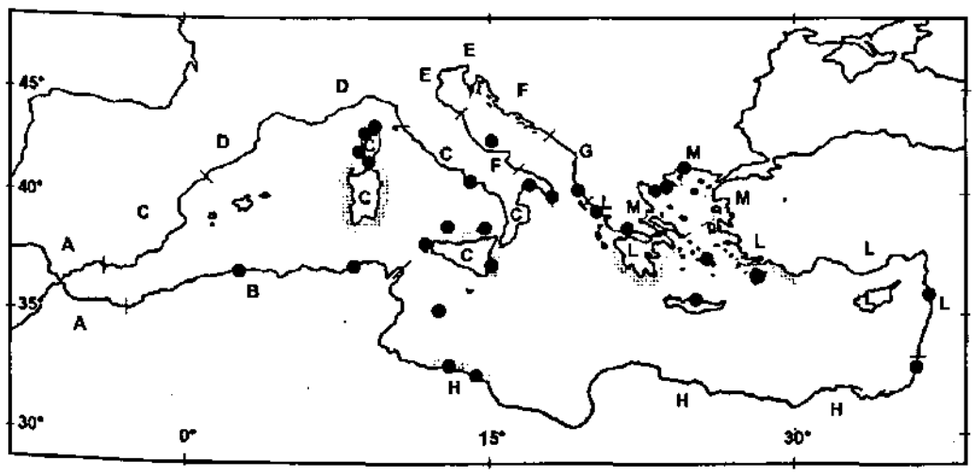
Woelkerling e Lamy (1998) hanno rivisto la posizione sistematica dei campioni dalla collezione originale di Lamarck conservata al Museo di Parigi, in base ai quali hanno stabilito la conspecificità di *Lithophyllum trochanter* con *Lithophyllum* (*Titanoderma*) *byssoides*, stabilendo la priorità del primo sul secondo. Gli stessi Autori citano poi (p. 261) che Cabioch "...is now undertaking further studies of these and other (mediterranean) material to resolve how many species are involved, how they are delimited, and what they should be named".

Anche se la distinzione tra il genere *Titanoderma* e il genere *Lithophyllum* è ancora oggetto di disputa (Campbell e Woelkerling, 1990; Chamberlain, 1991; Mendoza e Molina, 1993; Irvine e Chamberlain, 1994), perché i caratteri morfologici che distinguono i due generi non sono affatto netti, Bailey (1999) ne suggerisce la separazione su base molecolare genetica.

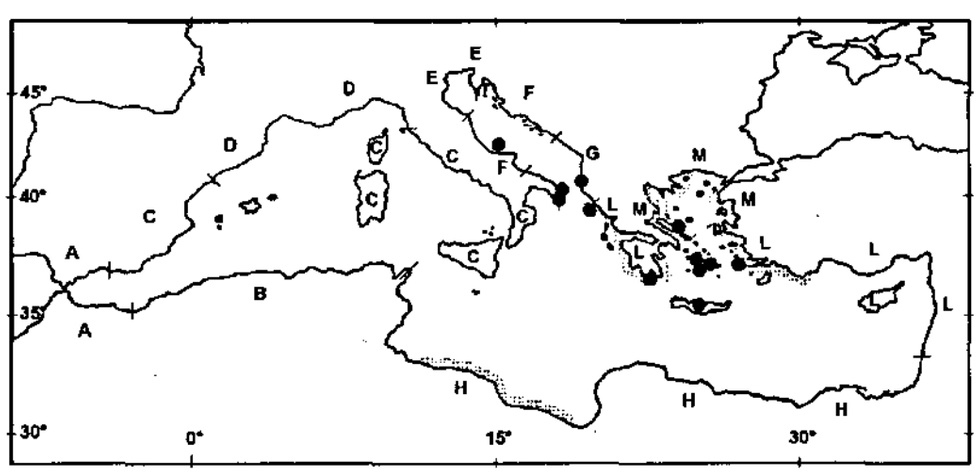
La bio-costruzione a *Lp. trochanter* è presente solitamente a livello dell'Infralitorale (zona di risacca), su pareti rocciose generalmente poco inclinate, esposte all'azione moderata delle onde e in stazioni ben illuminate (Huvé, 1963, Cabioch *et al.*, 1994); talvolta però queste formazioni sono state segnalate anche a livello del Mediolitorale (Huvé, 1963; Bressan, 1974; Cormaci e Furnari, 1979; Battiato *et al.*, 1980).

La morfologia esterna è a placche estese costituite da piccoli pulvini emisferici, saldati al substrato solo in qualche punto, spessi da 1 a 5 cm, larghi da 4 a 10 cm. Il tallo è interamente calcificato, costituito da rami cilindrici, ramificati dicotomicamente, non articolati, più o meno aggrovigliati, diametro da 1 a 1,5 (2,5) mm. Questi pulvini possono essere staccati piuttosto facilmente, per cui questa specie (vedi "*Tenarea tortuosa*"), elegante nel suo aspetto esterno, può essere considerata a ragione tra le specie minacciate di estinzione.

Lp. trochanter è una specie mediterranea, presente lungo le coste della Grecia, della Turchia, dell'Italia meridionale e sue isole maggiori, segnalata solo occasionalmente lungo le coste nord africane (in Babbini e Bressan, 1997 *sub. nom. Titanoderma byssoides* v. *byssoides* e *Titanoderma byssoides* v. *trochanter*).



Titanoderma byssoides v. *byssoides*



Titanoderma byssoides v. *trochanter*

Secondo Marino *et al.* (1998), *Lp. trochanter* (*sub. nom. byssoides*) si presenta come specie differenziale nella subassociazione: *Lithophylletosum trochanteris*

(*ex byssoidis*). Da un punto di vista fitosociologico (Giaccone *et al.*, 1993, Giaccone 1999) questa subassociazione s'inquadra nella Classe Entophysalidetea Giaccone, nell'Ordine Ralfsietalia verrucosae, nell'Alleanza Ralfsion verrucosae e nell'Associazione *Lithophylletum byssoidis* (*ex lichenoidis)* Marino, Di Martino e Giaccone 1998, di cui sopra.

B2) ***Tenarea tortuosa*** (Esper) Lemoine

La specie (*T. tortuosa*), che dà origine a questa bio-costruzione, è solitamente presente fra i popolamenti superficiali dell'Infralitorale fotofilo, dal livello del mare sino a 4-5 metri di profondità. Secondo Huvé (1963), l'intervallo di sviluppo massimo è compreso tra la superficie, o poco al disotto, e 1,5 m di profondità, di preferenza in stazioni relativamente ben illuminate ed esposte al moto ondoso come nel caso di Capi.

Questa bio-costruzione è costituita da cuscinetti, a forma di pulvini emisferici, con un diametro di 2-4 (10) cm, per lo più friabili, che si ancorano al substrato soltanto in alcuni punti del tallo (come *T. byssoides*), pertanto facili da staccare con le sole mani (Huvé, 1963). I singoli talli, rosa pallido contornati di bianco (vivi) o avorio (morti), sono costituiti da lamelle avventizie erette, crenelate, ondulate, fragili, con margine sempre più o meno ripiegato, accartocciato o anastomizzato. Per queste ragioni anche questa specie può essere considerata tra quelle maggiormente minacciate d'estinzione.

T. tortuosa è una specie mediterranea, presente quasi esclusivamente nel settore centrale del Mediterraneo orientale, lungo le coste della Grecia e della Turchia (Babbini e Bressan, 1997); segnalata in Italia meridionale tra Otranto e S. Maria di Leuca (Huvé, 1963; Giaccone, 1978).

B3) ***Goniolithon papillosum*** (Zanardini) Foslie

Queste bio-costruzioni, poco rilevanti dal punto di vista macroscopico, si presentano a livello del Mediolitorale inferiore sotto forma di incrostazioni compatte, rosa violacee su esemplari vivi, più o meno estese, ma di scarso spessore (da qualche millimetro fino a 2 cm circa). Sembra che questa specie sopporti male un'immersione permanente (Huvé, 1962; Bressan, 1974). È soprattutto presente lungo le coste rocciose battute dalle onde, nelle stazioni soleggiate; scompare però in quelle stazioni dove l'intensità luminosa è così forte da impedirne lo sviluppo assieme a *N. brassica-florida*. Si trova spesso in combinazione specifica, oltre che con *N. brassica-florida*, anche con *Lp. byssoides* ed altre specie molli (anche se riesce a vivere in condizioni più drastiche di quelle sopportate da *Lp. byssoides*).

In accordo con Woelkerling (1988 p. 216) bisogna precisare che la caratterizzazione del genere *Goniolithon* Foslie deve essere riconsiderata sia dal punto di vista nomenclaturale che sulla base degli aspetti anatomico-citologici della specie tipo. Gli studi comparativi condotti da Woelkerling (1988), su materiale tipo del genere *Goniolithon* e su materiale neotipico di *Goniolithon byssoides* (vedi *Lp. trochanter*) (Woelkerling, 1983 p. 177-180) non sembrano aver condotto ad alcuna conclusione.

G. papillosum si presenta sotto forma di talli incrostanti substrato roccioso, provvisti di protuberanze più o meno regolarmente emisferiche (diametro fino a 2 mm, altezza 3,5 (8,9) mm). Questi talli si presentano con protuberanze o ben individualizzate, allora più alte che larghe ma fragili, o più o meno

coalescenti, allora più larghe che alte (superficie pisolitiforme o a cavolfiore, molto caratteristica).

Questa specie ha distribuzione mediterranea, ed è segnalata in tutti i settori di questo mare (Babbini e Bressan, 1997). La morfologia dei talli potrebbe essere confusa però con quella di altre specie apparentemente vicine, per cui queste segnalazioni dovrebbero essere verificate.

Secondo Marino *et al.* (1998), *Lithophyllum papillosum* Zanardini, assieme a *Polysiphonia opaca* (C. Agardh) Zanardini e *Polysiphonia sertularioides* (Grateloup) J.Agardh caratterizzano il *Polysiphonio-Lithophylletum papillosi* Marino, Di Martino e Giaccone 1998. Da un punto di vista fitosociologico (Giaccone *et al.* 1993; Giaccone, 1999) quest'Associazione s'inquadra nella Classe Entophysalidetea, nell'Ordine Bangietalia atropurpureae, nell'Alleanza Bangion atropurpureae.

C) bio-costruzioni di profondità:

C1) **coralligeno o area corallina**

Il coralligeno è una biocenosi dominata da alghe sciafile che s'instaura in condizioni ben precise, quali quelle caratterizzate da luminosità ridotta (0,1-1% circa della luce alla superficie), temperatura bassa e relativamente costante, moderata velocità di sedimentazione (Pérès e Picard, 1951; Laborel, 1961). L'esistenza del concrezionamento coralligeno è determinata dal mantenimento dell'equilibrio tra processi di edificazione e di demolizione, questi ultimi principalmente ad opera di organismi perforanti; il prevalere dell'una o dell'altra tendenza può assumere, in alcuni casi, un andamento ciclico (Pérès 1967). La crescita della formazione coralligena è generalmente molto lenta (meno di 1mm * anno^{-1}; Sartoretto *et al.*, 1996), pertanto una velocità di sedimentazione superiore ne determina la morte per infangamento, come nel caso della regione di Marsiglia (Laborel, 1961). Fattori limitanti per questa formazione sono un idrodinamismo troppo violento, una sedimentazione troppo intensa, una eccessiva torbidità dell'acqua (Fig. 3).

Il coralligeno è la biocenosi climax del piano Circalitorale (Pérès e Picard, 1964). Essa si manifesta a profondità molto variabili, in funzione dell'insieme di condizioni di luminosità, idrodinamismo e sedimentazione: si trova nel suo aspetto più tipico ad una profondità compresa tra i 20-25 e 60 m nel Mediterraneo occidentale (Laborel, 1987); lungo le coste italiane questa profondità può essere sensibilmente minore e, se in grotta, anche prossima alla superficie (Sartoretto, 1994). Nel Mediterraneo orientale e in altre zone con acque molto trasparenti può raggiungere per contro i 140 m di profondità (Laborel, 1961; 1987; Pérès e Picard, 1964).

Il coralligeno è stato investigato sia da zoologi che da botanici; tra questi ultimi ricorderemo: Funk (1927); Feldmann (1937), Giaccone (1968), Boudouresque (1970). Sotto il profilo della dominanza quantitativa, la frazione algale del coralligeno é costituita in gran parte da Corallinaceae: *Neogoniolithon mamillosum* (Hauck) Setchell e Mason, *Lithophyllum stictaeforme* (Areschoug) Hauck (*sub nom. Pseudolithophyllum expansum* (Philippi) Lemoine)[5] e

[5] Va ricordato che questa specie è stata oggetto di diversi studi tassonomici che hanno portato a successive variazioni nomenclaturali: da *Pseudolithophyllum expansum* (Philippi) Lemoine a *Lp. grandiusculum* (Montagne) Woelkerling, Penrose e Chamberlain, a *Lp. frondosum* (Dufour) Furnari, Cormaci e Alongi e infine a *Lp. stictaeforme*.

Mesophyllum lichenoides (Ellis) Lemoine (o forse *Mesophyllum alternans* (Foslie) Cabioch e Mendoza secondo le più recenti osservazioni di Cabioch e Mendoza, 1998) e Peyssonneliaceae.

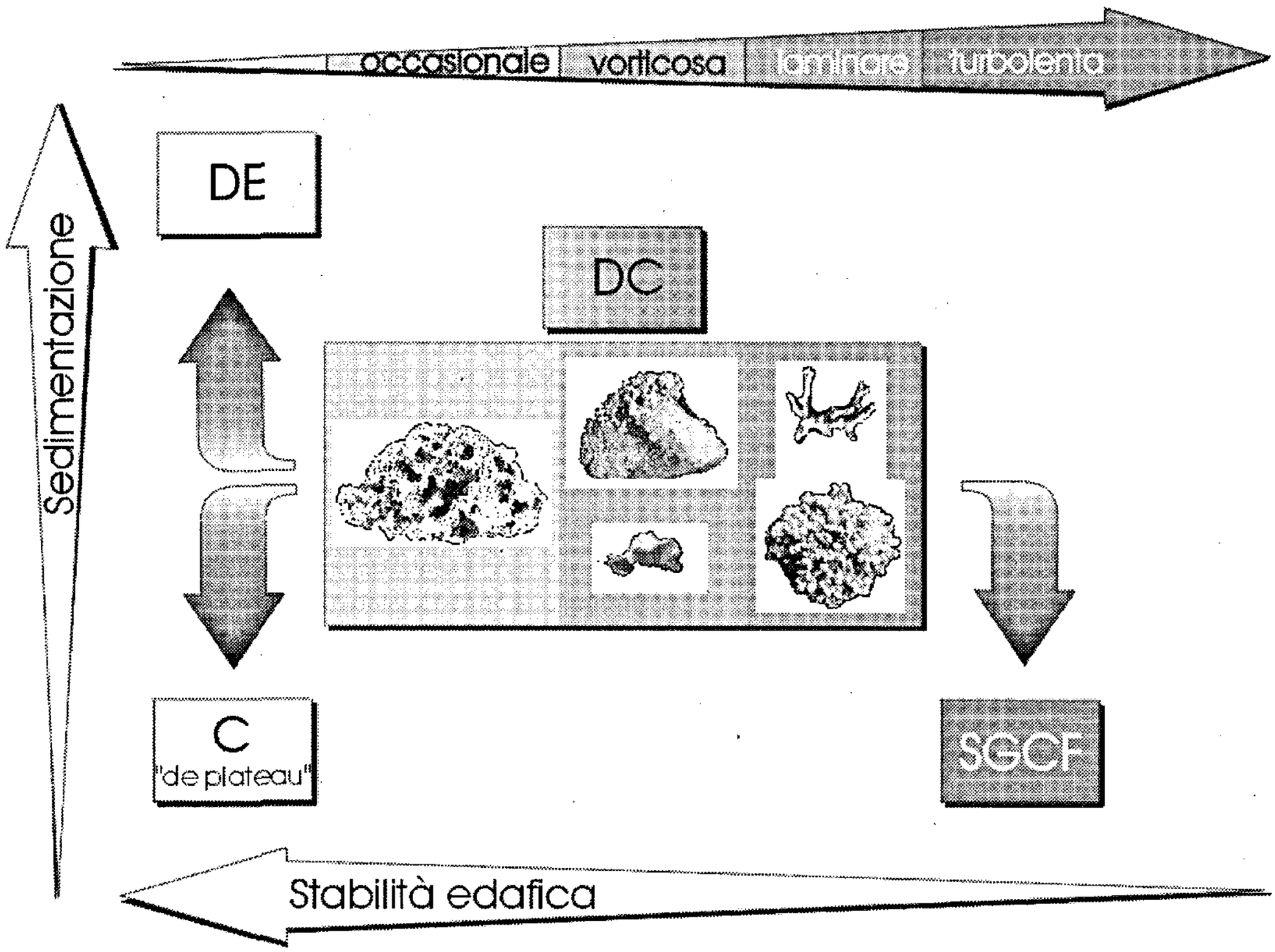


Fig. 3 - Relazioni tra i diversi tipi di concrezioni algali nel Circalitorale mediterraneo (Basso, 1998).
Relationships among different algal concretions in mediterranean circalittoral (Basso, 1998).

Sono state riconosciute alcune *facies* del coralligeno (Laborel, 1961) e in base alla topografia e geomorfologia del biotopo, sono stati individuati diversi aspetti più tipici in profondità e più impoveriti in superficie:

- la *facies* a *Halimeda tuna* (Ellis e Solander) Lamouroux. Nelle aree in cui l'illuminazione é un pò più intensa, il coralligeno si manifesta in una *facies* di impoverimento, in cui le rodoficee calcaree diminuiscono d'importanza (la specie più comune diventa *M. lichenoides* e si ha un aumento delle alghe molli, molte delle quali appartenenti al gruppo ecologico AS (specie Antisciafile o Halimedikon), come *H. tuna*, *Flabellia* (sub nom. *Udotea*) *petiolata* (Turra) Nizamuddin, *Osmundaria volubilis* (L.) R.E. Norris (Augier 1982; Boudouresque 1984). Questa *facies* d'impoverimento corrisponde al cosiddetto precoralligeno, ovvero al *Flabellio-Peyssonnelietum squamariae* Molinier

1958 (Giaccone *et al.*, 1994). In alcuni casi può svilupparsi un ciclo stagionale, in cui l'aspetto precoralligeno prevale nella tarda estate e in autunno, alternandosi in inverno con un aspetto più francamente coralligeno;

- la *facies* a *N. mamillosum* e *N. brassica-florida*, ma senza *Lp. stictaeforme*, che si sviluppa al limite tra Infralitorale inferiore e superiore, lì dove il pascolo dei ricci (*grazing*) si fa sentire con una certa intensità (Feoli e Bressan, 1972);
- il coralligeno di grotta, che si sviluppa anche a debole profondità all'ombra delle spaccature della roccia litorale. In base alla profondità e alla mofologia della grotta, vi saranno una o più pareti in cui l'attenuazione della luce è ottimale per l'installazione del coralligeno. Queste zone sono tanto più vicine all'apertura della grotta quanto più questa è profonda, fino a scomparire totalmente oltre una data profondità (20-30 m nella regione di Marsiglia; Laborel, 1961). L'accrescimento massimo delle formazioni concrezionanti si ha in un piano perpendicolare alla direzione dei raggi luminosi incidenti. Un caso particolare è la *facies* a pilastri di *M. lichenoides* (Fig. 2c) descritta dalla grotta di Gaméou (La Ciotat, Francia) che sembra manifestarsi a bassa profondità, tra 5 e 10 m, in un ambiente debolmente illuminato sottoposto a forte idrodinamismo (Sartoretto, 1994);
- il coralligeno dell'orizzonte inferiore della roccia litorale, caratterizzato da pareti e strapiombi colonizzati da gorgonie (*Paramuricea clavata* (Risso), *Eunicella cavolinii* (Koch));
- il coralligeno detto "di piattaforma" ("Coralligène de plateau"), nel quale il substrato duro si é formato secondariamente a partire da fondi originariamente mobili, principalmente ad opera di rodoficee calcaree. Secondo Laborel (1987), in molti casi si è parlato di coralligeno di piattaforma solo per la profondità del biotopo (intorno ai 70-80 m) e per la presenza di fondo mobile suborizzontale circostante, mentre in realtà è molto probabile che molti supposti coralligeni di "plateau" si sviluppino su affioramenti rocciosi profondi. Lo sviluppo del coralligeno di "plateau" avviene per stadi di concrezionamento successivo: 1) sviluppo di talli calcarei intorno a piccoli substrati solidi (ciottoli, conchiglie di molluschi) che finiscono per rimanere inclusi; 2) agglomerazione di questi talli che tendono a formare delle placche libere sul fondo; 3) sviluppo di nuove specie a struttura fogliosa o concentrica e crescita della concrezione sia sul piano orizzontale, attraverso la formazione di "mensole" che possono appoggiarsi nuovamente al fondo, sia sul piano verticale, con la formazione di "funghi" o "boucliers"; 4) stadio di degenerazione, in cui prevale la bioerosione (popolamenti animali sciafili, *Cliona*, etc.), che può portare alla frammentazione, con il ritorno a uno stadio di blocchi concrezionati grossolani infangati.

Condizioni particolari possono bloccare questa successione al primo stadio o all'inizio del secondo stadio, che costituiscono ancora delle *facies* della biocenosi del detritico costiero.

Da un punto di vista fitosociologico, l'aggruppamento di riferimento è il *Lithophyllo-Halimedetum tunae* Giaccone 1965 in cui *Lithophyllum stictaeforme* (*sub.nom. grandiusculum*), caratteristica dell'associazione, può essere vicariata da *M. lichenoides* in condizione di maggiore intensità di energia luminosa (Giaccone *et al.*, 1994; Ballesteros, 1991).

C2) **Rodoliti**

Il termine rodolite (da *rhodo-* per Rhodoficea e *-lithos* pietra) (Bosellini e Ginsburg, 1971; Ginsburg e Bosellini, 1973) comprende attualmente tutte le concrezioni biogeniche in cui le Rhodophyceae calcaree (Corallinales, ma anche Cryptonemiales, Peyssonneliaceae) costituiscono almeno il 50% del nodulo (alga calcarea + substrato/nucleo). Al di sotto del 50 % non si dovrebbe parlare di rodoliti ma di incrostazioni algali ("coating", Steneck, 1986). Il fatto che i talli algali siano viventi su tutti i lati della rodolite, fa supporre che occasionali correnti o la fauna vagile la ribaltino periodicamente. Un'altra ipotesi chiama in causa lo spostamento del baricentro del tallo, causato dalla crescita preferenziale in direzione della luce, per spiegare il periodico ribaltamento dello stesso (Carpine, 1958; Pérès, 1982). In rapporto alla densità e quindi alla frequenza d'incontro di forme libere, queste finiscono per agganciarsi, incastrarsi, ancorarsi le une con le altre dando origine a delle bio-costruzioni.

Queste combinazioni di alghe quasi esclusivamente calcaree, libere, si instaurano su fondi mobili del piano Circalitorale (Biocenosi SGCF e DC, Pérès e Picard, 1964) generalmente percorsi da correnti, in condizioni di scarsa illuminazione. La distribuzione delle diverse specie/morfologie algali dipende principalmente dalla velocità di sedimentazione, dall'idrodinamismo e dalla stabilità relativa del substrato (Basso, 1998).

Le Corallinales dei fondi mobili circalitorali sono principalmente: *Lithophyllum incrustans* Philippi, *Lp. stictaeforme*, *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie, *N. brassica-florida*, *N. mamillosum*, *Spongites fruticulosus* Kützing, *Lithothamnion corallioides* P. e H. Crouan, *Lithothamnion minervae* Basso, *Lithothamnion philippii* Foslie, *Lithothamnion crispatum* Hauck, *M. alternans*, *M. lichenoides*, *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey e McKibbin.

Rodoliti monospecifiche (*Lp. racemus*) possono essere comuni nella Biocenosi SGCF.

Particolari tipi di rodoliti multispecifiche ("boxwork") indicano la transizione verso il concrezionamento "coralligeno". I gruppi ecologici caratteristici (Boudouresque, 1984) sono quelli delle specie sciafile di Substrato Mobile (SM) (*P. calcareum*, *Lt. corallioides*, *Lt. minervae* (*sub nom."Lithothamnium fruticulosum*")), e delle specie sciafile infra-circalitorali SIC (p.es. *M. lichenoides*).

Secondo Pérès e Picard (1964) le rodoliti (*sensu lato*) possono costituire delle *facies* nell'ambito della biocenosi del DC. Le *facies* che qui ricorderemo sono:

1. *facies* del "mäerl"

Si definisce "mäerl" una formazione vegetale marina costituita dall'accumulo di talli di Corallinaceae ramificate libere, principalmente *P. calcareum* e *Lt. corallioides* (Fig. 2d), che formano, con i talli morti, anche la parte più consistente del substrato. Dal punto di vista "paesaggistico" il "mäerl" si presenta come un deposito di talli interi o frammentati di alghe calcaree, spesso accumulati nelle concavità di "ripples". I singoli talli o frammenti hanno ramificazione aperta oppure possono assumere forme globulari o ellissoidali con avvolgimento lasso.

Le spore delle Corallinales del "mäerl" si fissano su piccoli ciottoli o resti conchigliari, e si sviluppano in giovani talli crostosi, che presto rivestono completamente il substrato. Quando i primi rami raggiungono circa 1 cm di lunghezza si staccano, anche grazie all'attività di numerosi organismi perforanti,

e diventano liberi. Da questo momento possono continuare a crescere e ramificarsi, dando anche origine a nuovi rami per frammentazione.

Secondo Cabioch (1970) i banchi di "mäerl" non sono dovuti al trasporto da parte di correnti, ma ad accumulo nei pressi del luogo di origine, benché la presenza di energia idrodinamica al fondo sia indispensabile allo sviluppo della *facies* (Pérès e Picard, 1964).

Diversi contributi sono stati dedicati allo studio di questa *facies*, che hanno permesso di comparare le analoghe formazioni atlantiche e mediterrane e di identificare tre principali particolarità di queste ultime:

1. la maggiore profondità alla quale la *facies* si manifesta (nel bacino occidentale é di circa 40m, in quello orientale circa 60m (Jacquotte, 1962; Falconetti, 1970)).
2. la presenza di una terza specie costituente: *Lt. minervae* (*sub nom.* "*Lithothamnium fruticulosum*" (Kützing) Foslie);
3. il tipo di sedimento: secondo Falconetti (1970), la *facies* del "mäerl" si sviluppa solo nei casi in cui si verifichino le seguenti condizioni:
   - transito netto di masse d'acque in prossimità del fondo;
   - torbidità delle acque soprastanti, in presenza di un sedimento relativamente "pulito" (caso atlantico), o, in alternativa, acque pulite in presenza di una non trascurabile componente fangosa del sedimento (caso mediterraneo).

Le variazioni nella composizione tassonomica dei fondi di "mäerl", in Atlantico, si manifesterebbero in maniera progressiva nel corso di diversi anni (Cabioch, 1970). Tali modificazioni sarebbero imputabili a cambiamenti nel regime sedimentario ma anche al ciclo vegetativo e riproduttivo delle specie stesse. Non é noto che qualcosa di analogo sia stato messo in evidenza in Mediterraneo. Tuttavia in alto Adriatico, studi condotti sull'evoluzione areale/temporale della *facies*, attualmente in situazione non ottimale, hanno portato ad ipotizzare, da un lato, l'influenza di cambiamenti sedimentologici, dall'altro, dei parametri chimico-fisici dell'acqua (Nichetto, 1989; Nichetto e Bressan, 1992; Bressan e Nichetto, 1994).

Piccole variazioni di illuminazione e/o di salinità non sembrano influenzare lo sviluppo della *facies* (Jacquotte, 1962); il "mäerl" si ritrova, infatti, a partire dalle coste norvegesi fino a quelle della Mauritania (Lemoine, 1940; Jacquotte, 1962), pur con una componente biotica che varia in funzione della latitudine.

2. *facies* a "prâlines"

Alcuni fondi DC presentano una dominanza di noduli regolari (pochi centimetri di diametro) formati dalla sovrapposizione di talli di rodoficee calcaree. Spesso, nella parte centrale di ciascun nodulo, é possibile riconoscere il nucleo iniziale: un piccolo ciottolo o un frammento calcareo biogenico. Poiché l'alga vive su tutta la superficie del nodulo, queste masse sferoidali sembrano essere soggette a spostamento da parte di correnti di fondo o di organismi vagili.

In alcune situazioni particolari (p.es. secche sottoposte a correnti, acque pure, banchi lontani dalla costa) l'alga bruna *Laminaria rodriguezii* Bornet, endemica mediterranea, può svilupparsi sulle concrezioni algali di maggiori dimensioni. In tali situazioni la biocenosi DC risulta estremamente impoverita, mentre l'affinità faunistica per la biocenosi SGCF é notevole (abbondanza di *Venus casina* L.). É necessario tenere presente che *L. rodriguezi* é un'alga

perenne che raggiunge il metro di lunghezza. Il suo sviluppo richiede la fissazione su substrato duro o su concrezioni originariamente libere che vengono legate dallo sviluppo stesso dei rizoidi algali.

Da quanto detto viene spontaneo osservare che con il termine "prâlines" vengono identificate concrezioni algali tassonomicamente non identificate che, dal punto di vista della struttura, del comportamento idrodinamico, del significato ambientale, sono probabilmente diverse tra loro (Basso, 1992). Recenti osservazioni effettuate nel Mar Tirreno hanno permesso di stabilire che le "prâlines" sono prevalentemente costituite da *S. fruticulosus* o *Lt. minervae*. Sembrerebbe così che la *facies* a "*Lithothamnium fruticulosum*" (=*Lt. minervae*) non sia altro che un caso particolare della *facies* a "prâlines", d'accordo con Augier (1982) che non l'annovera nel suo inventario delle biocenosi marine bentoniche.

Anche le rodoliti a *Lp. racemus* rientrano nella categoria morfologica delle "prâlines". Benché la specie sia caratteristica esclusiva della biocenosi SGCF, essa è molto comune, anche se mai abbondante, in molti fondi detritici costieri (Basso, 1996; 1998).

3. *facies* a rodoliti "boxwork"

Il termine "boxwork rodolith" (Bosence, 1983 a, b) identifica rodoliti in cui il concrezionamento è dovuto alla sovrapposizione di diverse specie algali, spesso in assocazione con anellidi e che presentano numerose cavità macroscopiche, più o meno riempite da sedimento (Basso, 1992, 1998). E' molto probabile che la maggior parte delle grosse rodoliti (vedi cap. 6) ellissoidali-sferoidali che si rinvengono a profondità superiori ai 60 m si sia formata in epoche precedenti all'attuale, e a paleoprofondità inferiori (es.: Is. Capraia; Basso e Tomaselli, 1994). In molti casi si è osservata una successione di specie dall'interno all'esterno della rodolite (Fig. 2e) che lascia supporre un graduale aumento della stabilità cinetica, ovvero una diminuzione della frequenza/intensità degli episodi di ribaltamento della rodolite, accompagnati da una crescente tendenza al concrezionamento. Questo cambiamento di stabilità relativa della rodolite può avere cause intrinseche, ossia l'aumento di peso e volume della rodolite e/o cause estrinseche, ossia le mutate condizioni idrodinamiche e sedimentarie al fondo. Molte rodoliti profonde, sferoidali-ellissoidali, a struttura "boxwork" rappresentano stadi di equilibrio diversi che si sono succeduti nel corso della trasgressione olocenica; l'equilibrio attuale permette lo sviluppo di sottilissime croste di *Lp. stictaeforme*, *Lp. incrustans*, *Neogoniolithon spp.*, *S. fruticulosus*, *Titanoderma spp.*, che seguono la morfologia del substrato e, probabilmente, sono in grado di modificarne la forma solo in tempi lunghissimi. La morfologia, la composizione biotica e la struttura interna avvicina queste rodoliti al concrezionamento coralligeno (Basso 1996; 1998).

4. *facies* a *Lithothamnion valens* Foslie

Alle Baleari e in Corsica questa specie ramificata, libera sul fondo, si accompagna frequentemente al bivalve *Aequipecten commutatus* Monterosato (=*Chlamys commutata*) (Augier, 1982).

L'epiflora del DC é riferibile in generale all'Associazione del *Phymatolitho-Lithothamnietum corallioidis* Giaccone 1965 (=*Phymatolitho-Mesophylletum coralloidis* Augier 1982); ha come specie caratteristiche dell'Associazione *P. calcareum* e *Lt. corallioides*. Da un punto di vista fitosociologico quest'As-

sociazione s'inquadra nella classe Lithophylletea Giaccone 1965 emend. Giaccone 1994 in Giaccone *et al.*, (1994), nell'Ordine Lithophylletalia Giaccone 1965, nell'Alleanza Lithophyllion trochanteris (*sub nom.* grandiusculi, Giaccone 1965).

Gli epibionti vegetali sono documentati per il Mediterraneo occidentale da Augier e Boudouresque (1978), Basso (1994) e Ballesteros (1989; 1994), per quello orientale da Giaccone (1968).

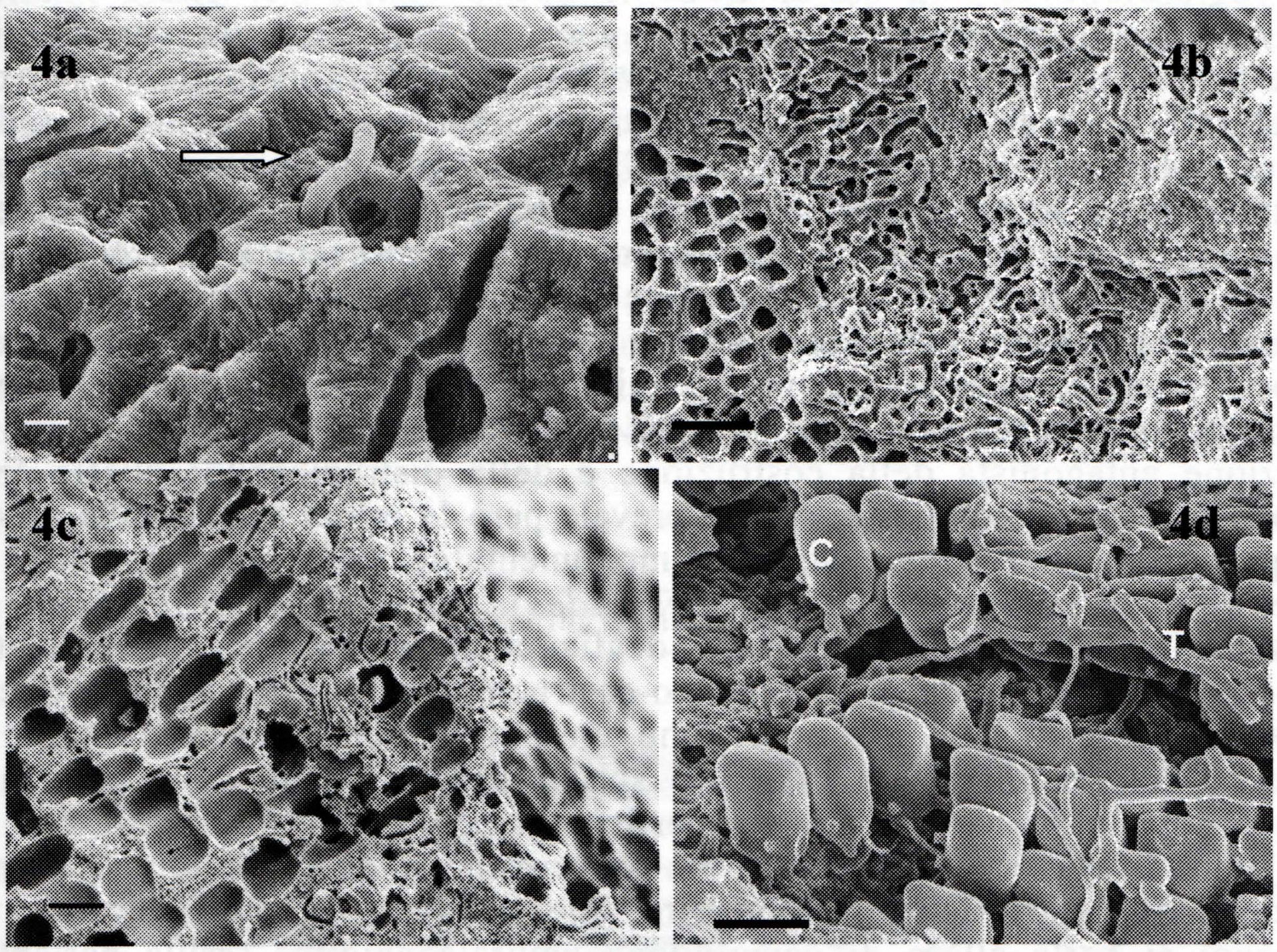


Fig. 4a - *Plectonema terebrans* (vedi freccia) che emerge dalla parete delle cellule di *Lithophyllum*. (SEM) Barra = 2 mm.
Plectonema terebrans *(see arrow) rising from the cell wall of* Lithophyllum. *(SEM) Bar = 2 mm.*

Fig. 4b - Numerose gallerie scavate nel substrato calcareo (T). (SEM) Barra = 20 mm.
Numerous tunnels bored in the limestone substrata (T). (SEM) Bar = 20 mm.

Fig. 4c - Immagine al SEM di tallo morto di *Sporolithon* con numerose perforazioni, visibili soprattutto in superficie. Barra = 20 mm.
SEM image of dead thallus of Sporolithon. *Tunnels are visible, concentrated in the superficial area. Bar = 20 mm.*

Fig. 4d - Immagini di calchi di un tallo di *Lithophyllum* al SEM: C = calchi delle cellule del tallo, T = calchi delle gallerie. Barra = 10 mm.
SEM image of a resin cast of a Lithophyllum *thallus, where tunnels bored by endoliths are visible: C = casts of the thallus cells, T = casts of tunnels. Bar = 10 mm.*

Per quanto riguarda la distribuzione delle diverse facies a rodoliti, si rileva che le segnalazioni mostrano comunque un approccio parziale, di ricerche relative a una o poche *facies*. Inoltre, nel caso del maërl, le numerose segnalazioni (Babbini e Bressan, 1997: p. 254; 288) delle specie caratteristiche mostrano che gli studi sono per lo più concentrati in una parte del Mediterraneo, con

esclusione dei settori orientali centro meridionali. Altri studi sono concentrati lì dove sono stati rinvenuti depositi particolarmente cospicui di queste formazioni: tali segnalazioni risultano essere comunque puntiformi nello spazio geografico e nel tempo.

Bio-distruzione

La regressione di una bio-costruzione può avvenire per cause naturali o meno. Le cause naturali sono di solito poco evidenti, ma più persistenti (ad es.: l'esfoliazione superficiale di Corallinales, attività "anti-fouling"), le cause non naturali sono di solito più "traumatiche", ma spesso occasionali (ad es.: il calpestio turistico di "encorbellements"). Comunque il sinergismo dell'azione naturale avversa di organismi distruttori (alghe perforanti, spugne, invertebrati diversi), così come l'incidenza degli agenti fisici e meccanici di erosione si fa sentire in ogni momento fin dall'origine di queste bio-costruzioni.

Queste formazioni subiscono quindi un'evoluzione permanente nel tempo che porta sia al loro accrescimento, seguito o no dalla fossilizzazione, che alla loro distruzione (Laborel *et al.*, 1994).

L'azione antagonista della costruzione e della distruzione di queste formazioni può tendere all'equilibrio, spesso prevale però la prima azione sulla seconda; fatto questo che può portare verso la monumentalità delle bio-costruzioni stesse (vedi "encorbellement" a *Lp. byssoides*). Secondo Laborel (1961), la colonizzazione molto debole da parte degli epifiti sembrerebbe determinata da una crescita molto rapida di alcune bio-costruzioni di *M. lichenoides*. Secondo lo stesso Autore si può affermare che un popolamento concrezionante può accrescersi solo nella misura in cui le specie concrezionanti sono poco numerose e occupano la totalità della superficie disponibile.

Un tipo di demolizione di una bio-costruzione è quello dato, ad esempio, dall'azione di fattori fisici, meteomarini, che incidono su quella struttura e la sgretolano: si parla allora di demolizione naturale abiotica (esula pertanto da questo contesto). Per contro, quando l'agente demolente è un organismo (animale o vegetale, uomo compreso – azione biotica *s.l.*) sarà più opportuno parlare di *bio*-demolizione o *bio*-distruzione in relazione all'entità del fenomeno.

La bio-distruzione può essere distinta in: "*artificiale*", esercitata dall'uomo (quando non sono rispettate nè le tappe (*s.l.*) relative alla dinamica naturale di trasformazione dell'ambiente, né i bioritmi): questo avviene ad es. attraverso le diverse forme d'inquinamento marino, diretto o indiretto; "*naturale*", esercitata da "*agenti biotici esterni*" (per es. echinidi) e/o da "*agenti biotici interni*" (endoliti) (Fig. 4a). Le due azioni (esterna ed interna) possono essere distinte (vedi sotto "a" e "b") o sinergiche come la bio-erosione, che combina la corrosione biotica attuata da macro e micro- organismi (endoliti) e l'abrasione biotica prodotta da organismi raspatori e pascolatori (Schneider e Torunski, 1983). La corrosione biotica dà come risultato la dissoluzione del carbonato nella forma ionica (Ca^{2+} ; CO_3^{2-}), l'abrasione biotica produce invece particellato carbonatico di dimensioni specifiche che vanno da 2 a 2000 mm. La bio-erosione, produce come risultato il carsismo biologico (biokarst) (Fig. 5) e quindi non deriva dall'azione di eventi catastrofici, come la distruzione meccanica delle coste esposte alle tempeste, ma dall'azione di un fenomeno lento e continuo.

a) *agenti biotici esterni*: l'attività perforante di spugne come *Cliona* (Rutzler, 1975), bivalvi come *Gastrochaena* e *Lithophaga* (Kleemann, 1973) e policheti come *Polydora* (Soderström, 1964; Haigler, 1969; Krumbein e Van den Pers, 1974), insieme con l'attività di gasteropodi pascolatori come *Patella* (Torunski, 1979) o chitoni (Leloup e Volz, 1938) e specialmente echinidi come il *Paracentrotus* (Torunski, 1979) sono i principali responsabili dello sviluppo d'incisioni nel substrato. È' da sottolineare che la forte bio-erosione attiva nell'Infralitorale superiore, soprattutto da parte di clionidi, *Lithophaga*, *Paracentrotus* etc. rende rara la conservazione di cornici fossili più vecchie di circa 5000 anni (Laborel *et al.*, 1993b).

b) *agenti biotici interni*: pur esistendo una vasta letteratura che riguarda l'erosione delle rocce (Schneider e Torunski, 1983), dei coralli (Le Campion-Alsumard *et al.*,1995) e delle conchiglie di molluschi (Raghukumar, 1993), tuttavia pochissimi lavori hanno preso in considerazione i fenomeni di erosione prodotti dagli endoliti nelle alghe calcaree.

Citazioni occasionali di organismi endolitici che vivono in ogni tipo di sostanza calcarea, comprese le alghe rosse, sono state fatte da Weber Van-Bosse (1932), Le Campion-Alsumard (1979), Nielsen e McLachlan (1986) e Anagnostidis e Pantazidou (1988).

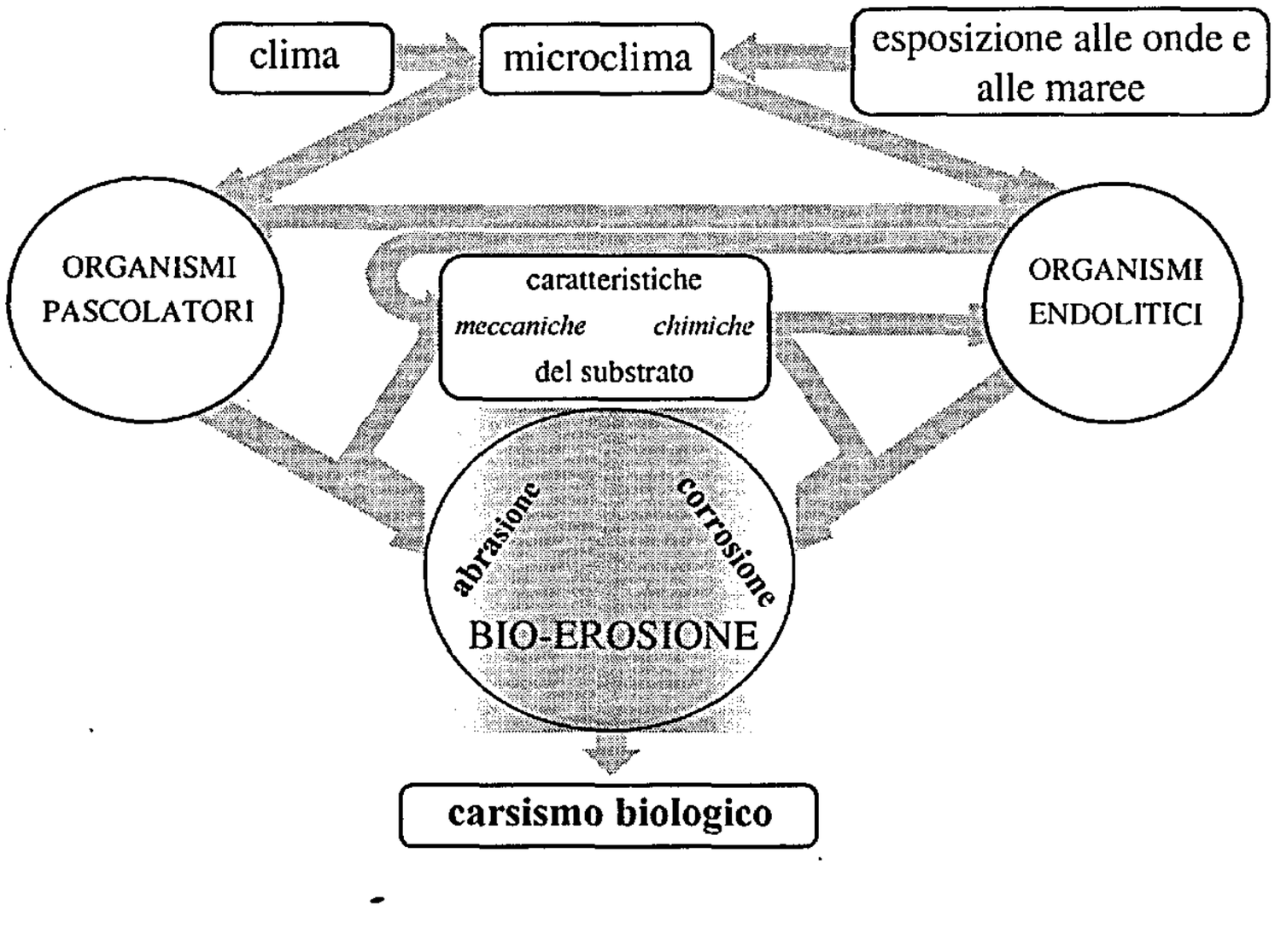


Fig. 5 - Modello schematico dei fattori di bio-erosione nel litorale di coste carbonatiche (tradotto e modificato da Schneider J. e Torunski H., 1983).

Schematic model of bio-erosion factors in the littoral of limestone coasts (from Schneider J. and Torunski H., 1983, modified).

Studi tassonomici, ecologici e geologici su microrganismi, soprattutto cianofite, sono stati condotti in particolare su coste carbonatiche, o per quando riguarda i substrati calcarei di origine organica, nei coralli e nelle conchiglie dei molluschi. A questo proposito è noto che microrganismi specializzati scavano nei calcari

calcari di ogni origine e risiedono completamente o parzialmente nei buchi che assumono la forma dei loro talli (Lukas, 1979; Golubic, 1969). La forma, le dimensioni, le eventuali ramificazioni dei tunnel scavati dagli endoliti sono caratteristici di ogni genere e spesso di ogni specie, tanto da essere considerati un carattere sistematico[6].

I più comuni endoliti sono:

- cianobatteri quali: *Hyella caespitosa* Bornet e Flahault, *H. balani* Lehmann, *H. gigas* Lukas e Golubic, *H. pyxis* Lukas e Hoffman, *H. tenuior* Ergegovic, *H. racemus* Al Thukair, Golubic e Rosen, *Plectonema terebrans* Bornet et Flahault ex Gom. (questa specie dovrebbe essere attribuita al genere *Leptolyngbya* secondo la revisione di Anagnostidis e Komarek (1988) e Albertano e Kovacik (1994)), *Mastigocoleus testarum* Lagerheim, *Solentia foveolarum* Ercegovic, *S. paulocellulare* Ergegovic, *S. achromatica* Ergegovic, *Hormathonema paulocellulare* Ercegovic, *H. luteobrunneum* Ercegovic, *H. violaceonigrum* Ercegovic, *Iyengariella endolithica* Seeler e Golubic, *Kyrtuthrix dalmatica* Ercegovic, *Cyanosaccus aegaeus* Anagnostidis e Pantazidou, *C. atticus* Anagnostidis e Pantazidou e *Phormidium* sp.;
- clorofite quali: *Eugomontia sacculata* Kornamm, *Gomontia polyrhiza* (Lagerheim) Bornet e Flahault (*sensu* Nielsen), *Codiolum polyrhizum* Lagerheim, *Ostreobium quekettii* Bornet e Flahault, *O. constrictum* Lukas, *Phaeophila dendroides* (Crouan) Batters;
- rodofite: sono stati osservati solo stadi a *Conchocelis* di *Porphyra* (Le Campion-Alsumard, 1979);
- funghi quali: *Ostracoblabe implexa* Bornet e Flahault, *Litophythium gangliiforme* Bornet e Flahault, *Dodgella* sp., *Pharcidia balanii* (Winter) Bauch.

Secondo Drouet (1981) quasi tutte le specie citate come cianofite endolitiche sono da riferire a *Entophysalis spp.* e/o a *Brachytrichia quojii* (C. Agardh) Bornet e Flahault, *Mastigocoleus testarum* Langerheim (Giaccone *et al.* 1993).

Esiste una distribuzione batimetrica molto netta dei principali organismi perforatori (Golubic *et al.*, 1975) osservata lungo le coste mediterranee soprattutto nella regione di Marsiglia (Le Campion-Alsumard, 1979) e lungo le coste della Croazia (Schneider, 1976; 1977). La conoscenza di tale distribuzione risulta particolarmente rilevante quando si pensa che gli endoliti possono essere utilmente impiegati come indicatori paleobotanici (Boekschoten, 1966), fermo restando il fatto che, mentre gli organismi autotrofi si distribuiscono in funzione della profondità di compensazione, quelli eterotrofi si trovano fino a profondità abissali, senza apparente limite di profondità.

Per quanto attiene poi la profondità di penetrazione di endoliti nell'ospite, anche qui si riconosce una profondità di compensazione, che è maggiore finché la superficie del substrato calcareo non è mascherata dagli epifiti: gli endoliti scavano in questi casi fino a 600-900 µm. Se la flora epilitica diventa quantitativamente consistente, il punto di compensazione si innalza: in questo modo la profondità di penetrazione dipende direttamente dai pascolatori, che,

---

[6] Per mettere in evidenza le caratteristiche dei tunnel, Golubic *et al.* (1970) hanno messo a punto una particolare tecnica, che consiste nel produrre dei calchi delle escavazioni (Fig. 4d), infiltrando resina epossidica nei campioni perforati e procedendo poi ad una decalcificazione del campione. Anche in assenza degli endoliti si riesce in questo modo a ricostruire le caratteristiche delle gallerie scavate dalle diverse specie e spesso ad arrivare alla loro determinazione.

liberando la superficie dagli epiliti, favoriscono la ripresa dell'attività di perforazione degli endoliti.

Nel piano Sopralitorale, dove le condizioni ambientali sono maggiormente variabili, si possono sviluppare solo le specie eurialine ed euriterme. Le cianofite presenti formano una specie di "puzzle" corrispondente ai diversi popolamenti. Il piano Sopralitorale è caratterizzato dalle specie sottoelencate: *Hyella balani*, *Hyella* sp., *Hormathonema paulocellulare*, *H. violaceonigrum*, *Kyrtuthrix dalmatica* (nelle fessure del substrato). Nelle cuvettes si trovano: *Solentia foveolarum*, *Hyella caespitosa*, *Mastigocoleus testarum* e *Synechoccus* sp., oltre a numerose Cloroficee perforanti appartenenti ai generi *Eugomontia*, *Phaeophila* e *Codiolum*. L'ampiezza di questo piano va da 0,5 ai 3 m.

Gli endoliti che colonizzano piani inferiori sono: *Solentia foveolarum* e *Synechoccus* sp. (orizzonte superiore del piano Mediolitorale), *Hyella* sp. e *Mastigocoleus testarum*, raccolti fino a –25 m, *Hyella caespitosa*, fino a –60 m e *Plectonema terebrans* (Fig. 4a), fino a –80 m. Lukas (1979) ha segnalato *P. terebrans* ad una profondità di 370 m, ma questo dato non è da tutti condiviso. La massima diversità specifica si incontra tra 0 e –25 m.

Il meccanismo di penetrazione non è ancora ben dimostrato: si ipotizza che l'endolita secerna acidi o altri prodotti metabolici (agenti chelanti) che dissolvono il calcare (Golubic, 1973). Inoltre, secondo altri autori anche un'azione meccanica sarebbe da accompagnare all'azione chimica, come avviene per esempio ad opera di alcuni molluschi bivalvi. Alexandersson (1975) riporta che il cianobatterio *Hormatonema* sp. rivela i segni di un così preciso e controllato processo di perforazione da suggerire l'esistenza di organuli specializzati in questo processo.

Le Campion-Alsumard (1979) è dell'opinione che la guaina mucillaginosa del cianobatterio occupi lo stesso volume del filamento e crei un microambiente acido che contribuisce alla dissoluzione dei carbonati. Usando la microanalisi, la stessa Autrice (1978) ha trovato un contenuto di calcio nelle cianofite endolitiche superiore a quello rinvenuto negli epiliti. Questo porta a concludere che, almeno per un certo tempo, gli endoliti incorporano ed accumulano ioni Ca all'interno delle loro cellule o nella guaina dopo la dissoluzione del calcare.

Le Campion-Alsumard (1978, 1979) ha anche fornito le caratteristiche delle gallerie scavate da varie cianofite, come: il diametro della perforazione, la profondità di penetrazione nel substrato, il numero di perforazioni per cm^2 e la percentuale di superficie che presenta perforazioni. La densità di popolazione di endoliti può superare gli 800.000 individui per cm^3 (Fig. 4b). Il 10-33% della superficie calcarea può essere occupata da una popolazione monotipica di cianofite endolitiche (Le Campion-Alsumard, 1978).

A questo punto è particolarmente interessante citare uno studio sulla dinamica di penetrazione degli organismi endolitici condotto (Tribollet *et al.*, pers. comm.) nella Polinesia francese su *Hydrolithon onkodes* (Heydrich) Penrose e Woelkerling (Corallinales), specie predominante in quella barriera corallina. Questa specie forma incrostazioni che ricoprono il 4% del substrato rappresentato dal corallo *Porites lobata*.

I talli vivi di *Hydrolithon* sono perforati solo nella parte più bassa, quella cioè in contatto con il substrato: gli endoliti scavano dal basso verso gli strati superficiali del tallo incrostante; 0.1 g di $CaCO_3$ per cm^3 vengono così rimossi. I microperforatori formano una banda verde composta essenzialmente da clorofite (*Ostreobium quekettii*) e cianobatteri (*Plectonema terebrans*).

La superficie di queste coralline è evitata dai microperforatori, mentre è colonizzata dai macroperforatori *Polydora* sp. (5 individui per cm³) e *Vermetus spp.* (1 ind. cm³).

In seguito alla morte di *H. onkodes*, appaiono evidenti cambiamenti di composizione nelle specie perforanti e nell'attività di perforazione. Una parte di endoliti (*Hyella caespitosa*, *Mastigocoleus testarum*, *Plectonema terebrans* e clorofite) penetra l'alga corallina dalla superficie fino all'interno del tallo. Il 29% del substrato viene perforato e 0.4 g di $CaCO_3$ per cm³ vengono rimossi.

I sedimenti raccolti con trappole rivelano la predominanza di frammenti di corallo e di alghe calcaree (più del 70 %). La parte derivata da alghe calcaree è circa 27-39% del totale.

Laborel (1961) osserva che la bio-erosione è massima sugli strapiombi, gli archi e gli "encorbellements", dove sembrano installarsi soprattutto popolamenti a dominanza animale; in questi casi, le conseguenze della loro erosione sembrano manifestarsi dapprima, con un'accentuazione più o meno considerevole degli stessi strapiombi e cavità; in seguito, con la distruzione più lenta delle parti esterne, un tempo viventi, che sono poco protette dai popolamenti di alghe molli che hanno sostituito quelli ad alghe calcaree morte; infine con frazionamento minuto più o meno rapido, con forme d'erosione tormentate, che arrivano alla distruzione completa.

Anche la bioerosione da parte di cianobatteri endolitici nelle rocce può significativamente indebolire il substrato rendendolo soggetto ad una più facile rottura da parte di agenti atmosferici, e quindi ad una più veloce distruzione meccanica delle coste (Schneider e Torunski, 1983). La maggior parte dei detriti formati cade in una classe granulometrica che va dai 20 ai 63 µm.

Esaminando al M.E. campioni di un substrato attivamente perforato dagli endoliti (Fig. 4c) si è visto che le perforazioni non sono distribuite a caso sulla superficie, ma formano una rete di linee che corrispondono a siti preferenziali di fratture (Schneider e Torunski, 1983).

I tempi necessari per la manifestazione di un processo di bio-distruzione non sono generalizzabili. Si sa che in alcuni casi, come evidenziato in numerosi studi condotti nella regione di Marsiglia e nell'isola di Moorea (Polinesia francese), dopo otto giorni di esposizione si nota la prima infestazione di endoliti; dopo tre mesi la colonizzazione raggiunge il 90-100% della superficie del substrato. In alcuni casi la penetrazione è straordinariamente rapida come è stato osservato per *Hyella*, cianobatterio che può penetrare nel substrato fino ad una profondità di 30-50 µm in 3-4 settimane (Le Campion-Alsumard, 1975; 1979).

Non essendo disponibili dati bibliografici che quantifichino l'entità della demolizione degli endoliti nelle alghe calcaree, ci si può riferire, per analogia, a studi fatti sulla dissoluzione del calcio in conchiglie infestate (Golubic, 1969). E' stato stimato che conchiglie di ostrica perforate da endoliti necessitano di circa 45 giorni per una completa dissoluzione, mentre conchiglie non invase necessitano di più di 225 giorni (Raghukumar *et al.*, 1988).

Gli studi relativi agli endoliti nelle alghe calcaree presenti nell'area mediterranea sono poco numerosi. Ricerche archeo-biologiche (Ghirardelli *et al.*, 1993; Bressan *et al.*, 1994) condotte su talli morti di *Sporolithon ptychoides* Heydrich (*sub nom.* "sp.") provenienti dal relitto della nave romana di Grado (Alto Adriatico), hanno portato alla scoperta di numerose gallerie scavate nello spessore delle pareti cellulari (Fig. 4c). Analogamente, la presenza di tunnel molto simili, al-

simili, all'interno delle pareti di campioni vivi, è stata osservata su specie appartenenti ai generi *Hydrolithon* e *Lithophyllum* raccolti a Trieste (Ghirardelli e Prats, 1996; Ghirardelli, 1998). L'organismo responsabile delle perforazioni è stato identificato come *P. terebrans* (Fig. 4a).

È stato osservato (Ghirardelli, 2000) che la composizione delle specie di microflora endolitica che si sviluppa sulle alghe coralline vive incrostanti nel golfo di Trieste è molto limitata. Si presume che anche per le Corallinales la composizione specifica degli endoliti sia il risultato di una selezione di specie che entrano in competizione con i talli, come suggerito da Le Campion-Alsumard *et al.* (1995) nei coralli. I coralli vivi infatti sono attaccati da endoliti differenti: *Ostreobium* (Chlorophyta), *Plectonema terebrans* (Cyanophyta), "stadi a *Conchocelis*" di alghe rosse e funghi. Le parti morte e nude di coralli sono colonizzate invece da una microflora diversa che include anche *Gomontia*, *Mastigocoleus* e *Hyella*.

Accanto alla dissoluzione diretta, i microperforatori sono responsabili della perdita di carbonato dalla bio-costruzione con formazione di sedimento fine che può essere risospeso e trasportato via.

Recenti segnalazioni, che riguardano i parassiti delle alghe coralline, provengono inoltre da Littler e Littler (1995) che hanno descritto un fenomeno chiamato Coralline Lethal Orange Disease (CLOD) che ha interessato, negli anni 1994-95 il 90-100% delle alghe calcaree in un'area della Nuova Zelanda. Gli autori attribuiscono questa affezione a batteri. Il fenomeno da essi descritto non è più stato segnalato in altri mari od oceani.

Si sospetta che sia lo stress che l'inquinamento o altri danni fisici, sopportati dai coralli o dalle alghe calcaree, possano creare i presupposti per l'instaurarsi dell'infezione. A differenza degli endoliti, questa malattia provoca la morte dell'organismo vivente che li ospita.

La dimensione temporale del concrezionamento a Corallinales

L'evoluzione biologica in un contesto paleogeografico

La più antica alga rossa conosciuta è una bangiofita del Proterozoico (1000 Ma) di Somerset Island, in Canada. Alghe rosse fosfatizzate, probabilmente non calcaree, sono state descritte dalla Formazione di Doushantou (680 Ma) in Cina. L'alga rossa calcarea più antica è *Arenigiphyllum crustosum* Riding, dall'Ordoviciano inferiore (500 Ma) del Galles. *A. crustosum* è stato considerato un possibile antenato delle Corallinales (Riding *et al.*, 1998), tuttavia, in base all'organizzazione interna del tallo e all'assenza di anastomosi tra file di cellule adiacenti, sembra più probabile una sua affinità con le Peyssonneliaceae.

La più antica Rhodophyta calcarea sicuramente attribuita alle Corallinales è *Sporolithon rude* Lemoine (1925), del Cretaceo inferiore, anche se esistono segnalazioni di Corallinales già nel Giurassico (Edwards *et al.*, 1993, p.36). Tuttavia le origini delle Corallinales sono sicuramente più antiche. Recenti ricerche hanno permesso di descrivere la famiglia delle Craticulaceae Brooke e Riding (1998), un gruppo di Corallinales del Siluriano che mostra evidenti affinità con le Sporolithaceae. Molte specie ora incluse nelle Craticulaceae erano state prima erroneamente attribuite alle Solenoporaceae, un gruppo di alghe rosse calcaree estinte (Cambriano-Miocene) caratterizzate da grandi cellule con debole

differenziazione delle diverse regioni del tallo e mancanza di organi riproduttivi (probabilmente esterni al tallo calcareo e quindi non fossilizzabili). Le Solenoporaceae sono state da sempre considerate le antenate delle Corallinales, anche in ragione dell'esistenza di specie con caratteri intermedi tra le due (Pia, 1927; Maslov, 1956; Johnson, 1960; Wray, 1977; Johansen, 1981; Verheij, 1993). Poiché le indagini più recenti hanno messo in luce una grande eterogeneità tra le forme incluse nelle Solenoporaceae (Brooke e Riding, 1998), solo una capillare revisione sistematica delle Solenoporaceae rinvenute in terreni di età compresa tra il Siluriano e il Cretaceo inferiore potrà chiarire i loro rapporti evolutivi con le Corallinales.

La paleontologia ha tradizionalmente privilegiato lo studio delle flore fossili pre-oloceniche. Lo straordinario registro fossile, lasciato dalle Corallinales, costituisce un fondamentale strumento nelle ricerche per la comprensione dei meccanismi evolutivi e dell'attuale biogeografia delle Corallinales mediterranee. In questo senso, le Corallinales sono un caso unico nell'ambito del macrofitobenthos marino.

Gli studi di carattere filogenetico trovano importanti elementi nelle informazioni racchiuse nel registro fossile. Ogni ipotesi deve comunque tenere in considerazione la dinamica paleogeografica che, nel corso della storia della Terra, ha profondamente cambiato la distribuzione e la conformazione delle terre emerse e degli oceani.

Un mare più o meno geograficamente corrispondente all'attuale Mediterraneo può essere riconosciuto sin dall'Oligocene (33-23Ma). Questo paleo-Mediterraneo in ampia connessione con l'Oceano Indiano a Est e con l'Atlantico a Ovest, era più precisamente una propaggine della Tethys (o Neo-Tethys, per distinguerla dalla Paleo-Tethys paleozoica). La Tethys si era aperta a partire dal Permiano, in seguito alla rottura del supercontinente Pangea, ed era arrivata alla sua massima estensione longitudinale a partire dal Giurassico superiore, quando si collegò con l'Oceano Pacifico anche ad ovest, attraverso una stretta via d'acqua nord-atlantica (Cecca *et al.*, 1993; Ricou, 1996). Durante il Miocene inferiore (ca. 20 Ma), Africa ed Eurasia entrarono in collisione e la connessione orientale tra il paleo-Mediterraneo tetideo e l'Indo-Pacifico venne a mancare (Drooger, 1979; Robba, 1986). L'occlusione finale di questa antica comunicazione tetidea è stata datata al Burdigaliano Medio (ca. 18 Ma) sulla base della distribuzione dei grandi foraminiferi (Adams *et al.*, 1983). Al passaggio tra Serravalliano e Tortoniano (ca. 6,4 Ma) la comunicazione tra Atlantico e paleo-Mediterraneo era garantita attraverso un sistema di due canali, il nord-betico (Iberian Portal) in Spagna e il sud-rifano (Rifian Corridor) in Marocco. Un flusso d'acqua calda e più salata diretta verso l'Atlantico (Paleo-Mediterranean Overflow Water (PMOW) prevaleva nel canale nord-betico fino alla sua chiusura a circa 5,6 Ma. Nel canale sud-rifano invece prevalevano condizioni di flusso di acque psicrosferiche atlantiche verso il Mediterraneo, e tali condizioni si mantennero fino a ca. 5,9 Ma (Benson *et al.*, 1991). Dopo i 5,6 Ma (Messiniano) esistono prove della chiusura di entrambi i canali tra Mediterraneo e Atlantico. Nel Messiniano, anche la connessione con la Paratethys (sistema di bacini marginali corrispondenti all'area tra la Germania meridionale e il Mar Caspio) venne a mancare e pertanto, nel contesto di un clima arido, il bilancio idrologico del Mediterraneo divenne gravemente deficitario, fino all'essiccamento del bacino e alla formazione di potenti depositi evaporitici (Hsu *et al.*, 1972; Cita e Corselli, 1993). Questi eventi geologici e climatici hanno

avuto pesanti e note ripercussioni sull'evoluzione e la biogeografia dei biota Mediterranei (Pérès, 1985; Giaccone e Di Martino, 1994; Giaccone, 1999; Di Geronimo S.I., 1999), e quindi sul tipo di bioconcrezionamento documentato nel registro fossile. Basti pensare che già prima dell'Oligocene e fino alla crisi di salinità Messiniana, in area Mediterranea è documentata la presenza di veri e propri "reefs" (ad esacoralli coloniali hermatipici associati ad alghe calcaree), con una biodiversità delle associazioni a coralli tipicamente bassa nel Miocene («reefs» a *Porites*). Il bioconcrezionamento su substrato solido era quindi dominato da una tipologia estranea alle condizioni ecologiche del Mediterraneo attuale.

La trasgressione pliocenica di acque atlantiche attraverso l'area dello Stretto di Gibilterra ha consentito il ripristino di condizioni marine normali circa 300.000 anni dopo la fine della crisi di salinità (intorno a 5 Ma) (Benson *et al.*, 1991; McKenzie *et al.*, 1991; Cita e Corselli, 1993).

Dopo la crisi di salinità che portò al disseccamento del Mediterraneo, i rari relitti paleomediterranei sopravvissuti, con modalità tuttora oggetto di dibattito (p.es. *Lp. racemus* (Basso *et al.*, 1996) e *Mesophyllum macedonis* Athanasiadis 1999), si mescolarono ai nuovi colonizzatori di origine atlantica, portati nel Mediterraneo con la trasgressione pliocenica. La maggior parte delle specie che proliferavano sui fondali dell'ormai scomparsa Tethys erano estinte.

La fine del Pliocene corrisponde all'instaurarsi di condizioni glaciali. Il Pleistocene è stato caratterizzato da forti oscillazioni climatiche e dall'alternarsi di periodi glaciali e interglaciali. L'ultima glaciazione pleistocenica, quella Würmiana, ha portato un abbassamento del livello del mare di circa 120 m rispetto all'attuale (Last Glacial Maximum, 20000-18000 BP).

Dal Pleistocene, la grande affinità dei biota con l'attuale rende più facili i confronti e le interpretazioni. Sono 42 le specie di Corallinaceae quaternarie conosciute, di cui 3 attualmente viventi in Atlantico (Di Geronimo R., Tesi di Dottorato X Ciclo).

Il concrezionamento algale profondo pleistocenico è documentato nelle successioni affioranti in Emilia (Torrente Stirone: Pelosio e Raffi, 1977); Calabria (Colella *et al.*, 1996); Puglia (rodoliti: D'Alessandro e Massari, 1997); Sicilia (Area di Augusta: rodoliti e maërl; Area di Grammichele, Catallarga: transizione DC/SGCF; Abbeveratoio Conzo: *facies* a rodoliti del DC, Di Geronimo R., Tesi di Dottorato X Ciclo; Isola di Panarea: rodoliti DC/SGCF e coralligeno, Corselli e Travaini, 1989) e Sardegna (*Lithothamnion* reef: Ulzega, 1995), tuttavia, con l'eccezione delle aree fossilifere siciliane, tutti gli altri lavori non danno dettagli sulla composizione biotica né sulla struttura delle concrezioni algali. Tra le bio-costruzioni superficiali del Pleistocene sono da segnalare gli studi sui numerosi trottoirs ad alghe e vermetidi documentati nel Libano (Sanlaville, 1971). Il concrezionamento algale -pleistocenico-olocenico di fondo mobile è anche documentato in mare, sia esposto nei sedimenti relitti che caratterizzano la biocenosi del Detritico del Largo, in corrispondenza della rottura di pendio della piattaforma continentale (Pérès e Picard, 1964), sia sepolti dalla sedimentazione più recente. Particolarmente frequenti sono i ritrovamenti di concrezionamento algale di fondo mobile nelle carote prelevate al margine della piattaforma continentale orientale del Mar Tirreno (tra gli altri: Marani *et al.*, 1986; Bartolini *et al.*, 1979; Morbioli, 1995).

La risalita olocenica del livello del mare non è avvenuta a velocità costante. Appare più probabile che essa si sia realizzata con periodi di "stazionamento" del livello del mare (Ulzega *et al.*, 1986; Bellotti *et al.*, 1989; Bard *et al.*,

1990) intervallati a periodi di risalita veloce. Per la variazione locale dei fattori isostatici e tettonici, non è possibile costruire una curva di risalita del livello del mare di validità globale, né estrapolare dati ottenuti da zone geograficamente e soprattutto geologicamente molto lontane e diverse da quella considerata (Pirazzoli, 1989; Antonioli e Ferranti, 1996).

Per quanto riguarda gli ultimi 8000 anni, si può ritenere la flora a Corallinales sostanzialmente analoga a quella attuale.

L'evoluzione ambientale recente e la dinamica dei popolamenti a Corallinales

L'importanza del concrezionamento algale nell'indagine actuopaleontologica è dovuta ad alcune peculiarità:

- nell'ambito del macrobenthos la maggior parte degli organismi fossilizzabili sono animali; le Corallinales non genicolate sono le sole macrofite a lasciare di sé un resto carbonatico che rappresenta in modo fedele e completo l'organismo che l'ha generato, fino al dettaglio ultramicroscopico (ad es.: la morfologia della parete cellulare);
- la crescita di una concrezione a Corallinales è di principio indefinita, ossia, la sovrapposizione di diverse generazioni di talli, magari appartenenti a specie diverse, continua fino a quando non viene arrestata da un cambiamento delle condizioni all'intorno. Una grossa concrezione algale può quindi riassumere in sé diverse fasi di attività biologica avvenuta nell'arco di qualche migliaio di anni, spesso con fasi d'interruzione (Littler *et al.*, 1991). Una grossa concrezione (oltre il decimetro di diametro) può presentare un nucleo vecchio diverse migliaia di anni e una superficie vivente (Bosence, 1983 a, b). Per quanto concerne i fondi duri, studi recenti hanno dimostrato che il concrezionamento attuale si è gradualmente sovrapposto ai resti di quello olocenico (Sartoretto *et al.*, 1996).
- l'unicità, la riconoscibilità, la sicura autoctonia e l'univocità delle condizioni ecologiche necessarie alla loro installazione rendono alcuni concrezionamenti di substrato duro (p. es. l'"encorbellement" a *Lithophyllum byssoides*) un perfetto "marker" ecologico;
- il comune rinvenimento di concrezioni algali a Corallinales nei fondi mobili circalitorali ed infralitorali (in "enclave") e sui fondi duri del Mediterraneo ne fanno un accessibile e utile strumento di indagine (van de Plassche, 1986).

In base alla conoscenza delle elettività ecologiche delle specie viventi, al significato delle morfologie osservate e alla datazione delle concrezioni, è quindi possibile interpretare l'associazione fossile in chiave attualistica e collocarla in uno specifico contesto ecologico, dinamico, spazio-temporale.

A causa delle oggettive difficoltà che lo studio delle Corallinales presenta, il loro utilizzo è tuttora largamente sottodimensionato rispetto alle potenzialità applicative. Nell'ambito delle Scienze della Terra, i settori di maggiore applicazione sono stati quelli geomorfologico e actuopaleoecologico.

Per quanto riguarda la geomorfologia, le Corallinales sono state recentemente utilizzate per la ricostruzione delle variazioni eustatiche (Adey, 1986). La ricerca si è concentrata sulle associazioni tipiche di fondo duro, sia superficiali, sia profonde. Attraverso la datazione con radiocarbonio è infatti possibile ottenere delle coppie di valori età/profondità e quindi ricostruire i dettagli locali dell'ultima fase della tragressione marina olocenica. In particolare, antichi "encorbellements" a *Lp. byssoides*, ora sommersi, hanno consentito di valutare

le variazioni recenti del livello del mare a Port-Cros (Laborel *et al.*, 1983). Analogamente, Corallinales non identificate, incrostanti una "beach-rock" olocenica esposta, hanno permesso, attraverso la datazione, di ricostruire le fasi recenti delle variazioni eustatiche relative in Calabria (Pirazzoli *et al.*, 1997). Concrezionamenti a *Neogoniolithon* e *Dendropoma* sono stati invece datati per ricostruire gli spostamenti sismo-tettonici che hanno interessato le isole di Creta e Cerigotto (Grecia) (Thommeret *et al.*, 1981; Pirazzoli *et al.*, 1981). Infine, un insieme di differenti indicatori di livello del mare (*Lp. byssoides*, *Neogoniolithon* e *Dendropoma*, *T. tortuosa* e *G. papillosum*) sono stati datati per ricostruire le linee di riva oloceniche e quindi gli spostamenti tettonici che hanno interessato l'isola di Rodi (Grecia, Pirazzoli, 1989).

Per le maggiori difficoltà operative rispetto alle formazioni più superficiali, il concrezionamento coralligeno non è ancora stato studiato estensivamente e la sua utilità come indicatore ecologico e delle variazioni eustatiche oloceniche non ha ancora ricevuto l'attenzione che merita. Un significativo esempio è il recente lavoro sul coralligeno della riserva naturale di Scandola (Corsica, Sartoretto *et al.*, 1996), in cui si è osservata una sostanziale corrispondenza tra la curva di risalita del livello del mare, ottenuta dalla datazione di concrezionamento coralligeno a diverse profondità, e la curva ottenuta con un approccio multidisciplinare paleobotanico-paleogeografico.

Per quanto concerne l'actuopaleontologia, è stato privilegiato fino ad ora lo studio dei fondi mobili.

Il concrezionamento algale di substrato mobile è un utile strumento per la ricostruzione dell'evoluzione recente subita dall'ambiente bentonico (Bosellini e Ginsburg, 1971). Le specie e le morfologie che si sono succedute e sovrapposte all'interno di una grossa concrezione plurimillenaria, sono testimoni della tendenza evolutiva che caratterizza il biotopo (concrezionamento o infangamento/seppellimento; aumento o diminuzione della profondità; aumento o diminuzione della stabilità edafica, ovvero della presenza di correnti; valutazione relativa della velocità di sedimentazione). Tale strumento si dimostra particolarmente utile se associato ad analisi sedimentologiche e ad indagini relative alle tanatocenosi animali, in quanto le informazioni ottenibili con i differenti approcci sono complementari. Per facilitare l'interpretazione delle tanatocenosi a Corallinales, è stato proposto un modello del significato paleoecologico delle diverse morfologie e strutture di rodoliti, nel quadro della zonazione bentonica e della bionomia marina mediterranea (Basso, 1998).

Alcune potenzialità paleoecologiche delle rodoliti di fondo mobile sono state recentemente messe a frutto (Basso e Tomaselli, 1994). A 54 m di profondità al largo dell'Isola di Capraia (Arcipelago Toscano) un dragaggio ha recuperato un sedimento misto composto prevalentemente da concrezioni morte di corallinacee e peyssonneliacee. Solo alcune rodoliti mostravano una lassa incrostazione da parte di Corallinales viventi. Lo studio del comportamento idrodinamico e l'analisi dell'associazione vivente e della tanatocenosi a Corallinales hanno permesso di ricostruire l'evoluzione recente del biotopo: nel quadro della trasgressione olocenica, ciottoli di provenienza terrigena sono stati inizialmente incrostati, a bassa profondità, da sottili talli di Corallinales. L'innalzamento del livello del mare, in un regime di elevato idrodinamismo, ha determinato lo sviluppo di un detritico costiero in facies di mäerl che, in seguito all'ulteriore aumento della profondità, indebolimento delle correnti al fondo ed aumento della sedimentazione, ha dato luogo alla situazione attuale.

Un altro esempio di applicazione viene dal materiale raccolto con benna a 119 e 141 m di profondità in corrispondenza del margine della piattaforma continentale delle isole Pontine; le rodoliti fossili rinvenute hanno permesso di precisare la ricostruzione dell'evoluzione paleoceanografica dell'area, nel corso della trasgressione olocenica (Corselli *et al.*, 1994).

A causa dell'ampia distribuzione spaziale, elevato potenziale di conservazione e inequivocabile significato ecologico, le Corallinales recenti devono quindi essere considerate uno strumento di indagine privilegiato, in grado di fornire dettagliate informazioni sull'evoluzione ambientale nel passato recente dei fondali e dei sedimenti in cui si rinvengono. Le indagini sulle associazioni a Corallinales possono costituire inoltre il dato di raccordo irrinunciabile tra questo passato recente e gli studi predittivi a medio e lungo termine (serie temporali e storiche) della dinamica del benthos.

Rischi di alterazioni ambientali

Esiste tutta una serie di contributi scientifici che documentano l'imponenza di alcune bio-costruzioni di maggior rilievo paesaggistico, presenti in Mediterraneo in epoca pregressa e comunque prima che, sotto l'impulso del degrado ambientale, si dovesse parlare di salvaguardia della natura. Agli specialisti sono ben noti gli scritti di alcuni autori, quali ad esempio: Joubin (1906); Huvé P. (1954, 1970) che descrivono finemente alcune formazioni a *Lp. byssoides*, fornendo quel termine di paragone che permette oggi di sottolineare la gravità del rischio di scomparsa di queste bio-costruzioni ed estinzione delle specie costituenti.

Dagli scritti di Joubin (1906) si può ricavare, ad esempio, la conoscenza delle formazioni a *Lp. byssoides* presenti lungo le coste francesi del settore settentrionale e centrale del Mediterraneo occidentale alla fine del XIX secolo.

Dagli scritti di Huvé P. (1954, 1970), che ha studiato la ricostituzione sperimentale dei "trottoirs" che bordano il golfo di Marsiglia, si può evincere come l'inquinamento abbia progressivamente intaccato queste formazioni già a partire dagli anni cinquanta.

Nei rischi di degrado di queste bio-costruzioni il pericolo di sinergismo di più fattori sembra essere il più rilevante, sia per i fattori "*naturali*" (a) che per quelli "*indotti dall'uomo*" (b):

a) i rischi di degrado "naturale" sono riferibili:

- alla *natura biotica* di queste Corallinales, spesso dura, ma anche fragile (ad es.: in particolare sulle porzioni di tallo più sottili) vedi il caso dei pulvini facilmente staccabili di *Lp. trochanter* e *T. tortuosa*;
- alla *rarità delle segnalazioni* di alcune di queste formazioni, che costituisce di per sé fattore di rischio per le specie bio-costruttrici che le compongono. Così è ad esempio per gli "encorbellements" di *Lp. byssoides*, rari in alcune stazioni del Mediterraneo occidentale, settore meridionale, dell'Algeria e nel sud della Spagna (Boudouresque *et al.*, 1990), come nelle stazioni del Mediterraneo orientale, molto localizzate e del resto scoperte solo negli ultimi decenni (Zimmermann, 1982);
- alla *velocità di sviluppo* di queste formazioni. Secondo alcuni autori (Laborel *et al.*, 1994) l'edificazione di un "encorbellement" à *Lithophyllum* o di un "trottoir" a *Dendropoma* sono fenomeni che si manifestano compiutamente nell'ordine del secolo. In rapporto a una scala temporale umana, la distru-

zione di queste formazioni deve essere considerata come irreversibile se la massa della costruzione è del tutto compromessa. Nonostante queste considerazioni, una ripresa dei popolamenti sul nucleo cementato è però possibile a condizione che le strutture non siano del tutto erose. Così è anche per *C. elongata* che risulta molto vulnerabile per il fatto che una di queste formazioni richiede persino più secoli per svilupparsi in modo apprezzabile.

b) le cause di alterazioni ambientali "indotte dall'uomo" possono essere registrate più immediatamente, perché più superficiali, quando si esprimono a carico delle *bio-costruzioni del Mediolitorale*, mentre, sulla base documentata di esplorazioni dirette e indirette, va sottolineato anche il rischio che minaccia le *formazioni di profondità* (es. coralligeno, rodoliti).

A livello del piano Mediolitorale, l'*inquinamento delle acque di superficie*, come quello derivante dalla presenza di idrocarburi, di tensioattivi, di ioni fosfato presenti nelle polveri detersive, impediscono o rallentano la sintesi dei carbonati. Anche l'influenza di acque superficiali dissalate, pur solo leggermente, sembra essere nettamente negativa (Boudouresque *et al.*, 1990) sia sulle bio-costruzioni di *Lp. byssoides* sia su quelle di *C. elongata*. *Lp. byssoides* è, infatti, da considerare come specie particolarmente vulnerabile perché legata comunque a un biotopo molto minacciato dall'inquinamento superficiale. *C. elongata*, d'altro canto, quando è molto vicina alla superficie, è sottoposta all'azione degli inquinanti, mentre, laddove forma popolamenti leggermente più profondi (vedi "corniche"), sembra sfuggire a questi rischi mostrando allora una certa capacità di resistenza.

La *distruzione dei biotopi litorali*, e il loro ricoprimento, volontario o no, per cementificazione o apporto di sedimenti e di rottami è un fenomeno irreversibile. Quest'attività antropica ha fatto scomparire un numero imprecisato di bio-costruzioni, ad esempio, sulle coste francesi (Laborel *et al.*, 1994). È il caso emblematico di alcuni "trottoirs" a vermetidi e *N. brassica-florida*, che per loro stessa configurazione, ben si prestano a essere cementati per motivi turistici (ad es.: balneazione).

Il *calpestio* di "encorbellements", di "trottoirs", ecc., dovuto al passaggio di pescatori o turisti che trovano su queste formazioni un punto di sbarco facile soprattutto con tempo calmo, rappresenta un fattore supplementare di degrado, del resto tuttora mal conosciuto anche perché scarsamente monitorato. Sotto questo aspetto sono particolarmente vulnerabili i pulvini di *Lp. trochanter* e di *T. tortuosa.*

A livello dei piani Infralitorale (orizzonte inferiore) e Circalitorale è l'incidenza di diversi fattori fisici, chimici e meccanici a provocare spesso delle importanti alterazioni a carico delle bio-costruzioni di profondità.

Quando il ritmo di deposizione risulta essere troppo intenso, la *sedimentazione* (aspetto fisico), finisce per ricoprire progressivamente queste biocenosi. Le associazioni vegetali finiscono naturalmente per soccombere, per mancanza o insufficienza di energia radiante. In questo caso solo la componente calcarea lascerà una testimonianza nella tanatocenosi così formata. Il fenomeno dell'infangamento è molto netto in certi settori biogeografici del Mediterraneo (Corselli e Giacobbe, 1992). Variazioni del regime sedimentario non sono solo dovute a mutazioni climatiche che hanno indotto un diverso e più intenso dilavamento di acque meteoriche (in terra), di apporti terrigeni (in mare), ecc. ma sono state registrate anche in rapporto a modificazioni della linea di costa,

con creazione di spiagge ad uso balneare, costruzione di strutture per nautica da diporto, ecc.. Questi interventi dell'uomo costituiscono un ulteriore e serio fattore di rischio per i bio-concrezionamenti.

L'*inquinamento* chimico, anche da sedimentazione, porta a tutta una serie di effetti indesiderati soprattutto a carico di quelle specie bio-costruttrici che mostrano di possedere una più forte reattività alle variazioni ambientali. Tale reattività si manifesta, talvolta, in modo abnorme con: squilibri floristici e faunistici, e in particolare con variazioni di abbondanza di certe alghe calcaree; malattie e mortalità anormali degli organismi più rappresentativi della biocenosi, e in particolare delle grandi gorgonie (Rivoire, 1987); proliferazione di organismi bio-distruttori; come ad esempio spugne perforanti, quali Clionidae.

L'azione meccanica della *pesca a strascico*, rivoltando il sedimento del fondo, provoca la distruzione della struttura originale e la morte delle Corallinaecae del "mäerl" e delle rodoliti. Questa osservazione di Boudouresque *et al.* (1990) è rafforzata dalla constatazione che lì dove la pesca con la sciabica è stata vietata (ad esempio alle isole Baleari) si è potuto evidenzare una conservazione ottimale di questo tipo di fondo. Per contro, l'utilizzazione della Croce di S.Andrea (parzialmente autorizzata in Spagna, proibita in Algeria e in Grecia) ha pesanti ripercussioni dirette (distruzione di questi bio-concrezionamenti) e indirette (aumento delle torbidità e diminuzione conseguente della trasparenza dell'acqua e, con questa, della luminosità).

L'*ancoramento* della nautica da diporto su fondi coralligeni, notoriamente buoni tenitori, può rappresentare un ulteriore motivo di disturbo e alterazione per queste biocenosi, che costituiscono inoltre oggetto sempre più frequente di turismo subacqueo.

Al di là dei fattori naturali limitanti la vita delle alghe calcaree e la bio-costruzione di queste formazioni (come ad esempio le correnti o comunque un idrodinamismo non troppo violento) la *sinergia* tra i diversi tipi di aggressione (inquinamento, deposito di peliti, sovrapesca, ecc.) può avere conseguenze irrimediabili sia sui fondi mobili ("mäerl" e rodoliti) che su quelli duri su cui si sviluppa il coralligeno. Da una decina d'anni è stata osservato un progressivo degrado del coralligeno (Boudouresque *et al.* 1990), benché questa bio-costruzione profonda sia stata intaccata dall'inquinamento e dall'attività antropica molto più tardi rispetto a quelle di superficie. Va sottolineato qui che, in considerazione della bellezza del paesaggio proprio del coralligeno e della ricchezza della fauna e della flora associate, è indispensabile attivare un minimo di misure per la protezione di questi popolamenti spettacolari e fortemente caratteristici per il Mediterraneo.

Un forte inquinamento (soprattutto ad opera di idrocarburi o di imponenti scarichi fognari urbani) si riflette persino sulla ricchezza dei taxa di endoliti (Campbell, 1983) che si riduce a sole due specie in zone della costa particolarmente degradate. Sotto questo aspetto gli stessi endoliti delle bio-costruzioni possono essere considerati come indicatori biologici (*sensu lato*) della qualità dell'ambiente. Questi risultati non differiscono molto da quelli ottenuti da Ercegovic (1929) in studi sulla variazione di diversità delle comunità di microorganismi endolitici, causata dall'esposizione al flusso di acqua dolce. Infatti le acque di scarico sono normalmente acque dolci, che determinano una conseguente riduzione della salinità nelle immediate vicinanze dell'immissione e possono quindi essere considerate una concausa nei cambiamenti della vegetazione (Golubic, 1971).

Suggerimenti per la protezione

Anche se la bibliografia relativa alla descrizione analitica delle bio-costruzioni è relativamente abbondante, non ci sono stati che pochi lavori di sintesi (Pérès e Picard, 1952; Blanc e Molinier, 1955; Laborel, 1987) di cui soltanto l'ultimo prende in considerazione i problemi di degrado e conservazione che caratterizzano questo problema.

È chiaro che allo stato attuale di rischio alcuni obiettivi mirati alla protezione di queste bio-costruzioni sono irrinunciabili e inderogabili, come:

1. mettere in atto la *compilazione di un inventario*, ancora molto insufficiente (Babbini e Bressan, 1997), delle formazioni bio-costruite presenti lungo i litorali mediterranei, al fine di conoscere meglio la loro estensione, il loro stato di salute così come le minacce dirette o indirette che pesano sulla loro sopravvivenza (Laborel *et al.*, 1994; Bellan-Santini, 1994);
2. mettere a punto un metodo semplice di *stima visuale* o *fotografica* sulla ricchezza e abbondanza, fertilità e rigogliosità di specie delle diverse formazioni costruite, in modo tale da permettere osservazioni a lungo termine sul loro stato di vitalità. La vitalità può essere oggi stimata sulla base di nuove tecniche più semplici e immediate (Mizuta *et al.*, 1997); questo approccio sarebbe da estendere partendo dai parchi e dalle riserve marine alle parti protette del litorale;
3. mettere a punto una *classificazione appropriata* al fine di *mappare* almeno la presenza di certi concrezionamenti di dimensioni cospicue riconosciuti quali "monumenti naturali" (lavoro che potrebbe essere possibile solo quando il censimento cartografico, tanto necessario, sarà portato a termine);
4. avviare un *monitoraggio continuo e regolare* dei bio-concrezionamenti superficiali particolarmente reattivi all'azione inquinante di acque di sversamento urbano; esso potrebbe rappresentare un approccio metodologico importante per rivelare gli effetti del degrado in ambiente marino, anche locale;
5. avviare *studi di dettaglio dedicati*: a) agli aspetti floristici e faunistici; b) ai fenomeni di cementazione, di sedimentazione interna e alla bioerosione; c) alla dinamica delle formazioni nel tempo, in un approccio multidisciplinare. In questo contesto le ricerche basate su perforazioni e datazioni radiometriche dovrebbero essere particolarmente incoraggiate, in quanto utili allo studio delle variazioni di dettaglio del livello del mare o delle variazioni climatiche (Laborel *et al.*, 1994);
6. *divulgare,* in termini di *informazione corretta e completa*, la conoscenza in ragione dell'aspetto paesaggistico di alcune di queste formazioni, in modo da valorizzare i diversi aspetti aspetti (scientifici - didattici - turistici) agli occhi dei visitatori dei parchi e delle riserve marine, come del resto presso alcune categorie di operatori del mare.

Come già fatto da altri Autori (Laborel *et al.*, 1994; Bellan-Santini, 1994), è da sottolineare comunque che, sulla base dei suggerimenti qui sopra riportati, se queste azioni non saranno intraprese al più presto, queste formazioni spettacolari e di grande interesse scientifico saranno destinate a scomparire in una decina d'anni o poco più, poiché la loro stessa sopravvivenza sembra direttamente minacciata dallo sviluppo delle attività umane e dall'inquinamento che ne deriva (Boudouresque *et al.*, 1990). L'eventuale estinzione di queste formazioni porta, da un lato, ad una importante perdita di biodiversità in Mediterraneo, dall'altro, alla scomparsa di insostituibili registri naturali di informazioni sull'evoluzione della diversità biologica e del cambiamento globale.

Summary

Several types of bio-constructions with different origins and characteristics exist in the Mediterranean Sea. These concretions are mainly plurispecific, among animals and algae, sometimes among algae only. They are originated from organisms which adhere to the substratum and that, by overgrowth, fossilization of the dead parts and cementation may build an organogenous rock named "bio-concretion" or "bio-constructed formation".

Calcareous algae, mostly Corallinales, play a major role in the formation of these bio-constructions which are distributed from upper to lower levels of the phytal system. The bio-constructions may be classified according to zonation, dominant biotic component, external morphology, internal structure, geographic distribution, flora and fauna. As far as their landscape impact and geomorphological importance are concerned, it is possible to distinguish from the mediolittoral and infralittoral to the deep circalittoral: a) evident bio-constructions, even monumental, as the "encorbellement " of *Lithophyllum byssoides* (*ex* "trottoir" of *Tenarea*); the "trottoirs" and "bourellets" of vermetids, with the cementing species *Neogoniolithon brassica-florida;* the "bourellet" of *Corallina elongata*; b) minor bio-constructions which, although of great scientific importance, are less evident, as the formations of: *Lithophyllum trochanter* (ex *Goniolithon byssoides*); *Tenarea tortuosa* (*ex Tenarea undulosa*); *Goniolithon papillosum* (*sensu* Huvé, 1963, *genus inquirendum*); c) deep bio-constructions which are evident and monumental, though only to scuba divers, such as the coralligenous or coralline area, with the important presence of *Mesophyllum lichenoides* (or *M. alternans* according to the most recent observations of Cabioch and Mendoza, 1998); the rhodolith deposits or accumulations.

These formations may become a relevant element of the Mediterranean landscape, both littoral and sublittoral, according to size, forms, different colours of the bio-constructors and even to their geomorphological relief. Their presence depends on climatic, hydrological and sedimentary conditions. However, their survival seems to be menaced by the development of human activities, exploitation and pollution of the marine environment.

These bio-constructions are not permanent, but constantly evolving in time, both in accretion, with or without fossilization, and in destruction. Organisms with a "skeleton" which build the structure of the bio-construction (primary constructors) contribute to the accretion. The biological filling of empty spaces (secondary constructors) and the sedimentary filling of internal cavities are then added to this structure.

The constituent elements may undergo an *in situ* evolution (cementation, diagenesis...). On the contrary the destruction is produced by:

- superficial, natural and spontaneous shedding actions due to senescence or to a change of superficial cellular layers of calcareous thalli (with clear antifouling effects), or even induced by herbivora (limpets, sea urchins, etc.);
- superficial actions induced by chemical agents (oil derivatives and surface active agents of pollution etc.);
- mechanical agents (tourism, trampling, anchorage, scuba diving etc.) and physical agents *sensu stricto* (erosion, abrasion);
- internal, natural action of organisms which cause disgregation: boring algae, sponges, different invertebrates.

The antagonist actions of accretion and destruction of these formations may be balanced, or lead, in some cases, to significant changes of the original morphology of the substratum.

One of the necessary conditions for the survival of a bio-construction is that its growth rate is never compensated or exceeded by the sedimentation rate. In this case the organogenic formation is choked by sediment and destined to a more or less swift burial, preventing from destruction caused by physical and biological phenomena. Therefore the bio-construction may undergo a complete fossilization. The living bio-constructions and their fossil remnants play an important (palaeo)ecological role as indicators of the relative variations of the sea level. Moreover, due to the overlapping of different generations of organisms and sedimentary filling, they represent a detailed record of the evolution of the (palaeo) biotope, and of the occurrence of macrobenthic flora at a given time.

The mass of a living bio-construction is mostly made of superposed, dead generations of organisms (in some instances the same species), thus a comprehensive, multidisciplinary study appears to be the most suitable way to approach the topic.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano esprimere la loro gratitudine ai referee, e in particolare al prof. Giuseppe Giaccone, per la stimolante rilettura critica di questo manoscritto. Un grazie anche ai dott. Andrea Cossu, Renato Chemello e Jean G. Harmelin per l'importante iconografia messa a dispozione, alla dott.ssa Mirella Coppola di Canzano per la cura di parte dell'immaginario e al sig. Franco Bersan per l'acquisizione digitale di alcune immagini.

Questo manoscritto è stato realizzato nell'ambito degli studi condotti dal CORalline NEtwork Research (COR.NE.R) del CONISMA.

Bibliografia

ADAMS C.G., GENTRY A.W., WHYBROW P.J. (1983) - Dating the terminal Tethyan event. *Utrecht Micropal. Bull.*, **30**: 273-298.

ADEY W. H. (1970) - The effect of light and temperature on growth rates in boreal-subarctic crustose corallines. *J. Phycologia*, **6**: 269-276.

ADEY W.H. (1986) – Coralline algae as indicators of sea-level. In: van de Plassche O. (ed.), *Sea-level research: a manual for the collection and evaluation of data*, Geo-Books, Norwich, 9: 229-280.

ALBERTANO P., KOVACIK L. (1994) - Is the genus *Leptolyngbya* (Cyanophyte) a homogeneous taxon? *Arch. Hydrobiol. /Algological Studies*, **75**: 37-51.

ALEXANDERSSON E.T. (1975) - Marks of unknown carbonate decomposing organelles in cyanophyte borings. *Nature*, **254**: 212.

ANAGNOSTIDIS K., KOMAREK J. (1988) - Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 - Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol./Algological Studies*, **50-53**: 327-472.

ANAGNOSTIDIS K., PANTAZIDOU A. (1988) - *Cyanosaccus atticus*, a new marine euendolithic chroococcoid Cyanophyte in relation to the epilithic *Podocapsa* Erceg. *Arch. Hydrobiol. Suppl./Algological Studies*, **48**: 279-302.

ANTONIOLI F., FERRANTI L. (1996) - La risalita del livello del mare Tirreno nel corso dell'Olocene. Cinquanta anni di ricerche. *Mem. Soc. Geol. It.*, **51**: 93-99.

ATHANASIADIS A. (1999) - *Mesophyllum macedonis*, nov. sp. (Rhodophyta, Corallinales), a putative Tethyan relic in the North Aegean Sea. *Eur. J. Phycol.*, **34**: 239-252.

ATHANASIADIS A. (1999) - The taxonomic status of *Lithophyllum stictaeforme* (Rhodophyta, Corallinales) and its generic position in light of phylogenetic considerations. *Nordic Journal of Botany*, **19**: 735-745.

AUGIER H. (1982) - *Inventaire et classification des biocenoses marines benthiques de la Méditerranée*. Collection sauvegarde de la nature, n. 25. Conseil de l'Europe, Strasbourg: 59 pp.

AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F. (1978) - Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National), XVI : contribution à l'étude de l'épiflore du détritique côtier. *Trav. Sci. Parc nat. Port-Cros*, **4**: 101-125.

BABBINI L., BRESSAN G. (1997) - Recensement de Corallinacées de la Mer Méditerranée et considérations phytogéographiques. *Bibliotheca Phycologica*, **103**: 1-421.

BALLESTEROS E. (1989) - Composición y estructura de los fondos de maerl de Tossa de Mar (Gerona, España). *Collectanea botanica* (Barcelona), **17** (2): 161-182.

BALLESTEROS E. (1991) – Structure of a deep-water community of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) from the North-Western Mediterranean. *Collectanea Botanica*, **20**: 5-21.

BALLESTEROS E. (1994) - The Deep-water *Peyssonnelia* beds from the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Marine Ecology*, **15** (3/4): 233-253.

BARD E., HAMELIN B., FAIRBANKS R.G. (1990) - U-Th ages obtained by mass spectrometry in corals from Barbados: sea level during the past 130000 years. *Nature*, **346**: 456-458.

BARTOLINI C., FANUCCI F., GABBANI G., ROSSI S., VALLERI G., LENAZ R. (1979) - Studio della piattaforma continentale medio-tirrenica per la ricerca di sabbie metallifere: 2) dall'Isola d'Elba a Livorno. *Boll. Soc. Geol. It.*, **98**: 327-352.

BASSO D. (1992) - *Le rodoficee calcaree dei fondi mobili circalitorali del Mar Tirreno: le rodoliti attuali in una prospettiva paleoecologica*. Tesi di Dottorato in Scienze della Terra, V Ciclo, Università degli Studi di Milano: 139 pp.

BASSO D. (1994) - Phytobenthic communities in the circalittoral soft bottoms of the Tyrrheninan Sea (Mediterranean). *Atti del 10° Congresso A.I.O.L.*, Alassio 4-6 Novembre 1992: 563-573.

BASSO D. (1996) - Fossil and Living Corallinaceans related to the Mediterranean endemic species *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie. *Facies*, **35**: 275-292.

BASSO D. (1998) - Deep rhodolith distribution in the Pontian Islands, Italy: a model for the paleoecology of a temperate sea. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **137**: 173-187.

BASSO D., TOMASELLI V. (1994) - Paleoecological potentiality of rhodoliths: a Mediterranean case history. *Boll. Soc. Paleont. It.*, Spec. Vol. 2, Atti del V Simposio di Ecologia e Paleoecologia delle Comunità Bentoniche, Roma 28-30/9/1992: 17-27.

BASSO D., FRAVEGA P., PIAZZA M., VANNUCCI G. (1998) - Biostratigraphic, paleobiogeographic and paleoecological implications in the taxonomic review of Corallinaceae. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, **9** (9): 201-211.

BATTIATO A., CORMACI M., FURNARI G. (1980) - Alghe marine della costa Iblea. *Atti Conv. Sicil. Ecol.*, **3**: 1-38.

BAYLEY J.C. (1999) – Phylogenetic positions of *Lithophyllum incrustans* and *Titanoderma pustulatum* (Corallinaceae, Rhodophyta) based on 18S rRNA gene sequence analyses, with a revised classification of the Lithophylloideae. *Phycologia*, **38** (3): 208-216.

BELLAN-SANTINI D. (1966) - Contribution à l'étude du peuplement des cavités sciaphiles de l'encorbellement à *Lithophyllum tortuosum* dans la région marseillaise. *Rec. Trav. Stat. Mar Endoume*, **4** (56): 151-157.

BELLAN-SANTINI D. (1994) - Les biocénoses benthiques : III. Susbtrats durs. In: Bellan-Santini D., Lacaze J.-C., Poizat C. (eds.), *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris: 77-87.

BELLOTTI P. CARBONI M., MILLI S., TORTORA S., VALERI P. (1989) - La piana deltizia del fiume Tevere: analisi di facies e ipotesi evolutiva dall'ultimo low stand glaciale all'attuale. *Geogr. Fis. Din. Quat.*, **9**: 59-67.

BENSON R.H., RAKIC-EL BIED K., BONADUCE G. (1991) - An important current reversal (influx) in the Rifian corridor (Morocco) at the Tortonian-Messinian boundary: the end of the Tethys ocean. *Paleoceanography*, **6** (1): 164-192.

BERNER L. (1931) - Contribution à l'étude sociologique des algues marines dans le Golfe de Marseille. *Ann. Musée d'Hist. de Marseille*, **24**: 1-81.

BIANCONI C.H., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., DI SANTO F. (1987) - Cartographie de la répartition de *Lithophyllum lichenoides* (Rhodophyta) dans la réserve de Scandola (côte orientale de la Corse, Méditerranée). *Trav. Sci. Parc nat. rég. Rés. Nat. Corse*, **13**: 39-63.

BLANC J.J., MOLINIER R. (1955) - Les formations organogènes construites superficielles en Méditerranée occidentale. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **1067**: 1-26.

BOEKSCHOTEN G.J. (1966) - Shell borings of sessile epibiontic organisms as paleoecological guides (with examples from the dutch coast). *Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleoecol.*, **2**: 333-379.

BOSELLINI A., GINSBURG R.N. (1971) - Form and internal structure of recent algal nodules (rhodolites) from Bermuda. *Journal of Geology*, **79**: 669-682.

BOSENCE D.W.J. (1983a) - Coralline algae from the Miocene of Malta. *Palaeontology*, **26** (1): 147-173.

BOSENCE D.W.J. (1983b) - The occurrence and ecology of recent rhodoliths - A review. In: Peryt T.M. (ed.), *Coated grains*, Springer-Verlag, Berlin: 225-242.

BOUDOURESQUE C.F. (1970) - *Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale)*. These de Doctorat d'Etat, Univ. Aix-Marseille: 624 pp.

BOUDOURESQUE C.F. (1971) - Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (Fraction algale). La

sous strate sciaphile des peuplements de grandes *Cystoseira* de mode battu. *Bull. mus. Hist. Nat. Marseille*, **31**: 141-151.

BOUDOURESQUE C.F. (1984) - Groupes écologiques des algues marines et phytocénoses benthiques en Méditerranée Nord-Occidentale: une revue. *Giorn. Bot. Ital.*, **118** (1-2): 7-42.

BOUDOURESQUE C.F., AUGIER H., GUENOUN Y. C. (1972) - Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National) VIII Premiers résultats de l'étude de la croissance *in situ* de *Lithophyllum tortuosum* (Rhodophycées, Corallinacées). *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, **32**: 197-215.

BOUDOURESQUE C.F., BALLESTEROS E., BEN MAIZ N., BOISSET F., BOULANDIER E., CINELLI F., CIRIK S., CORMACI M., JEUDI DE GRISSAC A., LABOREL J., FRANCO E., LUNDBERG B., MAYOUB H., MEINESZ A., PANAYOTIDIS P., SEMROUD R., SINNASSAMY J.M., SPAN A., VUIGNIER G. (1990) - Livre Rouge « Gerard Vuignier » des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. *PNUE – MAP Technical Report Series*, **43**: 1-250.

BRESSAN G. (1974) - Rodoficee calcaree dei mari italiani. *Boll. Soc. Adr. Sci.*, **59**: 1-132.

BRESSAN G., COMELLI E. (1977) - Observations en culture sur les phases initiales de développement de *Peyssonnelia squamaria. Mar. Biol.*, **40**: 299-302.

BRESSAN G., TOMINI I. (1980) - Individuazione di ritmi di sviluppo nelle alghe: problemi metodologici. *Inf. Bot. Ital.*, **12** (1): 357-370.

BRESSAN G., TOMINI I. (1981) - Quelques observations sur la croissance des algues rouges calcaires du genre *Fosliella* (Rhodophycophyta, Corallinaceae). *Vie et Milieu*, **31** (3-4): 283-291.

BRESSAN G., NICHETTO P. (1994) - Some observations on distribution gradients of the maerl in the Northern Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, **35** (1/2): 15-20.

BRESSAN G., BABBINI L., GHIRARDELLI L.A. (1994) - Le alghe: archivi di storia. In: *Operazione Julia Felix. Lo scavo subacqueo della nave romana rinvenuta al largo di Grado*, La Laguna Ed.: 67-70.

BROOKE C., RIDING R. (1998) - Ordovician and Silurian coralline red algae. *Lethaia*, **31**: 185-195.

CABIOCH J. (1969) - Sur quelques problèmes de la morphogenèse des Corallinacées. *Mem. Soc. Bot. Fr.*, **115**: 110-119.

CABIOCH J. (1970) - Le maerl des côtes de Bretagne et le problème de sa survie. *Penn ar Bed*, **7**: 421-429.

CABIOCH J., FLOCH J.-Y., LE TOQUIN A., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., VERLAQUE M. (1994) - *Guide des algues des Mers d'Europe*. Delachaux et Neistlé: 231 pp.

CABIOCH J., MENDOZA M.L. (1998) - *Mesophyllum alternans* (Foslie) comb. nov. (Corallinales, Rhodophyta), a mediterraneo-atlantic species, and new considerations on the *Lithothamnion philippii* Foslie complex. *Phycologia*, **37** (3): 208-221.

CAMPBELL S.E. (1983) - Petrochemical pollution: endolith response. *V° Journées Etud. Pollutions, Cannes, C.I.E.S.M. Dec. 2-4, 1982*: 183-189.

CAMPBELL S.J., WOELKERLING W.J. (1990) – Are *Titanoderma* and *Lithophyllum* distinct genera? *Phycologia*, **29**: 114-125.

CARPINE C. (1958) - Recherches sur les fonds à *Peyssonnelia polymorpha* (Zan.) Schmitz de la region de Marseille. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **11** (25): 1-50.

CECCA F., AZEMA J., FOURCADE E., BAUDIN F., RICOU L.E., DE WEVER P. (1993) - Early Kimmeridgian (146-144 Ma). In: Dercourt J., Ricou L.E., Vrielynck B. (eds.), *Atlas Tethys Palaeoenvironmental Maps*, Gauthier-Villars, Paris: 97-111.

CHAMBERLAIN Y.M (1991) - Historical and taxonomic studies in the genus *Titanoderma* (Rhodophyta, Corallinales) in the British Isles. *Bull. Brit. Mus. Botany Series*, **21**: 1-80.

CHAVE K.E. (1954) – Aspects of the biogeochemistry of Magnesium. 1. Calcareous marine organisms. *Jour. Geology*, **62**: 266-599.

CHEMELLO R. (1989) - La bionomia bentonica ed i molluschi: 5. Il marciapiede a vermeti. *Notiziario S.I.M.*, **7** (11-12): 167-170.

CITA M.B., CORSELLI C. (1993) - Messiniano: vent'anni dopo. *Mem. Soc. Geol. It.*, **49**: 145-164.

COLELLA A., DI GERONIMO I., ROSSO A. (1996) - Successione sedimentaria dello Stretto di Messina: la sezione pleistocenica di Lazzaro. In: *Riunione del gruppo di sedimentologia del CNR, Guida alle escursioni*, Catania, 10-14 ottobre 1996: 23-33.

CORMACI M., FURNARI G. (1979) - Flora algale marina della Sicilia orientale: "Rhodophyceae", "Phaephyceae" e "Chlorophyceae" *Inform. Bot. Ital.*, **11** (2): 221-250.

CORSELLI C., BASSO D., GARZANTI E. (1994) - Paleobiological and sedimentological evidence of Pleistocene/Holocene hiatuses and ironstone formation at the Pontian islands shelfbreak (Italy). *Marine Geology*, **117**: 317-328.

CORSELLI C., GIACOBBE S. (1992) – Il progetto TSM nel Tirreno settentrionale: dati preliminari. *Atti del 9° Congresso A.I.O.L., S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990*: 167-178.

CORSELLI C., TRAVAINI D. (1989) - Il "Tirreniano" dell'Isola di Panarea. *Riv. It. Paleont. Strat.*, **95** (1): 75-88.

D'ALESSANDRO A., MASSARI F. (1997) - Pliocene and Pleistocene depositional environments in the Pesculuse area (Salento, Italy). *Riv. It. Paleont. Strat.*, **103** (2): 221-258.

DALONGEVILLE R.R. (1977) - Formes littorales de corrosion dans les roches carbonatées du Liban, étude morphologique. *Méditerranée*, **3**: 21-33.

DELAMARE-DEBOUTTEVILLE C., BOUGIS P. (1951) - Recherches sur le trottoir d'algues calcaires effectuées pendant le stage d'été 1950. *Vie Milieu*, **2** (2): 161-181.

DI GERONIMO R., ALONGI G., GIACCONE G. (1993) – Formazioni organogene a *Lithophyllum lichenoides* Philippi (Rhodophyta, Corallinales) nel mesolitorale di capo S. Alessio (Sicilia orientale). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **26**: 145–172.

DI GERONIMO R., GIACCONE, G. (1994) – Le alghe calcaree del detritico costiero di Lampedusa (Isole Pelagie). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **27**: 5-25.

DI GERONIMO R. (1998) - *Le Corallinales del Quaternario dell'Italia meridionale (sistematica, paleoecologia e paleobiogeografia)*. Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali "Ambiente Marino e Risorse", X Ciclo. Università di Messina.

DI GERONIMO S.I. (1999) – Paleoecologia del Mediterraneo. *Quad. Accad. Intern. Sci. Tecn. Subacquea. Ustica.* **22**: 35-41.

DROOGER C.W. (1979) - Marine connections of the Neogene Mediterranean, deduced from the evolution and distribution of larger foraminifera. *Ann. Geol. Pays Hellen. Tome hors serie*: 361-369.

DROUET F. (1981) – *Revision of the Stigonemaceae with a summary of the classification of the Blue-Green Algae.* Nova Hedwigia, Cramer: 221pp.

EDWARDS D., BALDAUF J.G., BOWN P.R., DORNING K.J., FEIST M., GALLAGHER L.T., GRAMBAST-FESSARD N., HART M.B., POWELL A.J., RIDING R. (1993) – Algae. In: Benton M.J. (ed.), *The fossil record* 2, Chapman and Hall, London: 15-40.

ERCEGOVIC A. (1929) - Sur quelques nouveaux types des Cyanophycées lithophytes de la côte adriatique. *Archiv. Fur protistenmunde*, **66**: 164-174.

ERCEGOVIC A. (1932) - Etudes écologiques et sociologiques des Cyanophycées lithophytes de la cote yougoslave de l'Adriatique. *Bull. Int. Acad. Yug. Sci. Arts cl. Sci. Math. Nat.*, **26**: 33-56.

FALCONETTI C. (1970) - Etude faunistique d'un facies: "la Gravelette" ou maerl de Castiglione (Algerie). *Tethys*, **1** (4) : 1057-1096.

FELDMANN J. (1937) - Recherches sur la végétation de la Méditerranée. La cote des Albères. Les algues marines. *Rev. Alg.*, **10**: 1-339.

FEOLI E., BRESSAN G. (1972) - Affinità floristica dei tipi di vegetazione bentonica della Cala di Mitigliano (Massa Lubrense, Napoli) *Estr. Gior. Bot. Ital.*, **106** (5): 245-256.

FEVRET M., SANLAVILLE P. (1966) - L'utilisation des Vermets dans la déermination des anciens niveaux marins. *Méditerranée*, **4**: 357-364.

FREIWALD A., HENRICH R. (1994) - Reefal coralline algal build-ups within the Arctic Circle: morphology and sedimentary dynamics under extreme environmental seasonality. *Sedimentology*, **41**: 963-984.

FUNK G. (1927) - Die Algenvegetation des Golfs von Neapel. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **7**: 1-507.

GHIRARDELLI L.A. (1998) - An endolithic cyanophyte in the cell wall of calcareous algae. *Bot. Mar.* **41**: 367-373

GHIRARDELLI L.A. (2000) - Endolithic microorganisms in live and dead thalli of coralline red algae (Corallinales, Rhodophyta). *Acta Geol. Hisp.* (in print).

GHIRARDELLI L.A., BRESSAN G, BABBINI L. (1993) - Alghe calcaree da reperti archeologici. *Sporolithon* sp. (Corallinales). *Boll. Soc. Adriatica Sci.* **74**: 17-22.

GHIRARDELLI L.A., PRATS M. (1996) - Endophytic microorganisms in calcareous algae. *Giorn. Bot. It.* **130:** 931-933.

GIACCONE G. (1965) – Le fitocenosi marine nel settore rosso di Capo Zafferano (Palermo). *Lav. Ist. Bot. e Giard. col. Palermo*, **22**: 3-69.

GIACCONE G. (1968) - Contributo allo studio fitosociologico dei popolamenti algali del Mediterraneo Orientale. *Giorn Bot. Ital.*, **102** (6): 485-506.

GIACCONE G. (1971) - Contributo allo studio dei popolamenti algali del basso Tirreno. *Ann. Univ. Ferrara, sez. IV, Bot.* **4** (2): 17-43.

GIACCONE G. (1978) - Revisione della flora marina dell'Adriatico. *WWF e Parco Marino di Diramare, Trieste*, **19** (suppl. 1): 1-118.

GIACCONE G. (1999) - L'origine della biodiversità in Mediterraneo. *Boll. SIBM*, **35**: 35-51.

GIACCONE G., ALONGI G., COSSU A., DI GERONIMO R., SERIO D. (1993) - La vegetazione marina bentonica del Mediterraneo: I. Sopralitorale e mesolitorale. Proposte di aggiornamento. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, **26**: 245-291.

GIACCONE G., ALONGI G., PIZZUTO F., COSSU A. (1994) - La vegetazione marina bentonica sciafila del Mediterraneo: III. Infralitorale e Circalitorale. Proposte di aggiornamento. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.* **27** (346): 48-74.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1994) – The paleoclimatic bases for the evolutive tendencies of Mediterranean marine vegetation. *Giorn. Bot. Ital.* **128** (6): 1050-1061.

GINSBURG R.N., BOSELLINI A. (1973) - Form and internal structure of recent algal nodule (rhodolites) from Bermuda: a reply. *Journal of Geology*, **81**: 239.

GOLUBIC S. (1969) - Distribution, taxonomy and boring patterns of marine endolithic algae. *Am. Zool.* **9**: 747-751.

GOLUBIC S. (1971) - Biological indication of the pollution in marine coastal environment. *Vie et milieu, Suppl.* **22**: 293-299.

GOLUBIC S. (1973) - The relationship between blue-green algae and carbonate deposits. In: Carr N., Witton B.A. (eds.), *The biology of blue-green algae*, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 434-472.

GOLUBIC S., BRENT T., LE CAMPION T. (1970) - Scanning electron microscopy of endolithic algae and fungi using multipurpose casting-embedding technique. *Lethaia* **3**: 203-209.

GOLUBIC, S., PERKINS R.D., LUKAS K.J. (1975) - Boring microrganisms and microborings in carbonate substrates. In: Frey R.W. (ed.), *The Study of Trace Fossils*, Springer-Verlag, Heidelberg-Berlin-New York: 229-259.

HAIGLER S.A. (1969) - Boring mechanism of *Polydora websteri* inabiting *Crassostrea viginica*. *Am. Zool.* **9**: 821-828.

HAMEL G., LEMOINE M. (1952) - Corallincées de France et d'Afrique du Nord. *Archi. Mus. Natl. Hist. Nat.* 7° sér. **1**: 17-136.

HSU K.J., RYAN W.B.F., CITA M.B. (1972) - Late Miocene desiccation of the Mediterranean. *Nature*, **242**: 240-244.

HUVÉ H. (1957) - Sur l'individualité générique du *Tenarea undulosa* Bory 1832 et du "*Tenare tortuosa*" (Esper) Lemoine 1911. *Bull. Soc. bot. Fr.* **104** (3-4): 132-140.

HUVÉ H. (1962) - Taxonomie, écologie et distribution d'une Mélobesiée Méditerranée: *Lithophyllum papillosum* (Zanardini) comb. nov., non *Lithophyllum* (*Dermatolithon*) *papillosum* (Zanard.) Foslie. *Bot. Marina.* **4** (3-4): 219-240.

HUVÉ H. (1963) - Données écologiques et biogéographiques relatives à quelques Mélobésiées méditerranéennes caractéristiques des niveaux superficiels de roche littorale. *Rapp. P.V. Reun. Comm. Internation. Explor. Sci. Médit.* **17** (2): 147-160.

HUVE P. (1954) - Etude expérimentale de la réinstallation d'un "trottoir" a *Tenarea* en Méditerranée occidentale. *C. R. Acad. Sc.*, **229**: 223.
HUVE P. (1958) - Résultats sommaires de l'étude expérimentale de la réinstallation d'un "trottoir" a *Tenarea* en Méditerranée occidentale. *Comm. Int. Explor. Sci. Mer Medit.* **15**, 2.
HUVE P. (1970) - Recherches sur la génèse de quelques peuplements algaux marins de la roche littorale dans la région de Marseille. *Thèse doct. Etat Sc. Nat., Fac. Sc.*: 1-479.
IRVINE L.M., CHAMBERLAIN Y.M. (1994) – Seaweeds of the British Isles: I, Rhodophyta, 2B, Corallinales, Hildenbrandiales. Nat. Hist. Mus., London: 276 pp.
JACQUOTTE R. (1962) - Etude des fonds de Maërl de Méditerranée. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume*, **26** (41): 141-235.
JOHNSON J.H. (1960) - Paleozoic Solenoporaceae and related red algae. *Quarterly of the Colorado School of Mines*, **55** (3): 77 pp.
JOHANSEN H.W. (1981) - Coralline algae, a first synthesis. *CRC Press, Boca Raton, Florida*, 239 pp.
JOUBIN L. (1906) - La répartition des animaux marins sur les cotes françaises de la Méditerranée. *Bull. Mus. Oceanogr. Monaco*, **74**: 1-25.
KELLETAT D. (1979) - Geomorphologische Studien an den Küsten Kretas. *Abhandl. Akad. Wissench. Göttingen. Math. Phys. Klasse 3° Folge*. **32**.
KEMPF M., LABOREL J. (1968) - Formations de Vermets et d'algues calcaires des côtes du Brésil. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*. **43**: 9-23.
KLEEMANN K.H. (1973) - Der Gesteinsabbau durch Ätzmuschein an Kalkküsten. *Oecologia* **13**: 377-395.
KRUMBEIN W.E., VAN DEN PERS I.N.C. (1974) - Diving investigation on biodeterioration by sea-urchins in the rocky sublittoral of Helgoland. *Helgol. Wiss.Meeresunters*. **26**: 1-17
LABOREL J. (1961) - Le concrétionnement algal "coralligène" et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*. **23** (37): 37-60.
LABOREL J. (1987) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean, a review. *Sci. Rep. Port-Cros natl Park*. **13**: 97-126.
LABOREL J., DELIBRIAS G., BOUDOURESQUE C.F. (1983) - Variations récentes du niveau marin à Port-Cros (Var, France), mise en évidence par l'étude de la corniche littorale à *Lithophyllum tortuosum*. *C. R. Acad. Sci. Paris*, Ser. 2, **297**: 157-160.
LABOREL J., BOUDOURESQUE C. F., DELIBRIAS G., MEINESZ A. (1984) - Programme des Recherches inter-Parcs, Etude des Bioconcrétionnements, rapport scientifique définitif. 29 p.
LABOREL J., MORHANGE C., LABOREL DEGUEN F. (1993a) - Dégradation récente des formations construites superficielles à *Lithophyllum lichenoides* Philippi dans la Réserve marine de Scandola (Parc Naturel Régional de Corse). *Trav.sci..Parc nat..rég.Rés.nat. Corse*, **41**: 19-23.
LABOREL J., MORHANGE C., LABOREL DEGUEN F., LE CAMPION J. (1993b) - Les bioconstructions à *Lithophyllum lichenoides*, indicatrices des variations relatives du niveau de la mer. *Revue d'Archéometrie*, **17**: 27-30.
LABOREL J., BOUDOURESQUE C.F., LABOREL-DEGUEN F. (1994) - Les bioconcrétionnements littoraux de la Méditerranée. In: Bellan-Santini D., Lacaze J.-C., Poizat C. (eds.), *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris: 88-126.
LE CAMPION-ALSUMARD T. (1975) - Etude expérimentale de la colonisation d'éclats de calcite par les cyanophycées endolithes marines. *Cah. Biol. Mar.*, **16**: 177-185.
LE CAMPION-ALSUMARD T. (1978) - Les Cyanophycées endolithes marines. Systématique, ultrastructure,écologie et biodestruction. *These l'Univ. Aix-Marseille II, T. I.*, 198 pp.
LE CAMPION-ALSUMARD T. (1979) - Les Cyanophycées endolithes marines. Systématique, ultrastructure, écologie et biodestruction. *Oceanologica Acta*, **2**: 143-156.
LE CAMPION-ALSUMARD T., S. GOLUBIC AND P. HUTCHINS. (1995) - Microbial endoliths in skeletons of live and dead corals: *Porites lobata* (Moorea, French Polynesia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **117**: 149-157

LELOUP E., VOLZ P. (1938) - Die Chitonen (Polyplacophorean) der Adria. *Thalassia* **II**: 1-63.
LEMOINE P. (1925) - Mélobésiées de l'Aptien et de l'Albien. *Bull. Soc. Géol. France*, Sér. 4, **25**: 3-10.
LEMOINE P. (1940) - Les algues calcaires de la zone néritique. *Soc. Biogéogr.* 7.
LITTLER M.M., LITTLER D.S., DENNIS HANISAK M. (1991) - Deep-water rhodolith distribution, productivity, and growth history at sites of formation and subsequent degradation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **150**: 163-182.
LITTLER, M.M., LITTLER D.S. (1995) - Impact of CLOD pathogen on pacific coral reefs. *Science* **267**: 1356-1360.
LUKAS, K.J. 1979. The effects of marine microphytes on carbonate substrata. *Scanning Electron Microsc.* **2:** 447-456.
MANNINO, A.M. (1992) – Studio fitosociologico della vegetazione mesolitorale a *Lithophyllum lichenoides* Philippi (Rhodophyceae, Corallinales). *Naturalista Siciliano.* **17**: 3-25.
MARANI M., TAVIANI M., TRINCARDI F., ARGNANI A., BORSETTI A.M., ZITELLINI N. (1986) - Pleistocene progradation and postglacial events of the NE Tyrrhenian continental shelf between the Tiber River Delta and Capo Circeo. *Mem. Soc. Geol. It.*, **36**: 67-89.
MARINO G., DI MARTINO V., GIACCONE G. (1998) - La vegetazione marina nella Penisola Maddalena (Siracusa, Sicilia S-E). *Boll. Acc. Gioenia Sci. nat.*, **31** (354): 235-287.
MASLOV, V.P. (1956) - Iskopaemye izvesktkovye vodorosli SSSR. [Fossil calcareous algae of the USSR] *Trudy Instituta Geologicheskih Nauk*, **160**, 301 pp. Akademia Nauk SSSR, Moscow. (In Russian)
MENDOZA M.L., MOLINA S. (1993) - Preliminary comments on a redescription of *Pseudolithophyllum fuegiarum* and *Titanoderma conspectum* (Rhodophyta, Corallinales) in Tierra del Fuega, Argentina. *Hydrobiologia.* **260-261**: 51-56
McKENZIE J.A., SPROVIERI R., CHANNEL J.E.T. (1991) - The terminal Messininan flood and earliest Pliocene paleoceanography in the Mediterranean: results from ODP Leg 107, Site 652, Tyrrhenian Sea. In: Cita M.B. (ed.), *Geology of the Oceans, Mem Soc. Geol. Ital.*, **44**: 81-92.
MILLER K.A., PEARSE J.S. (1991) - Ecological studies of seaweeds in McMurdo Sound, Antarctica. *Amer. Zool.*, **31**: 35-48.
MIZUTA H., ICHIKI S., YAMAMOTO H. (1997) - Rapid and Simple assay of the viability of crustose Coralline algae. *Fisheries Sci.*, **63** (5): 721 –724.
MOLINIER R. (1955a) - Les plateformes et corniches récifales de Vermets (*Vermetus cristatus* Biondi) en Méditerranée occidentale. *C. R. Acad. Sc. Paris.* **240**: 361-263.
MOLINIER R. (1955b) - Deux nouvelles formations organogènes construites en Méditerranée occidentale. *C. R. Acad. Sc. Paris.* **240**: 2166-2168.
MOLINIER R. (1958) - Etudes des biocénoses marines du Cap Corse. Thèse Doc. Marseille.
MOLINIER R. (1960) - Etudes des biocénoses marines du Cap Corse. *Vegetatio.* **9**: 121-312.
MOLINIER R., PICARD J. (1953) - Recherches analytiques sur les peuplements littoraux méditerranéens se développant sur substrat solide. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume.* **9**: 1-18.
MOLINIER R., PICARD J. (1954) - Eléments de bionomie marine sur les côtes de Tunisie. *Bull. Stat. Océanogr. Salammbô*, **48**: 3-47.
MORBIOLI C. (1995) - La registrazione della trasgressione olocenica nei carotaggi a gravità 02-03-04-06: analisi delle tanatocenosi a gasteropodi, bivalvi e brachiopodi. Università degli Studi di Milano, tesi di laurea inedita.
MORHANGE C., LABOREL J., LABOREL-DEGUEN F., LOUNNAS V., VERRECCHIA E. (1993) - Indicateur biologique et variations du niveau de la mer sur les côtes rocheuse de Provence depuis 4500 ans. *Géol. Médit.* **20** (2): 89-100.
NESTEROFF W. (1965) - Recherches sur les sédiments marins actuels de la région d'Antibes. *Ann. Inst. Océanogr. Monaco.* N.S. **43** (1): 1-35.
NICHETTO P. (1989) – Evoluzioni delle fitocenosi circalitorali dell'Alto Adriatico: il Maërl. *Tesi di laurea, Univ. Trieste.*
NICHETTO P., BRESSAN G. (1992) - Evolution of the phytocenoses circalitoral of the Northern Adriatic Sea: The maerl. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **33**: 350.

NIELSEN, R., McLACHLAN J. (1986) - Investigations of the marine algae of Nova Scotia. XVI. The occurrence of small green algae. *Can. J. Bot.* **64**: 808-814.
OLLIVIER G. (1929) - Etude de la flore marine de la côte d'Azur. *Ann. Inst. océanogr.* **7** (3): 54-173.
PELOSIO G., RAFFI S. (1977) - Preliminary remarks on mollusc assemblages of the Stirone River Pleistocene series (Parma province, Northern Italy). X INQUA Congress Birmingham, August 15-24, 1977.
PÉRÈS J.M. (1967) - The Mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **5**: 449-533.
PÉRÈS J.M. (1982) – Structure and dynamics of assemblages in the benthal.. In: Kinne O. (ed.), *Marine Ecology*, Wiley & Sons, **5** (1): 119-185.
PÉRÈS J.M. (1985) - History of the Mediterranean Biota and the colonizaion of the depths In: Margalef R. (ed.), *Key environments: Western Mediterranean*, Pergamon Press, Oxford: 355 pp.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1951) - Notes sur les fonds coralligènes de la région de Marseille. *Arch. Zool. Exp. et gèn.* **88**: 24-38.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1952) - Les corniches calcaires d'origine biologique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **14** (23): 5-122.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1956) - Recherches sur les peuplements benthiques du seuil Siculo-tunisien. Résultats scientifiques campagnes «Calypso» II. *Ann. Inst. Océanogr.*, **32**: 233-264.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1958) - Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **23** (14): 5-122.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31**: 1-137.
PIA J. (1927) - Thallophyta. In: Hirmer M. (ed.), *Handbuch der Palaobotanik*, Band 1: Thallophyta, Briophyta, Pteridophyta: 31-136.
PICARD J. (1954) - Les formations organogénes benthiques méditerranéennes et leur importance géomorphologique. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **81** (13): 55-76.
PIRAZZOLI P.A. (1989) - Recent sea-level changes in the North Atlantic. In : Scott D.B., Pirazzoli P.A., Honig C.A (eds.), *Late Quaternary Sea-Level Correlation and Applications*: 153-168.
PIRAZZOLI P.A., THOMMERET J. & Y., LABOREL J., MONTAGGIONI L.F. (1981) - Les rivages émergés d'Antikythira (Cerigotto): corrélations avec la Crète Occidentale et implications cinématiques et géodynamiques. Actes du colloque "Niveaux marins et tectonique quaternaires dans l'aire Méditerranéenne" (Paris, 29/11/1980). CNRS et Univ. De Paris I: 49-65.
PIRAZZOLI P.A., MASTRONUZZI G., SALIÈGE J.F., SANSÒ P. (1997) - Late Holocene emergence in Calabria, Italy. *Marine Geology*, **141**: 61-70.
QUATREFAGES de A. (1854) - Souvenirs d'un naturaliste Tome I et II. Charpentier publ., Paris, I-XV + 1-507+ 1-549.
RAGHUKUMAR C. (1993) - Endolithic marine cyanobacteria. *Proc. Natl. Sem. Cyanobacterial Research* - Indian Scene, NFMC, BARD, Tiruchirapalli: 12-23
RAGHUKUMAR C., PATHAK S., CHANDRAMOHAN D. (1988) - Biodegradation of calcareous shells of the windowpane oyster by shell boring cyanobacteria. In: Thompsun M.F., Sarojini R., Nagabhushanam R. (eds.), *Marine biodeterioration, advanced techniques applicable to the Indian Ocean*, Oxford and IBH Pub. Co. Pvt. Ltd., New Delhi: 693 pp.
RICOU L.E. (1996) - The plate tectonic history of the past Tethys Ocean. In: Nairn A.E.M., Ricou L.-E., Vrielynck B., Dercourt J. (eds.), *The Ocean basins and margins*, vol. 8, The Tethys Ocean, Plenum Press, New York: 3-70.
RIDING R., COPE J.C., TAYLOR P.D. (1998) - A coralline-like red alga from the lower Ordovian of Wales. *Palaeontology*, **41** (5): 1069-1076.
RIVOIRE R. (1987) - Existence de champs de corail rouge et de gorgones morts en profondeur, entre Cassis et Nice. *Laboratoire d'ecologie du Benthos, Fac. Sci Luminy, Marseille*: 1-16.
ROBBA E. (1986) - The final occlusion of Tethys: its bearing on Mediterranean benthic molluscs. *Intl Symposium on shallow Tethys 2* - Wagga Wagga - 15-17 Sept. 1986: 405-426, Rotterdam.
RUTZLER K. (1975) - The role of burrowing sponges in bioerosion. *Oecologia*, **19**: 203-216.

SAFRIEL U. (1974) - Vermetid gastropods and intertidal reefs in Israel and Bermuda. *Science*, **186**: 1113-1115.

SANLAVILLE P. (1971) - Sur le Tyrrhenien libanais. *Quaternaria*, Vol. 15, 8° congresso INQUA, Les niveaux marins quaternaires II - Pleistocene: 239-248.

SARTORETTO S. (1994) - Structure et dynamique d'un nuveau type de bioconstruction à *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Corallinales, Rhodophyta). *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie*, **317**: 156-160.

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. *Marine Geology*, **130**: 317-331

SCHNEIDER, J. (1976) - Biological and inorganic factors in the destruction of limestone coasts. *Contrib. Sedimentol.* **6**: 1-112.

SCHNEIDER, J. (1977) - Carbonate construction and decomposition by epilithic and endolithic micro-organisms in salt- and freshwater. In: Flügel E. (ed.), *Fossil Algae*, Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York: 248-260.

SCHNEIDER J., TORUNSKI H. (1983) - Biokarst on Limestone Coasts, Morphogenesis and Sediment Production. *Mar. Ecol.* **4**: 45-63.

SODERSTRÖM A.J. (1964) -Über das Bohren von *Polydora ciliata. Zool. Bidrag Uppsala*, **8**: 319-326.

STENECK R.S. (1986) - The ecology of coralline algal crusts: convergent patterns and adaptative strategies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **17**: 273-303.

THOMMERET Y. AND J., LABOREL J., MONTAGGIONI L.F. AND PIRAZZOLI P.A. (1981) - Late Holocene shoreline changes and seismo-tectonic displacements in western Crete (Greece). *Z. Geomorph. N.F., suppl. Bd.* **40**: 127-149.

TORUNSKI H. (1979) - Biological Erosion und Bedeutung für die Morphogenese von Kalkküsten und küstennahe Sedimentation. *Diss. Univ. Gôttingen 1978*: 179 pp.

TRIBOLLET A., PAYRI C., LE CAMPION-ALSUMARD T., PEYROT-CLAUSADE M, CHAZOTTE V. Bioerosion of live and dead crustose coralline alga: *Hydrolithon onkodes* (Heydrich) (Moorea, French Polinesia) *Perpigna Symp*. Pers. Comm

ULZEGA A. (1995) - Geomorphology and stratigraphy of Late Quaternary. In: 6° Paleobenthos International Symposium "Sardinia 95", Oct. 25-31, 1995: 11-15.

ULZEGA A. LEONE F., ORRU' P. (1986) - Geomorphology of submerged late quaternary shorelines on South Sardinian continental shelf. *Journal of coastal Research*, **1**: 73-82.

VAN DE PLASSCHE O. (1986) - *Sea-level research: a manual for the collection and evaluation of data.* Geo Books, Norwich.

VERHEIJ E. (1993) - The genus *Sporolithon* (Sporolithaceae fam. nov., Corallinales, Rhodophyta) from the Spermonde Archipelago, Indonesia. *Phycologia*, **32**: 184-196.

WALTER-LEVY L., FRECAUT R., STRAUSS R. (1959) - Recherches biogéographiques et chimiques sur quelques algues calcaires dans la zone littorale de la presqu'île d'Antibes. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **56** (1139): 1-15.

WEBER-VAN BOSSE A. (1932) - Algues. Resultats Scientifique du Voyage aux Indes Orientales Neerlandaises de LL. AA. RR. le Prince et la Princesse Léopold de Belgique. *Mus. Roy. Hist. Natur. (Belgique) Mem. Hors.*, Ser., **6**: 1-28.

WOELKERLING W. J. (1983) - A taxonomic reassesment of *Lithothamnium* Philippi (Corallinaceae, Rhodophyta) based on studies of R.A. Philippi's original collections. *Br. Phycol. J.*, **18**: 165-197.

WOELKERLING W. J. (1988) - *The coralline red algae: an analysis of the genera and subfamilies of nongeniculate Corallinaceae*. Oxford University Press: 268pp.

WOELKERLING W. J., CHAMBERLAIN Y. M., SILVA P. C. (1985) - A taxonomic and nomenclatural reassessment of *Tenarea*, *Titanoderma*, and *Dermatolithon* (Corallinaceae, Rhodophyta) based on studies of type and other critical specimens. *Phycologia*, **24** (3): 317-337.

WOELKERLING W. J., LAMY D. (1998) – *Non-geniculate Coralline Red Algae and the Paris Muséum: Systematics and Scientific History*. Pubblications Scientifiques du Muséum / ADAC, Paris.: 767 pp.

WRAY J.L. (1977) - Calcareous algae. *Developments in Palaeontology and Stratigraphy*, Elsevier, Amsterdam: **4**: 185 pp.

ZIMMERMANN L. (1980) - Ein neues Formenelement im litoralen Benthos des Mittelneeraums: Die Klein-Atolle („Boiler"-Riffe) bei Phalasarna/Westkreta. *Berliner Geographische studien*: 135-153.

ZIMMERMANN L. (1982) - Anmerkungen zur Verbreitung, Bionomie und taxonomischen Stellung von *Lithophyllum tortuosum* (Esper) Foslie und anderen biogenen Gesteinsbildern im Mittelmeer. *Senckenbergiana mari.*, **14** (1-2): 9-21.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 175-180

S. COCITO, F. FERDEGHINI, S. SGORBINI

ENEA Marine Environment Research Centre, P.O. Box 224 - 19100 La Spezia, Italy.

BIOCONSTRUCTIONS PROMOTE BIODIVERSITY: LESSONS FROM BRYOZOANS AND OTHER INVERTEBRATES

LE BIOCOSTRUZIONI PROMUOVONO LA BIODIVERSITÀ: LEZIONI DAI BRIOZOI ED ALTRI INVERTEBRATI

Abstract

Bioconstructor organisms, by building erect framework different in shape and size, increase habitat complexity. Processes by which bioconstructions increase diversity and abundance of associated biota are discussed. Examples from bryozoans and other invertebrates, which perform important constructional roles and provide habitat for other organisms, are reported.

Key-words: *bioconstruction, biodiversity, ecosystem engineers, habitat complexity, associated biota.*

Introduction

The idea that habitat diversity promotes species diversity was recognised as early as the 1940s (Williams, 1943). Subsequently, it has been demonstrated that physical habitat structure and its complexity can directly control the distribution and abundance of associated species.

Many marine plants (encrusting corallines) and animals (serpulids, bryozoans, anthozoans, bivalves, vermetids, sponges) have a calcareous skeleton by which they stick to the substrate giving rise to layers and/or masses variable in shapes and dimensions. Their aggregation and accumulation may lead to a permanent structure (Laborel, 1987). In this sense, bioconstructor organisms, by building carbonate erect framework, generate physical structures thus modifying the habitat and its structural complexity. The importance of bioconstructions is not only because of their physical structure but also because of interactions and processes they generate, whatever, for example, their dimension and extension may be.

Promotion of diversity by habitat complexity

Biological diversity induced by habitat complexity has already been described for many benthic constructors: calcareous algae (Hong, 1982; Freiwald & Henrich, 1994), corals (for references see Sorokin, 1995), vermetids (Ben-Eliahu & Safriel, 1982; Pandolfo *et al.*, 1992), mussels (D'Anna *et al.*, 1985; Dittmann, 1990; Günther, 1996), oysters (Lenihan, 1999), polychaetes (Porras *et al.*, 1996; Bianchi & Morri, 1996), barnacles (Thompson *et al.*, 1996), bryozoans (Bradstock & Gordon, 1983; Ferdeghini & Cocito, 1999).

The importance of evaluating habitat complexity is well understood if we analyse the vast array of different forms resulting from biogenic constructions. For example, the modular construction displayed by bryozoans allows different budding and packaging of zooids - the functional units - to form differently shaped bioconstructions (Hageman *et al.*, 1998). These, sometimes constructed with the help of other organisms (Cocito *et al.*, 2000), vary depending on the

bryozoan, the substrate and the surrounding environmental conditions. Crusts with the upper side dome-shaped are often encountered in the coralligenous and pre-coralligenous (Gautier, 1962), play parts as cavity-fillers inside coralline algae and coral bioherms (Cuffey, 1972) or cover the surfaces of many organisms, completely wrapping them up (Ferdeghini *et al.*, 2001), thus serving as frame-binding agent. Another morphological type is formed by masses in the shape of branches, tubes and horns, that always appears on the stems of erect organisms (Moissette & Pouyet, 1991; Cocito *et al.*, 2000). Some bryozoans build numerous concentric, successive layers around various substrates; when the subspherical colony reaches a critical size and mass it may transform into a pinnacle.

The increase in size of bryozoans bioconstructions induce modifications in the composition of biota participating in their formation and in the shape and rate of growth of these structures. Different organisms, especially those with calcareous skeleton or test, may alternate more or less regularly or occur at different stages in the construction, thus giving birth to increased-size masses (Moissette & Pouyet, 1991).

Relationship exists between construction size and number of crypts, particularly for colonial organisms. Coloniality is known to offer more hiding places within the framework (Buss, 1979). As a matter of fact, many organisms are far more abundant in crypts than on open surfaces (Wood, 1995). For example, a single coral skeleton contained 1441 polychaetes (belonging to 103 species), as well as bryozoans, tanaids, amphipods, isopods, oligochaetes, crustaceans and ophiuroids (Grassle, 1973). Crypts thus house a significant proportion of the overall biotic diversity of a reef.

When describing promotion of diversity by habitat provision, the analysis is addressed to the role of a competitively dominant organism that, if given the opportunity, would eventually occupy all primary substratum, thereby lowering diversity. But, because all those resulting bioconstructions are more spatially complex than primary substratum, the amount of suitable substratum is higher where they are present. Therefore, as already evidenced by Paine (1974) for *Mytilus californianus* beds, by Cocito *et al.*, (1998) and Ferdeghini & Cocito (1999) for *Pentapora fascialis* reefs, while bioconstructions may be a detriment to diversity on rock (primary substratum), they certainly play a much different role in the community when their use as secondary space is considered.

Interactions and processes generate by bioconstructions

It is well known that the number of species within a habitat often increases with an increase in the size of habitat (McGuinness & Underwood, 1986). Moreover, the addition of new, complex habitats provides necessary resources, including substrate for colonisation (Preston, 1960; Morse *et al.*, 1985; Walters & Wethey, 1996), increases variety of suitable feeding sources, and refuges from competition, predation, and disturbance (Coull & Wells, 1983). In addition, physical habitat structure can directly influence local species through physical-biological coupling, that is by altering physical variables which have subsequent biological effects (Gibbons, 1988; Lenihan, 1999).

The role of organisms in the creation, modification and maintenance of habitats is lacking from studies on population and community ecology (Jones *et al.*, 1994). Jones *et al.* (1994; 1997) called 'physical ecosystem engineers'

organisms that directly or indirectly control the availability of resources to other organisms by causing physical state changes in biotic and abiotic materials.

Mussel mats formation is a case of engineering in which processes and interaction have been described. Crooks & Khim (1999) summarised the effects caused by biological activities of the living mussel *Musculista senhousia* and those caused by bioconstruction structural change in the benthic habitat. Natural mussel mats, which are typically raised several centimetres relative to ambient sediments and incorporate a range of materials (e.g. shells, sediment, algae), alter hydrodynamic, sedimentary, and microtopographic features on the tidal flat. The physical structure of mussel mats has complicate effects on the local water flow, which could influence, for example, the recruitment of macrofauna. In addition, mats appear to be depositional environments resulting in active habitat selection based on their sedimentary properties. Physical structure traps material, with an increased supply of materials for tube-builders as well as a stable matrix in which tubes can be built. Another important behavioural response is the presence of the structure itself: it provides crypts and refuge from predation. Moreover, some motile benthic species, such as gasteropoda, amphipods, mussels, display thigmotactic responses to physical structures, actively choosing sites (Olyslager & Williams, 1993).

For *Mytilus* islands (Günther, 1996) the periphery has an environment different from the central part being affected by forces from outside, e.g. wave action and predation. Associated animals mainly inhabit the patch's lower layer, where sediment and shell fragments accumulate. The surface of the shells and shells fragments serve as a substrate for bacteria, micro-algae and small animals. Algal thalli attaching to the shells support various animals, including amphipods and gastropods. Differentiation of feeding habits of the associated animals has also been analysed in detail: it includes herbivores, deposit feeders, carnivores, and suspension feeders (Tsuchiya & Nishihira, 1986).

The importance of using a variety of resolutions, i.e. spatial scales, to measure biodiversity promoted by habitat provision has been discussed in detail for bryozoans (Scholz & Hillmer, 1995) and barnacle beds (Thompson *et al.*, 1996). Bryozoans, for example, provide numerous 'nanno-habitats', which can be measured in terms of few mm or mm, to bacteria, diatoms, fungi, and 'micro-habitats' for filamentous algae, hydrozoans, others bryozoans and invertebrates, measured in cm to dm. Due to the high level of order in the spatial zonation patterns of the epibenthic associated biota on calcifying bryozoans, the term 'bryozoan micro-reef' was introduced by Scholz & Hillmer (1995): this indicated a rigid structure, displaying topographic relief, biologically controlled with a complexly zoned community of reef-dwellers.

So far, measuring habitat complexity has not taken into account the way in which habitat scale is perceived by organisms of different size. Up to now, the use of fractal dimensions has only been used at macrobiotic scale (Gee & Warwick, 1994).

Diversity in bryozoan reefs

Bryozoan colonies are known to form the structural basis of biohermal mounds and some erect species comprise the principal frame-builder of assemblages that attract epibionts and entrap sediments (Battershill *et al.*, 1998). Two records

of modern frame-building activities of bryozoans come from the Bahamas (Cuffey *et al.*, 1977) and New Zealand (Bradstock & Gordon, 1983). The Bahamian 'tidal channel bryozoan reefs', being composed of numerous genera, are reported as example of 'high diversity reefs'. In New Zealand, Tasman Bay bryozoan beds, up to 272 km² in extent, are made by two species ('low diversity reef'): the cheilostome *Celleporaria agglutinans*, which occurs at depth of 10-35 m forming clumps up to 0.5 m high and attaining up to 50 % cover, and *Hippomenella vellicata*, which forms coarse foliaceous colonies up to 0.2 m high and 0.3 m across. The bioconstructions of these two species provide attachment surface for other calcareous frame-building components, including 92 additional species of bryozoans, plus serpulids, bivalves that die and become entrapped, sponges, ascidians, foraminifera; numerous motile invertebrates (gastropods, chitons, ophiuroids, holothurians, polychaetes) occur in the interstices. The food items and shelter provided attract juveniles of commercial and other fishes (Battershill *et al.*, 1998).

An example of biodiversity promotion and protection comes from bryozoan-structured reefs from New Zealand. The cyclostome *Cyntipora elegans* forms erect branching colonies of cylindrical stems more than 30 cm high, with aggregate mounds displaying a total elevation of 1m high and forming structures more than 10 km long and 0.5 km wide. The surfaces of these linear reefs support a huge range of marine life, especially different species of commercial fishes. Before 1956, fishermen avoided these bryozoan grounds and were not fished until strong synthetic nets became available. Size and extent of these bryozoan grounds were severely reduced as well as shelter and availability of food for fishes. Accordingly, in 1980 an area of seabed was closed to the fishing and restoration of the habitat monitored (Bradstock & Gordon, 1983): this is the first time that bryozoans have become protected!

Riassunto

Numerosi organismi a scheletro calcareo costruiscono strutture fisiche variabili in forma e dimensioni. Le strutture risultanti e la loro complessità promuovono processi che controllano la distribuzione e l'abbondanza delle specie associate. Vengono analizzati i processi e le interazioni che portano ad un incremento della diversità attraverso esempi di biocostruzioni prodotte da briozoi, incrostanti ed eretti, e da altri invertebrati.

Acknowledgements

We thank L. Azzaro (Modena) for analysing bryozoans constructions, M. Abbate (La Spezia) for helping with photos for presentation, S. Schiaparelli (Genoa) for providing literature, C.N. Bianchi (La Spezia) and A. Balduzzi (Genova) for literature and discussions.

References

BATTERSHILL C., GORDON D., ABRAHAM E. (1998) - Benthos: a datalogger of marine environmental health. In: C. Wallace, B. Weeber and S. Buchanan (eds), *Marine ecosystem management: obbligations and opportunities*: 79-87.

BEN-ELIAHU M.N., SAFRIEL U.N. (1982) – A comparison between species diversities of polychaetes from tropical and temperate structurally similar rocky intertidal habitats. *J. Biogeogr.*, **9**: 371-390.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1996) - *Ficopomatus* 'reefs' in the Po River Delta (Northern Adriatic): their constructional dynamics, biology, and influence of brackish water biota. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, **17** (1-3): 51-66.

BRADSTOCK M., GORDON D. (1983) - Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay, and their protection to conserve commercial fish stocks. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.*, **17**: 159-163.

BUSS L.W. (1979) - Habitat selection, directional growth and spatial refuges: why colonial animals have more hiding places. In Larwood G. and B.R. Rosen (eds) *Biology and Systematics of Colonial Organisms*. Academic Press, London: 459-497.

COCITO S., SGORBINI S., BIANCHI C.N. (1998) – Aspect of the biology of the bryozoan *Pentapora fascialis* in the nortwestern Mediterranean. *Mar. Biol.*, **131**: 73-82.

COCITO S., FERDEGHINI F., MORRI C., BIANCHI N. (2000) - Patterns of bioconstruction in the cheilostome bryozoan *Schizoporella errata*: the influence of hydrodynamics and associated biota. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **192**: 153-161.

COULL B.C., WELLS J.B.J. (1983) - Refuge from fish predation: experiments with phytal meiofauna from the New Zealand rocky intertidal. *Ecology*, **64**: 1599-1609.

CROOKS J.A., KHIM H.S. (1999) - Architectural vs. biological effects of a habitat-altering exotic mussel *Musculista senhousia*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **240**: 53-75.

CUFFEY R.J. (1972) - The roles of bryozoans in modern coral reefs. *Geologische Rundschau*, **61**: 542-550.

CUFFEY R.J., FONDA S.S., KOSICH D.F., GEBELEIN C.D., BLIEFNICK D.M., SOROKA L.G. (1977) - Modern Tidal-Channel Bryozoan Reefs of Joulters Cays (Bahamas). *Proceedings of the Third International Coral Reefs Symposium*, Rosenstiel School Marine and Atmospheric Science, Miami **2**: 339-345.

D'ANNA G., GIACCONE G., RIGGIO S. (1985) – Lineamenti bionomici dei banchi a mitili di Balestrate (Sicilia occidentale). *Oebalia*, **11**: 389-399.

DITTMANN S. (1990) - Mussel beds – amensalism or amelioration for intertidal fauna? *Helgoländer Meeresunters*, **44**: 335-352.

FERDEGHINI F., COCITO S. (1999) - Biologically generated diversity in two bryozoan buildups. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 191-197.

FERDEGHINI F., COCITO S., AZZARO L., SGORBINI S., CINELLI F. (2001) Bryozoan bioconstructions in the coralligenous formations of S.M.Leuca (Apulia, Italy), *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 238-245.

FREIWALD A., HENRICH R. (1994) - Reefal coralline algal build-ups within the Artic Circle: morphology and sedimentary dynamics under extreme environmental seasonality. *Sedimentology*, **41**: 963-984.

GAUTIER Y.V. (1962) - Recherches écologiques sur les Bryozoaires Cheilostomes en Méditerranée Occidentale. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **38** (24): 1-434.

GEE J.M., WARWICK R.M. (1994) - Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **103**: 141-150.

GIBBONS M.J. (1988) - The impact of sediment accumulation, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **45**: 13-22.

GRASSLE J.F. (1973) - Variety in coral reef communities. In: Jones O.A. and R. Endean (eds). *Biology and Geology of Coral Reefs*, **11**: 247-270.

GÜNTHER C. (1996) - Development of small *Mytilus* beds and its effects on resident intertidal macrofauna. *Mar. Ecol. P.S.Z.N.I*, **17** (1-3): 117-130.

HAGEMAN S.J., BOCK P.E., BONE Y., MCGOWRAN B. (1998) - Bryozoan growth habits: classification and analysis. *J. Paleont.*, **72** (3): 418-436.

HONG J.-S. (1982) - Contribution à l'étude des peuplements d'un fond de Concrétionnement Coralligène dans la région marseillaise en Méditerranée Nord-occidentale. *Bulletin of Kordi*, **4**: 963-984.

JONES C.G., LAWTON J.H., SHACHAK M. (1994) - Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**: 373-386.

JONES C.G., LAWTON J.H., SHACHAK M. (1997) - Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, **78** (7): 1946-1957.

LABOREL J. (1987) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean. A review. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park,* Fr., **13**: 97-126.
LENIHAN H.S. (1999) - Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. *Ecological Monographs,* **69** (3): 251-275.
MCGUINNESS K.A., UNDERWOOD A.J. (1986) - Habitat structure and the nature of communities on intertidal boulders. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **104**: 97-123.
MOISSETTE P., POUYET S. (1991) - Bryozoan masses in the Miocene-Pliocene and Holocene of France, North Africa, and the Mediterranean. In: Bigey F.P. (ed), *Bryozoa living and fossil.* Soc Sci Nat Ouest France, Nantes: 271-279.
MORSE D.R., LAWTON J.H., DODSON M.M., WILIAMSON M.H. (1985) - Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*, London, **314**: 731- 733.
OLYSLAGER N.J., WILLIAMS D.D. (1993) - Microhabitat selection by the lotic amphipod *Gammarus pseudolimnaeus* Bousfield: mechanisms for evaluation local substrate and current suitability. *Can. J. Zool.*, **71** (12): 2401-2409.
PAINE R.T. (1974) – Intertidal community structure: experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oebalia*, **15**: 93-120.
PANDOLFO A., CHEMELLO R., RIGGIO S. (1992) – Prime note sui popolamenti associati ai 'trottoir' a vermetidi delle coste siciliane: i molluschi. *Oebalia*, **17** (suppl.): 379-382.
PORRAS R., BATALLER J.V., MURGUI E., TORREGROSA M.T. (1996) - Trophic structure and community composition of polychaetes inhabiting some *Sabellaria alveolata* (L.) reefs along the Valencia Gulf coast, Western Mediterranean. *Mar. Ecol. P.S.Z.N. I*: **17** (4): 583-602.
PRESTON E.M. (1960) - Time and space and the variation of species. *Ecology*, **41**: 611- 627.
SCHOLZ J., HILLMER G. (1995) - Reef-bryozoans and bryozoans-microreefs: control factor evidence from the Philippines and other regions. *Facies*, **32**: 109-144.
SOROKIN Y.I. (1995) - *Coral Reef Ecology.* Springer-Verlag, Berlin: 461 pp.
THOMPSON R.C., WILSON B.J., TOBIN M.L., HILL A.S., HAWKINS S.J. (1996) - Biologically generated habitat provision and diversity of rocky shore organisms at a hierarchy of spatial scale. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **202**: 73-84.
TSUCHIYA M., NISHIHIRA M. (1986) - Island of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**: 171-178.
WALTERS L.J., WETHEY D.S. (1996) - Settlement and early post-settlement survival of sessile marine invertebrates on topographically complex surfaces: The importance of refuge dimension and adult morphology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **137**: 161-171.
WILLIAMS C.B. (1943) - Area and number of species. *Nature*, **152**: 264-267.
WOOD R. (1995) - The changing biology of reef-building. *Palaios*, **10**: 517-529.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 181-190

B. CALCINAI, G. BAVESTRELLO, R. CATTANEO-VIETTI*,
C. CERRANO*, M. SARÀ*

Istituto di Scienze del Mare, Università di Ancona, via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.
*Dip. Te. Ris. Università di Genova, Corso Europa 26, 16100 Genova, Italia.

IL RUOLO DEI PORIFERI NEI PROCESSI BIOEROSIVI DEI SUBSTRATI ORGANOGENI

THE ROLE OF PORIFERA IN BIOEROSION PROCESSES OF ORGANOGENIC SUBSTRATA

Abstract

The process related to the bioerosion of carbonatic substrata, particularly linked to boring sponge activity, have been reviewed.

We discuss a key role of boring sponges on the evolution of the mediterranean coralligenous formations. The continuous boring activity regulate the animal carbonatic deposition destroying the superficial carbonatic stratum. This cyclical renewal of the substratum represents a sort of intermediate disturbance which controls the evolution and structure of the skiophilous zoocenosis, regenerating the primary space. This action allows a high specific richness typical of the coralligenous and, from a geologic point of view, determines the kind of limestone of the biogenic construction and of the detritic bottom under the cliff. Sometimes, in these bottoms, large massive specimens of Cliona nigricans *live partially burrowed in sediments. This sponges incorporate large amounts of sediments selecting the greater size classes and, particularly mollusc shells, which show marks of the sponge boring activity. These sponges gather up the sediment providing a secondary hard substratum that hosts a biocenosis of coralligenous affinity.*

Key-words: *Bioerosion, biocostruction, coralligenous, Porifera, Clionids, Mediterranean.*

Processi bioerosivi

Bioerosione è un termine proposto per la prima volta da Neumann (1966) per indicare l'erosione di origine organica esercitata su substrati calcarei. Gli organismi perforatori coinvolti sono in grado di perforare, grazie all'ausilio di mezzi chimici e/o meccanici, tali substrati all'interno dei quali poi vivono (Smyth, 1990). Tali organismi si possono distinguere in micro e macro perforatori. I primi includono cianobatteri, clorofite, rodofite e funghi; i secondi sono spugne, bivalvi, sipunculidi, policheti e cirripedi.

La bioperforazione dei substrati calcarei appare un fenomeno di grande portata ecologica costituendo una fase del turnover delle formazioni carbonatiche in ambiente marino e viene attuata tramite due meccanismi di dissoluzione: chimico e meccanico, spesso non mutualisticamente esclusivi (Hutchings, 1986).

Il tasso di bioerosione non è costante, e subisce variazioni spaziali e temporali in funzione della composizione della comunità di perforatori. La comunità pioniera inizialmente è dominata da policheti per poi gradualmente cambiare in comunità dominate da spugne, sipunculidi e bivalvi (Hutchings e Peyrot-Clausade, 1988; Peyrot-Clausade *et al.*, 1995). Altri autori (Risk e MacGeachy, 1978) hanno suggerito la seguente complessa successione: batteri, alghe, funghi, seguiti da spugne perforanti, altre specie di funghi, policheti, e finalmente da bivalvi, balani e sipunculidi. Altri fattori quali la variabilità del reclutamento

degli stadi larvali o fattori stagionali, che interferiscono sulla crescita degli organismi perforanti, intervengono sul tasso di perforazione rendendolo altamente variabile (Hutchings, 1986).

I microperforatori attaccano i substrati carbonatici attraverso un processo di dissoluzione chimica, creando in essi intricate reti di camere e gallerie. Essi sono importanti artefici nei processi di distruzione delle scogliere coralline attuali e del passato (Perry, 1998) e nella produzione di sedimenti carbonatici. Vari studi hanno messo in evidenza come tali organismi possono essere utilizzati per interpretare condizioni paleoclimatiche o per stabilire la posizione di antiche linee di costa (Gatrall e Golubic, 1970; Perkins e Halsey, 1971).

Tra gli organismi macroperforatori i poriferi rivestono un ruolo determinante nell'erosione di substrati carbonatici biogenici e non biogenici che è stato particolarmente studiato nelle scogliere coralline. In tali ambienti le spugne rappresentano la componente dominante della comunità di macroperforatori (Perry, 1998) determinando fino al 90% dell'erosione totale (MacGeachy, 1977).

La bioerosione, anche facilitando processi di erosione fisica, agisce spesso come un agente di disturbo intermedio promuovendo la complessità e la biodiversità della barriera, creando nuovi spazi altrimenti non sfruttabili dalle specie meno competitive (MacGeachy, 1977; Hutchings, 1986).

Nelle scogliere coralline l'attività demolitrice dei poriferi perforatori (prevalentemente clionidi) può essere tale da bilanciare o superare la crescita delle stesse, generando ingenti quantità di sedimento calcareo fine (Rützler, 1975; MacGeachy, 1977) che, nelle lagune delle Fanning Islands (Pacifico), può raggiungere il 30% dei sedimenti calcarei (Fütterer, 1974).

I fenomeni della bioerosione sono stati studiati approfonditamente anche nell'ambito degli allevamenti di lamellibranchi, sia in ambienti temperati che tropicali. Tali colture possono essere particolarmente danneggiate dall'azione di organismi bioerosori, con gravi conseguenze economiche (Rosell *et al.*, 1999). Negli allevamenti di ostriche perlifere le conchiglie possono essere perforate e indebolite a tal punto che un'eventuale manipolazione di queste può indurne la rottura, e il processo di formazione delle perle può essere impedito (Thomas, 1979; Barthel *et al.*, 1994); inoltre, se la perforazione è estesa e raggiunge l'area della cerniera, il bivalve può essere impossibilitato a chiudere le valve e risultare, di conseguenza, più accessibile all'attacco dei predatori. Studi condotti sull'ostrica perlifera, *Pinctada margaritifera,* della Polinesia Francese (Mao Che *et al.,* 1996) hanno messo in luce come la bioerosione sia impedita, almeno in una fase iniziale, dalla presenza del periostraco (Kaehler, 1999). Dopo la rimozione di questo e l'esposizione dello strato minerale, l'attacco da parte degli organismi erosori si verifica secondo una tipica successione, che prevede alghe (clorofite) e cianobatteri tra gli organismi pionieri; spugne e funghi compaiono in uno stadio successivo (Mao Che *et al.*, 1996) e possono perforare tutto lo spessore della conchiglia.

Le indagini sui processi bioerosivi nel Mediterraneo sono state finora molto scarse. In particolare è stata affrontata la perforazione degli sclerassi di *Corallium rubrum,* ad opera essenzialmente di clionidi, che è uno dei difetti principali ed economicamente più rilevanti che possano presentare le partite commerciali di corallo (Liverino, 1984; Melone, 1965; Barletta e Vighi, 1968; Corriero *et al.*, 1989; Bavestrello *et al.*, 1996a; 1999).

L'impatto dei poriferi e di altri organismi perforatori sul coralligeno del Mediterraneo è complesso e comparabile a quello esercitato sulle scogliere

coralline tropicali. Anche in questi ambienti la bioerosione crea una grande quantità di habitat, ognuno caratterizzato dalla sua comunità e, insieme ad agenti fisici erosivi, determina la creazione di nuovo spazio disponibile per organismi non perforatori (Cerrano *et al.*, 2000). Nell'ecosistema del coralligeno i bioerosori possono promuovere la propria diffusione per via asessuale provocando il distacco e la dispersione dei substrati attaccati (Calcinai *et al.*, 1999), analogamente a quanto è stato dimostrato avvenire nelle scogliere coralline, dove tale azione agevola la diffusione delle madrepore bioerose (Tunnicliffe, 1979).

Perforazione del substrato calcareo

Tra le spugne perforanti, la famiglia Clionidae, (ordine Hadromerida), occupa un ruolo di primo piano nella bioerosione di substrati calcarei ed organogeni sui quali si stabilisce.

I primi studi sui Clionidi risalgono all'inizio dell'800, quando Grant (1826) descrisse la specie tipo della famiglia, *Cliona celata*. Il primo riconoscimento della capacità erosiva di queste spugne è però posteriore (Hancock, 1849).

L'attività erosiva dei clionidi consiste nello scavo e nella produzione di una rete di gallerie e camere all'interno delle quali l'animale sviluppa i propri tessuti. Nella fase perforante la maggior parte dei tessuti si trova completamente all'interno del substrato e soltanto strutture specializzate dette papille, alcune con osti a funzione inalante, altre con un unico osculo a funzione esalante, fuoriescono prendendo contatto con l'ambiente esterno. Le papille hanno capacità contrattile per proteggere la spugna da situazioni ambientali sfavorevoli (Emson, 1966).

Con il procedere della perforazione l'intreccio di gallerie diventa sempre più fitto, fino a scomparire del tutto in seguito ad una completa dissoluzione del substrato che appare riempito dal corpo della spugna (Hatch, 1974).

Sebbene l'erosione sia un processo continuo è stato diviso in tre fasi, legate alla crescita della spugna (Vosmaer, 1935): la fase alfa (stadio perforante) in cui la spugna, lasciando solo le papille a contatto con l'acqua, è completamente all'interno del substrato; la fase beta (stadio incrostante) in cui il tessuto della spugna riveste completamente il substrato collegando le papille inalanti ed esalanti; per ultima, la fase gamma in cui il substrato è stato completamente eroso e la forma della spugna viene indicata come "massiva".

A partire dal secolo scorso furono avanzate ipotesi per spiegare il meccanismo di perforazione, ma soltanto con l'avvento del microscopio elettronico si poté far luce sui dettagli del processo. Questi studi hanno mostrato che il meccanismo di perforazione consta di una dissoluzione chimica localizzata, associata alla rimozione meccanica di frammenti di carbonato (*chips*) e alla loro espulsione attraverso il sistema acquifero (Cobb 1969, 1971; Rützler e Rieger, 1973; Hatch, 1975; Pomponi, 1979 a, b, c).

Nelle zone di contatto tra spugna e substrato calcareo sono state individuate aree di incisione caratterizzate da ampi spazi intercellulari, cellule amebocitiche particolari (*etching-cells*) e fibre di collagene (Rützler e Rieger, 1973). Le *etching-cells* erodono il substrato in due modi. Digeriscono enzimaticamente i componenti organici del substrato per mezzo del sistema lisosomiale, e solubilizzano la componente minerale grazie alle secrezioni di anidrasi carbonica (AC) determinando uno spostamento dell'equilibrio nella reazione di solubilizzazione del carbonato.

Hatch (1975) ha dimostrato che questo enzima si trova sulle membrane delle *etching-cells*, nel citoplasma, sulle membrane dei corpi citoplasmatici e negli spazi extracellulari adiacenti il substrato da erodere, dimostrando che la sua concentrazione è direttamente proporzionale all'attività perforante di *C. celata*. Egli ha inoltre notato come in questa specie tale attività perforante sia inibita dall'acetozolamide, un inibitore dell'AC.

La AC potrebbe regolare il trasporto ionico o le secrezioni acide a livello delle membrane delle *etching-cells* dissolvendo così il carbonato di calcio e creando un pH ottimale per l'azione della fosfatasi acida sui componenti organici del substrato (ad esempio la conchiolina delle conchiglie dei gasteropodi). Tale digestione può essere intracellulare, attraverso il sistema lisosomiale, ed extracellulare per secrezione dell'enzima nell'area di incisione.

La fosfatasi acida infatti è stata trovata lungo il RER, nel complesso del Golgi, all'interno dei lisosomi e di altri corpi citoplasmatici, nei fagosomi ed in elementi tubulari all'interno delle *etching-cells*, nonché nella parte esterna della membrana dei processi fillopodiali, tra cellula e substrato, specialmente nello spazio tra un processo fillopodiale e l'altro (Pomponi, 1979c).

È stato calcolato che solo il 2-3% del substrato è dissolto chimicamente dalle *etching-cells*, il resto è rimosso meccanicamente sotto forma di frammenti di forma definita detti *chips* che vengono espulsi tramite i canali del sistema esalante (Rützler e Rieger, 1973). Sulle pareti del substrato perforato permangono i segni delle incisioni (*pits*).

Secondo un primo studio basato sulla microscopia ottica (Cobb, 1971) l'incisione effettuata dalle *etching-cells* sarebbe di forma circolare e corrisponderebbe al margine cellulare che si insinua perpendicolarmente nel substrato e che attraverso delle contrazioni è in grado di rimuovere il frammento. Si è notato però che il diametro di una *etching-cell* (10 x 5 μm) non giustifica la dimensione dei *chips* (40-60 μm). Indagini di microscopia elettronica hanno dimostrato che le *etching-cells*, grazie alle loro espansioni fillopodiali, delimitano aree di incisione di diametro sufficiente a spiegare la grandezza dei *chips*. È stato anche notato che più *etching-cells* con i loro fillopodi cooperano per la rimozione di un unico frammento e che le prime cellule che penetrano il substrato poi subiscono lisi citoplasmatica e vengono sostituite da nuove *etching-cells* (Rützler e Rieger, 1973). Nell'area di incisione sono stati occasionalmente osservati altri tipi di cellule la cui funzione al momento non è del tutto chiara: amebociti, cellule grigie, cellule sferulose, cellule con inclusioni osmiofile potrebbero probabilmente coadiuvare le *etching-cells* nel processo di perforazione.

La struttura mineralogica e la densità del substrato sono importanti caratteristiche che controllano il tasso di bioerosione, soprattutto per quel che riguarda le spugne, la cui attività è positivamente correlata soprattutto alla porosità dei materiali erosi (Highsmith, 1981; Perry, 1998).

Simbiosi con zooxantelle

Tra le spugne, la simbiosi con zooxantelle è ristretta ad un piccolo numero di specie appartenenti alla famiglia Clionidae la maggior parte delle quali presenta capacità bioerosive (Sarà e Liaci, 1964; Crumeyrolles-Duclaux, 1970; Vacelet, 1981; Wilkinson, 1987, 1992; Rützler, 1990; Rosell e Uriz, 1991).

Oggetto di discussione è l'esistenza di una relazione diretta tra la simbiosi con le zooxantelle e la capacità bioerosiva dei clionidi. Vacelet (1981) suggerisce che le zooxantelle siano responsabili della solubilità del carbonato attraverso la loro attività fotosintetica oppure abbiano un effetto stimolante sul metabolismo della spugna coadiuvando in modo aspecifico la perforazione. È probabile che entrambe le ipotesi vedano un coinvolgimento dell'enzima AC che regola l'equilibrio tra HCO_3^- e CO_2 contribuendo al rifornimento di CO_2 per la fotosintesi delle zooxantelle nelle simbiosi sia con cnidari sia con molluschi (Weis *et al.*, 1989; Weis, 1991).

Molti invertebrati marini usano AC per la deposizione o la dissoluzione di carbonato. Si è visto ad esempio che l'AC è implicata nell'erosione del substrato calcareo nei cirripedi acrotoracici e nei gasteropodi muricidi e che esiste una correlazione positiva tra attività perforante e concentrazione di AC in *C. celata* (Turquier, 1968; Chetail e Fournie, 1969; Carriker e Chauncey, 1974; Hatch, 1980; Pomponi, 1980).

Sebbene l'associazione tra spugne e zooxantelle sia stata ben descritta da un punto di vista morfologico (Vacelet, 1981; Wilkinson, 1987, 1992; Rützler, 1990) poco si conosce del contributo delle alghe alla perforazione ed alla crescita delle spugne (Rosell e Uriz, 1992).

Prove a favore del fatto che una maggiore concentrazione di zooxantelle implichi nella spugna una crescita maggiore ed una più intensa capacità erosiva sono portate da Hill (1996) in uno studio sperimentale su diversi esemplari di *Anthosigmella varians* (Hadromerida, Spirastrellidae) fatti crescere ad alti e bassi livelli di intensità luminosa. Confrontando studi su altre specie Hill (1996) notò che *C. aprica*, che vive in simbiosi con zooxantelle così come *A. varians*, perfora di più di *C. lampa*, una specie che non presenta tale associazione. Questa osservazione concorda con i risultati di Pomponi (1977) che dimostrò come la concentrazione di AC di *C. caribbea*, che ospita zooxantelle, era 5-10 volte maggiore di quella di *C. deletrix* che ne è priva.

Altri dati sulle relazioni tra zooxantelle e Clionidi sono forniti da Rosell e Uriz (1992) che hanno studiato l'influenza dei simbionti sulla crescita, la sopravvivenza e l'attacco al substrato di *C. viridis* (*sensu* Rosell e Uriz, 1991). Nel corso della ricerca, esemplari di *C. viridis* furono esposti a diversi livelli di illuminazione utilizzando substrati calcarei e silicei a temperature diverse. I dati sono in accordo con quelli di Hill (1996): gli esemplari tenuti ad illuminazione naturale crescevano di più e la sopravvivenza era maggiore per quelle spugne insediate su substrati carbonatici; la sopravvivenza della spugna non era invece significativamente dipendente dalla temperatura.

Comunque non è ancora definitivamente chiarito se le spugne traggano apporti trofici dalle alghe simbionti per traslocazione di nutrienti, come dimostrato per le simbiosi spugne-cianobatteri (Vacelet, 1971; Wilkinson e Vacelet, 1979), o direttamente per digestione delle zooxantelle da parte delle spugne (Sarà, 1971).

La relazione simbiotica tra zooxantelle e spugne non sembra essere obbligata dato che la spugna sopravvive anche senza l'alga (Addicot, 1984; Rosell e Uriz, 1992). Campioni di *C. viridis* crescono, infatti, anche in condizioni di completa oscurità, benché il successo riproduttivo sia aumentato in presenza di zooxantelle. Queste ultime, stimolando la penetrazione nel substrato, comportano un aumento nella produzione dei tessuti della spugna, a loro volta convertibili o in sostanze di riserva o in elementi riproduttivi.

I Clionidi gruppo chiave nella strutturazione del Coralligeno

Assai scarsi sono i contributi sulla biodiversità e sul ruolo dei poriferi perforatori del coralligeno mediterraneo (Barletta e Vighi, 1968; Corriero *et al.*, 1997).

Un'ipotesi sul ruolo dei clionidi nella strutturazione delle cornici coralligene è stata suggerita da Cerrano *et al.*, (2000). Le cornici sono normalmente parallele all'andamento della parete con una faccia superiore, illuminata e in crescita continua ad opera di alghe calcaree, ed una faccia inferiore, ombrosa, che ospita una ricca fauna sciafila nella quale sono preponderanti gli cnidari a scheletro carbonatico, i serpulidi ed i briozoi. D'altra parte l'osservazione di sezioni di cornici ha messo in luce che la componente animale, nonostante l'elevata biodeposizione di carbonati, rientra in misura ridotta nella produzione della compagine minerale. Secondo Cerrano *et al.*, (2000) questo fatto è dovuto all'attacco delle spugne perforatrici che coinvolge in modo particolare gli organismi animali. Il maggiore effetto distruttivo operato dai clionidi su parte della componente animale rispetto a quella vegetale si può ipotizzare derivante dal sinergismo di diversi fattori.

1) Una maggiore attitudine dei clionidi alla perforazione del carbonato biodeposto da animali rispetto a quello deposto da alghe. Questo fatto è probabilmente da imputarsi alla struttura porosa del tallo delle alghe coralline, che rende probabilmente più difficoltosa la perforazione. Le specie in grado di perforare le alghe coralline sono molto poche e sul Promontorio di Portofino solo *Cliona viridis* e *C. rhodensis* sono specializzate ad occupare questo tipo di ambiente. A profondità inferiori a 10 m le specie non sono mai state osservate ed i grandi talli di *Lithophyllum frondosum* vivente, che si trovano a 30-50 m di profondità, non presentano segni di bioerosione.
2) La stabilità di un tallo algale, attaccato al substrato per un'ampia superficie di adesione, è solo modestamente compromessa dalle camere di perforazione delle spugne. Al contrario le colonie di madreporari e di corallo aderiscono al substrato per mezzo di una superficie di attacco sempre relativamente ridotta e quindi anche solo una modesta attività erosiva può provocare il totale svuotamento di un corallite, o di una piccola colonia, con il conseguente distacco.
3) Gli organismi di origine animale tendono a vivere prevalentemente sul lato ombroso del concrezionato e quindi sono situati con la base di adesione disposta verso l'alto. Se erosi, tale posizione li rende estremamente soggetti alla forza di gravità.

Pertanto i clionidi sembrano rappresentare il gruppo chiave per la strutturazione sia del coralligeno mediterraneo sia dei fondali detritici sottostanti. Inoltre, tali fondi detritici (la tipica biocenosi del detritico costiero) presenti alla base delle falesie, possono ospitare popolazioni di clionidi in grado di incorporare nei propri tessuti ingenti quantità di sedimenti. Sui fondi mobili di questo tipo, presso l'Isola Gallinara (Liguria occidentale), crescono grandi popolazioni di *C. nigricans* in forma massiva che, attraverso l'elevata attività di incorporazione, strutturano i sedimenti, costituendo grandi isole di fondi duri secondari sui quali si impianta una fauna ad affinità coralligena (Calcinai *et al.*, 1999).

Da un punto di vista ecologico i clionidi svolgono funzioni complementari. Sulle falesie verticali perforano i substrati coralligeni causandone la frammentazione e la caduta sul fondo. Sul fondo detritico questo stesso materiale è incorporato

dagli esemplari massivi che emergendo sul fondo come isole di substrato duro, spezzano l'uniformità del fondale, per fornire un substrato secondario che ospita una biocenosi ad affinità coralligena.

Summary

Bioerosion indicates destructive processes of consolidate substrata made by the direct action of organisms that may act both by physical and chemical mechanisms.

These processes related to the sponge (mainly Clionids) bioerosive activity on carbonatic substrata, have been here reviewed. Clionids make holes and chambers into carbonatic substrata where they live.

Porifera are known to play an important role in bioerosion activities being the principal agents both in biogenic and non-biogenic carbonatic substrata destruction processes. In particular in coral reefs they may produce about 90% of the total erosion. This bioerosive process results in 98% of the bored substratum being disposed as chips (particles of defined size and shape) and the remainder is dissolved.

Even if studies on boring sponge species and on their role on Mediterranean coralligenous dynamics are rare, their impact can be compared to coral reefs. Also in this environment, bioerosion produces numerous small crevices, leading to the formation of many different habitats for non-bioeroding organisms.

Recently, some authors have suggested a prime role in structuring coralligenous ledges. This kind of coralligenous is set in parallel, horizontal belts with an upper, lighted surface, which grows by the carbonatic deposition of coralline algae and a lower, shadowed face where skiophilous animals, with carbonatic skeleton, predominate. By observing the internal part of these coralligenous blocks it is evident how the algal component is predominant, while animal, carbonatic skeletons are rare. This fact is interpreted as the result of a different boring activity towards different carbonatic substrata.

These differences may be due to the following points:

1) bioerosion processes are known to be more aggressive in dense, compact carbonatic substrata. Carbonatic thalli of coralline algae are too porous for sponge boring activity.

2) the surface of adhesion of animals is smaller than that of thalli of algae so that sponge erosion can easily lead to the detachment of animals. A single boring chamber may promote the detachment of a newly settled madreporian corallite or coral colony.

3) gravity promotes the animals detachment.

In this way Clionids seems to be key organisms in structuring the Mediterranean coralligenous and the detritic bottoms below this one.

On these bottoms massive clionid, which incorporate sediment fractions, may live. In this way at Gallinara Island a vast population of *C. nigricans,* structures the bottom and builds large islands of secondary hard substratum, allowing the occurrence of a coralligenous fauna also on the soft bottoms.

In conclusion we can assume that from an ecological point of view Clionids act in two complementary ways: i) on the vertical cliffs their boring activity promotes the detachment and the falling of carbonatic substrata; ii) on the detritic bottom this material is actively incorporated by massive Clionids that structure a new habitat.

Bibliografia

ADDICOTT J. F. (1984) - Mutualistic interactions in population and community processes. In: P.W. Price, C. N. Slobchikoff and W. S. Gaud (eds.). *A New Ecology Novel Approaches to interactive Systems.* John Wiley and Sons, New York: 437-455.

BARLETTA G., VIGHI M. (1968) - Ricerche sul corallo rosso: V- Poriferi perforanti lo sclerasse di *Corallium rubrum* Lamarck. *Rend. Ist. Lomb. Sci. Lett.,* **102**: 145-159.

BARTHEL D., SUNDET J., BARTHEL K. G. (1994) - The boring sponge *Cliona vastifica* in a subarctic population of *Chlamys islandica* - An example of balanced commensalism? In: Van Soest, van Kempen e Braekman (eds). *Sponges in Time and Space.* Balkema, Rotterdam: 289-296.

BAVESTRELLO G., ARILLO A., BENATTI U., CERRANO C., CATTANEO-VIETTI R., CORTESOGNO L., GAGGERO L., GIOVINE M., TONETTI M., SARÀ M. (1995) - Quartz dissolution by the sponge *Chondrosia reniformis* (Porifera, Demospongiae). *Nature,* **378**: 374-376.

BAVESTRELLO G., CALCINAI B., SARÀ M. (1996a) - *Delectona ciconiae* sp. nov. (Porifera, Demospongiae) boring in the scleraxis of *Corallium rubrum*. J. Mar Biol. Ass. U.K. **76**: 867-873.

BAVESTRELLO G., CERRANO C., CATTANEO-VIETTI R., CALABRIA F., CORTESOGNO L., SARÀ M. (1996b) - Selective incorporation of foreign material in *Chondrosia reniformis*. Ital. J. Zool., **63**: 215-220.

BAVESTRELLO G., CALCINAI B., CERRANO C., PANSINI M., CATTANEO-VIETTI R. (1999) - Biologia e tutela del corallo rosso e di altri ottocoralli del Mediterraneo. *Min. Pol. Agr. Roma*, 115-129.

CALCINAI B., CERRANO C., BAVESTRELLO G., SARÀ M. (1999) - Biology of the massive symbiotic sponge *Cliona nigricans* (Porifera: Demospongiae) in the Ligurian Sea. In J.N.A. Hooper (ed.). Proceeding of the 5th International Sponge Symposium. Brisbane. *Mem. Queensl. Mus.*, **44**: 77-83.

CARRIKER M. R., CHAUNCEY H. H. (1974) - Effect of carbonic anhydrase inhibitionon shell penetration by the muricid gastropod *Urosalpinx cinerea*. *Malacologia*, **12**: 247-263.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BENATTI U., CATTANEO-VIETTI R., GIOVINE M., SARÀ M. (1999) - Incorporation of inorganic matter in *Chondrosia reniformis* (Porifera: Demospongiae): the role of the water turbulence. In J.N.A. Hooper (ed.). Proceeding of the 5th International Sponge Symposium. Brisbane. *Mem. Queensl. Mus.*, **44**: 85-90.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C., N., CALCINAI B., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., SARÀ M. (2000) - The role of sponge bioerosion in the mediterranean coralligenous accretion. In: F.M. Faranda, L. Guglielmo, G. Spezie (Eds). *Mediterranean Ecosystem: Structures and Processes*. Springer-Verlag. Italia 2001.

CHETAIL M., FOURNIE J. (1969) - Shell-boring mechanism of the gastropod *Purpura lapillus* (L): a physiological demonstration of the role of carbonic anhydrase in the dissolution of $CaCO_3$. *Am. Zool.*, **9**: 983-990.

COBB W. R. (1969) - Penetration of calcium carbonate substrata by the boring sponge *Cliona*. *Am. Zool.*, **9**: 783-790.

COBB W. R. (1971) - Penetration of calcium carbonate substrata by *Cliona celata*, a marine burrowing sponge. Ph. D. Dissertation, Univ. of Rhode Island, Kingstone, R. I.: 163 pp.

CORRIERO G., PANSINI M., SARÁ M. (1989) - Boring sponges (Demospongiae: Clionidae) perforating *Corallium rubrum* in the Mediterranean Sea. In Technical consultation on red coral of the Mediterranean. FAO Fish. Rep., **413**: 73-77.

CORRIERO G., ABBIATI M., SANTANGELO G. (1997) - Sponge inhabitating a Mediterranean red coral population. P. S. Z. N.: *Mar. Ecol.*, **18**: 147-155.

CRUMEYROLLES-DUCLAUX G. (1970) - Sur la position systematique des zooxanthelles de *C. viridis*, spongiaire. *Acad. Sci.*, Paris, **270**: 1238-1239.

EMSON R. H. (1966) - The reaction of the sponge *Cliona celata* to applied stimuli. *Comp. Biochem. Physiol.*, **18**: 825-827.

FÜTTERER D. K. (1974) - Significance of the boring sponge *Cliona* for the origin of fine grained material of carbonate sediments. *J. Sediment Petrol.*, **48**: 79-84.

GATRALL M., GOLUBIC. S. (1970) - Comparative study on some Jurassic and Recent endolithic Fungi using scanning electron microscope. In T. P. Crimes and C. Harper (eds.). Trace Fossils. *J. Geol.* Special Issue, **3**: 167-178.

GRANT R. E. (1826) - Notice on a new Zoophyte (*Cliona celata* Grant) from the First of Fourth. *Edimburgh new Phil. J.*, **1**: 78-81.

HANCOCK A. (1849) - On the excavating powers of certain sponges belonging to the genus *Cliona*. *Ann. Mag. Nat. Hist.*, **3** (2): 321-348.

HATCH W. I. (1974) - The implication of carbonic anydrase in the physiological mechanism of penetration of carbonate substrata by the marine borrowing sponge *Cliona celata*. Ph. D. thesis, Boston University: 159 pp. *Diss. Abstr.* 75-234.

HATCH W. I. (1975) - The implication of carbonic anydrase in the physiological mechanism of penetration substrata by the burrowing sponge *Cliona celata*. Ph. D. Diss., Boston University: 171 pp.

HATCH W. I. (1980) - The implication of carbonic anydrase in the physiological mechanism of penetration of carbonate substrata by the marine borrowing sponge *Cliona celata* (Demospongiae). *Biol. Bull.*, **159**: 135-147.

HIGHSMITH R. (1981) - Coral bioerosion: damage relative to skeletal density. Notes and comments. *Am. Nat.*, **117**: 193-198.

HILL M. S. (1996) - Symbiotic zooxanthellae enhance boring and growth rates of the tropical sponge *Anthosigmella varians* forma *varians*. *Mar. Biol.*, **125**: 649-654.

HUTCHINGS P. (1986) - Biological destruction of coral reefs. A review. *Coral Reefs*, **4**: 239-252.

HUTCHINGS P., PEYROT-CLAUSADE M. (1988) - Macro-infaunal boring communities of *Porites*. A biogeographical comparison. Proc. 6th Int. Coral Reef Symp. **3**: 263-268.

KAEHLER S. (1999). Incidence and distribution of phototrophic shell-degrading endoliths of the brown mussel *Perna perna*. *Mar. Biol.*, **135**: 505-514.

LIVERINO B. (1984) - Il corallo. Ed. Analisi. Bologna: 229 pp.

MacGEACHY JK. (1977) - Factors controlling sponge boring in Barbados reef corals. Proc. 3d Int. Coral Reef Symp. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Miami, Florida, **2**: 477-483.

MAO CHE L., LE CAMPION-ALSUMARD T., BOURY-ESNAULT N., PAYRI C., GOLUBIC., BÉZAC C. (1996) - Biodegradetion of shells of the black oyster, *Pinctada margaritifera* var. *cumingii*, by microbores and sponges of French Polynesia. *Mar. Biol.*, **126**: 509-519.

MELONE N. (1965) - I Poriferi associati a *Corallium rubrum* (L.) della Sardegna. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. G. Doria Genova*, **75**: 343-358.

NEUMANN A. C. (1966) - Observatios on coastal erosion in bermuda and measurements of the boring rate of the sponge, *Cliona lampa*. *Limnol. Oceanogr.*, **11**: 92-108.

PERKINS R. D., HALSEY S. D. (1971) - Geologic significance of microboring fungi and algae in Carolina shelf sediments. *J. Sed. Petrol. Tulsa*, **41**: 843-853.

PERRY C. T. (1998) - Grain susceptibility to the effects of microboring: implications for the preservation of skeletal carbonates. *Sedimentology*, **45**: 39-51.

PEYROT-CLAUSADE M., LE CAMPION-ALSUMARD T., HUTCHINGS P., LE CHAMPION J., PAYRI C., FONTAINE M. (1995) - Inizial bioerosion and bioaccretion on experimental substrates in high island and atoll lagoons (French Polynesia). *Oceanologica Acta*, **18**: 531-541.

POMPONI S. A. (1977) - Etching cells of boring sponges: an ultrastructural analysis. Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp., **2**: 485-490.

POMPONI S. A. (1979a) - Ultrastructure and cytochemistry of the etching area of boring sponges. In C. Levi and N. Boury-Esnault (eds). *Biologie des Spongiaires*. Coll. Int. Cent. Nat. Rech. Sci. Paris, **291**: 317-323.

POMPONI S. A. (1979b) - Ultrastructure of cells associated with excavation of calcium carbonate substrates by boring sponges. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **59**: 777-784.

POMPONI S.A. (1979c) - Cytochemical studies of acid phosphatase in etching cells of boring sponges. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **59**: 785-789.

POMPONI S.A. (1980) - Cytological mechanisms of calcium carbonate excavation by boring sponges. *Int. Rev. Cyt.*, **65**: 301-319.

RISK M. J., MACGEACHY J. K. (1978) - Aspects of bioerosion of modern Carribean reefs. *Revta. Biol. Trop.*, **26**: 85-105.

ROSELL D., URIZ M. J. (1991) - *Cliona viridis* (Schmidt, 1862) and *C. nigricans* (Schmidt, 1862) (Porifera, Hadromerida): evidence which shows they are the same species. *Ophelia*, **33**: 45-53.

ROSELL D., URIZ M. J. (1992) - Do associated zooxanthellae and the nature of the substratum affect survival, attachment and growth of *Cliona viridis* (Porifera: Hadromerida)? An experimental approach. *Mar. Biol.*, **114**: 503-507.

ROSELL D., URIZ M.J., MARTIN D. (1999) - Infestation by excavation sponges on the oyster (*Ostrea edulis*) populations of the Blanes littoral zone (north-wester Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **79**: 409-413.

RÜTZLER K. (1975) - The role of borrowing sponges in bioerosion. *Oecologia*, **19**: 203-216.
RÜTZLER K. (1990) - Association between Caribbean sponges and photosynthetic organisms. In Rützler K. (ed.). *New prospective in sponge biology.* Smithsonian Institution Press: Washington D.C.: 455-466
RÜTZLER K., RIEGER G. (1973) - Sponge burrowing: fine structure of *Cliona lampa* penetrating calcareous substrata. *Mar. Biol.*, **21**: 144-162.
SARÀ M. (1971) - Ultrastructural aspects of the symbiosis between two species of the genus *Aphanocapsa* (Cyanophyceae) and *Ircinia variabilis* (Demospongiae). *Mar. Biol.*, **11**: 214-221.
SARÀ M., LIACI L. (1964) - Symbiotic association between zooxanthellae and two marine sponges of the genus *Cliona*. *Nature*, **203**: 321.
SMYTH M. J. (1990) - Incidence of boring organisms in gastropod shells on reefs around Guam. *Bull. Mar. Sci.*, **46**: 432-499.
THOMAS P. A. (1979) - Boring sponges destructive to economically important molluscan beds and coral reefs in Indian seas. *Indian J. Fish.*, **26**: 163-200.
TUNNICLIFFE V. (1979) - The role of boring sponges in coral fracture. In C. Levi e N. Boury-Esnault (eds). *Biologie des spongiaires*. Coll. Int. Cent. Nat. Rech. Sci.. Editions du Centre national de la recherche scientifique, Paris, **291**: 309-315.
TURQUIER Y. (1968) - Recherches sur la biologie des cirripèdes acrothoraciques. L'anhydrase carbonique et le mechanisme de perforation du substrat par *Trypetesa nassarioides* Turq. *Arch. Zool. Exp. Gen.*, **109**: 113-122.
VACELET J. (1971) - Etude en microscopie électronique de l'association entre une cyanophycée chroococcale et une éponge du genre *Verongia*. *J. Microscopie*, **12**: 363-380.
VACELET J. (1981) - Algal-sponge symbioses in the coral reefs of New Caledonia: a morphological study. Proc. 4th Int. Coral Reef Symp. Manila, **2**: 713-719.
VOSMAER G.C.J. (1935) - The sponges of the Bay of Naples: Porifera incalcarea. *Capita zoologica* **1**: 1-456.
WEIS V. M. (1991) - The induction of carbonic anhydrase in the symbiotic sea anemone *Aiplasia puchella*. *Biol. Bull.*, **180**: 496-504.
WEIS V. M., SMITH G. J., MUSCATINE L. (1989) - A "CO_2 supply" mechanism in zooxanthellate cnidarians: role of carbonic anhydrase. *Mar. Biol.*, **100**: 195-202.
WILKINSON C. R. (1987) - Significance of microbial symbionts in sponge evolution and ecology. *Symbiosis*, **4**: 135-146.
WILKINSON C. R. (1992) - Symbiotic interactions between marine sponges and algae. *Algae and symbioses: plants, animals, fungi and viruses, interactions explored.* Biopress Ltd., Bristol.: 112-151.
WILKINSON C.R., CHESHIRE A.C. (1988) - Growth rate of Jamaican coral reef sponges after Hurricane Allen. *Biol. Bull.*, **175**: 175-179.
WILKINSON C. R., VACELET J. (1979) - Trasplantation of marine sponges to different conditions of light and current. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, **37**: 91-104.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 191-200

S. ACUNTO, D. BALATA, F. CINELLI

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa,
Via A. Volta, 6 - I-56126 Pisa, Italia.

VARIABILITÀ SPAZIALE NEL CORALLIGENO E CONSIDERAZIONI SUL METODO DI CAMPIONAMENTO

SPATIAL VARIABILITY IN THE CORALLIGENOUS ASSEMBLAGE AND EVALUATIONS OF THE SAMPLING METHOD

Abstract

The present study aims to evaluate whether the results of an investigation on the variability at different spatial scales of both distribution and abundance of the major space occupiers of the coralligenous assemblage, can be affected by the size of sampling unit.

The results demonstrate that different spatial patterns could be generated by the different sampling surfaces used.

Key-words: *Spatial variability, coralligenous assemblages, sampling method.*

Introduzione

L'analisi dell'organizzazione spaziale e temporale degli organismi e la valutazione della scala alla quale essi interagiscono tra di loro e con l'ambiente che li circonda è fondamentale per la comprensione dei processi ecologici responsabili della loro distribuzione ed abbondanza. Tali analisi richiedono disegni di campionamento multifattoriali ed elevati livelli di replicazione che in ambienti di non facile accesso sono realizzabili solo attraverso una veloce acquisizione di dati, ad esempio per mezzo di sistemi fotografici, che possano successivamente essere elaborati in ambienti più confortevoli.

L'importanza che riveste la procedura di campionamento nelle ricerche ecologiche è ampiamente riconosciuta e la valutazione del miglior metodo di campionamento relativamente alle domande a cui si cerca di dare risposta è il primo passo per il successo di una qualsiasi indagine (Andrew & Mapstone, 1987; Benedetti-Cecchi *et al.*, 1996).

Il presente lavoro si inserisce nell'ambito di un più vasto programma di ricerca per lo studio della variabilità spaziale a diverse scale (da centinaia di chilometri a poche decine di metri) dei taxa più abbondanti nel coralligeno. In particolare lo scopo di questa indagine è valutare se i risultati dell'analisi di distribuzione ed abbondanza degli organismi dipendano dalla dimensione della superficie di campionamento. Lo studio è stato quindi condotto utilizzando tre diverse superfici al fine di determinare quale fosse la più adatta in termini di accuratezza e precisione per questo tipo di indagini.

Materiali e metodi

Lo studio ha interessato il popolamento del coralligeno di falesia presente lungo la costa a sud di Livorno (43°28'N; 10°20'E – Mar Ligure). È stata analizzata la distribuzione dei taxa più abbondanti tra 25 e 35 metri di pro-

fondità, tra questi in particolare le Corallinacee incrostanti (Rhodophyta), *Peyssonnelia* spp. (Rhodophyta) ed il feltro algale, quest'ultimo costituito per lo più dalla Rhodophyta *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris insieme ad altre specie a struttura filamentosa. Tra gli invertebrati sessili sono stati analizzati 3 taxa: Poriferi, Briozoi e *Corallium rubrum* (L.).

Gli andamenti di distribuzione ed abbondanza degli organismi sono stati analizzati a differenti scale spaziali utilizzando un disegno multifattoriale. In ciascuno di due tratti di costa distanti qualche chilometro (Vasche e Sassoscritto), sono stati scelti casualmente due siti distanti centinaia di metri. In ciascun sito, sempre casualmente, è stato eseguito un campionamento fotografico in due aree distanti alcune decine di metri. Il campionamento è stato realizzato a due diverse profondità (-25 m e -35 m) utilizzando fotocamere Nikonos V assemblate con tre diversi sistemi macro capaci di campionare superfici diverse: 600 cm^2 (S1), 311 cm^2(S2), 117 cm^2 (S3); sono state eseguite sei repliche con ciascuna delle superfici (Fig. 1).

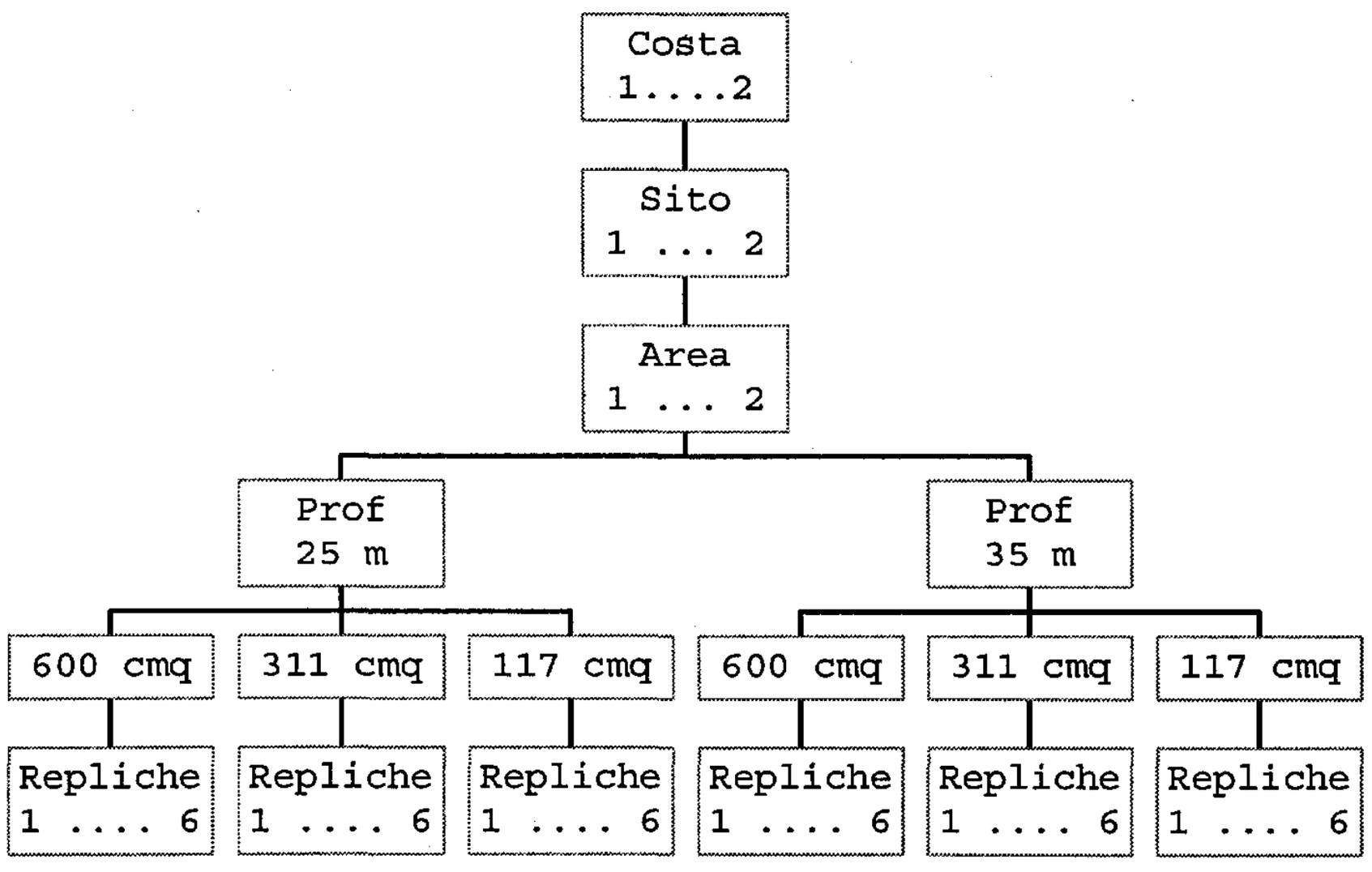


Fig. 1 - Schema del disegno di campionamento eseguito.
Scheme of the sampling design.

Analisi di distribuzione ed abbondanza degli organismi:

Le stime di ricoprimento per ciascun taxon sono state ottenute con il metodo visivo descritto da Dethier *et al.* (1993). Le diapositive realizzate venivano proiettate su una griglia di 96 quadrati; a ciascun taxon veniva assegnato un valore di ricoprimento (X) pari al numero di quadrati occupati sulla griglia, tale valore era poi espresso in percentuale attraverso la formula (X)/96 x 100 (Abbiati *et al.*, 1996; Ferdeghini *et al.*, 2000).

Gli andamenti di distribuzione ed abbondanza di alghe ed invertebrati sono stati analizzati con un'ANOVA a modello misto a 5 fattori con la "Profondità" e la "Superficie" come fattori fissi e "Costa", "Sito" e "Area" come fattori random. Il fattore "Area" (2 livelli) era gerarchizzato nel fattore "Sito" (2 livelli) a sua volta gerarchizzato nel fattore "Costa" (2 livelli), mentre "Profondità" e "Superficie" erano ortogonali agli altri fattori. L'omogeneità delle varianze è stata valutata con il test *C* di Cochran procedendo, quando necessario, alla trasformazione dei dati (Underwood, 1997). Quando appropriato, è stato utilizzato il test SNK per confronti multipli a posteriori delle medie ($\alpha = 0.05$).

Analisi di precisione ed accuratezza delle superfici di campionamento:

La precisione dei tre metodi si riferisce al livello di concordanza tra un certo numero di misure (o stime) eseguite sullo stesso popolamento; questa proprietà è stata valutata eseguendo un'ANOVA sulle varianze calcolate dai dati di abbondanza di tre unità di campionamento, scelte casualmente dal set delle sei disponibili (utilizzate per l'analisi di distribuzione ed abbondanza) per ciascuna combinazione di superficie, profondità ed area (Andrew & Mapstone, 1987). Anche per questa analisi sono stati eseguiti il test *C* di Cochran e, quando appropriato, il test SNK.

L'accuratezza di una superficie di campionamento è definita come l'approssimazione di una misura (o stima) al valore reale della variabile misurata, in questo caso il ricoprimento percentuale ottenuto attraverso grattaggi di superfici di 400 cm^2 (3 repliche); questa proprietà è stata valutata sulla base del numero di specie rilevate con ciascuna delle tre superfici (Andrew & Mapstone, 1987) eseguendo fino a otto repliche a 35 metri di profondità.

Risultati

Analisi di distribuzione ed abbondanza degli organismi:

Per la maggior parte dei taxa esaminati è stata rilevata una variabilità nell'abbondanza degli organismi alla più piccola scala spaziale analizzata cioè tra Aree distanti decine di metri. Fanno eccezione i Briozoi, le cui abbondanze variano alla scala intermedia cioè tra Siti distanti centinaia di metri, e le Corallinacee incrostanti la cui distribuzione appare uniforme (Tab. 1). La variabilità spaziale dipende però sia dalla profondità che dalle diverse superfici di campionamento utilizzate, come evidenziato dalla significatività delle interazioni "Prof x Sup x Area" e "Prof x Sup x Sito" nel caso dei Briozoi (Tab. 1). A titolo di esempio abbiamo rappresentato i risultati di distribuzione ed abbondanza di *Peyssonnelia* spp. (Fig. 2) e Poriferi (Fig. 3) presso una delle due coste analizzate (Sassoscritto). In entrambi i casi appare evidente la variabilità presente tra Aree e soprattutto come gli andamenti di distribuzione ed abbondanza varino al variare della superficie di campionamento anche all'interno della stessa Area: in Area 1 e 2 del Sito 1 (fig. 2), S3 mostra un maggior ricoprimento di *Peyssonnelia* spp. a 35 metri di profondità, mentre risultato opposto si rileva con le altre due superfici. Nell'area 1 del Sito 2, il ricoprimento è maggiore a 35 metri con S1, mentre il contrario si verifica con S2 ed S3; in Area 2 dello stesso Sito pur avendo sempre come risultato il medesimo andamento (maggior ricoprimento alla profondità di 25 metri), i valori di abbondanza sono

sensibilmente diversi a seconda della superficie utilizzata (Fig. 2). Commenti simili possono essere fatti, osservando la figura 3, anche per i Poriferi. Infatti, si rilevano evidenti differenze legate alla superficie di campionamento sia negli andamenti di distribuzione che nei valori di abbondanza.

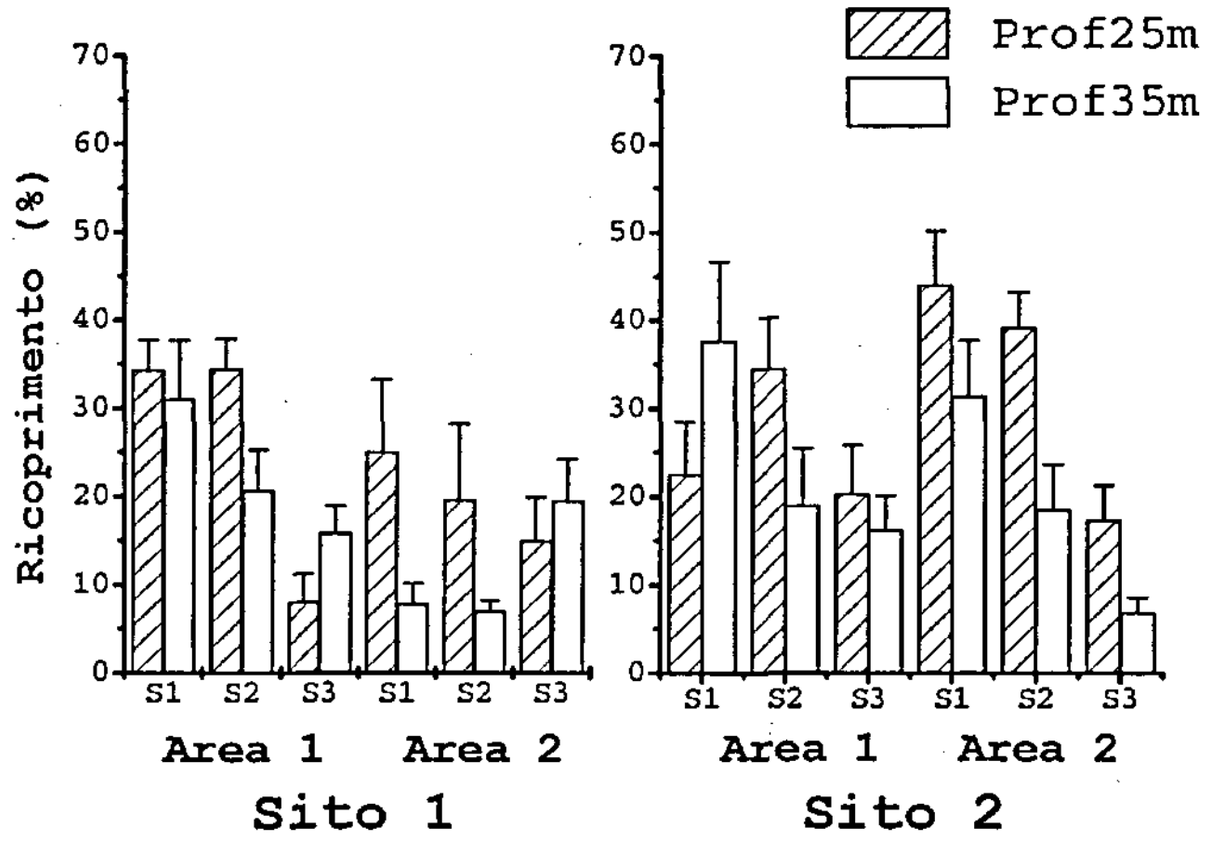


Fig. 2 - Andamenti del ricoprimento percentuale (+ ES; n = 6) di *Peyssonnelia* spp. presso la Costa "Sassoscritto" alle due profondità in ciascuna Area dei due Siti, utilizzando le diverse superfici di campionamento: S1, S2 ed S3.

Patterns of the Peyssonnelia *spp. percent cover (+ SE; n = 6) in "Sassoscritto" Coast at the two depths in each Area of the two Sites, using the different sampling surfaces: S1, S2 and S3.*

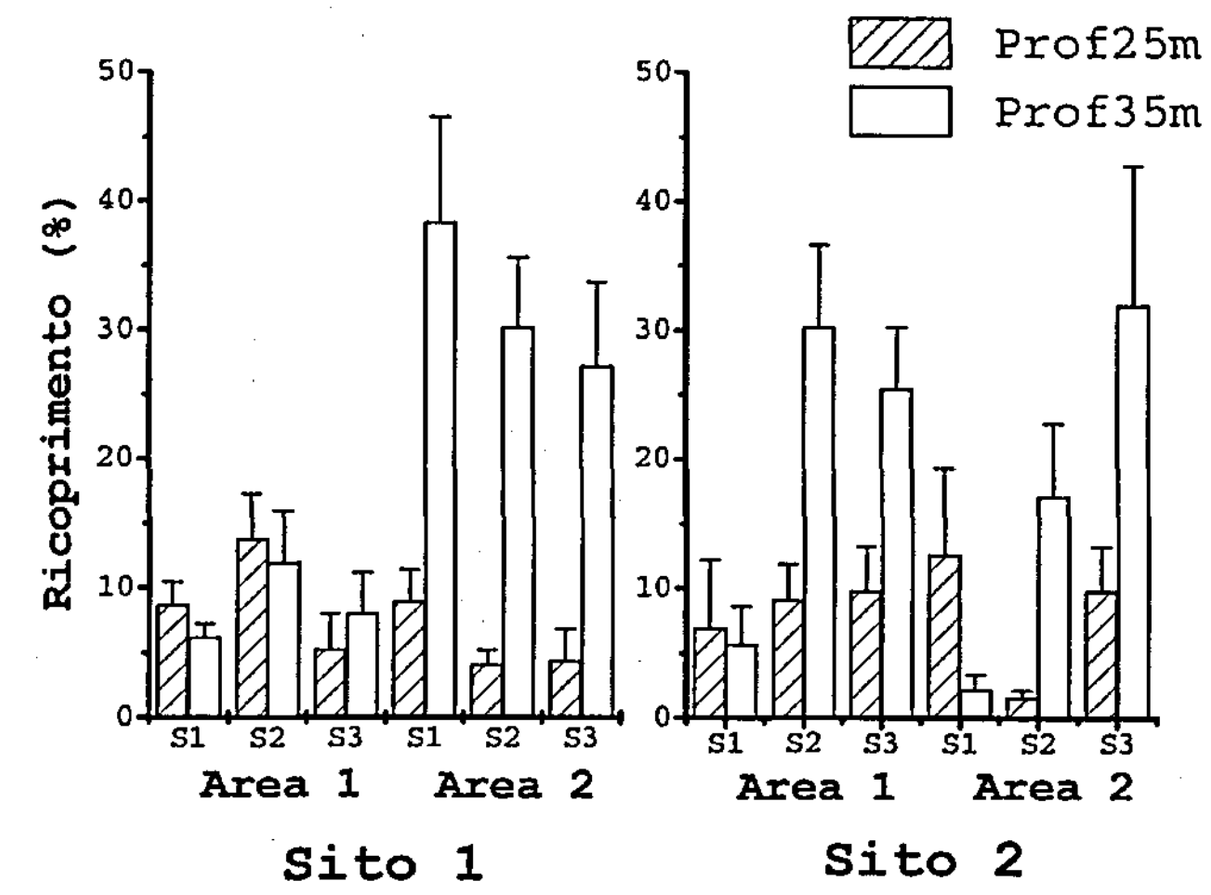


Fig. 3 - Andamenti del ricoprimento percentuale (+ ES; n = 6) dei Poriferi presso la Costa "Sassoscritto" alle due profondità in ciascuna Area dei due Siti, utilizzando le diverse superfici di campionamento: S1, S2 ed S3.

Patterns of the Porifera percent cover (+ SE; n = 6) in "Sassoscritto" Coast at the two depths in each Area of the two Sites, using the different sampling surfaces: S1, S2 and S3.

Tab. 1 - *ANOVA sulle percentuali di ricoprimento medio dei principali taxa del coralligeno di Livorno. Costa = Co, Sito = Si, Area = Ar, Superficie = Sup, Profondità = Prof; ns = non significativo, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001. I valori significativi di interesse per lo studio sono in neretto.*

*ANOVA on the mean percent cover of the major taxa of the coralligenous assemblages of Livorno. Coast = Co, Site = Si, Area = Ar, Surface = Sup, Depth = Prof; ns = not significant, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001. Significant values are in bold.*

Sorgente di variabilità	**gl**	**Corall. incr.**	***Peyssonnelia* spp.**	**Feltro**	**Poriferi**	**Briozoi**	***Corallium rubrum***
		F	F	F	F	F	F
Co	1	1.28	1.38	1.04	0.01	0.07	0.09
Si(Co)	2	0.98	0.33	3.84	0.20	2.01	1.08
Ar(Si(Co))	4	1.93	10.51***	1.78	13.09***	1.87	2.21
Sup	2	3.14	1.21	7.93	3.46	3.22	2.74
Prof	1	17.22	286.83*	418.08*	83.75	38.54	11.35
Co x Sup	2	1.70	0.34	0.07	6.27	0.42	1.43
Co x Prof	1	1.35	0.00	0.05	0.11	0.04	0.51
Sup x Sito(Co)	4	0.65	1.39	0.32	0.14	1.38	0.56
Prof x Sito(Co)	2	0.65	13.14*	0.57	0.44	5.62	0.48
Sup x Ar(Si(Co))	8	1.34	**2.41***	**7.20*****	**9.45*****	0.90	**4.41*****
Prof x Ar(Si(Co))	4	1.29	1.57	7.30***	11.23***	0.38	5.50***
Sup x Prof	2	0.30	1.18	0.93	0.08	2.19	0.31
Co x Sup x Prof	2	0.39	3.06	3.96	0.68	0.25	0.40
Prof x Sup x Sito(Co)	4	1.39	0.20	0.73	0.35	**5.78***	0.31
Prof x Sup x Ar(Si(Co))	8	1.89	**5.51*****	**3.57*****	**8.92*****	0.31	**3.97*****
Residuo	240						
Totale	287						
ochran *C* test:		*C* = 0.0531; *P* = ns	*C* = 0.0585; *P* = ns	*C* = 0.0690; *P* = ns	*C* = 0.0694; *P* = ns	*C* = 0.0632; *P* = ns	*C* = 0.0462; *P* = ns
Trasformazione:		Ln (x + 1)	Nessuna	Ln (x + 1)	Ln (x + 1)	Ln (x + 1)	Ln (x + 1)

Tab. 2 - ANOVA sulle varianze medie dei principali taxa del coralligeno di Livorno. Costa = Co, Sito = Si, Area = Ar, Superrficie = Sup, Profondità = Prof; ns = non significativo, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001. I valori significativi di interesse per lo studio sono in neretto.

*ANOVA on the mean variances of the major taxa of the coralligenous assemblages of Livorno. Coast = Co, Site = Si, Area = Ar, Surface = Sup, Depth = Prof; ns = not significant, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001. Significant values are in bold.*

Sorgente di variabilità	gl	Corall. incr.	*Peyssonnelia* spp.	Feltro	Poriferi	Briozoi	*Corallium rubrum*
		F	F	F	F	F	F
Co	1	2.37	0.95	0.16	0.42	0.07	2.54
Si(Co)	2	0.28	1.15	7.11*	0.28	1.11	1.52
Ar(Si(Co))	4	2.32	0.94	0.80	1.80	2.33	0.74
Sup	2	1.91	**20.65***	7.25	**20.83***	8.26	6.64
Prof	1	160.30	0.01	510.47**	616.29*	631.73*	8.20
Co x Sup	2	0.75	0.07	0.25	0.55	1.07	0.80
Co x Prof	1	0.15	3.03	0.00	0.02	0.01	0.86
Sup x Sito(Co)	4	0.63	1.16	2.50	0.68	1.06	1.40
Prof x Sito(Co)	2	0.36	0.30	0.06	0.68	0.70	0.10
Sup x Ar(Si(Co))	8	1.06	1.00	0.75	1.47	1.41	0.75
Prof x Ar(Si(Co))	4	1.25	3.19*	0.93	2.91*	1.92	6.45***
Sup x Prof	2	0.91	**236.45****	0.10	1.54	0.85	0.17
Co x Sup x Prof	2	0.89	0.05	2.33	0.30	0.07	0.39
Prof x Sup x Sito(Co)	4	1.41	0.47	0.49	2.29	1.70	3.37
Prof x Sup x Ar(Si(Co))	8	1.42	0.82	1.36	0.76	0.45	0.82
Residuo	240						
Totale	287						
Cochran *C* test:		*C* = 0.1312; *P* = ns	*C* = 0.1937; *P* = ns	*C* = 0.1657; *P* = ns	*C* = 0.1254; *P* = ns	*C* = 0.1914; *P* = ns	*C* = 0.1036; *P* = ns
Trasformazione:		Ln (x + 1)	Ln (x + 1)	Nessuna	Ln (x + 1)	Ln (x + 1)	Ln (x + 1)

A seguito dei risultati ottenuti, per capire quale fosse la superficie di campionamento più affidabile, si è proceduto alla successiva analisi. .

Analisi di precisione ed accuratezza delle superfici di campionamento:

Le superfici di campionamento utilizzate appaiono tutte ugualmente precise per lo studio di distribuzione ed abbondanza di Corallinacee incrostanti, feltro algale, Briozoi e *Corallium rubrum* (Tab. 2).

Nel caso di *Peyssonnelia* spp. la significatività dell'interazione "Superficie x Profondità" indica che alle due profondità le superfici analizzate sono precise in modo diverso (Tab. 2). Il test SNK ha evidenziato come a -35 m la superficie maggiore S1 sia quella significativamente meno precisa (= maggior varianza) rispetto alle altre due, mentre a -25 m la meno precisa risulta essere la superficie intermedia S2 (Fig. 4).

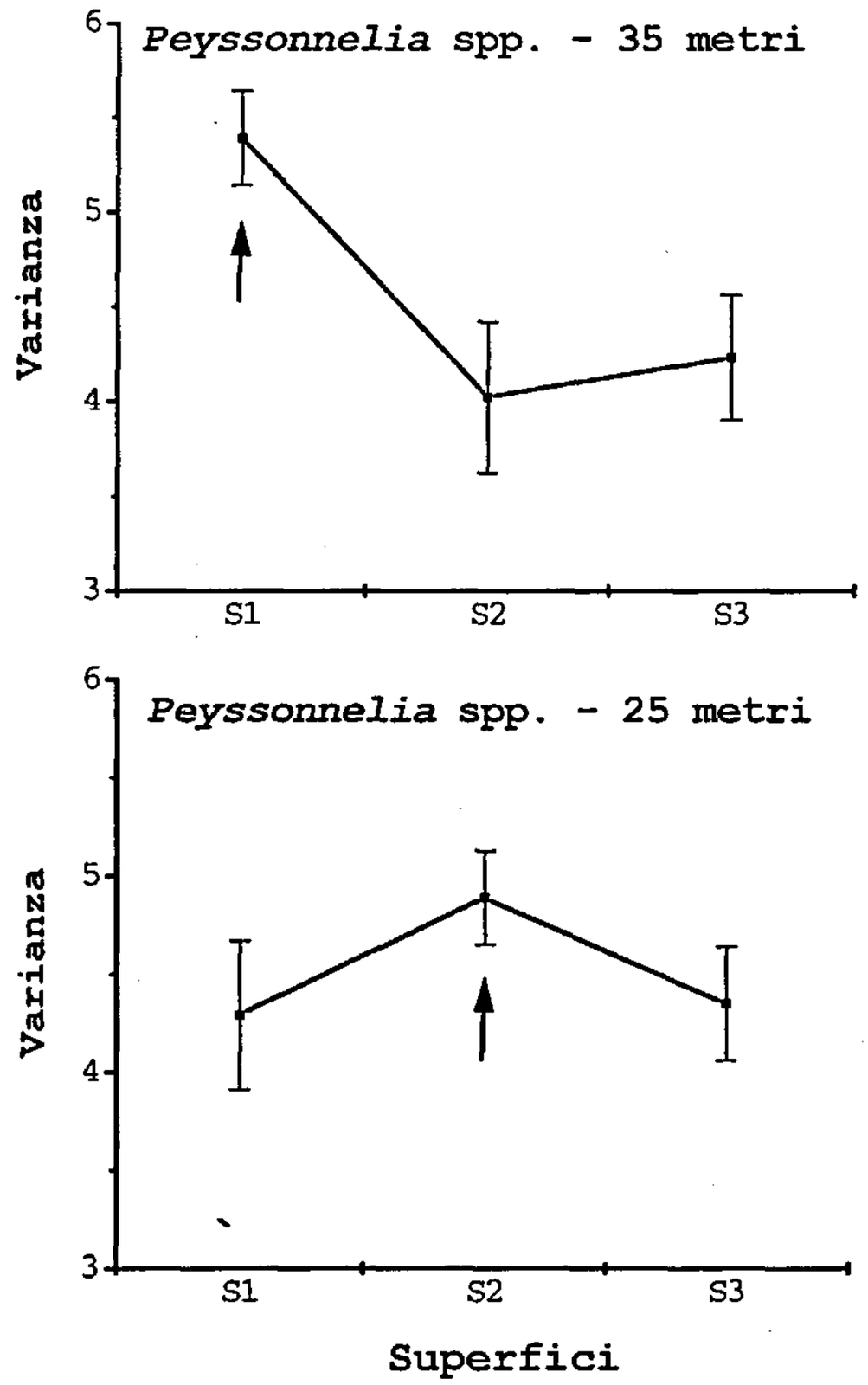


Fig. 4 - Rappresentazione dei risultati del test SNK eseguito sui valori di varianza media (± ES; n = 16) calcolata dai dati di abbondanza di *Peyssonnelia* spp. ottenuti con le diverse superfici di campionamento: S1, S2 ed S3.

Representation of the results of SNK test performed on the values of mean variance (± SE; n = 16) calculated from the abundance data of Peyssonnelia *spp. obtained using the different sampling surfaces: S1, S2 and S3.*

Nel caso dei Poriferi è risultato significativo il fattore Superficie indicando che indipendentemente dalla profondità si potevano rilevare livelli di precisione differenti. Il test SNK ha evidenziato la significativa maggior precisione della superficie più grande S1 rispetto alle altre due (Fig. 5).

Per quanto riguarda l'accuratezza, l'analisi grafica, pur non supportata da quella statistica, mostra come la superficie più piccola S3 risulti sempre la meno accurata delle tre utilizzate essendo in grado di rilevare sempre il minor numero di specie (Fig. 6).

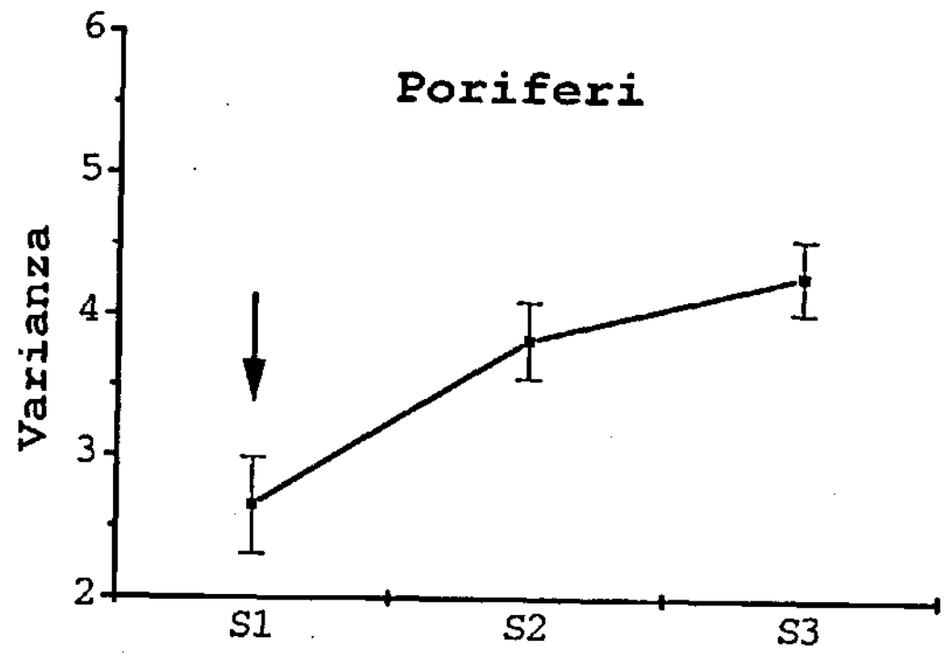


Fig. 5 - Rappresentazione dei risultati del test SNK eseguito sui valori di varianza media (± ES; n = 32) calcolata dai dati di abbondanza dei Poriferi ottenuti con le diverse superfici di campionamento: S1, S2 ed S3.

Representation of the results of SNK test performed on the values of mean variance (± SE; n = 32) calculated from the abundance data of Porifera obtained using the different sampling surfaces: S1, S2 and S3.

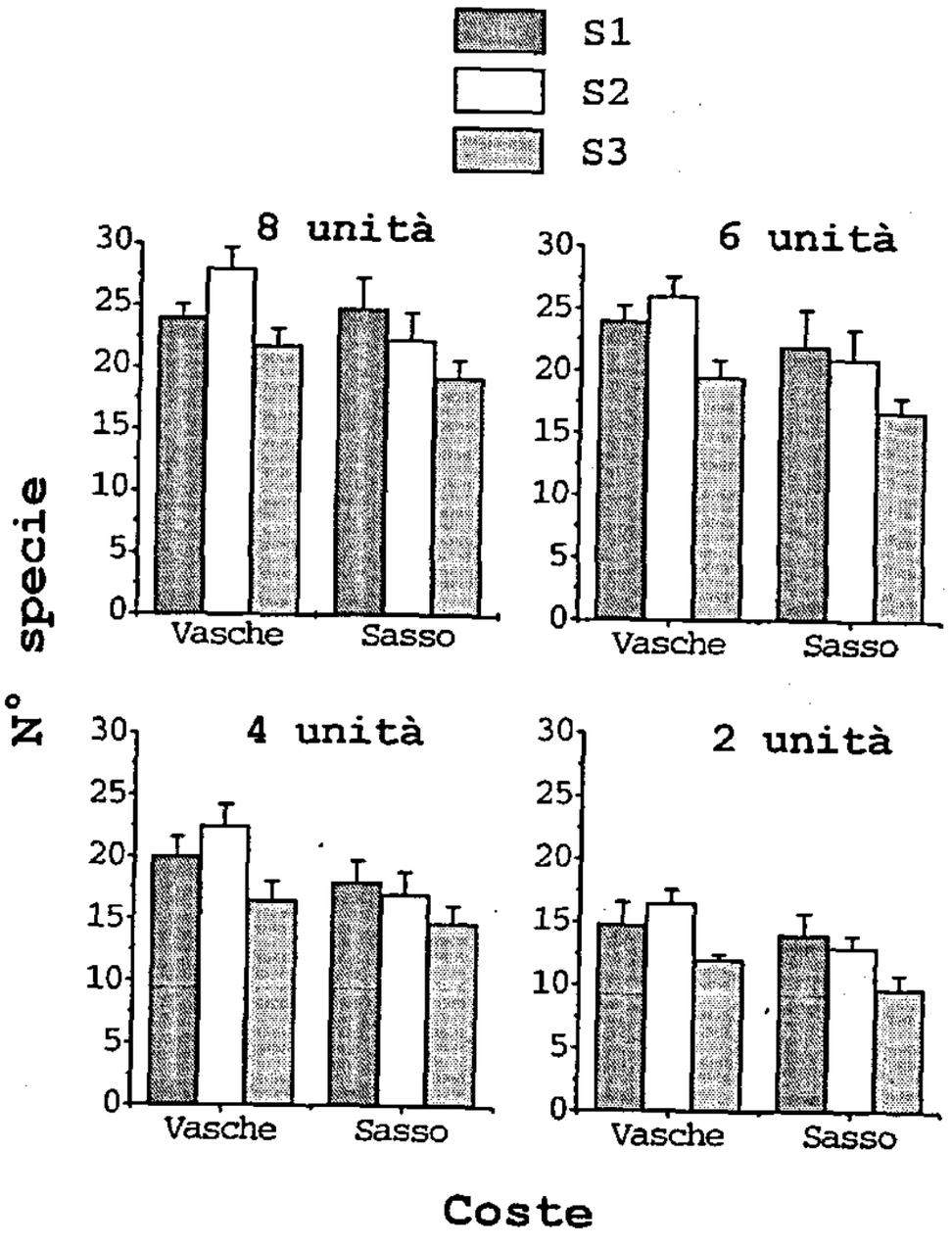


Fig. 6 - Numero di specie rilevate con le diverse superfici di campionamento (S1, S2 ed S3) nelle due Coste (Vasche e Sasso = Sassoscritto) utilizzando 2, 4, 6 e 8 repliche (= unità).

Number of species observed using the different sampling surfaces (S1, S2 and S3) in the two Coasts (Vasche and Sasso = Sassoscritto) with 2, 4, 6 and 8 replicated plots (= units).

Discussione e conclusioni

L'analisi dell'organizzazione spaziale dei taxa più abbondanti nel coralligeno lungo la costa a sud di Livorno suggerisce l'attenta valutazione dei metodi da utilizzare per questo tipo di indagini. Infatti, risultati diversi possono essere generati dall'utilizzo di superfici di campionamento diverse.

L'analisi sulla Precisione indica la necessità di superfici di almeno 600 cm^2 (S1) per lo studio dei Poriferi. Al contrario per lo studio di *Peyssonnelia* spp., indipendentemente dalla profondità, la superficie più piccola (S3 = 117 cm^2) appare sempre la più precisa. Per tutti gli altri taxa analizzati S1, S2 ed S3 appaiono ugualmente precise.

L'analisi sull'Accuratezza suggerisce di scartare S3 in quanto generalmente meno accurata, almeno fino alle 8 repliche da noi prese in considerazione.

In definitiva i risultati ottenuti suggeriscono che le due superfici maggiori S1 di 600 cm^2 ed S2 di 311 cm^2 sono quelle più adatte alla descrizione degli andamenti di distribuzione ed abbondanza della maggior parte dei taxa presenti nel coralligeno livornese e quindi preferibili in caso di indagini non limitate ad un singolo taxon.

Ulteriori indagini di questo tipo in altre località sono necessarie per poter eventualmente generalizzare i risultati ottenuti, e appaiono comunque sempre auspicabili per ridurre la possibilità di ottenere risultati fallaci generati dall'utilizzo di un metodo o di una superficie di campionamento non adeguati.

Summary

The description of pattern is of fundamental importance to the knowledge of the ecological processes responsible of the spatial arrangement of the organisms. The central role of sampling procedures in ecological research is widely accepted, but no studies concerned the photographic sampling method applied on the coralligenous assemblage.

The present study aims to evaluate whether the results of an investigation on the variability at different spatial scales of both distribution and abundance of the major space occupiers of the coralligenous assemblage, can be affected by the size of sampling unit.

The study site is a sublittoral rocky cliff which extends off the coast south of Livorno (Ligurian Sea). Three photographic methods have been used to sample different surfaces (600 cm^2; 311 cm^2; 117 cm^2) and compared in terms of accuracy and precision.

The results demonstrate that different spatial patterns could be generated by the different sampling surfaces used. The analysis of accuracy and precision suggests that the wider surfaces (i.e. 600 and 311 cm^2) are the most efficient to study the pattern of distribution and abundance of most of the taxa investigated in the coralligenous assemblage of Livorno.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dott. Lisandro Benedetti-Cecchi per i preziosi suggerimenti forniti per l'analisi dei dati e l'interpretazione dei risultati.

Bibliografia

ABBIATI M., VIRGILIO M., QUERCI J. (1996) - Spatial and temporal variability of species distribution on a sublittoral rocky cliff in the Ligurian Sea. *S.It.E. Atti,* **17:** 337-340.

ANDREW N.L, MAPSTONE B.D. (1987) - Sampling and description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.*, **25**: 39-90.

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.

DETHIER M.N., GRAHAM E.S., COHEN S., TEAR L.M. (1993) - Visual versus random-point percent cover estimations: "objective" is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **110:** 9-18.

FERDEGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000) - Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiol.* **440**: 27-36.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press, Cambridge: 504 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 201-208

B. CALCINAI, G. BAVESTRELLO, M. BOYER[1], C. CERRANO[2], M. PANSINI[2]

Istituto di Scienze del Mare, Università di Ancona, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.
[1]Celebes Divers, Manado, Indonesia
[2]DIP.TE.RIS, Università di Genova, C.so Europa 26 - 16100 Genova, Italia.

PORIFERI BIODEMOLITORI E BIOCOSTRUTTORI NELLA ZONA DI MAREA DELLA BUNAKEN MARINE RESERVE (NORTH SULAWESI, INDONESIA)

BIODEMOLITION AND BIOCONSTRUCTION BY SPONGES FROM THE BUNAKEN MARINE RESERVE (NORTH SULAWESI, INDONESIA)

Abstract

The lagoons of the small Island of Bunaken (Indonesia) are characterised by the presence of several species of seagrasses living on unconsolidated carbonate sediment and mangroves. In this peculiar environment a few species of sponges, which show important morphological adaptations to the soft and unstable bottom are relatively abundant. Their bodies are elongated and frequently produce long processes - fistules or papillae - (Oceanapia amboinensis, Aka mucosa) *which, emerging from the sediment, maintain the water flow into the aquiferous system. The sponges anchor to the sea bottom either by incorporating sediment particles – which increase body weight and roughness – or by penetrating into the sand as far as they reach the buried beach-rock (Biemna fortis). When the sand layer is too thick, Biemna fortis develops a large, massive body entirely buried which prevents the sponge from being dislodged by water movement. A different strategy is adopted by boring species* (Aka mucosa) *which excavate carbonate rock producing new sediment. The sponge action may be interpreted as a continual process of biodemoliton and bioconstruction that remarkably affects the bottom ecology of the lagoon.*

Key-words: *Porifera, biodemolition, bioconstruction, lagoon, Indonesia.*

Introduzione

La riserva marina dell'isola di Bunaken, situata di fronte alle coste Nord-occidentali dell'isola di Sulawesi (Indonesia), si trova in un'area dove la biodiversità è estremamente elevata sia per cause geografiche (l'arcipelago indonesiano costituisce l'anello di congiunzione tra l'oceano Indiano e il Pacifico) sia per la complessa storia geologica della zona. La fauna di spugne di quest'area è stata oggetto di numerose storiche spedizioni (vedi Van Soest, 1990) ma non tutti i dati che si riferiscono a queste raccolte sono stati pubblicati (es. Siboga Expedition). I risultati di spedizioni più recenti, invece, come l'Indonesian-Dutch Snellius II Expedition del 1984 e 1985, anche se solo preliminari, confermano la straordinaria biodiversità dell'area. Le sole demosponge dell'area indonesiana comprenderebbero 780 specie, alle quali vanno aggiunte altre 50 specie nuove per la scienza e ancora da descrivere (Van Soest, 1989). Le sole spugne di ambiente corallino, raccolte nella fascia batimetrica da 0 a 20 m, comprenderebbero da 300 a 400 specie (Van Soest, 1990).

In quest'area così particolare è stata attivata una linea di ricerca sul ruolo ecologico dei poriferi nella strutturazione delle scogliere coralline, in collaborazione con l'Università di Sam Ratulangi (Manado).

La piattaforma di scogliera dell'isola di Bunaken è occupata da mangrovie e da praterie di fanerogame composte da numerose specie. Tali praterie miste sono comuni nell'arcipelago indonesiano (Nienhuis *et al.*, 1989) e si sviluppano su uno strato di sabbia spesso alcuni centimetri che ricopre il basamento corallino subfossile. Le caratteristiche ecologiche delle praterie sono naturalmente complesse, ma estremamente importante è il ruolo che esse rivestono nella dinamica dei nutrienti costieri, attraverso la riduzione dei solfati, la fissazione dell'azoto e l'ossigenazione delle acque interstiziali (Moriarty & Boon, 1989).

In questa zona di acque calme e piuttosto basse è presente un ricco popolamento di poriferi composto da specie in grado di tollerare anche brevi periodi di emersione legati alle maree. Alcune specie, inoltre, non si sviluppano solo sulla superficie del substrato, ma possono infossarsi tra i sedimenti detritici accumulati tra i rizomi delle fanerogame. Le spugne legate all'habitat lagunare, come sottolineato da Ilan & Abelson (1995), sono sottoposte ad obiettive difficoltà ambientali legate all'intensa irradiazione solare, al pericolo di essiccamento, alla possibile inalazione di sedimenti fini con conseguente occlusione del sistema acquifero, al rischio di lacerazione o asportazione della spugna stessa o di ricoprimento da parte della sabbia corallina nel corso di eventuali mareggiate. Molte di esse presentano quindi opportuni adattamenti per sopravvivere in queste condizioni particolari, finalizzati ad una stretta interazione con il substrato, che possono comprendere sia fasi di bioerosione che di biocostruzione, che interessano, generalmente, specie diverse. Ben pochi dati esistono in letteratura sui poriferi di fondo mobile (Werding & Sanchez, 1991) ed un solo studio ecologico sulle spugne endopsammiche di ambiente corallino (Rützler, 1997). Questo lavoro, pertanto, prende in considerazione diversi tipi di adattamenti all'ambiente lagunare osservabili in spugne comuni nella laguna dell'isola di Bunaken.

Materiali e metodi

Al fine di valutare gli adattamenti morfo-funzionali dei poriferi in ambienti lagunari tropicali, sono stati studiati due popolamenti lungo la costa meridionale (Liang, Fig. 1A) e lungo quella orientale (Panggalisang, Fig. 1B) dell'Isola di Bunaken.

L'escursione massima di marea nella zona raggiunge i due metri e durante il riflusso la linea di riva avanza di oltre 30 m. In ambedue le zone la costa sabbiosa degrada in una fascia lagunare larga dai 100 ai 200 m alla quale succede il reef (fringing reef e reef slope), con la differenza che nella parte est dell'isola esiste una fascia di mangrovie radicate su fondale ricco di sedimento fangoso al limite della spiaggia.

Tutte le specie individuate in laguna sono state raccolte. Dopo essere stati fotografati, i campioni sono stati conservati a secco. Preparati spicolari e scheletrici sono stati realizzati con le consuete tecniche.

Sono stati anche effettuati calchi del sistema acquifero (Bavestrello *et al.*, 1988) di alcune specie, infiltrando in vivo una resina plastica (Batson's 17, Polysciences Inc.) attraverso le aperture dei canali esalanti o attraverso le fistule; i campioni sono stati raccolti dopo circa 12 ore, dopo il completo indurimento della resina. Gli esemplari sono stati poi immersi in una soluzione di ipoclorito di sodio al 10% per 24 ore. I calchi ottenuti sono stati sciacquati, essiccati e osservati allo stereomicroscopio. Opportune porzioni, ottenute dai calchi, montate

su stubs e ricoperte da una pellicola d'oro, sono state osservate al SEM (Philips, 515 EM).

Lo studio granulometrico dei materiali incorporati è stato condotto sui sedimenti ottenuti tramite dissoluzione in ipoclorito di sodio al 10% per 24 ore di 3 esemplari per ogni specie esaminata. I sedimenti così ottenuti sono stati sciacquati e seccati a 60°C per 24 ore. Le varie frazioni granulometriche sono state ottenute tramite setacciatura e successivamente pesate. Le eventuali capacità selettive degli esemplari nei confronti del materiale incorporato sono state valutate paragonando i sedimenti presenti nelle spugne ai sedimenti circostanti.

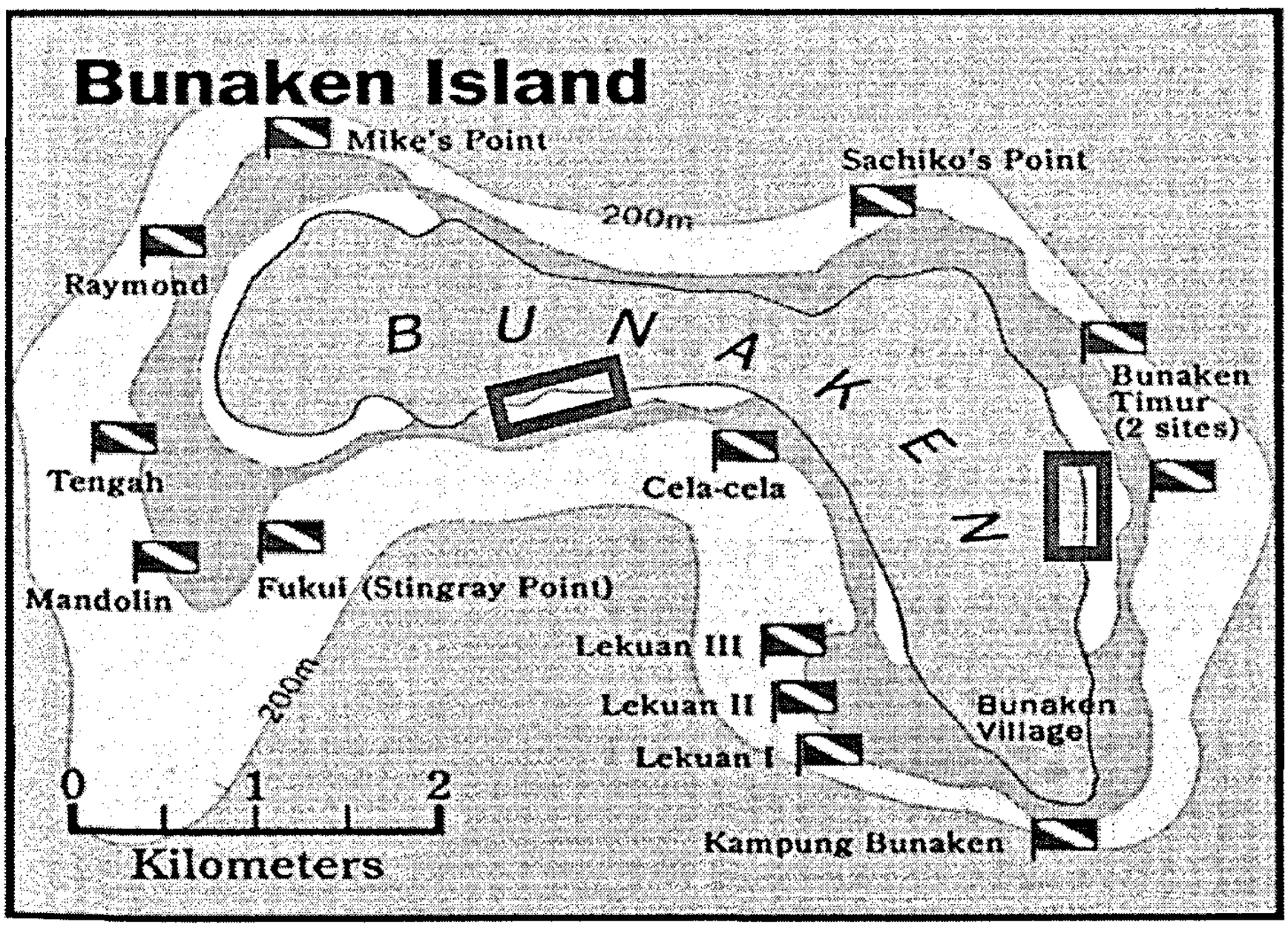


Fig. 1 - Mappa dell'isola di Bunaken. I rettangoli evidenziano le stazioni di raccolta nelle lagune di Liang (A) e Panggalisang (B).

Map of Bunaken Island. Frames mark sampling stations in Liang (A) and Panggalisang (B) lagoons.

Risultati

Nell'ambiente di laguna sono state individuate in totale sette specie: *Oceanapia amboinensis* Topsent, 1897; *Spirastrella solida* Ridley & Dendy, 1886; *Biemna fortis* (Topsent, 1897); *Acarnus tortilis* Topsent, 1892; *Aka mucosa*, *Cliona* sp; *Reniera* sp.

Gli adattamenti alla vita lagunare sono stati valutati solo sulle specie più comuni dei due siti.

Aka mucosa è una spugna perforante che vive all'interno del basamento corallino nel quale scava ampie gallerie con diametro fino a 2 cm. La spugna emerge dallo strato sabbioso attraverso numerose piccole papille inalanti ed esalanti (alte

da 1 a 10 mm e di 4 mm di diametro) di colore nero seppia. La sua azione erosiva disgrega il calcare organogeno producendo sia particelle fini (*chips*), derivanti dall'erosione a livello cellulare, sia frammenti grossolani, derivanti dalla conseguente frammentazione del corallo reso fragile dall'azione della spugna.

Oceanapia amboinensis è una specie massiva che si sviluppa in massima parte nello strato di sedimento incoerente, emergendo dal substrato solo attraverso fistole chiuse. La lunghezza delle fistole è compresa tra i 6 e i 20 cm, e sembra essere dipendente dal tipo di substrato sottostante. Quando la sabbia corallina è scarsa e il basamento duro è vicino alla superficie, *Oceanapia* sviluppa fistole più corte. Quando lo spessore del sedimento incoerente è maggiore la spugna può svilupparsi notevolmente in altezza penetrando nel sedimento. Questa parte infossata può raggiungere l'80% della lunghezza totale dell'esemplare. La porzione delle fistole emergente dalla sabbia è limitata a circa 2-3 cm. Il colore della spugna è biancastro, ma le parti esposte assumono una colorazione verde oliva dovuta alla presenza di simbionti, che viene persa negli esemplari conservati. La specie, al di fuori dell'Indonesia, è stata trovata solo in Madagascar. L'osservazione dei calchi del sistema acquifero ha consentito di stabilire che l'acqua viene inalata sia attraverso le porzioni apicali delle fistole sia attraverso parti della spugna che rimangono coperte dalla sabbia corallina. Per ora non è stato possibile mettere in evidenza il flusso esalante perché gli osculi non sono visibili ed i tentativi di evidenziare il percorso dell'acqua utilizzata dalla spugna con l'uso di colorante (Rützler, 1997) non hanno avuto successo a causa dell'eccessiva corrente presente durante l'esperimento.

La porzione insabbiata agglutina sulla sua superficie ed agglomera nel coanosoma frammenti grossolani di materiale calcareo che costituiscono l'86% del peso secco della spugna. Questo materiale estraneo, tuttavia, non entra direttamente a far parte della struttura scheletrica, anche se contribuisce ad irrobustirla. Il confronto tra le granulometrie del materiale incorporato ed i sedimenti circostanti indica che *O. amboinensis* seleziona attivamente la frazione più grossolana (superiore a 2 mm di diametro) del materiale disponibile (Fig. 2). L'analisi del sedimento incorporato e lo studio dei calchi del sistema acquifero dimostrano che questa specie non svolge alcuna attività perforante.

Spirastrella solida è una spugna bruno verdastra che può raggiungere gli 8-10 cm di altezza, grossolanamente fungiforme, con una porzione slargata che emerge dal sedimento ed una parte completamente infossata che incorpora numerosi frammenti di natura organica provenienti soprattutto da conchiglie. Il peso di tali materiali è pari a circa il 77% del peso secco della spugna. Alcuni frammenti vengono inglobati solo parzialmente e sporgono dalla superficie della spugna contribuendo a rendere più saldo l'ancoraggio al substrato. L'esame del sistema acquifero mediante i calchi mette in evidenza come nella porzione che emerge dal sedimento siano presenti sia i pori inalanti sia gli osculi, sempre in posizione apicale. La parte non infossata di tutti gli esemplari esaminati presenta numerosi organismi associati: soprattutto cirripedi (fino a 5/cm^2) e policheti che, come la spugna che li ospita, sono in grado di sopportare anche periodi di emersione. La specie è conosciuta per la regione indo-malese e per la Tasmania, dall'intertidale sino a circa 30 m di profondità.

Acarnus tortilis è una specie che generalmente forma spesse placche incrostanti ma che può avere anche sviluppo massivo. Il colore va dal rosso vivo all'arancio carico. Nella laguna di Bunaken *Acarnus tortilis*, a differenza

di altre specie, non penetra nel sedimento, ma aderisce solo allo strato superficiale della sabbia corallina. Essa non esercita attività perforante ma ingloba notevoli quantità di sedimento piuttosto fine incorporandole nello scheletro (Hooper 1987). *Acarnus tortilis* ha un'ampia distribuzione geografica in quanto è nota per il Nord Atlantico, il Mediterraneo, il Mar Rosso, l'Oceano Indiano ed il Pacifico (Great Barrier Reef), con un range batimetrico che va dalla superficie a circa 50 m di profondità.

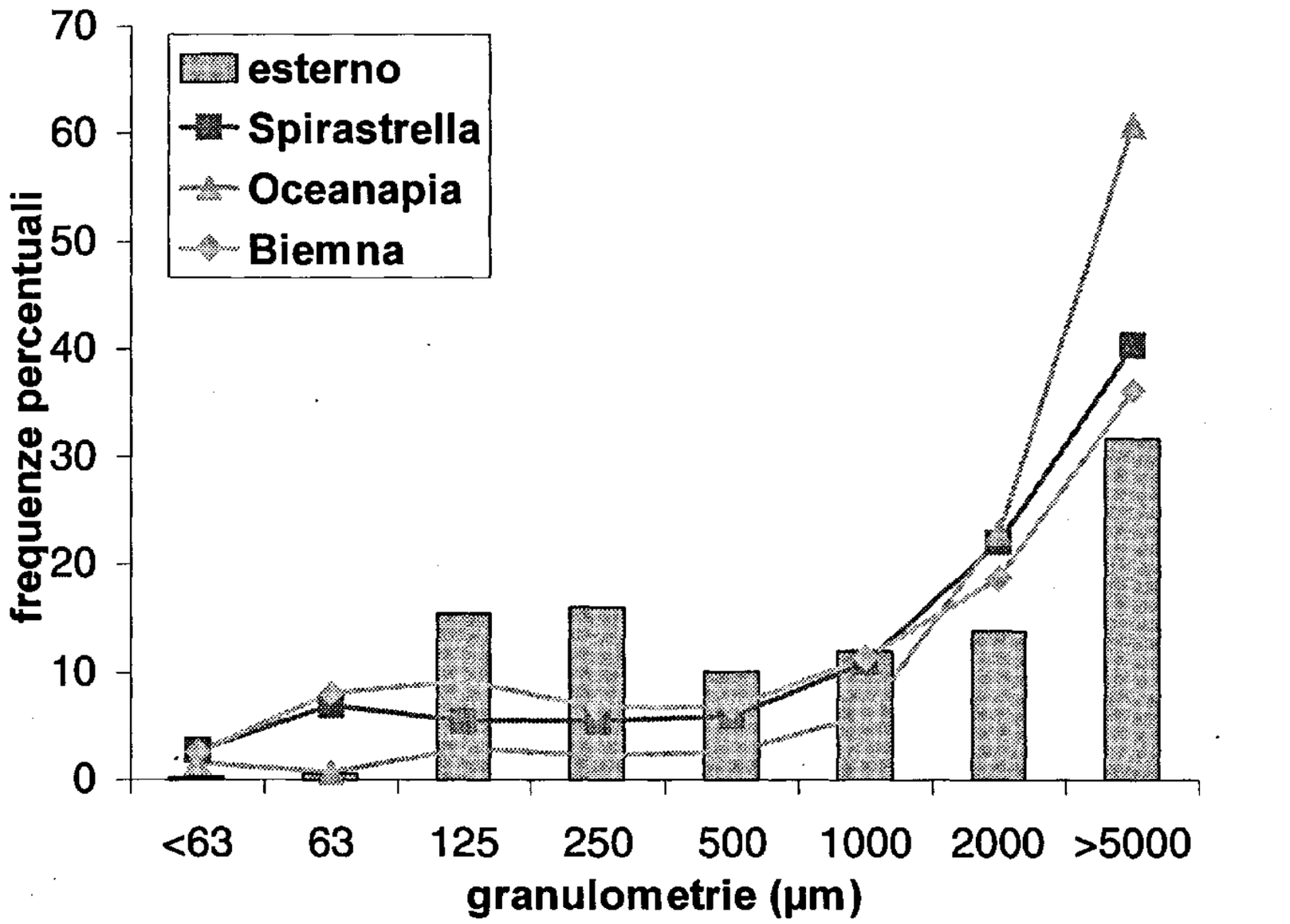


Fig. 2 - Confronto tra le granulometrie del sedimento del fondo e il sedimento incorporato dalle specie studiate.

Granulometric size comparison between the bottom sediment and the fraction incorporated by the sponges.

Biemna fortis è una spugna massiva, eretta, che porta gli osculi (da 3 a 6 mm di diametro) su fistole coniche alte 3-4 cm, o allineati in posizione apicale su una cresta. È piuttosto dura e consistente, ma fragile. Le porzioni della spugna esposte alla luce hanno un colore grigio violaceo, mentre la parte coperta dal sedimento è biancastra. Il peso del sedimento incorporato arriva al 65% del peso secco della spugna. Gli esemplari esaminati presentano processi colonnari che penetrano nel sedimento. Quando lo strato incoerente è spesso (10-12 cm) i processi colonnari incorporano quantità molto scarse di sedimento. Quando invece il basamento corallino è prossimo (4-5 cm) alla superficie, la spugna incorpora grandi quantità di sedimento. Il sistema acquifero, messo in evidenza solo nella parte che emerge dal sedimento, presenta insolite connessioni tra sistema esalante ed inalante, il cui significato funzionale deve ancora essere chiarito.

B. fortis, come del resto anche *S. solida,* non mostra una particolare capacità selettiva nell'incorporazione di sedimento (Fig. 2). *B. fortis,* che si distingue nettamente dalle specie congeneriche per la robustezza delle sue spicole e l'abbondanza di microsclere, è nota per l'Indonesia e il Mar Rosso.

Discussione

Le specie più rappresentative del popolamento di poriferi delle praterie di fanerogame di Bunaken hanno un habitus che potremmo definire parzialmente endopsammico, con porzioni infossate a volte più sviluppate di quelle esterne. Non tutte queste specie, tuttavia, pur vivendo nello stesso ambiente, presentano gli stessi adattamenti. *Aka mucosa* è l'unica specie certamente perforante e mostra l'inconsueta capacità di penetrare nei substrati carbonatici subfossili sepolti dai sedimenti - un substrato organogeno che generalmente sfugge all'azione dei bioerosori – pur mantenendo attivo il flusso di acqua attraverso le papille. Le altre specie studiate presentano fenomeni di accumulo del materiale incoerente disponibile che, nel caso di *Acarnus tortilis,* viene attivamente incorporato nella struttura dello scheletro (Hooper, 1987). *Oceanapia amboinensis*, *Biemna fortis*, e *Spirastrella solida* non utilizzano, invece, il materiale inglobato per rinforzare i propri scheletri e si possono quindi realmente considerare organismi biocostruttori. In questo caso le modalità di incorporazione suggeriscono che tali sedimenti possano favorire un'azione di ancoraggio degli esemplari al substrato incoerente, condizione indispensabile per la sopravvivenza in un ambiente esposto come la laguna. Come già dimostrato in *Cliona nigricans* (Calcinai *et al.*, 1999) la crescita dimensionale dei vari esemplari è legata alla disponibilità di un'adeguata frazione sedimentaria organogena, generalmente di tipo grossolano. Analogamente, nella laguna di Bunaken, l'abbondanza di sedimento darebbe ad *Oceanapia amboinensis* e *Biemna fortis* la possibilità di crescere rapidamente ancorandosi al substrato, e di svilupparsi poi in altezza raggiungendo, eventualmente, anche il sottostante strato carbonatico. Si osserva, quindi, in queste specie, una notevole variabilità morfologica legata allo spessore dello strato incoerente che ricopre il substrato carbonatico. Essa è particolarmente evidente per *Biemna fortis*, la cui forma all'interno del sedimento è amorfo-globosa quando il suo spessore è basso, e tipicamente cilindrica a fittone quando il suo spessore aumenta (Fig. 3).

Acarnus tortilis adotta invece una strategia di ancoraggio diversa. L'appesantimento dello scheletro per via del sedimento incorporato potrebbe essere sufficiente a dare stabilità alla spugna, già osservata, in condizioni di forte idrodinamismo, su substrato incoerente di origine vulcanica (Banco Graham, Pansini, 1987). La capacità del genere *Acarnus* di inglobare nel coanosoma quantità variabili di detrito è nota dalla letteratura (Pulitzer-Finali, 1983; Hooper, 1987) anche se non è comune a tutte le specie. *A. tortilis* non esercita alcuna attività perforante, al contrario di *A. souriei* Lévi, 1952, almeno secondo Hofman & Kielman (1992). Questa specie, infine, può avere sviluppo massivo o incrostante, ed è quindi in grado, come molti altri poriferi, di adeguare la sua forma rendendola compatibile con le condizioni idrodinamiche.

La capacità selettiva delle spugne nell'incorporazione del materiale estraneo è attualmente dibattuta nella letteratura spongologica (Teragawa, 1986; Bavestrello *et al.*, 1998; Calcinai *et al.*, 1999) e le osservazioni sperimentali sono ancora

carenti. *Oceanapia amboinensis*, tuttavia, è, tra le specie studiate, l'unica che mostra un'effettiva capacità di selezionare le dimensioni del sedimento che incorpora.

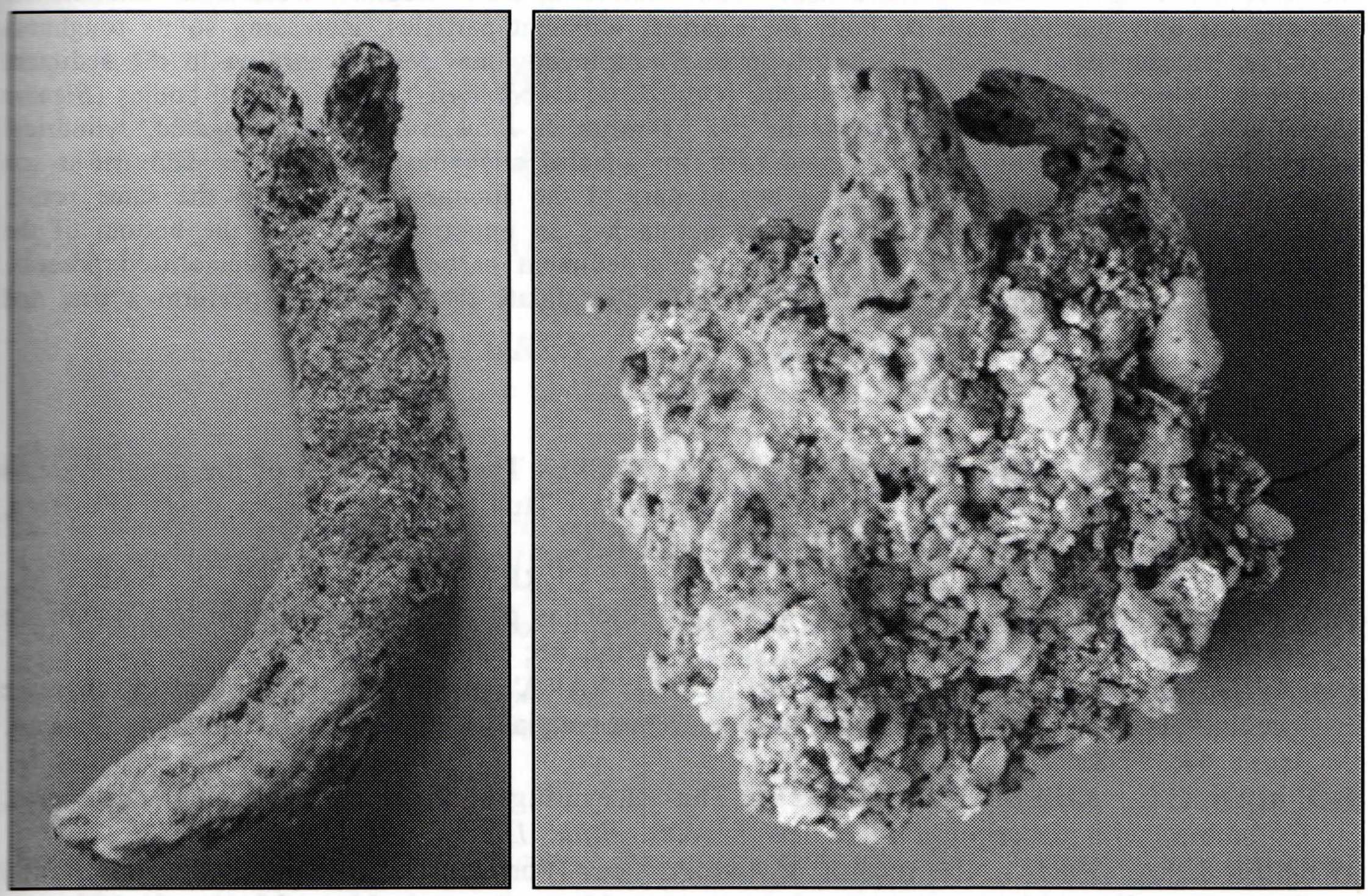


Fig. 3 - Variabilità morfologica in *Biemna fortis* legata allo spessore dello strato incoerente del fondo. A sinistra esemplare a sviluppo colonnare; a destra esemplare amorfo-globoso incorporante elevate quantità di sedimento.

Morphological variability in Biemna fortis *depending on the thickness of the unconsolidated sediment. A cylindrical, elongated, specimen (left); an amorphous, massive specimen incorporating large amounts of sediment.*

Da un punto di vista ecologico le specie di poriferi studiate nella laguna agiscono sul proprio ambiente con due differenti strategie: a) da una parte l'attività perforante distrugge il substrato corallino contribuendo alla produzione della soprastante frazione incoerente. b) Tale strato detritico viene compattato da specie massive che strutturano un substrato duro secondario, determinando inoltre microambienti interstiziali con un ricambio d'acqua notevolmente accresciuto dall'attività filtrante delle spugne.

Summary

Two shallow water lagoons, with sandy bottoms and segrass meadows, have been studied in the marine reserve of the Island of Bunaken (Indonesia). The attention has been focused on the most common sponge species that manage to live in this particular environment due to special adaptations for withstanding the burial by the sand and the risk of dislodgement by intense water movement. Two different niches are occupied by the sponges in the lagoon. *Aka mucosa* bores and inhabits the compact, carbonate rock covered by sand and ventilates its aquiferous system through

incurrent and excurrent papillae. Its perforating action produces new sediment and contributes to make more fragile the carbonate rock. *Acarnus tortilis,* living on a soft bottom which is unusual for most sponges, simply adheres to the sediment surface. *Oceanapia amboinensis, Biemna fortis* and *Spirastrella solida* incorporate variable, but important, quantities of sediment (around 80% of the total dry weight) becoming more heavy and reinforcing their structure. *Oceanapia amboinensis* incorporates only partially into its body the coarsest sediment particles, increasing so its roughness to obtain an anchoring effect. The entire sponge morphology may vary according to the sediment thickness. Cylindrical processes called fistules (*Oceanapia amboinensis*) and elongated bodies (*Biemna fortis*) allow the sponge to confront with the risk of burial. In *Biemna fortis* the elongated, cylindrical body may reach the underlying carbonate rock for a solid attachment, but if the sediment is too thick a massive, globular growth of the buried part of the sponge body obtains the same result. From an ecological point of view the sponge action has an important effect on the bottom of the lagoon: perforating species contribute to form new sediment particles in a biodemolition process, whereas all the other species, that incorporate and consolidate loose particles, perform a true and probably durable bioconstruction.

Bibliografia

BAVESTRELLO G., BURLANDO B., SARÀ M. (1988) - The architecture of the canal systems of *Petrosia ficiformis* and *Chondrosia reniformis* studied by corrosion casts (Porifera, Demospongiae). *Zoomorphology*, **108** (3): 161-166.

BAVESTRELLO G; ARILLO A.; CALCINAI B.; CERRANO C.; LANZA S., SARÀ M., CATTANEO-VIETTI R., GAINO E. (1998) - Siliceous particles incorporation in *Chondrosia reniformis* (Porifera, Demospongiae). *Ital. J. Zool*, **65**: 343-348.

CALCINAI B., CERRANO C., BAVESTRELLO G., SARA' M. (1999) - Biology of the massive symbiotic sponge *Cliona nigricans* (Porifera: Demospongiae) in the Ligurian Sea. *Mem. Queensl. Mus.*, **44**: 77-83.

HOFMAN C.C., KIELMAN M. (1992) - The excavating sponges of the Santa Marta area, Colombia, with description of a new species. *Bijdr. Dierkd.*, **61** (4): 205-217.

HOOPER J.N.A. (1987) - New records of *Acarnus* Gray (Porifera: Demospongiae: Poecilosclerida) from Australia, with a synopsis of the genus. *Mem. Queensl. Mus.*, **25** (1): 71-105.

ILAN M., ABELSON A. (1995) - The Life of a Sponge in Sandy Lagoon. *Biol. Bull.*, **189**: 363-369.

MORIARTY D.J.W., BOON P.I. (1989) - Interactions of seagrasses with sediment and water. In: Larkum A.W.D., McComb, A.J. and Sheperd, S.A. (Eds.), *Biology of Seagrasses.* Elsevier, Amsterdam, **15**: 500-535.

NIENHUIS P.H., COOSEN J. & KISWARA W. (1989) - Community structure and biomass distribution of seagrass and macrofauna in the Flores Sea, Indonesia. *Neth. J. Sea Res.*, **23** (3): 197-214.

PANSINI M. (1987) - Littoral demosponges from the banks of the Strait of Sicily and the Alboran Sea. In: Vacelet J. and Boury-Esnault N. (Eds), *Taxonomy of Porifera from the N.E. Atlantic and Mediterranean Sea,* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, NATO ASI Series G, **13**: 149-186.

PULITZER-FINALI G (1983) - A collection of Mediterranean Demospongiae (Porifera) with, in appendix, a list of the Demospongiae hitherto recorded from the Mediterranean Sea. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova*, **84**: 445-621.

RÜTZLER K (1997) - The role of psammobiontic sponges in the reef community. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.*, **2**: 1393-1398.

SOEST R.W.M. VAN (1989) - The Indonesian sponge fauna: a status report. *Neth. J. Sea Res.* **23** (2): 223-230.

SOEST R.W.M. VAN (1990) - Shallow water reef sponges of Eastern Indonesia. In: Rützler K (Ed.) *New Perspectives in Sponge Biology*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.: 302-308.

TERAGAWA C.K. (1986) - Particle transport and incorporation during skeleton formation in a Keratose sponge: *Dysidea etheria. Biol. Bull.*, **170**: 321-334.

WERDING B., SANCHEZ H (1991) - Life habits and functional morphology of the sediment infaunal sponges *Oceanapia oleracea* and *Oceanapia peltata* (Porifera, Haplosclerida). *Zoomorphology*, **110** (4): 203-208.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 209-215

F. BENZONI [1], C.N. BIANCHI [2], C. MORRI [3]

[1] Civico Acquario e Stazione Idrobiologica di Milano, Viale Gadio 2 - Milano, Italia.
[2] Centro Ricerche Ambiente Marino, ENEA S.Teresa, Italia.
[3] DipTeRis, Università di Genova, Genova, Italia.

COMUNITÀ CORALLINE NEL GOLFO DI ADEN NORD-OCCIDENTALE: LIMITI DELLA BIOCOSTRUZIONE E CARATTERISTICHE DELLE FORMAZIONI MADREPORICHE

CORAL COMMUNITIES IN THE NORTH-WESTERN GULF OF ADEN: LIMITS TO BIOCONSTRUCTION AND FEATURES OF CORAL FORMATIONS

Abstract

The Gulf of Aden until recently was believed to be devoid of significant coral communities due to the "pseudo-high latitude effect" caused by the seasonal upwelling occurring in the adjacent Arabian Sea. During a survey in early 1998 coral communities of the Hadramawt and Shabwa provinces, Yemen, in the north-western Gulf of Aden, were located and sampled to assess their composition and structure. Coral community bioconstruction capacity was also investigated. The studied coral communities consist of extensive coral carpets, and monospecific coral areas may represent a common feature. Although no typical reef formation has been encountered, bioconstruction processes seem to have occurred at sites where upwelling influence is presumably weaker and in correspondence of monospecific coral areas.

Key-words: *Coral community, coral carpet, bioconstruction, upwelling, monospecific coral area.*

Introduzione

I mari che circondano l'Arabia si trovano ai margini nord-occidentali della regione indopacifica e, pur presentando in molti casi comunità coralline complesse e scogliere coralline ben sviluppate, non ovunque le condizioni ambientali sono state tali da consentire i processi di biocostruzione che portano alla formazione di veri e propri *reef* (Sheppard *et al.*, 1992). Il fenomeno dell'upwelling che si verifica durante il monsone estivo davanti alle coste dell'Oman, nel Mare d'Arabia, causa stagionalmente l'abbassamento della temperatura dell'acqua (fino a 17 °C) e l'aumento fino a 100 volte della concentrazione di nutrienti, portando a condizioni climatico-idrologiche note come "*pseudo-high latitude effect*" (Sheppard *et al.*, 1992; Coles, 1996). Le conseguenze degli effetti dell'upwelling sulla composizione e la struttura delle comunità coralline sono stati studiati nel Mare d'Arabia (Coles, 1997; Glynn, 1993). La presenza di comunità coralline e la capacità biocostruzionale delle madrepore non solo sono limitate direttamente dai suddetti effetti dell'upwelling, ma risentono anche della presenza di macroalghe che, sviluppandosi velocemente grazie alla grande quantità di nutrienti, competono attivamente con le madrepore per l'occupazione del substrato (Sheppard *et al.*, 1997; Ormond e Baniamoon, 1994). Il Golfo di Aden è un corpo d'acqua situato tra il Bab el Mandeb, unica via di accesso naturale al Mar Rosso, e il Mare d'Arabia. Si tratta di un mare ancora poco conosciuto dal punto di vista biologico ed ecologico, e nella parte nord-occidentale, in particolare lungo le coste dello Yemen, la mancanza di dati e

la vicinanza all'area di upwelling hanno portato per lungo tempo a ritenere che le comunità coralline presenti fossero limitate a colonie di madrepore sparse tra letti di macroalghe (Sheppard *et al.*, 1997; Sheppard e Sheppard, 1991). Sopralluoghi recenti degli habitat costieri dello Yemen indicano la presenza di comunità coralline estese (Anonimo, 1998; Watt, 1996), ma mancano pubblicazioni dettagliate sulla struttura, la composizione e le capacità biocostruzionali di tali comunità. Il presente studio è stato condotto tra gennaio e marzo 1998 lungo le coste delle province di Hadramawt e Shabwa, Yemen, nell'ottica di un contributo al quadro conoscitivo delle comunità coralline della regione araba, e di una valutazione preliminare della loro capacità biocostruzionale. Gli scopi di questo lavoro sono stati: la descrizione della composizione e della struttura delle comunità coralline presenti nell'area di studio e l`osservazione delle capacità biocostruzionali di tali comunità.

Materiali e metodi

L'area di studio si estende da Mukallah, nella provincia di Hadramawt, a Balhaf, nella provincia di Shabwa, lungo una costa esposta a forte idrodinamismo e caratterizzata dall'alternanza di estese spiagge sabbiose e promontori rocciosi. Il presente lavoro si basa sui dati raccolti in quattro aree lungo la costa: l'area di Mukallah (N14°30'; E49°09'), l'area di Bir Ali (N14°01'; E48°20'), l'area dell'Isola di Sikha (N13°56'; E48°23') e quella di Balhaf (N13°58; E48°10). A causa delle scarse informazioni disponibili in letteratura sulla posizione delle comunità coralline, i siti di campionamento nelle aree in esame sono stati individuati utilizzando la tecnica dello "*spot-check survey*" (Kenchington, 1978) che ha consentito, in condizioni logistiche limitate, di osservare aree ampie in tempi relativamente brevi e senza ricorrere ad immersioni esplorative. Dove sono state individuate comunità coralline, e dove le condizioni del mare hanno reso possibile l'attività subacquea, sono stati eseguiti transetti, "*Line Intercept Transect*", o LIT, (English *et al.*, 1997) di 20 m a due intervalli di profondità (3-5 m e 10-12 m). Il bentos e il tipo di substrato sono stati registrati al cm utilizzando descrittori non tassonomici (forme di crescita delle colonie) e identificazione a livello di genere per altri organismi bentici e per le madrepore. Sono stati eseguiti 30 LIT, 4 repliche per transetto, e per ognuno sono stati registrati dati di profondità, temperatura, visibilità, esposizione al moto ondoso, distanza dalla costa e pendenza del substrato. Ogni rilevamento quantitativo è stato corredato da osservazioni qualitative relative alle specie presenti ed alla capacità biocostruzionale delle comunità. I dati ottenuti sono stati analizzati utilizzando tecniche di ordinamento e classificazione. Per il trattamento di tali dati e lo studio dei gradienti ambientali si rimanda a Benzoni *et al.* (in prep.).

Risultati

Le comunità coralline campionate presentano percentuali di copertura del substrato comprese tra il 20% e il 91%, con un valore medio di 55% (±17.6 dev. std.). Seguendo un gradiente geografico da Est ad Ovest, idealmente allontanandosi dall'area dove avviene l'upwelling, le prime comunità coralline campionate sono state quelle di Mukallah, formatesi su un substrato roccioso di natura sedimentaria con pendenza variabile che scompare a 11-13 m di profondità. Tali comunità sono costituite per la maggior parte da coralli submassivi (*Porites lobata*, *Porites lutea* ed *Echinopora lamellosa*), colonie incrostanti e

massive (*Goniopora* sp., *Galaxea fascicularis, Acanthastrea* sp., *Favia* spp., *Favites* spp., *Platygyra daedalea, Leptoria phrygia*), e coralli ramificati (tra 5 e 20 cm di diametro) di *Stylophora pistillata* e di *Acropora* spp.. Poco comune, ma presente, è *Pocillopora damicornis*, le cui colonie ramificate non superano i 15 cm di diametro. Comuni colonie di *Acropora* tabulare (*A. clathrata* e *A. valenciannesi*) fino a 2 m di diametro (fino al 14% di copertura). Fungidi (*Fungia (Pleuractis) scutaria, Herpolitha limax*), si trovano dove il substrato presenta un aumento della componente sabbiosa. Le colonie massive e submassive di *Porites*, costituiscono una presenza caratteristica di tutte le comunità coralline campionate nell'area di Mukallah. Le dimensioni di tali colonie variano tra 20 e 110 cm di diametro, e 5 cm e 110 cm di altezza. Mancano formazioni biogeniche, e il profilo delle comunità segue l'andamento del substrato su cui le stesse si sono formate. Nell'area di Bir Ali composizione e morfologia del fondale hanno consentito la formazione di comunità coralline solo dove la roccia di natura sedimentaria e ignea affiora dalla sabbia, cioè nei primi 5-6 m di acqua. Forme di crescita ramificate caratterizzano le comunità campionate. Sono presenti forme massive e submassive e tabulari di specie presenti a Mukallah e di *Goniastrea retiformis*. Sono anche presenti colonie fogliose e ramificate di *Montipora*, alcionacei del genere *Lithophytum* e lo zoantideo *Palythoa natalensis*. Aree di 10-12 m^2 di corallo sono state ricoperte dal corallimorfario *Rhodactis rhodostoma*, fino a rappresentare il 46% del bentos. Nell'area di Bir Ali sono state trovate comunità coralline in cui aree ad alta diversità si alternano ad aree monospecifiche di coralli ramificati. Aree monospecifiche di *Stylophora* e di *Acropora* possono ricoprire alcuni metri quadrati di substrato formando strutture con uno spessore di 40-50 cm, di cui solo gli ultimi 10-15 cm presentano tessuto vivente. La parte inferiore delle colonie è già andata incontro a colonizzazione da parte di altri organismi incrostanti e sedimento e frammenti di corallo hanno riempito gli interstizi tra le ramificazioni. Nel caso di *Pocillopora damicornis* sono stati trovati banchi monospecifici che hanno dato luogo ad un fenomeno di biocostruzione. Il banco più esteso di *P. damicornis* trovato è di circa 50 m di lunghezza, 20 m di larghezza e 3,5 m di altezza. L'Isola di Sikha rappresenta la successiva area di campionamento allontanandosi dall'area di upwelling. Le comunità coralline si trovano nelle due baie dell'isola, mentre i fondali esterni alle baie sono caratterizzati da piccole e rare colonie incrostanti e ramificate presenti su substrato roccioso con inclinazione tra 60° e 90°. Intorno ai 10 m di profondità le comunità coralline sono composte di colonie submassive e massive di *Porites lobata, P. lutea* e *P. solida* le cui dimensioni possono arrivare fino a 4 m di altezza (raramente inferiori a 2 m) e 3 m di diametro. Il fondale è generalmente costituito da roccia sedimentaria coperta da uno strato di sabbia e le grandi colonie di *Porites* si trovano distanziate tra loro da aree sabbiose. Tali colonie mostrano ampie aree morte sulle quali si sono insediate colonie di coralli ramificati (*Stylophora pistillata, Pavona cactus*), coralli molli, corallimorfari e coralli azooxantellati (*Tubastrea micranthus* e *Tubastrea aurea*) e rari coralli tabulari e ramificati del genere *Acropora*. In alcuni casi più del 80% della colonia ha fornito il substrato per l'insediamento di altri organismi bentici, e lo scheletro calcareo della madrepora funge ormai da substrato biogenico. Tra 3 e 5 m le comunità di Sikha presentano coralli ramificati, colonie fogliose e ramificate di *Montipora circumvallata* e coralli massivi e incrostanti del genere *Favia, Favites, Platygyra, Leptoria, Oulophyllia* e *Goniastrea*. Sul fondale sabbioso sono si trovano

Fungidi. È presente *Rhodactis rhodostoma*. Sono inoltre abbondanti coralli molli dei generi *Lithophytum* (tra 5% e 25% di copertura), *Sinularia* (tra 6% e 32%) e *Sarcophyton*, ed è presente lo zoantideo *Palithoa natalensis*. Una delle comunità campionate è dominata da colonie fino a 2 m di diametro di *Millepora sp.*. A circa 3 m di profondità sono stati trovati due tipi di area monospecifica, una di *Montipora circumvallata* fogliosa e ramificata, e l'altra di *Acropora* ramificata (91% di copertura; 20×40 m di superficie circa), quest'ultima simile nella struttura alle aree monospecifiche già descritte per l'area di Bir Ali. Nell'area di Balhaf a causa di problemi logistici si è potuto campionare in un solo sito. Informazioni qualitative sono comunque state raccolte durante i sopralluoghi. Le comunità coralline presentano un profilo simile alle comunità di Mukallah, ma in struttura e composizione riprendono quelle profonde dell'Isola di Sikha.

Discussione e conclusioni

In generale, il fattore che sembra influire principalmente sulla presenza di comunità coralline in tutta l'area di studio è la mancanza di substrato adatto, principale parametro ambientale limitante dal punto di vista biogeografico per la costituzione di comunità coralline e per la loro diversità (Veron, 1995). Il fondale roccioso, dove è presente, non raggiunge profondità maggiori di 14 m e lascia spazio a fondali mobili entro poche decine di metri dalla linea di costa. Il profilo delle comunità segue la morfologia del substrato duro e, nonostante queste possano sembrare simili nella struttura e nell'aspetto alle comunità coralline dei *reef* indopacifici, mancano strutture biogeniche sottostanti definibili come scogliere coralline. Dal punto di vista biocostruzionale (*sensu* Riegl e Piller,1999) le comunità coralline studiate possono essere dunque definite come *coral carpets*, o tappeti corallini, indicando con tale termine "(...) strati più o meno continui di formazioni madreporiche che seguono la sottostante morfologia del fondale", intendendo i *reef*, o scogliere coralline, come "(...) distinte strutture tridimensionali, che spesso crescono su, e si aggiungono a, una struttura fossile preesistente". Non sono ancora conosciute le ragioni per cui alcune comunità coralline si formano su substrati diversi da scogliere coralline non dando luogo a fenomeni di biocostruzione, tuttavia è ormai chiaro (Sheppard *et al.*, 1992; Veron, 1995) che al venir meno delle condizioni ambientali necessarie per la vita delle madrepore, prima fra tutte la temperatura, i processi di crescita dei coralli e di formazione del reef si disaccoppiano. Non sono stati dunque trovati *reef*, ma fenomeni di biocostruzione sono stati individuati in corrispondenza di aree monospecifiche di madrepore, o di grandi colonie di *Porites* spp., nei siti di campionamento geograficamente più distanti dall'area di upwelling. Le aree monospecifiche di coralli ramificati trovate risultano in tutto simili a quelle già descritte in Oman. Tappeti corallini dominati da estesi banchi monospecifici di *Pocillopora damicornis* sono presenti prevalentemente in due regioni agli estremi dell'IndoPacifico: Panama e altre località del Pacifico orientale (Porter, 1972), e la costa dell'Oman, nei mari dell'Arabia occidentale (Salm e Sheppard, 1986; Sheppard *et al.*, 1992). In entrambe le regioni i generi *Porites* e *Pocillopora* possono dominare da soli aree estese di substrato. Le cause della formazione dei banchi monospecifici non sono ancora note, tuttavia tali strutture rivestono una notevole importanza ecologica, essendo in grado, proprio come piccole scogliere coralline, di modificare la morfologia del substrato e di resistere allo

stress idrodinamico (Glynn, 1993; Sheppard *et al.*, in stampa). *Porites*, particolarmente in Arabia (Sheppard e Sheppard, 1991; Veron 1986), è il principale genere biocsotruttore di madrepore. Anche se il processo di formazione dei *reef* è ben più complesso del semplice accumulo di coralli e richiede il consolidamento nel tempo di sedimenti e scheletri calcarei di diversi organismi, nella regione araba i *reef* risultano spesso dalla giustapposizione di grandi colonie massive di *Porites*, formazioni chiamate "*incipient reef*" (Sheppard *et al.*, 1992). Nella loro forma più semplice tali strutture possono essere date da grandi colonie uniche e separate da altre colonie simili, come nel caso dell'Isola di Sikha, anche se Riegl (comm. pers.) suggerice il termine di "*pseudo-incipient reef*", sottolineando che ciò che non potrà mai essere da solo un *reef* non dovrebbe essere definito incipiente. Esistono differenze in termini di forme di crescita e specie presenti tra le comunità coralline di Mukallah, che ricordano quelle descritte da Glynn (1993) nell'area di Dhofar, dove avviene l'upwelling, e quelle delle altre aree di campionamento più ad Ovest, simili in composizione, struttura e biocostruzione a quelle di Masirah e della Capital area, Oman (Glynn, 1993; Salm e Sheppard, 1986). Tutte le specie presenti a Mukallah si trovano anche a Bir Ali, Sikha e Balhaf, ma per numerose specie di madrepore (per es. *Montipora circumvallata*, *Tubastrea* spp., *Goniastrea retiformis*) e altri organismi comuni altrove (per es. alcionari, corallimorfari), non è vero il contrario. Le comunità coralline di Mukallah, le più vicine all'upwelling fra quelle studiate, pur mostrando una composizione diversa, non presentano percentuali di copertura minori o segni evidenti di stress. La dimensione media delle colonie di specie presenti in tutta l'area di studio (in particolare *Porites* spp., e anche *Pocillopora damicornis*, *Stylophora pistillata*, forme ramificate di *Acropora* spp.) è tuttavia decisamente inferiore a Mukallah e alcune forme di crescita mancano o sono diverse nell'ambito della stessa specie. Coles (1997), studiando le comunità coralline della Capital Area in Oman, ha trovato che gli effetti dell'upwelling possono essere letali per alcune madrepore, ma che quelle presenti sembrano essersi ben adattate a temperature che altrove sono, per le stesse specie, limitanti. È anche risaputo che il primo effetto visibile della bassa temperatura sui coralli è la modificazione della morfologia delle colonie, a causa di ricorrenti eventi di mortalità e ricrescita (Veron, 1995). *Porites* più di ogni altro genere presenta documentate modificazioni della dimensione delle colonie (Veron, 1995) legate alla variazione di latitudine, e sembra ipotizzabile che le dimensioni decisamente minori delle colonie a Mukallah dipendano dallo "*pseudo-high latitude effect*". In tutta l'area di studio non sono state campionate o avvistate macroalghe, tuttavia dalla letteratura (Ormond e Banaimoon, 1994) si apprende che ad Est di Mukalla fitte comunità algali sono presenti stagionalmente nello stesso periodo in cùi vennero codotti i campionamenti, da febbraio a marzo. Il presente studio ha dunque rilevato lungo la costa yemenita del Golfo di Aden la presenza di comunità coralline caratterizzate da estensione e composizione in forme di crescita e specie inaspettate data la vicinanza all'area di upwelling (White *et al.*, 1997; Sheppard *et al.*, 1992). Nonostante la presenza di biocostruzione a livello di banchi monospecifici e di grandi colonie di *Porites*, è significativa la mancanza di concrezioni biogeniche definibili come scogliere coralline. Dunque anche nel caso delle comunità studiate, come in quelle dell'Oman, lo "*pseudo-high latitude effect*" dell'upwelling pare limitare i processi di biocostruzione ed influenza la composizione e la morfologia delle comunità coralline ad esso esposte. Tuttavia nel Golfo di Aden Nord-occiden-

tale, dove si pensava che scarse colonie di madrepore fossero sparse tra le macroalghe (Sheppard e Sheppard, 1991), tale effetto potrebbe essere stato sovrastimato, come sembrano suggerire la complessità, l'alta percentuale di copertura e la mancanza di macroalghe delle comunità studiate.

Summary

In the north-western Gulf of Aden coral communities of the Hadramawt and Shabwa provinces, Yemen, were surveyed in early 1998 to describe their structure and composition, and to investigate their biocostruction capacity. Line intercept transects (English *et al.*, 1995) were carried out at sites along the coast in 4 sampling areas: Mukallah (N14°30'; E49°09'), Bir Ali (N14°01'; E48°20'), Sikha Island (N13°56'; E48°23') and Balhaf (N13°58; E48°10), and qualitative information was also gathered. The survey revealed extensive and high cover coral communities occurring where suitable hard substrate, a clearly limiting factor to their formation, exist. The assessed coral communities are more or less continuous veneers of coral framework following the existing sea floor morphology and can be defined as "coral carpets" (Riegl and Piller, 1999). No reef formations were encountered, but bioconstruction was found at more western sites, in monospecific coral areas. Coral communities in the study area are subject to clines in water temperature and primary productivity associated with the western boundary of the "pseudo-high latitude effect" resulting from the omani summer monsoon upwelling. Amongst the surveyed coral communities those at Mukallah are the most exposed to the upwelling effects, thus resulting in a different species and lifeforms composition from the western communities, and the lack of monospecific coral areas and of any bioconstruction. Although the seasonal growth of macroalgal assemblages caused by the nutrient rich upwelling waters has been studied east of Mukallah (Ormond and Banaimoon, 1994), no record of such growth resulted in the surveyed area. A striking similarity between the coral communities of Yemen and those in Oman (Salm and Sheppard, 1986) is the presence of large *Pocillopora damicornis, Acropora* spp., *Stylophora pistillata* and *Montipora circumvallata* monospecific areas. *Pocillopora* banks represent the most remarkable biogenic formations in the study area reaching up to 3.5 m high and several meters width. At Sikha Island big *Porites* spp. colonies represent "pseudo-incipient reefs" similar to the massive *Porites* aggregations which form the most common reef structures in the Arabian region. This study shows that, although no reefs were found in the north-western Gulf of Aden, extensive and high cover coral communities and biogenic formations exist and seem to follow a cline in the "pseudo-high latitude effect" caused by the upwelling.

Bibliografia

COLES S.L. (1996) - *Corals of Oman.* Muscat Printing Press, Muscat: 106 pp.

COLES S.L. (1997) - Reef corals occurring in a highly fluctuating temperature environment at Fahal Island, Gulf of Oman (Indian Ocean). *Coral reefs*, **16**: 269-272.

ENGLISH S., WILKINSON C., BAKER V. (1997) - *Survey manual for tropical marine resources - 2nd Edition* - Australian Institute of Marine Science, Townsville: 368 pp.

GLYNN P.W. (1993) - Monsoonal upwelling and episodic *Achantaster* predation as probable controls of coral reef distribution and community structure in Oman, Indian Ocean. *Atoll. Res. Bull.*, **379**: 1-66.

KENCHINGTON R.A. (1978) - Visual surveys of large areas of coral reefs. In: D. R. Stoddart & R. E. Johannes (eds.), *Coral reefs: research methods.* UNESCO, Paris, Monographs on oceanographic methodology, **5**: 149-16.

ANONIMO (1998) - Republic of Yemen: Fisheries Sector Review. Report No. 501/R/108D. Produced under the Fourth Fisheries Development Project, Sanaa, Yemen (Report commissioned and funded by the European Commission). MacAlister Elliot & partners Ltd, Lymington (UK), 122 pp.

ORMOND R. F. G., BANAIMOON S. A. (1994) - Ecology of intertidal macroalgal assemblages on the Hadramout coast of southern Yemen, an area of seasonal upwelling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **105**: 105-120.

PORTER J.W. (1972) - Ecology and species diversity of coral reefs on opposite sides of the isthmus of Panama. *Bull. Biol. Soc. Wash.*, **2**: 89-113.

RIEGL B., PILLER W.E. (1999) - Corals in a non-reef setting in the southern Arabian Gulf (Dubai, UAE): fauna and community structure in response to recurring mass mortality. *Coral Reefs*, **18**: 63-73.

SALM R.V., SHEPPARD C.R.C. (1986) - *Corals and coral reefs of the Capital Area, Oman.* IUCN, Gland: 15 pp.

SHEPPARD C.R.C., PRICE A., ROBERTS C. (1992) - *Marine ecology of the Arabian Region.* Academic Press, London: 359 pp.

SHEPPARD C.R.C., SHEPPARD A.L.S. (1991) - Corals and coral communities of Arabia. *Fauna of Saudi Arabia*, **12**: 3-170.

SHEPPARD C.R.C., WILSON S.C., SALM R.V., DIXON D. (2000) - Reefs and coral communities of the Arabian Gulf and Arabian Sea. In: Sheppard C.R.C., McClanahan T., Obura D. (eds.), Coral reefs of the Western Indian Ocean: their ecology and conservation. Oxford University Press: 257-293.

SOROKIN Y.I., (1993) - *Coral reef ecology*. Springer-Verlag, Berlin: 465 pp.

VERON J.E.N. (1986) - *Corals of Australia and the Indo-pacific*. Angus&Robertson, Sidney: 644 pp.

VERON J.E.N. (1995) - *Corals in space and time, the biogeography and evolution of the Scleractinia.* Cornell University Press, New York: 321 pp.

WATT I. (1996) - Coastal habitat survey of the Gulf of Aden. Final Report, Phase II: South coast of Yemen. Report for the Marine Science and Resources Research Centre, Aden, Yemen.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 216-222

F.L. CHIOCCI, C. CHIMENZ GUSSO[1], G. CELLETTI[1], L. ARGENTI[2], R. DI GERONIMO[3], R. DARCHINO[4], S. D'ANGELO[5], R. MATTEUCCI

Dipartimento di Scienze della Terra, Università "La Sapienza",
P.le A. Moro, 5 - 00185 Roma, Italia.
[1]Dip. Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza"
[2]Via C. Tartufari, 161 - Roma, Italia.
[3]Dip. Scienze Geologiche, sez. Oceanologia e Paleoecologia, Università di Catania.
[4]Dip. Biologia Vegetale, Università "La Sapienza", Roma, Italia.
[5]Servizio Geologico Nazionale.

POSSIBLE BIOLOGICAL ORIGIN OF SHALLOW-WATER SHOALS IN A MIDDLE-LATITUDE, MICROTIDAL COAST

POSSIBILE ORIGINE BIOLOGICA DI SECCHE COSTIERE IN ZONA A CLIMA TEMPERATO MICROTIDALE

Abstract

The morphology of a very large coast-attached shoal (Torre Flavia, Latium, Italy) has been depicted by detailed bathymetry and side scan sonar survey, coupled with R.O.V. and S.C.U.B.A. sampling. The shoal is very extensive (11 sq.km) and rises some 10 m above the surrounding seafloor. As the structure is suspected to have a purely biological origin, the "coralligenous" assemblages colonizing the shoal have been studied and the main constructors organisms have been identified. Some hypotheses on the origin of the shoal are suggested, to be tested by further studies (coring, radiocarbon dating).

Key-words: *Tyrrhenian Sea, coastal shoals, coralligenous buildups, Bryozoa.*

Introduction

Various types of biogenic constructions are present in the Mediterranean Sea, composed of vegetal and animal organisms producing calcareous skeletons (Laborel, 1987; Bressan *et al.*, 2001; Bianchi, 2001). Among these, the so-called "coralligène algal banks" (Laborel, 1987) are built by coralline algae and act as substratum for a highly diversified animal assemblage (Laubier, 1966; Hong, 1980). The first descriptions of the "coralligène banks" were related by Pérès & Picard (1964) to the so-called "circalittoral zone", below the lower limit of *Posidonia oceanica* meadows, and were subdivided into two types, one formed on a vertical rocky wall and another one originating from the concretioning of a soft bottom. Subsequent investigations showed however that such formations may also occur in shallower waters, in the infralittoral zone (Laubier, 1966; Sarà, 1969; Hong, 1980; Argenti *et al.*, 1989; Ardizzone & Belluscio, 1995). As regards the substratum, Got & Laubier (1969) proved – by means of continuous seismic profiling – that the infralittoral banks studied by Laubier (1966) were fixed on a primary hard bottom; the same was suggested by Sarà & Pulitzer-Finali (1970) for the Apulian coralligène.

In this frame, our research aims to investigate the geological, sedimentological, morphological and biological features of a shoal off the coast of Central Latium, to ascertain its nature and evolution.

Materials and methods

The research concerns the shoal of Torre Flavia, one of three shoals located approximately 25 km north of the Tiber river mouth, extending up to 3.5 km offshore, covering areas of 15, 11 and 4 sq.km respectively (Fig. 1). They rise some 10 m above the surrounding seafloor; the top is mainly located at a water depth of 8-9 m and the base reaches 25-26 m. The shoals are relevant features for the coastal physiography, as they bend the coast profile. Along the rest of Latium coast no similar features are present, except for Punta Morelle, some 50 km north. The area is included in the geological sheet n. 373 Cerveteri which the National Geological Survey is at present surveying for 1:50,000 geological mapping purposes. For this reason, the soundings collected by the Istituto Idrografico della Marina have been used and reprocessed to obtain a bathymetric map with one-meter contours. Side scan sonar survey covers the shoal completely, with a swath of 100 + 100 m and a spatial resolution lower than 1 m. Four sonar survey based R.O.V. dives have been recorded. High resolution seismic profiles allowed a good control of the subsurface stratigraphy. The first site for S.C.U.B.A. sampling was chosen on the basis of the side scan sonar survey.

For the study of the present-day bioconcretion, data are reported here concerning the S.C.U.B.A. diving sampling carried out on february 2000 at 12 m depth on a sub-vertical substratum, scraping two 400 sq.cm areas over a thickness of 10 cm. Before and after the scraping, a suction sampler was used to gather mobile fauna and organogenic fragments. Organisms larger than 1 mm were identified and counted as the number of individuals for solitary species and area covered for colonial species. For each species the functional role was defined, following Hong (1980): 1) builders (subdivided into principal builders, strongly calcified and large; secondary builders, less calcified and smaller; fillers, weakly calcified); 2) destroyers; 3) associated biota (both epi- and endobionts). Ecological requirements and preferred habitats, drawn from literature data, were taken into consideration. Finally, the zoarial type of Bryozoa (following Chimenz *et al.*, 1999) was recorded as it provides useful information about the efficiency of each species in colonizing processes.

Results

Some features may be observed in Fig. 2, which depicts the geomorphologic characteristics of the shoal at Torre Flavia: 1) the shoal has a quite complex morphology and often displays sub-vertical sharp boundaries respect to the surrounding seafloor, up to 8 m high; 2) elongated linear depressions (up to 1.5 km long), cutting off the continuity of the shoal, are present; 3) the sonar backscatter classification is not random, as it locates two main sectors, one offshore with homogeneous and the other nearshore with non-homogeneous buidups; areas with scattered bioconstructions or with sediment are interspersed between these two sectors and at the edges of the shoal; bedforms are evident wherever the sediment is coarse; 4) the presence of wave-ripple (bifurcated, symmetrical) down to at least 16 m was verified; 5) areas surrounding the shoal are covered by a belt of organogenic debris seemingly produced by the living assemblages colonizing the shoal; 6) the depth of the top of the shoal is nearly constant (about 8-9 m).

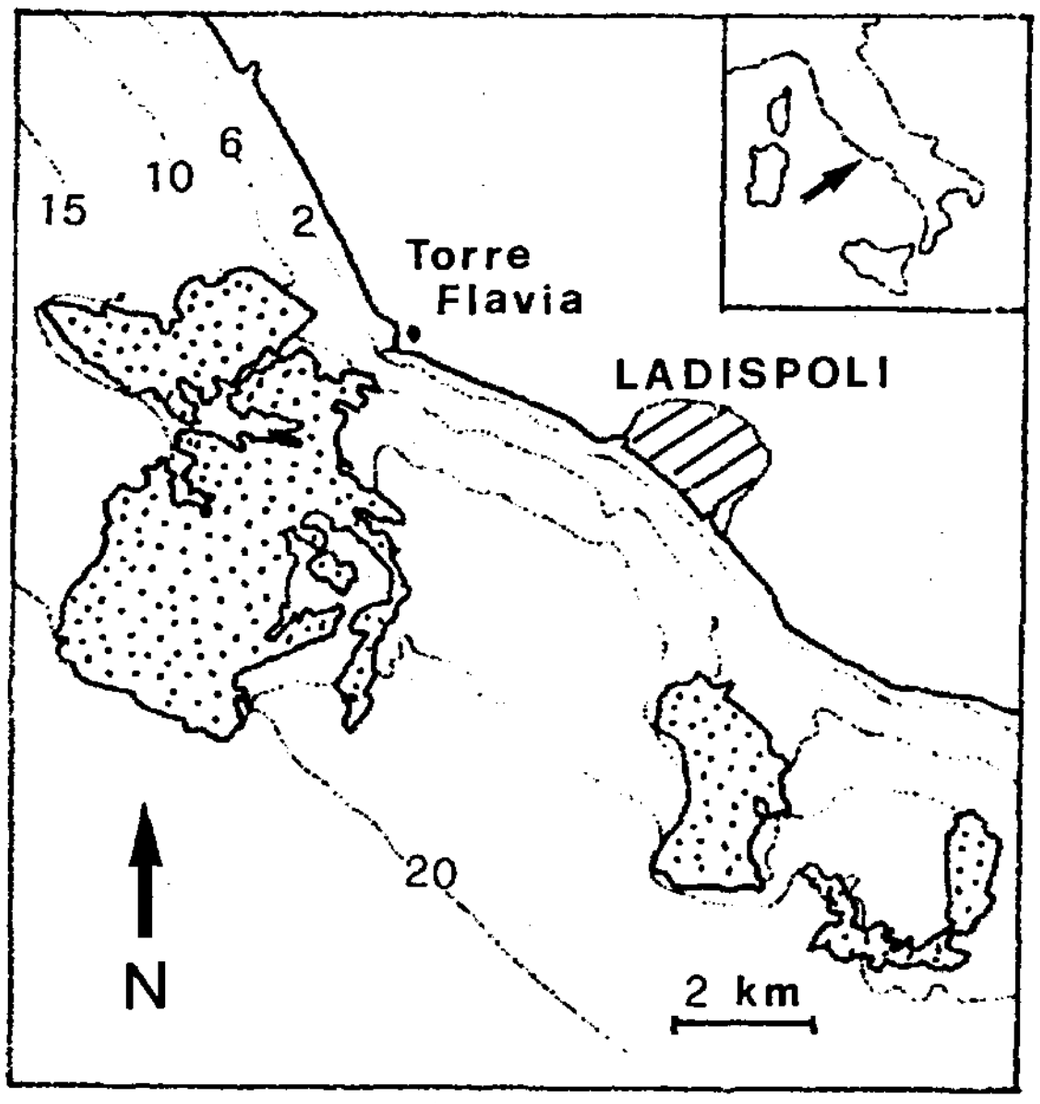


Fig. 1 - Study area.
Area di studio.

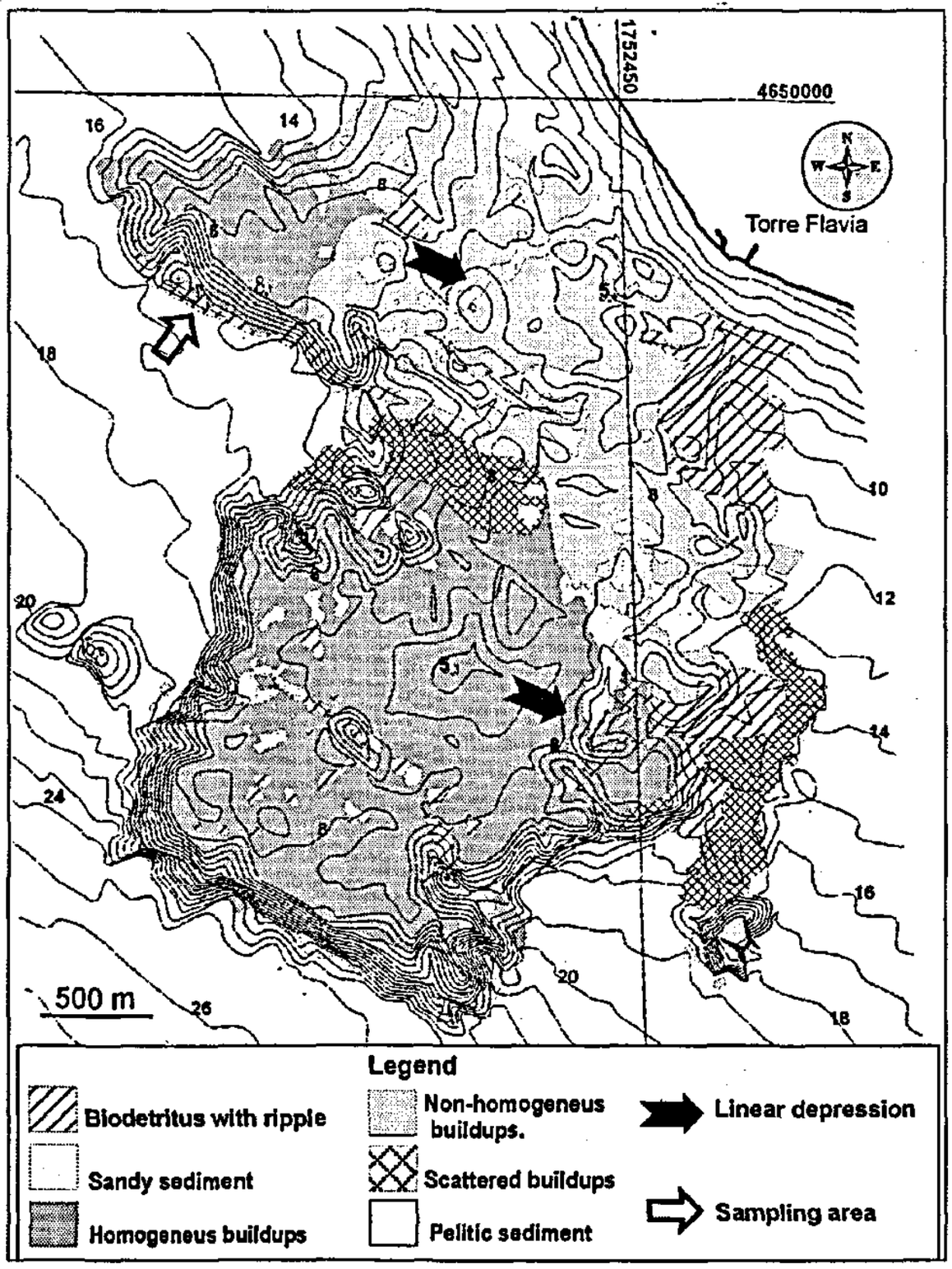


Fig. 2 - Morphoacoustic seafloor characterization of Torre Flavia shoal.
Zonazione morfoacustica della secca di Torre Flavia.

The samples collected are made of dead organogenic material (comprising calcareous algae, tubes of Serpuloidea, Bryozoa colonies, Mollusc valves), covered by living vegetal and animal organisms and rich in cavities and crevices filled more or less completely with bioclastic debris and sediment housing sessile, sedentary and motile species. More than 150 living species were identified. The builders include Algae (55.5% of the total area) and Bryozoa (31.6%), followed by Polychaeta Serpuloidea (7.1%) and Mollusca Bivalvia (5.7%). The building Algae are represented by 4 species of Rhodophyta: *Mesophyllum lichenoides*, *Lithophyllum incrustans*, *Peyssonnelia rosa-marina*, *P. polymorpha*; among these, *Mesophyllum lichenoides* is the most abundant. Bryozoa are the most important animal group both from the quantitative and the qualitative point of view (36 species). As far as the morpho-functional aspect is concerned, Bryozoa include among the principal builders erect-rigid ("frame-builders" of Cuffey, 1977), thick-encrusting ("veneerers" of Cuffey, 1977, or "binders" of Fagerstrom, 1991) and celleporiform zoarial types. Secondary builders include thin-encrusting forms. Fillers embrace both thin-encrusting and erect-flexible forms living in cavities and crevices. In addition to Algae and Bryozoa, the principal builders include Serpuloidea (6 species) and Mollusca Bivalvia (2). Destroyers (3 species) are represented by Porifera and Mollusca Bivalvia. Associated biota are very abundant and diversified (114 species) and comprise sessile, sedentary and motile species, both epi- and endobionts. Many organisms, although not belonging to the true builders, contribute by their remains to the formation of carbonatic (e.g. *Halimeda tuna* and Mollusca) or other solid material (e.g. Porifera).

Discussion

The geomorphological reconstruction proved invaluable in driving the choice of R.O.V. survey and S.C.U.B.A. sampling; at the same time it allowed the following considerations to be made. The shoals are very large features with regional relevance. High resolution seismic reflection profiles available for the study seem to point out a non-geological origin of the shoals, as the bioherms seem not to be based on hard bedrock. Actually the seismic pulse can not penetrate the shoal structure, so that the information we have concerns the surroundings of the shoal. However, the shoals may be entirely biological in nature and their evolution may have been triggered by Late Pleistocene sea-level changes. If the lack of geological bedrock is confirmed by drilling and by the interpretation of a further seismic data set (in course of study), a very high capability of the biological assemblages in building up huge structures, even in temperate latitudes, will be demonstrated. The geomòrphological analysis affords several interpretations: 1) the linear depressions cutting through the continuity of the shoals can be interpreted as river paleo-valleys or fault-related structures; 2) the zonation pointed out by the sonar backscatter may be linked to sedimentological/biological characters; 3) hydrodynamic information (wave-related oscillatory currents down to 16 m) gleaned from the presence of ripple; 4) the surprisingly constant depth of the top of the shoal (about 8-9 m) may signify an energetic control on the building up of the concretioning assemblages, as Ardizzone (pers. comm.) postulates for *P. oceanica* meadows in exposed areas.

From the ecological point of view, as far as Algae are concerned, it may be said that the main present-day constructors include elements with broad

ecological valence such as *M. lichenoides*, which is widespread from the meso- to the circalittoral zone, but more frequently found in the latter, in the Coralligenous and Shelf-Detritic biocenoses, in that it is bound to sciaphilic conditions (Laborel, 1961; Pérès & Picard, 1964; Giaccone, 1969; Basso, 1996). Likewise, *P. rosa-marina* and *P. polymorpha* can be found both in the Coralligenous biocenosis and in the sciaphilous lower stratum of the shallow-water photophilous assemblages (Boudouresque & Denizot, 1975). Therefore, they are mostly circalittoral species, closely linked to sciaphilous biotopes, that can rise to the shallowest zones in conditions of low illumination.

As regards Bryozoa, they include mostly species typical of coralligenous or sciaphilous habitat. From the morphofunctional point of view, species with thick-encrusting zoaria are dominant, as Chimenz & Faraglia (1995) and Ferdeghini *et al.* (2001) previously pointed out for the Apulian "coralligène". In this connection, we recall that Cuffey (1977) states that the most important Bryozoa involved in the bioconstruction of the Recent reefs are of the "veneerer" type. The biological data presented here are to be considered as preliminary and need to be completed by further visuals surveys and S.C.U.B.A. samplings of the buildups, in order to obtain a statistically sound definition of the functional role of both vegetal and animal organisms in the structure and dynamics of the bioconstruction; comparison with studies carried out in other localities will be thus more reliable. In the course of our observations we have not yet experienced the lucky finds of other Authors, such as eroded areas exposing earlier layers (Boudouresque *et al.*, 1980) or "lips" (Sartoretto *et al.*, 1996) and "columns" (Argenti *et al.*, 1989; Di Geronimo *et al.*, 2001), which may be easily sampled and analysed in all their aspects. In fact, our plans for the future envisage not only sampling of the present day bioconcretions but also drilling allowing us to specify the nature of the substratum, radiocarbon dating and so on. In the meanwhile, the nature of the shoals can only be hypothesized: 1) they may be fossil geological (beach-rock) or biological (*Posidonia* meadows, "panchina") structures, relicts from the previous sea-level highstand (120 kyrs). At that time a wide platform parallel to the coast was present: during the subsequent drop in sea level the platform was presumably cut by creeks and small rivers and the three remains colonized by organismic assemblages during the next (Holocene) sea-level rise and highstand; 2) high turbidity on the uppermost water table due to the Tiber river discharge set up peculiar conditions so that "coralligène" may colonize a seafloor colonized elsewhere by *P. oceanica* ; 3) the presence of hard "geological" bedrock, although not depicted by seismic profiles, may have provided a substratum for the coralligenous assemblages. However, the constancy of the top of the shoals may suggest an energetic/biologic origin rather than a geological one.

Riassunto

L'interesse dello studio risiede nella possibile origine biologica di tre grandi secche situate circa 25 km a nord delle foci del Tevere, il cui basamento - secondo i profili sismici disponibili - non sembra di origine geologica. In particolare, è stata definita la morfologia della secca di Torre Flavia ed è stato studiato un campione di macrobenthos. Fra gli organismi concrezionanti attuali i più importanti sono Rodofite calcaree, Briozoi, Molluschi, Policheti Serpuloidei. Le possibili ipotesi sull'origine della secca sono: 1) strutture geologiche (beach-rock) o biologiche ("mattes" di *Posidonia oceanica*, panchina) risalenti all'alto stazionamento marino del Tirreniano, incise da fiumi nel corso

del basso stazionamento del Wurmiano ed infine colonizzate dal "coralligeno" nel successivo ed attuale alto stazionamento; 2) l'elevata torbidità dovuta all'apporto solido del Tevere, che determina la presenza del "coralligeno" in aree solitamente colonizzate da *P. oceanica*; 3) presenza di un basamento geologico litico, non individuato finora dai profili sismici disponibili. Altri studi in corso (elaborazione di ulteriori profili sismici) o in programma (carotaggi, radiodatazioni) potranno dare indicazioni più precise. Al momento, la profondità costante del "cappello" della secca sembra indicare più un controllo biologico-energetico che geologico della biocostruzione.

Acknowledgments

The Authors thank G. Ardizzone for an useful exchange of opinions and the colleagues that helped in identifying some taxa: G. Bavestrello (Porifera); P. La Valle and C. Smriglio (Mollusca); L. Lattanzi, P. Tomassetti and R. Argano (Crustacea); L. Nicoletti, P. Tucci and M.F. Gravina (Polychaeta); A. Tursi (Ascidiacea). Thanks go to E. Martorelli and A. Bosman for the interpretation of the side scan sonar data. The geomorphological research was carried out in the ambit of IGCP 396 "Continental Shelves in the Quaternary"; the biological study was partly funded by MURST.

References

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1995) – Le praterie di *Posidonia oceanica* delle coste laziali. In: *Il mare del Lazio. Indagini e studi sul Mar Tirreno prospiciente le coste della Regione Lazio.* Convenzione Regione Lazio - Università degli Studi « La Sapienza »: 194-217.

ARGENTI L., TARAMELLI E., MATTEUCCI B., ARGANO R. (1989) – Notizie preliminari sui popolamenti vagili di formazioni coralligene infralitorali al largo di S. Severa (Roma). *Oebalia,* **15** (1), N.S.: 287-288.

BASSO D. (1996)- Adaptative strategies and convergent morphologies in some mediterranean coralline algae. In: Cherchi A. (ed.), *Autoecology of selected fossil organisms: Achievements and problems. Boll. Soc. Paleont. Ital.*, **3**, Mucchi, Modena: 1-8, 2 pls.

BIANCHI C.N. – La biocostruzione negli ecosistemi marini e le ricerche della biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 112-130.

BOUDOURESQUE C.F., DENIZOT M. (1975) – Révision du genre *Peyssonnelia* (Rhodophyta en Méditerranée. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, **35**: 92 pp.

BOUDOURESQUE C.F., THOMMERET J., THOMMERET Y. (1980) - Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercalé dans l'herbier a *Posidonia oceanica* de la baie de Calvi (Corse). *Journées Etud. Systém. Biogéogr. Médit.*, Cagliari, C.I.E.S.M.: 139-142.

BRESSAN G, BABBINI L., GHIRARDELLI L., BASSO D. - Biocostruzione e biodistruzione di Corallinales nel Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 131-174.

CHIMENZ C., FARAGLIA E. (1995) - Some faunistic and ecological observations on the Bryozoa Gymnolaemata assemblages from the coast of Puglia (Italy). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem.*,B, **102**: 37-47.

CHIMENZ C., GRAVINA M.F., NICOLETTI L. (1999) - Diversità delle strategie vitali dei Briozoi infralitorali mediterranei. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 205-213.

CUFFEY R.J. (1977) - Bryozoan Contributions to Reefs and Bioherms Through Geologic Time. *Studies in Geology*, **4**: 181-194.

DI GERONIMO I., DI GERONIMO R., IMPROTA S., ROSSO A., SANFILIPPO R. - Columnar calcareous algae build-ups off south-eastern Sicily. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 229-237.

FAGERSTROM J.A. (1991) – Reef-building guilds and a checklist for determining guild membership. *Coral Reefs*, **10**: 47-52.

FERDEGHINI F., COCITO S., SGORBINI S., CINELLI F. - Bryozoan bioconstructions in the coralligenous formations of S.M. Leuca (Aprilia, Italy). *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 238-245.

GIACCONE G. (1969) – Note sistematiche ed osservazioni fitosociologiche sulle Laminariales del Mediterraneo occidentale. *Giorn. Bot. Ital.*, **103** (6): 457-474.

GOT H., LAUBIER l. (1968) - Prospections sismiques au large des Albères: nature du substrat originel des fonds coralligènes. *Vie Milieu*, **19** (2) B: 9-15.

HONG J.S. (1980) – *Etude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (golfe de Fos)*. Thèse Doct., Faculté. Sci., Univ. Aix-Marseille: 347 pp.

LABOREL J. (1961) – Le concrétionnement algal "coralligène" et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. Mar. Endoume*, **37** (27): 37-60.

LABOREL J. (1987) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean. A review. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, **13**: 97-126.

LAUBIER L. (1966) - Le coralligène des Albères. Monographie biocénotique. *Ann. Inst. océan. Paris*, **43** (2): 137-316.

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

SARA' M. (1969) - Research on coralligenous formations: problems and perspectives. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **37** (Suppl): 124-134.

SARA' M., PULITZER-FINALI G (1970) - Nuove vedute sulla classificazione dei fondi coralligeni. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **38** (Suppl): 174-179.

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. *Marine Geology*, **130**: 317-331.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 223-228

T. DIELI, R. CHEMELLO, S. RIGGIO

Dipartimento di Biologia Animale, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.

ETEROGENEITÀ STRUTTURALE DELLE FORMAZIONI A VERMETI (MOLLUSCA: CAENOGASTROPODA) IN SICILIA

STRUCTURAL HETEROGENEITY OF VERMETID REEFS IN SICILY

Abstract

The overall features of the intertidal Dendropoma *platforms bordering the rocky coasts of NW Sicily are outlined. Examination of 7 sites points out some distinctive characters of the concretions and stresses the major role of some abiotic parameters in determining the extension, thickness and spatial heterogeneity of the reefs. These ones are consistent with the length, broadness, indentation of platforms, structural heterogeneity, population densities of the Gastropods and thickness of shell layering. Two basic reef bioconstructions are described: a - platforms; b - ledges. All intermediate features however do exist. The leading factors and environmental conditions affecting the volumetric and edgeside development of vermetid reefs are described and critically discussed.*

Key-words: *vermetid, mollusc, reef, heterogeneity, Mediterranean.*

Introduzione

I vermetidi sono una famiglia di Molluschi Cenogasteropodi marini sessili, caratterizzati da una robusta conchiglia tubolare avvolta a spirale irregolare. Le conchiglie dell'adulto di alcune specie si presentano aggregate e saldamente cementate alla matrice rocciosa. Tutti i vermetidi sono spiccatamente termofili, si insediano al livello intermareale e della frangia infralitorale nelle acque tropicali e subtropicali dei due emisferi (Keen, 1961), ed occupano delle fasce ristrette comprese fra 44° di latitudine Nord e 44° Sud.

Alcuni vermetidi, unitamente ad alghe calcaree incrostanti, formano estese biocostruzioni che si sviluppano al livello intermareale e che vennero definite "trottoir à vermets" da Molinier e Picard (1953). Esse modificano l'ambiente fisico e biologico (Fagerström, 1987; Bianchi e Morri, 1996) in quanto aumentano l'eterogeneità del substrato (Safriel e Ben-Eliahu, 1991) ed i siti per la colonizzazione, con riflessi sulla biodiversità locale.

In Mediterraneo le due specie di vermeti responsabili della costruzione delle piattaforme sono *Dendropoma petraeum* (Monterosato, 1884), che contribuisce in misura maggiore dal punto di vista strutturale alla formazione, e *Vermetus triquetrus* (Bivona, 1832). In Sicilia l'alta erodibilità dei substrati e la bassa escursione termica delle acque costiere (compresa tra 24 °C in estate e 14 °C invernali) favoriscono l'insediamento dei vermetidi, che crescono all'interno di una fascia intermareale ristretta (Pérès e Picard, 1959). Le incrostazioni assumono la fisionomia di una piattaforma più o meno continua lungo la costa tirrenica di nord-ovest, fra le isole Egadi e Capo Zafferano nel Golfo di Palermo, mentre lembi isolati sono stati segnalati sul promontorio di Capo Milazzo (Chemello, 1989; Chemello *et al.*, 1990a, 1990b; Badalamenti *et al.*, 1992a, 1992b).

Piccole piattaforme sono presenti presso Siracusa, sulla costa ionica di sud-est; incrostazioni di medio sviluppo nelle isole di Ustica e Lampedusa segnano i limiti di distribuzione rispettivamente a nord e a sud delle coste siciliane

(Chemello *et al.*, 1990a). Obiettivo della presente ricerca è definire la struttura delle formazioni a vermeti lungo il tratto nord-occidentale della costa siciliana, e di chiarire il loro significato ecologico.

Materiali e metodi

Nella zona nord-occidentale della costa siciliana sono state individuate sette aree di studio che, procedendo da est ad ovest, sono rispettivamente: Cefalù (CF), Capo Zafferano (CZ), Capo Gallo (CG), Barcarello (BA), Isola delle Femmine (IF), Punta Raisi (PR) e Tonnara del Cofano (TC) (Fig.1).

Nel mese di marzo 2000 all'interno di ciascuna delle sette aree sono state selezionate sette stazioni nelle quali, in condizioni di bassa marea e di mare calmo, sono stati rilevati i valori delle seguenti variabili:

1 - **Lunghezza**: si identifica con l'estensione lineare della costa in cui è presente la biocostruzione a vermeti, stimata servendosi di carte geografiche in scala 1:5.000 e di un sopralluogo sul campo.

2 - **Larghezza**: definita dalla distanza fra il margine esterno e il margine interno della biocostruzione. Per rilevare questa misura è stata utilizzata una rollina metrata (5 cm di precisione) posta perpendicolarmente alla linea di costa. All'interno di ciascuna stazione la misura è stata replicata 5 volte.

3 - **Spessore del bordo esterno**: la misura è rilevata con un'asta graduata (1 cm di precisione) posta perpendicolarmente al substrato. Il limite superiore è stato fissato in corrispondenza della presenza più alta di vermeti ed il limite inferiore in corrispondenza della più bassa. All'interno di ciascuna stazione la misura è stata replicata 5 volte.

4 - **Densità media dei vermeti:** rilevata dalla conta del numero di individui viventi all'interno di un quadrato di metallo di 0,1 metri di lato, considerando 5 repliche per ciascuna stazione.

5 - **Frastagliatura**: data dalla lunghezza effettiva del margine esterno della biocostruzione rilevata all'interno di cinque metri lineari di costa.

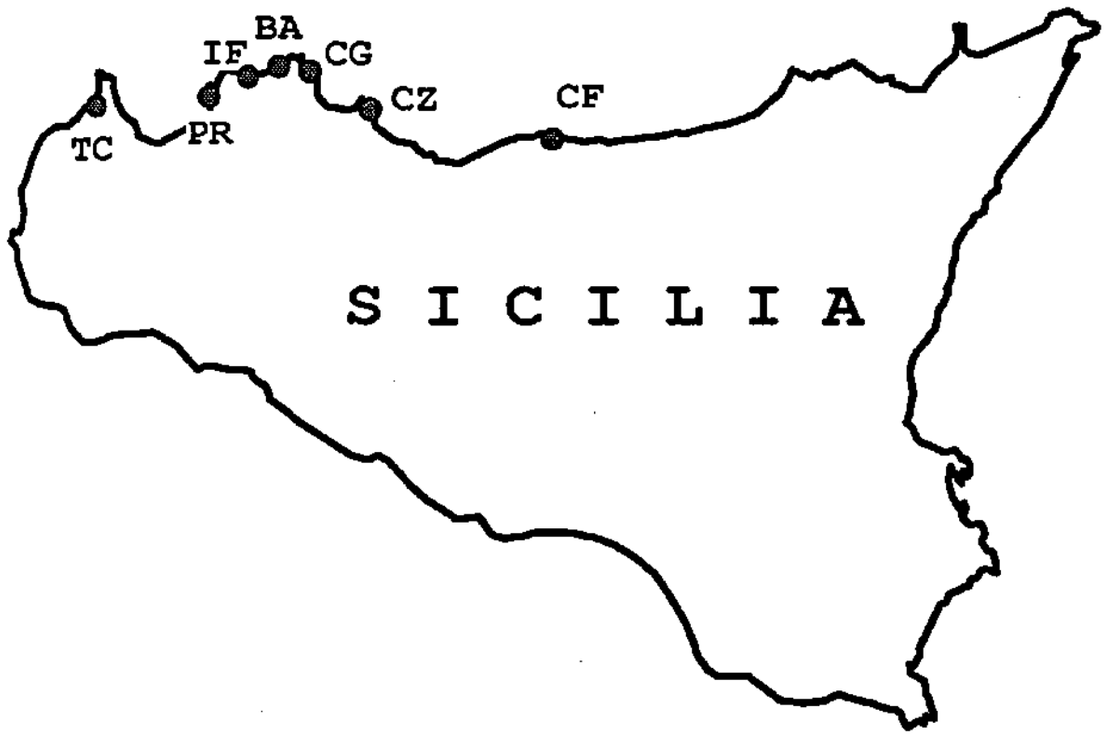
6 - **Indice di eterogeneità strutturale**: elaborato sulla base del numero di porzioni evidenziate all'osservazione diretta in ciascuna stazione. Le tipologie delle porzioni determinate a priori sono: 1) *Litophyllum*; 2) margine interno; 3) pozza 1; 4) cresta; 5) pozza 2; 6) margine esterno; 7) *Cystoseira.* I valori di tale indice sono, quindi, compresi tra 1 e 7, a seconda del numero di porzioni presenti all'interno della biocostruzione.

Tutte le misure delle caratteristiche strutturali delle biocostruzioni sono state mediate e ridotte in ranghi; successivamente sulla matrice valori strutturali/stazioni è stato elaborato un dendrogramma utilizzando la distanza euclidea e UPGMA (unweighted pair-group method of analysis).

In campo, inoltre, sono stati osservati la morfologia costiera, il tipo di roccia, il grado di pendenza e l'esposizione della costa.

Risultati e Discussioni

Nella Sicilia nord-occidentale la distribuzione delle biocostruzioni a vermeti coincide con le formazioni carbonatiche costiere a prevalente esposizione ad Ovest/Nord-Ovest.



Legenda

Aree di studio	Sigla
Cefalù	CF
Capo Zafferano	CZ
Capo Gallo	CG
Barcarello	BA
Isola delle Femmine	IF
Punta Raisi	PR
Tonnara del Cofano	TC

Fig. 1 - Area di studio e siti delle osservazioni.
Study area and sampling sites.

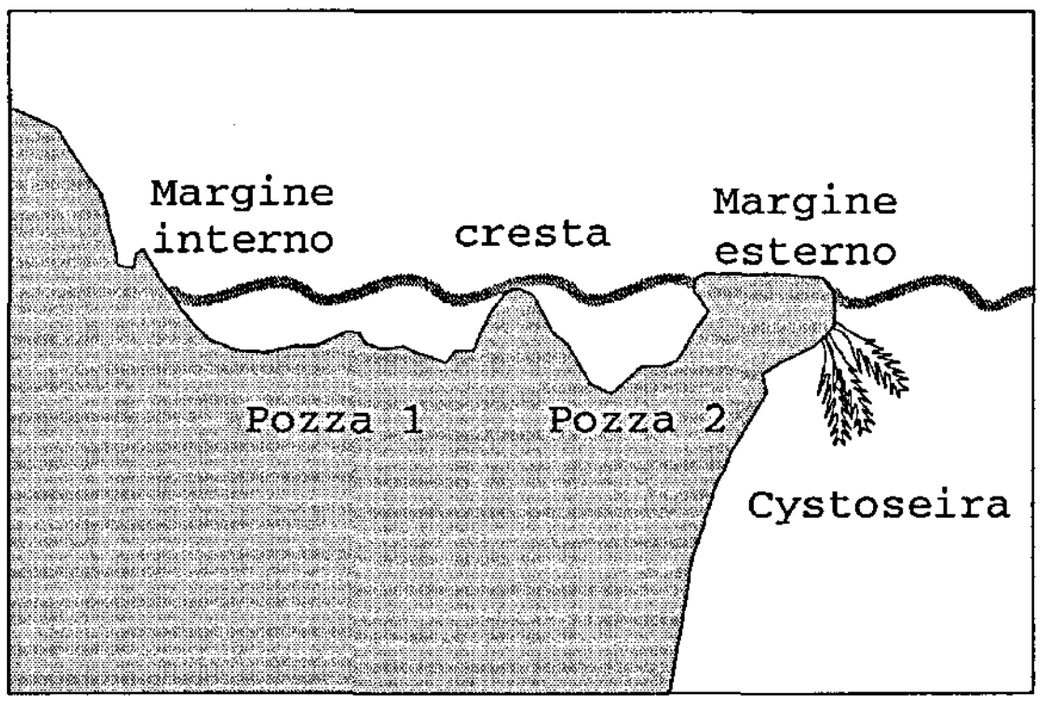


Fig. 2 - Profilo di una biocostruzione a vermeti.
Cross section of platform.

La mappatura delle piattaforme secondo un transetto trasversale dalla costa verso il mare aperto (Fig. 2) evidenzia la sequenza spaziale delle seguenti strutture (patches):

a - una cornice prossimale, di pochi centimetri di spessore, formata dalle incrostazioni giustapposte di due alghe, le rodoficee *Spongites notarisii* (sin. *Neogoniolithon notarisii)* e *Lithophyllum lichenoides* (sin. *L. tortuosum)*. Quest'ultima è un marcatore superiore del "reef";

b - una incrostazione di *Dendropoma petraeum* spessa alcuni centimetri, indicata come "margine interno";

c - una o più pozze nella parte mediana della piattaforma, denominate "cuvettes" dagli AA. francesi (Molinier e Picard, 1953), dal diametro variabile da qualche decimetro ad oltre un metro ed una profondità generalmente inferiore ai 50 cm;

d - un margine esterno costituito da una spessa incrostazione di *Dendropoma,* a volte superiore ai 40 cm, molto articolata e fessurata;

e - una cintura infralitorale a *Cystoseira amentacea* (sin. *C. stricta*), posta inferiormente al margine esterno della piattaforma.

La classificazione gerarchica delle biocostruzioni (Fig. 3) mostra una separazione in due gruppi. Il primo comprende le stazioni di Capo Gallo, Tonnara del Cofano e Barcarello, nelle quali prevale l'aspetto di piattaforma (true reef), simile ad un 'fringing reef' corallino (Molinier e Picard, 1953; Pérès e Picard, 1952). Il profilo è di mensole rocciose compatte e resistenti, ricoperte da incrostazioni mammellonari o pulvinari. La larghezza oscilla tra 2,5 e 10 metri, con uno spessore del concrezionamento sul margine esterno di circa 45 cm. Il piede della struttura è per lo più incavato in un solco di battente; più raramente è un muro verticale continuo, alto circa 0.40-1 m. Questo tipo di biocostruzione può: 1 - formare un continuum roccioso più o meno lineare, esteso fino ad alcuni chilometri; 2 - frammentarsi in un bordo discontinuo risultante dalla parziale fusione di blocchi rocciosi adiacenti. In questi casi l'eterogeneità strutturale e la densità media raggiungono valori massimi, in relazione ad una elevata frastagliatura. Inoltre, lungo il bordo esterno si rilevano le cosiddette "forme a fungo", probabili indicatrici di "maturità" della struttura (Antonioli *et al.*, 1999).

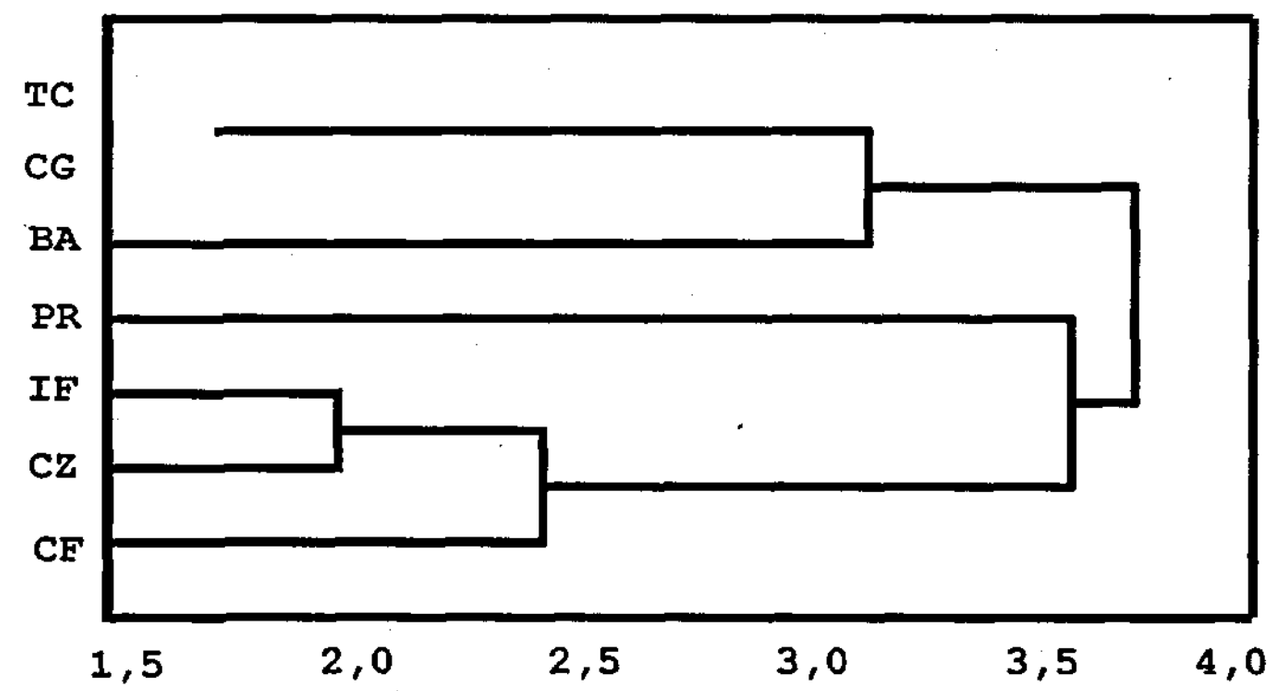


Fig. 3 - Dendrogramma delle relazioni tra le stazioni.
UPGMA dendrogram showing relationships among stations.

Nel secondo gruppo rientrano le stazioni di Capo Zafferano, Isola delle Femmine, Punta Raisi e Cefalù, caratterizzate da piattaforme ristrette o da semplici cornici. Queste strutture orlano promontori, punte e falesie particolarmente esposte alle mareggiate. Il concrezionamento raggiunge la larghezza di circa 1,5 metri e lo spessore di 10-20 cm sul suo margine esterno. Secondo le modalità di formazione descritte da Laborel (1987) per la Corsica, la cornice è uno stadio precoce di colonizzazione. In alternativa essa rappresenta la potenzialità massima di crescita dei concrezionamenti in relazione ad un idrodinamismo dirompente. Quest'ultimo può dipendere dal fetch o da condizioni geomorfologiche limitanti, legate a fondali molto acclivi. Viene meno quindi la tipica fisionomia del "trottoir": la frastagliatura è ridotta, e manca o è poco evidente la differenziazione in pozze e creste (depressioni e rilievi) per cui i valori di eterogeneità strutturale sono più bassi. Anche i valori di densità dei singoli individui sono inferiori rispetto a quelli riscontrati per le piattaforme.

Le condizioni che favoriscono lo sviluppo di una piattaforma o ne limitano la crescita ad una cornice litoranea sono nell'ordine: a - il tipo di substrato; b - l'inclinazione della costa; c - l'idrodinamismo.

In Sicilia i vermeti si insediano su tutti i litorali rocciosi del nord-ovest ma veri e propri reefs si osservano soltanto sui substrati carbonatici. Nell'ordine i più favorevoli sono: a - le calcareniti; b - i calcari compatti; c - le dolomie. I meno idonei in assoluto sono: 1 - i basalti; 2 - le quarzareniti e le argilliti su flysch numidico (Russo, com. pers.); 3 - gli scisti cristallini. La presenza di una piattaforma di abrasione (e quindi la capacità della roccia di formare una piattaforma di abrasione) è fondamentale per la formazione di un "reef". Le condizioni su elencate limitano la distribuzione dei reefs e la ostacolano su gran parte delle coste vulcaniche.

Il profilo costiero gioca un ruolo primario: le piattaforme di dimensioni maggiori sono infatti in relazione con litorali dalla pendenza compresa tra 15°e 40° (rispetto all'orizzonte considerato come 0°). Tra 0° (coste piatte) e 15° lo spessore e l'ampiezza delle formazioni non vanno oltre le cornici o i concrezionamenti sottili, mentre oltre i 40° (coste a falesia) esse diminuiscono rapidamente e già a 50° scompaiono del tutto, sostituite da alghe calcaree.

L'idrodinamismo di superficie agisce sulla distribuzione e la dimensione dei reefs e l'optimum coincide con un idrodinamismo vivace (acque moderatamente mosse) ma non dirompente: osservazioni in corso sottolineano una relazione inversa fra lo sviluppo delle piattaforme e l'intensità del popolamento (densità ed estensione verticale) degli ctamali. Il maggior sviluppo è sui versanti rivolti a Nord e Nord-Ovest; sui versanti opposti si osservano presenze frammentarie.

Conclusioni

I risultati ottenuti in funzione dei parametri strutturali esaminati hanno permesso di descrivere ed ordinare le biocostruzioni a vermeti della Sicilia occidentale in precise classi morfo-strutturali. Esse amplificano lo spazio intermareale ed incrementano la biodiversità e la stabilità ambientale della fascia compresa tra il mediolitorale e l'infralitorale superiore (Pandolfo *et al.*, 1996). L'analisi delle biocostruzioni ed il confronto con i litorali che ne sono privi mostra che i "reefs" ridisegnano la fisionomia dei piani superficiali, modificando la composizione e la struttura delle comunità. La conoscenza della loro organizzazione strutturale, dei loro rapporti con i piani bionomici circostanti e della loro evoluzione temporale contribuirà alla comprensione dell'interfaccia terra-acqua nella fascia subtropicale.

Bibliografia

ANTONIOLI F., CHEMELLO R., IMPROTA S., RIGGIO S. (1999) - *Dendropoma* lower intertidal reef formations and their palaeoclimatological significance, NW Sicily. *Mar. Geol.*, **161**: 155-170.

BADALAMENTI F., CHEMELLO R., GRISTINA M., RIGGIO S., TOCCACELI M. (1992a) - Caratterizzazione delle piattaforme a Molluschi Vermetidi nella costa della Riserva Naturale dello Zingaro (TP). *Oebalia* (Suppl) **17**: 543-545.

BADALAMENTI F., CHEMELLO R., GRISTINA M., RIGGIO S., TOCCACELI M. (1992b) - Caratterizzazione delle Piattaforme a Molluschi Vermetidi nella costa tra Capo Gallo ed Isola delle Femmine (PA): area proposta come riserva naturale marina. *Oebalia* (Suppl) **17**: 547-549.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1996) - Ficopomatus 'Reefs' in the Po River Delta (Northen Adriatic): their constructional Dynamics Biology, and influences on the Brackish-water Biota. *Mar. Biol.*, **17** (1-3): 51-66.

CHEMELLO R. (1989) - La bionomia bentonica ed i Molluschi. 5. Il piano Infralitorale: il marciapiede a vermeti. *Notiziario SIM*, **7** (11-12): 167-170.

CHEMELLO R, GRISTINA M., TOCCACELI M., BADALAMENTI F., RIGGIO S. (1990a) — Distribuzione delle formazioni a Molluschi Vermetidi lungo le coste siciliane. *Atti 53° Congresso U.Z.I.*, Palermo: 60.

CHEMELLO R., PANDOLFO A., RIGGIO S. (1990b) - Le biocostruzioni a Molluschi Vermetidi nella Sicilia Nord-Occidentale. *Atti 53° Congresso UZI,* Palermo: 88.

FAGERSTRÖM J.A. (1987) - *The evolution of reef communities*. John Wiley & Sons, New York: 628.

KEEN A.M. (1961) - A proposed reclassification of the gastropod family Vermetidae. *Bullettin of the British Museum* (*Natural History*), **7**, (3): 181-213.

LABOREL J. (1987) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean. *A rev. Sci. Rep. Port Cros natl*. Park, Fr., **13:** 97-126.

MOLINIER R., PICARD J. (1953) - Notes biologiques a propos d'un voyage d étude sur les cotes de Sicile. *Ann. Inst. Océan.*, **28**, (4): 163-188.

PANDOLFO A., CHEMELLO R., CIUNA I., LO VALVO M., RIGGIO S. (1996) - Analisi della distribuzione dei molluschi nella zona di transizione tra mesolitorale ed infralitorale superiore lungo le coste della Sicilia. *Biol. Mar. Medit.* **3** (1): 78-87.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1952) - Les corniches calcaires d'origine biologiques en Mediterranèe occidentale. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **4** (1): 2-34.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1959) - On the vertical distribution of benthic communites. Abstract, *1st Int. Oceanogr. Congr.*, New York: 34.

SAFRIEL U.N., BEN-ELIAHU M.N. (1991) - The influence of habitat structure and environmental stability on the species diversity of Polychaetes in the vermetid reefs. In: S.S. Bell, E.D. MvcCoy, H.R. Mushinsky (eds), *Habitat structure. The physical arrangement of objects in space*, Chapman & Hall, London: 349-369.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 229-237

I. Di Geronimo, R. Di Geronimo, S. Improta[1], A. Rosso, R. Sanfilippo

Dip. Scienze Geologiche, Sez. Oceanologia e Paleoecologia,
Università di Catania, Corso Italia, 55 - 95129 Catania, Italia.
[1]Dip. Fisica, Univ. "La Sapienza" Roma, P. A. Moro, 5 - 00100 Roma, Italia.

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON A COLUMNAR CORALLINE BUILD-UP FROM OFF SE SICILY

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SU UNA BIOCOSTRUZIONE COLONNARE AD ALGHE CALCAREE (SICILIA SE)

Abstract

Numerous columnar bioconstructions mainly built by calcareous red algae were found in soft bottoms at the infra-circalittoral boundary off Marzamemi (SE Sicily). A single pillar was studied, identifying calcareous algae and other organisms, mainly vermetids, serpulids and bryozoans, involved in the build-up. The algal framework is constituted by "concentric" and "fruticulose" growth structures alternating in the basal part, and "fruticulose", locally replaced by "foliaceous" structures, in the top part. The sequence of the different algal structures has been inferred as testifying subsequent growth stages and phases probably linked to changes in environmental factors.

Radiometric data allow to hypothesise that the pillar is not older than 2,200 years, and that the mean growth rate is comparable with those recorded in literature.

Key-words: *Coralline algae, build-ups, growth structures, Mediterranean, Recent.*

Introduction

Build-ups constructed by organisms of different taxonomic groups are known from mesolittoral to bathyal environments also from the Mediterranean area. In shelf bottoms, calcareous algae represent the main builder, followed by bryozoans, sabellariids, serpulids and locally by vermetid gastropods (Quatrefages, 1854; Molinier & Picard, 1953; Laborel, 1961; Laubier, 1966; Harmelin, 1976; ten Hove, 1979; Reguant & Zamarreño, 1987) whereas scleractinians prevail at bathyal depths (Zibrowius, 1980).

Mediterranean circalittoral build-ups have been considered as part of the Coralligenous Biocoenosis by Pérès & Picard (1961, 1964). The term Coralligenous was introduced by Marion (1883) who described the *"broundo" formé tantôt par des graviers coralligènes, tantôt par des sables vaseux côtiers*. Pérès & Picard (1961) widely studied both animal and vegetal constituents of the coralligenous part of the *"broundo"*, well characterised by large bryozoans, gorgonaceans and, above all, calcareous algae. Within the "Coralligenous assemblage", these Authors recognised three different types i. e. a coralligenous assemblage of submarine caves, a "coralligenous" of the lower horizon of the littoral rocks and a third type or shelf coralligenous assemblage developping on soft bottoms. These three aspects were further on described by Pérès & Picard (1964) taking into account also Laborel's studies.

During a biocenotic survey in the Noto Gulf (SE Sicily) numerous build-ups were discovered off Marzamemi. They appear as pillars rising from the

coarse soft bottom in an area of some square kilometres at the infra-circalittoral boundary. Pillars are mainly built by calcareous algae and their upper, more lightened surfaces are covered by dense populations of soft algae with prevailing *Flabellia petiolata* (Turra) Nizzamudin and *Halimeda tuna* (Ellis & Solander) Lamoroux, both typical elements of the "precoralligenous" aspect of the Coralligenous Assemblage (see Pérès, 1982).

It is noteworthy that, unlike almost all the other presently known Mediterranean coralligenous bio-constructions, characterised by a dominant lateral growth leading to the formation of crusts, slabs and lenticular bodies, the Marzamemi build-ups grow mostly in the upward direction developing into pillars up to 1 metre high. Only Sartoretto (1994) records some pillars morphologically similar to those from Marzamemi, but horizontally elongated and from a quite different environment, i.e. along narrow cleafs leading into submarine caves. Thus, they have an extremely limited distribution.

The aim of this paper is to give a detailed description of one of these build-ups and first insights on its growth.

Materials and methods

The studied build-up was collected by scuba diving during April 1998 from the SE coast of Sicily, off the Marzamemi village (Fig. 1). Preliminary observations on the sea floor showed several build-ups, rising from a soft bottom 26 to 40 m deep. They cover an area of some square miles, sub-parallel to the coastline, following deeply and offshore *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile sea-grasses. Build-ups are more or less patched, columnar or mushroom-shaped, circular or ellipsoidal in cross-section. Sometimes they tend to coalesce forming bridge morphologies and ridges usually aligned normally to the coastline and separated by channels. Build-ups reach up to 100 cm in high, the deepest ones being sometimes smaller (15-20 cm) and more spaced. Channels and pockets between the columns are filled by coarse organogenic sediments mainly constituted by fragments of *Lithothamnion corallioides* (P. & H. Crouan) P. & H. Crouan and

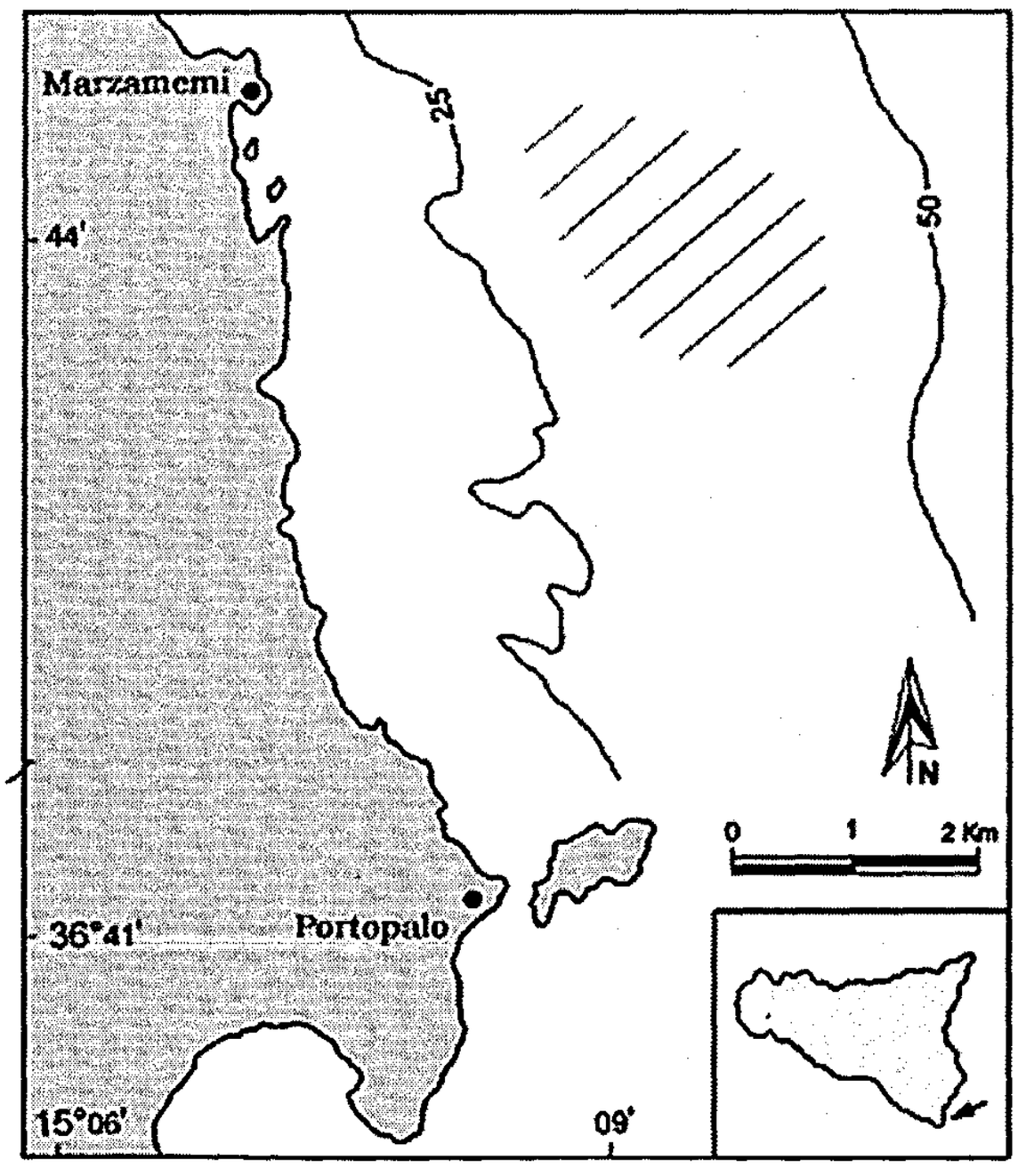


Fig. 1 - Location of the sampled area: diagonal lines.
Ubicazione dell'area di campionamento: linee diagonali.

locally colonised by clumps of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. Laterally and offshore the sea-floor is made of coarser organogenic sediments wrinkled by megaripples caused by bottom currents.

A longitudinal section of the pillar (Fig. 2), together with polished sections of selected parts were made to study the internal structures and to evaluate the relationships between framework and cavities.

Thin sections were prepared to identify calcareous algae and other organisms and to detail growth structures, composition and fabric of sediments filling the cavities. Algal framework was described following Laborel (1961).

Organisms involved in the build-up were identified by means of a stereomicroscope from both the outer surfaces and the inner cavities.

The 14-C dates were obtained by radiometric measurements based on CO_2 proportional counters. Radiocarbon Calibration Program Rev 4.0 was used for conversion of conventional ages in true ages.

Results

The studied pillar (Fig. 2) is sub-circular in cross section, 20 cm in diameter, 60 cm in height.

The outer surface is covered by an almost continuous layer of living thalli of crustose coralline algae, mainly *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Fig. 3B) followed by *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey & McKibbin and *Lithophyllum nitorum* W. & P. Adey. This species, previously known from North Atlantic, has been recently found in Western Mediterranean areas, i.e. Andra, Almeria and Balears (Braga & Aguirre, 1995). The green algae *Flabellia petiolata* (Turra) Nizzamudin and *Halimeda tuna* (Ellis & Solander) Lamouroux, together with the squamariaceans *Peyssonnelia polymorpha* (Zanardini) Schmitz and *P. rosa-marina* Boudouresque & Denizot, mainly colonise the uppermost part of the build-up. Bryozoan colonies, serpulid tubes and vermetids encrust lateral surfaces together with large sponges and rare foraminifers. Among these systematic groups living bryozoans are represented by several specimens and a dozen species among which the erect rigid *Myriapora truncata* (Pallas) largely prevails, followed by the encrusting

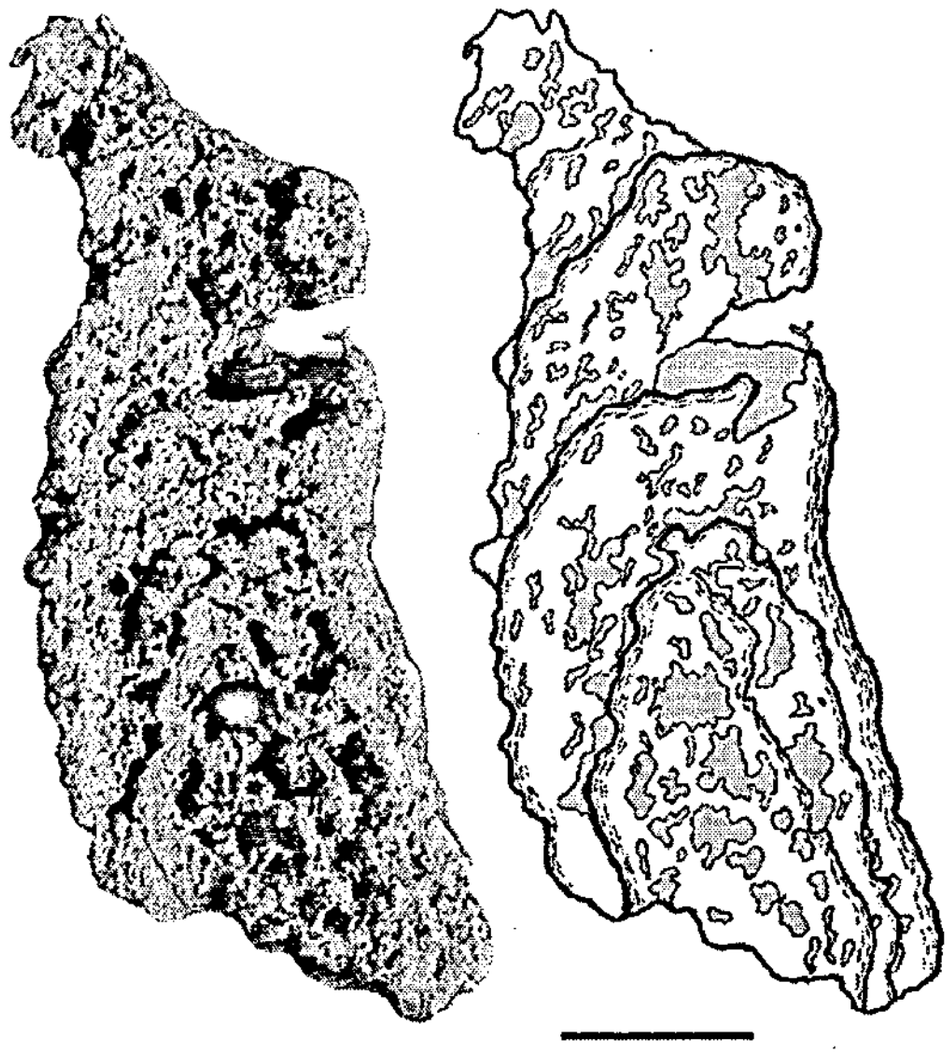


Fig. 2 - Longitudinal section of the studied build-up (left) and scheme of the structure (right). See text for explanation. Scale bar 10 cm.

Sezione longitudinale della biocostruzione (sinistra) e schema della struttura (destra). Per la spiegazione vedere il testo. Scala grafica 10 cm.

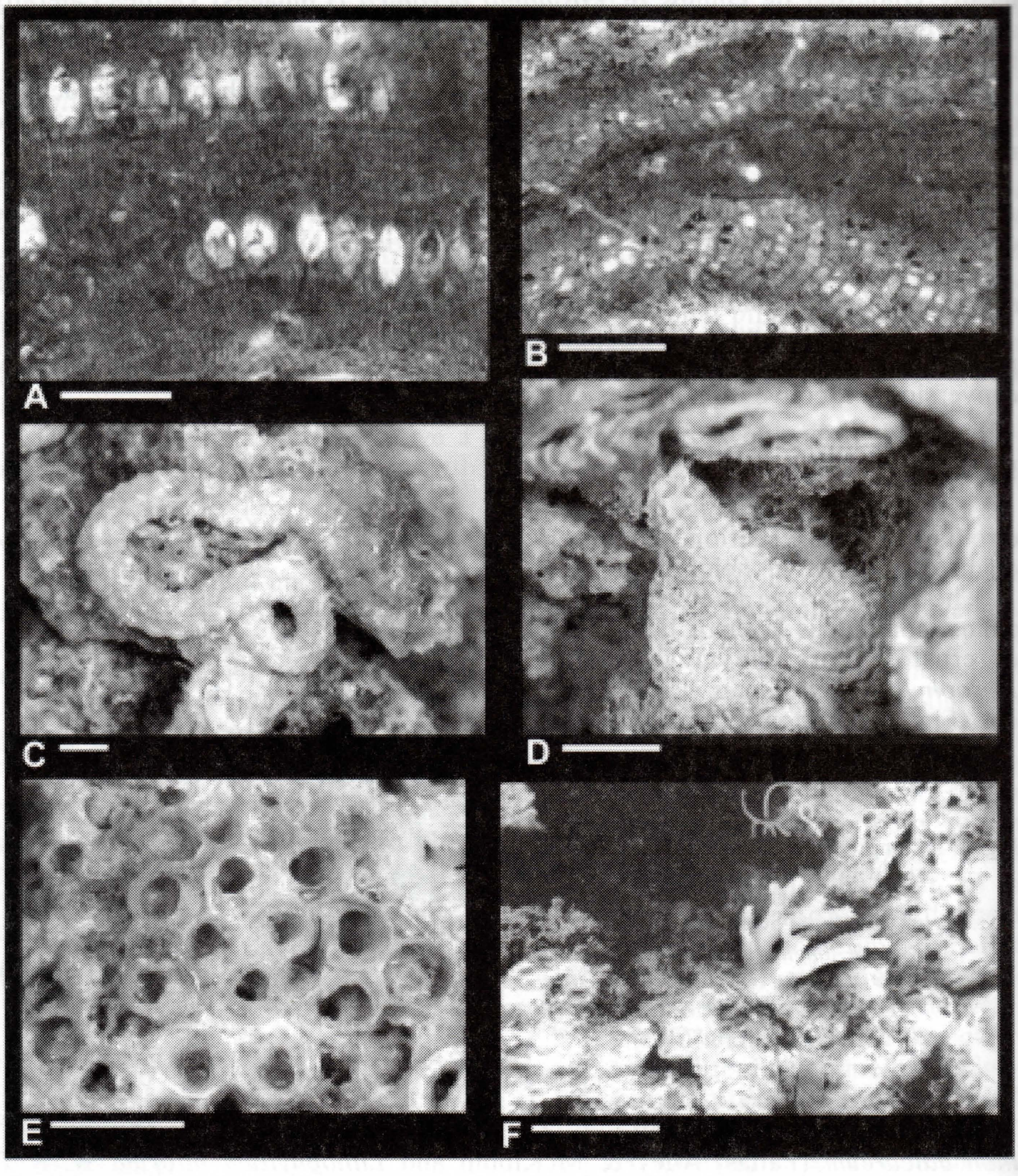


Fig. 3 - A, *Sporolithon ptychoides* Heydrich, vertical section with sporangial sori; B, *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine, vertical section showing coaxial medulla; C, *Placostegus crystallinus* Zibrowius encrusting the outer surface; D, Tube of *Semivermilia crenata* (O. G. Costa) within a cavity; E, Small colony of *Onychocella marioni* Jullien encrusting the outer surface; F, Erect colony of *Reteporella elegans* Harmelin in a cavity. Scale bar 100 µm (A, B), 1 mm (C, D, E), 1 cm (F).

A, Sporolithon ptychoides *Heydrich, sezione verticale con sori sporangiali; B,* Mesophyllum lichenoides *(Ellis) Lemoine, sezione verticale con medulla coassiale; C,* Placostegus crystallinus *Zibrowius incrostante la superficie esterna; D, Tubo di* Semivermilia crenata *(O. G. Costa) all'interno di una cavità; E, Piccola colonia di* Onychocella marioni *Jullien incrostante la superficie esterna; F, Colonia eretta di* Reteporella elegans *Harmelin all'interno di una cavità. Scala grafica 100 mm (A, B), 1 mm (C, D, E), 1 cm (F).*

Schizotheca serratimargo (Hincks), *Escharina vulgaris* (Moll) and *Onychocella marioni* Jullien (Fig. 3E). Erect flexible species such as *Scrupocellaria delilii* (Audouin) and *Caberea boryi* (Audouin & Savigny) are subordinate. The only living serpulids *Placostegus crystallinus* Zibrowius (Fig. 3C), *Hydroides helmata* (Iroso) and *Semivermilia crenata* (O.G. Costa) (Fig. 3D) are present with a few specimens. Large soft sponges are also well represented. Within some more sheltered surfaces other living organisms are present such as foraminifers, mainly represented by bushy specimens of *Miniacina miniacea* (Linnaeus) and encrusting perforate species; molluscs with specimens of byssate arcids and *Hiatella arctica* (Linnaeus); brachiopods with *Crania anomala* (Mueller) and *Megathyris detruncata* (Gmelin).

Algal growth structures

According to Laborel (1961) the following algal structures were recognised:

a) A first "concentric type" formed by closely packed laminated sets. *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine and *Spongites fruticulosus* Kützing are the dominant species followed by *Titanoderma pustulatum* (Lamouroux) Naegeli and *Sporolithon ptychoides* Heydrich (Fig. 3A).

b) A second "fruticulose type" formed by irregularly-branched laminae constructing an open network. *Neogoniolithon* sp. is the most common species.

c) A third "foliaceous type" formed by a fragile network of anastomosing laminae. *Lithophyllum stictaeforme* (Areschoug) Hauck locally grows with this structure in the uppermost part of the pillar.

Pillar structure

The longitudinal section of the pillar (Fig. 2) shows a basal dome-shaped part, about 4/5 of the total length, and an upper irregular one.

The basal part is constituted by three main superimposed domes, each outlined by sets of laminar algae (concentric structure), 1-3 cm thick, tapering a central nucleus showing "fruticulose" structure.

The uppermost part is formed by an irregular network of algae growing with a "fruticulose" structure only locally replaced by plagues of "feuilletée" growths.

The framework is mainly built by coralline algae together with subordinate coiled tubes of the serpulids *Serpula lobiancoi* Rioja and *Protula* sp., a sessile gastropod vermetid, and small dome-shaped bryozoan colonies of schizoporellids.

Cavities

The framework forms numerous cavities inside the laminated domes as well as between the branched thalli. Some of these cavities are completely tapered by algal thalli, other ones, near the outer surface, are widely opened outwards. Cavities have volumes ranging from few millimetres up to some centimetres. Some of them are void, especially in the top part of the column. The surfaces of these voids are typically coated by oxides, chiefly in the basal part. They provide a variety of sheltered micro-habitats for several cryptic organisms such as bryozoans, serpulids, foraminifers, sponges and rare brachiopods and scleractinians. Living bryozoans are present with a large number of specimens belonging to a dozen species. Nearly all of them are encrusting species: most form small spot-like colonies among which the very sciaphilous species *Setosella cavernicola* Harmelin and *Puellina (Glabrilaria) pedunculata* Gautier are the most

abundant whereas only one species exhibits uniserial running growth. Erect rigid species, among which *Reteporella elegans* Harmelin (Fig. 3F), are subordinate. Among serpulids, *Janita fimbriata* (Delle Chiaje), *Vermiliopsis labiata* (O.G. Costa) and *Semivermilia crenata* (O.G. Costa) are the most common species. *Metavermilia multicristata* (O.G. Costa) and *Josephella marenzelleri* Caullery & Mesnil are also abundant. These two latter species seem to be not exclusive of cavities, encrusting also the outer surface of the build-up. Sponges (among which several specimens of *Sycon* sp.) and encrusting agglutinant foraminifers are also common.

Sediments

Most cavities, mainly in the basal part, are filled by two types of sediment i. e. muds and sand-to-granule sized sediments both containing skeletal debris (bryozoans, coralline articulate algae such as *Amphiroa cryptarthrodia* Zanardini and dasycladales, small rissoid gastropods and bivalves, serpulids and rare spirorbids, foraminifers, sponge spicules and echinoid radioles). These skeletons, come from the build-up itself and also from neighbouring environments; they belong to reophile species testifying current swept bottoms. Fine sediment fills the smallest cavities (even serpulid and vermetid tubes and bryozoan zooecia) whereas the coarser sediment is present within larger cavities.

Cement

The build-up is thoroughly lithified just few millimetres below the living surface by early diagenetic cement. The cementation has locally reduced the porosity of internal sediment and framework, locally obliterating growth structures and even preventing the systematic recognition of constituent organisms. The cement is made by calcitic micrite and subordinate acicular aragonite fans within foraminifer tests and algal conceptacles.

Discussion and conclusions

The Marzamemi pillars show a distinctive growth pattern involving a major accretion in the direction normal to the substrate only shared with the build-ups described by Sartoretto (1994) from shallow water rocky cliffs along a narrow cleft leading into a cave at La Ciotat (France). In both situations the pillar morphology, developed normally to the substratum (i.e. horizontal at La Ciotat and vertical off Marzamemi) could be seemingly related to linear high hydrodynamism. At La Ciotat, the pillar shape is caused by *un fort hydrodynamism liè à l'étroitesse et à la faible profondeur*, testifyed by *ripple-marks bien marquées* in the bottom sediments and allowing the growth of a *pilier structure adaptée à l'agitation violente* (Sartoretto, 1994). High hydrodynamic conditions are also present off Marzamemi where the bottom surface of sediments surrounding pillars is wrinkled by ripples and several reophile species live on the build-ups and in the neighbourings.

Nevertheless, differences in pillar structures and presumed growth pattern are obvious: the La Ciotat pillars are constructed by slightly arched, rather uniformly superimposed algal laminar sets whereas the Marzamemi pillars show a clear succession of "fruticulose" algal growths and enveloping sets of algal laminae (with a "concentric" structure) which seem to testify subsequent different growth stages.

The basal part could correspond to at least three main subsequent growth stages, each comprising two phases: the former giving rise to the nuclear "fruticulose" structure and the latter leading to the formation of the covering sets of laminae. The uppermost part could represent at least one or two different phases of growth with "fruticulose" structure, comprising a not clearly recognisable intercalation of "foliaceous" algal laminae.

Detailed observations of relationships between different algal taxa allow to conclude that the peculiar growth pattern, involving a succession of different algal growth structures, could be referred to changing environmental factors than to biotic ones, such as competition among corallinacean species. The most important factor seems to be hydrodynamism whose changes could induce different algal growth adaptations, also according to Bosence (1983: 373). Thus, "fruticulose" structures, sometimes comprising subordinate "foliaceous" structures, both forming a relatively fragile network, seem best suitable for low hydrodynamic conditions whereas laminar "concentric" structures leading to the formation of densely patched sets and strongly resistant crusts could be induced by bottom currents during high hydrodynamic phases. Moreover the development of such crusts acts as a protection for the enveloped fragile "fruticulose" structures preventing their destruction.

A further distinctive character of the Marzamemi build-ups is the scantiness of bio-erosional activity only due to the presence of rare specimens of the boring bivalve *Coralliophaga lithophagella* (Lamarck), sponges belonging to the genus *Cliona*, endolithic algae and polychaetes.

Radiometric data gave an age not older than 2,200 years for the basal part of the sampled build-up. The mean growth rate evaluated along the vertical direction is 0.27 mm/year, thus congruent with literature data. Sartoretto (1994) reports for *Mesophyllum lichenoides* from north-western Mediterranean a growth speed of 0.19 mm/year, relatively low compared to 0.26 mm/year recorded for *Lithophyllum lichenoides* and *L. incrustans* from Mediterranean and Atlantic waters. Similar values (0.26 mm/year) were estimated by Edyvean & Ford (1987) for *L. incrustans* from NE Atlantic, which also shows an horizontal growth of 2.87 mm/year.

Presently, the Marzamemi build-ups, located at the infra-circalittoral boundary, cannot be clearly ascribed to neither the "coralligenous" of the lower horizon of the littoral rocks nor the "shelf coralligenous" as their starting stages are unknown. Until now, it was not possible to investigate relationships of the very basal parts of the pillars and their substrate. Thus, although the build-ups are presently completely surrounded by coarse sediments it is not possible to state if they begun their growth agglomerating a previous organogenic soft bottom or encrusting an original underlying rocky substrate.

In the frame of the biocenotic dynamics, the Marzamemi build-ups can be thought as the shallower front of a coralligenous assemblage which spreads throughout the deepest infralittoral environments up to 26 metres, rather than as the result of a degradation recently induced in this zone allowing the progradation of such a biocoenotic complex. The persistence at shallow depths of the "precoralligenous aspect" with the soft algae *Halimeda tuna* and *Flabellia petiolata* tapering coralligenous bio-constructions and whose colonisation pattern was described by Pérès and Picard (1964: p.98), in fact, seems to be related to decreased lightning caused by suspended matter from river inputs. In the area

the rivers disharges, chiefly by the Simeto, enter in the Ionic sub-surface flow running along the coast in a N-S direction known as far as the Malta island (D'Arrigo, 1950).

Riassunto

Numerose biocostruzioni colonnari ad alghe calcaree sono state individuate su un fondale mobile in una fascia di transizione fra l'Infra- ed il Circalitorale, al largo di Marzamemi (Sicilia sud orientale). Le biocostruzioni, di aspetto colonnare, coprono un'area di qualche chilometro quadrato: esse raggiungono altezze di circa 1 metro e sono più o meno ravvicinate, talvolta coalescenti, facendosi più rade e di minori dimensioni verso il largo. Canali e tasche contenenti sedimenti detritico-organogeni grossolani sono presenti tra le biocostruzioni.

Una di queste colonne, alta circa 60 cm, è stata studiata al fine di evidenziarne composizione e struttura. La biocostruzione è costituita essenzialmente da alghe calcaree (tra cui prevalgono *Mesophyllum lichenoides*, *Spongites fruticulosus* e *Neogoniolithon* sp.) e molto subordinatamente da serpulidi, briozoi e vermetidi. L'impalcatura principale è costituita nella parte basale da una successione di duomi concentrici, sovrapposti formati ciascuno da gruppi di lamine (che si accrescono con struttura "concentrica") contenenti al nucleo talli algali irregolarmente ramificati (struttura "fruticulosa"). Nella parte sommitale prevale la struttura "fruticulosa" localmente rimpiazzata da una struttura "fogliettata", più fragile, data da talli algali subparalleli, distanziati e anastomosati. Segni di diagenesi precoce sono evidenti specialmente nella parte basale della colonna. Le piccole cavità presenti sono prevalentemente riempite da sedimento, alla base, mentre restano vuote nelle parti superficiale e periferica dove costituiscono un micro-habitat fortemente sciafilo adatto a diverse specie di briozoi e serpuloidei incrostanti. Popolamenti fotofili sono invece presenti sulle superfici esterne prevalentemente colonizzate da alghe a tallo molle di significato precoralligeno.

La successione delle strutture algali osservate è stata interpretata come il susseguirsi di fasi di crescita successive e l'alternanza delle strutture è stata messa in relazione con cambiamenti dei fattori ambientali, quali soprattutto l'idrodinamismo, come peraltro ipotizzato per simili biocostruzioni (Sartoretto, 1994) e analoghe strutture di crescita delle alghe (Bosence, 1983).

La datazione radiometrica ha consentito di stabilire un'età di circa 2.200 anni per la parte basale della colonna esaminata. La velocità di crescita, calcolata nella direzione di massimo allungamento, è di 0,27 mm/anno, valore confrontabile con quelli riportati in letteratura.

Allo stato attuale le biocostruzioni di Marzamemi si possono ascrivere ad una facies del complesso bionomico del Coralligeno.

Acknowledgements

We are grateful to R. Leonardi (Catania University) who technically supported bottom survey and sampling.

References

BOSENCE D.W.J. (1983) - Coralline algal reef frameworks. *J. Geol. Soc. London*, **140**: 365-376.

BRAGA J.C., AGUIRRE J. (1995) - Taxonomy of fossil coralline algal species: Neogene Lithophylloideae (Rhodophyta, Corallinaceae) from southern Spain. *Rev. Palaeob. Palynol.* **86**: 265-285.

D'ARRIGO A. (1950) - Le migrazioni cicliche della Foce del Simeto dal 1154 al 1948. *Boll. sed. Acc. Gioenia*, s. 4, **1** (5): 313-324.

EDYVEAN R.G. J., FORD H. (1987) - Growth rates of *Lithophyllum incrustans* (Corallinales, Rhodophyta) from South West Wales. *Br. phycol. J.*, **22**: 139-146.

HARMELIN J.-G. (1976) - Le sous-ordre des Tubuliporina (Bryozoaires Cyclostomes) en Méditerranée: Ecologie et systématique. *Mém. Inst. Océanogr. Monaco*, **10**: 326 pp.

HOVE H.A. ten (1979) - Different causes of mass occurrence in serpulids. In: Larwood G., Rosen B.R. (eds.), *Biology and systematics of colonial organisms*, Academic Press, London (Syst. Ass. spec. Vol. **11**): 281-298.

LABOREL J. (1961) – Le concretionnement algal "Coralligène" et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **37** (27): 37-60.

LAUBIER L. (1966) - Le coralligène des Alberes. Monographie biocénotique. *Ann. Inst. Océanogr.*, **43** (2): 137-316.

MARION A.F. (1883) - Esquisse d'une topographie zoologiques du Golfe de Marseille. *Ann. Mus. Hist. nat. Marseille*, **1**: 6-108.

MOLINIER R., PICARD J. (1953) - Notes biologiques à propos d'un voyage d'étude sur les côtes de Sicile. *Ann. Inst. Océanogr. Monaco*, (ser. 2), **28**: 163-187.

PÉRÈS J.M. (1982) - Major benthic assemblages: In: Kinne O. (ed.), *Marine Ecology*, **5**'(1): 581 pp., London.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1961) - Notes sur les fonds coralligènes de la région de Marseille. *Arch. Zool. Exp. et Gen.*, **88** (N. et R.): 24-38.

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

QUATREFAGES A. de (1854) - Souvenir d'un naturaliste. Charpentier publ., Paris **1**: 1-15 + 1-507, **2**: 1-549.

REGUANT S., ZAMARREÑO I. (1987) - Bryozoan bioherms on the Mediterranean continental shelf (northern Spain). In: Ross J.R.P. (ed.), *Bryozoa: present and past,* Western Washington University, Bellingham: 229-236.

SARTORETTO S. (1994) - Structure et dynamique d'un nouveau type de bioconstruction à *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Corallinales, Rhodophyta). *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Vie*, **317**: 156-160.

ZIBROWIUS H. (1980) - Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. *Mém. Inst. Océanogr. Monaco*, **11**: 1-227.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 238-245

F. FERDEGHINI[1,2], S. COCITO[1], L. AZZARO[1,3], S. SGORBINI[1], F. CINELLI[2]

[1] Marine Environment Research Centre ENEA S. Teresa,
P.O. Box 224 - 19100 La Spezia, Italy.
[2] Dip. Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via Volta 6, I-56126 Pisa, Italy.
[3] Dip. Biologia Animale, Università di Modena e Reggio E., Italy.

BRYOZOAN BIOCONSTRUCTIONS IN THE CORALLIGENOUS FORMATIONS OF S.M. LEUCA (APULIA, ITALY)

BIOCOSTRUZIONI A BRIOZOI NELLE FORMAZIONI CORALLIGENE DI S.M. LEUCA (PUGLIA, ITALIA)

Abstract

Importance of bryozoan bioconstructions in the coralligenous formations developed on vertical walls of S.M. Leuca was studied through the analysis of life strategies, distribution and abundance, patterns of construction and outcomes of overgrowth competition. 11 bryozoan taxa (species and genus) were identified as primary space occupiers. Distribution and abundance of bryozoans were clearly variable and no consistent patterns of vertical distribution between 25 and 35 metres depth were evidenced. The most abundant species was Schizomavella cuspidata, *with a thick encrusting growth form, reaching 55.2 % of cover value.* S. cuspidata *showed differences in the percentage cover among depths, but differences varied from sites located hundreds of metres apart.* S. cuspidata *resulted competitively dominant on many organisms living on primary substratum, being able to overgrow sponges, serpulid worms, vermetids, madrepores. Characteristics of life traits and ability of overgrow can help* Schizomavella cuspidata *to occupy most of the substratum available and to build important masses, acting as one of the major bioconstructors in the coralligenous formations of S.M. Leuca.*

Key-words: *Bryozoa, coralligenous, competitive interactions, biocostruction, Apulia.*

Introduction

Bryozoans are one of the most important group of invertebrates in the coralligenous assemblages (Pérès & Picard, 1964; Ros *et al.*, 1985). There, habitats available to bryozoans are highly variable thanks to heterogeneity of substratum characteristic of coralligenous block (Sarà, 1969; Harmelin, 1976; Ros *et al.*, 1985). Bryozoans thrive both on the surface and inside the cavities of the coralligenous block, living as epifauna and endofauna. The erect stratum of gorgonians offers substratum available to bryozoans, that can thus live as epibionts (Gautier, 1959; True, 1970; Harmelin, 1976).

In the coralligenous, calcareous algae are the dominant taxon in term of both number of individuals and biomass, whereas invertebrates, such as bryozoans, have a lesser importance on the upper-lighted surfaces, playing minor roles in the building process. However, bryozoans can assume an important role in some locations (Sarà, 1969, 1971; Hong, 1982). In particular, a coralligenous assemblage characterised by the dominance of bryozoans, essentially the erect rigid *Myriapora truncata* and the large massive *Pentapora fascialis*, has been described by Parenzan (1983) in the Mar Piccolo of Taranto (Apulia, Ionian Sea). Tursi *et al.* (1983) studying settlement on artificial panels in a coralligenous assemblage near Taranto, pointed out the importance of bryozoan taxa in structuring communities. Chimenz & Faraglia (1995) underlined that

coralligenous assemblages along Apulian coast (between Brindisi and Casalabate) are rich and diverse in term of bryozoan fauna, being represented by 30 bryozoan species, covering up to 29% of the total area available.

Aim of this work was to study the role of bryozoan bioconstructions in the coralligenous formations developed on vertical walls of S.M.Leuca (Apulian, Italy).

Importance of bryozoan biocostructions was determined analysing 1) species occurring on primary substratum and their ecological characteristics; 2) distribution and abundance of bryozoans along the bathymetric range investigated (between 25 and 35 metres depth), at different spatial scales; 3) constructional patterns and outcomes of interspecific overgrowth interactions.

Materials and methods

The study was carried out on the rocky cliffs at S.M. Leuca in June 1998. Preliminary observations found the substratum to be generally characterised by rocky vertical walls, at depths between 35 and 25 metres. Above 25 metres, slope decreased and photophilic assemblages dominated.

A multi-factorial sampling design was used to assess patterns of vertical distribution at two different spatial scales. The largest spatial scale comprised localities, selected a few kilometres apart: Pisello, Meliso, and Terradico. Each locality comprised a stretch of coast about 1 km wide supporting a coralligenous assemblage. Within each of the three localities, two replicated sites (each comprising a suitable section of substratum about 10 m wide) were taken at the distance of 100's of meter. Six replicated plots of 600 cm^2 were randomly sampled at three different depths (35 m, 30 m, and 25m) inside each site. Sampling was carried out by taking photographic transparencies of 20×30 cm. Estimates of cover of each taxon were obtained by the visual method utilised in previous studies on coralligenous assemblages by Acunto *et al.* (2000), Ferdeghini *et al.* (2000a). Spatial patterns of bryozoans were analysed using a 3-factor mixed model ANOVA, with depth (3 levels, orthogonal) as fixed factor, and locality (3 levels) and site (2 levels, nested into locality) as random factors.

Characteristics of life strategies of bryozoans were analysed on the basis of the classification proposed by Chimenz *at al.* (1999) for infralittoral Mediterranean Bryozoa. Notes on skeletal calcification amount of species were added.

Morphology, internal structure and overgrowth interactions between bryozoans and other more abundant organisms have been studied on 47 samples of bryozoan bioconstructions collected by scraping.

Results

11 bryozoan species or genus were identified through visual method (Table 1). All the species, the most of which are typical of coralligenous assemblages, were largely distributed on sciaphilic rocky bottoms. Seven species showed a heavily calcified zoarium; among these, three displayed a thick encrusting growth form (*S. cuspidata, C. nobilis, S. sanguinea*), four species were erect rigid (*M. truncata, S. serratimargo, S. septentrionalis, S. cerviconis*). The other four taxa were characterised by a weakly calcified skeleton or not calcified structures; two genus were erect-flexible (*Cellaria* spp., *Scrupocellaria* spp.), one was petraliform (*B. magellanica*) and one was creeping (*V. uva*). The latter two species were usually found living as epiphytes on red calcareous algae.

No differences among species were found in term of zooidal polymorphism, all species displaying avicularia. Most of species were characterised by large size, except *V. uva*; only *S. cuspidata* and *S. sanguinea* exhibited multizooidal and frontal budding. All the species but *B. magellanica* are reported to be perennial.

Analysis of number of taxa identified by visual method showed the greatest number of species at locality Meliso, at 25 metres depth (mean of six replicated plots sampled at the same depth = 5), corresponding to about 50% of the bryozoan taxa identifiable. On the contrary, the highest cover percentages of bryozoans were observed at locality Pisello (Fig. 1). ANOVA evidenced significant differences in the number of taxa identified between sites, at the scale of hundreds of metres ($F = 13.83$, $p < 0.001$). The thick encrusting species *S. cuspidata* showed the highest values of percentage cover among bryozoan taxa (mean cover value of six replicated plots sampled at the same depth: 33%). Analysing vertical distribution of *S. cuspidata*, significant site X depth interaction was evidenced. *S. cuspidata* showed differences in the percentage cover among depths and differences varied from one site to the other ($F = 2.77$, $p < 0.001$). No consistent pattern of vertical distribution with depth was found (Fig. 1).

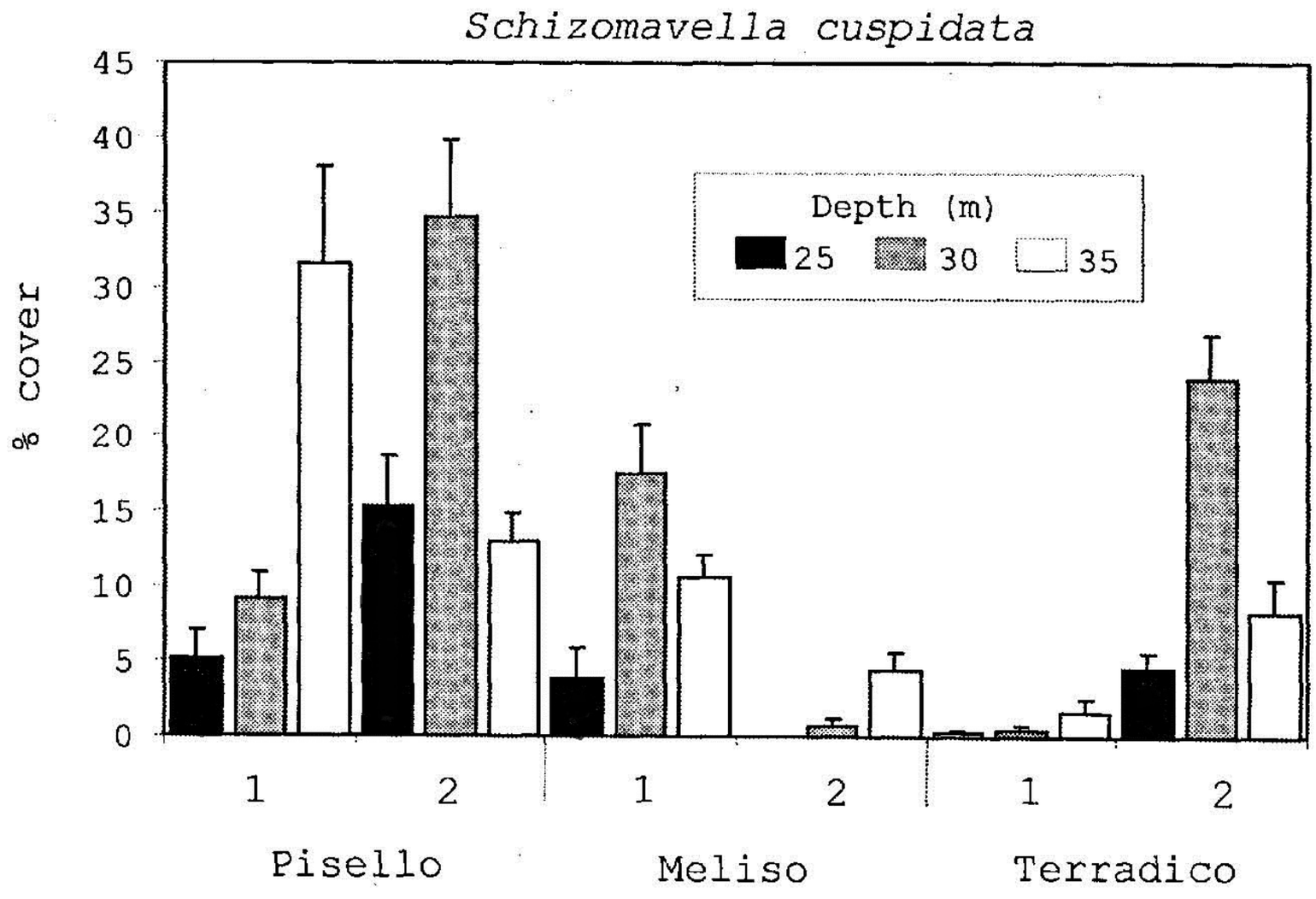


Fig. 1 - Mean percentage covers of *Schizomavella cuspidata* at each of the two sites for the three locations. Each bar represents the mean of six replicated plots sampled at the same depth. Error bars indicate ± SE ($n = 6$).

Medie delle percentuali di ricoprimento di Schizomavella cuspidata *nei due siti in ognuna delle tre località indagate. Le barre indicano la media di sei repliche effettuate alla stessa profondità. Le barre di errore indicano l'errore standard (n = 6).*

Analysis of samples collected by scraping showed that *S. cuspidata* masses were composed of a repetitive sequence of extensive sheets forming mound-like and laminated bioconstructions. Multilayered constructions were formed by frontal and multizooidal budding (Table 1).

Tab. 1 - List of bryozoan species and genus identifiable by visual methods in the coralligenous from S.M.Leuca with their life traits. Bryozoans are classified by zoarial type; among each zoarial type, taxa are ordered on the basis of their abundance.

Lista delle specie e generi di briozoi identificate tramite metodi visuali nel coralligeno di S.M.Leuca, con indicati i rispettivi tratti vitali. I briozoi sono raggruppati per morfologia zoariale; nell'ambito di ciascuna morfologia, i taxa sono ordinati sulla base della loro abbondanza.

Species	Preferred habitat	Zoarial type	Skeletal calcification amount	Zooidal polymorphism	Size and budding	Life span
Schizomavella cuspidata	Hard bottom	Thick encrusting	Heavily calcified	Avicularia and spines	Large Multizooidal, frontal	Up to one year; perennial
Calpensia nobilis	Hard bottom	Thin and thick encrusting	Heavily calcified	Avicularia and spines	Large	Perennial
Schizobrachiella sanguinea	Hard bottom	Thick encrusting	Heavily calcified	Avicularia	Large Multizooidal, frontal	Perennial
Myriapora truncata	Hard bottom	Erect rigid	Heavily calcified	Avicularia	Large	Perennial
Schizotheca serratimargo	Hard bottom	Erect rigid	Heavily calcified	Avicularia and spines	Large	Perennial
Sertella septentrionalis	Hard bottom	Erect rigid	Heavily calcified	Avicularia and spines	Large	Perennial
Smittina cervicornis	Hard bottom	Erect rigid	Heavily calcified	Avicularia	Large	Perennial
Cellaria spp.	Hard bottom	Erect flexible	Calcified	Avicularia	Large	Perennial
Scrupocellaria spp.	Hard bottom	Erect flexible	Calcified	Avicularia and spines and vibracula	Large	Perennial
Beania magellanica	Hard bottom	Petraliform	Weakly calcified	Avicularia and spines	Large	Up to one year
Valkeria uva	Vegetal	Creeping	Not calcified	Stolons	Small	Up to one year; perennial

Observations of samples allowed to describe outcomes of overgrowth interactions between *S. cuspidata* and several other organisms.

1. A typical example of juxtaposition was displayed by *S. cuspidata* with the encrusting sponge *Phorbas tenacior.* The latter occurred always on the lower side of *S. cuspidata* colonies, tightly adherent to the non-living basal wall of the bryozoan. Growing edges were juxtaposed and both organisms ceased growing.
2. *S. cuspidata* could totally overgrow other organisms, such as serpulid worms, vermetids and madrepores. Serpulids and vermetids could be found both on the outer surface of the encrustations or partially/totally imbedded in *Schizomavella* masses, being more or less visible under zooid layers. At the beginning, tubes of worms and gastropods partially overgrown are hypothesised to remain alive. Afterwards, *S. cuspidata* developed above their distal tips, thus forming circum-encrusting layers and creating nodules with circular section. Colonial madrepores were often completely overgrown by *S. cuspidata* encrustations. After dissections, apparently monospecific masses of *S. cuspidata* revealed to be constituted by colonies of madrepores completely wrapped up by the bryozoan. *Schizomavella* encrustation tended to assume an external hemispherical shape that reflected the shape of the madrepore colony.
3. *S. cuspidata* could partially overgrow red calcareous algae at different points along the margin of contact, but the contrary could also occur. Competitive reversals have been observed in red calcareous algae (*Lithophyllum* sp. and *Peyssonnelia* sp). Opposite outcomes of overgrowth interactions could be observed in different portions of the same specimen.
4. The red calcareous alga *Lithophyllum* sp. developed large platforms on vertical cliffs at S.M. Leuca: when these structures occurred, *S. cuspidata* throve on the lower surface of *Lithophyllum* structures and in the cavities among different laminae, in cryptic habitats. This was the only case in which *S. cuspidata* did not occupy the primary substratum, being competitively inferior to red calcareous algae.

Discussion and conclusions

Coralligenous assemblages from S.M. Leuca were characterised by high percentage covers of bryozoan taxa.

Chimenz & Faraglia (1995), investigating the infralittoral coralligenous along the Apulian coasts, recorded 6 species of bryozoans responsible for more than 83% of cover: among these, *S. auriculata* (cfr. *cuspidata*) was quantitatively dominant (33%). Both thick and thin encrusting zoarial forms were the most abundant. On the contrary, Tursi *et al.* (1983) found small erect species as dominant on asbestos panels located in a coralligenous assemblage near Taranto. Our findings well agree with those from Chimenz & Faraglia (1995), highlighting affinity in composition and abundance between the bryozoan fauna from the coralligenous of S.M. Leuca, developed on vertical walls between 25 and 35 metres depth, and bryozoan assemblages of the infralittoral coralligenous formations.

If compared with other Italian locations, percentage covers of encrusting bryozoan taxa from Apulian coasts are much higher. In coralligenous assemblages of the Eastern Ligurian Sea, cover values reached 3.6% (Morganti *et al.*, 2001)

at La Spezia and were lower than 1.5% at Leighorn (Abbiati, pers. comm.); in the Tuscan Archipelago cover values lower than 10% were recorded by Ferdeghini *et al.* (2000a).

The coralligenous in the Mediterranean is an example of highly diversified and structured community of suspension feeders (Gili & Coma, 1998). The success of different suspension feeding trophic strategies depends on food availability within the ecosystem and on physical factors such as water movement and topographic shoreline configuration (Archambault *et al.*, 1999). High concentrations of POM, in condition of intense water renewal, favours passive suspension feeders, mainly cnidarians, while with reduced POM concentration the dominant trophic groups are expected to be active suspension feeders, such as bryozoans, sponges, polychaetes, bivalves and ascidians (Zabala & Ballestreros, 1989).

Bryozoans belong to active meso-filter-feeders, whose source of energy includes phytoplankton and small fractions of zooplankton (10 - 100 μm). Absolute dominance of active meso-filter-feeders at S.M. Leuca, could indicate oligothophy of water masses, also proved by the dominance of Phytoflagellates and Coccolithophorids in the water column (Marano *et al.*, 1998; Caroppo *et al.*, 1998). Along the Salento coast, inputs from rivers result to be scarce, suspended sediment usually deriving from erosion of marine bioconcrections (Damiani *et al.*, 1988). Oligotrophy of water masses and occurrence of small-sized plankton organisms could also be hypothesised as causes of paucity of gorgonians and abundance of large erect branched sponges on rocky walls along Apulian coasts. Future studies, including larger spatial scales and involving analysis of water column characteristics, could be useful to detect discontinuities in the composition of coralligenous assemblages along Apulian coasts and may help to relate spatial variability of benthic assemblages to variable environmental levels of nutrients and productivity.

Competitive interspecific interactions may play an important role in determining structure of coralligenous assemblage: in fact, when *S. cuspidata* grows in contact with red calcareous algae, bryozoan will result to be competitively inferior to algae, and substratum will be dominated by algal bioconcrections. Otherwise, *S. cuspidata* is the dominant taxon. Because of the results of interphyletic competitive interactions, bryozoan biocostructions are scattered across the assemblages, with high spatial variability at the scale of hundreds of metres, as demonstrated by patterns of distribution and abundance of *S. cuspidata* found not to be consistent at the smallest spatial scale considered (sites).

Prevalence of encrusting growth forms among S.M. Leuca bioconstructions may be indicative of strong water currents flowing along the Apulian coasts (Moissette & Pouyet, 1991). Nevertheless, these encrusting growth forms can evolve into multilamellar structures and, thank to rapid lateral growth and frontal budding, such as in the case of *S. cuspidata,* expand above other organisms occurring on primary substratum and overgrow them. By uniting the framework created by other organisms into the overall structure, *S. cuspidata* may construct important masses. The same constructional pattern has been already observed for other encrusting bryozoan species, being able to form buildups and acting as principal frame-builders in several Mediterranean habitats (Cocito *et al.*, 2000, 2001; Ferdeghini *et al.*, 2000b). We conclude that, in absence of red calcareous algae, *S. cuspidata* may act as one of the major bioconstructors in the coralligenous formations of S.M. Leuca.

Riassunto

Scopo del lavoro è studiare l'importanza delle biocostruzioni briozoi nel coralligeno di S.M. di Leuca, attraverso un'analisi della composizione specifica e delle strategie vitali della fauna a briozoi, della distribuzione e abbondanza verticale a diverse scale spaziale, della modalità di costruzione delle colonie e delle interazioni competitive risultanti nel ricoprimento. Sono stati identificati 9 briozoi a livello specifico e 2 a livello di genere. La specie più abbondante è risultata la specie incrostante spessa *Schizomavella cuspidata,* che raggiungeva una percentuale di ricoprimento pari al 55.2 dell'area indagata. L'analisi della distribuzione e abbondanza di *S. cuspidata* ha messo in evidenza un'estrema variabilità spaziale; nessun modello generale di distribuzione verticale può essere proposto. Lo studio di campioni di biocostruzioni di *S. cuspidata* ha mostrato come la specie riesca a ricoprire completamente altri organismi sessili (serpulidi, vermetidi e madreporari), mentre la specie risulta competitivamente inferiore alle alghe rosse calcaree. Gli invertebrati ricoperti vengono incorporati nel blocco grazie all'azione del briozoo incrostante, che svolge un ruolo di collante tra le varie parti. Grazie alla sua abbondanza, alla sua capacità di ricoprire altri organismi e di formare masse di notevoli dimensioni *Schizomavella cuspidata* gioca il ruolo di vero e proprio biocostruttore nel coralligeno di S.M.Leuca, ponendosi al secondo posto come importanza dopo le alghe rosse calcaree.

Acknoledgements

Prof. M. Sarà (Genova) kindly supplied literature, M. Abbiati (Ravenna) provided data for comparisons. We thank G. Ceccherelli (Sassari) for comments and suggestions and M. Abbate (La Spezia) for helping with photos presented at the Conference. Special thanks to L. Benedetti-Cecchi (Pisa) for helping with sampling design and statistical analyses and to C.N. Bianchi (La Spezia) for advice and discussion. We are grateful to S. Acunto e L. Piazzi (Pisa) for basal contribution during the field trip.

(This work forms part of F.F. PhD thesis, supported by a joint fellowship ENEA - University of Pisa)

References

ABBIATI M., VIRGILIO M., QUERCI J. (1996) - Spatial and temporal variability of species distribution on a sublittoral rocky cliff in the Ligurian Sea. *Atti S.It.E.,* **17**: 337-340.

ACUNTO S., BALATA D., CINELLI F. (2001) - Variabilità spaziale nel coralligeno e considerazioni sul metodo di campionamento. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 191-200.

ARCHAMBAULT P., BOURGET E. (1999) - Influence of shoreline configuration on spatial variation of meroplanktonic larvae, recruitment and diversity of benthic subtidal communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **238**: 161-184.

CAROPPO C., FIOCCA A., SAMMARCO P., PASTORE M., MAGAZZU' G. (1998) – Evoluzione delle comunità fitoplantoniche costiere nell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 239-245.

CHIMENZ C., FARAGLIA E. (1995) - Some faunistic and ecological observations on the Bryozoa gymnolaemata assemblages from the coast of Puglia (Italy). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem. Serie B*, **102**: 37-47.

CHIMENZ C., GRAVINA M.F., NICOLETTI L. (1999) - Diversità delle strategie vitali dei briozoi infralitorali mediterraneai. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 205-213.

COCITO S., FERDEGHINI F., MORRI C., BIANCHI C.N. (2000) - Patterns of bioconstruction in the cheilostome bryozoan *Schizoporella errata*: the influence of hydrodynamics and associated biota. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **192**: 153-161.

COCITO S., FERDEGHINI F., SGORBINI S. (2001) - Bioconstructions promote biodiversity: lessons from bryozoans and other invertebrates. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 175-180.

DAMIANI V., BIANCHI C.N., FERRETTI O., BEDULLI D., MORRI C., VIEL M., ZURLINI G. (1988) - Risultati di una ricerca ecologica sul sistema marino costiero pugliese. *Thalassia Salentina,* **18**: 153-169.

FERDEGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000a) - Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiologia* **440** (1/3): 27-36.

FERDEGHINI F., COCITO S., MORRI C., BIANCHI C.N. (2000b) - Living bryozoan builups: *Schizoporella errata* (Waters, 1848) (Cheilostomatida, Ascophorina) in the northwestern Mediterranean (preliminary observations). In: Herrera Cubilla A. and Jackson J.B.C. (eds), *Proceedings of the 11th International Bryozoology Association Conference*, Smithsonian Tropical Research Institute, Panama: 238-244.

GAUTIER Y.V. (1959) - Essai d'etude quantitative sur les bryozoaries d'un fond coralligene a gorgones. *Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume*, **26** (16): 137-142.

GILI J-M., COMA R. (1998). Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *TREE*, **13**: 316-321.

HARMELIN J.G. (1976) - Le sous-ordre des Tubuliporina (Bryozoaire Cyclostomes) en Méditerraneé. Ecologie et systematique. *Mem. Ist. Oceanogr. Monaco*, **10:** 13-51.

HONG J.S. (1982) - Contribution à l'étude des peuplements d'un fond de concrétionnement coralligéne dans la région marseillaise en Méditerranée nord-occidentale. *Reprinted Bull. KORDI*, **4** (1-2): 27-51.

MARANO G., PASTORELLI A.M., UNGARO N. (1998) – Canale d'Otranto: ambiente e comunità biologiche. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 1-11.

MOISSETTE P., POUYET S. (1991) - Bryozoan masses in the Miocene-Pliocene and Holocene of France, North Africa, and the Mediterranean. In: Bigey F.P. (ed), *Bryozoa living and fossil*, Nantes: 271-279.

MORGANTI C., COCITO S., SGORBINI S. (2001) – Contribution of bioconstructors to coralligenous assemblages exposed to sediment deposition. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 283-286.

PARENZAN P. (1983) - *Puglia marittima*. Congedo editore, **2**: 495-517.

PÉRÈS, J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie bentique de la Mer Mediterranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-123.

ROS J.D., ROMERO J., BALLESTREROS E., GILI J.M. (1985) - Diving in blue water. The benthos. In Margalef R. (ed), *Western Mediterranean*, Pergamon Press, Oxford: 233-295.

SARÀ M. (1969) - Research on coralligenous formations: problems and perspectives. *Reprinted from the Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **37** (Suppl): 124-134.

SARÀ M. (1971) - Le peuplement du coralligène des Pouilles. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **20** (3): 235-237

TRUE M.A. (1970) - Étude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheaux dans la région merseillaise. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **69**: 1-48

TURSI A., MATARRESE A., SCALERA LIACI L., COSTANTINO G., CAVALLO R., CECERE F. (1983) - Colonizzazione di substrati duri artificiali immersi in una biocenosi coralligena ed in un Posidonieto. *Oebalia*, **11**: 401-416.

ZABALA M., BALLESTREROS E. (1989) - Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scient. Mar.*, **53** (1): 3-17.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 246-251

S. GIACOBBE

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina,
Università degli studi di Messina, Salita Sperone, 31 - S. Agata, Messina, Italia.

DISTRIBUZIONE AREALE E BATIMETRICA DELLA FACIES A *ERRINA ASPERA* L. (HYDROZOA, STYLASTERIDAE) NELLO STRETTO DI MESSINA

ERRINA ASPERA *L. (HYDROZOA, STYLASTERIDAE) DISTRIBUTION IN THE STRAITS OF MESSINA*

Abstract

The Stylasteridae hydroid Errina aspera *(L., 1767) is known only for the Straits of Messina, Gibraltar and Atlantic coasts of Morocco. This species determines a peculiar facies of the rocky bottom biocoenoses, submitted to strong tidal currents, in the Straits of Messina. Recent investigations about hard bottom communities in the Straits of Messina permitted to define the* E. aspera *distribution which is limited to the "sill" and sicilian side of the Straits. Finally, in this paper we suggest that* E. aspera *is a bathyal species, arising the circalittoral zone under upwelling currents.*

Key-words: Errina aspera, *Stylasteridae, Hard bottom communities, Straits of Messina, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Fra le numerose peculiarità floristiche e faunistiche che caratterizzano lo Stretto di Messina, la più esclusiva è probabilmente costituita dall'idrozoo *Errina aspera*. Questa specie, presente nella letteratura scientifica (Gualtieri, 1742) già prima che Linneo la descrivesse nel 1767, rimase per il resto virtualmente sconosciuta fino alle recenti esplorazioni subacquee di Fredj e Giermann (1971). Tuttavia, l'interesse verso questa specie non deriva tanto dalla sua rarità, quanto dalle implicazioni biogeografiche ed ecologiche che la sua presenza nello Stretto di Messina comporta. Infatti, le uniche segnalazioni accertate per *E. aspera*, al di fuori di quest'area, riguardano le coste atlantiche del Marocco e lo Stretto di Gibilterra (Zibrowius e Cairns, 1992), in contesti ecologici non dettagliatamente descritti. Notevole motivo d'interesse è inoltre la composizione ed organizzazione delle comunità bentoniche associate, probabilmente uniche nel loro genere. Dati raccolti dal Dipartimento B.A.E.M. di Messina, nel corso di campagne di ricerca condotte a vario titolo sui fondali dello Stretto di Messina, sono presentati in questa sede. L'intento è di fornire un ulteriore contributo alla conoscenza dell'ecologia di *E. aspera*, sulla base dei nuovi dati acquisiti sulla sua distribuzione nell'area dello Stretto.

Materiali e metodi

La maggior parte dei prelievi e delle osservazioni utilizzate ai fini del presente lavoro si riferiscono al programma POP Sicilia "L'ecosistema Stretto di Messina, approccio eco-idrodinamico". In particolare, nell'agosto del 1995, circa 18 Km di fondale sono stati esplorati mediante telecamera filoguidata, docu-

mentati da oltre 25 ore di registrazione. Complessivamente 183 sono stati invece i campionamenti, fra bennate e dragaggi. Ulteriori ricognizioni mediante R.O.V., ed oltre 50 campionamenti, effettuati in occasione di diverse altre campagne, sono stati utilizzati ad integrazione dell'indagine. Fra queste citiamo, come più rilevante per numero di campionamenti, l'indagine finanziata nel 1994 dalla Regione Calabria ai fini della "Valutazione delle condizioni ambientali delle acque marine calabresi: indagine sul benthos".

Risultati

Sulla base della documentazione visiva e dei campionamenti effettuati, si ritiene che popolamenti ad *E. aspera* siano presenti, nello Stretto di Messina, pressochè esclusivamente all'interno dell'area evidenziata in Fig.1. In relazione alle tipologie essenziali riportate da Fredj & Giaccone (1995), la porzione più ampia di tale area comprende, in primo luogo, la cosiddetta "sella", costituita da "catene" che tagliano trasversalmente l'asse dello Stretto nel suo punto di minore ampiezza. Strettamente correlata a quest'area è inoltre la "soglia" che a W-NW di Punta Pezzo collega i due versanti della "sella". L'areale si estende infine lungo una sottile propaggine che occupa fondali accidentati e a forte pendenza nel versante siciliano; qui i popolamenti a *E. aspera* tendono a restare confinati a quote sempre più elevate, man mano che ci si allontana dalla "sella" in direzione S. Si presume inoltre che all'interno dell'area evidenziata, la distribuzione di *E. aspera* presenti delle discontinuità, laddove gli apporti terrigeni, principalmente veicolati dai torrenti, riescono ad incanalarsi verso l'asse dello Stretto.

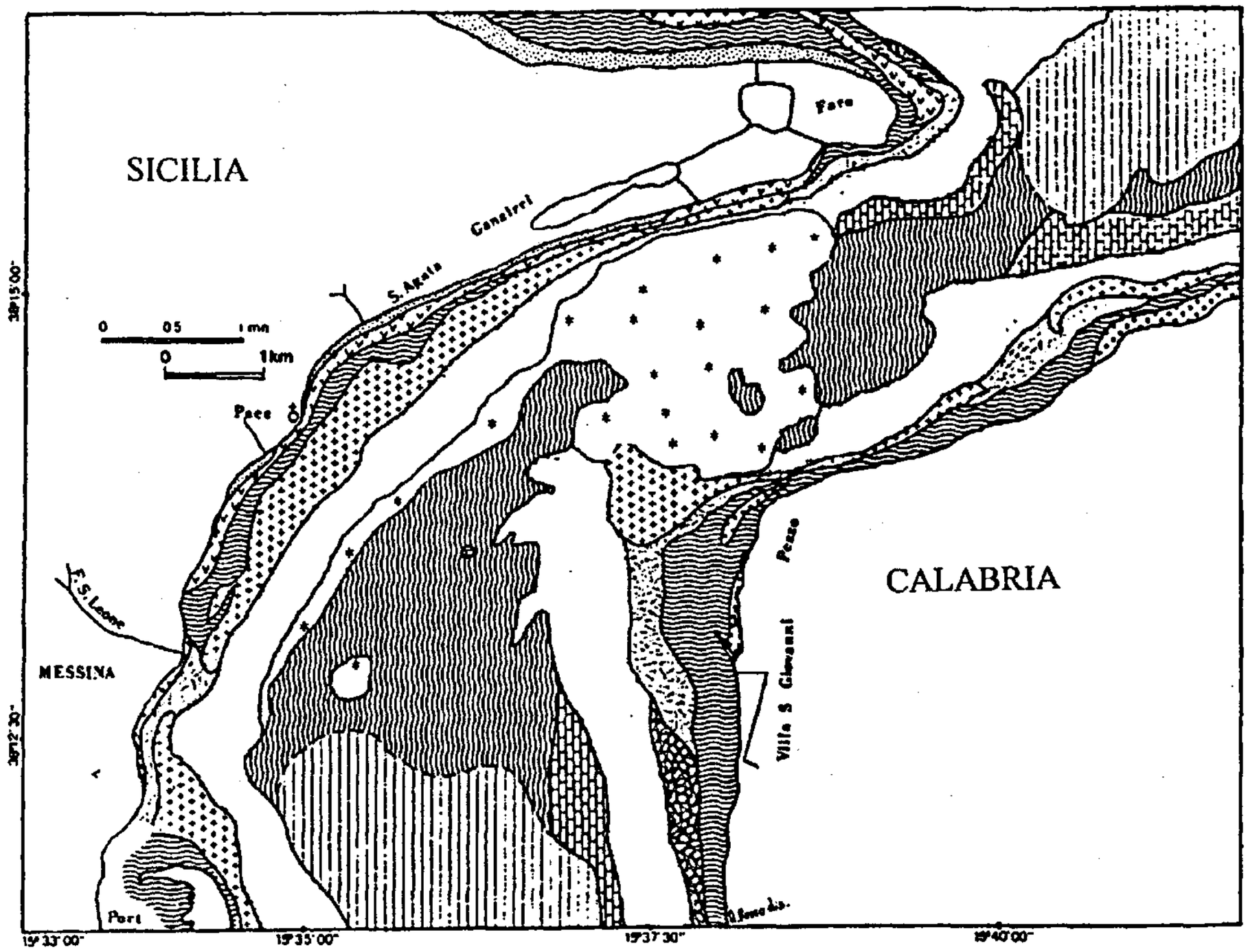
In relazione alle dimensioni e densità delle colonie, oltre che alle caratteristiche del substrato, tre tipologie principali sono state riconosciute.

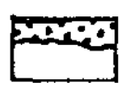
La prima è caratteristica dei fondali fortemente accidentati che si situano intorno alla "soglia" (90-120 m di profondità). Qui le colonie di *E. aspera*, numerose e di grandi dimensioni, sono impiantate su un substrato costituito da spesse stratificazioni di rodoficee calcaree (principalmente *Lithothamnium philippi*, secondo Di Geronimo e Fredj, 1987). La densità media delle colonie, alte fino a 15 cm e alquanto massicce, è stata stimata in circa 5/m^2. Lo zoobenthos sessile, quanto a superficie ricoperta, è dominato da briozoi. Il cirripede *Pachylasma giganteum* è spesso presente in ammassi di alcuni decimetri. Anche i poriferi sono ben rappresentati.

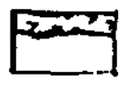
Alle stesse profondità, ma su fondali meno accidentati, i dragaggi riportano un substrato secondario molto meno compatto e meno nettamente dominato dalle alghe calcaree. Le colonie di *E. aspera* sono meno fitte (non più di 3/m^2), meno massicce, ma anche più rilevate rispetto al substrato (fino a 30 cm di altezza). Gorgoniacei e sclerattinie sono particolarmente frequenti e numerosi.

La terza tipologia, localizzata a quote superiori ai 180-200m, all'estremità meridionale dell'area indagata, si caratterizza per un'elevata densità di colonie (probabilmente più di 5/m^2) di non grandi dimensioni (10-12 cm di altezza), impiantate essenzialmente su cospicui aggregati di *Pachylasma gigantem*. Da segnalare, insieme a questi, numerosi ciottoli arrotondati, gran parte dei quali riconoscibili come resti rimaneggiati di grandi balanidi.

Lo studio della fauna associata a *E. aspera* ha fornito un elenco di specie che, al momento, ricalca in buona misura quello già riportato da Di Geronimo e Fredj (1987). Fra le molte specie rinvenute sembra comunque importante ricordare l'altro grande cirripede tipico dello Stretto di Messina, *Megabalanus*



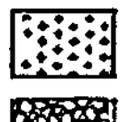

Biocenosi fotofila della roccia infralitorale a *Saccorhiza bulbosa* e *Phyllaria reniformis* (AP)


Praterie di *Posidonia oceanica*

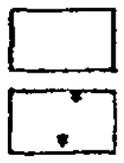

Biocenosi delle sabbie fini ben classate (SFBC)

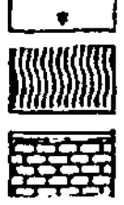

Biocenosi delle sabbie grossolane e ghiaie fini sottoposte a correnti di fondo (SGCF)

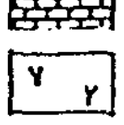

Biocenosi dei fondi coralligeni (C), su roccia o conglomerato


Biocenosi dei substrati duri circalitorali a *Laminaria ochroleuca* e *Phyllaria purpurascens* (C)


Biocenosi dei fondi detritici costieri (DC)


Biocenosi della roccia del largo (RL)


Biocenosi della roccia del largo (RL) a *Errina aspera* e *Pachylasma giganteum*


Fondi a SGCF di profondità lungo l'asse dello Stretto


Fondi di transizione RL – CB (?)


Biocenosi dei coralli bianchi (?) CB

Biocenosi dei fanghi profondi ? (VP): facies di corrente a sabbie fangose

Fig. 1 - Stretto di Messina: carta delle biocenosi e ubicazione della *facies* a *Errina aspera* (da Di Geronimo e Giacobbe, 1987, modificata).

Straits of Messina: benthic biocoenosis and Errina aspera *facies distribution (from Di Geronimo and Giacobbe, 1987, modified).*

tulipiformis, oltre a *Megatrema anglicum,* frequentissimo in associazione con la sclerattinia *Caryophyllia cyathus.* Fra i brachiopodi sono risultati più frequenti *Gryphus vitreus, Crania anomala* e *Megathiris detruncata.* Fra le specie vagili sono nettamente dominanti il crostaceo decapode *Pilumnus inermis* e l'ofiuroide *Ophiactis balli,* il cui ruolo nelle comunità a *E. aspera* è stato recentemente discusso (Giacobbe e Rinelli, 1992; Rinelli *et al.*, 1999). All'elenco dei molluschi, dominati quanto a biomassa dall'ostreideo N*eopycnodonte cochlear*, sono almeno da aggiungere, in quanto segnalati per la prima volta, il bivalve *Chama circinata*, i gasteropodi *Jujubinus tumidulus* e *Tricolia deschampsi*, e il poliplacoforo *Callistochiton pachylasmae*.

Sebbene variazioni anche sensibili siano state osservate nella composizione delle comunità associate a *E. aspera*, quanto meno in relazione alla distribuzione batimetrica, la loro attribuzione alla biocenosi della roccia del largo (Di Geronimo e Fredj, 1987) ci sembra incontestabile. Tale attribuzione sembra particolarmente calzante per i popolamenti più profondi, riscontrati all'estremità meridionale dell'area, dove risulta del tutto assente la componente vegetale. Per contro, a profondità meno elevate (90-140m), il ruolo preminente delle rodoficee calcaree lascia pensare piuttosto ad una situazione di ecotono, in cui popolamenti assimilabili al coralligeno si sovrappongono, integrandosi, a quelli propri della Roccia del Largo. Tale ipotesi è sostenuta dalla distribuzione di vari gruppi tassonomici fra cui i molluschi, rappresentati nell'area della "sella" da una miscellanea di specie litorali (ad es. *Astraea rugosa, Danila otaviana, Capulus hungaricus)*, euribate (ad es. *Striarca lactea),* e "profonde" *(Neopycnodonte cochlear, Pedicularia sicula),* laddove alle quote più elevate si incontrano solo specie batiali (ad es. *Acar clathrata e Dacrydium vitreum)* ed euribate.

In accordo con l'ipotesi di una "risalita" di comunità profonde sono peraltro i dati di letteratura sulla distribuzione batimetrica di *Errina aspera*, che fuori dallo Stretto di Gibilterra viene segnalata fino ad oltre 500m di profondità (Zibrowius e Cairns, 1992). Un'ulteriore conferma indiretta è fornita dalla distribuzione del gasteropode *Pedicularia sicula*, parassita obbligato di *E. aspera* e di alcune altre specie affini di *Stylasteridae*, che fuori dal Mediterraneo viene segnalato da un minimo di 215m (Azzorre) ad un massimo di 1125m. Solo nel versante mediterraneo dello Stretto di Gibilterra si hanno ulteriori segnalazioni a minore profondità (100-110m) (Bouchet e Waren, 1993).

Le osservazioni sopra riportate portano dunque a ritenere che i popolamenti attuali di *E. aspera* nello Stretto di Messina abbiano avuto origine in biotopi profondi, da dove si sarebbero poi diffusi a quote più superficiali in ragione del particolare regime idrologico che caratterizza quest'area. Esemplificativa è a questo proposito la distribuzione delle masse d'acqua lungo l'asse dello Stretto, in funzione della salinità, come viene riportata, ad esempio, da De Domenico *et al.*(1995). Si osserva infatti, che il massimo di salinità che identifica le acque levantine intermedie, si porta bruscamente da una quota iniziale di 400-1000m fino a circa 50m in corrispondenza del versante S della sella, senza peraltro riuscire a interessare sostanzialmente il versante tirrenico. Peraltro, un ulteriore "affioramento" di acque levantine, distinto da quello della sella, si incontra quasi stabilmente in corrispondenza del limite meridionale della facies a *E. aspera* (De Domenico M., 1995). Come è noto, la risalita di queste massa d'acqua veicola un importante carico di nutrienti che, risalendo soprattutto i fondali del versante siciliano, riesce solo in parte a oltrepassare la barriera costituita dalla sella (De Domenico *et al.*, 1995).

Quanto sopra sinteticamente esposto spiega adeguatamente l'assenza della facies a *E. aspera* a N della sella, su fondali teoricamente idonei per tipologia e profondità, e che invece ospitano una più consueta, ancorché rigogliosa, facies a *Corallium rubrum*. Analogamente, *E. aspera* è assente nei fondali del versante calabro, interessati da correnti superficiali o discendenti, che fluiscono prevalentemente in direzione S (Mosetti, 1995). Sugli stessi fondali del versante calabro, gli apporti terrigeni veicolati dalle fiumare, molto più cospicui che nell'opposto versante siciliano, si oppongono ulteriormente all'insediamento di *E. aspera*.

Conclusioni

Alla luce dei nuovi dati raccolti è possibile circoscrivere la distribuzione di *E.aspera* nello Stretto di Messina ai fondi duri della "sella" e ad un ristretto tratto di fondo del versante siciliano. Tale distribuzione, nettamente più limitata rispetto a quanto in precedenza ipotizzato, pare governata non soltanto dalla disponibilità di substrati duri adeguati, ma anche dall'andamento delle correnti di marea e di up-welling che caratterizzano l'area dello Stretto. Queste stesse particolarità idrologiche fanno sì che *E.aspera*, specie essenzialmente batiale, riesca ad insediarsi efficacemente a quote relativamente superficiali, contribuendo così alla formazione di comunità particolarmente ricche ed originali.

Summary

The Stylasteridae hydroid *Errina aspera* (L., 1767) is known only for the Straits of Messina, Gibraltar and Atlantic coasts of Morocco. In the Straits of Messina, this species determines a peculiar facies of the rocky bottom biocoenoses, submitted to strong tidal currents. Recent investigations about hard bottom communities in the Straits of Messina permitted to define the *E. aspera* distribution, which is limited to the "sill" and sicilian side of the Straits. More than 25 hours of images recording by R.O.V., and several dredge and crab samplings, confirmed that this species is distributed on rough hard bottoms from 90 m to 200 m. The highest population densities were found in the "sill", 100-120 m depths, and towards south, 180-200 m depths. No colony was found along calabrian side of the straits. This distribution is probably due to the favourable tidal and up-welling currents, arising the Sicilian side bottoms. At the contrary, high sedimentary inputs from torrents, do not allow the *E. aspera* settlement along the calabrian side bottoms. Finally, in this paper we suggest that *E.aspera* is a bathyal species, arising the circalittoral zone under upwelling currents.

Bibliografia

BOUCHET P., WAREN A. (1993) – Revision of the northeast atlantic bathyal and abyssal mesogastropoda. *Boll. Malacologico*, suppl.3: 579-840.

DE DOMENICO E., CORTESE G., PULICANO' G. (1995) – Chemical characteristics of waters in the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds.), *The Straits of Messina Ecosystem.* Proceedings of the Symposium held in Messina, 4-6 April 1991: 155-168.

DE DOMENICO M. (1995) – Distribution of microbial heterotrophic communities in the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds.), *The Straits of Messina Ecosystem.* Proceedings of the Symposium held in Messina, 4-6 April 1991: 145-154.

DI GERONIMO I., FREDJ G. (1987) – Les fonds à *Errina aspera* et *Pachylasma giganteum*. Doc. Et Trav. IGAL, II, Paris : 243-247.

FREDJ G., GIACCONE G. (1995) – Particularités des peuplements benthiques du détroit de Messine. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds.), *The Straits of Messina Ecosystem.* Proceedings of the Symposium held in Messina, 4-6 April 1991: 119-128.

FREDJ G., GIERMANN G. (1971) - Observation en SP300 de peuplements de Laminariales dans le Détroit de Messine. *Rapp. Proc. Réun. Comm. Int. Expl. Sc. Mer Médit.*, **20** (3): 259-261.

GIACOBBE S., RINELLI P. (1992) – Ecological notes on *Ophiactis balli* (Thomson) from populations of *Errina aspera* in the Straits of Messina. In: L. Scalera Liaci, C. Canicattì (eds.), *Proceeding of the third European Conference on Echinoderms.* Lecce (Italy), 9-12 september 1991. Echinoderm Research, Balkema, Rotterdam: 202.

GUALTIERI N. (1742) – Index testarum conchyliorum quae adservantur in museo Nicolai Gualtieri et methodice distributae exibentur. C. Alvizzini, Florentie.

MOSETTI F. (1995) – Tidal and other currents in the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds.), *The Straits of Messina Ecosystem.* Proceedings of the Symposium held in Messina, 4-6 April 1991: 13-30.

RINELLI P., SPANO' N., GIACOBBE S. (1999) – Alcune osservazioni su crostacei decapodi ed echinodermi dei fondi a Errina aspera (L.) dello Stretto di Messina. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 430-432.

ZIBROWIUS H., CAIRNS S.D. (1992) – Revision of the northeast Atlantic and Mediterranean Stylasteridae (Cnidaria: Hydrozoa). Mémories du Muséum National d'historie naturelle. *Zoologie*, **153** : 1-136.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 252-258

L. NICOLETTI, L. LATTANZI, B. LA PORTA, P. LA VALLE, M.C. GAMBI*, P. TOMASSETTI, P. TUCCI, C. CHIMENZ GUSSO

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza", V.le dell'Università, 32 - Roma, Italia.
*Stazione Zoologica di Napoli, Napoli, Italia.

BIOCOSTRUZIONI A *SABELLARIA* DELLE COSTE DEL LAZIO (TIRRENO CENTRALE)

SABELLARIA *REEFS FROM THE LATIUM COAST (CENTRAL TYRRHENIAN SEA)*

Abstract

The different density of Sabellaria alveolata *in three reefs from Latium coast may be linked to the different status of the reef. Abundance of the associated fauna and in particular of the filter-feeders resulted inversely proportional to the* S. alveolata *density. This fact is probably due to the competition of this species with other taxa for space and/or food. The differences found in the species composition of the associated fauna in the 3 sites are imputable more to ecological factors than to the different* Sabellaria *density.*

Key-words: *Polychaeta,* Sabellaria alveolata, *reefs, associated fauna, filter-feeders.*

Introduzione

I policheti sedentari del genere *Sabellaria* vivono in tubi rigidi di sabbia agglomerata; alcune specie sono in grado di costruire scogliere organogene più o meno estese in aree costiere temperate e tropicali di tutto il mondo (Lana e Bremec, 1994). In Mediterraneo solo la specie *Sabellaria alveolata* Linnaeus, 1767 è in grado di costruire formazioni, anche di notevoli dimensioni. Questa specie è presente anche sulle coste atlantiche europee: sono conosciute le formazioni a *S. alveolata* delle coste atlantiche francesi (Gruet, 1986) ed inglesi (Wilson, 1976). Nel Mediterraneo sono state studiate quelle delle coste spagnole (Porras *et al.*, 1996) ed italiane: golfo di Napoli (Lo Bianco, 1893), Liguria (Issel, 1918), Sicilia (Molinier e Picard, 1953; D'Anna *et al.*, 1990; Sparla *et al.*, 1992), Lazio (Giordani Soika, 1956; Taramelli, 1961). Più recentemente questa specie è stata registrata da Chimenz Gusso *et al.* (1995) al Circeo e da Gambi *et al.* (1996) nel golfo di Policastro; la sua diffusione è comunque maggiore di quanto non risulti dai dati pubblicati.

Altre due specie di *Sabellaria*, *S. spinulosa* Leuckart, 1849 e *S. alcocki* Gravier, 1906, segnalate nei mari italiani (Castelli *et al.*, 1995), non costruiscono scogliere ma piccoli aggregati; *S. alcocki* è stata citata (come *S. spinulosa*) da Chimenz Gusso *et al.* (1995) per il Circeo e Capo Linaro, ed è stata ritrovata anche sulle coste di Brindisi e di S. Antioco in Sardegna.

Lo scopo di questo lavoro è di analizzare le biocostruzioni a *S. alveolata* di 3 diverse località laziali, evidenziandone eventuali differenze attraverso lo studio della densità di *S. alveolata* e della fauna associata.

Materiali e metodi

Sono state studiate le formazioni a *Sabellaria alveolata* in tre stazioni site in diverse aree delle coste del Lazio (Fig. 1). La stazione di Punta della Quaglia

(Viterbo) si trova a nord di Civitavecchia in un'area interessata dalla messa in opera di scogliere emerse artificiali per contrastare l'erosione della spiaggia; la formazione campionata è situata ad una profondità di 2 m, a monte di un pennello in una zona riparata. La stazione di Tor Caldara, a nord di Lavinio (Latina), si trova a circa 0 m di profondità. La stazione di Torre Paola è situata presso il promontorio del Circeo (Latina): in quest'area sono state campionate due formazioni, una orizzontale su un fondale situato a 2,5 m e un'altra verticale situata sulla parete della falesia a 2 m di profondità.

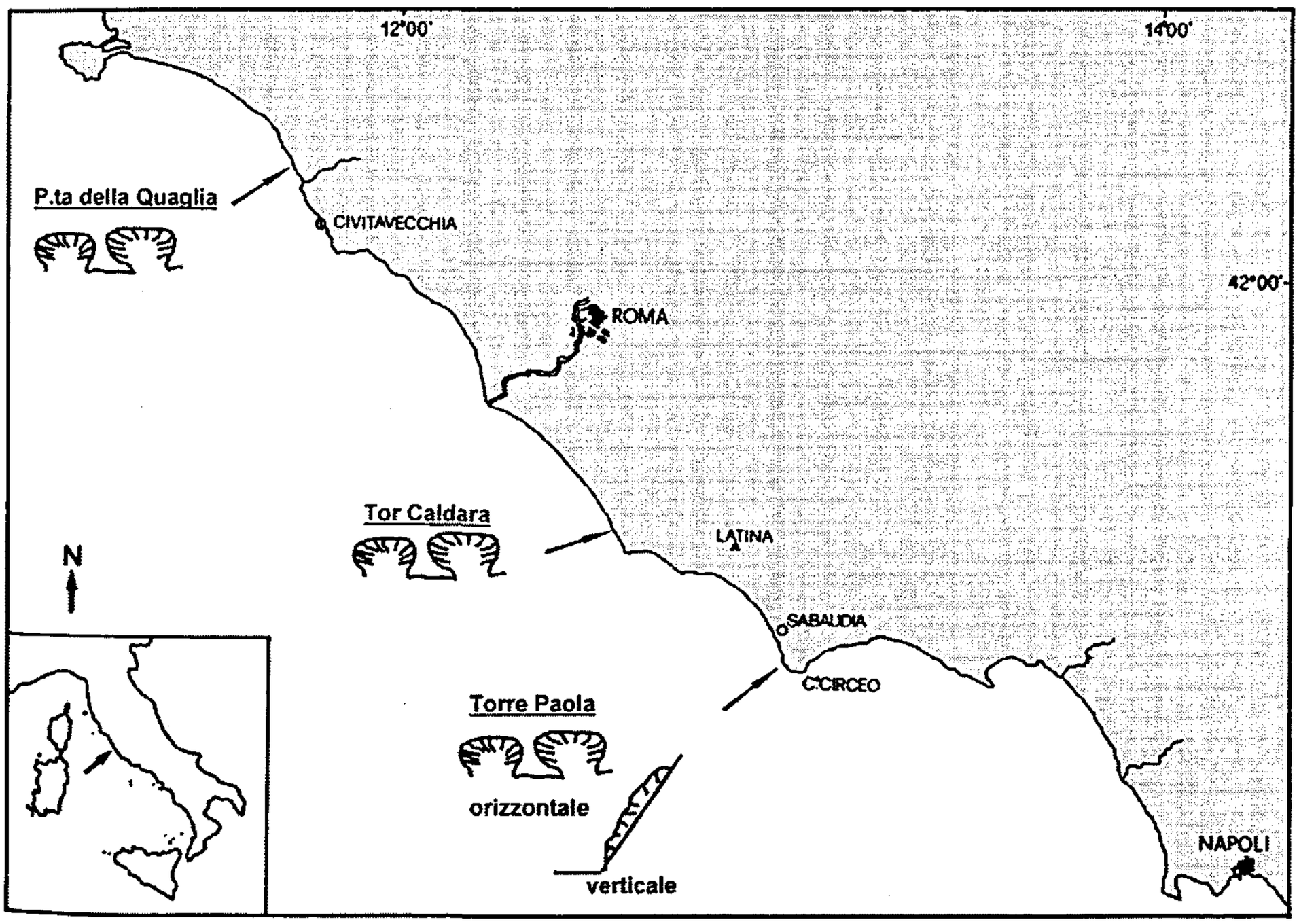


Fig. 1 - Localizzazioni delle stazioni di campionamento.
Location of sampling stations.

Per ogni stazione è stato prelevato un volume costante di circa 2 dm^3 di formazione a *S. alveolata*, circondando il blocco con un retino da 1 mm di maglia per evitare la perdita della fauna vagile associata. Inoltre in ogni stazione sono stati prelevati campioni di biocostruzione e del sedimento circostante per le analisi granulometriche (in fase d'elaborazione). I campionamenti sono stati effettuati nell'inverno 2000, il 24 febbraio a Punta della Quaglia e il 12 marzo nelle altre località. Il materiale raccolto è stato fissato in formalina al 4% e successivamente smistato in laboratorio, gli organismi rinvenuti sono stati identificati fino a livello di specie (quando possibile) e contati, considerando separatamente *S. alveolata* e gli organismi associati e, tra questi, le specie sospensivore.

In particolare è stata calcolata le densità di *S. alveolata*.

Risultati

Sabellaria alveolata

La densità di *S. alveolata* nelle diverse formazioni è risultata rispettivamente: 475/dm³ a Tor Caldara, 165/dm³ a P.ta della Quaglia, 60/dm³ a Torre Paola nella formazione verticale e 53/dm³ in quella orizzontale.

Fauna associata

A Punta della Quaglia sono stati rinvenuti 1069 individui, tra i quali 924 crostacei, 110 policheti, 23 molluschi. Sono stati inoltre trovati organismi sessili come briozoi, ascidiacei e alghe incrostanti. Tra i crostacei il tanaidaceo *Apseudes latreillii*, con 485 individui, è la specie dominante ed è inoltre esclusiva di questa stazione. Per quanto riguarda i policheti la specie più abbondante è *Perinereis cultrifera* con 13 individui; numerosi i Sillidi (43 individui). Tra i molluschi domina *Striarca lactea* con 11 individui. Altre specie abbondanti ed esclusive di questa stazione sono il polichete *Sabellaria alcocki*, i crostacei *Leptochelia savignyi*, *Gnathia phallonajopsis*, *Maera inaequipes* e *Pisidia blutei*. La fauna associata alla formazione di questa stazione è risultata la più ricca di specie.

La fauna della formazione di Tor Caldara è, invece, la più scarsa dal punto di vista sia quantitativo che qualitativo. In totale sono stati trovati 242 individui: 120 policheti, 104 crostacei, 18 molluschi. Sulle formazioni sono presenti anche varie specie di clorofite. Tra i policheti, *Nereis falsa* è la specie più abbondante con 22 individui; numerosi i Sillidi con 34 individui e i Nereidi con 50; tra i Crostacei, gli anfipodi *Jassa marmorata* e *Jassa ocia*, rispettivamente con 46 e 25 individui, sono le specie più abbondanti; tra i molluschi sono presenti *Mytilus galloprovincialis* (10 individui) e *Mytilaster minimus* (7).

Per quanto riguarda la fauna associata di Torre Paola, sono stati ritrovati 1253 individui nella formazione orizzontale e 974 in quella verticale. La fauna associata alla formazione orizzontale è composta da 751 crostacei, 485 policheti, un mollusco. L'anfipode *Corophium acherusicum* (con 356 individui) è la specie dominante tra i crostacei; numerose anche le specie *J. ocia* (147) e *Corophium sextonae* (88). Tra i policheti numerosi sono i Sillidi (351 individui, ancora non tutti identificati); le specie più abbondanti sono *Notomastus lineatus* con 29 individui, *Eulalia viridis* e *N. falsa* con 21. La fauna associata alla formazione verticale è composta da 829 crostacei, 126 policheti e 9 molluschi; briozoi e tunicati sono stati ritrovati in epibiosi sulla parte esterna della formazione. Le specie dominanti di crostacei sono le stesse della formazione orizzontale, con numero simile d'individui. *Lentidium mediterraneum* con 7 individui è il mollusco più numeroso; tra i policheti sono più abbondanti *N. lineatus* (13 individui) e i Sillidi (57).

Nella figura 2 vengono confrontate le abbondanze di *S. alveolata* con quelle della fauna associata e delle altre specie sospensivore: si può osservare che esse sono inversamente proporzionali.

Analisi granulometriche

Da una prima analisi della relazione tra la granulometria degli elementi che costituiscono i tubi e il sedimento non risulta una corrispondenza tra le rispettive percentuali delle varie classi granulometriche. Appare anche evidente che

i tubi contengono una percentuale maggiore di componente organogena, costituita per la gran parte da gusci di bivalvi.

Discussione e conclusioni

Le densità di *S. alveolata* in tutte le stazioni sono inferiori a quelle trovate sulle coste atlantiche da Gruet (1971), mentre sono comparabili a quelle definite dall'Autore "formazioni morte in ripresa". La densità riscontrata a Tor Caldara è invece superiore a quella citata per lo stesso sito da Taramelli (1961), che però riporta solo la media annuale, osservando un'elevata variabilità stagionale; il confronto è perciò del tutto indicativo. Le differenze di densità riscontrate tra le nostre stazioni potrebbero essere collegate al diverso stato delle formazioni: in relativa regressione a Torre Paola, in espansione a Tor Caldara, e in una situazione intermedia a Punta della Quaglia. Questa ipotesi dovrebbe essere confermata da ulteriori campionamenti.

Per quanto riguarda gli organismi associati alle formazioni, risulta evidente il rapporto inverso tra la densità di *Sabellaria* e l'abbondanza della fauna associata, in particolare di sospensivori (Fig. 2), come è stato rilevato anche da Gruet (1971) e da Porras *et al.* (1996).

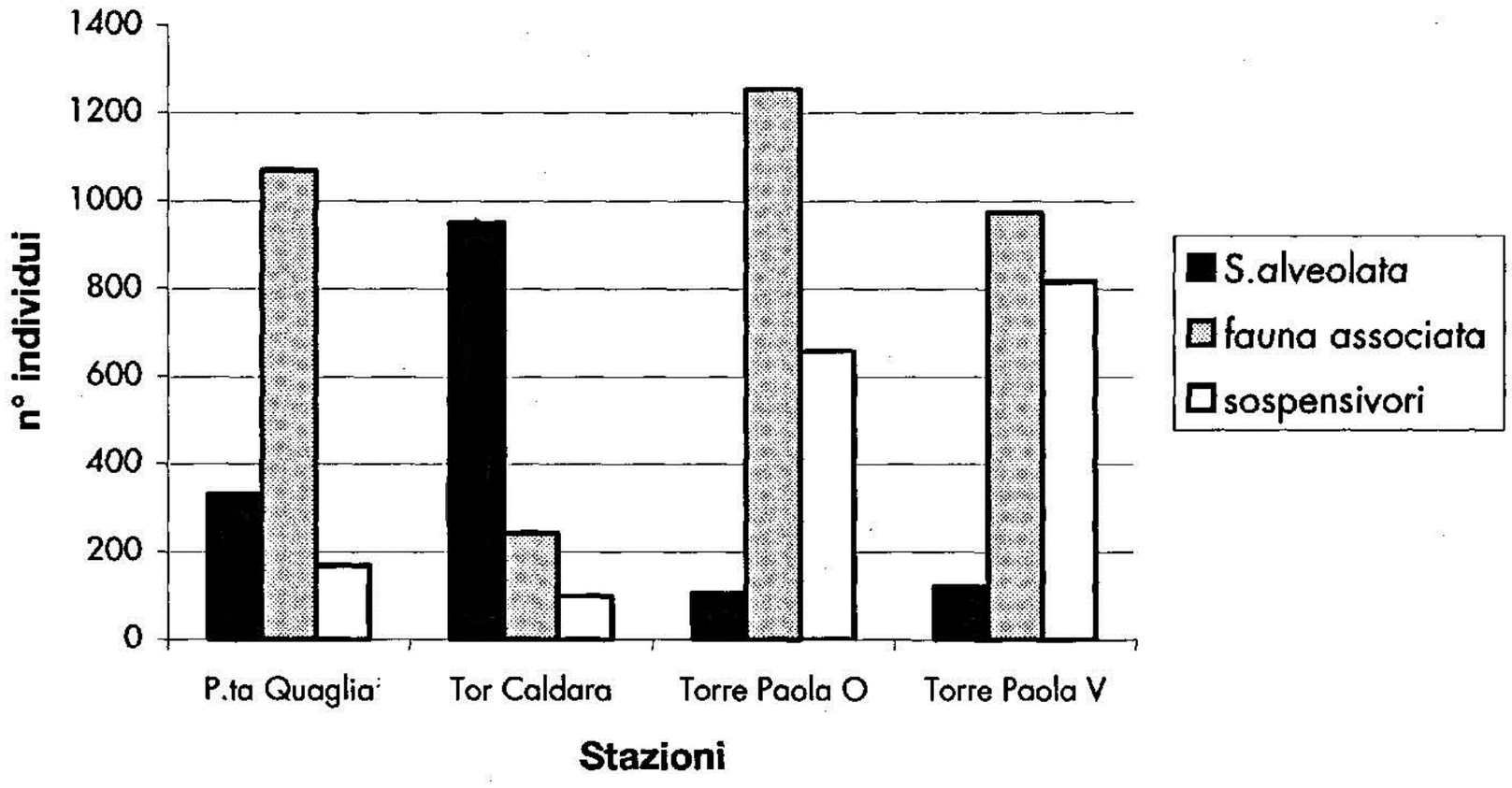


Fig. 2 - Abbondanza (n° di individui) di *Sabellaria alveolata*, della fauna associata e degli altri organismi sospensivori nelle diverse località di studio.

Sabellaria alveolata, *associated fauna and other filter-feeders abundance (n° of individuals) in the different stations.*

Quando *S. alveolata* è fortemente dominante lascia poche possibilità agli altri organismi sospensivori di colonizzare le formazioni a causa della competizione per il cibo e anche perché si nutre delle larve presenti nell'acqua impedendone l'insediamento. Nelle formazioni in cui la densità è minore, l'alta complessità strutturale dovuta alle cavità e ai tubi rimasti vuoti facilita l'insediamento di altri organismi sia sospensivori che di altri gruppi trofici (Porras *et al.*, 1996).

Per quello che riguarda la composizione specifica della fauna associata, le tre stazioni, pur avendo molte specie in comune, differiscono tra loro per la presenza di alcuni elementi con diverse caratteristiche ecologiche. In particolare, Punta della Quaglia è caratterizzata dalla presenza esclusiva di specie, come *Apseudes latreillii*, *Maera inaequipes* e *Caprella acanthifera* (Tomassetti e Chimenz Gusso, 1998; Sparla *et al.*, 1993; Krapp-Schickel, 1993), che indicano la presenza di sedimenti fini e/o basso idrodinamismo; questa stazione, in effetti, si differenzia dalle altre per la presenza nel sedimento di una certa quantità di frazione fine che potrebbe essere dovuta alla sua particolare situazione idrodinamica (zona con basso idrodinamismo); ciò spiegherebbe anche il basso numero di organismi sospensivori generalmente danneggiati dal sedimento fine in sospensione. Il ritrovamento dei mitili nella sola stazione di Tor Caldara è probabilmente legato alla presenza di alghe, indispensabili per l'insediamento di questi bivalvi (Ardizzone e Chimenz, 1982). Infine, le due stazioni di Torre Paola sono caratterizzate principalmente dall'elevata abbondanza di *Corophium acherusicum* e *Jassa ocia*, che prediligono entrambe un elevato idrodinamismo (Taramelli e Scipione, 1977; Bellan-Santini e Ledoyer, 1973), come si verifica effettivamente in questo sito. La differenza di composizione specifica tra le faune delle diverse stazioni sembra perciò imputabile più a fattori ambientali locali (idrodinamismo, presenza di sedimento fine, etc.) che alla densità di *S. alveolata*.

I nostri studi, anche se preliminari, sulla granulometria del sedimento e delle formazioni confermano le osservazioni di altri Autori (Giordani Soika, 1956; Taramelli, 1961) sulla selettività di *S. alveolata* nei confronti del sedimento. La maggior percentuale di componente organogena nei tubi è dovuta alla maggior facilità con cui il moto ondoso mette in sospensione elementi di forma piatta, come i frammenti di gusci di bivalvi, rendendoli così facilmente accessibili a *Sabellaria*.

Le nostre osservazioni preliminari confermano anche per le formazioni a *S. alveolata* delle coste laziali l'importante funzione per l'ambiente marino costiero della stabilizzazione dei sedimenti dovuta all'attività costruttrice della specie, che limita l'erosione delle coste, come visto da altri Autori (Mettam, 1992, Sparla *et al.*, 1992). Inoltre, recenti studi hanno confermato la capacità delle biocostruzioni a mantenere una biodiversità elevata nel biota ad esse associato, che può essere attribuita essenzialmente all'aumento di eterogeneità dell'habitat (Bianchi, 2001). Per quanto concerne le biocostruzioni a *Sabellaria* da noi indagate, un successivo studio delle biocenosi di fondo mobile circostanti potrebbe evidenziare l'aumento della diversità specifica, ecologica e trofica, analogamente a quanto osservato da Gambi *et al.* (1996) nel golfo di Policastro. Tali caratteristiche giustificherebbero iniziative di protezione di queste biocostruzioni, come già evidenziato da altri autori (Dauvin, 1997) in aree extramediterranee.

Summary

In the present study reefs built by *Sabellaria alveolata* L., Annelida Polychaeta, have been analysed in 3 different sites of Latium coast (Italy). Density of *S. alveolata* and composition of the associated fauna have been studied. The different densities of *S. alveolata* in the three sampling stations may be linked to the different status of the reefs: 1) relative regression, 2) development 3) intermediate situation. The abundance of associated fauna resulted inversely proportional to the *Sabellaria* density, as that one of the other filter-feeders. This fact is possibly due to the competition of this species with other taxa for space and/or food. The differences found in the species composition of the associated fauna in the 3 sites are imputable more to ecological factors than to the different

Sabellaria density. This study, furthermore, confirms the observations of other Authors about the selectivity of *S. alveolata* with regards to the sediment, particularly to the grain-size. The sediment stabilization and the increasing environmental heterogeneity in biotopes usually homogeneous and the consequent increase of species diversity, could justify an eventual protection of these reefs.

Bibliografia

ARDIZZONE G. D., CHIMENZ C. (1982) – Primi insediamenti bentonici della barriera artificiale di Fregene. Atti del Convegno delle Unità Operative afferenti ai sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino. Roma, 10-11 Novembre 1981: 165-181.

BELLAN-SANTINI D., LEDOYER M. (1973) – Inventaire des Amphipodes Gammariens récoltés dans la région de Marseille. *Téthys*, **4**, 4: 899-933.

BIANCHI C.N., (2001) – La biocostruzione negli ecosistemi marini e le ricerche della biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 112-130.

CASTELLI A., ABBIATI M., BADALAMENTI F., BIANCHI C.N., CANTONE G., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., GRAVINA M.F., LANERA P., LARDICCI C., SOMASCHINI A., SORDINO P. (1995) – Annelida Polychaeta, Pogonophora, Echiura, Sipuncula. In: Minelli A., Ruffo S. & La Posta S. (eds.), *Checklist delle specie della fauna italiana*, **19**. Calderini, Bologna.

CHIMENZ GUSSO C., TARAMELLI RIVOSECCHI E., GRAVINA M.F. (1995) – I popolamenti bentonici delle coste laziali. In: "*Il mare del Lazio. Indagini e studi sul Mar Tirreno prospiciente le coste della Regione Lazio*". Convenzione Regione Lazio – Università degli Studi di Roma "La Sapienza": 145-193.

D'ANNA G., SPARLA M.P., RIGGIO S. (1990) – Note sui banchi di filtratori nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/W). *Oebalia* suppl., **16** (2): 647-650.

DAUVIN J.C. (1997) – Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthése, menaces et perspectives. Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie – Service du Patrimoine naturel /IEGB/MNHN, Paris: 376 pp.

GAMBI M.C., GIANGRANDE A., FRASCHETTI S. (1996) – Policheti dei fondi mobili del Golfo di Policastro (Mar Tirreno Meridionale): distribuzione e ruolo di alcune specie. *S.It.E.* Atti, **17**: 349-353.

GIORDANI SOIKA A. (1956) – XV - Scogliera pseudocorallina intercotidale di *Sabellaria alveolata* (L.) nelle coste del Lazio (Ann. Polych.). *Boll. Mus. Civ. Venezia*, **9**: 11-25.

GRUET Y. (1971) – Morphologie, croissance et faune associée des récifs de *Sabellaria alveolata* (Linnè) de la Bernerie-en-Retz (Loire Atlantique). *Téthys*, **3** (2): 321-380.

GRUET Y. (1986) – Spatio-temporal changes of sabellarian reefs built by the sedentary polychaete *Sabellaria alveolata* (Linnè). P.S.Z.N.I.: *Marine Ecology*, **7** (4): 303-319.

ISSEL R., (1918) – *Biologia Marina*. Milano: 389 pp.

KRAPP-SCHICKEL G. (1993) – Do algal-dwelling Amphipods react to the "critical zone" of a coastal slope. *J. Nat. Hist.*, **27**: 883-900.

LANA P., BREMEC C.S. (1994) – Sabellariidae (Annelida, Polychaeta) from South America. In: J.C. Dauvin, L. Laubier & D.J. Reish (eds.), Actes de la 4ème Conférence internationale del Polychètes. *Mém. Mus. Natn. Hist. Nat.*, **162**: 211-222.

LO BIANCO S. (1893) - Gli Anellidi tubicoli trovati nel Golfo di Napoli. *Atti R. Accad. Sc. Fis. Nat., Napoli*, ser. 2, **5** (10): 45 pp.

METTAM C. (1992) – The influence of *Sabellaria* reef on Sublittoral Community Structure. *Polychaete Research Newsletter*, 14 Aprile 1992: 3.

MOLINIER R., PICARD J. (1953) – Notes biologiques à propos d'un voyage d'étude sur les côtes de Sicile. *Ann. Inst. Océanogr.*, Paris, **28** (4): 164-187.

PORRAS R., BATALLER J.V., MURGUI E., TORREGROSA M.T. (1996) – Trophic structure and community composition of polychaetes inhabiting some *Sabellaria alveolata* (L.) reefs along the Valencia Gulf coast, Western Mediterranean. P.S.Z.N.I.: *Marine Ecology*, **17** (4): 583-602.

SPARLA M.P., D'ANNA G., RIGGIO S. (1992) – Notes on the development of *Sabellaria alveolata* reefs in N/W Sicily. *Rapp. Proc. Verb. Reun., C.I.E.S.M.*, **33**: 53.

SPARLA M.P., SCIPIONE M.B., RIGGIO S. (1993) – Peracarid Crustacea inhabiting aegagropylae of the red alga *Rytiphloea tinctoria* (Clemente) C. Ag. in the Stagnone sound, Western Sicily, Italy. *Crustaceana*, **64** (1): 1-17.

TARAMELLI RIVOSECCHI E. (1961) – Osservazioni sulle biocenosi del banco a *Sabellaria* di Lavinio. *Rend. Accad. Nat.* XL, s. IV, 12: 1-11.

TARAMELLI E., SCIPIONE M.B. (1977) – Gli Anfipodi del porto di Civitavecchia. In: F. Cinelli, E. Fresi, L. Mazzella (eds.), *Atti del IX Congresso S.I.B.M.*, Lacco Ameno d'Ischia 19-22 Maggio 1977: 427-438.

TOMASSETTI P., CHIMENZ GUSSO C. (1998) – Distribuzione dei Crostacei Tanaidacei nella zona costiera del Mar Tirreno Laziale. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **62-63**: 31-38.

WILSON D.P. (1976) – *Sabellaria alveolata* (L.) at Duckpool, north Cornwall, 1975. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, **56**: 305-310.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 259-263

A. PEIRANO[1], R. RODOLFO METALPA[1], C. MORRI[2], C.N. BIANCHI[1]

[1]ENEA-Centro Ricerche Ambiente Marino, CP 224 - 19100 La Spezia, Italy
peirano@santateresa.enea.it, metalpa@santateresa.enea.it, bianchi@santateresa.enea.it
[2]DipTeRis, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy
morric@dipteris.unige.it

THE MEDITERRANEAN CORAL *CLADOCORA CAESPITOSA* (ANTHOZOA, SCLERACTINIA)

IL CORALLO MEDITERRANEO CLADOCORA CAESPITOSA *(ANTHOZOA, SCLERACTINIA)*

Abstract

Cladocora caespitosa *(Anthozoa, Scleractinia) is a colonial and zooxanthellate scleractinian coral native of the Mediterranean Sea. Its growth, as estimated on X-radiographs of the individual corallites, shows a year-to-year pattern similar to tropical corals.* C. caespitosa *has the double advantage of being a plocoid coral, which should reduce distortion of environmental information due to skeleton architecture, and of living in the Mediterranean Sea, where the seasonal signal is strong. The possibility to compare climate data to growth rates of* C. caespitosa *is discussed. Examples indicate that relations with temperature data may be complicated by different growth of colonies.*

Key-words: *corals,* Cladocora caespitosa, *scleractinian, growth, climate.*

Introduction

Cladocora caespitosa (L.) is a colonial and zooxanthellate scleractinian coral belonging to the family Faviidae. It occurs throughout the Mediterranean and can be locally abundant. Colonies occasionally grow to large sizes and may exhibit calcification rates of about 0.2 $mg \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$, a figure in the same range of many hermatypic corals (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 1999).

Build-ups of this species, both living and fossil, have been reported from several sites in the Mediterranean Sea (Aguirre and Jiménez, 1998; Peirano *et al.*, 1998). As a fossil, *C. caespitosa* is frequent in terraced deposits of Middle to Late Pleistocene age, providing evidence that it was more abundant during warmer climatic phases.

The present geographical range of *Cladocora caespitosa* build-ups in the Mediterranean has decreased with respect to their fossil distribution. Reasons for this impoverishment are not known but might be related to climatic change. There are also clues that such a reduction is still in progress, so that *C. caespitosa* has been included in a list of marine species in danger of disappearance.

Where abundant, *C. caespitosa* occurs in two ways, either as: 1) a great number of distinct subspherical colonies (10 to 30 cm in diameter); or 2) large formations reaching some decimetres in height and covering several square meters in surface area. For the latter type of occurrence, Peirano *et al.*, (1998) proposed the term "bank", for the former they preferred the rather general and inclusive term "bed".

Both types of occurrence are relatively common in the coastal region around La Spezia. They are presently under study with the following goals: 1) to quantify the importance of the species as a builder during the present time; 2)

to understand the influence of major environmental factors upon the build-ups accretion; 3) to correlate the growth of the species with climatic data.

Building patterns

Living banks of *C. caespitosa* are known especially in the SE Mediterranean (Peirano *et al.*, 1998). Laborel (1961) and Kühlmann (1996) gave an accurate description of such banks in the Gulf of Atalanta, Aegean Sea. They reported banks 1 to 3 m high covering up to 100 % of the bottom, from 5 to 18 m depth according to specific sites.

The only living banks of *C. caespitosa* presently known in the NW Mediterranean seem to be those discovered in 1992 near La Spezia (Morri *et al.*, 1994). Banks living in the Gulf of Marseilles during the 18th and 19th centuries, are not longer found nowadays. Another bank on the French coast has recently dead due to overgrowth by the invasive alga *Caulerpa taxifolia* (Meinesz, pers. comm.).

Photomosaic techniques and *in situ* observations by diving on the La Spezia banks showed the importance of modular growth strategies for the build-up accretion. Three main mechanisms were recognised: i) fusion of adjacent colonies; ii) "pouring" of the mass due to gravity; and iii) inclusion of satellite colonies. Peirano *et al.* (1998) assumed that this bank, which reaches a total length of over 3.5 m, started as a bed. As neighbouring colonies grew up, they came into contact with each other, eventually merging into a larger mass. In the absence of physical disturbance by storms, due to depth (27 to 29 m), this mass keeps on growing. It progresses chiefly in a horizontal way, "pouring" by gravity down the groove in which it is developing: maximum accretion is thus observed at the lower end of the groove. During this process, other portions of the bank may be met and then added by fusion; or the bank may incorporate smaller satellite colonies occurring nearby. Satellite colonies derive from larvae or originate asexually, by fragmentation.

Role of environmental factors

Peirano *et al.* (1998) hypothesised that the abundance of *C. caespitosa* is mainly controlled by competition with soft frondose algae. Therefore, shallow beds only develop on rock made nearly bare by sea-urchin grazing.

The capability of combining autotrophy (thanks to the symbiotic zooxanthellae) with plankton ingestion, gives *C. caespitosa* an advantage over algae in deeper locations (i.e., near the compensation depth for photophilic algae) or in turbid water (Laborel, 1961; Kühlmann, 1996). This may explain the occurrence of beds and banks at depths below 20 m or near the mouth of the Magra River.

The formation of large banks in shallow water is probably prevented by physical disturbance by storms, as observed by Schiller (1993) in the Bay of Piran (N Adriatic). On the contrary, building in deeper or sheltered water might be enhanced by higher sedimentation: fine sediments fill interstices among corallites, giving the build-up more strength and compactness.

Growth and climate

Schiller (1993), using Alizarin Red S, calculated a growth rate for *C. caespitosa* of 2.9-5.2 mm·year $^{-1}$. In aquaria, Oliver Valls (1989) and Rodolfo-Metalpa *et al.* (1999) observed growth rates of about 5 mm·year $^{-1}$ in presence of constant water

temperature at 20 °C and 23 °C, respectively. Based on X-radiography, average growth rate of corallites from La Spezia region resulted comprised between 1.3 and 4.0 mm·year^{-1} (Peirano *et al.*, 1999).

X-radiographs of corallites showed a clear banding pattern, indicating that *C. caespitosa* deposits two bands per year: a high-density band during winter (November to March), a low-density band in summer. No differences in deposition timing were found between shallow and deep colonies. Deposition timing proved to be correlated to monthly temperature and irradiance trends (Peirano *et al.*, 1999).

The use of annual density bands in corals as a tool to understand past climatic variations is well known. Growth over one year is represented by the above-mentioned banding pattern (Knutson *et al.*, 1972; Barnes and Lough, 1993). In *Porites* colonies of the Great Barrier Reef, average annual calcification provided a proxy for variations of sea surface temperature back to the 18th century (Lough and Barnes, 1997), notwithstanding some distortion of environmental information during coral growth and for intrusion into the environmental signal of information associated with skeletal architecture. Being a plocoid coral and thus having distinct and separate corallites, *C. caespitosa* should provide clearer results. Another advantage of *C. caespitosa* is that in the Mediterranean Sea the seasonal signal is stronger. Shallow water temperatures in the region of La Spezia, for example, range from winter values of slightly less than 13 °C to summer values of about 23 °C.

Year-to-year variations in band width were obvious on X-radiographs and the banding pattern was similar to tropical coral with one dense and one less dense band every year. Retrospective analysis of a larger colony, more than 60 years old, collected at 27 m depth showed that higher growth rates coincided with a warmer period in the '40s, and lower ones with a colder period in the '70s (Bianchi, 1997). Nevertheless, if the data of air temperature and growth are compared relative to the period 1961-1990 averages (IPPC, 1996) only a weak accordance is observed between the two variables (Fig. 1).

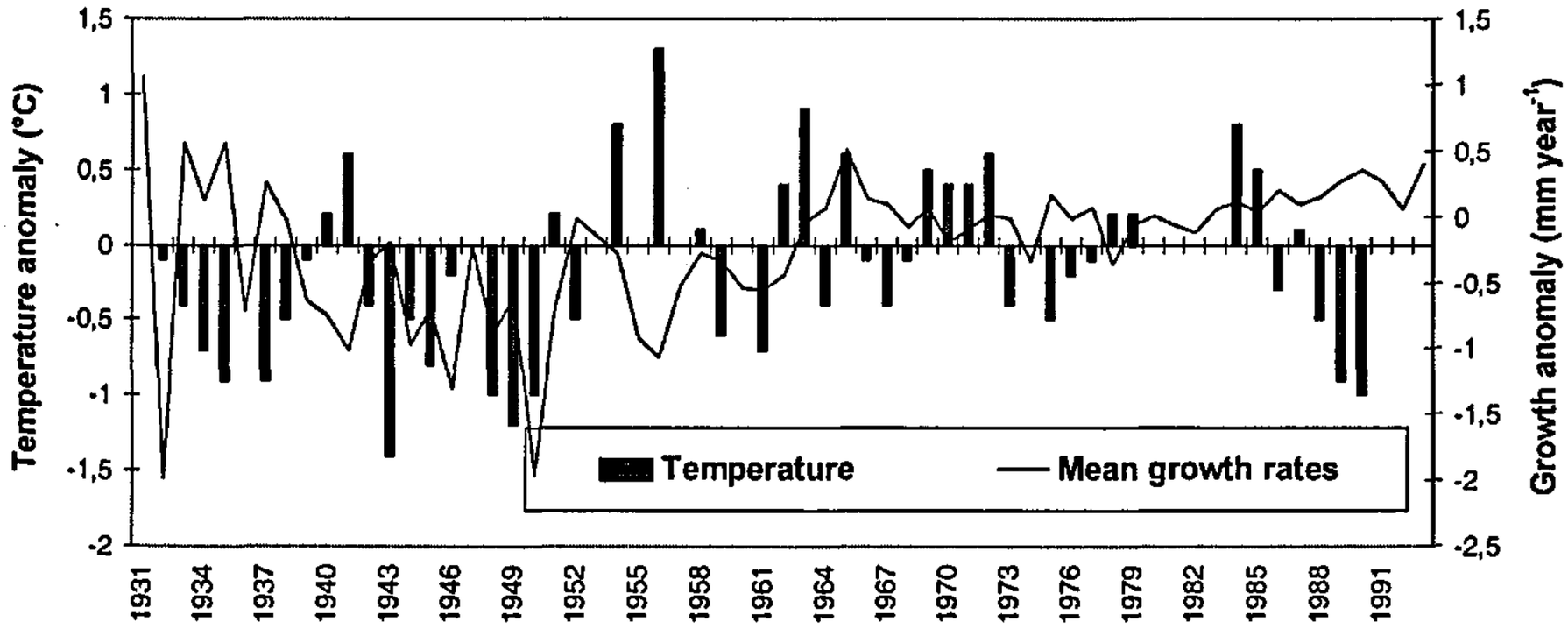


Fig. 1 - Annual air temperature anomalies (°C) and mean growth rates anomalies of a 60 years old colony of *Cladocora caespitosa* from La Spezia region. Both lines are expressed relative to the period 1961-1990 averages. Temperature data from ISTAT (1986, 1994).

Anomalie della temperatura annuale dell'aria (°C) e anomalie del tasso di crescita medio di una colonia di Cladocora caespitosa *dell'età di 60 anni proveniente dalla zona di la Spezia. Entrambe le linee sono espresse relativamente alle medie del periodo 1961-1990. I data della temperatura vengono dall'ISTAT (1986-1994).*

Even if differences between mean growth rates might be attributed both to anthropic influences (such as local increase in turbidity) and individual (colony) variability, colonies living in shallow (3-5 m depth) and deep (20-27 m depth) waters showed a general, positive trend since the 1980s (Fig. 2). This phenomenon is consistent with the observed rising of sea temperature in the Ligurian Sea that culminated, in the summer of 1997 and 1998, into severe mortality events (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2000).

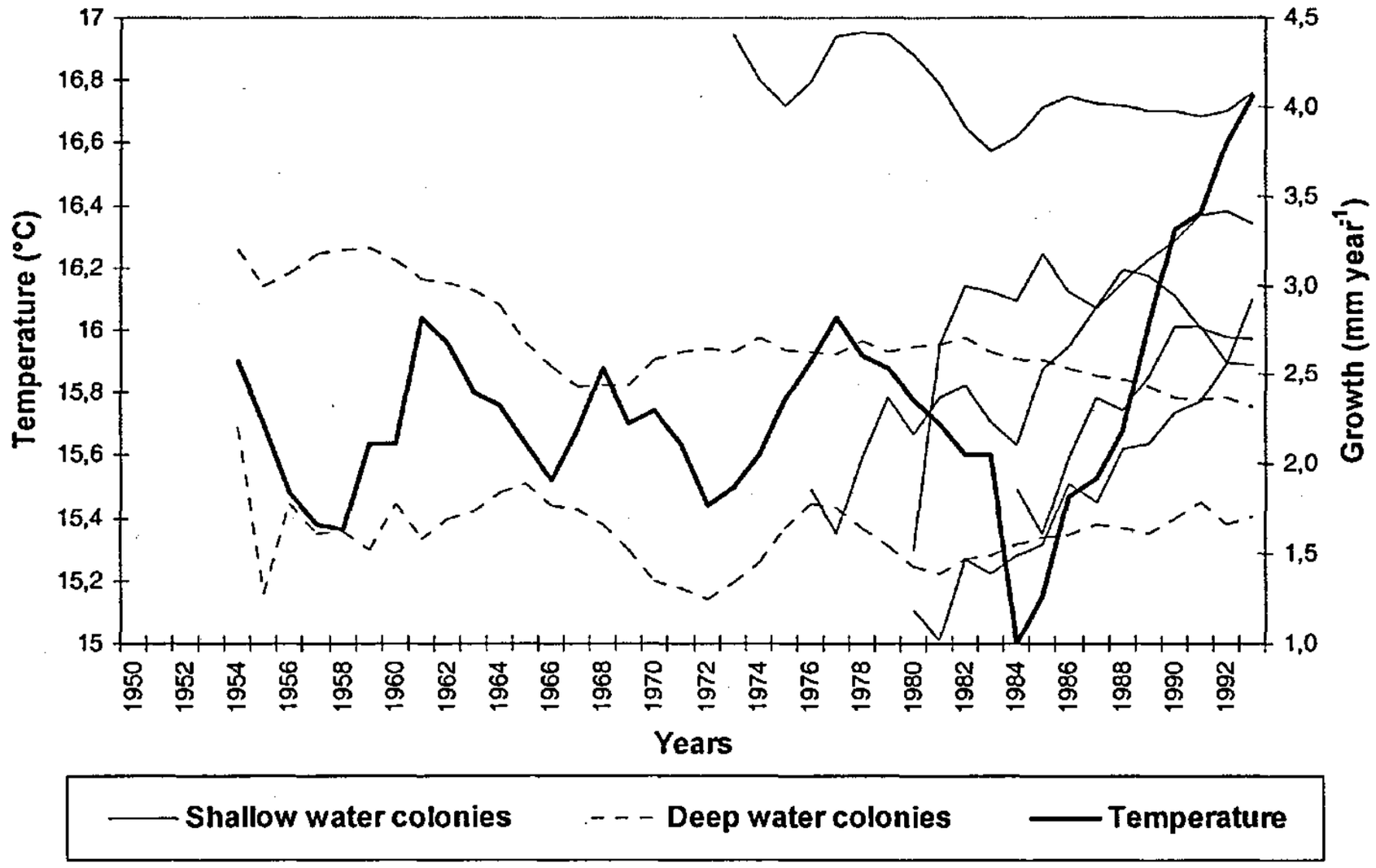


Fig. 2 - Trend (five years moving average) in temperature and in growth of shallow water (3-5 m depth) and deep (20-27 m depth) colonies of *Cladocora caespitosa* from La Spezia region.

Andamento (media in movimento per 5 anni) di colonie di Cladocora caespitosa *di acque basse (3-5 m di profondità) e profonde (20-27 m di profondità) provenienti dalla zona di La Spezia.*

Riassunto

Cladocora caespitosa (Anthozoa, Scleractinia) è un corallo coloniale e zooxanthellato endemico del Mar Mediterraneo. La crescita dei suoi coralliti, stimata mediante radiografie, mostra un modello simile a quello dei coralli tropicali. Inoltre, *C. caespitosa* è un corallo di tipo plocoide, cioè con coralliti separati, la qual cosa permette di evitare i problemi legati alle misure di accrescimento che si riscontrano nei coralli tropicali. *C. caespitosa* è un corallo che vive nel Mediterraneo, un mare con una stagionalità ben marcata. La possibilità di usare tal corallo come indicatore ambientale e di correlare la sua crescita con le variazioni climatiche risulta tuttavia complicato da ritmi di crescita che possono variare da colonia a colonia.

Acknowledgements

Studies on *Cladocora caespitosa* fall within the scope of the research project CLIMBIOCCA (influence of CLIMatic change on the activity of BIOConstructional organisms and on their role in the CArbon cycle of the marine environment) of the Marine Environment Research Centre (La Spezia) and of the project «Gli Cnidari del benthos marino: ecologia e biogeografia» of the University

of Genoa (60 % MURST). This work has been done within the framework of the research projects SINAPSI and Ambiente Mediterraneo (Accordo di programma MURST CNR, "Ecosistemi marini").

References

AGUIRRE J., JIMÉNEZ A.P. (1998) - Fossil analogues of present-day *Cladocora caespitosa* coral banks: sedimentary settings, dwelling community, and taphonomy (Late Pliocene, W Mediterranean). *Coral Reefs*, **17**: 203-213.

BARNES D.J., LOUGH J.M.(1993) - On the nature and causes of density banding in massive coral skeletons. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **167**: 91-108.

BIANCHI C.N. (1997) - Climate change and biological response in the marine benthos. *Atti Assoc. Ital Oceanol. Limnol.*, **12** (1): 3-20.

IPPC (1996) - *Climate change 1995. The science of Climate change – Summary for policymakers and technical summary of the Working Group I Report*, UNEP: 1-55.

ISTAT (1986) - *Sommario di Statistiche storiche 1926-1985.* Istat, Roma.

ISTAT (1994) - *Annuario statistico italiano. Anni 1984-1991.* Istat, Roma.

KNUTSON D.W, BUDDEMEIER R.W., SMITH S.V. (1972) - Coral chronometers: seasonal growth bands in reef corals. *Science*, **177**: 270-272.

KÜHLMANN D.H.H. (1996) - Preliminary report on Holocene submarine accumulations of *Cladocora caespitosa* (L., 1767) in the Mediterranean. In: J. Reitner, F. Neuweiler, F. Gunkel (eds), *Global and regional controls on biogenic sedimentation. I. Reef evolution. Research reports*. Göttinger Arb Geol Paläont, Göttingen, **Sb2**: 65-69.

LABOREL J. (1961) - Sur un cas particulier de concrétionnement animal. Concrétionnement à *Cladocora caespitosa* L. dans le Golfe de Talante. *Rapp. P-V Réun. CIESM*, **16** (2): 429-432.

LOUGH J.M., BARNES D.J. (1997) - Several centuries of variation in skeletal extension, density and calcification in massive *Porites* colonies from the Great Barrier Reef: a proxy for seawater temperature and background of variability against which to identify unnatural change. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **211**: 29-67.

MORRI C., PEIRANO A., BIANCHI C.N., SASSARINI M. (1994) - Present-day bioconstructions of the hard coral, *Cladocora caespitosa* (L.) (Anthozoa, Scleractinia), in the Eastern Ligurian Sea (N W MEDITERRANEAN). *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 371-372.

OLIVER VALLS J.A. (1989) - Développement de *Cladocora caespitosa* (Linné 1767) en aquarium. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco* n° spécial **5**: 205-209.

PEIRANO A., MORRI C., BIANCHI C.N. (1999) - Skeleton growth and density pattern of the temperate, zooxanthellate scleractinian *Cladocora caespitosa* from the Ligurian Sea (N W Mediterranean). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **185**: 195-201.

PEIRANO A., MORRI C., MASTRONUZZI G., BIANCHI C.N. (1998) - The coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) as a bioherm builder in the Mediterranean Sea. *Mem. Descr. Carta geol. d'Italia*, **52** (1994): 59-74.

RODOLFO-METALPA R., PEIRANO A., MORRI C., BIANCHI C.N. (1999) - Coral calcification rates in the Mediterranean scleractinian coral *Cladocora caespitosa* (L. 1767). *Atti Assoc. Ital., Oceanol. Limnol.*, **13** (1): 291-299.

RODOLFO-METALPA R., BIANCHI C.N., PEIRANO A., MORRI C. (2000) Coral mortality in NW Mediterranean. *Coral Reef*, **19**: 24.

SCHILLER C. (1993) - Ecology of the symbiotic coral *Cladocora caespitosa* (L.) (Faviidae, Scleractinia) in the Bay of Piran (Adriatic Sea): I. Distribution and biometry. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, **14** (3): 205-219.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 264-270

A. SARÀ, G. BAVESTRELLO*, B. CALCINAI, C. CERRANO, M. SARÀ

DIP.TE.RIS., Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
*Istituto di Scienze del Mare, Università di Ancona, Italia.

RIVESTIMENTI DI SEDIMENTO IN *TECTITETHYA KEYENSIS* (PORIFERA, DEMOSPONGIAE)

SEDIMENT COAT IN TECTITETHYA KEYENSIS *(PORIFERA, DEMOSPONGIAE)*

Abstract

Inorganic material is often used to make protective coats by a lot of organisms. Among Porifera the foreign material is actively selected and incorporated and, in some cases, also utilised in physiological processes. In Tectitethya keyensis *the mineral particles are mainly used to make an external, thick coat. This covering, made compact by the growth of filamentous algae, is connected to the sponge surface by processes of the sponge pinacoderm and it is involved, as a pre-filter, in the sponge trophic activity.*

Key-words: *Porifera, mineral incorporation, inorganic coat.*

Introduzione

Le spugne colonizzano comunemente substrati rocciosi, mentre le specie in grado di vivere su fondi mobili sono poche e solitamente limitate agli ambienti profondi. Le specie che vivono su fondi mobili in acque superficiali devono poter limitare i rischi legati ad eccessi di sedimentazione che, soprattutto durante i periodi di mare mosso, possono portare a insulti meccanici da parte del sedimento grossolano e all'occlusione del sistema inalante. E' infatti noto che, in presenza di elevati quantitativi di sedimenti risospesi, il tasso di filtrazione diminuisce (Gerodette e Flechsig, 1979) con conseguente riduzione degli apporti trofici e dell'allontanamento dei cataboliti.

Alcune specie hanno sviluppato meccanismi di difesa contro l'elevata sedimentazione: nella spugna d'acqua dolce *Ephydatia fluviatilis* le cellule dell'esopinacoderma sono in grado di rimuovere le particelle sedimentate (Harrison *et al.*, 1985). Molte specie, come la spugna cornea *Dysidea etheria*, possono invece incorporare selettivamente le particelle nelle fibre di spongina rimuovendo l'eccesso tramite gli esopinacociti (Teragawa, 1986).

L'incorporazione di materiale inorganico dall'ambiente esterno, coinvolge meccanismi di selezione e incorporazione ancora poco conosciuti. Tale abilità è molto diffusa tra le spugne cornee, dove si ritiene che il processo abbia un ruolo strutturante: il materiale incorporato infatti viene incluso all'interno di fibre di spongina e assume un ruolo attivo nell'accrescimento degli esemplari (Teragawa, 1986; Pronzato *et al.*, 1998). Tuttavia l'accrescimento tramite incorporazione è noto anche per altri gruppi di poriferi come, ad esempio, alcuni clionidi (Calcinai *et al.*, 1999).

Recenti lavori hanno messo in evidenza come nella demospongia *Chondrosia reniformis* l'incorporazione sia preceduta da meccanismi selettivi in grado di discriminare tra materiale carbonatico e siliceo (Bavestrello *et al.*, 1998) e come

successivamente il materiale siliceo venga rimaneggiato ma solo se di natura cristallina (Bavestrello *et al.*, 1995). Tale modificazione consiste nella dissoluzione dei granelli di quarzo che vengono incorporati con qualsiasi granulometria ma ridotti a taglie comprese tra i 5 e i 30 mm ed eliminati. Esiste quindi in questa specie, caratterizzata dall'assenza di uno scheletro spicolare o di spongina, un vero e proprio turn-over del materiale incorporato (Cerrano *et al.*, 1999) suggerendo un ruolo più complesso di quello strutturale ipotizzato per le spugne cornee.

In questo lavoro si prendono in considerazione le interazioni tra materiale sedimentario inorganico e *Tectitethya keyensis* Sarà e Bavestrello 1996, una demospongia massiva che vive nell'area caraibica in acque superficiali, e che possiede un rivestimento esterno costituito da sedimenti compattati.

Materiali e metodi

Gli esemplari esaminati sono stati raccolti tra 1 e 2 m di profondità nelle acque antistanti Long Key (Florida) (Fig.1) e conservati in alcool 70°.

Per le osservazioni al SEM i diversi tipi di campioni sono stati montati su stubs e metallizzati con un indoratore Balzers SCD 004. Le osservazioni sono state effettuate con un apparecchio Philips EM 515.

Piccoli frammenti di *T. keyensis*, comprendenti sia il rivestimento esterno che i primi mm di superficie della spugna, dopo trattamenti in soluzioni separate 1:10 di HF e HCl e disidratazione graduale in etanolo, sono stati inclusi in resina Technovit 8100 (Kulzer). Le sezioni di 3 μm di spessore sono state effettuate con un microtomo Leica RM 2155, montate su vetrini e colorate con blu di toluidina.

La valutazione della parte inorganica è stata effettuata su prelievi cilindrici di 11 mm di diametro e 1 cm di spessore a partire dalla superficie esterna. I campioni sono stati analizzati separando il rivestimento esterno dai tessuti della spugna. Le porzioni così ottenute sono state pesate dopo disidratazione in stufa a 80° C per 12 ore al fine di valutarne il peso secco. La frazione organica è stata valutata per differenza trattando i sub-campioni con perossido di idrogeno (130 volumi) mentre i silicati sono stati quantificati utilizzando in seguito acido nitrico. La frazione carbonatica è stata quindi ottenuta per differenza tra la frazione inorganica iniziale e quella ottenuta dopo trattamento con acido nitrico.

L'analisi granulometrica è stata effettuata separando le varie taglie dei granelli tramite setacciatura. I valori così ottenuti sono stati suddivisi per classi dimensionali e analizzati statisticamente tramite il test Kolmogrov-Smirnov.

Risultati

Tectitethya keyensis presenta un rivestimento continuo di sabbia dello spessore di alcuni mm dal quale emerge soltanto l'unico osculo. Questo rivestimento è costituito da particelle di sedimento agglutinate da sostanza organica e costituisce un substrato duro secondario sul quale si sviluppa un popolamento composto da alghe filamentose e diatomee bentoniche (Fig. 2 A, C).

Lo studio al SEM ha evidenziato dei processi filamentosi del pinacoderma che collegano il rivestimento esterno alla superficie della spugna (Fig. 2B).

Le sezioni istologiche hanno invece permesso di notare come il rivestimento di sabbia sia compattato ulteriormente dalla proliferazione al suo interno di un'alga filamentosa che forma una rete tridimensionale (Fig. 2C).

L'analisi dei sedimenti del rivestimento ha messo in evidenza una percentuale di sostanza organica superiore al 20% del peso secco totale e una prevalente origine carbonatica del materiale inorganico agglutinato.

Nei tessuti della spugna sono presenti grosse cellule vacuolate con diametro fino a 100 μm (Fig. 2D). Lo studio al SEM dei minerali presenti nei tessuti ha messo in evidenza tra gli abbondanti sedimenti carbonatici numerosi cristalli di ossalato di calcio. La mancanza di abrasioni suggerisce una formazione endogena di tali cristalli (Fig. 2E). La presenza di sedimento inorganico incorporato è testimoniata dalla consistente frazione carbonatica (oltre il 15% del peso secco) riscontrata nei tessuti della spugna.

Il confronto tra le granulometrie del materiale incorporato e quello del rivestimento esterno, evidenzia una selettività di tipo dimensionale: la spugna assume granelli aventi un diametro compreso tra i 40 e i 60 μm mentre il rivestimento esterno trattiene particelle anche superiori a 500 μm (Fig. 3).

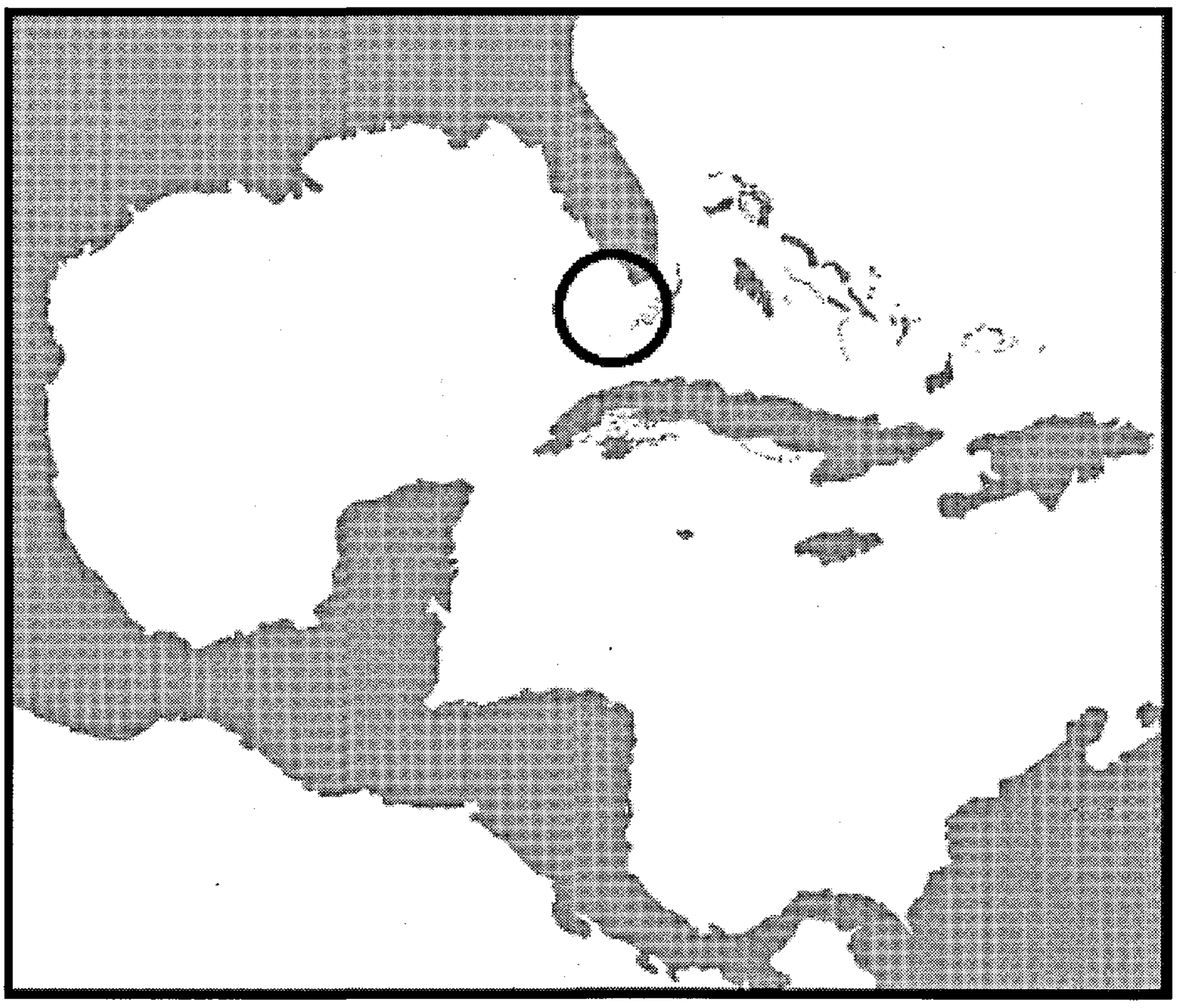
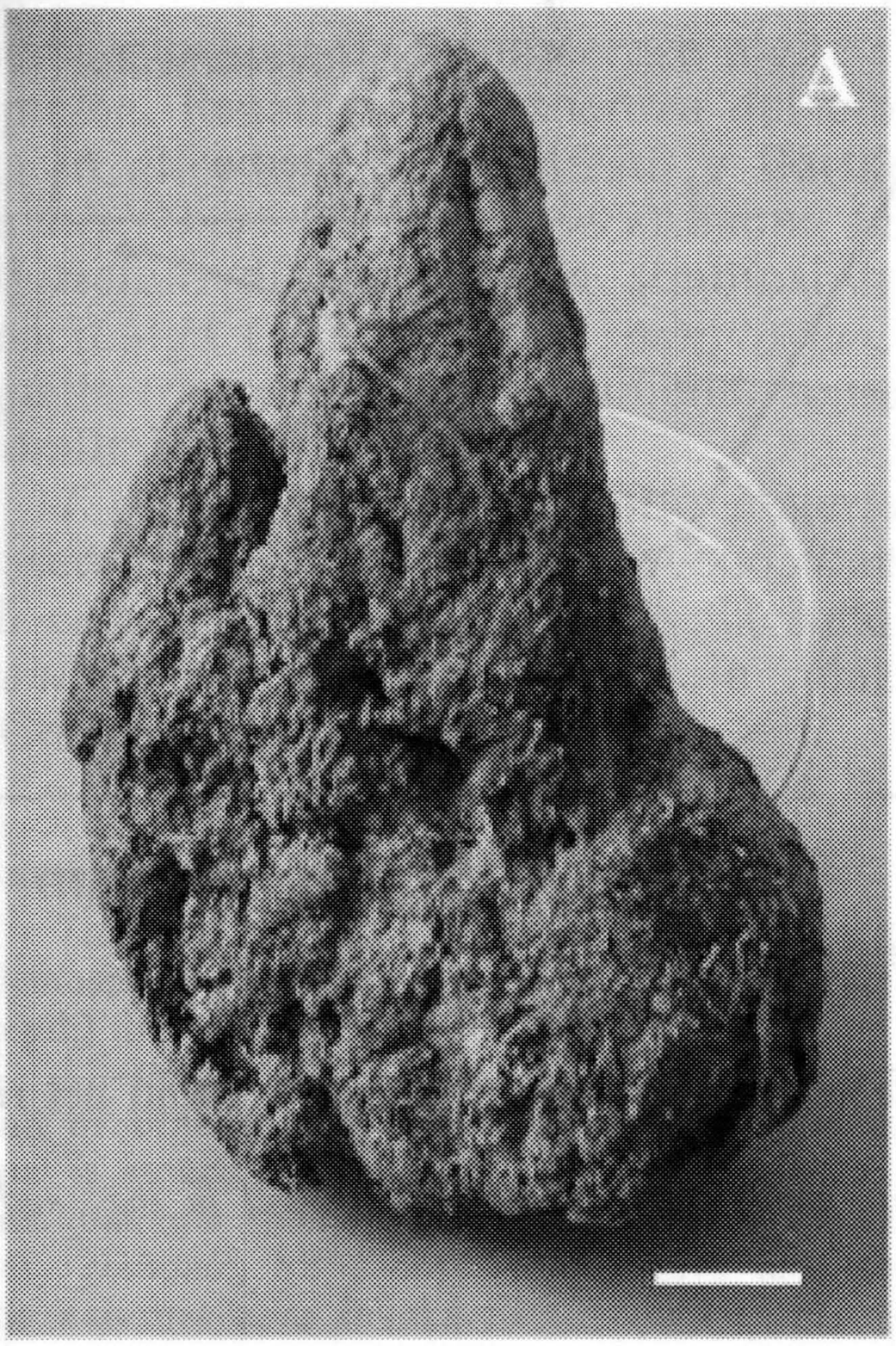
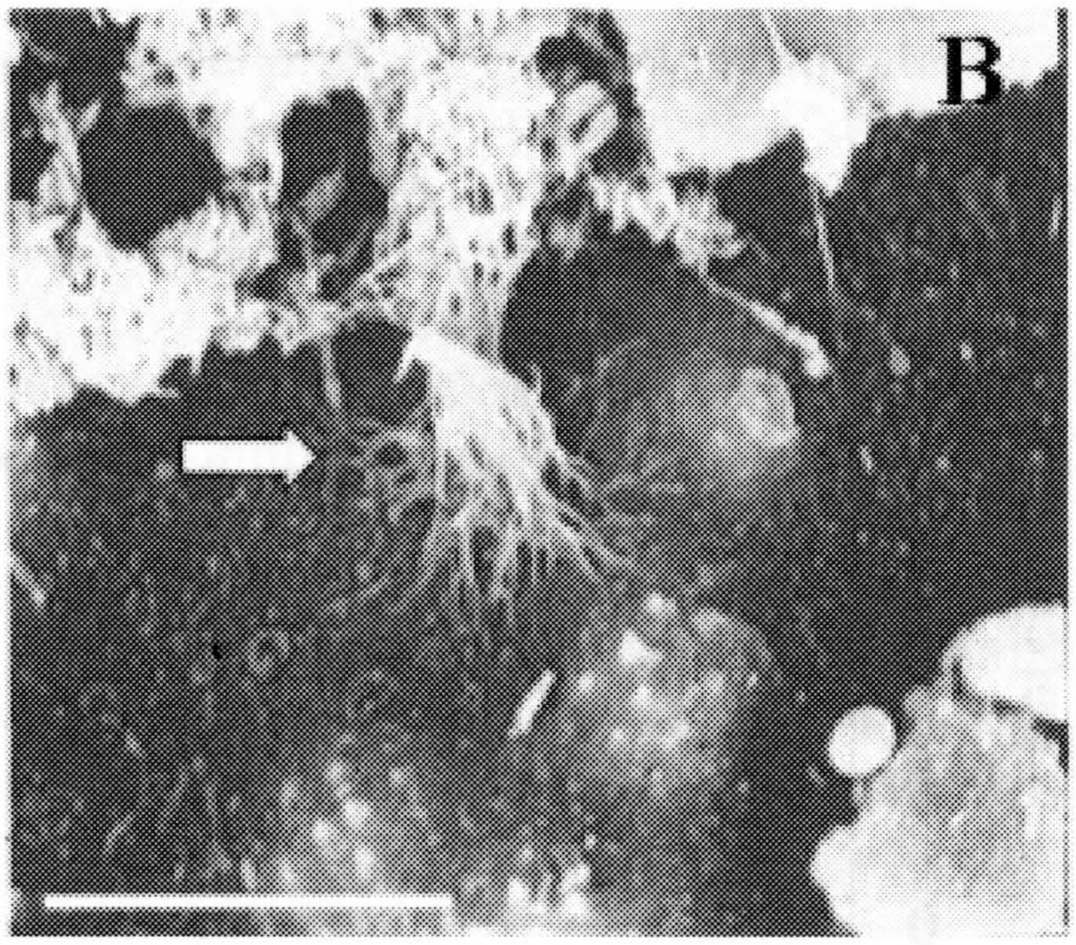
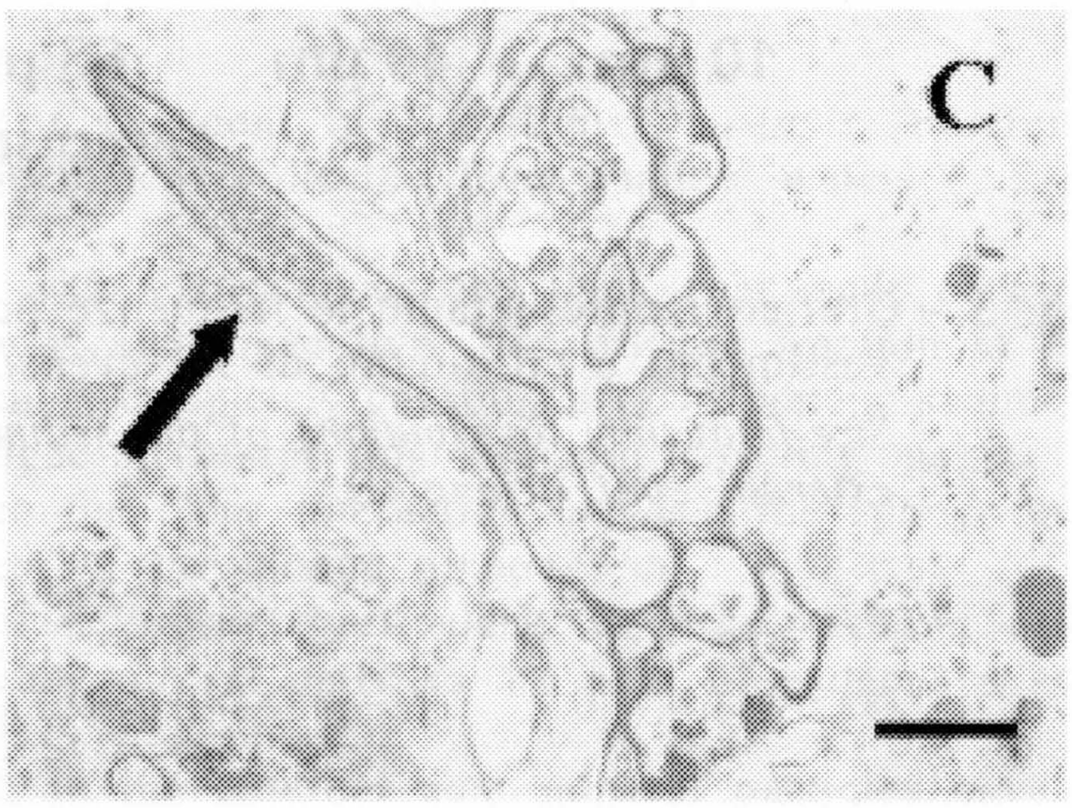
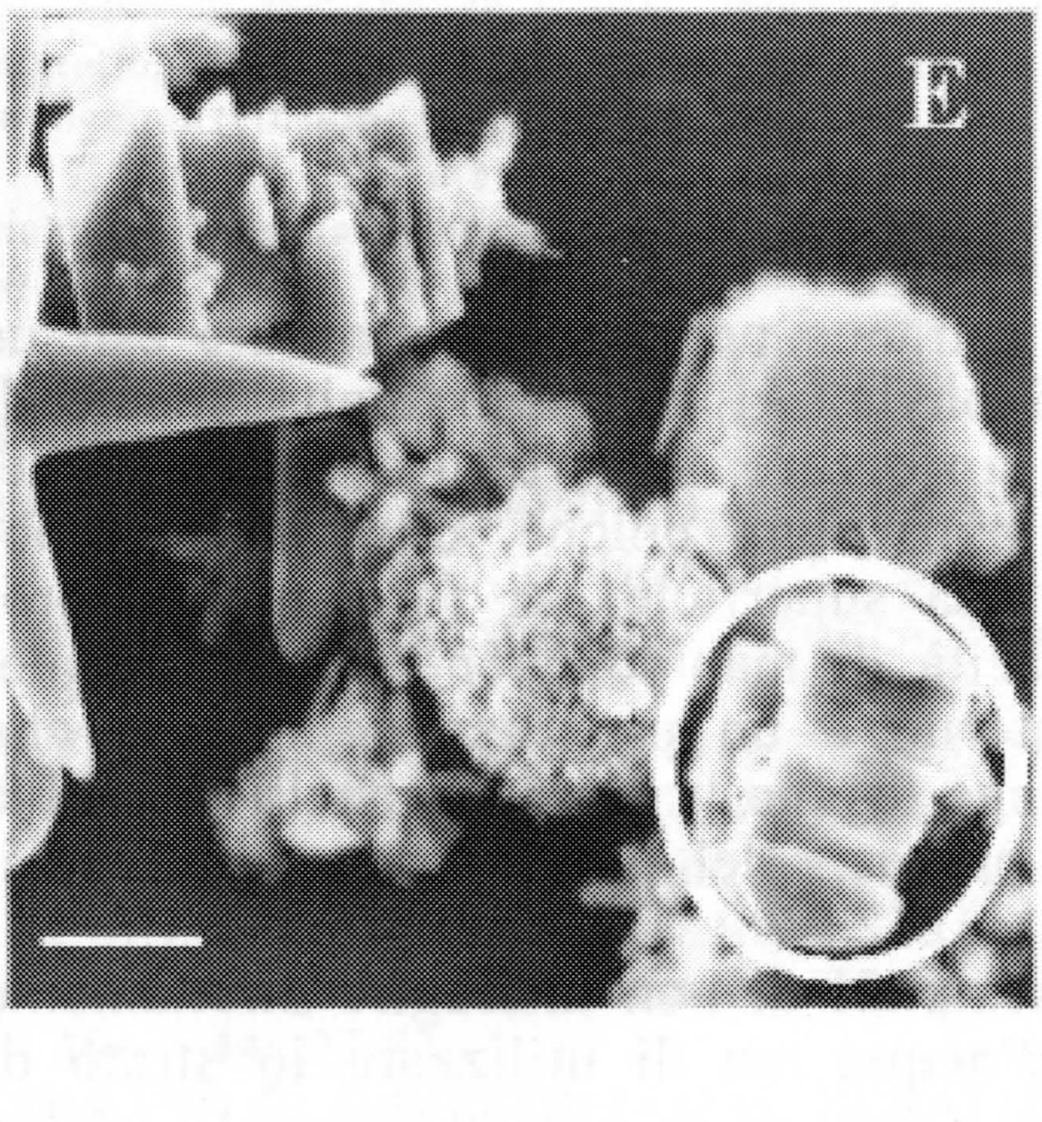


Fig. 1 - Mappa rappresentante la zona di campionamento (cerchio).
Map showing the sampling area (circle).









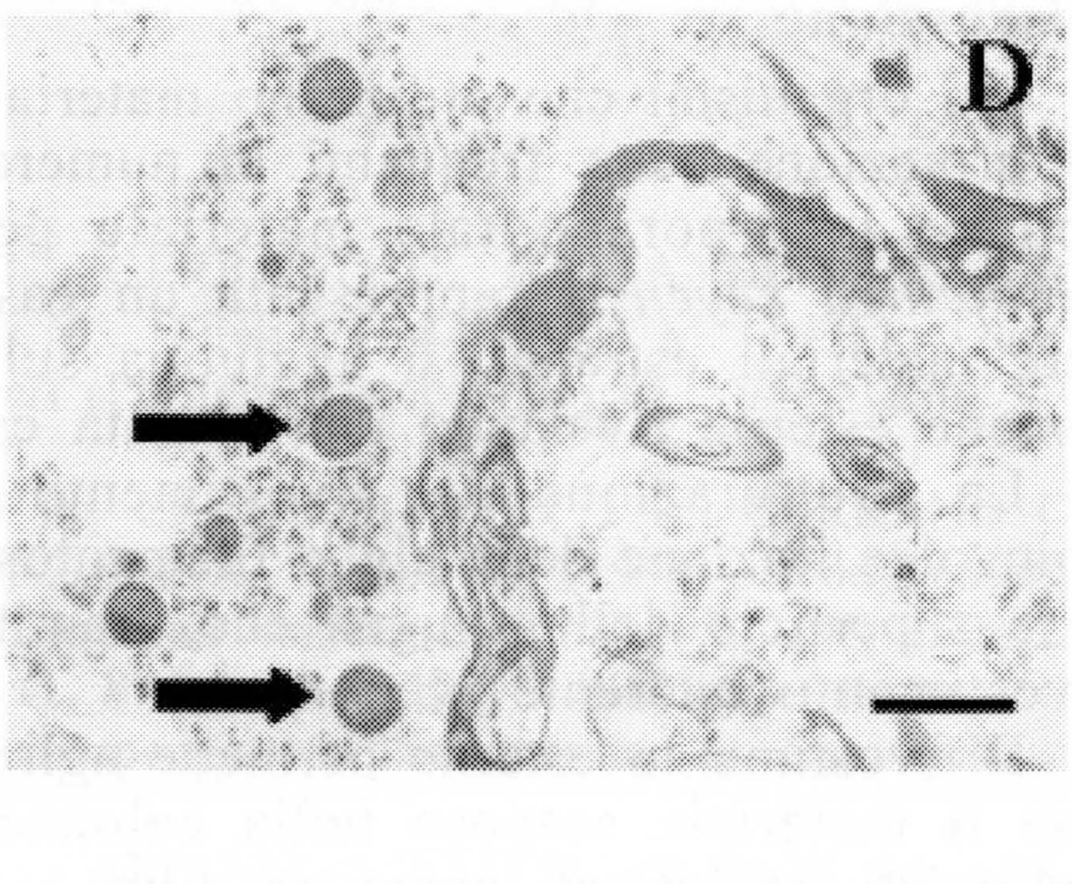


Fig. 2 - A. Esemplare *in toto* di *T. keyensis* con il rivestimento di sabbia (barra 1 cm). B. Processi filamentosi che dipartono dal pinacoderma e trattengono la copertura sabbiosa (freccia) (barra 10 μm). C. Alga filamentosa nello strato di rivestimento (freccia) (barra 100 μm). D. Cellule vacuolate in prossimità del pinacoderma (frecce) (barra 100 μm). E Cristalli di ossalato di calcio (cerchio) (barra 10 μm).

A. Sample in toto of T. keyensis *with its sand coat (bar 1 cm). B. Spongin filaments which depart from the pinacoderm and keep the inorganic covering (arrow) (bar 10 μm). C. Filamentous algae in the sponge coat (arrow) (bar 100 μm). D. Vacuolar cells near the pinacoderm (arrows) (bar 100 μm). E. Calcium oxalate cristals (circle) (bar 10 μm).*

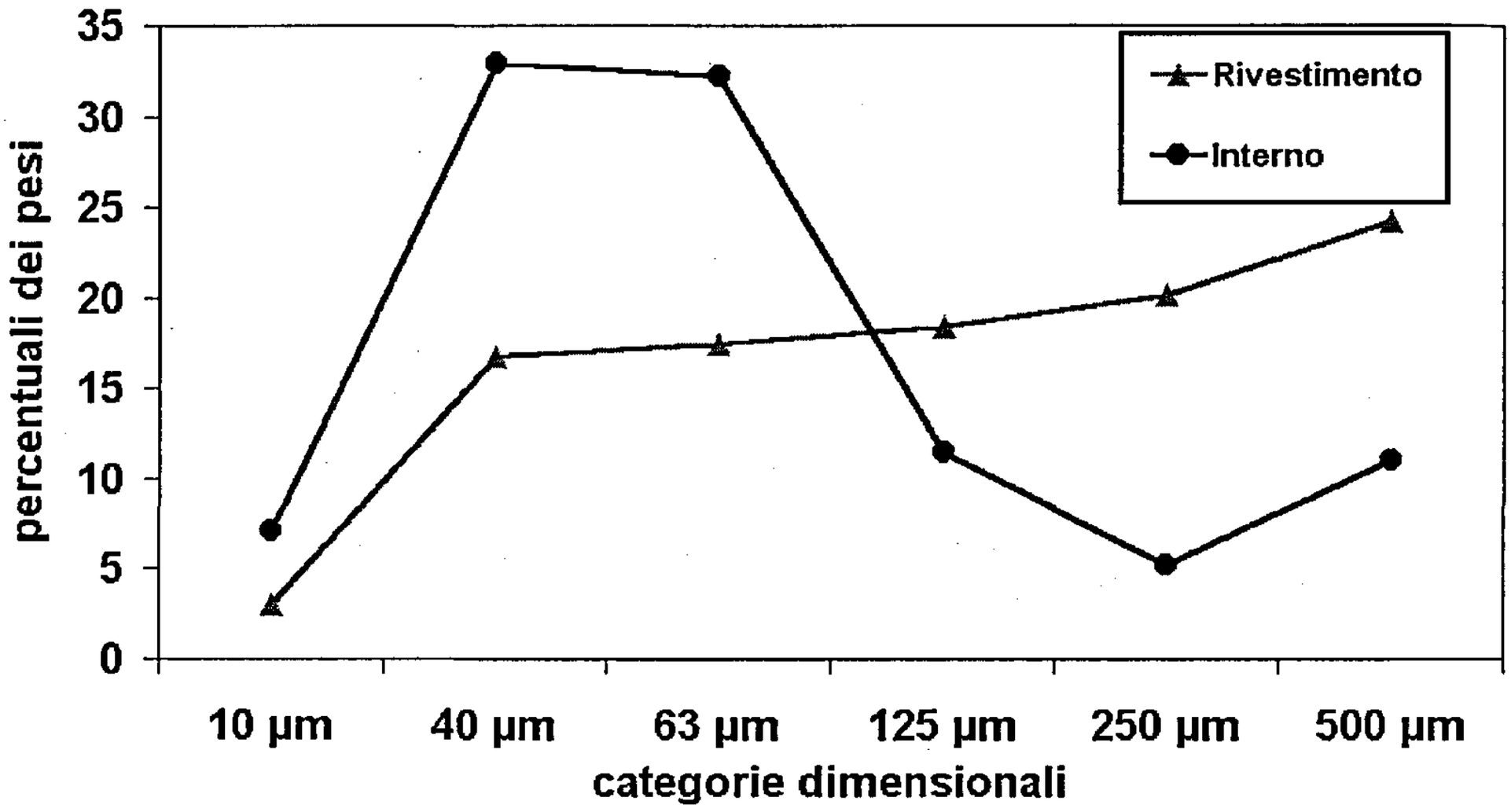


Fig. 3 - Grafico rappresentante le frequenze percentuali in peso dei sedimenti presenti nel rivestimento e all'interno di *T. keyensis*.

Size-frequency distributions of the sediments inside the sponge (circles) and in the sandy external coat (triangles).

Discussione

Gli organismi che utilizzano materiale estraneo per formare strutture esterne di protezione sono frequenti in numerosi phyla. Al contrario molte specie di spugne incorporano tale materiale per rinforzare le strutture scheletriche. *Tectitethya keyensis* rappresenta un caso particolare poiché, oltre ad incorporare materiali estranei, li agglutina sulla sua superficie per formare una protezione esterna rivelando una elevata capacità di manipolazione del sedimento.

La strutturazione del rivestimento esterno è un processo complesso che coinvolge l'azione delle alghe filamentose che legano tra loro i granelli di sabbia e la superficie della spugna che, tramite processi del pinacoderma, trattiene il rivestimento aderente al corpo.

Il rivestimento esterno permette agli esemplari di non interagire direttamente con il materiale sospeso nella colonna d'acqua ma di utilizzare lo strato di sedimenti agglutinati come pre-filtro.

L'analisi granulometrica del materiale incorporato mette in evidenza la selettività della spugna che tende ad assumere materiale più fine rispetto a quello disponibile, selezionando particelle con diametro inferiore a 100 µm.

La presenza di grosse cellule (fino a circa 100 µm di diametro), contenenti materiale inorganico soprattutto in prossimità dei canali esalanti e del pinacoderma, suggerisce che questi elementi potrebbero essere coinvolti sia nei processi di incorporazione che di eliminazione di cataboliti (Harrison e

De Vos, 1991). In questo ultimo caso tali sostanze potrebbero essere utilizzate come nutrienti dalle numerose alghe filamentose presenti nel rivestimento della spugna. Fenomeni di esocitosi dal pinacoderma sono già stati messi in evidenza in altre spugne (Wolfrath e Barthel, 1989; Cerrano *et al.*, 1999) e recenti lavori (Davy e Hinde, 1999) hanno inoltre ipotizzato la presenza di un sistema di riciclo di azoto nella simbiosi tra la spugna *Haliclona cymiformis* e la macroalga *Ceratodyction spongiosum*, un'associazione del tutto paragonabile a quella tra cnidari e zooxanthelle, soprattutto in ambienti oligotrofici come quelli corallini.

T. keyensis presenta molto materiale inorganico nei propri tessuti che può essere sia esogeno sia endogeno, come confermato dalla presenza di ossalato di calcio. Questo minerale è già stato osservato nella demospongia *Chondrosia reniformis* ed è stato messo in relazione alla produzione di acido ascorbico (Cerrano *et al.*, 1999).

Summary

The collection, selection and incorporation of sediment in *Tectitethya keyensis* (Porifera, Demospongiae) have been studied from several specimens collected from shallow waters (1-2 m depth) in Long Key (Florida).

All the sponge surface is completely covered with a continuous and thick coat made of sand and of organic material in which benthonic diatoms and algae live. The organic fraction in the coat is around 20% while the mineral fraction is almost completely constituted of carbonatic sediment and diatom's shells. The growth of filamentous algae structures this inorganic covering making it very compact. SEM observations have also shown the close interaction between the sponge and the external coat thanks to filamentous processes of the sponge pinacoderm.

Also in the sponge tissues, inorganic material is present particularly in large vacuolar cells migrating from the surface to exalant channels. This mineral particles are both of exogenous and endogenous origin, made of calcium oxalate.

T. keyensis selects the incorporated material: in the external coat mineral particles have a diameter ranging from 40 to 500 μm while the incorporated material shows a diameter of 40-60 μm.

Bibliografia

BAVESTRELLO G., ARILLO A., BENATTI U., CERRANO C., CATTANEO-VIETTI R., CORTESOGNO L., GAGGERO L., GIOVINE M., TONETTI M., SARÀ M. (1995) - Quartz dissolution by the sponge *Chondrosia reniformis* (Porifera, Demospongiae). *Nature*, **378**: 374-376.

BAVESTRELLO G., BENATTI U., CALCINAI B., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., FAVRE A., GIOVINE M., LANZA S., PRONZATO R., SARÀ M. (1998) - Body polarity and mineral selectivity in the demosponge *Chondrosia reniformis*. *Biol. Bull.*, **195**: 120-125.

CALCINAI B., CERRANO C., BAVESTRELLO G., SARÀ M. (1999) – Biology of the massive symbiotic sponge *Cliona nigricans* (Porifera: Demospongiae) in the Ligurian Sea. *Mem. Queensl. Mus.*, **44**: 77-83.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BENATTI U., CATTANEO-VIETTI R., GIOVINE M. SARÀ M. (1999) - Incorporation of inorganic matter in *Chondrosia reniformis* (Porifera: Demospongiae): the role of water turbulence. *Mem. Queensl. Mus.*, **44**: 85-90.

DAVY S.K., HINDE R. (1999) - Nitrogen flux in a sponge-macro algal symbiosis. *Mem. Queensl. Mus.*, **44**: 124.

GERODETTE T., FLECHSIG A.O., (1979) - Sediment-induced reduction in the pumping rate of the tropical sponge *Verongia lacunosa*. *Mar. Biol.*, **55**: 103-110.

HARRISON F.W., DE VOS L. (1991) – Porifera. In: Wiley-Liss (ed), *Microscopic Anatomy of Invertebrates*, Vol. II, 29-89.

HARRISON F.W., KAYE N.W., KAYE G. (1985) - The dermal membrane of *Eunapius fragilis*. In: Rutzler K. (ed), *New perspectives in sponge biology*, Smithsonian Institution Press, Washington DC: 223-227.

PRONZATO R., BAVESTRELLO G., CERRANO C. (1998) - Morphofunctional adaptations of three species of *Spongia* (Porifera, Demospongiae), from a Mediterranean vertical cliff. *Bull. Mar. Sci.*, **63**: 317-328.

TERAGAWA K.C. (1986) - Particle transport and incorporation during skeleton formation in a keratose sponge: *Dysidea atheria*. *Biol. Bull.*, **170**: 321-334.

WOLFRATH B., BARTHEL D. (1989) - Production of fecal pellet by the marine sponge *Halichondria panicea* Pallas (1766). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **129:** 81-94.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 271-274

G. FABI, M. PANFILI, C. SOLUSTRI, A. SPAGNOLO

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima - CNR, Largo Fiera della Pesca – 60125 Ancona, Italia.

OSSERVAZIONI SULLA FAUNA BENTONICA RINVENUTA NELLE GALLERIE SCAVATE DA *PHOLAS DACTYLUS* (BIVALVIA, PHOLADIDAE) IN SUBSTRATI ARTIFICIALI

BENTHIC FAUNA INHABITING THE BURROWS OF PHOLAS DACTYLUS *(BIVALVIA, PHOLADIDAE) INSIDE ARTIFICIAL SUBSTRATA*

Abstract

The fauna inhabiting the burrows of the mollusc bivalve Pholas dactylus *(Linneo, 1758) (piddock), inside coal-ash substrates located in the central Adriatic sea, was investigated. The empty burrows were rapidly colonised by many species (32), mainly represented by decapods and molluscs, typical of soft and hard bottoms.*

Key-words: Pholas dactylus, *bivalves, bioerosion, artificial substrata, Adriatic sea.*

Introduzione

Il "dattero bianco" o folade, *Pholas dactylus* (L.), è un bivalve filtratore che vive all'interno di gallerie scavate meccanicamente in vari substrati (torba, fanghi e sabbie compatte, rocce tenere) fino a circa 20 m di profondità. Al contrario di altri bivalvi, anch'essi perforanti, come le teredini (*Teredo navalis*, *Nototeredo norvegica*, *Lyrodus pedicellatus*, ecc.) e i datteri di mare (*Lithophaga lithophaga*), la bibliografia esistente sull'ecologia di *P. dactylus* è molto scarsa e limitata ad alcuni aspetti biologici, come la produzione di bioluminescenza (Cailliaud, 1856; Henry e Monny, 1977; Roeder, 1977; Michelson, 1978; Munari, 1978; Savazzi, 1982; Tsuji, 1983). Anche le modalità con cui le gallerie lasciate libere in seguito alla morte del dattero bianco vengono colonizzate da altri organismi sono ancora poco chiare e gli studi a riguardo piuttosto scarsi (Nair e Saraswathy, 1971; Kleemann, 1974; Capici, 1979).

Pertanto il presente lavoro vuole fornire un contributo, soprattutto qualitativo, alla conoscenza delle specie che colonizzano questo particolare habitat su alcuni substrati artificiali immersi in medio Adriatico.

Materiali e metodi

La ricerca è stata svolta presso la barriera artificiale di Cesano-Senigallia, situata in medio Adriatico a 10-11 m di profondità su un fondale sabbio-fangoso, all'interno della quale nel luglio 1992 sono stati immersi 25 blocchi cubici (lato 1 m) in composto cenere di carbone assemblati in piramidi (4 blocchi di base e 1 di vertice). I blocchi, che data la loro friabilità hanno mostrato dopo circa un anno dall'immersione una massiccia colonizzazione da parte di *P. dactylus*, sono stati recuperati periodicamente e frantumati al fine di prelevare gli individui di questa specie per lo studio della sua biologia (Bombace *et al.*, 1995; 1997; Fabi, 1997). È stata misurata anche la profondità delle gallerie

e la taglia degli esemplari che le occupavano; inoltre, nei due blocchi recuperati nel periodo ottobre-novembre 1999 è stata raccolta, identificata e contata anche la fauna rinvenuta nelle gallerie lasciate libere dalle foladi.

Risultati

I dati relativi alla lunghezza di 333 individui (3,5 mm ≤ LT ≤ 95,6 mm) e alla profondità delle loro gallerie hanno evidenziato che circa il 62% degli esemplari di *P. dactylus* scava un foro corrispondente a 2-2,5 volte la propria lunghezza (Fig. 1). Si è inoltre osservato che spesso le gallerie non sono esattamente ortogonali alla superficie del substrato, ma possono essere oblique e addirittura parallele alla superficie del blocco e che, indipendentemente dal loro orientamento, dopo la morte naturale delle foladi si può verificare all'interno di esse un accumulo di materiale fine favorendo così la formazione di microhabitat diversificati che vengono colonizzati da altre specie.

All'interno delle gallerie sono state rinvenute, complessivamente, 32 specie: 20 molluschi, 9 crostacei e 3 policheti (Tab. 1). Tra queste, *Polydora ciliata* è stata nettamente predominante, costituendo circa il 99% del popolamento. Tra gli altri organismi normalmente presenti su fondo duro sono state osservate numerose specie di bivalvi, di cui alcune perforanti (*Hiatella arctica*, *Barnea candida*, *Gastrochaena dubia*), e diversi decapodi come *Pilumnus hirtellus* (Fig. 2), *Pisidia longicornis, Pisidia longimana* e *Pisidia bluteli.*

Nelle gallerie riempite di sedimento fine sono state trovate anche specie caratteristiche di fondi mobili, rappresentate per la maggior parte da molluschi (es. *Corbula gibba*, *Tellina distorta, Abra nitida, Nassarius reticulatus*) e, in minor misura, da decapodi (es. *Upogebia tipica*) e policheti (es. *Marphysa sanguinea).*

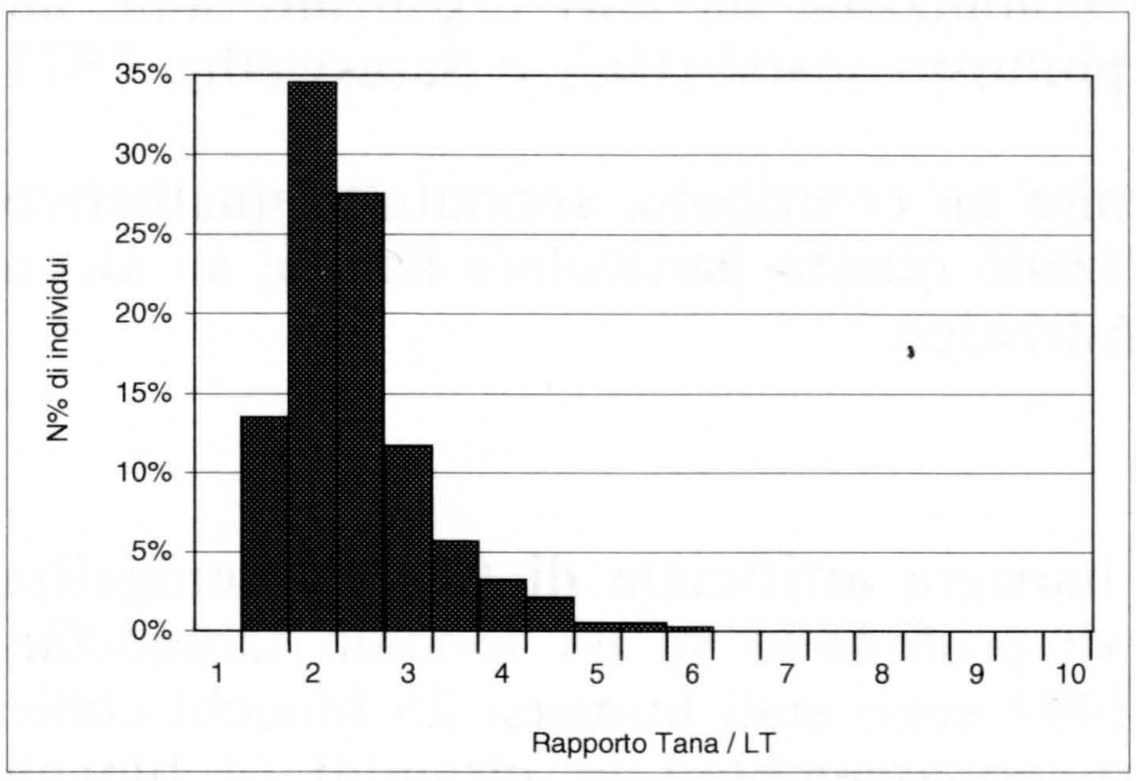


Fig. 1 - Rapporto Lunghezza galleria/Lunghezza individuo di *Pholas dactylus*.

Borrow length/specimen length ratio of Pholas dactylus.

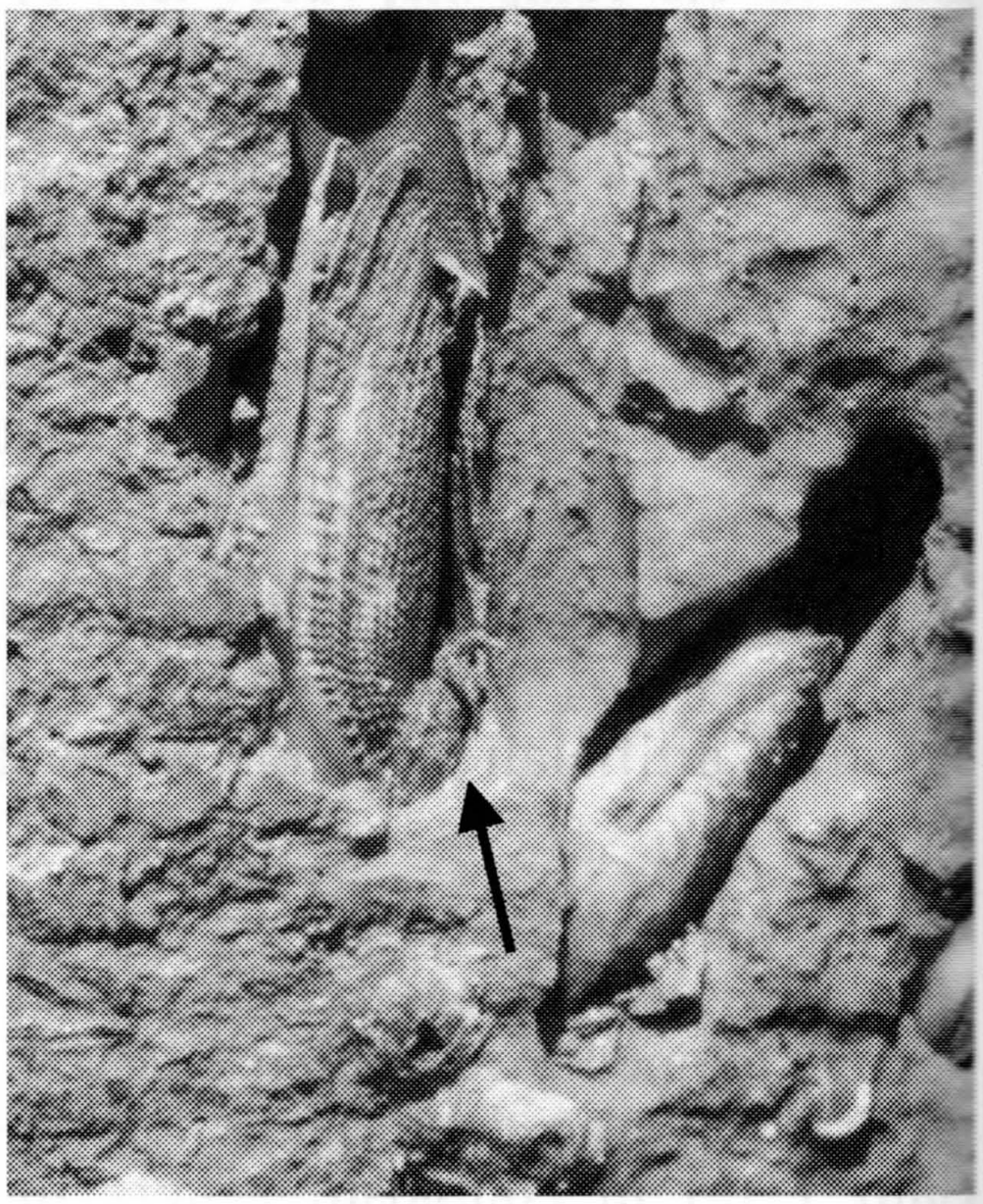


Fig. 2 - Esemplare del decapode *Pilumnus hirtellus* (freccia) all'interno di una galleria di *Pholas dactylus*.

A specimen of the decapod Pilumnus hirtellus *(arrow) inside a burrow of* Pholas dactylus.

Tab. 1 - Lista delle specie rinvenute nelle gallerie scavate da *Pholas dactylus* con la relativa classe di abbondanza. o = rara; oo = comune; oooooo = molto comune.

List of the species found inside the burrows of Pholas dactylus *with the relative abundance class. o = rare; oo = common; oooooo = very common.*

	SPECIE RINVENUTE	Abbondanza relativa
Molluschi	*Nassarius incrassatus* (Stroem, 1768)	o
	Nassarius reticulatus (Linnaeus, 1758)	o
	Nassarius mutabilis (Linnaeus, 1758)	o
	Mytilus galloprovincialis Lamarck, 1819	oo
	Modiolus barbatus (Linnaeus, 1758)	o
	Chlamys glabra (Linnaeus, 1758)	o
	Chlamys varia (Linnaeus, 1758)	oo
	Anomia ephippium Linnaeus, 1758	oo
	Lima cfr *exilis* S.V. Wood, 1839	o
	Ostrea edulis Linnaeus, 1758	oo
	Lucinella divaricata (Linnaeus, 1758)	o
	Astarte sp	o
	Tellina distorta Poli, 1791	o
	Macoma cfr *cumana* (O.G. Costa, 1829)	o
	Abra nitida (O.F. Muller, 1776)	o
	Paphia aurea (Gmelin, 1791)	o
	Corbula gibba (Olivi, 1792)	o
	Gastrochaena dubia (Pennant, 1777)	o
	Hiatella arctica (Linnaeus, 1767)	o
	Barnea candida (Linnaeus, 1758)	oo
Crostacei	*Alpheus dentipes* Guérin-Méneville, 1832	oo
	Processa sp	o
	Upogebia tipica (Nardo, 1869)	o
	Pisidia bluteli (Risso, 1816)	o
	Pisidia longimana (Risso, 1816)	oo
	Pisidia longicornis (Linnaeus, 1767)	o
	Pilumnus hirtellus (Linnaeus, 1761)	o
	Xantho pilipes A. Milne Edwards, 1834	o
	Brachynotus gemmellari (Rizza, 1839)	o
Policheti	*Polydora ciliata* (Johnston, 1838)	oooooo
	Marphysa sanguinea (Montagu, 1815)	o
	Sabellaria spinulosa Leuckart, 1849	o

Da rilevare inoltre la presenza di alcuni bivalvi, come *Lima exilis* e *Chlamys glabra,* mai censiti sugli altri substrati in calcestruzzo che costituiscono la barriera artificiale (Fabi *et al.*, 1999).

Infine, alcuni organismi hanno mostrato una spiccata predilezione riguardo l'orientamento delle gallerie: *A. nitida*, *Tellina distorta*, *L. exilis* e *B. candida* sono state infatti rinvenute esclusivamente nelle gallerie orizzontali, mentre *C. glabra* e *Chlamys varia* sono state trovate solo in quelle verticali.

Discussione e conclusioni

L'eterogeneità della fauna rinvenuta all'interno delle tane di *P. dactylus* conferma l'importanza che gli organismi biodemolitori possono assumere nel pro-

cesso di colonizzazione dei substrati artificiali, analogamente a quanto avviene sui fondi rocciosi naturali (Sarà, 1999). Infatti, sui cubi in calcestruzzo che costituiscono la barriera artificiale di Cesano-Senigallia era già stata evidenziata una diversa colonizzazione in base all'orientamento delle superfici, con una predominanza sulle pareti verticali di organismi tipici di fondo duro a cui si associano specie di substrato mobile su quelle orizzontali, dove si ha un accumulo di sedimento fine (Fabi *et al.*, 1999). Sui moduli in composto cenere le gallerie di *P. dactylus*, con il deposito di sedimenti al loro interno, favoriscono l'insediamento di specie di substrato mobile anche sulle pareti verticali, rendendo più omogeneo il popolamento che colonizza l'intero blocco. Esse inoltre incrementano l'eterogeneità spaziale con la creazione di microhabitat che sembrano particolarmente idonei all'insediamento di alcuni bivalvi mai rinvenuti sino ad ora presso la barriera.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Dott. F. Grati e i Sigg. G. Gaetani e A. Marziali per l'aiuto prestato durante i campionamenti in mare.

Bibliografia

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L. (1995) - Osservazioni sull'insediamento e l'accrescimento di *Pholas dactylus* L. (Bivalvia, Pholadidae) su substrati artificiali. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 143-150.

BOMBACE G., CASTRIOTA L., SPAGNOLO A. (1997) - Benthic communities on concrete and coal-ash blocks submerged in an artificial reef in the central Adriatic sea. In: Hawkins L.E., Hutchinson S. (eds), *Proceedings of the 30th EMBS: The Response of Marine Organisms and their Environments*, Southampton Oceanography Centre, Southampton: 281-290.

CAILLIAUD F. (1856) - *Mémoire sur les mollusques perforants.* Les Heritiers Loosjes eds.: 61 pp.

CAPICI A. (1979) - Rinvenimenti di molluschi litofagi e dei successivi inquilini dei fori da essi scavati. *Boll. Malac.*, **15** (3-4): 77-84.

FABI G. (1997) - Molluscan aquaculture on reefs. In: Jensen A.C. (ed), *Proceedings of the 1st EARRN Conference*, Ancona, Italy, March 1996. Southampton Oceanography Centre, Southampton: 123-140.

FABI G., LUCCARINI F., PANFILI M., SPAGNOLO A. (1999) - Valutazione dell'efficacia delle strutture artificiali nei mari italiani: studio del funzionamento del sistema barriere artificiali attraverso le reti trofiche. *Rapporto al Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Div. Gen. Pesca e Acquacoltura.* 140 pp.

HENRY J.P., MONNY C. (1977) - Protein-protein interactions in the *Pholas dactylus* system of bioluminescence. *Biochemistry*, **16** (11): 2517-2525.

KLEEMANN K.H. (1974) - Raumkonkurrenz bei Atzmuscheln. *Mar. Biol.*, **26**: 361-364.

MICHELSON A.M. (1978) - Purification and properties of *Pholas dactylus* luciferin and luciferase. *Methods in Enzymology*, **57**: 385-486.

MUNARI L. (1978) - Appunti critici sui Pholadacea del Mediterraneo (Mollusca, Bivalvia). *Soc. Ven. Sc. Nat.*, **3**: 8-18.

NAIR N.B., SARASWATHY M. (1971) - The biology of wood-boring Teredinid molluscs. *Adv. Mar. Biol.*, **9**: 335-509.

ROEDER H. (1977) - Zur Beziehung zwischen konstruktion und substrat bei machanisch bohrenden bohrmuscheln (Pholadidae, Teredinae). *Senckenb. Marit.*, **9** (3-4): 105-213.

SARÀ M. (1999). Il ruolo dei poriferi nella biodiversità, struttura e dinamica del coralligeno nel Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, *6* (1): 144-150.

SAVAZZI E. (1982) - Adaptations to tube dwelling in the Bivalvia. *Lethaia*, **15** (3): 275-297.

TSUJI F.I. (1983) - Molluscan bioluminescence. In: Hochachka P.W. (ed), *The Mollusca, vol. 2 - Environmental Biochemistry and Physiology*, Academic Press, New York: 257-279.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 275-278

F. GARAVENTA, M. FAIMALI, D. COZZOLINO, S. GERACI

Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli, CNR
Via de Marini, 6 - Genova, Italia.

ALLEVAMENTO IN LABORATORIO DI *HYDROIDES ELEGANS* HASWELL (POLYCHAETA: SERPULIDAE): INFLUENZA DI ALCUNI PARAMETRI

LABORATORY BREEDING OF HYDROIDES ELEGANS *HASWELL (POLYCHAETA:SERPULIDAE): INFLUENCE OF SOME PARAMETERS*

Abstract

It has been valued under laboratory condictions the influence of some parameters (ratio individual/ volume of water, temperature and aeration) on the tube growth and on achievement of sexual maturity of neometamorphosed individuals of H. elegans.

Key-words: Hydroides elegans, *growth rate, sexual maturity, laboratory breeding.*

Introduzione

Nell'ambito di uno studio di *Hydroides elegans* in condizioni di laboratorio, finalizzato all'utilizzo delle diverse fasi del ciclo vitale in test di tossicità e insediamento, è stata valutata l'incidenza, sulla velocità di accrescimento e raggiungimento della maturità sessuale di individui neometamorfosati, del rapporto volume d'acqua/numero di individui, della temperatura di allevamento e della presenza o assenza di aerazione.

Materiali e metodi

Il campionamento degli organismi adulti è stato effettuato presso la stazione sperimentale dell'Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli, situata nel Porto di Genova. In laboratorio è stata ottenuta l'emissione dei gameti mediante la rottura del tubo calcareo e l'estrazione dell'organismo (Bryan *et al.*, 1997). La fecondazione è stata effettuata in petri sterili monouso, contenenti 7 ml d'acqua di mare naturale filtrata a 0,2 mm e cloramfenicolo alla concentrazione di 20 mg/l, con 3 ml di sospensione di uova e 20 ml di sperma. Terminato il periodo di incubazione (24 h), le trocofore ottenute sono state trasferite in petri con 15 ml di acqua e mantenute in camera termostatata, alle condizioni colturali sintetizzate in Tab. 1, fino al momento dell'insediamento (circa 8 giorni) (Hadfield et al., 1994; Carpizo-Ituarte e Hadfield, 1998; Pechenick e Qian, 1998; Unabia e Hadfield, 1999). Rimuovendo gli organismi in eccesso, sono state preparate una serie di petri con 10 organismi insediati. Queste sono state suddivise, in doppio, in cristallizzatori con differenti quantità d'acqua a disposizione di ogni individuo (0,5-1-5-10-50-100 ml) e poste in camera termostatata a 20°C senza aerazione (condizioni colturali come in Tab. 1).

Per un periodo di due mesi periodicamente è stato misurato l'accrescimento (Fig. 2). Successivamente, con lo stesso procedimento, sono state preparate

Tab. 1 - Parametri colturali.
Coltural parameters.

COMUNI
Acqua di mare naturale filtrata a 0,45 μm **Alimento:** microalga Tetraselmis suecica ($6x10^5 cell/ml^{-1}$) **Salinità:** 37 ‰ **Fotoperiodo:** L:B = 12h:12h
FASE LARVALE
Temperatura: 20° C **Aerazione:** assente
FASE ADULTA
Temperatura: 20°-25°C **Aerazione:** presente e assente

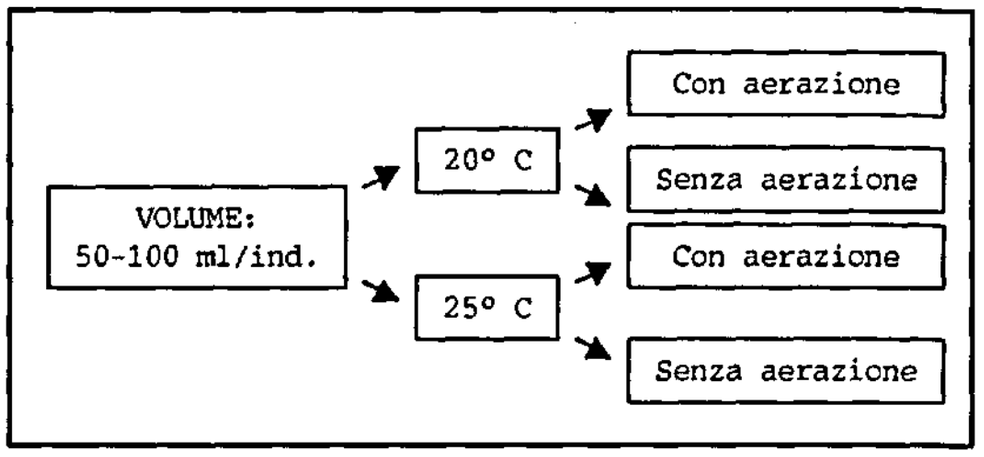


Fig. 1 - Disegno sperimentale.
Sperimental plan.

una serie di petri con individui insediati per valutare, seguendo il disegno sperimentale della figura 1, l'influenza della temperatura e dell'aerazione sul tasso di accrescimento a volumi di acqua pari a 50 e 100 ml/ind.

Ad intervalli di 72 h (Fig. 3), è stata misurata la lunghezza del tubo calcareo degli organismi e verificato l'eventuale raggiungimento della maturità sessuale (comparsa dell'opercolo adulto). I dati relativi all'accrescimento in lunghezza sono stati sottoposti all'analisi della varianza (Tab. 2). Al termine del periodo di allevamento (45 giorni) 10 organismi per ogni lotto sperimentale sono stati inclusi in resina a freddo e sezionati per misurare lo spessore del tubo calcareo (Fig. 4). La misurazione è stata effettuata in corrispondenza dei quattro punti di minimo spessore della sezione.

Risultati

I risultati ottenuti nella prima fase della prova hanno permesso di stabilire un volume d'acqua minimo necessario alla sopravvivenza degli organismi, tale volume è risultato essere 10 ml/ind. (Fig. 2).

I risultati ottenuti nella seconda fase (Fig.3) del lavoro indicano come *H. elegans*, allevato con 100 ml d'acqua/ind. raggiunga le dimensioni maggiori. L'analisi della varianza mostra una significativa interazione tra: Volume - Aerazione e Volume - Temperatura (ANOVA $p<0,05$). Alla temperatura di 25°C *H. elegans* raggiunge una lunghezza mediavpari a 21 mm ed il raggiungimento della maturità sessuale avviene al 23° giorno di allevamento. L'accrescimento, alla temperatura di 25 °C, è inoltre favorito, dalla presenza dell'aerazione.

Lo spessore dei tubi calcarei risulta maggiore negli organismi allevati con 100ml/ind., alla temperatura di 25 °C ed in presente di aerazione, il tubo di *H. elgans*, in queste condizioni, infatti, raggiunge uno spessore pari a 86 mm.

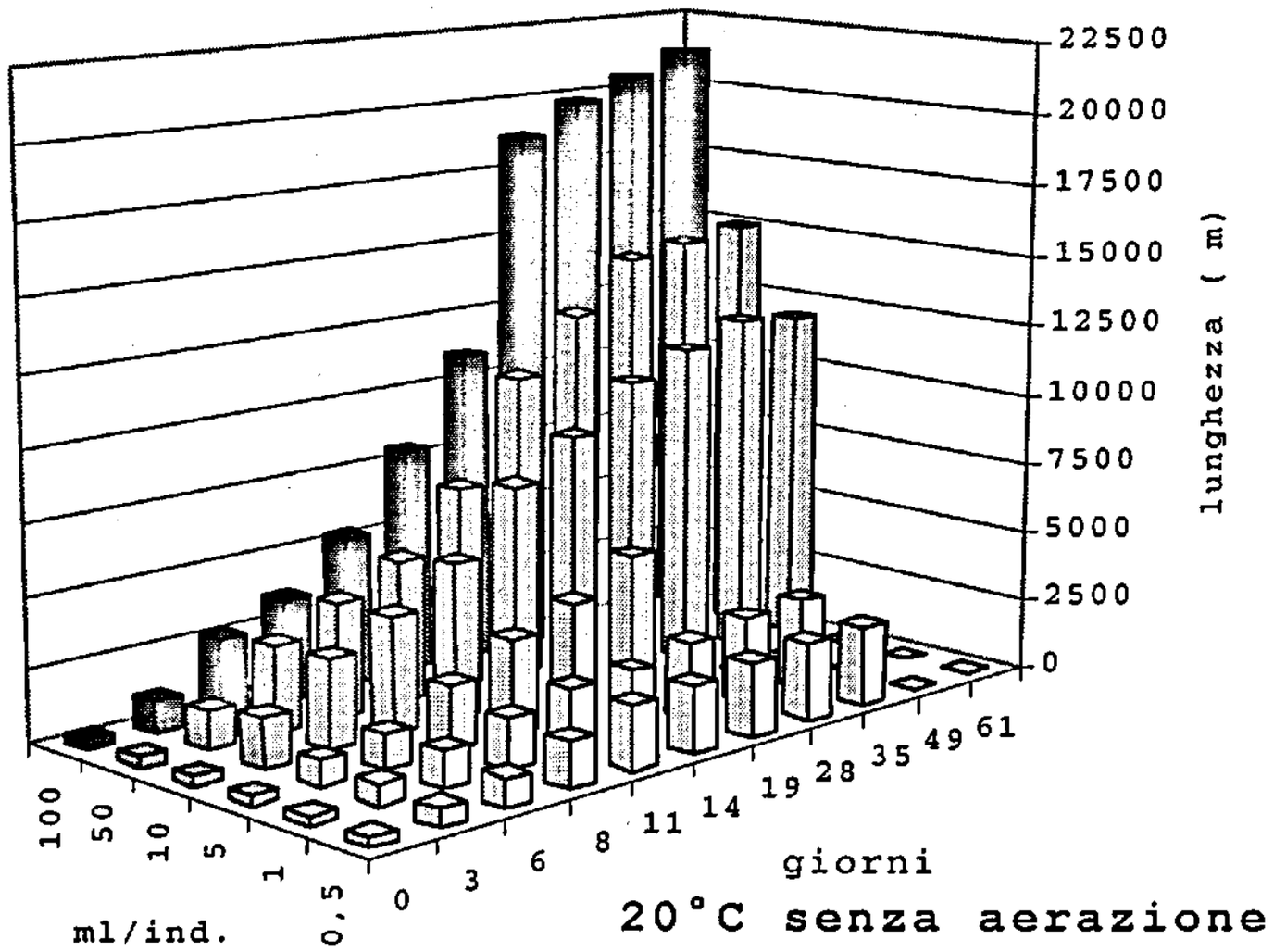


Fig. 2 - Andamento della crescita in lunghezza di *H. elegans* a differenti rapporti individuo/volume di acqua.

Trend of increasing in length of H. elegans *with different ratios individual/volume of water.*

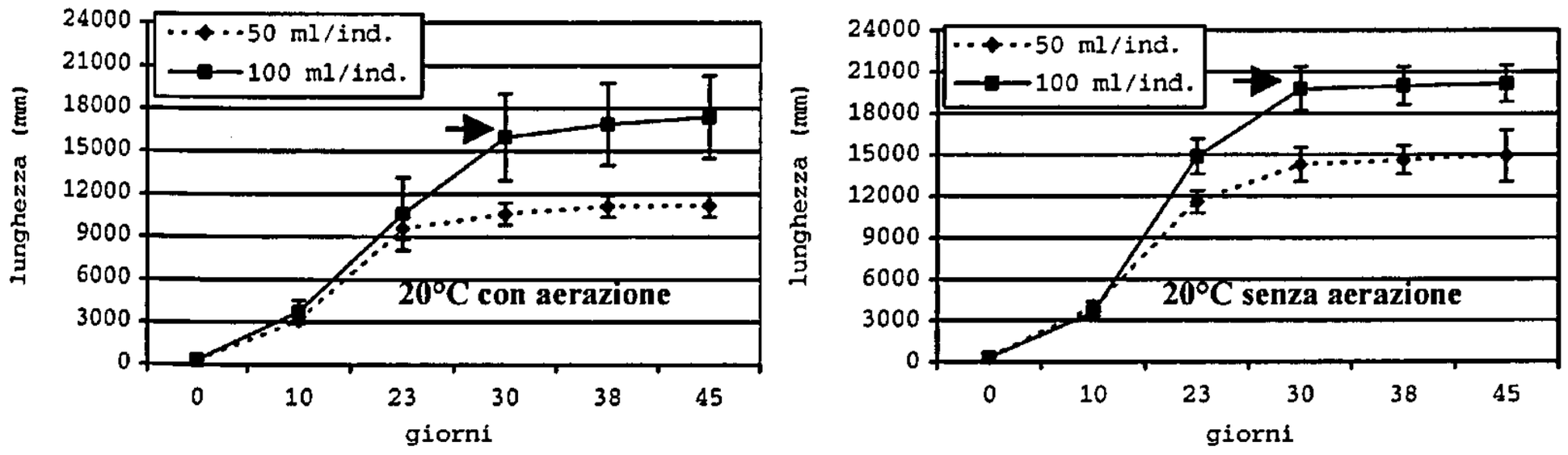


Fig. 3 - Curve di crescita e raggiungimento della maturità sessuale.

Growth curves and sexual maturity achievement.

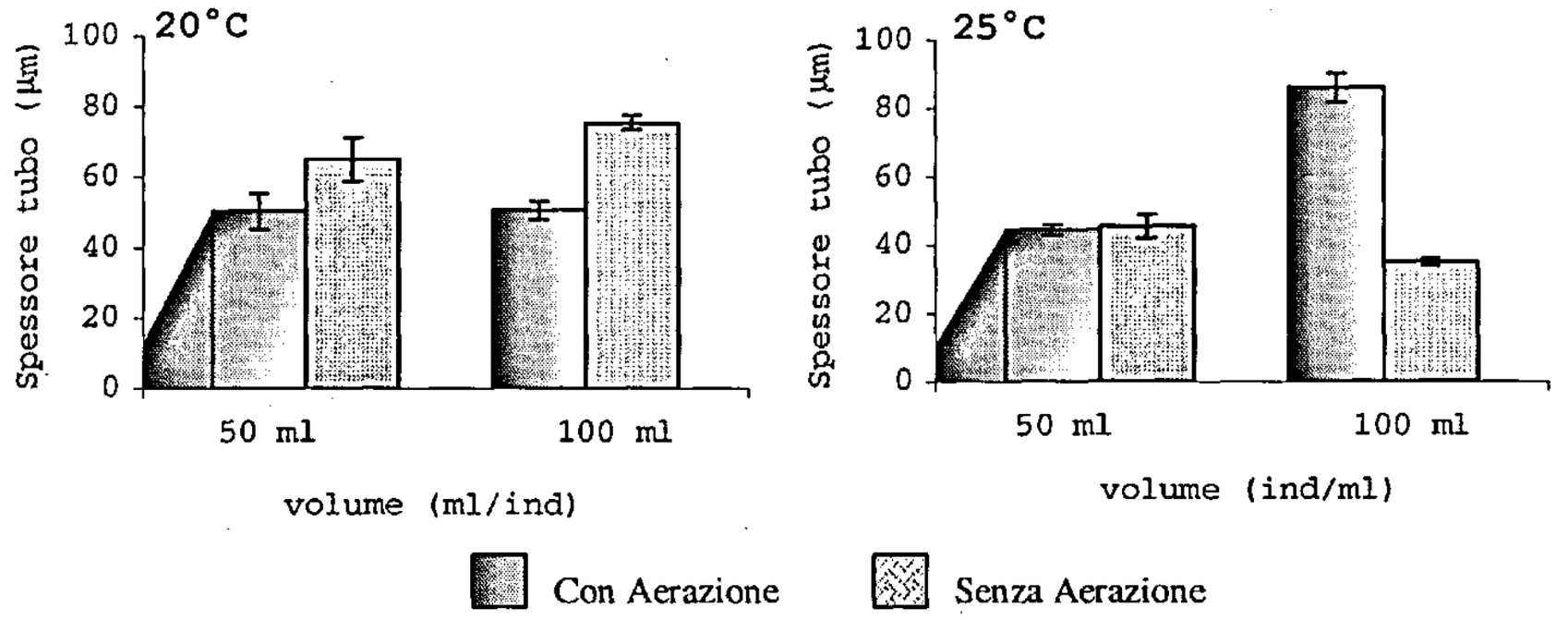


Fig. 4 - Spessore del tubo calcareo.
Thickness of calcareous tube.

Discussioni e conclusioni

Dai dati ottenuti in questa sperimentazione possiamo ragionevolmente concludere che il valore del rapporto tra volume d'acqua e il numero di individui (V/I) è di fondamentale importanza per l'accrescimento e lo sviluppo della fase bentonica di *H. elegans* in colture statiche di laboratorio. Gli organismi allevati con 100 ml individuo, infatti, mostrano i migliori valori di lunghezza e spessore del tubo calcareo e sono gli unici a raggiungere la maturità sessuale durante i 45 giorni di allevamento. Inoltre, nelle colture allevate con un rapporto V/I pari a 100, l'aumento della temperatura, pur influenzando l'effetto della mancanza di aerazione, riduce i tempi di comparsa della forma opercolare adulta. In conclusione possiamo affermare che un valore del rapporto V/I almeno pari a 100 e una temperatura di 25 °C in presenza di aerazione permettono di ottenere, entro 30 giorni dalla fecondazione artificiale, il completo sviluppo di individui adulti di *Hydroides elegans*. La possibilità di allevare Serpulidi in condizioni statiche e controllate semplificherà le fasi operative della sperimentazione, necessaria in futuro, per verificare la possibilità di utilizzo di questa specie in test tossicologici di laboratorio.

Bibliografia

BRYAN P.J., QIAN P.Y., KREIDER J.L., CHIA F.S. (1997) – Induction of larval settlement and metamorphosis by pharmacological and conspecific associated compounds in the serpulid polychaete *Hydroides elegans*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **146** (1-3): 81-90.

PECHENIK J.A., QIAN P.Y. (1998) – Onset and maintenance of metamorphic competence in the marine polychaete *Hydroides elegans* Haswell in response to three chemical cues. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **226**: 51-74.

HADFIELD M.G., UNABIA C., SMITH C.M., MICHEAL T.M. (1994) – Settlement of the ubiquitous fouler *Hydroides elegans*. In: Thompson M.F, Sarojini R., Nagabhushanam R. (eds) *Recent Development in Biofouling Control*. A.A. Balkema, Rotterdam: 65-74.

CARPIZIO-ITUARTE E., HADFIELD M.G. (1998) – Stimulation of metamorphosis in the Polychaete *Hydroides elegans* (Haswell) (Serpulidae). *Biol. Bull.*, **194**: 14–24.

UNABIA C. R. C., HADFIELD M. G. (1999)–Role of bacteria in larval settlement and metamorphosis of the polychaete *Hydroides elegans*. *Mar. Biol.*, **133**: 55-64.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 279-282

A. GIANGRANDE, P. PAGLIARA, A.L. DELOS

Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Biologia Marina,
Università di Lecce - 73100 Lecce, Italia.

VALUTAZIONE DELLA BIOTURBAZIONE DI POLICHETI FOSSORI CON ESPERIMENTI A BREVE TERMINE

SHORT TERM EXPERIMENTS ON BIOTURBATION BY A BURROWER POLYCHAETE

Abstract

Bioturbation of marine sediments by burrowers activities may drastically influence chemical-physical features of the sediments in a very short time. Moreover, with their activity these organisms can move particles from deeper layers to surface, covering, at the same time, shallower layers. This process was never quantified. In the present paper the influence of the burrower polychaete Naineris laevigata *Grube, on vertical distribution of sediment particles was evaluated by means of laboratory short term experiments (30 days), simulating a field density. Results indicated that this time is enough to destroy the experimental zonation of the sediment.*

Key-words: *bioturbation, polychaetes, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Gli organismi che vivono all'interno dei sedimenti sono definiti bioturbatori poiché con la loro azione di alimentazione e scavo modificano profondamente le caratteristiche del substrato, non solo dal punto di vista fisico-chimico (porosità, ossigenazione etc.), ma anche granulometrico (Yingst and Rhoads, 1978; Wilson, 1991). In particolare, gli organismi limivori come i policheti, attraverso i loro movimenti nel sedimento, possono riportare in superficie particelle accumulate negli strati profondi e, contemporaneamente, seppellire gli strati superficiali. La dinamica di questo rimaneggiamento non é stata però mai quantificata. La maggior parte degli studi in questo settore riguarda, infatti, l'influenza della bioturbazione sulla distribuzione degli organismi della macrofauna (Rhoads and Young, 1970; Wilson, 1981). La dinamica del rimaneggiamento del substrato risulta, invece, di particolare interesse soprattutto tenendo in considerazione che nello strato superficiale dei sedimenti si depositano gli stadi di resistenza di molti organismi planctonici che dovranno schiudere per dare origine alle popolazioni future (Marcus, 1984). Nel presente lavoro é stata analizzata l'influenza di un polichete limivoro *Naineris laevigata* Grube, sulla distribuzione verticale del sedimento, attraverso esperimenti a breve termine condotti in laboratorio

Materiali e metodi

Naineris laevigata è una specie che ben si presta a tale tipo di indagine in quanto può essere mantenuta in laboratorio senza difficoltà per tempo indeterminato. Gli esperimenti sono stati condotti in laboratorio, utilizzando una serie di acquarietti sandwich (10 cm × 15 cm × 2 cm), che venivano posti in un acquario più grande. In ogni acquarietto, in cui era stata predisposta una

zonazione granulometrica iniziale, sono stati posti 3 vermi, simulando la densità che si riscontra in situ nella zona di prelievo dei vermi stessi (Giangrande and Fraschetti, 1995). Sono stati condotti due esperimenti. Nel primo, predisposto per valutare in quanto tempo gli strati intermedi potevano essere portati in superficie dall'attività dei vermi, è stata creata una zonazione con uno strato di fango (60μm), posto a 4 cm dalla superficie e interposto fra due strati sabbiosi (200μm). Nel secondo esperimento, predisposto per valutare in quanto tempo poteva essere distrutto lo strato superficiale, è stato posto uno strato fangoso di 1 cm, su un unico strato sabbioso, Per ogni esperimento sono stati utilizzati 3 acquarietti (repliche), oltre ad un controllo, cioè un acquarietto senza vermi, posto in acquario per lo stesso tempo delle repliche. Dopo 30 giorni di attività dei vermi sono state effettuate delle carote (3 per acquarietto), la cui analisi granulometrica è stata confrontata sia con la condizione iniziale, sia con il controllo. Nel primo esperimento sono state utilizzate carote di 10 cm di altezza X 1 cm di diametro, che permettevano l'analisi dell'intera profondità. Nel secondo esperimento è stato prelevato il solo primo cm di sedimento. Per ogni campione sono stati misurati circa 100 granelli di sedimento e con le misure granulometriche sono stati costruiti degli istogrammi di frequenza.

Risultati

In Fig 1 è schematizzata una carota relativa al primo esperimento. A sinistra è riportata la granulometria iniziale nei tre strati di sedimento, mentre a destra la modificazione della granulometria verificatasi a 30 giorni dall'inizio dell'esperimento. Pur presentando una certa variabilità sia tra le tre carote effettuate nello stesso acquarietto sia tra le carote di acquarietti diversi, la distribuzione granulometrica risultava, in tutte le carote effettuate dopo 30 giorni, estremamente differente rispetto alla zonazione iniziale e rispetto a quella osservata nell'acquarietto di controllo, tenuto 30 giorni in acquario senza disturbo biologico. In quest'ultimo, infatti, la distribuzione granulometrica era rimasta invariata rispetto alla condizione iniziale. In particolare in tutte le carote non è più riconoscibile una zona intermedia fangosa e la maggior parte di questo fango risulta distribuito nella fascia superficiale. Nel secondo esperimento, in cui era stato posto uno strato superficiale fangoso (Fig. 2), si osserva, invece, come nelle carotine effettuate solamente nel primo cm di sedimento, dopo 30 giorni la frazione sabbiosa sia nettamente dominante (Fig. 2b), mentre nel controllo non è stata osservata nessuna variazione. Nel secondo esperimento è stata osservata una minore variazione fra le repliche. L'elaborazione statistica, effettuata mediante analisi multivariata, non è stata qui riportata per brevità.

Conclusioni

I risultati indicano che anche pochi individui di *Naineris laevigata* riescono in soli 30 giorni a distruggere una zonazione predeterminata, rimodellando completamente la distribuzione dei sedimenti, riportando in superficie strati profondi e contemporaneamente ricoprendo quelli superficiali. Ciò appare interessante soprattutto alla luce del fatto che la presenza di rimaneggiamento del substrato può influire sulla dinamica della schiusa delle riserve di forme di resistenza degli organismi planctonici, che rappresentano un anello fondamentale nella comprensione dei cicli sia a breve sia a lungo termine del plancton. Più in

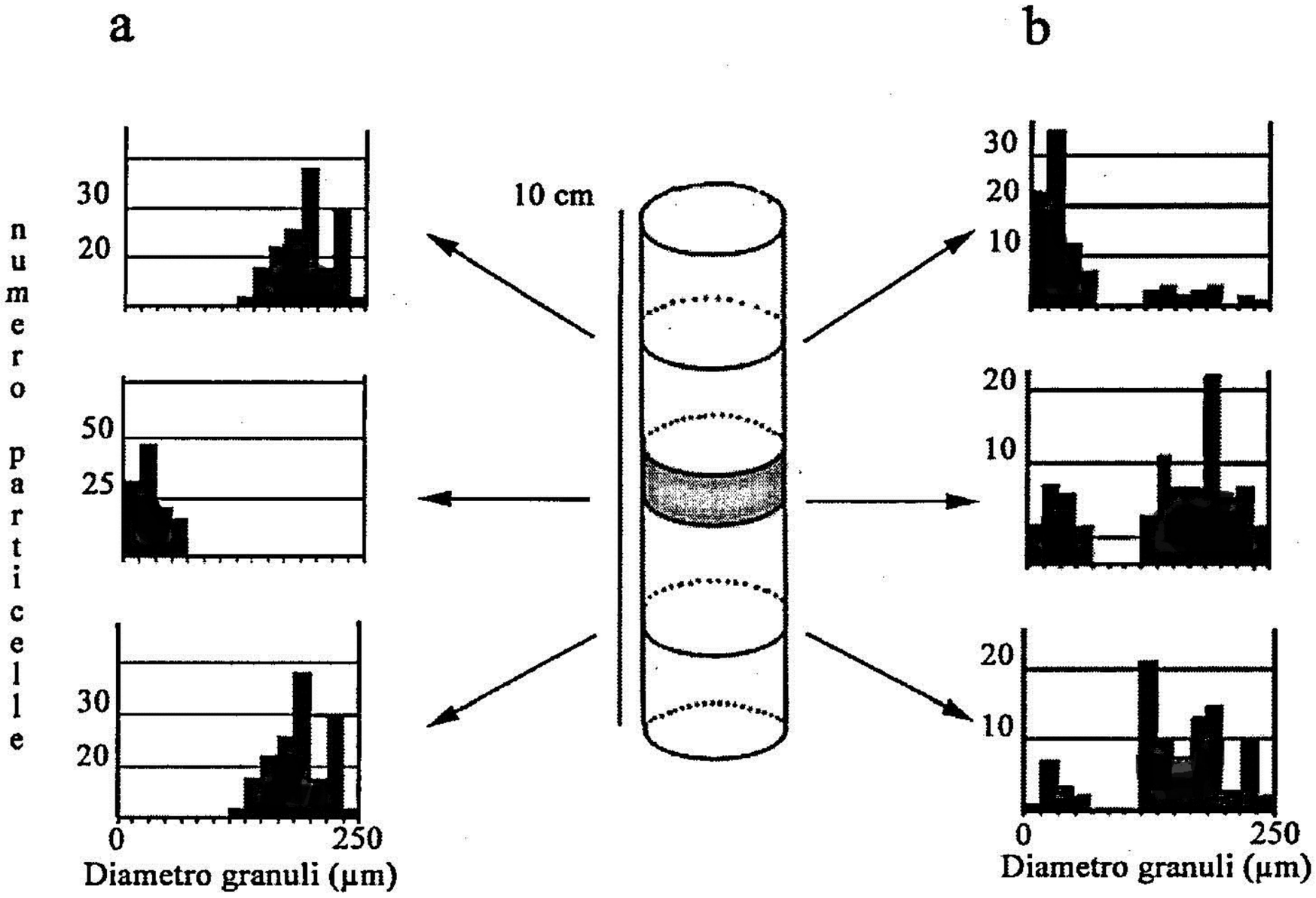


Fig. 1 - Confronto fra la distribuzione granulometrica in una carota relativa al primo esperimento: a) condizione iniziale; b) dopo 30 giorni.

Comparison between granulometric distribution in a sample relative to the first experiment: a) initial condition; b) after 30 days.

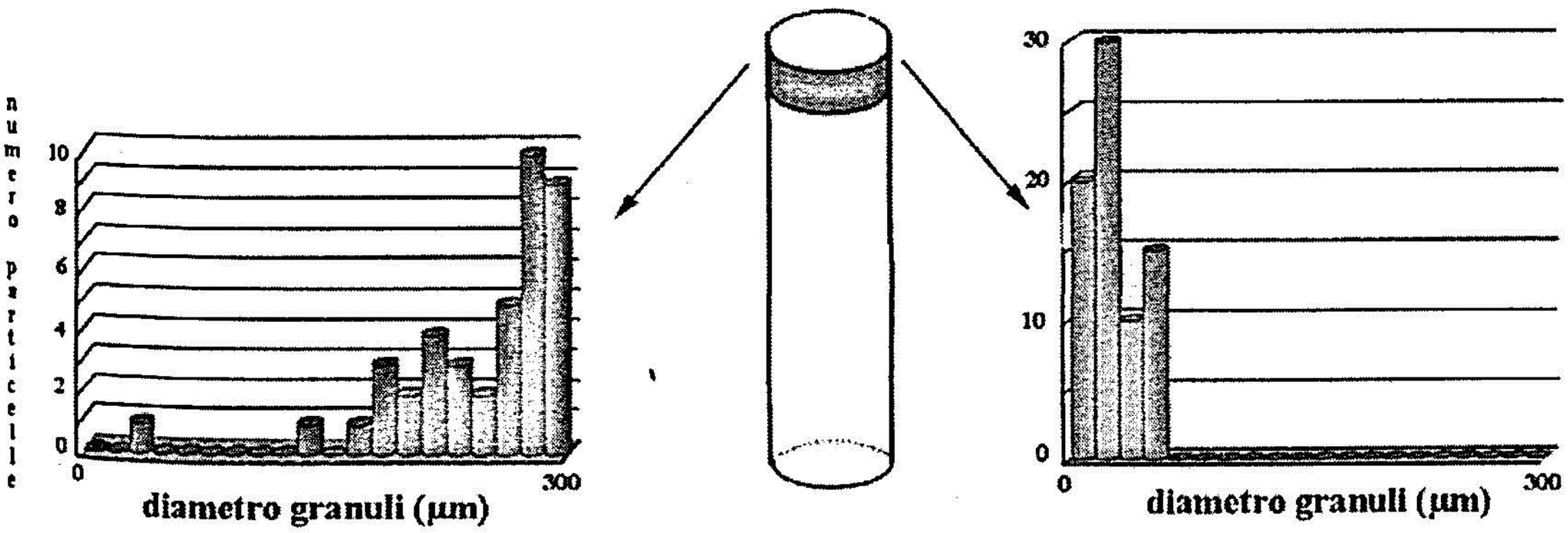


Fig. 2 - Distribuzione granulometrica relativa al secondo esperimento a) condizione iniziale, b) dopo 30 giorni.

Granulometric distribution relative to the second experiment a) initial condition, b) after 30 days.

particolare, lo strato superficiale, contenente cisti relative ad un dato anno può essere ricoperto in breve tempo da strati profondi contenenti cisti di anni precedenti, potendo anche influire sulla composizione specifica attuale. I nostri risultati inducono ad una migliore comprensione del tournover delle particelle attuato dalla bioturbazione degli organismi fossori. Ad oggi, tale parametro non è mai stato preso in considerazione. Il rimaneggiamento del substrato è stato, infatti, sempre studiato in rapporto alla variazione delle caratteristiche fisico-chimiche del sedimento, ma pochi studi sono stati focalizzati sull'influenza che l'attività degli organismi limivori può avere sulla variazione delle caratteristiche granulometriche dei sedimenti (Grant *et al.*, 1997).

Bibliografia

GIANGRANDE A., FRASCHETTI S. (1995) – Effect of a short-term environmental change on a brackish-water polychaete community. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology,* **17** (1-3): 321-332.

GRANT J., TURNER S.J., LEGENDRE P., HUME T.M., BELL R.G (1997) – Pattern of sediment reworking and transport over small spatial scales on an intertidal sandflat, Manukau harbor, New Zealand. *Journal of. Experimental Marine Biology and Ecology* **21** (1-2): 33-50.

MARCUS N.H. (1984) – Recruitment of copepod nauplii into the plankton: importance of diapause eggs and benthic processes. *Marine Ecology, Prog. Ser.* **15**: 47-54.

RHOADS D.C., YOUNG D.K. (1970) - The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Resource,* **28**: 150-178.

WILSON W.H. Jr. (1981) - Sediment mediated interactions in a densely populated infaunal assemblage: the effects of the polychaete *Abarenicola pacifica. Journal of Marine Resource,* **39**: 735-748.

WILSON W.H. (1991) - Competition and predation in marine soft-sediment communities. *Annual Review in Ecology and Systematics* **21**: 221-241.

YINGST J.Y., RHOADS D.C (1978) - Seafloor stability in central Long Island Sound, 2 Biological interactions and their potential importance for seafloor erodibility. In: M.L. Wiley (Ed.), *Estuarine Interactions*, Academic Press, New York: 245-260.

Lavoro effettuato nell'ambito del cofinanziamento P.R.I.N.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 283-286

C. MORGANTI, S. COCITO, S. SGORBINI

ENEA, Marine Environment Research Centre, P.O. Box 224 - 19100 La Spezia, Italy.

CONTRIBUTION OF BIOCONSTRUCTORS TO CORALLIGENOUS ASSEMBLAGES EXPOSED TO SEDIMENT DEPOSITION

CONTRIBUTO DI ORGANISMI BIOCOSTRUTTORI AD UN CORALLIGENO SOTTOPOSTO A SEDIMENTAZIONE

Abstract

Species composition and cover of bioconstuctors were investigated using a photographic sampling on coralligenous assemblages exposed to sediment deposition. Bioconstructors were represented by bryozoans, cnidarians, annelids and encrusting algae. In contrast with literature, animal bioconstructors showed cover values higher than the algal bioconstructors ones. The great amount of sediment deposited on the substratum favoured spatial dominance by algal turf and hampered precise cover estimates of encrusting algae that could live beneath the turf and the sediment.

Key-words: *bioconstructors, coralligenous, sediment deposition, algal turf, Ligurian Sea.*

Introduction

Bioconstructor organisms, by building a permanent carbonate or silicate erect framework, increase substratum heterogeneity and habitat complexity, thus generating positive interactions fundamental in ecological systems (Jones *et al.*, 1997; Cocito *et al.*, 2001).

Coralligenous assemblages are among the most important biogenic formations in the Mediterranean Sea, as evidenced by Sarà (1969) and by Laborel (1987), who provided a list of different types of bioconstructions according to the depth and the nature of its biological components.

The major contribution in the construction of coralligenous assemblages is given by calcareous algae belonging to the families of Corallinaceae and Peyssonnelliaceae, while sessile animals (bryozoans, serpulids, scleractinian corals, bivalves, sponges) play a minor role (Pérès and Picard, 1964; Sarà, 1969; Ros *et al.*, 1984).

In this study species composition and abundance of bioconstructor organisms were investigated on the coralligenous assemblages at Tino and Tinetto Islands (Gulf of La Spezia, Ligurian Sea).

Materials and methods

The study area receives a great input of terrigenous material coming from the Magra River (Damiani *et al.*, 1989), the biggest in the region, and is subjected to the influence of the town of La Spezia. Therefore, the area is characterised by low seawater transparency (Bassano *et al.*, 2000).

Sampling was carried out during summer 1998 by taking underwater photographs with a Nikonos V camera equipped with a 35 mm-lens fitted with an additional lens, framing an area of 30 × 20 cm. Twenty-two stations were randomly chosen around Tino and Tinetto Islands, mostly on vertical substrata,

within the range (15 - 25 m depth) of coralligenous assemblages distribution previously surveyed. Six photos were taken in each station. Totally, 131 suitable photos were obtained. Photos were digitised and analysed with the software NiH-Image® to obtain percent cover for each conspicuous species and particularly for bioconstructors. Percent cover values were analysed with Non-metric Multidimensional Scaling (MDS) to measure similarity among stations (Clarke and Warwick, 1994).

Results and discussion

Bioconstructors were represented by bryozoans (*Myriapora truncata, Pentapora fascialis*, *Rhynchozoon* sp. 2 sensu Hayward, *Schizobrachiella sanguinea*, *Schizomavella cuspidata*, *Smittina cervicornis*, *Sertella septentrionalis*), cnidarians (*Caryophyllia inornata*, *Polycyathus mullerae*, *Leptopsammia pruvoti*), annelids (*Serpula vermicularis*, serpulids) and algae belonging to Corallinaceae (grouped in 'encrusting corallines'). Their contribution to the total cover ranged from 0.3% to 13.9%.

MDS analysis (stress = 0.00002) (Fig. 1) showed that most stations had a similar composition in bioconstructors species, namely encrusting corallines, *P. fascialis*, *S. cuspidata*. Only few stations (17, 8, 12) were characterised by the prevalence of one species: *P. fascialis* (13.2%), *P. mullerae* (9.2%) and *S. cuspidata* (3.6%) respectively.

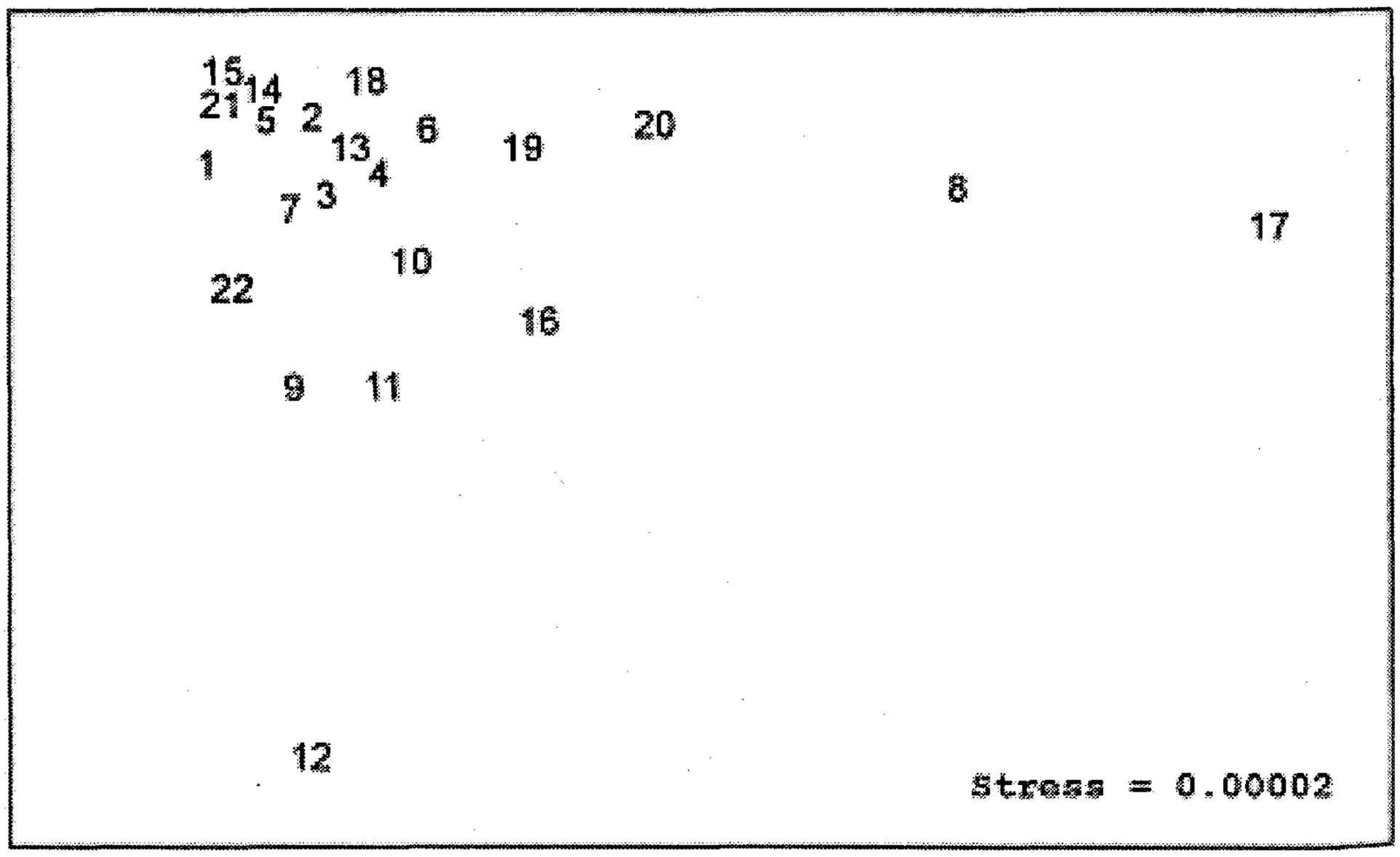


Fig. 1 - MDS plot generated from a Bray-Curtis similarity matrix of the bioconstructors percent cover values for the 22 stations.

grafico MDS generato dalla matrice di similarità (Bray-Curtis) dei valori di ricoprimento percentuale dei biocostruttori nelle 22 stazioni.

In contrast with literature (Pérès and Picard, 1964), where encrusting corallines are considered to be the main component in coralligenous bioconstructions, at Tino and Tinetto Islands they presented an average percent cover (1.22 ± 0.3 SE) lower than the animal bioconstructors one (2.83 ± 0.7 SE). Moreover, the encrusting corallines cover value was lower if compared with other coralligenous assemblages: at Calafuria (Ligurian Sea) they reached values of 6.5% (Abbiati, unpublished data) and at Giannutri Island (Tyrrhenian Sea) of 25% (Ferdeghini *et al.*, 2000). Conversely, at Cinque Terre (Ligurian Sea), very close to the study area and where coralligenous assemblages showed similar species composition and distribution, about the same percent cover values for encrusting corallines were recorded (Peirano and Sassarini, 1992).

The majority of the sampled sites at Tino and Tinetto Islands were interested by turf-forming algae and by amount of sediment deposited on the substratum (algal turf cover reached values of 80% and sediment of 30%). The sediment, considered to be a structural constituent of algal turf (Airoldi *et al.*, 1995), is thought to interfere with the recruitment of algae that do not form turf and with grazing by herbivores, thus favouring spatial dominance by the turf (Sousa *et al.*, 1981). Recently it has been demonstrated that encrusting corallines are able to survive, grow, and reproduce beneath the turf and the sediment with little adverse effect (Airoldi, 1999). As cover quantification through photographic sampling was hampered in some cases by turf and sediment, particularly for encrusting corallines, combining nondestructive and destructive methods will allow more precise estimates of cover for encrusting species.

Acknowledgments

We are grateful to M. Abbiati and L. Airoldi (Ravenna) for provision of unpublished data and bibliography.

References

AIROLDI L. (1999) – Effects of disturbance, life history, and overgrowth on coexistence of algal crusts and turfs. *Ecology*, **81** (3): 18-34.

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.

BASSANO E., BONIFORTI R., PEZZANI A. (2000) - Parametri meteorologici e idrologici. In: Peroni C. (ed), *Sistema informativo e di monitoraggio marino costiero della provincia della Spezia*. Rapp. ENEA, La Spezia: 17-55.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) – Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. *Nat. Envir. Res. Council*, U.K.: 137 pp.

COCITO S., FERDEGHINI F., SGORBINI S. (2001) – Bioconstructions promote biodiversity: examples from bryozoans and other invertebrates. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 175-180.

DAMIANI V., BIANCHI C.N., SGORBINI S., ABBATE M., MORRI C. (1989) – Caratteristiche ecologiche del tratto marino antistante l'estuario del fiume Magra e interazioni tra fiume e mare. In: Abbate M., Damiani V. (eds), *Studio ambientale del fiume Magra,* Rapp. ENEA, La Spezia: 203-217.

FERDEGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000) - Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiologia,* **440**: 27-36.

JONES C.G, LAWTON J.H., SHACHAK M. (1997) - Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, **78** (7): 1946-1957.

LABOREL J. (1987) – Marine biogenic constructions in the Mediterranean: a review. *Sci. Rep. Port-Cros nat. Park*, Fr., **13**: 97-126.

PEIRANO A., SASSARINI M. (1992) – Analisi delle caratteristiche distributive di alcune *facies* di substrato duro dei fondali delle Cinque Terre (Mar Ligure). *Oebalia*, suppl. **17**: 523-528.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Mediterranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. d'Endoume*, **31**: 5-137.

ROS J.D., ROMERO J., BALLESTREROS E., GILI J.M. (1984) – Diving in the blue water. The benthos. In: Margalef R. (ed), *Western Mediterranean*. Pergamon Press, Oxford: 233-295.

SARÀ M. (1969) – Research on coralligenous formations: problems and perspectives. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **37**: 124-134.

SOUSA W.P., SCHROETER S.C., GAINES S.D. (1981) – Latitudinal variation in intertidal community structure: the influence of grazing and vegetative propagation. *Oecologia*, **48**: 297-307.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 287-289

E. TADDEI RUGGIERO

Dipartimento di Scienze della Terra
Università di Napoli "Federico II", Napoli, Italia.

FENOMENI DI BIOEROSIONE NELLA GROTTA MARINA DELL'ISCA (PENISOLA SORRENTINA)

BIOEROSIVE PROCESSES IN THE ISCA MARINE CAVE

Abstract

Bioerosive processes involving shells and skeletal parts of marine organisms have been studied in a submarine cave on the Sorrento Peninsula. The fragmentation of these organisms are due mainly to bioerosion. The main agents responsible for bioerosion are: Cliona *sp.*, Lithophaga lithophaga, *gastropods, Polychaeta and, probably, fungia and bacteria.*

Key-words*: bioerosion, submarine cave, Sorrento Peninsula.*

Introduzione

Sono stati studiati i processi di bioerosione responsabili della frammentazione di scheletri in ambiente marino.

È stata scelta, per questa ricerca, la grotta sottomarina dell'Isca, in cui mancano apporti di sedimenti dall'esterno, salvo alcuni cristalli di silicati e pomici provenienti dalla copertura piroclastica e che penetrano attraverso condotti carsici. La formazione dei bioclasti, se si considera l'idrodinamismo molto debole, È dovuta prevalentemente a bioerosione.

Alcuni studi sui popolamenti e la geomorfologia di questa grotta sono già stati pubblicati (Taddei Ruggiero, 1994; Taddei Ruggiero *et al.*, 1996).

La Grotta dell'Isca, situata nell'isola omonima ad Est di Punta Campanella, lungo la costa Sud della Penisola Sorrentina, è costituita da un'ampia cavità, scavata all'interno dei calcari cretacei.

Dall'apertura, completamente sommersa, larga 2 m, si accede ad un ampio vano fusoide, anch'esso sommerso, la cui larghezza massima è di 25 m e la lunghezza di 60 m; le pareti sono a strapiombo e il pavimento degrada verso l'apertura da quota -2 m a -14 m, mentre la volta, cupuliforme ed in parte emersa, raggiunge la massima quota di +11 m e presenta numerose concrezioni stalattitiche (Fig. 1).

Questa grotta è particolarmente interessante anche perché vi si rinvengono a piccola profondità organismi che di solito vivono nelle biocenosi del Circalittorale (Coralligeno o Detritico), a profondità ben maggiori e quindi meno facilmente accessibili e osservabili direttamente.

Metodologie

Sono stati analizzati 4 campioni prelevati con grattaggio manuale lungo la parete occidentale della grotta (Fig. 1, tondi 1, 3, 4, 5) da -8 a -5 m, e 2 campioni di fondo prelevati nella parte distale (asterischi) a - 5, -6 m. Questi ultimi sono stati trattati con rosa bengala al fine di mettere in evidenza l'eventuale presenza

di organismi perforanti, che svolgono la loro attività sui resti calcarei degli organismi che costituiscono il sedimento del fondo.

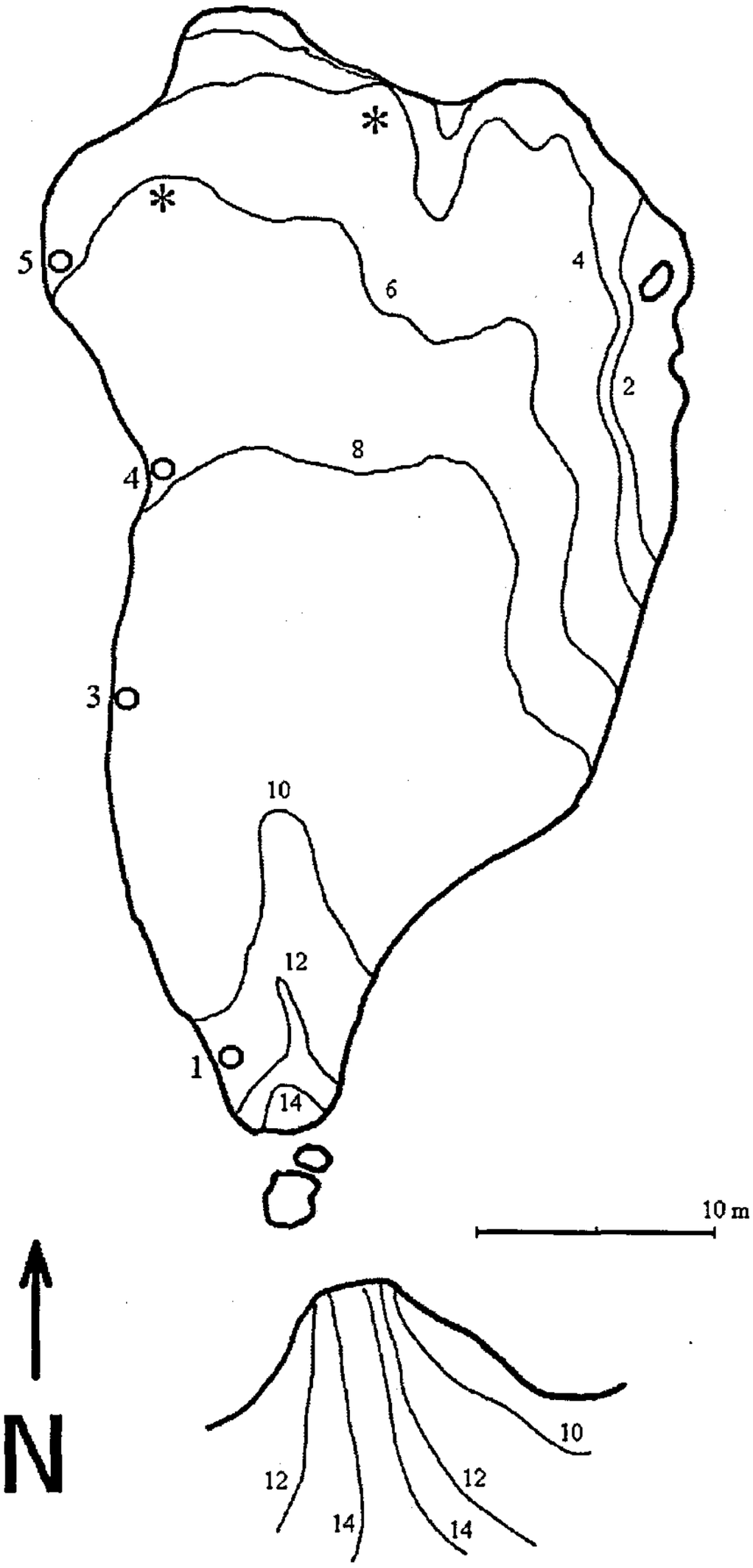


Fig. 1 - Grotta dell'Isca, planimetria. I cerchi indicano la posizione sulla parete dei quadrati da cui è stato prelevato il substrato; gli asterischi indicano il punto in cui sono stati prelevati i campioni di fondo.

Isca submarine cave, topographic map. Circles show the position on the cave walls of the square plots; asterisks show sampling station for sediment.

Risultati

Sono stati individuati diversi tipi di perforazione, fra cui molto evidenti le gallerie prodotte da *Cliona* sp., da policheti e probabilmente da funghi e batteri, nonché fori prodotti da *Lithophaga lithophaga* e gasteropodi carnivori .

L'attività di *Lithophaga* si esplica esclusivamente sulle pareti della grotta e le perforazioni interessano sia gli organismi incrostanti che la parete calcarea sottostante.

L'attività di *Cliona* è anch'essa molto intensa sulle pareti e sugli organismi incrostanti, ma è stata riscontrata anche sui resti scheletrici calcarei, che si trovano sul pavimento della grotta.

Fori subcircolari attribuibili a gasteropodi carnivori sono molto rari ed interessano esclusivamente gusci di altri gasteropodi. In questo caso si tratta di predazione avvenuta su di un organismo vivo, provocandone la morte. I fori sono cilindrici e appartengono quindi presumibilmente a muricidi.

I resti calcarei delle tanatocenosi sono interessati da una intensa azione bioerosiva dovuta, oltre che a *Cliona* sp., a serpulidi e probabilmente a funghi e batteri. L'azione bioerosiva di questi ultimi organismi è probabile poiché nella grotta, appena superata l'apertura, la luce si estingue rapidamente ed il popolamento algale è completamente assente nella zona del prelievo dei campioni e nella quasi totalità della grotta.

Conclusioni

L'azione bioerosiva è stata riscontrata sia su organismi ancora in vita che su resti di quelli morti.

Essa è dovuta in notevole parte a spugne litofaghe per quel che riguarda le macroperforazioni e, probabilmente, a funghi e batteri per quanto riguarda le microperforazioni.

La presenza e lo sviluppo degli organismi responsabili delle bioerosioni dipendono dalle caratteristiche ambientali della grotta: assenza quasi completa di luce e bassissimo idrodinamismo.

Bibliografia

TADDEI RUGGIERO E. (1994) - Brachiopods from bio- and thanatocoenoses of the Isca submarine cave (Sorrento Peninsula). *Boll. Soc. Paleont. Ital.*, spec. **2**: 313-323.

TADDEI RUGGIERO E., ANNUNZIATA G., ROSSO A., SANFILIPPO R. (1996) - Il benthos della grotta sottomarina dell'Isca (Penisola Sorrentina): evidenze faunistiche della sua evoluzione recente. *S.It.E. Atti*, **17**: 329-332.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 290-299

V. La Mura, F. Conversano[1], G. Spezie

Istituto di Meteorologia e Oceanografia, Istituto Universitario Navale,
Via A. De Gasperi, 5 - 80133 Napoli, Italia.
[1]Staz. Zoologica "A. Dohrn" - Napoli, Italia.

BILANCIO IDRO-DINAMICO DELLA LAGUNA DI SABAUDIA

WATER BUDGET IN THE SABAUDIA COASTAL LAGOON

Abstract

In the frame of a marine coastal ecosystem, lagoons play a crucial role because of their high biological productivity. The exploitation of their resources constitutes an important aspect of the shore populations activities. The dynamics and physical processes which condition the biotic processes are the main focus of this study. In this context we carried out hydrological and dynamical measurements in the whole area of the Sabaudia lagoon, located in the central Tyrrhenian coast, in the period March-April 1999. The thermohaline vertical structure along the lagoon shows small-scale (different areas) with a temperature range between 14.3 at the bottom and 17.5 degrees at the surface, while the salinity ranges from 26.9 to 33.8. The spectral analysis of the wind, current and level oscillation, applied to the longitudinal axis of the lagoon, evidence energetic peaks at 12.3 hr, 24.0 hr and 7.2 days. The renewal time, computed along the moorings' section close to the inner part of the southern outlet, is about 3 years. This means that the lagoon experiments very slow dynamics.

Key-words: *coastal oceanography, lagoon.*

Introduzione

L'interesse socio-economico per le zone umide, risiede essenzialmente nella loro alta produttività biologica che, gestita in maniera razionale, può essere finalizzata al potenziamento delle risorse ittiche e dell'acquacoltura. A supporto di tale problema sono numerose le convenzioni internazionali e le normative nazionali, che mirano da un lato al recupero delle attività produttive tradizionali di pregio (acquacoltura e itticoltura) e dall'altro alla promozione di nuove iniziative economiche, fortemente connesse alla vocazione storico-culturale e turistica del territorio in cui tali ecosistemi sono inseriti. La ricerca scientifica e la innovazione tecnologica assumono in questo un ruolo primario in termini di conoscenza specialistica delle diverse problematiche, di coordinamento e, soprattutto di adattabilità alle realtà locali (Cataudella *et al.*, 1995).

In tale contesto è stato finanziato dal MURST (ex fondi 40%) un progetto nazionale dal titolo: Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane.

Il progetto ha focalizzato l'attenzione su alcune aree tipiche del sistema lagunare mediterraneo tra le quali la laguna di Sabaudia in provincia di Latina. Essa, insieme ai laghi di Caprolace, Monaci e Fogliano, è inserita nel Parco Nazionale del Circeo che è stato considerato "zona umida di importanza internazionale" con D.M. del 16/01/78, ai sensi della Convenzione di Ramsar.

La laguna, per alcuni aspetti, è già stata studiata dall'Istituto di Meteorologia e Oceanografia dell'Istituto Universitario Navale di Napoli nell'ambito di progetti finanziati dal CNR, per lo studio delle condizioni meteomarine degli ambienti lagunari (La Mura, 1995; La Mura e Spezie, 1996 a; 1996 b). Il data report

per la laguna di Sabaudia, relativo alla sperimentazione effettuata nel biennio 1994-95 sarà disponibile sul sito: www.trattoblu.it/laguna www.trattoblu.com/lagunadisabaudia.

Gli studi precedenti avevano già messo in evidenza gli aspetti peculiari della laguna. Rimanevano ancora da chiarire alcuni punti critici sulla idro-dinamica della laguna, in particolare la valutazione del tempo di ricambio delle acque.

Le misure sono state eseguite nel periodo marzo-aprile 1999 ed hanno portato ad alcuni risultati preliminari che vengono discussi in questo lavoro.

Materiali e metodi

Le conoscenze di base, dedotte dalla letteratura e dai risultati ottenuti nell'ambito di ricerche effettuate sul lago Fusaro (Napoli) (La Mura e Spezie, 1992) e sulla laguna di Sabaudia nel biennio 1994-1995 (La Mura, 1995; La Mura e Spezie, 1996 a; 1996 b), hanno suggerito la più idonea metodologia di campionamento. In particolare si è tenuto conto dell'alta variabilità dei processi idro-dinamici tipica di questi ambienti, dovuta soprattutto alla complessa morfologia dei contorni che genera sub aree a piccola scala. L'attività sperimentale si è svolta dal 4 marzo al 9 aprile 1999 ed è consistita nella acquisizione in continuo dei dati di marea, di vento e di corrente in punti interni al bacino lagunare, ma prossimi al canale di foce di Torre Paola, ubicato nella parte meridionale del bacino, dinamicamente più attivo rispetto al canale di foce del Caterattino, nella zona settentrionale della laguna.

In aprile si è svolta inoltre una campagna idrologica, con acquisizione di dati di temperatura e salinità dalla superficie al fondo su tutta l'area lagunare. Il reticolo delle stazioni di misura è lo stesso utilizzato nel biennio 1994-1995 come indicato in fig 1.

Le acquisizioni sono state effettuate con due correntometri *Sensor Data - SD 6000*, un mareografo *Aanderaa Instruments - WLR 5*, un anemometro sonico *Solent della Gill Instrument*, e una sonda multiparametrica della *Seabird Electronics - Seacat 19*. Le caratteristiche degli strumenti utilizzati sono riportate in tabella 1.

Tab. 1 - Caratteristiche strumentali.
Instruments characteristics.

STRUMENTO	SENSORE	RANGE	ACCURATEZZA	RISOLUZIONE
SEACAT 19	**Temperatura**	-5 y +35 °C	0.01° C/6mesi	0.001° C
	Conducibilità	0 y 70 mmho/cm	0.001 S/m/mese	0.0001 S/m
	Pressione	0 y 300 PSIA	0.25% FS	0.015% FS
WLR 5	**Pressione**	0 ÷ 100 PSIA	±0.01% FS	
	Temperatura	-3 ÷ +35° C	0.01° C	0.04° C
SD 6000	**Velocità**	0 ÷ +8 m/s	0.5 cm/s	0.5 cm/s
	Direzione	0 - 360°	±2°	
	Temperatura	-2 ÷ +32° C	±0.05° C	
SOLENT	**Velocità**	0 ÷ –60 m/s	S<30 1%, S>30 2%	0.01 m/s
	Direzione	0 ÷ –360°	±2°	1°

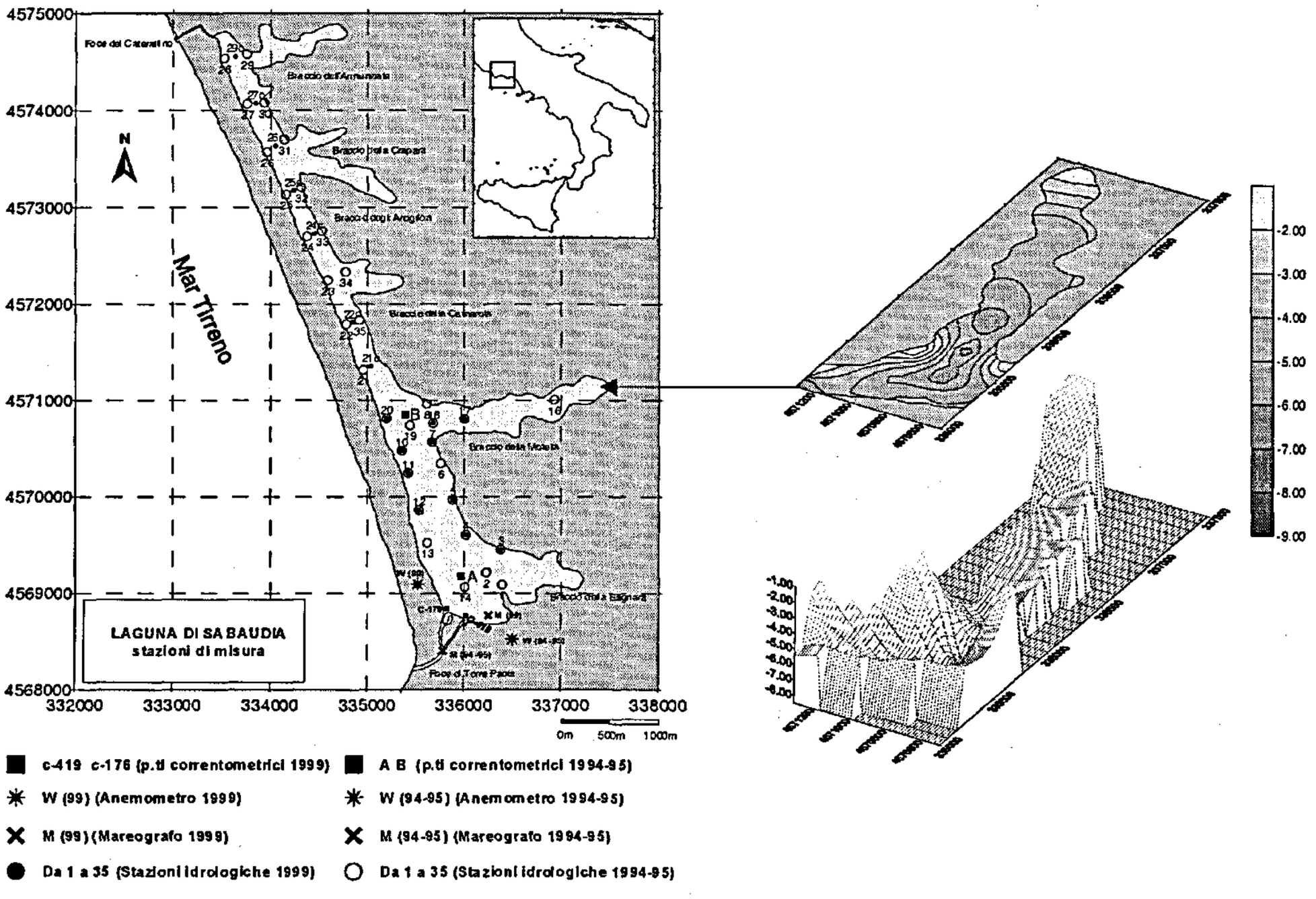


Fig. 1 - Laguna di Sabaudia (LT) - Stazioni di misura meteomarine e particolare della batimetria in 3D del Braccio della Molella. Latitudine e longitudine sono espresse in coordinate chilometriche.

Working area and hydrological stations (dots) and 3D batymetry along the lateral branch. Latitude and longitude are expressed in kilometers.

Risultati

Morfologia della laguna

La laguna è separata dal Mar Tirreno da una duna sabbiosa larga circa 200 m, è costituita da un corpo principale parallelo alla linea di costa orientato da NW a SE e da sei bracci laterali che si protendono nell'entroterra perpendicolarmente al corpo d'acqua principale. La laguna comunica con il mare attraverso due canali di foce: quello di Torre Paola, ubicato all'estremo meridionale, in prossimità del Monte Circeo, lungo 800 m e largo mediamente 18 m, il cui tratto prossimo alla laguna si biforca in un canale principale ed uno secondario e, quello del Caterattino ubicato nella parte settentrionale della laguna lungo 500 m.

Il corpo principale del bacino lagunare si estende per 6.7 Km, con una larghezza media di 526 m e massima di 2,4 Km.

La batimetria effettuata dall'IMO indica una morfologia del fondo estremamente complessa con profondità media di 4 m e con un massimo di 9 m, individuato all'imboccatura del braccio della Molella (Fig. 1). Le zone meno profonde sono state individuate in prossimità delle foci.

Il bacino lagunare nel suo complesso si presenta quindi costituito da sub aree il cui funzionamento, in termini dinamici e biologici, assume caratteristiche locali.

Struttura verticale termoalina

Le sezioni verticali di temperatura e salinità lungo l'asse longitudinale della laguna evidenziano la struttura termoalina del periodo primaverile. Il reticolo è stato costruito sulla base delle situazioni idrologiche studiate in progetti precedenti e che mostrano una forte variabilità spazio-temporale più accentuata nell'area meridionale.

Ciò ha suggerito di analizzare la struttura più stabile, escludendo l'area immediatamente prospiciente le foci che sono state, invece, monitorate con i sensori di temperatura posti sui due correntometri.

L'analisi della distribuzione di temperatura e salinità ha evidenziato una elevata stratificazione con DT di 3° C tra un valore massimo di 17.5 in superficie e minimo di 14.3 al fondo (Fig. 2 – in alto).

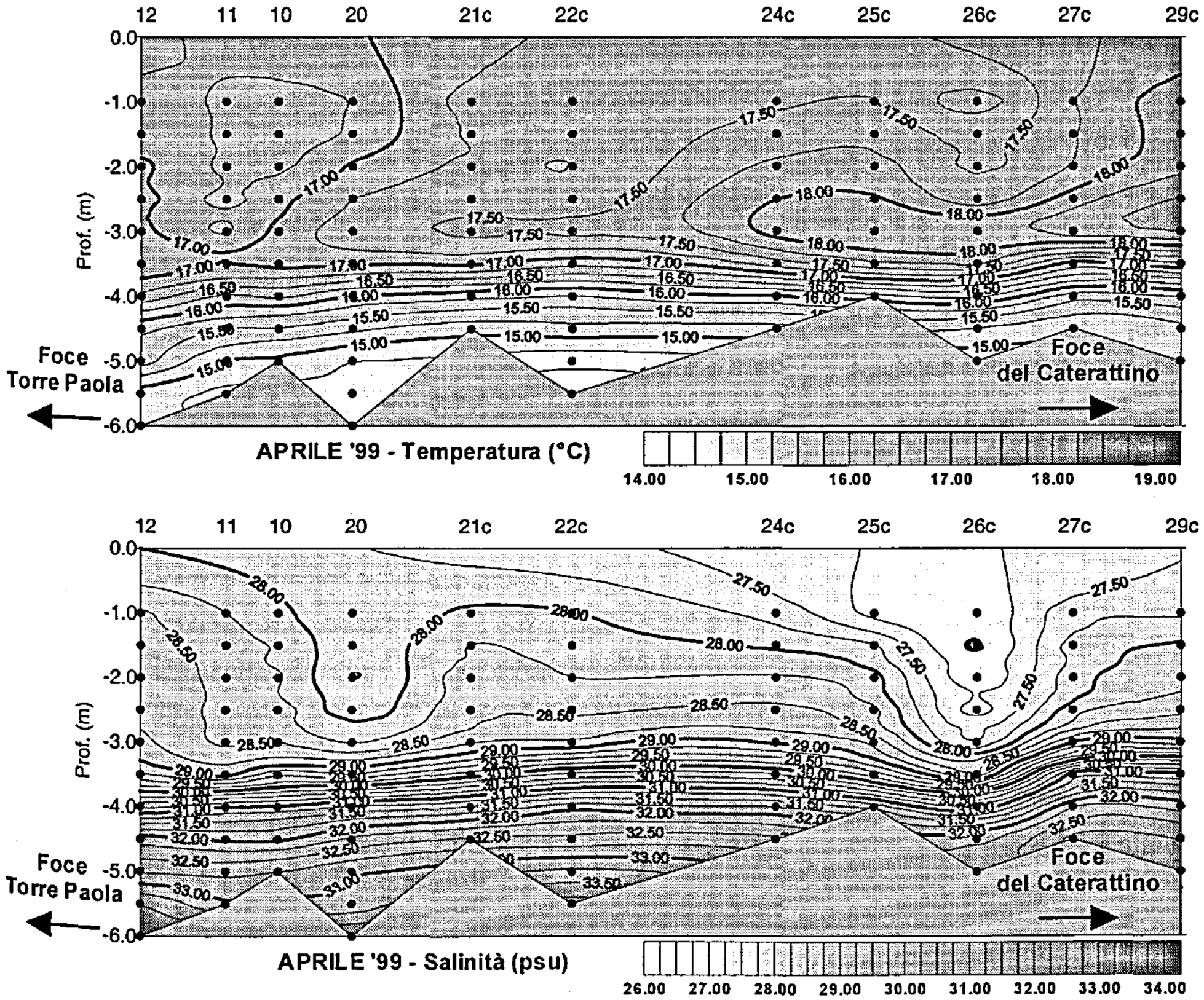


Fig. 2 - Struttura verticale termoalina lungo l'asse longitudinale della laguna di Sabaudia, periodo Aprile 1999.

Thermohaline vertical structure along the lagoon longitudinal axis during April 99 survey.

Anche la salinità varia con un DS massimo di circa 7 PSU, con un valore massimo di 33,9 al fondo e 26,9 in superficie (Fig. 2 – in basso).

La struttura complessiva mostra una invasione di acqua più fredda nei primi 2-3 metri da sud verso nord con conseguente penetrazione di una lingua più calda da nord a sud immediatamente sotto.

Nel campo della salinità si nota la presenza di acque più dolci in corrispondenza dei bracci della Molella a sud e tra i bracci degli Arciglioni e della Caprara a nord, identificabili in figura 1.

Analisi spettrale di vento, corrente ed oscillazione della superficie libera

I contributi dei diversi forzanti fisici alla dinamica lagunare, pressione atmosferica, vento e marea, sono stati quantificati attraverso l'analisi spettrale applicata alle loro componenti longitudinale, calcolate rispetto all'asse longitudinale della laguna inclinato di 25° rispetto al nord geografico (Emery e Thomson, 1997).

Per il vento, al segnale delle 24 ore e dei 7.2 giorni corrisponde una densità di energia di 10^7 $(m/s)^2/cph$ mentre, si evidenzia un segnale relativo alla frequenza di 2.9 giorni con densità di energia pari a 10^6 $(m/s)^2/cph$ (fig. 3a). Gli input energetici della oscillazione della superficie libera (registrazione mareografica) sono quelli delle 12.3 ore, con densità di energia di 10^2 $(cm/s)^2/cph$, 24 ore con densità di energia pari a 10 $(cm/s)^2/cph$ e di 7.2 giorni con densità di energia pari a 10^3 $(cm/s)^2/cph$ (Fig. 3b). Il segnale di 7.2 giorni e quello di 2.9 giorni si ritrovano, con densità di energia di 10^5 $(cm/s)^2/cph$ anche sulla componente longitudinale della corrente registrata nella postazione a sinistra della foce (correntometro C176) ad indicare una maggiore risposta di questa area ai forzanti a bassa frequenza, protagonisti del ricambio delle acque del bacino piuttosto che a quelli di vento e marea, ad alta frequenza, corrispondenti alle 12 e 24 ore (Fig. 3c).

Risultati equivalenti si ottengono dalla analisi spettrale applicata alla componente longitudinale della corrente registrata nella postazione a destra della foce, cioè sul correntometro C419.

In questa postazione si evidenzia un segnale di 2.9 giorni con densità di energia di 10^5 $(cm/s)^2/cph$, e di 12 ore che sembrerebbe indicare l'influenza della marea su questo punto della laguna (Fig. 3d).

Classi percentuali di intensità e direzione della corrente e del vento

I dati di corrente e vento sono stati trattati statisticamente al fine di ottenere classi percentuali di direzioni (con settori di ampiezza pari a 22.5°) e velocità (con intervalli di velocità di 5 cm/s per la corrente e di 5 m/s per il vento).

Per il vento la percentuale di velocità nell'intervallo da 0 a 5 m/s è pari al 97%. Poco significativi gli eventi con intensità da 5 a 10 m/s associati a perturbazioni atmosferiche più intense ma poco frequenti nel periodo di riferimento. Per la direzione i settori prevalenti sono quelli del I e III quadrante (Fig. 4a).

Per la corrente, con intensità prevalente (99% per C419 e 100% per C176) nel range da 0 a 5 cm/s, la direzione per entrambe le postazioni di misura mostra una prevalenza nel III quadrante (14% per SW e 15% per SSW, rispettivamente per la postazione C419 e C176) a conferma dell'input da mare attraverso la foce. Si individuano inoltre eventi significativi nel IV quadrante per il correntometro C419 e nel II quadrante per il correntometro C176 in opposizione di fase (Figg. 4b e 4c).

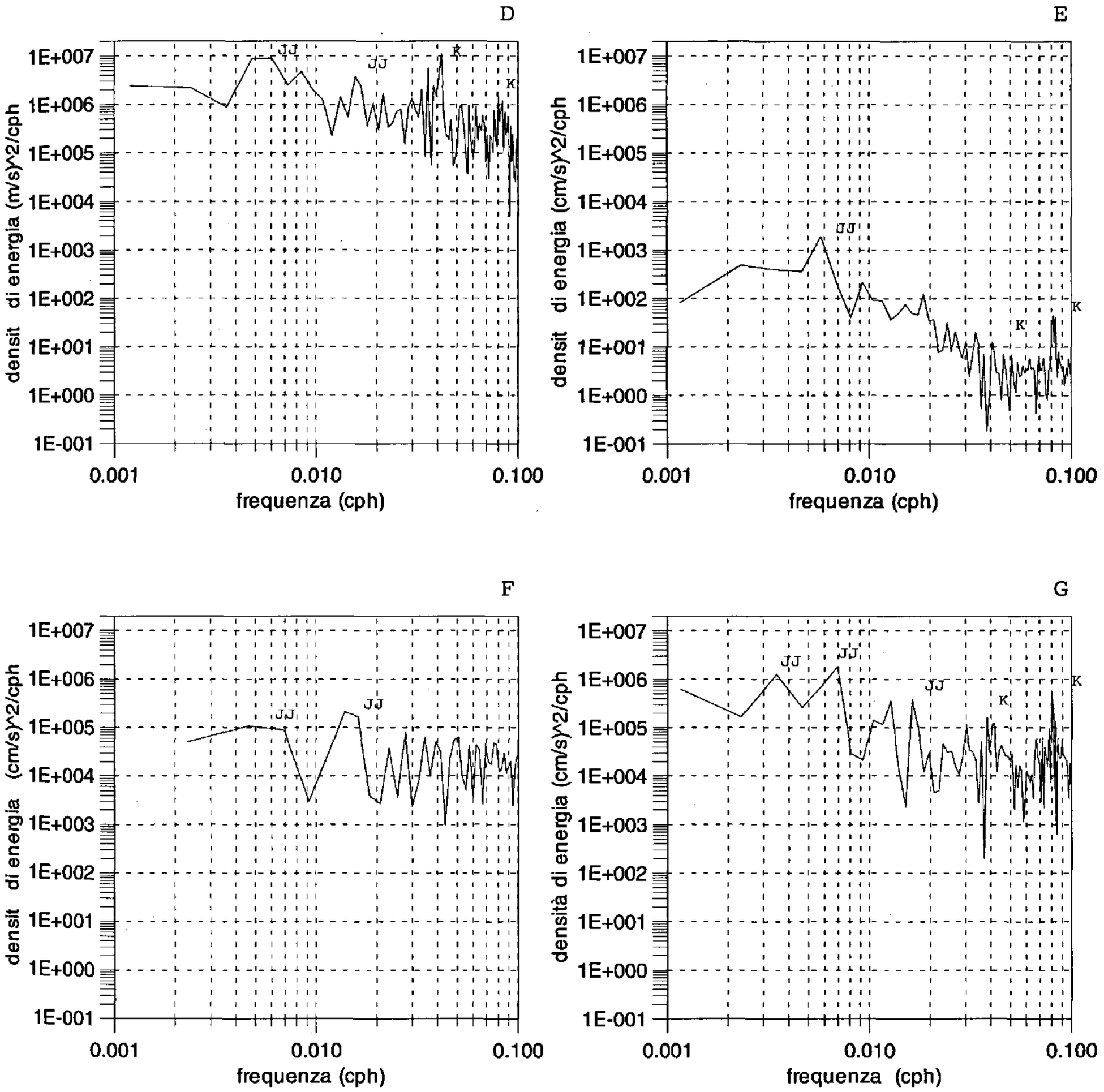


Fig. 3 - Spettri di energia della componente longitudinale del vento (a), della oscillazione della superficie libera (b), della componente longitudinale della corrente registrata nella postazione C176 (c), della componente longitudinale della corrente registrata nella postazione C419 (d).

Energy spectral analysys of the longitudinal component for a) wind, b) free surface oscillation, c) current (mooring 176) and d) current (mooring 419).

Andamento medio di vento e corrente

I dati di corrente sono stati elaborati in modo da ottenere i vettori di corrente media che indicano lo spostamento dell'acqua nel tempo e nello spazio. I dati di vento sono stati mediati sugli stessi intervalli temporali della corrente.

In figura 5 sono indicate le posizioni progressive dei vettori medi relativi ai due sensori. La sequenza delle mappe è stata costruita sulla base della stabilità

dei valori per cui si osserva una variabilità in un range da 1 a 4 giorni. In alcuni periodi (vedi 4-5, 10-12, 12-14 e 19-22 marzo) si nota una buona correlazione tra vento e corrente.

In generale la dinamica delle acque è gestita dal vento con una risposta delle due foci spesso differenziata, in alcuni casi con un probabile innesco di circolazioni a piccolissima scala guidate dalla morfologia dei luoghi.

Calcolo del tempo di ricambio idraulico e del bilancio idrologico

Per i calcoli che seguono si è fatto riferimento a due sezioni perpendicolari ai due rami secondari del canale di foce di Torre Paola, indicati con C419 (ramo destro della biforcazione), di area $A_{(419)} = 21,6$ m^2 e C176 (ramo sinistro della biforcazione) di area $A_{(176)} = 23,4$ m^2.

La velocità massima registrata è stata di 9,6 cm/s nella postazione C419 e di 6.0 cm/s nella postazione C176, sebbene per circa l'80% della registrazione la velocità registrata sia stata prossima a 1.4 cm/s, in entrambe le postazioni di misura. Questo implica una velocità media, calcolata sull'intero periodo di registrazione, pari a 1,1 e 1,2 cm/s, rispettivamente per i due correntometri.

Il tempo di ricambio idraulico è definito dalla relazione(Smith 1994):

$$Th = V/Q_{long(out)}$$

dove V indica il volume medio della laguna e $Q_{long(out)}$ il flusso totale uscente dalla laguna, che fa riferimento a tutti i contributi alla laguna quali: il run-off continentale (R), gli apporti di acqua dolce da sorgenti (I), le precipitazioni (P) e l'evaporazione (E). Il calcolo ha fornito una stima del ricambio pari a 3.12 anni per la postazione C419 e 2.78 anni per la postazione C176. Entrambi i valori testimoniano una bassa dinamica delle acque nell'area di misura.

Di seguito vengono riportati in tabella i valori utilizzati per il calcolo del bilancio idrologico.

Tab 2 - Parametri calcolati.
Calculated parameters.

PARAMETRI CALCOLATI		**Corr. N 419**	**Corr. N 176**
Componente long. della Portata in entrata	Qlon(in) m^3/s	0.13	0.17
Componente long. della Portata in uscita	Qlon(out) m^3/s	0.16	0.18

Il bilancio idrologico è stato valutato con la seguente relazione (Smith, 1994):

$$w = [Q_{lon(out)}+E] - [Q_{lon(in)} + (R+I) + P]$$

(dove E=0.08 m^3/s, (R+I)=0.06 m^3/s e P=0.07 m^3/s).

Essa fornisce i valori di -0.2 e -0.4 (espressi in m^3/s), rispettivamente, per le due postazioni di misura. Si precisa che i calcoli eseguiti si riferiscono al solo periodo di misura, dal 4 marzo al 9 aprile 1999 e all'area lagunare interessata dalle posizioni dei correntometri.

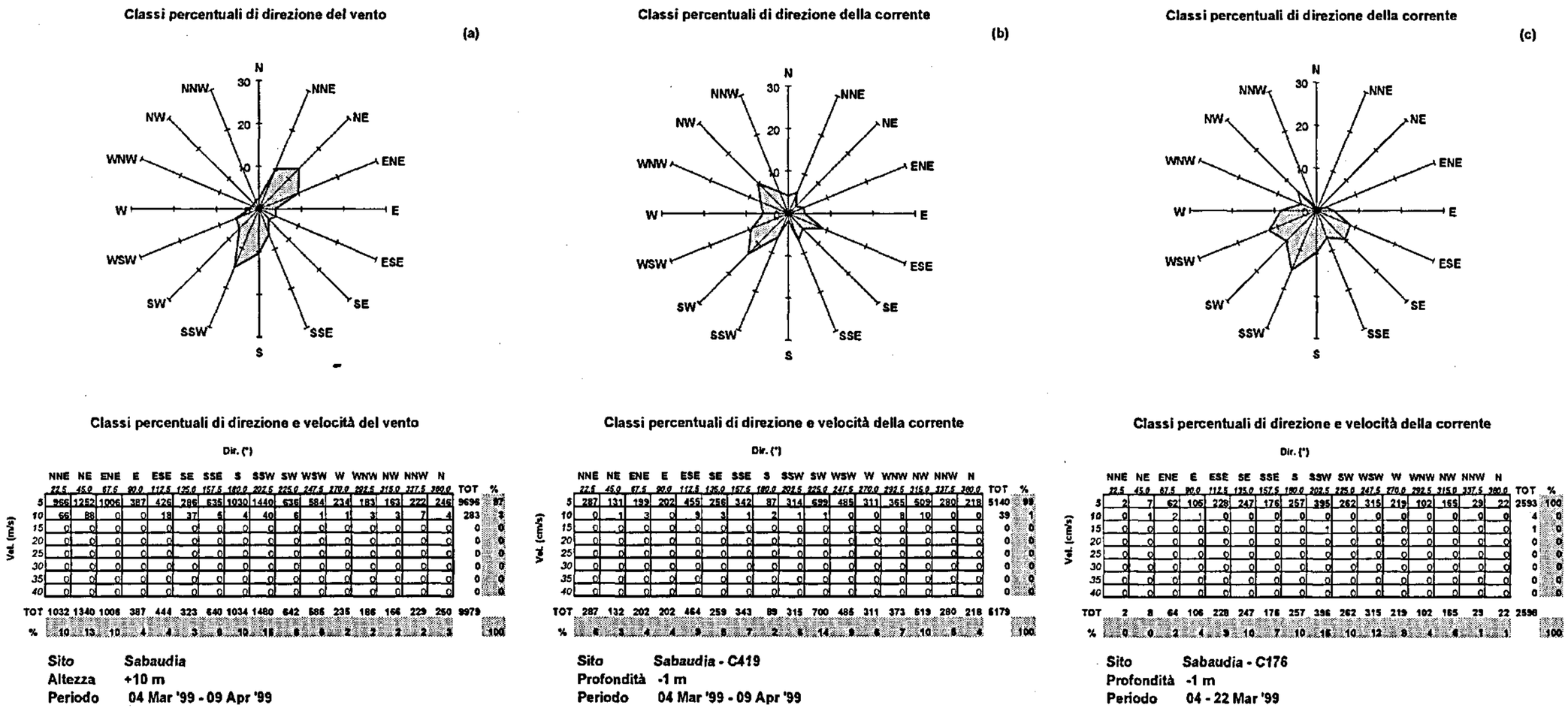


Fig. 4 - Classi percentuali di direzione e velocità del vento (a), della corrente registrata nella postazione C419 (b), della corrente registrata nella postazione C176 (c).

Density percentage of a) wind speed and direction, b) current speed and direction in 176 mooring and c) in 419 mooring.

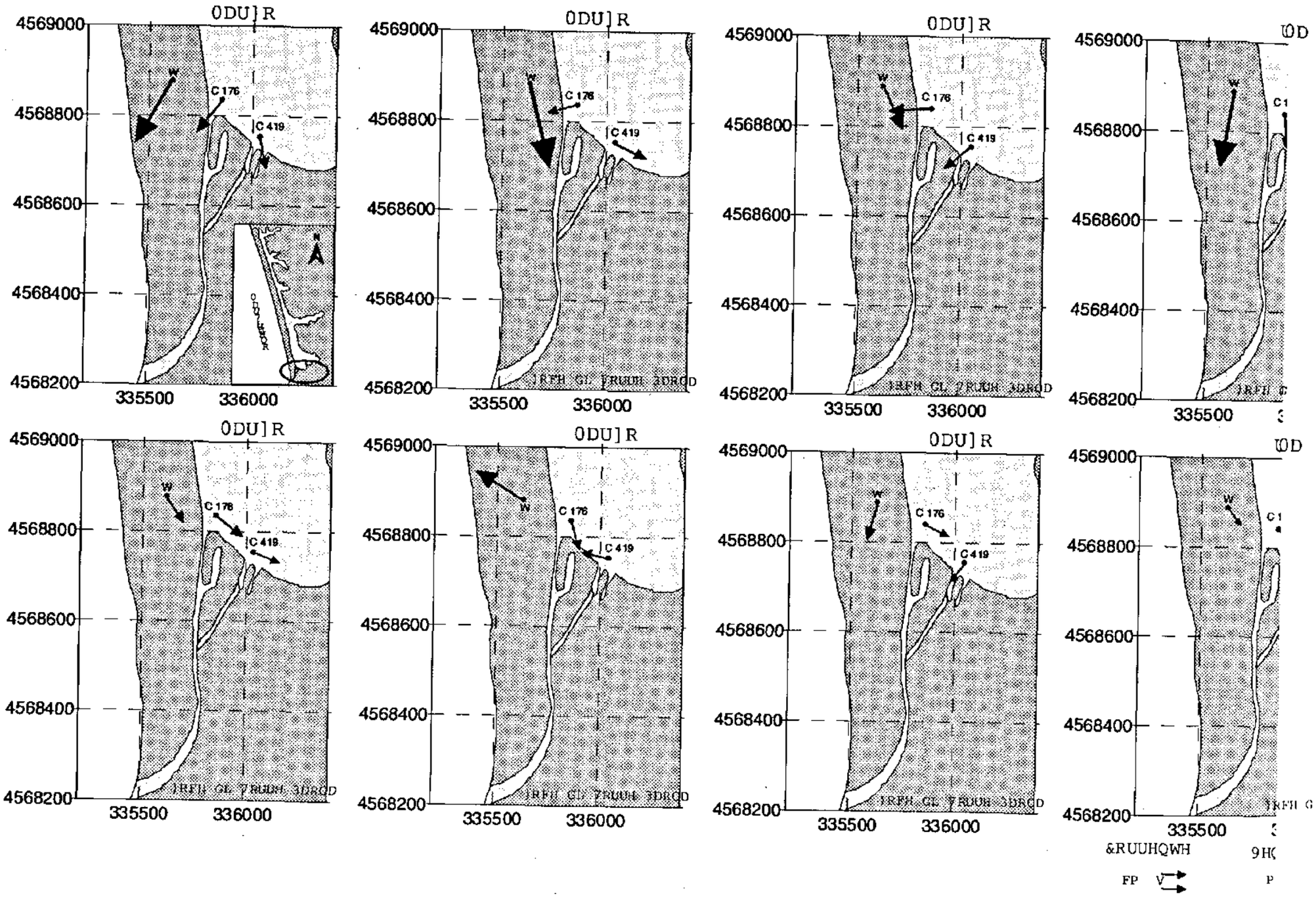


Fig. 5 - Andamento medio di vento e corrente. Latitudine e longitudine sono espresse in coordinate chilometriche.

Mean vectors of wind and current for selected periods. Latitude and longitude are expressed in kilometers.

Conclusioni

La complessa morfologia della laguna di Sabaudia condiziona significativamente la dinamica delle sue acque che si evidenzia con una successione di strutture di piccola scala che rispondono in maniera differenziata all'azione delle forzanti fisiche. Ciò a dispetto della limitata estensione della laguna lunga circa 7 km e larga circa 600 m. La struttura termoalina evidenzia la diversificazione delle aree soprattutto nella parte più meridionale dove il contributo del canale di collegamento al mare risulta di scarsa entità. L'analisi spettrale applicata ai principali forzanti, cioè vento, corrente e marea, ha evidenziato picchi centrati su 12,3 ore, 24,0 ore e 7,2 giorni in corrispondenza, quindi, delle componenti mareali e del campo barico sul Tirreno. La valutazione del tempo di ricambio delle acque è stata ottenuta sulla base dei dati correntometrici acquisiti nella parte interna del bacino in prossimità dei due bracci del canale di collegamento a Torre Paola. Per i tempi di ricambio i valori di 2,8 e 3,1 anni, rispettivamente, evidenziano una debole dinamica della laguna da attribuirsi alla scarsa capacità di pompaggio delle foci, di cui quella a nord è di fatto inesistente.

Summary

The complex morphology of the Sabaudia lagoon influences significantly the water dynamics which experiences different small-scale structures under the stress of the physical forces. This is particularly significant if we consider the limited extension of the lagoon, which is 7 km long and 0.6 km large.

The thermohaline structure, computed along the longitudinal axis of the lagoon clearly shows the different behaviour of the small areas especially in the southern part where the marine water inflow is more evident.

The spectral analysis applied to the main physical forces which stress the lagoon waters evidence significant peaks at 12.3hr, 24.0hr and 7.2 days, in correspondence, therefore, of the tide component and of the atmospheric pressure field over the Tyrrhenian basin.

The renewal time of the lagoon is computed on the basis of the currentmeter data recorded in the inner part very close to the southern outlet. The mean values are 2.8 and 3.1 years, respectively, for the two moorings and these are to be attributed to very slow dynamics of the lagoon in dependence of a low capacity of the outlets, especially the southern one, to pump new marine water in the lagoon.

Ringraziamenti

Si ringraziano Antonio Gallarato, Arturo De Alteris e Massimo De Stefano dell'IMO - IUN di Napoli per la fattiva collaborazione alle attività sperimentali.

Bibliografia

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. In: *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 9-19.

EMERY W.J., THOMSON R.E. (1997) – Time-series analysis methods. In: Emery W.J., Thomson R.E. (eds), Data Analysis Methods in Physical Oceanography, Pergamon: 371-567.

LA MURA V., SPEZIE G. (1992) – Correlation between hydrodynamical parameters and catches of migrating fry (Lake Fusaro, Naples). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **33**: 97.

LA MURA V. (1995) - *Caratterizzazione idrodinamica della Laguna di Sabaudia (Mar Tirreno) ed implicazioni sulle metodologie di campionamento del particellato.* Tesi di dottorato in scienze ambientali – ambiente marino e risorse, VIII ciclo (1993-1995), Università di Messina.

LA MURA V., SPEZIE G. (1996 a) - Idrodinamica di una laguna costiera (Laguna di Sabaudia). Albertelli G., De Maio A., Piccazzo M. (eds), Atti dell'XI Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (Sorrento 26-28 Ottobre 1994): 593-602.

LA MURA V., SPEZIE G. (1996 b) – Caratteristiche idrodinamiche della Laguna di Sabaudia. Risultati preliminari. Atti Conf. Studi e ricerche sui laghi costieri del Parco Nazionale del Circeo (Fogliano, 1995): 41-49.

SMITH N.P. (1994) – Water, salt and healt balance of coastal lagoons. In: Kierfve B. (ed), *Coastal Lagoon Processes*, Elsevier Oceanography Series, **60**: 69-101.

Il lavoro è stato eseguito con il cofinanziamento MURST (fondi ex 40%).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 300-308

A. BERGAMASCO, S. CARNIEL, G. UMGIESSER

Consiglio Nazionale delle Ricerche -
Istituto per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, S. Polo, 1364 - Venice, Italy.

A SIMPLE HYDRODYNAMIC-DEPOSITION COUPLED MODEL OF THE LAGOON OF VENICE

UN MODELLO ACCOPPIATO IDRODINAMICO-DEPOSITIVO DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Abstract

In the framework of the activities related to the EC funded Project "F-ECTS" (Feed-back of Estuarine Circulation and Transport of Sediments on Phytobenthos), a numerical coupling between a simple sediment deposition model and a high resolution hydrodynamic one of the Venice Lagoon is presented. The latter is a 2-D finite-element model that provides the circulation field under realistic wind forcing and water levels measured at the open boundaries during the 1998 summer period, when intense measurements were carried out within the Project activity; the campaign also provided realistic parameters to be adopted in the simple sedimentation model coupled to the hydrodynamic one, in order to explore the circulation effects on the deposition of suspended sediment in absence of resuspension processes.

Key-words: *Venice Lagoon, hydrodynamical modelling, sedimentation.*

Introduction

The characteristic appearance of the Venice Lagoon and its unique environment are threatened by increasing pollution and silting-up of interior channels, while the load of particulate matter, originating also from human wastes, has increased the channels' natural tendency to accumulate sediments. As a consequence, this leads to several problems that should be tackled in order to preserve the delicate lagoon ecosystem. As an example, the accumulated sediments may influence the tidal propagation within the lagoon channels, and could therefore be invoked when scientific discussions about flooding events occur. Moreover, they may be releasing toxic substances during resuspension periods and generate severe problems when, after channel dredging, they need to be properly disposed.

In order to better understand the relation between the hydrodynamic behaviour of the Venice Lagoon network of channels and the sediment distribution, an integrated modeling approach capable of combining these dynamical aspects is highly desiderable.

As a preliminary step towards this direction, we present here a simple sediment deposition model coupled with a hydrodynamic one reproducing the circulation of the Venice Lagoon. The aim is to explore the effects that the lagoon circulation may have on the deposition of a suspended sediment under different conditions; in this direction sensitivity tests adopting different concentration values, sinking velocities and bottom topography have been carried out.

The modeling system

The hydrodynamic model used is the two-dimensional finite elements numerical model developed at ISDGM during the 90's (Umgiesser & Bergamasco, 1993)

and successfully tested in other circulation applications (Bergamasco & Umgiesser, 2000; Zampato & Umgiesser, 2000; Umgiesser, 2000). The numerical model provides as results the prognostic values of sea surface elevation and of the vertically integrated velocities. The main structure of the code solves the shallow water equations in the hydrostatic approximation expressed by the well known equation set:

$$\begin{cases} \dfrac{\partial U}{\partial t} + gH\dfrac{\partial \eta}{\partial x} + RU + X = 0 \\ \dfrac{\partial V}{\partial t} + gH\dfrac{\partial \eta}{\partial y} + RV + Y = 0 \\ \dfrac{\partial \eta}{\partial t} + \dfrac{\partial U}{\partial x} + \dfrac{\partial V}{\partial y} = 0 \end{cases}$$

where $H=h+\eta$ is the total depth of the water column (with h depth of the water column and η the sea surface elevation), t the time, g the gravity acceleration, R the friction coefficient and X and Y contain all other terms, such as wind stress or non linear terms.

In the above written equations, the vertical integrated velocities (total transports) are given by $U = \int_{-h}^{\eta} u \cdot dz$ and $V = \int_{-h}^{\eta} v \cdot dz$, where u and v are the velocities along x and y direction.

In order to provide the model a correct bottom topography, the Venice Lagoon area has been discretized using a finite-element grid consisting of 4237 nodes and 7666 elements, which allows the intricate bathymetry to be well reproduced especially in the narrow and deep channels or in the very shallow areas (Figure 1, from now on simply "Venlag"). The horizontal resolution of the triangular elements varies according to the areas: while in shallow and homogenous areas it may be sufficiently adequate even if rather coarse, it becomes of a few meters around channels where the topography changes abruptly. Moreover, as the average depth of the Venice Lagoon is less than 2 meters and in some regions the tidal amplitude may be greater than the water column, a drying algorithm is also implemented (Zampato & Umgiesser, 2000).

At the model open boundaries, that is in the proximity of the three inlets directly communicating with the Adriatic Sea, the sea surface elevations are prescribed using registered tidal values during the period 15 July-15 August 1998 (Tomasin, pers. comm.), while along the closed boundaries a free-slip condition is imposed (that is normal velocity set to zero, the tangential one free). Surface forcing is provided by means of an averaged wind field, spatially constant but temporally evolving with the integration, reflecting measurements performed by 7 wind stations located in the lagoon area during the period of the F-ECTS campaign.

The total integration time is 30 days, while the adopted time step is 300 seconds. In order to have a quick insight into the circulation model results, the

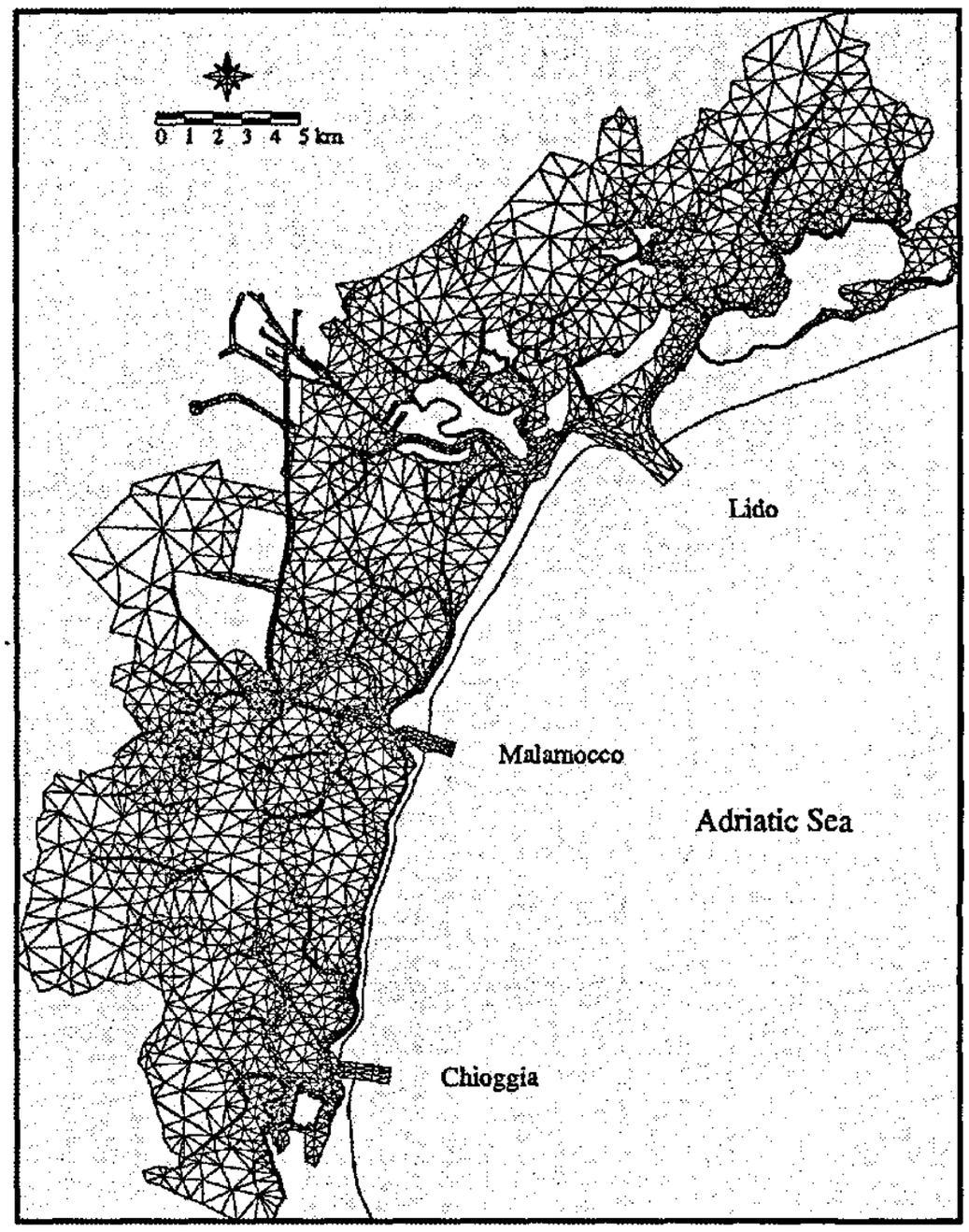


Fig. 1 - Venice Lagoon finite element grid (Venlag).
Griglia degli elementi finiti della Laguna di Venezia.

root mean squared velocities plot resulting during the simulated period is presented in Figure 2: areas of higher tidal activities are visible in the inlet surroundings (maximum velocity values about 50 cm/s) and in deeper channels, while several internal areas of the lagoon denote slow dynamical features.

Within the water column, the concentration of a total suspended matter varies according to the exponential relation $C = C_0 \cdot e^{-\frac{Z_{VLQN}}{+}(WLPH)}$ where C is the actual concentration of the total suspended matter and C_0 the concentration at time t_0; w_{sink} is the sinking velocity, $H=h+\eta$ the total water depth and *time* is the integration time step.

In this work a single sediment type has been taken into account, assuming it has an average dimension of 100-300 μm, a density of 1.8 Kg/m^3 and an average sinking speed of $w_{sink} = 0.1 \cdot 10^{-03}$ m/s. These parameters have been adopted following field measurements carried out in the area (Amos *et al.*, 1999).

In order to describe the fate of the suspended matter in the water environment, the hydrodynamic part solves the advection and diffusion conservative equations for a generic tracer at each integration time step, and the sedimentation part computes new concentration values and sediment deposition thickness (represented by $Z=H\times C/r$, where r is the sediment density and H the total water depth of each triangular element). In these preliminary tests, the matter deposited on the bottom is not resuspended.

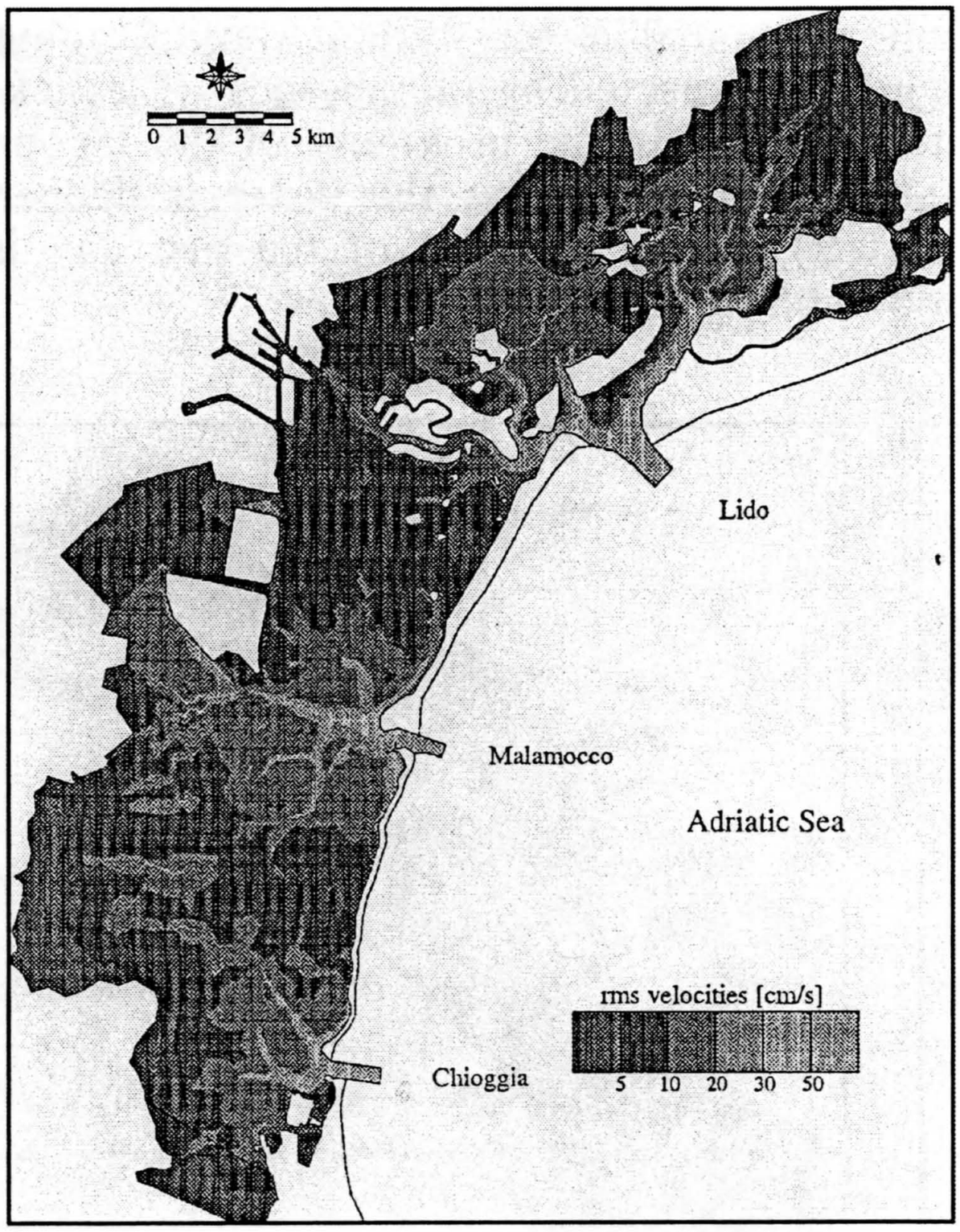


Fig. 2 - Root mean squared velocities of the proposed run (cm/s).
Radice quadrata media della velocità del percorso proposto.

Results and discussions

Table 1 shows a summary of the numerical experiments carried out and of the parameters used. Different definition of sinking functions and velocities were used, as well as two different topography and initial conditions

Run A

This experiment is based on the "Venlag" topography (already presented in Figure 1); the sinking velocity was set up constant in all the grid points to $0.1 \cdot 10^{-03}$ m/s, the initial concentration of the suspended matter inside the Venice Lagoon fixed at 40 mg/l and that of the Adriatic Sea to 10 mg/l. The situation is therefore a flushing one, with the Adriatic Sea "cleaning" the lagoon by having lower TSM concentrations. The sediment thickness within the Venice Lagoon has been initialized to zero.

Tab. 1 - Summary of the proposed numerical experiments.
Sommario degli esperimenti numerici proposti.

Run	***W_{sink} function***	***w_{sink} max (m/s)***	***Basin***	**Concentration (mg/l)**
A	None	$0.1 \cdot 10^{-03}$	Venlag	Lagoon: 40 Sea:10
B	$I\ (+, \sqrt{X^2 + Y^2})$	$0.1 \cdot 10^{-03}$	Venlag .	Lagoon: 40 Sea:10
C	$I\ (+, \sqrt{X^2 + Y^2})$	$0.1 \cdot 10^{-03}$	Venlag	Lagoon: 0 Sea:10
D	$I\ (+, \sqrt{X^2 + Y^2})$	$0.1 \cdot 10^{-03}$	Nopetrol	Lagoon: 40 Sea:10

Figure 3 presents the evolution of the bottom thickness after 10 and 20 days of simulation (respectively, left and right): as expected by the absence of a pick-up function, the higher deposition is to be found in the proximity of the lagoon inlets where there is more sediment along the column, as the water is deeper. This can be clearly seen in Figure 5 (left), where the plot of the last day is shown, presenting a strong correlation with the bathymetry.

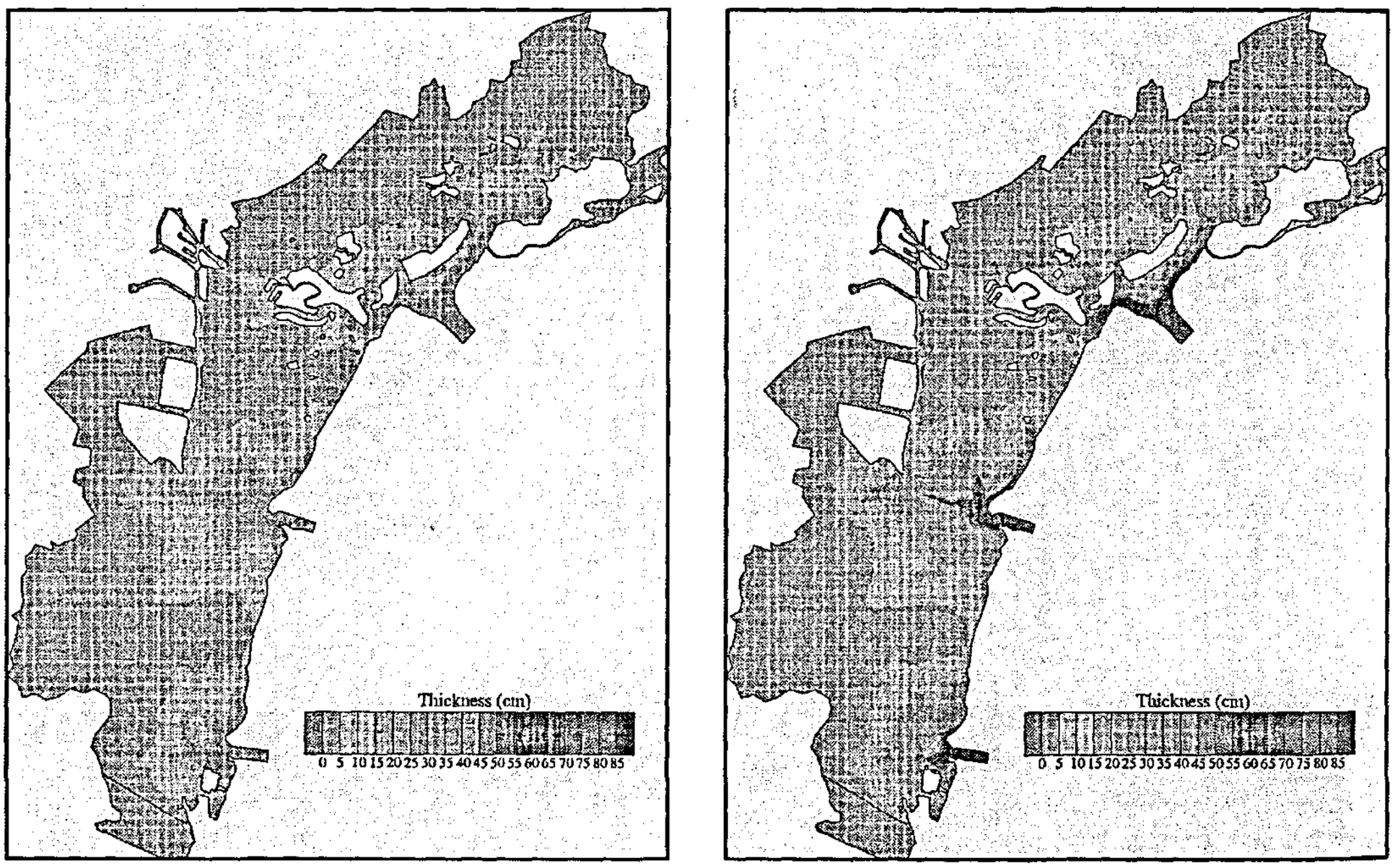


Fig. 3 - Bottom thickness (cm) during Run A: day 10 (left) and day 20 (right).
Spessore del fondale (cm) durante il percorso A: giorno 10 (sinistra) e giorno 20 (destra).

The maximum thickness reached -about 90 cm- states that, even using a realistic sinking velocity, this may turn out to give overestimated results, as no resuspension processes or limiting factors were included.

The sediment concentration decreases very fast, as can be seen in Figure 5, where the evolution at hours 12 and 24 is presented, and after a few days the system reaches a stationary state where the dominant effect is the tidal one.

Run B

The initial and boundary conditions have been chosen equal to those of Run A but, in order to adjust the parameterization of the sedimentation process, the sinking velocity is no longer defined as constant in time and space, but as a function of the root squared velocities according to different water depth ranges. In this way we aim at introducing a threshold for sedimentation: when the velocity exceeds this value, the sinking velocity goes to zero and the sedimentation is precluded. Moreover, the threshold value is not unique for the whole basin, but is function of the total depth. As a first parameterization we divided the lagoon

areas into three different behavioural "classes" (see Table 2) which allow the w_{sink} to become zero:

Tab. 2 - Summary of conditions that settle the sinking velocity to zero adopted in Run B, C and D.

Riassunto delle condizioni che stabilizzano la velocità d'affondamento a zero, adottato nel percorso B, C e D.

$\sqrt{u^2 + v^2}$ (cm/s)	Depth range (m)
>50	H>5
>25	1<H<5
>15	H<1

a) when depth is greater than 5 m (deep channel behaviour), *and* root squared velocity exceeds 50 cm/s

b) when depth is less than 5 m, but greater than 1 m (small channel behaviour) *and* root squared velocity exceeds 25 cm/s

c) when water depth is less than 1 m (mud flat behaviour) *and* root squared velocity exceeds 15 cm/s.

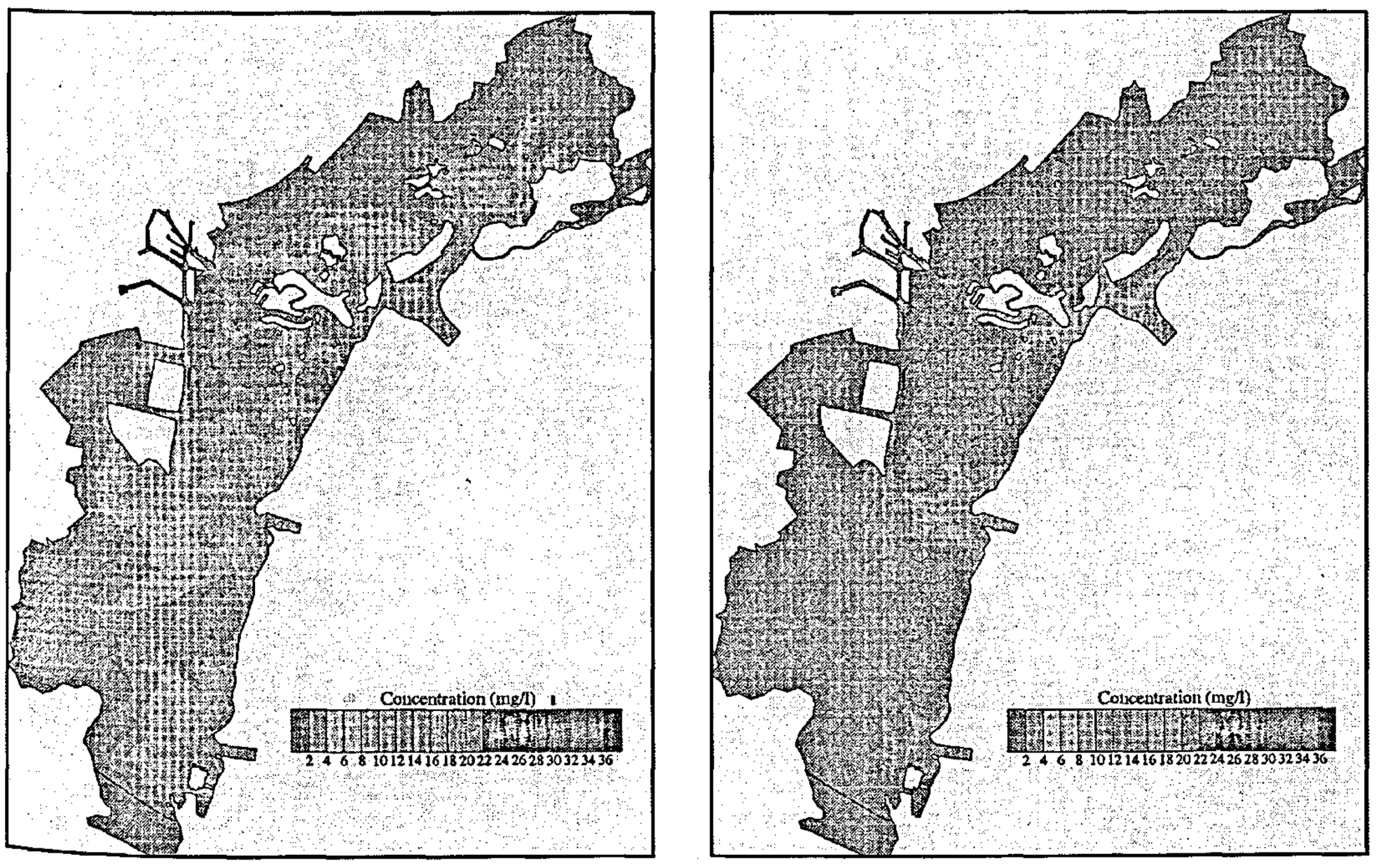


Fig. 4 - TSM concentration (mg/l) during Run A: hour 12 (left) and hour 24 (right).

Concentrazione di TSM (mg/l) durante il percorso A: ore 12 (sinistra) e ore 24 (destra).

This function should account for the fact that the threshold at which $w_{sink}=0$ depends also on the water depth: in shallow areas, the critical velocity value to be reached in order to avoid deposition is lower than in deep ones.

The thickness deposited during the integration presents now a different pattern from that obtained using a constant sinking velocity (see Figure 6, left). The major deposition is no longer found in the surroundings of the lagoon inlets, where currents are more intense and consequently the kinetic energy of the motion allows for a minimum sedimentation, but in internal areas as in the central lagoon (e.g. Malamocco inlet). In this area both the Petroli channel and the Melison one (in front of the Malamocco inlet) present high level of deposition. It is also interesting to note some deposition areas in the proximity of Lido inlet, confirmed also by measurements.

Run C

The set up of this numerical experiment resembles Run B, but the initial concentration of the suspended matter has now been fixed at 0.1 mg/l within the lagoon area and at 10 mg/l for the Adriatic Sea. This test aims to understand whether the deposition patterns created by the model are reproduced also changing the initial conditions, as now a loading of the system takes place, which after few oscillations reaches the stationary state proposed by the previous numerical experiment.

The deposition patterns are similar to those evidenced by Run B, showing only a slight influence of the initial condition. Qualitatively the area interested by the deposition phenomena are the same, as can be seen in Figure 5, right.

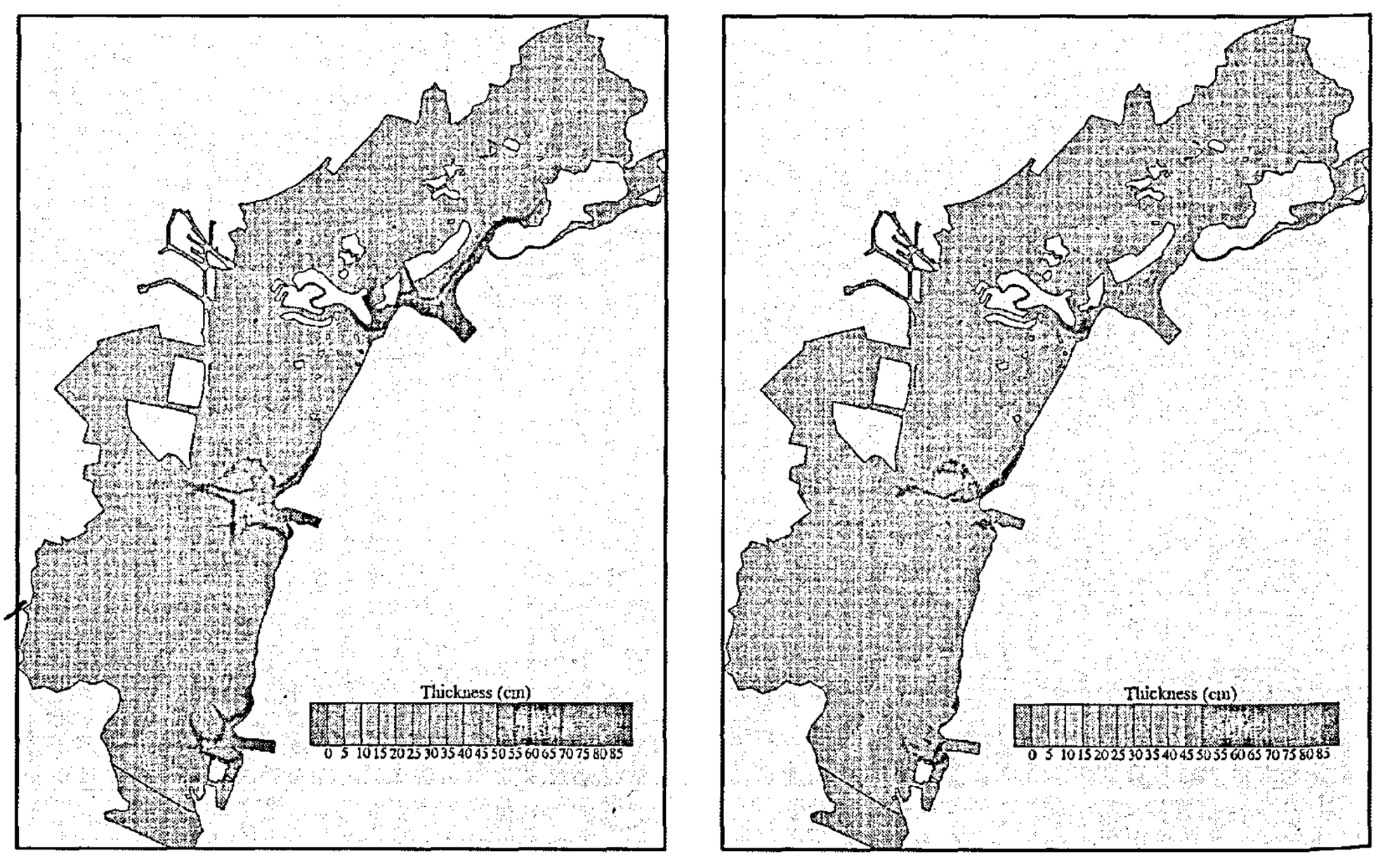


Fig. 5 - Bottom thickness (cm) at day 30. Run A (left) and Run C (right).
Spessore del fondale (cm) durante il giorno 30. Percorso A (sinistra) e percorso C (destra).

Run D

The same conditions adopted in Run B have been proposed again, changing now the bottom topography. In the "Nopetrol" bathymetry version adopted in this run, the Petroli Channel, aligned straight with the Malamocco inlet (see Figure 1) and dredged during the 60's to let oil-tankers in the lagoon, is not present. Therefore, the topography modification mainly interests the central area of the lagoon. As may be noticed in Figure 6 (right), results evidence less deposition along the Melison, the natural channel opening to the right at the beginning of the Petroli channel. The less evident sedimentation process is probably due to the fact that now the Melison channel has become the major connection to the Malamocco inlet and its new hydrodynamic situation allows velocities able to avoid sediment deposition.

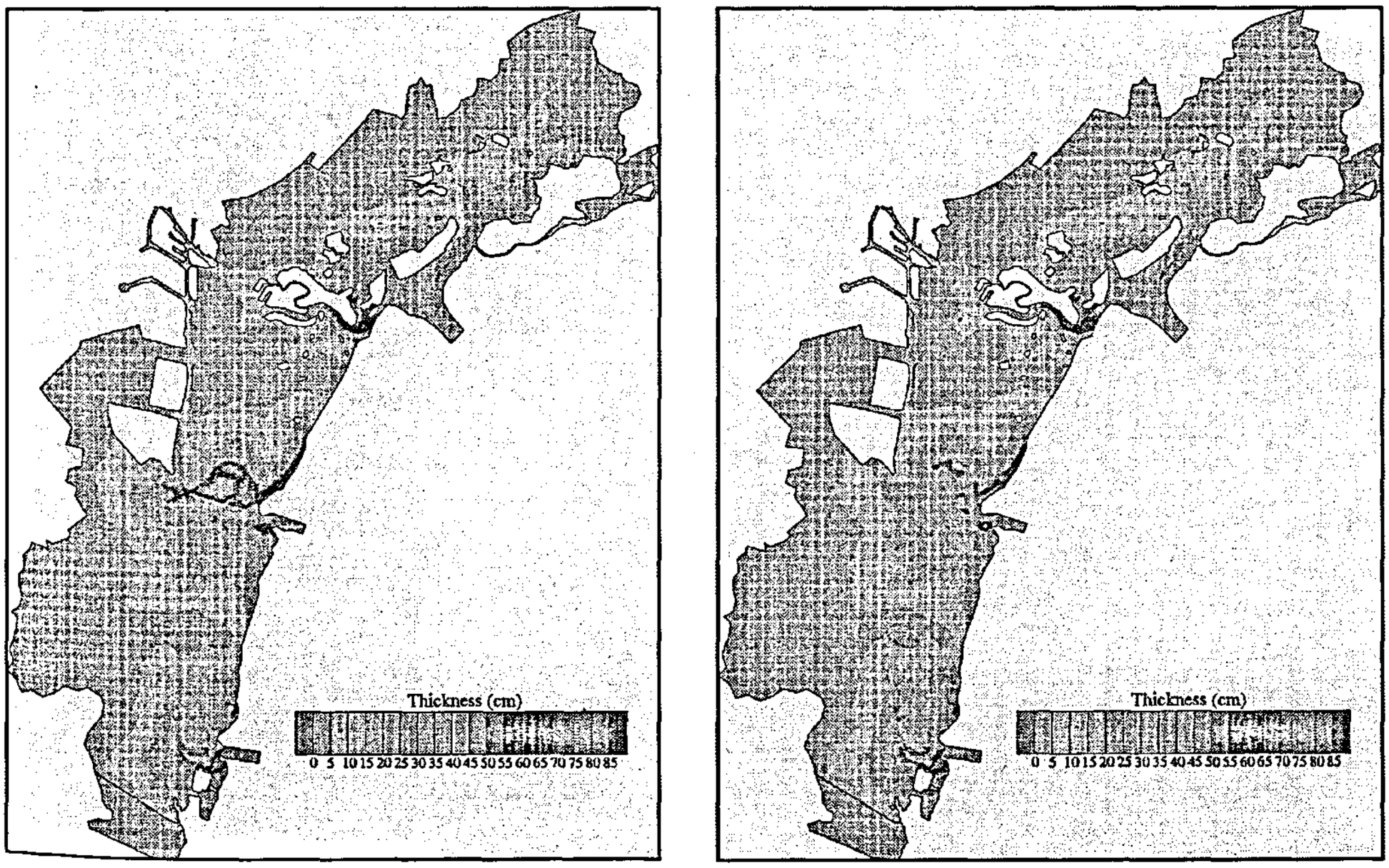


Fig. 6 - Bottom thickness (cm) at day 30. Run B (left) and Run D (right).
Spessore del fondale (cm) durante la giornata 30. Percorso B (sinistra) e percorso D (destra).

Conclusions and recommendations

Even if relying on a simple formulation, the numerical experiments showed how the factors controlling the sedimentation processes have been reproduced, at least qualitatively, by the sediment model. Generally speaking, a similar behaviour in the case of loading (Run B) or flushing (Run C) configuration may be noticed. On the other hand, results from Run D, when adopting "Nopetrol" topography, compared with those using "Venlag" one showed how man-induced modifications of the bathymetry may affect the stability of the bottom morphology, denoting how the original topography would bring less sedimentation along the Melison channel.

Obviously, different realistic improvements should be added to the model; first of all, a description of resuspension effects depending on wind and currents must be introduced. Secondly, an estimate of the river loadings that reach the lagoon through the mainland should be given. Further experiments using more than a single sediment type with different sinking velocities and erosion thresholds are highly desiderable, in order to identify areas where selective processes take place. In the same direction, an estimate of the sea-grass bottom coverage should help in defining the influence of the circulation and phytobenthos on the deposition and sedimentation.

Riassunto

All'interno delle attività previste dal progetto "F-ECTS" (Feed-back of Estuarine Circulation and Transport of Sediments on Phytobenthos) finanziato dalla Comunità Europea, viene presentato un accoppiamento numerico tra un semplice modello di deposizione di sedimenti ed uno idrodinamico ad alta risoluzione all'interno della Laguna di Venezia. Quest'ultimo è un modello 2-D agli elementi finiti che riproduce il campo di circolazione forzato da valori di vento realistici e dalla marea rilevata alle bocche di porto nel periodo 15 Luglio - 15 Agosto 1998, quando una campagna di misure è stata condotta in laguna nell'ambito delle attività del Progetto. Tale attività ha anche consentito di suggerire parametri realistici da impiegare nel modello di deposizione accoppiato a quello idrodinamico, col fine di esplorare gli effetti della circolazione sulla deposizone di materiale sospeso in assenza di eventi di risospensione.

Acknowledgements

The authors wish to thank Dr M. Bonardi (CNR-ISDGM) for the useful discussions and suggestions and Mrs J. Frankenfield Zanin for the kind assistance in reviewing the manuscript.

Bibliography

AMOS C.L., D. COUTIER, S. CRISTANTE, S. CAPPUCCI, LEVY A. (1999) - Feed-back of Estuarine Circulation and Transport of Sediments on Phytobenthos. Field Report, August 1998. Cardiff University.

UMGIESSER G. (2000) - Modeling residual currents in the Venice Lagoon. In: T. Yanagi, TERRAPUB Ed., *Interactions between Estuaries, Coastal Seas and Shelf Seas*: 107-124.

UMGIESSER G., BERGAMASCO A. (1993) - A staggered grid finite element model of the Venice Lagoon. In: K. Morgan, E. Ofiate, J. Periaux, O.C. Zienkiewicz (eds), *Finite Elements in Fluid,* Pineridge Press.

BERGAMASCO A., UMGIESSER G. (2000) - Un modello ad alta risoluzione per la simulazione barotropica della Laguna di Venezia. In: *La ricerca Scientifica per Venezia: Il Progetto Sistema Lagunare Veneziano.* Vol. II - Tomo I, Metodologie di sperimentazione e di rilevamento - Studio dei Processi, Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti Ed.: 721-734 (in italian, ISBN 88-86166-82-6)

ZAMPATO L., UMGIESSER G. (2000) - Hydrodynamic modeling in the channel network of Venice. *Il Nuovo Cimento,* Vol 23 C, N. 3: 263-284.

The work was supported by the European Project MAS3 CT97 OT45 "F-ECTS".

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 309-315

P. Del Negro, C. De Vittor, S. Predonzani, F. Tamberlich, R. Piani[1], F. Finocchiaro[1], G.P. Fanzutti[1], S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina di Trieste, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.
[1]Dipartimento di Scienze Geologiche, Ambientali e Marine, Via E. Weiss, 2 - Trieste, Italia.

UTILIZZAZIONE BATTERICA DEI SOLFATI IN SEDIMENTI DI AMBIENTE SALMASTRO (LAGO DI SABAUDIA O DI PAOLA - LT)

SULFATE BACTERIAL UTILIZATION IN SURFACE SEDIMENTS OF SABAUDIA LAKE

Abstract

Sulphate microbial reduction was studied at two stations in a salty pond (Sabaudia Lake – Italy). Anaerobic processes were more evident at the inner and deeper site (Braccio della Molella), whereas at the outer site under marine water influences, aerobic mineralization prevailed.

Key-words: *Sulfate-reducing bacteria, brakish sediments, Sabaudia lake.*

Introduzione

La riduzione batterica del solfato in ambienti anossici rappresenta una tra le più importanti vie di degradazione della sostanza organica, quantitativamente equivalente o addirittura superiore alla respirazione aerobica (Canfield *et al.*, 1993, Teske *et al.*, 1998, Overmann e van Gemerden, 2000). Nei sedimenti marini costieri tale processo risulta responsabile dell'ossidazione del 10-90% del carbonio organico con un valore medio del 50% (Thamdrup e Canfield, 1996). La riduzione dei solfati è ben documentata in Mar Nero, nella Fossa di Cariaco e nel Fiordo di Framvaren in Norvegia (Goldhaber e Kaplan, 1974, McKee e Skei, 1999) e risulta particolarmente evidente in ambienti a scarso ricambio idrico, quali stagni e laghi costieri (Howarth e Hobbie, 1982), dove l'elevato apporto di sostanza organica determina spesso condizioni anossiche.

I batteri che intervengono nei processi di riduzione, i solfato-riduttori, presentano una distribuzione pressoché ubiquitaria, sia in ambienti marini che dulciacquicoli, ed una notevole versatilità metabolica. Possono, infatti, utilizzare diversi elettron-donatori ed una gran varietà di accettori di elettroni come nitrati, ferro, ossigeno, uranio, tiosolfati, zolfo elementare e composti cloro e nitro-aromatici (Urlich *et al.*, 1997) sia in assenza che in presenza di solfato. Questa estrema variabilità metabolica fa sì che la sola presenza di batteri solfato-riduttori non sia indicativa di una attività di solfato riduzione, che può venir testimoniata soltanto dal consumo di solfato e dalla produzione di solfiti.

Nel presente studio è stata determinata la relazione tra la concentrazione di solfati e l'abbondanza di batteri solfato-riduttori nei sedimenti superficiali del lago di Sabaudia.

Il lago di Sabaudia, bacino salmastro sito a Nord del Monte Circeo, è costituito da un corpo principale e da una serie di anse che rappresentano gli alvei di antichi affluenti; ha una superficie di circa 400 Ha con profondità media e massima rispettivamente di 3,5 e 10 m. La comunicazione con il mare è attualmente limitata a due canali aperti alle opposte estremità del bacino: a Nord il Canale di

Catterattino ed a Sud il canale di Torre di Paola (Canale Romano), scavato già all'epoca dei romani e ripristinato nel 1721 (Costa *et al.*, 1985-6). Dal dopoguerra al 1980 il lago ha subito un progressivo deterioramento ambientale dovuto soprattutto agli scarichi di varia natura che confluiscono nel bacino. Ciò ha indotto il verificarsi di ricorrenti crisi distrofiche che hanno causato ingenti perdite nella produzione ittica. L'apertura del Canale di Catterattino (bonifica pontina) e la captazione, a scopo agricolo, di numerosi piccoli corsi d'acqua dolce che affluivano al lago hanno inoltre determinato un progressivo aumento della salinità. Dopo il 1980, il controllo delle principali fonti di inquinamento e, soprattutto, l'eliminazione dello scarico di un allevamento di suini, ha consentito un lento recupero delle condizioni ambientali del lago nel quale viene attualmente esercitata una produttiva attività di vallicoltura e molluschicoltura (Perdicaro, 1984).

Materiali e metodi

In marzo ed ottobre '99 sono stati raccolti campioni superficiali di sedimento in due stazioni (Fig. 1) posizionate rispettivamente in una zona centrale (stazione 1), caratterizzata da scarso ricambio idrico, ed in una zona prossima all'apertura più meridionale del bacino (Canale Romano) (stazione 2), influenzata dalla vivificazione marina. In ogni stazione sono state prelevate, in immersione, 3 carote di sedimento di 20 cm di lunghezza e 8 cm di diametro. Solamente le carote che presentavano la superficie del sedimento indisturbata sono state utilizzate per le successive analisi. In atmosfera d'azoto ogni carota è stata suddivisa in 7 strati dello spessore di 2 cm ciascuno. Ogni campione è stato sottoposto ad analisi granulometriche, chimiche e microbiologiche.

La separazione tra sabbie e fango è stata eseguita mediante setacciatura ad umido. Il campione è stato pretrattato a caldo con H_2O_2 per 4 giorni per ossidare la sostanza organica. L'analisi delle sabbie è stata condotta utilizzando un bilancia di sedimentazione (Macrogranometer) mentre per la frazione pelitica è stato impiegato un sedigrafo (5000Et - Micromeritics) (Coakley e Syvitski, 1991; Syvitski *et al.* 1991).

Le concentrazioni di carbonio totale e di zolfo sono state determinate utilizzando un analizzatore elementare CHNS/O 2400 (Perkin Elmer) ad una temperatura di combustione di 975 °C. La frazione organica del carbonio e la concentrazione di azoto sono state determinate, previa acidificazione con HCl 1N, alla temperatura di 950 °C (Hedges e Stern, 1984).

La separazione dell'acqua interstiziale dalla fase solida è stata ottenuta tramite centrifugazione a 3500 rpm per 40 min mantenendo la stessa temperatura misurata a livello del fondo al momento del campionamento. L'acqua interstiziale è stata filtrata su membrana con porosità di 0,45 μm e, per evitare l'ossidazione dei solfuri, è stato aggiunto zinco acetato. L'analisi del solfato è stata condotta secondo il metodo titrimetrico di Howarth (1978).

La presenza di batteri solfato riduttori è stata evidenziata con metodi colturali utilizzando Perfrigens Agar in anaerobiosi. I dati vengono espressi come Unità Formanti Colonie (CFU).

Risultati e discussione

Nella stazione 1 (Fig. 1), posizionata nella parte interna del Braccio della Molella, la colonna d'acqua raggiunge profondità di circa 8 m. Al di sopra del fondo si osserva, in entrambi i periodi di campionamento, uno strato, privo di

consistenza e dello spessore di circa mezzo metro, di sostanza organica in decomposizione. L'analisi macroscopica di tale materiale ha evidenziato la predominanza di residui di origine vegetale. I sedimenti sono caratterizzati dalla presenza di fango con quantità di sabbie inferiore al 20%.

La stazione 2 (Fig. 1), posizionata in prossimità dell'apertura più meridionale del bacino (Canale Romano), ha una profondità più ridotta (1.5 m) ed il sedimento è caratterizzato da percentuali elevate di sabbia (superiori al 50%). Abbondante risulta la presenza di frammenti di organismi a guscio carbonatico con dimensioni > 2 mm (Fig. 2).

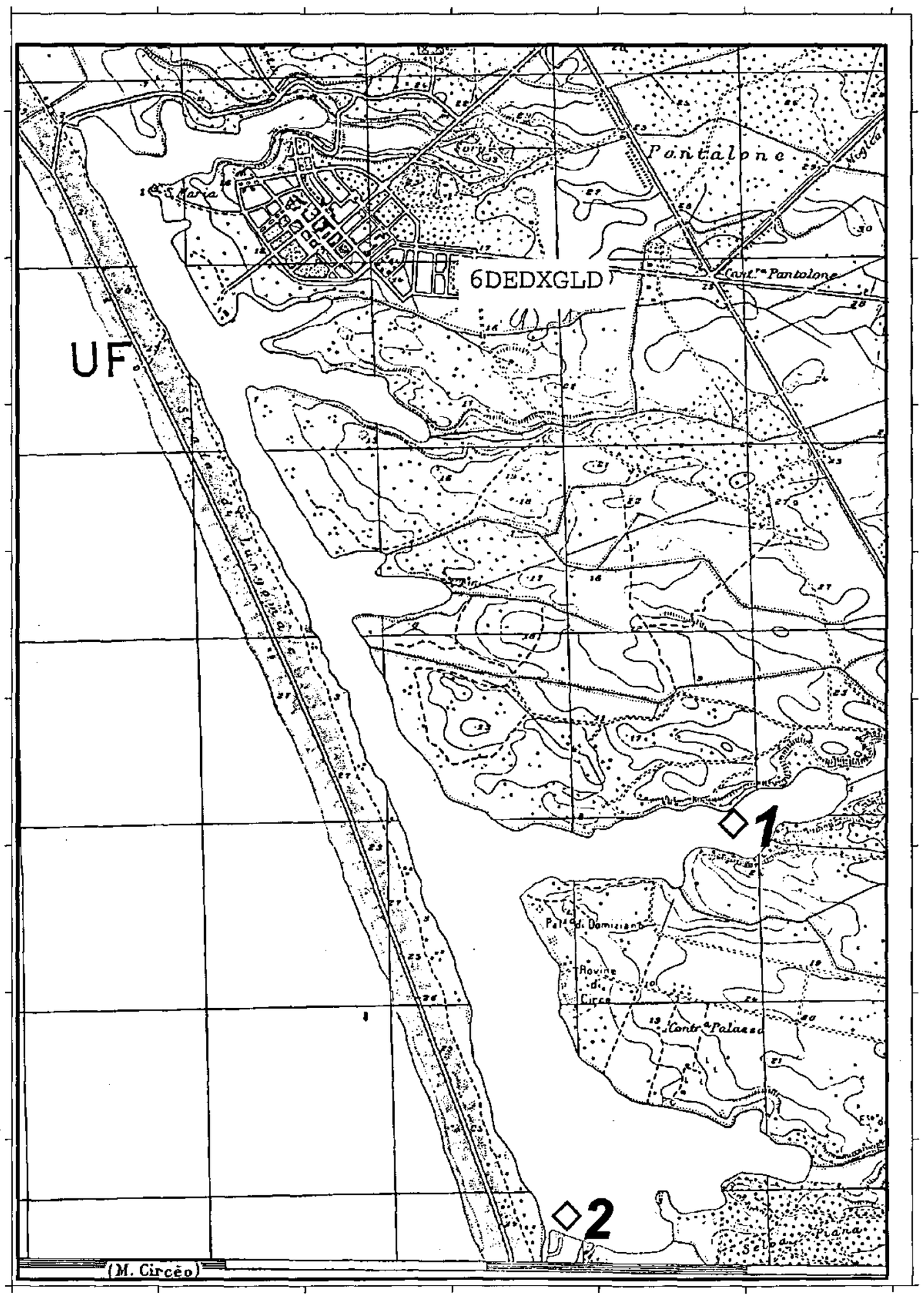


Fig. 1 - Il Lago di Sabaudia con l'ubicazione delle stazioni.
The Lake of Sabaudia with sampling stations.

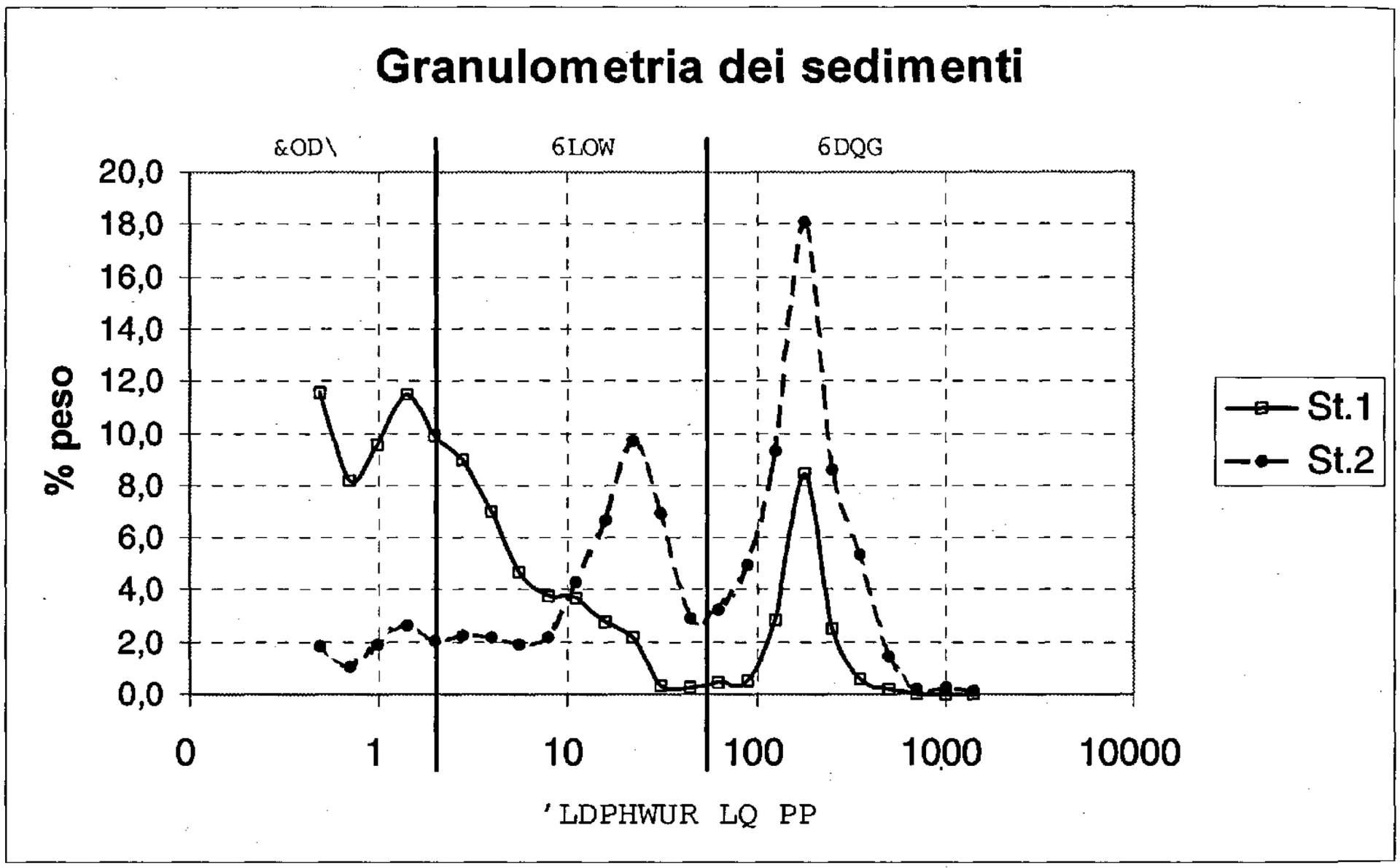


Fig. 2 - Granulometria dei sedimenti.

Grain size composition of sediments.

La differenza tra le due stazioni viene confermata dalle concentrazioni di C e N (Fig. 3) sensibilmente più elevate nella stazione 1 soprattutto in primavera quando il carbonio raggiunge valori pari a $98,0 \pm 0,3$ mg g^{-1} e l'azoto a $11,2 \pm 0,21$ mg g^{-1}. Entrambi i parametri evidenziano una distribuzione omogenea lungo gli strati con un netto decremento sotto i 10 cm. Durante l'estate negli strati superiori sembra esplicarsi un'intensa attività di rimineralizzazione che consuma buona parte della sostanza organica più biodegradabile: le concentrazioni autunnali di C ed N sono, infatti, sensibilmente inferiori rispetto a quelle primaverili ($C < 60$ mg/g; $N < 7$ mg g^{-1}). Negli strati più profondi, invece, gli incrementi rilevati in autunno potrebbero essere determinati da un accumulo della frazione organica refrattaria, come già osservato da De Vittor *et al.* (2000) nel Golfo di Trieste.

La stazione 2, vivificata da apporti marini, presenta una ridottissima variabilità stagionale nelle concentrazioni di N e C. Quest'ultimo, a causa dell'abbondanza di residui conchigliari, risulta prevalentemente costituito dalla frazione carbonatica.

Nella stazione 2, alla ridotta concentrazione di sostanza organica (15.0 ± 8.1 mg g^{-1} C_{org}) corrisponde, in primavera, una elevata concentrazione di solfati (22.0 ± 0.6 mM) lungo tutto il profilo del sedimento. Le abbondanze di batteri utilizzatori di solfato sono infatti estremamente ridotte suggerendo come il principale meccanismo di mineralizzazione della sostanza organica sia prevalentemente di tipo aerobio.

Nella stazione 1 la maggior concentrazione di sostanza organica, soprattutto negli strati superficiali ($C_{org.} > 80$ mg g^{-1}), corrisponde a ridotti tenori di solfati.

Le abbondanze di solfatobatteri risultano, invece, estremamente elevate (Fig. 3). Questi microrganismi, anaerobi obbligati, utilizzano il solfato come elettron accettore per rimineralizzare la sostanza organica producendo zolfo in forma ridotta. L'abbondante concentrazione di zolfo totale suggerisce la prevalenza di meccanismi di degradazione anaerobi. In autunno la diminuita disponibilità di sostanza organica corrisponde ad un incremento di solfati. Le abbondanze batteriche sono estremamente ridotte indicando una limitazione del metabolismo anaerobio e di conseguenza una minore utilizzazione di tale specie ionica che tende ad accumularsi, forse per processi diffusivi dalla sovrastante colonna d'acqua, nei primi strati del sedimento.

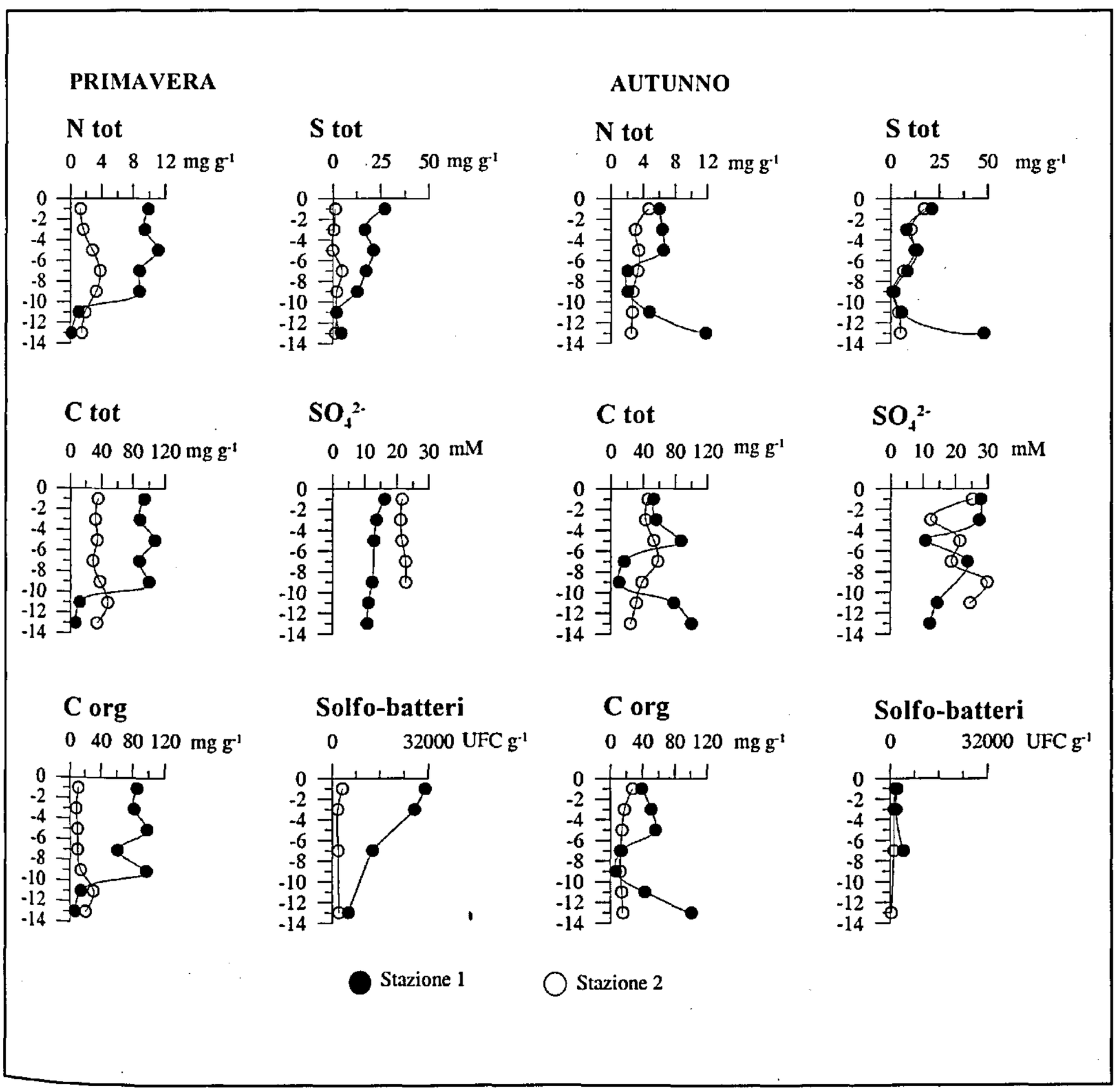


Fig. 3 - Concentrazioni primaverili ed autunnali di azoto, zolfo totale e solfato, carbonio totale ed organico ed abbondanza di solfato-batteri negli strati superficiali del sedimento.

Spring and Autumn Nitrogen (N tot), total Sulfur (S tot) and sulfate (SO_4^{2-}), total Carbon (C tot) and organic Carbon (C org) concentrations and abundance of sulfate reducing bacteria (UFC) in surface sediments.

Nella stazione 2, in autunno, i processi degradativi sembrano essere prevalentemente aerobi. I solfati sono infatti abbondanti ed i solfatobatteri scarsamente rappresentati. Le concentrazioni di zolfo totale, invece, evidenziano un incremento soprattutto a livello degli strati superficiali. Probabilmente nel periodo estivo la carenza di ossigeno sul fondo, evidenziata già in primavera nella stazione 1, ha interessato anche la zona maggiormente vivificata del lago di Sabaudia causando l'accumulo di composti solforati ridotti.

Conclusioni

La degradazione della sostanza organica nel Lago di Sabaudia avviene con meccanismi diversi in aree a diverso idrodinamismo.

I processi anaerobi sembrano essere più spinti nelle aree interne e più profonde dove il ridotto idrodinamismo favorisce l'accumulo di sostanza organica e determina condizioni di ossidoriduzione favorevoli all'utilizzo dei solfati come elettron accettori da parte della comunità microbica presente. Nella zona maggiormente vivificata dagli apporti marini prevale, invece, la mineralizzazione aerobia.

La stagionalità influenza prevalentemente la stazione più interna condizionando soprattutto l'accumulo di sostanza organica depositata.

Le abbondanze di batteri solfato riduttori sono fortemente correlate alle concentrazioni di solfato confermando l'utilizzo di tale specie ionica.

L'accumulo di zolfo totale fornisce un'indicazione dei processi degradativi intervenuti tra i due periodi di campionamento. Le elevate concentrazioni evidenziate suggeriscono infatti come le aree indagate siano state soggette, durante l'estate, ad un metabolismo prevalentemente anaerobio che ha trasformato il solfato nelle sue forme ridotte.

Summary

The sulphate respiration represents the main anaerobic oxidation in marine sediments. This process is well developed in low circulation environments, like ponds and coastal lakes.

In the framework of the project "Biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri italiani", supported by MURST, we evaluated the relationship between sulphate concentration and sulfate-reducing bacteria in superficial sediments of the Sabaudia lake. This basin, with a surface of about 400 ha, reaches depth ranging from 3.5 to 10 m in the inner part. A main body and some bights, representing ancient tributaries, constitute the lake. It is linked with Tyrrhenian sea by two channels (inlet) opened at the two ends of the basin.

Undisturbed sediments were sampled in two stations, characterised by different hydrodynamic features, in spring and autumn (March and October 1999). The following analyses were carried out: grain-size, total organic carbon, sulphate and sulphur concentrations. Moreover the presence of sulfate-reducing bacteria was investigated.

The abundance of sulfate-reducing bacteria was strongly correlated with sulphate concentrations, confirming the utilisation of such ionic compound. The hydrodynamic state of the site had a strong influence on the organic matter degradation. Anaerobic processes were, in fact, more evident at the inner and deeper site (Braccio della Molella), whereas at the site under marine waters influences the aerobic mineralization prevailed.

The seasonality was evident at the inner site regarding the accumulation of organic matter. Total sulphur concentrations suggested the presence of anaerobic degradation of organic matter.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il dott. E. Pollaci dell'Istituto di Idrobiologia ed Acquacoltura "G. Brunelli"di Sabaudia per la preziosa collaborazione e la dott.ssa A. Degani del Laboratorio di Biologia Marina di Trieste per la partecipazione ai campionamenti.

Bibliografia

CANFIELD D.E., THAMDRUP B., HANSEN J.W. (1993) - The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: Iron reduction, manganese reduction, sulfate reduction. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **57**: 3867-3883.

COAKLEY J.P., SYVITSKI J.P.M. (1991) – SediGraph techniques. In: Syvitski J.P.M. (ed.), *Principles, methods and application of particle size analysis*: 129-142, Cambridge University Press.

COSTA C., MINERVINI R., LOMBARDI F., BIANCHINI M.L. (1985-6) - Indagine sulla fauna planctonica e sulla vallicoltura del lago di Sabaudia. *Quaderni dell'Istituto di Idrobiologia e Acquacoltura «G. Brunelli»*, **5-6**: 3-33

DE VITTOR C., FALCONI C., PREDONZANI S., FONDA UMANI S. (2000) - Effetti della mitilicoltura sui sedimenti costieri del Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 85-92.

GOLDHABER M.B., KAPLAN I.R. (1974) – The sulfur cycle. In: Goldberg E.D. (ed), *The Sea*, Vol 5: 569-655

HEDGES J.I., STERN J.H. (1984) - Carbon and nitrogen determinations in carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, **29**: 657-663.

HOWARTH R.W. (1978) - A rapid precise method for sulfate determination in sea, estuarine and pore water. *Limnol. Oceanogr.*, **23**: 1066-1069.

HOWARTH R.W., HOBBIE J.E. (1982) – The regulation of decomposition and heterotrophic microbial activity in salt marsh soils: a review. In: V.S. Kennedy (ed.), *Estuarine comparison.* Academic Press, New York: 103-127.

MCKEE B., SKEI J. (1999) – Framvaren Fjord as a natural laboratory for examining biogeochemical processes in anoxic environments. *Mar. Chem.*, **67**: 147-148.

OVERMANN J., VAN GEMERDEN H. (2000) – Microbial interactions involving sulfur bacteria: implications for the ecology and evolution of bacterial communities. *FEMS Microbiol. Reviews.*, **24**: 591-599

PERDICARO R. (1984) – Condizioni chimico-fisiche del lago di Sabaudia o di Paola dal 1933 al 1984. *Quaderni dell'Istituto di Idrobiologia e Acquacoltura «G. Brunelli»*, **4-2**: 71-139.

SYVITSKI J.P.M., ASPREY K.W, CLATTENBURG D.A. (1991) – Principles, design, and calibration of settling tubes. In: Syvitski J.P.M. (ed.), *Principles, methods and application of particle size analysis*, Cambridge University Press: 45-63.

TESKE A., RAMSING N.B., HABICHT K., FUKUI M., KÜVER J., JØRGENSEN B. B., COHEN Y. (1998) – Sulfate-Reducing Bacteria and Their Activities in Cyanobacterial Mats of Solar Lake (Sinai, Egypt). *Appl. Environ. Microbiol.*, **64**: 2943-2951.

THAMDRUP B. CANFIELD D.E. (1996) - Pathways of carbon oxidation in continental margin sediments off central Chile. *Limnol. Oceanogr.*, **41**: 1629-1650.

URLICH G.A., KRUMHOLZ L.R., SUFLITA J.M. (1997) - A Rapid and Simple Method for Estimating Sulfate Reduction Activity and Quantifyng Inorganic Sulfides. *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**: 1627-1630.

Il presente studio rientra nelle finalità del programma nazionale (ex 40%) del MURST dal titolo "Biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri italiani"

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 316-321

T.L. MAUGERI, C. GUGLIANDOLO, D. CACCAMO, T. LA ROSA

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina,
Sez. Ecologia e Biotecnologie Microbiche, Salita Sperone, 31, 98166 Messina, Italia.

BIOMASSA E PRODUTTIVITÀ DELLE COMUNITÀ MICROBICHE NEGLI AMBIENTI SALMASTRI DI GANZIRRI E FARO (MESSINA)

BIOMASS AND PRODUCTIVITY OF MICROBIAL COMMUNITIES IN THE BRACKISH ENVIRONMENTS OF GANZIRRI AND FARO (MESSINA)

Abstract

Picoplankton and picophytoplankton (cyanobacteria and eukaryotic organisms) densities, obtained by epifluorescence microscopy, and their biomass were studied on samples seasonally collected from Ganzirri and Faro brackish lakes (Messina). Microbial productivity was evaluated on the basis of cell generation time. The picoplanktonic biomass of the two lakes is greater than that observed in the near Straits of Messina. The two biotopes differed in the quantitative and qualitative seasonal variation of microbial communities. The high density of the picophytoplankton, especially of the cyanobacteria, in Lake Faro might be considered as a demonstration of a high productivity.

Key-words: *microbial abundance, spatio-temporal distribution, productivity, picophytoplankton, cyanobacteria.*

Introduzione

Il ruolo svolto dai microrganismi negli ambienti acquatici come fattori chiave dei processi biogeochimici, ed ecologici in genere, è sempre più chiaro. Oggi si ammette che una frazione, a volte significativa, della materia organica venga avviata in forma disciolta verso utilizzatori microbici che la possono assimilare grazie alle loro più piccole dimensioni, ma soprattutto grazie alla loro plurivalenza in termini metabolici, trasformandola entro il cosiddetto "microbial loop". Nell'ambito del progetto "Conservazione della biodiversità e sviluppo sostenibile dei biotopi salmastri costieri italiani" (Cofinanziamento MURST 1997) sono stati studiati i laghi salmastri di Ganzirri e Faro, situati sulla punta nord orientale della Sicilia, vicino Messina. Il lago di Ganzirri ha una forma allungata ed una profondità massima di 7 m. Il lago di Faro, a forma di imbuto, raggiunge al centro la profondità di 28 m, ed è un lago meromittico. Uno strato di acqua rossa a 9-12 m di profondità, dovuto alla presenza di solfobatteri autotrofi, separa le acque ossigenate da quelle ricche di idrogeno solforato.

Studi di ecologia microbica sono stati finalizzati alla conoscenza della distribuzione spazio-temporale delle comunità microbiche, studiate come frazione di organismi di dimensioni comprese tra 0,2 e 2,0 µm di diametro, distinte in picoplancton e picofitoplancton, o picoplancton autotrofo composto da cianobatteri ed eucarioti, e la produttività microbica.

Materiali e metodi

Nel periodo compreso tra maggio 1998 e febbraio 1999 sono stati prelevati, con frequenza stagionale, campioni di acqua superficiale da 4 stazioni del lago di Ganzirri e da 4 del lago di Faro (Fig. 1). Al centro del lago di Faro (Stazione 18) i campioni sono stati prelevati a varie profondità (0, 5, 10, 15, 20 m).

La stima delle densità del picoplancton totale (cellule di dimensioni comprese tra 0,2 e 2 μm), del picofitoplancton (cellule autofluorescenti delle stesse dimensioni) e delle sue componenti, procariotica ed eucariotica, è stata effettuata al microscopio ad epifluorescenza (Olympus BX60-M; Maugeri *et al.*, 1990). Le cellule picoplanctoniche sono state colorate con il fluorocromo DAPI (4,6 diamidino-2 fenilindolo diidrocloro) per 5 minuti ad una concentrazione di 0,01 $\mu g \cdot ml^{-1}$. Per ottenere il biovolume si è proceduto alla misurazione della lunghezza e della larghezza di 200 cellule, applicando successivamente la formula:

$$V = (\pi/4)\ d^2\ (l - d/3)$$

dove d = diametro cellulare ed l = lunghezza cellulare (Fry, 1990).

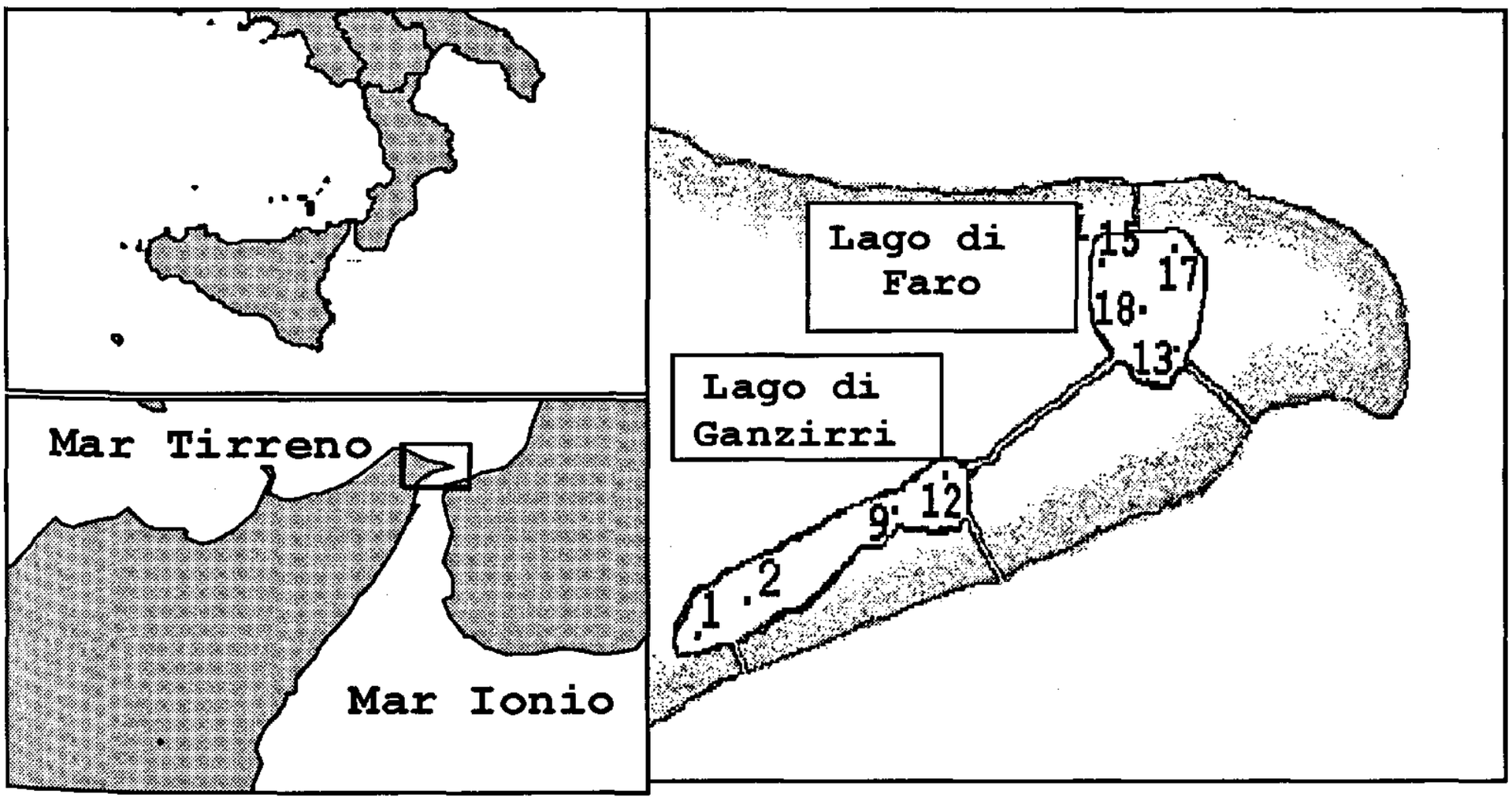


Fig. 1 - Stazioni di prelievo dei campioni nei laghi di Ganzirri e Faro (Me).
Sampling stations in the two lakes, Ganzirri and Faro (Me).

Le biomasse del picoplancton sono state ottenute moltiplicando il biovolume cellulare per un fattore di conversione proposto da Fry (1990) di 310 $fgC \cdot \mu m^{-3}$ contenuto di carbonio per cellula. Per la frazione cianobatterica le biomasse sono state calcolate utilizzando il fattore 294 fgC per cellula con diametro medio di 0,6 μm (Cuhel e Waterbury, 1984); per gli organismi eucariotici il fattore 220 $fgC \cdot \mu m^{-3}$ (Mullin *et al.*, 1966; Booth, 1987).

La stima della produttività (P) è stata ottenuta secondo la formula:

$$P = \mu \cdot biomassa$$

dove μ è il logaritmo naturale del ritmo di crescita batterico istantaneo (Newell

e Christian, 1981), ottenuto utilizzando la frequenza delle cellule che si dividevano (FDC) (Hagström *et al.*, 1979) come segue:

$$\ln \mu = 0{,}299\ \mathrm{FDC} - 4{,}961.$$

La carica batterica in eterotrofi aerobi coltivabili è stata valutata sul terreno Marine Agar (Acumedia, Baltimora, USA) posto ad incubare a 20 °C per 5 giorni.

Risultati

I valori medi delle densità cellulari del picoplancton, del picofitoplancton e delle sue componenti (cianobatteri ed eucarioti) presenti nei campioni d'acqua dei due laghi sono riportati nella tabella 1. Il contributo percentuale delle due componenti del picofitoplancton é rappresentato nella figura 2. Le medie delle biomasse delle stesse componenti planctoniche sono riportate nella tabella 2.

Le biomasse picoplanctoniche variavano da 0,59 a 3,47 mgC l^{-1} nel lago di Ganzirri e da 0,42 a 2,92 mgC l^{-1} nel lago di Faro, corrispondenti ad un numero di cellule l^{-1} compreso tra $5{,}77\times10^{9}$ e $2{,}19\times10^{10}$ nel lago di Ganzirri e $4{,}03\times10^{9}$ e $1{,}79\times10^{10}$ nel lago di Faro. La frazione delle cellule in divisione (FDC) variava dallo 0,53 al 10,83% ed era in media il 3,1% per il lago di Ganzirri, per il lago di Faro dallo 0,38 al 10,19% ed in media il 3,6% del numero totale di cellule picoplanctoniche. Le biomasse picoplanctoniche di Ganzirri erano più alte ($\bar{x} = 1{,}66 \pm 0{,}16$ mgC l^{-1}) di quelle di Faro ($\bar{x} = 1{,}23 \pm 0{,}09$ mgC l^{-1}) e non era possibile evidenziare un effetto stagionale. Solo le biomasse di Faro erano più elevate in inverno.

Tab. 1 - Medie ed errori standard delle densità cellulari di picoplancton, picofitoplancton, e relative componenti (cianobatteri ed eucarioti), ottenute da campioni delle acque dei laghi Ganzirri e Faro nel periodo maggio 1998-febbraio '99.

Average and standard errors of cell densities of picoplankton, picophytoplankton, and its components (cyanobacteria and eukaryotes), obtained from water samples of Ganzirri and Faro lakes during the period May 1998-February '99.

		Media	±es
Ganzirri	**Picoplancton** (cell·l^{-1}x10^{10})	1,09	0,10
	Picofitoplancton (cell·l^{-1}x 10^{7})	1,00	0,28
	Cianobatteri (cell·l^{-1}x 10^{7})	0,20	0,03
	Eucarioti (cell·l^{-1}x 10^{7})	0,79	0,30
Faro	**Picoplancton** (cell·l^{-1}x10^{10})	0,84	0,06
	Picofitoplancton (cell·l^{-1}x 10^{7})	8,63	1,62
	Cianobatteri (cell·l^{-1}x 10^{7})	8,30	1,62
	Eucarioti (cell·l^{-1}x 10^{7})	0,33	0,05

Tab. 2 - Medie ed errori standard delle biomasse di picoplancton, picofitoplancton, e relative componenti (cianobatteri ed eucarioti), ottenute da campioni delle acque dei laghi Ganzirri e Faro nel periodo maggio 1998- febbraio '99.

Average and standard errors of biomasses of picoplankton, picophytoplankton, and its components (cyanobacteria and eukaryotes) obtained from water samples of Ganzirri and Faro lakes during the period May 1998-February '99.

		Media	±es
Ganzirri	**Picoplancton** (mg $C \cdot l^{-1}$)	1,66	0,16
	Picofitoplancton (µg $C \cdot l^{-1}$)	6,78	2,19
	Cianobatteri (µg $C \cdot l^{-1}$)	0,60	0,09
	Eucarioti (µg $C \cdot l^{-1}$)	6,18	2,22
Faro	**Picoplancton** (mg $C \cdot l^{-1}$)	1,23	0,09
	Picofitoplancton (µg $C \cdot l^{-1}$)	26,95	4,79
	Cianobatteri (µg $C \cdot l^{-1}$)	24,39	4,76
	Eucarioti (µg $C \cdot l^{-1}$)	2,56	0,42

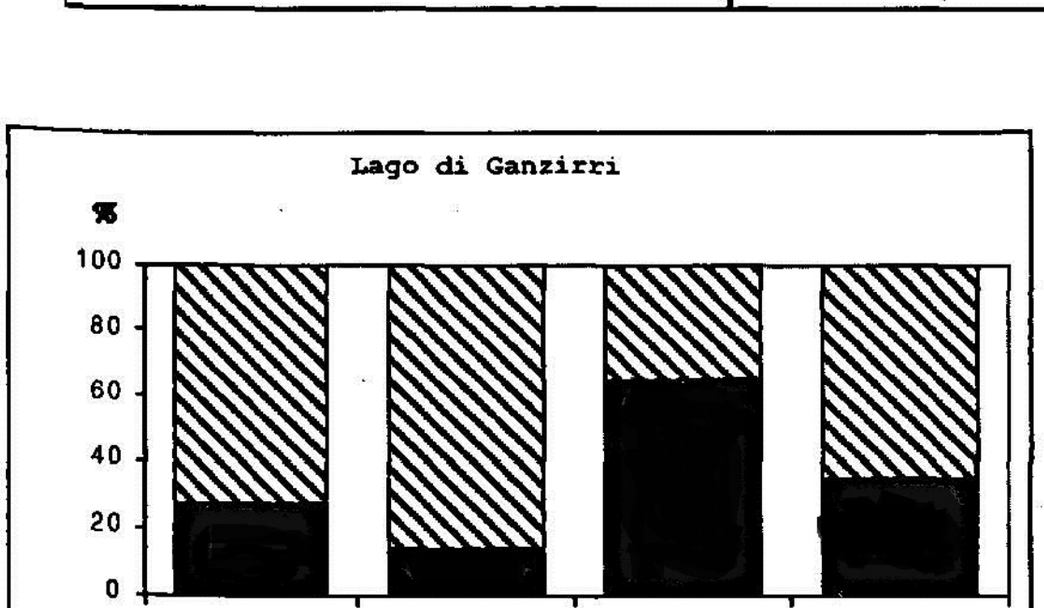


Fig. 2 - Contributo percentuale stagionale delle componenti picofitoplanctoniche nelle acque dei due laghi (%: percentuale del numero di cellule). *Legenda*: **a,** primavera '98 (maggio); **b,** estate '98 (agosto); **c,** autunno '98 (novembre); **d,** inverno '99 (febbraio).

Seasonal relative percentage of picophytoplanktonic components in the water of the two lakes (%: percentage of cell numbers). Legend: ***a,** spring '98 (May); **b,** summer '98 (August); **c,** autumn '98 (November); **d,** winter '99 (February).*

Le biomasse del picofitoplancton variavano da 1,2 a 41,05 µg $C \cdot l^{-1}$ a Ganzirri e da 2,64 a 90,95 µg $C \cdot l^{-1}$ a Faro. La frazione cianobatterica del picofitoplancton a Ganzirri oscillava da 0,04 a 1,44 µg $C \cdot l^{-1}$, ed a Faro da 0 a 86,44 µg $C \cdot l^{-1}$. Questa era la massima quantità di cianobatteri osservata in estate nella stazione 18 a 20 metri. La distribuzione verticale delle biomasse e della produttività, studiata solo nel lago di Faro, ha mostrato valori più elevati a 20 m in primavera ed in inverno. A tale profondità, in presenza di elevate concentrazioni di idrogeno solforato, i cianobatteri coccoidi erano particolarmente abbondanti.

Le biomasse picofitoplanctoniche di Faro erano molto più elevate di quelle osservate a Ganzirri. I valori più alti sono stati riscontrati in agosto in entrambi i laghi. La frazione procariotica risultava prevalente a Faro ed in agosto costituiva il 95% del totale. A Ganzirri, invece, generalmente prevaleva la frazione eucariotica con un massimo di 40,86 µg $C \cdot l^{-1}$ raggiunto ad agosto nella stazione 1, pari al 99,5% rispetto al totale.

La produttività batterica era in media 32 µg $C \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$ nelle acque del lago di Ganzirri e 37 µg $C \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$ in quelle di Faro. I valori più elevati di produttività sono stati registrati in entrambi i laghi in estate, a Ganzirri in superficie nella stazione 1, a Faro nella stazione 18 a 5 metri di profondità.

Il numero delle colonie dei batteri eterotrofi nel lago di Ganzirri era compreso tra $5,9 \times 10^5$ e $1,5 \times 10^8$ CFU $\cdot l^{-1}$ e nel lago di Faro era compreso tra $9,0 \times 10^4$ e $1,3 \times 10^8$ CFU $\cdot l^{-1}$. Tali valori erano in media dello stesso ordine di grandezza della frazione di cellule in divisione (FDC) che variava da 0,3 a $7,2 \times 10^8$ cellule l^{-1} nel lago di Faro e da 0,63 a $7,4 \times 10^8$ cellule $\cdot l^{-1}$ nel lago di Ganzirri. I batteri coltivabili costituivano in media lo 0,19% a Ganzirri e lo 0,11% a Faro delle densità cellulari picoplanctoniche. I batteri eterotrofi erano più abbondanti in inverno.

Discussione e conclusioni

Le biomasse picoplanctoniche medie dei due laghi erano più alte di quelle osservate negli ambienti marini costieri del Mar Mediterraneo (Velimirov e Walenta-Simon, 1993; La Rosa *et al.*, 1999) anche limitrofi come lo Stretto di Messina (Maugeri *et al.*, 1992). Ciò era da attribuire alle più elevate densità cellulari e alle dimensioni delle cellule dei due laghi, misurate al microscopio ad epifluorescenza. Il carico organico era più elevato nel periodo estivo in entrambi i laghi e mostrava i valori più alti nelle stazioni 1 e 9 del lago di Ganzirri (comunicazione personale). Le biomasse picoplanctoniche osservate nei due laghi presentavano valori simili mentre quelle picofitoplanctoniche e quelle dei cianobatteri erano più elevate nel lago di Faro. La presenza di più elevate quantità di picofitoplanctonti (che costituiscono a Faro lo 0,88% e lo 0,12% a Ganzirri dell'intero comparto picoplanctonico) è una conferma della notevole produttività del sistema. Va sottolineata infine la presenza fino ai 20 metri, nel lago di Faro, di cianobatteri coccoidi che, come già osservato nello stesso ambiente (Acosta Pomar *et al.*, 1988) ed in altri laghi meromittici (Craig, 1987), prevalgono sugli eucarioti in condizioni di scarsa presenza di ossigeno e di notevoli quantità di idrogeno solforato e di silicati.

Summary

The role of microbes is considered as the determinant key of matter and energy fluxes within the food chains of aquatic ecosystems. Two brackish lakes, Ganzirri and Faro, were studied in the

frame of the project "Biodiversity preservation and sustainable management of Italian coastal brackish biotopes" (Cofunded project of MURST, 1997). Microbial investigations were carried out to estimate the biomass of picoplankton and picophytoplankton (cyanobacteria and eukaryotes) and their spatio-temporal distribution and microbial productivity.

Both areas of study are located near Messina on the north-east point of Sicily. Lake Faro (28 m deep) is a funnel-shaped, meromictic lake, with a "red water" layer of phototrophic sulphur bacteria at 9 - 12m depth separating the hypolimnion rich in hydrogen sulphide from the oxygenated layer. Lake Ganzirri shows an elongated shape, and it is less deep (7 m) than Lake Faro. Picoplankton and picophytoplankton densities, obtained by epifluorescence microscopy, were used to calculate biovolume, which was converted to biomass by appropriate conversion factors reported in literature. Microbial productivity was evaluated on the basis of cell generation time. The picoplanktonic biomass here observed was greater than that in the close near-shore seawater. In both lakes, heterotrophic microrganisms were abundant. The quantitative and qualitative seasonal variations of microbial communities in the two lakes might be explained by their different morphometric and hydrological properties, and also by the different availability of organic pools.

Data here obtained show that the two lakes, even if connected by channels, are really two different biotopes. This emerged clearly from the temporal distribution of the different microbial communities studied. The picophytoplankton abundance was the greatest in summer in both environments. Only in Lake Faro the relative percentage of picophytoplankton components changed seasonally, showing the predominance of cyanobacteria in spring and summer and the predominance of eukaryotic cells in winter. Vertical distribution of picophytoplankton in Lake Faro showed a great abundance of coccoid cyanobacteria at all depths, even in anaerobic layers, rich of hydrogen sulphide. These data agree with the results of previous studies.

Bibliografia

ACOSTA POMAR M.L.C., BRUNI V., DECEMBRINI F., GIUFFRE' G., MAUGERI T.L. (1988) - Distribution and activity of picophytoplankton in a brackish environment. *Prog. Oceanogr.*, **21**: 129-138.

BOOTH B.C. (1987) - The use of autofluorescence for analyzing oceanic phytoplankton communities. *Botanica Marina*, **30**: 101-108.

CRAIG S.R. (1987) - The distribution and contribution of picoplankton to deep photosynthetic layers in some meromictic lakes. *Acta Academiae Aboensis*, **47**: 55-81.

CUHEL R.A., WATERBURY J.B. (1984) - Biochemical composition and short term nutrient incorporation patterns in a unicellular marine cyanobacterium Synechococcus (WH 7803). *Limnol. Oceanogr.*, **29**: 370-377.

FRY J.C. (1990) - Direct methods and biomass estimation. *Methods in Microbiology*, **22**: 41-85.

HAGSTRÖM A., LARSSON U., HORSTEDT P., NORMARK S. (1979) - Frequency of dividing cells, a new approach to the determination of bacterial growth rates in aquatic environments. *Appl. Environm. Microbiol.*, **37**: 805-812.

LA ROSA T., MAUGERI T.L., GUGLIANDOLO C. (1999) - Variazioni spazio-temporali della comunità picoplanctonica in un sistema di maricoltura costiero. *Biol. Mar. Medit.*, **6**: 322-324.

MAUGERI T.L., ACOSTA POMAR M.L.C., BRUNI V. (1990) - Picoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera D'Alcalà M. (eds), Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia*, **11**: 199-205.

MAUGERI T.L., ACOSTA POMAR M.L.C., BRUNI V., SALOMONE L. (1992) - Picoplancton and picophytoplankton in the Ligurian Sea and Straits of Messina (Mediterranean Sea). *Botanica Marina*, **35**: 493-502.

MULLIN M.N., SLOAN P.R., EPPLEY R.W. (1966) - Relationship between carbon content, cell volume and area in phytoplankton. *Limnol.Oceanogr.*, **11**: 307-311.

NEWELL S.Y, CHRISTIAN R.R. (1981) - Frequency of dividing cells as an estimator of bacterial productivity. *Appl. Environ. Microbiol.*, **42**: 23-31.

VELIMIROV B., WALENTA-SIMON M. (1993) - Bacterial growth rates and productivity within a seagrass system: seasonal variations in a *Posidonia oceanica* bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **96**: 101-107.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 322-331

F. Bianchi, F. Acri, F. Bernardi Aubry, A. Berton,
A. Boldrin, E. Camatti, D. Cassin, A. Comaschi

Istituto di Biologia del Mare C.N.R., Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

POSSONO LE COMUNITÀ PLANCTONICHE ESSERE CONSIDERATE INDICATORI BIOTICI DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE NELLA LAGUNA DI VENEZIA?

COULD PLANKTON COMMUNITIES BE CONSIDERED AS BIO-INDICATORS OF THE WATER QUALITY IN THE VENICE LAGOON?

Abstract

This paper aims to answer to the question if plankton of the Venice Lagoon could be considered as bio-indicator of areas characterised by different anthropic pollution: urban, industrial, thermal, agricultural. Results of two years samplings show that as zooplankton regards the copepod Acartia tonsa *Dana could be considered as a target species in high eutrophic areas. Phytoplankton association does not show any emerging species, whilst the community is differentiated into its major groups.*

Key-words: *Venice Lagoon, pollution, hydrology, plankton, bio-indicators.*

Introduzione

È noto come in un ecosistema lagunare le popolazioni planctoniche siano influenzate dalle variazioni spazio-temporali dei parametri idrochimici e dalla dinamica tidale (UNESCO, 1981; Cloern *et al.*, 1989). Ulteriori effetti, generati dall'azione antropica, vanno ad interferire più o meno pesantemente su questo equilibrio. Nella laguna di Venezia, gli sversamenti antropici presenti appartengono a diverse tipologie: urbani, industriali, termici e agricoli (Perin, 1975; Cironi *et al.*, 1993). Tali effluenti hanno prodotto variazioni significative nello stato trofico di questo ecosistema, accompagnate a volte ad alterazioni nella composizione dei popolamenti biologici: per quanto riguarda il plancton, blooms di organismi fitoplanctonici sono stati descritti nel bacino centrale e settentrionale della laguna di Venezia (Voltolina, 1973; Alberighi *et al.*, 1992; Socal *et al.*, 1999), mentre per le comunità zooplanctoniche si è assistito all'esplosivo incremento di talune specie nelle aree più vicine alla gronda lagunare (Comaschi e Cavalloni, 1995).

Ci si è quindi posto l'interrogativo se nella laguna di Venezia fosse possibile individuare alcuni organismi planctonici quali indicatori della qualità delle acque. A tale riguardo, l'Istituto di Biologia del Mare di Venezia ha condotto un programma di ricerca biennale riguardante lo studio delle variazioni spazio-temporali dei popolamenti planctonici in aree soggette ad influenza antropica, i cui risultati vengono riportati in questo lavoro.

Materiali e metodi

Le stazioni di campionamento, localizzate nel bacino settentrionale e centrale della laguna di Venezia (Fig. 1), sono state selezionate in maniera tale che ognuna fosse rappresentativa della varietà di biotopi soggetti ad azione antropica: 1) S.

Giuliano raccoglie gli scarichi urbani dell'abitato di Mestre; qui si sviluppano bloom fitoplanctonici di notevole entità, ampiamente descritti (Bianchi *et al.,* 1996; Socal *et al.*, 1999); 2) Marghera, situata nel Porto Industriale, è influenzata da sversamenti di sostanze inquinanti di varia natura (Perin, 1975); 3) Fusina risente delle emissioni dei reflui caldi della centrale termoelettrica dell'ENEL di Portomarghera (Alberighi *et al.*, 1992; Socal *et al.*, 1999); 4) il porto di Lido, caratterizzato dalla presenza di acque costiere, è stato scelto come stazione di controllo marino; 5) Palude della Rosa, prossima all'area di gronda, è influenzata sia dagli apporti di acque dolci provenienti dal canale Silone, che convogliano carichi a volte significativi di sversamenti agricoli, sia, in misura più ridotta, da acque di ingressione, trasportate fin qui dall'onda di marea (Bianchi *et al.*, 1999).

I prelievi sono stati eseguiti mensilmente dal maggio 1997 all'aprile 1999, per un totale di 30 campagne di rilevamento; nel corso dell'estate del '98, la loro frequenza è diventata quindicinale, per seguire con maggior dettaglio l'intensificarsi dell'attività biologica. Per ogni stazione, le misure ed i campionamenti sono stati effettuati alla superficie, in condizioni di marea di quadratura, al fine di minimizzare l'effetto della dinamica tidale sul sistema studiato. Sono stati considerati i seguenti parametri: la trasparenza, da disco Secchi; la temperatura, con termometro a pozzetto; la salinità, con salinometro da laboratorio Guildline Autosal;

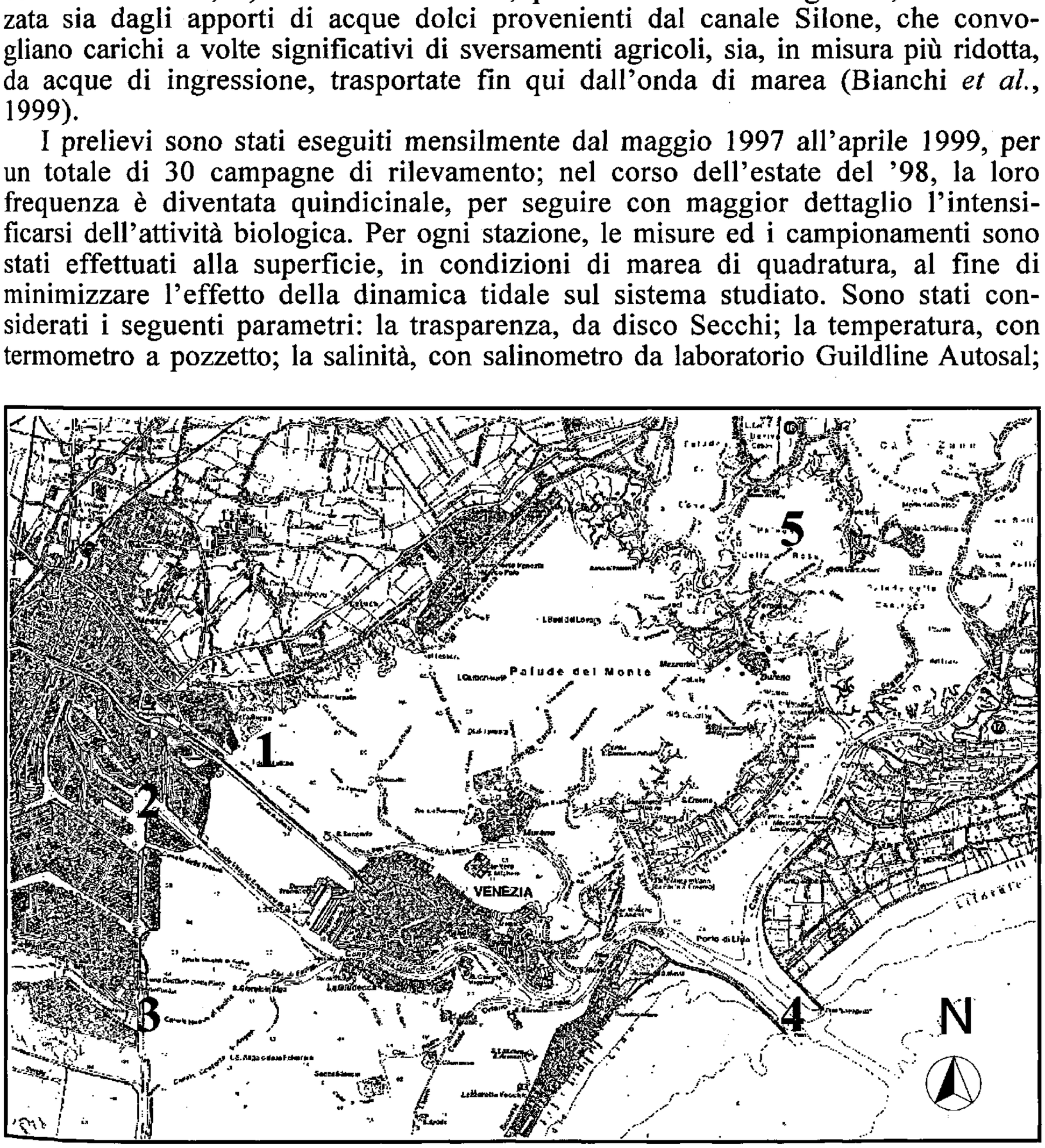


Fig. 1 - Laguna di Venezia: ubicazione delle stazioni di misura e campionamento. ①=S. Giuliano, ②=Marghera, ③=Fusina, ④=Lido, ⑤=Palude della Rosa.

Venice Lagoon: sampling sites. ①=S. Giuliano, ②=Marghera, ③=Fusina, ④=Lido, ⑤=Palude della Rosa.

l'ossigeno disciolto, secondo il metodo di Winkler; i nutrienti disciolti (azoto ammoniacale, nitroso, nitrico, fosforo da ortofosfati e silicio da ortosilicati), analizzati con autoanalizzatore Systea-Alliance, secondo le metodiche generalmente indicate da Strickland e Parsons (1972) e da Hansen e Koroleff (1999); la clorofilla *a*, valutata secondo Holm-Hansen *et al.* (1965); il carbonio organico (POC) e l'azoto particellati (PN), determinati con analizzatore CHN, secondo Hedges e Stern (1984); il fitoplancton, conteggiato su invertoscopio secondo il metodo di Uthermöl (1958); la diversità specifica calcolata secondo Margalef (1957); lo zooplancton, raccolto mediante retino a strascico orizzontale Clarke-Bumpus, conteggiato quantitativamente allo stereomicroscopio.

Le analisi statistiche sono state condotte sulla matrice di dati, dopo trasformazione logaritmica ($\log_{10}$ (n+1)) dei dati biologici (clorofilla *a*, fito- e zooplancton), per ovviare alla loro distribuzione non normale, in accordo con Sokal e Rohlf (1981).

Risultati

La trasparenza era minima nelle stazioni prossime alla gronda lagunare, per il traffico acqueo e l'azione di drenaggio provocata dalla marea sulle barene limitrofe, mentre i massimi sono stati rilevati al Lido (Tab.1). Reflui caldi hanno interessato la stazione di Fusina, per la vicinanza della centrale termoelettrica ENEL, e Marghera, situata lungo la stessa direttrice (Tab. 1). Per quanto riguarda la salinità, acque soggette a diluizione sono state riscontrate: i) a S. Giuliano, per la presenza di canali dulciacquicoli che drenano piccole quantità di acque dall'entroterra (soprattutto attraverso il canal Salso); ii) in Palude della Rosa, per l'influenza del canale Silone; iii) a Fusina, per l'immissione del Naviglio del Brenta (Tab. 1). Al Lido e a Marghera la salinità ha assunto valori tipicamente marino-costieri. L'ossigeno disciolto ha mostrato percentuali di saturazione mediamente più elevate a Marghera (118%), con valori massimi superiori al 170% nel periodo estivo, mentre Fusina ha evidenziato un appiattimento attorno al 100%, analogamente a quanto rinvenuto nel corso di indagini precedenti (Bianchi *et al.*, 1996). L'ossigenazione relativa di S. Giuliano era mediamente inferiore alla saturazione (Tab. 1), probabilmente a causa della risospensione del sedimento anossico causata dal traffico acqueo e/o dalla gran quantità di materia organica qui presente, che impegna fortemente l'ossigeno disciolto. Le concentrazioni dei nutrienti misurate al Lido si sono mantenute su livelli mesotrofici (Tab. 1), mentre nell'area di gronda il loro carico era significativamente maggiore. L'origine terrigena degli ortosilicati era evidente a S. Giuliano e in Palude (medie superiori a 50 μM), mentre l'azoto totale inorganico (DIN) evidenziava massimi in corrispondenza delle aree soggette a scarichi termici, industriali, urbani, agricoli (rispettivamente Fusina, Marghera, S. Giuliano e Palude; Tab. 1). La forma dominante era sempre il nitrato, con percentuali medie variabili tra il 60% (S. Giuliano) ed il 79% (Lido), mentre l'ammoniaca era compresa tra il 17% (Lido e Palude) ed il 35% (S. Giuliano). Analogamente, la presenza degli ortofosfati era maggiore nell'area industriale (Marghera) ed urbana (S. Giuliano), dove è stato riscontrato il massimo assoluto pari a 7.9 μM. Il rapporto N/P era estremamente diversificato: dal minimo di S. Giuliano (media = 42), dove le concentrazioni medie sia di azoto che di fosforo erano elevate, si passava a valori superiori a 100 (Lido e Palude), per le esigue quantità di fosforo qui rinvenute. Tutti i

rapporti N/P risultavano ben lontani dal valore di 16, indicato in letteratura come proprio di acque marine (Redfield *et al.*, 1963). Il materiale organico particellato (POC e PN) mostrava concentrazioni molto elevate a S. Giuliano, mentre il Lido confermava caratteristiche di mesotrofia (Tab. 1). La clorofilla *a* ha assunto valori più elevati a S. Giuliano e Marghera (Tab. 1); in quest'ultima stazione è stato rinvenuto il massimo assoluto superiore a 70 μg dm^{-3} nel luglio '98, al quale corrispondeva una comunità di microflagellate presenti con abbondanze superiori a 6 x 10^6 cell dm^{-3}, pari all'84% del totale, mentre al Lido si osservavano concentrazioni proprie di acque marine costiere nord-adriatiche (media=2.0 μg dm^{-3}). I rapporti POC/clorofilla *a* erano superiori a 200 in tutte le stazioni, evidenziando come il contributo della frazione biogenica al particellato organico sia stato di scarsa entità.

La componente fitoplanctonica, in accordo con la distribuzione della clorofilla *a*, ha evidenziato abbondanze numeriche mediamente più elevate a S. Giuliano e Marghera (Tab. 1, Fig. 2.A), mentre il minimo, pari a 1364×10^3 cell dm^{-3}, è stato rinvenuto nelle acque della stazione costiera. Qualitativamente, il fitoplancton era costituito in prevalenza da diatomee, tranne a Marghera, dove prevalevano le microflagellate (Fig. 2.A). Altre classi sono state rinvenute saltuariamente: le coccolitoforidee, forme tipiche di ambienti marini, si osservavano soprattutto al Lido, ma sempre con percentuali esigue (max 1%), mentre cloroficee ed euglenoficee, forme tipiche di acque dolci, si rinvenivano nelle stazioni influenzate da apporti dalle aree di gronda. I popolamenti fitoplanctonici della palude della Rosa erano caratterizzati dalla presenza di forme sia tipicamente marine che salmastre, confermando le caratteristiche di transizione di questa zona. Durante il periodo estivo, S. Giuliano e Palude sono state interessate da un bloom a diatomee in entrambi gli anni di indagine. A S. Giuliano, nel giugno 1997, il 92% del fitoplancton era costituito da *Chaetoceros* cfr *compressus* (21×10^6 cell dm^{-3}) e da *Cylindrotheca closterium* (29×10^6 cell dm^{-3}), mentre nel giugno 1998, il 70% del totale era

Tab. 1 - Medie e deviazioni standard dei parametri osservati.
Mean values and standard deviations of the observed variables.

		S. Giuliano (st. 1)		Marghera (st. 2)		Fusina (st. 3)		Lido (st. 4)		Palude della Rosa (st. 5)	
Parametri	*Unità*	*media*	*d.s.*	*media*	*d.s.*	*media*	*d.s.*	*media*	*d.s.*	*media*	*d.s.*
Trasparenza	M	0.5	*0.3*	1.5	*0.5*	0.8	*0.4*	3.0	*1.4*	0.5	*0.1*
Temperatura	°C	17.5	*7.4*	19.2	*6.9*	22.3	*5.6*	17.1	*7.1*	17.2	*8.4*
Salinità	PSU	21.2	*5.3*	29.2	*2.2*	27.0	*3.8*	32.8	*1.9*	24.2	*4.3*
Ossigenaz. rel.	%	95	*17.0*	118.0	*29.3*	104.6	*8.0*	107.9	*11.4*	113.8	*21.7*
DIN	μM	59.1	*37.2*	50.0	*35.8*	62.4	*39.3*	19.7	*11.0*	56.9	*54.2*
$Si\text{-}SiO_4$	μM	54.3	*41.2*	31.0	*36.3*	28.9	*14.8*	22.5	*39.9*	53.4	*44.6*
$P\text{-}PO_4$	μM	1.6	*0.9*	1.4	*1.6*	1.1	*0.5*	0.2	*0.1*	0.4	*0.4*
POC	μg/dm^3	1730.6	*1074.3*	821.2	*590.3*	815.2	*347.5*	324.9	*145.9*	699.4	*455.7*
PN	μg/dm^3	300.9	*203.7*	149.7	*120.8*	122.3	*61.6*	53.0	*25.6*	117.4	*83.8*
Clorofilla *a*	μg/dm^3	18.2	*17.6*	14.3	*15.5*	6.3	*7.6*	2.0	*1.3*	5.3	*5.2*
Fitoplanc.tot.	cell/dm^3 10^3	8405	*13090*	7801	*10460*	3107	*3220*	1364	*1352*	4004	*6431*
Diatomee	cell/dm^3 10^3	6238	*12175*	3446	*5722*	1627	*1779*	750	*1099*	2372	*6067*
Dinoflagellate	cell/dm^3 10^3	120	*226*	183	*337*	33	*74*	22	*29*	16	*31*
Microflagellate	cell/dm^3 10^3	2014	*1914*	4054	*9223*	1308	*1538*	579	*492*	1558	*1842*
Zooplanc. tot.	ind/m^3	3562	*5098*	308	*390*	1182	*2009*	1910	*2603*	1380	*2353*
Copepodi	ind/m^3	3429	*5023*	274	*351*	1053	*1898*	1346	*2008*	1277	*2315*
Cladoceri	ind/m^3	3	*6*	1	*2*	10	*25*	265	*476*	26	*36*
Altri zooplanc.	ind/m^3	130	*133*	32	*46*	118	*192*	265	*557*	119	*120*

rappresentato da *Thalassiosira* sp., con 22×10^6 cell dm^{-3}. In Palude, durante l'agosto-settembre del '97 e '98 è stato osservato un bloom a *Nitzschia frustulum*, con abbondanze rispettivamente pari a 30×10^6 ed a 15×10^6 cell dm^{-3}.

L'analisi della struttura dei popolamenti, ottenuta mediante l'applicazione dell'indice di diversità di Margalef (1957), ha fornito ulteriori informazioni sullo stato di qualità delle acque. L'andamento stagionale dell'indice è risultato pressochè simile tra tutte le stazioni (Fig. 2B), ad eccezione di Marghera, che ha presentato valori di diversità quasi sempre inferiori, evidenziando una riduzione del numero di specie totali. Si noti come il trend di Fusina abbia subìto nel periodo invernale un drastico decremento della diversità.

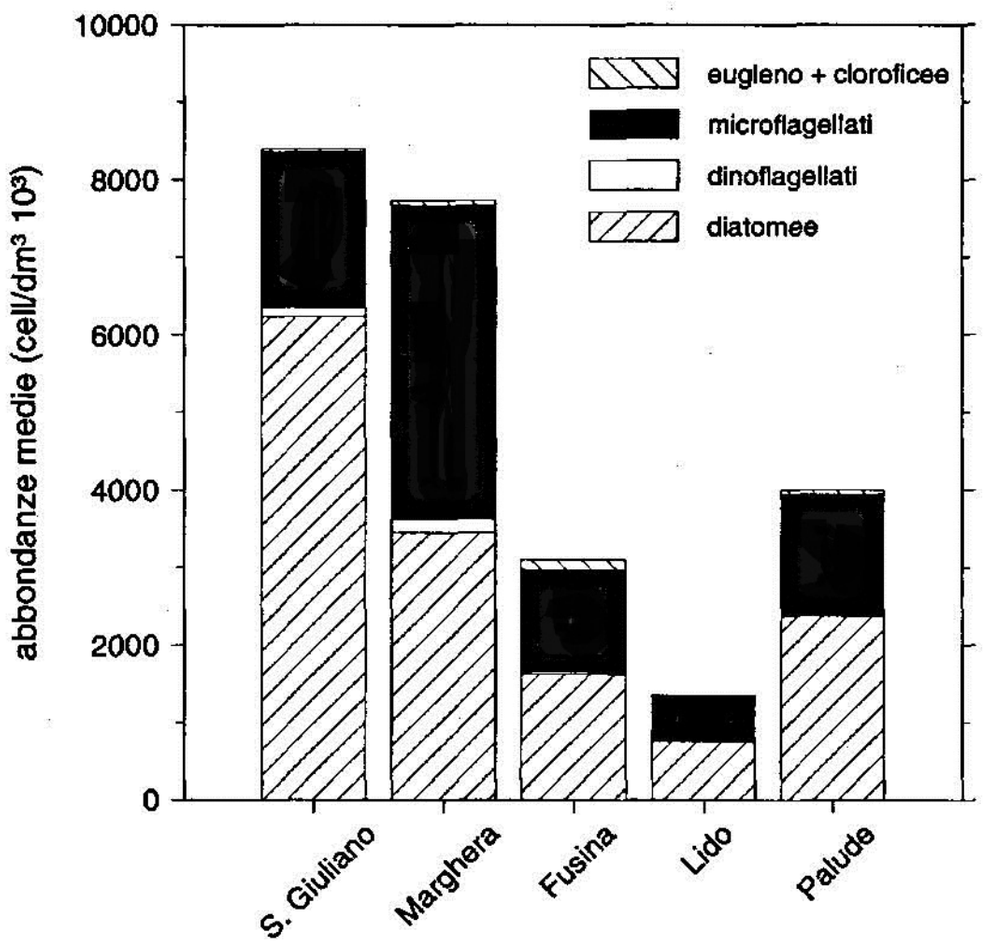


Fig. 2A - Abbondanze numeriche medie dei principali gruppi fitoplanctonici rinvenuti.

Average numerical abundances of the main phytoplankton groups.

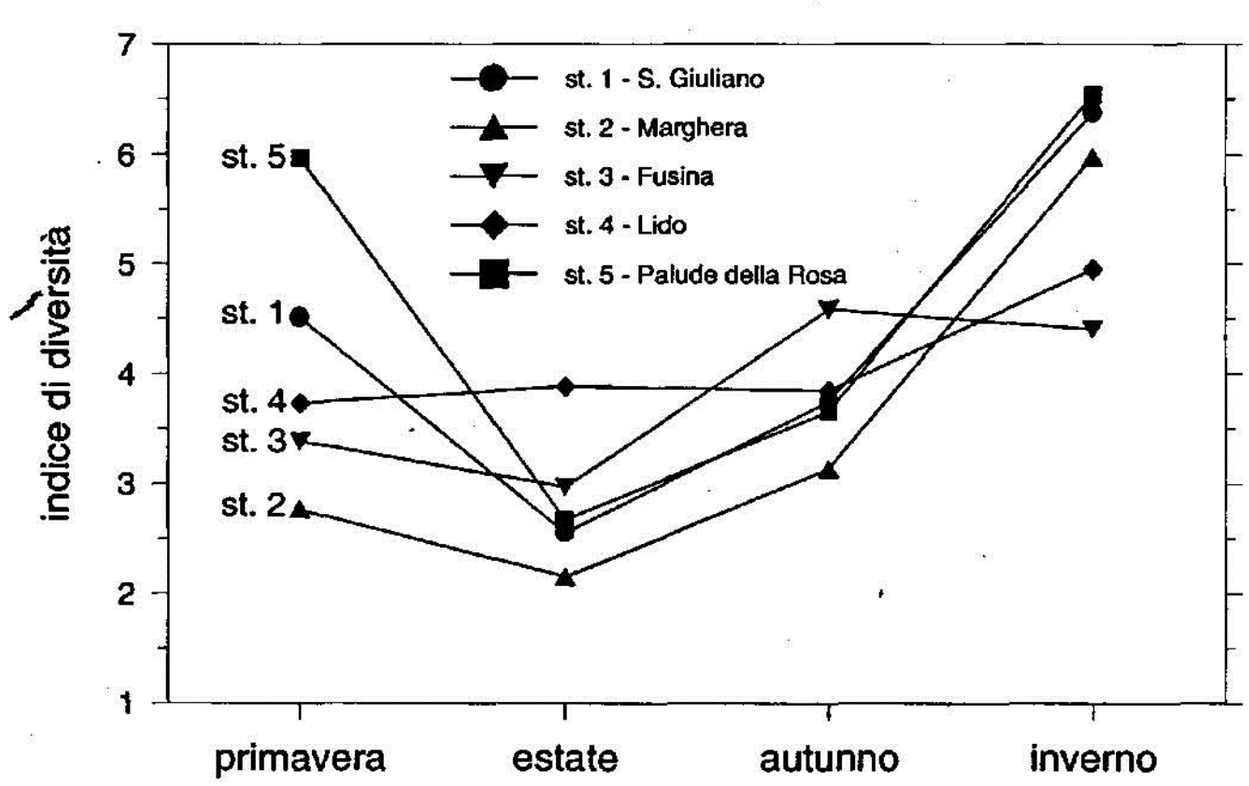


Fig. 2B - Andamenti stagionali dell'indice di diversità secondo Margalef (1957).

Seasonal trends of the diversity index according to Margalef (1957).

Le abbondanze numeriche medie dello zooplancton erano molto elevate a S. Giuliano ed al Lido (Tab. 1); massimi sono stati rinvenuti a S. Giuliano (21205 ind m^{-3}) e in Palude della Rosa (11506 ind m^{-3}), aree di gronda. Come composizione tassonomica, lo zooplancton era rappresentato quasi esclusivamente dal copepode *Acartia tonsa*, ad eccezione del Lido, dove la congenere *A. clausi* mostrava abbondanze numeriche superiori (Fig. 3). Il trend temporale seguiva strettamente l'andamento della temperatura; questo veniva osservato sia per lo zooplancton totale che per il suo maggiore costituente, *A. tonsa*. Degna di nota è l'anomalìa riscontrata a Marghera, dove, per le sue caratteristiche di elevata trofia, si presumeva di rinvenire abbondanze zooplanctoniche altrettanto cospicue. Al contrario, i valori osservati erano di gran lunga inferiori (media = 308 ind m^{-3}).

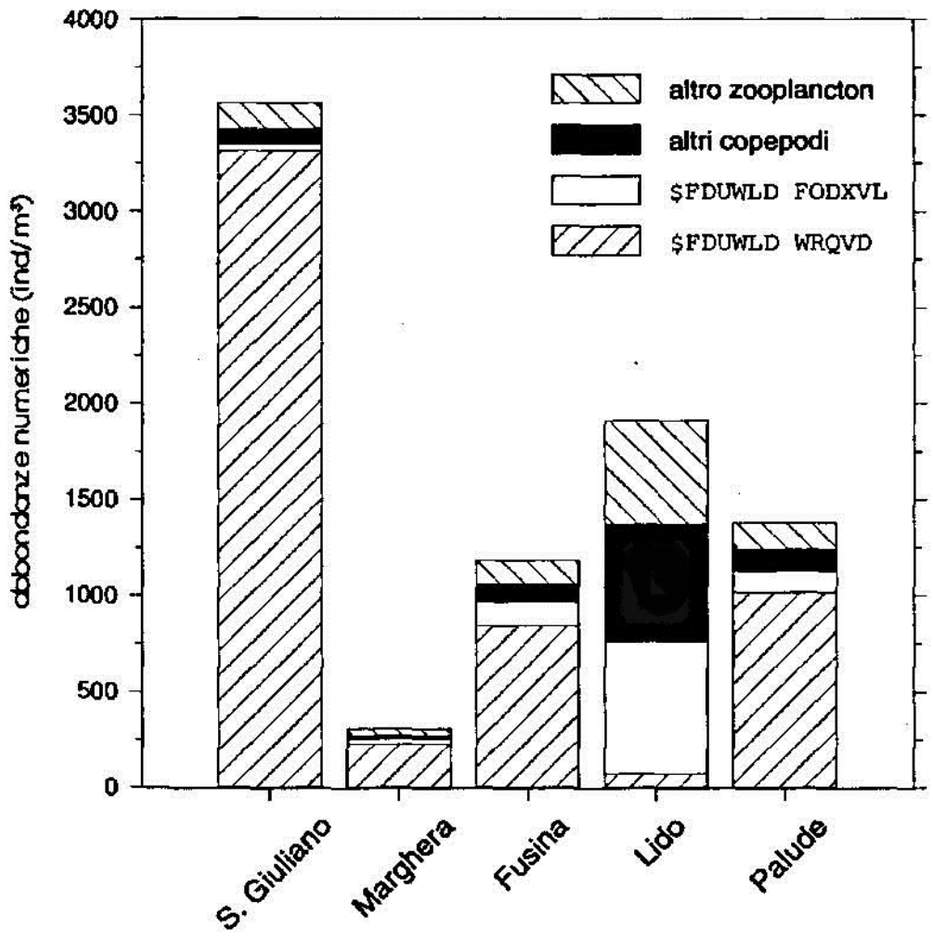


Fig. 3 - Abbondanze numeriche medie delle principali entità zooplanctoniche rinvenute.

Average numerical abundances of the main zooplankton constituents.

Discussione e conclusioni

Lo studio delle variabili idrochimiche e biologiche della laguna di Venezia si presenta molto complesso, anche a causa della pesante influenza delle numerose e differenti fonti di inquinamento, industriali, termiche, urbane ed agricole, con punti di immissione non sempre facilmente identificabili; dall'intensità di questi e dall'escursione di marea, che determina un flusso periodico che sospinge alternativamente le acque, dipendono gran parte delle caratteristiche trofiche delle aree studiate. In un contesto così complesso, i parametri chimici considerati singolarmente possono non risultare sufficienti a dare un quadro completo della situazione ambientale; da qui l'ipotesi se l'esame delle componenti biologiche, nel nostro caso il plancton, potesse fornire un ulteriore elemento nel determinare la qualità delle acque lagunari.

Dai risultati ottenuti, si è dimostrato come le stazioni con carattere maggiormente eutrofico fossero quelle più pesantemente influenzate da sversamenti di origine urbana ed industriale: S. Giuliano e Marghera, ed in misura minore Fusina, presentavano concentrazioni molto alte di nutrienti disciolti, soprattutto azoto e fosforo, e di materiale organico particellato. Diversa appariva la situazione della

Palude della Rosa, area prossima alla gronda lagunare, che ha mostrato ampie oscillazioni della trofìa, poiché strettamente influenzata sia dal canale Silone, che raccoglie le acque di dilavamento dei terreni circostanti, utilizzati principalmente in agricoltura intensiva, che dall'onda di marea entrante, che fa pervenire fin qui acque a maggiore salinità (massimo rinvenuto=31.7 PSU). Una situazione a carattere mesotrofico era rappresentata dalla stazione del Lido, dove si rinvenivano acque con le tipiche caratteristiche costiere del bacino settentrionale adriatico.

Ulteriori informazioni sullo stato di qualità delle acque sono state ricavate dallo studio dei popolamenti fitoplanctonici, le cui abbondanze, strettamente dipendenti dalla distribuzione dei nutrienti, sono risultate un indice indiretto del trofismo delle acque. Le nostre osservazioni hanno dimostrato come nessuna specie sia emersa sostanzialmente sulla comunità nelle aree altamente trofiche: infatti, i bloom microalgali da noi osservati mostravano un carattere puntiforme, poco durevole nel tempo e spesso a carico di organismi diversi. La diversità specifica ha fornito elementi utili nel caratterizzare le stazioni esaminate: l'andamento stagionale dell'indice di Margalef era pressoché simile nelle cinque stazioni, con massimi in inverno-primavera e minimi estivi. Eccezioni erano rappresentate da: i) il generale appiattimento rilevato nella stazione costiera (Lido), sintomo di una composizione specifica equilibrata, senza rilevanti fenomeni di dominanza; ii) la bassa diversità presentata da Fusina nel periodo invernale, probabilmente per la presenza costante di reflui termici, che influivano sulla composizione tassonomica dei popolamenti; iii) la riduzione generalizzata della diversità a Marghera, accompagnata ad una diversa composizione nel popolamento fitoplanctonico, dominato dalle microflagellate.

Per quanto riguarda le comunità zooplanctoniche, contrariamente a quanto generalmente riportato dalla letteratura, nella quale spesso si fa riferimento al fenomeno della "vivificazione marina" ad opera delle acque costiere, che genera un gradiente decrescente dalle bocche di porto alla laguna interna (D'Ancona *et al.*, 1951), le maggiori abbondanze sono state da noi osservate nell'area di gronda. Questi valori insolitamente elevati erano dovuti alla massiccia presenza del copepode *Acartia tonsa*, di recente rinvenimento nella laguna di Venezia (Comaschi e Cavalloni, 1995), che percentualmente dominava nei campioni raccolti nelle stazioni più interne. È noto in letteratura (Paffenhofer e Stearn, 1988; Roman, 1984; Bianchi *et al.*, 1999) come il ciclo vitale di tale copepode dipenda strettamente dalla quantità di cibo disponibile e sia tanto più accelerato quanto maggiore sia l'apporto trofico. Quando le condizioni fisico-chimiche delle acque mostrano caratteristiche costiere, le abbondanze di *A. tonsa* diminuiscono, e la congenere *A. clausi*, che presenta maggiore affinità per queste acque, tende a occuparne l'areale di distribuzione, come evidenziato a volte a Fusina, poiché trasportate lungo il canale di grande comunicazione Malamocco-Marghera, e nella quasi totalità dei campioni del Lido, anche senza raggiungere la dominanza assoluta.

Un fenomeno degno di menzione è costituito dai minimi di abbondanza zooplanctonica riscontrati a Marghera: secondo l'elevato carico trofico qui rinvenuto, sarebbe stato ragionevole attendersi fenomeni di crescita esplosiva di specie opportuniste, che al contrario non si sono manifestati. Scartando l'ipotesi di scarsa tolleranza alle variazioni dei parametri fisici, quali temperatura e salinità (*Acartia tonsa*, specie dominante, presenta un'ampia adattabilità a questi due parametri), è nostra opinione che in tale area alcune sostanze inquinanti di origine industria-

le interferiscano, in qualche modo, con il ciclo vitale dello zooplancton e di taluni gruppi fitoplanctonici, quali le diatomee.

Tra i tossici rilevati nel Porto Industriale di Marghera, vanno annoverati i metalli pesanti (Cu, Zn, Co, Mn e composti organici dello Sn) e gli idrocarburi poliaromatici (PAH), presenti sempre in elevate concentrazioni (Cleary *et al.*, 1999). Gli effetti che questi composti esercitano sugli organismi planctonici, pur considerando l'ampia variabilità naturale della risposta biologica, sono tutt'altro che trascurabili: tra il fitoplancton, le diatomee, nonostante l'eterogenea sensibilità che le diverse classi - e le diverse specie all'interno della stessa classe – mostrano nei confronti di tossici di varia natura (Walsh, 1986), presentano un'alta mortalità in presenza degli organostannici (Walsh *et al.*, 1985), pesticidi (Walsh, 1983) e metalli pesanti, quali Cu e Cd (Visviki e Rachlin, 1991). Di conseguenza, la diminuzione numerica di tali entità fitoplanctoniche nei nostri campioni si può senz'altro ascrivere alla presenza di una (o più) sostanze tra quelle sopracitate. Per quanto riguarda le microflagellate, è da tenere presente che con questo termine si indica un insieme di numerosi gruppi tassonomici di piccole dimensioni, di difficile identificazione all'osservazione al microscopio, ai quali appartengono svariate classi, con conseguenti livelli di sensibilità ancora più differenziati rispetto alle diatomee. Circa la loro sensibilità all'azione di composti tossici, è difficile avanzare ipotesi al riguardo, poiché le informazioni presenti in letteratura sulle risposte di questo gruppo tassonomico sono scarse, in quanto questi organismi non vengono utilizzati come "target" nei test di tossicità. La bassa diversità specifica da noi osservata nella stazione di Marghera indica come le microflagellate risentano in misura minore di una situazione di stress ambientale, che al contrario colpisce di più le diatomee, facendone diminuire le abbondanze relative.

Per quanto riguarda i test di tossicità sullo zooplancton, *Acartia tonsa*, specie dominante nei campioni della laguna interna, è un organismo ampiamente studiato in ecotossicologia, a causa dell'importante ruolo ecologico che i copepodi esercitano nell'ecosistema marino e salmastro (Sosnowski e Gentile, 1978; U'ren, 1983; Tester e Costlow, 1981). Gli effetti acuti e cronici che alcuni metalli pesanti producono su questo organismo sono stati studiati in analoghi ecosistemi estuarini, quali la baia di Chesapeake (Sunda *et al.*, 1990), dove le elevate concentrazioni di Zn e Cu, paragonabili a quelle della laguna di Venezia (Cleary *et al.*, 1999), sono responsabili della alta mortalità delle popolazioni di *Acartia tonsa* trattate con queste sostanze.

In conclusione, riteniamo che il plancton presente nella laguna di Venezia possa essere considerato un indicatore per descrivere la qualità delle acque presenti nelle diverse aree soggette a disturbo antropico. Per quanto riguarda lo zooplancton, la specie individuata come maggiormente rappresentativa è *Acartia tonsa*, rinvenuta in elevate abbondanze numeriche in acque eutrofiche. La sua scarsa presenza in tali aree si può senza dubbio ascrivere a fenomeni di depressione del ciclo vitale ad opera di sostanze inquinanti di varia natura.

Diversa appare la situazione del fitoplancton, che, pur non mostrando alcuna specie emergente, risulta analogamente interessante nel definire la qualità delle acque della laguna di Venezia: infatti, da un lato il trofismo dovuto all'abbondanza di materia organica e di nutrienti tende a favorire massiccie esplosioni monospecifiche (bloom fitoplanctonici), mentre, dall'altro, la presenza di sostanze tossiche può inibire la crescita di un gruppo tassonomico, mostrando variazioni nell'andamento della diversità specifica.

Summary

In coastal lagoons, plankton communities are heavily influenced by the variability of hydrochemistry, as well as tidal dynamics, both in time and space; moreover, the anthropic action interferes on this unstable equilibrium, sometimes increasing significantly the trophic level of these ecosystems. To assess if plankton could be utilised as bio-indicator of the water quality in the lagoon of Venice, in this paper authors refer to spatial and temporal variations of phyto- and zooplankton abundance and species composition in some areas, influenced by different kinds of pollution (industrial, thermal, urban and agricultural), sampled for a two-years period. As plankton regards, zooplankton adundances were particularly high in eutrophic areas, and mainly represented by the copepod Acartia tonsa Dana, while in the coastal station A. clausi Giesbrecht was dominant. In spite of the high trophic level detected in the industrial station, a sharp decrease of zooplankton community, probably due to some chemical effluent, such as heavy metals or PAH, was noticed. As phytoplankton, throughout blooms were detected in the border areas, key-species as bio-indicators of heavy pollution have not been observed, whilst differences in community structure and diversity were highlighted.

Ringraziamenti

Si ringraziano i sigg. M. Marin e M. Penzo per la fattiva collaborazione durante le operazioni di campionamento; il dr. Giorgio Socal per la revisione critica del manoscritto; un anonimo referee per aver contribuito a migliorare sensibilmente la qualità del lavoro.

Bibliografia

ALBERIGHI L., BIANCHI F., CIOCE F., SOCAL G. (1992) - Osservazioni durante un bloom di Skeletonema costatum in prossimità della centrale termoelettrica ENEL di Fusina Porto-Marghera (Venezia). *Oebalia*, **17** suppl.: 321-322.

BIANCHI F., SOCAL G., ALBERIGHI L., CIOCE F. (1996) - Cicli nictemerali dell'ossigeno disciolto nel bacino centrale della laguna di Venezia. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 628-630.

BIANCHI F., ACRI F., ALBERIGHI L., BASTIANINI M., BOLDRIN A., CAVALLONI B., CIOCE F., COMASCHI A., RABITTI S., SOCAL G., TURCHETTO M.M. (1999) - Biological variability in the Venice Lagoon. In: Lasserre P. & Marzollo A. (eds), *The Venice Lagoon Ecosystem. Inputs and Interactions Between Land and Sea*, UNESCO & Parthenon Publishing Press: 97-126.

CIRONI R., IOANNILLI E., VITALI R. (1993) – Assessment of effects of coastal power plants on marine biological resources in Italy. In: *Coastal Ocean Space Utilisation* (COSU III). Santa Margherita Ligure, Portofino, Italy, March 30, April 2, 1993: 17 pp.

CLEARY J.J., CRABOLEDDA L., CAMPESAN G. (1999) – Sea surface microlayer chemistry. In: Lasserre P. & Marzollo A. (eds), *The Venice Lagoon Ecosystem. Inputs and Interactions Between Land and Sea*, UNESCO & Parthenon Publishing Press: 127-141.

CLOERN J.E., POWELL T.M., HUZZLEY L.M. (1989) - Spatial and temporal variability in South Francisco Bay (USA). II. Temporal changes in salinity, suspended sediments, phytoplankton biomass and productivity over tidal time scales. *Estuar. Coastal Shelf Sci.*, **28**: 599-613.

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

D'ANCONA U., FAGANELI A., RANZOLI F. (1951) - Il trofismo della Laguna Veneta e la vivificazione marina. *Atti soc. Int. Limnol. teor. appl.*, **11**: 78-99.

HANSEN H.P., KOROLEFF F. (1999) - Determination of nutrients. In: Grasshoff K., Cremling K., Erhardt M. (eds), *Methods of Seawater Analysis*, Wiley-VCH Verlag: 159-228.

HEDGES J.I., STERN J.H. (1984) - Carbon and nitrogen determination of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, **19**: 984-989.

HOLM-HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W., STRICKLAND J.D.H. (1965) - Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. Int. Explor. Mer.*, **30**: 3-15.

MARGALEF R. (1957) - La teoria de la informacion en ecologia. *Mem. Real Acad. Cienc. Artes Barcelona*, **32**: 373-449.

PAFFENHOFER G.A., STEARN D.E. (1988) - Why is *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) restricted to nearshore environment? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **42**: 33-38.

PERIN G. (1975) - L'inquinamento chimico della Laguna di Venezia. In: Cons. depur. Acque della Z. I. Porto Marghera (ed), *Problemi dell'inquinamento lagunare*, Venezia: 47-89.

REDFIELD A.C., KETCHUM B.H., RICHARDS F.A. (1963) - The influence of organisms on the composition of seawater. In: Hill (ed), *The Sea*, Vol. 2, John Wiley, London: 26-77.

ROMAN M.R. (1984) - Utilization of detritus by the copepod *Acartia tonsa*. *Limnol. Oceanogr.*, **29**: 949-959.

SOCAL G., BIANCHI F., ALBERIGHI L. (1999) - Effects of thermal pollution and nutrient discharges on a spring phytoplankton bloom in the industrial area of the lagoon of Venice. *Vie et Milieu*, **49**: 19-31.

SOSNOWSKI S.L., GENTILE J.H. (1978) – Toxicological comparison of natural and cultured populations of *Acartia tonsa* to Cadmium, Copper and Mercury. *J. Fish. Res. Board Can.*, **35**: 1366-1369.

SOKAL R., ROHLF J. (1981) - *Biometry*. 2nd Ed., Freman & Co., San Francisco: 859 pp.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) – A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res.* Bd. Canada, **167**: 311 pp.

SUNDA W.G., TESTER P.A., HUNTSMAN S.A. (1990) – Toxicity of trace metals to Acartia tonsa in the Elizabeth river and southern Chesapeake Bay. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **30**: 207-221.

TESTER P.A., COSTLOW J.D. (1981) – Effect of insect growth regulator Dimilin (TH 6040) on fecundity and egg variability of the marine copepod *Acartia tonsa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **5**: 297-302.

U'REN S.C. (1983) – Acute toxicity of Bis(tributyltin)oxide to a marine copepod. *Mar. Pollut. Bull.* **14**: 303-306.

UNESCO (1981) - Coastal lagoon research, present and future. *UNESCO Technical Paper in Marine Sciences*, **32**: 51-79.

UTHERMÖL H. (1958) - Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, **9**: 1-38.

VISVIKI I., RACHLIN J.W. (1991) – The toxic action and interactions of copper and cadmium to the marine alga *Dunaliella minuta* in both acute and chronic exposure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **20**: 271-275.

VOLTOLINA D. (1973) - A phytoplankton bloom in the lagoon of Venice. *Archo Oceanogr. Limnol.*, **18**: 19-37.

WALSH G.E. (1983) – Cell death and inhibition of population growth of marine unicellular algae by pesticides. *Aquat. Toxicol.*, **3**: 209-214.

WALSH G.E. (1986) – Use of plankton in aquatic toxicology testing. In: Duffus J.D. (ed.), *Environmental Toxicology and Ecotoxicology*, World Health Organization, Copenhagen: 147-178.

WALSH G.E., MCLAUGHLIN L.L., LORES E.M., LOUIE M.K., DEANS C.H. (1985) – Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*. *Chemosphere*, **14**: 383-392.

Questo lavoro è stato possibile grazie al finanziamento del programma CE "LIFE-WATERS".

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 332-337

A. Luglié, F. Fiocca, G. Ceccherelli, N. Sechi

Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari,
Via F. Muroni 25, 07100 Sassari, Italia.

TEMPORAL DISTRIBUTION OF PHYTOPLANKTON SPECIES COMPOSITION AND MAIN ENVIRONMENTAL VARIABLES IN SANTA GIUSTA LAGOON (CENTRAL-WESTERN SARDINIA)

DISTRIBUZIONE TEMPORALE DELLA COMPOSIZIONE SPECIFICA DEL FITOPLANCTON E DEI PRINCIPALI PARAMETRI AMBIENTALI NELLO STAGNO DI SANTA GIUSTA (SARDEGNA CENTRO-OCCIDENTALE)

Abstract

Water samples and environmental data were examined at four stations at biweekly or monthly intervals, depending on the period, from February 1990 to December 1999. Phytoplankton composition was estimated in these samples.

The abiotic parameters revealed a difference in environmental conditions between the outer area of the lagoon and those closer to the coast. Phytoplankton structure was quite consistent among different areas of the lagoon. Absolute abundance was very different among classes, with Chlorophyceae much more abundant than Bacillariophyceae. Haptophyceae and Chrysophyceae were the least represented classes. Density of classes reached peaks in different periods of the year, suggesting a recurrent pattern in taxa succession.

Key-words: *coastal lagoons, phytoplankton succession, species composition.*

Introduction

Coastal lagoons are autonomous dynamic systems with a high productivity potential and a number of common geo-morphological and ecological features (Nixon, 1982). These areas have naturalistic importance but also play a great economic role: in the Mediterranean, for example, more than a half of the larger lagoons are used for aquaculture (for both fish and shellfish) (Bacher *et al.*, 1995, Sorokin *et al.*, 1999). In coastal lagoons dominant primary producers vary mostly in relation to morphological characteristics of the site, hydrodynamics and nutrient supply; depending on the climatic region in which they are located, different alternation in seasonal dominant component occurs (Knoppers, 1994).

Santa Giusta Lagoon (Fig. 1), the widest brackish basin of the west Sardinia (Italy), seems a macroalgal-based lagoon where the dominance of macroalgae (mainly *Ulva* spp.) and phytoplankton alternates depending mostly on life cycle characteristics of the former species and the successive nutrient recycling. In these last 15 years, the enhanced nutrient availability due to urban waters and industrial discharges has caused marked changes in the environment, with a progressive increase in summer dystrophic crisis, macroalgal blooms and extensive fish mortality (Sechi *et al.*, 2000).

In this paper we define the intra-annual dynamics of phytoplankton and the most important environmental parameters by analysing 10 years data obtained through biweekly and monthly collection since 1990.

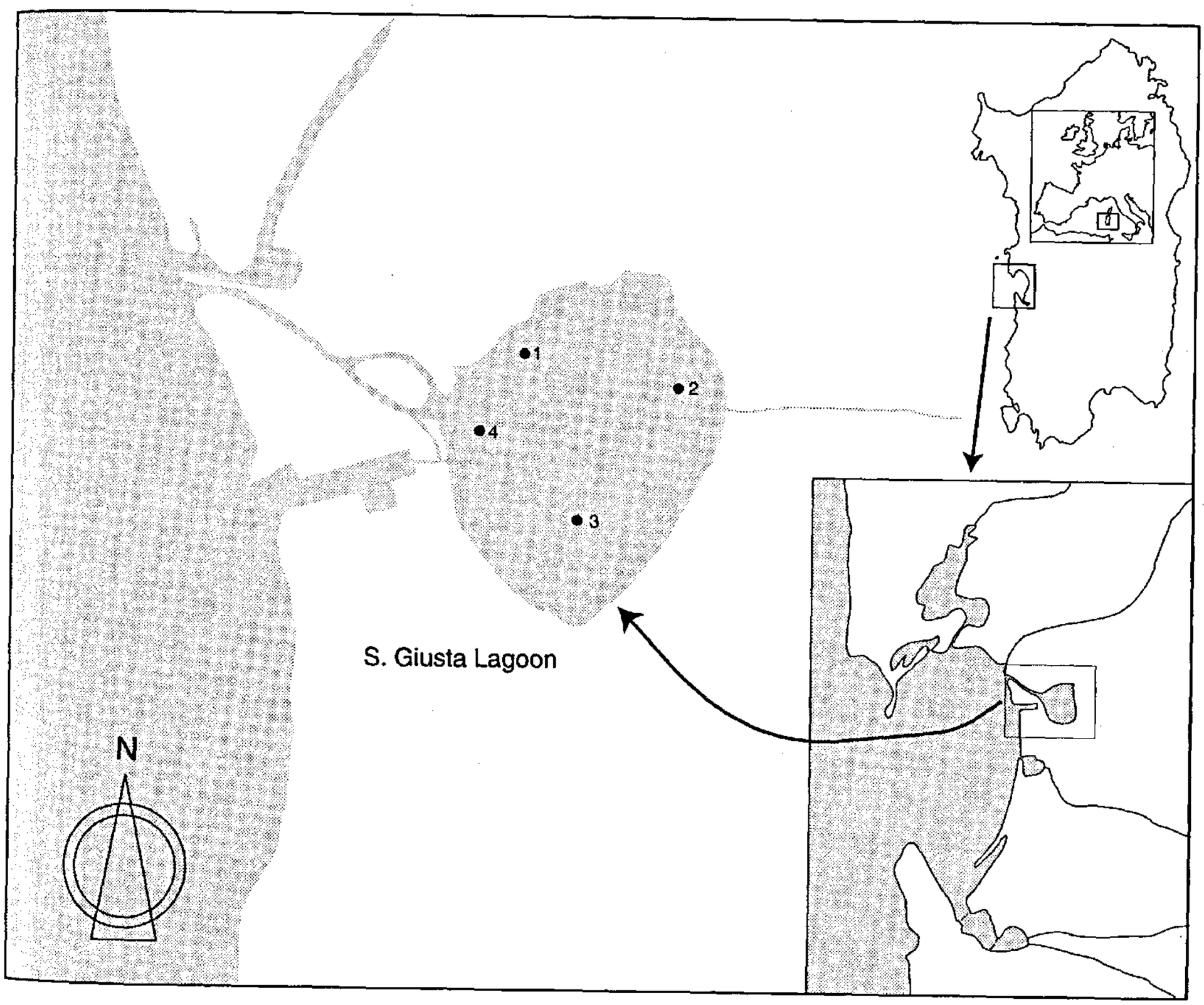


Fig. 1 - Santa Giusta Lagoon showing the sampling stations and its position in Sardinia.
La Laguna di Santa Giusta, stazioni di campionamento e localizzazione in Sardegna.

Materials and methods

Santa Giusta lagoon (39°52'N 8°36'E) has a surface area of about 8 km^2 and a mean depth of 1 m. The lagoon is almost circular and choked, divided from the sea by a sandy barrier; it communicates with the sea mainly through Pesaria Channel (about 3 km long). Half-way down the Pesaria Channel, a fish catch system was built and it caused a considerable depth and width reduction, with heavy consequences on the tide exchange volume. Water exchange period was bimonthly, due to an inflow of 170 x 10^6 m^3 y^{-1}, whose 30 were freshwater.

Water samples and ambient physical and chemical data were examined at four stations at biweekly and monthly intervals, depending on the period, from February 1990 to December 1999. Station 1, 2, 3 correspond to the inner areas while station 4 to the outer area.

Temperature and salinity were measured using a multiparameter probe Idronaut. For phytoplankton analysis, water samples were collected at surface (0.5 m depth) and fixed using 4% neutralised formalin. Other samples were transferred to the laboratory where total inorganic N (ammonium + nitrate + nitrite nitrogen), total

P, reactive silica (Strickland and Parsons, 1972) and chlorophyll *a* (SCOR-UNESCO, 1966) were measured. Phytoplankton composition was estimated following Utermöhl method (1931).

Results

The lagoon was characterised by high nutrient concentrations (Fig. 2), with inorganic total N reaching peaks in winter and total P in February. Temporal fluctuations of these variables have shown lower concentrations in the middle

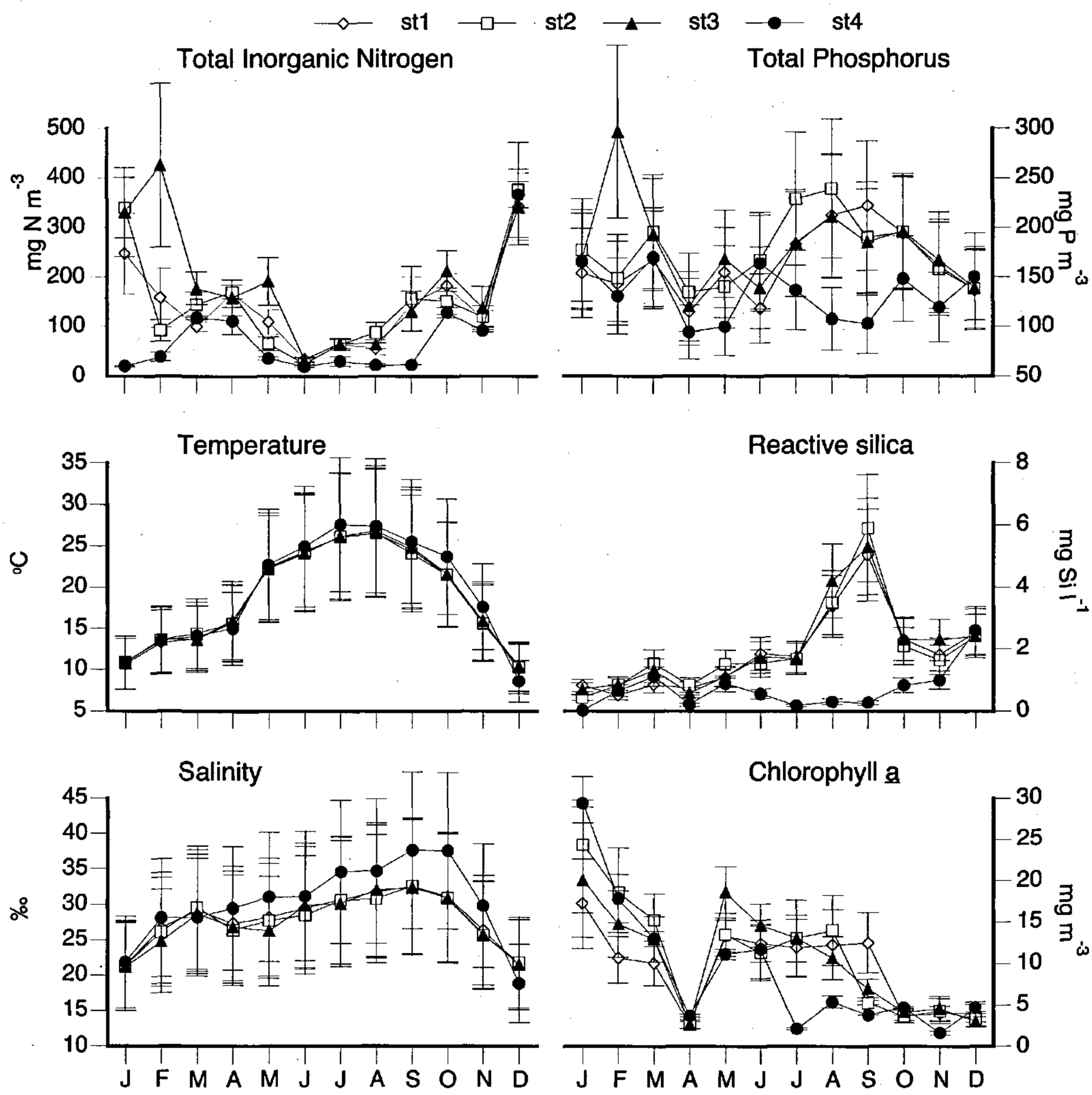


Fig. 2 - Temporal distributions of abiotic data (temperature, salinity, reactive silica, total inorganic N, total P, Chlorophyll *a*) in each station: monthly means and SE were calculated from 10 years of data (1990-1999).

Fluttuazione temporale dei parametri abiotici (temperatura, salinità, silice, N totale inorganico, P totale, clorofilla a) in ogni stazione: le medie mensili e l'ES sono state calcolate dai dati raccolti in 10 anni (1990-1999).

area of the lagoon than in the coastal area. Reactive silica greatly increased in summer; values relative to the outer part did not undergo seasonal fluctuations.

Clear seasonal fluctuations were evident for water temperature and salinity, as expected. Slightly different values were observed for the outer station that probably is more influenced by marine conditions. Chlorophyll *a* also fluctuated greatly during the year, showing maximum values in January sharply decreasing until April and increasing again during summer. In autumn chlorophyll *a* concentration was very low, in the whole lagoon.

Phytoplankton dynamics was class-specific since peaks relative to each taxon occurred in different periods of the year (Fig. 3). The species responsible for peaks within the single classes often change depending on the year, except for Chlorophyceae for which the abundance of *Chlorella* sp. always determined the greatest density. Chlorophyceae dominated with high densities during the first months of the year, when nutrient supply was high and temperature and salinity were low. Bacillariophyceae showed higher density during January and August; the latter peak corresponded to high concentration of reactive silica. The other classes showed short peaks that occurred mostly during summer and early autumn.

Discussion

The abiotic parameters evidenced that in Santa Giusta Lagoon a difference occurs in ambient condition between the outer area of the lagoon and the ones closer to the coast. This feature suggests that the former area is more influenced by marine conditions and the latter ones are more influenced by fresh water discharges. Overall environmental conditions indicate the high trophic status of the lagoon and rapid variations in nutrient concentration, salinity and temperature.

Phytoplankton structure was quite consistent among areas of the lagoon, suggesting that good mechanisms of homogenisation operate at the site. Absolute abundance was very different among classes, being Chlorophyceae much more abundant than Bacillariophyceae. Haptophyceae and Chrysophyceae were the least represented classes.

Density of classes reached peaks in different periods of the year, suggesting a trend in taxa succession. Winter and summer maximum values correspond to periods of high nutrient availability, in the former period because of high rainfall and consequent freshwater supply from the catchment area next to the lagoon, and in the latter period because of macroalgae decomposition.

Riassunto

In questo studio è stata esaminata la distribuzione temporale dei maggiori gruppi di microalghe e dei parametri ambientali dal febbraio 1990 al dicembre 1999. Con cadenza quindicinale o mensile, a seconda del periodo, sono stati prelevati campioni d'acqua in 4 stazioni nell'ambito della laguna sia per la determinazione delle caratteristiche ambientali che per l'analisi del fitoplancton.

L'andamento dei parametri ambientali considerati ha evidenziato una differenza tra l'area lagunare più esterna e quelle più vicine alla costa. Nonostante ciò la struttura del fitoplancton è risultata abbastanza uniforme tra le stazioni della laguna. L'abbondanza assoluta è molto diversa tra classi. Le Chlorophyceae sono state molto più abbondanti delle altre classi. Le Haptophyceae e le Chrysophyceae sono le classi meno rappresentate. La densità delle classi ha raggiunto picchi di abbondanza in differenti periodi dell'anno suggerendo un andamento ricorrente nella successione dei taxa.

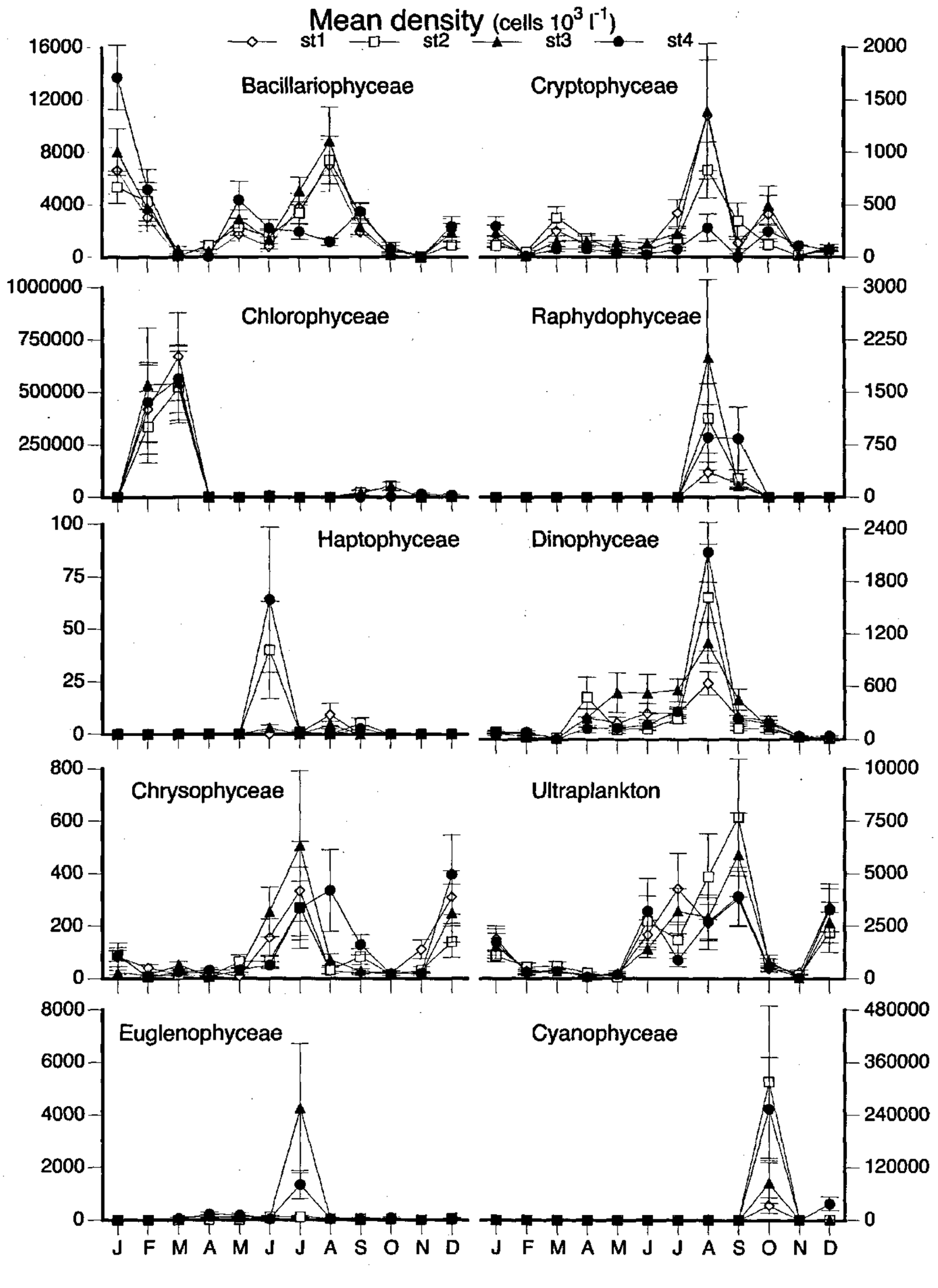


Fig. 3 - Temporal distributions of phytoplankton density of principle taxonomic groups in each station of Santa Giusta Lagoon. Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Haptophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Raphydophyceae, Dinophyceae, Ultraplankton, Cyanophyceae monthly means and SE were calculated from 10 yeas (1990-1999) data (n=12-15).

Fluttuazione temporale della densità delle principali classi di fitoplancton in ogni stazione dello Stagno di Santa Giusta. Le medie mensili e l'ES per Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Haptophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Raphydophyceae, Dinophyceae, Ultraplancton, Cyanophyceae sono state calcolate dai dati raccolti in 10 anni (1990-1999) (n=12-15).

References

BACHER C., BIOTEAU H., CHAPELLE A. (1995) - Modelling the impact of a cultivated oyster population on the nitrogen dynamics: the Thau lagoon case (France). *Ophelia*, **42:** 29-54.

KNOPPERS B. (1994) – Aquatic primary production in coastal lagoons. In: Kjerfve B. (ed.) *Coastal lagoon processes*, Elsevier Science Publishers: 243-286.

NIXON S.W. (1982) - Nutrient dynamics, primary production and fishery yelds lagoons. *Oceanologica Acta*, special vol., Actes Symposium International sur les Lagunes Cotieres, SCOR/IABO/UNESCO: 357-381.

PINCKNEY J.L., MILLIE D.F., VINYARD B.T., PAERL H.W. (1998) – Environmental controls of phytoplankton bloom in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **54**: 2491-2501.

S.C.O.R.- UNESCO (1966) – Determination of photosynthetic pigments in sea water. *Monograph on Oceanographic Methodology*: 1-64.

SECHI N., FIOCCA F., SANNIO A., LUGLIÉ A. (2000) - Santa Giusta lagoon (Sardinia): phytoplankton and nutrients before and after waste water diversion. *Journal of Limnology*, In press.

SOROKIN Y.I., SOROKIN P.Y., RAVAGNAN G. (1999) - Analysis of lagoonal ecosystems in the Po River Delta associated with intensive aquaculture. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **48:** 325-341.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A pratical handbook of seawater analysis. Fisheries Research board of Canada.

UTERMÖHL H., (1931) - Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons (mit besonderer Berucksichtigung des Ultraplanktons. *Ver. int. Ver. theor. Angew. Limol.*, **5:** 567-596.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 338-351

M. MONARI, G. VITALI, M.G. CORNI*, M. COLANGELO*,
V. VIGONI*, O. CATTANI

Dipartimento di Biochimica, Sez. Biochimica Veterinaria, Via Tolara di Sopra, 50
40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.
*Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna, Italia.

STRUTTURA E DISTRIBUZIONE DELLE COMUNITÀ ZOOPLANCTONICHE DI UN'AREA LAGUNARE DELL'ALTO ADRIATICO (PIALASSA BAIONA)

ZOOPLANKTON COMMUNITY STRUCTURE AND DISTRIBUTION IN A NORTHER ADRIATIC LAGOON (PIALASSA BAIONA)

Abstract

Structure and distributions of planktonic communities in a wetland area near Ravenna (Pialassa Baiona)were studied from may 1997 to may 1998. Zooplankton showed low density and biomass values. Neritic forms was generally abundant, while the autochthonous meroplancton component was less represented. This suggested that both space-time variation of community structure and zooplankton distribution were strongly affected by hydrodynamic factors.

Key-words: *Pialassa Baiona, density, hydrodynamism, zooplankton distribution, zooplankton structure.*

Introduzione

La Pialassa Baiona è un'ampia zona umida presso Ravenna (Fig. 1) che si estende per 10 km^2 e che comunica con il mare Adriatico unicamente attraverso il Canale Candiano (porto di Ravenna). La Pialassa ha subito nel tempo profonde modificazioni, per cause naturali e per interventi antropici e solo in questo secolo ha assunto la caratteristica conformazione a "polmone", nella quale l'albero bronchiale è dato da canali rettilinei arginati, (possono raggiungere la profondità di 4-5 metri), che si originano dal Candiano e comunicano con specchi di acqua circostanti (chiari) di modesta profondità (in parte emersi a bassa marea), che costituiscono gli alveoli (Fig.1). Negli anni '50 i lavori di ricostruzione del porto, hanno portato la Pialassa alle condizioni attuali. Fra il Candiano e l'area lagunare vi è stato l'insediamento di grandi impianti industriali, che naturalmente hanno contribuito con i reflui inquinanti ad alterare il precario equilibrio dell'ecosistema e l'apporto di acqua dolce è stato drasticamente ridotto, limitato alle immissioni attraverso canali di scolo regolati per mezzo di idrovore e saracinesche.

Nonostante gli interventi antropici, persistono in maniera evidente nella Pialassa, le caratteristiche tipiche degli ambienti lagunari: l'esigua profondità della colonna d'acqua (nella maggior parte della superficie), le ampie escursioni di temperatura, salinità, ossigeno disciolto, l'alta trofia, l'apporto di acque dolci e la comunicazione con il mare. Il funzionamento idraulico della Pialassa dipende principalmente dall'andamento delle maree ed i caratteri idrodinamici assumono la più grande importanza nella strutturazione delle biocenosi.

Le prime ricerche sulle aree lagunari avevano attribuito una scarsa importanza allo zooplancton in termini di biomassa e di rapporti trofici (Williams *et*

al., 1968; Allan *et al.*, 1976). Questi autori analizzando l'attività di "grazing" dei Copepodi (importanti filtratori) sul fitoplancton, rilevarono un modesto flusso energetico tra queste due componenti. Tuttavia i Copepodi non sono i soli filtratori, in quanto una consistente frazione dello zooplancton lagunare (meroplancton ed organismi del microzooplancton) molto spesso trascurata a causa delle metodiche di campionamento, esercita una efficace azione filtrante (Colombo *et al.*, 1983-84). Inoltre il fitoplancton non è la sola fonte di alimento per gli organismi zooplanctonici, che utilizzano attivamente anche il detrito organico ed i batteri ad esso associati. E' stato dimostrato che il detrito organico rappresenta la parte principale della dieta dei Copepodi (Poulet, 1976; Heinle *et al.*, 1977; Chervin, 1978). Pertanto lo zooplancton oltre che controllare la dinamica delle popolazioni fitoplanctoniche mediante la predazione e partecipare, per mezzo dell'escrezione, al riciclo di nutrienti, rappresenta un anello importante della catena trofica lagunare. Infatti trasferisce materia ed energia dal detrito e dai batteri ai livelli trofici superiori, che in altro modo non potrebbero utilizzarla. Questa ultima funzione è molto importante negli ambienti lagunari, dove solitamente l'azione di decomposizione è preponderante. Infine lo zooplancton rappresenta l'alimento per gli avannotti di numerose specie di pesci eurialini (orate, spigole, mugilidi) (Ferrari *et al.*, 1981). Queste considerazioni rivalutano l'importanza della componente zooplanctonica nell'ecosisitema lagunare e gli studi più recenti dimostrano che possono essere ottenute alcune indicazioni di carattere generale sullo zooplancton delle aree lagunari ed estuarine. In questi ambienti complessi la densità, la distribuzione e la struttura dei popolamenti assumono caratteristiche simili in presenza di analoghi fattori ambientali.

Nella presente ricerca si propone di portare un contributo a questi temi studiando la densità e la biomassa del contingente zooplanctonico; la struttura e la distribuzione delle comunità zooplanctoniche; e l'influenza dei parametri idrologici e dell'idrodinamismo sulla distribuzione dello zooplancton

Materiali e metodi

Prelievi

La presente ricerca ha avuto la durata di un anno (maggio 1997-maggio 1998). I campionamenti, con cadenza approssimativamente bimensile, sono stati effettuati in tre stazioni poste a diversa distanza dalla comunicazione con il Candiano ed in prossimità dei canali (profondità media dei punti di prelievo da 1 a 1,5 metri). La prima stazione è stata localizzata a livello del Chiaro Pola Longa, la seconda a livello del Chiaro dei Pescatori e la terza stazione di campionamento in prossimità del canale Cerba (Fig. 1). Il plancton è stato raccolto trainando un retino conico (vuoto di maglia di 185 mm) a lato della barca a bassa velocità; il volume di acqua filtrata è stato calcolato per mezzo di un flussimetro digitale Hydro Bios applicato alla bocca del retino. Alla fine della tirata il campione raccolto nel collettore è stato diviso in due parti. La prima, trasferita in una bottiglia di polietilene e fissata con formalina neutralizzata ad un titolo finale del 4%, è stata utilizzata per la determinazione quali-quantitativa dello zooplancton; la seconda è stata usata per la determinazione delle biomassa (peso fresco/m^3, peso secco/m^3, ceneri e sostanza organica).

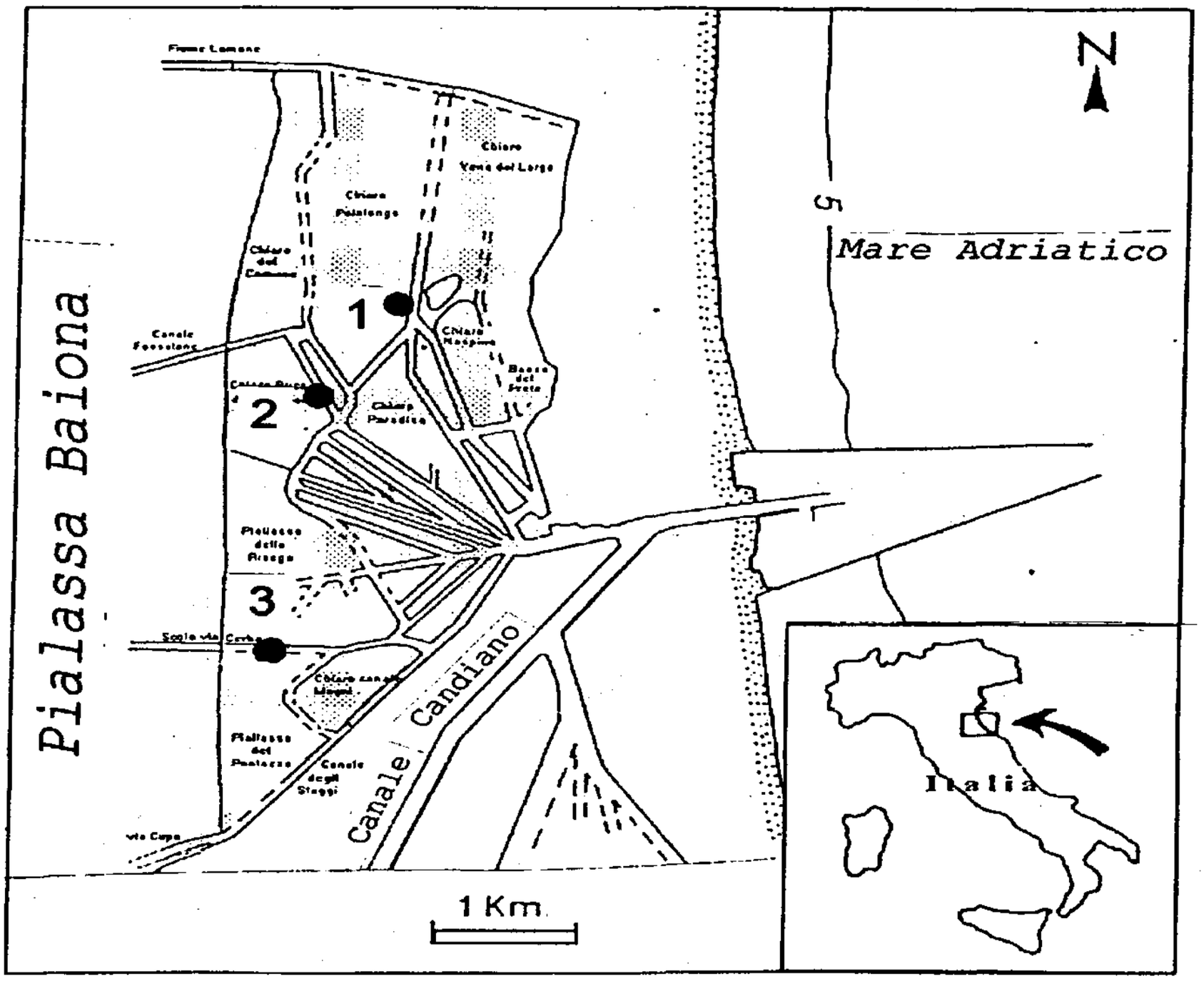


Fig. 1 - Stazioni di prelievo dello zooplancton nella Pialassa Baiona.
Sampling stations in Pialassa Baiona.

Parametri chimico-fisici e clorofilla a

Contestualmente ai prelievi di plancton sono state effettuate misure di salinità, temperatura, pH e ossigeno disciolto in superficie e sul fondo. Sono stati presi inoltre campioni di acqua(con una pompa) utilizzati per le analisi della clorofilla a.

L'ossigeno è stato determinato con un elettrodo O_2-Meter handylab OX 1 che forniva contemporaneamente la misura della temperatura. La salinità è stata misurata con un elettrodo Conductivity Meter handylab LF 1 ed il pH con un elettrodo pH-Meter handylab 1 e 2.

L'analisi della clorofilla a è stata eseguita secondo il metodo di Strickland e Parsons (1972).

Determinazione quali-quantitativa dello zooplancton

Il conteggio degli organismi zooplanctonici e la loro determinazione sistematica è stata effettuata in subcampioni di 1 ml (n=10). Questi sono stati posti su un vetrino rigato Hydro Bios ed osservati al microscopio ottico. La densità degli organismi zooplanctonici è stata calcolata applicando la formula:

$$Nc = Vc/Vs.Ns$$

Dove: Nc = n° totale di organismi; Vc = volume totale del campione (cm^3); Vs = volume del subcampione (cm^3); Ns = n° di organismi del subcampione.

I dati di densità sono stati espressi come n° ind./m^3 e percentuale del numero totale degli organismi contati.

Per la misura della biomassa una parte del campione è stato filtrato, pesato in capsule tarate e lasciato in stufa a 60°C per una notte (Lovegrave, 1960). I dati di biomassa sono stati espressi come peso secco (mg/m^3).

Elaborazione statistica

L'analisi statistica è stata eseguita partendo dai dati di densità (n°ind./m^3) trasformati con doppia radice quadrata (al fine di attenuare le differenze di densità tra le specie dominanti e le specie rare). Da questa nuova matrice si ottiene una matrice di valori effettuando confronti a coppie tra i punti campione. I confronti sono stati eseguiti applicando l'indice di similarità City-Block (Manhattan).

La diversità è stata analizzata applicando l'indice di diversità di Shannon - Wiener.

Risultati

Parametri chimico-fisici

A causa della bassa profondità della colonna d'acqua nelle stazioni di prelievo i valori dei parametri chimico-fisici misurati in superficie (0,50 m) sono risultati pressochè uguali a quelli del fondo, pertanto nella Tab. 1 sono riportati i valori rilevati in superficie.

Le concentrazioni di ossigeno disciolto presentano massimi relativi da ottobre a gennaio in tutte le stazioni. I valori minimi si raggruppano nei mesi estivi e di inizio autunno. Tuttavia si possono notare dei picchi di concentrazione, più evidenti nelle stazioni 2 e 3, in giugno e luglio in corrispondenza di massimi di clorofilla a, probabilmente in conseguenza di fioriture algali (Tab. 1). Nella stazione 3, in corrispondenza del massimo di luglio in superficie, si rileva presso il fondo il valore minimo in assoluto di ossigeno disciolto (2,3 ppm). In complesso tuttavia non sono mai state osservate situazioni di ipossia spinta né di anossia. Raramente la tensione di ossigeno è andata sotto il 50% di saturazione e molto spesso sono state rilevate condizione di sovrasaturazione. Il confronto fra le medie annuali (St. 1 = 6,93; St. 2 = 7,33; St. 3 = 7,76) indica che non vi sono differenze significative fra le stazioni.

I valori della salinità (Tab. 1) misurati in superficie, vanno da 38 a 28,3 ‰ nella prima stazione, da 36,5 a 28,6 ‰ nella seconda stazione e da 36,7-22,6 ‰ nella terza stazione. L'andamento annuale è simile nelle tre stazioni con un flesso da novembre a febbraio–marzo, più accentuato nella terza stazione. I valori medi annuali della salinità sono simili nelle Stazioni 1 e 2 (rispettivamente 35,53 ‰ e 34,61 ‰), mentre sono più bassi nella stazione 3 (33,32 ‰), probabilmente a causa di immissioni di acqua dolce (Canale Cerba). Fra i parametri idrologici, la salinità mostra le più alte diversità rispetto a quella del mare aperto. Evidentemente il fattore diluizione causato dal flusso mareale non è sufficiente a controbilanciare l'effetto evaporazione che avviene nelle aree a più bassa profondità (parte preponderante della Pialassa Baiona).

I valori di temperatura (Tab. 1) registrati durante l'anno presentano in tutte e tre le stazioni un massimo nella seconda metà di luglio (rispettivamente, per le tre stazioni: 27,2°C, 27,4°C e 28,5°C) ed un minimo all'inizio di febbraio (4,5°C, 5,6°C e 4,7°C); l'escursione annua è notevole (21-24°C).

Il confronto con le temperature registrate nell'area di mare di fronte a Ravenna (ARPA, 1996, 1997) non mostra delle diversità notevoli anche se è possibile rilevare valori massimi leggermente più bassi e i minimi leggermente più alti.

Tab. 1 - Variazioni dei parametri chimico-fisici e della clorofilla a nella Pialassa Baiona (maggio '97 - maggio '98).
Variations of chemical and physical parameters and chlorofill a in Pialassa Baiona (May '97- May '98).

data/ stazione	Temperatura °C			Salinità ‰			Ossigeno disciolto mg/l			pH			Clorofilla a mg/m^3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
19/05/1997	18,9	20,3	19,2	37,2	36,5	36,7	5,13	4,6	5,61	8,24	8,28	8,23	4,2	5,2	4,85
13/06/1997	26,2	26,7	27,2	34,4	33,9	32,8	6,2	8,2	11,21	8,64	8,51	8,58	8,55	9,92	52,01
30/06/1997	23,2	23,2	23,2	36,8	35,9	36,3	5,14	5,51	8,59	8,48	8,31	8,38	7,87	6,5	13,69
15/07/1997	26,7	27,2	26,4	36,6	34,8	31,1	3,79	5,49	9,43	8,39	8,52	8,7	17,11	9,92	15,06
28/07/1997	27,2	27,4	28,5	35,3	33,4	31,4	5,04	9,69	14,8	8,09	8,26	8,54	25,32	42,09	63,24
04/08/1997	26,3	26,2	26,3	34	33,5	32,8	3,82	4,04	3,93	8	8,05	8	49,96	52,01	60,57
12/09/1997	25,6	24,8	24,7	36,9	34,3	33,7	4,47	4,94	4,2	8,11	8,2	7,7	14,03	23,61	31,81
30/09/1997	22,5	22,6	23	35,4	35,3	35,8	4,01	3,46	3,67	8,07	8,11	8,1	5,13	7,19	7,19
17/10/1997	18	18,7	17,8	35,7	36	34,4	4,85	5,09	5,53	7,96	8,02	8	2,81	4,45	3,76
28/10/1997	11	13,6	18,4	35	34,6	33,4	7,01	6,33	7,46	8,14	8,14	8,2	6,16	6,84	7,53
11/11/1997	13,6	13,7	14,1	35	34	32,2	8,53	8,75	7,91	8,1	8,12	7,8	3,76	4,45	4,45
25/11/1997	8,9	9,5	10,1	31,5	28,6	22,6	9,27	8,7	7,99	8,26	8,11	7,8	0,31	2,53	2,75
10/12/1997	5,7	9	7,8	28,3	32,8	30,1	10,33	8,02	8,08	8,32	8,07	7,8	0,38	0,55	0,25
23/01/1998	6,1	7,6	6,8	33,8	32,8	33,1	10,32	8,32	8,02	8,24	7,34	7,8	2,6	3,42	3,05
03/02/1998	4,5	5,6	4,7	36,3	33,3	32,3	10,75	9,49	8,65	8,15	8,08	8	1,16	2,29	1,64
24/02/1998	11	11,3	11	38	36,5	33,5	6,25	6,5	5,94	8	7,97	7,7	0,58	0,99	8,18
17/03/1998	10,3	12,1	12	36,2	36,4	33,3	7,39	6,95	6,72	8,54	7,97	7,9	0,41	1,68	2,98
30/03/1998	12,4	13,4	13,2	36,4	36	36,5	7,61	10,53	8,67	8,33	8,04	8	1,2	0,89	2,16
15/04/1998	10,9	11,5	11,8	36,4	36,3	35,8	9,55	10,64	9,1	8,4	8,3	8,1	2,22	4,21	14,03
22/04/1998	17,4	17,4	16,4	37,7	34,5	33,3	9,1	10,9	10,82	8,46	8,43	8,4	1,81	5,78	10,33
11/05/1998	21,6	20,2	20,5	37,2	35,9	36,2	7,12	8,52	7,86	8,42	8,25	8,2	2,6	5,61	4,28
26/05/1998	19,3	19,6	19,5	37,5	36,2	35,8	6,69	6,73	6,61	8,35	8,2	8,2	1,3	4,93	5,13
media	16,70	17,35	17,39	35,53	34,61	33,32	6,93	7,34	7,76	8,26	8,15	8,10	7,25	9,32	14,50
D.S.	7,5	6,9	7,1	2,2	1,8	3,0	2,3	2,2	2,6	0,2	0,2	0,3	11,4	13,2	19,3
coef. var.	45,21	39,99	40,97	6,24	5,33	9,15	32,66	30,42	32,95	2,30	2,95	3,57	157,49	141,67	132,85

Il pH (Tab. 1) presenta i valori tipici dell'acqua marina con variazioni minime nei vari campionamenti.

Clorofilla a

I valori rilevati mostrano un andamento molto simile nelle 3 stazioni considerate (Tab. 1). Le concentrazioni invernali si pongono al di sotto di 10 mg/m^3, mentre i massimi relativi sono raggruppati nei mesi estivi. E' evidente un picco estivo nelle tre stazioni. I livelli medi annuali di clorofilla a, rilevati nelle tre stazioni della Pialassa, sono risultati simili a quelli riportati per le aree costiere adriatiche di fronte a Ravenna (Arpa, 1996, 1997), con una leggera prevalenza di questi ultimi.

Le acque della Baiona, sulla base dei dati di clorofilla a e di biomassa zooplanctonica (IRSA, 1981) sono risultate eutrofiche, ma anche in questo caso non vi sono differenze rispetto al grado di trofia delle aree costiere adriatiche antistanti.

Densità e biomassa

I Copepodi calanoidi costituiscono la frazione più abbondante degli organismi contati non essendo generalmente inferiore al 70% del numero totale (Tab. 3). Nei campionamenti invernali e primaverili i Copepodi rappresentano pressochè il 100% degli organismi zooplanctonici campionati. In totale sono state identificate 14 specie oloplanctoniche di Copepodi Calanoidi e Ciclopoidi e solo 3 specie di Arpacticoidi (Tab. 4). Questi ultimi sono organismi bentonici presenti nei campioni a causa dei prelievi in acque relativamente basse, che possono presentare turbolenze, e della presenza di macrofite flottanti, alle quali gli Arpacticoidi possono essere associati. *Acartia clausi* è la specie più rappresentata e costituisce dall'80 al 100% dei Copepodi totali. Questa specie risulta molto abbondante anche in acque costiere adriatiche.

Fra le altre specie di Copepodi, presenti in numero molto limitato, solo *Paracalanus parvus, Oithona nana, Canuella perplexa, Harpacticus gracilis* raggiungono talvolta percentuali di una certa significatività (Tab. 4).

Occasionalmente compaiono, con basse densità, forme del plancton costiero come Ostracodi, Taliacei, Appendicolarie e Chetognati. L'incidenza dei Cladoceri, forme tipiche della componente zooplanctonica marina, è molto minore di quella dei Copepodi. Essi sono presenti nei campioni tardo estivi e autunnali, nei quali sono rappresentati principalmente da *Penilia avirostris* e *Podon poliphemoides*. Quest'ultima specie compare, in tutte e tre le stazioni, in quantità significative nel mese di maggio 1997 (Tab. 3).

La componente meroplanctonica rilevata nei campioni di zooplancton è sicuramente sottostimata, in quanto si è campionato con un retino a maglie di 185 µm, che non trattiene una frazione significativa di questi organismi (ad es. Tintinnidi e Rotiferi). Nei campioni esaminati il meroplancton è risultato composto da larve di Cirripedi, Crostacei Decapodi, Gasteropodi e Policheti. Le densità maggiori sono raggiunte dalle larve di Cirripedi e Decapodi; le larve di Policheti e Gasteropodi si rinvengono più sporadicamente e con densità minori. L'andamento stagionale della densità del meroplancton è simile nelle tre stazioni considerate, con i valori più alti nei mesi estivo autunnali e una caduta invernale essendo la presenza delle larve legata al ciclo biologico degli animali bentonici. Nelle lagune lo zooplancton autoctono può essere rappresentato, oltre che dal meroplancton, anche da specie di Copepodi oloplanctonici.

Tab. 2 - Variazione di densità e biomassa, espressa come peso secco, in campioni di zooplancton della Pialassa Baiona (maggio '97- maggio '98).

Variations of density and biomass, reported as dry weight, in zooplankton samples of Pialassa Baiona (May '97-May '98).

data/ stazione	Densità n°/mc			Biomassa mg/mc		
	1	2	3	1	2	3
19/05/1997	5220	2206	1842			
13/06/1997	197	663	402	0,21	2,07	2,06
30/06/1997	6420	23821	10442	18,1	103,38	68,17
15/07/1997	785	465	134	15,69	1,33	0,37
28/07/1997	1825	526	649	2,37	1,9	2,87
04/08/1997	399	591	904	3,3	2,61	1,99
12/09/1997	8727	2060	12156	11,83	2,88	16,61
30/09/1997	2460	3505	2757	5,44	4,75	5,4
17/10/1997	3527	9408	2973	1,92	20,97	9,36
28/10/1997	189	279	238	1,3	1,99	2,05
11/11/1997	36	288	161	0,07	1,23	0,77
25/11/1997	91	164	317	0,05	0,35	0,75
10/12/1997	754	2624	2892	2,55	9,98	6,92
23/01/1998	347	267	270	1,7	3,56	2,59
03/02/1998	758	642	682	8,03	6,47	7,04
24/02/1998	3313	3286	3862	14,53	10,09	15,77
17/03/1998	1035	2458	891	3,69	14,02	5,76
30/03/1998	1432	596	806	6,61	3,69	5,06
15/04/1998	366	472	185	1,43	1,97	0,35
22/04/1998		44	206			0,23
11/05/1998	27	28	31	0,47	0,59	0,14
26/05/1998	189	107	274	1,55	0,57	3,1

I valori medi di biomassa sono stati di 5,04 mg/m^3 p.s. (stazione 1), 9,72 mg/m^3 p.s. (stazione 2) e 7,5 mg/m^3 p.s. (stazione 3). In accordo con precedenti ricerche (Williams *et al.*, 1968; Allan *et al.*, 1976) la biomassa dello zooplancton misurata nella Pialassa Baiona risulta inferiore a quella del mare aperto (Cattani *et al.*, 1997). L'andamento temporale mostra una grande variabilità ed è simile, anche se con valori diversi, in tutte le stazioni (Tab. 2). Approssimativamente i valori maggiori si rilevano in corrispondenza dei mesi estivi ed invernali in tutte le stazioni.

Evoluzione delle comunità

I grafici MDS analizzano la similarità di composizione e struttura delle comunità dei diversi punti/campione. Più i punti tendono a formare raggruppamenti omogenei più le comunità studiate si assomigliano.

Tab. 3 - Variazioni percentuali della densità di gruppi zooplanctonici in campioni prelevati nella Pialassa Baiona (maggio '97 - maggio '98).

Percent variations of zooplankton density in samples of Pialassa Baiona (May '97- May '98).

	Calanoidi			Ciclopoidi			Arpacticoidi			Cladoceri			Larve			Altri		
data/ stazione	%																	
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
19/05/1997	73,85	72,53	60,00	0,42	0,55	1,72				21,76	19,23	19,43	3,97	7,69	18,28			0,57
13/06/1997	82,62	74,82	34,15					1,49	4,87				17,38	23,89	60,98			
30/06/1997	98,84	98,57	98,60										1,16	1,13	1,40			
15/07/1997	79,68	83,40	54,56	1,57	4,80		1,57						17,17	11,80	45,44			
28/07/1997	40,60	68,78	78,18	3,14	14,66	5,86	17,16	3,19		1,55			37,51	11,46	15,96		1,89	
04/08/1997	46,31	81,56	77,04	14,63		4,04	24,35	2,60			2,64	1,01	14,63	10,53	17,17		2,64	1,01
12/09/1997	94,99	94,25	94,31			0,07		0,42	0,15	1,38	1,42	0,36	3,46	3,07	5,11	0,17	0,84	
30/09/1997	90,97	73,66	64,41			0,32	1,34	1,56		3,02	22,58	30,74	4,00	1,78	4,53	0,67	0,22	
17/10/1997	93,33	96,40	93,05		0,06		0,21	0,26	0,63	3,17	2,32	3,95	2,36	0,71	2,22	0,93	0,25	0,16
28/10/1997	84,80	80,07	78,52	2,33	0,89	3,14	1,17	1,78	1,25	3,50	16,37	10,79	5,87	0,89	5,05	2,33		1,25
11/11/1997	71,52	75,03	84,05		3,13			9,35					28,48	12,49	15,95			
25/11/1997	94,49	91,39	93,50		2,87								5,51	5,74	6,50			
10/12/1997	97,72	99,04	99,36				0,76						0,76	0,96	0,64	0,76		
23/01/1998	100	78,92	93,14		18,46	5,49			1,37					2,62				
03/02/1998	98,16	95,63	96,48	0,92	4,37	3,27	0,92		0,25									
24/02/1998	98,96	96,49	99,39	0,46	1,17		1,31	1,56	0,15				0,24	0,78	0,15			0,30
17/03/1998	98,07	98,63	99,66		0,14	0,35	0,97	0,27					0,64	0,96		0,32		
30/03/1998	95,52	97,24	96,89	0,19	0,30	0,78	3,50	2,46	2,33				0,78					
15/04/1998	96,34	96,34	95,41	0,61							1,11		1,40	2,96	2,75	1,53		1,84
22/04/1998		92,72	98,05					7,07	1,90									
11/05/1998	49,85	83,46	92,72			7,07	20,12						30,03	16,54				
26/05/1998	46,94	23,51	66,74	3,12	11,76	2,37	3,12		2,37		11,74	7,11	46,88	52,99	21,41			

Tab. 4 - Elenco delle unità sistematiche identificate nei campioni di zooplancton della Pialassa Baiona.
Identified taxa in zooplankton sampled in Pialassa Baiona.

Oloplancton	
Copepodi	**Cladoceri**
Calanoidi	*Penilia avirostris*
Acartia clausi	*Evadne tergestina*
Calanus helgolandicus	*Evadne nordmanni*
Paracalanus parvus	*Podon polyphemoides*
Clausocalanus arcuicornis	
Clausocalanus furcatus	Ostracodi
Pseudocalanus elongatus	Appendicolarie
Centropages kroyeri	Taliacei
Centropages typicus	Chetognati
Temora longicornis	
Temora stylifera	**Meroplancton**
Ciclopoidi	
Oithona helgolandica	Larve di Cirripedi
Oithona nana	Larve di Decapodi (non Brachiuri)
Oncaea sp.	Larve di Brachiuri
Arpacticoidi	Larve di Gasteropodi
Microsetella norvegica	Larve di Policheti
Canuella perplexa	Larve di Echinodermi
Harpacticus gracilis	Ittioplancton

In Fig. 2 si può osservare che rispetto ad un blocco molto omogeneo di campioni si staccano: i campioni dei mesi di maggio '97, settembre '97, ottobre '97, mesi in cui si verfica il maggiore cambiamento di composizione della comunità planctonica.

Inoltre si nota che tra i campioni A (prelevati nella prima parte di ogni mese) ed i campioni B (prelevati nella seconda parte di ogni mese) c'è maggiore distanza; questo indica una pronunciata differenza tra le comunità all'interno del mese piuttosto che tra i mesi. Ciò suggerisce che i campioni siano stati raccolti in differenti fasi di marea (che varia secondo le fasi lunari) ed evidenzia l'importanza dei flussi di marea nello strutturare e "vivificare" la Pialassa.

In generale c'è più peso da parte del fattore "evoluzione stagionale" (cicli vitali per le forme autoctone, differenze mareali per quelle alloctone) che da parte del fattore "topografia delle stazioni".

Maggio è un mese critico per l'influenza della marea; ciò è confermato dalla presenza di *Podon polyphemoides* e *Noctiluca miliaris* che sono specie neritiche tipiche degli ambienti marini aperti. Ancora una volta sono maggiori le differenze entro il mese (fase di maree diverse) che fra i mesi.

In Fig. 3 si osserva che togliendo l'effetto dei campioni B si riconferma maggio come un mese critico (un punto di viraggio della struttura della comunità), ma emergono anche differenze fra le stazioni ad agosto (Fig. 2): probabilmente le comunità si diversificano a causa della stagnazione dell'acqua (le maree estive mostrano escursioni più basse). La stazione 1 si caratterizza per ricchezza in

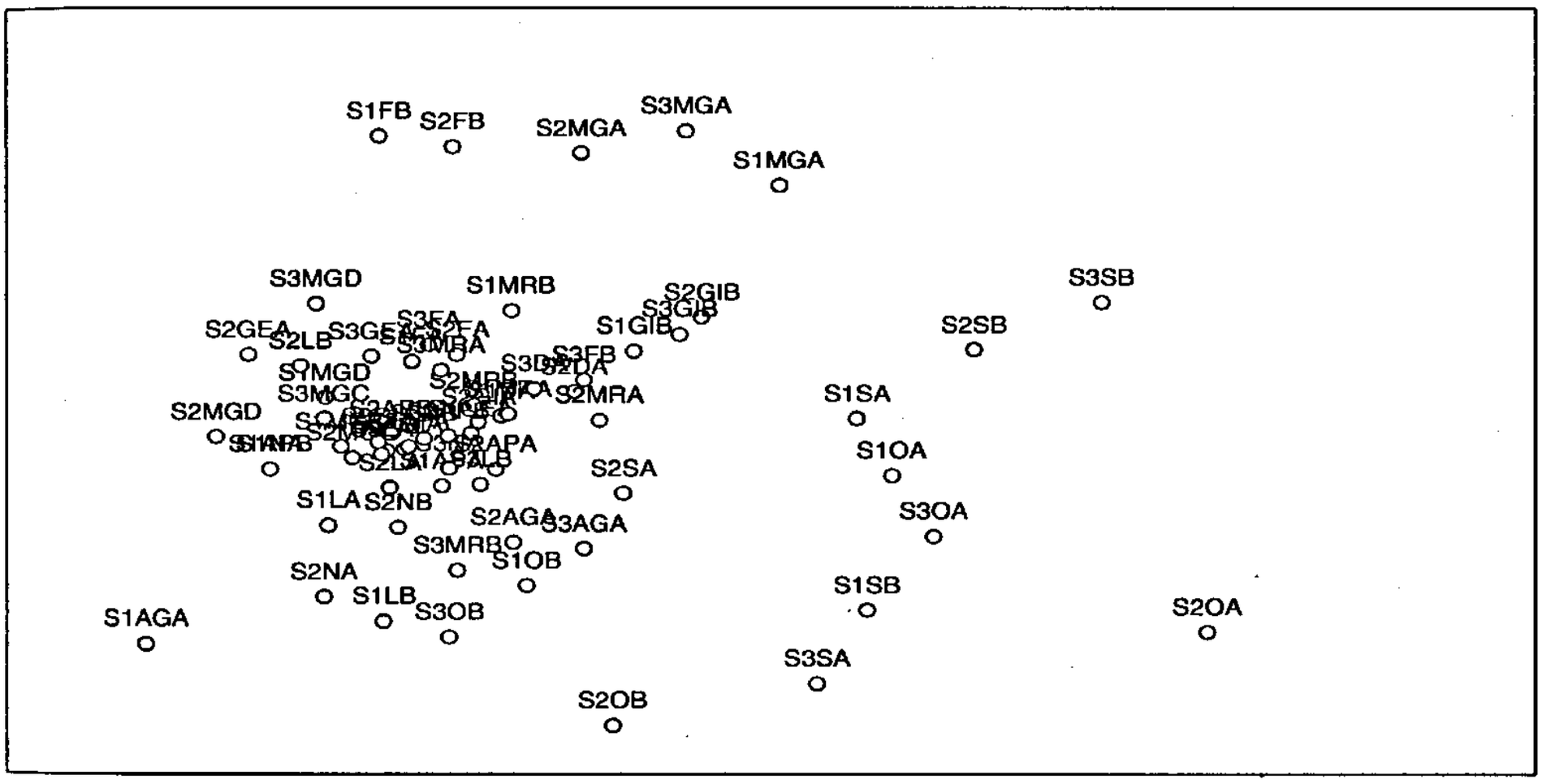


Fig. 2 - MDS PLOT sui punti data considerati globalmente. Le spiegazioni nel testo. Dalle sigle indicanti i punti data (es. S1MGA) si può dedurre: la stazione (S1); il mese di campionamento (MG); le lettere finali A o B indicano prelievi effettuati rispettivamente nella prima e nella seconda parte del mese.

MDS PLOT of punct date globally considered. Explanation in the text. S = station followed by number of station, month (e.g.MG=May), A first sample per each month, B per the second sample of the same month.

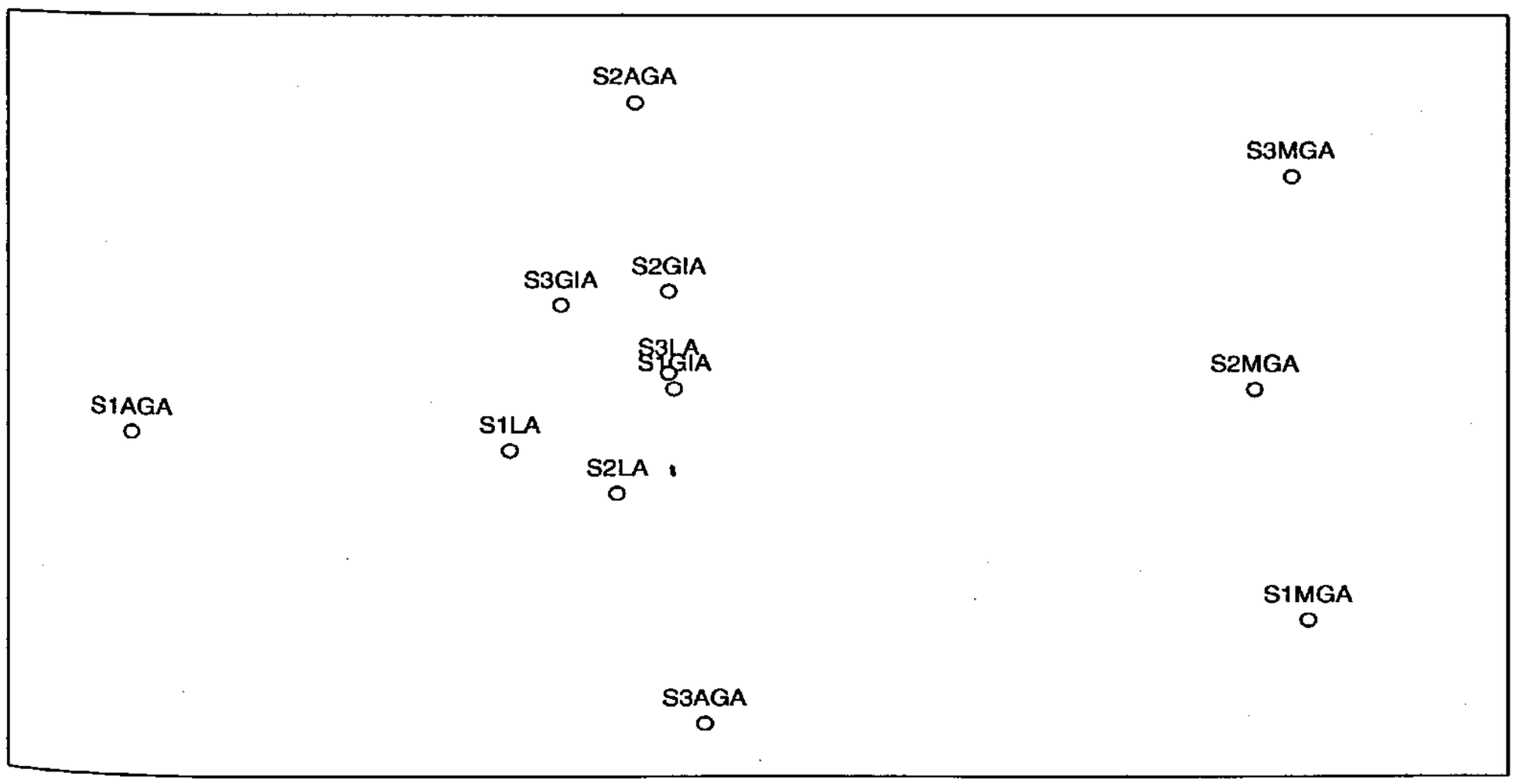


Fig. 3 - MDS PLOT sui punti data relativi ai mesi di maggio, giugno, luglio e agosto eliminando l'effetto B (campionamenti della seconda metà del mese). Spiegazioni nel testo. Per le sigle vedere Figura 2.

MDS PLOT on data of May, June, July and August without B effect. Abbreviations as Fig. 2. Explanation in the text.

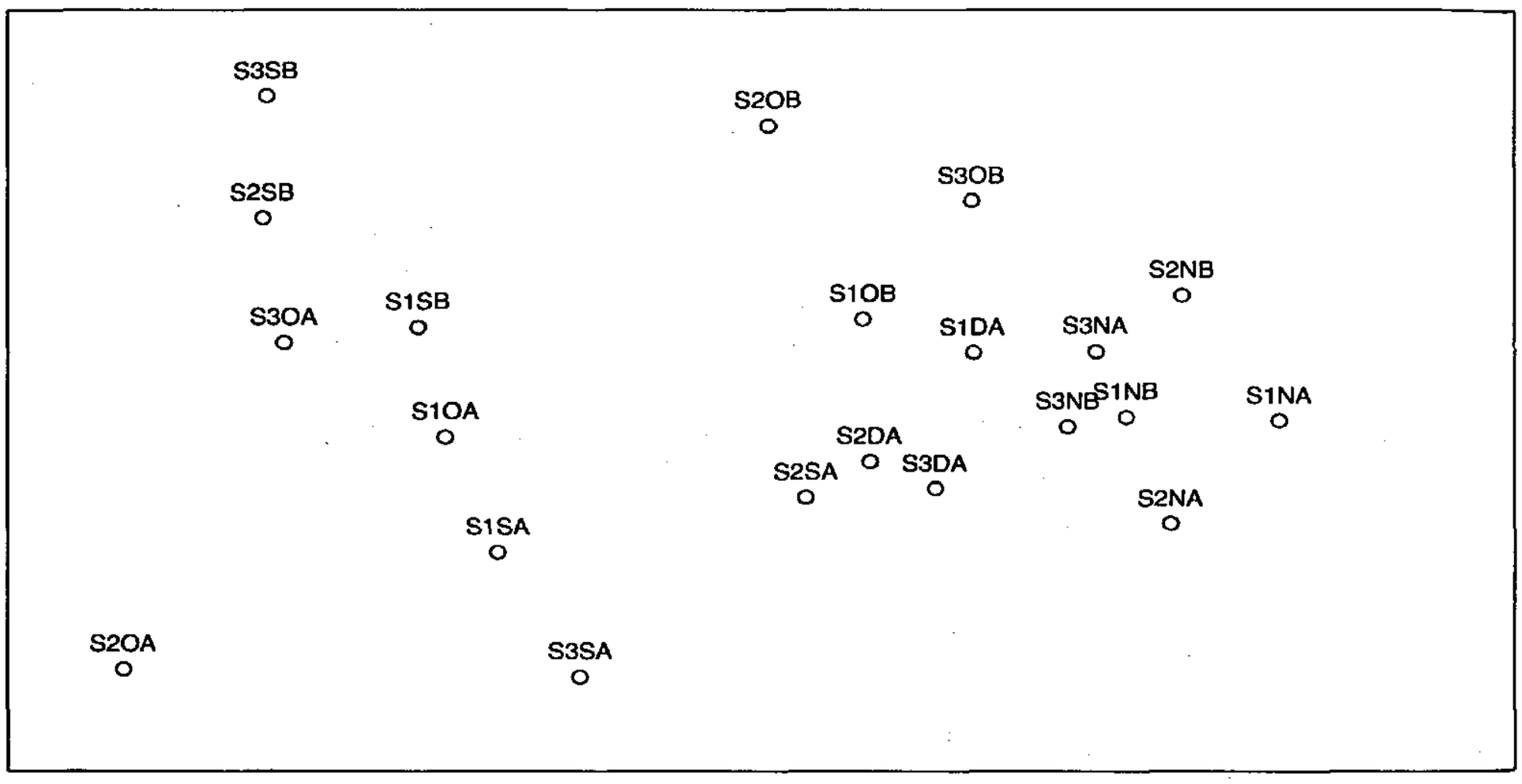


Fig. 4 - MDS PLOT sui punti data relativi ai mesi di settembre, ottobre e novembre. Spiegazioni nel testo. Per le sigle vedere Figura 2.

MDS PLOT on data of September, October, and November. Abbreviation as Fig. 2. Explanation in the text.

specie e soprattutto buona distribuzione individuale fra le stesse (equidistribuzione). La presenza di specie alloctone (componente marina) indica che permane l'influenza della marea e che il canale su cui è ubicata la stazione 1 veicola i flussi di marea velocemente e più in profondità all'interno della Pialassa.

La Fig. 4 mostra che a metà ottobre vi è un marcato cambiamento stagionale. Infatti oltre alla differenza fra i campioni A e B, i campioni di fine ottobre (B) si raggruppano con tutti i campioni dei mesi freddi. L'analisi relativa ai soli campioni A conferma lo stesso andamento generale. L'analisi dei campioni invernali e tardo primaverili indica che continua l'evoluzione stagionale della struttura della comunità in maniera più graduale ed ordinata, probabilmente a causa del rallentamento dei cicli biologici.

Discussione

I valori medi dei parametri idrologici (T°C, salinità, pH, O.D., concentrazione di sali nutritivi) e il coefficiente di variabilità indicano che non vi sono differenze fra le stazioni di campionamento. La situazione risulta non dissimile da quella dell'area costiera del mare aperto. I valori della concentrazione di clorofilla a denotano una condizione di eutrofia simile a quella delle aree costiere antistanti la Pialassa. E' verosimile che l'ingresso e l'uscita due volte al giorno di imponenti masse di acqua marina, eserciti un effetto diluizione su tutti i parametri idrologici, a sottolineare l'importanza dei fattori idrodinamici sulle caratteristiche idrologiche della laguna. Questo aspetto riveste una notevole importanza in un'area confinata che riceve scarichi di effluenti industriali, urbani ed agricoli ricchi di

inquinanti chimici ed organici, che in caso contrario porterebbero ad una rapida degradazione dell'ambiente.

Negli ultimi anni il moltiplicarsi delle ricerche sulla componente zooplanctonica delle biocenosi lagunari, ha aumentato le conoscenze sulla sua struttura, sulla distribuzione spazio-temporale e sulla funzione dello zooplancton. Numerosi studi hanno messo in evidenza che la densità, la distribuzione e la struttura dei popolamenti assumono caratteristiche simili in presenza di analoghi fattori ambientali. In generale l'idrodinamismo e lo scambio con il mare sembra rivestire la massima importanza.

Nelle lagune confinate, con scarse comunicazioni con il mare, prevale la componente autoctona, costituita da Calanoidi-meroplancton, e la densità risulta maggiore a spese di una minore diversità specifica. Si può talvolta rilevare un gradiente di queste condizioni a partire dalle stazioni più influenzate dalle condizioni marine. Una situazione di questo tipo è stata messa in evidenza nella Sacca di Scardovari (Colombo *et al.*, 1979; Ferrari *et al.*, 1984; Ceccherelli *et al.*, 1985; Carrada *et al.*, 1987; Ceccherelli *et al.*, 1987) nella quale valori di biomassa maggiori, sostenuti da popolamenti autoctoni, e una bassa diversità specifica venivano rilevati nella parte più interna. Nelle stazioni più a mare lo zooplancton era costituito da gruppi tipicamente neritici (Ciclopoidi ed Arpacticoidi tra i Copepodi, e Cladoceri), e presentava bassa biomassa e alta diversità specifica.

Nelle Valli di Comacchio assumeva una importanza ancora maggiore la componente autoctona a causa della più limitata comunicazione con il mare (Ceccherelli e Ferrari, 1976, Ceccherelli e Ferrari, 1982).

Analogamente nel Bacino di Acquatina, un lago salato costiero pugliese (Belmonte e Bianchi, 1992), i popolamenti della stazione più prossima alla bocca a mare presentavano una struttura diversa dalle altre con una minore biomassa, sostenuta da forme marine, ed una maggiore diversità specifica.

Al contrario, quando lo scambio con il mare è ampio, il contingente zooplanctonico è sostenuto soprattutto da specie neritiche oloplanctoniche che presentano bassa densità e biomassa e alta diversità specifica. Una situazione simile è stata messa in evidenza nella Sacca del Canarin (Ferrari *et al.*, 1982), una laguna del delta del Po molto esposta all'azione del mare e influenzata da apporti di acqua dolce del fiume stesso. La struttura delle comunità zooplanctoniche era ampiamente legata all'ingresso dell'acqua marina ed in parte all'apporto di acqua dolce, con bassi valori di biomassa e con scarsa importanza della componente autoctona. È interessante notare che i valori di biomassa rilevati nella Sacca del Canarin sono simili a quelli riscontrati nella Pialassa Baiona.

Nello zooplancton della Pialassa Baiona sono ben rappresentate (Tab. 3) le forme oloplanctoniche di acque neritiche (come Ostracodi, Chetognati, Tunicati, Cladoceri). La biomassa e la densità presentano valori relativamente bassi (minori di quelli rilevati in questi ultimi anni nelle aree costiere adriatiche).

L'analisi statistica dimostra che non vi sono diversità tra le stazioni di campionamento, scelte a varia distanza dalla comunicazione a mare, e questo sottolinea ciò che si era visto per i parametri idrologici: la componente mareale esercita una forte infuenza sulla struttura e distribuzione dello zooplancton. Le differenze fra i campioni prelevati nella prima e seconda parte del mese, eseguiti in diverse fasi di marea, confermano l'importanza dell'ingressione di acqua marina. Solo in agosto '97 è possibile rilevare delle diversità fra le stazioni. La spiegazione è ancora una volta da ricercare nelle maree che in estate

presentano una escursione più limitata e quindi in una situazione di stagnazione possono realizzarsi delle differenze tra le stazioni. Tuttavia permane l'influenza della marea nella stazione 1 (probabilmente il canale su cui si trova la stazione è più diretto) dove l'influenza della marea è riconoscibile per la ricchezza di specie esterne (componente marina), per l'alta diversità specifica ed equidistribuzione delle specie.

In conclusione la Pialassa Baiona presenta le condizioni tipiche di una laguna in cui i fattori idrologici ed idrodinamici sono preponderanti, simili a quelle che si realizzano nella Sacca del Canarin (Ferrari *et al.*, 1982), dove la struttura e la distribuzione spaziale e temporale delle comunità zooplanctoniche è strettamente dipendente dal flusso mareale.

Summary

The present research was carried out in a wetland near Ravenna (Pialassa Baiona). This is a 10 km² wide lagoon that communicate with the Northern Adriatic Sea through the Ravenna port canal (Candiano).

Zooplankton were sampled, nearly fortnightly, from May 1997 to May 1998, at three stations located at different distance from the sea communication.

Hydrological parameters (temperature, salinity, dissolved oxygen) showed values very similar to the ones recorded in the adriatic coastal area in front of Ravenna. Chlorofilla a concentration indicate an euthrophic condition of the Pialassa waters, but not very dissimilar to the open sea situation. This suggest a strong effect of dilution by imposing water masses getting in and aut during the tide phases.

Zooplankton density and biomass were lower than the ones recorded in the open sea. Copepoda Calanoida and Cyclopoida (14 identified species) and Harpacticoida (3 identified species) were the most abundant zooplankton organisms and ranged from 70 to 100% of the total number. Among copepods *Acartia clausi* resulted the most representative species. Neritic forms, tipish of the coastal plankton, resulted generally abundant, suggesting that the ingression of sea water (through the tide) highly affects the community stucture. An autochthonous zooplankton component was also present, likely undervalued because of the net mesh used, constituted by oloplanktonic (Copepoda Calanoida) and meroplanktonic forms (larvae of molluscs, polichaetes and crustaceans). As concerning the studied stations no differences was recorded. On the contrary variations were observed within the months: samples collected in the first half showed differences in community structure with respect to the ones collected in the second half of the month (in different tidal phases), suggesting once again the importance of ingression of sea water in the lagoon area on the structure and distribution of zooplanctonic community. A certain differentiation among sampling stations was evident in august 1997, likely because of the water stagnation (lower tidal excursion in summer).

In conclusion results of this research confirm data of previous studies indicating that the structure and distribution of zooplankton communities are strongly affected by hydrodynamic characteristics of the lagoons.

In comparison to other adriatic lagoons, Pialassa Baiona resulted very similar to Sacca del Canarin, where the structure of zooplancton communities was strongly influenced by tide cycles and neritic populations are prevailing.

Bibliografia

ALLAN J.D., KINSEY T.G., JAMES M.C. (1976) - Abundance and production of Copepod in the Rhode River subestuary of Chesapeake Bay. *Chesapeake Sci.*, **17**: 86-92.

ARPA, Struttura Oceanografica Daphne (1996) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia Romagna, Rapporto annuale 1996. Assessorato Territorio, Programmazione e Ambiente, Regione Emilia Romagna.

ARPA, Struttura Oceanografica Daphne (1997) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia Romagna, Rapporto annuale 1997. Assessorato Territorio, Programmazione e Ambiente, Regione Emilia Romagna.

BELMONTE G., BIANCHI C.N. (1992) - Zooplankton structure and distribution in a brackish-water basin. *Oebalia*, **18** (N.S.): 1-15.

CARRADA G.C, CECCHERELLI V.U., FERRARI I. (1987) - Les lagunes italiennes. *Bull. Ecol.* **18**: 149-158.

CATTANI O., MONARI M., VITALI G., GHETTI A., MONTANARI G., RINALDI A., PAGNUCCO C., CORNI M.G (1997) - Variazioni della biomassa e della composizione biochimica del mesozoolancton di un'area costiera dell'Adriatico settentrionale. *Biol.Mar.Medit.*, **4**: 586-590.

CECCHERELLI V.U., FERRARI I. (1976) - Analisi di serie pluriennali di raccolte zooplanctoniche nelle Valli di Comacchio. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **31**: 27-36.

CECCHERELLI V.U., FERRARI I. (1982) - Annual and seasonal variations of zooplankton in a shallow-water lagoon system, the Valli of Comacchio. *Coastal and Shelf Science*, **14**: 337-350.

CECCHERELLI V.U., COLOMBO G., FERRARI I., GAIANI V., ROSSI R. (1985) - Ricerche ecologiche nella Sacca di Scardovari. *Nova Thalassia*, **7** (Suppl. 2): 341-363.

CECCHERELLI V.U., GAIANI V., FERRARI I. (1987) - Trophic state gradients and zooplankton and zoobenthos distribution in a Po river delta lagoon. *Chemosphere*, **16**: 571-580

CHERVIN M.B. (1978) - Assimilation of particulate organic carbon by estuarine and coastal copepods. *Mar. Biol.*, **49**: 265-275.

COLOMBO G., FERRARI I., ROSSI R., CECCHERELLI V.U., CAVALLINI G. (1979) - Risorse biologiche di una sacca del Delta del Po. Conv. Scientifico Nazionale P.F. Oceanografia e Fondi Marini, Roma 3-7 marzo 1979: 199-214.

COLOMBO G., CECCHERELLI V.U., FERRARI I. (1983-84) - Lo zooplancton delle lagune. *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 185-200.

FERRARI I., CECCHERELLI V.U., GAIANI V. (1981) - Zooplancton e regime alimentare di novellame di orata, spigola e mugilidi nella Sacca di Scardovari (Delta del Po). Conv. U.O. afferenti ai sottoprogetti: "Risorse Biologiche ed Inquinamento Marino", Roma 10 nov. 1981: 71-81.

FERRARI I., CECCHERELLI V.U., MAZZOCCHI M.G, CANTARELLI M.T. (1982) - Seasonal and diel variations of zooplankton populations in a lagoon of the river Po delta. *Netherland Journal of Sea. Research*, **16**: 333-344.

FERRARI I., CECCHERELLI V.U., COLOMBO G. (1984) - The trophic status of a deltaic lagoon in the Northern Adriatic Sea: the role of the filter feeders. 2nd International Symposium: Environmental pollution and its impact on life in the mediterranean region, Heraklion (Grecia), 6-9 sett. 1983: 355-373.

HEINLE D.R., HARRIS R.P., USTACH J.F., FLEMER D.A. (1977) - Detritus as food for estuarine copepods. *Mar. Biol.*, **40**: 341-343.

IRSA (1981) - Synoptic survey and distribution of nutrients in Italian coastal waters., Symposium on "The Adriatic Sea: characteristics and perpectives". Rovinij, 19-24 ott. 1981.

LOVEGRAVE T. (1960) - The effect of various factors on dry weight values. *Rapp. P. –v Reun. Cons. Perm. Int. Explor.Mer.* **153**: 86-91.

POULET S.A. (1976) - Feeding of *Pseudocalanus minutus* on living and non living particles. *Mar. Biol.*, **34**: 117-125.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical hand book of seawater analysis, 2° ed. *Bull. Fish. Res. Bd Canada* **167**: 1-312.

WILLIAMS R.B., MURDOCH M.B., THOMAS K.L. (1968) - Standing crop and importance of zooplankton in a system of shallow estuaries. *Chesapeake Sci.*, **9**: 42-51.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 352-362

G. BELMONTE, G. FANELLI[1], C. GRAVILI, F. RUBINO[1]

Dip.to di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali, Università degli Studi,
Via per Monteroni - 73100 Lecce, Italy.
[1] ISTTA-CNR, Taranto, Italy.

COMPOSITION, DISTRIBUTION AND SEASONALITY OF ZOOPLANKTON IN TARANTO SEAS (IONIAN SEA, ITALY)

COMPOSIZIONE, DISTRIBUZIONE E STAGIONALITÀ DELLO ZOOPLANCTON NEI MARI DI TARANTO (MAR IONIO, ITALIA)

Abstract

The zooplankton of Taranto seas (Ionian Sea, Italy) has been studied for the first time on the basis of an annual sampling cycle (1990-91). The two basins of Mar Piccolo showed the widest variations of abiotic parameters, and the lowest values of species diversity. This leads to hypothesise the existence of a confinement gradient from the outer area to the inner one. In fact, zooplankton showed qualitative and quantitative differences between the inner area (Mar Piccolo, 1st and 2nd Inlet) and the open ones (Mar Grande and Gulf of Taranto). On the basis of abundance recorded on the spatial scale, 119 categories of zooplankton were arranged in eight "spatial groups". Similarly, on the basis of temporal scale they were considered as seasonal and perennial. The understanding of these dynamics must consider the presence, mainly in confined environments, of zooplankters which overcome the adverse periods by producing resting stages. Either species richness and ecological diversity showed higher values at the outer areas than at the inner ones. This supports the concept that confined areas have an unexpressed potential biodiversity (e.g., benthic cyst bank) which needs long sampling times to be completely evaluated in the water column.

Key-words: *zooplankton, community structure, seasonality, ecological diversity.*

Introduction

Plankton is patchily distributed in the space, due to heterogeneous distribution of environmental abiotic and biotic cues. This feature is more evident in coastal areas than in the open sea, and mainly at temperate latitudes, where seasons heavily affect plankton composition and abundance (e.g. Raymont, 1983). Species occur in the plankton communities all the year round, even if with fluctuating abundance, but most of them have a seasonal presence, e.g. the meroplankton, composed by larvae of benthic organisms.

The species which disappear from the plankton for a period are obviously present somewhere else, in neighbouring less 'seasonal' areas or even in the same area as resting stages (cysts) which sink to the bottom (Marcus, 1990; Boero *et al.*, 1996). The marine cyst banks in the sediments represent a diversity storage for plankton communities, and seem to be richer in more confined areas (Belmonte *et al.*, 1995). The potential bio-diversity of marine cyst banks in confined areas might even be higher than that recorded on the basis of a single, or few, observations in the water column.

Taranto is in the centre of a series of marine areas which go from the open sea (the Gulf of Taranto, Ionian Sea, more than 1000 m depth) to a confined sound (Mar Piccolo), crossing through a typical, well delimited neritic area (Mar Grande). Mar Piccolo hosts a very important marine cyst bank (Belmonte *et al.*,

1995; Rubino et al., 1998) on which the confined plankton community depends. Notwithstanding the area is of paramount interest for studies on the plankton community structure and its variations, only scattered data are available on the zooplankton community of the entire system (De Angelis & Della Valle, 1959; Crisafi & Crescenti, 1975), and no data exist on the succession of organisms on a one year time scale.

Material and methods

Zooplankton samples were monthly collected from May 1990 to April 1991 in the following areas (Fig. 1): *station A* in the Gulf of Taranto (Ionian Sea), approximately 2 miles SW of S. Pietro Island, bottom at 100 m depth; *station B* in the centre of Mar Grande, bottom at 35 m depth; *station C*, Mar Piccolo, first inlet, bottom at 12 m depth; *station D*, Mar Piccolo, second inlet, bottom at 9 m depth.

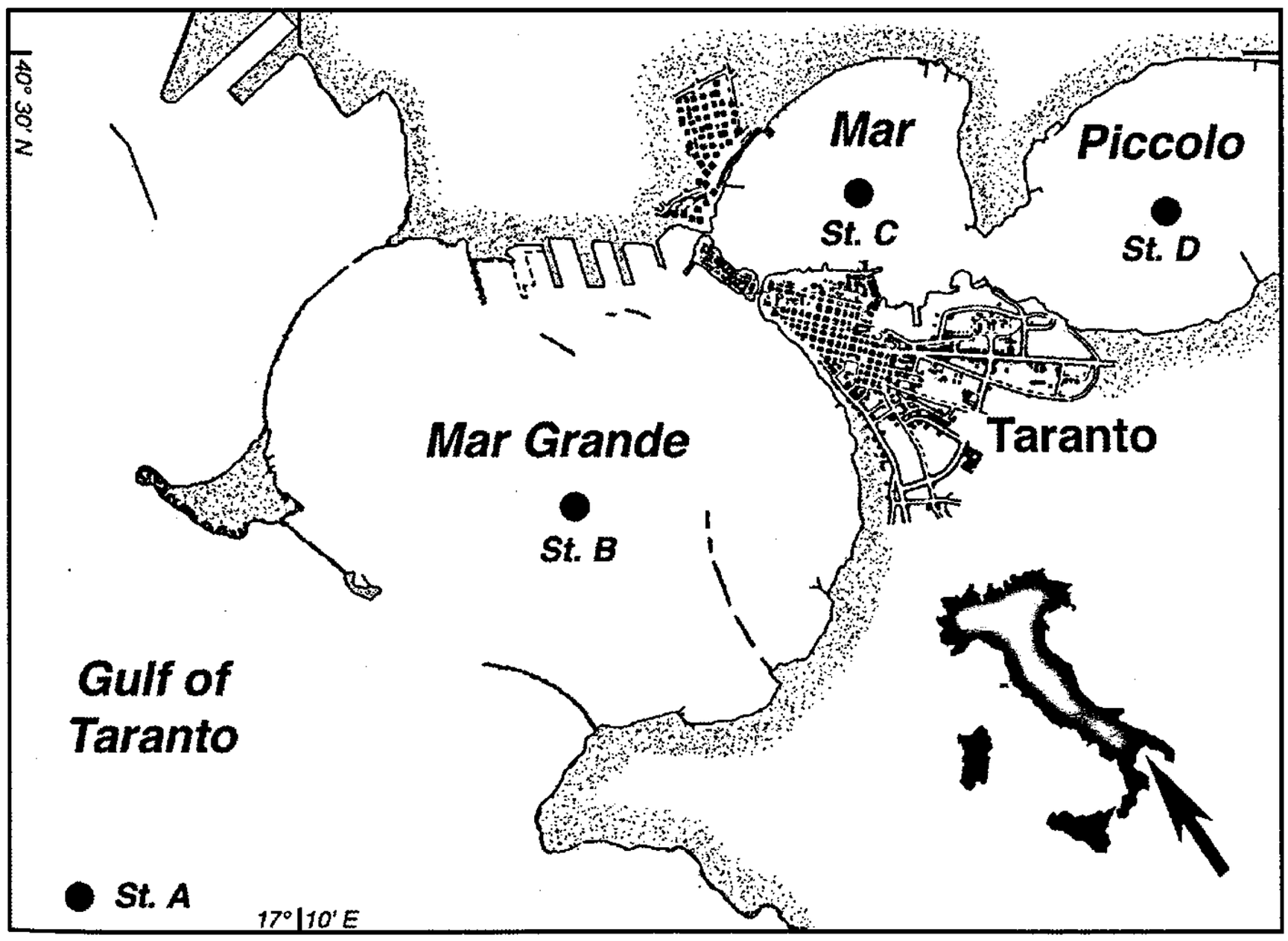


Fig. 1 - Map of Taranto seas, with sampling sites.
Mappa dei mari di Taranto e delle stazioni di campionamento.

Temperature, salinity, and dissolved oxygen were recorded at 1 m intervals along the entire water column at each station (but only from -30m to the surface at the station A) by means of an Ocean Seven automatic probe (mod.401). At each station data were integrated as average ± standard deviation.

Sampling was carried out by vertical towing of a 80 μm mesh-size plankton net. The net mouth was 0.125 m^2 and, relating to the bottom depth, multiple

tows were performed in order to filter a suitable volume of water. At St. A the vertical towing never exceeded 50 m from the sea surface.

A total of 47 zooplankton samples were collected and immediately fixed with neutralised (pH 7.2) formalin at 4% of final concentration in sea water. In each sample the filtered water volumes varied as follow: 6.0-6.2 m^3 at St. A, 3.0-3.6 m^3 at St. B, 1.1-1.5 m^3 at St. C and 0.8-1.8 m^3 at St. D.

Identification of specimens was carried out to the genus level, but in many cases (e.g., larvae) only a vague identification was possible. Unlike copepodids, not all the copepod nauplii were identified at the *genus* level and, for this reason, they were grouped in separate categories (see Tab. 1).

On the basis of the relative abundance recorded at each station, *taxa* were arranged in 8 "spatial-groups" labelled as: A, B, C and D, when the 75% of individuals was found in each station; AB, BC and CD, when the 75% of individuals was reached summing the abundance of two adjacent stations; U when the threshold value of 75% of presence was spread over more than two stations.

Regarding the time distribution of categories, they were classified as "seasonal" if they were collected in less than four consecutive months, "temporarily absent" if they were absent for less than four consecutive months, and "perennial" if they were present all over the year.

Spatial difference of abiotic variables were analysed by one-way analysis of variance (ANOVA), on square root transformed data.

Total abundance, species richness and Shannon Index (H') were used as biotic descriptors.

Samples were ordered by non parametric multidimensional scaling (nMDS) performed on a similarity matrix (Bray-Curtis index) based on abundance data fourth root transformed. In order to investigate the influence of abiotic parameters on zooplankton structure, physico-chemical data were superimposed to nMDS diagrams (PRIMER, Clarke, 1993).

Results

Abiotic conditions (Fig. 2)

The annual mean water temperature did not show significant differences among the four sampling areas (minimum 17.5°C at station A; maximum 18.1°C at station D) (ANOVA, p=0.997). St. A showed high thermal variations along the water column during the warmer months, while the inner stations were characterised by wider seasonal fluctuations. The annual mean salinity showed a negative gradient from the open sea (38.6‰ to the inner area (37.0‰) (ANOVA, p=0.000). The dissolved oxygen showed no different annual means among the four stations (minimum 6.95 mg*l-1 at station D; maximum 7.48 mg*l-1 at station C) (ANOVA, p=0.387), but its values showed higher variability along the water column in the inner area. Generally, the two basins of Mar Piccolo (confined areas) showed the widest fluctuations of abiotic parameters.

Zooplankton composition, structure and distribution (Fig. 3)

The zooplankton was represented by a total of 119 categories (62 holoplankton, 57 meroplankton) belonging to 15 *phyla* (Tab. 1) In the studied area the abundance of zooplankton ranged from 53,917 ind*m^{-3} to 2,720 ind*m^{-3} with an average value

Tab. 1 - List of categories identified in the zooplankton of Taranto seas.
Elenco delle categorie di conteggio individuate nello zooplancton dei mari di Taranto.

PROTISTA	*Noctiluca*
	Globigerina
	Foraminifera, others
	Radiolaria, unid.
	Tintinnina, unid.
PORIFERA	propagula
CNIDARIA	*Podocoryne*
	Zanclea
	Ectopleura
	Bouganvillidae, unid.
	Corynidae, unid.
	Helgicirrha
	Eirene
	Obelia
	Clytia
	Olindiasidae, unid.
	Limnomedusae, others
	actinula Narcomedusae
	Liriope
	Aglaura
	Pantachogon
	Rhopalonema
	Siphonophora, unid.
	Scyphozoa, unid.
	ephyra Scyphozoa
	planula Anthozoa
PLATYHELMINTES	Turbellaria, unid.
	cercaria Trematoda
	Muller's larva
NEMERTEA	pilidium
ROTIFERA	unid. species
FORONIDA	actinotrocha
BRYOZOA	cyphonautes
ANNELIDA	trochophorae Polychaeta
	larva Amphictenidae
	larva Capitellidae
	larva Chaetopteridae
	larva Magelonidae
	larva Nephtidae
	larva Nereidae
	larva Opheliidae
	mitraria Oweniidae
	larva Phyllodocidae
	larva Sabellaridae
	larva Sabellidae
	larva Serpulidae
	larva Spionidae
	larva Terebellidae
	larva Polychaeta, unid.
	Ladice
MOLLUSCA	veliger Bivalvia
	veliger Gastropoda
	Tecosoma
CRUSTACEA	*Podon*
	Penilia
	Evadne
	Ostracoda, unid.
	Corycaeus
	Oithona
	Cyclopoida, others
	Acartia
	Paracalanus
	Eucalanus
	Clausocalanus
	Calanus
	Calocalanus
	Centropages
	Temora
	Pontella
	Candacia
	Isias
	Euchaeta
	Calanoida, others
	Conaea
	Oncaea
	Microsetella
	Euterpina
	Canuella
	Longipedia
	Tisbe
	Sapphirina
	Clitemnestra
	Harpacticoida, others
	Monstrilloida, unid.
	Amphipoda, unid.
	Isopoda, unid.
	Mysidacea, unid.
	Euphausiacea, unid.
	nau. Acartiidae
	nau. *Microsetella*-type
	nau. Calanoida-type
	nau. Canuellidae
	nau. Longipedidae
	nau. Centropagidae
	nau. Pontellidae
	nau. Temoridae
	nau. Copepoda, unid.
	nau. Cirripeda, balanid
	nau. Cirripeda, lepadid
	cypris Cirripeda
	ps.-zoea Stomatopoda
	nau., zoea Euphausiacea
	nau. Decap. Natantia
	zoea Decap. Natantia
	zoea Decap. Brachiura
	zoea Decap. Anomura
	meg. Decap. Brachiura
	larva Decapoda, unid.
ECHINODERMATA	ophiopluteus Ophiuroidea
	echinopluteus Echinoidea
	larvae Asteroidea
	doliol. Holothuroidea
CHAETOGNATA	unid. species
ENTEROPNEUSTA	tornaria
CHORDATA	Larvacea, unid.
	Taliacea, unid.
	larva Ascidiacea
	larva Cephalocordata
	larva Osteychthyes

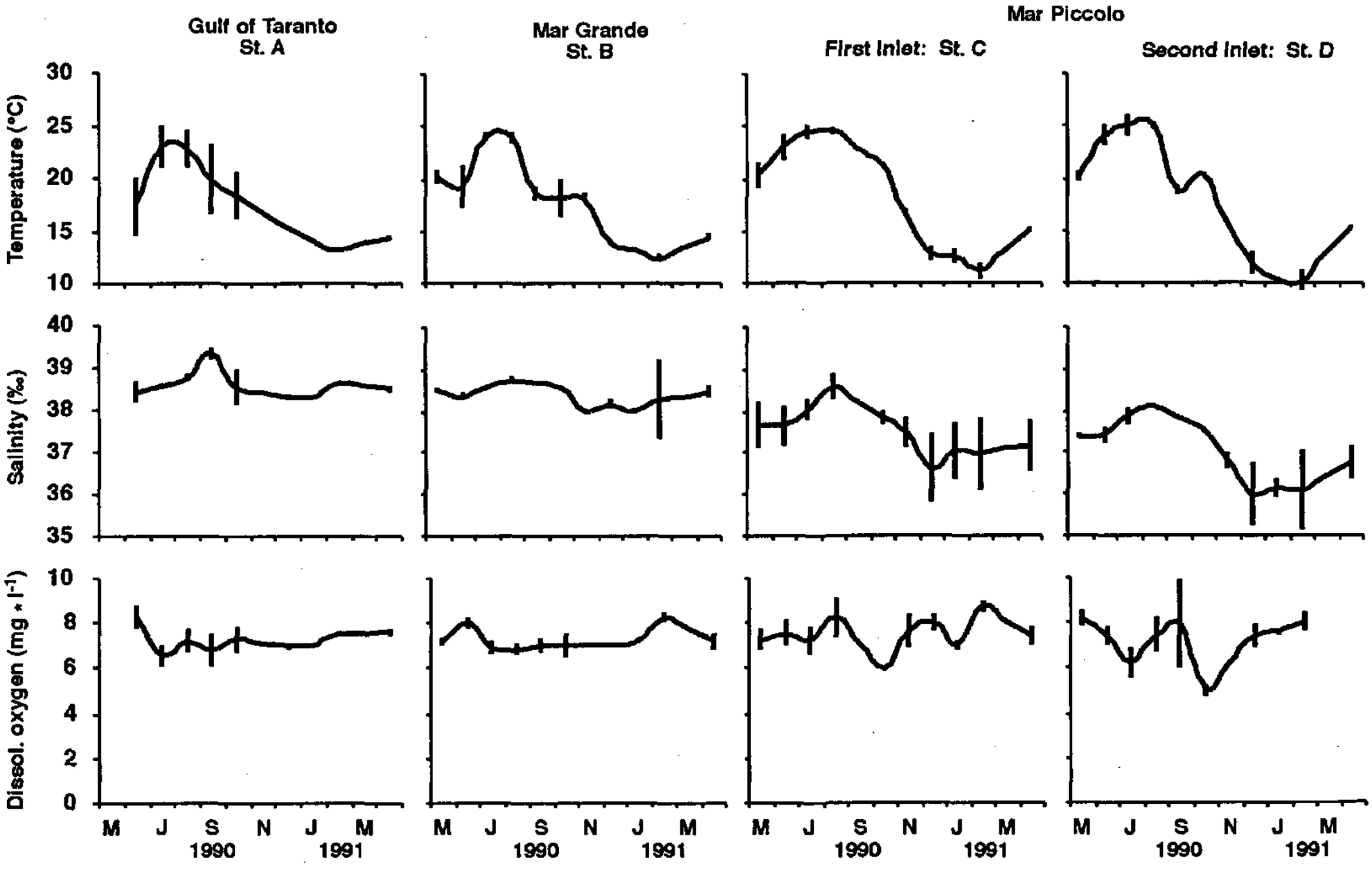


Fig. 2 - Temporal trend of abiotic variables (temperature, salinity and dissolved oxygen) at the four sampling sites.

Andamento temporale dei fattori abiotici (temperatura, salinità e ossigeno disciolto) nei siti di campionamento.

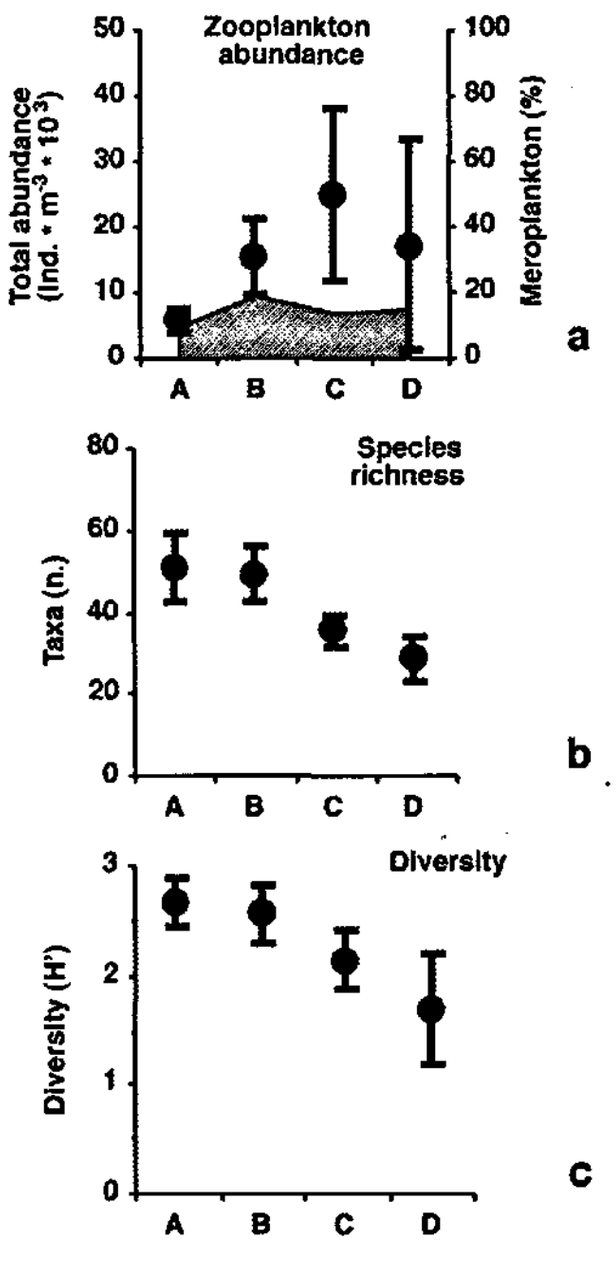


Fig. 3 - Spatial distribution of mean values (±SD) of: a) total zooplankton abundance (ind.*10^3*m^{-3})[l] and meroplantkton (%) [≠]; b) species richness (n. of taxa); c) diversity (Shannon Index).

Distribuzione spaziale dei valori medi (±SD) di: a) abbondanza totale dello zooplancton (ind.10^3*m^{-3}) [l] e del meroplancton (%)[≠]; b) ricchezza specifica (n. di taxa); c) diversità (Indice di Shannon).*

of 15,911 ± 12,632 (± SD) ind*m^{-3}. The highest densities were recorded at the 1st Inlet of Mar Piccolo (St. C) (Fig. 3a).

Meroplankton occurred at all the sampling sites (15.3% of the total abundance on average) with an increasing importance from St. A (8.5%) to St. D (20.5%) (Fig. 3a). The highest relative abundance of meroplankton was recorded in April 1991 in Mar Piccolo (St. D = 83.8%), where the most abundant groups were the mollusc veligers of bivalves, anomuran zoeae, actinotrochae, ascidian tadpole

larvae, and polychaete larvae. The veligers of gastropods were the most abundant meroplankters in the Mar Grande (St. B).

With regard to their faunistic relevance we report the occurrence of foronid larvae (actinotrochae) in the Mar Piccolo (St. C and D) and Oweniidae and Anfictenidae (Polychaeta) larvae at St. A and B.

Species richness and diversity of each sample decreased from the Gulf to Mar Piccolo, both for holoplanktonic and meroplanktonic component (Fig. 3b, c). The body volume of specimens at outer area was up to seven times larger than that of the inner one (data not shown). Copepoda was the *taxon* with the highest species richness (32 holoplanktonic, 4 meroplanktonic categories), followed by Cnidaria (14 meroplanktonic, 6 holoplanktonic), and Polychaeta (17 meroplanktonic).

As to the zooplankton structure at the four stations, the nMDS confirmed the increasing temporal variability from the Gulf (St. A) to the inner portion of Mar Piccolo (St. D) (Fig. 4) already observed for abiotic parameters.

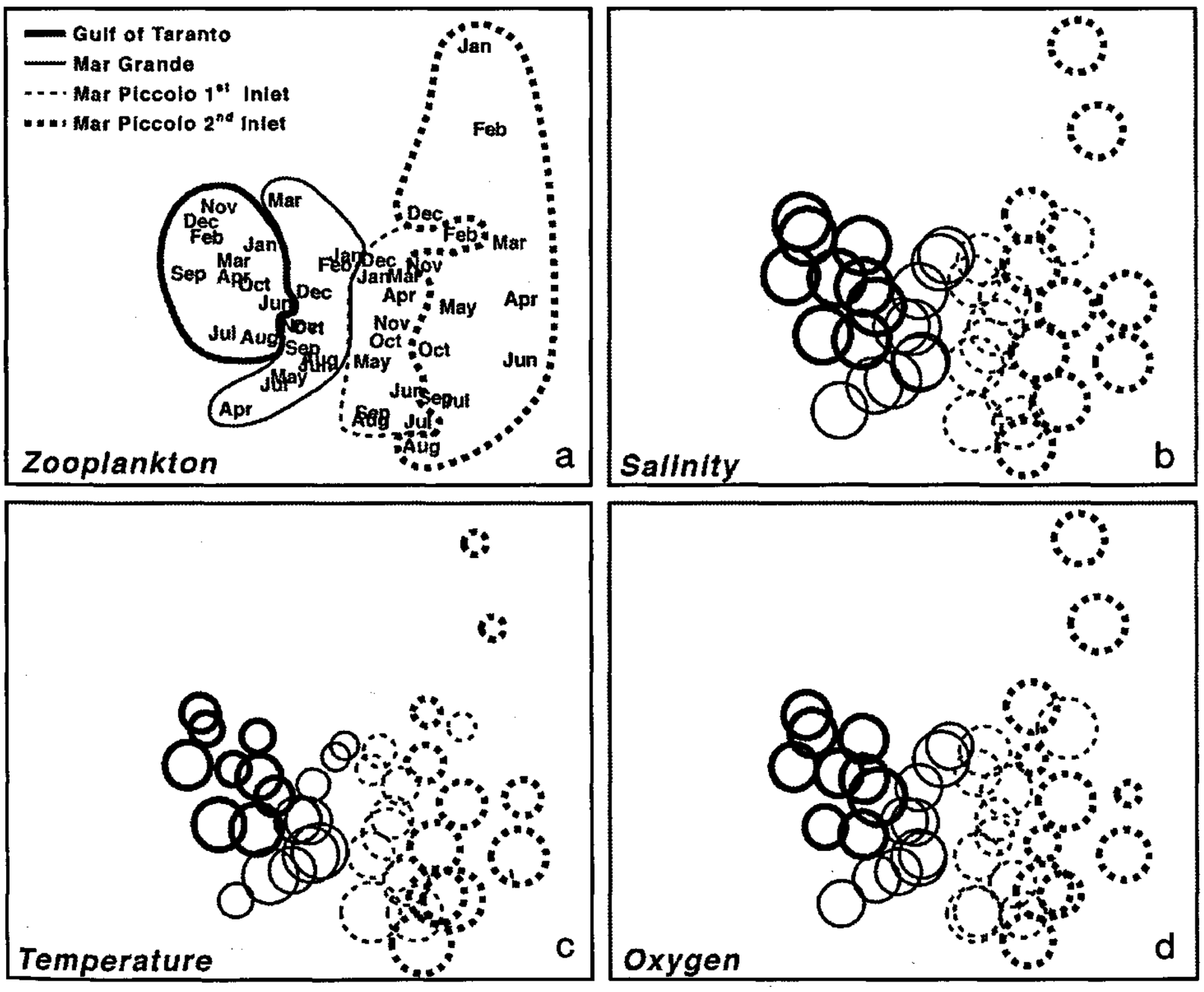


Fig. 4 - a) Ordination (nMDS) of Bray-Curtis similarities from √√-trasformed zooplankton abundances at the four sampling sites. b-d) The same ordination with superimposed graphical representation of abiotic variables: the circles are proportionally sized to the values.

a) Ordinamento (nMDS) dei campioni di zooplancton raccolti nei quattro siti sulla base delle similarità di Bray-Curtis su dati trasformati (√√). b-d) Sullo stesso ordinamento sono state sovrapposte le rappresentazioni grafiche delle variabili ambientali: i cerchi hanno diametri proporzionali ai valori.

Five categories of organisms were responsible for more than 50% of the total zooplankton abundance at all the stations: Oithonidae, Larvacea, Acartiidae nauplii, Acartiidae copepodids and Bivalvia veligers. These categories reached up to the 53% at St.A, 56% at St.B, 71% at St.C, 76% at St.D,. Moreover, 90% of the zooplankton total abundance was made up by 17 and 18 *taxa* respectively at St. A and B and 11 and 8 *taxa* respectively at St. C and D. Figure 5 shows

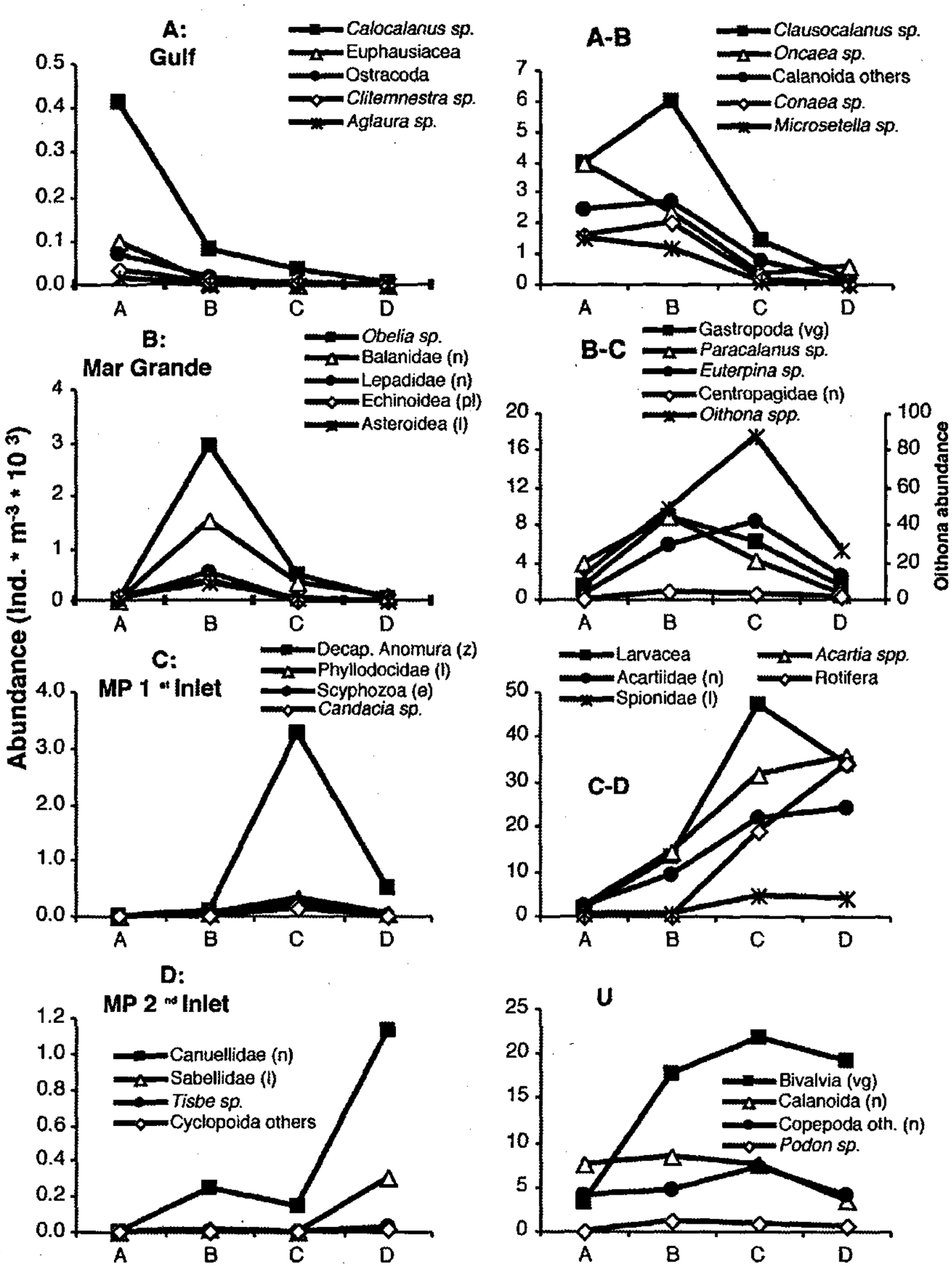


Fig. 5 - Spatial distribution of the main zooplankton categories arranged in the eight "spatial-groups" on the basis of the 75% of the annual abundance.

Distribuzione spaziale delle abbondanze dei principali taxa zooplanctonici raggruppati in otto gruppi sulla base del 75% dell'abbondanza annuale.

the spatial distribution of the abundance of the most representative categories for each of the eight "spatial-groups" identified. Among copepods, *Calocalanus*, *Euchaeta, Sapphirina, Clitemnestra, Microsetella* and *Clausocalanus* were preferentially found in the Gulf; Monstrilloida, *Paracalanus, Oithona, Centropages, Isias* and *Euterpina* in the Mar Grande; *Acartia, Canuella,* and *Tisbe* in the Mar Piccolo (both inlets). Among Cnidaria, Narcomedusae actinulae and Trachimedusae (e.g., *Aglaura*), which have not benthic stages, were found only at the open sea station. Rich populations of Leptomedusae (e.g., *Obelia*), on the contrary, populated the central stations (B and C), while the inner sound (St. D) did not host any pelagic cnidarian. Polychaete larvae were mostly represented by spionid and sabellid larvae, and were generally abundant in the inner sounds (St. C and D).

Zooplankton seasonality (Fig. 6)

Zooplankton reached the highest densities during summer, at all the stations except for the Gulf station, where zooplankton abundance was rather constant. Some categories of zooplankton, both meroplanktonic (e.g., *Obelia,* Scyphozoa ephirae, Phyllodocidae and Sabellidae larvae) and holoplanktonic (e.g., *Euterpina, Candacia,* Rotifera, Tintinnina), were seasonal. A second group of organisms (temporarily absent) occurred all the year round with the exception of short periods during which they were absent (e.g., *Calocalanus*, Ostracoda) or rare (e.g., *Oithona, Centropages, Clausocalanus, Oncaea,* Gastropoda veligers). A few categories were present all over the year (perennial), even if with variable abundance (e.g., *Conaea, Paracalanus*, *Acartia,* Bivalvia veligers).

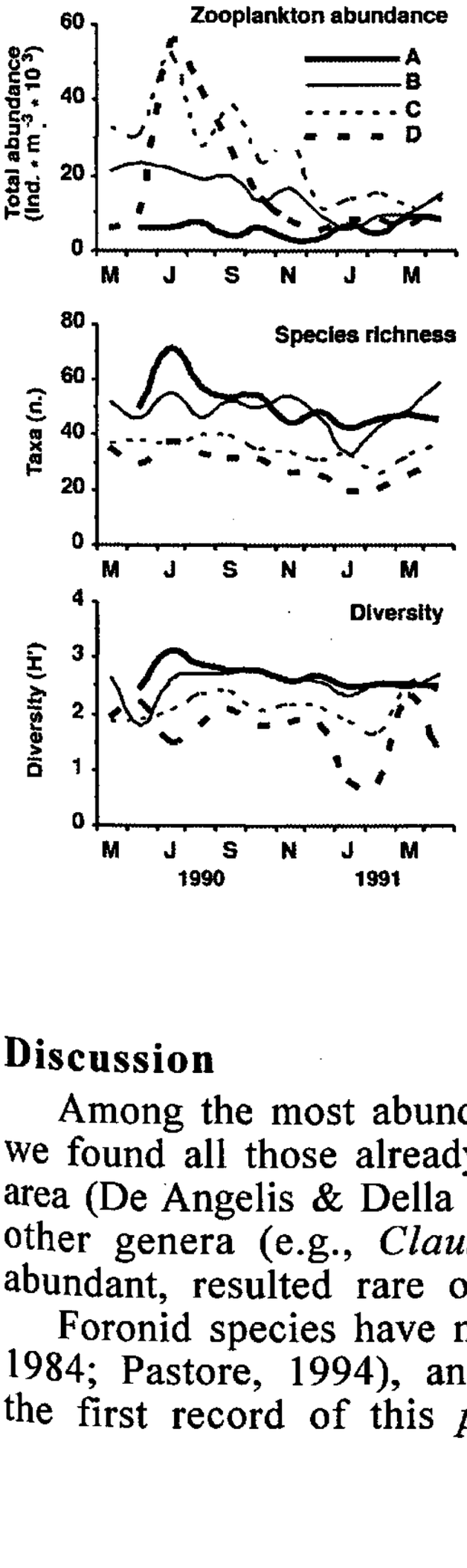


Fig. 6 - Temporal patterns of a) total zooplankton abundance (ind.*m^{-3}*10^3); b) species richness (n. of taxa); c) diversity (Shannon Index).

Distribuzione temporale di: a) abbondanza totale dello zooplancton (ind.m^{-3}*10^3); b) ricchezza specifica (n. di taxa); c) diversità (Indice di Shannon).*

Discussion

Among the most abundant genera, such as *Acartia, Oithona, Isias, Euterpina,* we found all those already reported in preceding studies carried out in the same area (De Angelis & Della Valle, 1959; Crisafi & Crescenti, 1975). Moreover some other genera (e.g., *Clausocalanus, Paracalanus*) previously not reported as abundant, resulted rare only at the inner station in this study.

Foronid species have never been reported in the Mar Piccolo (e.g., Parenzan, 1984; Pastore, 1994), and actinotrochae found in the present study represent the first record of this *phylum* in Taranto seas.

Regarding to the Polychaeta larvae found in Mar Grande and Mar Piccolo, any Oweniidae species has never been reported from Taranto seas (Gherardi & Lepore, 1981; Gherardi et al., 1982). Only the species Owenia fusiformis was reported from shallow water areas of the Gulf of Taranto (Amoreaux, 1970). Also Anfictenidae species have never been reported from Taranto seas, while we found some larvae in the Mar Piccolo. On the contrary, we did not found Hesionidae larvae, whose adults have been reported from Mar Piccolo and Mar Grande (Amoreaux, 1970; Gherardi & Lepore, 1976, 1981). The variability of life cycle traits among marine invertebrates might be the interpretation of these data. In fact, coastal and brackish water species can eliminate, completely, or only temporarily, the larval planktonic stage, according to an opportunistic strategy based on phenotypic plasticity (Giangrande *et al.*, 1994).

The molluschiculture, carried out for thousands of years at Taranto, is undoubtedly the most important source of bivalve veligers in the inner areas.

The observed variability of abiotic factors, which increases in inner sites, is a clear sign of the gradual confinement of Taranto seas. This feature is mirrored by the zooplankton structure which showed higher variability in more confined areas.

From the Gulf and Mar Grande to the two inlets of Mar Piccolo, zooplankton showed a progressive succession of *taxa*, with an increasing percentage of meroplankton categories, a marked reduction of species richness and an increase of total abundance, according to the model of paralic systems (Guelorget & Perthuisot, 1992).

In spite of these quantitative differences, the zooplankton bulk was constituted by only five categories at all the studied sites. The different "spatial-groups" were characterised by *taxa* with different life strategies: "A" and "B" *taxa* (generally with individual sizes larger than those of inner areas) were mostly represented by species occurring during most of the year, while "C" and "D" grouped seasonal *taxa* (smaller, short lived organisms) which, in many cases (e.g. Rotifera and Acartia spp.), produce benthic resting stages. This could lead to propose the existence of a "link" between the confinement gradient and the relative abundance of resting stages producers. This hypothesis is supported by the presence of a huge and diversified marine "cyst bank" in the sediments of Mar Piccolo, where many planktonic species overcome unfavourable periods as resting stages (Belmonte et al., 1995; Rubino et al., 1998). This "potential" diversity is not considered in studies on the planktonic communities, but it probably plays an important role in the dynamics of plankton communities and/or their resilience in some areas (Boero, 1994).

The potential diversity of the plankton in a confined area could be larger than the effective diversity measured on the basis of the classical sampling methods. In fact, most species escape the capture by plankton nets, resting in the benthos: they persist in the area even if they are not in the water column. In addition, each species forming resting stages could show presence cycles longer than one year and it could not be sampled with the traditional approach of one-year study.

The hypothesis sketched above call for appropriate testing in order to improve our knowledge on the ecology and the functioning of confined marine areas, which often provide resources of great economic interest.

Riassunto

Lo zooplancton dei mari di Taranto (mar Ionio) è stato studiato per la prima volta sulla base di un ciclo annuale completo di campionamenti.

I due bacini del Mar Piccolo hanno mostrato le maggiori variazioni delle caratteristiche abiotiche e i valori più bassi di diversità specifica. Questo porta ad ipotizzare l'esistenza di un gradiente di confinamento dai mari esterni verso quelli interni. Infatti le aree più interne (Mar Piccolo) si sono differenziate da quelle esterne (Golfo e Mar Grande) sia dal punto di vista dei popolamenti zooplanctonici che delle abbondanze delle singole specie. Sulla base delle rispettive abbondanze, le 119 categorie individuate sono state distinte su scala spaziale in otto gruppi e su scala temporale in stagionali e perenni. L'interpretazione di queste dinamiche, soprattutto negli ambienti confinati, deve tenere conto della presenza di zooplanctonti che superano i periodi avversi producendo stadi di resistenza bentonici. Sia la ricchezza di specie che la diversità ecologica, se considerate su scala annuale, hanno mostrato valori superiori nelle aree esterne rispetto a quelle interne. Questo avvalora il modello secondo cui le aree confinate possiedono una biodiversità "potenziale" inespressa (i.e. contenuta nelle banche di cisti bentoniche) per la cui completa valutazione occorrono lunghi periodi di studio dei popolamenti zooplanctonici nella colonna d'acqua.

Acknowledgements

We thank Dr. M.G. Mazzocchi (Stazione Zoologica "A. Dohrn", Neaples) for the kind advice on copepod taxonomy, and Mr E. Guida and Mr D. Barbarino for help during sampling.

References

AMOREAUX, L. (1970) - Annelides polychetes du Golfe de Tarente. Resultats de nouvelles croisieres de l'Albatros. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova*, **78**: 1-20.

BELMONTE G., CASTELLO P., PICCINNI M.R., QUARTA S., RUBINO F., GERACI S., BOERO F. (1995) - Resting stages in marine sediments off the Italian coast. In: Elefteriou A. *et al.* (eds), *Biology and ecology of shallow coastal waters*, Olsen & Olsen Publ., Fredensborg: 53-58.

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** (4): 177-180.

CLARKE K.R., (1993) - Non parametric multivariate analyses of changes in community stracture. *Austr. J. Ecol.*, **18**: 117-143.

CRISAFI P., CRESCENTI M. (1975) - Conseguenze delle attività umane sullo zooplancton del mare di Taranto. *Boll. Pesca, Piscicolt. Idrobiol.*, **30** (2): 207-216.

DE ANGELIS C.M., DELLA VALLE R. (1959) - Il ciclo stagionale del plancton in rapporto alle condizioni chimico-fisiche del Mar Piccolo e del Mar Grande di Taranto. *Boll. Pesca, Piscicolt. Idrobiol.*, **14**: 21-43.

GHERARDI M., LEPORE. E. (1976) - Gli anellidi policheti del Mar Piccolo di Taranto. *Riv. Idrobiol.*, **15**: 151-163.

GHERARDI M., LEPORE. E. (1981) - Indagine sugli anellidi policheti del Mar Grande di Taranto. *Archo Oceanogr. Limnol.*, **20**: 19-49.

GHERARDI M., LEPORE E., SCISCIOLI M. (1982) - Variazioni qualitative e quantitative di un popolamento a policheti del Mar Piccolo di Taranto. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **12**: 217-231.

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.

GUELORGET O., PERTHUISOT J.P. (1992) - Paralic ecosystems. Biological organisation and functioning. *Vie Milieu*, **42** (2): 215-251.

MARCUS N.H. (1990) - Calanoid copepod, cladoceran, and rotifer eggs in sea-bottom sediments of northern Californian coastal waters: identification, occurrence and hatching. *Mar. Biol.*, **105**: 413-418.

PARENZAN P. (1984) - *Il Mar Piccolo di Taranto.* Collana Documenti della C.C.I.A.A., Taranto, **25**: 319 pp.

PASTORE M. (1994) - *Mar Piccolo.* Nuova Apulia, Martina: 166 pp.

RAYMONT J.E.G. (1983) - *Plankton and productivity in the oceans. Vol. 2 Zooplankton.* Pergamon Press, Oxford: 824 pp.

RUBINO F., SARACINO O.D., FANELLI G., BELMONTE G., MIGLIETTA A., BOERO F. (1998) - Life cycles and pelagos-benthos interactions. *Biol. Mar. Medit.*, **5**: 253-259.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 363-368

D. TAGLIAPIETRA, M. CORNELLO

Dip. di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia.
Campo della Celestia, Castello 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

COMUNITÀ BENTONICHE E TIPOLOGIE AMBIENTALI IN LAGUNA DI VENEZIA: PROPOSTA DI UNA METODOLOGIA DI MONITORAGGIO

BENTHIC COMMUNITIES IN RELATION TO DIFFERENT ENVIRONMENTS IN THE VENETIAN LAGOON: A PROPOSAL FOR A MONITORING METHOD

Abstract

This paper reports an attempt to delineate different environments inside the Venetian lagoon applying a multivariate approach on a selected set of taxa. A 696-sample data set, pertaining to seven independent studies carried out during over a decade, was used. Results indicate that the reduced set of taxa used can describe satisfactory differences between different environmental situations.

Key-words: *benthos, monitoring, Venetian lagoon.*

Introduzione

L'alta variabilità ecologica delle lagune, sia in termini di eterogeneità topografica che di processi, non permette di adottare un unico modello valido per tutto il bacino, mentre possono essere evidenziate al suo interno alcune situazioni di riferimento.

Gli organismi bentonici mostrano una vasta gamma di adattamenti che li rendono più o meno sensibili alle diverse configurazioni ambientali (Pearson & Rosenberg, 1978; Rhoads *et al.*, 1978; Boesch & Rosenberg, 1981). Infatti, la fauna bentonica è stata spesso usata come indicatore dello stato dell'ambiente proprio a causa della sua capacità predittiva nei confronti di stress sia naturali che antropogenici (Dauer, 1993; Gray, 1979; Pearson & Rosenberg, 1978; Tapp *et al.*, 1993; Weisberg *et al.*, 1997; Wilson & Jeffrey, 1994).

Le discrepanze tra la comunità che ci si aspetta di trovare in un dato luogo ed in un dato momento con quelle effettivamente riscontrate possono essere fatte risalire a modificazioni dell'ambiente (O'Connor & Dewling, 1986). Lo studio dettagliato delle comunità bentoniche richiede però tempi lunghi, un elevato grado di esperienza e un buon numero di addetti. Questi aspetti lo rendono poco adatto ad un monitoraggio volto alla precoce individuazione di situazioni critiche in un bacino delle dimensioni della laguna di Venezia.

L'obiettivo del presente lavoro è proporre una metodologia che consenta di mettere in relazione le differenti tipologie ambientali della laguna di Venezia con la struttura delle comunità macrozoobentoniche tramite un monitoraggio esteso, frequente, speditivo ed eseguibile anche da personale non altamente specializzato.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto elaborando i dati bruti relativi alle abbondanze numeriche delle comunità bentoniche della Laguna di Venezia prodotti dal Magistrato alle Acque di Venezia tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova. Il materiale esaminato comprendeva sette studi condotti nell'arco di un decennio (1987-1997) (Tab. 1) e che nel loro complesso offrivano una panoramica delle varie tipologie ambientali riscontrabili in laguna.

I dati sono stati valutati mediante analisi multivariata (Field *et al.*, 1982; Smith *et al.*, 1988; Warwick, 1993), in particolare le tecniche utilizzate sono: Cluster Analysis, PCA e MDS, contenute nei pacchetti informatici PRIMER e STATISTICA.

Tab. 1 - Quadro riassuntivo degli studi usati.
Summary of the used studies.

Studio	Data	Numero di prese	Superficie unitaria	Superficie totale	Mesh size [mm]	Strumento
A.3.8	1987-88	2	250	500	1,5	Benna
A.3.16 I	1990	2	600	1200	1	Benna
A. Confinate	1991	2	600	1200	1	Benna
A.3.16 II	1992	3	1100	3300	2	Benna
AIDA	1992-94	4	280	1120	1	Benna
MosAmbiente	1993-94	2	325	650	1	Benna
Mappatura	1997	3	327	980	2	Corer

Risultati e discussione

I gruppi di lavoro che si sono occupati di macrobenthos in laguna di Venezia lo hanno fatto in momenti particolari e usando i propri protocolli che, sebbene mostrassero forti tratti comuni, talora differivano per elementi fondamentali, quali la superficie campionata, il numero delle prese e lo strumento usato (Tab. 1).

Ci si è dunque trovati di fronte al problema della confrontabilità degli studi, legato alle incongruenze delle matrici, che differivano per numero dei campioni e numero dei *taxa*.

Dopo la "pulizia" e uniformazione delle matrici ci si è trovati in possesso di dati relativi a 696 campioni, un numero al di là delle capacità di elaborazione dei software correnti.

È stato necessario selezionare, sulla base dei dati in nostro possesso, un numero sufficientemente ristretto di *taxa* in grado comunque di discriminare le varie tipologie ambientali, quei *taxa* cioè che per dimensioni e facilità di identificazione permettessero un monitoraggio celere eseguibile anche da personale tecnico.

Ci si è dapprima orientati verso il gruppo dei molluschi, gruppo relativamente facile da determinare; i campioni sono stati analizzati sia considerando l'intero gruppo, sia lavorando separatamente su bivalvi e gasteropodi.

I campioni sono stati così ridotti a circa 350, un numero che era possibile gestire con i software per la Cluster Analysis. I cluster individuati sono stati riportati su una carta della laguna di Venezia mediante il programma MapInfo per la visualizzazione della loro distribuzione.

Mentre i bivalvi offrivano un quadro dotato di una certa congruenza con le caratteristiche ambientali, i gasteropodi fornivano una rappresentazione confusa, forse in ragione della loro mobilità o forse in dipendenza della presenza di substrato algale, soprattutto negli anni della fioritura di *Ulva rigida*. Con l'aggiunta dei policheti ai bivalvi la visione d'insieme migliorava. All'interno di questi gruppi si è optato per la scelta di quelle specie di che presentavano frequenze superiori al 5% e che rispondevano ai fondamentali requisiti di facilità di identificazione e dimensioni adulte sensibili.

Come attestano numerosi lavori, l'essenza della comunità può essere colta anche senza addentrarsi nell'identificazione fino al livello di specie (Somerfield & Clarke, 1995; Tagliapietra, 1998; Warwick, 1988), accelerando di molto le operazioni di determinazione. Pertanto, in linea con gli scopi del presente lavoro, sono stati utilizzati i livelli tassonomici di famiglia per i policheti e di genere per i bivalvi. Allo stato attuale dello studio l'iter analitico ci ha portato a considerare come rappresentativi i 14 *taxa* riportati in Tab. 2.

Tab. 2 - Lista dei *taxa* usati.
Used taxa.

bivalvi (Genere)	**policheti (Famiglia)**
Abra	Cirratulidae
Cerastoderma	Eunicidae
Chamaelea	Nephtyidae
Corbula	Nereididae
Dosinia	
Loripes	
Nucula	
Paphia	
Tapes	
Tellina	

Per bilanciare l'importanza dei gruppi tassonomici la massima abbondanza riscontrata di ogni *taxon* è stata divisa in sei classi geometriche. Ad ogni classe è stato quindi attribuito un valore numerico intero, compreso tra 0 e 5, che è stato usato come misura di importanza nei computi successivi.

Nella fase di messa a punto e validazione della metodica sarà comunque possibile trovare un più adeguato sistema di ripartizione.

L'uso combinato di Cluster Analysis e Multi Dimensional Scaling (MDS) condotto sui *taxa* selezionati ha consentito di raggruppare i campioni in base all'indice di similarità di Bray-Curtis.

I campioni appartenenti agli stessi cluster sono stati mediati al fine di ottenere degli "insiemi sintetici", rappresentativi di situazioni ambientali caratteristiche, quali le paludi interne, i canali vicini alle bocche di porto, le praterie a fanerogame marine, etc.

La corrispondenza tra gli "insiemi sintetici" e gli ambienti che essi caratterizzavano è stata verificata mediante il confronto con le determinazioni fisico-chimiche e le informazioni topografiche in nostro possesso.

Il quadro dei rapporti intercorrenti tra le situazioni ambientali caratteristiche descritte dagli "insiemi sintetici" è stato visualizzato tramite l'Analisi delle Componenti Principali (PCA). L'uso di tale tecnica è stato dettato dalla necessità di utilizzare un metodo metrico che mantenesse invariati il più possibile i rapporti tra le situazioni ambientali caratteristiche.

Il set di *taxa* impiegato si è rivelato soddisfacente per rappresentare la similarità degli ambienti lagunari caratteristici, così come desumibili dagli studi analizzati (Fig. 1).

Infine le abbondanze dei campioni relativi ad alcune situazioni ambientali note, sono state trattate con il metodo sopra descritto e confrontati con le situazioni di riferimento mediante PCA (Fig. 2).

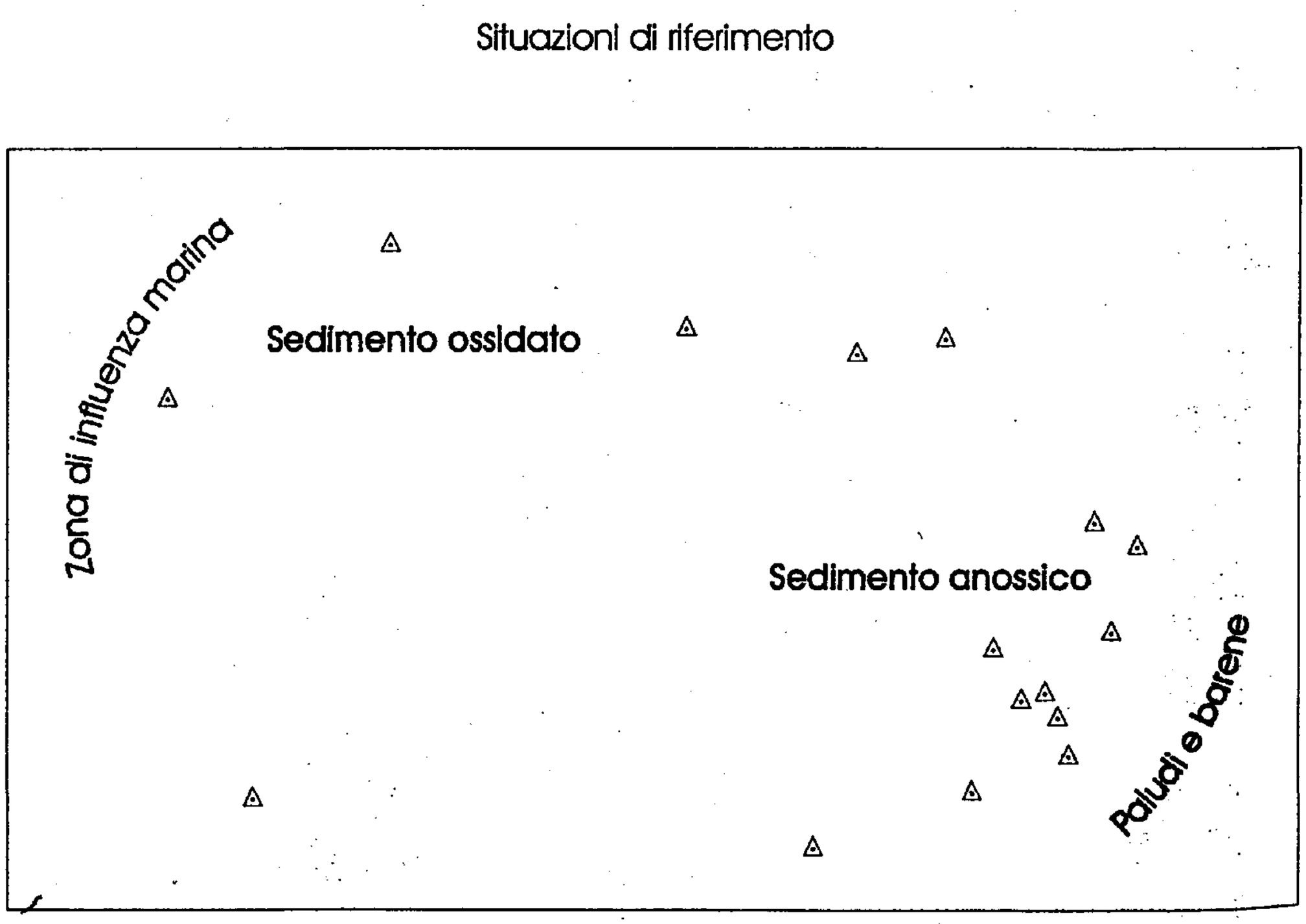


Fig. 1 - PCA raffigurante i rapporti tra le situazioni di riferimento.
PCA showing the relationships between reference situations. (zona influenzata dal mare = Sea-influence Zone; Paludi e Barene = Salt Marshes and Salt Marsh Ponds; Sedimento ossidato = Oxic sediment; Sedimento anossico = Anoxic sediment).

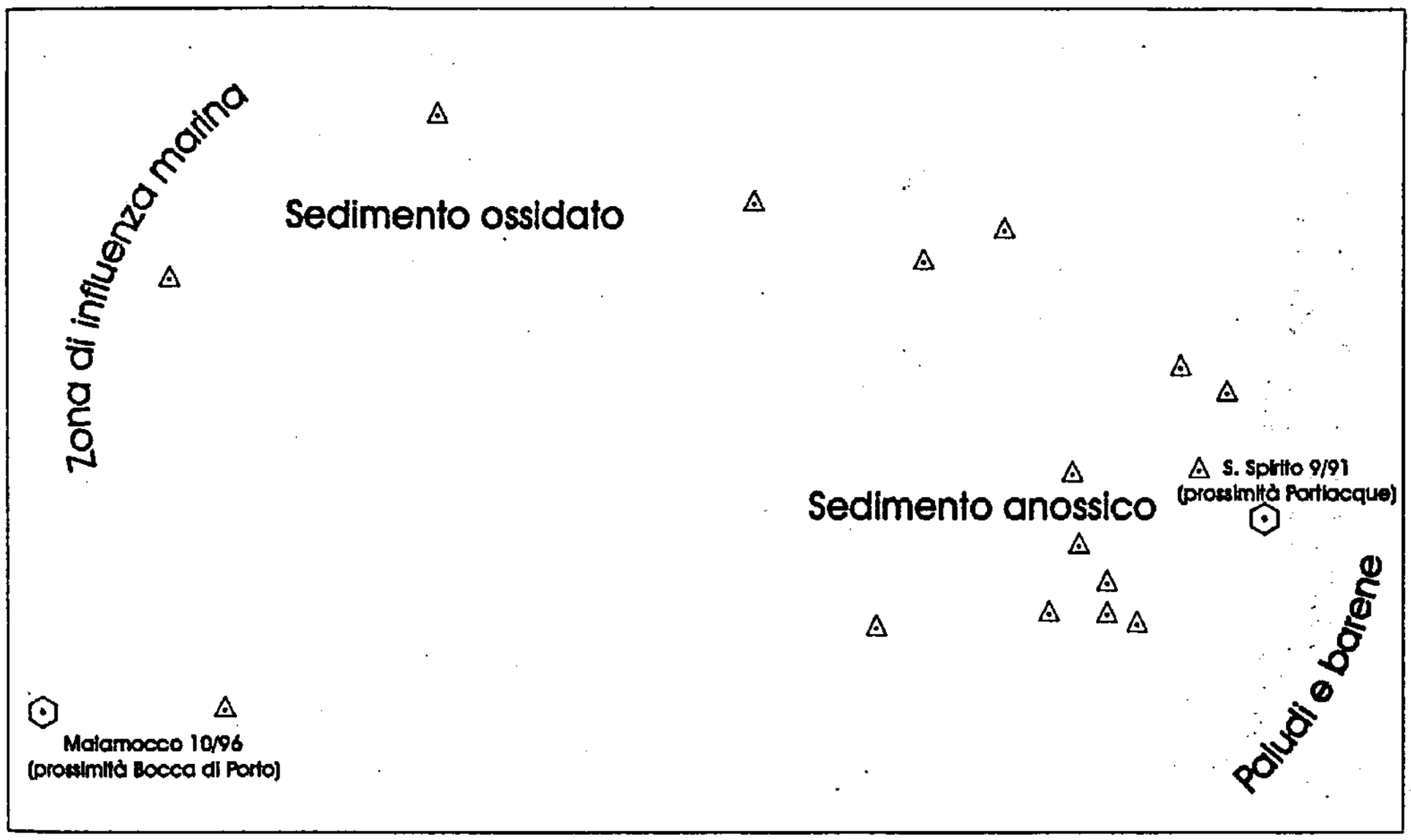


Fig. 2 - Verifica delle situazioni reali (Triangoli = Situazioni di riferimento; Esagoni = Campioni reali).

Real samples plotted against Reference situations. (Triangles = Reference situations; Exagons = Real samples).

Conclusioni

La metodologia sopra esposta consente di apprezzare le similarità esistenti tra le diverse situazioni ambientali grazie all'impiego di un ristretto numero di *taxa*.

Procedendo su questa strada si può giungere alla messa a punto di una tecnica di monitoraggio speditiva che può rivelarsi un utile strumento di tutela delle aree lagunari.

Lo sviluppo del metodo prevede l'analisi *ex novo* di situazioni ambientali tipiche, estendendole anche ad altri ambiti lagunari con la raccolta di dati *ad hoc*. Si ritiene di grande utilità l'integrazione dei dati sulle comunità macrozoobentoniche di fondo mobile con opportune valutazioni sintetiche sulle comunità fouling, le comunità fitobentoniche nonché sulle principali proprietà fisico-chimiche dei sedimenti.

Tra gli scopi pratici dell'approccio qui esposto indichiamo sia quello di rilevare situazioni di stress, al fine di indirizzare ricerche più approfondite a carattere chimico o ecotossicologico che quello di evidenziare le tendenze evolutive in atto anticipando eventuali disfunzioni.

Bibliografia

BOESCH D.F., ROSENBERG R. (1981) - Response to stress in marine benthic communities. In: G.W. Barret & R. Rosenberg (eds.), *Stress Effects on Natural Ecosystems*, John Wiley & Sons, New York, NY: 179-200.

DAUER D.M. (1993) - Biological criteria, environmental health & estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* **26**: 249-257.

FIELD J.G., CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1982) - A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* **8**: 37-52.

GRAY J.S. (1979) - Pollution-induced changes in populations. *Transactions of the Royal Philosophical Society of London (B)* **286**: 545-561.

O'CONNOR J.S., DEWLING R.T. (1986) - Indices of marine degradation: Their utility. *Environmental Management* **10**: 335-343.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment & pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, **16**: 229-311.

RHOADS D.C., MCCALL P.L., YINGST J.Y. (1978) – Disturbance & production on the estuarine sea floor. *American Scientist* **66**: 577-586.

SMITH R.W., BERNSTEIN B.B., CIMBERG R.L. (1988) - Community-environmental relationships in the benthos: Applications of multivariate analytical techniques. In: *Marine Organisms as Indicators*, Springer-Verlag. New York, NY: 247-326.

SOMERFIELD P.J., CLARKE K. R. (1995) – *Taxon*omic levels in marine community studies revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **127**: 113-119.

TAGLIAPIETRA D. (1998) - Livelli tassonomici e analisi delle comunità bentoniche in bacini confinati, *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 373-375.

TAPP J.F., SHILLABEER N., ASHMAN C.M. (1993) - Continued observation of the benthic fauna of the industrialized Tees estuary, 1979-1990. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **172**: 67-80.

WARWICK, R.M. (1988) - The level of *taxon*omic 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

WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRITHSEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries* **20**: 149-158.

WILSON J.G., JEFFREY D.W. (1994) - Benthic biological pollution indices in estuaries. In: J.M. Kramer (ed.), *Biomonitoring of Coastal Waters & Estuaries*, CRC Press, Boca Raton, FL: 311-327.

Questa ricerca è stata condotta nell'ambito del progetto "Orizzonte 2023" coordinato e finanziato dal Magistrato alle Acque di Venezia (Min.LL.PP.) tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 369-377

G. Rossi, E.A. Fano., R. Novelli,
M. Mistri, G. Castaldelli, R. Rossi

Dipartimento di Biologia, Università di Ferrara, Via L. Borsari, 46
44100 Ferrara, Italia.

RUOLO DELLA TIPOLOGIA DELL'HABITAT NELLA DISTRIBUZIONE DEL MACROZOOBENTHOS

ROLE OF HABITAT STRUCTURE IN THE MACROZOOBENTHIC DISTRIBUTION

Abstract

Results about functional structure of macrozoobenthos in relation to food availability in different habitats are reported. The bare sediment is a low productive area where the benthic communities are dominated by suspension feeders. Ruppia cirrhosa *represents a continuous and good source of food and allows the presence of herbivores and detritivores in both seasons, while* Ulva rigida *is a food source for herbivorous component only during the growth phase.*

Key-words: *vegetal cover, macrozoobenthos, food availability.*

Introduzione

L'eterogeneità dell'habitat rappresenta uno dei maggiori fattori che regolano la distribuzione e l'abbondanza delle specie nonché la struttura di comunità del macrozoobenthos (Archambault & Bourget, 1996). È ormai riconosciuto che anche il benthos sessile è influenzato dalla complessità del substrato mediante la modulazione dei tassi di mortalità al momento della metamorfosi (Bourget *et al.*, 1994).

Esiste uno stretto rapporto tra complessità spaziale dell'habitat e tipo di copertura vegetale presente.

Come rilevato da Holmund *et al.* (1990) questa relazione tra habitat e macrofauna residente è dovuta all'effetto della copertura vegetale sulle caratteristiche fisiche del sito (velocità di corrente, tassi di sedimentazione...) ma anche sulle interazioni biotiche quali, soprattutto, la predazione (Iribarne, 1996; Skilleter, 1994).

La presenza massiccia di vegetazione riesce a controllare l'idrodinamismo, almeno su scala locale, aumentando la sedimentazione del particolato (Lewis, 1984) ed incrementando, di conseguenza, la quantità di cibo per il benthos (Bonsdorff, 1992). Anche la qualità del detrito è influenzata dal tipo di vegetazione presente mediante la modulazione del ciclo del carbonio (Buzzelli, 1998) determinando la colonizzazione animale (Leber, 1985).

In questo lavoro abbiamo valutato l'influenza della tipologia dell'habitat sulla qualità della risorsa trofica presente, cercando possibili relazioni tra quest'ultimo parametro e la struttura funzionale del macrozoobenthos.

Sono state confrontate aree a sedimento nudo con aree coperte dalla pleustofita *Ulva rigida* e da prateria della rizofita *Ruppia cirrhosa.*

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta durante la primavera del 1997 e l'autunno del 1998 nelle Valli di Comacchio (Fig. 1) nei seguenti habitat:

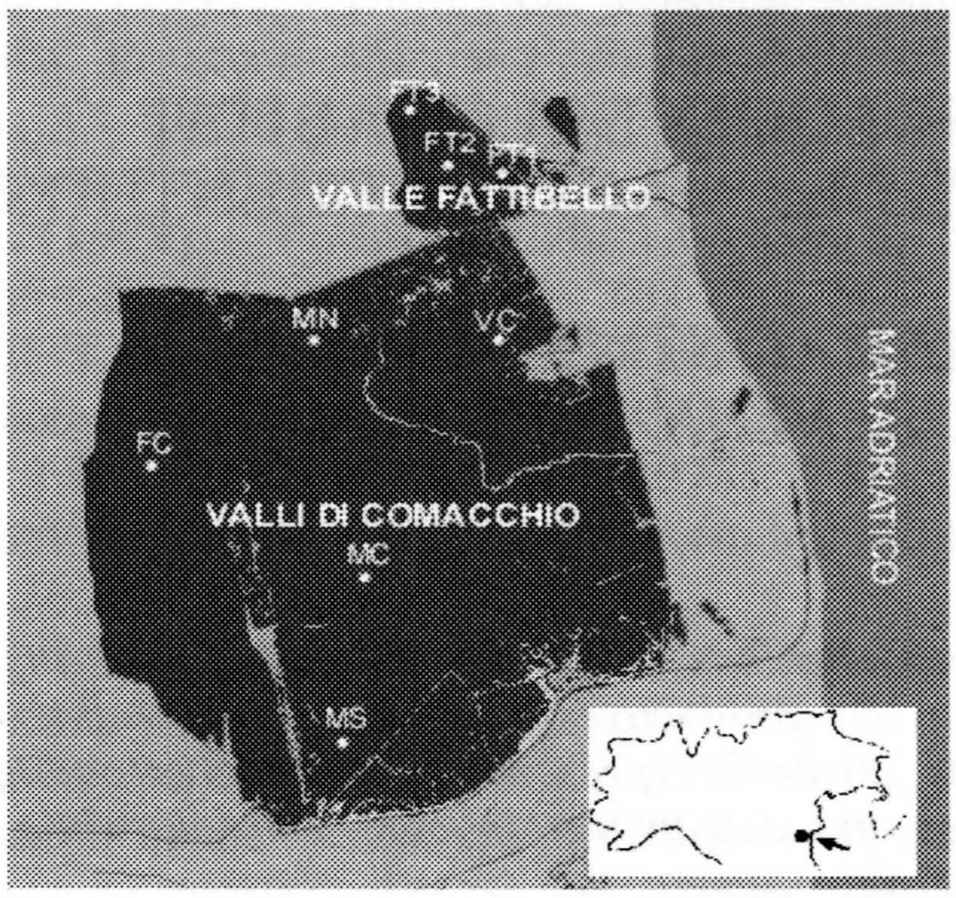


Fig. 1 - Mappa dell'area di studio con indicate le stazioni di campionamento.

Map of the study area with sampling stations.

1) Valle Campo. È stata scelta una stazione (VC) caratterizzata dalla presenza di una prateria di *Ruppia cirrhosa.*

2) Valle Lido di Magnavacca. Sono state scelte tre stazioni con sedimento nudo lungo un transetto Nord-Sud (rispettivamente MN, MC, MS). L'ultima stazione si trova posta in prossimità di un ruppieto (Piccoli, 1998).

3) Valle Fossa di Porto. È stata scelta una stazione nella parte centrale (FC) caratterizzata da sedimento nudo.

4) Valle Fattibello. Un piccolo ecosistema autonomo (circa 600 ha) localizzato a Nord delle Valli maggiori. In questa laguna sono state scelte tre stazioni lungo un transetto in direzione mare-fiume, denominate rispettivamente FT1, FT2 e FT3. FTl e FT2 sono caratterizzate da presenza di letti macroalgali a netta dominanza di *Ulva rigida* mentre FT3 è a sedimento nudo.

In ogni stazione il sedimento è stato prelevato con una benna di Van Veen (area superficiale di 600 cm^2 e 10 cm di profondità nel sedimento). I campioni sono stati subito fissati in formalina all'8%, in laboratorio quindi si è provveduto alla separazione della componente macrozoobentonica dal sedimento. Gli animali sono stati contati e classificati prima su base tassonomica e poi funzionale.

Per la determinazione dei parametri chimici sono state prelevate carote di sedimento mediante tubi in PVC (20 cm di lunghezza e 5 cm di diametro) contemporaneamente al prelievo della comunità animale. Le analisi sono state svolte tutte sullo strato superficiale della carota così raccolta (da 0 a 1 cm di profondità). La clorofilla *a* è stata estratta dal sedimento umido con acetone al 90% (24h al buio) e la sua concentrazione è stata valutata seguendo il metodo di Lorenzen & Jeffrey (1980). Sugli stessi campioni, previa acidificazione (HCl 0.1N), è stata anche misurata la concentrazione di feopigmenti. La concentrazione di proteine, dopo estrazione con NaOH (0.5M per 4h), è stata determinata in accordo al metodo di Rice (1982) e i risultati sono riferiti a equivalenti di albumina. La quantità di carboidrati è stata stimata in accordo a Gerchacov & Hatcher (1972) e riferita a equivalenti di β-Dglucosio. Tutti i parametri determinati sono stati riportati a grammi di sedimento secco (70°C per 24h).

Risultati

In tabella 1 e 2 sono riportati i valori dei parametri biochimici stimati, rispettivamente in primavera ed autunno. È stata anche indicata una numerazione (Rank) dalla concentrazione maggiore (Rank = 1) a quello minore (Rank = 8) per sintetizzare i risultati ottenuti.

Tab. 1 - Concentrazione dei parametri biochimici nelle stazioni considerate durante la primavera. Errori standard e ordine di importanza per concentrazione riportati.
In each station the value of biochemical parameters, standard error and rank of importance are referred for Spring.

Stazioni	Clorofilla *a* µg/g sed	Rank	Feopigmenti µg/g sed	Rank	Proteine µg/g sed	Rank	Carboidrati µg/g sed	Rank
FC	3.36 ± 0.86	7	7.15 ± 3.52	8	1756.86 ± 356.26	5	256.75 ± 18.55	6
MN	4.56 ± 0.72	5	19.84 ± 2.11	3	1535.16 ± 957.62	6	368.95 ± 70.16	3
MC	2.98 ± 2.01	8	10.65 ± 4.42	6	1923.54 ± 187.56	4	312.86 ± 27.35	4
MS	3.8 ± 2.8	6	19.32 ± 3.16	4	2014.85 ± 498.28	3	286.98 ± 43.26	5
VC	16.15 ± 0.56	1	7.92 ± 1.57	7	5650.24 ± 686.55	1	662.38 ± 31.27	1
FT1	4.26 ± 0.76	4	16.82 ± 1.32	5	1085.72 ± 186.84	8	240.80 ± 29.08	7
FT2	6.56 ± 0.86	3	23.24 ± 8.06	2	2025.95 ± 249.06	2	219.76 ± 26.88	8
FT3	8.92 ± 0.65	2	26.99 ± 5.34	1	1306.58 ± 193	7	605.23 ± 21.76	2

Tab. 2 - Concentrazione dei parametri biochimici nelle stazioni considerate durante l'autunno. Errori standard e ordine di importanza per concentrazione riportati.
In each station the value of biochemical parameters, standard error and rank of importance are referred for Autumn.

Stazioni	Clorofilla *a* µg/g sed	Rank	Feopigmenti µg/g sed	Rank	Proteine µg/g sed	Rank	Carboidrati µg/g sed	Rank
FC	1.59 ± 0.07	8	4.80 ± 0.23	8	2103.54 ± 154.75	4	323.04 ± 48.33	7
MN	1.48 ± 0.1	7	6.10 ± 0.44	6	2285.97 ± 186.35	3	333.26 ± 86.25	8
MC	2.88 ± 0.54	5	6.55 ± 1.24	5	2541.61 ± 201.32	2	357.53 ± 18.59	6
MS	2.19 ± 1.54	6	5.39 ± 0.01	7	1985.25 ± 145.96	5	470.42 ± 105.40	5
VC	10.74 ± 0.71	2	31.56 ± 2.11	1	4570.24 ± 396.21	1	164.19 ± 170.16	1
FT1	9.59 ± 0.44	4	28.50 ± 1.32	3	1200.33 ± 556.34	7	851.36 ± 220.52	2
FT2	6.78 ± 2.79	3	26.91 ± 11.05	4	1430.74 ± 10.77	6	548.41 ± 180.57	4
FT3	13.66 ± 1.53	1	29.67 ± 3.34	2	696.43 ± 75.01	8	803.58 ± 178.67	3

In primavera le aree vegetate mostrano i più alti valori di clorofilla *a*, con un massimo nella stazione con *Ruppia cirrhosa*. I valori più bassi sono stati registrati nelle stazioni centrali delle Valli di Comacchio. Il sedimento a ruppieto è sempre caratterizzato dai valori maggiori di proteine e carboidrati (Rank = 1), ma da basse concentrazioni di feopigmenti (Rank = 7). Le aree con *Ulva rigida* sono caratterizzate dai più bassi valori di proteine e carboidrati, fatta eccezione per la frazione proteica della stazione FT2 (Rank = 2). Questo risultato è imputabile alla presenza in questa area di un depocentro (Frascari *et al.*, 1999) che favorisce la sedimentazione del particolato e l'arricchimento organico.

Nella stazione FT3 l'input di nutrienti e di particolato fluviale favorisce le alte concentrazioni di clorofilla *a* (Rank = 2) e di carboidrati (Rank = 2) rispetto alla frazione proteica (Rank = 7). Nelle altre stazioni a sedimento nudo,

invece, si sono registrati delle concentrazioni di proteine maggiori delle aree a *U. rigida,* ma minori di carboidrati. Questi dati sottolineano la bassa attività autotrofa del fondo in primavera nelle zone di Magnavacca e Fossa Porto e la spiccata attività degradativa.

In autunno, ancora una volta, la stazione a *Ruppia cirrhosa* risulta caratterizzata dai valori maggiori dei parametri biochimici valutati. L'unica eccezione è rappresentata dalla stazione FT3 (Rank = 1) per la concentrazione di clorofilla *a*, per le stesse ragioni descritte in primavera, ma ancor più enfatizzate dalle maggiori portate autunnali del fiume che interessa questa area.

Al contrario di quanto evidenziato in primavera, nella stagione autunnale le aree con *Ulva rigida* si distinguono per le maggiori concentrazioni di carboidrati (Rank 2 e 4 rispettivamente in FT1 e FT2) rispetto alle aree non vegetate, mentre continuano ad essere caratterizzate da valori minori di proteine (Rank 6 e 7 ripetitivamente in FT1 e FT2).

L'autunno, rispetto alla primavera, mostra una diminuzione dei valori di clorofilla *a*, tranne nelle aree a *U. rigida.* La decomposizione estiva di *U. rigida* ha determinato la presenza sul sedimento superficiale, di frammenti di macroalga che hanno influenzato positivamente i valori del pigmento. La presenza di materiale decomposto in autunno sul sedimento vegetato è sottolineato dal forte aumento dei carboidrati, frazione chimica presente nei tessuti vegetali (Danovaro, 1996) rispetto alla primavera, in particolare nelle strutture di *Ruppia cirrhosa* rispetto a *Ulva rigida.*

Il rapporto clorofilla *a* su feopigmenti (Fig. 2), può dare indicazioni sull'attività di grazing della componente macroozoobentonica. Infatti, un "grazing" alto riduce la quantità di clorofilla *a* (Jernakoff & Nielsen, 1997) e, di conseguenza, si risolve in un rapporto clorofilla/feopigmenti basso. Generalmente si osserva un minore rapporto in primavera in tutti i siti, eccezione fatta per l'area coperta da *Ruppia cirrhosa* e la stazione FC.

In Tabella 3 e 4 sono riportati i taxa rinvenuti in primavera ed autunno, rispettivamente, nelle zone considerate. Ad ogni taxon è stato associato il proprio gruppo funzionale. È inoltre riportata l'abbondanza relativa percentuale di ogni gruppo funzionale.

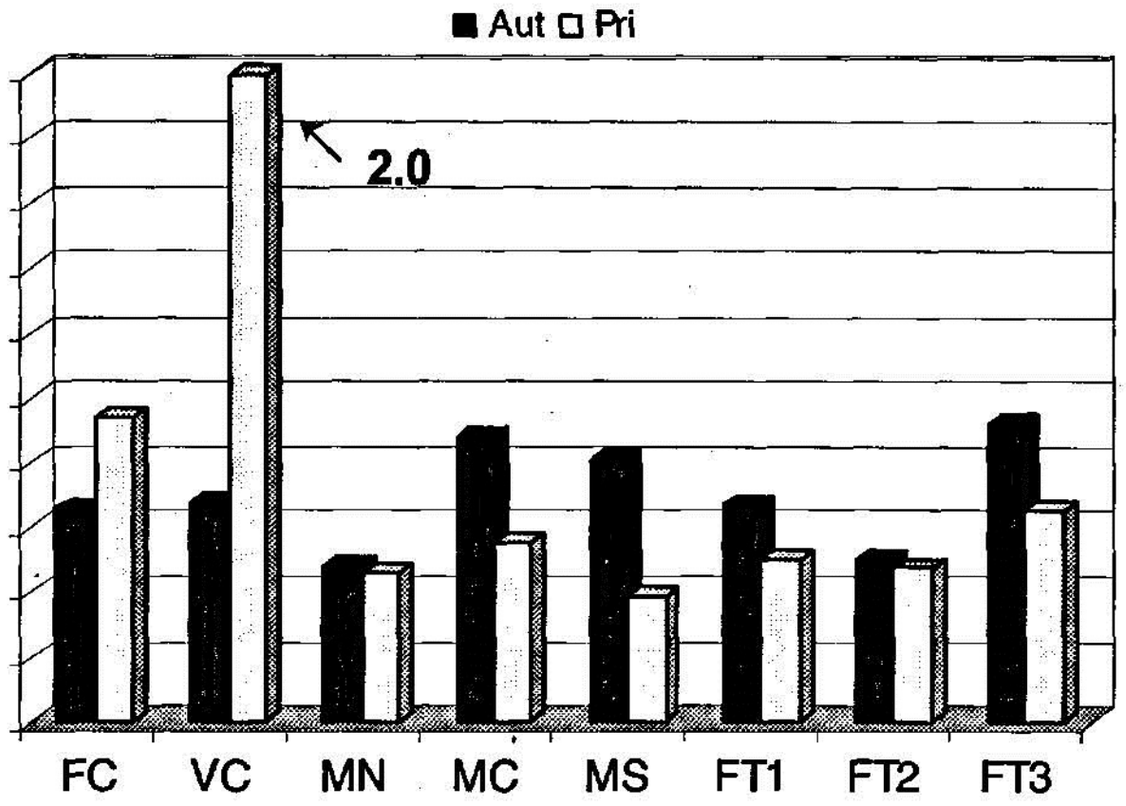


Fig. 2 - Rapporto clorofilla *a* / feopigmenti.
Chlorophyll a/pheopigments ratio.

Tab. 3 - Tabella di presenza-assenza dei taxa rinvenuti in primavera nelle stazioni considerate. Sono indicate le percentuali dei diversi gruppi trofici e la densità totale.

Presence-absence of taxa collected during Spring in the sampling stations. Percentage of different trophic groups and total density are shown.

Primavera	GF	FC	MN	MC	MS	VC	FT1	FT2	FT3
Nereididae	D				*				
Neanthes succinea	D	*	*	*	*	*	*		*
Spionidae	D	*							
Cirratulidae	D	*	*		*				
Polydora ciliata	D	*			*		*	*	*
Polycirrus spp.	D	*							
Corophium spp.	D		*		*	*	*	*	*
Syllidae	D	*	*						
Streblospio shrubsolii	D						*	*	*
Spio decoratus	D							*	
% Detritivori		**26.09**	**27.06**	**33.33**	**22.66**	**2.03**	**59.87**	**62.80**	**93.05**
Sphaeroma serratum	ED	*	*		*				
Gammarus sp.	ED	*	*		*	*	*	*	*
Microdeutopus gryllotalpa	ED						*	*	*
Melita palmata	ED		*		*				
Idotea baltica	ED					*			
% Erbivori Detritivori		**6.52**	**45.23**	**0**	**3.17**	**5.78**	**20.43**	**34.95**	**4.47**
Hydrobia sp.	EP		*	*	*	*	*		
Cyclope neritea	EP					*			
Haminaea hydatis	EP					*			
% Erbivori Pascolanti		**0**	**0.04**	**33.33**	**0.30**	**40.39**	**0.14**	**0**	**0**
Armandia cirrhosa	L	*	*		*				
Capitella capitata	L	*	*		*		*		*
Oligochaeta sp.	L	*	*		*				*
Chironomus salinarius	L		*		*	*	*	*	*
Heteromastus filiformis	L		*		*				
% Limivori		**5.90**	**0.77**	**0**	**24.77**	**51.18**	**16.66**	**0.20**	**0.55**
Phyllodoce lineata	PR		*		*				
Turbellaria	PR				*			*	*
Palaemon elegans	PR					*	*		
Brachinotus sexdentatus	PR						*		*
Carcinus aestuarii	PR							*	*
% Predatori		**0**	**0.42**	**0**	**7.55**	**0.62**	**1.26**	**0.92**	**0.52**
Hydroides dianthus	S	*	*		*				
Ficopomatus enigmaticus	S	*			*		*		*
Cerastoderma glaucum	S		*	*	*		*	*	*
Mytilus galloprovincialis	S						*		*
Scapharca inaequivalvis	S						*	*	
Tapes philippinarum	S						*	*	*
Musculista senhousia	S						*	*	*
Abra ovata	S						*	*	
Balanidae sp.	S						*		*
Mytilaster minimus	S							*	*
% Sospensivori		**61.49**	**26.48**	**33.33**	**41.54**	**0**	**1.64**	**1.13**	**1.41**
Densità totale (n° ind m^{-2})		**2580.03**	**20760.39**	**232.36**	**5304.28**	**8693.75**	**4490.83**	**815.98**	**6051.97**

Tab. 4 - Tabella di presenza-assenza dei taxa rinvenuti in primavera nelle stazioni considerate. Sono indicate le percentuali dei diversi gruppi trofici e la densità totale.

Presence-absence of taxa collected during Autumn in the sampling stations. Percentage of different trophic groups and total density are referred.

Autunno	GF	FC	MN	MC	MS	VC	FT1	FT2	FT3
Nereididae	D		*		*		*		
Neanthes succinea	D	*	*	*	*	*		*	*
Spionidae	D		*						
Cirratulidae	D		*		*				
Polydora ciliata	D		*		*		*	*	*
Polycirrus spp.	D		*		*				
Corophium spp.	D	*	*		*	*			
Syllidae	D		*						
Streblospio shrubsolii	D						*	*	*
Spio decoratus	D								
% Detritivori		30.00	47.69	30.00	18.63	6.73	44.88	53.21	90.83
Sphaeroma serratum	ED		*		*				
Gammarus sp.	ED		*						
Melita palmata	ED	*	*		*				
Dexamine sp.	ED		*						
Idotea baltica	ED					*			
% Erbivori Detritivori		10.00	3.43	6.67	2.38	0.05	0	0	0
Hydrobia sp.	EP	*	*			*		*	*
Cyclope neritea	EP					*			
Littorina sp.	EP					*			
Haminaea hydatis	EP					*			
% Erbivori Pascolanti		30.00	0.40	0	0	9.33	0	0.10	4.36
Capitella capitata	L		*		*		*	*	*
Oligochaeta sp.	L		*		*	*			
Chironomus salinarius	L	*	*		*	*	*	*	*
Heteromastus filiformis	L				*				
% Limivori		30.00	4.87	10.00	9.99	83.41	54.60	36.91	4.36
Phyllodoce lineata	PR		*		*				
Turbellaria	PR					*			*
Palaemon elegans	PR					*		*	
Brachinotus sexdentatus	PR						*		
Cymothoidae	PR			*					
% Predatori		0	0.79	3.33	6.71	0.49	0.13	1.44	0.23
Hydroides dianthus	S		*	*	*				
Ficopomatus enigmaticus	S		*		*			*	
Cerastoderma glaucum	S		*		*			*	
Serpula sp.	S				*				
Tapes philippinarum	S							*	
Musculista senhousia	S						*	*	*
% Sospensivori		0	42.82	50.00	62.30	0	0.39	8.34	0.23
Totale		80.13	6081.49	32.05	5376.39	12928.40	2116.71	3310.07	1453.36

La stazione VC in primavera è caratterizzata dalla assenza di limivori (Tab. 2) che diventano invece dominanti in autunno (Tab. 3), ma dal maggior numero di taxa di erbivori pascolanti, presenti con alte percentuali soprattutto in primavera. Nelle altre stazioni l'unico erbivoro pascolante rinvenuto è stato il genere *Hydrobia*. In Valle Fattibello risultano dominanti in entrambe la stagioni i detritivori superficiali (detritivori) e quelli infaunali (limivori), mentre nelle aree nude delle Valli maggiori di Comacchio sono dominanti i sospensivori.

I taxa registrati sono stati poi raggruppati ulteriormente in tre grandi classi secondo l'habitus alimentare (Fig. 3). I sospensivori, legati maggiormente al particolato organico sospeso che a quello sedimentario, sono presenti nelle stazioni di Magnavacca (MN, MC, MS) e Fossa Porto (FC), e quasi assenti nelle altre zone. Nel sedimento con *Ulva rigida* la comunità è dominata dai detritivori e da erbivori, questi ultimi presenti con densità apprezzabili solo in primavera. Nella stazione a *Ruppia cirrhosa* la densità degli erbivori si assesta su alti valori in entrambe le stagioni, nonostante in autunno si osservi la maggiore densità di detritivori.

Da sottolineare le basse densità faunistiche rinvenute nelle zone centrali (MC e FC) delle Valli di Comacchio, probabilmente influenzate negativamente dallo scarso ricambio idrico di tali aree (Ceccherelli *et al.*, 1998).

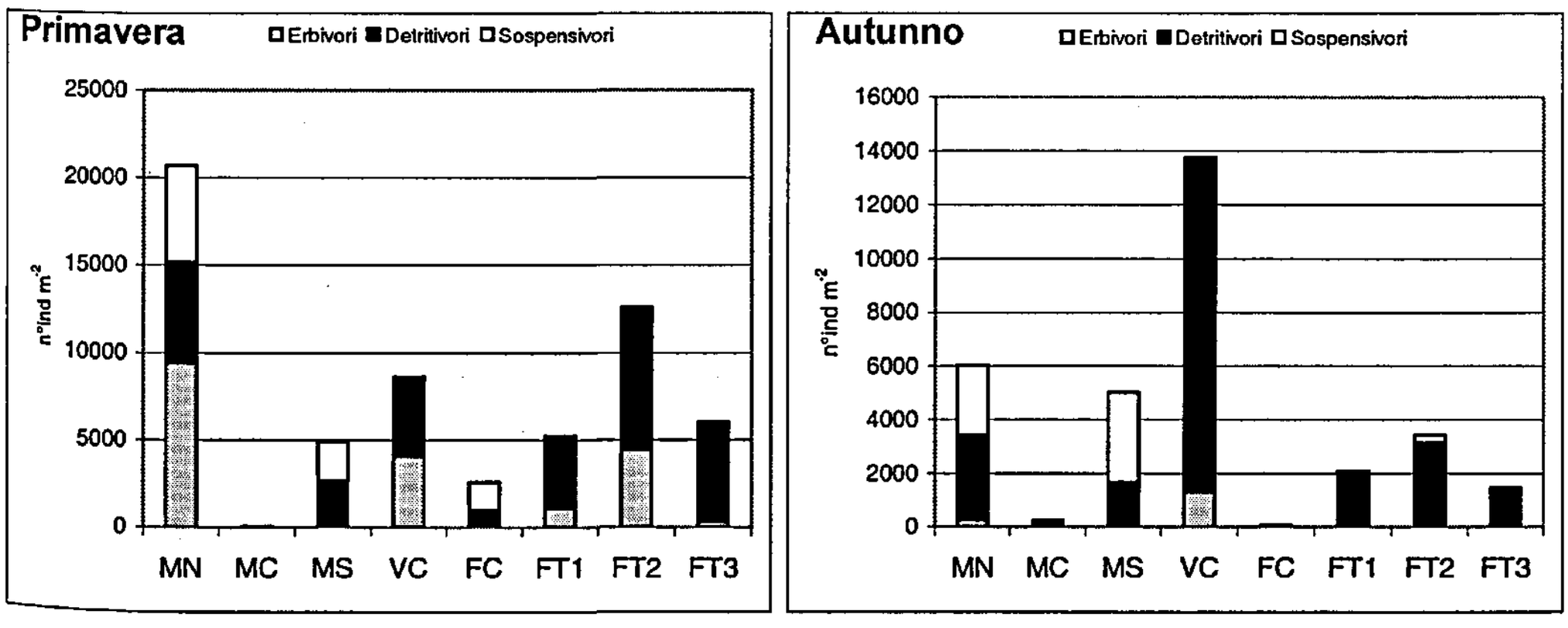


Fig. 3 - Densità di erbivori, detritivori e sospensivori in primavera ed autunno.
Density of herbivores, detritivores and suspension feeders in Spring and Autumn.

Conclusioni

I risultati ottenuti indicano come la copertura vegetale influenzi positivamente la qualità e la diversificazione di risorsa alimentare a disposizione dei consumatori bentonici. In autunno il materiale vegetale entrato in decomposizione nel comparto sedimentario durante l'estate, favorisce l'incremento degli organismi legati alla catena del detrito. Gli erbivori sono presenti soprattutto in primavera, quando cioè il materiale vegetale è in crescita. Questa maggiore pressione di grazing è testimoniata anche dai minori valori del rapporto clorofilla *a*/feopigmenti che si sono generalmente registrati in primavera.

Da un confronto tra i due tipi di copertura vegetale è emerso come *Ruppia cirrhosa* rappresenti una fonte trofica migliore e continua. Questa rizofita infatti, permette la coesistenza di entrambe le vie energetiche (via del pascolo e del detrito) in entrambe le stagioni. Inoltre il detrito organico originato da *R. cirrhosa* si è dimostrato quello con più alto valore nutrizionale, permettendo la colonizzazione ad un numero molto alto di detritivori.

I letti macroalgali a *Ulva rigida,* invece, offrono una risorsa alimentare diversificata solo nel tempo. La componente erbivora di fondo, infatti, è presente solo nella fase di crescita, mentre nella fase decompositiva la comunità bentonica è dominata quasi esclusivamente dai detritivori.

Le aree a sedimento nudo si sono rivelate aree a bassa produttività e dominate dai sospensivori che soddisfano le loro necessità trofiche sfruttando il particolato sospeso, piuttosto che quello sedimentario. Le alte concentrazioni di proteine, in concomitanza delle basse concentrazioni di clorofilla *a*, registrate in queste zone, sottolineano la dominanza dei sospensivori. Studi condotti, infatti, sulla qualità nutrizionale del sedimento colonizzato da filtratori, hanno indicato come la presenza di questi organismi favorisca la biodeposizione e riduca la produttività del fondo (Kroncke, 1996).

Summary

The habitat plays an important role in the distribution of macrozoobenthic community for its suitability as food source and its ability to provide habitable space.

In this research we studied the distribution and the functional structure of macrozoobenthos in the following habitats in the Valli di Comacchio: 1) area with *Ruppia cirrhosa*, 2) area with *Ulva rigida,* 3) area with bare sediment, during the spring of the 1997th and autumn of the 1998th. We also evaluated the concentration of some biochemical parameters (proteins, carbohydrates and chlorophyll a) in the superficial layer of sediment to determinate the quality of organic matter in the three habitats.

The *R. cirrhosa* seems to be the best habitat. It represents a continuous source of high quality organic matter and the food availability affects the functional structure of macrobenthic assemblages allowing the presence of detritivores and herbivores in both seasons studied.

The community associated to the macroalgal beds shows an increase of herbivores during the spring, while in autumn, when the most of vegetal matter is channelled into the detritus pathway, the deposit feeders density increases finding a good food resource and herbivorous density is very low.

The bare sediment represents a low productive area where the benthic community is dominated by suspension feeders because of the lack of evident microphytobenthic blooms even in spring.

Bibliografia

ARCHAMBAULT P., BOURGET E. (1996) - Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **136:** 111-121.

BONSDORFF E. (1992) - Drifting algae and zoobenthos-effects on settling and community structure. *Neth. J. Sea Res.*, **30:** 57-62.

BOURGET E., DEGUISE J., DAIGLE G. (1994) - Scales of substratum heterogeneity, structural complexity and the early establishment of a marine epibenthic community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **181**: 31-51.

BUZZELLI C.P. (1998) - Dynamic simulation of littoral zone habitats in lower Chesapeake Bay I. ecosystem characterization related to model development. *Estuaries*, **21**: 659-672.

CECCHERELLI V.U., COLANGELO M.A., FANO E.A. (1998) - Evoluzione spazio-temporale dei popolamenti bentonici nelle Valli di Comacchio. *Laguna*, **5**: 36-47.

DANOVARO R. (1996) - Detritus-bacteria-meiofauna interactions in a seagrass bed *(Posidonia oceanica)* of the NW Mediterranean. *Mar. Biol.*, **127**: 1-13.

FRASCARI F., MATTEUCCI G., GIORDANO P., BERGAMINI M.C., MARCACCIO M. (1999) - I fondali come luogo di registrazione delle condizioni ambientali della Valle Fattibello. *Laguna*, **5**: 28-41.

GERCHACOV S.M, HATCHER P.G. (1972) - Improved techniques for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **17**: 938-943.

IRIBARNE O. (1996) - Habitat structure, population abundance and the opportunity for selection on body weight in the amphipod *Eogammarus oclairi. Mar. Biol.*, **127**: 143-150.

JERNAKOFF P., NIELSEN J. (1997) - The relative importance of amphipod and gastropod grazer in *Posidonia sinuosa* meadows. *Aquat. Bot.*, **56**: 183-202.

KRONCKE I. (1996) - Impact of biodeposition on macrofaunal communities in intertidal sandflats. *Mar. Ecol.*, **17**: 159-174.

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

LEWIS F.G. III (1984) - Distribution of macrobenthic crustacean associated with *Thalassia, Holodule* and bare sand substrata. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **19**: 101-113.

LORENZEN C., JEFFREY J. (1980) - Determination of chlorophyll in sea water. *Unesco Technical Paper in marine science*, **5**: 1-20.

PICCOLI F. (1998) - Passato e presente della vegetazione delle Valli di Comacchio. *Laguna*, **5**: 24-27.

RICE D.L. (1982) - The detritus nitrogen problem: new observation and perspective from organic geochemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **172**: 293-303.

SKILLETER G.A. (1994) - Refuges from predation and the persistence of estuarine clam populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **109**: 29-42.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 378-387

M. MISTRI, E.A. FANO, K. CASELLI, G. CASTALDELLI, G. ROSSI, R. ROSSI

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara
Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.

RISULTATI PRELIMINARI SULLA STRUTTURA E PRODUZIONE DELLA COMUNITÀ MACROZOOBENTONICA DELLE VALLI DI COMACCHIO

PRELIMINARY RESULTS ON THE STRUCTURE AND PRODUCTION OF THE MACROZOOBENTHIC COMMUNITY OF THE VALLI DI COMACCHIO

Abstract

The community structure and the secondary production of the benthic macroinvertebrate assemblages in the lagoonal ecosystem of the Valli di Comacchio were investigated. Twelve stations, representative of 5 sub-basins (Valle Fossa di Porto, Valle Magnavacca, Valle Campo, Valle Fattibello, Valle Smarlacca) showing different hydrological conditions and macrophytic coverage, were studied. Data were subjected to univariate and multivariate statistical analyses to discriminate between sites and time. Univariate measures of community stress were also determined. Faunal assemblages appeared simplified and poorly structured in the central areas, while they were rich and diversified in the marginal ones. Marked differences among the 5 basins were also found in secondary production estimates. The importance of marginal areas as shelter areas for macrobenthic fauna was emphasized.

Key-words: *macrobenthos, community structure, secondary production, lagoons, Adriatic Sea.*

Introduzione

Le Valli di Comacchio sono un sistema vallivo seminaturale, costituenti la parte relitta di un più ampio complesso lagunare soggetto ad opere di bonifica terminate alla metà degli anni '60. Situate a settentrione del fiume Reno, il cui argine sinistro ne costituisce il limite meridionale, le Valli sono separate dal mare dal cordone litoraneo di Spina di circa 2,5 km di larghezza, a sua volta interrotto dal sistema di canali Navigabile-Logonovo-Fossa. Il sistema vallivo di Comacchio è attualmente suddivisibile in quattro bacini principali: Valle Fossa di Porto (29,8 km^2) e Valle Magnavacca (61,6 km^2), parzialmente separate dal cordone dunale emerso di Boscoforte, Valle Campo (16,7 km^2), completamente arginata, e Valle Fattibello (7,3 km^2), separata dal resto del complesso vallivo dall'argine del canale Fosse Foce e direttamente interessata dall'abitato di Comacchio. Completano il quadro altri bacini di minor estensione, quali le valli Smarlacca e Lavadena, e le Saline. L'attuale configurazione delle Valli, ridotte ormai ad un quinto della superficie originale, è dunque quella di un sistema sostanzialmente chiuso e poco profondo, caratterizzato da saltuari e sporadici ricambi d'acqua con il mare e da forti escursioni annue di temperatura e salinità. Tali fattori, fonte di notevole disturbo, hanno determinato una drastica selezione sulle biocenosi vegetali ed animali delle Valli (Colombo, 1972; Colombo *et al.*, 1977; Piccoli & Pellizzari, 1997). Recentemente, il sistema vallivo di Comacchio è stato definito da Sorokin *et al.* (1996) come un ambiente iper-eutrofizzato e gravemente compromesso.

L'analisi della composizione delle biocenosi macrobentoniche è un approccio quantomai idoneo per la valutazione della situazione ambientale di un determi-

nato corpo d'acqua (Pearson & Rosenberg, 1978; Clarke & Warwick, 1994). La maggior parte degli organismi che costituiscono tali biocenosi, infatti, sono caratterizzati da cicli vitali relativamente brevi, e se intervengono fenomeni che alterano l'habitat essi possono rispondere in maniera estremamente rapida, avvicendando specie che adottano diverse strategie vitali, adattate alle nuove condizioni ambientali (Giangrande & Fraschetti, 1996). Negli ultimi decenni numerosi studi sono stati indirizzati all'elaborazione di modelli volti alla descrizione dei cambiamenti di struttura del macrobenthos in seguito al verificarsi di fenomeni di disturbo, sia naturale che antropico (Boero, 1996). In questa nota vengono riportati i risultati preliminari di una campagna di indagine, iniziata nel 1997 e tuttora in corso, finalizzata alla valutazione dell'impatto degli eventi di disturbo, alla caratterizzazione della struttura ed alla stima della produzione secondaria della comunità macrobentonica delle Valli di Comacchio.

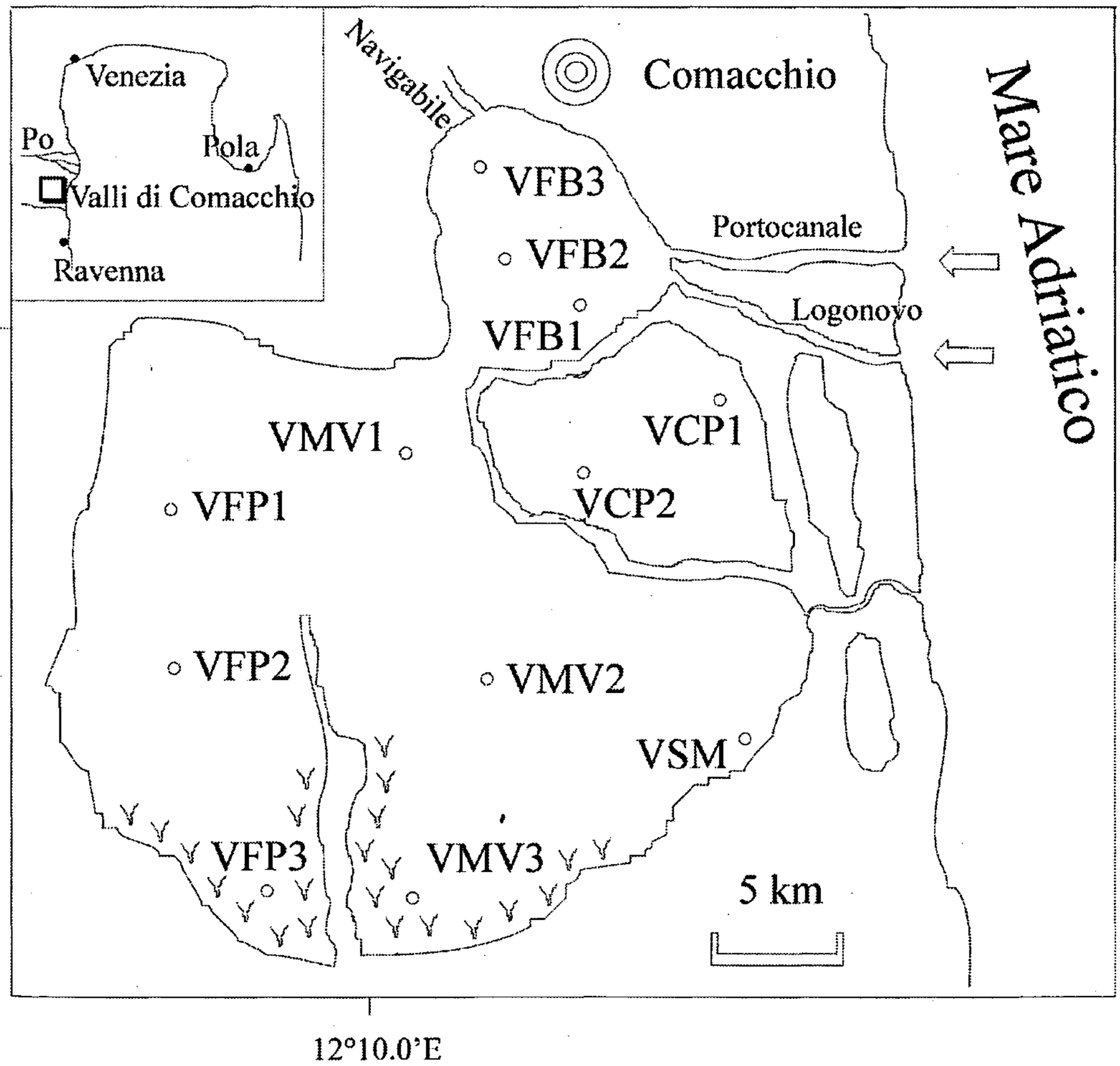


Fig. 1 - Area di studio.
Study area.

Materiali e metodi

Sono state considerate complessivamente 12 stazioni (Fig. 1), caratterizzate da differenti tipologie di substrato e rappresentative di 5 sottobacini lagunari: Valle Fossa di Porto (VFP), Magnavacca (VMV), Campo (VCP), Fattibello (VFB) e Smarlacca (VSM), nei periodi autunno 1997 e primavera 1998. La Stazione 1 in Valle Fossa (VFP1) insiste su un'area mediamente vivificata dall'apporto del canale Navigabile-Logonovo-Fossa, VFP2 è rappresentativa dei fondali limo-argillosi di questo bacino, mentre VFP3 è caratterizzata dalla presenza di macrofite e probabilmente risente di infiltrazioni dall'adiacente Reno. La Stazione 1 in Valle Magnavacca (VMV1) è in prossimità dello sbocco del Navigabile-Logonovo-Fossa, unico collettore di adduzione di acqua marina alle Valli, VMV2 insiste su di una vasta area a scarsissima vivificazione e caratterizzata da sedimento ridotto, e VMV3 è addossata al cordone dunoso di Boscoforte. Entrambe le stazioni in Valle Campo (VCP1 e VCP2) sono in zone a limitato scambio idrico ed a sedimento nudo. La Stazione 1 in Valle Fattibello (VFB1) è la più vicina al mare ed è caratterizzata dalla presenza di *Ulva rigida* C. Agardh, 1824, VFB2 è localizzata al centro del bacino ed è a maggior profondità, mentre VFB3 è adiacente all'uscita del canale navigabile Ferrara-Portogaribaldi. Infine la stazione in Valle Smarlacca (VSM) è situata in una zona a ridotta circolazione caratterizzata da sedimento nudo.

Per ciascuna stazione (3 repliche mediante benna di Van Veen) sono stati raccolti dati di abbondanza (identificazione tassonomica fino alla specie) e di biomassa (mediante gravimetria) del macrobenthos. La struttura della comunità è stata descritta mediante a) analisi univariata (diversità: indice di Shannon-Wiener; evenness: indice di Pielou) e b) multivariata (ordinamento mediante MDS nonparametrico della matrice di similarità ottenuta mediante coefficiente di Bray-Curtis). La definizione del grado di disturbo è stata effettuata attraverso la costruzione delle curve di comparazione abbondanza-biomassa (abundance-biomass comparison, ABC; Warwick, 1986).

Per la stima della produzione secondaria sono stati utilizzati metodi indiretti. Il metodo di Schwinghamer *et al.* (1986) può essere considerato un affinamento del metodo di Banse & Mosher (1980), in quanto fa uso di funzioni allometriche per correlare la produzione della specie alla massa dell'organismo adulto. E' stata utilizzata la funzione specifica generale per la fauna macrobentonica (Schwinghamer *et al.*, 1986: Fig. 2 *op. cit.*):

$$P : B = 0{,}525\ M^{-0{,}304}$$

con P = produzione annuale, B = media annuale della biomassa per *taxon* in ciascuna stazione e M = massa corporea individuale media espresse in Kcal. La conversione tra unità ponderali e unità energetiche è stata effettuata secondo Peters (1983), utilizzando l'uguaglianza 1 g Peso Secco Privo di Ceneri (PSPC) = 5,3 Kcal.

Nel metodo di Brey (1990) la produzione annuale viene stimata mediante regressioni lineari multiple specifiche per *taxa*:

Molluschi: $\log P = -0{,}591 + 1{,}030\ \log B - 0{,}283\ \log W$
Anellidi: $\log P = -0{,}018 + 1{,}022\ \log B - 0{,}116\ \log W$
Artropodi: $\log P = -0{,}614 + 1{,}022\ \log B - 0{,}360\ \log W$
Miscellanea: $\log P = -0{,}473 + 1{,}007\ \log B - 0{,}272\ \log W$

con P = produzione annuale, B = biomassa media annuale e W = peso medio individuale espressi in g PSPC.

Risultati

Complessivamente, sono stati identificati 37 *taxa* appartenenti a 5 *phyla*. Come di regola negli ambienti lagunari, i Policheti costituiscono il *taxon* dominante, sia in termini numerici che di biomassa. Di rilievo è la presenza del bivalve alloctono *Musculista senhousia* Benson in Cantor, 1842 esclusivamente in Valle Fattibello. Nella Tab. I vengono riportati i valori degli attributi considerati nell'analisi univariata. In entrambi i periodi considerati, alcune aree (VFP3, VMV1 e VMV3) sono caratterizzate da più elevati valori degli indici strutturali, indicativi di popolamenti le cui densità sono ben equidistribuite fra le specie. D'altro canto, alcune aree sono costantemente caratterizzate da bassi valori di diversità e di equiripartizione (VMV2 e VCP2). In primavera la diminuzione in diversità esibita da VFB2 è dovuta alla esplosione demografica di una specie (*Corophium insidiosum* Crawford, 1937).

Tab. 1 - Attributi di comunità a ciascuna stazione (H': indice di diversità di Shannon-Wiener; J: indice di equiripartizione di Pielou).

Community structure attributes at each sampling station (H': Shannon-Wiener diversity index; J: Pielou's evenness index).

Stazione	Autunno '97		Primavera '98	
	H'	J	H'	J
VSM	0,67	0,28	0,20	0,10
VFB1	0,37	0,21	1,25	0,54
VFB2	0,76	0,30	1,31	0,60
VFB3	1,29	0,67	0,55	0,31
VFP1	1,54	0,64	1,44	0,69
VFP2	1,28	0,92	1,43	0,56
VFP3	2,08	0,72	1,70	0,82
VMV1	1,78	0,60	1,86	0,69
VMV2	1,61	0,58	2,14	0,71
VMV3	1,33	0,96	1,12	0,81
VCP1	1,45	0,74	0,82	0,28
VCP2	0,69	0,50	0,50	0,72

L'ordinamento delle 12 stazioni mediante MDS (Fig. 2a) evidenzia la maggior importanza del fattore ambientale rispetto a quello temporale nel discriminare le comunità. Le comunità dei bacini VFB e VSM vengono nettamente segregate dalle altre, a testimonianza della loro peculiarità, indipendentemente dal

periodo stagionale considerato. L'analisi è stata quindi ripetuta escludendo le comunità di tali bacini (Fig. 2b). In quest'ultimo caso, è evidente da un lato la segregazione delle stazioni marginali di VMV e VFP (1 e 3) rispetto alle centrali (2) ed a VCP, dall'altro lato si osserva, seppur in maniera meno evidente, un gradiente stagionale tra le varie stazioni.

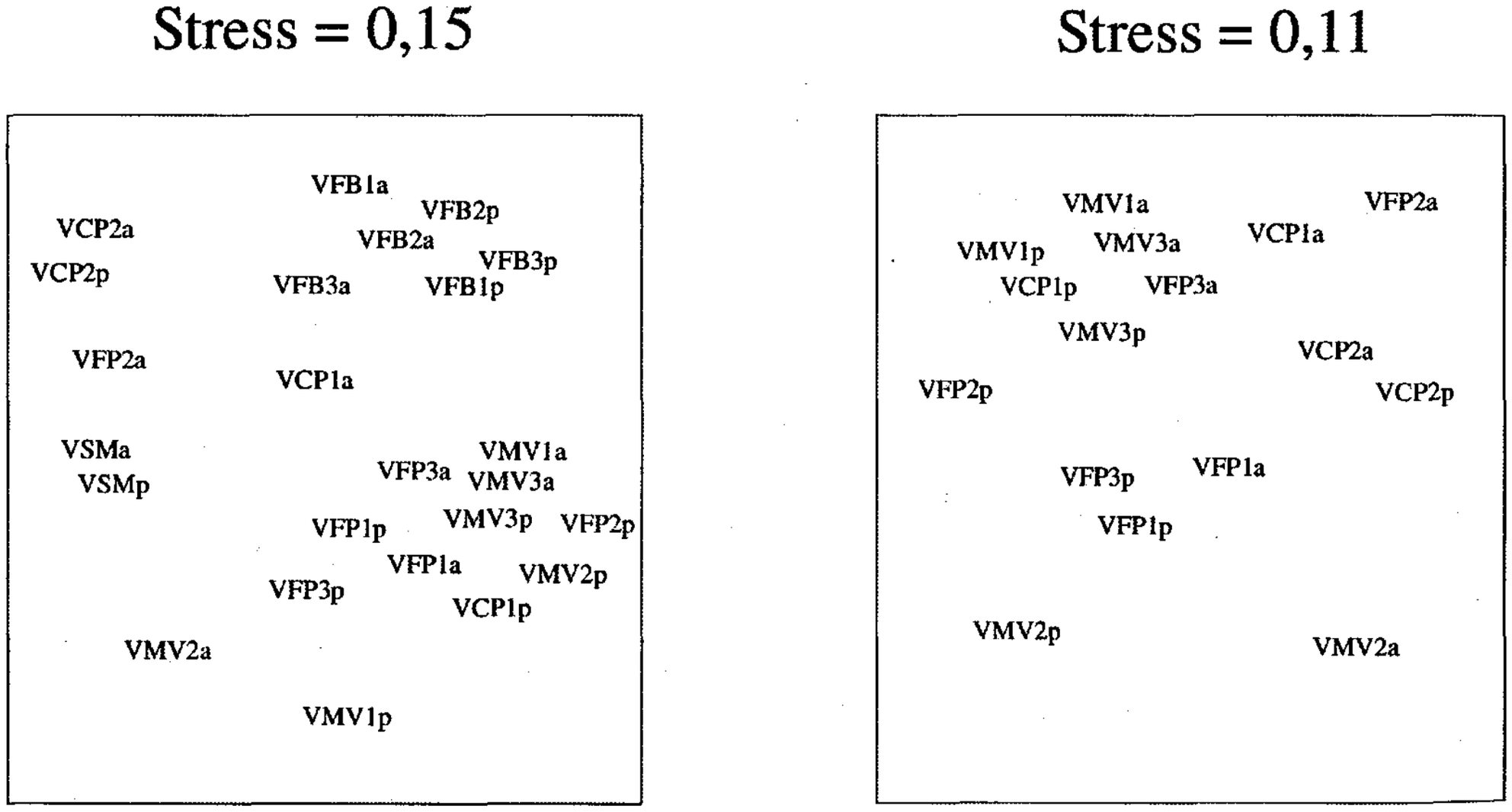


Fig. 2 - MDS della matrice di similarità dei dati di abbondanza. a) ordinamento delle 12 stazioni; b) ordinamento dopo l'esclusione di VFB e VSM (a = autunno; p = primavera).
MDS plot. a) ordination of the 12 sampling stations set; b) ordination after exclusion of VFB and VSM (a = autumn; p = spring).

I risultati dell'analisi delle curve ABC sono condensati in forma tabellare (Tab. II). In accordo al criterio di Warwick (1986), alcuni dei siti considerati (VSM, VFB2 e VCP2) esibiscono, per entrambi i periodi di osservazione, la configurazione "disturbata", in quanto le curve di k-dominanza per le biomasse giacciono al disotto di quelle per l'abbondanza per la loro intera lunghezza; VMV1 è in entrambi i periodi "moderatamente disturbata", con le due curve che si intersecano, mentre VFP1, VFP3 e VMV3 esibiscono sempre la configurazione "non disturbata". A causa del basso numero di specie presenti (3 in autunno, 4 in primavera), per VMV2 non vi sono sufficienti punti per costruire una curva significativa.

Le stime, ottenute con metodi indiretti, della produzione secondaria delle comunità macrobentoniche delle Valli hanno dato valori comparabili. Applicando la funzione di Schwinghamer *et al.* (1986), la produzione media annuale è risultata essere 25,6 g PSPC m^{-2} (LC 95%: 41,7 e 9,5 g PSPC m^{-2} a^{-1}); il metodo di Brey (1990) ha fornito una stima più elevata, pari cioè a 49,5 g PSPC m^{-2} (LC 95%: 88,6 e 10,4 g PSPC m^{-2} a^{-1}). Indipendentemente dalle funzioni applicate,

la stima della produzione delle comunità nei singoli siti ha ovviamente presentato notevoli variazioni. Nella Tab. III vengono riportate le stime di produzione secondaria in ciascuna stazione.

Tab. 2 - Risultati delle curve ABC (d: disturbato; md: moderatamente disturbato; nd: non disturbato).
ABC curves results (d: disturbed; md: moderately disturbed; nd: not disturbed).

Stazione	Autunno '97	Primavera '98
VSM	d	d
VFB1	md	nd
VFB2	d	d
VFB3	nd	md
VFP1	nd	nd
VFP2	nd	md
VFP3	nd	nd
VMV1	md	md
VMV2	-	-
VMV3	nd	nd
VCP1	nd	md
VCP2	d	d

Discussione

Il riscontro principale che si evince dall'analisi spazio-temporale del macrobenthos nel sistema vallivo di Comacchio è la marcata differenziazione delle comunità bentoniche di "valle aperta" rispetto a quelle delle zone marginali. Tale differenziazione pare essere riscontrabile in egual misura tanto nella ricchezza quanto nella diversificazione specifica delle comunità dei siti considerati. A prescindere dal relativamente breve periodo considerato, dato il carattere preliminare dell'esposizione di risultati di, un protocollo di monitoraggio tuttora in corso, i pattern di aggregazione che emergono consentono comunque la definizione di un quadro abbastanza netto.

Delle comunità bentoniche dei bacini presi in esame, quella di Valle Fattibello risulta la maggiormente influenzata dall'afflusso vivificatore di acqua marina, e ospita una biocenosi che si discosta nettamente per composizione e struttura da quelle degli altri bacini. In questa valle infatti si riscontra la presenza di una taxocenosi a bivalvi tipicamente lagunare, costituita da filtratori quali *Scapharca inaequivalvis* (Bruguière, 1789), *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 e *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). Di notevole interesse è inoltre la presenza del mitilide alloctono *Musculista senhousia* Benson in Cantor, 1842, che in tempi recenti ha colonizzato con successo le lagune del delta del Po (Lazzari

& Rinaldi, 1994; Turolla, 1999) ed ha insediato cospicui popolamenti nel canale Logonovo (*oss. pers.*). A causa degli spiccati tratti da r-stratega e dell'ampia tolleranza alle variazioni del regime termoalino esibite dalla specie, è verosimile ritenere una ulteriore, progressiva penetrazione della specie nelle Valli.

Tab. 3 - Stime di produzione secondaria (g PSPC m^{-2} a^{-1}).
Secondary production estimates (g AFDW m^{-2} yr^{-1}).

Stazione	Schwinghamer *et al.* (1986)	Brey (1990)
VSM	0,07	0,1
VFB1	86,7	208,6
VFB2	10,5	16,2
VFB3	19	27,9
VFP1	14,3	24,3
VFP2	5,2	5,9
VFP3	26,6	40,5
VMV1	44,1	76,4
VMV2	8,2	14,9
VMV3	28,7	38,9
VCP1	56	128,7
VCP2	7,9	11,3

Le comunità delle Valli principali presentano un chiaro gradiente di marginalizzazione. Le stazioni di "valle aperta" (cioè quelle situate nelle zone centrali dei bacini delle valli Fossa di Porto, Magnavacca e Campo, caratterizzate da fondali prevalentemente fangosi) esibiscono comunità maggiormente semplificate, qualitativamente e quantitativamente impoverite, caratterizzate da una minor diversità e dalla presenza di poche specie equamente distribuite sia nel periodo autunnale che primaverile, tra cui *Neanthes succinea* (Frey & Leuchart, 1847), *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) e Oligocheti, tutte specie indicatrici di ambienti organicamente arricchiti (Pearson & Rosenberg, 1978). Da questo andamento si discosta il popolamento primaverile della stazione centrale di Valle Fossa di Porto, dominato da una taxocenosi a Policheti ben strutturata e numericamente dominata da *Armandia cirrhosa* Philippi, 1865, *Spio decoratus* Bobretzky, 1870, Cirratulidi e *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873). La semplicità strutturale delle comunità di "valle aperta" è verosimilmente da ascriversi alla regressione delle estese praterie di macrofite che caratterizzavano i fondali delle Valli e che ora sono quasi interamente scomparse dai bacini di maggior dimensione (Piccoli & Pellizzari, 1997). Inoltre, dal punto di vista funzionale, la scarsità

del gruppo trofico degli erbivori pascolatori denota la scarsa presenza di microalghe bentoniche (Fano *et al.*, 1997), e fornisce testimonianza di un ciclo di trasferimento energetico basato quasi esclusivamente sulla catena del detrito (Rossi *et al.*, 2001). Differente è la situazione nelle aree marginali di questi bacini. Qui le comunità mantengono un più elevato grado di diversità relativa e sono maggiormente strutturate: oltre ai detritivori, la cospicua presenza di pascolatori e di sospensivori garantisce anche dal punto di vista funzionale una maggior diversificazione delle comunità.

I metodi classici per la stima della produzione secondaria necessitano di una mole di dati difficilmente ottenibili nella maggior parte degli studi di monitoraggio. La conversione di parametri ottenibili con minor sforzo quali la biomassa ed il peso medio individuale degli organismi in stime di produzione secondaria si rivela senz'altro una utile alternativa, specialmente negli studi di monitoraggio di ampie aree dell'habitat bentonico. Le tecniche di stima utilizzate in questo studio, basate sul peso corporeo individuale e sulla biomassa (Schwinghamer *et al.*, 1986; Brey, 1990) hanno fornito valori di produzione secondaria alquanto simili. E' noto, comunque, che le stime ottenute con questi metodi indiretti, che non prendono in considerazione in alcun modo quei fattori ambientali noti per influenzare i processi metabolici, potrebbero presentare scostamenti anche cospicui rispetto ai reali valori (Sprung, 1993). Nonostante questa sia soltanto una stima preliminare della produzione secondaria della comunità macrobentonica delle Valli di Comacchio, i valori da noi ottenuti sono comunque in discreto accordo con quelli riportati in letteratura per altre comunità macrobentoniche in ambienti similari (Wolff & De Wolf, 1977; Robertson, 1984; Edgar, 1990; Arias & Drake, 1994; Mistri *et al.*, 2001).

La valutazione data da Sorokin *et al.* (1994) all'ecosistema Valli di Comacchio, cioè quella di un ambiente in cui è in atto una catastrofe ecologica, è, alla luce dei dati da noi raccolti, forse eccessivamente pessimistica. Le Valli sono un ambiente disturbato, con zone pesantemente impoverite dal punto di vista faunistico, ma permangono aree in cui la comunità macrobentonica risulta ben strutturata. Tali aree, situate in prossimità delle zone perimetrali dei bacini, costituiscono un potenziale serbatoio di biodiversità.

Summary

The Valli di Comacchio lagoonal system is located in the coastal zone of the northwestern Adriatic Sea, about 30 km north of Ravenna. The lagoons are connected with the Adriatic by a marine channel (Navigabile-Logonovo-Fossa), and are separated from the sea by the 2.5 km wide Spina spit. The community structure and the secondary production of the benthic macroinvertebrate assemblages in this lagoonal ecosystem were investigated. Twelve stations, representative of 5 sub-basins (Valle Fossa di Porto, Valle Magnavacca, Valle Campo, Valle Fattibello, and Valle Smarlacca), and characterized by different hydrological conditions and macrophytic coverage, were sampled for macrobenthic fauna in autumn 1997 and spring 1998. Thirtyseven macrobenthic *taxa*, belonging to 5 *phyla*, were identified. Univariate and multivariate analyses were performed on abundance data of macrozoobenthic species populations. Macroinvertebrate community structure was described at each site on the basis of diversity (Shannon-Wiener's *H'*), and evenness (Pielou's *J*). Ordination was performed by means of non-metric multi-dimensional scaling (MDS). Univariate measures of community stress (ABC plots) were also determined. Valle Fattibello showed marked marine characteristics, while in the other basins a clear central-marginal gradient was found. Faunal assemblages appeared highly impoverished, simplified and poorly structured in the central areas, while they were rich and diversified in the marginal ones. This was probably due to the persistence of vegetated habitats in the marginal areas. Marked differences among the

5 basins were also found in secondary production estimates. Marginal areas can probably be thought as shelter areas for macrobenthic communities: this is important for ecosystem resilience. The macrobenthic populations of the sheltered areas could recolonize the central ones of the main basins, in case that adequate hydrological conditions are restored so that macrophytal associations return to thrive.

Bibliografia

ARIAS A.M., DRAKE P. (1994) - Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Càdiz. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **115**: 151-167.

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

BOERO F. (1996) - Episodic events: their relevance to ecology and evolution. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, **17**: 237-250.

BREY T. (1990) - Estimating productivity by macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Meeresforsch.*, **32**: 329-343.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK: 144 pp.

COLOMBO G. (1972) - Primi risultati delle ricerche sulle residue Valli di Comacchio e piani delle ricerche future. *Boll. Zool.*, **39**: 471-478.

COLOMBO G., CECCHERELLI V.U., GAIANI V. (1977) - Biomassa macrobentonica delle Valli di Comacchio. *Atti IX Congresso SIBM, Lacco Ameno d'Ischia*: 199-211.

EDGAR G.J. (1990) - The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with Western Australian seagrass beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **137**: 215-240.

FANO E.A., GATTI L.C., ROSSI G., MACCAFERRI A., MEDRI P. (1997) - Qualificazione delle Valli di Comacchio. In: *Sperimentazione di interventi rivolti alla riossidazione di sedimenti riducenti e al reimpianto di vegetazione autoctona in piccole Valli da pesca soggette a forte carico inquinante*. Regione Emilia Romagna, Ass. Ambiente, Relaz. I° anno: 35-39.

GIANGRANDE A., FRASCHETTI S. (1996) - Effect of short-term environmental change on a brackish-water polychaete community. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, **17**: 321-332.

LAZZARI G., RINALDI E. (1994) - Alcune considerazioni sulla presenza di specie extra mediterranee nelle lagune salmastre di Ravenna. *Boll. Malacologico*, **30**: 195-202.

MISTRI M., ROSSI R., FANO E.A. (2001) - Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, northern Italy). *Estuarine Coastal Shelf Sci.* (in stampa).

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.

PETERS R. H. (1983) - The ecological implication of body size. Cambridge University Press: 329 pp.

PICCOLI F., PELLIZZARI M. (1997) - Qualificazione vegetazionale. In: *Sperimentazione di interventi rivolti alla riossidazione di sedimenti riducenti e al reimpianto di vegetazione autoctona in piccole Valli da pesca soggette a forte carico inquinante*. Regione Emilia Romagna, Ass. Ambiente, Relaz. I° anno: 33-34.

ROBERTSON A.I. (1984) - Trophic interactions between the fish fauna and macrobenthos of an eelgrass community in Western Port, Victoria. *Aquat. Bot.*, **18**: 135-153.

ROSSI G., FANO E. A., NOVELLI R., MISTRI M., CASTALDELLI G., ROSSI R. (2001) - Ruolo della tipologia dell'habitat nella distribuzione del macrozoobenthos. *Biol. Mar. Medit.* **8** (1): 369-377.

SCHWINGHAMER P., HARGRAVE B., PEER D., HAWKINS C. M. (1986) - Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**: 131-142.

SOROKIN Yu.I., SOROKIN P.Yu., GNES A. (1996) - Structure and functioning of the anthropogenically transformed Comacchio lagoonal ecosystem (Ferrara, Italy). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **133**: 57-71.

SPRUNG M. (1993) - Estimating macrobenthic secondary production from body weight and biomass: a field test in a non-boreal intertidal habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **100**: 103-109.

TUROLLA E. (1999) - Nuovi ospiti per la Sacca di Goro. *Laguna*, **4**: 32-35.

WARWICK R.M. (1986) - A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, **92**: 557-562.

WOLFF W.J., DE WOLF L. (1977) - Biomass and production of zoobenthos in the Grevenlingen estuary, the Netherlands. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, **5**: 1-24.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 388-392

G. Pessa, D. Tagliapietra, M. Cornello, A. Zitelli

Istituto Universitario di Architettura di Venezia - Dipartimento di Analisi Economica e Sociale del Territorio, Ca' Tron, S. Croce, 1957 - 30135 Venezia, Italia.

DINAMICA DELLA COMUNITÀ ZOOBENTONICA IN RELAZIONE ALLA PRESENZA DI *ZOSTERA NOLTII* HORNEMANN IN LAGUNA DI VENEZIA

MACROBENTHIC COMMUNITY DYNAMICS AND PRESENCE OF ZOSTERA NOLTII *HORNEMANN IN THE VENETIAN LAGOON (ITALY)*

Abstract

Changes in macrozoobenthic community structure from March 1996 to June 1997 are presented, covering different environments in the intertidal belt in the northern Venetian Lagoon. These habitats range from Zostera noltii *Hornemann meadows to bare substrate. The communities of* Zosteretum *are less variable and more diverse. Seagrass meadows have a buffering effect on benthic community fluctuations particularly during summer when the unvegetated habitats nearly undergo harsh environmental conditions. The key role in the lagoon environment of* Zostera *meadows is emphasised.*

Key-words: *benthos, seagrass, Venetian Lagoon,* Zostera noltii.

Introduzione

Le praterie di fanerogame marine sono universalmente riconosciute come elementi cardine degli ecosistemi costieri, tanto che la loro protezione è uno degli obiettivi prioritari da raggiungere ai fini di un "futuro sostenibile", come fissato a Rio nel 1992 in Agenda 21 (UNCED, 1993).

Attualmente *Zostera noltii* Hornemann risulta essere in regressione nell'area studiata come in tutta la laguna di Venezia (Caniglia *et al.*, 1991; Scarton *et al.*, 1995; Tagliapietra *et al.*, 1999) destando preoccupazione per le sorti dell'ecosistema.

Lo studio ha avuto come obiettivo l'analisi dell'evoluzione annuale dei popolamenti macrozoobentonici dei fondi mobili lagunari nei microambienti che caratterizzano lo *Zosteretum* (aree vegetate, chiazze nude, aree nude periferiche). Il fine ultimo è quello di migliorare la comprensione dell'ecologia dello *Zosteretum* anche nell'ottica di perseguire scopi pratici, quali il restauro ambientale ed il trapianto.

Il presente lavoro riporta in maniera sintetica la dinamica stagionale delle comunità.

Materiali e metodi

Nel bacino settentrionale della laguna di Venezia si sono individuate due aree adiacenti (Fig. 1), la prima caratterizzata dalla presenza di uno *Zosteretum* in buone condizioni (in Sacca Sant'Antonio denominata "Area U") e la seconda connotata da substrato non vegetato (in Palude della Rosa denominata "Area R"). All'interno delle due aree sono state quindi collocate cinque stazioni rappresentative di situazioni ambientali diverse secondo lo schema seguente:

RT stazione posta in un'area soggetta a trapianto di *Z. noltii* nel 1994 ed attualmente non più vegetata;

RN stazione non vegetata e non soggetta in passato a trapianto;
UZ stazione all'interno di uno *Zosteretum* naturale;
UI stazione posta in una zona con popolamento vegetale discontinuo;
UN stazione a substrato nudo posta lontana dallo *Zosteretum*.

Sono state eseguite 11 campagne di campionamento (da marzo 1996 a giugno 1997) per le stazioni collocate nell'"Area U" mentre sono stati eseguiti 9 campionamenti per le stazioni collocate nell'"Area R". I campionamenti sono stati condotti con una cadenza di circa un mese sinodico e mezzo.

I campioni sono stati prelevati con una benna tipo Van Veen di 256 cm^2 di superficie; ciascun campione era composto da 5 repliche per una superficie totale di 1280 cm^2. Il sedimento raccolto è stato setacciato a 1 mm e conservato in etanolo al 70% dopo fissaggio con formalina al 5% in acqua di mare preventivamente neutralizzata con tetraborato di sodio.

L'ordimanento MDS e' stato prodotto a partire da una matrice di similarità, utilizzando l'indice di Bray-Curtis sui dati delle abbondanze numeriche dopo trasformazione logaritmica (Field *et al.*, 1982). Per l'identificazione delle specie responsabili di similitudini e differenze tra campioni si è usato il test "similarity percentage breakdown" SIMPER (Clarke, 1993). Entrambi i programmi sono contenuti nel pacchetto informatico dedicato PRIMER prodotto dal Plymouth Marine Laboratory di Plymouth (GB).

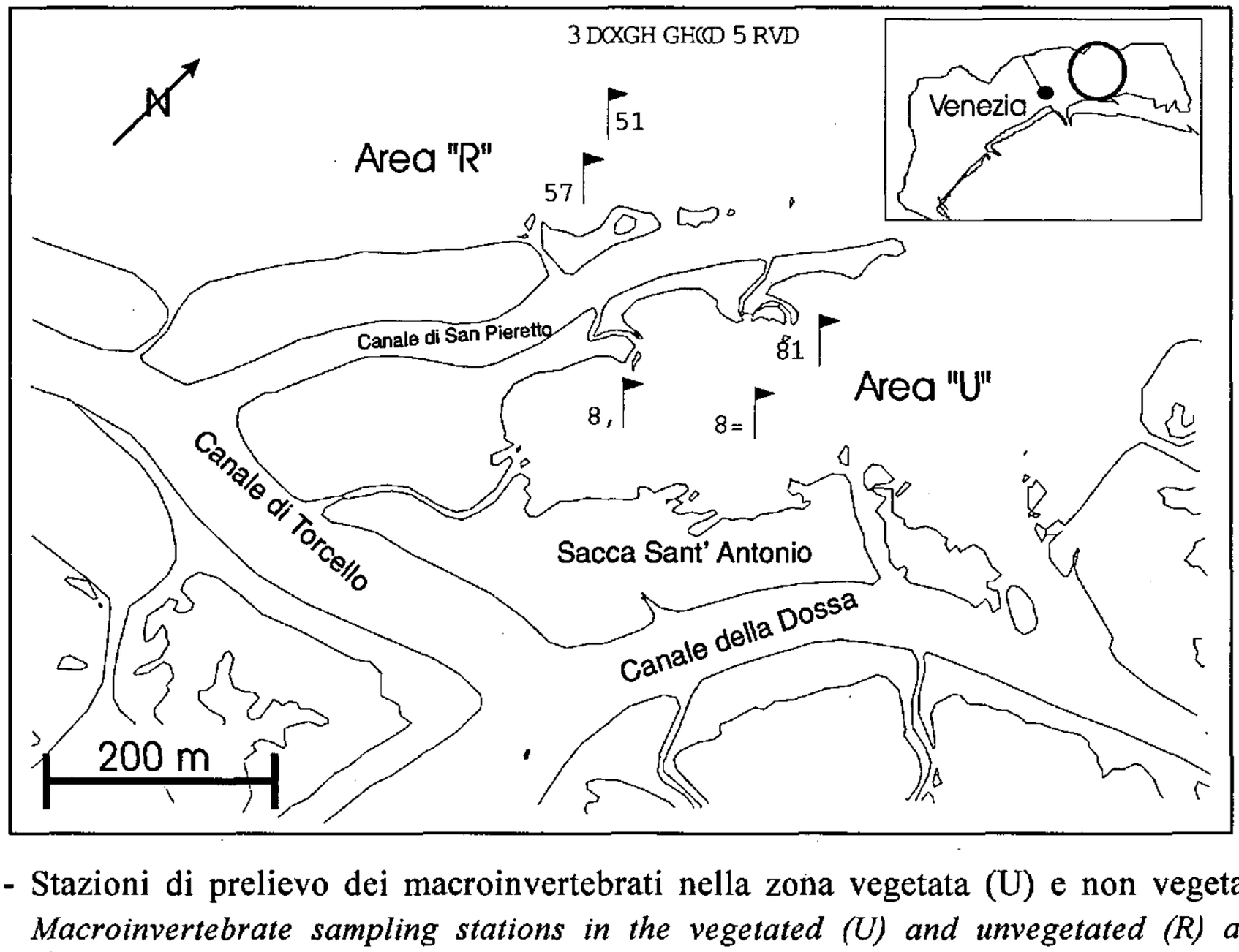


Fig. 1 - Stazioni di prelievo dei macroinvertebrati nella zona vegetata (U) e non vegetata (R).
Macroinvertebrate sampling stations in the vegetated (U) and unvegetated (R) areas in the Venetian Lagoon.

Risultati

Nel corso delle campagne sono stati campionati 6.5 m^2 e determinati circa 114.000 individui appartenenti ad 89 taxa (75 taxa sono stati determinati a livello di specie).

Il numero di specie (Fig. 2) subisce un evidente decremento durante il periodo estivo. Tale decremento è molto meno sensibile nella stazione UZ. Con il mese di ottobre si assiste ad un aumento del numero di specie che annuncia il recupero autunnale che culmina attorno al mese di febbraio.

Anche le abbondanze (Fig. 3) seguono lo stesso andamento temporale; la stazione UZ mostra un calo meno accentuato durante i mesi estivi, ma il suo incremento successivo risulta più graduale rispetto alle altre stazioni.

L'ordinamento MDS di figura 4 restituisce una chiara rappresentazione della similarità tra le stazioni nel periodo studiato. Leggendo il grafico dall'alto verso il basso notiamo che le aree "U" ed "R" si distribuiscono in due settori (rispettivamente superiore ed inferiore) sottolineando al contempo l'individualità di ciascuna area e la similarità delle stazioni scelte all'interno di essa. La stazione UZ si stacca, comunque, dalle altre stazioni della "Area U".

In senso orizzontale notiamo invece una netta ripartizione stagionale che vede i campioni estivi separati dagli altri. Tale ripartizione è tanto più evidente quanto più ci si sposta dallo *Zosteretum* (stazione UZ) verso le zone a substrato nudo dell'"Area R" (stazioni RN e RT).

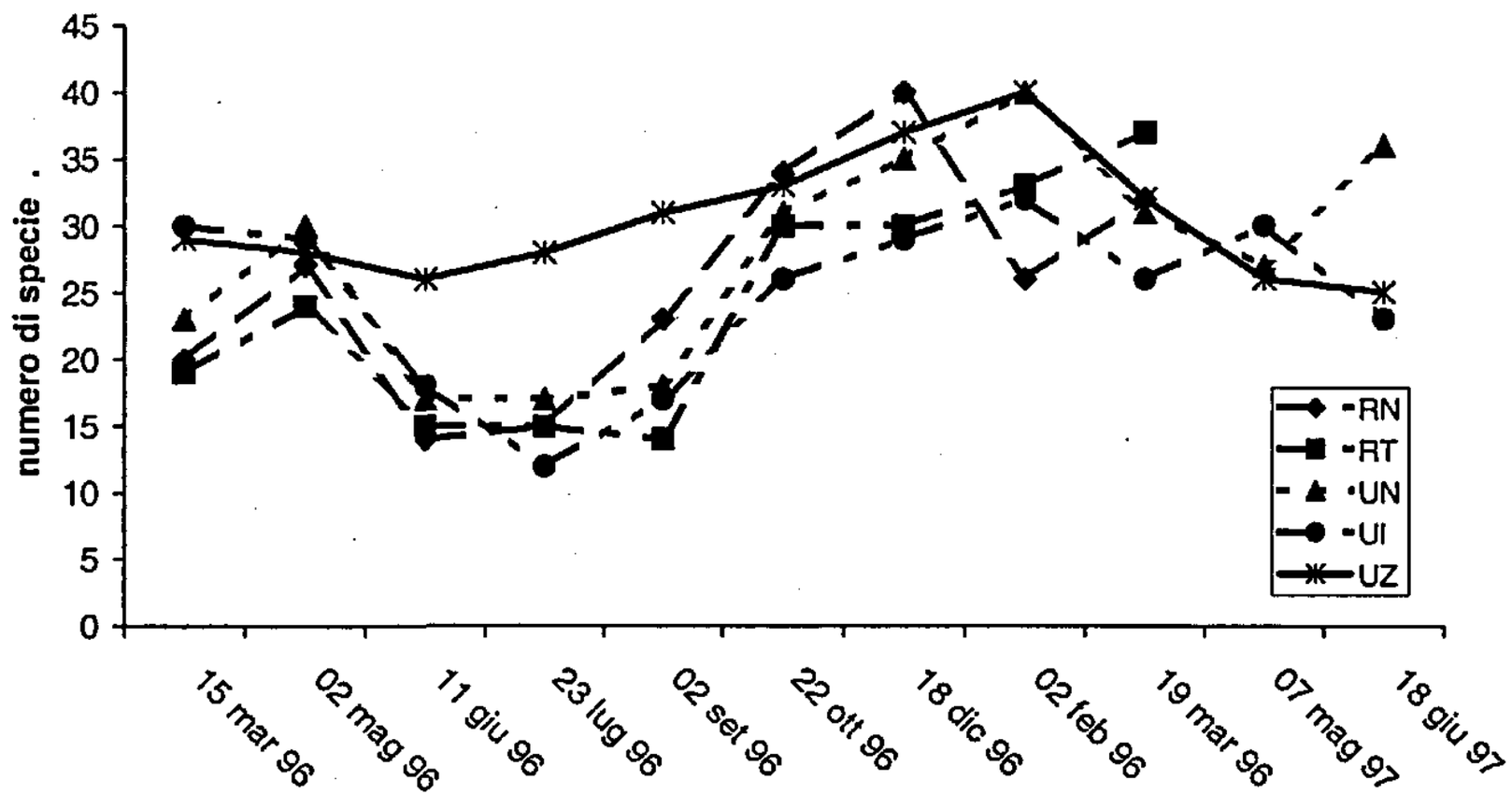


Fig. 2 - Andamento della ricchezza specifica.
Richness.

Il gruppo costituito dai campioni prelevati nella stazione UZ si mostra molto più compatto degli altri, ciò a testimoniare una minore alterazione nella struttura della comunità.

Il 95% dell'abbondanza totale è determinato da 20 taxa, in gran parte comuni sia spazialmente che temporalmente.

Gli elementi maggiormente caratterizzanti la comunità, sono *Abra segmentum* e *Streblospio shrubsolii e* gli Oligocheti.

Nell'"area R" è caratteristico l'anfipode *Corophium orientale*, mentre nell'"area U" si hanno elevate abbondanze del polichete sedentario *Cirriformia tentaculata*,

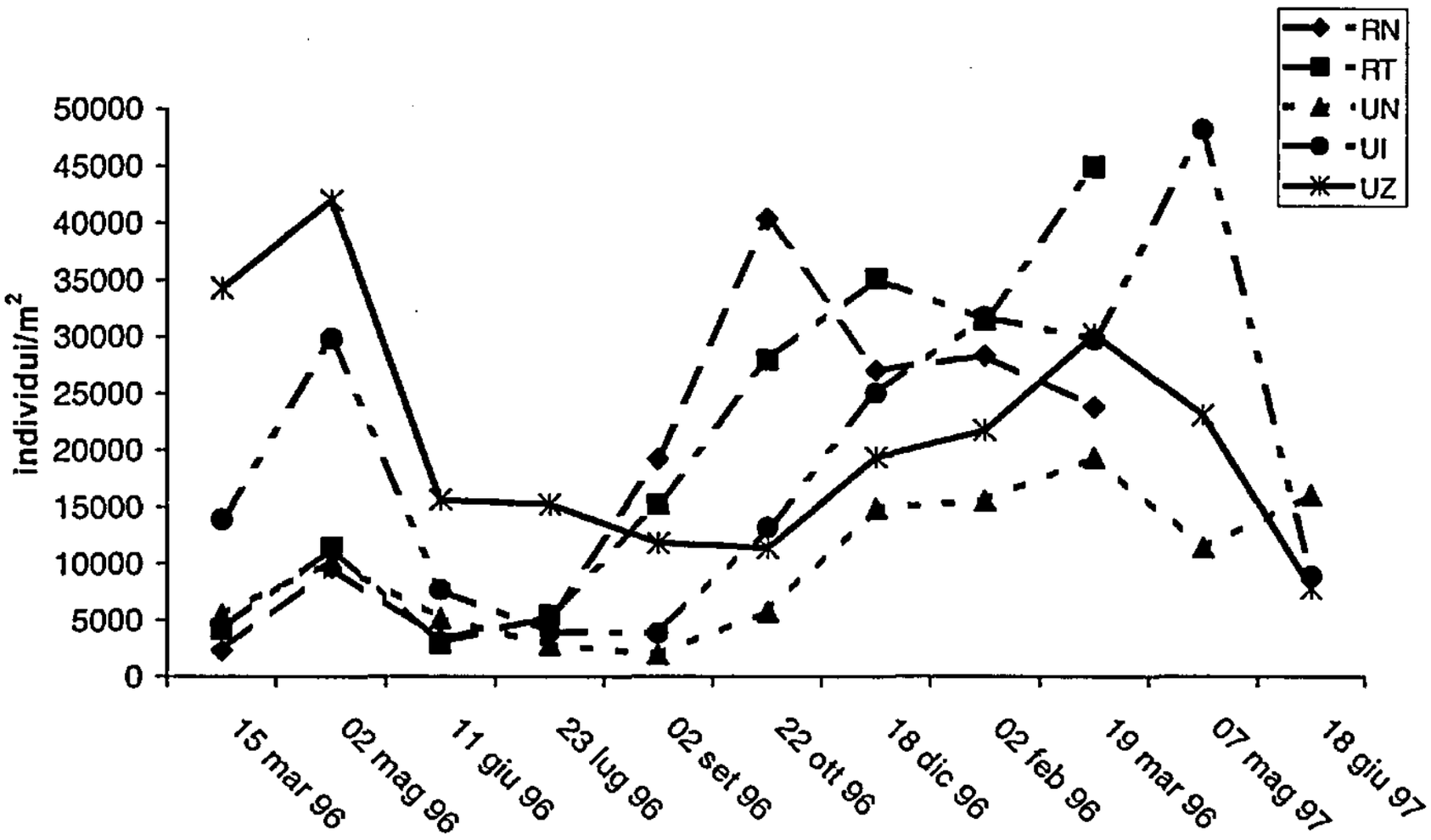


Fig. 3 - Andamento dell'abbondanza.
Abundance.

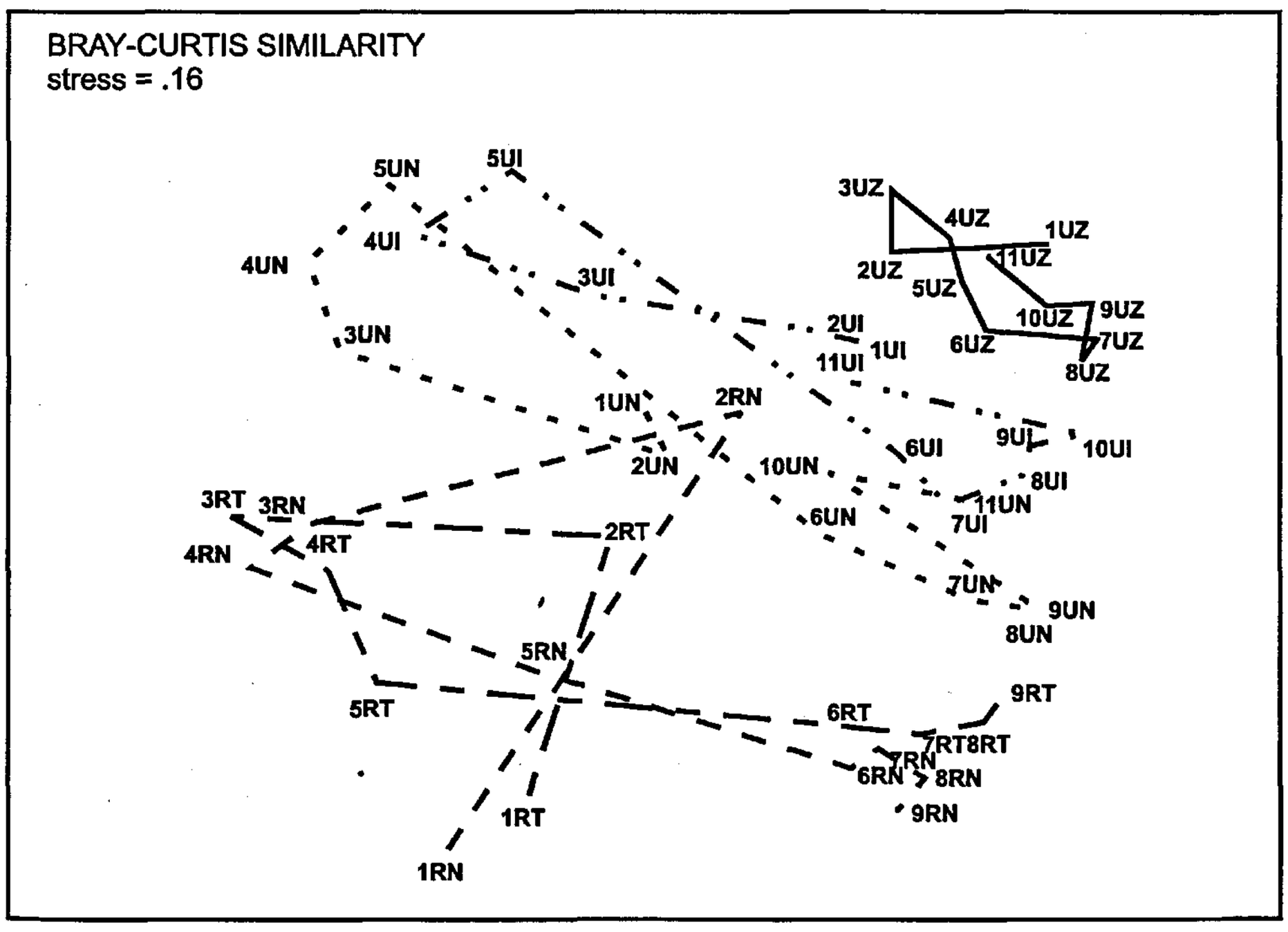


Fig. 4 - Ordinamento MDS dei campioni.
Multidimensional Scaling ordination (MDS) of samples.

del gasteropode *Hydrobia* sp. e dell'isopode *Cyathura carinata.* Specie esclusiva della stazione UZ è l'isopode *Idothea baltica*, comune nelle praterie a fanerogame.

Discussione e conclusioni

Nello *Zosteretum* è stata notata una costanza nella struttura della comunità molto maggiore che nelle aree non vegetate. La biocenosi macrobentonica della palude segue un trend che si rivela ciclico solo nello *Zosteretum* con fluttuazioni tanto più ampie quanto più ce se ne allontana.

A. segmentum è spesso dominante nelle stazioni influenzate dallo *Zosteretum*. La sua minore presenza lontano dallo *Zosteretum* è la principale causa dell'innalzamento di importanza di *S. shrubsolii*.

La maggiore abbondanza e variabilità numerica di *A. segmentum,* legata anche alla presenza di un elevato numero di juveniles nello *Zosteretum*, rende questa specie di volta in volta l'elemento responsabile della similarità o della diversità tra campioni.

S. shrubsolii essendo una presenza costante e meno variabile favorisce invece la similarità tra le stazioni.

In seno all'"area U", la stazione UZ si stacca nettamente dalle stazioni UN e UI, sia per la quasi esclusiva presenza di *I. baltica*, sia per le maggiori abbondanze degli anfipodi *Gammarus subtypicus* e *Microdeutopus gryllotalpa.*

La presenza delle larve del dittero *Chironomus salinarius* e del polichete sedentario *Capitella capitata* nella stazione UZ indicano la sedimentazione di sostanza organica all'interno della prateria. Tale ambiente non sembra risentire però di crisi anossiche durante il corso dell'intero studio.

Lo *Zosteretum* appare quindi ospitare un popolamento più stabile e ricco, con un probabile ruolo di riserva e protezione nei confronti dell'intera comunità soprattutto durante il periodo estivo.

La "protezione" estiva operata dallo *Zosteretum* nella fascia intertidale è fondamentale specialmente durante le basse maree. Tale azione può essere attribuita sia alla schermatura dei raggi solari che evita l'eccessivo riscaldamento sia all'ossigenazione da parte dei vegetali.

Bibliografia

CANIGLIA G., BORELLA S., CURIEL D., NASCIMBENI P., PALOSCHI F., RISMONDO, A., SCARTON F., TAGLIAPIETRA D., ZANELLA L. (1991) - Cartografia computerizzata delle fanerogame marine nella Laguna di Venezia. *Bollettino dell'A.I.C.*, **81**:129-132

FIELD J.G., CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1982) – A practical strategy for analizing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **8**: 37-52.

SCARTON F., CURIEL D., RISMONDO A. (1995) - Aspetti della dinamica temporale di praterie a fanerogame marine in Laguna di Venezia. *Soc. Ven. Sci. Nat. Lavori,* **20**: 95-102.

TAGLIAPIETRA D., CORNELLO M., PESSA G., ZITELLI A. (1999) – Variazioni nella distribuzione delle praterie a fanerogame marine presso la Bocca di Porto del Lido (Laguna di Venezia). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 448-451.

UNCED (1993) - *Agenda 21: the United Nations programme of action from Rio.* United Nations Publications, NY, USA: 294 pp.

Il presente lavoro è stato condotto nel quadro del progetto M.U.R.S.T. *"Sistema Lagunare Veneziano"*.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 393-402

A. Occhipinti Ambrogi, G. Gola

Sezione di Ecologia, Dipartimento di Genetica e Microbiologia,
Via Sant'Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.

MACROZOOBENTHOS DI FONDO INCOERENTE IN LAGUNA DI VENEZIA: CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DEL BACINO DI MALAMOCCO

SOFT-BOTTOM MACROBENTHOS OF THE MALAMOCCO SUB-BASIN IN THE LAGOON OF VENICE

Abstract

The lagoon of Venice has undergone rapid changes in the last 50 years. Soft bottom macrobenthos had been investigated thoroughly in the forties and the sixties and again recently. We present data from nine sampling campaigns (four grab replicates) from March 1994 to March 1995. The differences in sediment texture, tidal influx and pollution among the four stations correspond to different structures of the benthic assemblages. A comparison between the mean densities of the species in common with previous reports is presented, together with new entries and cancellations from the list of species. Some of the differences among periods are artifacts due to sampling, but they can be interpreted also as the response of the benthic communities to changes in water circulation and sediment composition.

Key-words: *soft-bottom macrobenthos, lagoon of Venice, Adriatic Sea.*

Introduzione

Il bacino centrale della laguna veneta, che comunica con il mare attraverso la bocca di Malamocco, è particolarmente critico per l'ecosistema lagunare: mentre le zone a Nord e a Sud della laguna sono destinate alla vallicoltura, quindi parzialmente sottratte all'influsso di marea (Gottardo & Cavazzoni, 1978), la zona centrale è sottoposta da una parte ad un'attiva vivificazione marina, dall'altra a notevoli effetti delle attività antropiche e industriali (Giordani Soika & Perin, 1974; Pavoni *et al.*, 1992).

Il presente lavoro sul macrobenthos dei fondi incoerenti dei canali navigabili del bacino di Malamocco si propone di:

- descrivere la composizione e la struttura delle comunità lagunari, durante un ciclo annuale, per una migliore comprensione dei relativi ecosistemi e per una valutazione ambientale;
- verificare analogie e differenze tra le biocenosi a seconda dell'intensità della vivificazione marina e dell'influenza antropica, anche mediante il confronto con dati storici.

Materiali e metodi

Sono state scelte quattro stazioni di campionamento: Malamocco (MA), Valgrande (VG), Sette Morti (SM) e Poveglia (PO) (Fig. 1). La stazione di Malamocco, posta nelle vicinanze del porto di Malamocco, è a diretto contatto con il mare ed è pertanto caratterizzata da correnti particolarmente intense, dovute anche alla profondità del canale scavato per facilitare il traffico navale commer-

ciale. Valgrande occupa una posizione intermedia tra il porto di Malamocco ed il partiacque meridionale del bacino; la stazione è posta in prossimità di una curva che facilita fenomeni di sedimentazione e di interramento. Sette Morti è situata nel canale di Lio o Allacciante, di fronte all'omonima valle, nei pressi del partiacque che divide il bacino centrale da quello meridionale. L'idrodinamismo e la vivificazione marina si riducono ed aumenta, rispetto alle precedenti stazioni, la sedimentazione. La stazione di Poveglia è localizzata nelle vicinanze del partiacque che separa il bacino centrale da quello settentrionale, immediatamente a Sud dell'isola omonima; in questa posizione si assiste ad un rallentamento della corrente, con fenomeni di sedimentazione correlabili alle ridotte batimetrie.

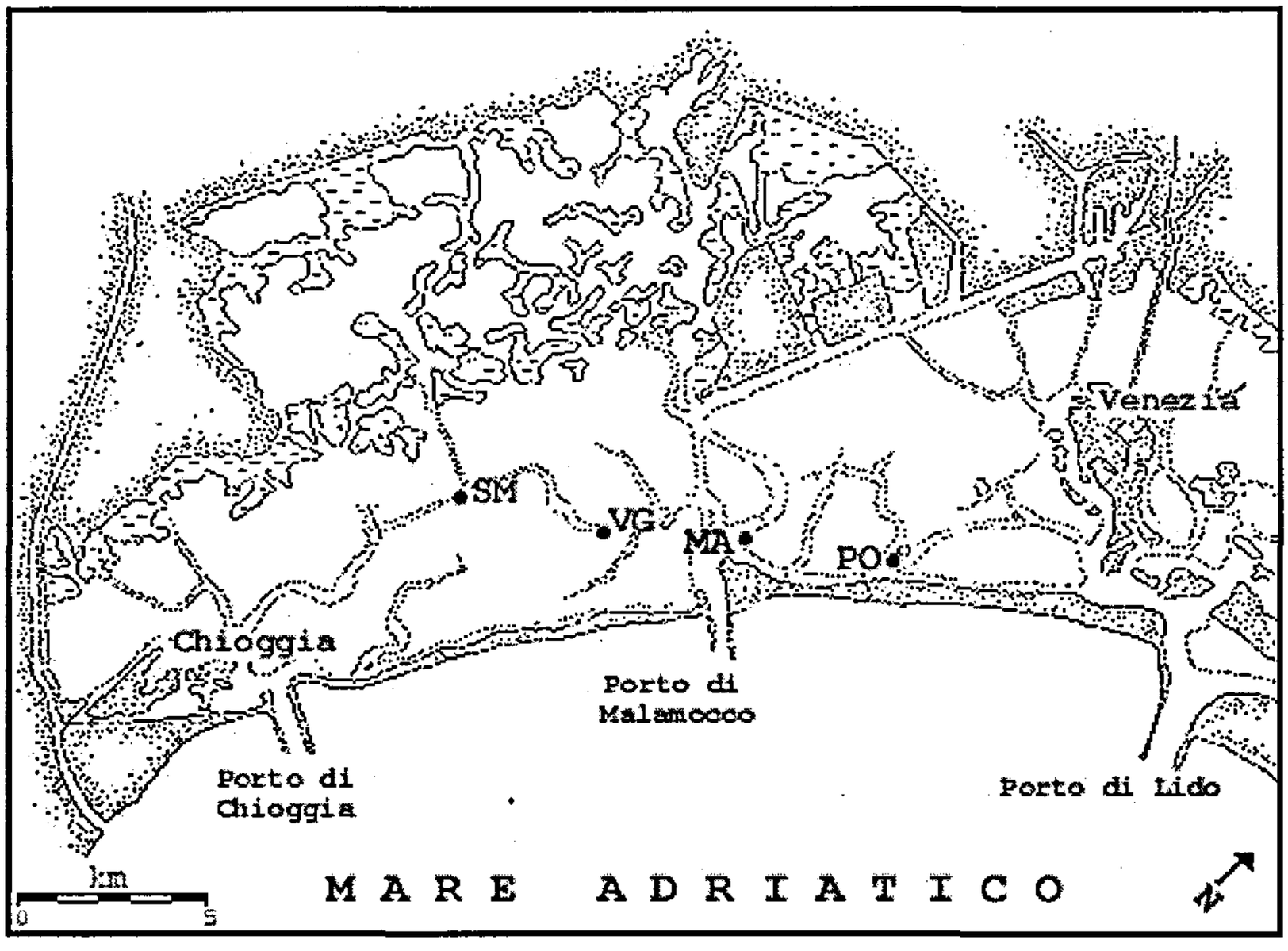


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento nel bacino di Malamocco (MA=Malamocco; PO=Poveglia; VG=Val Grande; SM=Sette Morti).

Position of the macrobenthos sampling stations in the Malamocco sector of the Venice Lagoon (MA=Malamocco; PO=Poveglia; VG=Val Grande; SM=Sette Morti).

Tra marzo 1994 e marzo 1995 sono stati effettuati nove campionamenti a intervalli di circa un mese e mezzo l'uno dall'altro. Nel maggio '94 non si è potuto effettuare il campionamento nelle stazioni di Malamocco e Poveglia.

In occasione di ogni prelievo sono stati registrati sul fondo i valori di temperatura, ossigeno disciolto, pH, salinità e trasparenza.

Il materiale biologico è stato prelevato mediante una benna di tipo Ekman-Birge (0,0225 m^2) e setacciato su vaglio di maglia quadrata di 1 mm di lato. In ogni stazione sono state eseguite quattro repliche, di cui una destinata all'analisi granulometrica.

L'analisi granulometrica è stata condotta per la frazione sabbiosa mediante setacciatura a umido; le percentuali di silt e argilla sono state determinate con il metodo della pipettazione operando sulla frazione inferiore a 62 µm (Buchanan, 1984).

L'analisi strutturale del popolamento ha previsto il calcolo della ricchezza specifica, della diversità (Shannon & Weaver, 1963) e della dominanza (Simpson, 1949), l'applicazione della *cluster analysis* (Sneath & Sokal, 1973) basata sugli indici di similarità di Kulczynski (1927) e dell'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze (Ter Braak & Prentice, 1988).

Risultati

Caratteristiche chimico-fisiche e granulometria dei sedimenti: la temperatura sul fondo varia da un minimo di 5°C in gennaio ad un massimo di 27,5 °C in luglio. I valori di ossigeno sono sempre superiori alla saturazione eccetto nel marzo 1995, in cui il valore medio per le 4 stazioni è intorno al 94%; la salinità oscilla intorno ad un valore medio di 35 psu (min = 32 - max = 38) a MA, di 34 psu (min = 33 - max = 35) a VG, di 34 psu (min = 31 - max = 36) a PO e di 32 psu (min = 28 - max = 35) nella stazione più interna SM.

A MA la sabbia (80 %) prevale sulle frazioni granulometriche più fini. A VG si osserva una bassa percentuale di sabbia, che oscilla mediamente intorno al 20 %, mentre le frazioni limose sono più consistenti; il limo grossolano, con una percentuale variabile tra il 30 ed il 40 %, prevale sul limo fine. Nella stazione SM la sabbia è in media intorno al 50 %. A PO le frazioni fini prevalgono nettamente su quella sabbiosa, inferiore al 20 %, con una maggiore percentuale di limo grossolano rispetto a VG, e percentuali simili di limo fine e argilla.

Taxa rinvenuti: sono state campionate complessivamente 117 entità sistematiche. I gruppi che ricorrono costantemente in tutte le stazioni sono: i policheti con 62 specie; i molluschi con 26 specie (22 di lamellibranchi, 4 di gasteropodi); i crostacei Peracaridi con 21 specie (tra cui 16 di anfipodi, 3 di isopodi, 1 di tanaidacei); gli oligocheti non sono stati determinati. Le specie che compaiono con abbondanze medie > 5 ind. m^{-2} sono riportate in tab. 1.

Parametri strutturali: la stazione che presenta la maggiore ricchezza specifica (media annuale di 24 specie) è VG, che occupa una posizione intermedia nel bacino, ma è ancora sufficientemente vicina al mare. Seguono MA con una media di 17 specie, SM e PO con 15 specie. Per quanto riguarda l'abbondanza totale, VG è di nuovo la stazione più ricca, con 1731 ind. m^{-2}; la stazione più povera è in questo caso PO con 837 ind.m^{-2}; MA e SM presentano valori intermedi, 1426 e 1301 ind. m^{-2}. I valori invernali ed autunnali sono spesso inferiori a quelli estivi e primaverili soprattutto a SM e PO.

L'andamento temporale dell'indice di diversità di Shannon (Fig. 2), mostra, per MA e VG, una certa stabilità nel tempo dei valori; mentre a SM e PO assume valori massimi nei mesi estivi. Il numero di specie per stazione ha una netta diminuzione nei mesi invernali per le stazioni PO e SM. Il massimo si registra in tutte le stazioni nel prelievo di marzo 1995.

Similarità e ordinamento: dall'esame dei dendrogrammi relativi agli indici di similarità di Kulczynski, la stazione SM si separa nettamente dalle altre (Fig. 3), a testimonianza di una sua forte individualità ecologica e di una peculiarità di popolamento sia in termini qualitativi che quantitativi.

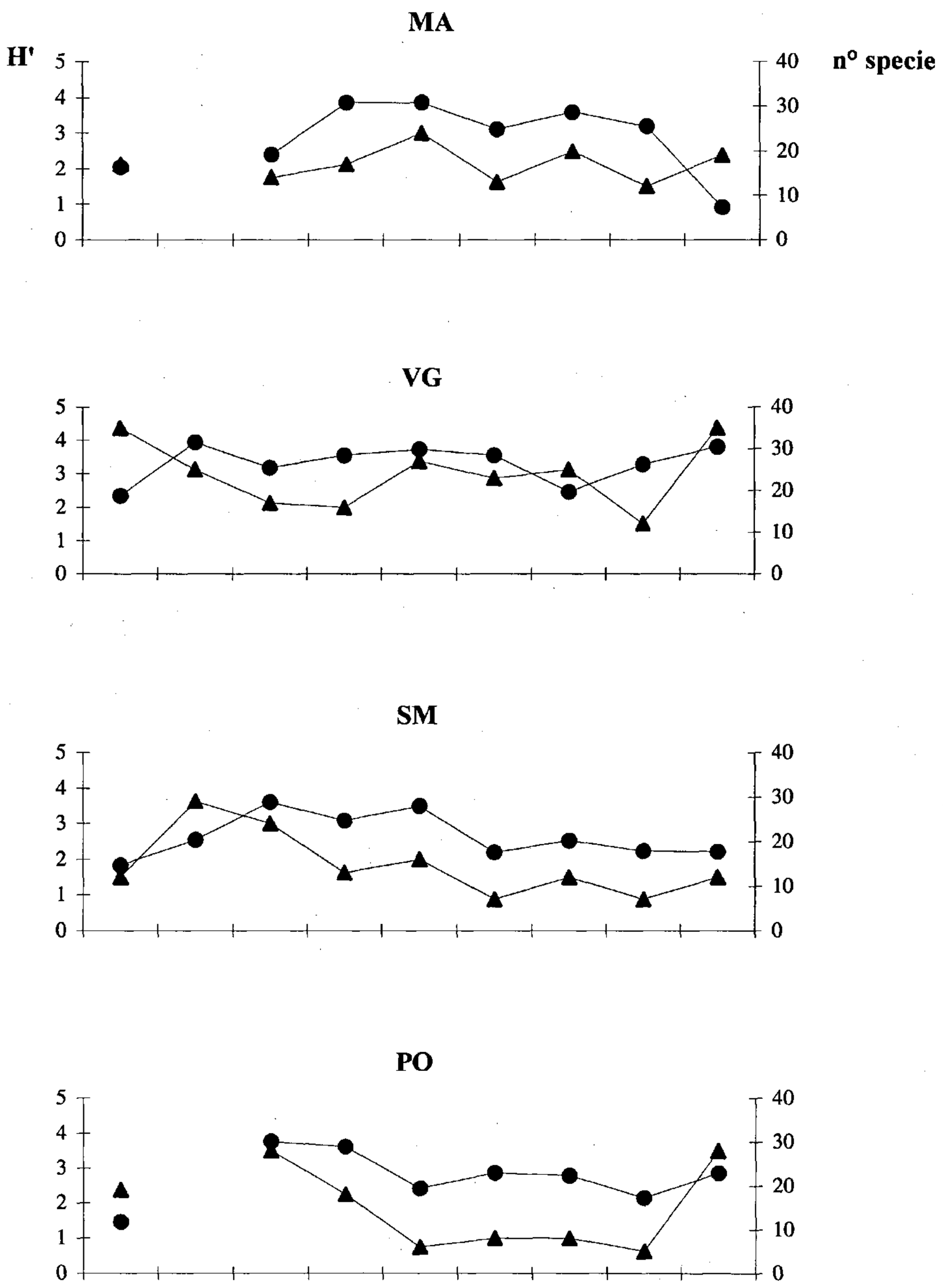


Fig. 2 - Andamento dell'indice di Shannon H' (pallini) e del numero di specie (triangoli) nelle 4 stazioni di campionamento.

Shannon diversity index values (circles) and species number (triangles) in the four sampling stations.

Tab. 1 - Densità media, espressa in ind. m^{-2} delle specie principali nelle singole stazioni. E' inoltre riportata la densità media e la relativa deviazione standard calcolata sull'insieme dei campionamenti in tutte le stazioni. Le specie con densità media complessiva inferiore ai 5 ind.m^{-2} non sono state riportate.

Average annual density (ind. m^{-2}) of the main macrobenthos species in each station. The grand mean and standard deviation for the entire area calculated on all samples are also reported. Only species having a density > 5 ind.m^{-2} over the whole area are reported.

STAZIONI	MA	VG	SM	PO	media compl.	Dev. St.
Specie	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	
Oligocheta ind.	1417,5	1000,0	153,3	971,3	885,5	1939,5
Aphelochaeta marioni (Saint-Joseph, 1894)	-	-	20,0	5,6	6,4	25,9
Capitella capitata (Fabricius, 1780)	151,9	100,0	-	60,0	78,0	191,0
Cirratulidae ind. *juv.*	1,9	35,0	11,7	11,3	14,9	50,8
Euclymene oerstedi (Claparède, 1863)	73,1	3,3	6,7	1,9	21,3	68,0
Melinna palmata Grube,1870	-	-	88,3	1,9	22,6	51,1
Micronephtys sphaerocirrata (Wesenberg-Lund,1949)	16,9	5,0	-	1,9	5,9	11,1
Nearthes caudata (Delle Chiaje, 1828)	114,4	135,0	13,3	20,6	70,8	82,6
Nephtys hombergi Savigny, 1818	5,6	-	191,7	-	49,3	98,1
Notomastus latericeus M. Sars,1851	1,9	58,3	-	13,1	18,3	44,2
Owenia fusiformis Delle Chiaje, 1841	24,4	5,0	-	-	7,3	26,2
Perinereis cultrifera (Grube, 1840)	1,9	20,0	1,7	5,6	7,3	19,3
Prionospio cirrifera Wiren, 1883	7,5	11,7	-	11,3	7,6	18,2
Prionospio malmgreni Claparède, 1870	78,8	1,7	-	15,0	23,9	79,8
Prionospio multibranchiata Berkeley, 1926	195,0	196,7	-	30,0	105,4	398,8
Anemonia viridis (Forskål, 1775)	-	16,7	5,0	-	5,4	22,2
Cereus pedunculatus (Pennant,1777)	114,4	6,7	3,3	3,8	32,0	146,2
Ampelisca diadema (A.Costa, 1853)	39,4	51,7	501,7	52,5	161,3	486,5
Corophium acherusicum A. Costa, 1851	1,9	1,7	173,3	5,6	45,6	213,9
Corophium insidiosum Crawford, 1937	1,9	-	23,3	5,6	7,7	31,6
Corophium sextonae Crawford, 1937	18,8	-	20,0	-	9,7	25,3
Ericthonius difformis Milne Edwards, 1830	18,8	380,0	-	1,9	100,2	359,8
Gammarella fucicola (Leach, 1814)	-	100,0	10,0	-	27,5	91,6
Microdeutopus anomalus (Rathke, 1843)	-	20,0	3,3	5,6	7,2	26,0
Perioculodes aequimanus (Kossmann, 1880)	13,1	66,7	23,3	22,5	31,4	89,0
Pseudolirius kroyerii (Haller, 1879)	5,6	6,7	90,0	-	25,6	136,0
Cumacea ind.	3,8	6,7	36,7	3,8	12,7	37,6
Decapoda ind.	71,3	45,0	1,7	15,0	33,2	59,4
Cyathura carinata (Krøyer, 1847)	3,8	10,0	1,7	11,3	6,7	9,9
Apseudes latreillii (Milne-Edwards, 1828)	5,6	18,3	416,7	37,5	119,5	628,6
Abra alba (W. Wood, 1802)	41,3	35,0	143,3	16,9	59,1	215,6
Abra prismatica (Montagu, 1808)	1,9	13,3	3,3	35,6	13,5	19,5
Nassarius reticulatus (L., 1758)	45,0	25,0	6,7	5,6	20,6	29,0
Loripes lacteus (Linné, 1758)	35,6	253,3	55,0	46,9	97,7	152,9
Lucinella divaricata (L., 1758)	24,4	6,7	-	-	7,8	29,1
Nucula nitidosa Winckworth, 1930	-	10,0	26,7	5,6	10,6	22,3
Tellina distorta Poli, 1791	22,5	8,3	-	3,8	8,6	12,4
Tellina fabula Gmelin, 1791	58,1	1,7	-	3,8	15,9	50,9
Tricolia pullus (L., 1758)	-	70,0	35,0	-	26,3	51,6

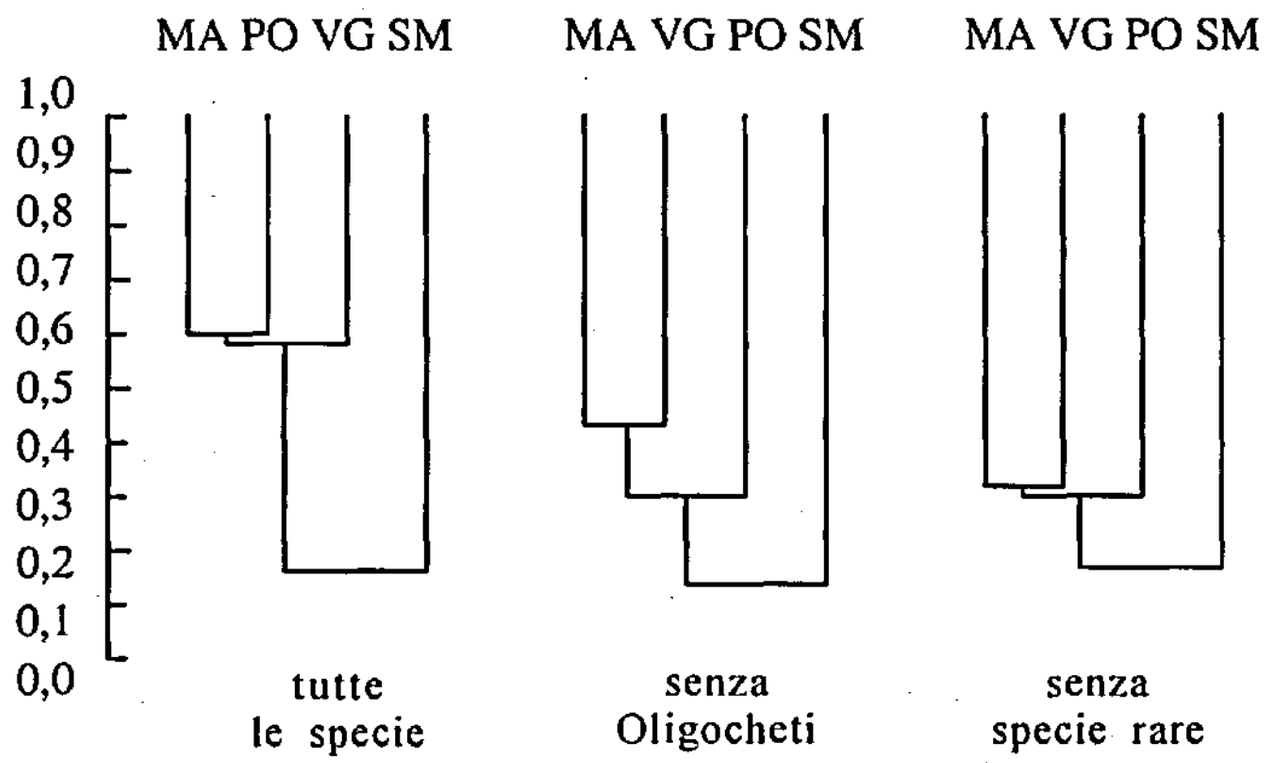


Fig. 3 - Dendrogrammi costruiti a partire dagli indici di similarità di Kulczynski calcolati sui valori medi di densità di ogni stazione (MA=Malamocco; PO=Poveglia; VG=Val Grande; SM=Sette Morti).

Cluster of Kulczynski similarity indexes calculated on the average species densities of each station (first dendrogram all species, second excluding Oligochaetes, third excluding both Oligochaetes and rare species).

Discussione

Considerazioni sulle stazioni di campionamento: MA è la stazione dove l'influenza del mare si manifesta più intensamente: la ricchezza specifica e la diversità, pur discrete, sono risultate inferiori rispetto ad altre stazioni più interne, probabilmente a causa dell'intenso idrodinamismo. Le specie rinvenute più frequentemente sono quelle tipiche di fondi sabbiosi, quali i policheti *Owenia fusiformis* ed *Euclymene oerstedi*, gli anfipodi *Ampelisca diadema*, *Perioculodes aequimanus*, il gasteropode *Nassarius reticulatus* ed i bivalvi *Abra alba, Tellina distorta, Tellina fabula*, e *Loripes lacteus*.

VG è stazione più interna rispetto a MA, ma ancora relativamente vicina al mare. L'analisi della similarità rivela una discreta affinità tra MA e VG in termini quali-quantitativi; le specie risultate quantitativamente comparabili nelle due stazioni sono gli Oligocheti, i policheti *Capitella capitata, Neanthes caudata, Prionospio multibranchiata* e *Owenia fusiformis*, quest'ultima esclusiva di queste stazioni; il gasteropode *Nassarius reticulatus* e i bivalvi *Lucinella divaricata, Tellina pulchella, Tellina serrata,* anch'essi esclusivi di queste stazioni. La stazione VG è caratterizzata da condizioni parzialmente confinate rispetto al canale principale attraverso cui avviene il ricambio con il mare e presenta un fondo prevalentemente fangoso. La presenza dei Capitellidi riflette fenomeni locali di sedimentazione e di ristagno idrico; l'entità del deficit di ossigeno non deve comunque essere eccessiva, data l'abbondanza di *Loripes lacteus* e la presenza di *Abra alba*. L'ambiente relativamente tranquillo ha favorito l'insediamento di una cospicua vegetazione ad alghe e fanerogame e di un abbondante popolamento ad essa associato. *Gammarella fucicola, Ericthonius difformis* e *Microdeutopus anomalus* rientrano nella fauna anfipodologica della *Zostera* (Giordani Soika, 1949). Associati alla vegetazione sono pure gli isopodi, i tanaidacei ed il gasteropode *Tricolia pullus*.

SM è la stazione meno soggetta all'influenza antropica diretta. La presenza, nelle immediate vicinanze della stazione, di un canale artificiale proveniente dall'interno che taglia ortogonalmente il Canale Allacciante e lo spostamento del partiacque meridionale del bacino verso ovest, dovuto alle riescavazioni a cui è stato sottoposto il Porto di Malamocco per agevolare il traffico navale, sono tra i fattori che hanno migliorato il ricambio, l'ossigenazione e l'apporto di nutrienti. Il popolamento insediato a SM è del tutto particolare, sia qualitativamente che quantitativamente, come confermato dall'analisi dei *clusters* (fig. 3). Le specie più significative, in termini di frequenza e di abbondanza, sono: i bivalvi *Abra alba*, *Loripes lacteus* e *Nucula nitidosa*; gli anfipodi *Ampelisca diadema*, *Corophium acherusicum* e *Pseudolirius kroyerii*; il tanaidaceo *Apseudes latreillii*; i policheti *Melinna palmata* e *Nephtys hombergi*. Si tratta di specie con preferenze diverse per la natura del sedimento, che indicano una certa instabilità dei fondi e la presenza di detrito vegetale.

PO, insieme a SM, è la stazione caratterizzata dalla minore ricchezza specifica e dalla minore abbondanza. La stazione risente dell'influenza degli interventi antropici, dovuti alla vicinanza del centro urbano di Venezia e della zona industriale di Marghera. Le specie più importanti a PO sono: i policheti *Capitella capitata, Neanthes caudata*, *Prionospio multibranchiata e Prionospio malmgreni*; i peracaridi *Ampelisca diadema* e *Apseudes latreillii;* i lamellibranchi *Loripes lacteus* e *Abra prismatica*, nonché la classe degli Oligocheti.

Variazioni di lungo periodo dell'infauna: nonostante la letteratura degli ultimi decenni sia ricca di lavori riguardanti la laguna di Venezia, pochi si sono proposti come fine lo studio della fauna bentonica dei suoi fondi incoerenti. I dati sulle zoocenosi lagunari derivano dai lavori di Vatova (1940, 1949), Giordani Soika & Perin (1970, 1974) e da quelli, più recenti, basati su ricerche intraprese per conto del Comune di Venezia (Solazzi *et al.*, 1991) e del Consorzio Venezia Nuova (Aleffi *et al.*, 1995 a; Rismondo & Visintini Romanin, 1997).

Vatova (1940) suddivide la laguna in due zone: una più esterna, nota come "laguna viva", che comprende i canali principali in diretta comunicazione con il mare, a fondi in prevalenza sabbiosi o sabbioso-fangosi, ed una più interna, detta impropriamente "laguna morta", che comprende i canali secondari e tutta la zona attorno a Venezia, dove lo scambio con il mare è più difficile e i fondi sono melmosi, molli, putridi o fangosi. Secondo l'Autore, la prima zona è occupata dalla zoocenosi a *Tapes* (*Tp.*), così detta per la predominanza di *Tapes* (=*Paphia*) *aurea*; la seconda zona ospita la zoocenosi a *Cyclonassa* (*Cy.*), contraddistinta da numerosi esemplari di *Cyclonassa* (=*Cyclope*) *neritea*.

I dati di Vatova (1940) si riferiscono all'insieme delle zone lagunari più esterne nei tre sottobacini lagunari, mentre negli altri lavori utilizzati per il confronto abbiamo potuto individuare i dati relativi alla sola zona corrispondente ai nostri prelievi. In tab. 2 sono riportate le densità, normalizzate al m^2, delle specie che sono state citate in almeno due dei lavori presi in considerazione.

Le nostre stazioni ricadono nell'area descritta da Vatova (1940)come sede della zoocenosi a *Tapes*. Esemplari di *Paphia aurea* sono stati raccolti, anche se sporadicamente, solo a PO e VG; delle altre specie descritte da Vatova in associazione a *Tapes*, alcune, come i Bivalvi *Nassarius reticulatus*, *Loripes lacteus* e *Abra alba* sono comparse in tutte le stazioni e si sono dimostrate più abbondanti rispetto al 1940. Il Bivalve *Nucula nucleus* è, invece, del tutto assente.

Le ricerche effettuate da Giordani Soika negli anni 1948-49 hanno consentito il riconoscimento di tre biocenosi lagunari: la biocenosi *Loripes-Owenia* (*Loripes lacteus-Owenia fusiformis*) nel settore lagunare più esterno, nei fondi sabbiosi dei tre porti-canali; la biocenosi *Nucula-Melinna* (*Nucula nucleus-Melinna palmata*) in zone più interne; la biocenosi *Scrobicularia-Neanthes* (*Scrobicularia plana-Neanthes diversicolor*) in una zona ancora più interna, dove la salinità si abbassa a causa di un apporto di acqua dolce. Le ricerche ripetute dallo stesso autore ad un ventennio di distanza (Giordani Soika & Perin, 1974), hanno messo in evidenza una considerevole diminuzione delle zone popolate dalle prime due biocenosi. Se si confrontano i nostri risultati con quelli di Giordani Soika & Perin (1974), in riferimento alle sole stazioni della zona esterna del bacino di Malamocco, si osservano alcune differenze. Il numero di esemplari di *Loripes lacteus* è aumentato: la specie è abbondante in tutte le stazioni, in particolare a VG. Gli esemplari di *Owenia fusiformis*, presenti esclusivamente a MA e VG, rispetto al 1968 sono diminuiti. Da sottolineare è l'assenza di *Abra alba* nei prelievi di Giordani Soika e Perin; la specie, peraltro già segnalata da Vatova (1940), è oggi decisamente diffusa (Tab. 2).

Tab. 2 - Confronto fra le densità (espresse in ind.m^{-2}) di alcune specie del macrobenthos in diversi periodi. Sono riportate solo le specie rinvenute in almeno due periodi.

Comparison between average densities (ind.m^{-2}) of the species of macrobenthos common in at least two of the papers reporting different periods.

Autori e periodo	Vatova, '40	Giordani Soika, '48	Giordani Soika & Perin, ' 68	Rismondo & Visintini, ' 80 -' 90	Occhipinti & Gola, ' 94 -' 95
Specie	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}	ind.m^{-2}
Nassarius reticulatus (L., 1758)	8				20,6
Cyclope neritea (L., 1758)	2,5			4,7	0,4
Nucula nucleus (L., 1758)	7	26,5			
Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)	0,5	36,8	5,9	17,7	
Paphia aurea (Gmelin, 1791)	24,1	7,4	5,9		2,1
Loripes lacteus (L., 1758)	0,3	263,2	29,4	48,8	97,7
Tellina distorta Poli, 1791	0,3				8,6
Abra alba (W. Wood, 1802)	0,3				59,1
Nephtys hombergi Savigny, 1818	2,3	5,9	10,3		49,3
Eunice vittata (Delle Chiaje, 1828)	0,5		0,0		3,5
Glycera tridactyla Schmarda, 1861	1,3	8,8	7,4		
Glycera unicornis Savigny, 1818	0,8				2,2
Glycera rouxii Audouin & Milne-Edwards, 1833	0,3				0,5
Euclymene lumbricoides (Quatrefages, 1865)	4,3	1,5			0,8
Notomastus latericeus M. Sars, 1851		1,5			18,3
Maldanidae ind.		7,4			22,6
Pectinaria koreni (Malmgren, 1866)	1,5		1,5		
Melinna palmata Grube, 1870	0,5	32,4			22,6
Owenia fusiformis Delle Chiaje, 1841	1,8	45,6	8,8	0,2	7,3
Sternaspis scutata (Renier, 1807)	3				0,5
Megalomma vesiculosum (Montagu, 1815)	0,5			7,5	
Ophiuroidea ind.	2,6				3,3
Upogebia sp.		2,9	1,5		4,1

I dati di Rismondo & Visintini Romanin (1997), ottenuti come medie di un periodo decennale in un gran numero di stazioni, sono limitati ad alcune specie, scelte come esempio; in tab. 2 sono riportati i valori delle aree prossime alle nostre stazioni. I dati più significativi emersi dall'indagine condotta tra il 1987

ed il 1994 per conto del Comune di Venezia e del Consorzio Venezia Nuova (Aleffi, 1995 a e b), confermano la diminuzione numerica (a scala di bacino) di specie un tempo diffuse in Laguna, quali *Sternaspis scutata, Nucula nucleus* e *Cyclope neritea,* mentre si riscontra un aumento per *Cardium glaucum* e *Paphia aurea,* che nei nostri prelievi sono assai scarsi.

In base ai risultati ottenuti da questa ricerca, limitatamente al bacino centrale, si possono avanzare le seguenti considerazioni.

Non sono state rinvenute specie caratteristiche di acque salmastre, tipicamente paraliche e frequenti in zone confinate (Guelorget & Perthuisot, 1983), quali i bivalvi *Scrobicularia plana* (Aleffi *et alii*, 1995a), *Abra ovata* ed il polichete *Hediste diversicolor* (Solazzi *et al.*, 1991; Aleffi *et al.*, 1995b). Una possibile spiegazione può essere ricercata nella collocazione delle stazioni di prelievo entro la cosiddetta "laguna viva", quindi in distretti sottoposti, anche se in misura variabile, all'influenza del mare.

Rispetto ai lavori precedenti nei nostri prelievi sono presenti, con densità a volte rilevanti, gruppi e specie prima poco cospicui. E' questo il caso degli oligocheti (peraltro non classificati) e di gran parte dei piccoli crostacei (tra i quali ricordiamo *Ampelisca diadema, Corophium acherusicum, Erichtonius difformis, Apseudes latreillii*); ma anche di *Capitella capitata, Neanthes caudata* e *Prionospio multibranchiata* fra i policheti. In alcuni casi la discrepanza può spiegarsi con il fatto che si tratta di individui di piccole dimensioni, sfuggiti all'esame dei ricercatori, in altri di un minore approfondimento sistematico, ma riteniamo che tali presenze denotino un vero e proprio cambiamento nelle associazioni dell'infauna, a vantaggio di specie opportuniste e capaci di adattarsi alle condizioni di disturbo presenti nell'area indagata.

La mancanza di *Nucula nucleus*, specie di fondi fangosi fini, nei nostri prelievi è probabilmente dovuta ad una modificazione della natura dei sedimenti, in particolare alla perdita di materiali fini (Aleffi *et al.*, 1995), peraltro già notata, dopo l'apertura del Canale dei Petroli, da Giordani Soika & Perin (1974) e confermata recentemente anche come conseguenza della diminuzione di *Ulva* e della raccolta indiscriminata di *Tapes philippinarum* (Sfriso *et al.*, 1992; Sfriso & Marcomini, 1996). Tutti gli esemplari del genere *Nucula* campionati nel periodo di studio sono stati attribuiti alla specie *Nucula nitidosa*, che predilige fondi sabbiosi. *Paphia aurea* e *Cyclope neritea* risultano decisamente rare, mentre *Nassarius reticulatus*, *Loripes lacteus* ed *Abra alba* sono praticamente ubiquitarie. In accordo con i precedenti lavori risulta confermata la scarsità degli Echinodermi, di cui si sono incontrate occasionalmente poche Ofiure ed Oloturie.

Dal confronto effettuato emerge l'importanza di poter disporre di serie temporali di dati di lungo periodo per una migliore comprensione delle variazioni dell'ambiente, siano esse naturali o conseguenza dell'impatto antropico. Si auspica per il futuro un più stretto coordinamento tra i ricercatori ed i tecnici impegnati nel monitoraggio del benthos della laguna di Venezia, in modo da poter disporre di dati confrontabili, pubblicati su riviste scientifiche o in rapporti degli enti e istituzioni che promuovono gli studi. Tali dati costituiranno una base di riferimento indispensabile per la valutazione dei cambiamenti ambientali.

Bibliografia

ALEFFI F., CESCHIA C., CURIEL D., GRIM F., OREL G., RISMONDO A. (1995a) – Ricerche sui popolamenti bentonici della zona di Campalto (Laguna di Venezia). *Atti S.It.E.*, **16**: 39-41.

ALEFFI F., CHIOZZOTTO E., GRIM F., OREL G., SCATTOLIN M. (1995b) – Ricerche sui popolamenti bentonici animali della Laguna di Venezia. *Atti S.It.E.*, **16**: 35-37.

BUCHANAN J.B. (1984) – Sediment Analysis. In: N.A. Holme A.D. McIntyre (eds): *Methods for the study of marine benthos*, 2nd Ed., Blackwell Sci. Publ., Oxford: 41-65.

GIORDANI SOIKA A. (1949) – Gli Anfipodi Gammarini della Laguna di Venezia. *Archo. Oceanogr. Limnol.*, **6**: 165-212.

GIORDANI SOIKA A., PERIN G. (1970) – Variazioni delle caratteristiche chimiche e del popolamento animale dei fanghi di fondo della laguna veneta negli ultimi vent'anni. I. Le modificazioni del popolamento animale. *Atti XI Conv. Ass. naz. Laureati in Scienze Biologiche (ANLSB), Venezia*: 135-139.

GIORDANI SOIKA A., PERIN G. (1974) – L'inquinamento della Laguna di Venezia: studio delle modificazioni chimiche e del popolamento sottobasale dei sedimenti lagunari negli ultimi vent'anni. *Boll. Mus. Civ. St. nat. Venezia*, **26**: 25-68.

GOTTARDO D., CAVAZZONI S. (1978) – Osservazioni sulla propagazione della marea nella laguna di Venezia. *Ist. Veneto Sci. Lett. Arti*, **8**: 1-33.

GUELORGET O., PERTHUISOT J.P. (1983) – Le domaine paralique. Expressions géologiques biologiques et économiques du confinement. *Trav. Lab. Géol.*, **16**: 1-136.

KULCZYNSKI S. (1927) – Die Pflanzenassoziationen des Pieninem. *Bull. Intern. Acad. Polon. Sci. Nat.*, **2** (suppl.): 57-203.

PAVONI B., MARCOMINI A., SFRISO A., DONAZZOLO R., ORIO A.A. (1992) – Changes in an estuarine ecosystem. The Lagoon of Venice as a case of study. In: D.A. Dunnette, R.J. O'Brien (Eds.). *The Science of Global Change*. American Chemical Society Washington, 287-305.

RISMONDO R., VISINTINI ROMANIN M. (1997) – Le componenti abiotica e biotica dei sedimenti come indicatori della qualità dell'ambiente lagunare negli studi del Magistrato delle Acque di Venezia - Consorzio Venezia Nuova. Parte II: La componente biotica bentonica. *Quaderni Trimestrali Consorzio Venezia Nuova*, **5** (1): 7-40.

SFRISO A., MARCOMINI B. (1996) – Decline of *Ulva* growth in the Lagoon of Venice. *Bioresource Technology*, **58**: 299-307.

SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI B., RACCANELLI S., ORIO A.A. (1992) – Particulate matter deposition and nutrient fluxes onto the sediments of the Venice Lagoon. *Environmental Technology*, **13**: 473-483.

SHANNON C.E., WEAVER W. (1963) – *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press Urbana: 177 pp.

SIMPSON E.H. (1949) – Measurements of diversity. *Nature*, **163**: 688.

SNEATH P.H.A., SOKAL R.R. (1973) – *Numerical taxonomy*. Freeman & C., San Francisco: 573 pp.

SOLAZZI A. OREL G., CHIOZZOTTO E., SCATTOLIN M., CURIEL D., GRIM F., VIO E., ALEFFI F., DEL PIERO D., VATTA P. (1991) – *Le alghe della laguna di Venezia*. Collana Ambiente, Comune di Venezia. Arsenale Ed.: 120 pp.

TER BRAAK C.J.F., PRENTICE I.C. (1988) – A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.*, **18**: 271-318.

VATOVA A. (1940) – Le zoocenosi della Laguna veneta. *Thalassia*, **3** (10): 3-27

VATOVA A. (1949) – Caratteri di alcune facies bentoniche della Laguna veneta. *Nova Thalassia*, **1** (4): 3-15.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 403-412

M. MERCURIO, L. SCALERA LIACI, G. CORRIERO

Dipartimento di Zoologia dell'Università di Bari, Via Orabona 4 - 70126 Bari, Italia.

LA FAUNA A PORIFERI DEL BACINO DELLA STREA DI PORTO CESAREO (LE)

THE SPONGE FAUNA FROM PORTO CESAREO BASIN (LE)

Abstract

The sponge fauna from a semienclosed Ionian basin and its distribution on different substrates have been studied. Forty-two. species have been recorded. The modalities of colonization of soft bottoms have been described. The persistence of sponge taxocoenosis and its remarkable affinity with that from other semienclosed Mediterranean basins have been evidenced.

Key-words: *sponges, substrate ditribution, Ionian Sea.*

Introduzione

La caratterizzazione bio-ecologica di biotopi confinati mediterranei e quasi esclusivamente basata su organismi di substrati incoerenti quali policheti, bivalvi e crostacei. In minore considerazione sono tenuti i poriferi, organismi tipicamente associati a substrati duri. La scarsa letteratura esistente evidenzia tuttavia come in bacini confinati con modesti apporti di acqua dolce o, nei grandi sistemi salmastri, in prossimità dei canali di comunicazione con il mare aperto, la taxocenosi a poriferi può divenire estremamente importante sia per ricchezza specifica (Topsent, 1925; Sarà, 1960; Siribelli, 1963; Parenzan, 1976; Pulitzer-Finali, 1983; Corriero, 1984; 1987, 1990; Corriero et al., 1984; 1996) che per abbondanza (Corriero, 1990).

Scopo di questo lavoro è stato quello di censire, attraverso un'approfondita indagine su tutte le tipologie di substrato presenti, la fauna a poriferi della Strea di Porto Cesarco (LE), un biotopo per il quale la recente istituzione della riserva marina rende auspicabile l'acquisizione di dettagliati dati floro-faunistici.

Materiali e metodi

Il bacino della Strea di Porto Cesareo

Il bacino della Strea di Porto Cesareo (40'15' N; 17'54' E), presenta forma allungata in senso NW-SE e misura 2500 m di lunghezza per 700-800 m di larghezza media (Fig. 1). La profondità media è di circa 1 m con valori massimi nella parte centrale intorno ai 3 metri (Passeri, 1974). Il bacino è caratterizzato da un notevole afflusso di acqua dolce di origine carsica che determina, soprattutto nella stagione invernale, una tendenza verso una condizione moderatamente ipoalina (Passeri, 1974).

L'idrodinamismo è notevolmente ridotto e decresce da Nord-Ovest a Sud-Est spostandosi verso le zone più confinate del bacino. Il moto ondoso non raggiunge mai grandi altezze ma, a causa della scarsa profondità, esercita comunque un'azione trattiva sui sedimenti del fondo determinando lo smistarnento dei materiali arenacci fini verso le zone a minore energia ambientale. In assenza di

vento l'acqua diviene praticamente stagnante, ed il ricambio è reso possibile dai flussi di marea (Passeri, 1974).

Il fondo del bacino, irregolarmente cosparso di ciottoli e massi calcarei, è prevalentemente costituito da sabbia carbonatica composta in gran parte da frammenti scheletrici di alghe e animali, pur essendo presenti frazioni di fango e ghiaia (Passeri, 1974).

La vegetazione sommersa della Strea è caratterizzata dalla presenza di estese praterie a *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson su fondi mobili (Cinelli *et al.*, 1988), dalla dominanza di alghe clorofícce su substrati rocciosi (Parenzan, 1976). Tra gli organismi dello zoobenthos particolarmente abbondanti risultano i poriferi, come sottolineato dalla cospicua letteratura scientifica (Labate, 1968; Parenzan, 1976; Pulitzer-Finali, 1983; Corriero *et al.*, 1984; 1996). Lo studio più recente e dettagliato (Corriero *et al.*, 1996), segnala per l'interno del bacino della Strea la presenza di 29 specie di demosponge e di 3 specie di calcisponge.

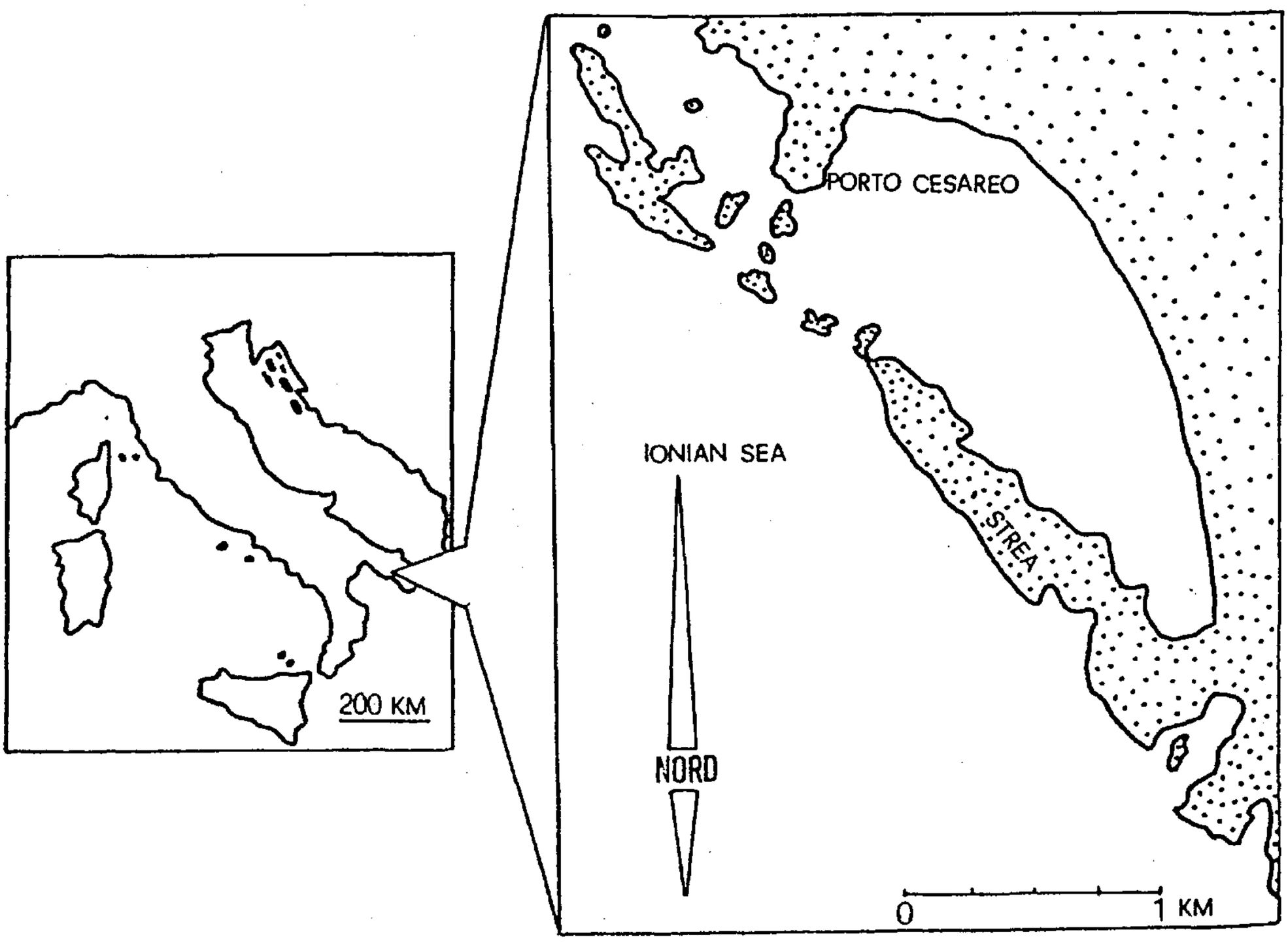


Fig. 1 - Il bacino della Strea di Porto Cesarco (Mar Ionio).
Porlo Cesareo Basin (Ionicin sea).

Studio sistematico del popolamento a poriferi

1 campionamenti, in immersione con autorespiratore, sono stati effettuati nel corso del triennio 1996-1999 con metodiche di tipo qualitativo. Sono state complessivamente effettuate oltre 100 ore di immersione coprendo pressocchè

completamente l'intera superficie dei bacino. Sono stati prelevati campioni di poriferi da tutti i substrati presenti: roccia (superfici orizzontali e grossi ciottoli), sedimenti incoerenti, talli algali (per lo più appartenenti a specie dei generi *Cystoseira* ed *Anadyomene),* foglie della fanerogama *Cymodocea nodosa* e grossi esemplari di poriferi massivi. La presenza di specie criptiche è stata rilevata mediante prelievi random di cospicue quantità di substrato roccioso; per il rilevamento di specie epibionti di ridotte dimensioni sono stati prelevati ed analizzati allo stercomicroscopio, campioni di talli algali, di macrofite e di spugne massive. All'esterno del bacino sono state fissate 3 stazioni di confronto ciascuna dell'estensione di circa 10.000 M2 tra 0 e 2,5 m di profondità. Anche in questo caso sono stati campionati poriferi su tutti i substrati presenti. Per quanto riguarda i substrati rocciosi, oltre alle superfici orizzontali e ciottoli, sono stati analizzati anche gli anfratti e le pareti a diversa pendenza.

1 campioni sono stati fissati in acqua di mare e formalina al 4% e trasportati in laboratorio. L'identificazione dei poriferi è stata effettuata mediante la preparazione di dissociati c/o sezioni scheletriche.

Risultati

In tabella 1 è riportato l'elenco delle specie di poriferi rinvenute all'interno ed all'esterno del bacino della Strea sui diversi substrati indagati. All'interno del bacino sono state identificate 42 specie di poriferi 31 delle quali erano già state descritte per questo ambiente (Pulitzer~F inali, 1983; Corriero, 1990; Corriero *et al.,* 1984; 1996) (Tab. 2). Soltanto *Spongia officinalis* tra le specie precedentemente segnalate (Pulitzer-Finali, 1983; Corriero, 1990; Corriero *et al.,* 1984; 1996) non è stata rinvenuta nel corso di questa ricerca (Tab. 2).

La fauna a poriferi del bacino della Strea è caratterizzata da un ricco pool di specie tipiche di ambienti marini superficiali *(Cliona celata, C. viridis, Chondrilla nucula, Tedania anhelans, Bacella inops, Sarcotragus spinosulus, Ircinia variabilis, Aplysina aerophoba).* Va rilevato inoltre l'elevato numero di specie perforanti (9 delle quali appartenenti al genere *Cliona* e 1 al genere *Thoosa)* che in alcuni casi costituiscono popolazioni di consistenza ragguardevole.

1 poriferi all'interno del bacino mostrano una netta preferenzialità verso il substrato roccioso (41 specie); tuttavia anche il sedimento incoerente (9 spe~cie), le foglie di macrofite (2 specie) ed i talli algali (16 specie) sono colonizzati dalle spugne. Molto diffusi infine appaiono i fenomeni di epibiosi su esemplari di poriferi a crescita massiva (12 specie, in prevalenza epibionti su G. *cydonium)* (Tab. 1). Le spugne che colonizzano questi insoliti substrati sono nella quasi totalità dei casi presenti anche su substrato roccioso. Soltanto *Acarnus* polytylus è esclusivamente associata ai substrati incoerenti (Tab. 1). Tra le specie rinvenute su sedimento incoerente soltanto *A.* polytylus (Fig. 2A) e *Hymeniacidon sanguinea* (Fig. 2B) mostrano habitus sessile, vivendo parzialmente infossate nel sedimento. La prima è presente con una ricca popolazione nella zona centrale più profonda del bacino; la seconda nella porzione più confinata, soggetta a brevi periodi di emersione durante le basse marce sizigiali. *A. polytylus* costituisce una massa compatta e appiattita che aggrega una gran quantità di sedimento. H. *sanguinea* presenta forma arborescente con una base appiattita, infossata nel sedimento, da cui fuoriescono digitazioni lunghe fino a 5 cm; nella porzione appiattita posta sotto un sottile strato di sedimento sono localizzati la maggior

Tab. 1 - Bacino della Strea di Porto Cesareo: distribuzione delle specie di poriferi rinvenute all'interno del bacino (Int.) e nelle stazioni di mare aperto (Est.) sui diversi substrati indagati. *Nuovi rinvenimenti.

*Porto Cesareo Basin: sponge species inside (Int.) and outside (Est.) the basin on different substrates. *New records.*

	SUBSTRATO									
	Roccia		Sedimento		Talli algali		Macrofite		Poriferi	
SPECIE	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.	Int.	Est.
1) *Clathrina rubra* Sarà	x				x					
2) *Clathrina* sp.	x	x			x					
3) *Sycon ciliatum* (Fabricius)	x	x			x	x	x		x	
4) *Oscarella lobularis* (Schmidt)	x								x	
5) *Erylus* sp. *	x									
6) *Geodia cydonium* (Jameson)	x		x							
7) *Stelletta stellata* Topsent	x									
8) *Dercitus plicatus* (Schmidt) *	x									
9) *Jaspis johnstoni* (Schmidt)		x								
10) *Cinachyrella tarentina* (Pulitzer-Finali)	x									
11) *Tethya aurantium* (Pallas)	x									
12) *Tethya citrina* Sarà e Melone	x									
13) *Cliona celata* Grant	x	x								
14) *Cliona copiosa* Sarà *	x									
15) *Cliona nigricans* (Schmidt) *	x									
16) *Cliona rhodensis* Rutzler & Bromley *	x									
17) *Cliona parenzani* Corriero & Scalera Liaci	x									
18) *Cliona schmidti* (Ridley)	x									
19) *Cliona vastifica* Hancock	x	x								
20) *Cliona vermifera* Hancock		x								
21) *Cliona viridis* (Schmidt)	x	x								
22) *Cliona* sp. *	x									
23) *Thoosa mollis* Volz *	x									
24) *Terpios fugax* Duchassaing & Michelotti	x	x								
25) *Polymastia* sp.	x								x	
26) *Chondrilla nucula* Schmidt	x	x	x	x						
27) *Chondrosia reniformis* Nardo		x								
28) *Batzella inops* (Topsent)	x	x								
29) *Halichondria panicea* (Pallas)	x				x		x		x	
30) *Hymeniacidon sanguinea* (Grant)	x		x							
31) *Mycale contarenii* (Martens)	x				x				x	
32) *Crambe crambe* (Schmidt)		x								
33) *Myxilla rosacea* (Lieberkühn)	x				x				x	
34) *Tedania anhelans* (Lieberkühn)	x	x	x		x	x			x	
35) *Phorbas fictitius* Bowerbank *	x	x			x					
36) *Phorbas paupertas* Bowerbank	x	x			x					
37) *Acarnus polytylus* Pulitzer-Finali			x							
38) *Haliclona elegans* (Bowerbank)	x				x				x	
39) *Pellina semitubulosa* (Lieberkühn)	x				x				x	
40) *Petrosia ficiformis* (Poiret)		x								
41) *Spongia officinalis* Linne'		x								
42) *Spongia virgultosa* (Schmidt) *	x	x	x		x	x				
43) *Cacospongia scalaris* Schmidt	x	x	x		x				x	
44) *Sarcotragus spinosulus* Schmidt	x	x	x		x					
45) *Ircinia variabilis* (Schmidt)	x	x			x					
46) *Dysidea fragilis* (Montagu) *	x				x				x	
47) *Aplysilla rosea* (Barrois) *	x									
48) *Aplysina aerophoba* Schmidt	x	x	x						x	
TOTALE	**41**	**22**	**9**	**1**	**16**	**3**	**2**	**0**	**12**	**0**

Tab. 2 - Bacino della Strea di Porto Cesareo: specie di poriferi rinvenute all'interno del bacino nel corso degli ultimi 17 anni.

Porto Cesareo Basin: sponge species recorded during last 17 years.

SPECIE	Pulitzer-Finali 1983	Corriero *et al.*, 1984	Corriero 1990	Corriero *et al.*, 1996	Mercurio *et al.*, 2000
Clathrina rubra Sarà			x	x	x
Clathrina sp.			x	x	x
Sycon ciliatum (Fabricius)			x	x	x
Oscarella lobularis (Schmidt)			x	x	x
Erylus sp.					x
Geodia cydonium (Jameson)	x	x	x	x	x
Stelletta stellata Topsent	x			x	x
Dercitus plicatus (Schmidt)					x
Cinachyrella tarentina (Pulitzer-Finali)	x		x	x	x
Tethya aurantium (Pallas)	x	x	x	x	x
Tethya citrina Sarà e Melone	x		x	x	x
Cliona cel ataGrant	x	x	x	x	x
Cliona copiosa Sarà					x
Cliona nigricans (Schmidt)					x
Cliona rhodensis Rutzler & Bromley					x
Cliona parenzani Corriero & Scalera Liaci				x	x
Cliona schmidti (Ridley)			x	x	x
Cliona vastifica Hancock			x	x	x
Cliona viridis (Schmidt)	x	x	x	x	x
Cliona sp.					x
Thoosa mol lisVolz					x
Terpios fu gaxDuchassaing & Michelotti			x	x	x
Polymastia sp.				x	x
Chondrilla nucula Schmidt			x	x	x
Batzella inops (Topsent)			x	x	x
Halichondria panicea (Pallas)		x	x	x	x
Hymeniacidon sanguinea (Grant)			x	x	x
Mycale contarenii (Martens)		x	x	x	x
Myxilla rosacea (Lieberkühn)	x		x	x	x
Tedania anhelans (Lieberkühn)			x	x	x
Phorbas fictitius Bowerbank					x
Phorbas paupertas Bowerbank			x	x	x
Acarnus polytylus Pulitzer-Finali	x	x	x	x	x
Haliclona elegans (Bowerbank)	x	x	x	x	x
Pellina semitubulosa (Lieberkühn)			x	x	x
Spongia officinalis Linne'		x	x	x	
Spongia virgultosa (Schmidt)					x
Cacospongia scalaris Schmidt			x	x	x
Sarcotragus spinosulus Schmidt			x	x	x
Ircinia variabilis (Schmidt)		x	x	x	x
Dysidea fragilis (Montagu)					x
Aplysilla rosea (Barrois)					x
Aplysina aerophoba Schmidt		x	x	x	x
TOTALE	**10**	**11**	**29**	**32**	**42**

parte degli osti, attraverso i quali l'acqua affluisce all'interno della spugna (Corriero *et al.*, in preparazione). Le altre 7 specie rinvenute sul sedimento mostrano una condizione di non sessilità inconsueta in poriferi di ambienti superficiali. Tre di queste specie (*Geodia cydonium, Chondrilla nucula, Aplysina aerophoba*) man-

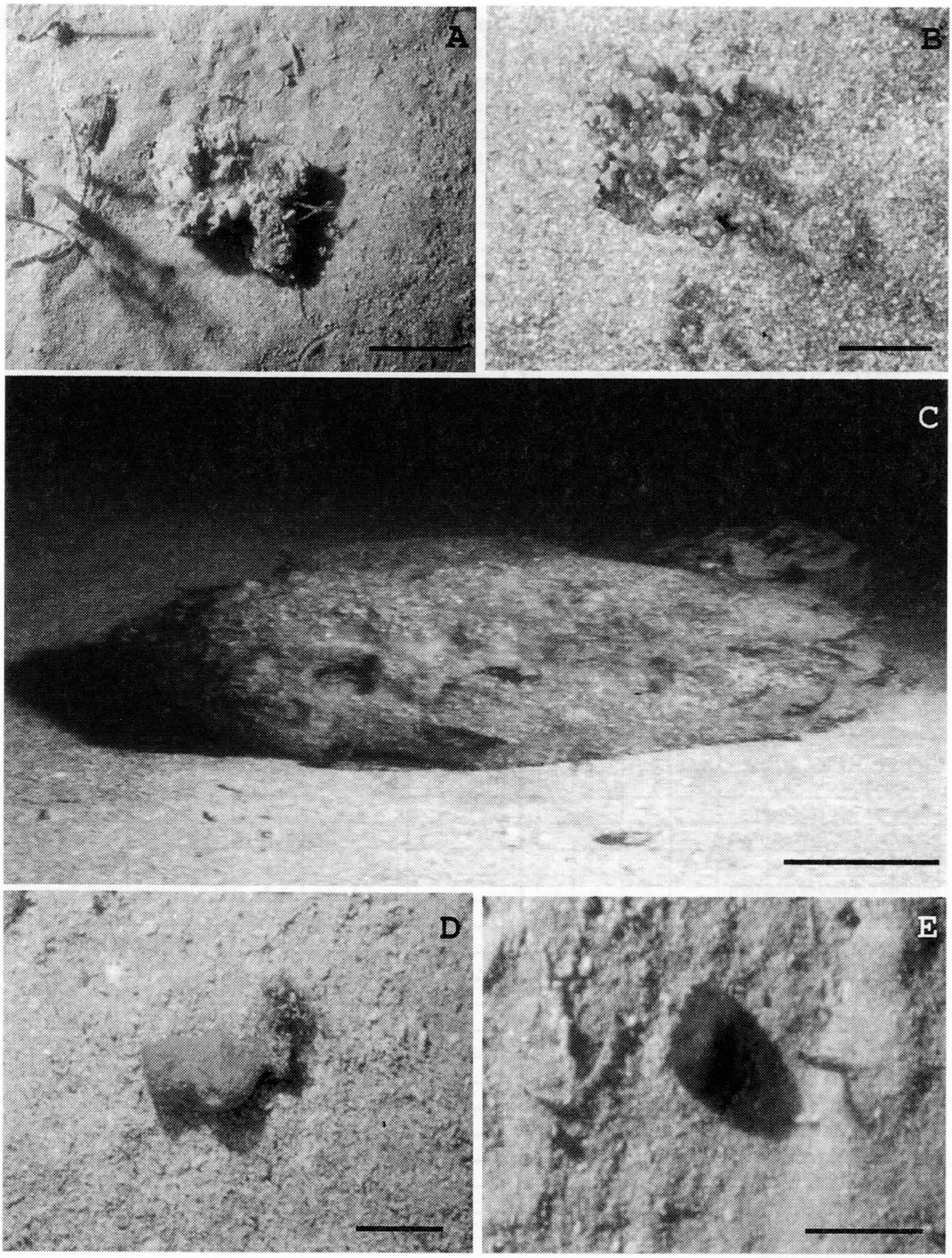


Fig. 2 - Bacino della Strea di Porto Cesareo: specie di poriferi associate ai sedimenti incoerenti. A: esemplare di *Acarnus polytylus* infossato nel sedimento; B: esemplare di *Hymeniacidon sanguinea* infossato nel sedimento; C: esemplare non sessile di *Geodia cydonium; D:* esemplare non sessile di *Chondrilla nucula;* E: esemplare non sessile di *Aplysina aerophoba.* Barra = 3 cm.

Porto Cesareo Rasin: sponge species living on soft bottoms. A: Acarnus polytylus; *B.* Hymeniacidon sanguinea*; non-sessile specimen of* Geodia cydonium *(C),* Chondrilla nucula *(D),* Aplysina aerophoba *(E). Bar = 3 cm.*

cano quasi costantemente di evidenti aree di adesione al substrato e mostrano, nella maggior parte dei casi, modificazioni morfologiche non osservabili nella forma sessile.

In particolare, gli esemplari non sessili di G. *cydonium* (Fig. 2C), hanno forma appiattita e superficie liscia *versus* forma a cuscinetto e superficie circonvoluta degli esemplari sessili; gli esemplari non sessili di C. *nucula* (Fig. 2D) mostrano forma sferica o subsferica *versus* forma irregolare, generalmente appiattita, degli esemplari sessili; infine, gli esemplari non sessili di *A. aerophoba* (Fig. 2E) hanno forma cilindrica liscia e regolare *versus* forma irregolare, spesso arborescente, degli esemplari sessili. Per le altre 4 specie rinvenute in forma non sessile *(Tedania anhelans, Spongia virgultosa, Cacospongia scalaris* e *Sarcotrogus spinosulus)* non sono state osservate differenze morfologiche rispetto agli esemplari sessili coesistenti nel bacino. Il rinvenimento di queste ultime specie, tuttavia, è stato così sporadico da lasciar ritenere che si tratti di esemplari accidentalmente distaccatisi da substrati duri.

Per quanto riguarda le strategie di accrescimento dominanti, la spongofauna della Strea è composta da un gran numero di specie di forma massiva, generalmente di grandi dimensioni. Particolarmente rilevanti sono i casi di gigantismo osservati in esemplari sessili di *Geodia cydonium, Stelletta stellata, Sarcotragus spinosulus, Acarnus polytylus e Ircinia variabilis.*

Tra le 22 specie di spugne rinvenute nella stazione di mare aperto, 16 sono presenti anche all'interno del bacino (Tab. 1). Il popolamento, alquanto monotono, è caratterizzato dalla dominanza di 3 specie, di cui una incrostante *(Crambe crambe)* e due massive *(Chondrilla nucula* e *Sarcotragus spinosulus).* Nella stazione di mare aperto i substrati prevalentemente colonizzati dalle spugne sono la roccia, ed in misura minore, i ciottoli, mentre su talli algali e sedimento incoerente la presenza di poriferi è occasionale.

Discussione e conclusioni

Le 42 specie di poriferi complessivamente rinvenute nel bacino della Strea di Porto Cesareo costituiscono un numero estremamente elevato in relazione alla scarsa disponibilità di substrato solido ed alle ridotte dimensioni dell'ambiente. In termini di ricchezza specifica, il bacino della Strea può essere ritenuto tra gli ambienti superficiali più ricchi in spugne del Mediterraneo occidentale.

La comparazione delle spettro specifico con gli elenchi di specie forniti dalla letteratura, evidenzia che la quasi totalità delle specie precedentemente segnalate sono state rinvenute anche nel corso di questa ricerca. Infatti soltanto *Spongia officinalis,* una spugna di notevole interesse commerciale precedentemente segnalata in quattro pubblicazioni (Labate, 1968; Parenzan, 1976; Pulitzer-Finali, 1983; Corriero *et al.,* 1984), non è stata ritrovata, probabilmente scomparsa a causa dell'indiscriminata azione di prelievo e della malattia che ha colpito la popolazione all'inizio degli anni '90 (Pronzato *et al.,* 1996). D'altra parte il rinvenimento di Il specie nuove per l'ambiente è probabilmente imputabile all'elevato sforzo di campionamento profuso nel corso di questa ricerca. La costante segnalazione di un consistente numero di specie nel corso degli ultimi 17 anni (Pulitzer-F inali, 1983; Corriero, 1990; Corriero *et al.,* 1984; 1996) (Tab. 2) e la presenza di esemplari di grosse dimensioni appartenenti a specie verosimilmente a lungo ciclo vitale *(Geodia cydonium, Ircinia variabilis, Acarnus polytylus,*

Stelletta stellata), suggeriscono che il popolamento di poriferi del bacino della Strea abbia un carattere di notevole persistenza.

La fauna a poriferi del bacino della Strea mostra per composizione specifica notevoli somiglianze con quella dello Stagnone di Marsala: ben 25 sono le specie comuni ai due biotopi, pari a circa il 60% della spongofauna descritta per entrambi gli ambienti (Corriero, 1990). Al contingente comune ai due ambienti appartengono numerose specie come *Halichondria panicea, Hymeniacidon sanguinea, Tedania anhelans, Haliclona elegans, Dysidea fragilis* frequentemente rinvenute anche in altri biotopi mediterranei a caratteristiche lagunari quali lo stagno di Thau (Topsent, 1925), i laghi di Faro e Ganzirri (Labate e Arena, 1964), il lago di Fusaro (Siribelli, 1963), la laguna di Venezia (Sarà, 1960). Questo consente di identificare un nucleo di specie tipiche di ambienti confinati del Mediterraneo, al quale si possono aggiungere specie accompagnatrici la cui presenza può essere legata a diversi altri fattori tra i quali quello geografico.

La ricchezza del popolamento a poriferi del bacino della Strea può in parte essere spiegata dalla elevata plasticità di questi organismi capaci di elaborare modificazioni morfo-fisiologiche che ne consentono il successo in un ambiente dove è ridotta la presenza di substrati rocciosi. Nella Strea di Porto Cesareo infatti le spugne, pur insediandosi preferenzialmente su substrati rocciosi, colonizzano anche i substrati vegetali, come le foglie di fanerogame o i talli algali, e il sedimento incoerente. L'insediamento su questi insoliti substrati può avvenire grazie alle condizioni di basso idrodinamismo che riducono lo stress di tipo meccanico (movimento del substrato, continuo sfregamento della superficie). A tal riguardo, di particolare interesse, sono risultati sia il rinvenimento nelle stazioni più confinate del bacino di numerosi esemplari di *H. sanguinea* parzialmente infossati nel sedimento, sia l'habitus non sessile osservato in numerose specie di spugne. L'habitus fossorio osservato in H. *sanguinea* consente alla spugna di sopportare i brevi periodi di emersione che interessano parte del bacino durante le basse maree sizigiali ma, allo stesso tempo, impone di filtrare l'acqua attraverso lo strato di sedimento che ne ricopre gli osti; tale possibilità è stata ipotizzata anche per altri poriferi di ambienti lagunari da Fry & Fry (1978). Per quanto riguarda le forme non sessili l'esempio più evidente di adattamento morfologico sembra quello di *G. cydonium* la cui forma appiattita può essere interpretata come una strategia adattativa tendente ad incrementare la superficie di contatto con il fondo (Mercurio *et al.,* 1997a) riducendo così i rischi di spiaggiamento.

La capacità di insediarsi su substrati incoerenti, osservata anche tra i poriferi di altri ambienti confinati a caratteristiche semilagunari, (Corriero, 1987; Mercurio *et al.,* 1997b) gioca senza dubbio un ruolo importante nei processi di colonizzazione degli ambienti a caratteristiche semilagunari.

La presenza di specie tipiche di ambienti confinati e le notevoli differenze a livello di spettro specifico riscontrate nella taxocoenosi a poriferi tra l'interno e l'esterno del bacino della Strea di Porto Cesareo sono in contrasto con quanto riportato da Cinelli *et al.* (1988) che, dallo studio delle comunità bentoniche di substrato mobile (in particolare policheti), evidenziava modeste differenze, soprattutto di tipo quantitativo, tra l'interno del bacino e l'area di mare aperto prospiciente. I poriferi pertanto, possono essere considerati un gruppo di efficaci deserittori delle caratteristiche ambientali del biotopo studiato. Lo studio della loro distribuzione spaziale e della evoluzione temporale, mostra interesse non solo da un punto di vista tassonomico ed autoecologico, ma costituisce anche un'utile "chiave di lettura" per la caratterizzazione del biotopo.

Summary

In order to study the sponge fauna from a sernienclosed Ionian basin (Strea di Porto Cesareo), qualitative samplings have been performed throughout the 1996-1999 period.

Samples have been carried out by Scuba (more than 100 hours diving) on rocky substrates, soft bottoms, macroalgae, phanerogam leaves and large massive specimens of sponges. The sponge fauna consists of a very high number of species (42), It of which still unknown for the biotope. Among the species described by literature, S. *qfficinalis* has not been found during this study. Large, massive species with long life cycle prevail, t hus confirming the persistence of the sponge taxococnosis. Sponges prevalently colonize rocky substrates, even if a large number of species also occurs in epibyosis or on soft bottoms. Among these last, *Hymeniacidon sanguinea* and *Acarnus polytylus* are sessile, living partially covered by a thin layer of sediment, from which short exhalant chimneys protrude. *Geodia cydonium, Aplysina aerophoba* and *Chondrilla nucula* occur in non-sessile condition with specimens lacking of adhesive areas, morphologically different from those living attached to rocky substrates.

The sponge fauna from the basin of Porto Cesareo shows a remarkable similarity in species richness, composition and colonization strategies with that of other Mediterranean sermenclosed biotopes.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con contributi MURST (programma ex 40% dal titolo "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane"). Si ringraziano per l'assistenza fornita sul campo ed in laboratorio le Dottoresse Caterina Longo e Carlotta Nonnis Marzano.

Bibliografia

CINELLI F, COGNETTI G., GRASSO M., MONGELLI S., ORLANDO E., PAGLIAI A.M. (1988) - *Studio ecologico dell'area marina di Porto Cesareo.* Congedo editori, Galatina, (Lecce): 388 pp.

CORRIERO G. (1984) - Note sul popolamento di poriferi dello Stagnone di Marsala (Sicilia). *Nova Thalassia,* **6** (suppl.): 213-223.

CORRIERO G. (1987) - The Sponge fauna from the Stagnone di Marsala (Sicily): taxonomic and ecological observations. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **53**: 101-113.

CORRIERO G. (1990) - Distribuzione ed ecologia dei poriferi in ambienti "confinati" mediterranei. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali (Scienze del Mare), Università degli Studi di Genova:* 118 pp.

CORRIERO G., PANSINI M., SARÀ M. (1984) - Sui poriferi dell'insenatura della Strea a Porto Cesareo (Lecce). *Thal. Sal.,* **14**: 3-10.

CORRIERO G., SCALERA LIACI L., MERCURIO M. (1996) - Il popolamento a Poriferi della Riserva Marina di Porto Cesareo. *Riass. 57° Congr. Naz. U. Z. I.* - San Benetto del Tronto - Settembre 1996: 28 pp.

FRY W.G., FRY P.D. (1978) - Aspects of functional anatomy and ecological physiology of *Disyringa* and some others infaunal Tetractionomorph sponges. In: Levi C. and Boury-Esnault N. (eds), *Sponge Biology, Coll.* Int. Centre Nat. Rech. Sc., **291**: 335-342.

LABATE M. (1968) - Ecologia dei Poriferi di acque superficiali di "Porto Cesareo" (Mar Ionio). *Boll. Zool.,* **35** (4): 348.

LABATE M., ARENA P. (1964) - La fauna dei Poriferi dei laghi di Ganzirri e Faro (Messina). *Arch. Zool. Ital.,* **49**: 249-280.

MERCURIO M., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. (1997a) - Modificazioni morfologiche in esemplari non sessili di G. *cydonium* Jameson (Porifera, Demospongiae). *Riass. 58' Congr. Naz.* U. Z. I. - Cattolica - Settembre 1997: 39 pp.

MERCURIO M., CORRIERO G., SCALERA LIACI L. (1997b) - Sulla forma non sessile di *Geodia cIvdonium* Jameson in un ambiente superficiale. *Biol. Mar Medit.,* **4** (1): 407-409.

PARENZAN P. (1976) - Un habitat marino di tipo subtropicale a Porto Cesarco. *Atti VI Simp, Naz. Cons. Nat.,* Bari: 151-157.

PASSERI L. (1974) - Sedimentazione carbonatica attuale e diagenesi precoce nella laguna di Porto Cesareo (Penisola Salentina). *Boll. Soc. Geol. It.* **92**, (Suppl. 1973): 3-40.

PRONZATO R., RIZZELLO R., DESSY E., CORRIERO G., SCALERA LIACI L. (1996) - Distribuzione e pesca di Spongia officinalis lungo il litorale ionico pugliese. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **60-61**: 79-89.

PULITZER-FINALI G. (1983) - A collection of Mediterranean Demospongiae (Porifera) with, in appendix, a list of the Demospongiae hitherto recorded from the Mediterranean sea. Ann. *Mus. Civ. St. Nat. Genova,* **84**: 1-621.

SARA' M. (1960) - Osservazioni sulla composizione, ecologia c differenziamento della fauna di Poriferi di acque salmastre, *Ann. Ist. Mus. Zool. Univ. Napoli,* **12**: 1-13,

SIRIBELLI L. (1963) - Contribution a la cormaissance des Poriferes du Fusaro (province de Naples). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **18** (3): 677-680.

TOPSENT E. (1925) - Sponges de l'Etang de Thau. *Bull. Inst. Océanogr.*, **452**: 1-19.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 413-423

M. CASALE, O. GIOVANARDI, F. GRIMM[1], G. OREL[1], G. PESSA[1]

ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Loc. Brondolo – 30015 Chioggia, Venezia, Italia.
[1]Dip. Biologia, Università di Trieste, Italia.

DISTRIBUZIONE ED ABBONDANZA DELLE PRINCIPALI SPECIE DI MOLLUSCHI BIVALVI NELLA LAGUNA DI VENEZIA NELL'ESTATE 1999, CON PARTICOLARE RIGUARDO PER *TAPES PHILIPPINARUM* (ADAMS & REEVE, 1850)

ABUNDANCE AND DISTRIBUTION OF MOST IMPORTANT CLAMS IN THE LAGOON OF VENICE DURING SUMMER 1999, WITH PARTICULAR REFERENCE TO TAPES PHILIPPINARUM *(ADAMS & REEVE, 1850).*

Abstract

During summer 1999 a benthic survey on the Lagoon of Venice was carried out. Preliminary data about distribution and abundance of Tapes philippinarum *and others commercial clams* (T. decussatus, Cerastoderma glaucum, Paphia aurea, Chamelea gallina) *are here reported. The results of this study were compared to thematic maps concerning phanerogams distribution, bathimetry, sediments and water quality.*

Key-words: *Lagoon of Venice*, Tapes philippinarum, Cerastoderma glaucum, *clams.*

Introduzione

L'introduzione in Italia nel 1983 della vongola verace filippina *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) ha interessato sin dall'inizio le acque della laguna di Venezia. Da allora la specie si è diffusa in tutta l'area lagunare offrendo nuove opportunità economiche al settore locale della pesca. La pressoché totale mancanza di una strategia razionale dell'utilizzo della risorsa in laguna ha tuttavia favorito l'abusivismo e la raccolta indiscriminata. I prelievi, ancora oggi effettuati in regime di libero accesso, hanno portato ad un eccessivo sfruttamento degli stocks di questi Molluschi all'interno delle aree più facilmente accessibili e gli attrezzi di raccolta utilizzati hanno prodotto differenti danni ambientali. La nostra ricerca, stimolata da questa situazione, si propone di studiare e valutare l'impatto di questa attività sulla laguna di Venezia e contribuire all'avvio di una corretta gestione della risorsa. In questa sede vengono presentati alcuni risultati della prima fase dell'indagine, articolata secondo i seguenti punti: 1) mappatura dei fondali lagunari sugli intervalli batimetrici +10÷-50 cm; -50÷-150 cm; < -150 cm, in relazione alla loro possibile vocazione ai diversi metodi di pesca dei molluschi; mappatura dei sedimenti; mappatura igienico-sanitaria ai fini della pesca dei molluschi e della molluschicoltura; mappatura delle fanerogame marine. 2) Distribuzione ed abbondanza in Laguna di Venezia degli stock di *T. philippinarum* e di altri bivalvi fossori d'importanza commerciale. 3) Studio della struttura e dinamica di popolazione di *T. philippinarum*.

Materiali e metodi

Le prime fasi di campagna della ricerca, svoltasi dal 23 agosto al 5 settembre 1999, sono consistite nella raccolta di campioni di benthos. Allo scopo sono state saggiate 101 stazioni: 83 di esse sono distribuite uniformemente in tutta l'area lagunare (escluse le valli da pesca); sono state altresì campionate ulteriori 18 stazioni nelle aree in cui *Tapes philippinarum* risultava più abbondante. I campioni sono stati effettuati con una benna *Day-grab* (a telaio appesantito) di 0,1 mq di superficie, effettuando 5 repliche per stazione. E' stata utilizzata un'imbarcazione a basso pescaggio adatta a coprire anche le aree lagunari meno profonde. In laboratorio sono stati identificati e misurati gli individui delle specie bersaglio.

Per verificare l'efficienza dello strumento utilizzato, presso tre stazioni in cui *T. philippinarum* è risultato particolarmente abbondante, su un'area di 50x60 cm e fino alla profondità di 20 cm, sono stati raccolti dei campioni di confronto con una sorbona idraulica. Poiché la specie in esame non può considerarsi distribuita omogeneamente, l'eventuale differenza statistica nell'efficienza di cattura degli attrezzi è stata verificata per mezzo del test non parametrico di Wilcoxon. Il test è stato eseguito separatamente per due diverse variabili (NUMERO INDIVIDUI e PESO).

Risultati e discussione

Con i dati raccolti sono state elaborate le mappe di distribuzione di *T. philippinarum* per gli individui giovani e per quelli commerciali (Figg. 1 e 2) e *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789) (Fig. 3). Queste distribuzioni sono state poi confrontate con i tematismi riportati nell'introduzione (punto 1).

· FANEROGAME L'area di scarsa presenza di *T. philippinarum* si correla con la massima diffusione delle fanerogame. Come si evince dalla carta di distribuzione delle fanerogame marine in laguna di Venezia, ricostruita in base ai lavori di Caniglia *et al.*(1992), le tre diverse specie presenti (*Zostera noltii* Hornemann, *Z. marina* Linné, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson) trovano ampia diffusione in laguna sud, ed in particolare a ridosso del litorale lagunare di Pellestrina. Esse mettono in evidenza una tipica distribuzione a "macchie di leopardo". *Z. noltii* è presente anche nella laguna nord, con le stesse caratteristiche di distribuzione, in particolare in corrispondenza al lato orientale dell'isola di S. Erasmo. In quest'area le vongole filippine, quando presenti, sono state rinvenute in campioni effettuati su tratti di fondale liberi da vegetazione, circondati da fitte formazioni di questa specie vegetale. La laguna centrale presenta la massima diffusione della vongola e coincide con la quasi totale assenza di fanerogame.

· SEDIMENTI La carta della distribuzione dei sedimenti superficiali, costruita grazie ai lavori di Barillari (1978; 1981), mostra che l'area di massima diffusione di *T. philippinarum*, già individuata in base alla distribuzione delle fanerogame, è caratterizzata da fondali a diversa tessitura, con prevalenza di quelli composti da silt argilloso. La specie sembra però adattarsi a diversi tipi di sedimento; elevate densità si trovano ancora, infatti, sia su fondali sabbioso-siltosi, che su quelli di silt-argilloso. Questa distribuzione della vongola filippina sembra dimostrare perciò che le caratteristiche tessiturali dei fondali lagunari non condizionano molto strettamente la sua presenza. Un substrato sabbioso-siltoso favorisce l'insediamento della specie ma, *T. philippinarum* colonizza anche altri tipi di substrato purché siano mantenute le condizioni di ricambio idrico (con conseguente ossigenazione e apporti nutritizi).

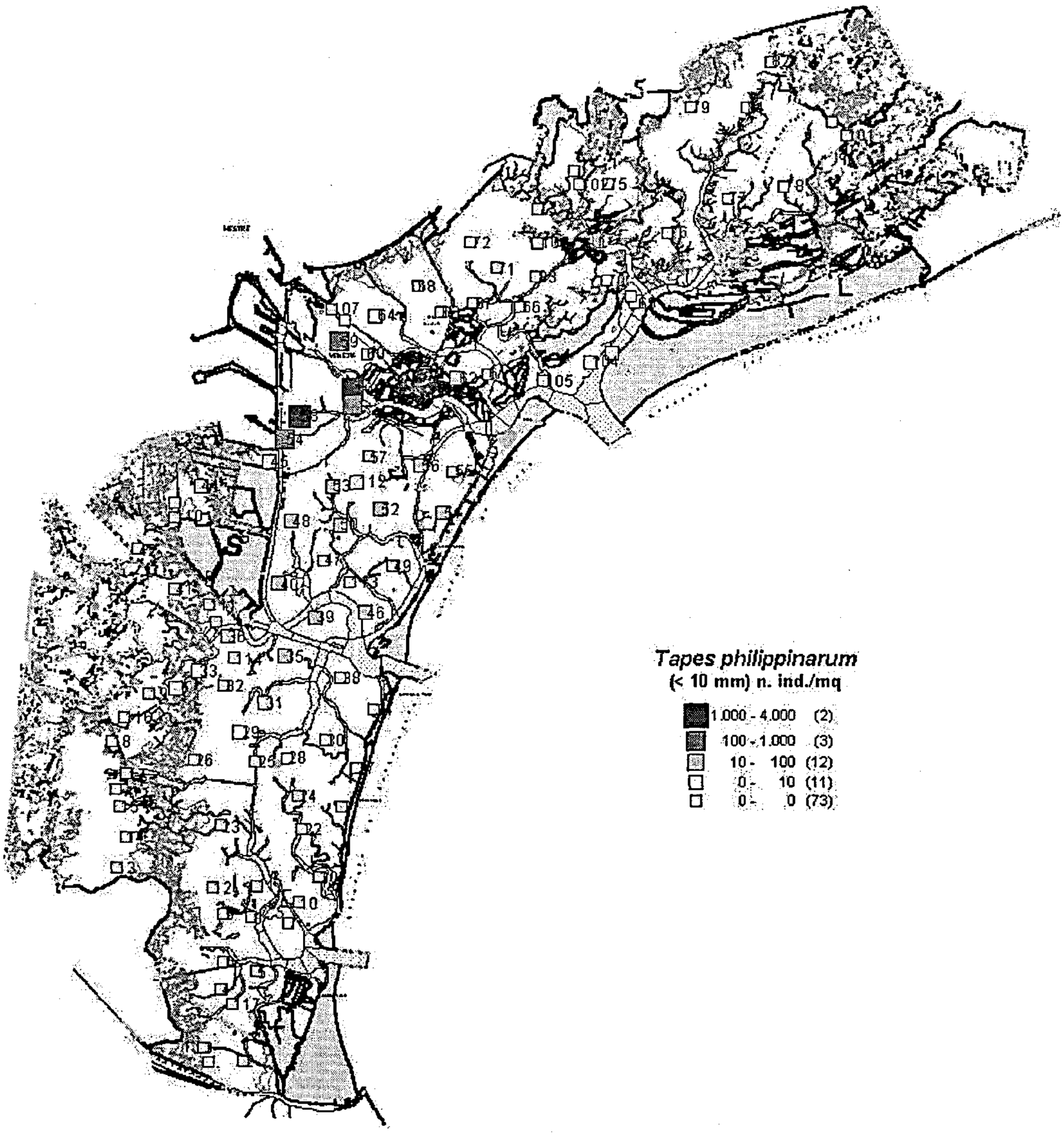


Fig. 1 - Mappa di distribuzione di *T. philippinarum* (<10 mm) in laguna di Venezia. I numeri indicano le stazioni.

Map of distribution of T. philippinarum *(<10 mm) in the lagoon of Venice. Number of stations are reported.*

È stato rilevato che nelle aree dove per oltre 10 anni vi è stato un grande sforzo di pesca, le caratteristiche del sedimento sono alterate. Il passaggio di attrezzi quali draghe idrauliche, rastrelli "vibranti" e "rusche", determina un

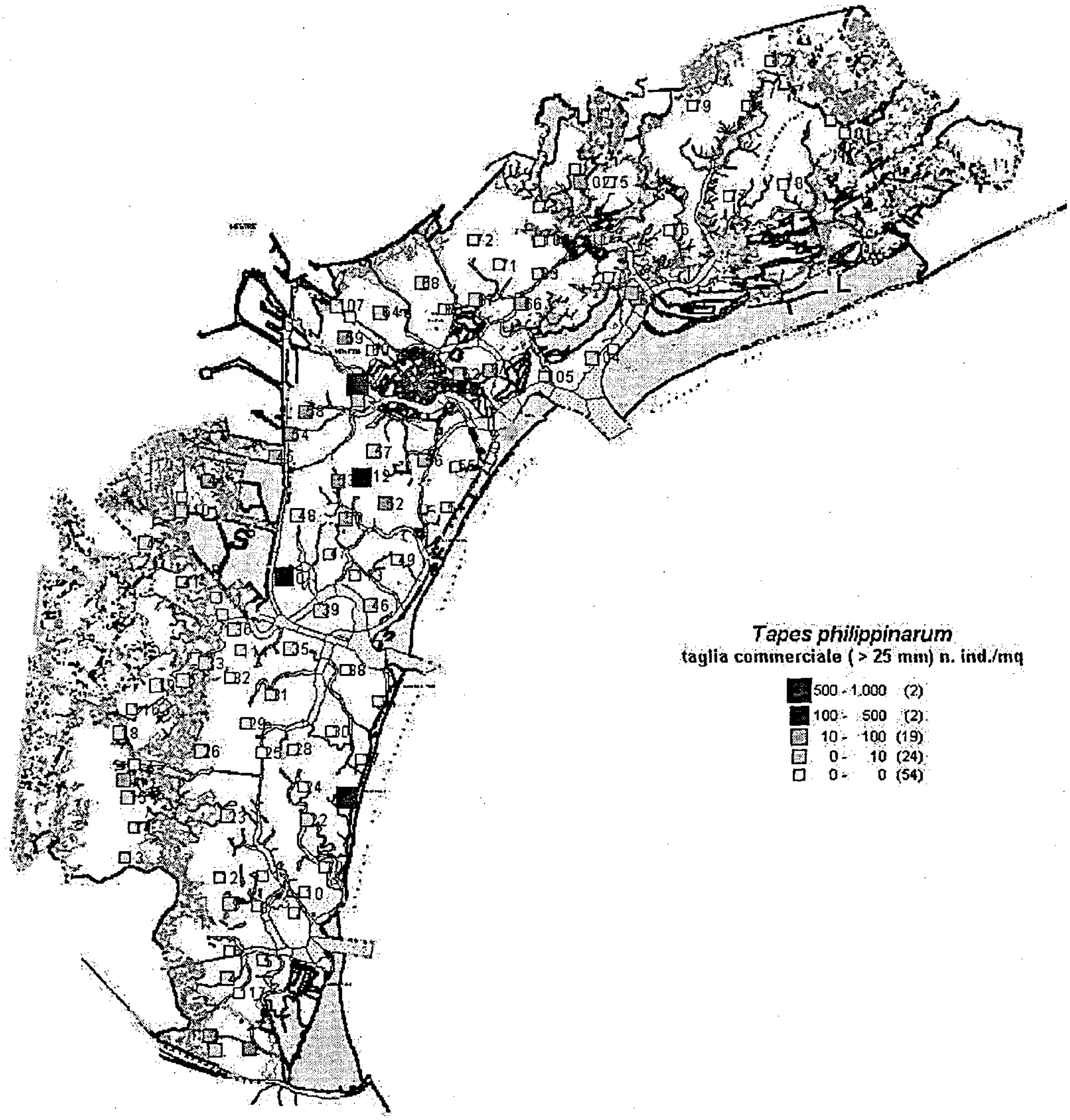


Fig. 2 - Mappa di distribuzione di *T. philippinarum* (>25 mm) in laguna di Venezia. I numeri indicano le stazioni.

Map of distribution of T. philippinarum *(>25 mm) in the lagoon of Venice. Number of stations are reported.*

notevole rimaneggiamento del sedimento, in modo tale che la frazione più fine, una volta sollevata, viene portata via dalla corrente. A lungo andare questo processo favorisce una caratterizzazione verso sedimenti più grossolani, determinando così la costituzione di un ambiente più favorevole all'insediamento di *T. philippinarum*. È possibile inoltre che, in una certa misura, la stessa azione di pesca della vongola favorisca il reinsediamento della specie nell'area; Pranovi *et al.* (1998), hanno

osservato un feedback positivo nel processo di ricolonizzazione da parte di *T. philippinarum* degli ambienti soggetti alla pesca.

· IDRODINAMISMO Come già accennato, sembra che siano le condizioni idrodinamiche a rappresentare uno dei requisiti necessari all'insediamento della specie in una zona anziché in un'altra. Durante le sperimentazioni sul campo da parte di altri ricercatori (Barillari *et al.*, 1990) è emerso che si ottengono rese e accrescimenti maggiori dalle semine di *T. philippinarum* effettuate in aree di canale, caratterizzate da una buona circolazione idrica, che allontana i cataboliti, apporta regolarmente plancton e favorisce l'attività di filtrazione. Per contro, le aree di lago di valle mostrano spesso condizioni meno favorevoli e soprattutto nella stagione estiva possono venire interessate da ipossie ed anossie e possono determinare stati di sofferenza ed ampie morie anche in popolazioni di specie rustiche, come la vongola verace filippina. Per valutare eventuali differenze di produttività fra aree adiacenti, sono state effettuate due stazioni poste a brevissima distanza l'una dall'altra, ma caratterizzate da differente idrodinamismo: una è stata posta in corrispondenza di un canale (St. 108), mentre l'altra è stata individuata a poca distanza dalla gengiva del medesimo canale (St. 109). Dal loro confronto è emersa una densità tripla nella stazione posta sul fondo del canale, a -2,5 m, rispetto a quella posta più vicino alla superficie. Questa maggiore densità è stata registrata per tutte le classi di lunghezza. Tale situazione potrebbe dipendere dai seguenti motivi: a) oltre ai maggiori benefici dovuti al più elevato idrodinamismo del canale, sul fondo risultano meno sensibili gli effetti del moto ondoso che, sollevando il sedimento, potrebbero rendere meno efficace l'attività di filtrazione. b) Accumulo degli individui al fondo per scivolamento lungo la scarpata del canale. c) Difficoltà di prelievo dai canali da parte dei pescatori.

· CONFINAMENTO (Guelorget e Perthuisot, 1983). In alcune zone della laguna che sono poste più all'interno, la presenza della vongola filippina può essere correlata con l'azione vivificante degli apporti d'acqua marina favoriti da canali ampi e rettilinei, che possono garantire perciò un ricambio efficace anche su fondali a scarsa o scarsissima batimetria in tempi non molto dissimili da quelli che caratterizzano le ampie velme (piccole aree della laguna, paludose, che rimangono scoperte durante la bassa marea) poste in prossimità delle bocche lagunari. Anche stazioni poste in zone interne della laguna, lontane dagli accessi al mare, possono così presentare un'elevata densità di *T. philippinarum* (fino a circa 4000 ind./mq). Pur lontane dal mare queste aree possono essere perciò definite come "zone di confinamento intermedio" (Aleffi *et al.*, 1995*a*, *b*). Un aumento del confinamento può determinare: a) una diminuzione del numero delle specie presenti; b) un graduale, aumento del numero degli individui; c) una diminuzione della taglia media degli individui. Nell'insieme, queste situazioni possono generare un massimo di biomassa in una fascia intermedia della Laguna (Provincia di Venezia, 1998). Ciò è quanto è stato riscontrato per *T. philippinarum* nelle aree a ridosso di porto S. Leonardo, Fusina e ad occidente di Venezia.

Nella laguna centrale è presente un'area ad elevata densità di *T. philippinarum* di taglia <10 mm. L'area in esame rientra nelle condizioni di confinamento intermedio ma, rispetto ad altre, si caratterizza perchè è influenzata da canali direttamente connessi con il polo industriale e la centrale termoelettrica. E' ipotizzabile quindi che, considerato l'ampio spettro trofico di *T. philippinarum* (Sorokin e Giovanardi, 1995), le acque presentino in questo settore della laguna una maggiore disponibilità alimentare, nonché una temperatura superiore al normale,

condizione favorevole durante il periodo invernale. Bisogna rilevare inoltre che la tessitura del sedimento è almeno localmente sabbioso-siltosa, rientrando quindi tra i tipi sedimentari ottimali. Probabilmente in questa zona tutta una serie di condizioni ideali favorisce l'insediamento degli stadi giovanili di *T. philippinarum*, facendo di questa l'unica "nursery area" rilevata attraverso il campionamento effettuato. Nella Laguna nord *T. philippinarum* è quasi completamente assente. Questo fatto può essere correlato con le caratteristiche ambientali di questo bacino che, per buona parte, è piuttosto confinato e riceve inoltre, soprattutto nelle sue parti più settentrionali, apporti d'acqua dolce.

· IDONEITÀ IGIENICO-SANITARIE DELLE ACQUE La distribuzione lagunare di *T. philippinarum* è stata confrontata con la classificazione regionale delle aree idonee alla produzione di bivalvi (art. 4 del Decreto Legislativo 30 dicembre 1992 n. 530). Le aree precluse alla raccolta coincidono marcatamente con quelle a maggior densità di vongole. Le altre aree sono classificate invece come zone di produzione di tipo b, ovvero quelle in cui i molluschi bivalvi devono essere sottoposti a depurazione prima del consumo.

· STRUTTURA DELLA POPOLAZIONE *T. philippinarum* si concentra principalmente nella laguna centrale (89,7% dell'abbondanza numerica) e in misura minore in quella sud (9,9%). Nella laguna nord la specie è limitata ad alcune aree ristrette (0,4%). Dalla Fig. 4 si può osservare come la popolazione dell'intera laguna (escludendo l'irrilevante contributo della laguna nord) sia caratterizzata da due picchi nella distribuzione per taglia: il maggiore si colloca tra 4 e 6 mm di lunghezza, mentre il secondo tra 32 e 34 mm. Il primo picco è determinato dagli stadi giovanili nati la primavera precedente al campionamento, il secondo comprende taglie di esemplari ascrivibili alle classi d'età 1+ e 2+. Gli individui adulti sono distribuiti tra la laguna centrale e quella meridionale.

Distribuzione attuale e passata dei bivalvi eduli

- *Tapes philippinarum*. I dati storici di distribuzione della vongola verace filippina in laguna di Venezia sono disponibili a partire dal 1983, da quando la specie fu introdotta per la prima volta in Italia. Circa 200.000 esemplari (3 kg di seme) furono messi ad acclimarsi in un basso fondale della laguna sud, nei pressi di Chioggia. Riprodottisi spontaneamente, già nel 1986 alcuni pescatori li ritrovarono in aree dove non era avvenuta la semina. Nel corso di una serie di campionamenti pluriennali succedutisi negli anni '80 (Cesari, 1994), *T. philippinarum* venne rinvenuto in 5 stazioni, tutte ubicate nei pressi dei siti sperimentali di allevamento nel bacino nord e sud della laguna. I dati ottenuti successivamente indicano che la sua diffusione era aumentata notevolmente in pochi anni nell'intero areale lagunare. La presenza di *T. philippinarum* in laguna è stata contenuta (anche se costantemente in espansione) sino alla fine degli anni '80: in seguito è divenuta una risorsa per i pescatori locali, sostituendo la specie autoctona (*T. decussatus* (Linné, 1758)), molto meno abbondante. La produzione annua di vongole filippine tra il 1989 e il 1990 è passata dalle 16 alle 1.300 t, contro le 305 t di *T. decussatus* del 1989 (Provincia di Venezia, 1998). Al 1996 la produzione annua era circa 40.000 t. La proliferazione e diffusione di questa specie si può ricondurre ad un caso di "esplosione del reclutamento" (Bachelet *et al.*, 1993). Questo fenomeno ha determinato significative variazioni nelle comunità bentoniche lagunari in cui è venuta ad inserirsi *T. philippinarum*,

specie che presenta caratteristiche tali da favorirne la diffusione a discapito di *T. decussatus* (Pranovi, 1995).

- *Tapes decussatus*. Dai dati raccolti si può osservare come la specie sia presente in maniera sporadica e in scarsa quantità. E' soprattutto presente in laguna sud, nei pressi di Chioggia (6,7 ind./mq). Nel survey condotto nel 1968 da Giordani Soika e Perin (1974), *T. decussatus* era presente solamente nell'area a ridosso dell'accesso al mare di Malamocco con densità di circa 75 ind./mq. Nel ventennio tra il 1948 (Vatova, 1949) ed il 1968 la specie risultava assente dalla laguna sud. Secondo Giordani Soika e Perin questa riduzione interessò in diversa misura tutta la laguna e tutte le specie bentoniche tipiche di fondali ossigenati e con buoni scambi idrici. Le modifiche idrauliche indotte dallo scavo di grandi e profondi canali (Vittorio Emanuele III, Malamocco-Marghera) alterarono l'idrodinamica ed i cicli biologici di tutta la rete trofica, soprattutto nella laguna centrale, concentrando la presenza di molte specie (tra cui *T. decussatus*) nell'area dove gli scambi idrici risultavano più agevoli. In laguna, già alla fine degli anni '70, i banchi naturali di questa vongola subirono una sensibile riduzione, sia per l'intenso sforzo di pesca cui venivano sottoposti, sia perché la qualità dell'ambiente stava progressivamente peggiorando (Pellizzato, 1990). L'attuale declino della specie in esame è da ricercarsi anche nella parassitosi provocata dal Trematode *Bacciger bacciger* che, verso la fine del 1998, ha colpito il bivalve, limitandone le capacità riproduttive (Provincia di Venezia, 1998).

- *Cerastoderma glaucum*. Le condizioni esistenti negli ambienti più confinati sembrano favorire la colonizzazione di *C. glaucum*; infatti, la specie si trova ben distribuita nella laguna nord. Nella laguna centrale, ed in particolare nell'area compresa tra Venezia e il canale di Malamocco, *C. glaucum* è meno abbondante di *T. philippinarum*. In alcuni casi si registra tuttavia la contemporanea presenza di entrambe le specie nelle medesime stazioni. In questo bacino, sembra che *C. glaucum* occupi la metà più settentrionale, mentre *T. philippinarum* è più omogeneamente distribuito. Nella laguna sud *C. glaucum*, analogamente alla vongola filippina, tende ad evitare le vaste aree colonizzate dalle fanerogame. Dalle ricerche comparative sulla fauna bentonica lagunare tra il 1948 (Vatova, 1949) ed il 1968 (Giordani Soika e Perin, 1974), la laguna centrale vide un aumento di *C. glaucum* rispetto ad altre specie. La riduzione della fauna bentonica propria di fondali ben ossigenati avvenne a vantaggio di specie tipiche di ambienti più confinati, tra cui *C. glaucum*. In epoca più recente, durante una serie di campionamenti effettuati in Valle di Brenta tra il 1995 e il 1996 per indagare sul popolamento macrobentonico dell'area è emerso che la quasi totalità della componente a molluschi era dovuta a *C. glaucum* (Pranovi *et al.*, 1999), condizione che, a distanza di pochi anni, dopo l'apertura di ulteriori varchi sotto il ponte translagunare, ha favorito la diffusione anche di *Tapes philippinarum* nell'area.

- *Paphia aurea*. La specie è attualmente presente nei tre bacini, sebbene sia completamente assente a partire dall'estremo nord di S. Erasmo, sin tutta la restante parte settentrionale della laguna. Aree di concentrazione più elevata si ritrovano nei pressi delle bocche di porto del Lido e tutto attorno all'area di Venezia, con la punta massima presso l'isola di S. Lazzaro degli Armeni (fino a 756 ind./mq). Le aree di massima densità sono poste nei pressi dei tre accesi al mare o in aree influenzate da queste (sedimenti sabbiosi o sabbioso-siltosi). Questa distribuzione differisce abbastanza con quella rilevata da Vatova (1949)

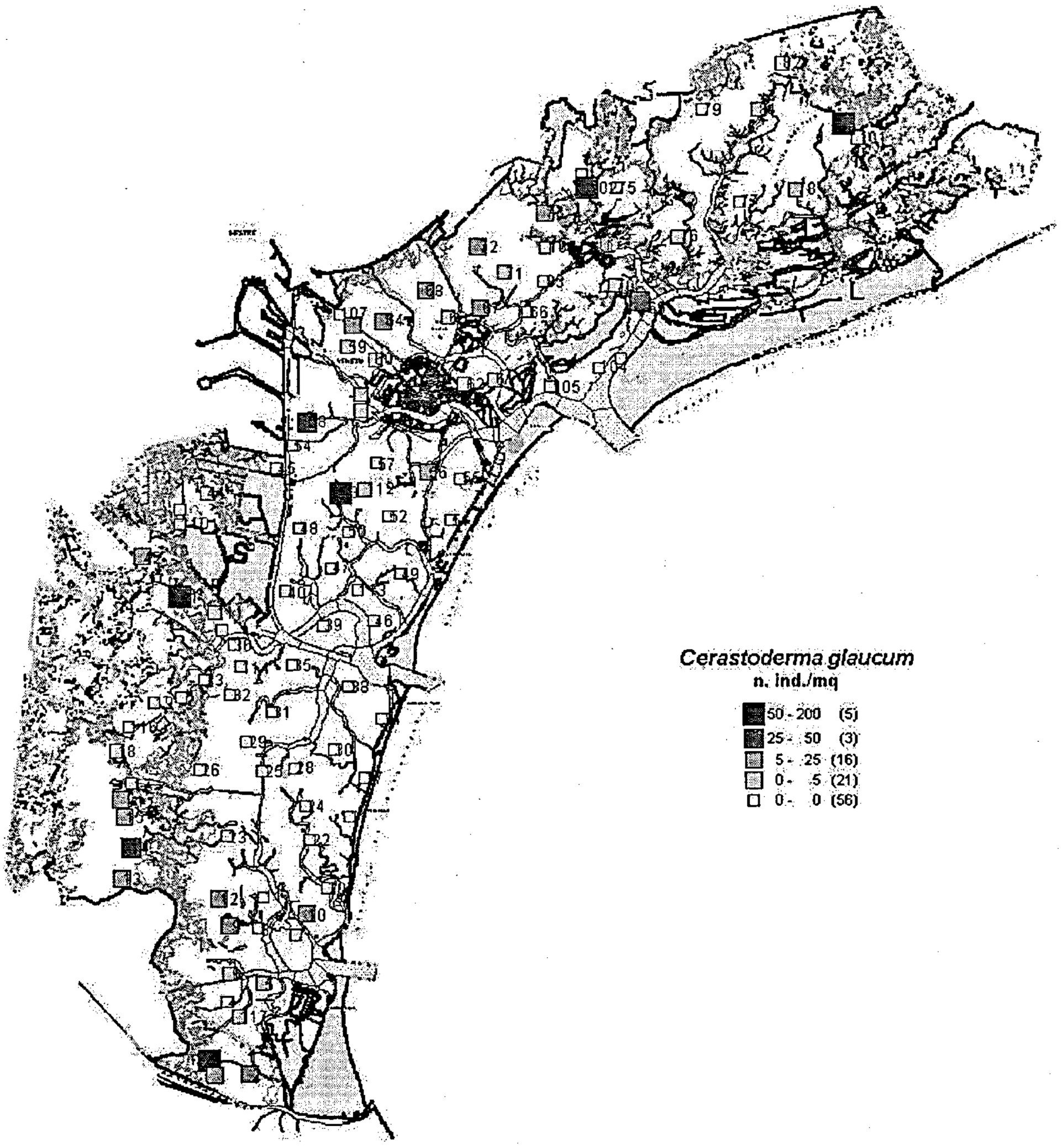
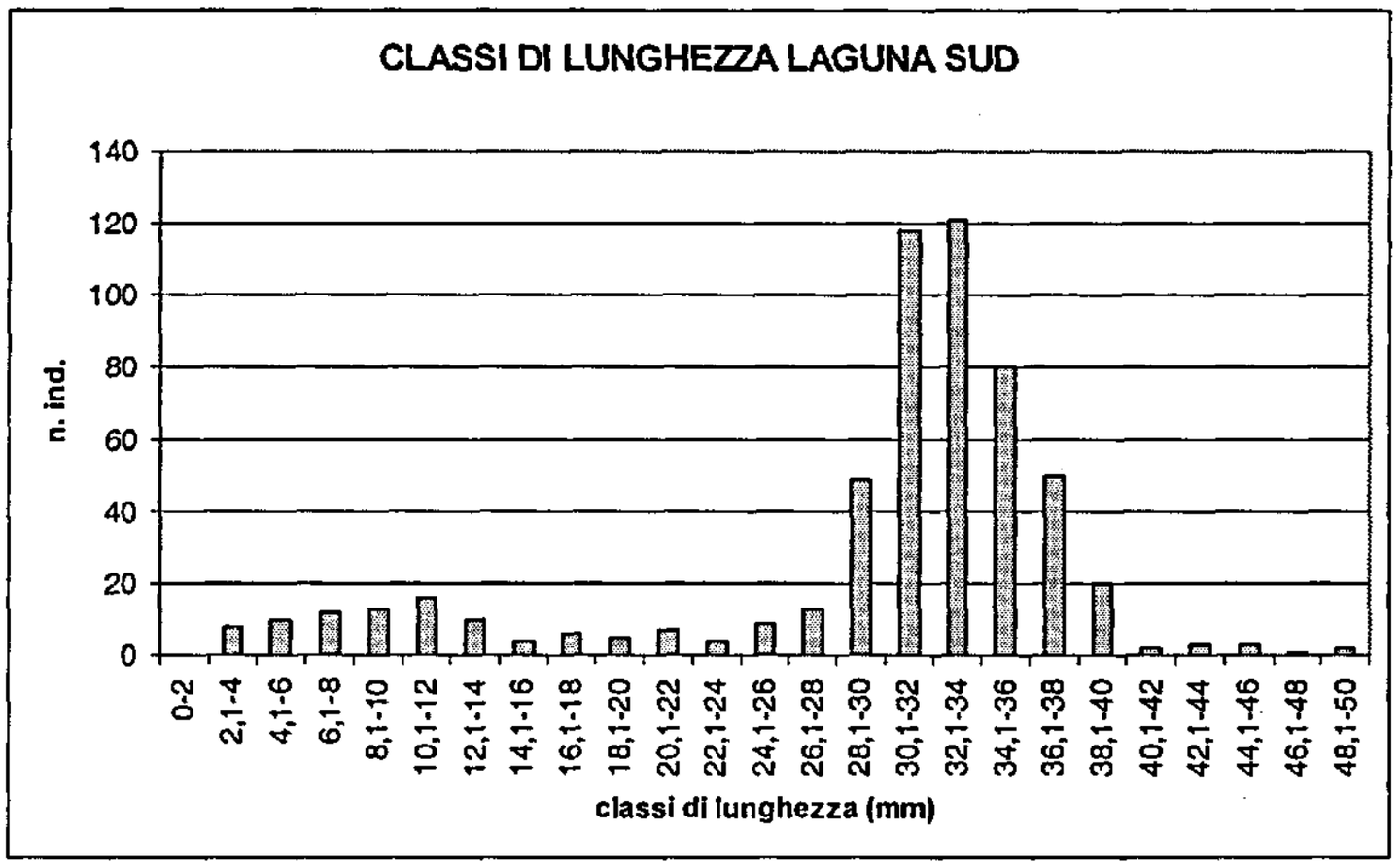


Fig. 3 - Mappa di distribuzione di *C. glaucum* in laguna di Venezia. I numeri indicano le stazioni.
Map of distribution of C. glaucum *in the lagoon of Venice. Number of stations are reported.*

e da Giordani Soika e Perin (1974). All'epoca la specie era presente solo presso lo sbocco in mare di Malamocco (350 ind./mq ca.) e in quello di Chioggia (25 ind./mq ca), ma non in quello del Lido. Anche *P. aurea* risentì della generale riduzione della fauna bentonica lagunare verificatasi nel ventennio tra il '48 ed il '68.

- *Chamelea gallina*. Dai nostri campionamenti si osserva come la specie sia poco presente in tutta la laguna, confinata in una ristretta area posta di fronte

al canale portuale del Lido di Venezia a densità relativamente basse (fino a 20 ind./mq). Questa specie sensibilmente legata ai parametri marini più che lagunari, anche in passato non ha mai avuto un'ampia diffusione in laguna di Venezia. Nel 1968 Giordani Soika e Perin la trovarono solo presso il canale di nuova costruzione di Malamocco, vicino all'uscita in mare (circa 50 ind./mq).



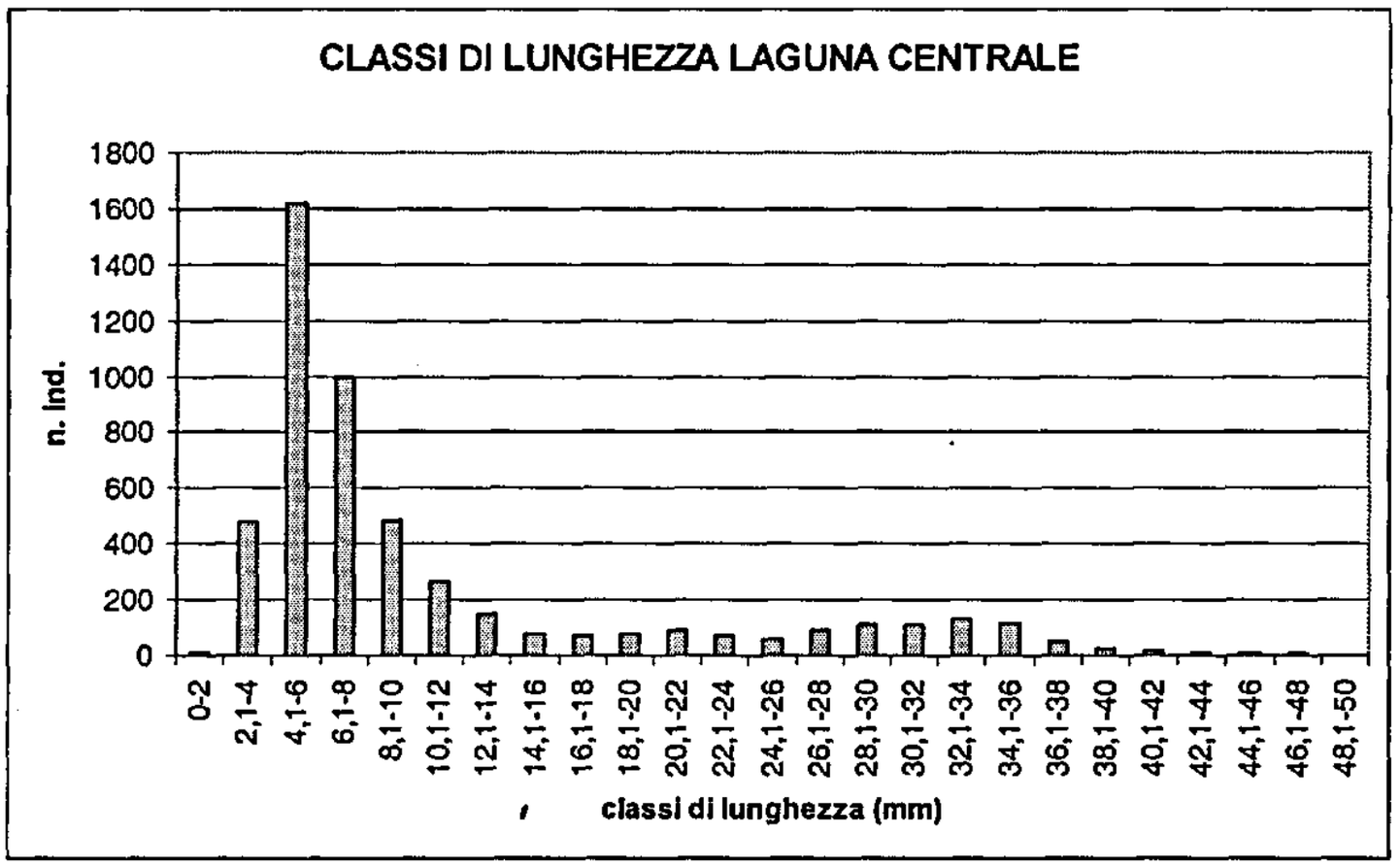


Fig. 4 - Distribuzione delle lunghezze della popolazione lagunare di *T. philippinarum* (esclusa la laguna nord).
Lenght distribution of T. philippinarum *for the lagoon (excepted the northern part).*

Confronto tra benna e sorbona idraulica

L'efficienza dello strumento di campionamento utilizzato in questa ricerca (benna *Day-grab* da 0,1 mq) è stata valutata mediante un confronto con una sorbona idraulica. Tre diverse stazioni della laguna sud (St. 21), centro (St. 109) e nord

(St. 69) sono state scelte per la loro abbondanza di *T. philippinarum*, e per la diversa tipologia del sedimento (St. 21: sabbia siltosa; St. 109: silt argilloso; St. 69: sabbia). Sono state compiute per ogni stazione 3 repliche per ciascun strumento. L'eventuale differenza nell'efficienza di cattura è stata verificata sia mediante il confronto della variabile NUMERO INDIVIDUI, che della variabile PESO. Poiché la specie in esame non può considerarsi distribuita omogeneamente nell'area considerata, si è scelto di utilizzare il test di Wilcoxon, non parametrico con un Ho secondo cui le differenze di cattura di *T. philippinarum* da parte dei due strumenti non fossero ipotesi significative (P = 0,05). In entrambi i casi il test ha accettato l'ipotesi nulla (var: N. IND. Z=-0,618115, Prob. >Z=0,5365; var: PESO Z=1,49149, Prob.>Z=0,1358). Tuttavia, la differenza tra i due strumenti è più marcata quando viene utilizzata la variabile PESO per l'elaborazione del test. Bisogna in ogni caso rilevare che esiste una notevole variabilità tra i dati raccolti e che i risultati del test sono condizionati da un basso numero di repliche eseguite per stazione.

Ringraziamenti

Si ringraziano per la partecipazione alla campagna di ricerca e all'elaborazione dei dati i Dott. G. Franceschini, M. Farrace, I. Lombardo, P. Favaretto, la Società AGRITECO e l'Associazione "Artemia" nella persona del Sig. F. Mozzato.

Bibliografia

ALEFFI F., CHIOZZOTTO E., GRIMM F., OREL G., SCATTOLIN M. (1995*a*) – Ricerche sui popolamenti bentonici animali della Laguna di Venezia. *Atti S.IT.E.*, **16**: 35-37.

ALEFFI F., CESCHIA C., CURIEL D., GRIMM F., OREL G., RISMONDO A. (1995*b*) – Ricerche sui popolamenti bentonici della zona di Campalto (Laguna di Venezia). *Atti S.IT.E.*, **16**: 39-41.

BACHELET G., BOUCHER J., DAGUZAN J., GLEMAREC M., GUILLON J., LE PENNEC M., MAUZURIÈ J., CLAUDE S. (1993) - La proliferation de la palourde japonaise et le determinisme du recruitement. *Equinoxe*, **46**: 4-9.

BARILLARI A. (1978) – Prime notizie sulla distribuzione dei sedimenti superficiali nel Bacino Centrale della laguna di Venezia. *Atti Ist. Ven. Sci. Lett. Arti*, **136**: 125-134.

BARILLARI A. (1981) - Prime notizie sulla distribuzione dei sedimenti superficiali nel Bacino Meridionale della laguna di Venezia. *Atti Ist. Ven. Sci. Lett. Arti*, **139**: 87-109.

BARILLARI A., BOLDRIN A., PELLIZZATO M., TURCHETTO M. (1990) - Condizioni ambientali nell'allevamento di *Tapes philippinarum*. In: Alessandra G. (eds), *Tapes philippinarum - Biologia e sperimentazione*, ESAV, Venezia: 183-195.

CANIGLIA G., BORELLA S., CURIEL D., NASCIMBENI P., PALOSCHI A. F., RISMONDO A., SCARTON F., TAGLIAPIETRA D., ZANELLA L. (1992) – Distribution of the marine phanerogams (*Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.) in the Venice lagoon. *Soc. Ven. Sci. Nat.*, **17**: 137-150.

CESARI P. (1994) - *I molluschi della laguna di Venezia*. Arsenale Editrice, Venezia: 189 pp.

GIORDANI SOIKA A., PERIN G. (1974) - L'inquinamento della laguna di Venezia: studio delle modificazioni chimiche e del popolamento sottobasale dei sedimenti lagunari negli ultimi vent'anni. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia*, **26**: 25-68.

GUELORGET O., PERTHUISOT J. P. (1983) – Le domain paralique – expressions géologiques, biologiques et économiques du confinment. *Trav. Lab. Géol., Ecole Norm. Sup. Paris*, **16**: 136 pp.

PELLIZZATO M. (1990) - Acclimazione della specie *Tapes philippinarum* e primi allevamenti in Italia. In: Alessandra G. (eds), *Tapes philippinarum - Biologia e sperimentazione*, ESAV, Venezia: 157-170.

PRANOVI F. (1995) - Indagine sulle comunità bentoniche di alcuni biotopi della laguna di Venezia. *Nova Thalassia*, **12**: 43-58.

PRANOVI F., GIOVANARDI O., FRANCESCHINI G. (1998) – Recolonization dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears. *Hydrobiologia*, **375/376**: 125-135.

PRANOVI F., LOMBARDO I., GIOVANARDI O., FRANCESCHINI G. (1999) - Osservazioni sul popolamento macrobentonico della valle di Brenta (laguna di Venezia). In: Bon M., Sburlino G., Zuccarello V. (eds), *Aspetti ecologici e naturalistici dei sistemi lagunari e costieri, Suppl. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia*, **49**: 261-265.

PROVINCIA DI VENEZIA (1998) - *Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia*. Provincia di Venezia: 188 pp.

SOROKIN Y., GIOVANARDI O. (1995) – Trophic characteristics of the Manila clam (*Tapes philippinarum* Adams and Reeve). *ICES J. mar. Sci.*, **52**: 853-862.

VATOVA A. (1949) – Caratteri di alcune facies bentoniche della laguna veneta. *Nova Thalassia*, 1(4), 1-15.

Il progetto di ricerca è stato realizzato con il contributo dei finanziamenti della Direzione Generale Pesca del Mi.P.A.F., IV Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 424-431

G. OREL*, R. ZAMBONI*, F. GRIMM*, A. ZENTILIN**

*Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, Via Weiss, 2 - 34127 Trieste, Italia.
**ALMAR S. Coop. a.r.l.: Acquacoltura Lagunare Marinetta (UD), Italia.

EVOLUZIONE DEI POPOLAMENTI BENTONICI DELLA LAGUNA DI MARANO E GRADO (ADRIATICO SETTENTRIONALE) IN UN TRIENNIO DI RICERCHE

BENTHIC COMMUNITY DEVELOPMENT OF MARANO AND GRADO LAGOON (NORTHERN ADRIATIC SEA): THE RESULTS OF THREE-YEARS OF STUDY

Abstract

The results concerning three-year (1993-95) of researches on the macrozoobenthonic populations in the Marano and Grado lagoon (northern Adriatic Sea) are herein presented. Distribution and characteristics of the species collected in 53 stations permit to divide the lagoon basins into areas featuring different degrees of confinement. The faunistic assemblages show a significant qualitative and quantitative variability during the time.

Key-words: *benthos, paralic system, confinement, Marano and Grado lagoon.*

Introduzione

Lo studio presentato è una parte di una più vasta ricerca, attivata dopo il disastro di Chernobyl del 1986 e volta a chiarire il destino dei radionuclidi, liberati con l'incidente, lungo le principali catene alimentari. Esso è il risultato di un contratto tra l'ENEA/DISP, oggi ANPA, e l'Università di Trieste, Dipartimento di Biologia, avente per oggetto "la caratterizzazione tassonomica e quantitativa del particellato organico in sospensione e la caratterizzazione dei popolamenti bentonici lagunari e marini", nonché parte di studi sulle principali catene alimentari di interesse radioecologico, attivati dopo il disastro di Chernobyl del 1986.

L'indagine illustrata riguarda i popolamenti macrozoobentonici della laguna di Marano e Grado. A differenza della zona lagunare veneta, oggetto di numerosi studi fin dagli anni '80 questa laguna è stata presa in considerazione dal punto di vista bionomico solo intorno agli anni '50.

Questa ricerca intende fornire un'analisi più attuale e più vasta, sia in termini spaziali che temporali, sulla macrofauna bentonica di queste lagune Nord-adriatiche.

Materiali e metodi

Lo studio si basa sulla raccolta e sull'analisi di campioni di benthos, provenienti in prevalenza dalle piane di marea della laguna di Grado e Marano. Il campionamento, effettuato su 53 stazioni e ripetuto in tre anni consecutivi, si è svolto dal 27 Gennaio al 21 Aprile nel 1993, dal 29 Marzo al 23 Luglio nel 1994 ed infine dal 3 Maggio al 1 Agosto nel 1995.

La distribuzione non uniforme dei punti di campionamento è derivata dal maggiore interesse manifestato dall'ENEA per le aree poste ad Ovest di Porto

Buso, data la maggior concentrazione di radionuclidi riscontrata all'estremità occidentale del bacino lagunare.

I campioni sono stati raccolti da una piccola imbarcazione (circa 4 m di lunghezza) di tipo "trimarano", dotata di motore fuoribordo da 25 Hp.

In ogni stazione i prelievi di benthos sono stati eseguiti utilizzando una benna Van Veen da 420 cm^2 e 5 l di volume circa.

Prima dell'inizio dei campionamenti, su 3 stazioni ritenute significative, sono state effettuate 10 bennate, al fine di individuare l'area minima rappresentativa. Da tale analisi è risultato sufficiente un campione di 4 bennate per raggiungere almeno l'80% circa di informazione (nella stazione M11 4 bennate hanno dato il 91.7% di informazione, nella M13 l'85.71% e nella M17 il 100%).

Nel 1994 e nel 1995, dall'analisi dei dati raccolti su tutte le 53 stazioni del 1993 e di un'ulteriore curva specie/area costruita su una stazione del bacino di Grado, si è ritenuto opportuno portare a 5 il numero delle bennate da raccogliere su ogni stazione.

Contestualmente alla raccolta dei campioni, sono stati misurati alcuni parametri fondamentali quali: temperatura dell'aria, dell'acqua (in superficie e sul fondo) e dei sedimenti; salinità in superficie e sul fondo (è stato utilizzato un Salinometro-Conduttimetro marca YSI, modello "33"); pH dell'acqua e dei sedimenti; Eh dei sedimenti in superficie (velo) ed a una profondità di circa 4 cm al loro interno.

Portati a terra, i campioni sono stati lavati su setaccio a maglie di 1 mm di lato.

Nel 1993 e 1994 una bennata per stazione è stata setacciata su maglie da 400 micron, allo scopo di raccogliere anche le larve dei Chironomidi, eccellenti indicatori del grado di confinamento dei siti studiati (Guelorget e Perthuisot, 1983). Tale pratica è stata trascurata nel 1995 in quanto si è visto che, quando la densità larvale era cospicua, tale informazione poteva essere utilmente acquisita anche col setaccio da 1 mm. Sui campioni del 1995 è stata inoltre misurata la biomassa, espressa in peso secco decalcificato, dei Bivalvi *Cerastoderma glaucum*, *Abra ovata*, *Tapes philippinarum*, *Tapes decussatus* e *Paphia aurea*, i quali da soli costituiscono la quasi totalità della biomassa della macrofauna bentonica (Guelorget e Perthuisot, 1992). Oltre alle specie già elencate, fin dalle prime analisi, anche *Hediste diversicolor* è risultata molto abbondante in parecchie stazioni; si è ritenuto opportuno utilizzare anche questa specie nel calcolo della biomassa totale di ciascuna stazione.

Risultati

Popolamenti zoobentonici

L'analisi dei campioni raccolti (53 stazioni di 4 bennate) nel 1993 ha permesso di determinare 43 specie di cui: 23 Polychaeta, 16 Mollusca, 2 Crustacea e 2 Echinodermata; per altri gruppi, quali ad esempio Anthozoa, Oligochaeta ed Ascidiacea, la determinazione è stata limitata a livelli sistematici di minor dettaglio.

Nel 1994 sono state riconosciute (su 4 bennate) 56 specie, di cui: 24 Polychaeta, 27 Mollusca, 3 Crustacea e 2 Echinodermata.

Estendendo l'analisi anche alla quinta bennata risultavano determinate 63 specie: 27 Polychaeta, 31 Mollusca, 3 Crustacea e 2 Echinodermata.

Nel 1995 sono state determinate (su 4 bennate) 34 specie: 11 Polychaeta, 18 Mollusca, 3 Crustacea e 2 Echinodermata.

Considerando anche la quinta bennata la situazione rimane identica ad eccezione del numero di specie dei *Polychaeta*, che risultano essere 13. Complessivamente su 742 bennate effettuate nel corso dei tre anni sono stati conteggiati dopo determinazione 16576 individui.

Con questi dati, anno per anno, sono state redatte delle tabelle e per ogni stazione è stato calcolato l'indice di Shannon.

In accordo con i concetti elaborati da Guelorget e Perthuisot (1983), questi dati sono stati analizzati innanzitutto per descrivere la struttura di base dei popolamenti bentonici lagunari e la loro evoluzione nel periodo di osservazione e poi per mettere in evidenza l'esistenza di eventuali gradienti biologici legati all'andamento del confinamento in ciascun bacino o variazioni di confinamento al passaggio da un bacino lagunare all'altro.

A questi fini è utile l'osservazione della Tab.1 da cui si vede che da un anno all'altro la dotazione faunistica della laguna di Marano e Grado può presentare variazioni fino al 40%, ma che un nucleo di 25 specie, corrispondente a circa il 45% della dotazione massima rilevata nel 1994, rimane costantemente presente. Nell'ultima colonna è riportato il numero di individui pescato per metro quadro, che raddoppia dal 1993 al 1994.

Tab. 1 - Numero di Taxa determinati su 4 bennate ed individui/m².

Numbers of Taxa (4 grabs) and individuals/m².

Anno	n° specie	Altri Taxa	Totale	Individui/m²
1993	43	16	59	348
1994	56	17	73	694
1995	34	6	40	517
Sempre presenti:	25	5	30	

Un'analisi più accurata porta a rilevare che alcune specie presenti nel 1993 non sono state più ritrovate nell'anno successivo. *Ostrea edulis*, *Chamelea gallina*, *Phyllodoce mucosa*, *Phyllodoce lineata*, *Malacoceros fuliginosus*, *Prionospio cirrifera* e *Lanice conchilega* non sono più presenti nei popolamenti del 1994 e sono 20 le nuove specie censite. Nel 1995 si assiste alla scomparsa di 24 specie delle 56 del 1994 e se ne presentano 2 nuove: *Cerithium vulgatum* e *Diogenes pugilator*, non presenti nemmeno nel 1993. Su questi dati sono state costruite delle tabelle di presenza-assenza. Il confronto con metodi di analisi multivariata dei dati relativi al 1993 ed al 1994, atti ad individuare eventuali somiglianze tra stazioni, le divide in tre gruppi: uno con stazioni vicine alle bocche di porto, un secondo con stazioni che probabilmente meno risentono degli apporti marini ed un terzo caratterizzato dalle stazioni più lontane dal mare, presenti nella sola laguna di Marano, più incassata nell'entroterra e dotata di maggiori apporti di acque dolci rispetto a quella di Grado. Estendendo l'analisi ai dati del 1995, le stazioni possono essere suddivise in 4 gruppi, disposti lungo lo stesso gradiente (Fig. 1, Fig. 2).

```
* * * * * * * * * * * * * * P R O X I M I T I E S * * * * * * * * * * * * * *

Data Information

        53 unweighted cases accepted.
         0 cases rejected because of missing value.

Binary Lance and Williams measure used.

- - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - - -

* * * * * * H I E R A R C H I C A L  C L U S T E R  A N A L Y S I S * * * * * *

Dendrogram using Complete Linkage

                                Rescaled Distance Cluster Combine

  C A S E          0         5         10        15        20        25
  Label      Num   +---------+---------+---------+---------+---------+
  M22         27
  M43         48
  M45         50
  M10         15
  M48         53
  M34         39
  M17         22
  M41         46
  M35         40
  M46         51
  M36         41
  M44         49
  M20         25
  M21         26
  M40         45
  M42         47
  M23         28
  M37         42
  M19         24
  M27         32
  M47         52
  M18         23
  M31         36
  M28         33
  M39         44
  M38         43
  M13         18
  M16         21
  M24         29
  M32         37
  G5           6
  G6          11
  M12         17
  M30         35
  M29         34
  G49          5
  G9          14
  G8          13
  G50          7
  G4           4
  G7          12
  G53         10
  G3           3
  M14         19
  M15         20
  M11         16
  G1           1
  M25         30
  M26         31
  G52          9
  M33         38
  G2           2
  G51          8
```

Fig. 1 - Dendrogramma illustrante la suddivisione delle 53 stazioni sui dati di presenza-assenza delle specie (metodo di Lance e Williams, legame completo).

Dendrogram using Complete Linkage, binary Lance and Williams measure used (presence-absence of species in the stations during three years of studies).

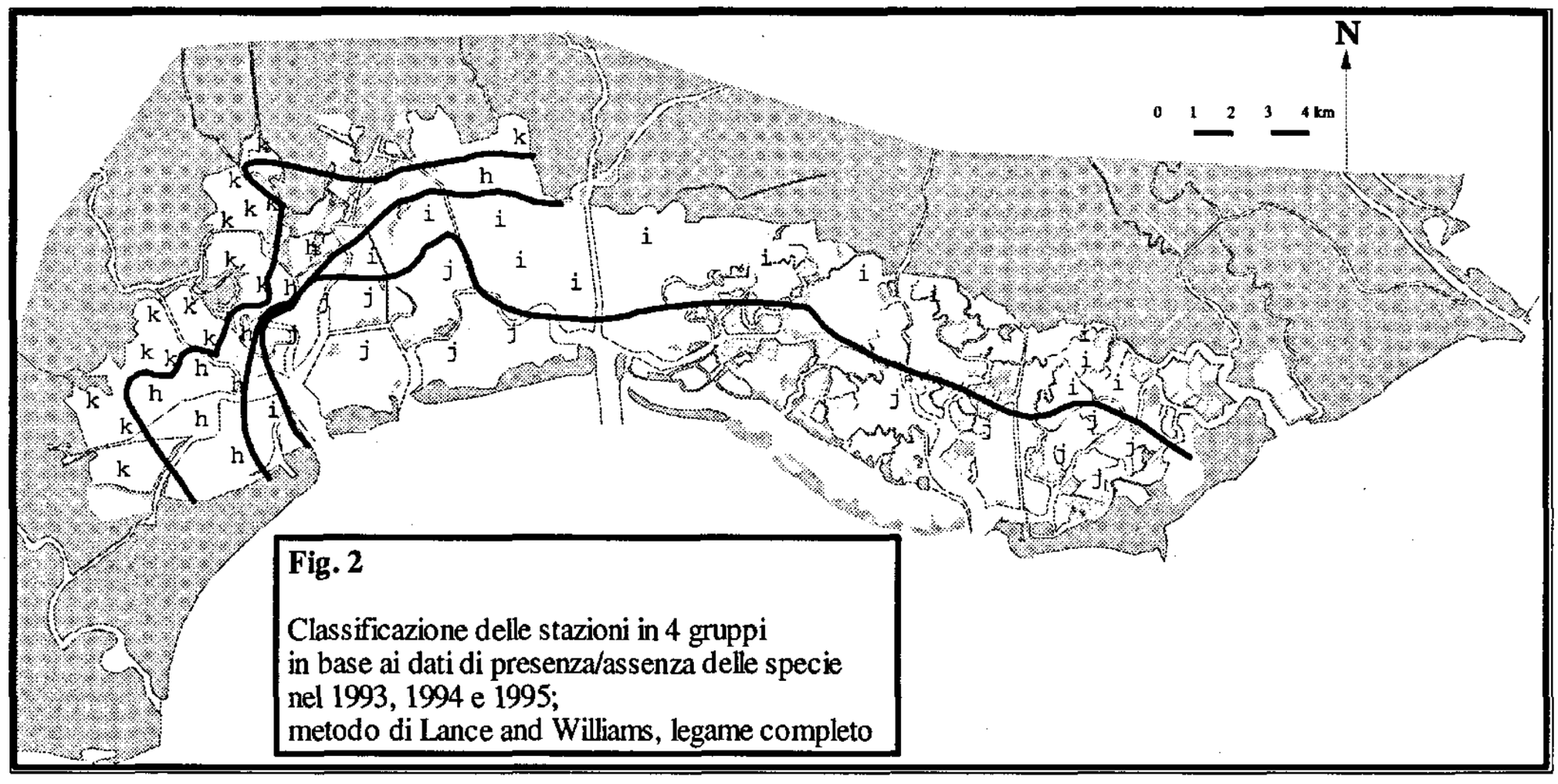


Fig. 2 - Aree in cui viene suddivisa la Laguna in base ai dati di presenza-assenza delle specie nelle stazioni nei tre anni di studi.

Subdivision of lagoon areas on based presence-absence data of species in the stations during three years of studies.

L'analisi dell'indice di Shannon e la suddivisione per gruppi delle stazioni evidenzia lo stesso gradiente dal mare (stazioni più ricche) verso la terraferma (stazioni meno dotate faunisticamente), oltre che individuare un gradiente da Ovest (minore biodiversità) verso Est (Laguna di Grado con maggiore biodiversità); è comunque notevole il variare di anno in anno dei valori medi di diversità.

Recependo le indicazioni di Guelorget e Perthuisot ed integrandole con alcune considerazioni di Vatova, ci si è permessi di suddividere le specie in marine, miste e paraliche. Rianalizzando i vari elenchi faunistici scopriamo che la base costante del popolamento della laguna di Marano e Grado è costituita soprattutto da specie paraliche, come *Cerastoderma edule, Abra segmentum, Hediste diversicolor, Neanthes succinea, Carcinus mediterraneus* e *Chironomidae* o da specie "miste" come *Bittium reticulatum, Gibbula albida, Loripes lacteus, Nassarius reticulatus, Cyclope neritea, Mytilus galloprovincialis, Tapes philippinarum, Paphia aurea, Perinereis cultrifera, Platynereis dumerilii, Glycera tridactyla, Cirriformia tentaculata, Upogebia pusilla, Asterina gibbosa* e *Trachythyone elongata* e che le altre poche specie sono specie marine ampiamente tolleranti. La persistenza di un popolamento originale di base, né terrestre né marino suffraga ancora una volta l'esistenza di un "dominio paralico" autonomo, cioè qualcosa di più di un semplice biotopo marino marginale (Fig. 3) (Remane, 1934; D'ancona, 1959; Peres e Picard, 1964; Guelorget e Perthuisot, 1983).

L'esistenza di diversi gradienti al passaggio dalle bocche a mare alle porzioni lagunari più interne viene confermato anche dall'analisi del numero di specie per stazione: esiste una correlazione inversa statisticamente significativa tra il numero di specie medio di ciascuna stazione nei tre anni e la distanza delle rispettive bocche di porto.

Anche la biomassa, relativamente alle misure effettuate sui campioni del 1995, segue tale gradiente, raggiungendo valori massimi nelle stazioni più distanti dalle bocche di porto (Fig.4). Poiché secondo Guelorget e Perthuisot (1983) la biomassa bentonica raggiunge un massimo nelle zone di confinamento III-IV, per poi decrescere nelle zone V e VI, risulta evidente che le Lagune di Grado e Marano

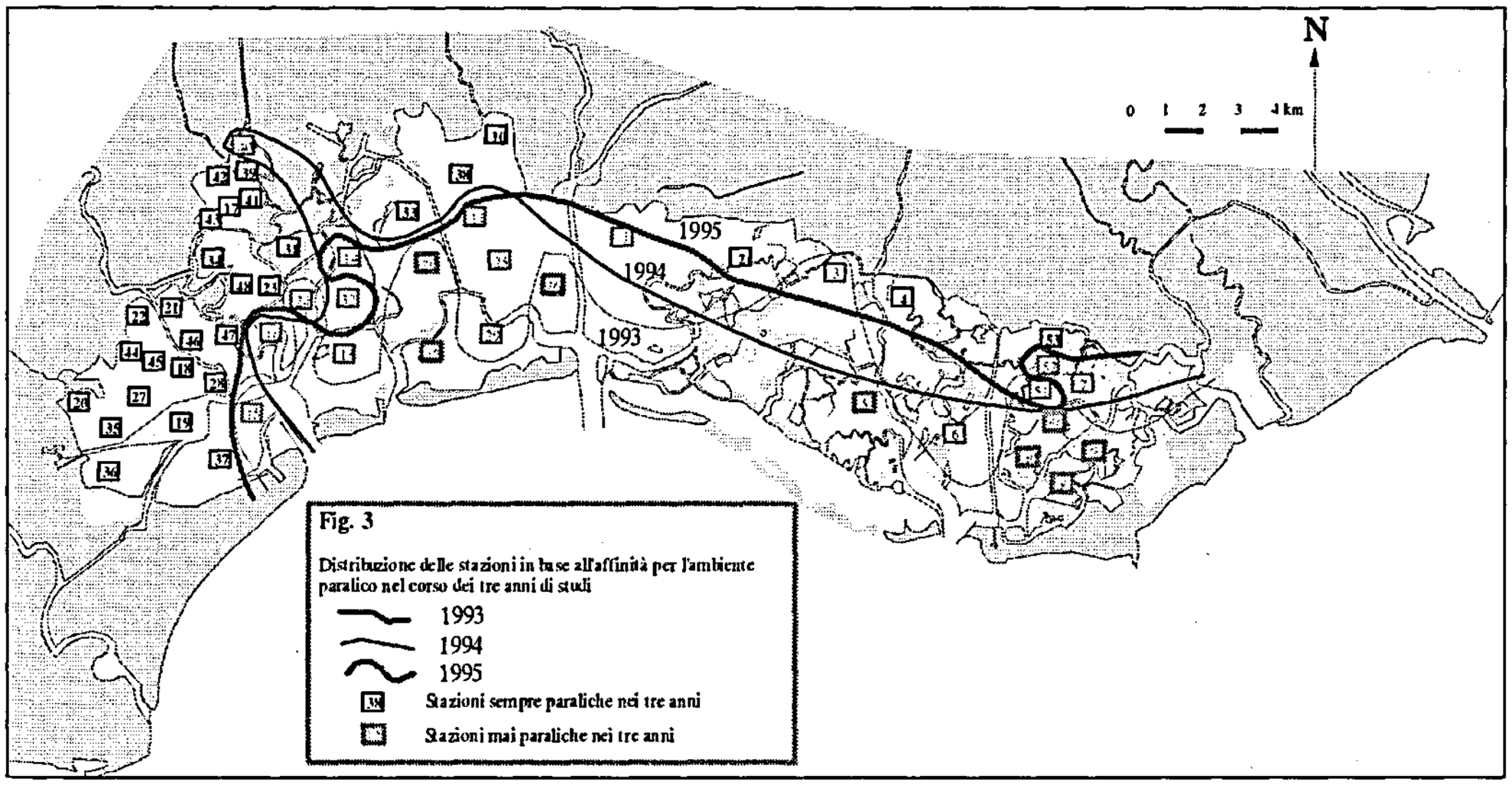


Fig. 3 - Affinità delle stazioni per l'ambiente paralico in base alla distribuzione delle specie paraliche nei tre anni.

Distribution of paralic species during three years and related affinity of stations to paralic environment.

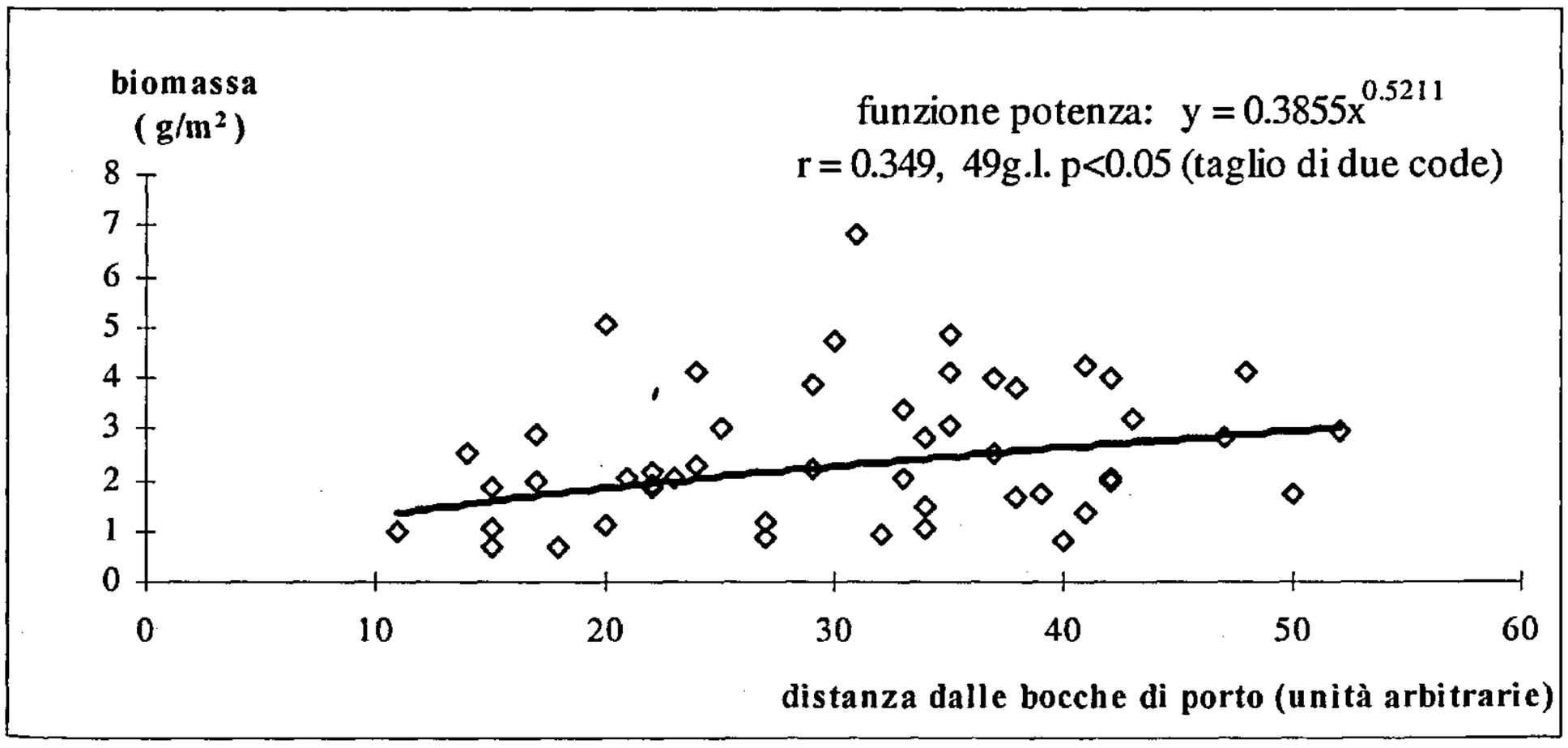


Fig. 4 - Diagramma della regressione biomassa/distanza bocche di porto sui dati di peso secco di 53 stazioni del 1995.

Relationship between biomass and distance from tidal inlet in base of biomass (dry weight) collected in 53 stations from 1995.

appaiono nel complesso scarsamente confinate, con eventuali poli dulciacquicoli limitati probabilmente alle foci dei principali immissari. Verrebbe a mancare quella porzione che alcuni autori definiscono "laguna morta" (Vatova, 1940).

Nel passaggio dalla Laguna di Marano a quella di Grado si evidenzia un ulteriore gradiente relativo alla biomassa (espressa come peso secco decalcificato di Bivalvi e Policheti): le stazioni più ricche sono quelle del bacino di Marano, le più povere quelle di Grado, mentre il bacino di Porto Buso presenta valori intermedi fra i due. Tale analisi contrasta i dati di Vatova (1964), che trovava il bacino di Porto Buso decisamente più ricco degli altri ed il bacino di Marano più povero. Da sottolineare comunque che i dati del Vatova si riferivano al peso fresco di campioni raccolti in canale. Da notare pure che nel bacino di Porto Buso erano presenti e pescati in quegli anni grandi quantitativi di *Paphia aurea* e di *Chamelea gallina*, oggi pressochè scomparse.

Si pensò invece che la recente comparsa di *Tapes philippinarum* fosse la più cospicua componente causale di questo nuovo assetto, ma anche depurando i valori dell'apporto della specie alla biomassa complessiva la sua diminuzione da Ovest ad Est resta evidente (Fig.5).

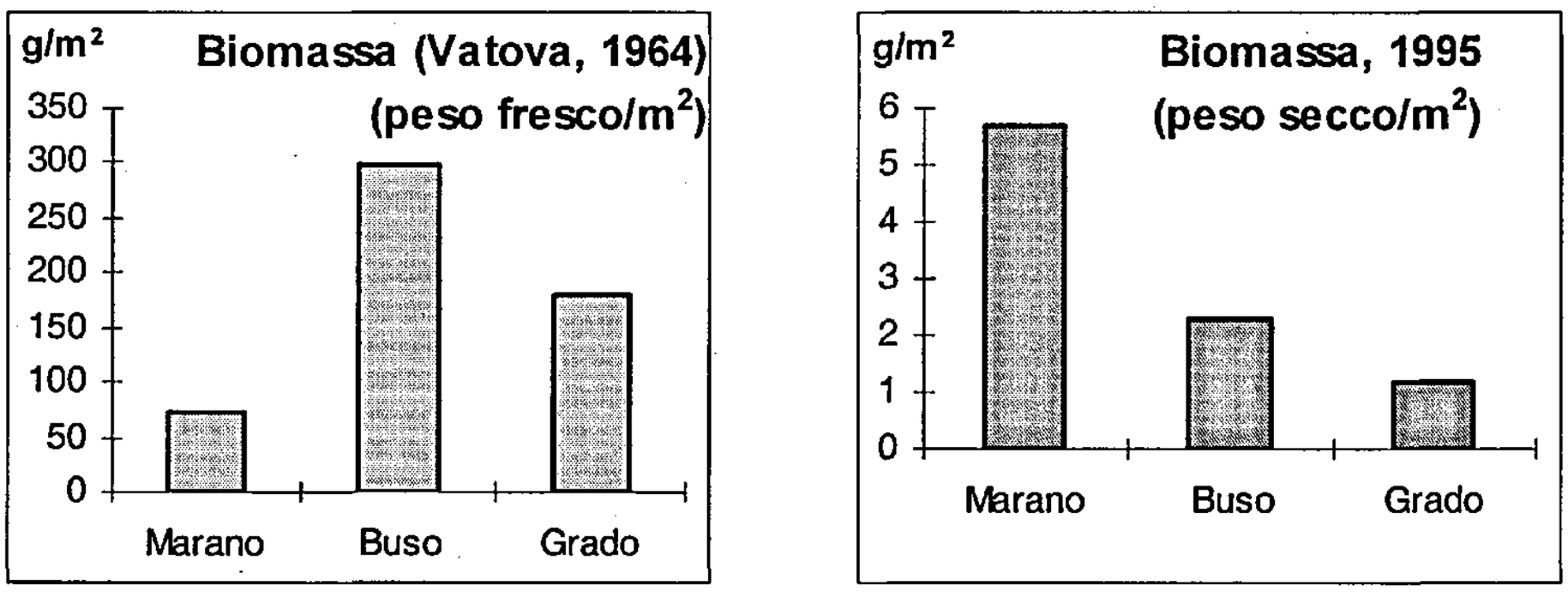


Fig. 5 - Biomassa nei tre bacini lagunari di Marano, Porto Buso e Grado.
Biomass data in three lagoonal basins: Marano, Porto Buso and Grado.

Conclusioni

Gli ambienti lagunari studiati presentano una notevole variabilità della loro dotazione faunistica nel corso dei tre anni esaminati, nel corso dei quali però si evidenziano sempre dei gradienti di biodiversità da Est verso Ovest e dalle bocche di porto verso l'interno. La zona della Laguna di Marano, prossima alle foci dei fiumi con regime di risorgiva e più lontana dall'afflusso delle acque marine, risulta la più povera in specie.

Analoghi gradienti vengono trovati per la biomassa, con la fascia più vicina alle bocche di porto più povera e quella più lontana più ricca ed una laguna di Marano più ricca di quella di Grado. Studiando l'affinità delle stazioni per l'ambiente paralico, sensu Guelorget e Perthuisot, in ognuno degli anni studiati risultano più frequenti le stazioni più affini all'ambiente paralico nella parte più lontana dal mare della Laguna di Marano.

Appare quindi confermata la validità del parametro "confinamento", concetto già abbozzato da Vatova (1953) in uno studio sulle valli da pesca (Aleffi *et al.*, 1995).

Analizzando inoltre il variare di queste affinità nel corso delle tre tornate di studio si evidenzia una relativa marinizzazione delle lagune.

Summary

The study, started after the 1986 Chernobyl disaster, is a part of a wider research aimed to verifying the radionuclides transfer pathway along the main food chain inside the lagoons.

The macrozoobenthonic populations of the Marano and Grado lagoon were considered. Samplings were carried out using a Van Veen grab on 53 stations located in inter- and sub-tidal flats inside three different lagoon basins, and repeated during three years, from 1993 to 1995.

25 species were resulted always present during the three-years sampling controls. This population corresponds to about 45% of the maximum value of species richness, found in 1994, and is given almost entirely by paralic species, whose number increase progressively from the sea towards the innermost lagoon.

A similar gradient was observed between the lagoon of Grado, less confined, and the lagoon of Marano.

Biomass data strongly differ from those measured by Vatova (1964). This difference has to be related to the appearance of Manila clam, a species introduced in 1986 for culture purposes and widely spread mainly inside the Marano lagoon.

Bibliografia

ALEFFI F., CESCHIA C., CURIEL D., GRIM F., OREL G., RISMONDO A., (1995) - Ricerche sui popolamenti bentonici della zona di Campalto (Laguna di Venezia). *S.It.E. Atti*, **16**: 39-41.

ALEFFI F., DELLA SETA G., GORIUP F., LANDRI P., OREL G., (1995) - Fattori climatici ed edafici e popolamenti bentonici dell'Adriatico Settentrionale e del Golfo di Trieste. *Atti del Convegno: Evoluzione dello stato trofico in Adriatico: analisi degli interventi attuati e future linee di intervento*. Marina di Ravenna, 28-29 settembre. Regione Emilia-Romagna, Provincia di Ravenna, Autorità di bacino del fiume Po: 81-99.

D'ANCONA U., (1959) - The classification of brackish waters with reference to the north adriatic lagoons *Arch. Oceanogr. Limnol.*, **11** (Suppl.): 93-109.

GUELORGET O., PERTHUISOT J. P., (1983) - Le domaine paralique. Expressions gèologiques, biologiques et economiques du confinement, *Traveaux du laboratoire de gèologie*, 16 prèsses Ecole Norm. Sup. Paris.

GUERLOGET O., PERTHUISOT J.P., (1992) - Paralic ecosystems. Biological organization and functionning. *Vie et Milieu*, **42** (2): 215-251.

PERES J.M., PICARD J., (1964) - Nouveau manuel de bionomie bentique de la Mediterranée. *Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume*, **31** (47): 137 pp.

REMANE A., (1934) - Die Brackwasserfauna. *Verh. Deutsch., Zool. Ges.*: 34-74.

VATOVA A., (1940) - Distribuzione geografica delle alghe nella Laguna di Venezia e fattori che la determinano. *Thalassia*, **4** (2): 3-37.

VATOVA A., (1953) - Un triennio di ricerca sulle valli salse da pesca. *Nova Thalassia*, **2** (2): 18 pp.

VATOVA A., (1964) - Ricerche quantitative sulla fauna bentonica delle lagune di Marano e Grado. *Boll. Pesca Piscicol. Idrobiol.*, **18** (1): 5-14.

VATOVA A., (1964) - Sulla produttività della laguna di Grado e Marano. *Acad. Naz. Licei, Cl. Sc. fis., mat. e nat.*, S. VIII, **37** (2): 330-333.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 432-440

G. OREL, A. ZENTILIN[1], R. ZAMBONI, F. GRIMM, G. PESSA

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, Via Weiss, 2 - 34127 Trieste, Italia.
[1]ALMAR S. Coop. a.r.l.: Acquacoltura Lagunare Marinetta (UD), Italia.

EVOLUZIONE DELLE PRODUZIONI ED IMPATTO DI ALCUNI SISTEMI DI RACCOLTA E DI PESCA DI *TAPES PHILIPPINARUM* (ADAMS E REEVE, 1850) IN USO NELLA LAGUNA DI MARANO (ADRIATICO SETTENTRIONALE)

EVOLUTION OF THE MANILA CLAM PRODUCTION AND RELATED IMPACT OF SOME HARVESTING SYSTEMS AND FISHING GEARS USED IN THE MARANO LAGOON (NORTHERN ADRIATIC SEA)

Abstract

The production of Tapes philippinarum *(Manila clam), the Lagoon bottom structure and benthonic population are herein analysed and discussed, following the introduction, culture and fishing of the species into the Marano Lagoon (Northern Adriatic sea). Manila clam is bred inside managed parks by using operating machines and fished in natural bank by means of mechanical clam dredges.*

Owing to its economic importance, the Manila clam fishery and aquaculture need a careful regulation in order to safeguard both the environment and production.

Key-words: Tapes philippinarum, *fishing gears, environmental impact, Marano lagoon.*

Introduzione

La vongola verace filippina (*Tapes philippinarum*) è stata introdotta nella Laguna di Marano il 29/04/1986 a scopi colturali ed ha dato origine ad allevamenti che occupano attualmente un'area lagunare di circa 100 ha. Inoltre le vongole messe a coltura nei parchi hanno dato avvio alla diffusione spontanea della specie originando una nuova attività di pesca lagunare che impegna attualmente circa 150 pescatori (Fig. 1).

Il dettaglio delle introduzioni di seme e l'evoluzione delle produzioni vengono riportati in Tab. 1 e Tab. 2.

Nella laguna in esame, le attività colturali e di gestione dei banchi naturali si sono sviluppate secondo due indirizzi: da principio come attività di allevamento in cicli di produzione triennali con la meccanizzazione di tutte le operazioni colturali (semina con stesura delle reti di protezione, pulizia delle reti di protezione e raccolta), eseguite durante i periodi di bassa marea, quando i fondali sono emersi, utilizzando prototipi di macchine operatrici cingolate (Zentilin, 1990). Successivamente si è sviluppata un'attività di pesca che prevede la raccolta dei molluschi fatta esclusivamente a mano, in immersione, durante i mesi più caldi e la pesca mediante una draga (rastrello maranese), trainata da imbarcazioni, durante i periodi freddi (Orel *et al.*, 1996).

La maggior parte dei sistemi meccanizzati in uso attualmente non sono consentiti o lo sono soltanto in via sperimentale. Fino ad oggi le attività di pesca dei molluschi nella Laguna di Marano sono state condotte sulla base di permessi accordati di anno in anno agli interessati dall'Assessorato all'Industria della Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia (Orel, 1996).

Tab. 1 - Introduzioni di seme di *Tapes philippinarum* in Laguna di Marano.
* attività di risemina in aree per pesca gestita e ripopolamento.
Number of juveniles of Tapes philippinarum seeded in Marano lagoon.
** activity of management of fishery areas.*

Anno	N° es. seminati	
	MARANO	GRADO
1986	2.200.000	
1987	650.000	
1988	2.000.000	
1989	3.400.000	
1990	5.600.000	
1991	10.000.000	
1992	15.800.000	
1993	9.000.000	500.000
1994	950.000	500.000
1995	10.000.000	
1996	9.600.000	500.000
1997	36.500.000	3.500.000
1998	79.000.000 *	340.000
1999	124.900.000 *	
Totali	309.600.000	5.340.000

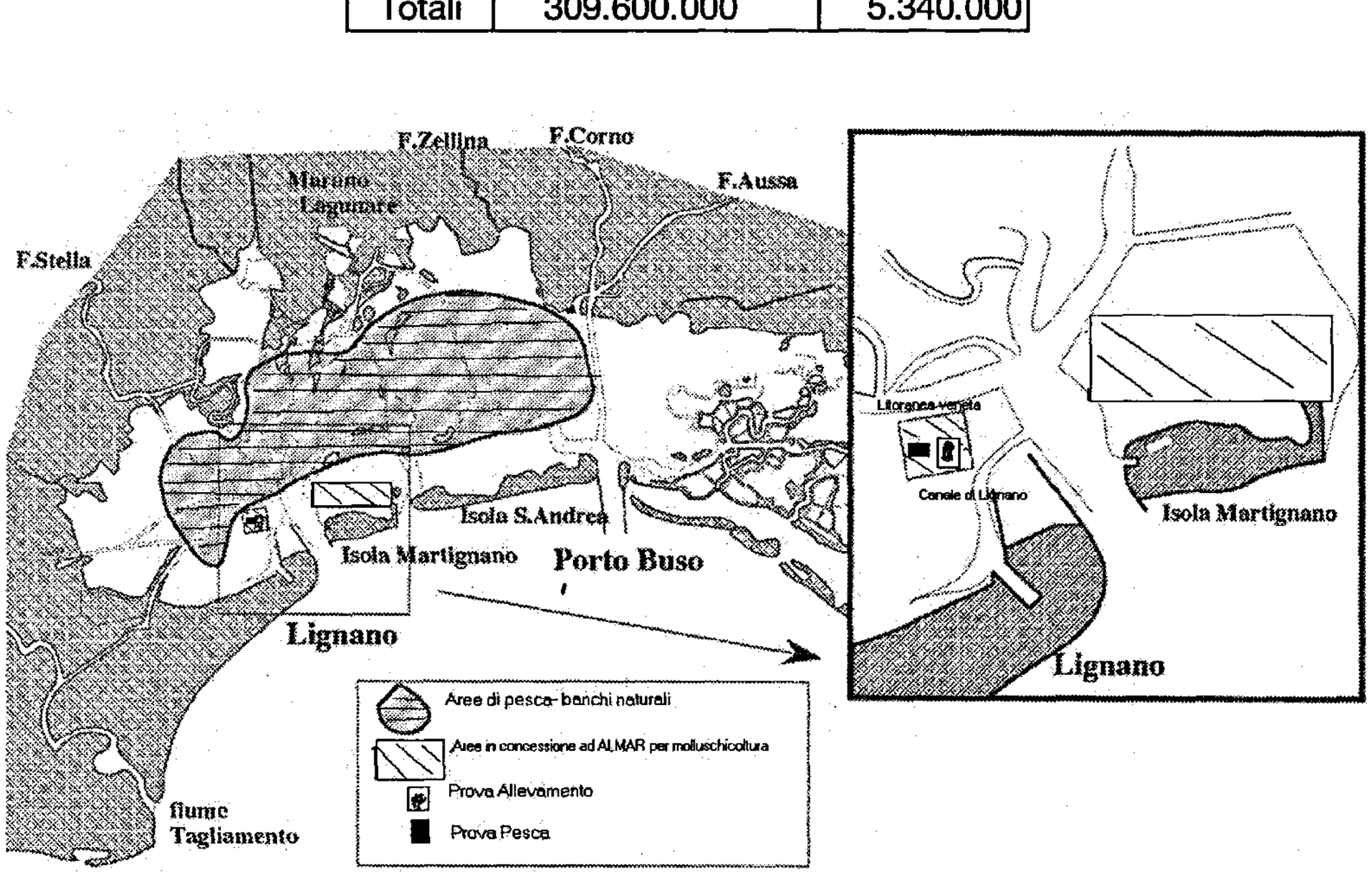


Fig. 1 - Laguna di Marano (UD): banchi naturali, parchi di allevamento di *Tapes philippinarum* ed aree degli esperimenti.
Marano Lagoon (UD): natural sites, breeding grounds of Tapes philippinarum *and test areas.*

Tab. 2 - Evoluzione della produzione di vongole veraci in Laguna di Marano.
Evolution of Manila clam's production in Marano lagoon.

Anno	Allevamento (Kg)	Pesca (Kg)	Totali (Kg)	Allevamento %	Valore alla produzione (£/Kg)	Valore totale alla produzione
1988	3.000		3.000	100	L. 13.510	L. 40.530.000
1989	900		900	100	L. 8.000	L. 7.200.000
1990	9.000		9.000	100	L. 6.975	L. 62.775.000
1991	16.000		16.000	100	L. 5.283	L. 84.528.000
1992	35.000		35.000	100	L. 4.246	L. 148.610.000
1993	80.000	70.000	150.000	53	L. 4.935	L. 740.250.000
1994	70.000	150.000	220.000	32	L. 5.610	L. 1.234.200.000
1995	30.000	1.000.000	1.030.000	3	L. 4.257	L. 4.384.710.000
1996	60.000	1.560.000	1.620.000	4	L. 4.803	L. 7.780.860.000
1997	25.000	1.230.000	1.255.000	2	L. 5.758	L. 7.226.290.000
1998	140.000	800.000	940.000	15	L. 7.789	L. 7.321.660.000
1999	310.000	760.000	1.070.000	29	L. 5.061	L. 5.415.270.000
Totali	778.900	5.570.000	6.348.900			L. 34.446.883.000

La sempre maggior importanza economica e sociale assunta da queste attività lagunari ha conferito al comparto nuove valenze biologiche, sanitarie, ecologiche ed ambientali, stimolando nuove ricerche. In quest'ambito il Dipartimento di Biologia dell'Università di Trieste in collaborazione con la Cooperativa ALMAR ha eseguito diversi studi. Il presente lavoro riporta i principali risultati delle ricerche svolte a partire dal 1992 per valutare le variazioni dei popolamenti bentonici e la struttura dei fondali cui sono soggette le aree sulle quali si pratica l'allevamento e la pesca della vongola verace filippina.

Materiali e metodi

Il lavoro è stato suddiviso in due parti: ALLEVAMENTO con l'ausilio di macchine operatrici e PESCA con rastrello.

La prova di ALLEVAMENTO è stata eseguita in un sito in concessione mai precedentemente usato né per venericoltura né per le altre attività professionali in uso nella laguna, con fondali sufficientemente compatti da permettere l'insediamento di *Tapes philippinarum* e l'operatività delle macchine. Le macchine operatrici lavorano nell'intervallo batimetrico tra +10 cm e - 50 cm rispetto il l.m.m.

L'area è stata individuata in una velma, ubicata al margine sud occidentale della laguna tra il canale di entrata di Lignano Sabbiadoro (Ud) e il canale della Litoranea Veneta, conosciuta localmente come "Tappo" posta all'interno dell'area in concessione ad ALMAR Scarl. Scelto il terreno, è stata delimitata un'area di 5.000 m^2 configurata a rettangolo di 50 m × 100 m con il lato minore posto parallelamente al Canale di entrata a Lignano.

Lungo i due lati maggiori sono state individuate 10 stazioni di studio (5 per lato) poste a distanza di 25 m l'una dall'altra.

L'ingrasso di *Tapes philippinarum* prevede tre fasi principali di lavorazione che potrebbero alterare le caratteristiche dei fondali e de popolamenti: 1) semina

e copertura dei terreni con reti protettive in materiale plastico; 2) rimozione delle reti a 5-6 mesi dalla semina; 3) raccolta del prodotto di taglia commerciale.

In momenti correlati con le operazioni di coltura sono state effettuate 5 campagne di misura e campionamento alle seguenti scadenze:
- prima della semina;
- al ciclo di marea immediatamente successivo entro le tracce delle macchine operatrici;
- a 6 mesi dalla semina entro i letti di coltura;
- prima della raccolta entro i letti di coltura;
- ad un mese dalla raccolta entro i letti di coltura.

All'interno delle stazioni di campionamento sono stati effettuati: 1) prelievi di sedimento mediante carotaggi eseguiti con fustelle in PVC (Ø 10 cm); 2) prelievi in condizioni di bassa marea di campioni di fondo da 2500 cm^2 di superficie e 50 l di volume per lo studio dei popolamenti macrozoobentonici, raccolti manualmente all'interno di un quadrato di 50×50×20 cm.

Per la prova di PESCA con rastrello, l'area di dimensioni di 50 m×60 m è stata individuata nella medesima velma "Tappo" (leggermente traslata più a Nord Ovest delle prove di allevamento) che era dotata di un banco naturale di *Tapes philippinarum* mai sfruttato commercialmente. Rispetto alla zona della prova di allevamento, quest'area è soggetta a condizioni idrodinamiche simili ed ha un maggior battente d'acqua (tra -50 cm e -120 cm rispetto al l.m.m.) (Superina, 1998).

All'interno della porzione soggetta alle azioni di pesca sono state posizionate in modo casuale 3 stazioni di campionamento; altre 3 stazioni sono state individuate al suo esterno, con funzione di controllo-confronto.

La ricerca si è articolata in 3 campagne di campionamento ed una di pesca con la seguente tempistica:
- prima delle operazioni di pesca;
- dopo la pesca eseguita con più passaggi sulla stessa area fino all'esaurimento commerciale del banco di vongole (densità limite di 0,01 Kg/m^2);
- dopo 4 mesi dalla pesca.

Sui sedimenti raccolti mediante carote di 10 cm di diametro sono state eseguite analisi granulometriche. I campioni di benthos sono stati raccolti mediante una benna Van Veen di 420 cm^2.

Ciascun campione è composto da 6 subcampioni per un totale di 2520 cm^2. Tutto il materiale biologico raccolto, smistato e determinato, ha permesso la redazione di tabelle faunistiche. Le valutazioni sui dati raccolti sono state fatte applicando l'indice di diversità di Shannon, l'indice di ricchezza di Margalef e l'analisi della varianza.

Risultati

Prove di allevamento

Per necessità di sintesi viene riportata una tabella sinottica con il numero di specie censite in ogni stazione e cumulativamente nei transetti (Tab. 3). Le analisi effettuate in seguito alle prove di ALLEVAMENTO MECCANIZZATO hanno confermato il modesto impatto delle operazioni di semina (confronto tra 1° e 2° campionamento). La presenza delle reti di materiale plastico, stese sopra gli animali seminati, ha avuto invece una azione più incisiva. Nel 3° e 4°

campionamento è stata infatti riscontrata una diminuzione del numero di specie per stazione. L'analisi della varianza applicata fra il 1° e 3° e il 1° e 4° campionamento indicano variazioni altamente significative.

Nel confronto fra il 4° ed il 5° campionamento non sono stati ottenuti invece valori statisticamente significativi. Questo fatto indica che le operazioni di raccolta meccanizzata, avvenute durante il periodo di emersione dell'area di prova, non hanno avuto particolare peso. C'è da rilevare che in qualche stazione il numero di specie ed il numero di individui ha mostrato una ripresa anche in seguito all'andamento stagionale.

Tab. 3 - Prova Allevamento: n° specie rinvenute nelle stazioni nei diversi campionamenti.
Breeding test: n° of species found in the stations studied.

		CAMPIONAMENTO				
Stazione		**1°**	**2°**	**3°**	**4°**	**5°**
A.1		19	21	-	11	10
A.2		25	17	16	16	12
B.1		23	23	15	15	10
B.2		18	12	10	15	13
C.1		20	15	17	14	19
C.2		18	19	20	13	14
D.1		21	22	15	16	20
D.2		19	12	16	14	23
E.1		18	18	20	19	14
E.2		21	17	13	15	19
Transetto 1	media	20,2	19,8	16,8	15	14,6
	dev.st.	1,92	3,27	2,36	2,92	4,77
Transetto 2	media	20,2	15,4	14,8	14,6	16,2
	dev.st.	2,95	3,21	4,27	1,14	4,66
Transetto 1+2	media	20,2	17,6	15,8	14,8	15,4
	dev.st.	2,35	3,84	3,15	2,10	4,53

Nella Tab. 4 vengono riportati i risultati delle analisi granulometriche. Durante le operazioni di semina e di raccolta la struttura tessiturale del sedimento non appare alterata. Una evidente alterazione la si riscontra dai dati del 3° e 4° campionamento, segno che le reti di protezione influiscono sui normali flussi di marea innestando processi erosivi differenziati (Pessa, 1994).

Al termine delle prove c'è stato un repentino riequilibrio verso le condizioni sedimentologiche iniziali. L'evento è spiegabile in quanto la zona investigata è soggetta a notevole idrodinamismo quindi è in grado di selezionare lo stesso materiale movimentato, riequilibrando in breve tempo le perturbazioni subite.

I principali risultati dell'abbondanza faunistica raccolti nel corso della prova di PESCA CON RASTRELLO sono riportati nella Tab. 5. Da questo studio è emerso che i popolamenti bentonici, nelle aree di pesca, subiscono un decadimento statisticamente significativo sia in n° di specie che di individui. Ad esempio, l'analisi dei dati evidenzia una netta diminuzione del n° di individui e delle taglie nei popolamenti di bivalvi caratteristici degli ambienti lagunari: *Cerastoderma glaucum*, *Paphia aurea*, *Abra ovata* e *Tapes philippinarum*.

Tab. 4 - Prova Allevamento: analisi granulometriche dei sedimenti.
Breeding test: sediment's analysis.

Stazione	Data	SABBIA %	PELITE %	SILT %	ARGILLA %	LITOLOGIA
A1	3/93	96,6	3,4	-	-	sabbia
B1	3/93	74,6	25,4	21,9	3,5	sabbia pelitica
C1	3/93	88,4	11,6	9,7	1,9	sabbia pelitica
D1	3/93	97,9	2,1	-	-	sabbia
E1	3/93	85,7	14,3	12,5	1,8	sabbia pelitica
A2	3/93	85,3	14,7	12,9	1,8	sabbia pelitica
B2	3/93	43,9	56,1	48,1	8,0	pelite molto sabbiosa
C2	3/93	93,3	6,7	5,6	1,1	sabbia pelitica
D2	3/93	87,1	12,9	11,2	1,7	sabbia pelitica
E2	3/93	90,9	9,1	8,0	1,1	sabbia pelitica
A1	5/93	98,3	1,7	-	-	sabbia
B1	5/93	90,2	9,8	8,4	1,2	sabbia pelitica
C1	5/93	95,7	4,3	-	-	sabbia
D1	5/93	95,0	5,0	-	-	sabbia pelitica
E1	5/93	93,4	6,6	5,8	0,8	sabbia pelitica
A2	5/93	87,8	12,2	11,0	1,3	sabbia pelitica
B2	5/93	94,5	5,5	4,8	0,7	sabbia pelitica
C2	5/93	92,5	7,5	6,3	1,3	sabbia pelitica
D2	5/93	94,3	5,7	4,9	0,8	sabbia pelitica
E2	5/93	91,4	8,6	7,4	1,2	sabbia pelitica
A1	10/93	98,6	1,4	-	-	sabbia
B1	10/93	95,1	4,9	-	-	sabbia
C1	10/93	95,2	4,8	-	-	sabbia
D1	10/93	87,3	12,7	11,1	1,6	sabbia pelitica
E1	10/93	93,3	6,7	5,9	0,9	sabbia pelitica
A2	10/93	98,6	1,4	-	-	sabbia
B2	10/93	92,4	7,6	6,8	0,9	sabbia pelitica
C2	10/93	98,6	1,4	-	-	sabbia
D2	10/93	95,1	4,9	-	-	sabbia
E2	10/93	95,8	4,2	-	-	sabbia
A1	6/94	99,2	0,8	-	-	sabbia
B1	6/94	95,8	4,2	-	-	sabbia
C1	6/94	91,9	8,1	7,0	1,2	sabbia pelitica
D1	6/94	89,9	10,1	8,8	1,3	sabbia pelitica
E1	6/94	91,7	8,3	7,2	1,1	sabbia pelitica
A2	6/94	98,1	1,9	-	-	sabbia
B2	6/94	91,2	8,8	7,4	1,4	sabbia pelitica

Segue Tab. 4

Stazione	Data	SABBIA %	PELITE %	SILT %	ARGILLA %	LITOLOGIA
C2	6/94	80,5	19,5	17,1	2,5	sabbia pelitica
D2	6/94	94,6	5,4	4,5	0,9	sabbia pelitica
E2	6/94	87,1	12,9	11,0	2,0	sabbia pelitica
A1	9/94	99,6	0,4	0,0	0,0	sabbia
B1	9/94	90,4	9,6	8,4	1,2	sabbia pelitica
C1	9/94	86,6	13,4	12,0	1,4	sabbia pelitica
D1	9/94	93,3	6,7	5,8	0,9	sabbia pelitica
E1	9/94	82,6	17,4	15,8	1,6	sabbia pelitica
A2	9/94	95,3	4,7	0,0	0,0	sabbia
B2	9/94	99,2	0,8	0,0	0,0	sabbia
C2	9/94	91,7	8,3	7,5	0,8	sabbia pelitica
D2	9/94	83,6	16,4	14,3	2,1	sabbia pelitica
E2	9/94	93,2	6,8	6,1	0,7	sabbia pelitica

Tab. 5 - Prova Pesca: Caratteristiche bionomiche rilevate nei 2 gruppi di stazioni.
Fishing test: Bionomic characteristics in two different stations.

	1° camp.			2° camp.			3° camp.		
Specie	n° tot.	n° medio	dev.st.	n° tot.	n° medio	dev.st.	n° tot.	n° medio	dev.st.
Pesca	29	21,3	5,03	23	15	4,58	23	30	1,73
Controllo	32	21,3	2,52	30	21,7	4,73	30	28	3,61
Individui	n° tot.	n° medio	dev.st.	n° tot.	n° medio	dev.st.	n° tot.	n° medio	dev.st.
Pesca	1705	580,3	53,72	671	226,7	117,05	1928	768,7	169,01
Controllo	1713	571	100,16	1239	416	87,41	2492	911,7	187,56

A 4 mesi dal termine delle azioni di pesca, la situazione dei popolamenti appare in equilibrio nelle sue componenti. Il sistema denota una buona resilienza, probabilmente favorita sia dalla posizione del sito (a forte marinizzazione) sia dalla calibrazione dei periodi di svolgimento della prova (periodo primaverile-estivo). Infatti le attività di pesca sono terminate prima del periodo estivo in cui si registra la massima attività biologica in laguna. In merito alle azioni dell'attrezzo di pesca sui fondali, al termine delle operazioni di pesca, è stata rilevata la formazione di solchi profondi 15-40 cm rispetto al livello iniziale. Il ripascimento massimo, misurato a 4 mesi dal termine delle azioni, è stato di circa 10 cm ed è stato stimato che per il riempimento completo dei solchi siano necessari tempi leggermente superiori ad 1 anno. L'analisi tessiturale dei sedimenti (Tab. 6) ha però messo in evidenza che il maggior impatto è costituito dallo spostamento e dalla perdita netta della componente fine (silt) che si allontana dall'area trasportata dai

flussi di marea. Il fenomeno è stato ulteriormente misurato e confermato in ricerche più specifiche eseguite in successive campagne in collaborazione con il Dipartimento di Scienze Geologiche, Ambientali e Marine dell'Università di Trieste (Fontolan: informazione personale).

Tab. 6 - Prova Pesca: analisi granulometriche dei sedimenti.
Fishing test: sediment's analysis.

1° campionamento						
	Pesca			Controllo		
Stazione	A	B	C	D	E	F
Sabbia	72,5	76,7	70,4	64,9	76,8	69,9
Silt	22,2	17,6	22,2	23,4	16,8	21,9
Argilla	5,3	5,7	7,5	11,7	6,3	8,2
Pelite	27,5	23,3	29,6	35,1	23,2	30,1
2° campionamento						
	Pesca			Controllo		
Stazione	A	B	C	D	E	F
Sabbia	74,1	90,5	92,3	68,9	76,7	75,9
Silt	19,7	7,4	6,1	26,3	18,5	22,8
Argilla	6,2	2,1	1,6	4,8	4,7	1,3
Pelite	25,9	9,5	7,7	31,1	23,3	24,1
3° campionamento						
	Pesca			Controllo		
Stazione	A	B	C	D	E	F
Sabbia	69,3	81,0	81,8	75,6	76,5	77,9
Silt	21,5	13,9	15,8	18,2	16,8	16,3
Argilla	9,2	5,0	2,4	6,2	6,6	5,7
Pelite	30,7	19,0	18,2	24,4	23,5	22,1

Discussione e conclusioni

I risultati della ricerca provano che sia pesca che allevamento producono ben definibili impatti sui fondali lagunari e sui loro popolamenti. A parità di produzione totale, l'impatto dell'allevamento corrisponde tuttavia ad 1/10 circa di quello della pesca in quanto viene esplicato su densità di un ordine di grandezza superiori.

È sensato pensare perciò che la via più razionale per l'utilizzo della risorsa vongola e la contemporanea conservazione ambientale non passi attraverso la discriminazione dei diversi sistemi di raccolta in uso bensì attraverso la transizione guidata da un prelievo incontrollato della risorsa (pesca in libero accesso) a forme di pesca gestita ed a pratiche di venericoltura (allocazione degli spazi e della risorsa) aumentando le densità di individui in coltura e riducendo nel contempo le superfici destinate al prelievo.

Nell'esempio della Laguna di Marano, dove convivono sia attività di pesca che quella di acquacoltura, la situazione media produttiva mostra infatti che la produzione unitaria di *Tapes philippinarum* su banchi naturali è 0,1-0,15 kg/m^2 mentre quella di allevamento è di 1-1,5 kg/m^2.

Nella pianificazione del territorio, se si volessero mantenere le attuali produzioni con il relativo livello occupazionale, con il passaggio dal libero accesso all'allevamento si potrebbe avere un aumento della produzione di 10 volte per unità di superficie ed una conseguente analoga riduzione degli spazi necessari con una diminuzione degli impatti del 90% a prescindere dagli attrezzi. Le aree non allocate potrebbero altresì essere utilizzate per attività tradizionali o a bassissimo impatto quale la pesca a mano delle stesse vongole come già di fatto avviene nella Laguna di Marano.

Si ritiene inoltre che la gestione della risorsa vongola in allocazione possa portare effetti positivi in quanto vi sarebbe una maggior responsabilità e cultura ambientale degli operatori derivata dalla gestione dell'intero ciclo produttivo. Inoltre, in superfici relativamente limitate, gli effetti ambientali sarebbero più facilmente controllabili, mitigabili e ripristinabili.

Summary

Manila clam (*Tapes philippinarum*) was introduced for culture into the Marano Lagoon on 29-04-1986. Subsequently, the species has spontaneously wide spreaded and become a new important fishery resource. Nowadays (1999) the annual production of the parks amounts to about 300 t.

Tapes philippinarum is a bivalve living in the sediment, thus its harvesting induces morphological, sedimentological and biological modifications to the lagoon bottom.

The economic and social interest of these resources have involved new opportunities for the development on biological, ecological, (sanitary) and environmental aspects of the research.

This work aims to highlight the productions and the modifications of the benthic communities, together with the textural alterations of the bottom sediments, induced by the fishering of *Tapes philippinarum* by means of the operating machines and the mechanical dredges.

Data point out on the importance of regulating this activity in relation to the area and period of the fishering, independently of methods of harvesting.

Ringraziamenti

Per la preziosa collaborazione prestata nel corso del lavoro si ringraziano Giorgio Fontolan e Cristiano Landucci del Dip. di Scienze Geologiche, Ambientali e Marine di Trieste.

Bibliografia

FONTOLAN G., OREL G., PESSA G., ZENTILIN A. (1995) - Modificazioni indotte dalla venericoltura sulla struttura dei sedimenti e dei popolamenti macrozoobentonici della Laguna di Marano. *PIM per le zone lagunari dell'Adriatico settentrionale*. Ricerche e sperimentazioni 1988-1994: 231-243.

OREL G. (1996) - Ricerche applicate nel settore della pesca del novellame, dei mitili, delle ostriche e delle vongole filippine nella Laguna di Grado e Marano. *Relazione finale prevista dal decreto della Direzione Regionale dell'Industria,* n. 741 del 23-10-1995.

OREL G., PELLIZZATO M., PESSA G., ZENTILIN A. (1996) - Prospettive di produzione della vongola verace filippina nelle lagune di Marano e Grado e nel Golfo di Trieste nel quadro di un riassetto del settore della pesca e dell'acquacoltura. *Hydrores* - Annuario 1995: 55-62.

PESSA G., (1994) - Studio sulle modificazioni indotte dalla venericoltura sulla struttura dei sedimenti e dei popolamenti bentonici in Laguna di Marano. *Tesi di Laurea*, Università di Trieste.

SUPERINA K. (1998) - Impatto della pesca di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) sui popolamenti bentonici della Laguna di Marano. *Tesi di Laurea*, Università di Trieste.

ZENTILIN A. (1990) - Venericoltura in Laguna di Marano. *Tapes philippinarum* biologia e sperimentazione, *ESAV*: 201-205.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 441-451

I. FERRARI, R. ANTONIETTI, M. BARTOLI, G. GANDOLFI*, C. MARCHIANI, F. NONNIS MARZANO*, S. SEI, P. VIAROLI

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Parco Area delle Scienze, 43100 - Parma, Italia, e-mail: ireneo@dsa.unipr.it.
* Dip. Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma, Italia.

REGOLAZIONE ECOLOGICA E INDICATORI DI VULNERABILITÀ IN SISTEMI DI ACQUE SALMASTRE DELL'ALTO ADRIATICO (DELTA DEL PO E VALLI DI COMACCHIO)

ECOLOGICAL BUFFERING FUNCTIONS AND VULNERABILITY INDICATORS IN BRACKISH WATER SYSTEMS OF NORTHERN ADRIATIC SEA (PO RIVER DELTA AND VALLI OF COMACCHIO)

Abstract

Results of ecological research carried out in brackish water systems of the northern Adriatic Sea (the Sacca di Goro, a lagoon of the Po River Delta, and the Valli di Comacchio) are presented. Production and decomposition of plant biomass were studied in relation with key processes of the nitrogen, iron and sulphur cycles. In particular, buffering capacities associated with sedimentary iron pools and coupled nitrification-denitrification were demonstrated. Another research line focused on the evaluation of zooplankton responses to environmental changes induced by anthropogenic eutrophication in the Valli di Comacchio.

Key-words: *coastal lagoons, northern Adriatic Sea, buffering functions, biogeochemistry, zooplankton.*

Introduzione

In questa nota presentiamo alcuni risultati di ricerche ecologiche svolte in biotopi salmastri dell'Alto Adriatico (la Sacca di Goro, laguna situata nella parte meridionale del Delta del Po, e le Valli di Comacchio) nel quadro del Programma Nazionale (Cofin MURST 1997) "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane" (coordinatore scientifico: Prof. S. Focardi). Le ricerche si sono sviluppate su diverse linee tematiche sostanzialmente riconducibili a due obiettivi:

1. definizione dei livelli di vulnerabilità degli ambienti lagunari partendo dalla individuazione di funzioni tampone associate da un lato alle prevalenti tipologie di comunità di produttori primari, dall'altro ai cicli biogeochimici;
2. valutazione delle risposte di popolazioni e comunità alla variabilità ambientale, in particolare ad azioni ed eventi di disturbo antropico.

Relativamente al primo punto, sono stati studiati a fondo i cicli dell'azoto e del fosforo, del ferro e dello zolfo nelle acque e nei sedimenti. È stata consolidata la serie di dati ecologici raccolti ormai da un decennio nella Sacca di Goro (Viaroli *et al.*, 2001) e sono stati eseguiti esperimenti mirati alla stima del bilancio dei nutrienti (azoto e fosforo) e allo studio della regolazione biogeochimica della mobilità dei solfuri (Giordani *et al.*, 1996, 1997) e dell'accoppiamento nitrificazione-denitrificazione in diverse condizioni ambientali (Bartoli *et al.*, 1996, 2001).

Le risposte biologiche al disturbo sono state analizzate anzitutto su serie di campioni di zooplancton prelevati mensilmente nelle Valli di Comacchio, sistemi

acquatici che negli ultimi decenni hanno subito modificazioni ambientali rilevanti associate a processi di intensa eutrofizzazione. Abbiamo potuto mettere a confronto serie annuali di dati raccolti negli ultimi anni con i risultati di ricerche sullo zooplancton eseguite nelle valli nei primi anni settanta (Ceccherelli e Ferrari, 1982).

L'unità parmense afferente al Programma Cofin MURST – Focardi si è impegnata su altre linee di ricerca; ne descriviamo sinteticamente i contenuti, rinviando per i risultati a lavori pubblicati o in corso di stampa. È stata messa a punto e sperimentata una procedura basata sull'impiego di marcatori biochimici e molecolari per lo studio della struttura genetica di una popolazione ittica, il ghiozzetto di laguna, *Knipowitschia panizzae*, che è stabilmente insediato nelle aree deltizie, dagli ambienti più confinati fino al mare (Nonnis Marzano *et al.*, 2000). Con questa indagine si punta alla individuazione di trend stagionali di variabilità genetica e dunque alla valutazione dell'adattabilità ambientale della popolazione del ghiozzetto rispetto ai decorsi e alle ricorrenze di processi ed eventi di disturbo. È stata avviata anche una ricerca di prevalente connotazione metodologica per la messa a punto di indici di pregio conservazionistico di biotopi lagunari. Sono state utilizzate le informazioni relative alla diversità di habitat e specie dei siti inclusi nel database BIOITALY prodotto nell'ambito del progetto "Rete Natura 2000" (Antonietti *et al.*, 1998). Alcuni risultati preliminari (Ferrari *et al.*, 1999) appaiono di particolare interesse ai fini dell'individuazione di indicatori integrati di qualità ambientale, soprattutto nella prospettiva di progetti di gestione "adattativa" degli ecosistemi lagunari, ma anche in vista dell'obiettivo di costituire una rete nazionale dei biotopi salmastri finalizzata alla loro conservazione.

Materiali e metodi

I metodi per le analisi chimiche di routine delle acque e dei sedimenti, per la determinazione della biomassa delle macroalghe e per la stima del bilancio di massa dei solfuri sono riportati in dettaglio da Viaroli *et al.* (2000). Ai lavori di Welsh *et al.* (1999) e di Bartoli *et al.* (2000) si rinvia per le procedure sperimentali e le tecniche analitiche adottate nello studio dei carichi di azoto e dei processi chiave (flussi bentici, assimilazione da parte dei produttori, nitrificazione-denitrificazione) del ciclo di questo elemento. Ulteriori dettagli sugli esperimenti condotti sul controllo della mobilità dei solfuri e sul ciclo dell'azoto sono forniti nei paragrafi dedicati alla presentazione dei risultati.

La campagna di campionamenti di zooplancton nelle Valli di Comacchio è stata condotta con periodicità mensile dal gennaio 1997 al dicembre 1998 in nove stazioni localizzate nei tre principali bacini: Campo, Magnavacca e Fossa di Porto. I prelievi sono stati effettuati filtrando, per ogni campione, 50 l d'acqua attraverso una rete ad apertura di maglia di 50 μm. Copepodi e rotiferi sono stati per lo più identificati a livello di specie.

Risultati e conclusioni

Crescita e decomposizione di Ulva *e crisi distrofiche*

Nella Sacca di Goro, la crescita anomala di *Ulva* spp. è stata segnalata per la prima volta alla metà degli anni '80 (Viaroli *et al.*, 1992). I rilevamenti delle

biomasse effettuati con continuità nell'ultimo decennio (Viaroli *et al.*, 2000) hanno evidenziato andamenti stagionali con picchi pronunciati nel periodo tardo-primaverile, soprattutto nell'area più confinata della laguna, la Valle di Gorino (Fig. 1 e Fig. 2). In alcuni anni (dal 1990 al 1992 e poi ancora nel 1997 e nel 1998), nella parte centro-orientale della laguna è stato stimato un accumulo di biomassa macroalgale in peso fresco compreso tra 50.000 e 70.000 t. Sulla base dei dati di contenuto di carbonio per unità di peso della macroalga (Viaroli *et al.*, 1993) e dei tassi di decomposizione dei talli determinati in diverse condizioni sperimentali (Viaroli *et al.*, 1992), è stato possibile stimare il consumo potenziale di ossigeno impegnato nella degradazione delle biomasse accumulate nei mesi primaverili. Ad esempio, a fine maggio 1997, con temperature comprese tra 20° e 25°C e salinità tra 20 e 25, la disponibilità di ossigeno alla saturazione nella massa d'acqua non supera le 250 mmol m^{-2} a fronte di un consumo che, sull'assunzione realistica di tassi di decomposizione giornalieri del 5% della biomassa presente in quel periodo, può essere valutato in circa 1000 mmol m^{-2} d^{-1} (Fig. 2). In queste situazioni, che si connotano anche per il collasso della produzione macroalgale, si instaura una condizione di anossia che può persistere per più giorni portando alla liberazione di quantità consistenti di solfuri disciolti. Le crisi distrofiche estive che si sono verificate con ricorrenza annuale per tutto l'ultimo decennio, con particolare intensità nella Valle di Gorino (Fig. 3), hanno pertanto effetti devastanti sulle biocenosi lagunari; tali effetti possono essere tuttavia in parte attenuati da meccanismi di regolazione biogeochimica particolarmente attivi a livello dei sedimenti (Giordani *et al.*, 1996; Viaroli *et al.*, 1996, 2000).

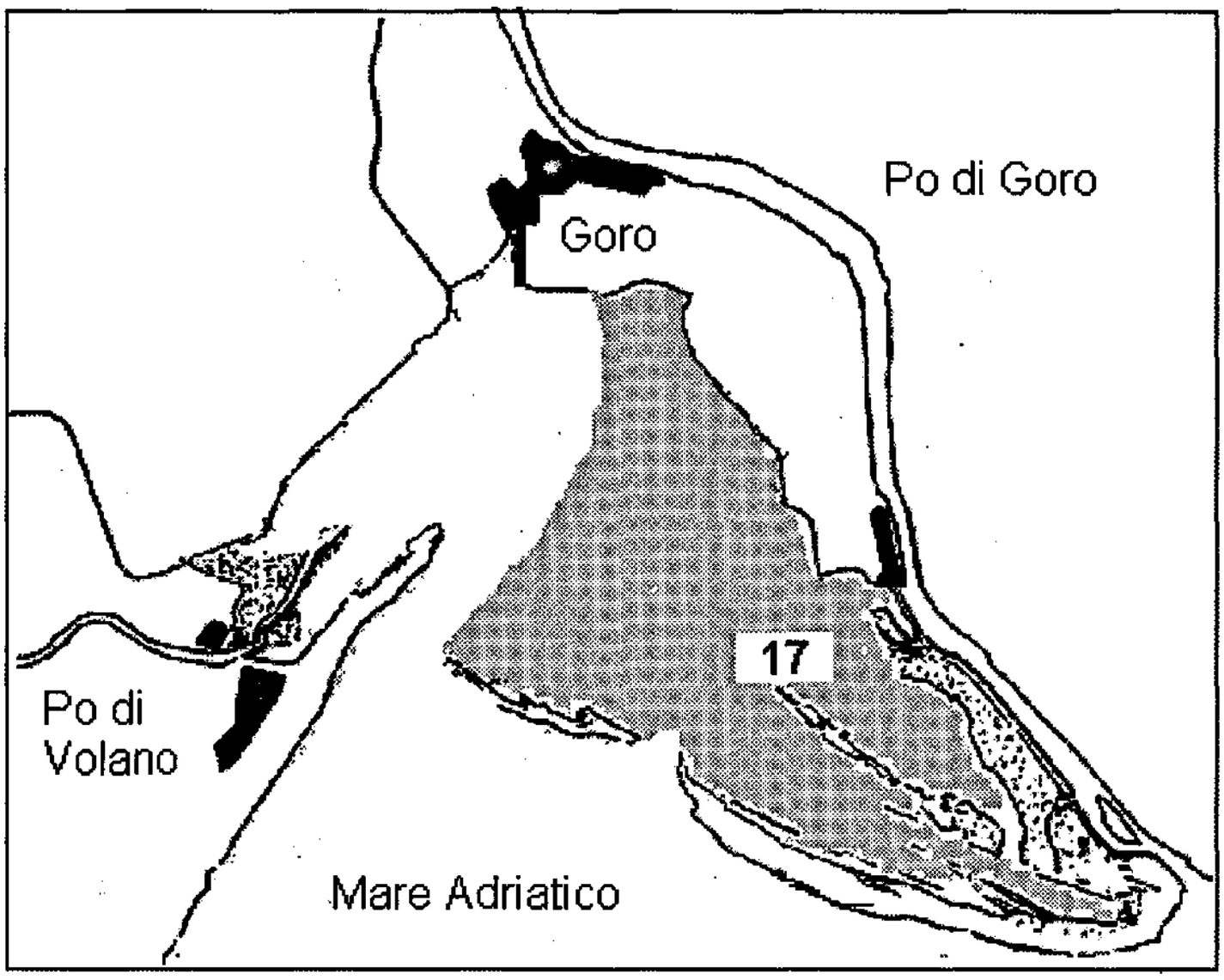


Fig. 1 - Mappa della Sacca di Goro: è indicata la stazione di campionamento (17) nella Valle di Gorino; l'area ombreggiata rappresenta l'areale di diffusione di *Ulva* a fine maggio 1997.

Map of the Sacca di Goro: the sampling station (17) in the Valle di Gorino is indicated; the area covered by Ulva *at the end of May 1997 is shaded.*

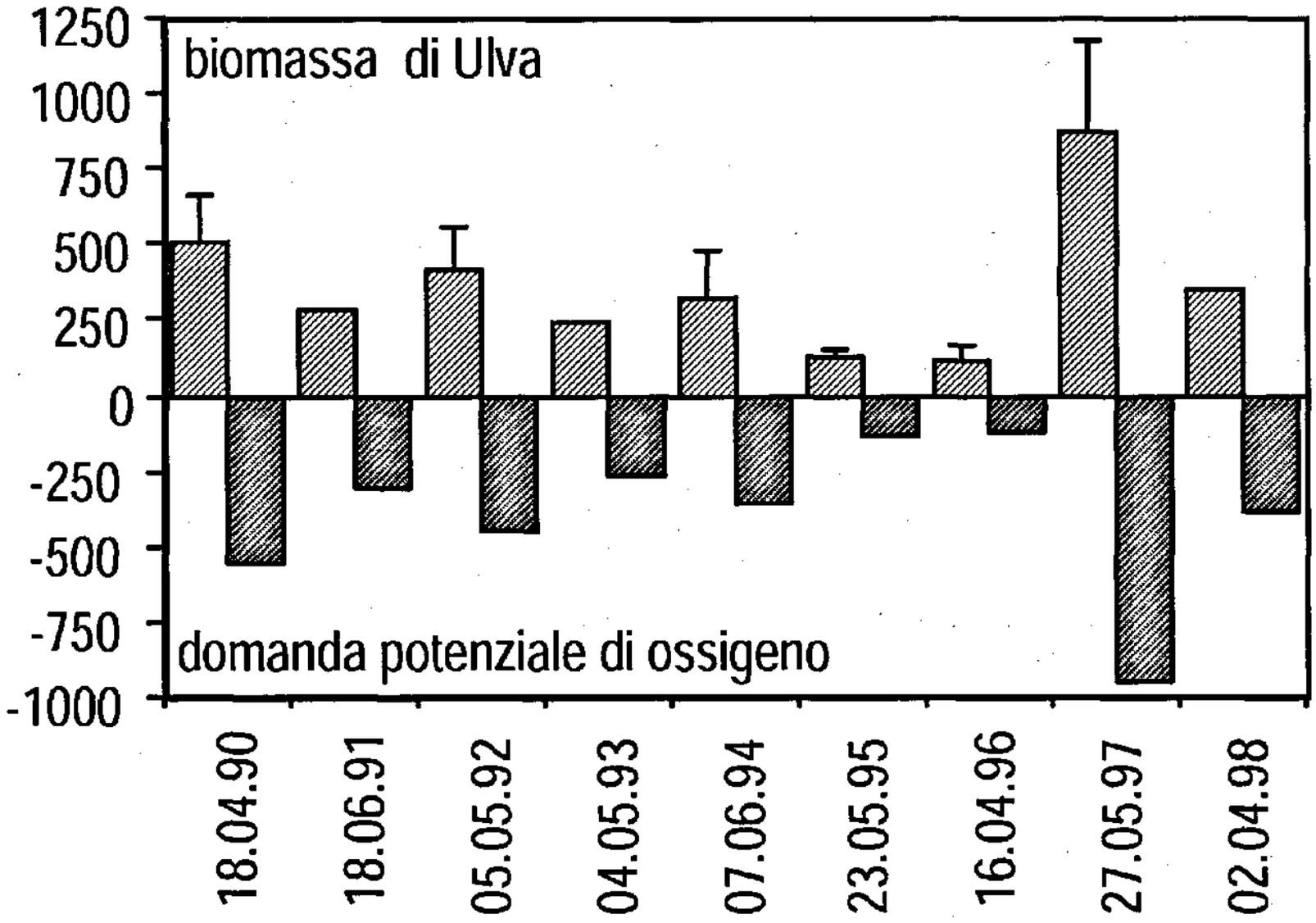


Fig. 2 - Stazione 17 nella Sacca di Goro: variazioni pluriennali dei picchi di biomassa di *Ulva* (g m^{-2}, come sostanza secca a 70°C) e dei valori del consumo potenziale di ossigeno (mmol m^{-2} d^{-1}) corrispondenti a tassi giornalieri di decomposizione del 5% della biomassa algale.

Station 17 in the Sacca di Goro (Fig.1): annual peaks of Ulva *biomass (g of dry weight at 70°C* m^{-2}*) and related potential oxygen consumption rates (mmol* m^{-2} d^{-1}*) due to daily 5% decomposition of the macroalgal biomass.*

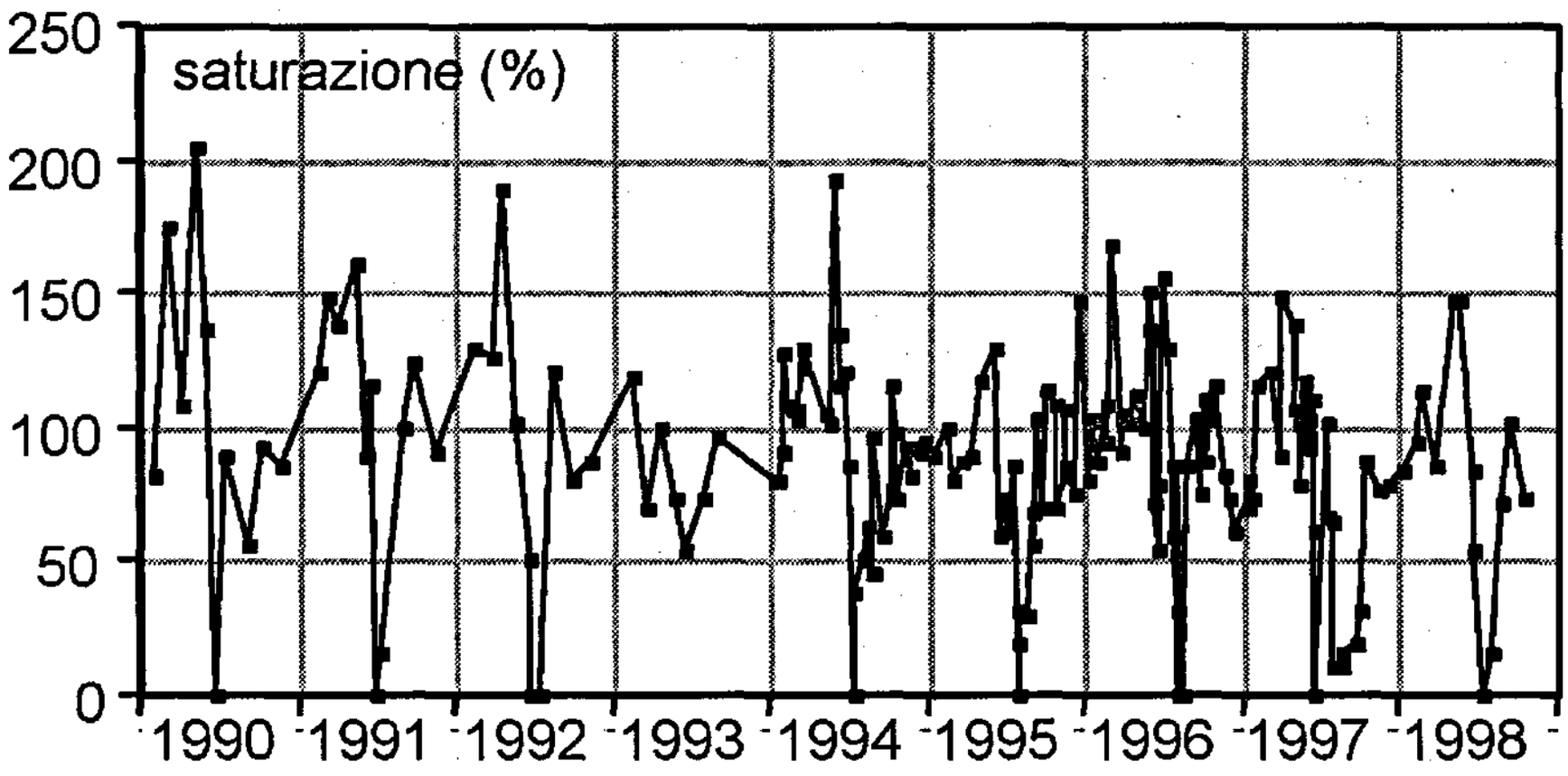


Fig. 3 - Stazione 17 nella Sacca di Goro: variazioni pluriennali della concentrazione dell'ossigeno disciolto nello strato d'acqua di fondo.

Station 17 in the Sacca di Goro (Fig. 1): long term changes in dissolved oxygen concentrations in the near bottom water layer.

Tab. 1 - Bilancio di massa dei solfuri (mmoli) in colture contenenti solo sedimento (S) e in colture con sedimento e biomassa di *Ulva* in decomposizione (SU) dopo 21 giorni di incubazione. AVS: acid volatile sulphide; CRS: chromium reducible sulphur; DS: quantità massima di solfuro libero disciolto rilevata nell'acqua. Sono riportati i valori di media±deviazione standard di 3 repliche.

Sulphide mass balance (mmoles) in microcosms containing only sediment (S) and sediment plus decomposing Ulva *thalli (SU) after 21 incubation days. AVS: acid volatile sulphide; CRS: chromium reducible sulphur; DS: maximum amount of dissolved free sulphide determined on the water. Averages with the standard deviations of 3 replicates are reported.*

	AVS	CRS	DS
S	6.20±0.87	26.05±1.84	0
SU	8.20±0.30	27.56±3.80	2.03±0.42

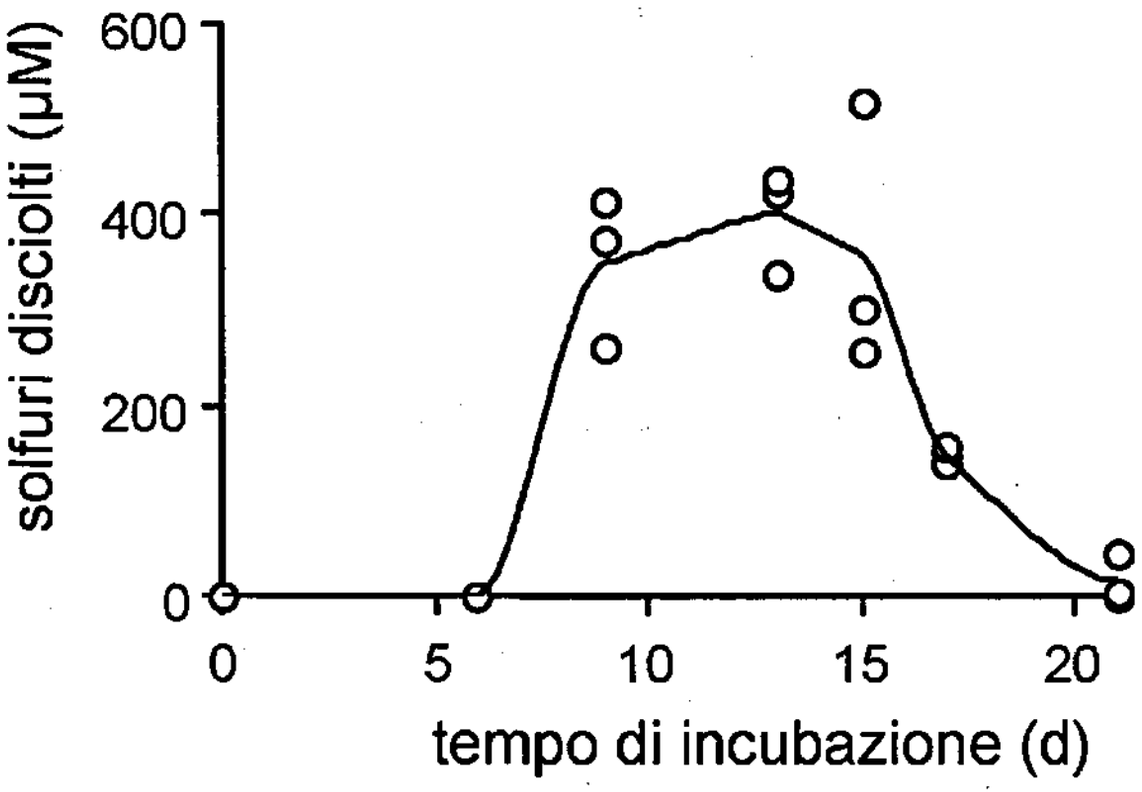


Fig. 4 - Variazioni temporali della concentrazione dei solfuri disciolti nell'acqua di colture contenenti sedimento e biomassa di *Ulva* in decomposizione.

Water dissolved free sulphide concentration changes in microcosms containing sediment and decomposing Ulva *thalli.*

Regolazione biogeochimica della mobilità dei solfuri

Un'importante funzione di controllo degli eventi distrofici è svolta dal sistema solfuro-monosolfuro ferroso-pirite. In particolare, lo ione ferroso prodotto in ambiente riducente è in grado di precipitare i solfuri attraverso la formazione di monosolfuro ferroso e pirite (Howart & Stewart, 1992; Smolders *et al.*, 1995; Giordani *et al.*, 1996). Conferme significative di questa funzione tampone sono state ottenute con un esperimento condotto su un set di sei acquari contenente ciascuno 4.7 l di acqua e sedimento superficiale (500 g di sostanza essiccata a 70°C) prelevati in Valle di Gorino (stazione 17, Fig. 1) in data 14 marzo 1998. Gli acquari sono stati tenuti al buio per tutta la durata dell'esperimento (tre settimane). Solo per i primi due giorni si è provveduto a mantenere l'ossigeno disciolto a saturazione. Successivamente, in tre dei sei acquari è stata aggiunta

biomassa di *Ulva* in forma di dischetti di 5 cm di diametro e in misura equivalente a 500 g di peso fresco m^{-2}. Sono state quindi seguite le variazioni temporali dei solfuri disciolti (DS) nell'acqua ed è stato valutato il bilancio di massa dei solfuri e dello zolfo ridotto nel sedimento nelle due diverse condizioni sperimentali (Tab. 1). Negli acquari con solo sedimento non è stata rilevata la presenza di DS, mentre in quelli contenenti *Ulva* sono state determinate concentrazioni di DS comprese tra 200 e 600 µM. L'incremento dei solfuri nell'acqua si è avuto dopo una fase di latenza di circa cinque giorni ed è stato seguito da una rapida diminuzione che può essere attribuita a processi sedimentari (Fig. 4). Il contenuto di zolfo riducibile con cromo (CRS, costituto da pirite e zolfo elementare) nel sedimento dei due tipi di colture non presenta differenze significative al test ANOVA. Il contenuto di solfuro acido-volatile (AVS, costituito da DS e, soprattutto, da monosolfuro ferroso) è invece più elevato nel sedimento delle colture contenenti *Ulva* (test ANOVA, $p<0.01$). Questa differenza corrisponde alla quota di solfuri disciolti accumulati nell'acqua. Se pure in tempi relativamente lunghi, il sistema sedimentario sembra dunque in grado di neutralizzare i DS rilasciati nel corso del processo di decomposizione delle biomasse macroalgali.

Regolazione del ciclo dell'azoto

Ricerche mirate sul ciclo dell'azoto sono state eseguite nel 1997 e nel 1998 in ambienti lagunari caratterizzati dalla prevalenza di diverse tipologie di comunità di produttori: nella Sacca di Goro è stata scelta, oltre all'area densamente colonizzata da *Ulva*, una stazione con dominanza di diatomee bentiche; un'altra stazione è stata fissata in una prateria di *Ruppia cirrhosa* situata nella Valle Smarlacca, un piccolo bacino della zona meridionale della Valle di Comacchio. Sono stati analizzati i flussi netti di nitrato, nitrito, ammonio e urea, i tassi di uptake da parte dei produttori e i processi di nitrificazione e denitrificazione. Il confronto tra i diversi habitat mostra differenze significative (Welsh *et al.*, 1999; Bartoli *et al.*, 2000; Viaroli *et al.*, 2000). Solo negli ambienti colonizzati da microalghe bentiche è stato osservato un ruolo importante della denitrificazione. Nelle praterie di fanerogame i flussi di azoto sono regolati principalmente dal-

Tab. 2 - Confronto tra metabolismo macroalgale assimilativo, metabolismo microbico dissimilativo e carichi di azoto nella stazione 17 della Sacca di Goro (Fig. 1) in due fasi distinte del ciclo di *Ulva* nel 1997.

Loadings of nitrogen, macroalgal nitrogen uptake and denitrification rates at the station 17 in the Sacca di Goro (Fig. 1) in two distinct phases of the Ulva *seasonal cycle during 1997.*

		Gennaio	Maggio
Carico esterno (N-totale)	mmol $m^{-2}d^{-1}$	26.0	19.6
Carico interno ($N\text{-}NH_4$)	mmol $m^{-2}d^{-1}$	1.5	6.8
Denitrificazione totale	mmol $m^{-2}d^{-1}$	1.5	2.6
N-uptake *Ulva* spp.	mmol $m^{-2}d^{-1}$	1.3	28.5
N-biomassa *Ulva* spp.	mmol m^{-2}	113	1250

l'assimilazione, dalla ritenzione nelle biomasse e dai tempi relativamente lunghi di decomposizione dei tessuti vegetali. Nei sistemi dominati da *Ulva* la denitrificazione ha un peso irrilevante rispetto ai flussi globali di azoto (Tab. 2): in inverno la disponibilità di azoto nitrico è elevata, ma i tassi di denitrificazione sono limitati dalle basse temperature; in primavera l'azoto inorganico viene immobilizzato nella biomassa macroalgale; all'inizio dell'estate la rapida decomposizione di questa biomassa determina condizioni di anossia e blocca di conseguenza l'ossidazione dell'ammonio rigenerato e quindi, in definitiva, il processo accoppiato di denitrificazione. L'azoto inorganico che si libera nella fase acuta della crisi anossica tende a favorire la crescita di altre specie, ad es. *Cladophora*, di macroalghe opportuniste ed efemerali.

La zooplancton delle Valli di Comacchio

Il confronto dei risultati della campagna di campionamenti del 1997-98 con quelli delle ricerche di Ceccherelli e Ferrari (1982) evidenzia cambiamenti rilevantissimi di struttura del popolamento (Tab. 3), riconducibili all'evoluzione di stato trofico delle acque delle valli. Negli ultimi decenni si è avuta una netta regressione della copertura a rizofite e la comunità di produttori è ora dominata da forme planctoniche, in particolare *Nannochloropsis* sp. (euglenoficee) e *Synechococcus* sp. (cianoficee) (Andreoli *et al.*, 1998). Nello zooplancton, rispetto agli anni settanta, si osserva una riduzione sensibile dell'abbondanza delle forme di più piccola taglia - tintinnidi e larve di bivalvi in particolare - e della diversità delle specie fitali di copepodi associabili alla presenza di macrofite. È aumentata in parallelo la diversità delle specie euplanctoniche (sia copepodi che rotiferi), ma il dato saliente è rappresentato attualmente dalla netta dominanza - in termini sia di densità che di biomassa - del calanoide *Acartia tonsa*, una specie che negli ultimi anni si è stabilmente insediata in molti ambienti lagunari del nord Adriatico. Nei campioni del 1997 oltre il 90% dello zooplancton è mediamente costituito da copepodi (Tab. 3): i copepoditi e gli adulti - con picchi di abbondanza di centinaia di ind l^{-1} - sono in larghissima parte di *A. tonsa* (del tutto trascurabile è l'incidenza numerica delle congeneriche *A. clausi* e *A. latisetosa*);

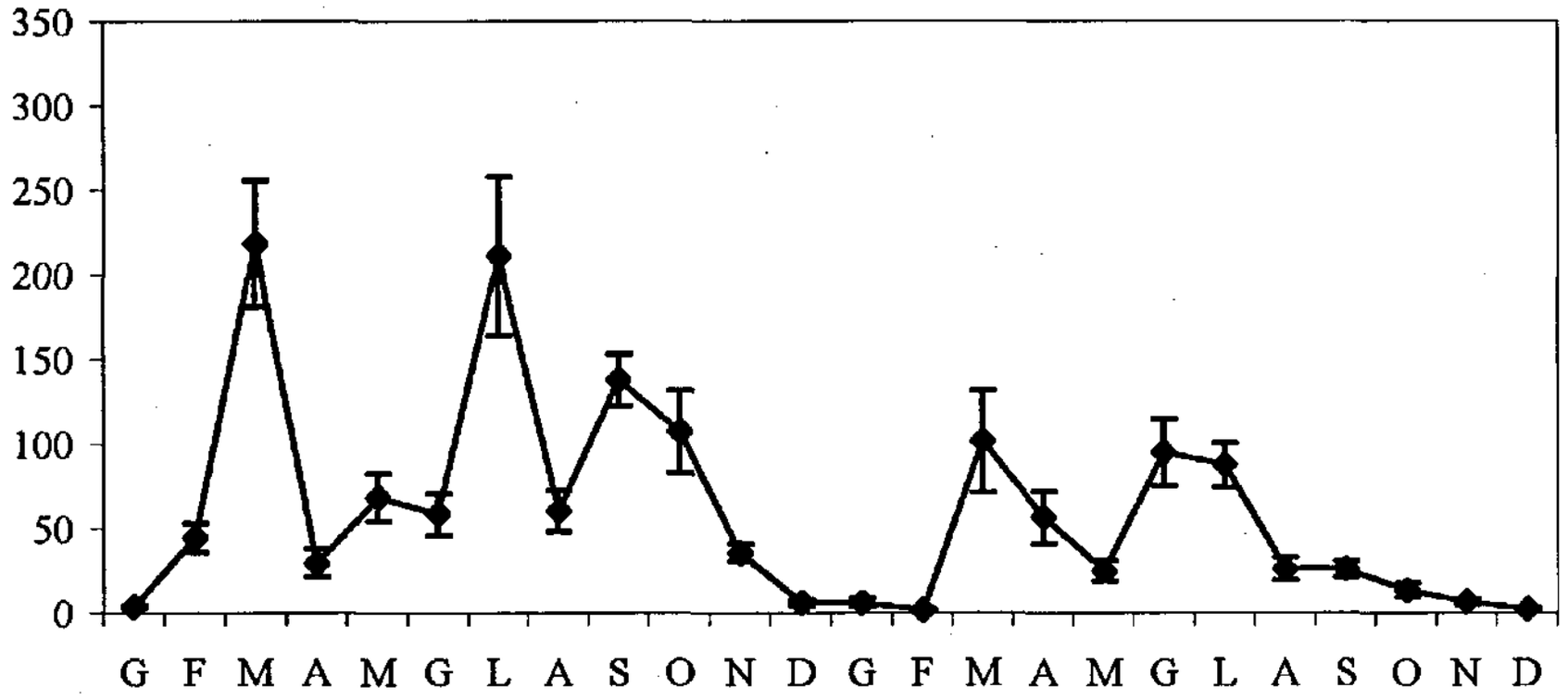
Tab. 3 - Cambiamenti nell'incidenza percentuale dei maggiori gruppi dello zooplancton nelle Valli di Comacchio.

Changes in the percent importance of the main zooplankton components in the Valli di Comacchio.

	Ceccherelli e Ferrari (1982)	Presente lavoro	
	1971-1973	**1997**	**1998**
	%	%	%
Tintinnidi	31,4	0,1	0,2
Rotiferi	3,7	2,6	13,6
Naupli copepodi	2,0	54,8	60,3
Copepodi (ad + cop.ti)	1,3	36,3	9,1
Larve policheti	4,3	3,9	6,6
Larve bivalvi	52,5	1,5	7,3
Altri taxa	4,8	0,8	2,8

alla stessa specie sono verosimilmente ascrivibili i naupli, che a livello di specie non sono stati classificati (Sei *et al.*, 1998). Il ridimensionamento dell'incidenza di *A. tonsa* che si verifica nel 1998 (Fig. 5) si accompagna a una riduzione sensibile di densità del popolamento totale.

Naupli di copepodi



Copepoditi e adulti di *Acartia*

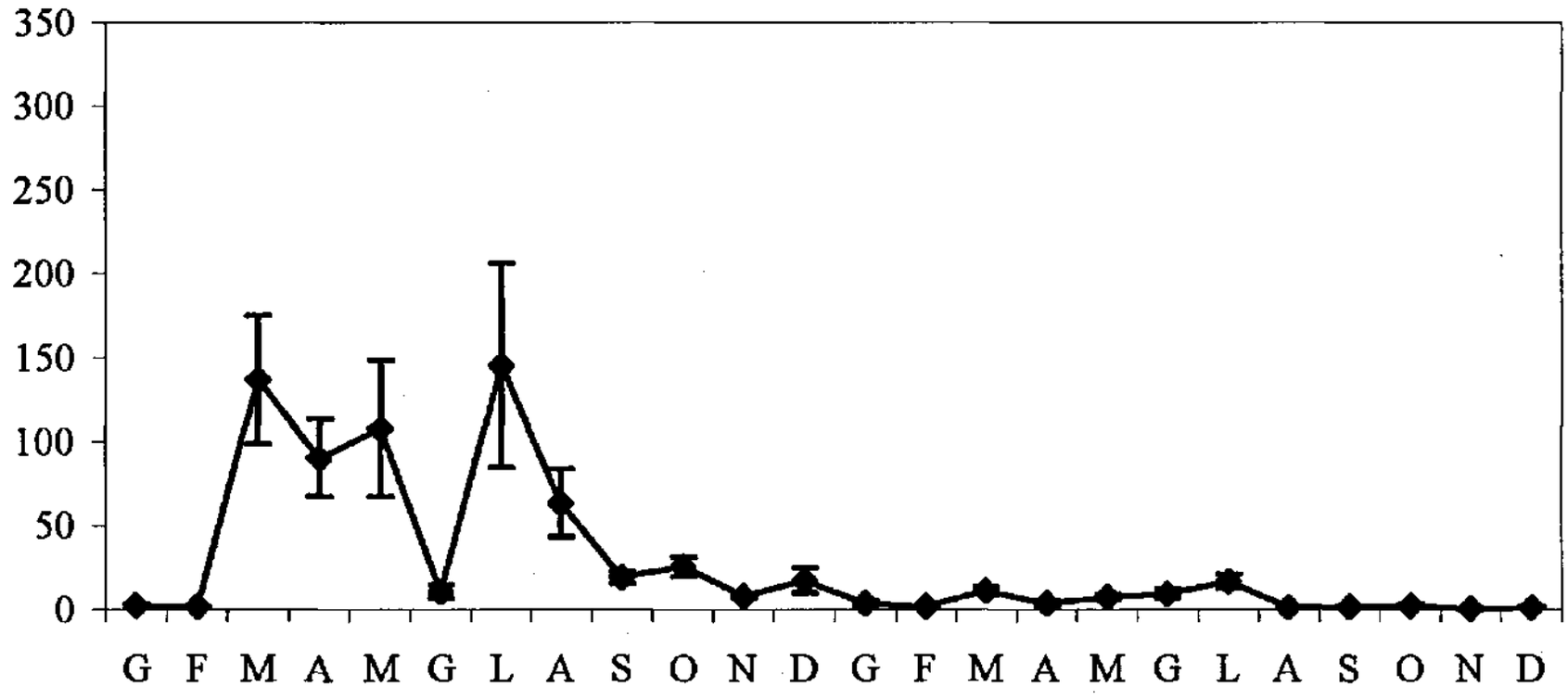


Fig. 5 - Densità dei naupli di copepodi e degli adulti e copepoditi di *Acartia* (pressoché esclusivamente rappresentata da *A. tonsa*) nelle Valli di Comacchio dal gennaio 1997 al dicembre 1998: sono riportati i valori di media ed errore standard relativi a 9 stazioni di campionamento.

Changes in densities of copepod nauplii and copepodites and adults of Acartia *(almost exclusively represented by* A. tonsa*) in 9 sampling stations of the Valli di Comacchio from January 1997 to December 1998: averages with the standard error values are reported.*

Riassumiamo in alcuni punti le indicazioni che riteniamo più rilevanti tra quelle sostenute dai risultati di queste ricerche sugli ambienti salmastri dell'area del Delta Padano.

1. È stata documentata la vulnerabilità dei sistemi indagati. Nello stesso tempo è stato approfondito lo studio di funzioni tampone attive a livello biogeochimico. È stato evidenziato il ruolo del pool sedimentario di ferro riducibile nella precipitazione dei solfuri disciolti durante le crisi anossiche estive che si verificano nelle aree lagunari invase da *Ulva*. Anche sul ciclo dell'azoto sono state fornite evidenze significative: in particolare si è visto che gli habitat con dominanza di microfitobentos possono dissipare, attraverso il meccanismo dell'accoppiamento nitrificazione - denitrificazione, il carico di azoto che ricevono; è stata anche valutata la capacità dei sistemi dominati da fanerogame radicate di controllare il ciclo dell'azoto e di mitigare gli effetti di un eccesso di carico.

2. In sostanza, la struttura delle comunità di produttori primari ha un'influenza decisiva sui flussi bentici di ossigeno disciolto e nutrienti e sui cicli biogeochimici e svolge dunque un ruolo determinante nel modulare e regolare gli effetti di perturbazioni esterne (Borum, 1996; Castel *et al.*, 1996; Valiela *et al.*, 1997). Il tema della vulnerabilità degli ambienti lagunari può essere dunque utilmente affrontato a scala di "landscape", considerando la rete di connessioni strutturali e funzionali tra i diversi habitat. È indubbio che nell'area del Delta Padano i biotopi caratterizzati dalla dominanza di microalghe bentiche o di rizofite possono costituire una "buffer zone" interposta tra le aree continentali e il mare.

3. Le indagini sugli indicatori biologici di vulnerabilità hanno fornito risultati di un certo interesse. I cambiamenti di composizione e struttura dello zooplancton nelle Valli di Comacchio appaiono evidenti quando il confronto è operato tra campioni dei primi anni settanta e campioni di fine anni novanta, meno comprensibili se si analizzano gli andamenti delle densità dei taxa dominanti in due anni consecutivi (1997 e 1998). Su ecosistemi come la Sacca di Goro e le Valli di Comacchio, per il loro grande interesse gestionale ma anche per la rilevanza scientifica delle ricerche che vi sono state svolte in passato, è indispensabile garantire la continuità di campagne di monitoraggio per la costituzione di serie di lungo termine di uno spettro quanto più ampio di dati ecologici.

4. Le esperienze sviluppate nell'ambito del Programma Cofin MURST 1997 coordinato da Focardi hanno stimolato rapporti di collaborazione tra le diverse unità contribuendo a rendere più matura e realistica la prospettiva di giungere a progetti integrati di ricerca finalizzati alla conoscenza e alla gestione dei sistemi lagunari a scala nazionale.

Summary

A summary of the results of research carried out in brackish water ecosystems of northern Adriatic Sea within the framework of the National Programme "Conservation of biodiversity and sustainable management of brackish biotopes along the Italian coast" is presented. This two-year programme (1997-1999) was cofunded by MURST, the Italian Ministry for Scientific Research and Technology, and was coordinated by Prof. S. Focardi, University of Siena. Four research themes were investigated:

1. the production and decomposition of plant biomass in relation to key mechanisms and processes of the nitrogen, phosphorus, iron and sulphur cycles;
2. the functions and responses of zooplankton with respect to environmental variability;
3. the genetic structure and variability of fish populations and their adaptability to environmental change;
4. a preliminary evaluation of the conservation status of the Italian coastal lagoons included among the sites selected for the "Natura 2000" project.

The present note deals with the results of the first two investigation fields. Monitoring and experimental research on production, decomposition and biogeochemical cycles were performed in different areas of the Sacca di Goro, a lagoon in the southern part of the Po River Delta, and the Valli di Comacchio. Benthic fluxes of dissolved oxygen and nutrients were analysed and sulphate reduction, nitrification and denitrification rates were measured. The vulnerability of the different biotopes appears to depend mostly on the growth patterns and distributions of the primary producers communities (phytoplankton, microbenthic algae, rooted phanerogams or floating macroalgae such as *Ulva* spp.). Buffering capacities associated with the sedimentary iron pools and coupled nitrification-denitrification were demonstrated. The buffering activity of the iron monosulphide-pyrite system against free sulphides was investigated in detail.

Structure, seasonal succession and space distribution of zooplankton were studied over a two year period (1997-1998) in the Valli di Comacchio, a brackish water system which during the last decades has been subjected to intense eutrophication causing a dramatic decline in the submerged seagrass populations. The evolution of zooplankton related to environmental changes was evaluated by comparing the results of this sampling campaign with previous studies carried out in the early seventies. The most relevant change concerns the invasion of the calanoid *Acartia tonsa*: the occurrence of this species and its high abundance contribute to strengthen the trophic role of the plankton compartment in the valli.

Bibliografia

ANDREOLI F., MORO I., TOGNETTO L. (1998) - Il fitoplancton delle Valli di Comacchio da gennaio a dicembre 1997. Atti del Convegno: "Risanamento e tutela delle Valli di Comacchio fra conservazione ambientale e valorizzazione produttiva", Ferrara, 25 settembre 1998. *Laguna*, **5** (suppl.): 16-23.

ANTONIETTI R., ANELLI S., MARCHIANI C., MONTANINI E., FERRARI I. (1998) - Limiti e potenzialità del "Database Bioitaly". *S.It.E. Notizie*, **18**: 16-29.

BARTOLI M., CATTADORI M., GIORDANI G., VIAROLI P. (1996) - Benthic oxygen respiration, ammonium and phosphorus regeneration in surficial of the Sacca di Goro (Northern Italy) and two French coastal lagoons. *Hydrobiologia*, **329**: 143-159.

BARTOLI M., CASTALDELLI G., NIZZOLI D., GATTI L.G., VIAROLI P. (2001) - Benthic Fluxes of Oxygen, Ammonium and Nitrate and Coupled-uncoupled Denitrification Rates within Communities of Three Different Primary Producer Growth Forms. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean Ecosystems Structure and Processes*, Springer-Verlag, Italia: 225-233.

BORUM J. (1996) - Shallow waters and land/sea boundaries. In: Jørgensen B.B., Richardson K. (eds), *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies, American Geophysical Union, **52**: 179-203.

CASTEL J., CAUMETTE P., HERBERT R. (1996) - Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by the bassin d'Arcachon and the étang du Prévost. *Hydrobiologia*, **329**: 9-28.

CECCHERELLI V.U., FERRARI I. (1982) - Annual and seasonal variations of zooplankton in a shallow water lagoon system, the Valli di Comacchio. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **14**: 337-350.

FERRARI I., ANTONIETTI R., MARCHIANI C., COLOMBI C. (1999) - Caratterizzazione ecologica delle zone umide costiere attraverso il data-base Bioitaly. IX Congresso Nazionale S.It.E.: 128-129.

GIORDANI G., BARTOLI M., CATTADORI M., VIAROLI P. (1996) Sulphide release from anoxic sediments in relation to iron availability and organic matter recalcitrance and its effects on inorganic phosphorus recycling. *Hydrobiologia*, **329**: 211-222.

GIORDANI G, AZZONI R., BARTOLI M., VIAROLI P. (1997) - Seasonal variations of sulphate reduction rates, sulphur pools and iron availability in the sediment of a dystrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Water, Air and Soil Pollution*, **99**: 363-371.

HOWART RW, STEWART J.W.B. (1992) - The interactions of sulphur with other element cycles in ecosystems. In: Howart R.W., Stewart J.W.B., Ivanov M.U. (eds), *Sulphur cycling on the*

continents: wetlands, terrestrial ecosystems and associated water bodies. SCOPE 33, J. Wiley and Sons, New York, NY: 67-84.

NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G., TAGLIAVINI J. (2000) - A first description of an additional phosphoglucomutase locus in *Knipowitschia panizzae* (Teleostei, Gobiidae) from Italian lagoons. *Italian Journal of Zoology*, **67** (3): 277-279.

SEI S., FERRARI I., GHION F. (1998) - Monitoraggio delle condizioni ambientali di Comacchio. Lo zooplancton. Atti del Convegno: "Risanamento e tutela delle Valli di Comacchio fra conservazione ambientale e valorizzazione produttiva", Ferrara, 25 settembre 1998. *Laguna*, **5** (suppl.): 28-35.

SMOLDERS A., NIJBOER R.C., ROELOFS J.G.M. (1995) - Prevention of sulphide accumulation and phosphate mobilization by the addition of iron (II) chloride to a reduced sediment: an enclosure experiment. *Fresh Biol*, **34**: 559-568.

VALIELA I., MCLELLAND J., HAUXWELL J., BEHR P.J., HERSH D., FOREMAN K. (1997) - Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol Oceanogr.*, **42**: 1105-1118.

VIAROLI P., PUGNETTI A., FERRARI I. (1992) - *Ulva rigida* growth and decomposition processes and related effects on nitrogen and phosphorus cycles in a coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta). In: Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V. U., Rossi R. (eds), *Marine eutrophication and population dynamics,* Proc. 25th EMBS. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 77-84.

VIAROLI P., NALDI M., CHRISTIAN R. R., FUMAGALLI I. (1993) - The role of macroalgae and detritus in the nutrient cycles in a shallow-water dystrophic lagoon. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **25**: 1048-1051.

VIAROLI P., BARTOLI M., BONDAVALLI C., CHRISTIAN R. R., GIORDANI G., NALDI M. (1996) - Macrophyte Communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environments. *Hydrobiologia*, **329**: 105-119.

VIAROLI P., AZZONI R., BARTOLI M., GIORDANI G., TAJÈ L. (2001) - Evolution of the Trophic Conditions and Dystrophic Outbreaks in the Sacca di Goro Lagoon (Northern Adriatic Sea). In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean Ecosystems Structure and Processes*, Springer-Verlag Italia: 467-475.

WELSH D.T., BARTOLI M., RIOU S.A., BENATTI M. (1999) - Variations in community primary productivity, inorganic-N fluxes and denitrification rates in seagrass meadows of coastal lagoons of differing eutrophication status. *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, **13** (1): 65-74.

Ricerche eseguite sui fondi Cofin MURST 1997 assegnati al Programma Nazionale "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane" (coordinatore Prof. S. Focardi, responsabile dell'unità di ricerca di Parma Prof. I. Ferrari).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 452-461

M. INNAMORATI, C. MELILLO, L. MASSI

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

LA GESTIONE IDRAULICA E ITTICA, GLI APPORTI ANTROPICI E NATURALI PER LA DEGRADAZIONE DELLA LAGUNA DI ORBETELLO

THE HYDRAULIC AND FISHING MANAGEMENT, THE ANTHROPIC AND NATURAL WASTES, FOR THE ORBETELLO LAGOON DEGRADATION

Abstract

The Orbetello Lagoon is affected by eutrophication mainly because of the artificial limitation of the exchanges with the sea to fishing purposes. The evolution of the spatial distribution of °C, S‰, g_t, DO, pH, Eh, NO_2, NO_3, NH_3, TN, PO_4, TP, chl, phaeopigments, TOC and DOC has been studied since 1995. Spectral variance analysis shows the solar frequency of 1 cycle per year dominant in all variables; the ones connected to microbiological and primary production activity, include also the high frequencies ranged from 2 to 6 cycles per year, which are induced by eutrophication processes. As variance analysis shows, there is a spatial heterogeneity that is induced by the flows of tide, river and of piscicoltures and urban wastes, which do not affect the greater part of the lagoon. The nutrients supply from sediments is 90% of the whole contribution to the lagoon. For the restoration and compatible development of the Orbetello Lagoon it is necessary a greater exchange between the sea and the lagoon.

Key-words: *Orbetello Lagoon, variance spectra, eutrophication, sediments.*

Introduzione

Dal 1995 studiamo l'evoluzione temporale della distribuzione spaziale dei fattori ambientali, della biomassa microalgale e le loro interdipendenze nella Laguna di Orbetello. I risultati sono stati pubblicati in: Innamorati *et al.* (1996); Cartei e Innamorati (1997) (a); Cartei e Innamorati (1997) (b); Cartei *et al.* (1998); Innamorati (1998); Innamorati *et al.* (2000). Il risultato più importante è che il principale responsabile della degradazione della laguna è la sostanza organica del sedimento che costituisce una riserva di nutrienti pari al 90% degli apporti nel corpo d'acqua, i quali vanno ad incrementare la produzione primaria provocando l'eutrofizzazione, le crisi anossiche e le conseguenti morie di pesce ed organismi bentonici: solo un forte aumento degli scambi con il mare potrà arrestare la degradazione.

Invece gli scambi con il mare sono e vengono mantenuti scarsi tramite antichi canali, nei quali il flusso è da sempre regolato al fine della produzione ittica. Infatti le sezioni dei canali di accesso al mare, pur piccole, sono dimezzate da griglie, mentre la comunicazione con il fiume Albegna è controllata con delle chiuse che vengono manovrate indipendentemente dai suoi apporti nutritizi. Questa gestione favorisce la stagnazione delle acque, l'ipertrofia e l'anossia del fondale. In estate, per evitare lo sviluppo dell'anossia notturna e compensare l'evaporazione diurna, vengono attivate delle idrovore che pompano il mare in laguna, ma la spesa è molta, l'effetto è scarso, perché riguarda appena un terzo del bacino.

Con questo lavoro vengono aggiornati i risultati precedentemente pubblicati ed analizzata la struttura temporale delle variazioni delle caratteristiche della laguna unitamente ad un affinamento della stima degli apporti dai sedimenti e dagli scarichi.

Metodi

Le variabili in seguito riportate sono state rilevate quindicinalmente su 6 stazioni e stagionalmente su 23, nei due periodi: 10/09/1995 - 04/10/1997 e 28/05/1998 - 09/03/2000. Nell'acqua sono stati misurati: °C, S‰, g_t, DO, pH, Eh ogni 10 cm di profondità con CTD (Idronaut, Ocean Seven 401), e analizzati NO_2, NO_3, NH_3, TN, PO_4, TP, Chl (clorofeopigmenti), Feo (feopigmenti) (Innamorati *et al.*, 1990), CDOM (Bricaud *et al.*, 1981), nei campioni prelevati a 30 cm. Sono poi stati calcolati: DIN=NO_2+NO_3+NH_3, NP=TN-DIN, PP=TP-PO_4. Dall'aprile 1999 al marzo 2000 sono stati anche analizzati TOC e DOC (TOC Shimadzu 5000A).

Per l'O_2 disciolto è stata effettuata la misura polarografica con il sensore della batisonda. Infatti rispetto all'analisi secondo Winkler, che rileva la concentrazione di tutto l'O_2 presente, anche quello sequestrato o legato debolmente che non è disponibile per gli organismi, la prima misura l'attività dell'O_2, cioè solo quello attivo, effettivamente disciolto e disponibile, che è biologicamente rilevante (Hitchman, 1978; p. 213). In secondo luogo è importante la grandezza definita da Vollenweider (Vollenweider *et al.*, 1998), e da noi denominata anomalia di ossigeno, poiché è il valore assoluto della differenza tra 100 e l'attività di O_2 disciolto, rapportata alla concentrazione di saturazione ed espressa in %, che rappresenta il surplus o il deficit rispetto all'equilibrio chimico fisico, dal quale l'attività biologica, come consumo microbico o produzione fotosintetica, determina l'allontanamento.

Ad iniziare dall'agosto '98 e fino all'ottobre '99, in alcune campagne di campionamento, sono state prelevate da 1 a 6 carote di sedimento (carotatore a gravità Hydrobios) in modo da avere per tutte le stazioni dei campioni replicati dai quali trarne una media rappresentativa per l'intera laguna. Sui primi 10 cm delle carote sono stati analizzati: la sostanza organica (peso secco-ceneri); i nutrienti contenuti nell'acqua interstiziale ottenuta dal sedimento fresco per centrifugazione a 1500*g* per 15'; il TN ed il TP, presenti nel corpo di fondo.

La struttura della variazione temporale è stata analizzata mediante gli spettri di varianza delle serie temporali di ciascuna variabile in ciascuna stazione. A causa dell'interruzione dei rilevamenti dall'ottobre 1997 al maggio 1998 (per mancanza di finanziamenti) l'analisi è stata svolta ricostituendo la continuità sincronizzando le serie con il ciclo climatico solare: cioè facendo seguire al settembre 1997 l'ottobre 1998, ottenendo così una serie di ca. 3 anni. In tal modo non si perdono i forti effetti dei cicli climatici annuali e stagionali sulle variabili e l'eventuale variazione caotica imposta dall'eutrofizzazione. Questa permane caotica nella serie ricostruita ed è costituita da frequenze più alte delle annuali e stagionali che permangono in diversi tronconi della serie, senza togliere così la possibilità del confronto fra variabili con maggiore o minore frequenza. È questo confronto l'obbiettivo principale dell'analisi e non certo l'identificazione dei periodi delle alte frequenze. L'interpolazione lineare dei pochi dati mancanti, la verifica della stazionarietà delle serie, il loro smussamento (medie mobili di 3° ordine), il calcolo della serie di autocovarianze fino alla frequenza di Nyquist =(N/2)+1, la filtrazione

del rumore di fondo di queste e la trasformata di Fourier (normale e non FFT) per ottenere lo spettro, tutto è stato elaborato con un programma di uno di noi (Massi) seguendo Jenkins e Watts (1968) e Halberg e Panofsky (1961).

La differenza tra le 6 stazioni è stata stimata mediante l'analisi della varianza tra le 6 serie temporali delle variabili rilevate. Su queste sono state già svolte altre analisi (Innamorati et al., 2000) confrontando le stazioni e le lagune, dopo accertamento della normalità ed opportune trasformazioni: ordinamento rispetto all'informazione totale, analisi discriminante tra le 6 stazioni e le 2 lagune, analisi della varianza tra le stazioni. Quest'ultima viene qui aggiornata con altri 18 campionamenti.

Risultati

In Tab. 1 sono riportate le medie $\bar{x}$, lo scarto quadratico medio s ed il coefficiente di variazione C.V. delle variabili rilevate nei due periodi di campionamento. Le caratteristiche generali di eutrofizzazione, con abbondanza di nutrienti, di biomassa fitoplanctonica ed alta variabilità, permangono nei due periodi, nonostante che nel secondo vi siano segnali di una lieve diminuzione dell'anomalia di ossigeno (D%O), di quasi tutti i nutrienti azotati, di quelli fosfati, dei clorofeopigmenti, dei feopigmenti ed un aumento dell'Eh e del pH. NO_2, NO_3, NH_3, PO_4 clorofeopigmenti, feopigmenti, e D%O presentano i maggiori C.V. in entrambi i periodi e le lagune.

Nella Fig. 1 sono riportati gli spettri di varianza standardizzati $s^2(\nu)100/s^2$, che rappresentano la distribuzione della percentuale della varianza totale di ciascuna variabile in funzione della frequenza espressa in cicli all'anno: $\nu=1/a$. L'integrale di ciascuno spettro è il 100%. In alcuni casi lo spettro si addossa verso lo zero, cioè a frequenze minori di quella di 0.3/a (periodo 3.3 anni), che è la frequenza più bassa risolvibile data la lunghezza delle serie e la frequenza di campionamento di 24/a da noi usata. Questo addossamento è un'alterazione (*aliasing,* da *alias*) dello spettro, spesso inevitabile, che è priva di significato essendo un artificio da campionamento: si trasferisce alle basse frequenze una quantità di varianza pertinente alle frequenze più alte di quella di campionamento alla quale sfuggono come tali.

Dalla Fig. 1 risulta chiaro che gli spettri aumentano di complessità passando dalle variabili di tipo fisico a quelle biologicamente determinate. Comunque tutte le variabili hanno una forte componente stagionale, essendo prevalentemente determinate dalla frequenza solare di 1/a, nella quale si concentra la maggior parte della varianza. In particolare, quelle controllate direttamente ed esclusivamente dai fattori fisici del clima (irradianza, piovosità, evaporazione) come la temperatura dell'acqua e la salinità, hanno uno spettro puro, "monocromatico". Quelle chimico-fisiche, pH ed Eh, collegate all'attività biologica, sono anch'esse a forte componente climatica, pur presentando l'aliasing e mostrando delle oscillazioni di piccola ampiezza, attorno ai 2.5 e 4.5/a (periodi di 5 e 3 mesi circa). Quelle chimiche, dipendenti dall'attività microbica e fitoplanctonica, alcune hanno il massimo in inverno come NO_2 ed NO_3 (Cartei *et al.*, 1998; Innamorati, 1998), mentre NH_3 e PO_4 sfalsano la varianza verso 2, 3, 4/a. Gli spettri delle variabili biologiche (Chl, Feo), o con una componente biologica (TN, NP, TP, PP) presentano la maggiore complessità direttamente determinata dall'eutrofizzazione. In condizioni di normalità la biomassa fitoplanctonica dovrebbe presentare un'unica

Tab. 1 - Media $\bar{x}$ scarto quadratico medio *s* e coefficiente di variazione C.V. delle variabili rilevate nell'acqua della Laguna di Orbetello nei due periodi di campionamento.

Mean $\bar{x}$ standard deviation s and variation coefficient C.V. of the variables sampled in the Orbetello Lagoon waters during the two sampling periods.

	Ponente				Levante				Laguna			
Settembre 1995 – Ottobre 1997												
	N	$\bar{x}$	*s*	C.V.%	N	$\bar{x}$	*s*	C.V.%	N	$\bar{x}$	*s*	C.V.%
°C	116	19.31	6.12	31.71	117	19.37	6.44	33.23	233	19.34	6.27	32.41
S‰	114	36.77	3.99	10.85	117	36.66	4.15	11.32	231	36.71	4.06	11.07
DO mg/l	113	7.30	1.50	20.53	114	7.64	1.95	25.57	227	7.47	1.75	23.38
D%O	112	14.13	12.72	90.00	114	19.06	19.01	99.74	226	16.62	16.35	98.40
Eh mV	116	94.69	50.22	53.04	117	96.26	51.31	53.30	233	95.48	50.67	53.07
pH	116	7.90	0.22	2.72	117	7.95	0.28	3.56	233	7.93	0.25	3.18
NO_2 μM	116	1.40	2.46	175.58	117	1.58	3.42	216.03	233	1.49	3.01	201.44
NO_3 μM	116	4.40	6.75	153.24	116	2.63	3.95	150.19	232	3.52	5.66	160.77
NH_3 μM	116	7.22	6.77	93.80	117	7.53	10.82	143.66	233	7.37	9.08	123.16
TN μM	116	65.12	22.83	35.05	117	68.71	19.91	28.98	233	66.92	21.54	32.19
NP μM	116	52.10	19.51	37.44	116	57.04	16.54	28.99	232	54.57	18.27	33.48
PO_4 μM	116	0.12	0.09	79.83	117	0.18	0.19	107.87	233	0.15	0.16	105.01
TP μM	116	1.08	0.68	63.20	117	1.44	0.63	43.70	233	1.26	0.68	54.06
PP μM	116	0.96	0.68	71.02	117	1.26	0.54	42.80	233	1.11	0.63	56.94
chl mg/m³	116	7.03	8.49	120.88	117	9.14	9.03	98.78	233	8.09	8.81	108.95
feo mg/m³	116	2.61	5.41	206.99	117	3.54	5.47	154.71	233	3.08	5.45	177.09
Maggio 1998 – Marzo 2000												
°C	92	18.93	7.21	38.10	95	18.33	7.48	40.79	187	18.63	7.33	39.38
S‰	92	38.41	3.32	8.63	94	36.34	3.91	10.75	186	37.36	3.76	10.07
DO mg/l	92	7.11	1.54	21.59	95	7.29	1.62	22.21	187	7.20	1.58	21.89
D%O	92	13.65	9.921	72.66	95	13.83	10.65	77.06	187	13.74	10.26	74.70
Eh mV	92	109.37	44.64	40.82	95	116.60	48.98	42.01	187	113.04	46.91	41.50
pH	92	8.02	0.27	3.40	95	8.01	0.28	3.43	187	8.02	0.27	3.41
NO_2 μM	92	1.15	2.19	191.09	95	2.06	3.87	187.73	187	1.61	3.18	197.51
NO_3 μM	92	3.30	6.85	207.17	95	3.53	5.57	157.49	187	3.42	6.21	181.60
NH_3 μM	92	4.53	4.17	92.00	95	5.81	6.72	115.52	187	5.18	5.63	108.66
TN μM	92	63.92	19.22	30.08	95	73.69	21.53	29.22	187	68.88	20.96	30.42
NP μM	92	54.94	16.14	29.37	95	61.91	20.95	33.84	187	58.48	19.01	32.51
PO_4 μM	92	0.16	0.20	123.87	95	0.11	0.09	80.73	187	0.13	0.16	115.67
TP μM	92	1.12	0.56	50.24	95	1.20	0.86	72.32	187	1.16	0.73	63.15
PP μM	92	0.96	0.50	51.83	95	1.09	0.81	74.52	187	1.03	0.68	66.07
TOC μM	52	398.58	131.83	33.08	54	442.88	110.71	25.00	106	421.15	122.98	29.20
DOC μM	52	358.45	114.54	31.95	54	414.76	114.68	27.65	106	387.14	117.52	30.36
POC μM	52	40.99	53.48	130.49	53	28.70	22.90	79.78	105	34.78	41.27	118.64
chl mg/m³	92	4.50	3.81	84.56	95	5.97	5.70	95.45	187	5.25	4.91	93.45
feo mg/m³	92	1.09	1.45	133.16	95	1.65	2.46	149.59	187	1.37	2.04	148.80

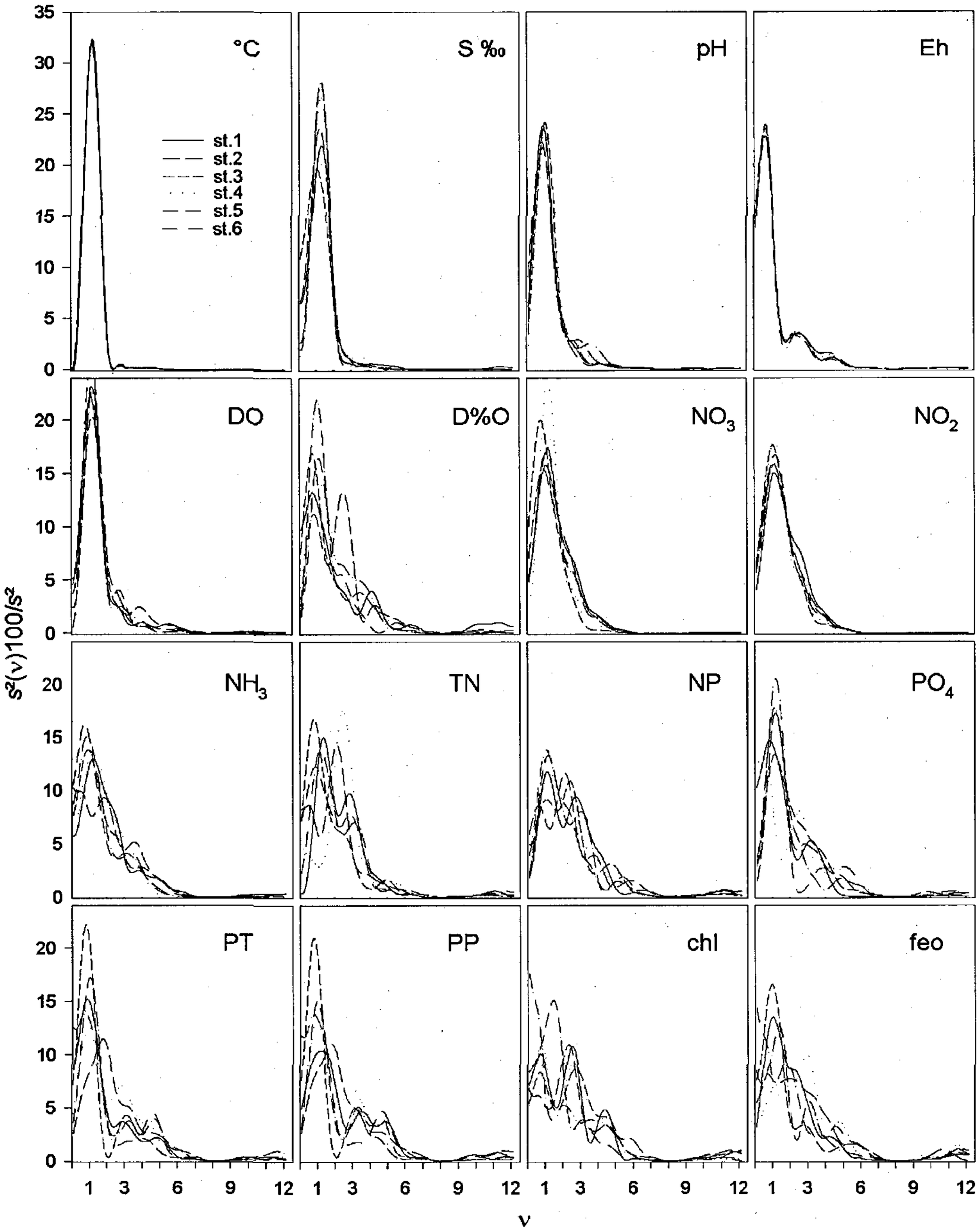


Fig. 1 - Spettri di varianza $s^2(\nu)$ delle serie temporali di ciascuna variabile standardizzati rispetto alla varianza totale, $s^2(\nu)100/s^2$, in funzione della frequenza espressa in cicli all'anno, $\nu=1/a$.

Variance spectra $s^2(\nu)$ of the time series of each variable versus the frequency ν, cycles per year, standardized to the total variance: $s^2(\nu)100/s^2$.

frequenza di 2/a, riflettendo le 2 fioriture primaverile ed autunnale. Al contrario nella laguna si hanno più fioriture che sono una delle anomalie indotte dall'eutrofizzazione.

Le stazioni 1, 3 e 4 sono collocate agli sbocchi della laguna e subiscono in modo sporadico e controllato artificialmente, gli effetti del flusso mareale, delle idrovore, del fiume e dello scarico fosfatico delle itticolture, mentre le stazioni 2, 5 e 6 sono rappresentative della maggiore parte dello specchio d'acqua lagunare.

Infatti la Tab. 2 mostra che le serie temporali di Chl, Feo NO_3, S‰ e PO_4, differiscono significativamente a causa delle stazioni 1, 3 e 4 perché la 1 ha il minor contenuto di clorofeopigmenti e feopigmenti contenuti nel flusso marino, la 3 subisce l'apporto di NO_3 dal fiume e la 4 quello di PO_4 dai reflui delle itticolture (1 m^3/s), la cui acqua è prelevata dal sottosuolo ed ha minor salinità (20‰) della laguna. Togliendo dall'analisi la stazione responsabile, le 5 rimanenti non differiscono più tra di loro, dimostrando, senza ricorrere ai test a posteriori (Duncan, SNK, etc. ad incerto livello di protezione probabilistica Sokal e Rohlf, 1969; SPSS, 1996),che, nella porzione libera da tali apporti, la laguna è sostanzialmente omogenea. Anche negli spettri si possono rilevare tali disturbi alla 1, 3 e 4 mentre la 2, 5 e 6 risultano le più "normali" mantenendo distinto il segnale climatico in tutti i nutrienti e nel PO_4 in particolare.

Ciò amplia ed approfondisce l'indicazione che più del 70% di tutta la variazione di tutte le variabili è data, nell'ordine, dalle serie temporali di NO_2, Feo, D%O ed Eh che sono quelle tra le più sensibili all'eutrofizzazione (Innamorati *et al.*, 2000).

Tab. 2 - Analisi della varianza tra le serie temporali delle variabili delle 6 o 5 stazioni. N=numero dei campioni; *=*P*=0.05; **=*P*=0.01; ***=*P*=0.001

*Variance analysis among time series of the variables of the 6 or 5 stations; N=number of samples, *=P=0.05; **=P=0.01; ***=P=0.001*

variabili	6 stazioni		5 stazioni		
	N	F	stazione eliminata	N	F
°C	420	0.05			
S‰	417	2.91*	4	344	1.75
DO	411	2.15			
D%O	409	0.84			
pH	420	0.66			
Eh	420	0.59			
NH_3	398	0.60			
NO_2	419	1.71			
NO_3	405	3.53**	3	344	1.41
PO_4	414	4.57***	4	344	1.86
chl	420	7.99***	1	349	0.60
feo	393	4.59***	1	325	0.17

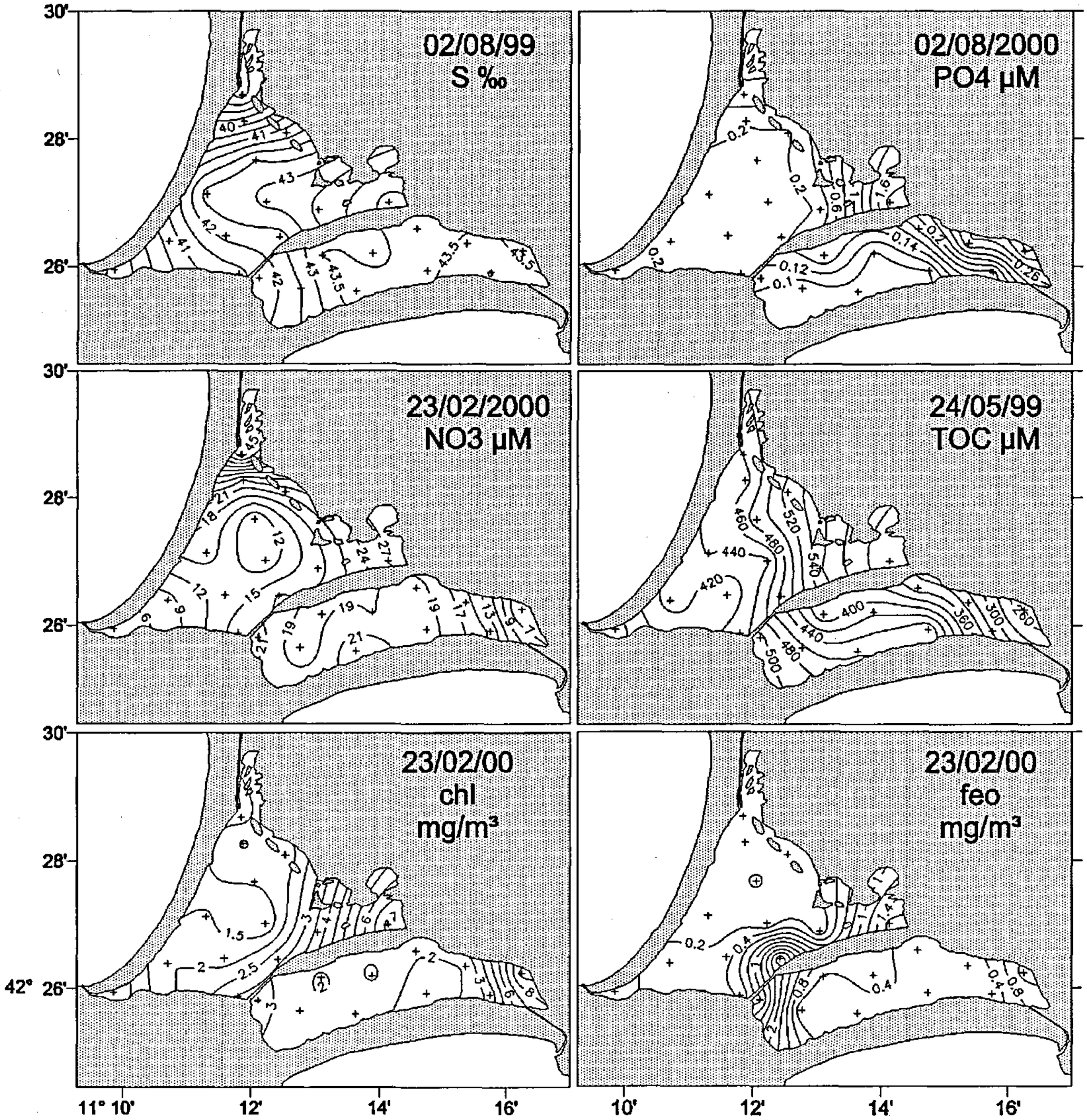


Fig. 2 - Isoplete della salinità, PO_4, NO_3, TOC, clorofeopigmenti e feopigmenti, rilevati su 23 stazioni (+) nella Laguna di Orbetello.

Isoplethes of the salinity, PO_4, NO_3, TOC, chlorophaeopigments and phaeopigments sampled on 23 stations (+) in the Orbetello Lagoon.

Nella Fig. 2 vengono evidenziati gli effetti degli scarichi situati nella zona orientale della Laguna di Ponente e del collegamento con il mare (Canale di Nassa a SW) e con il Fiume Albegna (Canale di Fibbia a NW). Questi flussi hanno un'area di influenza limitata rispetto all'intera laguna. D'altra parte si osservano insorgenze di nutrienti in zone lontane dagli scarichi come lungo la Duna Feniglia dove in genere si iniziano le crisi di eutrofizzazione (alte concentrazioni di NO_3

e di TOC) che sono quindi da imputare a sorgenti autoctone individuabili nei sedimenti.

Il contenuto di sostanza organica dei sedimenti della laguna è in media il 13% (N= 41; C.V.= 20.1%). Nell'acqua interstiziale del sedimento della laguna (in media 316 cm^3/dm^3 nel sedimento fresco) la media del TN è 1673 µM, mentre il TP è 55 µM. Rispetto al contenuto medio rilevato nella colonna d'acqua (rispettivamente 76 e 1 µM), si ha una differenza di 1597 per il TN e di 54 µM per il TP. Si ha quindi un gradiente che favorisce la diffusione dei nutrienti nel corpo d'acqua. In Tab. 3 sono riportate le stime del TN e del TP contenuti nell'intera laguna (corpo d'acqua e sedimenti), quelli rilasciabili dai sedimenti e quelli imputabili agli apporti antropici. L'apporto di TN nell'intera laguna dal sedimento è di 154 kmol/d (Innamorati *et al.*, 2000), mentre quello dovuto alle fognature, senza la depurazione, varia da 4 a 14 kmol/d e dopo la depurazione è di ca. 2 (ARPAT, 2000). Gli scarichi urbani (7500 m^3/d da 30000 abitanti equivalenti) e delle itticolture (78000 m^3/d) apportano 15 kmol/d di TN, pari al 10% di quanto proviene dal fondo.

Tab. 3 - Contenuti di azoto e fosforo dell'acqua e dei sedimenti della Laguna di Orbetello; stima dei rilasci nell'acqua dai sedimenti e dagli scarichi..

Nitrogen and phosphorus contents of the water and sediments of the Orbetello Lagoon; assessement of the releases from sediments and wastes.

Contenuti:	TP	TN
	kmol	kmol
nel corpo d'acqua ($27.10^6 m^3$)	37.66	2047.85
nei soli primi 10cm di sedimento fresco ($27.10^5 m^3$)	475.71	11296.50
acqua interstiziale (supernatante)	45.01	1403.73
sedimento (corpo di fondo)	430.70	9892.77
Rilasci:	**TP**	**TN**
	kmol/d	kmol/d
dai primi 2dm del sedimento di fondo	4.23	153.86
dalle fognature		
stima con 22.7mg/dm^3 di TN e portata di 28dm^3/s		3.92
stima con 30000 abitanti equivalenti e 26mg/dm^3 di TN		13.93
	PO_4	**TN**
dal depuratore "Neghelli"	0.85	1.74
dalle acquacolture (portata 0.9m^3/s)	0.25	13.05

Conclusioni

Gli spettri di varianza sintetizzano in breve tutta l'informazione contenuta lungo le serie ed indicano quali-quantitativamente la dipendenza biologica delle variabili (si nota la sensibilità di D%O rispetto a DO) e l'incidenza su di esse dell'eutrofizzazione. Dai risultati appare chiaro che l'eterogeneità spaziale della laguna è indotta dal controllo antropico degli sbocchi, sia per la composizione che per la portata dei loro flussi. Questi hanno tuttavia effetti poco estesi, limitati

alle loro vicinanze, mentre la gran parte della laguna risulta omogeneamente determinata dal ruolo preminente della immissione dei nutrienti nel corpo d'acqua da parte dei sedimenti, a causa della degradazione della sostanza organica in essi accumulata.

Infatti, dall'esame delle serie temporali (Cartei *et al.*, 1998; Innamorati, 1998), le variazioni dei nutrienti azotati assumono la forma di onde con una buona regolarità stagionale che hanno il massimo nel periodo invernale, ma che sono sincrone ed ampie in tutte le stazioni. Questa regolarità, e soprattutto la sincronia tra le stazioni, dimostra che la concentrazione dei nutrienti nella gran parte della laguna è indipendente dagli scarichi antropici ed è invece dipendente da un fattore unico che agisce contemporaneamente su tutta la laguna, che non può essere altro che un fattore meteoclimatico che controlla l'attività microbica degradatoria della sostanza organica del sedimento.

È necessario che la gestione della laguna diventi compatibile con le necessità di conservazione di questo particolare ambiente: non dovrà né essere abbandonato alla sua "evoluzione naturale", ché poi va verso l'eutrofizzazione e l'interramento, né esclusivamente dedicato all'attuale tipo di itticoltura e pesca, a scapito della qualità ambientale e della diversità biologica. Questo potrebbe anche essere ottenuto diversificando le attività produttive, comprendenti certamente la pesca e l'acquacoltura, ma anche incrementando altre attività come gli sport acquatici di piccoli natanti a vela e a remi ed il turismo naturalistico.

Resta il fatto che la condizione necessaria per il risanamento comporta l'aumento di scambio dell'acqua ipertrofica della laguna con quella oligotrofica del mare. Per la qual cosa debbono essere costruiti altri collegamenti, se a cielo aperto o in tubazione non sta a noi dirlo, ma soprattutto vanno attuati nella parte dove la duna Feniglia si collega con il Promontorio Argentario, che è la zona nella quale l'acqua ristagna e dove frequentemente insorgono le crisi di eutrofizzazione.

Summary

The Orbetello Lagoon is affected by eutrophication mainly because of the artificial limitation of the exchanges with the sea, to fishing purposes. Our previous works show that the whole lagoon has a synchronized autochthonous nutrient variation, which is independent from outlet of wastes: supposedly driven by meteo-climatic factors controlling microbial degradation activity of the sediment organic matter.

Since 1995, sampling and measurements have been carried out fortnightly on 6 and seasonally on 23 stations: °C, S‰, g_t, DO, pH, Eh, TN, TP, NH_3, NO_2, NO_3, PO_4, Chl, phaeopigments, TOC, DOC. Sediment samples have also been analyzed for TN, TP, organic matter and for nutrients in pore water (supernatant, 1500*g* per 15 min).

The variance spectra of all variables show the dominant solar frequency of 1 cycle per year that is "monochromatic" for the physical ones and extended as far as the higher frequencies as the variables are more dependent from biological activity altered by eutrophication. The normal frequency of 2 cycle per year of the phytoplankton biomass, and the variables connected to the microbiological and primary production activity, include frequencies up to 6 cycles per year. As the variance analysis highlights, spatial heterogeneity of the lagoon is induced by the flow of the tide (st. 1), of the river (st. 3) and of the phosphorus rich wastes of the piscicoltures (st. 4), all artificially controlled. Nevertheless these waters do not affect the greater part of the lagoon (st. 2, 5, 6).

In the first 10cm of the sediment the difference in nutrient concentrations between pore water (316 cm^3/dm^3 of fresh sediment) and the water column is 1597 µM for TN and 54 for TP, thus nutrients diffuse from sediment to water. The estimation of this nutrients supply for the whole lagoon is 154 kmol/d of TN, while the sewage contributions, ranges from 4 to 14 kmol/d. After

sewage treatment and phytodepuration is about 2 kmol/d. The urban (7500 m³/d) and piscicoltures (78000 m³/d) waste waters give about 15 kmol/d of TN which is only 10% of the whole nutrients contribution. Therefore 90% from sediment is the main problem of the lagoon.

The management of the lagoon must become compatible not only with fishing and aquaculture, but with conservation purposes, modifying and diversifying the economical activities. The lagoon restoration needs the unavoidable condition of a stronger exchange between hypertrophic waters of the lagoon and the oligotrophic marine waters.

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.

CARTEI P., INNAMORATI M. (1997a) - *Stato trofico della Laguna di Orbetello.* In: Regione Toscana. *Lo stato dell'ambiente in Toscana*; Atti della 1ª Conferenza regionale, Firenze 23-25 novembre 1995, Edizioni Regione Toscana, Firenze (1995), **4**: 117-125.

CARTEI P., INNAMORATI M. (1997b) - Variazioni delle condizioni trofiche nella Laguna di Orbetello. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 579-582.

CARTEI P., INNAMORATI M., MELILLO C. (1998) - Omeostasi trofica modulata dal mare ed ipertrofia autoctona lagunare. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 41-46.

HALBERG F., PANOFSKY H. (1961) - Thermo-Variance Spectra. Method and Clinical Illustrations. *Experimental Medicine and Surgery.*, **19** (4): 284-309.

HITCHMAN M.L. (1978) - *Measurement of dissolved oxygen.* J.Wiley & Sons, Inc. and Orbisphere Laboratories, Geneva: 255 pp.

INNAMORATI M. (1998) - La Laguna di Orbetello: risanamento e gestione conservativa. *Biol. Mar. Medit.*, **5**(3): 1352-1361.

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.

INNAMORATI M., CARTEI P., BUZZICHELLI S., MELILLO C. (1996) - *Monitoraggio e studio dello stato trofico della Laguna di Orbetello. Relazione al Commissario Straordinario.* Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia Vegetale, Università degli Studi di Firenze; pp. 28, figg. 43, tabb. 4.

INNAMORATI M., MELILLO C., GIOVANARDI F. (2000) - Rilascio bentonico dei nutrienti nella Laguna di Orbetello. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 130-139.

JENKINS G.M., WATTS D.G. (1968) - *Spectral Analysis and its applications.* Holden-Day, S. Francisco: 525 pp.

SOKAL R.R., ROLPH F.J. (1969) - *Biometry.* Freeman & Co. San Francisco: 776 pp.

SPSS (1996) - *Systat 8.0, Statistics.* SPSS Inc., Chicago: 1086 pp.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1998) - Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, **9**: 329-357.

Ricerca finanziata: nel 1995-96 dal Commissario Straordinario per il Risanamento della Laguna di Orbetello; nel 1997-98 dal Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica e Tecnologica, ex 40%; nel 1998-2000 dal Ministero per le Politiche Agricole, IV Piano Triennale della pesca e dell'acquacoltura.

Biol. Mar. Medit. (2000), 7 (1): 461-477

G.D. ARDIZZONE

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza",
Viale dell'Università 32 - 00185 Roma, Italia.

LA RAPPRESENTAZIONE CARTOGRAFICA NELLE RICERCHE DI BIOLOGIA MARINA IN MEDITERRANEO

CARTOGRAPHIC REPRESENTATION IN MEDITERRANEAN MARINE BIOLOGY RESEARCHES

Abstract

The origin of Mediterranean cartography is very ancient and linked to the exploration of the sea since their first beginning. The modern utilization of the cartographic instruments follows the important work of Pérès and Picard on benthic bionomy. Only from the end of the XIX century we have the first attempt in this way. In recent years the utilization of GPS for positioning and G.I.S. for computer management of the data improved the cartographic instruments.

Key-words: *cartography, benthos, fishery, G.I.S., Mediterranean Sea.*

Storia della cartografia

Non si può iniziare a trattare della rappresentazione cartografica nelle ricerche biologiche mediterranee senza introdurre alcuni elementi storici.

Le origini non sono facilmente databili: la rappresentazione del poco conosciuto si sovrapponeva spesso alle costruzioni nate da idee filosofiche che integravano in questo modo il vuoto delle conoscenze reali, mitigando l'atavica angoscia dell'uomo di fronte all'ignoto. La consolazione filosofica era però ben lontana dal poter fornire elementi oggettivi e quindi la rappresentazione dell'orbe terracqueo atteneva certamente più alla sfera della speculazione mentale che alla descrizione del reale.

Questo anche perché era necessario superare alcuni importantissimi ostacoli prima di potersi avvicinare a qualcosa di simile a ciò che oggi intendiamo per cartografia.

Il rappresentare uno spazio geografico su un piano con un'organizzazione geometrica ha infatti sempre presentato fin dagli albori tre punti critici: primo, stabilire la forma della terra e misurarne gli elementi che ne definiscono le dimensioni; secondo, stabilire attraverso misurazioni, la posizione relativa e assoluta dei punti sulla terra; terzo, rappresentare graficamente sul piano tutto quanto è rilevato facendo in modo che le deformazioni, necessariamente presenti, risultino minime.

1. La sfericità della terra era nota fin dall'antichità: già Aristotele nel IV secolo a.C. aveva elencato tutti gli argomenti allora noti a favore della sfericità della terra e ne aveva riportato la grandezza della circonferenza allora stimata. Verso il 240 a.C. Eratostene esegue la prima determinazione in modo scientifico delle dimensioni della terra. Un secolo dopo Ipparco e Posidonio con altre valutazioni arrivarono ai valori più vicini alla realtà calcolati fino al 1600.

All'inizio del 1600 con Snellius in Olanda e Nordwood in Inghilterra si hanno le prime misure precise della dimensione della terra: il metodo era sempre quello

di Eratostene, ma al posto di stime delle distanze si eseguono misure dirette, mediante la triangolazione. Questa tecnica, perfezionata in seguito da Cassini (1625-1712) permise la realizzazione delle prime vere e proprie carte topografiche.

2. La difficoltà di posizionarsi (o posizionare oggetti) sul globo terrestre è sempre stato il più grave ostacolo tanto per la navigazione quanto per la costruzione cartografica. Molto indietro nel tempo, l'unico riferimento per i navigatori era rappresentato dalla terra in vista; prendendo dei riferimenti a terra, una collina, una macchia di alberi, una particolare roccia, riuscivano ad orientarsi e raggiungere l'approdo desiderato. Ma quando si tenterà di effettuare viaggi più lunghi in Mediterraneo e poi nell'Oceano, il problema di come determinare la posizione diventa enorme in mancanza di riferimenti.

Per conoscere l'esatta posizione di un'imbarcazione in mezzo al mare servono almeno due coordinate: la latitudine, distanza angolare dal parallelo di riferimento (l'equatore) e la longitudine, distanza angolare dal meridiano di riferimento. Ma "...il parallelo di latitudine di grado zero è fissato dalle leggi di natura, mentre il meridiano di longitudine di grado zero è mutevole come le sabbie del tempo. Questa differenza fa del calcolo della latitudine un gioco da ragazzi, e rende la determinazione della longitudine, specialmente in alto mare, un rompicapo per adulti – un problema che ha sfidato le migliori menti del mondo per la maggior parte della storia umana" (Sobel, 1996) e che soltanto alla fine del settecento (l'America era stata scoperta da circa tre secoli) inizia ad essere risolto. La scelta del meridiano fondamentale è una scelta puramente politica; esso fu spostato dalle isole Azzorre, a Roma, a Copenaghen, a Gerusalemme, a San Pietroburgo, a Pisa, a Parigi, a Filadelfia, prima di essere fissato definitivamente a Londra.

Il calcolo della latitudine era noto fin dall'antichità tramite la misura dell'angolo tra l'orizzonte dell'osservatore e la stella Polare o il sole, quindi qualsiasi strumento che consentisse la misura di un angolo era sufficiente allo scopo (quadrante, astrolabio, sestante). La misura della longitudine, invece, fu calcolata in maniera empirica e molto imprecisa, attraverso l'osservazione dei pianeti, fino all'invenzione del primo cronometro trasportabile .

3. Numerose fonti attribuiscono ad Anassimandro, filosofo ionico del VI secolo a.C. il titolo di primo "cartografo": egli per primo "disegna la terra così come, fino allora, solo lo sguardo di un Dio aveva potuto osservare" (S.C. '96 p. 22).

Ma la prima rappresentazione di uno spazio geografico su una superficie piana con un'organizzazione geometrica risale a Dicearco da Messina (IV secolo a.C.) che nel suo "Perimetro della Terra" distribuisce l'écuméne (la terra abitata) attorno ad una linea Est-Ovest: questa linea può essere considerata il primo parallelo rappresentato su una carta! Era chiamata diaframma e partendo dalle colonne d'Ercole, passava per Rodi e attraversava tutto il Mediterraneo.

Nel secolo successivo Ipparco disegnò linee parallele a quella di Dicearco, dividendo la carta in zone parallele all'equatore, chiamate "climi", in cui l'inclinazione del sole era uguale. Nel II secolo d.C. Marino di Tiro introduce i concetti di latitudine e longitudine come misura della larghezza e della lunghezza dei "climi".

Ma la vera cartografia nasce con Tolomeo alla fine del II secolo d.C.; egli comprende che se il problema è di distendere su un piano la curva écuméne, bisogna agire attraverso artifici quali le proiezioni. Tolomeo introdusse definitivamente concetti di latitudine e longitudine, disegnò carte con paralleli e

meridiani e fornì le coordinate di circa ottomila località. Il suo sistema di rappresentazione, sistema adottato fino al 1500!, si preoccupava di mantenere per quanto possibile le distanze relative delle località, non preoccupandosi degli angoli che risultavano alterati; per questo motivo queste carte non potevano essere usate nei viaggi per mare. Tolómeo ideò una proiezione conica della superficie terrestre: aprendo il cono, i paralleli di latitudine erano rappresentati come linee curve equidistanti mentre i meridiani di longitudine erano convergenti vero il Polo.

Seguirono nel tempo altre soluzioni alternative senza risultati degni di nota fino 1569, anno in cui Gerardo Kremer, detto Mercatore, pubblica una carta "ad usum navigantium" in cui usa una nuova proiezione, detta appunto di Mercatore: i paralleli e i meridiani risultano tra loro perpendicolari, praticamente proietta la sfera in un cilindro (proiezione cilindrica isogonica). Questa nuova proiezione possiede le due proprietà essenziali per la navigazione: la conservazione degli angoli e la rappresentazione rettilinea della lossodroma (rotta che taglia tutti i meridiani secondo lo stesso angolo).

Le prime cartografie mediterranee

Fu evidentemente la navigazione a richiedere una accurata descrizione dei mari e delle coste.

La più antica carta nautica finora conosciuta è la cosiddetta Carta Pisana, pergamena della fine del XIII secolo, anonima e di attribuzione incerta, probabilmente di autore genovese, conservata a Parigi. La carta rappresenta tutto il Mediterraneo, parte del Mar Nero e la costa atlantica dell'Europa sino alle Fiandre.

Le carte nautiche erano orientate generalmente a nord, mentre alcune, soprattutto quelle più antiche, mantenevano l'orientamento con il sud verso l'alto. A differenza delle altre carte, non avevano un reticolato di coordinate geografiche (meridiani e paralleli) ma presentavano delle linee di direzione, o linee dei venti che ricoprivano tutto il disegno. Queste linee avevano origine da una rosa dei venti posta al centro della carta e da altre 16 rose poste intorno che permettevano ai naviganti di tracciare le rotte di navigazione; nella rosa dei venti il nord era segnalato con un triangolo nero, rosso, o un giglio, spesso dorato, il levante era indicato con una croce, il ponente con una P, il sud con una O (ostro).

La tecnica di costruzione delle carte nautiche si basava su rilevazioni pratiche e sulla conoscenza approfondita dei naviganti delle zone da rappresentare. Basate sull'orientamento rilevato con la bussola, pur mancando di latitudine e longitudine, fornivano un disegno assai preciso dei mari noti e una ricostruzione delle coste che risultava molto vicina alla realtà, specialmente se confrontate con le altre carte del tempo.

L'espandersi dei commerci spinse gli uomini ad intraprendere viaggi sempre più lontani. L'uso delle carte nautiche del tempo permetteva una navigazione corretta solo all'interno del Mediterraneo o lungo le coste africane ma si rivelavano inadeguate per una navigazione in altri mari. I navigatori dovettero imparare l'uso di altri strumenti, oltre alla bussola, quali l'astrolabio e il quadrante; nacquero così le carte quadre, dotate di un reticolato con dimensioni uguali in latitudine e longitudine sovrapposto alle linee dei rombi. Questo tipo di carte, che consentiva di navigare in alto mare a latitudini non molto lontane dall'equatore, furono usate da Cristoforo Colombo durante i suoi viaggi.

Verso la fine del 1500 nelle carte nautiche vengono inserite doppie rose dei venti: le une indicanti il nord geografico, le altre il nord magnetico; in realtà il

fatto che il nord geografico non coincidesse con quello magnetico, segnato dall'ago di una bussola, era noto già nella metà del '400. Nel 1700, Halley redige la prima carta nautica in cui, oltre ai meridiani geografici compaiono le linee di uguale declinazione. Successivamente, nel 1757, viene redatta la carta magnetica della terra. Da allora ogni carta nautica riporta il valore della declinazione esistente in un certo anno ed una estrapolazione delle variazioni relative in anni successivi.

L'innovazione della proiezione Mercatore appare nelle carte solo dopo il 1600. Il primo atlante nautico composto interamente da carte in proiezione Mercatore, venne stampato nel 1646-1647 a Firenze (Robert Dudley). Quest'opera costituì un'importante svolta nella storia della cartografia e gettò le basi delle moderne tecniche di navigazione che impiegarono però ancora qualche tempo a svilupparsi e ad affermarsi.

Carte tematiche

Per ciò che riguarda le finalità della ricerca biologica è la cartografia tematica ad essere di importanza peculiare.

Infatti la cartografia tematica in mare, partendo da una base geografica, mette in evidenza l'andamento spaziale, qualitativo o quantitativo, di variabili di interesse biologico (presenza di biocenosi, di specie o di numero di individui per specie, ecc.) rappresentandole graficamente rispetto alla posizione geografica.

La cartografia tematica relativa all'ambiente marino nasce relativamente più tardi rispetto a quella terrestre. I motivi di questo sono da ricercare specialmente nelle difficoltà che un ambiente come quello marino presenta nel momento in cui si decide di investigarlo. Specie per le grandi profondità bisognerà attendere anni prima che i mezzi tecnici permettano di investigare tali ambienti; basti pensare che fino alla prima metà del 1800 si credeva che dopo i 500 m di profondità non esistessero forme di vita.

Sono le attività di pesca che permettono una esplorazione sistematica dei fondali e di far avanzare alcune conoscenze. Il loro estendersi gradualmente fino agli attuali quasi 1000 m di profondità raggiunti oggi dalle imbarcazioni di maggiori dimensioni con attività quali la pesca a strascico, consente di avere importanti informazioni su popolamenti così difficilmente raggiungibili ed osservabili.

La prima caratteristica del mare che viene riportata su delle carte nautiche è la profondità. Inizialmente queste indicazioni di profondità del fondo marino si trovano sempre vicino costa con il preciso scopo di aiutare i marinai durante la navigazione sotto costa, o durante l'avvicinamento agli approdi, segnalando eventuali secche o scogli pericolosi per le imbarcazioni. Già nel 1584 nell'atlante marittimo di Lucas Waghenaer, si trovano le prime indicazioni di profondità.

Per trovare altre caratteristiche del mare riportate su carte geografiche bisogna attendere più di un secolo.

Nel 1725 Marsili L. F. pubblica la Carte du golfe du Lion annessa alla sua opera Histoire phisyque de la mer. Quest'opera può essere considerata l'atto di nascita della moderna oceanografia (Montalenti, 1969). Infatti il Marsili, convinto che la terra sommersa fosse una continuazione di quella emersa, studia il mare e i suoi fondali come un ambiente naturale, analizzandone morfologia, movimenti (onde, correnti, maree), flora e fauna. Nelle sue carte del Golfo del Leone, il Marsili fece inoltre uso di curve di livello per segnare il passaggio da una

profondità all'altra, lungo la piattaforma continentale: fino ad allora, si conoscevano solo le misure di profondità prese vicino agli approdi.

Per lo sviluppo della cartografia relativa alla rappresentazione dei popolamenti presenti nel mare bisogna aspettare che gli studiosi comprendano l'importanza che l'ambiente fisico riveste nella distribuzione degli organismi marini.

Forbes (1843) è il primo che affronta lo studio del mare su questa base. Egli studia la distribuzione degli organismi nelle acque costiere analizzando le variazioni dei popolamenti in rapporto alla batimetria. È il primo a tentare una suddivisione del mare in "regioni" caratterizzate ognuna da una differente flora e fauna e dipendenti dalla profondità (4 "zone": litorale, circum-litorale, mediana, infra-mediana) e fornisce una mappa della distribuzione dei vari animali nei mari del mondo. In seguito altri autori hanno tentato varie suddivisioni considerando sempre la batimetria come un fattore determinante per la distribuzione degli organismi.

L'introduzione del concetto di biocenosi, ad opera di Moebius (1864), segna una svolta fondamentale nello studio dell'ecologia in quanto definisce le associazioni di specie quali entità stabili nel tempo e nello spazio in condizioni di equilibrio.

Il primo studioso che fornisce una carta bionomica dei fondali marini mediterranei è il francese Marion. Nel suo lavoro di "Topographie zoologique" del Golfo di Marsiglia (Marion, 1883) si trova una carta in cui vengono riportati i principali popolamenti che caratterizzano i fondali marini. Questo lavoro può essere considerato come il primo tentativo di rappresentare cartograficamente i popolamenti marini. Nel suo lavoro Marion fornisce una classificazione delle biocenosi piuttosto eterogenea, basata sia sull'inquinamento delle acque sia sulla natura del substrato, ma che fornisce in nuce una sorta di archetipo di quello che verrà poi codificato da Pérès e Picard nel Manuale di Bionomia Bentonica.

Con il passare degli anni il mare viene sempre più considerato, analogamente all'ambiente terrestre, uno spazio popolato da gruppi vegetali ed animali che rispondono a precise leggi. Cresce così l'interesse e la necessità di fornire carte in cui si riportano le caratteristiche dei popolamenti marini. Quando si comprende che lo studio delle comunità bentoniche non è solo una ricerca fine a se stessa ma rappresenta un'utile mezzo d'indagine ambientale (stima delle risorse, studi di impatto ambientale) diventa necessario fornire dei criteri di studio uniformi, così da poterli confrontare tra di loro e nel tempo.

In seguito al lavoro di Pérès e Picard (1964) in cui vengono definite le diverse biocenosi bentoniche che caratterizzano i fondali marini mediterranei, il lavoro di cartografia bionomica diventa meno soggettivo e le carte redatte in seguito possono essere confrontate tra di loro e possono fornire un valido contributo scientifico allo studio dell'ambiente marino.

Un altro lavoro importante è quello di Meinesz *et al.* (1983) in cui viene definita la simbologia da usare per indicare le singole biocenosi e facies. Da questo momento in poi fornire carte bionomiche dei fondali diventa un utile strumento di ricerca in quanto risponde ad una codifica metodologica riconosciuta a livello internazionale.

La scelta della scala condiziona notevolmente le modalità di restituzione, tanto per la capacità di rappresentazione del particolare, tanto per la codifica dei simboli da adottare.

Il lavoro di Meinesz *et al.* (1983) si ricollega alla codifica bionomica di Pérès e Picard anche se con alcune sostanziali modifiche e definisce una serie di simboli per le rappresentazioni cartografiche in scala uguale o inferiore a 1:5000.

Tecniche cartografiche

Prima di proseguire nel commento di quella che è stata l'evoluzione metodologica delle diverse tecniche cartografiche applicate alle ricerche biologiche in mare è però necessario soffermarci in maniera molto sintetica su alcuni punti base di carattere generale che possano essere di riferimento nella successiva analisi degli approcci di questi ultimi anni.

Ricordiamo ancora che i campi di applicazione attuali possono essere molto vari non limitandosi più, come è stato per lungo tempo, al solo ambito della rappresentazione di popolamenti animali e vegetali presenti sui fondali. Oggi cominciano ad avere un ruolo sempre più importante, ad esempio nella gestione ambientale e delle risorse, rappresentazioni quali quella della distribuzione delle produzioni primarie fitoplanctoniche o quella delle distribuzioni quali-quantitative delle risorse ittiche.

Quello di seguito riportato non è altro che uno schema orientativo per la definizione dei principali problemi da affrontare nell'impostazione di ricerche con uscite cartografiche.

A) *Disegno di campionamento*: così come i campioni per lo studio di popolazioni, biocenosi o quant'altro devono avere la capacità di rappresentazione dell'universo oggetto di studio, il campionamento per la cartografia necessita di accuratezza nella pianificazione in relazione alla successiva efficacia di rappresentazione delle variabili esaminate. La scelta della densità di campionamento oltre che delle modalità di individuazione del sito (random semplice o stratificato, disegno sistematico o clusterizzato, ecc.) sono funzione di molti fattori (metodica di campionamento, disponibilità economica, superficie da esplorare e scala di restituzione) che sempre devono essere tenuti in considerazione per ottenere un risultato corretto. Numerosi testi di geostatistica o più in generale di "ecologia spaziale" affrontano ormai a fondo la problematica permettendo di risolvere i più diversi problemi (Cocheran, 1977; Buttler *et al.*, 1986; Isaaks e Mohan Srivastava, 1989; Laurin e Thompson, 1992; Cressie, 1993; Maurer, 1994; Miller, 1994).

B) *Posizionamento*: l'individuazione sul campo dei punti in cui effettuare campioni o osservazioni è un altro aspetto cruciale della cartografia. Le recenti evoluzioni tecnologiche consentono ormai buona precisione a basso costo. Ma l'epoca dei posizionamenti "occhiometrici" ovvero del "mi sembra che più o meno siamo qui" non è terminata e purtroppo si vedono ancora molti lavori del tutto carenti sotto questo aspetto. Se fino a qualche anno fa il Loran C con le sue imprecisioni dell'ordine dei 200 m poteva essere accettato per certi lavori su grandi aree, oggi con il sistema di posizionamento satellitare GPS e ancor più il sistema differenziale di questo, si possono ottenere precisioni estreme. Altro problema che è spesso presente è la carenza o l'inadeguatezza di carte base su cui effettuare tanto i posizionamenti quanto le restituzioni. Rilievi su un'area di 100 metri quadri eseguiti con la massima accuratezza GPS ma restituiti su una carta 1:200.000 o, ancor peggio, su un ingrandimento di questa non possono produrre altro che dati grossolani. Le basi cartografiche digitalizzate consentono oggi di superare queste difficoltà.

C) *Campionamento*: esistono numerose metodiche di raccolta dati in relazione alle finalità delle ricerche con applicazioni di tipo cartografico, e per ciascuna è

disponibile una articolata letteratura che non è qui possibile commentare. Tra le più comuni possiamo ricordare la teledezione satellitare (Belsher, 1987; Belsher *et al.*, 1985, 1988), la fotografia aerea (Lefévre *et al.*, 1984; Ferguson e Wood, 1990; Paillard *et al.*, 1993), il Side Scan Sonar (Gloux, 1984; Rey e Diaz del Rio, 1989; Paillard *et al.*, 1993), l'immersione subacquea (Ramos-Espla, 1984; Cinelli *et al.*, 1987), le telecamere filoguidate o trainate (Ardizzone, 1992; Ardizzone e Belluscio, 1996), le reti a strascico (Relini, 1998; Relini e Piccinetti, 1996).
Meinesz *et al.* (1981), Bianchi e Peirano (1995) e Arata e Diviacco (1989) sintetizzano in maniera efficace tutte le principali metodiche per la cartografia di fanerogame marine in Mediterraneo.
Ognuna di queste metodiche ha una sua strategia di campionamento e pertanto il disegno di campionamento sopra commentato deve essere calibrato sulla specifica attività prevista.

D) *Restituzione*: ogni dato ottenuto dal campionamento necessita di una *elaborazione* in quanto non è immediatamente restituibile cartograficamente. Le elaborazioni possono spaziare attraverso tutto lo scibile della statistica ma, essenzialmente, devono interpolare il dato osservato generando dei poligoni di distribuzione. La più primitiva delle interpolazioni è quella di tipo manuale (ad esempio unendo punti aventi valori uguali) ma normalmente si impiegano cluster analysis, analisi multivariate, curve di isoaffinità, Kriging, ecc. Una volta ottenute delle superfici, come risultato dell'elaborazione, queste possono essere restituite su carta. Questo passaggio deve essere fatto in un ambito georeferenziato, ovvero ogni punto di tali superfici deve essere referenziato per ciò che riguarda il suo posizionamento nello spazio e la cartografia di base su cui saranno restituiti i dati dovrà avere sistemi di riferimento (ellissoide, sistema geodetico, proiezione, modalità di misura di latitudine e longitudine) coerenti con il posizionamento dei dati stessi.

Va sottolineato come, in assenza di una corretta impostazione metodologica relativa a ciascuno dei quattro punti sopra citati, i risultati ottenuti non possono essere considerati di tipo "cartografico".

È utile sottolineare, infatti, come sia spesso difficile tracciare un netto confine tra ciò che è cartografia e ciò che è semplicemente una rappresentazione schematica (disegno) di un area all'interno della quale si affronta un problema biologico, osservando il solo prodotto finale.

Ad esempio è cartografia la rappresentazione della distribuzione di una prateria di Posidonia ma, se questa rappresentazione avviene senza i corretti riferimenti al posizionamento geografico, senza un corretto disegno di campionamento, e senza un'adeguata interpolazione dei dati per la loro restituzione, l'attendibilità del prodotto cartografico viene a perdersi. Così purtroppo, se vengono analizzati in dettaglio, molti lavori hanno carenze su uno o l'altro dei quattro punti citati. Se questo, andando a ritroso nel tempo, può essere perdonato in una fase pionieristica della ricerca biologica marina, non può più esserlo oggi e quindi il rigore metodologico, per chiunque voglia utilizzare il mezzo cartografico come strumento di elaborazione e restituzione dati, deve in questo campo essere assoluto.

I sistemi informativi geografici (G.I.S)

Il mondo della gestione dell'informazione geografica per mezzo di sistemi hardware e software ha senza dubbio generato una importantissima rivoluzione nelle metodiche cartografiche.

Il Geografic Information System (GIS), come è chiamata tale complessa branca dell'informatica, è stato considerato il maggior agente di mutamento nella capacità di gestione delle conoscenze geografiche dopo il Rinascimento (Dobson, 1993).

La potenza del GIS risiede nella sua capacità di gestire grandi quantità di dati spaziali e di essere in grado di analizzare le possibili relazioni spaziali fra questi dati. Questo aumenta il numero di variabili che possono essere utilizzate e l'estensione spaziale in cui una analisi può essere condotta. Il GIS è quindi non solo rappresentazione ma analisi geografica mediante computer in grado di intervenire in complessi problemi spaziali attraverso la modellazione (modelling) dello spazio e dei processi geografici (Nellis, 1993).

È inoltre un "sistema" in quanto metodologicamente prevede una serie di passaggi che automaticamente includono i punti sopra citati e considerati basilari per ottenere un prodotto cartografico. Ad esempio la georeferenziazione è rigidamente mantenuta in tutti i suoi passaggi.

Un frequente tentativo di chiarimento di come un sistema GIS funzioni viene da esemplificazioni in cui alcuni livelli di informazione su base geografica (morfologia del territorio, caratteristiche climatiche, distribuzione di specie, ecc.) siano visti quali strati sovrapponibili e tra loro potenzialmente interagenti. Questi saranno successivamente in grado, attraverso specifiche elaborazioni, di produrre uscite originali risultanti da interazioni complesse e non da semplici sovrapposizioni.

Molti testi di base di cartografia contengono ormai elementi introduttivi al GIS (ad esempio in italiano vedi Lodovisi e Torresani, 1996) ma molto ampia è anche la letteratura specifica con applicazioni interessanti anche in campo biologico marino.

Le applicazioni in Mediterraneo

È assai arduo passare in rassegna tutti i lavori biologici che, direttamente o indirettamente, hanno utilizzato la cartografia nell'area mediterranea. Per alleggerirsi subito da questa incombenza, è necessario sottolineare che non è questo lo scopo del paragrafo e che i lavori di seguito commentati sono stati scelti in quanto hanno contribuito a produrre una innovazione nel settore, ovvero qualora sia stato complesso individuare la paternità di una nuova metodica, semplicemente la illustrino chiaramente.

La prima carta biocenotica dei fondali marini del Mediterraneo è come precedentemente citato, quella del Golfo di Marsiglia redatta da Marion (1883). Viene costruita sulla base delle informazioni ricavate da campionamenti puntiformi di benthos mediante dragaggi ed evidenzia la presenza di praterie di Posidonia, Coralligeno, fondi mobili ed altro. Si tratta di un documento storico di grande importanza nella sua originalità in quanto apre il grande campo di indagini cartografiche che nel secolo successivo tanta importanza hanno avuto nel Mediterraneo.

Altro lavoro importante e pioneristico di fine Ottocento è quello di Pruvot (1897) sui fondali del Golfo del Leone confrontati con quelli della Manica. Vengono

individuate e cartografate praterie di Posidonia, fondi rocciosi, Coralligeno, sabbia e fango. Viene anche proposta una schematica divisione bionomica.

Non vi è dubbio che l'interesse di questi lavori va ben oltre la metodica applicata e i conseguenti limiti dei mezzi tecnici impiegati. La fase pionieristica in cui devono essere inseriti autorizza approssimazioni e grossolanità di approccio rispetto all'importanza dell'innovazione metodologica apportata.

Il primo che utilizza informazioni raccolte durante campionamenti sperimentali con reti a strascico per produrre cartografie di fondi mobili è probabilmente Le Danois (1925) nelle coste Tunisine.

Pochi altri sono i contributi significativi nella prima metà del XX secolo.

Una vera innovazione, tanto in campo metodologico, tanto nell'acquisizione di conoscenze dei fondali, si ha soltanto a partire dall'inizio degli anni '50.

L'inquadramento della Bionomia bentonica ad opera di Pérès e Picard, la messa a punto di sistemi di immersione con autorespiratore e la sperimentazione dei primi sonar laterali ad alta frequenza (Cuvelier, 1976) aprono la strada a nuove importanti esplorazioni dei fondali e conseguentemente alla loro descrizione anche su base cartografica.

In un arco di pochi anni, tra il 1950 e il 1960, in numerose aree del mediterraneo, Francia, Italia, Tunisia, nascono studi sulle distribuzioni delle biocenosi bentoniche con riferimenti di tipo cartografico (Molinier, 1955, 1956, 1962; Molinier e Picard, 1954; Tortonese, 1958; Parenzan, 1962; Gamulin Brida e Karaman, 1968).

Nel 1951 Pérès e Picard (1952) presentano una carta dei fondali, sempre del Golfo di Marsiglia, in cui riportano le principali biocenosi dopo aver effettuato prelievi di benthos con diversi metodi: dragaggi, immersioni con scafandro, sciabica. Nel loro lavoro puntualizzano l'approssimazione di tale carta dovuta specialmente al posizionamento dei punti di campionamento effettuato per allineamento.

Ma è interessante considerare come il Golfo di Marsiglia dopo aver acquistato con Marion il primato di prima area del Mediterraneo ad essere cartografata per ciò che attiene ai popolamenti bentonici, diviene, per oltre un secolo, la sede di studi bentonici con applicazioni cartografiche. È un caso unico di applicazioni di tecniche cartografiche che vanno evolvendo nel tempo e allo stesso tempo di monitoraggio delle caratteristiche dei popolamenti bentonici presenti! (Massè, 1962; Harmelin e True, 1964; Picard, 1965; Bellan *et al.*, 1975; Pergent-Martini e Pergent, 1990).

Nell'ambito di questi studi cominciano ad essere messe a punto nuove e più corrette metodiche come l'uso di transetti al posto di singoli punti di campionamento, l'uso di foto aeree, osservazioni e campionamenti diretti in immersione con autorespiratori.

Augier e Boudouresque (1967) producono una cartografia dettagliata delle biocenosi marine della baia di Palu. Gli autori utilizzano foto aeree e le interpretano grazie a immersioni di sub con autorespiratori o in apnea.

Gli stessi autori in seguito lavoreranno molto nel Parco Marino di Porto Cros utilizzando la cartografia come metodo di controllo ambientale in aree sottoposte a vincoli di conservazione. (Augier e Boudouresque, 1970, 1975).

Ed è proprio tra gli anni '60 e '70 che la cartografia biologica in mare inizia ad essere utilizzata come strumento di gestione (Molinier e Molinier, 1971).

Negli anni '60 il comandante N. Fusco realizza, su incarico del Ministero della Marina Mercantile, numerose "carte del fondo del mare" (principalmente in Liguria,

Toscana e Lazio) finalizzate alle attività di pesca ma con importanti informazioni (in molti casi le prime in assoluto) sulle caratteristiche biologiche dei fondali con particolare riferimento alle praterie di Posidonia.

Astier (1975) produce una cartografia dei fondi marini della regione di Tolone avvalendosi sia di dati ricavati da transetti percorsi da sub, sia da foto aeree.

In questi anni i sistemi di indagine diventano sempre più numerosi e tra di loro complementari. Tra i più importanti in quanto ad innovazione nelle capacità di fornire informazioni sui fondali sono il Sonar laterale e le videocamere.

Bolognari nel 1968 presenta un apparato televisivo per l'osservazione diretta del fondo del mare.

Cuvelier nel 1976 propone il Sonar a Scansione Laterale ad alta frequenza (Side Scan Sonar) per lo studio delle praterie di Posidonia e la loro cartografia.

Per la mappatura del limite inferiore di una prateria di *Posidonia oceanica* Meinesz e Laurent (1978) utilizzano un piccolo sommergibile con tre persone a bordo, supportato in superficie da una nave il cui posizionamento viene stabilito mediante Range Positioning System. Questo sistema comprende due basi a terra e una ricetrasmittente collocata sulla nave, la precisione di questo metodo è inferiore ai 15 metri. Si avvalgono inoltre di un Sonar con cui distinguono la presenza di Posidonia da un fondale fango-sabbioso.

Meinesz *et al.* (1981) per la vegetazione del piano infralitorale e circalitorale sottolineano la necessità dello sviluppo di più metodi complementari. Sintetizzano quindi tutte le tecniche applicate alla mappatura delle Fanerogame marine mediterranee. Sottolineano l'importanza della tecnica del "balisage" per seguire le variazioni nel tempo delle praterie.

Colantoni *et al.* (1982) realizzano la cartografia delle praterie di Posidonia dell'isola di Ischia utilizzando più tecniche complementari tra cui il Side Scan Sonar.

Dal 1983 i problemi di posizionamento migliorano notevolmente con l'inizio delle tecniche satellitari (GPS) per uso civile.

Lefevre *et al.* (1984) approfondiscono il problema delle fotografie aeree per una ottimizzazione delle riprese delle vedute dei fondi sottomarini (metodologia da impiegare per la cartografia del limite superiore delle praterie).

Anche le tecniche delle riprese video in immersione hanno un notevole sviluppo con la messa a punto di veicoli subacquei filoguidati (ROV) in grado di trasportare videocamere e riprendere immagini del fondale. Ardizzone e Pelusi (1984) propongono la tecnologia ROV (Pluto) per il survey rapido delle praterie di Posidonia. Negli anni successivi viene messa a punto una strategia di campionamento mediante videocamere per ottenere corrette restituzioni (Ardizzone, 1992).

Meinesz (1990) riepiloga le principali tecniche per la cartografia dei fondali marini. Suggerisce per una caratterizzazione dei popolamenti vegetali dei fondi l'impiego di ROV su una serie di punti mentre per le maggiori profondità l'uso di draga o benna. Suggerisce la fotografia aerea e il sonar laterale per ottenere una visione d'insieme in poco tempo di grandi superfici, l'uso dei cavi piombati con transetti radiali o paralleli per osservazioni di dettaglio in immersione. Evidenzia inoltre i limiti del sonar laterale in fondali a forte declività. Esprime infine dubbi sull'applicazione della teledetezione satellitare.

In effetti l'impiego di immagini Spot (Belsher *et al.*, 1985, 1988) ha delle notevoli limitazioni dovute ad una penetrazione non superiore ai 12 metri di profondità e ad una definizione piuttosto grossolana. Leggermente migliori le cose

con le immagini Landasat che sono state utilizzate per studi in mare ma sempre a bassa profondità (Ahamad e Neil, 1994).

Il GIS, Geographical Information System nasce intorno l'inizio degli anni '80, parallelamente ad alcune importanti innovazioni nel campo del trattamento dei dati spaziali su base statistica.

Scardi *et al.* (1989), applicano ad esempio il kriging alla cartografia di praterie di Posidonia entrando così nella descrizione strutturale oltre che di confini delle stesse, facilitando quindi l'interpretazione biologica dei dati cartografici.

Gli approcci cartografici in mare di questi ultimi dieci anni diventano così sempre più articolati e complessi: da una parte metodi di rilevamento diversi e tra loro complementari utilizzati contemporaneamente per avere il miglior dettaglio a diverse scale (ad esempio Side Scan Sonar, ROV con immagini video, draghe e benne, immersioni dirette), dall'altra restituzioni che non sono più il semplice posizionamento delle informazioni raccolte ma passano attraverso elaborazione, a volte complesse, di tipo geostatistico.

Ad esempio Somaschini *et al.* (1998) effettuano una caratterizzazione biocenotica di fondi molli liguri con un approccio misto: campionamenti di benthos con draga e videoimmagini ottenute da una telecamera filoguidata, analisi dei dati con clusterizzazione (Twinspan) e restituzione finale con tecniche GIS.

Le informazioni che si raccolgono sui fondali mediterranei ed in particolare lungo le coste italiane coprono progressivamente tutte le regioni e importanti progetti di cartografia sono attualmente in fase di avvio come la cartografia delle praterie di Posidonia della Sardegna e della Sicilia.

Ricordiamo alcuni dei lavori pubblicati in questi ultimi anni come la carta delle biocenosi bentoniche delle coste pugliesi (Bianchi e Morri, 1989), la mappatura delle praterie di Posidonia delle isole minori dell'Arcipelago Toscano (Cinelli *et al.*, 1995), la carta bionomica dei mari toscani (Bianchi *et al.*, 1995), l'Atlante delle Fanerogame marine della Liguria (Bianchi e Peirano, 1995), le carte delle praterie di Posidonia del Lazio (Ardizzone, *et al.*, 1996), la carta geomorfologica e bionomica di Tavolara (Navone *et al.*, 1992) e molti altri ancora, in particolare nelle zone previste quali riserve marine.

Ma non è soltanto alle caratteristiche dei popolamenti bentonici che si deve far riferimento per ciò che concerne la cartografia biologica in mare. Particolarmente in questi ultimi venti anni, con la crescita di finanziamenti finalizzati al monitoraggio delle risorse biologiche legate alle attività di pesca, si sono parallelamente raccolti dati su base geografica della distribuzione ed abbondanza delle principali specie oggetto di pesca.

In particolare le campagne sperimentali di pesca a strascico svolte dal 1984 in tutte le coste italiane (Relini e Piccinetti, 1996) hanno consentito e consentono ancora l'acquisizione negli anni di dati elaborabili su base spaziale.

Soltanto la recente disponibilità di tecniche di geostatistica e di metodiche GIS ha consentito una adeguata utilizzazione di questa grande mole di dati. Infatti, i primi tentativi di restituzione su base cartografica di tali informazioni (UU.OO. Valutazione risorse demersali, 1990) in assenza di un adeguato trattamento dei dati fornivano un risultato poco significativo.

L'applicazione di tecniche geostatistiche consentiva una importante restituzione spaziale e temporale delle principali dieci specie italiane con rappresentazioni di aree di concentrazione di giovanili (Ardizzone e Corsi, 1997; Ardizzone *et al.*, 1999; Corsi e Ardizzone, 1997; Lembo *et al.*, 1998).

Il futuro è probabilmente proiettato in questo campo verso la realizzazione di modelli di dinamica di popolazione che permettano di gestire le risorse su base spaziale oltre che temporale, utilizzando serie di dati raccolti sperimentalmente ed elaborati in ambiente GIS con algoritmi specifici che cominciano ad essere sviluppati (Corsi *et al.*, in stampa).

Anche in questi esempi di applicazioni a risorse ittiche, la potenzialità e la correttezza dello strumento cartografico sono legate alla distribuzione su un piano delle specie oggetto di studio, o su un volume facilmente riportabile ad un piano, come nel caso delle specie demersali. Infatti queste, trascorrendo la loro esistenza in vicinanza del fondale, vengono campionate con attrezzi che campionano radenti al fondale (reti a strascico) e la loro rappresentazione cartografica in uno spazio bidimensionale è quindi sicuramente corretta.

I problemi nascono là dove la distribuzione degli organismi si estende a parte o a tutta la colonna d'acqua. In questo caso la rappresentazione dovrebbe essere di tipo tridimensionale e quindi la cartografia tradizionale diviene di scarsa efficacia.

È questo il caso delle specie ittiche pelagiche, ma ancora di più di tutto il mondo planctonico in cui soltanto attraverso l'uso di arbitrari valori integrati di tutta la colonna d'acqua è possibile rappresentare un valore numerico relativo ad un piano.

Questo può andare ancora bene per i calcoli di produzione primaria superficiale, di cui esistono numerose applicazioni, è gia più discutibile per il fitoplancton, e poco valido in assoluto per lo studio dello zooplancton.

Infatti, integrare i valori della colonna d'acqua più superficiale (0-50 m), per ciò che riguarda il fitoplancton, consente poi elaborazioni interessanti, quali i calcoli integrati di curve di isodensità, mentre meno efficace è un simile trattamento per lo zooplancton la cui distribuzione verticale è sicuramente più complessa e meno facilmente esprimibile in uno spazio bidimensionale.

Conclusioni

Questo lavoro non voleva e non poteva essere altro che una introduzione al tema per tutti coloro, e in particolare i giovani, che sono interessati all'uso dello strumento cartografico.

Più che conclusioni quindi, quelle che si vogliono qui cercare di fornire sono delle considerazioni sulle opportunità che la cartografia è in grado di fornire ma anche sul rigore che è necessario, spesso in contrasto con le apparenze, per ottenere un risultato corretto.

È fuor di dubbio il fatto che i progressi nel campo della raccolta di dati in ambiente marino e le potenzialità di elaborazione degli stessi su base informatica hanno fatto nascere e crescere con grande rapidità il settore negli ultimi cinquanta anni. Ma siamo probabilmente all'inizio della utilizzazione di strumenti che diverranno sempre più familiari con le nostre attività di ricerca.

Il GIS è infatti allo stesso tempo strumento cartografico e mezzo di gestione dell'informazione e in questo risiede probabilmente la grande innovazione: banca dati e capacità di rappresentazione degli stessi sintetizzano una necessità fondamentale in molti campi della ricerca.

Ma è il concetto stesso di cartografia che cambia rapidissimamente: abbiamo appena detto che una delle grandi limitazioni è quella della rappresentazione su un piano, e quindi in uno spazio bidimensionale, di fenomeni tridimensionali

quando in realtà questa limitazione è già superata. È infatti possibile gestire dati raccolti in uno spazio tridimensionale consentendo addirittura di ruotare l'asse e il punto di vista dell'osservatore, naturalmente restituendoli non più su carta stampata ma su monitor.

Ricadute ancora più importanti deriveranno dalla potenzialità di gestione di enormi quantità di dati con capacità di elaborazione in tempi brevissimi. Questo aprirà la strada a numerose forme di monitoraggio e controllo dell'ambiente marino, fondamentali nell'ottica della conservazione e della gestione delle risorse naturali.

Qualunque sarà in futuro l'evoluzione tecnologica delle metodiche cartografiche, la correttezza di alcuni punti cardine di tutto il sistema dovrà essere sempre rispettata. *Disegno di campionamento, posizionamento, modalità di campionamento, elaborazione e restituzione*, rimangono sempre gli elementi caratterizzanti della qualità del dato finale e un errore di impostazione in uno di questi punti porterà inevitabilmente una alterazione dei risultati finali, tra l'altro spesso non facilmente identificabile.

Concludendo quindi con una massima lapalissiana: meglio spendere un po' di tempo in più su questi aspetti e trascurare i fatti estetici della grafica finale piuttosto che curare la grafica dimenticando di valutare la qualità del dato utilizzato...

Ringraziamenti

Desidero ringraziare la dott.ssa Luisa Nicoletti per l'aiuto fornito nella raccolta delle informazioni storiche.

Bibliografia

AHAMAD W., NEIL D.T. (1994) – An evaluation of Landsat Thematic Mapper (TM) digital data fo discriminating coral reef zonation: Heron Reef (GBR). *Int. J. Remote Sensing*, **13**: 2583-2597.

ARATA P., DIVIACCO G. (1989) – Importanza delle prateria di *Posidonia oceanica* nel sistema marino costiero e degli interventi per la loro salvaguardia. *Acqua Aria*, **5**: 555-571

ARDIZZONE G.D. (1992) - Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza. *Oebalia*, **17** (Suppl): 441-452.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1996) – Le praterie di *Posidonia oceanica* lungo le coste laziali. In: *Il Mare del Lazio*, Università di Roma "la Sapienza" - Regione Lazio: 194-217.

ARDIZZONE G.D., CORSI F. (eds.) (1997) - Atlante delle risorse ittiche demersali dei mari italiani. Atlas of Italian Demersal Fishery resources. Trawl surveys 1985-1987. *Biol. Mar. Medit.* **4** (2): 568 pp.

ARDIZZONE G.D., CORSI F., AGNESI S. (eds), (1999) – Atlante delle Risorse Ittiche Demersali Italiane. Triennio 1994-1996. *Ministero per le Politiche Agricole*, Roma. 1 CDROM.

ARDIZZONE G.D., LA MONICA G.B., RAFFI R. (1996) – Carta della distribuzione dei sedimenti e delle praterie di *Posidonia oceanica.* Lazio settentrionale, centrale e meridionale. In: *Il Mare del Lazio*, Università di Roma "la Sapienza" – Regione Lazio.

ARDIZZONE G.D., PELUSI P. (1984) - Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* meadows. In: Boudoresque C.F., Jeudy de Grissac A.E., Olivier J. (eds), *International workshop on* Posidonia oceanica *beds*, GIS Posidonie, Marseille, 1: 63-72.

ASTIER J.M. (1975) – Cartographie des fonds marins de la région de toulon par le groupe ECOMAR. *Ann. Soc. Sci. nat. Archéol. Toulon*, **24**: 97-103.

AUGIER H., BOUDORESQUE C.F. (1967) - Végétation marine de l'ile de Port-Cros (Parc National). I. La baie de la Palu. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, **27**: 93-124.

AUGIER H., BOUDORESQUE C.F. (1970) - Végétation marine de l'ile de Port-Cros (Parc National). V. La baie de Port-Man et le probléme de la régression de l'herbier de Posidonies. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, **30**: 145-164.

AUGIER H., BOUDORESQUE C.F. (1975) - Dix ans de recherches dans la zone marine du Parc National de Port-cros (France). Troisième partie. *Ann. Soc. Sci. Nat. Archéol. Toulon Var*, **27**: 133-170.

BELLAN G., KAIM-MALKA R., PICARD J. (1975) - Evolution récentes des différentes auréoles de pollution marine des substrats meubles liées au grand collecteur de Marseille-Cortiou. *Bull. Ecol., Fr.*, **6** (2): 57-66.

BELSHER T. (1987) – Apport du satellite SPOT à la cartographie qualitative et quantitative des végétaux marins de la Manche, de l'Atlantique nord, de la Méditerranée occidentale et du Pacifique sud. *Colloque SPOT 1. Utilisation des images, bilan, rèsultats. Paris, novembre 1987. Ed. Cepadues, Toulouse*: 1105-1114.

BELSHER T., MEINESZ A., LEFEVRE J.R., BOUDOURESQUE C.F. (1985) – Etude thématique des simulations SPOT 1980 et 1982 : les peuplements végétaux marins immergés. In: Bernier A., Lessard B., Gagnon C. (eds), *Télédétection en gestion des ressources: l'aspect opérationnel,* Ass. Québec. Télédétection, Quebec, Canada, 5: 399-407.

BELSHER T., MEINESZ A., LEFÈVRE J.R., BOUDOURESQUE C.F (1988) - Simulation of SPOT satellite imagery for charting shallow-water benthic communities in the Mediterranean. *PSZN I: Mar. Ecol.*, **9** (2): 157-165.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1989) - Carta delle maggiori biocenosi marine bentiche delle coste pugliesi. Allegata a: *Thalassia Salentina,* **18.**

BIANCHI C.N., PEIRANO A. (1995) – *Atlante delle fanerogame marine della Liguria.* Posidonia oceanica e Cymodocea nodosa. ENEA-CRAM S. Teresa, La Spezia: 146 pp.

BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C. (1995) - La carta bionomica dei mari toscani: introduzione, criteri informativi e note esplicative. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*, **2** (Suppl.): 253-270.

BOLOGNARI A. (1968) – Lo studio del fondo marino mediante la televisione a circuito chiuso. *Boll. Zool.*, **35**: 344.

BUTLER M.J.A., LE BLANC C., BELBIN J.A., MAC NEIL J.L. (1986) - Marine resources mapping: an introductory manual. *FAO Fisheries Technical Paper*, **274**: 256 pp.

CINELLI F., PARDI G., PAPI I., BENEDETTI-CECCHI L. (1995) - Mappatura delle praterie a *Posidonia oceanica* (L.) DELILE intorno alle isole minori dell'Arcipelago Toscano. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*, **2** (Suppl.): 93-104.

CINELLI F., SALGHETTI-DRIOLI U., PARDI G., DELLA PIETÀ F. (1987) – Situazione di un'area costiera a *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Rosignano Solvay (Mar Ligure). In: *Atti del 7° Congresso dell'associazione Italiana di Oceanografia e Limnologia, AIOL,* Trieste: 503-509.

COCHRAN W.G. (1977) - *Sampling techniques*. Wiley (ed), New York.

COLANTONI P., GALLIGNANI P., FRESI E., CINELLI F. (1982) – Patterns of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds around Island of Ischia (Gulf of Naples) and in adjacent waters. *PSZN I: Mar. Ecol.*, **3** (1): 53-74.

CORSI F., AGNESI S., ARDIZZONE G.D. (in stampa) – Integrating G.I.S. and Surplus Models: a new approach for spatial assessment of demersal resources. *Proceedings of the 1th International Symposium on G.I.S. in Fishery Science. 2-4 March 1999. Seattle, Washington.*

CORSI F., ARDIZZONE G.D. (1997) - Individuazione statistica di aree di concentrazione di stadi giovanili di specie ittiche. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 217-222.

CRESSIE N.A.C. (1993) – *Statistics for spatial data*. John Wiley & Sons (ed) New York.

CUVELIER M. (1976) - Surveillance en temps réels de l'évolution des herbiers: nouvelle méthode de recensement des herbiers par cartographie au sonar latéral. 3éme journée d'étude des pollutions. *Rapp. Comm. Int. Expl. Mer medit.*, 191-193.

DOBSON J.E. (1993) – The geographic revolution: a retrospective on the age of automated geography. *The professional geographer, 45* (4): 431-439.

FERGUSON R.L., WOOD L.L. (1990) – Mapping submerged aquatic vegetation in North Carolina with conventional aerial photography. In: Kiraly S.J., Cross F.A., Buffington J.D. (eds), *Federal coastal wetland mapping programs*, Biological Report, 90 (18): 125-133.

FORBES E. (1843) – Report on the Mollusca and Radiata of the Aegean Sea and on their distribution considered as bearing on Geology. *Report of the British Association for the advancement of Science.*

GAMULIN-BRIDA H., KARAMAN G. (1968) – Contribution aux recherches des biocénoses benthiques de l'Adriatique mèridionale. Quelques particularités des biocènoses du golfe Bokakotorska. *Rapp. P. V. Réun. Commiss. Internation. Explor. Sci. Mer médit.,* **19** (2): 79-81.

GLOUX B. (1984) - Méthodes acoustiques et informatiques appliquées à la cartographie rapide et détaillées des herbiers. In: Boudorésque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *International workshop on* Posidonia oceanica *beds*, GIS Posidonie, Marseille, 1: 45-48.

HARMELIN J.G., TRUE M.A. (1964) - Délimitation cartographique de l'extension actuelle des herbiers de Posidonia oceanica (Delile) dans le golfe de Marseille. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume,* **34** (50): 157-160.

ISAAKS E.H., MOHAN SRIVASTAVA R. (1989) – *Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York: 561 pp.

LAURIN R., THOMSON D. (1992) – *Fundamental of spatial information system.* The APIC series. Accademic Press. London.

LE DANOIS E. (1925) - Recherches sur les fonds chalutables des cotes de Tunisie. (croisière du chalutier "Tanche" en 1924). *Ann. Stn. Océanogr. Salambo,* **1**: 1-56.

LEFÈVRE J.R., MEINESZ A., GLOUX B. (1984) – Optimisation de la technique de la photographie aérienne pour la cartographie des herbiers de posidonies. In: Boudoresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *International workshop on* Posidonia oceanica *beds*, GIS Posidonie, Marseille, 1: 49-55.

LEMBO G., SPEDICATO M.T., SILECCHIA T., D'AGOSTINO V. (1998) – Distribution of nursery areas of *Merluccius merluccius* obtained by geostatistical techniques. *Cah. Option Mediterr.,* **35**: 147-154.

LUDOVISI A., TORRESANI S. (1996) - *Storia della cartografia.* Pàtron editore Bologna: 404 pp.

MARION A.F. (1883) – Esquisse d'une topographie zoologique du golfe de Marseille. *Ann. Mus. Hist. Nat. Marseille,* **1**: 6-108.

MAURER B.A. (1994) - *Geographic population Analysis: Tools for the analysis of Biodiversity. Methods in Ecology and Coservation Biology.* Blackwell Scientific Publications. Oxford.

MASSE H. (1962) - Cartographie bionomique de quelques fonds meubles de la partie sud-orientale du golfe de Marseille. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume,* Fr., **27** (42): 221-259.

MEINESZ A. (1990) - Technique de cartographie et de surveillance des herbiers à Posidonia oceanica dans le réserves marines des cotes francaises de la Méditerranée. In: Cossu A., Gazale V., Milella I. (eds), *Parchi marini del Mediterraneo. Aspetti naturalistici e gestionali*, Chiarella, Sassari: 235-245.

MEINESZ A., CUVELIER M., LAURENT R. (1981) - Méthodes récentes de cartographie et de surveillance des herbiers de phanérogames marines. Leurs applications sur le cotes francaises de la Méditerranée. *Vie Milieu,* **31** (1): 27-34.

MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BOURCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER L., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) – Normalisation des symboles pour la rèpresentation et la cartographie des biocénoses bentiques littorales de Méditerranée. *Ann. Inst. Océanogr.,* **59** (2): 155-172.

MEINESZ A., LAURENT R. (1978) - Cartographie et ètat de la limite inférieure de l'herbier de Posidonia oceanica dans les Alpes-Maritimes (France) - Campagne Poseidon 1976. *Botanica marina*, **21**: 513-526.

MILLER R.I. (Ed.) (1994) – *Mapping the diversity of Nature*. Chapman & Hall. London.

MOEBIUS K. (1864) – The oyster and oyster culture. *Rept. U.S. Fisch. Comm. 1880*, t.8.

MOLINIER R. (1955) – Apercu de bionomie marine sur les côtes septentrionales de la Sardaigne. *Bull. Stn. Aquicult. Pêche Castiglione*, **7**: 373-400.

MOLINIER R. (1956) - Apercu bionomique préliminaire sur les peuplements marins du golfe de Saint-Florent (Corse). *Bull. Centre Et. Sous-mar. Fr.*, **4**: 1-8.

MOLINIER R. (1962) - Notice explicative de la carte des groupements végétaux terrestres et des biocénoses et biotopes marins du Cap Corse. *Inst. Géog. Nat. Impr., Paris*: 10 pp.

MOLINIER R., MOLINIER R. (1971) - La cartographie écologique au service de l'aménagement du territoire. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, **31**: 77-84.

MOLINIER R., PICARD J. (1954) - Elements de bionomie marine sur le cotes de Tunisie. *Ann. Stn. océanogr. Salambo*, **48**: 3-47.

MONTALENTI G. (1969) – La biologia marina in Italia ieri e oggi. *Pubbl. Staz. Zool.* Napoli, **37** (Suppl.): 5-15.

NAVONE A., BIANCHI C.N., ORRÙ P., ULZEGA A. (1992) – Saggio di cartografia geomorfologica e bionomica nel Parco Marino di Tavolara – Capo Coda Cavallo. *Oebalia*, **17** (Suppl. 2): 469-478.

NELLIS M.D. (1993) – Commentary on a rationale for the National Center for Geographic Information And Analysis. *The Professional Geographer*, **45** (2): 220-222.

PAILLARD M., GRAVEZ V., CLABAUT P., WALKER P., BLANC J.J., BOUDORESQUE C.F., BELSHER T., URSCHELER F., POYDENOT F., SINNASSAMY J.M., AUGRIS C., PEYRONNET J.P., KESSLER M., AUGUSTIN J.M., LE DREZEN E., PRUDHOMME C., RAILLARD J.M., PERGENT G., HOAREAU A., CHARBONEL E. (1993) – Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var-France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. *IFREMER & GIS Posidonie Publ., Marseille (France)*: 1-36 (+ 3 carte).

PARENZAN P. (1962) – Prime notizie sulle biocenosi bentoniche del Mar Grande di Taranto. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **32** (Suppl.): 123-132.

PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (1990) – Suivi de l'evolution de l'herbier à *Posidonia oceanica* après la mise en service de la station d'épuration de Marseille. *Contrat Ville de Marseille-Univ. Aix-Marseille II. LBMEB et GIS Posidonie publ., Marseille*: 1-58.

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

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. Mar. Endoume, Fr.*, **31** (47): 1-137.

PICARD J. (1965) – *Recherches qualitatives sur les biocènoses marines des substrats meubles dragables de la région marsellaise*. Thèse Doctorat Etat, Univ. Aix-Marseille: 160 pp.

PRUVOT G. (1897) - Essai sur les fonds et la faune de la Manche occidentale (cotes de Bretagne) comparés à ceux du golfe du Lion. *Arch. Zool. exp. Gén., Fr.*, **3** (5): 510-664.

RAMOS-ESPLA A.A. (1984) - Cartografia de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la bahia de Alicante (SE Espana). In: Boudoresque C.F., Jeudy de Grissac A. E. Olivier J. (eds), *International workshop on* Posidonia oceanica *beds*, GIS Posidonie, Marseille, 1: 57-61.

RELINI G. (1998) – I progressi della ricerca italiana sulla pesca a strascico. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 3-21.

RELINI G., PICCINETTI C. (1996) – Ten years of trawl surveys in italian seas (1985-1995). *FAO Fish Rep.*, **533** (Suppl.): 21-41.

REY J., DIAZ DEL RIO V. (1989) - Cartografia de los fondos marinos de la Bahia de Palma (Baleares, Espana): distribucion de las praderas vegetales y sedimentos superficiales. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gramez V. (eds), *International workshop on* Posidonia oceanica *beds*, GIS Posidonie, Marseille, **2**: 29-41.

SCARDI M., FRESI E., ARDIZZONE G.D. (1989) - Cartographic representation of sea-grass beds: application of a stochastic interpolation technique (Kriging). In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gramez V. (eds), *International workshop on* Posidonia *beds,* GIS Posidonie 1989, 2: 19-27.

SOBEL D. (1996) - *Longitudine.* Rizzoli Ed.

SOMASCHINI A., MARTINI N., GRAVINA M.F., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. (1998) – Characterization and carthography of some Mediterranean soft bottom benthic community (Ligurian Sea-Italy). *Scientia Marina* **62** (1,2): 27-36.

TORTONESE E. (1958) - Bionomia marina della regione costiera fra punta della Chiappa et Portofino (Riviera Ligure di Levante). *Arch. Océanogr. Limnol.*, **11** (2): 167-210.

UU.OO. Valutazione delle Risorse demersali (1990) – Risorse demersali tirreniche: distribuzione dei rendimenti di cattura di *Merluccius merluccius, Mullus barbatus, Aristeus antennatus, Aristaeomorpha foliacea. Oebalia,* **14** (2 Suppl.): 791-797.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 462-472

L.A. CHESSA, R. CAPPUCCINELLI[1], E. CASOLA[2], P. LANERA[2], L. LIGIOS, F. MURA, A. PAIS, M. SCARDI[3], S. SERRA, N. PLASTINA[2], L.M. VALIANTE[2], D. VINCI[2]

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari,
Via Enrico De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.
[1]Porto Conte Ricerche, Alghero, Italia.
[2]Bioservice s.c.r.l., Napoli, Italia.
[3]Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Italia.

VALUTAZIONI DELLA PRODUTTIVITÀ ITTICA DELLO STAGNO DI CALICH (SARDEGNA NORD OCCIDENTALE)

ASSESSMENT OF FISHERIES PRODUCTION IN THE CALICH LAGOON (NW SARDINIA)

Abstract

A comprehensive ecological study was carried out in the Calich lagoon (Sardinia, Italy). Both fishery and ecological data were collected during a yearly sampling cycle. The fisheries production was estimated and compared on the basis of primary and secondary production as well as starting from real catches.

Key-words: *lagoon, fisheries, production, modelling, Sardinia.*

Introduzione

Nel biennio 1998-99 è stato avviato nello stagno di Calich un ampio progetto di analisi ambientali promosso dalla Regione Autonoma della Sardegna. Tale progetto era finalizzato all'acquisizione di dati conoscitivi aggiornati ed utili alla modernizzazione delle produzioni ittiche.

Lo stagno di Calich si trova nella Rada di Alghero, ha un'estensione di 97 ha e riceve acqua dolce da 3 immissari: il rio Barca, il canale della Fighera ed il rio Fangal. Lo stagno dispone di un unico canale di foce lungo circa 260 m, dislocato all'estremità Ovest ed orientato a Sud (Fig. 1). Numerosi studi di carattere ambientale hanno interessato questo biotopo (Valsecchi, 1964; Farris *et al.*, 1980; Franco *et al.*, 1981; Sechi, 1982; Chessa *et al.*, 1995; Chessa *et al.*, 1998). Il lavoro di Fatichenti *et al.* (1978) è l'unico che riporta dati sulle rese di pesca. Le serie sono tuttavia discontinue e pertanto inadatte per fini comparativi. Lo stagno è attualmente gestito da una Cooperativa di pescatori che, in assenza di lavorieri, pratica essenzialmente attività di pesca vagantiva e con bertovelli.

Una prima valutazione delle rese di pesca, basata sui registri della Cooperativa, è stata presentata da Chessa (1980), ma, considerata l'esigenza di un aggiornamento di quelle valutazioni, si è deciso di effettuare una campagna di pescate sperimentali seguendo gli stessi criteri attuati abitualmente dalla Cooperativa. Questi risultati sono quindi stati comparati con le stime sulla produzione ittica teoricamente sostenibile ottenute attraverso misure e modelli di produzione primaria e secondaria del comparto planctonico e di quello bentonico.

Materiali e metodi

Il macrozoobenthos e le macrofite sono stati campionati in 20 stazioni, disposte a copertura dell'intero stagno e del canale di foce (Fig. 1). Il

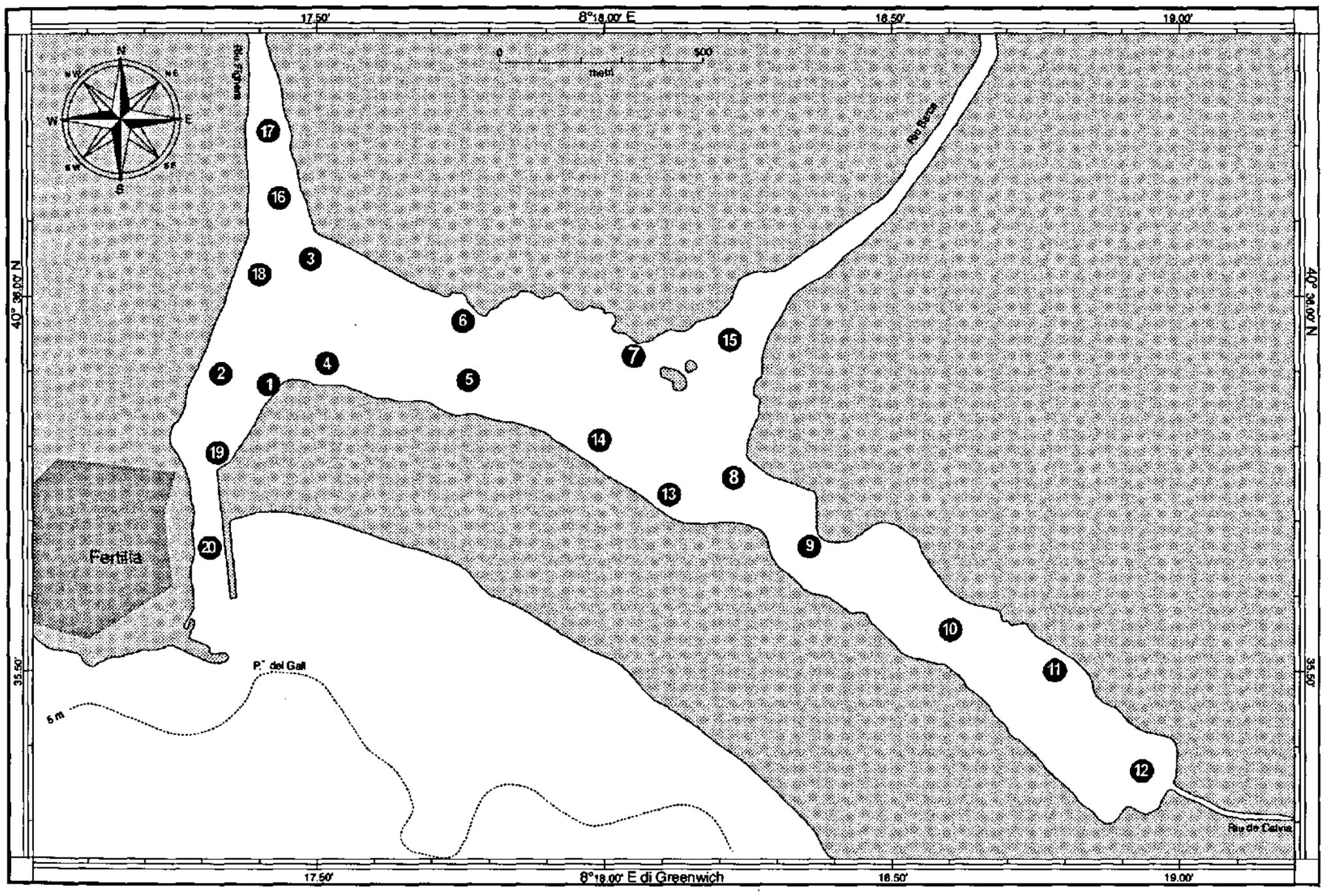


Fig. 1 - Stazioni di campionamento del benthos.
Benthos sampling sites.

campionamento è stato replicato in due stagioni differenti per il macrozoobenthos (gennaio e luglio 1998) mediante una benna Van Veen di volume pari a circa 5 litri, mentre per le macrofite sono state effettuate osservazioni quantitative durante tutte le campagne. A tal fine in ogni stazione sono stati raccolti 3 campioni di macroalghe mediante un rastrello di 40 cm di larghezza con maglie da 5 mm. I campioni sono stati prelevati su transetti di 2 m di lunghezza posizionati a caso, per un totale di 2,4 m^2 per stazione. Tutti i *taxa* sono stati classificati al livello tassonomico più fine possibile. Le analisi idrologiche sono state effettuate mensilmente in 7 stazioni, sia in superficie che sul fondo (2÷5 m di profondità) (Fig. 2) e sono state completate da campagne stagionali in cui si è fatto ricorso a misurazioni in continuo mediante sonde multiparametriche. La calibrazione dei dati strumentali è stata basata su misure dirette effettuate con metodi analitici.

I dati relativi a salinità, temperatura, ossigeno disciolto, biomassa fitoplanctonica (come clorofilla "a" stimata per fluorescenza *in vivo*), efficienza fotosintetica (come stima derivata da fluorimetria a doppio impulso *pump & probe*) ed irradianza sono stati rilevati mediante un pacchetto di sensori alloggiati in una cella di flusso alimentata da una pompa elettrica che prelevava acqua a 20-30 cm di profondità. La produzione primaria fitoplanctonica è stata stimata sulla base dei dati di biomassa, irradianza ed efficienza fotosintetica rilevati strumentalmente attra-

verso relazioni empiriche opportunamente calibrate su misure dirette effettuate con il metodo dell'ossigeno.

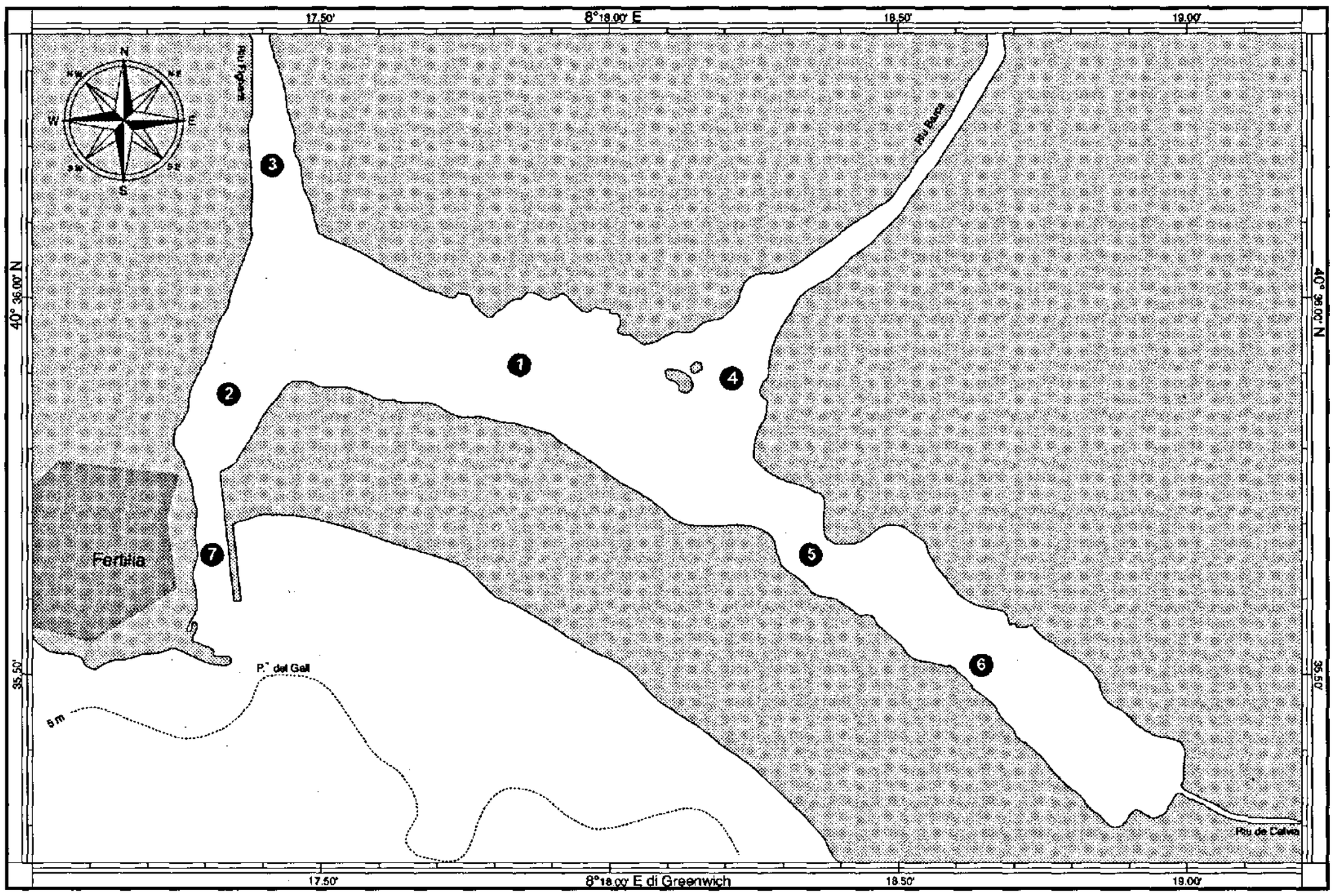


Fig. 2 - Stazioni di campionamento del plancton e della colonna d'acqua.
Plankton and water column sampling sites.

Lo zooplancton è stato campionato mensilmente in 3 stazioni con un retino da mesozooplancton con bocca rettangolare e maglia di 200 µm, su cui era montato un flussimetro di tipo "Hydrobios".

La biomassa fitoplanctonica e quella zooplanctonica, insieme con l'azoto inorganico e la sostanza organica, sono le variabili di stato impiegate per l'elaborazione di un modello analitico che è stato utilizzato per stimare l'andamento della produzione primaria e secondaria del comparto planctonico dello stagno. Per la sostanza organica è stato considerato il carbonio organico totale nella colonna d'acqua. La produzione primaria è stata anche stimata mediante un approccio di tipo completamente empirico, basato cioè sui dati osservati relativi a grandezze predittive correlate anche in maniera non-lineare con la produzione primaria. In particolare, è stata utilizzata una tecnica basata sull'uso di una rete neuronale artificiale, già adottata con successo in altre applicazioni analoghe (Scardi, 1996; Scardi e Harding, 1999).

Per quanto concerne la produzione secondaria sono stati utilizzati due modelli: 1) quello sviluppato da Brey (1990), per le specie con taglia media minore

di 1 mg P.S.P.C. (peso secco privo delle ceneri); 2) quello elaborato da Schwinghamer *et al.* (1986) per quelle con taglia maggiore di 1 mg P.S.P.C. Tale duplice approccio ha lo scopo di minimizzare l'inevitabile divario tra le stime e i valori effettivi di produzione a cui si va incontro con l'uso di modelli troppo generalizzati (Sardá, 1997). La respirazione è stata stimata utilizzando la relazione tra P (kcal m^{-2} $anno^{-1}$) ed R (kcal m^{-2} $anno^{-1}$) riportata da Schwinghamer *et al.* (cit.): $Log(R) = 0{,}367 + 0{,}993Log(P)$.

Per la valutazione diretta della produttività ittica sono stati raccolti dati da marzo 1998 a febbraio 1999. Allo scopo sono stati realizzati attrezzi basati sulle specifiche della locale Cooperativa di pescatori, che ha poi effettuato le pescate sotto il controllo diretto dei ricercatori.

Gli attrezzi utilizzati sono i seguenti: 1) reti miste da posta (rete monofilo, tramagli, saltarelli); 2) barracuda; 3) bertovelli.

Le reti miste sono utilizzate in un'operazione definita dialettalmente col termine "burare", che consiste nel circoscrivere rapidamente, avvalendosi di una coppia d'imbarcazioni, uno specchio d'acqua d'ampiezza variabile.

Il monofilo utilizzato, noto come "barracuda", viene calato in acqua partendo dalla terraferma in maniera da descrivere delle anse più o meno ampie e regolari, che terminano in uno spazio circolare di alcuni metri di diametro.

I bertovelli venivano disposti in prossimità delle rive dello stagno, con una delle ali quasi perpendicolare alla terraferma e al flusso di corrente.

Per la valutazione dello sforzo di pesca ci si è basati sulle giornate di lavoro effettive dei pescatori in un anno di attività e sul numero di attrezzi contemporaneamente impiegati. In pratica, i dati utilizzati sono stati i seguenti: reti miste da posta: 234 giorni/attrezzo; barracuda: 176 giorni/attrezzo; bertovello: 8.750 giorni/attrezzo (35 bertovelli salpati/giorno).

Risultati

In generale, la struttura della comunità macrozoobentonica è risultata sufficientemente omogenea in tutto lo stagno, con l'eccezione delle due stazioni poste nel canale di foce (19 e 20), che erano nettamente disgiunte, da un punto di vista ecologico, dalle rimanenti. Non sono state rilevate differenze stagionali di rilievo nella struttura del popolamento bentonico.

I risultati ottenuti sono stati perfettamente in linea con le attese per l'ambiente studiato e del tutto coerenti con i dati prodotti da altri studi effettuati in precedenza. In particolare, è interessante rilevare come uno dei parametri misurati strumentalmente, cioè l'efficienza fotosintetica, sia risultato un efficace indicatore del ruolo delle immissioni di acque dolci di origine continentale attraverso il rio Barca. I risultati delle analisi dei popolamenti planctonici non hanno mostrato elementi di particolare rilievo, se si esclude una serie di evidenze che sottolineano il ruolo degli apporti terrigeni nei flussi di energia di tale comparto ed una forte influenza della forzante idrodinamica legata alla marea. Il popolamento fitoplanctonico è risultato caratterizzato dalla dominanza in tutte le stagioni di piccole forme flagellate che, quasi sempre, presentavano percentuali superiori al 60%, con valori particolarmente elevati (>90%) nei campioni estivi. Va notato che le concentrazioni più elevate delle forme flagellate sono state riscontrate in corrispondenza dei valori minimi di concentrazione fitoplanctonica, mentre in corrispondenza di fioriture primaverili di *Chaetoceros simplex* Ostenfeld e *Nitzschia*

closterium Ehrenberg le percentuali dei flagellati di piccole dimensioni si riducevano. In generale, comunque, i valori osservati risultavano mediamente poco elevati se comparati a quelli di altre lagune.

La comunità zooplanctonica era dominata dal copepode *Acartia latisetosa* Kriczaguin e dalle larve di Cirripedi che rappresentavano, rispettivamente, il 45,2% e il 21% del popolamento analizzato. Questi *taxa* erano particolarmente abbondanti nei campioni estivi ed in quelli autunnali. Nei prelievi invernali ed in quelli primaverili la densità del popolamento si riduceva sensibilmente (soprattutto nella parte più interna dello stagno) e si osservava una sostituzione dei *taxa* dominanti con *Acartia clausi* Giesbrecht nel corso della stagione invernale e con larve di Decapodi in quella primaverile.

In Fig. 3 sono mostrate le stime della produzione primaria e secondaria su un ciclo annuale. Si noti come le diverse stime della prima, derivate dalle misure di campo, dal modello analitico e dal modello empirico, siano molto vicine fra loro. Nel complesso, la produzione primaria netta annua del comparto planctonico è risultata pari a 240 g C m^{-2} $anno^{-1}$, mentre quella secondaria è stata di 0,8 g C m^{-2} $anno^{-1}$.

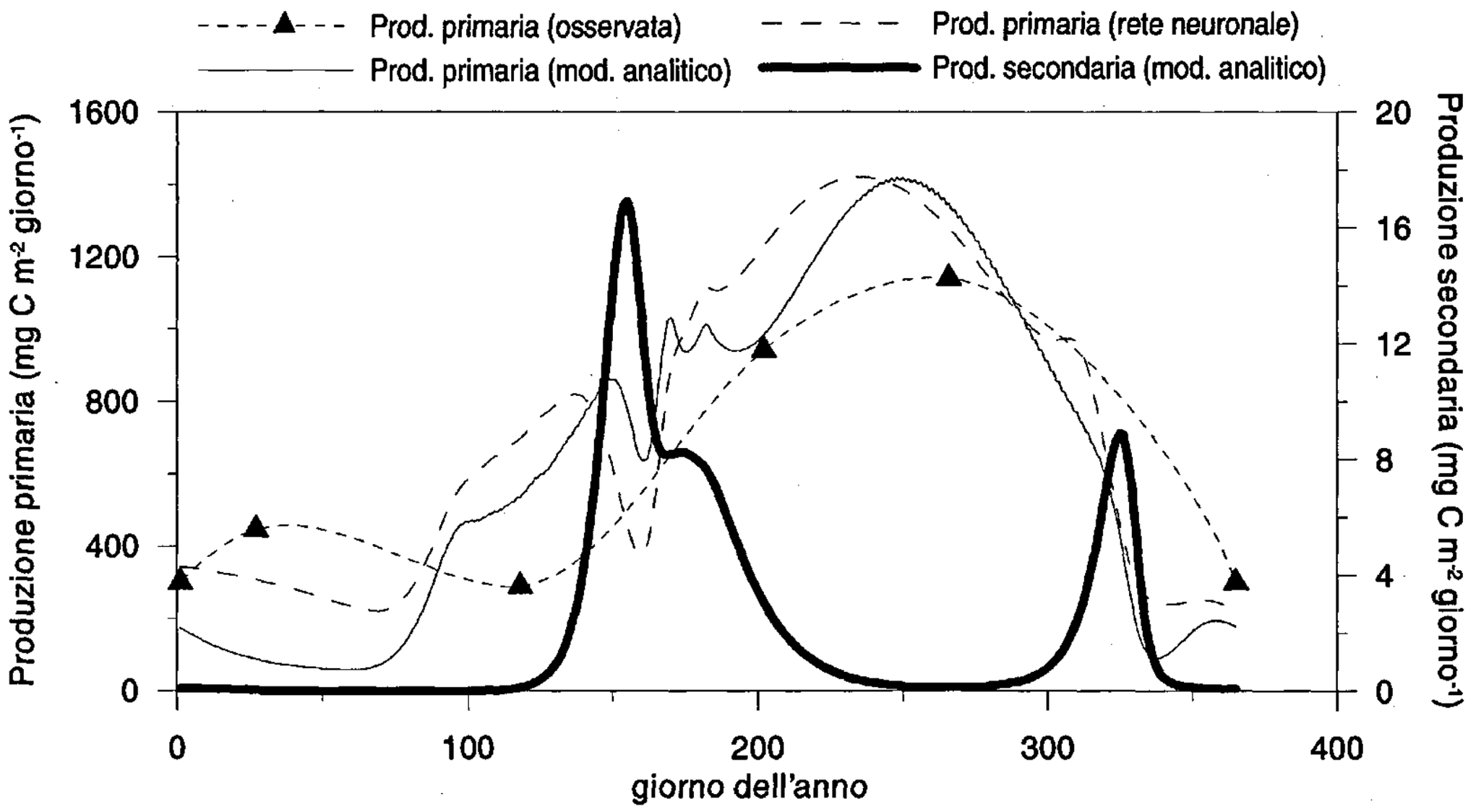


Fig. 3 - Ciclo annuale della produzione primaria e secondaria planctonica (PP osservata: linea tratteggiata con triangolo; PP modello analitico: linea sottile; PP rete neuronale: linea tratteggiata; PS modello analitico: linea spessa).

Yearly cycle of primary (PP) and secondary (SP) plankton production (observed PP: dashed line with triangles; analytical model PP: thin solid line; neural network PP: dashed line; analytical model SP: thick solid line).

Per quanto concerne le macrofite, solo durante la primavera ne è stata osservata una presenza apprezzabile. Si è trattato in particolare di un'intensa fioritura sostenuta quasi esclusivamente dall'alga verde *Chaetomorpha linum*. Le biomasse macroalgali in gioco erano rilevanti ed hanno contribuito per circa il

20% all'intera produzione primaria dello stagno, che è stata quindi stimata in circa 300 g C m^{-2} $anno^{-1}$.

La produzione secondaria del macrobenthos è sostenuta in massima parte da due gruppi tassonomici: i Policheti per il 43,1% ed i Molluschi Bivalvi per il 40,3%. Per i Policheti la specie dominante è il capitellide *Heteromastus filiformis* (P=1,88 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$), che da sola è responsabile di circa il 20,15% dell'intera produzione secondaria. Seguono con valori nettamente più bassi *Phylo foetida* (P=0,44 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$, corrispondente al 4,69% del totale), *Nainereis laevigata* (P=0,36 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$, pari al 3,86%) e *Lumbrineris gracilis* (P=0,34 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$, pari al 3,66%) particolarmente abbondanti nelle stazioni 1 e 2, poste nella zona occidentale dello stagno.

Per i Bivalvi, risulta determinante il contributo delle due specie *Cerastoderma glaucum* e *Abra segmentum*. La prima, maggiormente rappresentata nella parte centrale dello stagno, è responsabile da sola del 23,35% (P=2,18 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$) della produzione media dello stagno, con i valori massimi fatti registrare nelle stazioni 6 (P=6,10 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$), 8 (P=4,44 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$) e 15 (P=4,86 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$). Per *A. segmentum*, specie presente in tutte le stazioni di campionamento, invece, si è stimata un produzione media di 1,23 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$, pari al 13,22% del totale; i valori più elevati sono stati riscontrati nella stazione 13 (P=10,26 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$). La stima della quantità di sostanza organica assimilata e utilizzata dalla comunità bentonica per la respirazione è mediamente per l'intero bacino di 21,29 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$, pari a 117,01 kcal m^{-2} $anno^{-1}$ o a 9,58 g C m^{-2} $anno^{-1}$. La somma dei valori di P e R, espressi come media per l'intero bacino, è pari a 30,62 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$, cioè 168,23 kcal m^{-2} $anno^{-1}$, ovvero 13,78 g C m^{-2} $anno^{-1}$. Questo dato fornisce una stima della richiesta energetica necessaria per sostenere la macrofauna bentonica di stagno del Calich.

Per quanto concerne le pescate sperimentali, nel corso dell'anno di ricerca sono state globalmente raccolte 35 specie di Teleostei appartenenti a 20 famiglie (Tab. 1). La ripartizione delle catture in funzione degli attrezzi è la seguente: bura, 5.319 individui, 16 specie; barracuda, 1.254 individui, 26 specie; bertovelli, 4.581 individui, 30 specie. Per quanto concerne i quantitativi, nel complesso sono stati raccolti 1.000 kg di pesce, ripartiti come segue: bura, 740 kg; barracuda, 152 kg; bertovelli, 108 kg.

La tecnica della bura è stata quella più redditizia dal punto di vista delle rese ponderali, sia globali che mensili. Un esempio è rappresentato dalla cala di luglio 1988 che ha reso oltre 115 kg di pesce, costituito in prevalenza da *Diplodus annularis* (62 kg) e *Sarpa salpa* (47 kg). Il cefalo calamita *(Liza ramada)* con oltre 321 kg catturati in tutto il periodo, costituisce la specie di gran lunga dominante, rappresentando fino al 43,4% della biomassa totale annua dei campioni (740 kg). *S. salpa, D. annularis* e *Chelon labrosus* sono risultate le altre specie ponderalmente più abbondanti con percentuali dell'ordine del 19%, 16,6% e 16,1% rispettivamente.

Discussione e conclusioni

La rete trofica dello stagno di Calich è caratterizzata dalla stretta relazione tra il comparto pelagico e quello bentonico. Il suo alto livello di connettanza rende il sistema resistente alle perturbazioni naturali ed antropiche e fa sì che esso

Tab. 1 - Lista delle specie pescate nel corso della ricerca (*specie accessorie).
*List of species collected during the research (*by-catches species).*

FAMIGLIA	SPECIE	ATTREZZO
Clupeidae	*Sardina pilchardus* (Walbaur, 1792)*	Bertovello
Engraulidae	*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)*	Bura, Bertovello
Anguillidae	*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda, Bertovello
Congridae	*Conger conger* (Linnaeus, 1758)*	Bertovello
Moronidae	*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda, Bertovello
Pomatomidae	*Pomatomus saltator* (Linnaeus, 1758)*	Barracuda
Carangidae	*Lichia amia* (Linnaeus, 1758)*	Bura, Barracuda
	Seriola dumerili (Risso, 1810)*	Barracuda
	*Trachinotus ovatus (Linnaeus, 1758)**	Bertovello
	Trachurus trachurus (Linnaeus, 1758)*	Barracuda, Bertovello
Sciaenidae	*Sciaena umbra* (Linnaeus, 1758)*	Bertovello
Mullidae	*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758	Bura, Barracuda, Bertovello
	Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	Bura, Barracuda, Bertovello
Sparidae	*Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Diplodus puntazzo (Cetti, 1777)	Barracuda, Bertovello
	Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Diplodus vulgaris (E. Geoffrey Saint-Hilaire, 1817)	Barracuda, Bertovello
	Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Pagellus acarne (Risso, 1826)*	Bertovello
	Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Sparus aurata (Linnaeus, 1758)	Bura, Barracuda
Labridae	*Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758)*	Bertovello
Scombridae	*Scomber scombrus* Linnaeus, 1758*	Barracuda, Bertovello
Gobiidae	*Gobius niger* Linnaeus, 1758	Barracuda, Bertovello
Blenniidae	*Lipophrys pavo* (Risso, 1810)*	Bertovello
Sphyraenidae	*Sphyraena sphyraena* (Linnaeus, 1758)*	Barracuda, Bertovello
Mugilidae	*Chelon labrosus* (Risso, 1826)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Liza aurata (Risso, 1810)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Liza saliens (Risso, 1810)	Barracuda, Bertovello
	Liza ramada (Risso, 1826)	Bura, Barracuda, Bertovello
	Mugil cephalus Linnaeus, 1758	Bura, Barracuda
Scorpaenidae	*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758*	Bertovello
Atherinidae	*Atherina (Hepsetia) boyeri* Risso, 1810	Bertovello
Triglidae	n.c.*	Barracuda
Soleidae	*Solea vulgaris* Quensel, 1806	Bura, Barracuda, Bertovello

possa resistere efficacemente alle periodiche fluttuazioni della produzione primaria espressa dai comparti suddetti. Nella comunità bentonica esaminata l'energia si rende disponibile per i livelli trofici superiori (tra cui, *in primis*, la fauna ittica di interesse economico), sia attraverso la catena del detrito, sia attraverso una catena di pascolo che attinge per il suo sostentamento in buona parte ad un altro comparto: quello pelagico.

Per ciò che attiene alla ripartizione spaziale della produzione secondaria del comparto bentonico, i dati disponibili indicano come la parte orientale dello stagno, più confinata e maggiormente interessata a situazioni distrofiche, sia la meno produttiva. Nella porzione occidentale, maggiormente vivificata per la presenza dell'imboccatura che assicura gli scambi con il mare, si assiste invece ad un progressivo aumento della produzione secondaria, che raggiunge il suo massimo in prossimità della zona di immissione del canale della Fighera, con valori pari a circa 19 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$. Questo dato è in accordo con quanto rilevato in altri ambienti costieri o confinati, caratterizzati da valori di produzione secondaria compresi tra 1 e 60 g P.S.P.C. m^{-2} $anno^{-1}$.

La proliferazione macroalgale osservata nella primavera 1998 rappresenta un evento non comune, anche se non del tutto eccezionale: poiché essa è stata sostenuta da una specie stagionale, si può assumere che la biomassa rilevata corrisponda all'intera produzione su base annua. In condizioni medie, comunque, un livello di produzione pari a circa il 50% di quello osservato potrebbe rappresentare una stima più plausibile. Questo, in base a quanto detto, è certamente il dato che si avvicina di più a quello medio annuo e, in assenza di elementi certi per formulare una stima (serie storiche), è un valore indicativo su cui ragionare.

Ai fini della stima della produzione ittica dello stagno (Fig. 4) è stato considerato, per il macrozoobenthos e lo zooplancton, un fattore di conversione da peso secco privo di ceneri (P.S.P.C.) a carbonio uguale a 0,45. Per la biomassa algale, oltre alla conversione Alghe-Mugilidi pari a 1/50, si assume un rapporto C/peso secco di 1:3 ed un rapporto peso secco/peso fresco pari a 1:3,3 (stima sperimentale su *Chaetomorpha linum*, cioè sulla specie dominante al 99%). Sebbene non si disponga di informazioni sulla pascolabilità di questa specie, tuttavia essa si rende disponibile attraverso la via del detrito. Per la biomassa erbivora e detritivora planctonica e bentonica, oltre alla conversione da consumatori di 1° livello verso consumatori nectonici di 2° livello (es. Sparidi) pari a 1/15-1/20, si ipotizza un rapporto C/peso secco di 1:3 e un rapporto peso secco/peso fresco di 1:5 (stima sperimentale media su campioni di organismi di diverse specie).

La produzione ittica totale stimata per questa via è di circa 350 kg ha^{-1} $anno^{-1}$. Si trascurano, in questo modo, le immissioni dal contorno di sostanza organica e di organismi vitali. Sulla base dell'andamento della produzione primaria stimata con i 2 modelli (analitico ed empirico) è lecito ipotizzare un incremento del 20-30% di questi valori, pur senza "forzare" il sistema in maniera artificiale. Infatti come dimostrato dai suddetti modelli, attualmente la produzione è ridotta dell'entità suddetta sia per diminuzione dell'efficienza fotosintetica del fitoplancton sia per l'esistenza di fattori limitanti di natura fisica.

Integrando i dati emersi dalle pescate sperimentali con le giornate effettive utilizzate della pesca professionale, si può effettuare una stima delle rese di pesca su base annuale: reti miste, kg 9.469; barracuda, kg 2.189; bertovelli, kg 28.700. In totale, la resa annua stimata è risultata di 40.358 kg di pesce, ovvero circa

416 kg ha^{-1} $anno^{-1}$. L'accordo fra le stime ottenute con i due diversi approcci utilizzati è da considerarsi molto buono, a conferma non soltanto dell'attendibilità delle misure, ma del fatto che questo ambiente ha notevoli potenzialità in termini di produzione di reddito, con una produzione ittica che è superiore del 350-400% alla media delle lagune mediterranee (103 kg ha^{-1} $anno^{-1}$, Chauvet, 1988). Sulla base delle conoscenze che gli Autori hanno dello stagno di Calich e considerati i dati della letteratura (Fatichenti *et al.*, cit.), il contributo alle catture di specie non comuni nello stagno, e quindi l'effetto di un fattore stocastico, è da escludere (si veda a tal proposito la Tab. 1). Di conseguenza riteniamo che le elevate rese di pesca siano dovute prevalentemente alla comunità ittica residente.

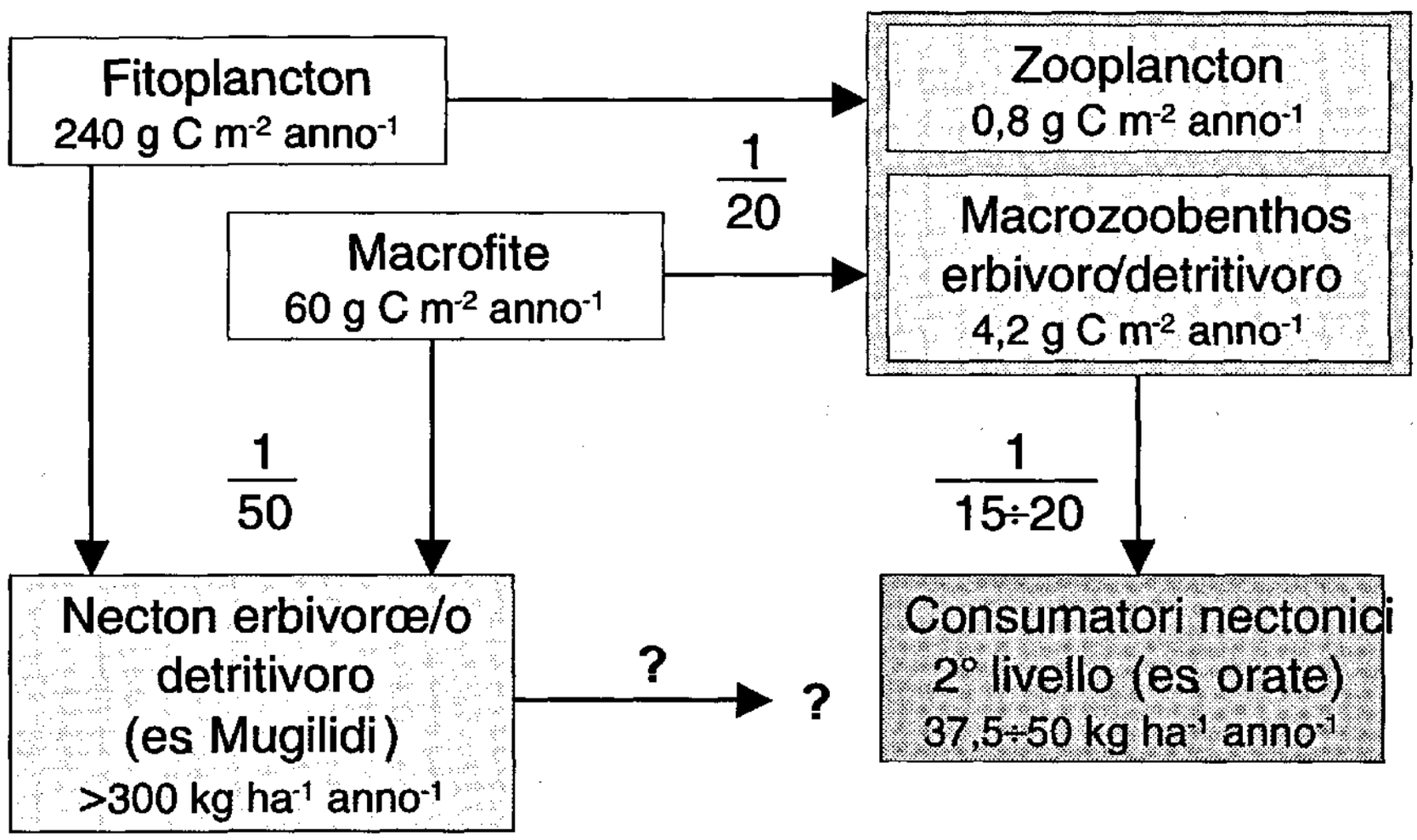


Fig. 4 - Schema semplificato della rete trofica dello stagno e stime di produzione a ciascun livello trofico (produttori primari: angolo alto sinistro; consumatori primari planctonici e bentonici: angolo alto destro; consumatori primari nectonici: angolo basso sinistro; consumatori secondari nectonici: angolo basso destro).

Simplified scheme of the lagoon trophic network and production estimates for each trophic level (primary producers: upper left corner; planktonic and benthic primary consumers: upper right corner; nectonic primary consumers: lower left corner; nectonic secondary consumers: right lower corner).

Uno dei vincoli alla piena espressione della produttività primaria dello stagno di Calich è certamente rappresentato dall'immissione diretta di acque dolci che, per effetto combinato della loro stratificazione in superficie e della loro torbidità, possono ridurre l'efficienza fotosintetica in alcune aree dello stagno. A tale effetto si sommerebbe quello del *self-shading*. Ciò è dimostrato dall'andamento spaziale del rapporto fra produzione e biomassa fitoplanctonica (Fig. 5), che assume valori minimi in corrispondenza dell'area che riceve le acque del rio Barca. Infatti in tale sito gli Autori hanno sempre riscontrato i minimi di efficienza fotosintetica ma non di biomassa. Questi vincoli possono influenzare in maniera apprezzabile la capacità portante del sistema ed incidere in maniera apprezzabile sulla produzione ittica.



Fig. 5 - Efficienza fotosintetica del fitoplancton, come rapporto P/B (29/4/1998).
Phytoplankton photosynthetic efficiency, as P/B ratio (29/4/1998).

In sintesi, le conclusioni di questo studio possono essere riassunte come segue:

- la produzione ittica dello stagno di Calich è di sicuro interesse già in assenza di un'adeguata gestione ed è suscettibile di importanti margini di miglioramento;
- i livelli di produzione primaria e secondaria, così come la produzione ai livelli trofici più elevati, sono suscettibili di ulteriore incremento;
- il principale fattore limitante per la produzione primaria e, di conseguenza, per quella dei livelli trofici superiori sembra costituito dagli elevati livelli di torbidità della colonna d'acqua, associabili sia all'effetto *self-shading* causato da elevate biomasse fitoplanctoniche sia, soprattutto, alla presenza di altro particolato veicolato dalle acque dolci;
- nell'ottica di un'ottimizzazione dell'assetto ecologico e produttivo dello stagno si sottolinea l'esigenza della creazione di un sistema di interfaccia che consenta di limitare l'apporto del suddetto particolato e di espandere la zona di contatto tra acque dolci e salmastre, contribuendo ad una segmentazione ottimale dell'ambiente, all'incremento della biodiversità e alla fitodepurazione delle acque immesse.

Summary

A comprehensive ecological study was carried out in the Calich Lagoon (Sardinia, Italy) in order to assess the sustainable level of fish production. Both fishery and ecological data were collected during a yearly sampling cycle. Fish catch data were obtained using the same fishing gear the local

fishermen use in their routine activities (fishing nets called *bura* and *barracuda* respectively and traps called *bertovelli*). Ecological data included macrozoobenthos, phytobenthos, phytoplankton, zooplancton and primary production as well as chlorophyll and nutrient concentration, salinity and dissolved oxygen. Two ecological models were developed, calibrated and validated with respect to observed data: an analytical model and an empirical one (the latter was based on an artificial neural network). Model outputs were then used to obtain daily estimates of primary and secondary plankton production, whereas benthic primary production was defined on the basis of phytobenthic biomass measurements; benthic secondary production was assessed using empirical models involving macrozoobenthos size and biomass data. Assuming a simplified model of trophic network, fish production estimates were then computed, both for primary and secondary consumer species. The estimated fish production was very close to the real figures, even though some evidences indicate that fish production is actually impaired by the ecological conditions of the lagoon, and especially by the high turbidity due to suspended matter carried with freshwater inputs. Ecological guidelines aimed at the enhancement of the fish production in the lagoon are also provided.

Ringraziamenti

Si rigrazia il P.A. Gesumino Spanu per la collaborazione prestata durante le fasi di campionamento.

Bibliografia

BREY T. (1990) - Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Meeresforsh*, **32**: 329-343.

CHAUVET C. (1988) - Manuel sur l'aménagement des pêches dans les lagunes côtières: la bordigue méditerranéenne. *FAO document technique sur les peches*: 290 pp.

CHESSA L.A. (1980) - Alcune osservazioni sulla fauna della Laguna di Calich e Casaraccio e dello Stagno di Pilo (Sardegna): ipotesi di salvaguardia. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, **19**: 129-139.

CHESSA L.A., PAIS A., SCARDI M., SERRA S. (1995) - Prospettive per la valorizzazione produttiva dello Stagno di Calich (Sardegna Nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 43-48.

CHESSA L.A., SCARDI M., PAIS A., SERRA S., VITALE L., MURA F. (1998) - Prove di coltivazione di Tapes decussatus (L.) nello Stagno di Calich (Sardegna Nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 1964-1972.

FARRIS G. A., FATICHENTI F., DEIANA P., DECHERCHI V., VISCONTI L. (1980) - La Laguna di Calich. Nota 2: studio microbiologico degli scarichi e delle acque del bacino idrografico. *Acqua-Aria*, **4**: 534-539.

FATICHENTI F., DEIANA P., FARRIS G.A., ARRU A., CHESSA L.A., TORRE A. (1978) - Lo Stagno di Calich. Rilievi preliminari sulla microflora delle acque e dei fanghi, sulla ittiofauna e sull'avifauna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, **17**: 109-158.

FRANCO A., SABBATINI M., SUNC M., ALAMANNI V., ARRU A. (1981) - Inquinamento della Laguna del Calich (Alghero). Nota 2. Parametri chimici e chimico-fisici. *Inquinamento*, **4**: 67-71.

SARDÁ R. (1997) - The use of general relationships to estimate secondary production in coastal habitats: A revision based on a case study. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, **23**: 11-22.

SCARDI M. (1996) - Artificial neural networks as empirical models of phytoplankton production. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **139**: 289-299.

SCARDI M., HARDING L.W. Jr. (1999) - Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecological modelling*, **120**: 213-223.

SCHWINGHAMER P., HARGRAVE B., HAWKINS C. (1986) - Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an interdital benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**: 131-142.

SECHI N., (1982) - Lo stato trofico di alcuni stagni salmastri costieri della Sardegna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, **21**: 285-295.

VALSECCHI F. (1964) - Ricerche sulla vegetazione litorale della Sardegna. IV: La vegetazione dello Stagno di Calich (Sardegna Nord-occidentale). *Annali di Botanica*, **28** (1): 157-219.

Lavoro eseguito con fondi Consorzio di Bonifica della Nurra (R.A.S.).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 473-482

I. CORSI, S. FOCARDI

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Siena,
Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

COMPOSTI ESTROGENICI IN AMBIENTE LAGUNARE: 4-NONILFENOLO ED ETOSSILATI NELLA FAUNA ITTICA DELLA LAGUNA DI ORBETELLO

ESTROGENIC COMPOUNDS IN LAGOON: 4-NONYLPHENOL AND ETHOXYLATES IN ORBETELLO LAGOON FISH FAUNA

Abstract

Residues of 4-nonylphenol (4-NP), nonylphenol mono- and diethoxylate (NP1EO and NP2EO) were detected in muscle of fish species from Orbetello lagoon. The identification of nonylphenols as being weakly estrogenic has led researchers to examine river fish populations in order to evaluate the potential hazard pose by these compounds. The aim of the present study is to evaluate the degree of xenostrogen contamination and the potential hazard pose by these compounds in a lagoon environment.

Key-words: *fish, Nonylphenols, endocrine disruptors, lagoon, bioaccumulation.*

Introduzione

Gli alcool etossilati (AnEO) e gli alchilfenoli etossilati (APnEO) costituiscono le due principali classi di surfattanti non-ionici attualmente in uso. Gli APnEO in particolare vengono impiegati in prodotti per la pulizia domestica e personale, per cui, dato il loro massiccio consumo, sono in grado di raggiungere più facilmente l'ambiente (Talmage, 1994). I nonilfenoli etossilati (NPnEO) sono tra i più comuni alchilfenoli; in seguito al loro largo impiego in soluzioni acquose, questi composti vengono immessi nell'ambiente in ingenti quantità sotto forma di oligomeri come il nonilfenolo mono- e di-etossilato (NP1EO, NP2EO) e il 4-nonilfenolo (4-NP) (Ahel *et al.*,1998). Questi ultimi, caratterizzati da una elevata idrofobicità (log K_{ow} 4-4,6), tendono a persistere nell'ambiente accumulandosi e sviluppando effetti tossici per la fauna acquatica (McLeese, 1981; Ahel *et al.*, 1993; Lewis, 1991; Brooke *et al.*,1993). In recenti studi, inoltre, queste molecole, in quanto *estrogen mimic,* si sono rivelate capaci di alterare la funzionalità ormonale in pesci sessualmente maturi (*endocrine disruptors*) (Jobling *et al.*, 1993; White *et al.*, 1994). Per *estrogen mimic* e, più in generale, per modulatore estrogenico s'intende una sostanza esogena in grado di provocare effetti nocivi in un organismo sano e/o sulla progenie, in seguito a cambiamenti a livello del sistema endocrino (European Commission, 1996). Il crescente interesse scientifico suscitato dai numerosi composti di sintesi con tali proprietà (ad es. alcune classi di pesticidi, gli idrocarburi aromatici e clorurati, i nonilfenoli), e il verificarsi di fenomeni di intersessualità e di alterazioni nella sfera riproduttiva nella fauna selvatica, ha portato a numerosi studi tesi a valutare il rischio legato agli effetti di queste sostanze sia a livello della funzionalità del sistema endocrino che sulla differenziazione sessuale (Kavlock *et al.*, 1996; Crisp *et al.*, 1998; Jobling *et al.*, 1998; Andersson, *et al.*, 1999). In termini di potenza estrogenica,

i nonilfenoli risultano di gran lunga più potenti di molti altri composti di sintesi organica, in relazione alla loro capacità di mimare l'azione del 17b-estradiolo, come emerso da studi *in vitro* su colture di cellule di mammifero, aviarie e di teleostei (Mueller, 1978; Nimrod e Benson, 1997; Ren *et al.*, 1997; Tabira *et al.*, 1999) Allo stesso tempo studi *in vivo* su differenti specie ittiche riportano effetti quali intersex (Gray e Metcalfe, 1997), inibizione della crescita testicolare (Jobling *et al.*, 1996), modificazioni nella crescita e nell'indice ovosomatico (Ashfield *et al.*, 1998). Uno dei principali effetti dell'esposizione al nonilfenolo ed in generale ai modulatori estrogenici è l'induzione in pesci maschi della sintesi di una glicoproteina, precursore del tuorlo dell'uovo, nota come vitellogenina, prodotta naturalmente da femmine sessualmente mature sotto il controllo del 17b-estradiolo (Jobling *et al.*, 1993; Christiansen *et al.*, 1998).

I principali studi sul bioaccumulo dei nonilfenoli negli organismi acquatici sono stati condotti fino ad oggi esclusivamente sulla fauna ittica fluviale, in quanto più esposta gli effluenti della depurazione. In relazione alla necessità di indagare i meccanismi di esposizione e l'entità del bioaccumulo di queste molecole in ambienti differenti da quelli fino ad ora monitorati, il presente studio si pone l'obiettivo di valutare l'entità della contaminazione da 4-nonilfenolo (4NP) e le forme mono- e dietossilata (NP1EO, NP2EO) in un ecosistema lagunare.

Lo studio è stato condotto nella laguna di Orbetello, un ambiente di elevato interesse ecologico che rappresenta uno dei pochi stagni costieri presenti sul territorio italiano (Innamorati, 1998). Suddivisa in due bacini noti come laguna di Levante e laguna di Ponente, essa è caratterizzata da input di natura differente che vanno dagli effluenti della depurazione urbana ad acque reflue di impianti di fitodepurazione collegati a stabilimenti di acquacoltura.

La scelta di 4 stazioni di prelievo e di 4 specie ittiche per il monitoraggio dell'area di studio è legata all'obiettivo di individuare zone della laguna caratterizzate da input antropici differenti, e, fra le specie ittiche, un bioindicatore in grado di rispondere sensibilmente a variazioni stagionali (dicembre-marzo) così come locali (4 stazioni di campionamento).

Materiali e metodi

Nei mesi di dicembre 1998 e marzo 1999 sono stati prelevati in 4 aree della laguna di Orbetello esemplari delle seguenti specie ittiche: *Liza aurata*, *Mugil cephalus*, *Gobius niger jozo* e *Zosterisessor ophiocephalus*. Le 4 aree di prelievo sono caratterizzate da input diversi. La stazione 1 è posta in località Casaccia (tombolo della Giannella) in vicinanza del canale di Fibia, e riceve da quest'ultimo eventuali pesticidi usati in agricoltura e dilavati nel fiume; la stazione 2 si trova in località Pinetina (tombolo della Giannella) dove sono presenti gli sfoghi dei collettori che correndo lungo il Tombolo arrivano al depuratore urbano; la stazione 3 è posta al centro della laguna di Levante dove confluiscono i collettori del sistema fognario della città di Orbetello e gli scarichi del fitodepuratore dell'impianto ittico di Ansedonia; infine la stazione 4 in località Ansedonia, riceve lo scarico del fitodepuratore in una vasca di decantazione nella laguna.

Organismi vivi sono stati prelevati da nasse posizionate nei siti di interesse (Fig. 1), trasportati in laboratorio e sacrificati per il prelievo degli organi interni e di tessuto muscolare dorsale.

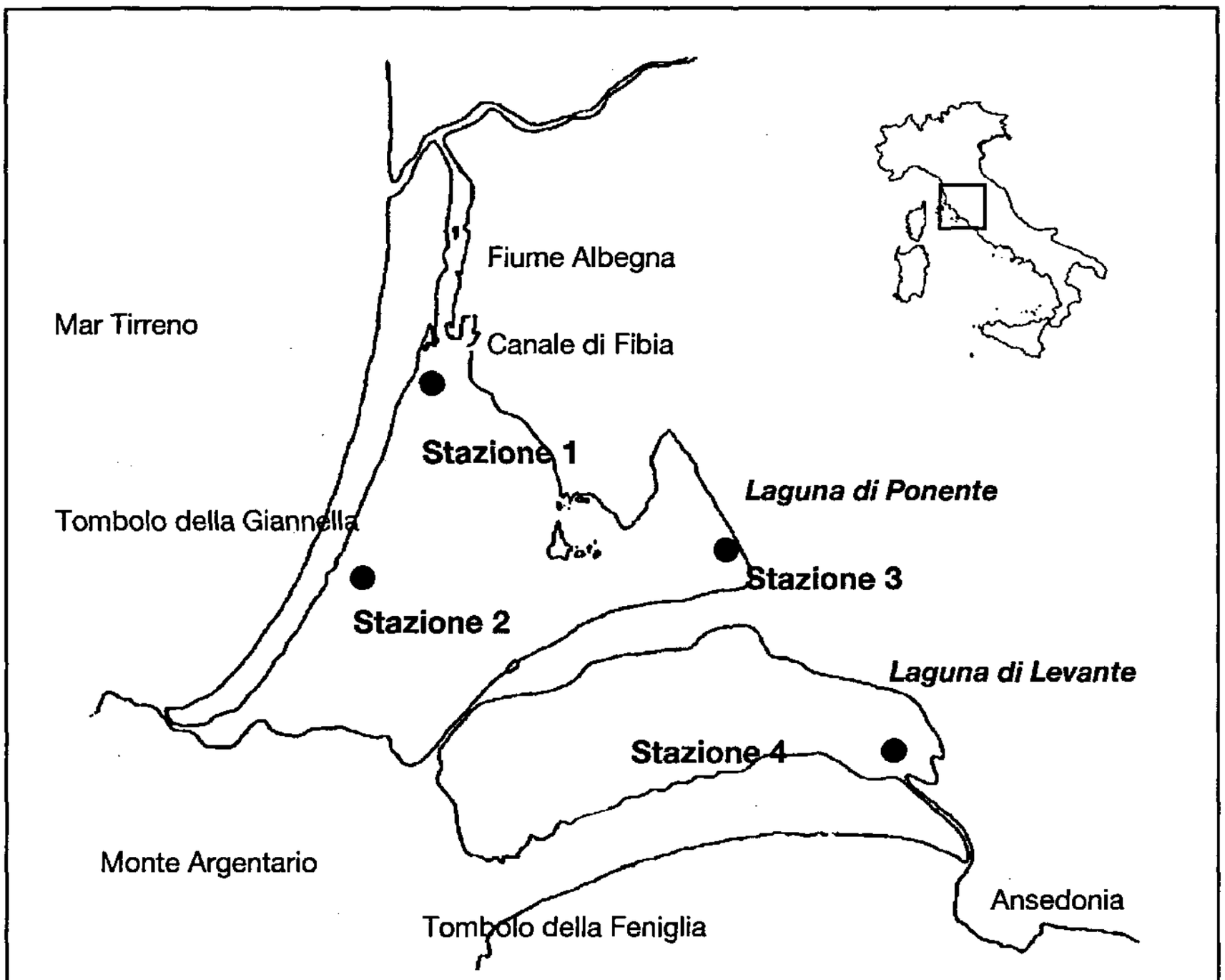


Fig. 1 - Stazioni di campionamento nella laguna di Orbetello.
Sampling sites in Orbetello lagoon.

Tutti i solventi utilizzati per il processo di estrazione sono HPLC grade. Il 4-nonilfenolo è fornito dalla Fluka, mentre gli etossilati sono contenuti in un prodotto commerciale (NONFIX 2) della CONDEA. Aliquote di 1-2 grammi di tessuto muscolare fresco sminuzzato sono state estratte in Soxhlet con 200 ml di n-esano per 16h. Evaporati successivamente a 5 ml in rotavapor gli estratti sono stati percolati mediante estrazione in fase solida (SPE) in cartucce preimpaccate con aminopropilsilice (NH2) precedentemente condizionate con n-esano. L'eluizione è stata effettuata con 5 ml di una miscela 75/25 di n-esano/ acetone e l'eluato raccolto, filtrato (0,22 μm) e portato a secco sotto corrente d'azoto. Gli estratti sono stati analizzati mediante cromatografia liquida con detector UV (277 nm) utilizzando una colonna Hypersil APS. Il nonilfenolo e le due forme etossilate (NP1EO e NP2EO) sono stati eluiti in gradiente di n-esano e isopropanolo per un tempo di 10 minuti a flusso di 2 ml/min. Il 4-nonilfenolo e gli etossilati sono stati quantificati mediante curve di calibrazione esterne.

Risultati

In Tab.1 sono riportati i parametri biometrici degli organismi campionati. Nel campionamento di dicembre tutti gli esemplari prelevati risultavano di sesso

maschile mentre nella successiva campagna di marzo si è notata una prevalenza di individui femminili pronti per la deposizione della uova. La specie più abbondante sia per numero di esemplari reperiti che per presenza in tutte e 4 le stazioni è stata *Z. ophiocephalus* con un numero medio di 10 esemplari per stazione. In Fig. 2 sono riportate le concentrazioni (ng/g peso fresco) relative al 4-NP nei campioni prelevati nel dicembre 1998. Delle quattro specie monitorate, le due appartenenti alla famiglia dei *Gobiidae*, *Z. ophiocephalus* e *G. niger jozo,* provenienti dalla stazione 3 (passaggio collettori depuratore), presentano i livelli più elevati pari a 0,56 e 0,61 (ng/g p. f.) rispettivamente. Livelli inferiori si riscontrano negli esemplari di *Mugil cephalus* (0,24 ng/g p.f.) campionati solo nella stazione 1, e che pertanto data l'esiguità del campione non risultano significativi per gli obiettivi del presente lavoro. Negli esemplari di *Liza aurata* i valori sono inferiori a quelli di rilevabilità strumentale (0,01 ng/g).

Tab. 1 - Parametri biometrici degli esemplari ittici campionati (media ± DS).
Biometric parameters for all samples analysed (mean ± SD).

Specie	Stazione	Periodo	Peso (g)	Lunghezza (cm)	Sesso
Mugil cephalus	1	12/ 1998	52,69	19,2	M
	3	3/ 1999	50 ± 28	18,33 ± 4,62	M
Zosterisessor ophiocephalus	2	12/ 1998	13,175 ± 1,94	10,75 ± 0,29	M
	3	12/ 1998	28,155 ± 8,6	13 ± 2,1	M
	4	12/ 1998	39,94 ± 22,2	15,5 ± 3,5	M
	1	3/ 1999	32,01 ± 9,42	13,2 ± 1,6	F
	2	3/ 1999	25,55 ± 6,91	12,35 ± 1,11	F/M
	3	3/ 1999	29,96 ± 9,65	13,06 ± 1,15	F
	4	3/ 1999	30,45 ± 17,68	12,84 ± 1,97	F
Gobius niger jozo					
	3	12/ 1998	20,8 ± 0,8	11,65 ± 0,5	M
	4	12/ 1998	19,95 ± 0,1	12	M
Liza aurata					
	3	12/ 1998	37,83	17,5	M
	4	12/ 1998	71,25 ± 16,92	22,33 ± 1,53	M

Per quanto riguarda il confronto dei risultati ottenuti nelle quattro stazioni di campionamento, i livelli relativi a *Z. ophiocephalus*, risultano più elevati nella 3 e nella 2, situate in prossimità dei collettori del depuratore; sensibilmente inferiori sono invece i livelli degli esemplari della stazione 4. Questo andamento trova conferma anche nel campionamento di marzo, dove gli esemplari di *Z. ophiocephalus* reperiti nella stazione 3, presentano livelli di 4-NP significativamente più elevati rispetto alle altre tre stazioni (Fig. 3). I risultati relativi alle forme mono- e dietossilata (NP1EO, NP2EO) mostrano un andamento differente con concentrazioni significativamente più elevate rispetto al 4-NP. Le maggiori

concentrazioni di NP1EO sono presenti nei *Gobiidae* provenienti dalle stazioni 3 e 4 con valori pari a 187 e 508 ng/g p.f. per *Z. ophiocephalus* e a 292 e 230 ng/g p.f. per *G. niger jozo*. Gli esemplari di *L.aurata* e *M.cephalus* presentano livelli al limite della rilevabilità strumentale, fatta eccezione per questi ultimi prelevati nella stazione 1 (Fig. 4). Nel campionamento di marzo (Fig. 5), gli esemplari di *M. cephalus*, contrariamente a quanto riscontrato per il 4-NP, e indipendentemente dalla diversa stazione campionata, presentano livelli significativamente inferiori rispetto a dicembre ($p<0,05$) e sempre più elevati nella stazione 3 rispetto alle altre tre stazioni. Al contrario, negli esemplari di *Z. ophiocephalus* i livelli più elevati sono presenti nella stazione 4 mentre risultano sensibilmente inferiori nella 1 e nella 3.

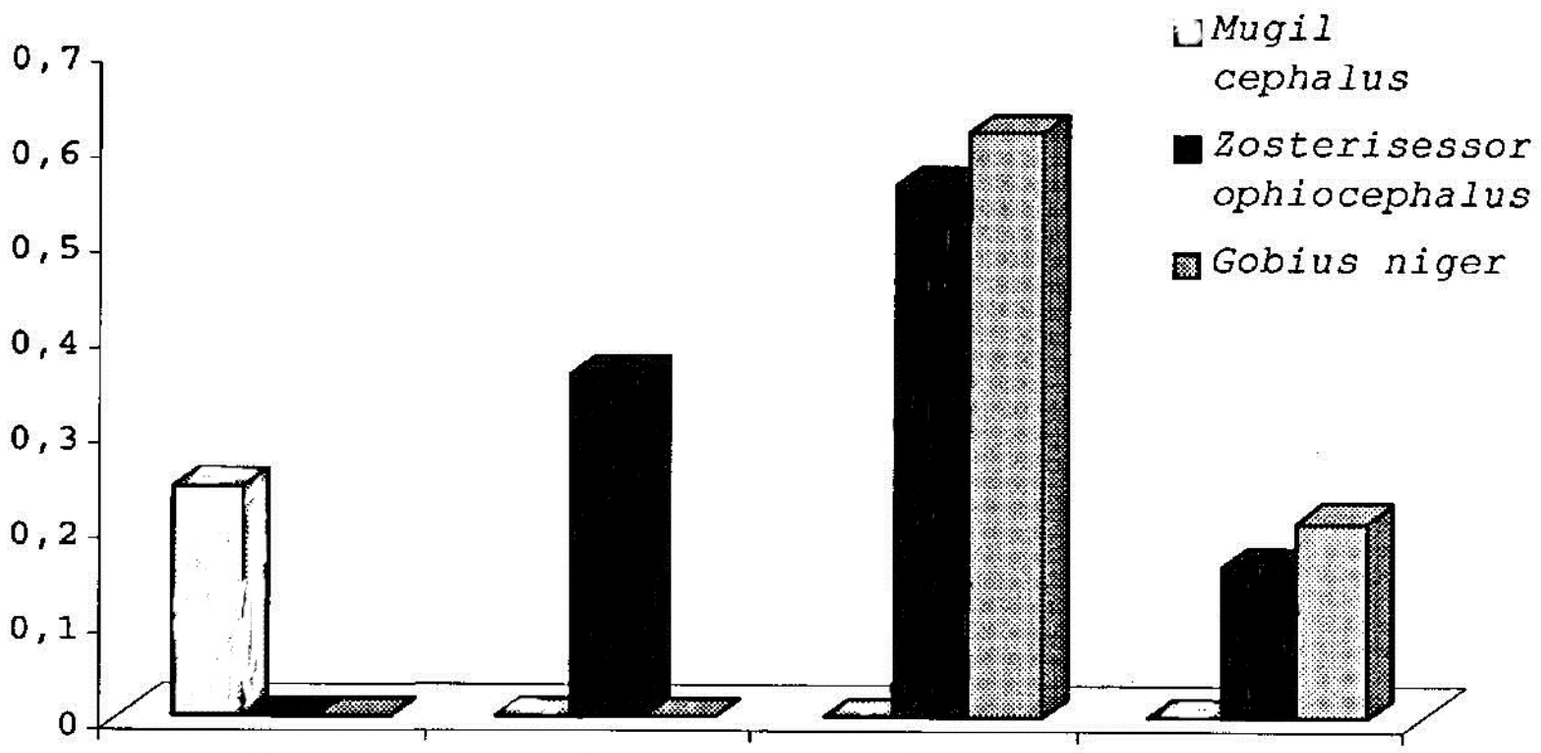


Fig. 2 - Livelli di 4-nonilfenolo (ng/g peso fresco) nel tessuto muscolare negli esemplari di dicembre 1998 nelle 4 stazioni di prelievo.

4-nonylphenol levels (ng/g f.w.) in muscle tissue of samples collected in December 1998 in the 4 sampling sites.

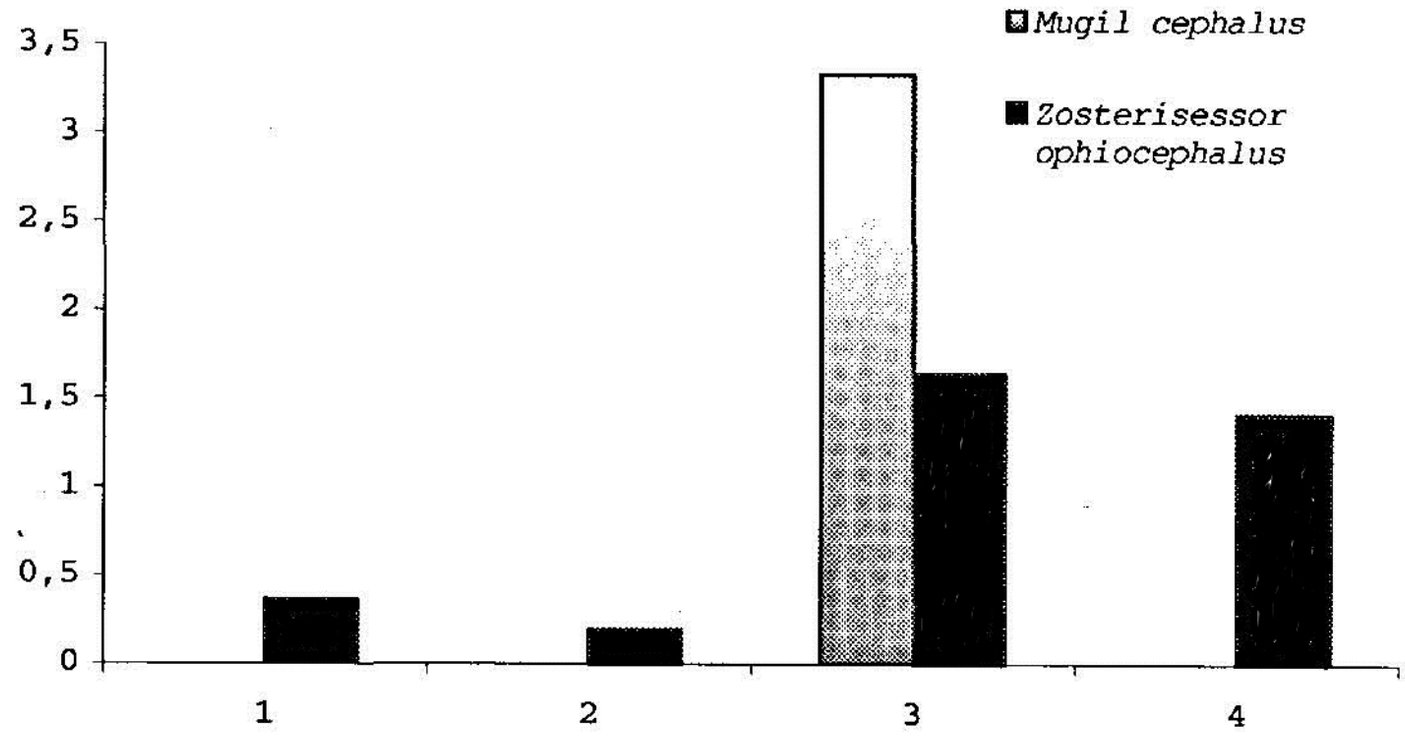


Fig. 3 - Livelli del 4-nonilfenolo (ng/g peso fresco) nel tessuto muscolare degli esemplari di marzo 1999 nelle 4 stazioni di prelievo.

4-nonylphenol concentrations (ng/g f.w.) in muscle tissue of samples collected on March 1999 in the 4 sampling sites.

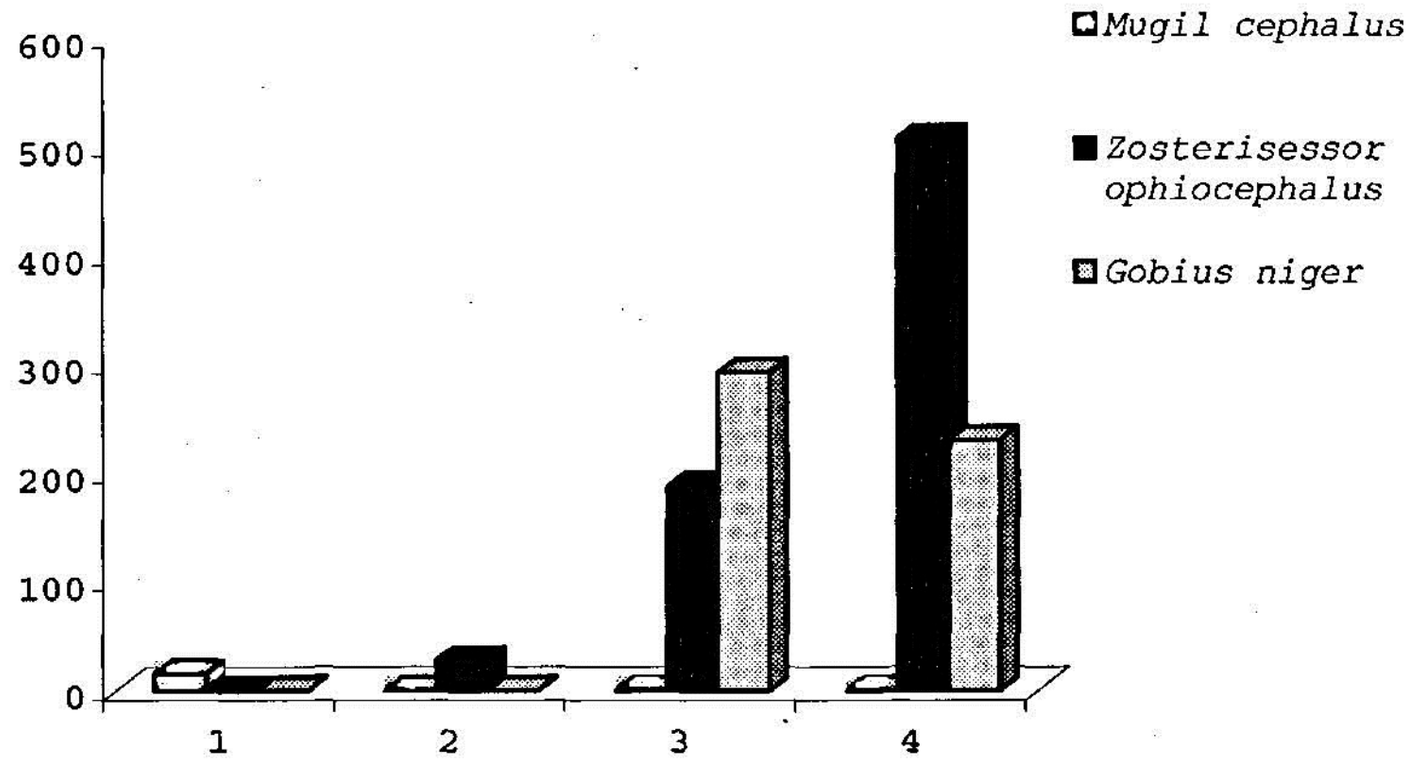


Fig. 4 - Livelli del Nonilfenolo monoetossilato (NP1EO) (ng/g peso fresco) nel tessuto muscolare (dicembre 1998)nelle 4 stazioni di prelievo.

NP1EO levels (ng/g f.w.) in muscle tissue in samples collected on December 1998 in the 4 sampling sites.

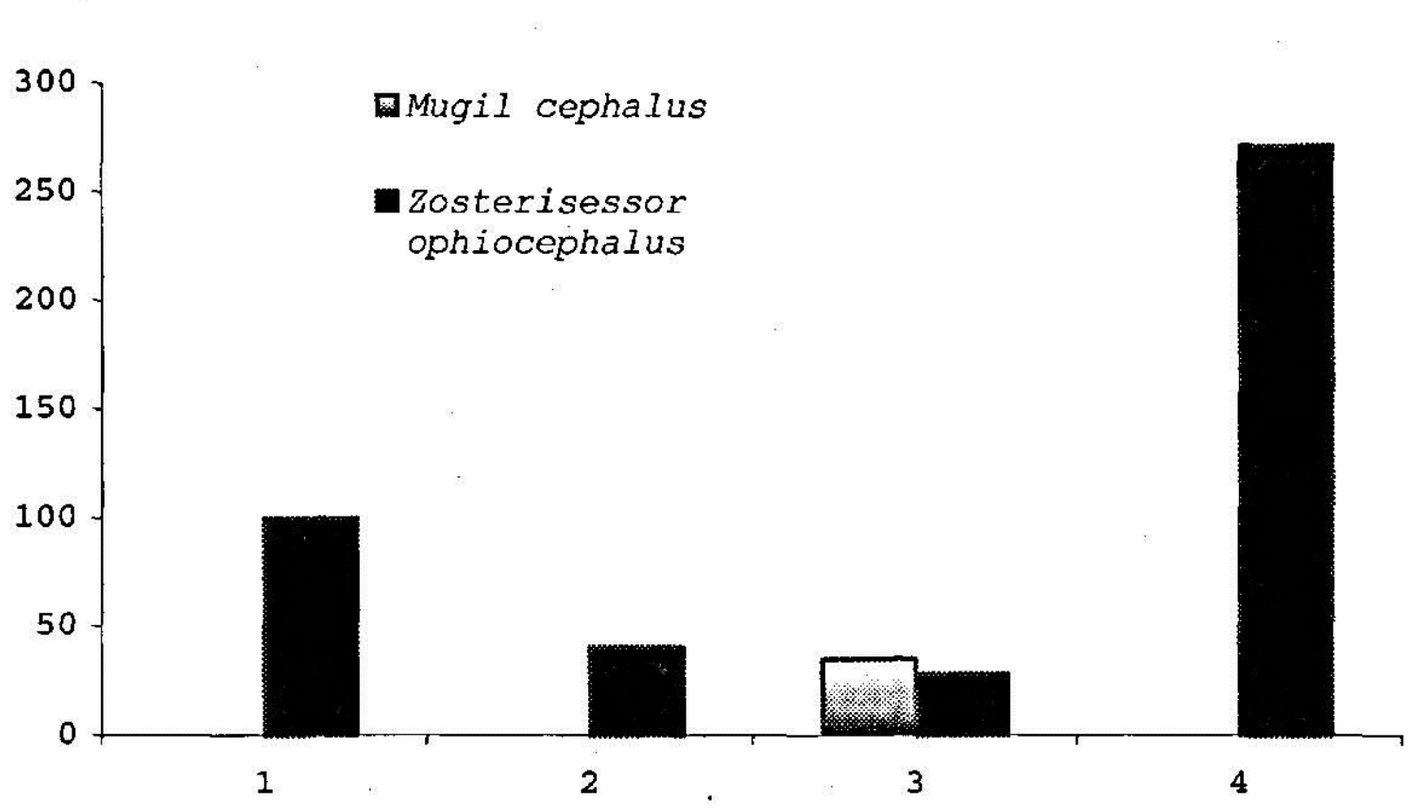


Fig. 5 - Livelli di Nonilfenolo monoetossilato (NP1EO) (ng/g peso fresco) nel tessuto muscolare degli esemplari di marzo 1999 nelle 4 stazioni di prelievo.

NP1EO levels (ng/g f.w.) in muscle tissue of samples collected on March 1999 in the 4 sampling sites.

Negli esemplari di *Gobiidae* di dicembre, il NP2EO presenta un andamento diverso con concentrazioni molto basse nelle stazioni 3 e 4 (Fig. 6). Nel mese di marzo in *Z. ophiocephalus* (Fig. 7) si osservano livelli significativamente più elevati nelle stazioni 2 e 4, mentre nella 3 risultano al limite di rilevabilità strumentale.

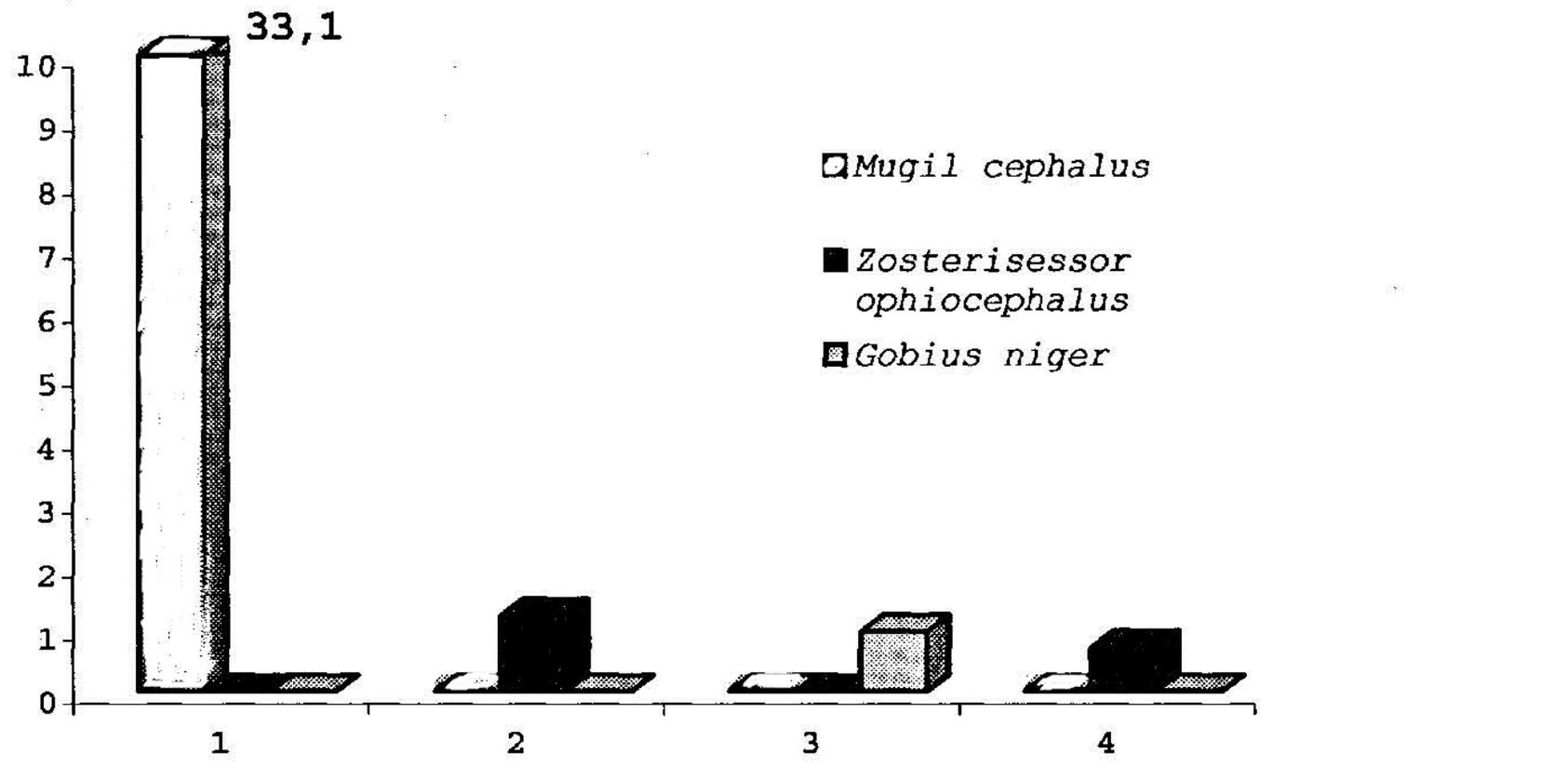


Fig. 6 - Livelli di Nonilfenolo dietossilato NP2EO (ng/g peso fresco) nel tessuto muscolare (dicembre 1998) nelle 4 stazioni di prelievo.

NP2EO levels (ng/g f.w.) in muscle tissue of samples collected on December 1998 in the 4 sampling sites.

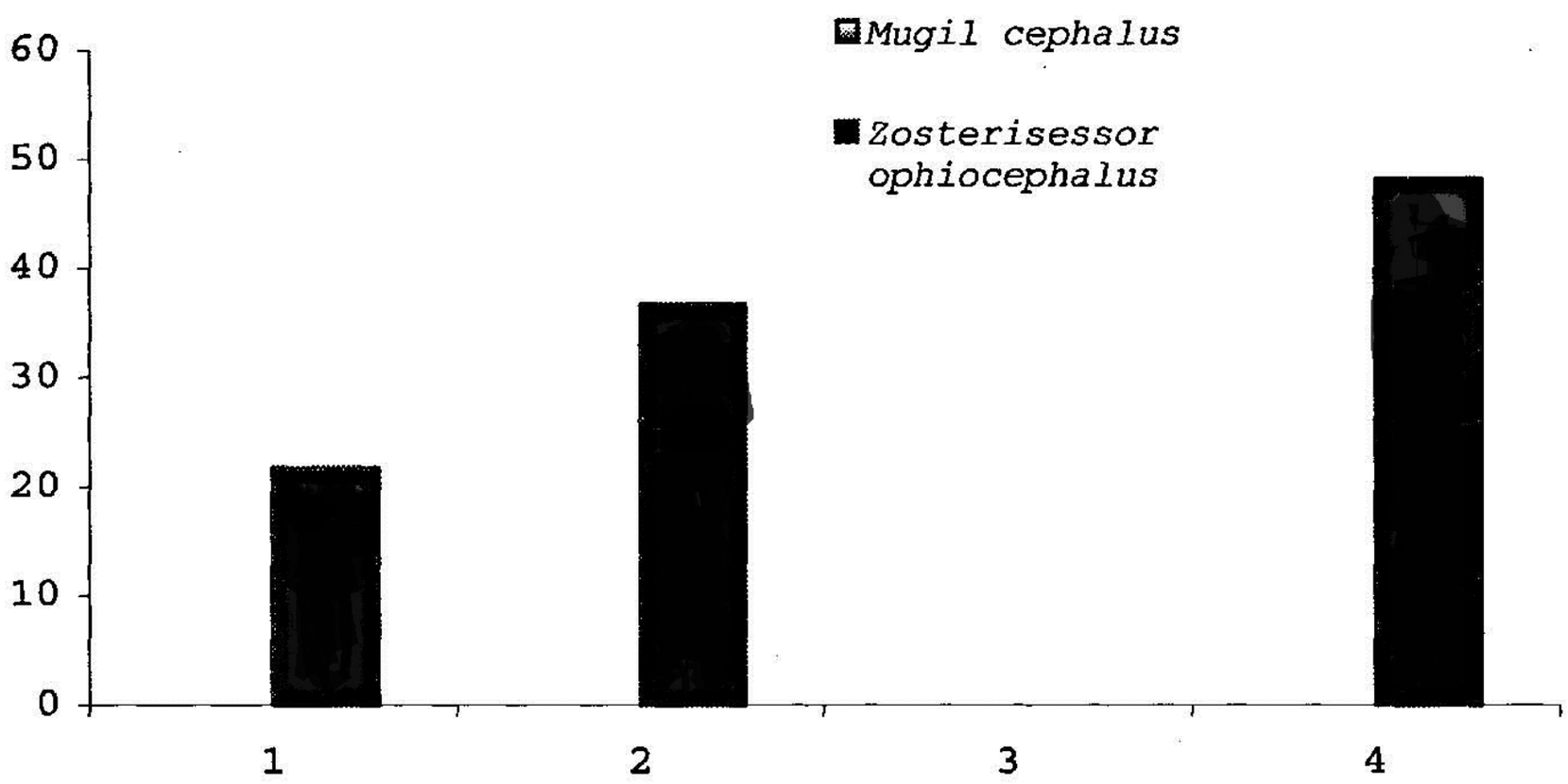


Fig. 7 - Livelli di Nonilfenolo dietossilato (NP2EO) (ng/g peso fresco) nel tessuto muscolare degli esemplari di marzo 1999 nelle 4 stazioni di prelievo.

NP2EO levels (ng/g f.w.) in muscle tissue of samples collected on March 1999 in the 4 sampling sites.

Discussione

Non essendo presenti in letteratura studi condotti su ambienti lagunari, un confronto può essere compiuto solo con quelli fluviali, che rappresentano i principali bacini di raccolta e concentrazione delle molecole in studio. Ahel *et al.* (1993) riportano concentrazioni molto più elevate nel muscolo dello *Squalius cephalus* (0,18 µg/g p.s.) in un'area fluviale fortemente contaminata da scarichi della depurazione. Livelli più bassi (5-55 ng/g p.f.) e pertanto comparabili con quelli

riportati nel presente studio sono invece riportati da Lye *et al.* (1999) in esemplari di *Platichthys flesus* provenienti da due estuari inglesi, ambienti probabilmente più simili a quello lagunare per l'elevata diluizione degli effluenti. Per quanto riguarda le forme etossilate, non si riscontrano significative differenze con i livelli riportati per organismi fluviali (Ahel *et al.*, 1993).

Conclusioni

Le analisi chimiche su tessuto muscolare hanno rivelato la presenza di modulatori estrogenici 4-NP e etossilati (NP1EO e NP2EO) in organismi provenienti dalla laguna di Orbetello. La loro presenza a livello muscolare testimonia una esposizione in ambiente lagunare con diversa intensità e stagionalità nei 4 punti di monitoraggio della laguna. L'analisi della distribuzione nelle 4 stazioni evidenzia un maggiore input da 4-NP nei campioni della stazione 3, situata in prossimità dei collettori del depuratore di Orbetello. In termini tossicologici, le concentrazioni del 4-NP risultano inferiori di 1-2 ordini di grandezza rispetto a quelle misurate in ambiente fluviale ed in grado di provocare effetti nocivi per la popolazione. La stazione 1, situata in un area di particolare interesse naturalistico, non sembra in generale interessata da questo tipo di contaminazione con livelli al limite della rilevabilità strumentale in entrambi i periodi di campionamento. Le stazioni 2 e 4, infine, presentano livelli elevati delle forme etossilate (NP1EO e NP2EO); tali valori sono comparabili con quelli presenti in zone fluviali. Questo risultato è indizio della scarsa funzionalità dei processi di fitodepurazione e suggerisce un miglioramento dell'efficienza depurativa di questa pratica nei confronti dei nonilfenoli. Infine, tra le specie studiate, *Z. ophiocephalus* si è rivelato un buon bioindicatore per il monitoraggio della contaminazione da nonilfenoli in ambiente lagunare, in grado di evidenziare sia le variazioni stagionali che quelle locali.

Summary

The Alkylphenols have been introduced in the environment since the '60 when they replaced the phosphates in commercial products such as household cleaning and personal care. Among the Alkylphenols, branched nonylphenol ethoxylates (NPE) with 9-10 ethylene oxide units (EO) are most commonly used in cleaning products (82% of the total production) and, as such, are most likely to enter in the environment. The extensive usage of such molecules, in aqueous solutions, and the introduction into the environment via wastewater discharge, made them very common water pollutants. As some of these degradation products are less hydrophilic and more lipophilic than the parent compounds, these are more refractaries to biodegradation and consequently tend to persist in the environment and accumulate in aquatic organisms. The identification of Nonylphenols as being weakly estrogenic has led researchers to examine river fish populations in order to evaluate the potential hazard pose by these compounds. Both *in vitro* and *in vivo* studies revealed the role of these xenostrogens in developmental and reproductive impairment from the induction of vitellogenin in adult male fishes to intersex, inhibition of testicular growth and alteration of ovosomatic index in female. According to the absence of monitoring studies on lagoon environment, the present work evaluate bioaccumulation potential of 4-NP, nonylphenol monoethoxylate (NP1EO) and nonylphenol dietoxylate (NP2EO)in fishes from Orbetello lagoon. The two species of *Gobiidae*, *Z.ophiocephalus* and *G. niger jozo* reported the highest levels of 4-NP and ethoxylates and comparable results are obtained also in *M. cephalus*. The highest levels are recorded in March in site 3 near the sewage treatment plant collectors of Orbetello city. Overall these data are very low compared to that reported in river fishes from polluted environment and do not represent a risk for fish lagoon populations. Highest levels of ethoxylates are detected in sites 2 and 4 and are comparable

with that recorded in river systems suggesting a potential role of phyto- sewage treatment plants, which are located near by. This preliminary research revealed the presence of estrogenic compounds such as Nonylphenols in lagoon fishes and suggest the need for further investigation on the potential hazard pose by these compounds on aquatic fauna. Finally among the fish species analysed, *Z. ophiocephalus* seems to represent a useful bioindicators for monitoring Nonylphenols contamination in lagoon environment.

Ringraziamenti

Il presente studio è stato svolto nell'ambito del Programma di ricerca scientifica MURST (Cofinanziamento 1997) "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane".

Bibliografia

AHEl M., McEVOY J., GIGER W. (1993) - Bioaccumulation of lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms *Environ. Pollut.*, **79**: 243-248.

AHEL M., GIGER W., KOCH M. (1998) - Behaviour of nonionic surfactants in biological waste water treatment. *INIST CNRS*: 414-428.

ANDERSSON P.L., BLOM A., JOHANNISSON A., PESONEN M., TYSKLIND M., BERG A.H., OLSSON P.E., NORRGREN L. (1999) - Assessment of PCBs and hydroxylated PCBs as potential xenoestrogens: in vitro studies based on MCF-7 cell proliferation and induction of vitellogenin in primary culture of raimbow trout hepatocytes. *Arch. Environ. Con. Tox.*, **37**: 145-150.

ASHFIELD L. A., POTTINGER T. G., SUNPTER J.P. (1998) - Exposure of female juvenile raimbow trout to alkylphenolic compounds results in modifications to growth and ovosomatic index. *Environ. Toxicol. Chem.*, **17** (3): 679-686.

BROOKE, L. T. (1993) - Acute and chronic toxicity of nonylphenol to ten species of aquatic organisms. *Report to the U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN. Lake Superior Research Institute, University of Wisconsin, Superior, Wis.*

CHRISTIANSEN L.B., PETERSEN K.L., B. KORSGAARD, BJERREGAARD P. (1998) - Estrogenicity of xenobiotics in raimbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using *in vivo* synthesis of vitellogenin as a biomarker. *Mar. Environ. Res.*, **46** (1-5): 137-140.

CRISP T.M., CLEGG E. D., COOPER R.L., WOOD W.P., ANDERSON D.G., BAETCKE K.P., HOFFMANN J.L., MORROW M.S., RODIER D.J., SCHAEFFER J.E., TOUART L.W., ZEEMAN M.G., PATEL Y.M. (1998) - Environmental Endocrine Disruption: an effects assessment and analysis. *Environ. Health Persp.*, **106** (1): 11-56.

EUROPEAN COMMISSION (1996) - European workshop on the impact of endocrine disruptors on human health and wildlife. Weybridge, 2-4 Dec 1996. *Report EUR 17549, Environment and Climate Research Programme, DG XII, European Commission.*

GRAY M.A. and METCALFE C.D. (1997) - Induction of testis-ova in japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to *p*-nonylphenol. *Environ. Toxicol. Chem.*, **16** (5): 1082-1086.

INNAMORATI M. (1998) - La laguna di Orbetello: risanamento e gestione conservativa. *Biol Mar. Medit.*, **5** (3): 1352-1361.

JOBLING S., SUMPTER J.P. (1993) - Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An *in vitro* study using raimbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquat. Toxicol.*, **27**: 361-372.

JOBLING S., SHEAHAN D., OSBORNE J.A., MATTHIESSEN P., SUMPTER J.P. (1996) - Inhibition of testicular growth in raimbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15** (2): 194-202.

JOBLING S., NOLAN M., TYLER C.R., BRIGHTY G., SUMPTER J.P. (1998) - Widespread sexual disruption in wild fish. *Environ. Sci. Technol.*, **32**: 2498-2506.

KAVLOCK R.J., DASTON G.P., DEROSA C., FENNER-CRISP P., GRAY L.E., KAATTARI S., LUCIER G., LUSTER M., MAC M.J., MACZKA C., MILLER R., MOORE J.,

ROLLAND R., SCOTT G., SHEENAN D.M., SINKS T., TILSON H.A. (1996) - Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. *Environ. Health Persp.*, **104** (4): 715-739.

LEWIS M.A. (1991)- Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: a review and risk assessment. *Wat. Res.*, **25** (1): 101-113.

LYE C.M., FRID C.J.L., GILL M.E., COOPER D.W., JONES D.M. (1999) - Estrogenic Alkylphenols in fish tissues, sediments and waters from the U.K. Tyne and Tees estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.*, **33**: 1009-1014.

McLEESE D.W., ZITKO V., SERGEANT B.D., BURRIDGE L., METCALFE C.D. (1981) - Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic fauna. *Chemosphere*, **10** (7): 723-730.

MUELLER G.C., KIM U. (1978) - Displacement of estradiol from estrogen receptors by simple Alkylphenols. *Endocrinology*, **102** (5): 1429-1435.

NIMROD A.C., BENSON W.H.(1997) - Xenobiotic interaction with and alteraction of channel catfish estrogen receptor. *Toxicol. Appl. Pharm.*, **147** (2): 381-390.

REN L., MARQUARDT M.A., LECH J.J. (1997) - Estrogenic effects of nonylphenol on pS2, ER, MUCI gene expression in human breast cancer cells-MCF-7. *Chem-biol. inter.*, **104** (4): 55.

TABIRA Y., NAKAY M., ASAI D., YAKABE Y., TAHARA Y., SHINMYOZOU T., NOGUCHI M., TAKATSUKI M., SHIMOHIGASHI Y. (1999) - Structural requirements of *para*-alkylphenols to bind to estrogen receptor. *Eur. J. Biochem.*, **262** (1): 240-245.

TALMAGE S.S. (1994) - *Environmental and Human Safety of Major Surfactants - Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates.* Lewis publishers: 374 pp.

WHITE R., JOBLING S., HOARE S.A., SUMPTER J.P., PARKER M.G. (1994) - Environmentally persistent alkylphenolic compounds are estrogenic. *Endocrinology*, **135** (1): 175-182.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 483-488

G. FRENZILLI, F. REGOLI*, V. SCARCELLI, S. GORBI*, F. TADDEI, M. NIGRO

Dipartimento di Morfologia Umana e Biologia Applicata
Sez. Biologia e Genetica, Università di Pisa, Via A. Volta, 4 - 56126 Pisa, Italia.
** Ist. Biologia e Genetica, Università di Ancona, Italia.

DANNO GENETICO E CAPACITÀ ANTIOSSIDANTI NEI MITILI DELLA LAGUNA DI ORBETELLO

DNA DAMAGE AND ANTIOXIDANT DEFENCES IN MUSSELS FROM ORBETELLO LAGOON

Abstract

DNA damage and antioxidant efficiency were investigated in mussels from Orbetello Lagoon by Comet Assay and TOSCA (Total Oxyradical Scavenging Capacity Assay) respectively. Results showed a spatial and seasonal variability, with the lowest levels of DNA integrity and antioxidant efficiency occurring in the inner part of the brackish basin, particularly during summer.

Key-words: *DNA strand breakage, antioxidant defences, marine mussel, ROS, brackish waters.*

Introduzione

La Laguna di Orbetello è stata soggetta ad un progressivo degrado ambientale con una notevole perdita di diversità biologica durante gli ultimi 20 anni (Cognetti *et al.*, 1978; Lardicci *et al.*, 1997). La causa principale di questo degrado è ritenuto il forte carico di sostanza organica, derivante da scarichi urbani e dall'attività di acquacoltura. L'eutrofizzazione della laguna ed il modesto ricambio idrico sono stati spesso responsabili di intense fioriture algali seguite da profonde crisi distrofiche (Cognetti *et al.*, 1993; Bombelli e Lenzi, 1995; Cartei *et al.*, 1998). Inoltre, le elevate concentrazioni di metalli pesanti nei sedimenti (Corbelli, 1999) e la presenza di contaminanti organici persistenti (Corsi e Focardi, 2000; Mariottini e Focardi, 2000) contribuiscono ulteriormente al deterioramento dell'ambiente lagunare.

Al fine di ottenere informazioni sulle alterazioni biologiche indotte dal disturbo ambientale nella Laguna di Orbetello, sono stati utilizzati due *biomarkers* basati rispettivamente sul danno genetico, valutato mediante Comet Assay e sulla efficienza dei sistemi antiossidanti mediante la tecnica denominata TOSCA (*Total Oxyradical Scavenging Capacity Assay*) in *Mytilus galloprovincialis*. La scelta di questi due parametri biologici è stata dettata dal fatto che le alterazioni ai componenti cellulari, in risposta a condizioni ambientali stressanti, sono spesso la conseguenza di uno sbilanciamento tra la generazione di forme reattive dell'ossigeno (ROS) e l'efficienza delle difese antiossidanti, deputate alla loro neutralizzazione (Winston e Di Giulio, 1991).

Materiali e metodi

Modalità di Campionamento

I mitili (40 ± 10 mm di lunghezza della conchiglia) sono stati campionati nel periodo luglio 1998 - giugno 1999 con frequenza stagionale, in 5 stazioni loca-

lizzate rispettivamente presso la congiunzione dei canali di Nassa e Fibbia con la laguna, al centro della laguna di Ponente, al centro della laguna di Levante e lungo il fosso Glacis (che attraversa l'abitato di Orbetello.

Valutazione del danno al DNA

L'analisi del grado di integrità del DNA è stata effettuata mediante una tecnica elettroforetica nota come *Comet assay* (*o single cell gel electrophoresis*) su cellule branchiali isolate di mitilo (riunite in 5 pools di 6 individui per ogni stazione di campionamento), secondo quanto descritto in Frenzilli *et al.* (2000). In base a questo metodo, le cellule vengono incluse in agarosio, deposte su normali vetrini per istologia, trattate con una soluzione di lisi e sottoposte ad elettroforesi in condizioni alcaline. Durante la corsa, i frammenti di DNA fuoriescono dal nucleo e migrano verso l'anodo attraverso il gel di agarosio. Il grado di danneggiamento del DNA viene valutato misurando la distanza massima di migrazione dei frammenti di DNA, osservabile mediante un microscopio a fluorescenza, dopo avere colorato i vetrini con bromuro di etidio (Singh *et al.*, 1988).

Valutazione della capacità antiossidante totale

Per la TOSCA sono state utilizzate le ghiandole digestive isolate da 30 mitili per ogni stazione, suddivise in 5 repliche, congelate rapidamente in azoto liquido e conservate a - 80°C fino al momento dell'analisi effettuata secondo quanto descritto da Regoli *et al.*, (2000). Il metodo si basa sulla reazione tra differenti specie reattive dell'ossigeno (ROS), generate artificialmente a tasso costante, e l'acido a-cheto-g-metiolbutirrico (KMBA) che viene ossidato ad etilene. Quando un campione biologico è introdotto nel tubo di saggio, gli antiossidanti cellulari competono con il KMBA nella reazione con i ROS e la produzione di etilene risulta inibita rispetto al controllo (parametro TOSC). Pertanto, monitorando l'andamento temporale della produzione di etilene, (mediante gas cromatografia) si può stimare l'efficienza antiossidante del campione biologico. Il metodo TOSCA è stato utilizzato per verificare l'efficienza antiossidante globale nei confronti delle seguenti specie ossidanti: radicale perossilico, radicale idrossilico e perossinitrite.

Analisi statistica

Le variazioni geografiche e stagionali del grado di integrità del DNA e della capacità antiossidante sono state saggiate mediante analisi della varianza a due vie, utilizzando come variabili le stazioni di campionamento, la stagione e l'interazione tra questi. Il test *post-hoc* di Newman-Keuls è stato utilizzato per discriminare le differenze tra stazioni e stagioni di campionamento.

Risultati

L'analisi dell'integrità genetica in cellule branchiali di mitilo ha messo in luce marcate differenze geografiche nell'ambito della laguna. Infatti, i mitili campionati nella laguna di Ponente, in prossimità dei canali di Nassa e Fibbia, hanno mostrato i più bassi livelli di danno, con una distanza media di migrazione elettroforetica dei frammenti di DNA variabile da 35 a 45 mm, valore solo leggermente più elevato di quello misurato in mitili provenienti da un sito di controllo esterno alla laguna e non soggetto ad impatto antropico (Frenzilli *et al.*, 1999) (Tab. 1). Un più elevato grado di danneggiamento del DNA è stato evidenziato negli organismi campionati nelle zone più interne della laguna, come dimostra la distanza di migrazione dei frammenti rispettivamente pari a 40 - 55,

50 - 60 e 55 - 75 mm nelle stazioni di Ponente, Levante e Glacis (Tab. 1). Inoltre, è stata evidenziata una variabilità stagionale, con livelli più elevati di danno al DNA nel periodo tardo-estivo, particolarmente nei mitili prelevati dalle zone più interne della laguna (Tab. 1).

Tab. 1 - Variabilità spaziale e temporale del danno genetico nelle cellule branchiali di mitilo. I risultati sono espressi come medie di migrazione del DNA ± SD µm.

Spatial and temporal variability of DNA damage in mussels gill cells. Results are expressed as mean migration distance ± SD.

	Nassa	***Fibbia***	***Levante***	***Glacis***	***Ponente***
luglio	25.6±10.9	--	56.3±5.5	52.2±7.2	38.1±4.1
sett.	30.5±6	41±6.2	57±7.3	72.3±10.1	53.1±7.2
gennaio	23.6±7.2	34.7±10.6	47.2±7.6	54.8±15.2	48.1±6.2
maggio	29.4±2.4	45.1±5.5	48.1±6.4	55.6±6.6	36±4.8

In Tab. 2 è mostrata la variabilità spaziale e temporale relativa alle capacità antiossidanti nei confronti dei radicali perossilici ed idrossilici e della perossinitrite. L'analisi della varianza ha rivelato valori del parametro TOSC, riferiti alle tre specie ossidanti, significativamente diversi in funzione del luogo e del periodo di campionamento. Inoltre, l'interazione dei due fattori, sempre significativa, indica un effetto diverso della stagione sulla capacità antiossidante totale in mitili provenienti dai vari luoghi di campionamento. Con poche eccezioni, i mitili sono risultati più protetti dalla tossicità dei radicali dell'ossigeno in gennaio, mentre valori TOSC più bassi sono stati generalmente osservati nei mesi più caldi, particolarmente a settembre (Tab. 2).

Tab. 2 - Variabilità spaziale e temporale della capacità antiossidante totale verso i radicali perossilico ed idrossilico e la perossinitrite, in preparati citosolici della ghiandola digerente di mitilo. I valori sono espressi come unità TOSC/mg di proteina.

Spatial and temporal variability of the total oxyradical scavenging capacity towards peroxyl radicals, hydroxyl radicals and peroxynitrite of digestive gland cytosols. Values are expressed as TOSC units/ng protein.

	Nassa	***Fibbia***	***Levante***	***Glacis***	***Ponente***
	Radicale perossilico ($ROO^{\bullet}$)				
luglio	508.9±18.3	486.4±38.9	328.5±34.7	380.9±57	458.2±27.1
sett.	404±19.4	351.6±39.8	304.5±31.4	322±21.6	357.4±14.3
gennaio	461± 67.2	504.9±39.7	513.8±52.3	486.9±21.3	587.7±44
maggio	431.8±59.9	482.2±45	438.7±62	440.7±42.3	421.4±56.3
	Radicale idrossilico ($HO^{\bullet}$)				
luglio	341.1±9.1	330.2±29.1	245.7±27.4	233.6±36.3	236.2±5.5
sett.	358.6±26.3	311.5±32.5	308.1±52.3	250.6±41.7	261.1±26.3
gennaio	348.1±35.4	430.1±33	421.7±64.5	442.1±50	394.5±28.3
maggio	284.4±63.8	297.1±89.4	249.1±56.3	240.5±52.7	267.5±67
	Perossinitrite (HOONO)				
luglio	435.7±26.2	404.6±38.8	347.3±28.3	349.8±22	433.3±65.1
sett.	537.4±25	394.8±45.5	360.6±10.6	328.2±14.6	349.3±18.9
gennaio	388.2±36	462.4±5.8	436.2±38.5	596.2±17.2	480.5±34.2
maggio	347.3±45.8	341.5±27.5	333.4±15.2	365.9±14.9	429.7±41.7

Il confronto tra le varie stazioni di campionamento ha indicato i mitili prelevati dalle stazioni Levante e Glacis come i più esposti alla tossicità sia dei radicali perossilici che degli idrossilici, se confrontati con gli organismi prelevati dai siti di Nassa e Fibbia. Risultati simili sono stati ottenuti considerando la capacità antiossidante totale nei confronti della perossinitrite, infatti i più bassi valori del parametro TOSC sono stati misurati nella stazione di Levante ed i più elevati nelle stazioni di Nassa e Ponente, mentre valori intermedi sono stati ottenuti nelle rimanenti stazioni (Tab. 2).

Il parametro TOSC e la distanza di migrazione del DNA nei mitili della laguna di Orbetello sono risultate inversamente correlate, dimostrando che la perdita di integrità del DNA è maggiore negli organismi che presentano la minore efficienza di difesa nei confronti delle specie reattive dell'ossigeno (Fig. 1).

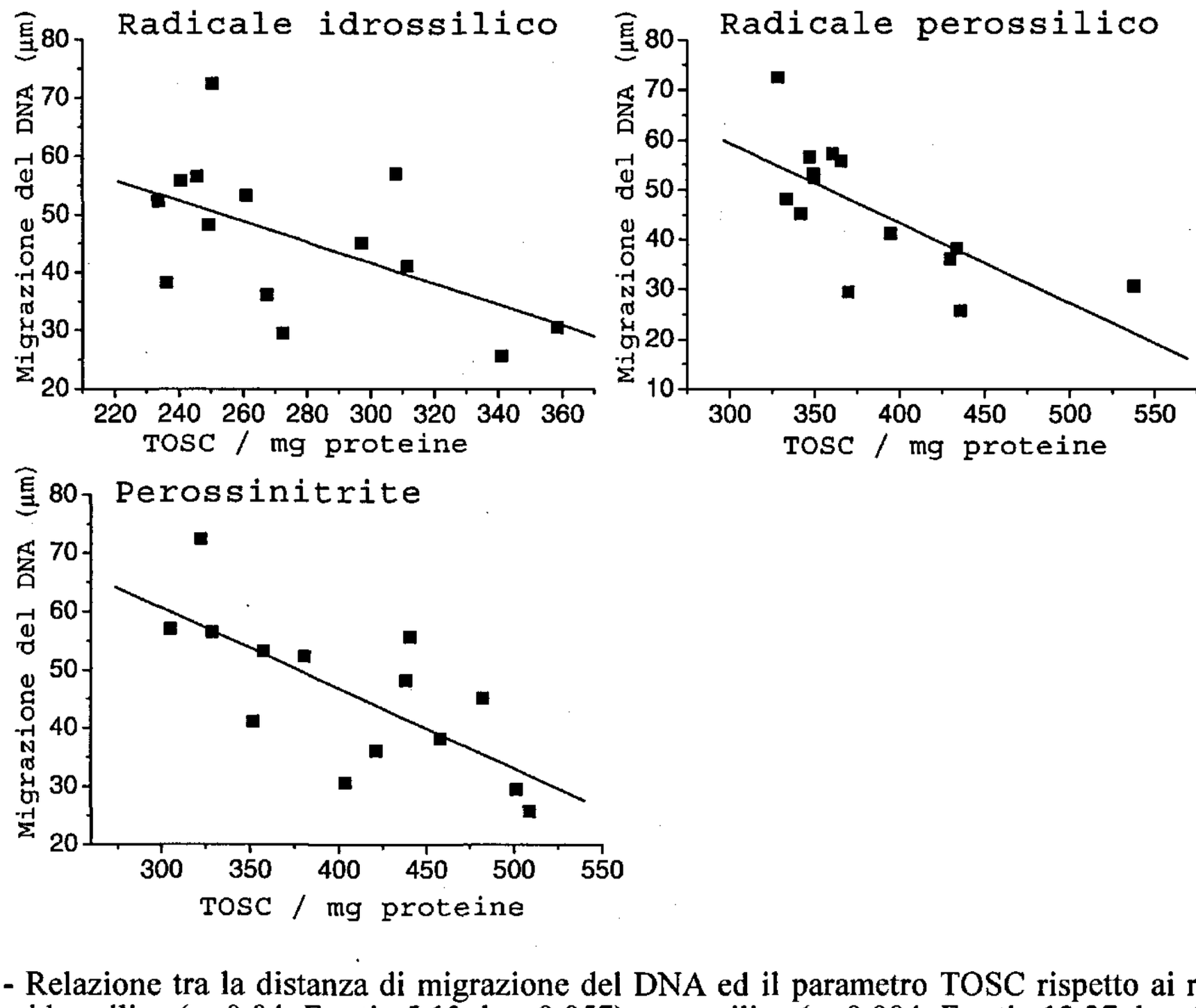


Fig. 1 - Relazione tra la distanza di migrazione del DNA ed il parametro TOSC rispetto ai radicali idrossilico (p=0.04; F-ratio 5.13; b=- 0.057); perossilico (p=0.004; F-ratio 12.37; b=- 0.048); ed alla perossinitrite (p=0.005; F-ratio 11.86; b=- 0.069).

Correlation between DNA migration distance and TOSC value against hydroxyl radical, peroxyl radical and perossinitrite.

Discussione

Dai nostri risultati emerge che la capacità antiossidante totale ed il grado di integrità del DNA dei mitili della Laguna di Orbetello sono inversamente correlati e mostrano i valori minimi nelle regioni più interne della laguna, dove il maggior grado di danno genetico si accompagna ad una marcata riduzione delle difese

contro i radicali perossilico, idrossilico e la perossinitrite. Sulla base di questi dati si può ipotizzare l'esistenza di una condizione di stress ossidativo, particolarmente accentuata durante la stagione calda, per cui la generazione di forme reattive dell'ossigeno, non adeguatamente compensata dalle difese antiossidanti, può indurre l'alterazione dei componenti macromolecolari della cellula, tra cui il DNA (Winston e Di Giulio, 1991).

Una somma di fattori, sia naturali che antropici, è verosimilmente causa dello stress ossidativo nei mitili della Laguna di Orbetello, quali le forti fluttuazioni dell'ossigeno disciolto e della temperatura, la presenza di contaminanti ambientali e le alte concentrazioni di sostanza organica disciolta. Quest'ultima può infatti essere una importante sorgente di perossido d'idrogeno (H_2O_2), che si genera nella colonna d'acqua in seguito ad una reazione di fotossidazione (Cooper e Zika, 1983; Abele-Oeschger *et al.*, 1997). Il perossido d'idrogeno può facilmente accumularsi nella laguna, particolarmente nelle porzioni soggette al minore ricambio idrico, raggiungendo concentrazioni biologicamente rilevanti. Inoltre, l'H_2O_2 può attraversare facilmente le membrane biologiche ed essere trasformato nel ben più reattivo radicale idrossilico all'interno della cellula.

In conclusione, i nostri risultati confermano l'utilità dei biomarkers basati su risposte cellulari, come strumenti di diagnosi atti a valutare quantitativamente gli effetti biologici avversi in organismi soggetti a condizioni ambientali stressanti e contemporaneamente fornire informazioni sui meccanismi che stanno alla base di tali alterazioni (Fossi *et al.*, 1998; Regoli *et al.*, 1998).

Summary

DNA damage and the efficiency of antioxidant defences in *Mytilus galloprovincialis* from the highly eutrophicated Orbetello lagoon (Tuscany, Italy) were investigated, respectively by Comet Test (or single cell gel electrophoresis) and TOSCA (Total Oxyradical Scavenging Capacity Assay). Results showed significantly higher levels of DNA strand breaks in mussels collected from the inner parts of the lagoon compared to specimens from the canals connecting with the sea and Albegna river respectively.

Specimens with low genetic integrity also exhibited a reduced efficiency in neutralizing three potent cellular oxidizing species, namely peroxyl radicals (ROO·), hydroxyl radicals (·OH) and peroxynitrite (HOONO), suggesting the involvement of reactive oxygen species in mediating the genetic damage. These biological responses also showed a seasonal variability with a minimum of both DNA integrity and antioxidant scavenging efficiency during late summer and an opposite trend in winter.

Bibliografia

ABELE-OESCHGER D., TÜG H., RÖTTGERS R. (1997) - Dynamics of UV- driven hydrogen peroxide formation on an intertidal sandflat. *Limnol. Oceanogr.*, **42** (6): 1406-1415.

BOMBELLI V., LENZI M. (1995) - Evoluzione del sistema laguno-costiero di Orbetello, rapporto tra eutrofizzazione, struttura dei popolamenti e produttività. *Biol. Mar. Medit.*, **2**: 31-36.

CARTEI P., INNAMORATI M., MELILLO C. (1998) - Trophic homeostasis sea modulated and lagoon autochtonous hypertrophy. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 41-46.

COGNETTI G., DE ANGELIS C.M., ORLANDO E., BONVICINI-PAGLIAI A.M., COGNETTI VARRIALE A.M., CREMA R., MARI M., MAURI M., TONGIORGI P., ZUNARELLI VANDINI R. (1978).- Situazione ecologica e ittiocoltura. In: Risanamento e protezione dell'ambiente idrobiologico delle lagune di Orbetello., *Regione Toscana, Comune di Orbetello*: 35-98.

COGNETTI G., GRAPPELLI R., MILANO V., TAPONECO G. (1993) – Consulenza tecnica conferita in data 7 giugno 1993 sulla evoluzione della situazione ecologica della Laguna di

Orbetello dopo la crisi distrofica dell'inverno 1993. *Procura della Repubblica presso la Pretura Circondariale di Grosseto.*

COOPER W.J, ZIKA R.G. (1983) - Photochemical formation of hydrogen peroxide in surface and ground waters exposed to sunlight. *Science*, **220**: 711-712.

CORBELLI C. (1999) - Realizzazione di un protocollo metodologico per il monitoraggio di aree costiere mediterranee tramite l'utilizzo di biomarkers in invertebrati. *Tesi di dottorato, Università di Siena.*

CORSI I., FOCARDI S. (2001) - Composti estrogenici in ambiente lagunare: 4-nonilfenolo ed etossilati nella fauna ittica della laguna di Orbetello. *Biol. Mar. Medit*, **8** (1): 473-482.

FOSSI M.C., SAVELLI C., CASINI S., (1998) - Mixed function oxidase induction in *Carcinus aestuarii.* Field ànd experimental studies for the evaluation of toxicological risk due to mediterranean contaminants. *Comp. Biochem. and Physiol. Part C.*, **121**: 321-331.

FRENZILLI G., REGOLI F., SCARCELLI V., WINSTON G., NIGRO M. (1999) - SCGE and antioxidant capacity in marine mussel: a field study in a brackish environment of the italian coast. *Seventeenth annual meeting of Genotoxicity and Environmental Mutagen Society (GEMS)*, Raleigh, NC, USA: 13 pp.

FRENZILLI G., NIGRO M., SCARCELLI V., GORBI S., REGOLI F. (2001) - DNA integrity and Total Oxyradical Scavenging Capacity in the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis*: A field study in a highly eutrophicated coastal lagoon. *Aquat. Toxicol.*, **53**: 19-32.

LARDICCI C., ROSSI F., CASTELLI A. (1997) - Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a mediterranean coastal lagoon. *Mar. Poll. Bull.*, **34** (7): 536-547.

MARIOTTINI M., FOCARDI S. (2000) - Studio dei congeneri più tossici dei policlorobilenili nell'ittiofauna della laguna di Orbetello. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 544-547.

REGOLI F., NIGRO M., BOMPADRE S., WINSTON G.W. (2000) - Total oxidant scavenging capacity (TOSC) of microsomal and cytosolic fractions from Antarctic, Arctic and Mediterranean scallops: differentiation between three potent oxidants. *Aquat. Toxicol.*, **49**: 13-25.

REGOLI F., WINSTON G.W., MASTRANGELO V., BOMPADRE S., (1998) - Total oxyradical scavenging capacity in mussel *Mytilus sp.* as a new index of biological resistance to oxidative stress. *Chemosphere*, **37**: 2773-2783.

SINGH N.P., McCOY M.T., TICE R.R., SCHEIDER E.L. (1988) - A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp. Cell Res.*, **237**: 123-130.

WINSTON G.W., REGOLI F., DUGAS JR. A.J., FONG J.H., BLANCHARD K.A. (1998) - A rapid gas-chromatographic assay for determining oxyradical scavenging capacity of antioxidants and biological fluids. *Free Radic. Biol. Med.*, **24** (3): 480-493.

WINSTON G.W., DI GIULIO R.T. (1991) - Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. *Aquat. Toxicol.*, **19**: 137-161.

Questa ricerca è stata finanziata nell'ambito dei progetti MURT-COFIN 1997 e 1999.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 489-496

A. Volpi Ghirardini, A. Arizzi Novelli, B. Borsetto,
E. Delaney, D. Tagliapietra

Dip. Scienze Ambientali - Università Cà Foscari
Campo della Celestia 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

VALUTAZIONE DELLA TOSSICITÀ DI SEDIMENTI DELLA LAGUNA DI VENEZIA MEDIANTE L'IMPIEGO DI *PARACENTROTUS LIVIDUS* (ECHINODERMATA: ECHINOIDEA)

SEDIMENT TOXICITY ASSESSMENT IN THE VENETIAN LAGOON USING PARACENTROTUS LIVIDUS *(ECHINODERMATA: ECHINOIDEA)*

Abstract

A methodological research was carried out in order to evaluate the ability of sperm cell and embryo toxicity bioassays using the sea urchin Paracentrotus lividus *(Lamarck, 1816) to assess sediment toxicity (elutriate). Both tests were effective in discriminating different pollution/bioavailability between stations and periods. A good representativity of an integrated sampling scheme and the standardization of all experimental phases allowed to obtain a high precision of results. A good correspondence of ecotoxicological and chemical results was found.*

Key-words: *sediment, Venetian lagoon, sea urchin, sperm cell toxicity bioassay, embryo toxicity, elutriate.*

Introduzione

Nell'ambiente lagunare il sedimento costituisce il principale comparto di integrazione e di accumulo di inquinanti ed è una fonte di rischio fondamentale, non solo per gli organismi bentonici, ma anche per le componenti biologiche della colonna d'acqua. In quest'ultimo comparto il sedimento può infatti manifestare effetti tossici anche a breve termine come conseguenza di fenomeni di risospensione e di mobilizzazione (per erosione naturale o indotti dall'uomo con attività di dragaggio, scarico e riutilizzo, pesca abusiva delle vongole), ben presenti in laguna di Venezia (Bruttomesso *et al.*, 1996).

Gli indicatori biologici assumono un ruolo fondamentale nella valutazione della qualità dei sedimenti e dei potenziali effetti prodotti nell'ambiente conseguenti ad una loro mobilizzazione. La scelta degli indicatori deve essere motivata da una solida base scientifica e, possibilmente, dall'esistenza di procedure standard. Lo sviluppo di metodologie e la loro validazione per gli ambienti di studio deve però necessariamente prevedere una serie di fasi iterate (messa a punto, verifica della riproducibilità, valutazione della sensibilità e capacità discriminante con sostanze pure e con i sedimenti, valutazione dell'affidabilità per le varie matrici di saggio) per poter definire il campo di applicabilità della metodologia stessa.

Questa ricerca si inserisce nell'ambito di uno studio in cui si è impiegato un approccio integrato (saggi di tossicità, indicatori di bioaccumulo e analisi chimica) per la valutazione della qualità dei sedimenti della laguna di Venezia. Obiettivo principale è stato testare la sensibilità e la capacità discriminante di due saggi di tossicità (sulla fecondazione e sullo sviluppo larvale) con l'echinoide

P. lividus (Lamarck, 1816) nel valutare la tossicità dei sedimenti della laguna. Le metodologie sono state applicate a estratti acquosi (elutriati) ottenuti da campioni provenienti da siti a diverso livello e tipologia di contaminazione.

Gli stadi critici del ciclo vitale di questo organismo indicatore sono stati scelti per la rilevanza ecologica, nonché per la corposa letteratura scientifica a livello mondiale che ne testimonia l'applicabilità a varie matrici e l'esistenza di protocolli standard in altri paesi (US EPA, 1990, 1991; Environment Canada, 1992, ASTM, 1995). Nei nostri laboratori sono state messe a punto, con riferimento alle procedure standard americane, due metodologie (test di spermiotossicità e di embriotossicità) che hanno dimostrato l'ottima riproducibilità intralaboratorio (Volpi Ghirardini and Arizzi Novelli *et al.*, 2001), l'affidabilità e capacità discriminante nei confronti di classi di sostanze pure (Volpi Ghirardini *et al.*, 1996, 2001; Arizzi Novelli *et al.*, 2001). La scelta della matrice di saggio (elutriato) è motivata dal possibile rilascio di inquinanti nella colonna d'acqua come conseguenza della risospensione dei sedimenti e quindi dall'interesse a conoscerne i potenziali effetti verso componenti biologiche molto sensibili come gameti ed embrioni.

Il lavoro, di tipo metodologico, è stato focalizzato inoltre a: a) valutare la rappresentatività di uno schema di campionamento integrato adottato; b) verificare una eventuale variabilità temporale della tossicità nell'ambito dello stesso sito; c) definire una scala di tossicità tra le stazioni indagate; d) effettuare una prima integrazione dei dati ecotossicologici con quelli chimico-fisici allo scopo di verificare la corrispondenza/complementarietà tra i due approcci e ricavare un giudizio di qualità relativa tra le stazioni indagate.

Materiali e metodi

Sono state scelte 5 stazioni (Fig. 1) lungo un presunto gradiente di inquinamento, poi confermato nel corso della ricerca mediante la caratterizzazione dei sedimenti. Due stazioni erano situate in siti prettamente estuarini, oggetto di studio per la stima dei carichi inquinanti in laguna, in un progetto parallelo: st. foce Dese (DE) e st. foce Osellino (OS); la prima è caratterizzata da un inquinamento diffuso e prevalentemente di origine agricola, la seconda da un inquinamento "multifattoriale" di origine urbana, industriale, agricola e da discarica incontrollata. Due stazioni sono state collocate in canali della zona industriale: st. Can. Industriale Sud (SA) e st. Can. Brentelle (BR). Una quinta, st. Palude Centrega (CE), in laguna nord, è stata scelta come sito di riferimento in un'area ad alta biodiversità e diversità morfologica, e con livelli presumibilmente minimi di inquinanti.

Per ogni stazione sono state definite: l'estensione spaziale (diametro di circa 30 metri, con il punto centrale definito dalla coordinate Gauss-Boaga); le dimensioni del singolo campione (un pool di 8 carote di diametro 5 cm e profondità 20 cm); il numero di campioni o repliche (3), ottenuti prelevando in ognuno degli 8 punti 3 carote. Si è dunque condotto un campionamento integrato con le 24 carote distribuite su tutta la superficie campionata, in modo da tener conto di possibili variazioni spaziali nell'inquinamento/biodisponibilità. Al fine di verificare anche eventuali variazioni temporali sono state condotte due campagne, una a fine estate (agosto 1998) e una a fine inverno (marzo 1999). Sono state seguite le linee guida ASTM (1995) per il trattamento dei sedimenti e il protocollo standard

US-EPA (1991) per la preparazione degli elutriati. Relativamente a quest'ultimo sono state apportate alcune modifiche motivate dalla più aggiornata letteratura scientifica e da una prima taratura del metodo per i sedimenti lagunari. La procedura ha previsto, in sintesi, l'impiego di un rapporto sedimento/acqua marina artificiale di 1:4 (peso secco/volume) e le seguenti fasi: agitazione per 24 ore al buio a 4°C mediante Jar Test (Vittadini S.a.s., Milano), sedimentazione del particellato per 1 ora, centrifugazione a 10.000 rpm per 30 min a 4 °C, congelamento di subcampioni di surnatante (elutriato) fino all'esecuzione dei saggi. La scelta del congelamento è supportata da verifiche sperimentali che hanno dimostrato modificazioni trascurabili nella tossicità per matrici acquose (Carr & Chapman, 1995; Volpi Ghirardini *et al.*, dati non pubblicati).

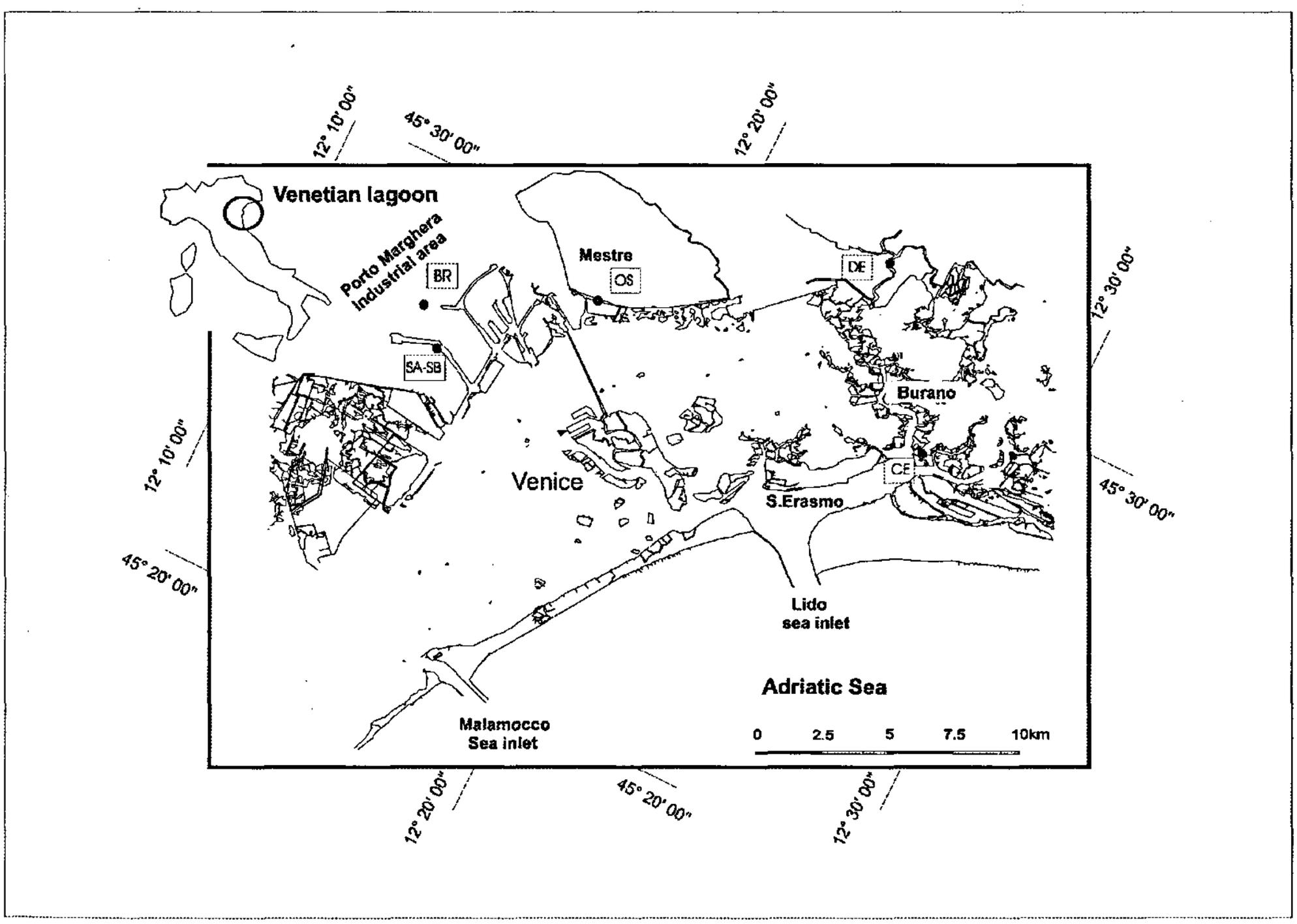


Fig. 1 - Stazioni di campionamento dei sedimenti nella laguna di Venezia. OS= Foce Osellino; DE= Foce Dese; SA= Can. Industriale Sud; BR= Brentelle; CE= Palude della Centrega.

Sampling stations for sediments in the Venetian lagoon. OS= Foce Osellino; DE= Foce Dese; SA= Can. Industriale Sud; BR= Brentelle; CE= Palude della Centrega.

Per operare un adeguato controllo di qualità dei dati, tutte le fasi di trattamento dei campioni (eseguite sempre parallelamente per tutte le tre repliche di sedimento) sono state accuratamente standardizzate.

Per l'esecuzione dei saggi e per l'elaborazione statistica dei dati sono state impiegate le procedure riportate in dettaglio in Volpi Ghirardini and Arizzi Novelli (2001) e in Arizzi Novelli *et al.* (2001). Gli esperimenti sono stati con-

dotti, contemporaneamente, con entrambi i test e per tutte tre le repliche di elutriato ottenute per ogni stazione. Ogni esperimento è stato condotto in tre repliche sperimentali e con un numero minimo di sei diluizioni del campione al fine di calcolare, ove possibile, il valore di EC50. Per il controllo di qualità dei dati sono stati impiegati controlli negativi (acqua di diluizione, sedimento di controllo) e positivi (tossico di riferimento). L'acqua artificiale usata per la preparazione degli elutriati e per gli esperimenti (salinità 35‰) è stata preparata con il sale marino Ocean Fish (Prodac International).

Subcampioni di sedimento sono stati caratterizzati da un punto di vista fisico per granulometria (% di sabbia, limo e argilla) e chimico per carbonio organico, sostanza organica (AFDW a 450°C), per metalli pesanti (Fe, Cu, Zn, Ni, Mn, Pb, Cd, Cr, Hg, As, estrazione acida con $HNO_3$1M in forno a microonde) e microinquinanti organici (PCB, pesticidi organoclorurati, PCDD/PCDF, IPA).

Risultati e discussione

I dati di EC_{50} ottenuti dalle tre repliche sperimentali sono stati mediati in quanto gli intervalli fiduciali (95%) risultavano sovrapponibili e inferiori al 15%. Il dato medio di U.T. ($100/EC_{50}$) per ogni campione di elutriato è stato quindi riportato in un diagramma a due variabili che evidenzia come tra stazioni diverse, nei due periodi e per le diverse repliche di sedimento variavano l'embriotossicità e la spermiotossicità (Fig. 2). Accanto alla sigla della stazione viene riportata la campagna di campionamento (I = estiva e II = invernale) e, di seguito, il numero della replica di sedimento.

L'affidabilità di questi dati è stata accertata con la procedura di controllo qualità. Per il test di spermiotossicità i controlli negativi (acqua marina standard di diluizione) hanno dato una % media di uova fecondate del 97%±2 e del 92%±2, rispettivamente per la I e la II campagna; per il test di embriotossicità è stata registrata una percentuale media di plutei normali dell'88%±6 e del 72%±1, rispettivamente per la I e la II campagna. Nessun effetto significativo (t-test, p £ 0.05) è stato rilevato con l'elutriato ottenuto dal sedimento di controllo a indicare assenza di risposta alla matrice ambientale. Con il tossico di riferimento sono stati ottenuti valori medi di EC_{50} di 0.053 mg/l ± 0.009 (CV=17.4%, n=13) e di 0.069 mg/l ± 0.010 (n=4), rispettivamente per il test di spermiotossicità e per quello di embriotossicità. Tutti questi valori sono comparabili con quelli precedentemente ottenuti e rientrano nei rispettivi range di accettabilità (0.039-0.071 mg/l, per il test di spermiotossicità e 0.050-0.086 mg/l, per il test di embriotossicità) (Volpi Ghirardini and Arizzi Novelli, 2001; Arizzi Novelli *et al.*, 2001).

I risultati ottenuti con gli elutriati sono leggibili sia considerando la singola variabile e quindi come si dispongono lungo l'asse corrispondente, sia considerando la loro combinazione e quindi come si collocano lungo la diagonale.

Si osserva innanzitutto la bassissima dispersione dei punti campione per la presenza di cluster che raggruppano le tre repliche di ogni stazione e campagna, con l'eccezione solo della stazione OS nella prima campagna. Questo indica una buona precisione dei risultati ottenuti, risultato dell'azione combinata di una buona rappresentatività del metodo di campionamento, della replicabilità e dell'alta standardizzazione delle procedure, della precisione dei metodi tossicologici.

Confrontando le due scale è innanzitutto evidente, in tutte le stazioni, un maggiore effetto embriotossico rispetto all'effetto spermiotossico. Esaminando

come le stazioni si collocano rispetto alla singola variabile si osserva: a) un maggior effetto spermiotossico per tutti i campioni di sedimento della stazione BR e per due della stazione OS (prima campagna). Si ritrovano, a seguire, tutti i campioni di sedimento della stazione DE e quindi, con spermiotossicità pressochè nulla, quelli delle stazioni OS (tutta la II campagna e un campione della I), SA e del sito di riferimento (CE); tutti i punti per queste due ultime stazioni non sono ben evidenziabili per sovrapposizione di alcuni risultati; b) un maggior effetto embriotossico per le stazioni BR (II campagna) e OS. Si ritrovano poi i campioni della I campagna della stazione BR, tutti i campioni della stazione DE e quindi, con effetto embriotossico basso, ma comunque ben evidente, la stazione CE. I sedimenti della stazione SA presentavano, in maniera abbastanza sorprendente, anche embriotossicità molto bassa (UT non sempre calcolabili, in quanto l'effetto si attestava tra il 15 e il 30% per il campione non diluito).

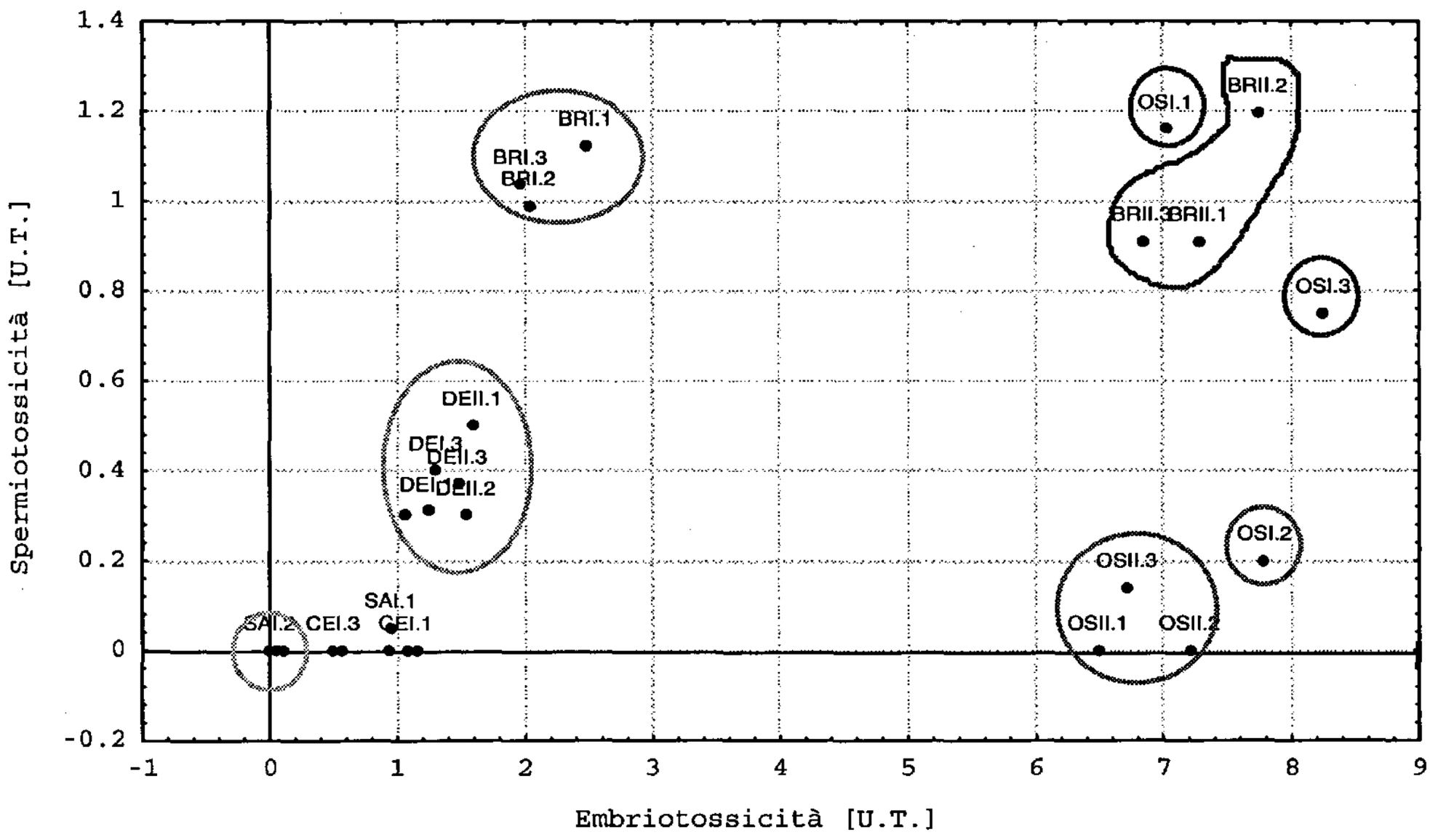


Fig. 2 - Elaborazione dei dati di tossicità ottenuti con i due saggi. I, II (campagne di campionamento); 1,2,3 (replica di sedimento); U.T.= Unità di Tossicità ($100/EC_{50}$).

Elaboration of toxicity data obtained by both toxicity bioassays. I, II (sampling surveys); 1,2,3 (sediments replicates); U.T.= Toxicity Units ($100/EC_{50}$).

Si rileva una certa concordanza tra i risultati delle due campagne, a indicare, nel complesso, una scarsa stagionalità per l'anno considerato. Una marcata differenza temporale tra le due campagne di campionamento è ben osservabile solo nel caso della stazione BR a causa della maggiore embriotossicità manifestata dai campioni della seconda campagna. Le differenze prodotte da due campioni di sedimento della I campagna nel caso della stazione OS, che presentavano alta spermiotossicità avvicinandosi ai cluster del BR (II campagna), sono più pro-

babilmente dovute ad una maggiore variabilità spaziale nelle condizioni di inquinamento/biodisponibilità di questa stazione.

Le differenze di risposta tra i due saggi sono, presumibilmente, da ricondurre alla loro complementarietà e capacità di segnalare differenze di inquinanti nel campione. L'allestimento dei due saggi è infatti avvenuto sempre con lo stesso pool di gameti e si è potuto accertare con la carta di controllo (tossico di riferimento) che non erano rilevabili differenze nella sensibilità dei test nel corso dei due periodi sperimentali.

Questi risultati mettono in evidenza una buona capacità discriminante dei due saggi di embrio e spermiotossicità, con una maggiore efficacia dell'indicatore a segnalare situazioni di diverso tipo di contaminazione e/o biodisponibilità combinando i due endpoints. Esaminando quindi come le stazioni si collocano rispetto alla diagonale è possibile ricavare la seguente classificazione relativa della tossicità delle stazioni: staz. OS e BR (alta) > staz. DE (media) > staz. CE (bassa) > staz. SA (bassississima). I risultati hanno quindi evidenziato che anche ai sedimenti del sito di riferimento è associata un'embriotossicità non trascurabile, da ricondurre a cause che sono, al momento, in fase di studio (condizioni per una maggiore biodisponibilità o presenza di altri fattori di tossicità non analizzati).

Da un punto di vista chimico i sedimenti delle 5 stazioni sono stati classificati secondo i vigenti criteri per la classificazione dei fanghi lagunari che ne regolamentano anche il destino finale nell'ambiente (Protocollo Min. Ambiente, 1993) (Tab. 1). Sono risultati in classe C, corrispondente ad alta contaminazione, i sedimenti delle stazioni BR, OS e SA; in classe B, corrispondente a media contaminazione quelli delle stazioni DE e CE. L'esame dei dati chimici, in dettaglio, ha permesso di confermare che la stazione CE poteva essere considerata un sito di riferimento per la laguna di Venezia, per tutti gli inquinanti contemplati dal suddetto Protocollo (per i quali risultava in classe A), tranne che per il Hg che "declassava" i sedimenti della stazione in classe B. Per le PCDD/PCDF, non contemplate dal vigente Protocollo, i valori di I-TE per le stazioni DE e CE rappresentavano valori da ritenersi di "fondo", se confrontati con gli obiettivi di qualità americani (I-TE = 3.9 pg/g) riportati da Marcomini *et al.* (1997). Nelle altre stazioni i valori di I-TE eccedevano di uno-due ordini di grandezza questi obiettivi.

Comparando le informazioni ottenute con i due tipi di indagine, ecotossicologica e chimica, è stato quindi possibile rilevare una buona corrispondenza tra i due tipi di valutazione per BR e OS (alta tossicità e alta contaminazione), DE (media tossicità e media contaminazione) e CE (bassa tossicità e bassa contaminazione). La corrispondenza era assente invece per la stazione SA (tossicità molto bassa e medio-alta contaminazione) ed è stata ricondotta all'aspetto palesemente innaturale del sedimento che faceva propendere per una sua origine industriale, nonchè alla predominanza di inquinanti poco biodisponibili nella fase acquosa (PCDD/PCDF e PCB).

Conclusioni

Questa ricerca ha permesso di evidenziare: 1) una sensibilità e capacità discriminante del saggio di embriotossicità superiore a quella del saggio di spermiotossicità nel rilevare tossicità nei sedimenti delle stazioni indagate; 2) l'efficacia e la complementarietà dei due test (e quindi maggiori potenzialità nel

Tab. 1 - Limiti ministeriali per la classificazione dei fanghi di dragaggio nella laguna di Venezia (Protocollo 8/4/93 del Ministero dell'Ambiente).

Current sediment quality criteria to classify dredged sediments in the Venetian lagoon (Protocol 8/4/93 of Italian Ministry of Environment).

Elementi e composti	Unità di misura	Classe A	Classe B	Classe C
Hg	mg/kg ss	0,5	2	10
As	mg/kg ss	15	25	50
Cd	mg/kg ss	1	5	20
Pb	mg/kg ss	45	100	500
Cr	mg/kg ss	20	100	500
Cu	mg/kg ss	40	50	400
Ni	mg/kg ss	45	50	150
Zn	mg/kg ss	200	400	3.000
PCB totali	ng/g ss	10	200	2.000
IPA totali	ng/g ss	1.000	10.000	20.000
Idrocarburi	mg/kg ss	30	500	4.000
Pesticidi totali	ng/g ss	1	20	500

loro impiego combinato) nel discriminare diversi livelli di inquinamento/ biodisponibilità tra stazioni diverse e periodi; 3) una scarsa variabilità temporale nell'ambito della stessa stazione; 4) un'alta precisione dei risultati ottenuti riconducibile alla buona rappresentatività dello schema di campionamento e alla standardizzazione di tutte le fasi nelle procedure utilizzate.

I risultati hanno inoltre evidenziato un'embriotossicità rilevante anche nel sito di riferimento, le cui cause sono al momento in corso di approfondimento.

La sperimentazione ha inoltre dimostrato una buona corrispondenza tra indagine ecotossicologica con l'impiego degli elutriati e analisi chimica, tranne nel caso di innaturali strutturazioni del sedimento. Questa ricerca permette di considerare l'inserimento dei due test con *P. lividus* sugli elutriati in una batteria di saggi per i sedimenti lagunari, per quanto più approfondite indagini sulle relazioni tossicità-fattori causali saranno di grande importanza nella validazione definitiva dei metodi.

Summary

Five stations with different kind/level of pollution in the Venetian lagoon were chosen in order to evaluate the ability of two toxicity bioassays (sperm cell and embryo toxicity tests) using the sea urchin *P. lividus* in discriminating sediment toxicity. Two stations were located in estuarine sites, two stations in the industrial zone and one in a site put at the top of our quality gradient (reference). Elutriate was chosen as sediment matrix to assess the potential effects of pollutants bioavailable in the water column as consequence of sediment resuspension (dredging and dumping activities, fishing gears, etc).

This methodological research was also focused: a) to evaluate the representativity of an integrated sediment sampling scheme; b) to take into account possible temporal variations (summer-winter sampling surveys); c) to define a toxicity scale for investigated stations; d) to evaluate possible correspondence of ecotoxicological and chemical information. Results evidenced an higher embriotoxicity than spermiotoxicity for all stations and the efficacy of both toxicity bioassays in discriminating different pollution/bioavailability between stations and periods. Moreover a good representativity of the integrated sampling scheme, the replicability and the standardization of all experimental phases allowed to obtain a good precision of results. Correspondence of ecotoxicological and chemical results was generally found with elutriates.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Dott. Michele Cornello e il Dott. Giuseppe Pessa per la collaborazione nei campionamenti. Le analisi chimiche sono state eseguite presso SGS Ecologia Srl (Villafranca, Padova).

Bibliografia

ARIZZI NOVELLI A., VOLPI GHIRARDINI A., GHETTI P. (2001) - Test di spermio ed embriotossicità con *P. lividus* (LMK): riproducibilità e comparazione della sensibilità per il rame con altre specie di echinoidi, *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 806-809.

ASTM (1995) - Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos. American Standard Testing Materials, E 1563-95: 1029-1046.

ASTM (1990) - Guide for collection, storage, characterization and manipulation of sediment for toxicological testing. American Standard Testing Materials, E 1391-90.

BRUTTOMESSO R., CAIELLI A., CALLIGARO M., DANELLA A., DE MIN M., FACCIOLI F., INDOVINAF., PALADINI G., STEFANON A. (1996) - 66-96 Laboratorio Venezia, La laguna, i fiumi, le città, il mare, Centro Internazionale Città d'Acqua, Venezia, CD-ROM.

CARR R.S., CHAPMAN D.C. (1995) - Comparison of methods for conducting marine and estuarine sediment porewater toxicity tests. Extraction, storage and handling techniques. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **28**: 69-77.

ENVIRONMENT CANADA (1992) - Biological test method: fertilization assay using Echinoids (sea urchins and sand dollars), EPS 1/RM/27, Environmental Protection Series, Ottawa, Canada.

MARCOMINI A., ZANETTE M., D'ANDREA F., DELLA SALA S. (1997) - Diossine: Ambiente e Salute. Stato attuale delle conoscenze e laguna di Venezia. Comune di Venezia, Arsenale Ed., Venezia.

MINISTERO DELL'AMBIENTE (1993) - Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e reimpiego dei fanghi estratti nei canali di Venezia (art.4, comma 6, Legge 360/91).

US EPA/USACE (1991) - Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal (testing manual) US EPA 503/8-91/001.

US-EPA (1990) - "Earl- standard operating procedure conducting the sea urchin larval development test", Kuhn-Hines A., Nacci D. and Petrocelli R.,. U.S. EPA Environmental Research Laboratory, Narragansett, RI: 135-140.

US-EPA (1991) - "Earl-standard operating procedure conducting the sea urchin *Arbacia punctulata* fertilization test", Nacci D., Comeleo P., Petrocelli E. and Jackim E.,. U.S. EPA Environmental Research Laboratory, Narragansett, RI: 125-131.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., PANTANI C., GHETTI P. (1996) - Test di spermiotossicità con *P.lividus* LMK (Echinodermata: Echinoidea): riproducibilità e sensibilità a sostanze pure. *SITE Atti*, **17**: 383-386.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., LIKAR B., POIANA G., GHETTI P., MARCOMINI A. (2001) - Sperm cell toxicity test using *P. lividus* LMK (Echinodermata: Echinoidea): sensitivity and discriminatory ability toward anionic and nonionic surfactants *Env. Toxicol. Chemistry*, **20**: 644-651.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A. (2001) - A sperm cell toxicity test procedure for the Mediterranean species *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Env. Technology*, **22**: 439-445.

Ricerca svolta nell'ambito del Progetto "2023" finanziato dal Magistrato alle Acque di Venezia attraverso il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova e parzialmente finanziata dal Consorzio Ricerche Laguna (Co.Ri.La.).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 497-503

V. ALBERGONI, A. CASSINI, P. IRATO, G. SANTOVITO

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.

VALUTAZIONE DI PARAMETRI ECOTOSSICOLOGICI IN MOLLUSCHI DELLA LAGUNA DI VENEZIA: METALLOTIONEINE, GLUTATIONE ED ENZIMI ANTIOSSIDANTI

EVALUATION OF ECOTOXICOLOGICAL PARAMETERS IN MOLLUSCS FROM THE LAGOON OF VENICE: METALLOTHIONEINS, GLUTATHIONE AND ANTIOXIDANT ENZYMES

Abstract

È stato valutato l'effetto dell'inquinamento da metalli pesanti, particolarmente abbondanti a livello dei sedimenti della Laguna di Venezia, su alcuni parametri fisiologici. Sono stati campionati, in due stazioni (Chioggia e Malamocco) e ad intervalli di tempo regolari nell'arco di un anno, i molluschi bivalvi Mytilus galloprovincialis, Tapes philippinarum *e* Scapharca inaequivalvis. *Di essi sono stati analizzati due tessuti, la ghiandola digestiva e le branchie.*

Sono stati determinati metalli essenziali e non essenziali, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd. Sono stati valutati i processi di detossificazione da metalli pesanti, dosando il glutatione totale e le metallotioneine, in quanto tali molecole sono implicate nel metabolismo dei metalli, e sono quindi in relazione con l'accumulo dei metalli stessi. Inoltre sono state quantificate le attività di alcuni enzimi antiossidanti (superossido dismutasi, catalasi e glutation perossidasi) da mettere in relazione con le variazioni della pressione parziale dell'ossigeno disciolto nelle acque lagunari.

Key-words: *antioxidant enzymes, glutathione, heavy metals, metallothioneins, molluscs*

Introduzione

La laguna di Venezia nella sua estensione di circa 350 Km^2 riceve, da siti variamente distribuiti, affluenti in cui viene immessa una ampia gamma di inquinanti inorganici ed organici, legati alle varie attività agroindustriali nonché quelli provenienti dalla zona industriale di Marghera. Le molecole inquinanti si sono via via depositate anche in profondità nei sedimenti, e sono anche presenti in soluzione o possono essere adsorbite soprattutto alle alghe, a seconda delle condizioni chimico-fisiche delle acque. Il basso fondale determina inoltre ampie variazioni termiche stagionali, che comportano sensibili variazioni nella pO_2.

Gli organismi presenti in tale ambiente devono quindi poter disporre di meccanismi di adattamento e di regolazione relativamente a tali variabili.

Nella presente ricerca ci siamo in particolare interessati allo studio delle condizioni che determinano sinergia o antagonismo fra i metalli presenti, prendendo in esame i molluschi bivalvi in quanto è nota la capacità di questi organismi di accumulare i metalli secondo un fattore di bioconcentrazione tra 10^3 e 10^6.

Nella Laguna di Venezia, dove la molluschicoltura costituisce un'importante fonte di reddito, le conoscenze relative alle condizioni delle popolazioni di bivalvi sono scarse e riguardano soprattutto la specie più nota, *Mytilus galloprovincialis* (Widdows *et al.*, 1996). Ai fini della presente ricerca abbiamo ritenuto opportuno prendere in considerazione, oltre a *Mytilus*, anche altre due specie di bivalvi, *Tapes philippinarum* (che nella laguna ha colonizzato il territorio prima occu-

pato dal *T. decussatus*) e *Scapharca inaequivalvis*. Per ognuno si sono analizzati due tessuti topograficamente strategici: la ghiandola digestiva in relazione al cibo ingerito, e le branchie in quanto in diretto contatto con il mezzo esterno.

Diversi indici di stress sono stati messi a punto ed utilizzati negli ultimi anni in particolare nella valutazione dell'impatto antropico sugli ecosistemi marini (Livingstone, 1993). Per quanto riguarda i meccanismi di detossificazione nei confronti dei metalli, uno dei più rilevanti e diffusi, a livello molecolare, è l'induzione della sintesi di molecole chelanti, quali le metallotioneine (MT), ampiamente presenti in tutti gli organismi, dai protozoi ai metazoi (Kägi, 1993; Piccinni *et al.*, 1994). Abbiamo quindi valutato il contenuto di MT e di glutatione (GSH) in relazione all'accumulo di alcuni metalli (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn e Cd), e le attività di alcuni enzimi antiossidanti (superossido dismutasi, catalasi e glutation perossidasi) in relazione alle variazioni di pO_2.

Materiali e metodi

Gli esemplari di *M. galloprovincialis*, *T. philippinarum* e *S. inaequivalvis* utilizzati per questa ricerca sono stati campionati nell'arco di un anno con scadenza trimestrale (Maggio, Agosto, Novembre e Febbraio) in due diversi siti della laguna di Venezia, Malamocco e Chioggia, situati, il primo in prossimità dell'entroterra e il secondo vicino alla bocca di porto.

Da ciascun organismo sono stati prelevati la ghiandola digestiva e le branchie e su questi tessuti sono stati stimati i seguenti parametri chimici e biochimici: concentrazioni di Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn e Cd (con ICP-MASSA); concentrazioni delle MT (Scheuhammer e Cherian, 1991); concentrazioni del GSH (Anderson, 1985); attività della superosido dismutasi (SOD) (Beauchamp e Fridovich, 1971); attività della catalasi (CAT) (Aebi, 1984); attività della glutation perossidasi (GPX) (Livingstone *et al.*, 1992). Le concentrazioni dei metalli sono state riferite al peso secco. Le concentrazioni di GSH sono state riferite al peso fresco. Le concentrazioni di MT e le attività enzimatiche sono state riferite alle proteine totali (Lowry *et al.*, 1951).

I valori sono riportati come media ± deviazione standard. L'analisi statistica è stata effettuata mediante test t di Student o ANOVA seguita dal test di Student-Newman-Keuls. È stata inoltre utilizzata l'analisi di correlazione lineare.

Risultati

Metalli

In tutti e tre i molluschi il Fe è il metallo che viene maggiormente accumulato, seguito dallo Zn, con valori dell'ordine delle centinaia di µg/g di peso secco (ps). Gli altri metalli sono presenti a concentrazioni più basse, generalmente al di sotto dei 50 µg/g ps o anche al di sotto dei 10 µg/g ps.

Gli organismi esaminati (*T. philippinarum* in particolare) mostrano dei fenomeni di co-accumulo per alcuni metalli, evidenziati da correlazioni positive tra le loro concentrazioni: le concentrazioni di Cr mostrano una correlazione positiva con quelle di Ni, Mn e Fe; ciò si verifica anche tra Fe e Mn.

I tre bivalvi mostrano diverse localizzazioni di accumulo dei metalli considerati. *M. galloprovincialis* accumula quasi tutti i metalli, tranne Co e Zn, nella ghiandola digestiva. *S. inaequivalvis* accumula quasi tutti i metalli considerati nelle

branchie, tranne Cr e Cu. *T. philippinarum*, invece, accumula solo il Cu nella ghiandola digestiva, mentre tutti gli altri metalli sono egualmente distribuiti nei due organi.

Non si sono evidenziate differenze rilevanti tra i campioni prelevati nelle quattro campagne di raccolta, né tra organismi prelevati nelle due stazioni.

Molecole chelanti

In tutti e tre gli organismi il GSH è risultato più concentrato a livello di ghiandola digestiva.

In *M. galloprovincialis* e *S. inaequivalvis* la MT è maggiormente presente nelle branchie e le sue concentrazioni correlano positivamente con quelle dello Zn (Fig. 1). In *T. philippinarum*, invece, la MT è presente in concentrazioni simili nei due tessuti e non è presente nessuna correlazione statistica con i metalli accumulati.

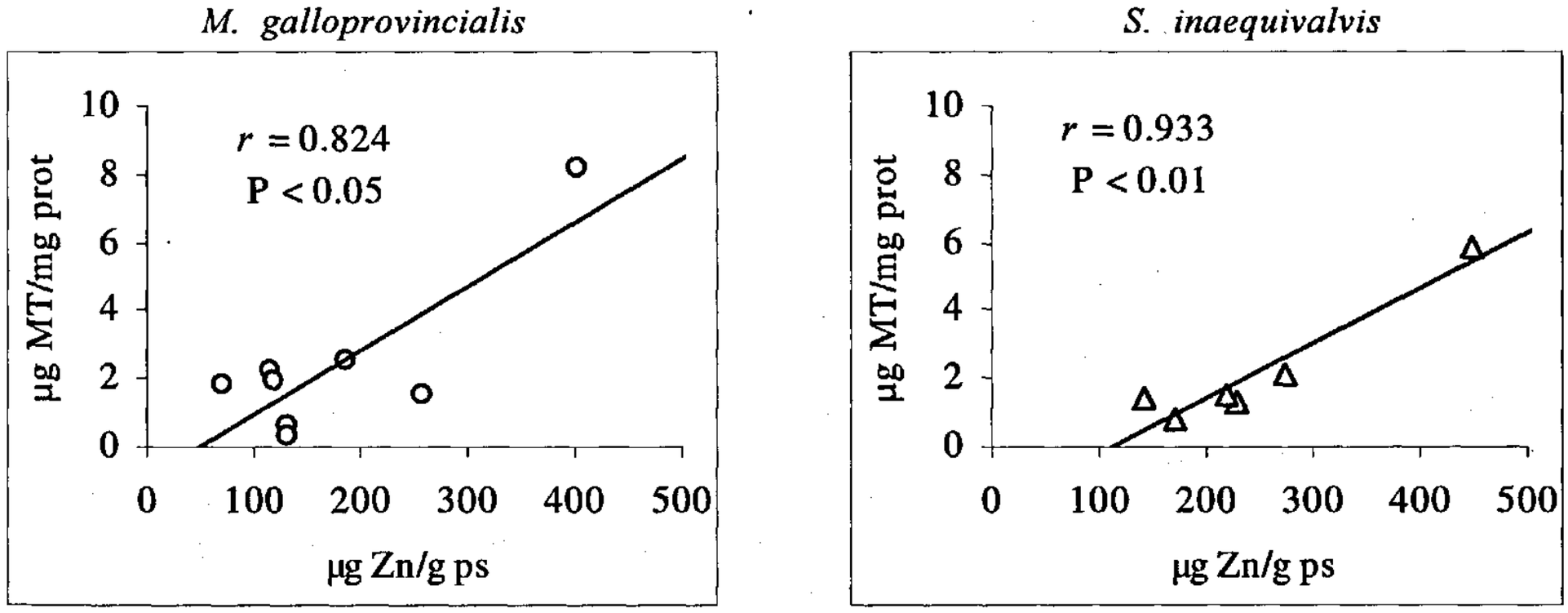


Fig. 1 - Correlazione lineare tra le concentrazioni di metallotioneina e di Zn nelle branchie di *M. galloprovincialis* e *S. inaequivalvis*.
Linear correlation of metallothionein versus Zn concentrations in gills of M. galloprovincialis *and* S. inaequivalvis.

Anche in questo caso non si sono evidenziate differenze rilevanti tra i campioni prelevati nelle quattro campagne e nelle due stazioni di campionamento, sia a livello di GSH che di MT.

Enzimi antiossidanti

L'attività SOD è più elevata nelle branchie, in tutti e tre gli organismi esaminati. In *M. galloprovincialis* e *S. inaequivalvis* l'attività GPX risulta sempre maggiore nelle branchie mentre l'attività CAT risulta maggiore nella ghiandola digestiva. In *T. philippinarum* sia la GPX che la CAT risultano simili nei due organi.

Nelle branchie di *M. galloprovincialis* campionato a Malamocco si riscontrano attività GPX e CAT più elevate nei mesi freddi (Fig. 2).

M. galloprovincialis è anche l'unico organismo che permette di evidenziare delle differenze enzimatiche tra i due siti di campionamento; infatti l'attività di tutti e tre gli enzimi determinata nelle branchie mostra valori più elevati nei campioni prelevati a Chioggia (Fig. 3).

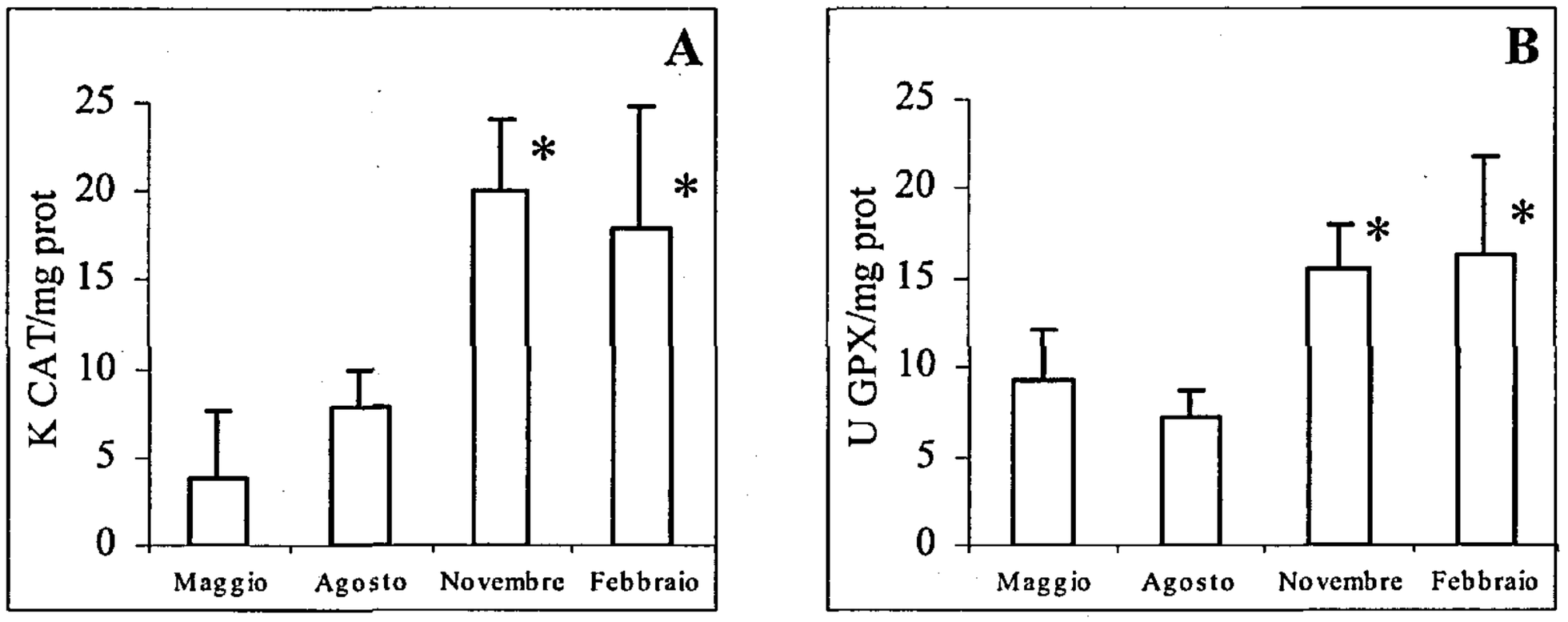


Fig. 2 - Variazione stagionale delle attività catalasica (**A**) e glutation perossidasica (**B**) nelle branchie di *M. galloprovincialis* campionato a Malamocco.
* differenze significative ($P < 0,05$).

Seasonal variations of catalase (A) and glutathione peroxidase (B) activities in gills of M. galloprovincialis *from Malamocco.*
** significant differences ($P < 0.05$).*

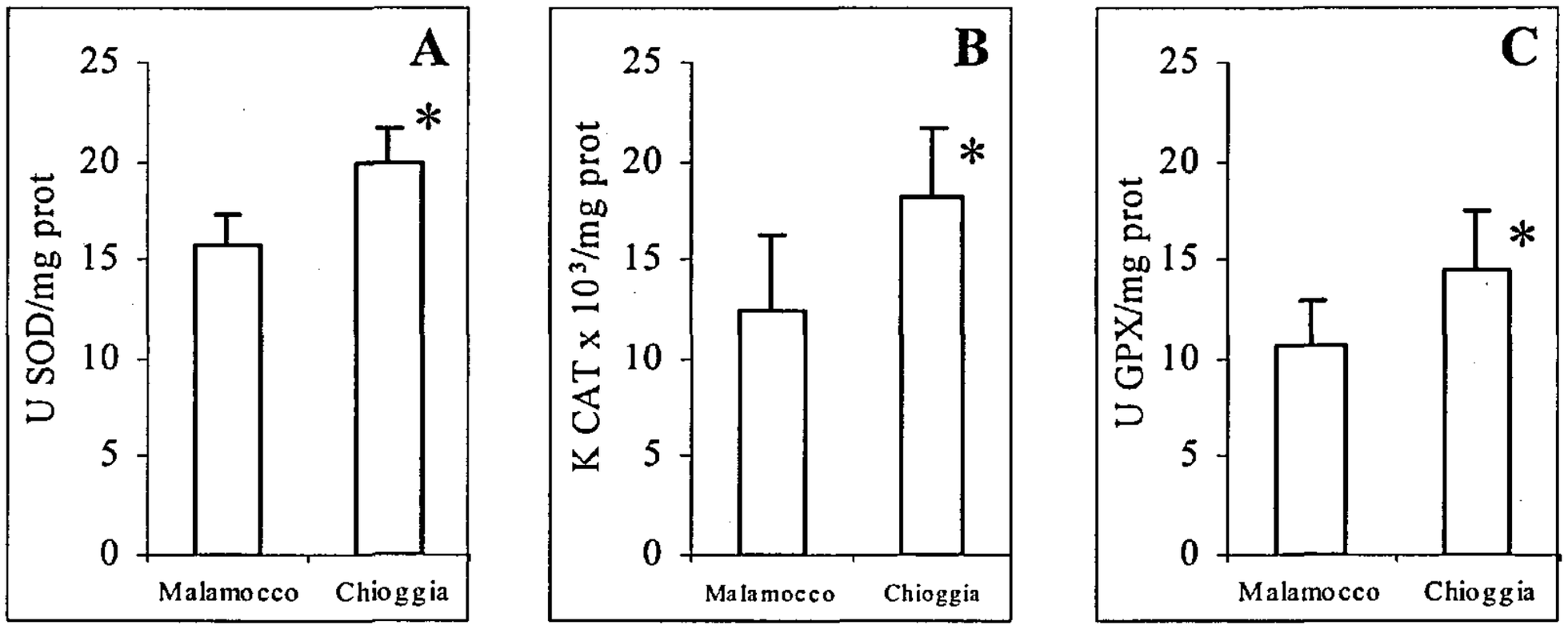


Fig. 3 - Attività superossido dismutasica (**A**), catalasica (**B**) e glutation perossidasica (**C**) nelle branchie di *M. galloprovincialis* campionato a Malamocco e Chioggia.
* differenze significative ($P < 0,05$).

Superoxide dismutase (A), catalase (B) and glutathione peroxidase (C) activities in gills of M. galloprovincialis *from Malamocco and Chioggia.*
** significant differences ($P < 0.05$).*

Discussione e conclusioni

La maggiore presenza di Fe nei tessuti di tutti e tre i bivalvi viene da noi interpretata come diretta conseguenza dell'ambiente nel quale essi vivono. Infatti da analisi preliminari risulta che questo metallo è quello maggiormente concentrato nei sedimenti da cui sono stati prelevati gli organismi.

Si può notare come alcuni metalli (Co, Cu, Zn e Cd) siano presenti nei tessuti in concentrazioni di 2-5 ordini di grandezza superiori rispetto ai sedimenti; ciò testimonia la presenza di bioaccumulo.

Le correlazioni positive tra Cr e Ni, Mn e Fe indicano probabili fenomeni di co-accumulo di questi metalli; ciò è in accordo con quanto da noi osservato precedentemente in *Cerastoderma glaucum*, altro bivalve della laguna di Venezia. Il trattamento a Ni di questo organismo determinava infatti, oltre ad un accumulo del metallo, anche un coaccumulo di Cu, Cr e Fe (Favero et al., 1995).

Altri autori hanno determinato le concentrazioni di alcuni metalli (Mn, Fe, Cu e Zn) nei tessuti di *M. galloprovincialis* provenienti da zone non inquinate (Regoli, 1998). Il confronto con i nostri valori ha indicato che le concentrazioni di Mn, Fe e Cu sono paragonabili a quelle delle zone non inquinate, mentre quelle di Zn da noi determinate sono molto più elevate; ciò sta ad indicare la presenza di inquinamento da Zn nei i siti lagunari da noi considerati.

La maggiore concentrazione di GSH nella ghiandola digestiva è una caratteristica che abbiamo riscontrato in tutte e tre le specie considerate e, almeno per *M. galloprovincialis*, è confermata dai dati di letteratura (Canesi *et al.*, 1999). Il GSH è un agente protettivo primario contro gli effetti tossici delle specie radicaliche dell'ossigeno e dei metalli pesanti, e forma complessi stabili GS-Cu(I) (Freedman et al., 1989). La presenza di elevate concentrazioni di questo tripeptide nella ghiandola digestiva, potrebbe quindi essere in relazione alle elevate quantità di Cu determinate nello stesso organo di tutti e tre i bivalvi.

Per concludere la presenza di correlazioni positive tra concentrazioni di Zn e di MT nelle branchie di *M. galloprovincialis* e *S. inaequivalvis* confermano come la MT è un indicatore migliore del GSH per quanto riguarda l'inquinamento da metalli. *M. galloprovincialis* e *S. inaequivalvis* possono essere utili bioindicatori di inquinamento da metalli, e le branchie sono preferibili alla ghiandola digestiva come tessuto da prendere in esame nel monitoraggio ambientale.

Nonostante *T. philippinarum* non si possa considerare un bioindicatore altrettanto buono, i dati ottenuti su questo bivalve risultano essere comunque interessanti. Infatti questa specie non autoctona della laguna di Venezia che in questi anni ha assunto una crescente importanza commerciale, presenta fenomeni di coaccumulo di metalli e particolari caratteristiche tessuto-specifiche nell'accumulo del Cu e delle MT che sono in corso di approfondimento nei nostri laboratori.

Abbiamo visto come in tutti e tre i bivalvi l'attività SOD risulti sempre maggiore nelle branchie rispetto alla ghiandola digestiva. Questo dato conferma quanto atteso in base al significato topograficamente strategico di quest'organo.

La maggiore attività GPX nelle branchie di *M. galloprovincialis* e *S. inaequivalvis* potrebbe indicare che, in queste specie, sia la GPX e non la catalasi a ridurre l'acqua ossigenata prodotta.

Gli esemplari di *M. galloprovincialis* campionati a Malamocco presentavano per entrambi i tessuti esaminati un andamento stagionale delle attività GPX e catalasica; quelli campionati a Chioggia, invece, non presentavano tali andamenti, ma, a livello branchiale, l'attività di tutti e tre gli enzimi era sempre maggiore rispetto agli esemplari provenienti da Malamocco. Questo dato è in accordo con le caratteristiche chimico-fisiche delle due stazioni. Infatti la stazione di Malamocco, trovandosi maggiormente nell'entroterra rispetto a quella di Chioggia, è più sensibile alle variazioni climatiche stagionali andando incontro a variazioni di ossigenazione delle acque dipendenti dalla temperatura; la stazione di Chioggia, invece, essendo più vicina alla bocca di porto, è soggetta ad un maggior movimento delle acque e quindi ad una loro più frequente ossigenazione e minore

variabilità nella pO_2. Pertanto le due stazioni di campionamento ben si sono prestate a valutare le variazioni di attività enzimatiche in relazione dalle variazioni di ossigeno disciolto nelle acque.

Per concludere, tutti e tre gli enzimi presi in esame sono quindi indici ben correlati alle variazioni ambientali dell'entità di ossigeno disciolto. *M. galloprovincialis*, rispetto agli altri due bivalvi, attua una risposta più coerente al variare dei parametri ambientali (temperatura e ossigenazione). Tra i tessuti esaminati il tessuto branchiale è quello più indicato a rilevare tali variazioni.

Summary

The effects of heavy metal pollution, very widespread in sediments of the Lagoon of Venice, on some physiological parameters were evaluated. The bivalve molluscs *Mytilus galloprovincialis*, *Tapes philippinarum* and *Scapharca inaequivalvis* were sampled in two sites (Chioggia and Malamocco) every three months for one year. The digestive gland and gills of each bivalve were analysed.

Essential and non-essential metals were determined: Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn and Cd. Detoxifying processes were evaluated, especially total glutathione (GSH) and metallothioneins (MT), as these molecules represent the major systems in heavy metal homeostasis, and their concentrations were related with those of metals. Moreover, some enzyme activities (superoxide dismutase, catalase, glutathione peroxidase) were quantified, to evaluate relations with oxygen concentrations in the waters of the Lagoon.

Results show that: (1) regarding co-relations between Zn and MT tissue concentrations, these proteins may be considered good indicators of metal pollution, better than GSH; (2) of the three studied species, *M. galloprovincialis* and *S. inaequivalvis* may be used as metal pollution bioindicators because gills show the most significant co-relations between accumulated metals and MT; (3) in any case, the study of *T. philippinarum* is interesting because it is not autochthonous to the Lagoon, but has become important in the last few years as a result of commercial exploitation. In addition, it frequently shows co-accumulations of metals and particular tissue-specific characteristics that are under study in our labs; (4) the two sampling sites do not show constant time differences in metal pollution, so that it is difficult to define the more exposed station; (5) all three enzymes were well co-related with the index of environmental variations in O_2 availability; (6) *M. galloprovincialis* responds to environmental parameters (temperature and oxygenation) more consistently than the other two bivalves and, of the examined tissues, gills are the most suitable for detecting environmental variations by means of correlated responses.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano la Prof. E. Piccinni (Dipartimento di Biologia, Università di Padova) per il valido aiuto scientifico e il costante interesse.

Bibliografia

AEBI H. (1984) - Catalase in vitro. *Methods Enzimol.*, **105**: 121-126.

ANDERSON M.E. (1984) - Determination of glutathione and glutathione disulfide in biological samples. *Methods Enzymol.*, **113**: 548-555.

BEAUCHAMP C., FRIDOVICH I. (1971) - Superoxide dismutase: improved assays and an assay applicable to acrylamide gels. *Anal. Biochem.*, **44**: 276-287.

CANESI L., VIARENGO A., LEONZIO C., FILIPPINI M., GALLO G. (1999) - Heavy metals and glutathione metabolism in mussel tissues. *Aquat. Toxicol.*, **46**: 67-76.

FAVERO M., SANTOVITO G., CASSINI A. (1995) - Heavy metals in different organs of a bivalve mollusc (*Cerastoderma glaucum*) exposed to nickel. In Wilken R.D., Förstner U., Knöchel A. (eds), *Heavy metals and environment*, CEP Consultants Ltd, Edinburgh, 1: 137-140.

FREEDMAN J.H., CIRIOLO M.R., PEISACH J. (1989) - The role of glutathione in copper metabolism and toxicity. *J. Biol. Chem.*, **264**: 5598-5605.

KÄGI J.H.R. (1993) - Evolution, structure and chemical activity of class I metallothioneins: an overview. In: Suzuki K.T., Imura N., Kimura M. (eds), *Metallothionein III*, Birkhäuser Verlag, Basel: 29-55.

LIVINGSTONE D.R., LIPS F., GARCIA MARTINEZ P., PIPE R.K. (1992) - Antioxidant enzymes in the digestive gland of the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **112**: 265-276.

LIVINGSTONE D.R. (1993) - Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **57**: 195-211.

LOWRY O.H., ROSEBROUGH N.J., FARR A.L., RANDALL R.J. (1951) - Protein measurement with the folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, **193**: 265-275.

PICCINNI E., STAUDENMANN W., ALBERGONI V., DE GABRIELI R., JAMES P. (1994) - Purification and primary structure of metallothioneins induced by cadmium in the protists *Tetrahymena pigmentosa* and *Tetrahymena pyriformis*. *Europ. J. Biochem.*, **226**: 853-859.

REGOLI F. (1998) - Trace metals and antioxidant enzymes in gills and digestive gland of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **34**: 48-63.

SCHEUHAMMER A.M.V., CHERIAN M.G. (1991) - Quantification of metallothionein by silver saturation. *Methods Enzymol.*, **205**: 75-83.

WIDDOWS J., NASCI C., FOSSATO V.U. (1996) - Effects of pollution on the scope for growth of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Venice Lagoon, Italy. *Mar. Environ. Res.*, **43** (1-2): 69-79.

Ricerca eseguita nell'ambito del Cofinanziamento MURST, progetto "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane".

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 504-507

P.M. BISOL[1], A. CASU[1], A. JUCKER[1], F. PRANOVI[2]

[1] Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via G. Colombo 3 - 35131 Padova, Italia.
[2] Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari Venezia, Italia.

POLIMORFISMI RAPD IN *CERASTODERMA GLAUCUM* (BRUGUIÈRE) DELLA LAGUNA DI VENEZIA

RAPD POLYMORPHISMS IN THE COCKLE CERASTODERMA GLAUCUM *(BRUGUIÈRE) FROM THE LAGOON OF VENICE*

Abstract

RAPD polymorphisms were studied by means of PCR techniques in the cockle Cerastoderma glaucum *from the Lagoon of Venice. The 32 RAPD loci identified exhibit average heterozygosities in the range 0.26-0.28. The difference within the samples suggests heterogeneity of RAPD polymorphism distributions at individual level. These results reduce the consistence of relationships between genotypes and differential cockle survival to Cu treatment, observed by experimental test.*

Key-word: *cockle, polymorphisms, RAPD, Venice lagoon.*

Introduzione

Le indagini sulla variabilità ecogenetica del mollusco bivalve *Cerastoderma glaucum* (Bruguière) sono cominciate nel 1993, nell'ambito della seconda fase del Progetto MURST "Piano per la salvaguardia della Laguna di Venezia". Lo scopo era quello di farne un eventuale indicatore di condizioni di inquinamento, attraverso misure combinate della concentrazione di metalli e della variabilità genetica (Giambartolomei *et al.*, 1995; Giambartolomei *et al.*, 1996). La scelta della specie voleva rappresentare un alternativa all'ampiamente utilizzato *Mytilus* (Nasci *et al.*, 1998), così da ottenere informazioni anche sugli effetti degli inquinanti presenti nei sedimenti.

Allo stesso tempo, potevano essere acquisiti dati sulla biodiversità a livello genetico in un mollusco coinvolto nella competizione con la specie alloctona *Tapes philippinarum,* introdotta in laguna di Venezia per un potenziamento della tradizionale venericoltura (Breber, 1985), in un ottica di un suo sviluppo più ordinato (Cataudella e Rossi, 1994) ed ormai ampiamente diffusa in tutto il bacino lagunare.

La prosecuzione delle indagini sulla variabilità di tre sistemi gene-enzima in campioni di *C. glaucum* raccolti in differenti zone della laguna di Venezia e in diversi periodi dell'anno, aveva permesso di rilevare variazioni delle frequenze geniche, con differenze significative tra gli individui in relazione all'età e alle zone di raccolta. Nell'insieme, la dinamica dei polimorfismi enzimatici appariva legata al reclutamento e a eventi di migrazione (Pranovi *et al.*, 1996; Longo *et al.*, 1996).

In questo lavoro vengono illustrati i primi dati ottenuti per una nuova classe di polimorfismi quali i *Random Amplified Polymorphic DNA (RAPD)*, con lo studio di esemplari di *C. glaucum* raccolti nel bacino sud-occidentale della laguna di Venezia e testati in laboratorio per la resistenza al rame e al nichel.

Si tratta di caratteri potenzialmente più efficaci nella marcatura dei singoli individui per il numero di loci classificabili, rivelabili con una variante della PCR

classica che porta all'amplificazione di segmenti di DNA in maniera casuale a partire da singoli *primer* decameri a sequenza nucleotidica arbitraria (Williams *et al.*,1990; Williams *et al.*, 1993). Fra i vantaggi della procedura la minore quantità di DNA da estrarre (Micheli, 1994), e la possibilità di effettuare amplificazioni in assenza di conoscenze sulla sequenza di DNA bersaglio.

Materiale e metodi

Gli esemplari di *Cerastoderma glaucum* (Bruguière), varietà *lamarckii* (Cesari, 1994), sono stati raccolti con una rasca manuale (maglia di 1,5 cm) in un sito del bacino sud-occidentale della laguna, localizzato fra le "bricole" 9 e 10 del Canale delle Trezze in Val di Brenta. Nel complesso sono stati effettuati cinque campionamenti in un arco di tempo compreso fra ottobre 1997 e gennaio 1999.

Per ridurre le interferenze dipendenti dalle dimensioni, i sette test con i metalli sono stati effettuati su esemplari selezionati per taglia, scegliendo individui di lunghezza compresa tra 19 e 23 mm, rappresentativi della classe centrale e più numerosa dei campioni. La ripartizione degli esemplari negli acquari sperimentali, contenenti acqua di mare sintetica con aggiunta di 1 ppm di rame o 2 ppm di nichel, avveniva in maniera del tutto casuale, dal momento che il genotipo degli animali è sconosciuto fino all'esecuzione delle analisi genetiche. Complessivamente sono stati utilizzati 360 animali: 150 hanno svolto la funzione di controllo e sono stati tenuti in acqua di mare sintetica, 30 sono stati sottoposti al test con il nichel, 180 ai test con il rame. In un caso, il rame è stato somministrato attraverso alghe unicellulari, coltivate in terreni preliminarmente trattati con 5 ppm del metallo[1].

Tutti gli esemplari sono stati quindi sottoposti ad analisi elettroforetiche con Phastsystem Pharmacia per gli enzimi Glucosiofosfato Isomerasi (GPI) e Ottopinadeidrogenasi (Odh), e a amplificazioni di estratti di DNA, usando quali *primer* i due decameri 5'GACCGCTTGT3' e 5'GTTGCGATCC3'.

Per le elaborazioni statistiche ci si è avvalsi dei programmi Statistica per quanto riguarda le misure biometriche; GDA-Genetic Data Analysis (Lewis e Zaykin, 2000), TFPGA 1.3 (Miller, 1997) per i dati genetici.

Risultati e conclusioni

Il polimorfismo RAPD comprende due alleli per ogni locus, con interazione di tipo dominante a seconda della presenza o assenza della frazione di DNA amplificata. In *C. glaucum* sono stati identificati fenotipi relativi a 32 loci. Per il calcolo delle frequenze geniche si è utilizzata la radice quadrata del fenotipo nullo (recessivo) nell'ipotesi di equilibrio di Hardy Weinberg.

Nella tabella 1 sono riportati i principali parametri della variabilità dei caratteri RAPD calcolati per i cinque campioni di popolazione. La frazione di loci polimorfi è dell'ordine del 90% anche se si utilizza il criterio più restrittivo del 5% (l'allele più diffuso deve avere una frequenza inferiore a 0,95). Le eterozigosi medie sono dell'ordine del 25%.

---

[1] I dettagli delle metodiche originali e degli esperimenti saranno oggetto di una successiva, più ampia pubblicazione, chi fosse interessato ai metodi può rivolgersi al primo degli autori.

Tab. 1 - Dati riassuntivi della variabilità genetica RAPD in campioni di *C. glaucum* della laguna di Venezia.
Summary of RAPD variability in samples of C. glaucum *from Lagoon of Venice.*

	Campioni				
Parametro	Ott. '97	Gen. '98	Feb. '98	Giu. '98	Gen. '99
Dimensione campione	59	30	30	60	30
% loci polimorfi (criterio 99%)	100	100	100	100	96,87
% loci polimorfi (criterio 95%)	93,75	96,87	96,87	90,62	90,62
Eterozigosi media osservata	0,260	0,280	0,273	0,250	0,271
Eterozigosi media attesa	0,261	0,285	0,277	0,252	0,275

Si tratta di valori mediamente superiori a quelli ottenuti per i sistemi gene-enzima di solito compresi fra 0,06 e 0,10 (Longo *et al.*, 1996). Questi risultati confermano le attese per l'acquisizione di nuovi marcatori.

Il confronto fra campioni è stato effettuato attraverso il calcolo dell'indice di fissazione F_{st} con il metodo *jacknife*. Il valore ottenuto 0,0053 (d.s. = 0,0021) suggerisce l'esistenza di una relativa differenziazione fra le popolazioni, che non può essere indagata ulteriormente per il fatto di avere interferito sulla formazione dei campioni sperimentali per condurre i test con metalli.

Da questi ultimi, nel complesso, è emersa una differenzialità fra individui nei trattamenti con il rame. Infatti, mentre nei controlli e nella prova con il nichel tutti gli animali sono rimasti vivi e vitali, nelle sei prove con il rame 74 esemplari (42,2%) hanno dato prova di sensibilità al metallo, per la perdita della capacità di rispondere in maniera coordinata a stimoli meccanici. Il fenomeno, di solito, si manifestava verso la dodicesima ora dall'inizio del trattamento con l'estroflessione del piede. Quindi l'azione era sempre meno coordinata, fino alla completa incapacità di chiudere le valve.

La somministrazione di *Dunaliella* sp., opportunamente coltivata a alte concentrazioni di rame, ha chiarito che l'azione del metallo si esplica dopo l'assunzione. Infatti, i segni di sofferenza si sono manifestati una volta che le alghe erano state del tutto filtrate, come suggerito dalla mancanza di depositi sul fondo e dal recupero della trasparenza dell'acqua rispetto al colore verde iniziale, dovuto alle alghe in sospensione.

La ricerca di relazioni fra il carattere resistenza e le dimensioni delle conchiglie attraverso il test di Wilcoxon ha dato omogeneità statistica (p=0,781) fra controlli (N=150; larghezza media in mm = 22,02; d.s=2,00), e trattati (resistenti: N=106 (58,8%); l.m.= 22,40; d.s= 2,03; sensibili (N=74; l.m.= 21,97; d.s = 1,74).

Per quanto riguarda gli aspetti genetici, non sono emerse differenze significative fra gli alleli e i genotipi dei due loci enzimatici considerati, mentre per i polimorfismi RAPD il quadro è più complicato. Infatti, non esiste piena corrispondenza fra i risultati dei test esatti di Fisher applicati alle distribuzioni degli alleli fra resistenti e sensibili nei confronti effettuati per singoli campionamenti e nel confronto di tutti i dati. Nel primo caso, le differenze statisticamente

significative riguardano loci diversi a seconda dei campionamenti (i loci 7 e 21 del giugno 98 con *Dunaliella*, il locus 11 nel giugno 98 con rame sciolto direttamente, il locus 15 nel gennaio 99). Nel secondo caso, sono i loci 3, 7 e 21 a risultare statisticamente disomogenei. Inoltre, va segnalato che mentre i resistenti risultano fra loro omogenei per la distribuzioni degli alleli (chi-quadro= 71,8; gl= 64; p = 0,234), i sensibili appaiono disomogenei (chi-quadro 85,7; gl= 64; p = 0,036). Alla base di questi risultati potrebbe esserci una variabilità individuale che limita la caratterizzazione strutturale dei campioni.

Dedica

Gli Autori dedicano questo lavoro a Angelo Alfini, prematuramente scomparso il 13 giugno 1999, prezioso amico e collaboratore.

Bibliografia

BREBER P. (1985) - L'introduzione e l'allevamento in Italia dell'arsella del Pacifico *Tapes semidecussatus* Reeve. *Oebalia*, **11**: 675-680.

CATAUDELLA S., ROSSI R. (1996) – Considerazioni ecologiche sulle valli salse da pesca. In: *Pesca e Ambiente nella Laguna di Venezia e nell'Alto Adriatico*, Libreria Editrice: 198-200.

CESARI P. (1994) - *I Molluschi della Laguna di Venezia*. Arsenale Editrice, Venezia.

GIAMBARTOLOMEI F., PELLEGRIN R., BISOL P.M. (1995) - Studio della variabilità genetica di *Cerastoderma glaucum* (Bruguière) da tre biotopi della Laguna di Venezia. *Biol. Mar. Medit.*, **2**: 109-112.

GIAMBARTOLOMEI F., SANTOVITO G., BISOL P.M., CASSINI A., ALBERGONI V. (1996) - Accumulo di metalli pesanti in diverse forme genotipiche di *Cerastoderma glaucum* (Mollusca: Bivalvia). In: G. Albertelli, A. De Maio & M. Piccazzo (eds), *Atti 11° Congresso Ass. It. Oceanol. Limnol.*: 373-383.

LAZZARETTO I., COMASCHI A., FRANCO F., MENEGHETTI F., MARCATO S., SIMIONATI B.,VAROTTO V., CERVELLI M., BISOL P.M., PATARNELLO T., COSTA R., BATTAGLIA B. (2000) - Approccio genetico allo studio della biodiversità nella Laguna di Venezia. In: *La ricerca scientifica per Venezia progetto sistema lagunare veneziano*. Ist. Ven. SS.LL.AA. **2** (1): 443-457.

LEWIS P. O., ZAYKIN, D. (2000) - Genetic Data Analysis: Computer program for the analysis of allelic data. Version 1.0 (d15). Free program distributed by the authors over the internet from the GDA *Home Page at http://alleyn.eeb.uconn.edu/gda/*

LONGO N, BERNARDI M, PRANOVI F., BISOL P.M. (1996) - Variabilità dei loci GPI e OCDH in *Cerastoderma glaucum* della Laguna di Venezia. *SItE Atti*, **17**: 403-406.

MICHELI M.R., BOVA R., PASCALE E., D'AMBROSIO E. (1994) - Reproducible DNA fingerprinting with the random amplified polymorphic DNA (RAPD) method. *Nucleid Acids Res.*, **22**: 1921-1922.

MILLER M.P. (1997) - Tools for genetic population analyses (TFPGA) 1.3: A Windows program for the analysis of allozyme and molecular population genetic data. Computer software distributed by author.

NASCI C., DA ROS L., CAMPESAN G., FOSSATO V.U. (1998) - Assessment of the Impact of Chemical Pollutants on Mussel, *Mytilus galloprovincialis* from the Venice Lagoon, Italy. *Mar. Environ. Res.*, **46**: 279-282.

PRANOVI F., PELLEGRIN R., GIAMBARTOLOMEI M.F., BISOL P.M. (1996) - Studio della variabilità di *Cerastoderma glaucum* (Bruguière) da tre biotopi della Laguna di Venezia: aspetti morfometrici e demografici. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 109-114.

WILLIAMS J.F.K., HANAFEY M.K., RAFALSKY J.A., TINGEY S.V. (1993) - Genetic Analysis Using Random Polymorphic DNA Markers. *Meth. Enz.Vol.*, **218**: 331-347.

WILLIAMS J.F.K., KUBELIK A.R., LIVAK K.J., RAFALSKY J.A., TINGEY S.V. (1990) - (Dna polymorphism amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acid Res.*, **18**: 6531-6535.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 508-514

E. De Matthaeis, S. Mariani, V. Ketmaier, A. Papalexopulos,
G. Macchiavelli, M. Cobolli

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.

THE GENETIC STRUCTURE OF *CERASTODERMA GLAUCUM* POIRET, 1789, IN THE MEDITERRANEAN BASIN

STRUTTURA GENETICA DI CERASTODERMA GLAUCUM *POIRET, 1789, NEL BACINO DEL MEDITERRANEO*

Abstract

One Baltic 20 Mediterranean and populations of Cerastoderma glaucum *(Bivalvia, "Cardiidae"), and three Iberian populations of* Cerastoderma edule *were analysed for allozyme variation. Average genetic distance between the two cockle species was found to be* $D_{Nei78}=0.9$. *On a wide scale, the pattern of genetic structuring in* C. glaucum *seems to be related to geographic distance, whereas on a smaller scale, such a correlation is not always mantained.*

Key-words: *Genetic structuring, Allozyme variation,* Cerastoderma, *Geographic distance, Coastal lagoon.*

Introduction

The study of the genetic structure of marine animal populations represents an essential tool in the description of several fundamental aspects of species' evolutionary biology, biogeography and ecology. In addition, such studies can provide important information for fisheries management and conservation.

The species of the genus *Cerastoderma* (i.e. the "common cockle" *C. edule* and the "brackish water cockle" *C. glaucum*) have been widely studied during the past three decades by several European authors, and data are available about many aspects of the biology of these species (Rygg, 1970; Boyden & Russell, 1972; Kingston, 1974; Ivell, 1979a, 1979b; Labourg & Lasserre G., 1980; Jones & Baxter, 1989; Brock, 1991; Hummel *et al.*, 1994; Beaumont & Pether, 1996; Ketmaier *et al.*, 1997). Nevertheless, a very few of these studies analysed the pattern of genetic structuring of *Cerastoderma glaucum* on a wide scale.

The aim of the present work is twofold: shedding some definitive light on the taxonomic status of entities within the genus *Cerastoderma*, and characterising the genetic structure of *C. glaucum* throughout the Mediterranean.

Materials and methods

Samples of 20 *C. glaucum* populations were collected from the Mediterranean basin, one from a Finnish coastal area in the Baltic. Three samples were also caught from Iberian populations of *Cerastoderma edule*.

The 24 populations were identified by a three-letter code:

C. glaucum: Aegean area: KAV (Kavala, Makedonia, Greece), ATR (Agia Triada, Malliakòs, Greece), AVL (Avlakị, Athens, Greece). Ionian area: KLI (Klissova, Mesolongi, Greece), ETO (Etolikòn, Mesolongi, Greece), MAZ (Mazoma, Amvrakikòs, Greece), SAL (Salaora, Amvrakikòs, Greece. Adriatic: LES (Lesina, Apulia, Italy), GOV (Goro-Volano, Emilia, Italy), GOP (Goro-Porto, Emilia, Italy),

CHI (Chioggia, Veneto, Italy), VEN (Venezia, Veneto, Italy), Thyrrenian: SAB (Sabaudia, Latium, Italy), CAP (Caprolace, Latium, Italy), CPP ("Swamps" of Caprolace, Latium, Italy), FOG (Fogliano, Latium, Italy), FOM (Mouth of River Mignone, Latium, Italy), ORB (Orbetello, Tuscany, Italy).

CAL (Calich, Sardinia, Italy), EBR (Ebro Delta, Catalunya, Spain), BAL (Tvaarminne, Helsinki, Finland).

C. edule: RSP (Rio San Pedro, Cadiz, Spain), SLU (San Lucar de Barrameda, Spain), AVE (Aveiro, Portugal).

Specimens were collected using a 50′40 cm hand-dredge (mesh size: 1 cm), on the bottom sediment (water depth: 0-50 cm). After being transported alive to the laboratory, the animals were frozen at –70°C.

Horizontal electrophoresis of homogenated and centrifuged soft parts of each individual was performed on 12, 11 and 10.5% starch gels. A total of 26 enzymatic proteins were tested, 11 of them gave interpretable results (APH, E.C.N° 3.1.3.2; CA, E.C.N° 4.2.1.1; EST, E.C.N° 3.1.1.1; LAP, E.C.N° 3.4.11.1; MPI, E.C.N° 5.3.1.8; OCTDH, E.C.N° 1.5.1.11; PEP, E.C.N° 3.4.11; PGM, E.C.N° 2.7.5.1; PHI, E.C.N° 5.3.1.9; SOD, E.C.N° 1.15.1.1; XDH, E.C.N° 1.2.1.37).

Buffers and staining procedures follow those in Beaumont *et al.* (1980), Cobolli Sbordoni *et al.* (1996) De Matthaeis *et al.* (1994).

From allele frequencies, genetic distance (*D*), according to Nei (1978), was calculated and dendrograms based on *D* values were built using the UPGMA algorhythm (Sneath & Sokal, 1973). A relationship between genetic distance and evolutionary time was derived from the: $t=5'10^6D$, according to Nei (1975).

Wright's F-statistics (1965) were also calculated using Weir & Cockerham's estimators (1984), and variance of f and ϑ was assessed by jack-knife and bootstrap analysis; a 95% Confidence Interval of bootstrapping was assumed.

An indirect estimate of gene flow (*Nm*) was obtained from the ϑ values, according to the formula: $Nm=1/4[(1/F_{ST})-1]$(Wright, 1931), assuming $\vartheta = F_{ST}$.

Spearman's rank correlation coefficient was used to test whether ϑ values between pairs of populations were significantly related to their geographic distance.

The packages BIOSYS-1 (Swofford & Selander, 1981), F-STAT (Goudet, 1995) and STATISTICA 5.1 for Windows were utilised for data analysis.

Results

16 loci were consistently scored, namely: *Aph, Ca-1, Ca-2, Est-1, Est-2, Lap-1, Lap-2, Mpi, Octdh, Pep-1, Pep-2, Pep-3, Pgm, Phi, Sod, Xdh*. Among them, only *Est-1* was monomorphic in all *C. glaucum* populations, whereas *Est-1, Pep-1* and *Sod* were monomorphic in the three *C. edule* populations. The loci *Lap-2, Octdh, Pep-1, Pep-2, Pep-3, Pgm, Sod* and *Xdh* resulted diagnostic markers for discriminating the two species.

The average genetic distance among *C. glaucum* populations is 0.046, its maximum value being 0.158, between EBR and MAZ. Cluster separation between *C. glaucum* and *C. edule* occurs at an average *D* value equal to 0.9 (Fig. 1); that corresponds to a theoretical evolutionary time of 4.5 myrs.

In Fig. 2 the genetic relationships among the *C. glaucum* populations are more in detail synthesized. The only non-Mediterranean population (BAL) separates from all the others at an average *I* value equal to 0.93; which is close to the average

value between EBR and all the other *C. glaucum* populations. BAL and EBR group in the same cluster.

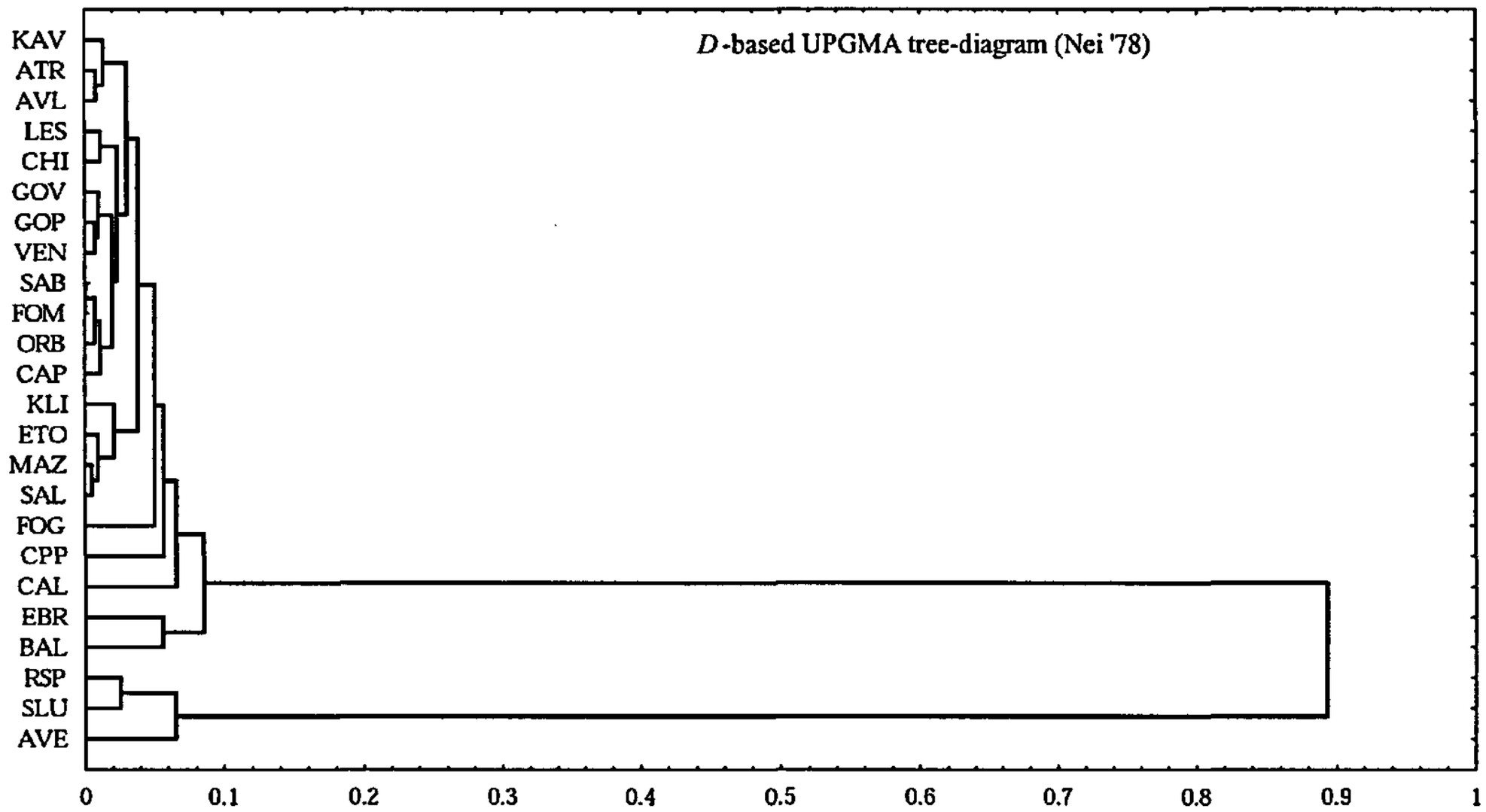


Fig. 1 - UPGMA dendrogram for all cockle populations analysed.
Dendrogramma UPGMA per tutte le popolazioni analizzate.

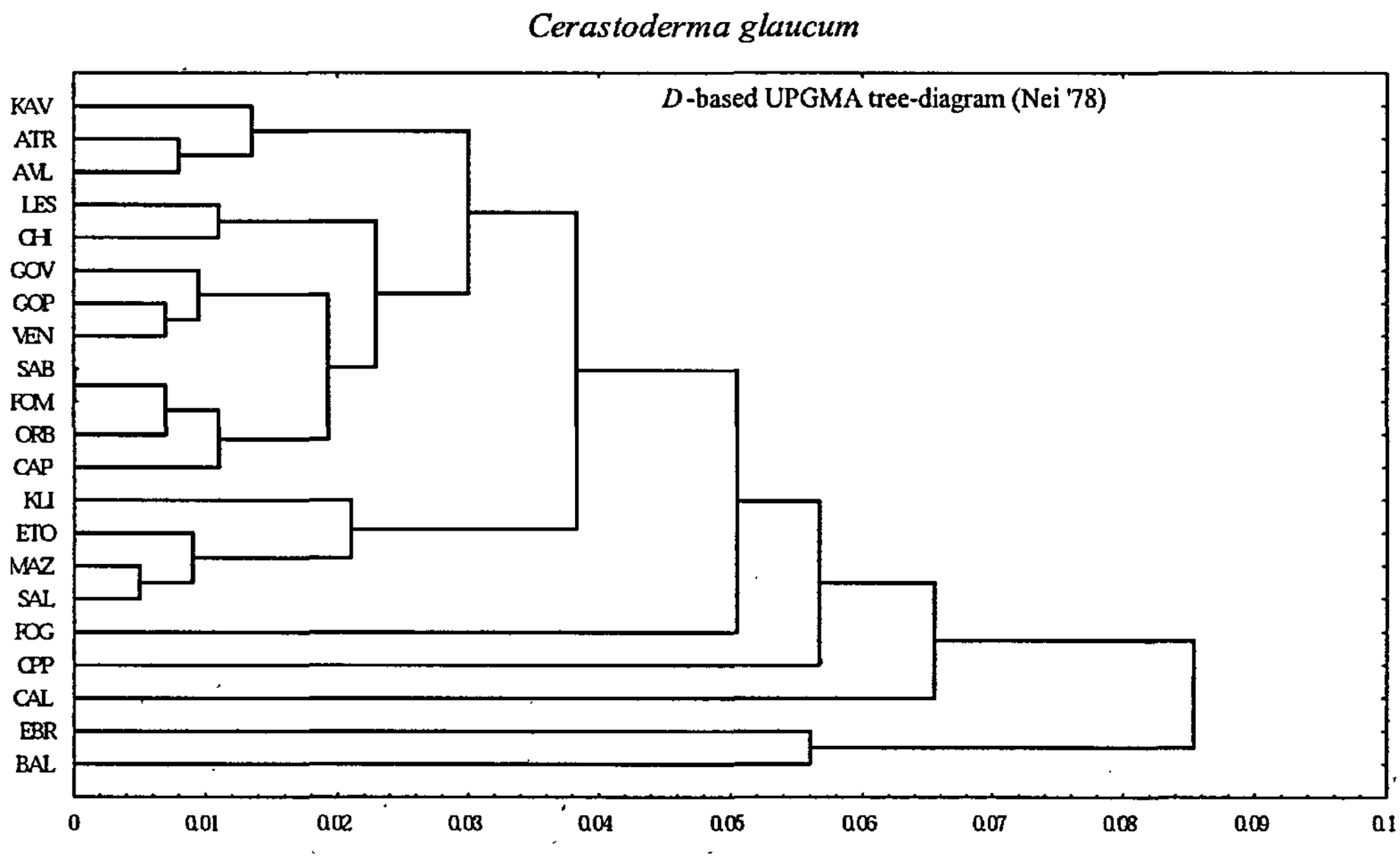


Fig. 2 - UPGMA dendrogram for 21 *C. glaucum* populations.
Dendrogramma UPGMA per le 21 popolazioni di C. glaucum.

Values of f and q over all 16 loci, with their relative jack-knifing and bootstrapping values, are reported in tab. 1. The value of q over all loci is 0.088 (Nm=2.59) for *C. glaucum* and 0.066 (Nm=3.54) for *C. edule*.

Nm estimates calculated within each geographic district and between each district and the rest of all populations are shown in tab. 2. In all cases intra-districtual gene flow (*Nm_i*) resulted higher than the district *Nm* versus the rest of the populations altogether (*Nm_vs_all*).

Spearman's coefficients and relevant significance are calculated for each geographic district and for the whole data set; results are reported in tab. 3.

Tab. 1 - Over all loci estimates of f and θ for *C. glaucum* and *C. edule*.
Stime di f *e* θ *su tutti i loci.*

	C. glaucum				*C. edule*			
	f	***θ***	***jackknf.***	***(s.d.)***	***f***	***θ***	***jackknf.***	***(s.d.)***
Over all loci	0.439°	**0.088°**	0,088	0,012	0.455°	**0.066°**	*0,066*	*0,036*
Bootstrap	0,285	0,066			0,305	0,015		
95% C.I.	0,569	0,112			0,615	0,145		

Tab. 2 - *Nm* values within each geographic district (*Nm_i*) and for each district versus the rest of all populations (*Nm_vs_all*).
*Valori di flusso genico intradistrettuale (*Nm_i*) e tra ciascun distretto e il resto delle popolazioni (*Nm_vs_all*).*

	Nm_i	**Nm_vs_all**
Aegean	23,68	4,44
Ionian	23,1	4,85
Adriatic	30,5	8,03
Thyrrenian	7,56	4,74
Calich (CAL)	-	1,73
Ebro Delta (EBR)	-	1,42
Baltic (BAL)	-	1,26

Tab. 3 - Correlation LogKm/Logq values: Spearman's R rank correlation index and p-level (Greek waters comprise both Aegean and Ionian districts).
Correlazione tra i valori di LogKm e Logq: coefficiente di correlazione di rango di Spearman e relativi livelli di significatività.

	R	***p***
Greek waters	0,602	0,004
Adriatic	0,297	0,404
Tyrrhenian	-0,577	0,039
All populations	0,437	<<0.001

Discussion

Although the systematic status of *C. glaucum* and *C. edule* is no longer contentious (Brock, 1991; Gosling, 1994; Hummel *et al.*, 1994, Machado & Costa, 1994), our results give a more solid basis to that assumption. The separation between the two species is based on a rather higher number of loci than in previous works (Hummel *et al.*, 1994), and a wider set of diagnostic loci have been detected.

The average *D* value between *C. edule* and *C. glaucum*, 0.9, corresponds to an estimate of the time since divergence between the two species of approximately 4.5 mya. Although the formula used to derive such estimates is disturbed by several unaccounted factors (Nei, 1987), it is to be noticed that the time of divergence that we found is well comprised between the late Miocene (Messinian) and the early Pliocene (≅4 mya, when Gibraltar re-opened), corroborating the idea of a fast speciation process primed by the strong environmental changes occurred in the Mediterranean during the late Miocene (Hsu *et al.*, 1977; Brock, 1991; Gosling, 1994).

As for the genetic relationships within the species *C. glaucum* (Fig. 2), clustering, in general, seems to reflect the overall geographic distribution of samples. However, in detail, we can observe some unexpected trends among populations, not in accordance with geographic distances; in particular, within the Thyrrenian district, four population group in the same cluster, whereas two others (FOG and CPP) group themselves alone at remarkable levels of genetic distance.

Genetic identity between the Baltic and all the other *C. glaucum* populations is equal to 0.93. Such value gives rise to some considerations. Primarly, on the basis of our study, no evidence of a sub-species-rank separation between the Mediterranean and the Atlantic form of *C. glaucum* is revealed; the *I* value of 0.93 appear not to be sufficient to quote such a divergence (Thorpe, 1983). Thus, our results are in slight contrast with those of Hummel *et al.* (1994), who contrarily infer the above-mentioned sub-species separation. Furthermore, the evidence of a low genetic differentiation between the Baltic and the Ebro Delta populations, which cluster together, should be enough to exclude the sub-species separation, at least in the sense of Brock (1991) and Hummel *et al.*(1994). The relatedness detected between BAL and EBR might be explained assuming that the stock of *C. glaucum* which recolonised the Atlanto-Baltic area is likely to mostly derive from Western Mediterranean populations.

Further insights on the level of genetic structuring in *C. glaucum* derive from the analysis of the F-statistics. The over all loci θ is equal to 0.088, whereas in *C. edule* we found it to be equal to 0.066. Data for *C. edule* derive from a set of only 3 populations, and therefore do not allow to infer a robust between-species comparison. A certain genetic structuring in *C. glaucum* was to be expected owing to its confined habitat and shorter larval planktonic life (Boyden, 1973). Hummel *et al.* (1994), on a basis of 7 scored loci, also found a more neatly heterogeneous genetic structure in *C. glaucum* than in *C. edule*, but the value of θ that they report for *C. glaucum* is quite higher than what stated in the present work on the wider basis of 16 loci. Moreover, our findings of *Nm_i* values always higher than the *Nm_vs_all* (tab. 2) suggest that gene flow may be related to geographic distance among populations and districts; parallely, the over all loci Nm value (2.59) remarks the relative homogeneity of the studied set of populations.

Such observations may be flanked by Spearman's correlation analysis; from tab. 3 we can observe how close and significant is the relation between geographic distance and θ if computed on the whole set of data. Detailed reports on single separated geographic district point out contrasting trends if a smaller geographic scale is considered. Significance of correlation is mantained within Greek cockles, whereas in the Adriatic alone, correlation loses its significance and in the Thyrrenian it loses a biological meaning ($R < 0$).

From a comprehensive and general view, *C. glaucum* appears to be a slightly structured species, showing a more homogeneous genetic structure than previously stated. The larger number of loci assayed on the one hand, and possible differences between the Atlantic and the Mediterranean coastal hydrodinamics and climate, could be taken into account to explain such discrepancies between our results and those of Hummel *et al.* (1994).

On a wide geographic scale the pattern of gene flow is well correlated to geographic distance, whereas at smaller scales, in several cases, it is not. Such a "small-scale effect" was detected by means of both clustering and correlation approaches, and factors like selective pressure and/or locality-specific variation, as well as the nature of the used markers, are reasonably believed to give a contribution in interpreting those results. Actually all cockle populations along Italian coasts have undergone dramatic stock reductions during the last decades, basically due to both progressive increasing of environmental impacts and rapid loss of coastal management human capacities. It is no surprise that the "unexpected trends" were recorded along the Adriatic and Thyrrenian coasts of Italy.

Riassunto

È stata analizzata la variazione allozimica di 20 popolazioni mediterranee ed una baltica, di *Cerastoderma glaucum* (Bivalvia, Cardidae), e di tre popolazioni di *Cerastoderma edule*. La distanza genetica media tra le due specie è risultata essere pari a D_{Nei78}=0.9. Su ampia scala, il modello di strutturazione genetica in *C. glaucum* sembra essere correlato con la distanza geografica, mentre su scala più ristretta, tale correlazione può non essere mantenuta.

Aknowledgements

We wish to thank Drs. Arias and Drake, ICMAN/CSIC Cadiz, Prof. Carvalho, University of Porto, Prof. Comin, University of Barcelona, Prof. Bisol, University of Padova, Prof. Fano and Dr. Turolla, University of Ferrara, Dr. Rabitti and Dr. Marin, CNR Venezia, and Drs. Vainola and Nikula, Museum of Natural History, Helsinki, for valuable help in providing cockle samples.

References

BEAUMONT A.R., PETHER S.M.J. (1996) - Allozyme variation and gene flow between cockle *Cerastoderma edule* populations in southern United Kingdom. *Fis. Res.*, **28**: 263-275.

BEAUMONT A.R. (1980) - Genetic variation at the octopine dehydrogenase locus in the adductor muscle of *Cerastoderma edule* (L.) and six other bivalve species. *Marine Biology Letters*, **1**: 137-148.

BOYDEN A. (1973) - *Perspectives in Zoology.* Pergamon Press, Oxford.

BOYDEN C.R., RUSSELL P.J.C. (1972) - The distribution and habitat range of the brackish water cockle (*Cardium (Cerastoderma) glaucum*) in the British isles. *Journal of Animal Ecology*, **41**: 719-734

BROCK V. (1991) - An interdisciplinary study of evolution in the cockles *Cardium (Cerastoderma) edule*, *C. glaucum* and *C. lamarcki*. Vestjydsk Forlag, 7830, Vinderup.

COBOLLI SBORDONI M., DE MATTHAEIS E., MATTOCCIA M., BERTI R., SBORDONI V. (1996) - Genetic variability and differentiation of hypogean Cyprinid fishes from Somalia. *J. Zool. Evol. Research*, **34**: 75-84.

DE MATTHAEIS E., COBOLLI M., MATTOCCIA M., SACCOCCIO P., SCAPINI F. (1994) - Genetic divergence between natural populations of Mediterranean sandhoppers (Crustacea, Amphipoda). In: Beaumont A.R. (ed), *Genetics and Evolution of aquatic organisms.* Chapman & Hall, London: 15-29.

GOSLING E. (1994) - Speciation and species concepts in the marine environments. In: Beaumont A.R. (ed), *Genetics and Evolution of aquatic organisms.* Chapman & Hall, London: 1-15.

GOUDET J. (1995) - F-STAT version 1.2: a computer programme to calculate F-statistics. *J. Hered.*, **86** (6): 485-486.

HSU K.J., MONTADERT L., BERNOULLI D., CITA M.B., ERICKSON A., GARRISON R.E., KIDD R.B., MELIERES F., MUELLER C., WRIGHT R. (1977) - History of the Mediterranean salinity crisis. *Nature*, **267**: 399-403.

HUMMEL H., WOLOWICZ M., BOGAARDS R.H. (1994) - Genetic variability and relationships for populations of *Cerastoderma edule* and *C. glaucum* complex. *Netherlands Journal of Sea Research*, **33** (1): 81-89.

IVELL R. (1979a) - The biology and ecology of brackish lagoon bivalve, *C. glaucum*, in Lago Lungo, Italy. *J. Moll. Studs*, **45**: 364-382.

IVELL R. (1979b) - The biology and ecology of brackish lagoon bivalve, *C. glaucum*, in an English lagoon, the Midwater, Sussex. *J. Moll. Studs.*, **45**: 383-400.

JONES A.M., BAXTER J.M. (1989) - Monitoring and surveillance of sandy shores using the bivalve *Cerastoderma edule* (L.). In: J. McManus & M. Elliott (eds), *Developments in Estuarine and Coastal Study Techniques*, Olsen & Olsen, Fredensborg: 63-68.

KETMAIER V., DE MATTHAEIS E., LACONI F., PAOLES L., COBOLLI M. (1997) - Genetic diversity in *Cerastoderma glaucum* from different Italian lagoons. *S. It. E. Atti*, **18**: 239-242.

KINGSTON P.F. (1974) - Studies on the reproductive cycles of *C. edule* and C. *glaucum*. *Marine Biology*, **28**: 317-323.

LABOURG P.J., LASSERRE G. (1980) - Dynamique des popolations *de C. glaucum* dans une lagune aménagée de la région de Arcachon. *Mar.Biol.*, **60**: 147-157.

MACHADO M.M., A.M. COSTA (1994) - Enzymatic and Morphological criteria for distinguishing between *Cardium edule* and *C. glaucum* of the Portuguese coast. *Marine Biology*, **120**: 535-544

NEI M. (1975) - *Molecular population genetics and evolution.* North-Holland Publ. Comp., Amsterdam-Oxford.

NEI M. (1978) - Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, **89**: 583-590.

SNEATH P.H.A., SOKAL R.R. (1973) - *Numerical taxonomy - The principles and practice of numerical classification.* W.H. Freeman, San Francisco: 573 pp

RYGG B. (1970) - Studies on *C. edule* and *C. glaucum*. *Sarsia*, **43**: 65-80.

SWOFFORD D.L., SELANDER R.B. (1981) - BIOSYS-1: a Fortran program for the comprehensive analysis of electrophoretic data in population genetics and systematics. *J. Hered.*, **72**: 281-283.

THORPE J.P. (1983) - Enzyme variation, genetic distance and evolutionary divergence in relation to levels of taxonomic separation. In. Oxford G.S., Rollinson D. (eds), *Protein polimorphism: adaptive and taxonomic significance*, Academic Press, London.

WEIR B.S., COCKERHAM C.C. (1984) - Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, **38** (6): 1358-1370.

WRIGHT S. (1931) - Evolution in Mendelian populations. *Genetics*, **16**: 97-159.

WRIGHT S. (1965) - The interpretation of population structure by F-statistics with regard to systems of mating. *Evolution*, **19**: 395-420.

This work was supported by grants from MURST 40%, CNR (Comitato Ambiente), ENEA-AMB.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 515-518

F. AZZARO, F. DECEMBRINI, M. LEONARDI

Istituto Sperimentale Talassografico CNR di Messina,
Spianata S. Raineri, 86 - 98123 Messina, Italia.

DINAMICA TROFICA NEL SISTEMA LAGUNARE DI TINDARI (ME): SEI STAGNI A CONFRONTO

TROPHYC DYNAMIC IN THE TINDARI LAGOON: COMPARISON AMONG SIX PONDS

Abstract

The Tindari Lagoon is constituted of six ponds, each formed in different years. The results of both physic and trophyc parameters emphasised the high differentiation among the basins which change from oligotrophy to eutrophy in rapid time-evolution. The physiological indices (N/P; C/N; POC/C-Chla) showed a good relationship between the trophic compartments. In conclusion, each pond follows a peculiar ecological evolution linked to forcing parameters.

Key-words: *coastal lagoon, trophyc conditions, physiological indices.*

Introduzione

Gli ambienti costieri salmastri, che rappresentano una delle zone a più elevato trofismo, sono caratterizzati da un'ampia variabilità dei fattori abiotici che condiziona l'evoluzione temporale del comparto primario. Questi ecosistemi, a motivo della loro rapidità di reazione agli input alloctoni possono costituire un valido modello per lo studio dei meccanismi ecologici di autoregolazione. Il complesso di stagni salmastri di Tindari, situato nel Golfo di Patti (ME), è composto da sei bacini di limitata estensione e modesta profondità (max. 3,5 m) originatisi in periodi diversi nel corso dell'ultimo secolo (Fig. 1). In passato questo sistema lagunare è stato oggetto di numerosi studi relativi all'evoluzione dell'assetto morfologico, delle

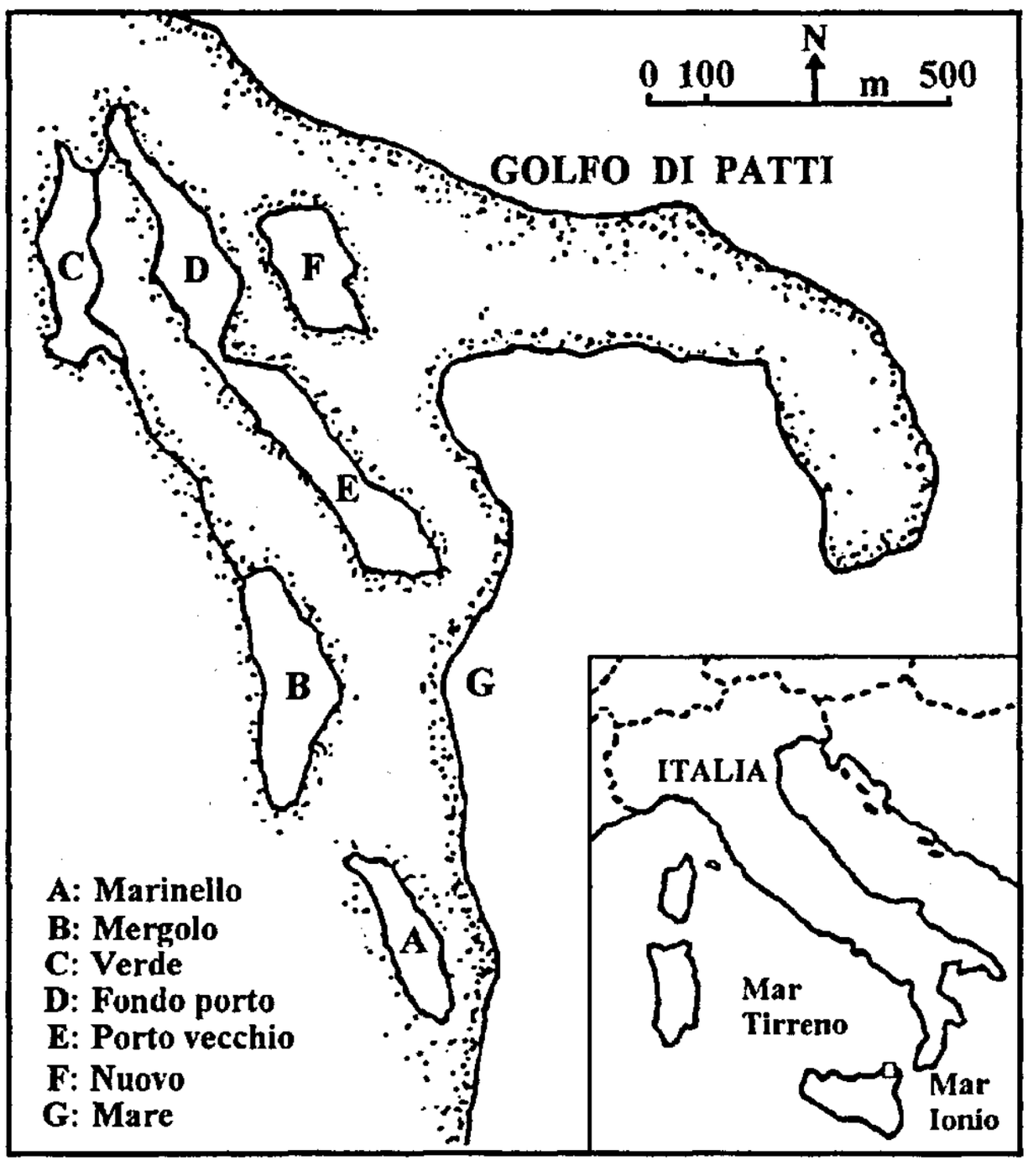


Fig. 1 - Posizione geografica della Laguna di Oliveri-Tindari.
The map of Oliveri-Tindari lagoon.

caratteristiche sedi mentologiche, fisico-chimiche e biologiche (Abruzzese e Aricò, 1955; Azzaro F., 1995; Faranda *et al.,* 1975; Giacobbe e Leonardi, 1987; Leonardi e Giacobbe, 2001). Dei sei bacini che costituiscono attualmente il sistema, i tre di più antica formazione (Marinello, Mergolo e Verde) possono essere considerati semipermanenti, mentre i più recenti (Fondo Porto, Porto Vecchio e Nuovo) sono da considerarsi temporanei. I risultati esposti in questa nota sono parte di un'indagine multidisciplinare eseguita nel 1997 nell'ambito del P.F. Beni culturali finalizzata allo studio dell'evoluzone spazio-temporale degli equilibri trofici nel comparto primario.

Materiali e metodi

Nei sei stagni ed in una stazione marina utilizzata per confronto, sono stati eseguiti prelievi mensili di campioni d'acqua superficiale, dal febbraio 1997 al marzo 1998. La temperatura è stata misurata con termometro a rovesciamento annesso alla bottiglia Niskin, e la salinità con salinometro Autosal. L'ossigeno disciolto è stato determinato con il metodo Winkler. Le analisi di fosfati, nitriti e nitrati sono state effettuate secondo le metodiche descritte da Genovese e Magazzù (1969), mentre l'ammoniaca è stata analizzata secondo il metodo di Aminot e Chaussepied (1983). La concentrazione di clorofilla a è stata determinata per via spettrofluori metrica (Lazzara *et al.,* 1990). Il contenuto in carbonio ed azoto organico particellato (POC e PON) è stato determinato mediante un CHN Autoanalizer Perkin Elmer 2400 (Hickel, 1984).

Risultati e discussione

Il parametro chimico-fisico che meglio descrive l'eterogeneità del sistema è la salinità, che distingue i vari stagni con un gradiente discontinuo in cui ciascuno di essi presenta una propria connotazione alina, collocandosi in un ben preciso ambito di oscillazione. In particolare, gli stagni più antichi e confinati mostrano salinità più basse, oltre ad una più marcata variabilità dei valori (Marinello: 3.37-32.0, Verde: 19.46-27.21, Mergolo: 21.79-32.53). Per contro, gli stagni esterni, più tipicamente marini, si sovrappongono all'interno di un ristretto ambito di oscillazione, e presentano una maggiore stabilità temporale (Fondo Porto: 28.01-40.08, Porto Vecchio: 29.39-39.26, Nuovo: 30.26-41.0).

Dal punto di vista trofico l'andamento dei valori di clorofilla a (Fig. 2), correlati positivamente con quelli di POC e PON ($r = 0,82$ e $r = 0,80$ con $p>0.001$), descrive efficacemente l'estrema dinarnicità del comparto primario, in ragione dell'entità e della posizione temporale dei picchi di incremento. In particolare la più evidente differenziazione fra gli stagni riguarda il carico trofico del Verde, in cui i valori di clorofilla risultano di un ordine di grandezza più elevati, descrivendo una generale condizione di eutrofia. L'elevata attività fotosintetica, registrata in questo stagno sembrerebbe supportata dalla disponibilità dei composti azotati, che sono risultati estremamente abbondanti in tutto il periodo di indagine, con concentrazioni comprese fra un minimo di 1.55 ed un massimo di 24.34 μM (Leonardi *et al.,* 2000). Negli stagni Fondo Porto, Nuovo e Marinello la generale oligotrofia è intervallata da temporanei episodi di mesotrofia, evidenziati dagli incrementi estivi di clorofilla. Per contro negli stagni Mergolo e Porto Vecchio si riscontra una costante oligotrofia nonostante i deboli incrementi stagionali.

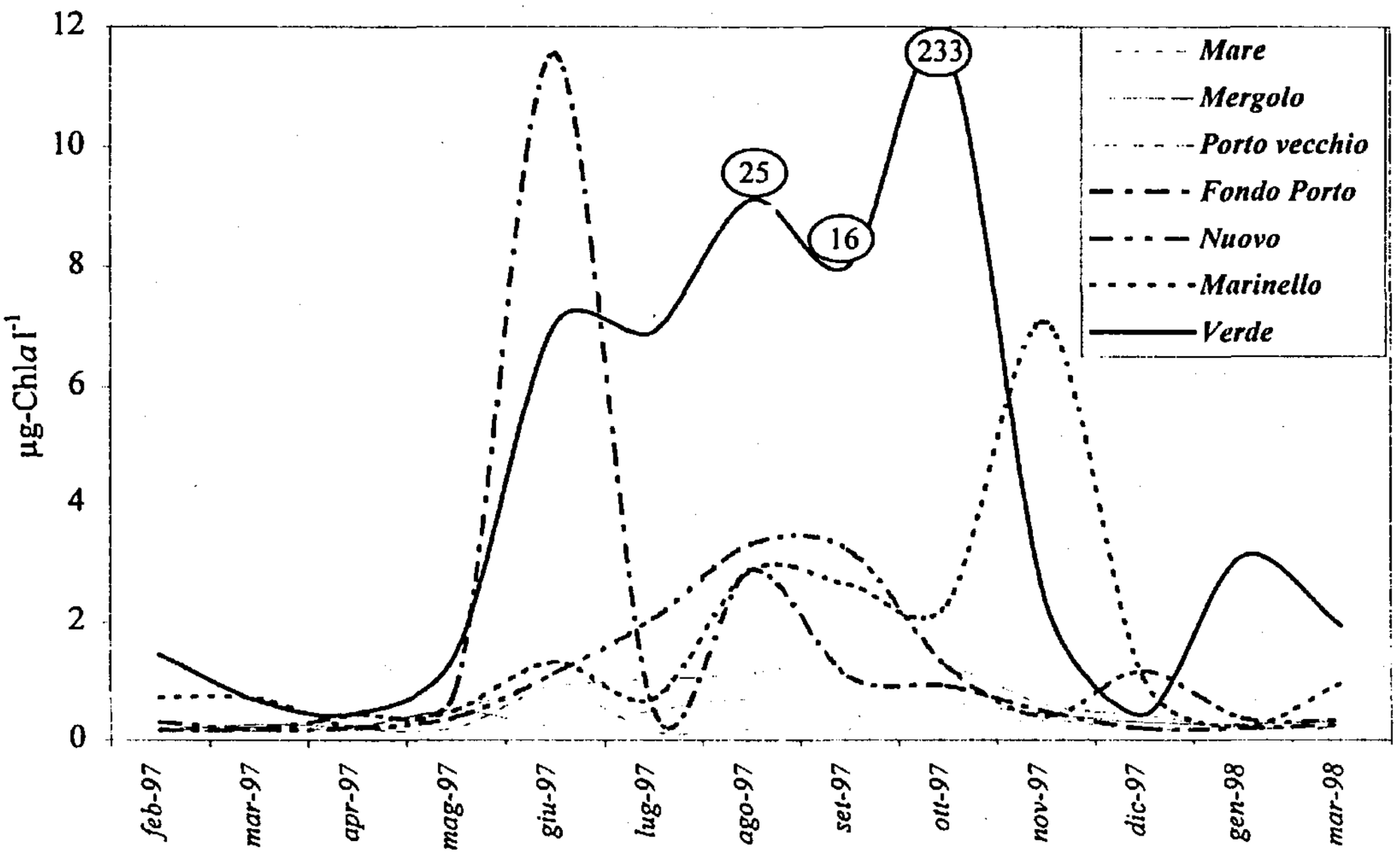


Fig. 2 - Andamento temporale della concentrazione della clorofilla α nei singoli stagni del sistema.
Temporal trend of chlorophyl α in different ponds.

Per una migliore comprensione degli equilibri trofici nel comparto primario è stata analizzata l'evoluzione temporale di alcuni indici funzìonali nei diversi bacini.

Il ciclo annuale dei rapporto N/P risulta caratterizzato da valori invernali prossimi al teorico (Redfleld=16:1), che diminuiscono in estate, in relazione al consumo operato dagli autotrofi. Dal mese di ottobre si registra un notevole incremento del rapporto N/P, dovuto principalmente all'azione di mineralizzazione operata dai batteri. In alcuni stagni come il Verde si registra un incremento più marcato anche in relazione all'apporto di nutrienti azotati veicolato dalle acque continentali.

Anche i valori dell'indice CIN mostrano un andamento stagionale classico, caratterizzato da un'efficiente attività autotrofica nel periodo estivo (C/N=6-8), alternata in inverno a fasi di senescenza del comparto primario (C/N>8). Nelle fasi di pre e post-bloom si evidenzia un decremento dei valori di C/N «6).

Il rapporto POCIC-Chla, che definisce l'incidenza della componente autotrofa sul pool del carbonio organico particellato, è risultato estremamente variabile nel ciclo annuale. Si evidenzia come in condizioni di basso trofismo l'indice assuma valori più elevati, mentre in presenza di picchi di clorofilla, i valori del rapporto tendono all'unità, indicando la preponderanza del comparto fitoplanctonico all'intemo del POC.

In conclusione, la dinamica trofica dell'ecosistema salmastro di Tindari risulta condizionata dalla specifica influenza delle forzanti esterne su ciascun bacino,

nonché dal l'eterogeneità qualiquantitativa dei l'arricchimento inorganico. li quadro che ne deriva è quello di un ecosistema estremamente dinamico e diversificato in cui situazioni di oligo- meso- ed eu-trofia coesistono ed evolvono in rapida successione temporale. L'andamento degli indici funzionali mostra come ciascuno stagno, nonostante le marcate differenze, riesca a mantenere un buon equilibrio tra le componenti trofiche, scandito da una regolare alternanza stagionale. In ragione di ciò nel trend evolutivo del sistema ciascun bacino si configura come un'entità differenziata, caratterizzata da una peculiare connotazione ecologica.

Bibliografia

ABRUZZESE D, ARICO' F. (1955) - Osservazioni geomorfologiche e fisico-chimiche sui laghi di Oliveri-Tindari. *Boll. Pesca Piscicol. Idrobiol.*, **10**: 1-23.

AZZARO F. (1995) - Osservazioni biennali sull'ecosistema degli stagni costieri di Oliveri-Tindari (Messina): Nutrienti e Clorofilla a. *Atti S.It.E.*, **16**: 495-497.

FARANDA F., GANGEMI G., GUGLIELMO L. (1975) - Nuove condizioni dell'arenile di Oliveri e dei laghetti salmastri Mergolo della Tonnara e Verde (Prime osservazioni). *Atti Soc. Peloritana,* **21**: 15-31.

GENOVESE S., MAGAZZÙ G. (1969) - *Manuale d'analisi per le acque salmastre.* Ed. Universitaria, Messina: 134 pp.

GIACBBE S., LEONARDI M. (1987) - L'area lagunare di Oliveri-Tindari: sue variazioni inorfologiche recenti ed evoluzioni dei popolamenti a molluschi. *Atti VII Congresso A.I.O.L.*, Trieste giugno 1986: 355-366.

HICKEL W. (1984) - Seston in the Wadden Sea of sylt (German bight, North Sea). *Netherlands Inst. Sea Res.*, **10**: 113-11.

LAZZARA L., BIANCHI F., FALCUCCI M., HULL V., MODIGH M., PLIBERA D'ALCALA' M. (1990) - Pigmenti clorofilliani. *Nova Thalassia,* **11**: 207-223.

LEONARDI M., GIACOBBE S. (2001) - The Oliveri-Tindari lagoon (Messina, Italy): evolution of the trophic-sedimentary environment and mollusc communities in the last twenty years. In: F.M. Faranda L. Guglielmo G. Spezie (eds), *Structures and processes in the Mediterranean ecosystems*, Springer Verlag: 305-310.

LEONARDI M., AZZARO F., AZZARO M., DECEMBRINI F., MONTICELLI L.S. (2000) - Ciclo della sostanza organica nell'ecosistema lagunare di Tindari (ME). *Biol. Mar. Medit.* **7** (1): 222-232.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 519-522

L. BARBIN, P.G. BORASIO, G. SBRENNA, C. BIONDI

Dipartimento di Biologia, Università di Ferrara, Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.

EFFETTI DELL'OSSIDO NITRICO SUL METABOLISMO DELL'ACIDO ARACHIDONICO IN OOCITI ISOLATI DI *VENUS VERRUCOSA* (BIVALVIA, VENERIDAE)

EFFECT OF NITRIC OXIDE ON ARACHIDONIC ACID METABOLISM IN VENUS VERRUCOSA *L. (BIVALVIA, VENERIDAE) OOCYTES*

Abstract

The present study demonstrates that exogenous nitric oxide is able to induce arachidonic acid release by oocytes of Venus verrucosa *L. (Bivalvia, Veneridae). These findings suggest that nitric oxide may be involved in the induction of spawning in this bivalve.*

Key-words: *Nitric oxide, arachidonic acid, oocytes,* Venus verrucosa.

Introduzione

L'ossido nitrico (NO), un mediatore endogeno dotato di diverse attività biologiche, è un gas prodotto dall'enzima NO-sintasi (NOS) per conversione della L-Arginina in L-Citrullina.

L'NO diffonde liberamente attraverso le membrane e agisce come molecola segnale. Nei molluschi partecipa ai processi che regolano il comportamento alimentare, il bilancio salino, l'informazione olfattoria, la neurosecrezione e la neuromodulazione. L'enzima NOS è stato infatti identificato sia nelle ghiandole salivari ed osfradi, questi ultimi coinvolti nella regolazione del bilancio salino, che a livello del sistema nervoso centrale (SNC) di molluschi gasteropodi (Jacklet, 1997).

L'NO interagisce con molecole contenenti gruppi eme quali la guanilil ciclasi (GC) e l'emoglobina. L'attivazione della GC solubile si traduce in un aumento della concentrazione intracellulare di GMPc, che esplica le sue azioni fisiologiche attraverso l'interazione con bersagli intracellulari quali protein chinasi e fosfodiesterasi GMPc-dipendenti e canali ionici regolati dal nucleotide.

Negli invertebrati il ruolo fisiologico di NO nel SNC è ben documentato (Jacklet, 1997), non altrettanto quello relativo allo sviluppo delle gonadi o dei gameti. Nel mammifero, invece, è ben noto il ruolo di NO in alcuni eventi riproduttivi come l'ovulazione ed il parto (Rosselli, 1998). A questo proposito, di particolare interesse sembra essere la correlazione funzionale tra il sistema nitridergico e quello prostaglandinergico. Le prostaglandine (PGs) negli invertebrati svolgono un ruolo importante nella regolazione della temperatura e del flusso ionico, nella aggregazione cellulare, nell'interazione ospite-parassita e nella riproduzione (Stanley-Samuelson,1987). Per quanto riguarda quest'ultima funzione è stato riportato che il tessuto gonadico e gli oociti del gasteropode *Haliotis rufescens* (Swainson) sono particolarmente ricchi dell'enzima responsabile della sintesi delle PGs, la cicloossigenasi (COX). Inoltre, nell'emolinfa e nell'ovario di *Crassostrea gigas*

(Thunberg) e *Patinopecten yessoensis* (Jay) è stato riscontrato un aumento dei livelli di prostaglandine F_{2a} e E_2 durante la stagione di spawning attivo (Osada e Nomura, 1990). Sulla base di queste e di altre evidenze si può ipotizzare che le PGs possano essere coinvolte nello sviluppo delle uova in concerto con un fattore gangliare (GMSF) che stimola la mitosi nelle gonadi (Mathiu *et al.*, 1988).

In questo studio è stato analizzato l'effetto dell'NO esogeno sull'attività della fosfolipasi A_2 (PLA_2) e misurando il rilascio di acido arachidonico dagli oociti di *Venus verrucosa* L.

Materiali e metodi

I molluschi *Venus verrucosa* (Bivalvia, Veneridae) sono stati campionati nel Golfo di Trieste, nel mese di settembre 1999, e mantenuti in acquario contenente acqua di mare (SW) costantemente areata e mantenuta alla temperatura di 15°C.

Preparazione degli oociti

Gli oociti sono stati isolati dai molluschi che presentavano uno stadio di maturazione delle gonadi con follicoli contenenti gameti femminili al termine della maturazione. Le gonadi venivano incise e i gameti che fuoriuscivano in seguito a lieve pressione erano raccolti in SW. Gli esperimenti venivano condotti solo sugli oociti che erano esclusi da una filtrazione con pori di 30 μm di diametro.

Perfusione degli oociti e determinazione del rilascio di [^{3}H]-acido arachidonico

Gli oociti erano incubati con [^{3}H]-acido arachidonico (3 μCi/2 ml; 8.07 TBq/mmol) e mantenuti per 13-15 ore a temperatura ambiente allo scopo di raggiungere la massima incorporazione. Le cellule venivano quindi lavate con SW e trasferite in un sistema di perfusione. Il flusso del liquido di perfusione era 0.2 ml/min e le sostanze da testare erano disciolte in SW ed applicate per tempi definiti. Le frazioni erano raccolte ogni 5 min e la radioattività determinata mediante scintillazione liquida.

Risultati e discussione

In Fig. 1 è riportato il profilo rappresentativo del rilascio di [^{3}H]-acido arachidonico (^{3}H-AA) indotto da concentrazioni crescenti (0.1-10 mM) di sodio nitroprussiato (SNP), una sostanza capace di liberare NO in ambiente acquoso. Dalla figura si evince l'efficacia del composto nell'indurre rilascio di ^{3}H-AA, solo a concentrazioni superiori a 1 mM, con effetto massimo (340% rispetto al valore basale) alla concentrazione 5 mM. Allo scopo di verificare se l'effetto di NO sulla PLA_2 fosse mediato dalla GC, considerato il bersaglio convenzionale dell'NO, abbiamo condotto una serie di esperimenti impiegando un analogo lipofilo e non idrolizzabile del GMPc, il dbcGMP (Fig. 2) ed un attivatore della GC solubile, (3-(5'-idrossimetil-2'-furil)-1-benzilindazolo (YC-1) (Fig. 3). Entrambi i composti si sono dimostrati capaci di indurre il rilascio di acido arachidonico solo alla massima concentrazione testata e con un'efficienza inferiore rispetto a quella mostrata da SNP (160% dbcGMP; 225% YC-1). Questi risultati suggeriscono che l'attivazione della PLA_2 da parte di NO nelle cellule in esame non è mediata esclusivamente dal sistema GC/GMPc. Accanto a questo meccanismo si potrebbe ipotizzare un'azione diretta del radicale sull'enzima.

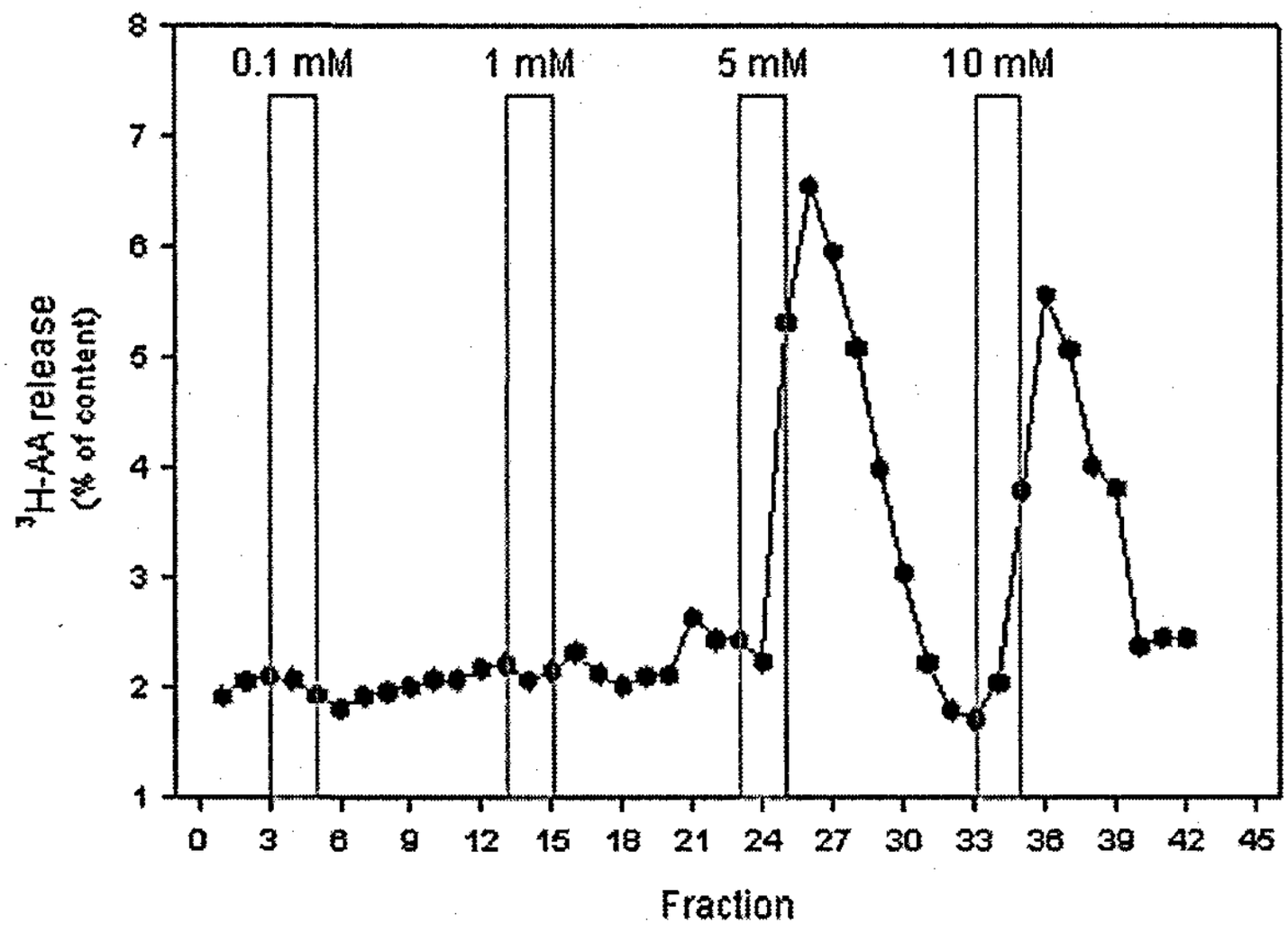


Fig. 1 - Profilo rappresentativo del rilascio di ^{3}H-AA indotto da concentrazioni crescenti di SNP. Ogni punto rappresenta la radioattività della frazione raccolta (5 min), espressa come percentuale rispetto a quella totale contenuta nelle cellule.

Representative profile of the ^{3}H-AA release induced by increasing concentrations of SNP. The solid circles represent the radioactivity released in each 5 min fraction, expressed as percentage of the total radioactivity measured in the cells before each release.

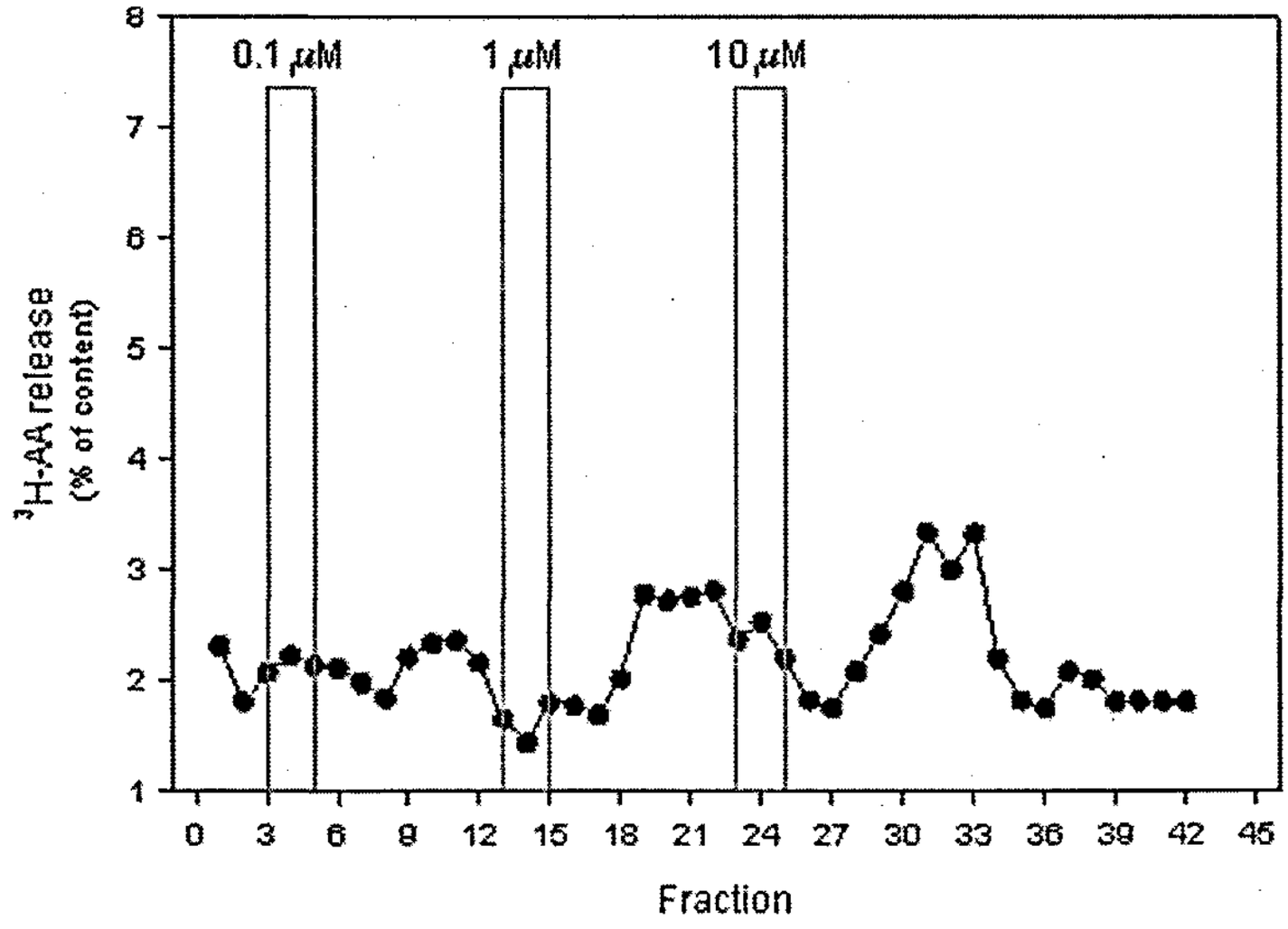


Fig. 2 - Profilo rappresentativo del rilascio di ^{3}H-AA indotto da concentrazioni crescenti di dbcGMP. Ogni punto rappresenta la radioattività della frazione raccolta (5 min), espressa come percentuale rispetto a quella totale contenuta nelle cellule.

Representative profile of the ^{3}H-AA release induced by increasing concentrations of dbcGMP. The solid circles represent the radioactivity released in each 5 min fraction, expressed as percentage of the total radioactivity measured in the cells before each release.

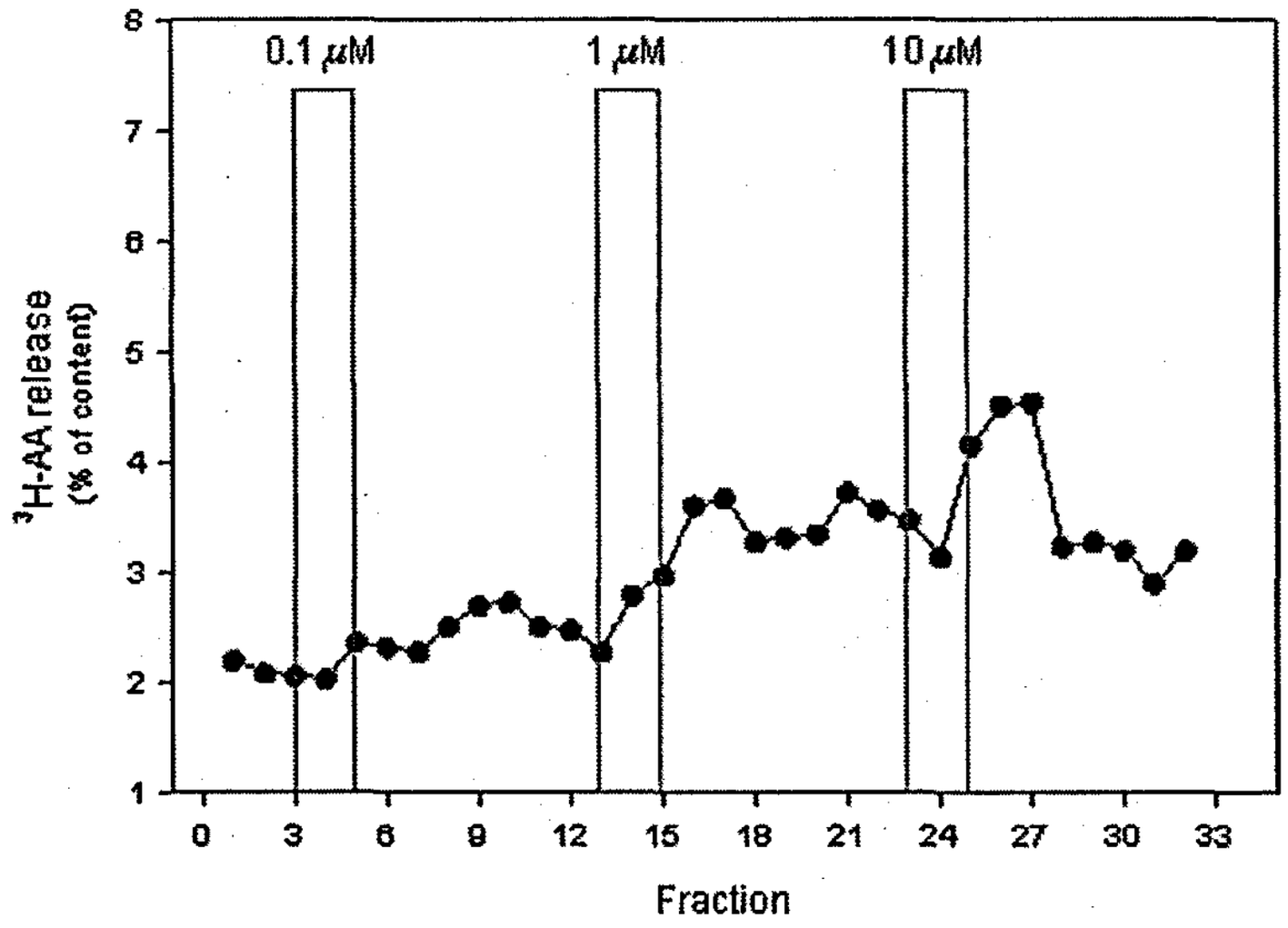


Fig. 3 - Profilo rappresentativo del rilascio di ^{3}H-AA indotto da concentrazioni crescenti di YC-1. Ogni punto rappresenta la radioattività della frazione raccolta (5 min), espressa come percentuale rispetto a quella totale contenuta nelle cellule.

Representative profile of the ^{3}H-AA release induced by increasing concentrations of YC-1. The solid circles represent the radioactivity released in each 5 min fraction, expressed as percentage of the total radioactivity measured in the cells before each release.

D'altra parte, è stato dimostrato che la GC non rappresenta l'unico target dell'NO; infatti la COX e la lipoossigenasi, enzimi che contengono il ferro come sito attivo della molecola, possono essere modulati dall'azione del radicale. In particolare, per quanto riguarda la COX, è stato riportato che l'NO, oltre ad agire a livello dell'eme, si lega anche a residui di cisteina e tirosina.

In conclusione i nostri risultati dimostrano la presenza di una PLA_2 altamente responsiva all'NO negli oociti di *Venus verrucosa*.

L'identificazione dei diversi metaboliti dell'acido arachidonico consentirà, attraverso prove in vivo, di attribuire a questi messaggeri locali un ruolo nella regolazione dello spawning.

Bibliografia

JACKLET, J.W. (1997) - Nitric oxide signaling in invertebrates. *Inv. Neurosc.*, **3**: 1.

MATHIU, M., *et al.* (1988) - A gonadal mitosis-stimulating factor in cerebral ganglia and hemolymph of the marine mussel Mytilus edulis L. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **72**: 257.

OSADA M., and T. NOMURA (1990) - The levels of prostaglandins associated with the reproductive cycle of the scallop, Patinopecten yessoensis. *Prostaglandins,* **40**: 229.

ROSSELLI, M. *et al.* (1998) - Role of nitric oxide in the biology physiology and pathophysiology of reproduction. *Human Reprod. Update,* **4** (1): 3-24.

STANLEY-SAMUELSON, D.W (1987) - Physiological roles of prostaglandins and other eicosanoids in invertebrates. *Biol. Bull.*, **173**: 92.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 523-528

E. CAMATTI, F. ACRI, F. BIANCHI, A. COMASCHI

Istituto di Biologia del Mare, C.N.R.
Castello 1364/a - 30122 Venezia, Italia
e-mail: camatti@ibm.ve.cnr.it

VARIAZIONI PLURIANNUALI NELLE ABBONDANZE DEL COPEPODE PLANCTONICO *ACARTIA MARGALEFI* ALCARAZ IN LAGUNA DI VENEZIA (1971-99)

PLURIANNUAL CHANGES OF ABUNDANCES OF THE PLANKTONIC COPEPOD ACARTIA MARGALEFI *ALCARAZ IN THE VENICE LAGOON (1971-99)*

Abstract

The present study is focused on the abundance distribution of Acartia margalefi *Alcaraz (Copepoda: Calanoida) in the lagoon of Venice during a long-term period (1971-99). This species was first recorded in the lagoon in 1971. It occurred with high abundances till the early '80s, then decreased after some blooms of macroalgal* Ulvales *detected since 1985. After the appearance of the copepod* Acartia tonsa *Dana in the inner lagoon (Summer 1992), A. margalefi never reached a quantitive relevance in the zooplankton community. A slight temporal shift of its life-cycle has also been observed and two hypothesis are suggested.*

Key-words: *zooplankton, lagoonar environment, long-term changes, intrusive species.*

Introduzione

Nella laguna di Venezia, a seguito di eventi non facilmente individuabili, si è assistito negli ultimi decenni sia alla massiccia proliferazione di talune specie, come ad es. la macroalga *Ulva rigida* ed il dittero *Chironomus salinarius*, sia a riduzioni nelle abbondanze di altre, come ad es. la fanerogama *Zostera noltii* (Ravera, 1995). Recentemente quest'ultima sta colonizzando nuovamente i fondi mobili del bacino centrale, unitamente alla vistosa comparsa di specie mai osservate prima d'ora, come la feoficea di substrato rigido *Undaria pinnatifida* (Sfriso com. pers.).

Analoghi cambiamenti sono stati osservati nelle comunità zooplanctoniche: alla comparsa nel 1992 del copepode *Acartia tonsa* Dana (Comaschi e Cavalloni, 1995) è corrisposta la rarefazione di altre congeneri, quali *A. margalefi* Alcaraz ed *A. latisetosa* Kriczaguin (Comaschi *et al.*, 2000).

Scopo di questo lavoro è analizzare l'andamento temporale del copepode *A. margalefi* che, segnalato per la prima volta in laguna nel 1971 nel corso di indagini qualitative (Comaschi Scaramuzza, 1978), rappresentava fino ad alcuni anni fa lo zooplanctonte numericamente prevalente nelle aree più vicine alla gronda lagunare. Vengono proposte, infine, alcune ipotesi riguardo la sua rarefazione.

Materiali e metodi

I prelievi sono stati eseguiti sempre con un campionatore a strascico orizzontale del tipo Clarke Bumpus, munito di un retino a maglia di 200 μm di lato; sono stati conteggiati sia gli stadi adulti che quelli giovanili presenti nei campioni.

Poiché i dati a nostra disposizione risultavano estremamente eterogenei, a causa sia della diversa ubicazione dei siti di campionamento (Fig. 1) che delle diverse strategie di prelievo (con serie annuali a frequenza discreta, o stagionali ad alta frequenza, in fasi lunari e di marea differenti), si è ritenuto opportuno considerare le abbondanze zooplanctoniche, espresse come ind m^{-3}, assieme ai rispettivi valori di salinità, dato che il gradiente alino presente in un ecosistema lagunare influenza strettamente la distribuzione spaziale degli organismi planctonici (Socal *et al.*, 1987).

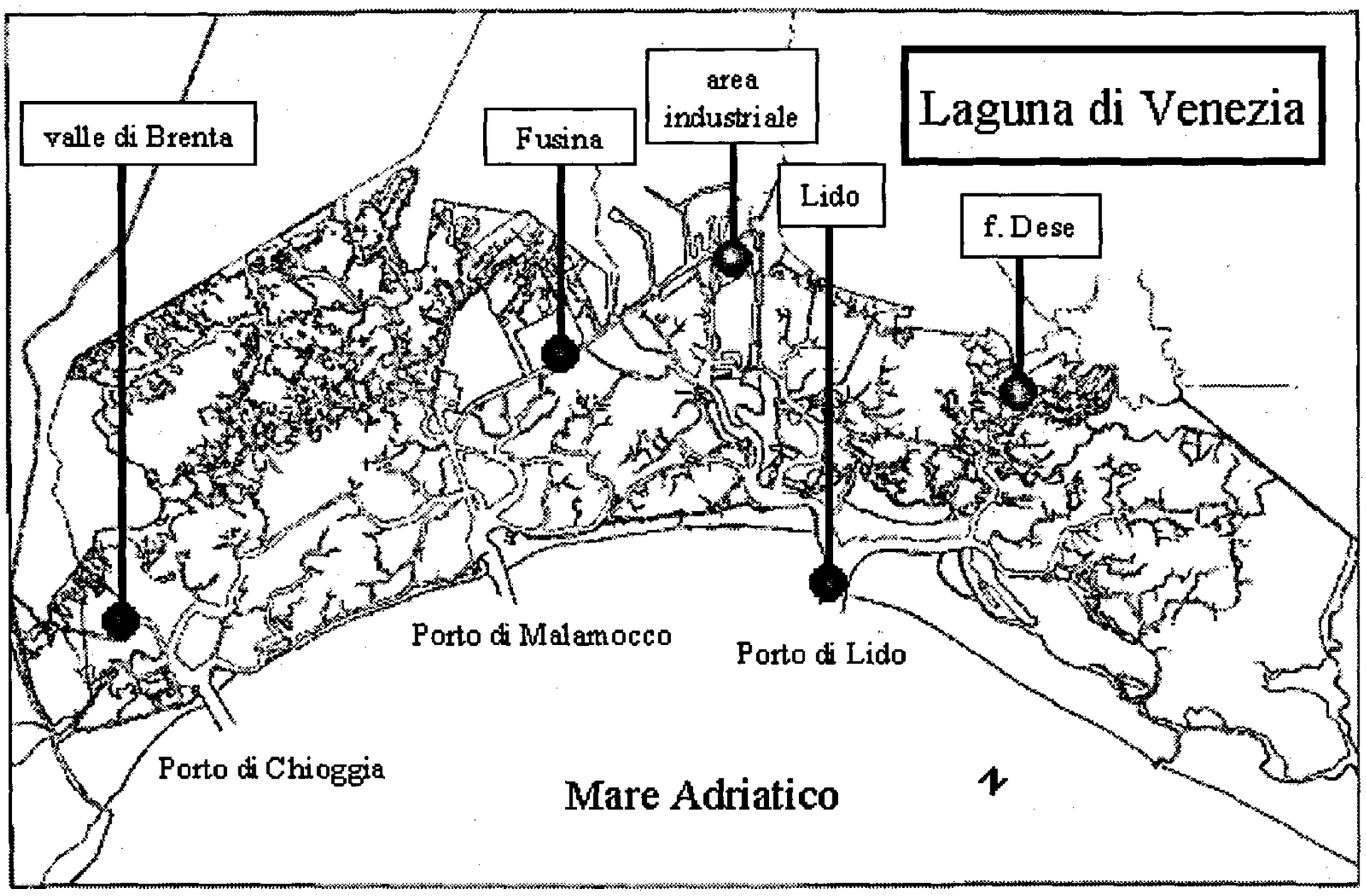


Fig. 1 - Laguna di Venezia: principali aree indagate nel periodo esaminato (1971-99).
Venice lagoon: main areas investigated during the observed period (1971–99).

L'intera matrice di dati è stata dunque ordinata secondo le seguenti classi di salinità: acque oligoaline (S<9 PSU), mesoaline (9<S<18 PSU), polialine (18<S<36 PSU) e isoaline (36<S<38 PSU; Brunelli, 1933). Per ciascun gruppo di osservazioni così ottenuto sono state calcolate le abbondanze numeriche medie degli organismi più rappresentativi.

Inoltre, per meglio comprendere i cambiamenti conseguenti alla comparsa in laguna di *A. tonsa,* si è provveduto a suddividere i campioni delle acque meso- e polialine in due ulteriori matrici: la prima comprendente tutte le osservazioni disponibili durante ricerche effettuate prima del 1992, la seconda quelle dal 1992 ai giorni nostri.

Risultati e discussione

Le aree caratterizzate da acque mesoaline (n=119) erano localizzate verso la conterminazione lagunare, in prevalenza nel bacino settentrionale: qui, nel decennio compreso tra il 1975 ed il 1985, *A. margalefi* costituiva mediamente il 30% dello zooplancton totale (Fig. 2) raggiungendo, all'inizio del periodo studiato, le più elevate abbondanze medie osservate nel corso dei trent'anni presi in esame (circa 2500 ind m^{-3} nel 1975; Fig. 2). Successivamente, le sue presenze nu-

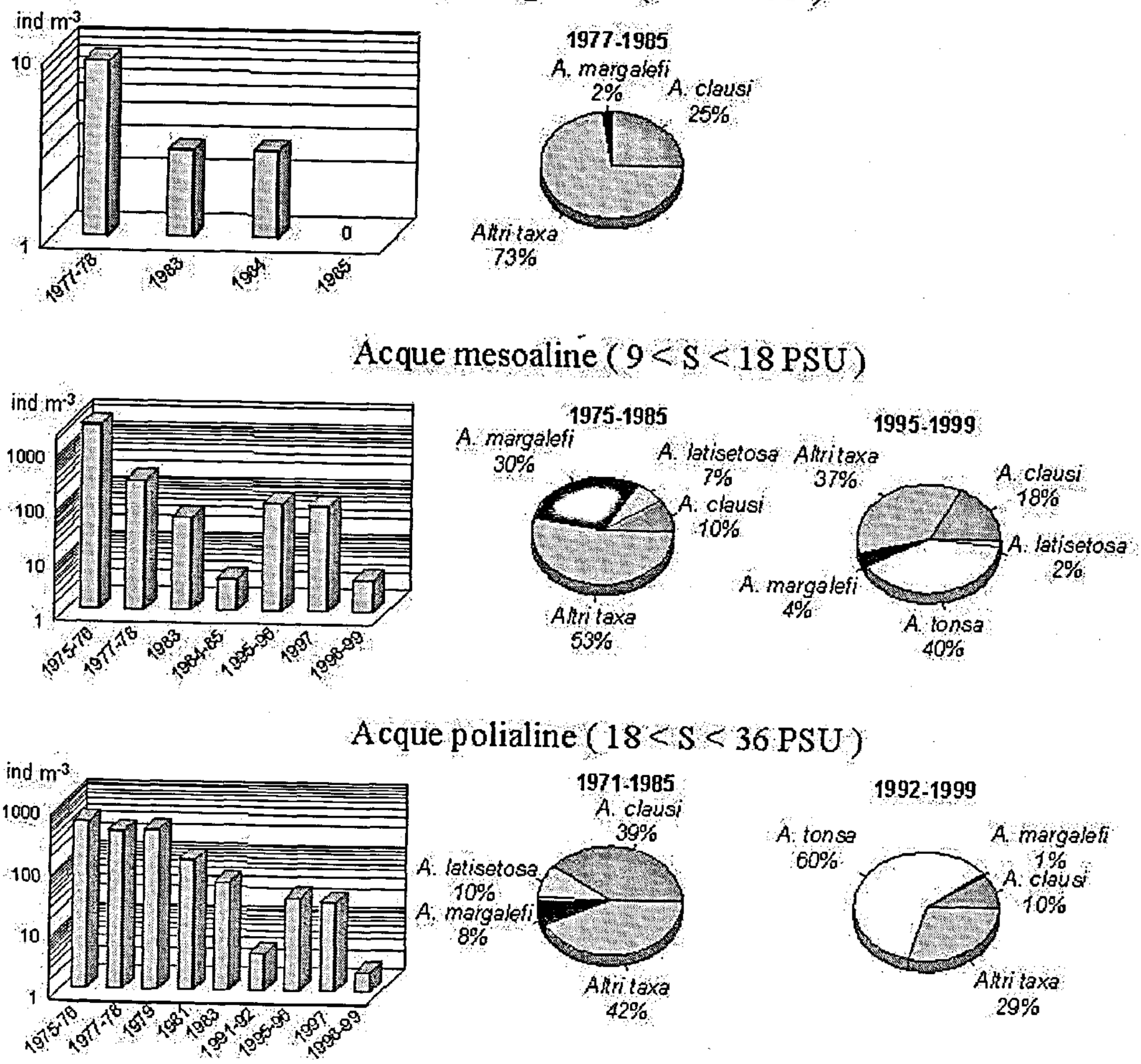


Fig. 2 - Abbondanze medie di *A. margalefi* (istogrammi) e composizioni percentuali dello zooplancton totale (a destra) nelle diverse classi di salinità. Gli areogrammi delle acque polialine prendono in considerazione anche i dati qualitativi relativi al 1971.

Averages of abundances of A. margalefi *(histograms) and percent composition of total zooplankton (on the right) for each salinity range. In pie charts, related to polialine waters, qualitative data related to 1971 is considered too.*

meriche sono diminuite di un ordine di grandezza (media di 241 ind m^{-3} nel 1977), raggiungendo il minimo di 4 ind m^{-3} nel 1984. Un nuovo aumento è stato osservato nel 1995 e 1997 (medie rispettivamente pari a 99 e 88 ind m^{-3}) al quale è seguita una nuova diminuzione delle sue abbondanze nel 1998 (media pari a 4 ind m^{-3}). La sua percentuale media, negli anni '90, non costituisce che il 4% dello zooplancton totale (Fig. 2).

La maggior parte delle osservazioni in nostro possesso (n=883) rientrava nel range delle acque polialine: in queste acque *A. margalefi* raggiungeva abbondanze medie di gran lunga inferiori, con circa 600 ind m^{-3} rinvenuti nel 1975, che si riducevano, dapprima gradualmente nel corso degli anni '70, poi drasticamente negli anni '80 e '90 (Fig. 2). Percentualmente, tra il 1971 ed il 1985, *A. margalefi* non raggiungeva il 10% dello zooplancton totale, e dopo il 1992 diminuiva all'1% (Fig. 2).

Le acque definite come isoaline vengono riscontrate raramente nella laguna veneta: infatti, anche nelle aree portuali le acque di ingressione marina appaiono già diluite dal deflusso fluviale lungo costa. Nel nostro set di dati solo 9 osservazioni (0.9% del totale) erano caratterizzate da valori di salinità > 36 PSU: è quindi molto probabile che il ritrovamento di *A. margalefi* in queste acque sia stato puramente casuale e dovuto a fenomeni fisici di mescolamento tra acque diverse.

Anche i campioni di zooplancton prelevati nelle acque oligoaline erano poco numerosi (n=28): in queste acque di deflusso, generalmente povere di organismi zooplanctonici, *A. margalefi* mostrava abbondanze estremamente ridotte, attestandosi su medie di circa 10 ind m^{-3} nel 1978, che si riducevano drasticamente a valori prossimi allo zero nel 1985, dove il copepode oggetto di studio non superava il 2% del totale. Dopo il 1985, non sono state rinvenute acque con tali caratteristiche.

Dai dati in nostro possesso, sembra che le condizioni ottimali per lo sviluppo del copepode *A. margalefi* siano comprese tra i 20° e 25°C di temperatura e tra 17 e 22 PSU di salinità, con picchi di abbondanze presenti anche tra 25 e 30 PSU (Fig. 3). Si può quindi affermare come questa specie sia propria del periodo caldo, in acque caratterizzate da valori di salinità compresi tra i massimi di acque mesoaline e minimi di acque polialine.

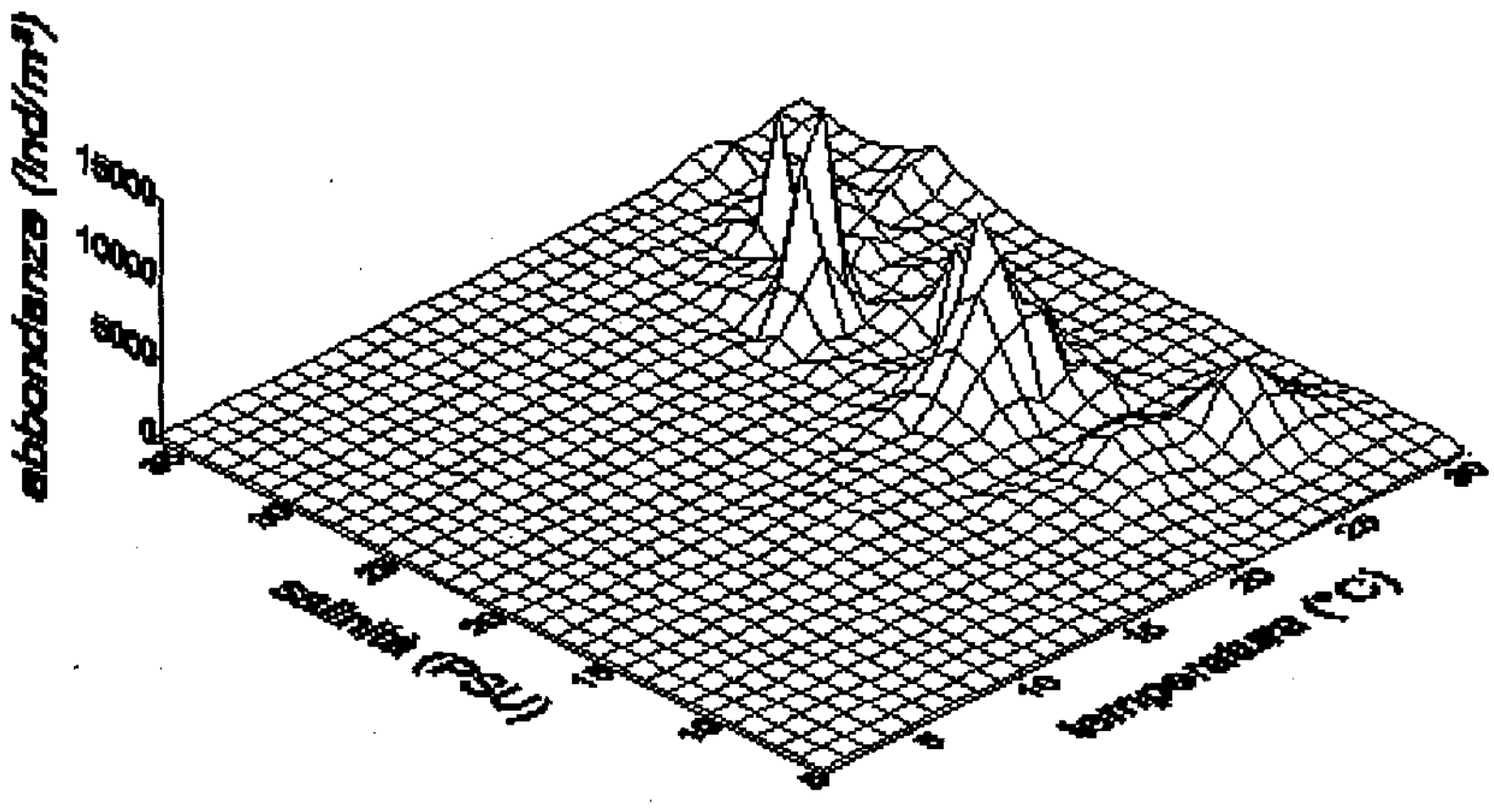


Fig. 3 - Distribuzione delle abbondanze numeriche di *A. margalefi* in relazione a temperatura e salinità.

Distribution of abundances of A. margalefi *according to temperature and salinity.*

Durante l'arco di tempo considerato, *A. margalefi*, oltre che un progressivo decremento delle abbondanze numeriche, ha evidenziato anche una variazione significativa nel ciclo stagionale di sviluppo della popolazione: infatti, se si confrontano tra loro i cicli annuali svolti precedentemente alla comparsa di *A. tonsa* , e quelli successivi ad essa (1997-'98), si nota come *A. margalefi* presenti un andamento stagionale nettamente differente, con evidenti massimi estivi nel primo ciclo stagionale, anticipati, nel 1997-98, alla stagione primaverile (Fig. 4).

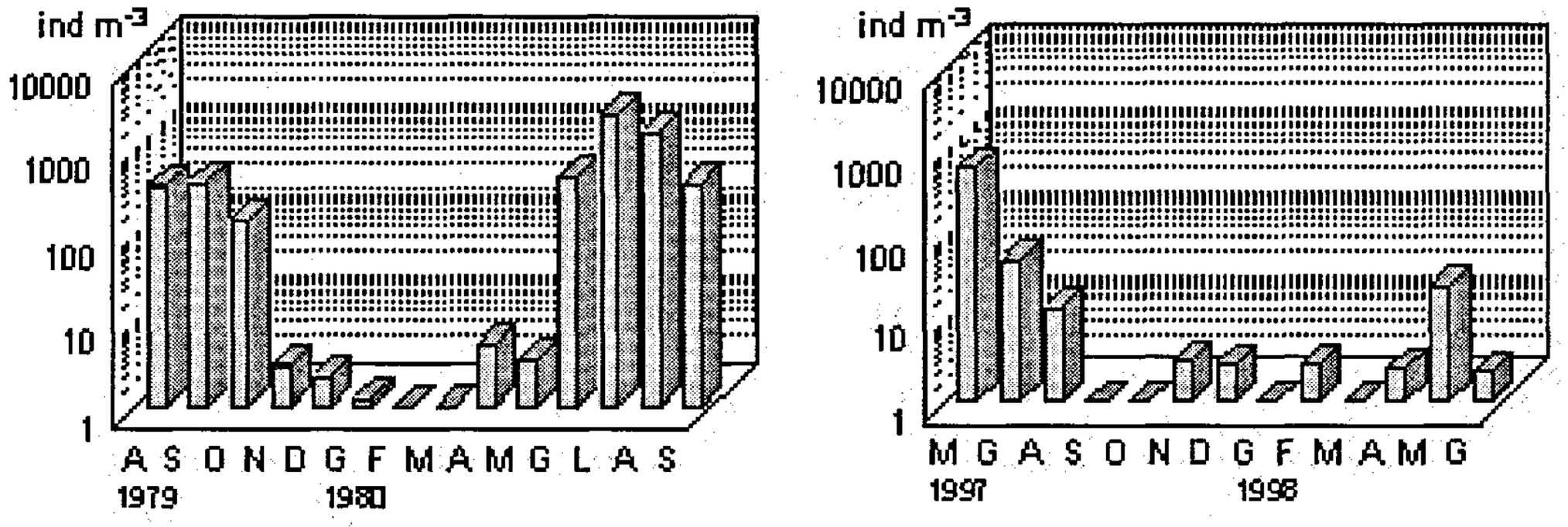


Fig. 4 - Abbondanze medie di *A. margalefi* nella stazione di Fusina durante due cicli annuali: 1979-80 e 1997-98.

Average abundance of A. margalefi *at Fusina during two annual cycles: 1979-80 and 1997-98.*

Mettendo in relazione questo andamento con le abbondanze di *A. tonsa* nello stesso areale di distribuzione (Fig. 5), si può notare come ai massimi primaverili di *A. margalefi* segua un decremento estivo, al quale corrisponde un aumento delle abbondanze medie di *A. tonsa*. Scartata l'ipotesi di una competizione alimentare, poiché l'area di studio risultava essere ad elevata trofia (Bianchi, com. pers.), una possibile spiegazione, da verificare, potrebbe ricercarsi nell'attività di predazione esercitata da individui di *A. tonsa* a carico di nauplii di altri copepodi (Hodgkin & Rippingale, 1971), che nel caso specifico limiterebbe la popolazione di *A. margalefi* dopo l'iniziale esplosione primaverile.

Una seconda ipotesi viene suggerita da studi elettroforetici compiuti negli anni '80 su popolazioni di *A. margalefi* (Meneghetti *et al.*, 1991) che hanno evidenziato la presenza di due specie (A e B), indistinguibili sulla base di soli caratteri morfologici, ma differenti nel pattern elettroforetico ("sibling species") una delle quali presente con discrete abbondanze solo durante i campionamenti primaverili, l'altra prevalente durante i mesi più caldi. Delle due specie presenti contemporaneamente fino alla metà degli anni '80, la specie A sarebbe scomparsa alla fine dello stesso decennio, in coincidenza con le crisi ipossiche dovute alla decomposizione di massicce quantità di *Ulvales*, che allora ricoprivano vaste aree lagunari durante il periodo caldo. Attualmente, quindi, sarebbe presente la sola specie B, a ciclo essenzialmente primaverile, con abbondanze numeriche poco consistenti. Purtroppo quest'ipotesi non è attualmente verificabile per l'impossibilità di reperire individui appartenenti alla specie A, ormai scomparsa dalla laguna di Venezia.

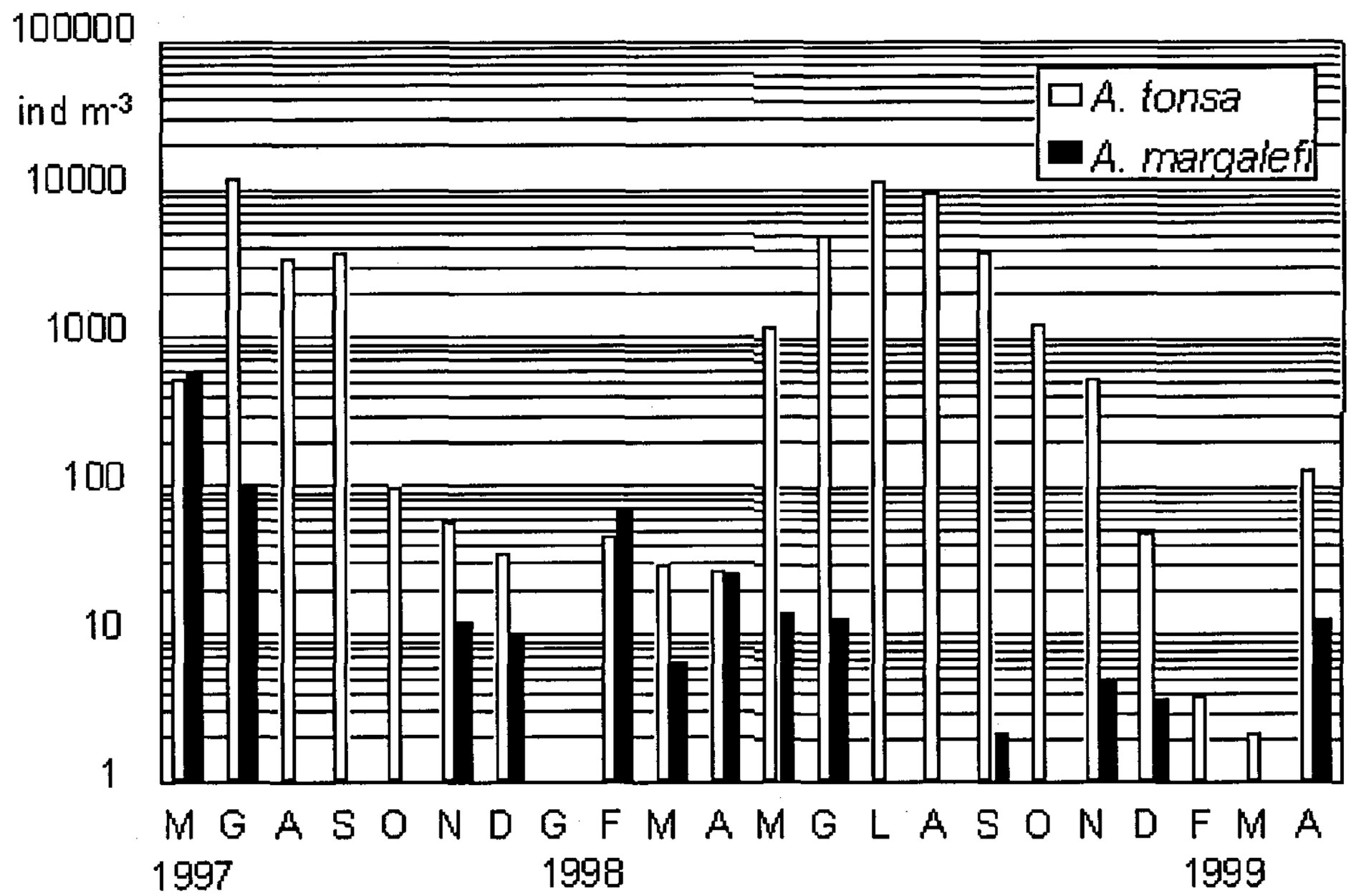


Fig. 5 - Abbondanze medie di *A. margalefi* e di *A. tonsa* in una stazione prossima all'area industriale durante il 1997-99.

Average abundance of A. margalefi *and* A. tonsa *at a station close to the industrial zone during 1997-99.*

Bibliografia

BRUNELLI G. (1933) - Ricerche sugli stagni litoranei. *R.C. Accad. Licei, Cl. Sci. Fis. Mat.nat.*, ser. 6, **17** (3): 246-249.

COMASCHI SCARAMUZZA A. (1978) - Osservazioni qualitative sullo zooplancton nella laguna di Venezia. Novembre 1971 – Novembre 1972. *Atti Ist. veneto Sci.*, **136**: 13-31.

COMASCHI A., CAVALLONI B. (1995) - Variabilità stagionale dello zooplancton nella Palude della Rosa (Laguna di Venezia – bacino settentrionale). *S.IT.E. Atti*, **16**: 26-29.

COMASCHI A., ACRI F., BIANCHI F., BRESSAN M., CAMATTI E. (2000) - Temporal changes of species belonging to *Acartia* genus (Copepoda: Calanoida) in the northern basin of the Venice lagoon. *Boll. Mus. civ. Stor. nat. Venezia*, **50**: 189-193.

HODGKIN E.P., RIPPINGALE R.J. (1971) - Interspecies Conflict in Estuarine Copepods. *Limnol. Oceanogr.*, **16**: 573-576.

MENEGHETTI F., BISOL P.M., CERVELLI M., COMASCHI A., BATTAGLIA B. (1991) - Polimorfismi enzimatici in copepodi del genere *Acartia* della laguna di Venezia. *Rend. Fis. Acc. Lincei* serie 9, **5** (2): 87-96.

RAVERA O. (1995) - Un ambiente della Laguna di Venezia: la Palude della Rosa. *S.IT.E. Atti*, **16**: 25-30.

SOCAL G., BIANCHI F., COMASCHI SCARAMUZZA A., CIOCE F. (1987) - Spatial distribution of plankton communities along a salinity gradient in the Venice lagoon. *Archo Oceanogr. Limnol.*, **21**: 19-43.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 529-531

G. CANESTRI TROTTI, E.M. BACCARANI, F. PAESANTI[1], E. TUROLLA[1]

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università degli Studi di Torino,
Via Accademia Albertina, 17 – 10123 Torino, Italia.
[1]Goro Acquicoltura s.r.l.– Goro (FE), Italia.

PARASITOLOGICAL MONITORING OF *MUSCULISTA SENHOUSIA* (MOLLUSCA: MYTILIDAE), INVASIVE MARINE SPECIES, IN THE 'SACCA DI GORO' LAGOON (FERRARA - ITALY)

MONITORAGGIO PARASSITOLOGICO DI MUSCULISTA SENHOUSIA *(MOLLUSCA: MYTILIDAE), OSPITE INDESIDERATO NELLA SACCA DI GORO (FERRARA - ITALIA)*

Abstract

Monthly samples of Musculista senhousia *(Mollusca: Mytilidae) from "Sacca di Goro" lagoon were parasitologically examined. Out of 215 mussels, 3 (1.4%) were infected by* Nematopsis *sp. (Apicomplexa, Porosporidae) and 34 (15.8%) by* Perkinsus *sp. (Apicomplexa, Perkinsidae). This is the first record of these protozoan species in* M. senhousia.

Key-words: Musculista senhousia, Nematopsis, Perkinsus, *parasite.*

Introduction

Musculista senhousia (Benson in Cantor, 1842) is a small infaunal bivalve (Mollusca, Mytilidae, Crenellinae) native to Eastern Asia. Over the last 80 years, it has been unintentionally introduced in various areas of the world, presumably via contaminated ballast water or polluted stocks of nonindigenous bivalves, released for the shellfish industry. In the Mediterranean Sea, its first documented record was in the "Pialassa Baiona" lagoon (Ravenna) (Lazzari & Rinaldi, 1994). Successively it established also in the "Sacca di Goro" lagoon (Northern Adriatic Sea - Italy) where its abundance has increased dramatically (Turolla, 1999). It has the potential to smother native fauna, with its rapid growth and high fecundity (Morton, 1974). It can interfere in clam mariculture industries related to fossorial bivalves as Veneridae (Crooks, 1998). However, it lives two years at the most and the short lifespan of its beds could be further limited by predators or pathogens. The aim of the present study is to document in *M. senhousia* the presence of parasites that could be possible control agents for mollusc populations.

Materials and methods

Monthly samples, from March to November 1999, of *M. senhousia* (25-30 mm in length), from "Sacca di Goro" lagoon were parasitologically examined. The bivalves were also examined, after incubation in fluid thioglycollate medium (Ray, 1952), for the presence of protozoa of the genus *Perkinsus* (Apicomplexa, Perkinsidae). The infection intensity was evaluated as number of parasites per microscope field at 400x.

Results and discussion

Out of 215 examined bivalves 37 (17.2%) were infected (Tab. 1). Three bivalves were infected by *Nematopsis* sp. oocysts (Apicomplexa, Porosporidae) with a mean prevalence of 1.4%; the highest prevalence was observed in April 1999 (6.6%). Azevedo & Cachola (1992) showed that the infection by *Nematopsis* in *Cerastoderma edule* and *Ruditapes decussatus* causes lysis of the nearby gill cells, suggesting that the parasite does have pathological consequences. *Nematopsis* sp. infections were observed in many edible bivalves of Italian waters, as reported by Canestri Trotti *et al.* (1999). In *M. senhousia*, the infection intensity by *Nematopsis* sp. (1 to 3 oocysts per microscope field) is low; the oocysts appeared irregularly distributed in gill and mantle; these tissues were never as densely occupied by *Nematopsis* broad oocyst clusters as we frequently saw in *C. gallina*; moreover, the mean prevalence (1.4%) was lower than that reported in *C. gallina* (96.5%), *C. chione* (39.7%) and *M. galloprovincialis* (7%), (Canestri Trotti *et al.*, 1999). On this basis, at present, we think that the presence of *Nematopsis* sp. plays a very small role as control agent for *M. senhousia* populations. Of the examined mussels, 34 were infected by *Perkinsus* sp. hypnospores, with a mean prevalence of 15.8%; the highest prevalence was observed in January 1999 (46.6%). The species of the genus *Perkinsus* were reported in 67 species of molluscs, frequently associated with high mortality (Perkins, 1996). They were observed in many edible bivalves of Italian waters (Canestri Trotti *et al.*, 1999). The prevalence of *Perkinsus* sp. infections (15.8%), observed in *M. senhousia*, appears lower than those reported in the Adriatic Sea in *R. philippinarum* (30.3-100%), *C. gallina* (30-100%), *C. chione* (27.5%), *M. galloprovincialis* (20.5%) (Canestri Trotti *et al.*, 1999). Even more, the infection intensity of *Perkinsus* sp. in *M. senhousia* is low: the hypnospores (1 to 2 per microscope field) appeared irregularly distributed in the infected tissues. Then, at present, the prevalence and infection intensity by *Perkinsus* sp. observed in *M. senhousia* do not appear remarkable in shortening its lifespan. There are no data about mortality of *M. senhousia* from the "Sacca di Goro" lagoon, nevertheless it is known that *Perkinsus*-like organisms are currently among the most serious pathogens observed in bivalves. At our knowledge, this is the first record of *Nematopsis* and *Perkinsus* infections in *M. senhousia*.

Tab. 1 - Parasite prevalence (%) in *M. senhousia* from "Sacca di Goro" Lagoon.
Prevalenza dei parassiti (%) in M. senhousia *della "Sacca di Goro".*

	TOTAL	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov
M. senhousia examined	215	15	15	15	15	15	15	35	60	30
Nematopsis sp. prev.	1.4%	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	3.3
Perkinsus sp. prev.	15.8%	46.6	36.3	0.0	20.0	13.3	20.0	22.9	6.6	3.3

Riassunto

Campionamenti mensili di *Musculista senhousia* provenienti dalla "Sacca di Goro" sono stati esaminati parassitologicamente. Dei 215 bivalvi esaminati, 3 (1,4%) sono risultati infetti da *Nematopsis* sp. (Apicomplexa, Porosporidae) e 34 (15,8%) da *Perkinsus* sp. (Apicomplexa, Perkinsidae). Si tratta della prima segnalazione di questi protozoi in *M. senhousia*.

References

AZEVEDO C., CACHOLA R. (1992) - Fine structure of the apicomplexa oocyst of *Nematopsis* sp. of the marine bivalve molluscs. *Dis. Aquat. Org.*, **14**: 69-73.

CANESTRI TROTTI G., BACCARANI E.M., PAESANTI F., TUROLLA E. (1999) - Infezioni parassitarie in mitili (*Mytilus galloprovincialis*) provenienti da Goro (Ferrara – Nord Adriatico – Italia). *Boll. Soc. It. Patol. Ittica*, **26**: 40-48.

CROOKS J.A. (1998) - Habitat alteration and community-level effects of an exotic mussel, *Musculista senhousia. Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **162**: 137-152.

LAZZARI G., RINALDI E. (1994) - Alcune considerazioni sulla presenza di specie extra mediterranee nelle lagune salmastre di Ravenna. *Boll. Malacologico*, **30**: 195-202.

MORTON B. (1974) - Some aspects of the biology, population dynamics, and functional morphology of *Musculista senhausia* Benson (Bivalvia, Mytilidae). *Pacific Science*, **28:** 19-33.

PERKINS F.O. (1996) - The structure of *Perkinsus marinus* (Mackin, Owen and Collier, 1950) Levine, 1978 with comments on taxonomy and phylogeny of *Perkinsus* spp. *J. Shellfish Res.*, **15** (1): 67-87.

RAY S.M. (1952) - A culture technique for the diagnosis of infections with *Dermocystidium marinum* (Mackin, Owen and Collier in Oysters. *Science*, **116**: 360-361.

TUROLLA E. (1999) - Nuovi ospiti per la sacca di Goro. *Laguna*, **4**: 32-35.

Research aided by grant from Italian M.U.R.S.T. 40% and 60%.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 532-534

S. CASINI, S. FOCARDI, M.C. FOSSI[1], G. CIMINO

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Siena, Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.
[1]Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Italia.

UTILIZZO DI BIOMARKER SU ORGANISMI DELLA FAUNA ITTICA PER LA VALUTAZIONE DEL POTENZIALE IMPATTO ANTROPICO NELLA LAGUNA DI ORBETELLO

THE USE OF BIOMARKERS ON THE FISH FAUNA FOR EVALUATING THE POTENTIAL ANTHROPIC IMPACT IN THE LAGOON OF ORBETELLO

Abstract

This study is focused on developing and validating a set of biomarkers based on fish fauna of the Orbetello Lagoon (Zosterisessor ophiocephalus and Mugil cephalus) to be used as a tool for the evaluation of human impact in the lagoon area. A set of biomarkers (MFO, esterases, porphyrins, Somatic Liver Index) were measured in the bioindicator organisms. Of the biological responses observed, inhibition of esterase activity was considerable in specimens sampled in spring.

Key-words: *MFO, esterases, porphyrins, S.L.I., fish, bioindicators.*

Introduzione

La laguna di Orbetello è uno stagno costiero in cui le scarse correnti e la limitatezza della colonna d'acqua favoriscono l'accumulo di contaminanti che possono interferire con l'integrità delle popolazioni dell'ittiofauna e dell'intero ecosistema. Uno degli strumenti di cui si avvalgono le moderne metodologie di indagine ambientali è basato sulla misurazione delle risposte (biomarker) che uno o più contaminanti possono generare negli organismi e nelle popolazioni (Depledge 1994).Lo scopo di questa ricerca è quello di mettere a punto e validare un set di biomarker su organismi della fauna ittica presenti nella laguna di Orbetello e successivamente utilizzarli come strumento per la valutazione dell'impatto antropico in tale area.

Materiali e metodi

Nel Dicembre 1998 è stato effettuato un campionamento preliminare di *Zosterisessor ophiocephalus*, in 4 diverse aree della laguna di Orbetello, due localizzate nella laguna di Ponente (stazioni 1 e 2) e due nella laguna di Levante (stazioni 3 e 4). Nel Marzo 1999 è stato effettuato un secondo campionamento di *Zosterisessor ophiocephalus* e *Mugil cephalus*. Gli organismi venivano sacrificati per decapitazione, pesati, misurati e quindi veniva effettuato il prelievo di tessuto cerebrale e fegato posti immediatamente in azoto liquido per il trasporto fino al trasferimento in congelatore a –80° C. Sugli organismi è stato valutato un set di biomarker: le attività del sistema delle monoossigenasi a funzione mista (MFO) epatico etossireforufina-o-deetilasi (Lubet *et al.*, 1985) e benzopirene monossigenasi (Kurelek *et al.*, 1977), le quali risultano indotte dalla presenza di contaminanti liposolubili quali organoclorurati e idrocarburi policiclici aromatici;

l'attività delle esterasi cerebrali (Elmann *et al.*, 1961, modificato) che viene inibita dalla presenza di sostanze neurotossiche quali insetticidi organososforici e carbammati; l'accumulo di porfirine epatiche (Grandchamp *et al.*, 1980) come indice di contaminazione da parte di PCBs, pesticidi organoclorurati, organofosforici e metalli pesanti, il Somatic Liver Index (calcolato come rapporto tra il peso del fegato ed il peso corporeo di ogni animale moltiplicato per cento), un biomarker fisiologico che indica una eventuale induzione degli enzimi epatici.

Risultati e discussione

Il campionamento preliminare (tabella 1) ha consentito la messa a punto delle metodiche analitiche sulle specie studiate ed una prima analisi delle diverse stazioni. Dai risultati del primo campionamento emerge che il biondicatore utilizzato si è rivelato sensibile per la misurazione di diversi tipi di biomarker. Le varie stazioni differiscono sostanzialmente solo per i livelli di porfirine epatiche, particolarmente elevati nella stazione 4A, localizzata nelle vicinanze dell'impianto di acquacoltura di Ansedonia. Per quello che riguarda l'attività EROD, la stazione che presenta il valore medio più elevato è la 2A anche se tali risultati presentano una elevata variabilità.

Tab. 1 - Valori medi e deviazioni standard dei biomarker misurati in esemplari di *Z. ophiocephalus* campionati a Dicembre 1998.

Mean values and standard deviations of biomarkers measured in Z. ophiocephalus *specimens sampled in December 1998.*

Biomarker		Staz. 2A	n	Staz. 3A	n	Staz. 4A	n
AchE (umol/min/g)	M (DS)	31,17 (6,81)	4	26,95 (1,20)	2	30,60	1
EROD (pmolres/min/gprot)	M (DS)	99,50 (38,58)	3	42,63 (54,74)	3	31,77 (38,13)	4
COPRO (pmol/g fegato)	M (DS)	10,20 (8,16)	3	12,90 (6,99)	3	29,70 (3,95)	4
URO (pmol/g fegato)	M (DS)	2,25 (3,15)	3	4,80 (6,12)	3	0,01 (0,01)	4
PROTO (pmol/g fegato)	M (DS)	91,50 (9,23)	3	123,90 (31,69)	3	173,02 (18,50)	4
TOTALI (pmol/g fegato)	M (DS)	104,53 (16,40)	3	145,76 (44,15)	3	203,12 (19,50)	4

Nella tabella 2 sono riportati i risultati relativi al secondo campionamento. Dalla sintesi dei risultati emerge che la stazione 1B non presente nel primo campionamento, presenta valori delle esterasi tra i più bassi e valori delle porfirine tra i più elevati. La stazione 2B presenta una potenziale alterazione delle attività del sistema MFO, indicata dall'attività EROD. Sono evidenti differenze nell'attività EROD tra i due campionamenti, essa risulta infatti più alta nel primo campionamento, ma non è possibile stabilire con certezza se queste differenze siano legate a differente impatto chimico nei diversi periodi o al diverso o alle normali variazioni stagionali. Dal confronto stagionale tra i due campionamenti emerge inoltre che i valori delle attività dell'acetilcolinesterasi sono molto più basse negli esemplari campionati a primavera 1999. Le percentuali di inibizione riscontrate in ognuna delle 4 stazioni della primavera 1999 rispetto al valore medio delle attività misurate a dicembre 1998 vanno da circa 51 a 37% e sono quindi

da considerarsi indice di esposizione ed effetto negativo da parte di composti capaci di alterare la funzionalità di questo enzima, come gli insetticidi organofosforici e carbammati, ampiamente utilizzati in agricoltura particolarmente nel periodo Marzo-Aprile. E' difficile stabilire un rapporto diretto di causa effetto tra la presenza di pesticidi e l'effetto tossico ma è altrettanto difficile spiegare queste modificazioni della funzionalità enzimatica con la variazione stagionale. L'approccio metodologico utilizzato in questo studio su *Z. ophiocephalus* si è dimostrato sensibile ed appropriato e può quindi essere proposto per ulteriori indagini in ambienti lagunari. L'indagine preliminare effettuata su un numero esiguo di esemplari di *Mugil cephalus* consente di affermare che tutti i biomarkers testati hanno risposto positivamente, essendo questo un bioindicatore estremamente mobile può essere proposto per indagini di confronto fra ambienti lagunari.

Tab. 2 - Valori medi e deviazioni standard dei biomarker misurati in esemplari di *Z. ophiocephalus* campionati a Marzo-Aprile 1999.

Mean values and standard deviations of biomarkers measured in Z. ophiocephalus *specimens sampled in March-April 1999.*

Biomarker	n	Staz. 1B	n	Staz. 2B	n	Staz. 3B	n	Staz. 4B	n
AchE (umol/min/g)	M (DS)	14,56 (2,44)	5	16,87 (1,89)	10	14,82 (5,09)	5	18,28 (2,24)	16
EROD (pmolres/min/gprot)	M (DS)	6,78 (2,84)	5	15,38 (20,69)	10	4,64 (2,46)	5	5,82 (3,95)	16
BPMO (UF/mg prot/min)	M (DS)	2,00 (1,30)	5	3,85 (4,28)	10	1,65 (1,22)	5	2,22 (1,46)	15
SLI	M (DS)	3,40 (0,45)	5	3,13 (0,53)	10	3,71 (1,44)	5	3,23 (0,44)	16
COPRO (pmol/g fegato)	M (DS)	26,10 (10,55)	5	17,19 (14,46)	10	21,60 (7,74)	5	19,93 (15,63)	13
PROTO (pmol/g fegato)	M (DS)	66,24 (8,06)	5	47,97 (31,21)	10	60,48 (15,99)	5	61,13 (30,27)	13
TOTALI (pmol/g fegato)	M (DS)	96,12 (21,81)	5	76,95 (41,79)	10	85,32 (21,37)	5	83,42 (45,08)	13

Bibliografia

DEPLEDGE M.H. (1994) - The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. In: Fossi M.C., Leonzio C. (eds.) *Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Boca Raton, Lewis Publishers: 271-296.

ELLMAN L., COURTEY K.D., ANDREAS V. Jr., FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new rapid colorimetric determination of cholinesterase activity . *Biochem. Pharmac.*, 7: 88-98.

GRANDCHAMP B., DEYBACH J.C., GRELIER M., DEVERNEUIL H., NORDMANN Y. (1980) - Studies of porphyrin synthesis in fibroblasts of patients with congenital erythropoietic porphyria and one patient with homozygous coproporphyria . *Biochem. Biophys. 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. *Mut. Res.*, **142**: 127-131.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 535-538

M. CORNELLO, E. DELANEY, L. CAVALLINI, A. VOLPI GHIRARDINI

Dip. di Scienze Ambientali - Università Ca' Foscari di Venezia
Campo della Celestia, Castello 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

INDAGINI BIOMETRICHE SU *HEDISTE DIVERSICOLOR* O.F. MÜLLER (POLYCHAETA: NEREIDIDAE) NELLA LAGUNA DI VENEZIA

BIOMETRICS OF HEDISTE DIVERSICOLOR *O.F. MÜLLER (POLYCHAETA: NEREIDIDAE) FROM THE VENETIAN LAGOON (ITALY)*

Abstract

The relationships among jaw length, body length and wet weight, of the polychaete Hediste diversicolor, *from the Venetian Lagoon (Italy) were investigated. Significant relationships are described. Jaw length can be used to infer both body length and wet weight.*

Key-words: *Polychaete,* Hediste diversicolor, *Venetian Lagoon, biometry, jaws.*

Introduzione

Negli ultimi anni il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Venezia ha condotto una ricerca che prevedeva l'impiego di alcune specie di policheti nereididi (*Hediste diversicolor, Neanthes succinea e Perinereis cultrifera*) come indicatori di bioaccumulo di microinquinanti organici nella laguna di Venezia.

Nel presente lavoro viene riportata una indagine biometrica eseguita sul materiale raccolto al fine di valutare le possibili relazioni intercorrenti tra alcuni parametri morfologici. La ricerca è stata condotta con l'obiettivo futuro di interpretare i dati relativi al bioaccumulo alla luce delle caratteristiche biologiche degli animali impiegati (momento del ciclo vitale, taglia, ecc.).

Per dare maggiore consistenza al pool di dati, si è ritenuto opportuno utilizzare anche le biometrie rilevate nel corso di uno studio preliminare condotto nell'Autunno-Inverno 1996-97 (Volpi Ghirardini *et al.*, 1998, 1999).

Materiali e metodi

La specie scelta per studiare i rapporti morfometrici è stata *Hediste diversicolor* O.F. Muller, il polichete più diffuso ed abbondante nei campionamenti. Gli esemplari studiati provenivano da stazioni con caratteristiche ambientali diverse, collocabili sia all'interno del gradiente estuarino sia lungo un ipotizzabile gradiente di contaminazione (Fig. 1).

Gli animali sono stati raccolti nei seguenti periodi: dicembre-marzo 1996-1997 e agosto-settembre 1998, mediante box-corer e sono stati separati dal sedimento mediante setacciatura a maglia di 1 mm. Tutti gli esemplari risultati integri sono stati anestetizzati con etanolo al 10% in acqua di mare prima di procedere alla misurazione dei seguenti parametri: lunghezza del corpo (Lt), lunghezza delle mascelle cornee (Lj; intesa come la distanza tra l'apice e l'ultimo dentello secondo Chambers & Milne, 1975), peso fresco sgocciolato (W).

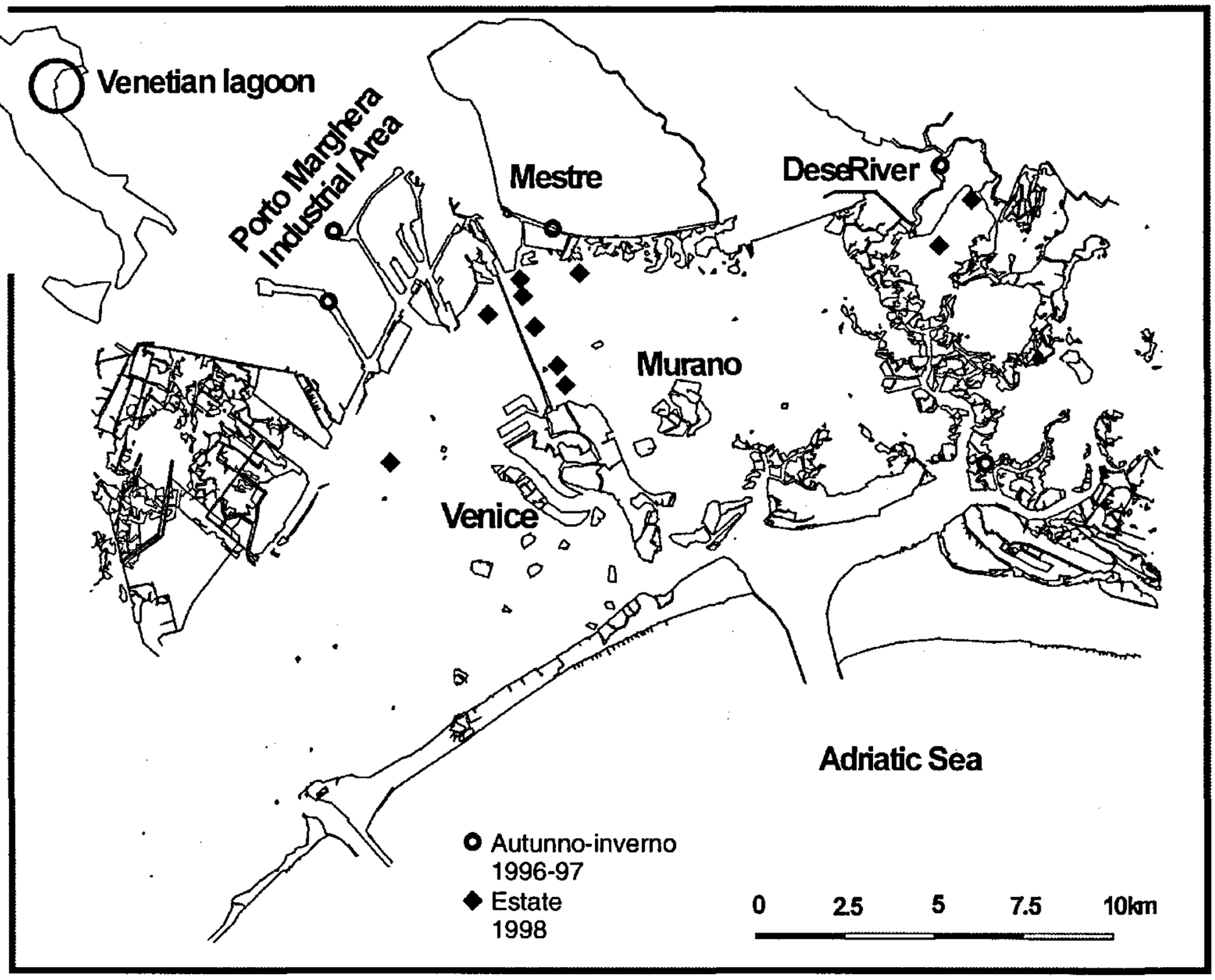


Fig. 1 - Mappa delle stazioni di campionamento.
Sampling site locations.

Le correlazioni tra i parametri sono state calcolate con il coefficiente di Spearman.

Risultati

Tutti i parametri sono correlati positivamente tra loro e il valore più alto si riscontra nel rapporto tra la lunghezza delle mandibole e la lunghezza del corpo (Tab. 1). Tale rapporto è stato descritto graficamente in Fig. 2 da una relazione di potenza che appare quasi lineare ($Lt = 119{,}87 * Lj^{1{,}239}$; $R^2 = 0{,}743$), mentre la relazione tra peso fresco e lunghezza delle mandibole mostrata in Fig. 3 è di tipo esponenziale ($W = 0{,}018 * e^{(4{,}375 * Lj)}$); $R^2 = 0{,}624$).

Discussione e conclusioni

Nel grafico riportato in Fig. 2 si osserva come i campioni estivi si susseguono a quelli invernali indicando che le mandibole crescono durante tutto l'arco dell'anno con gli stessi rapporti.

Tab. 1 - Rapporti tra le variabili investigate.
Relationships among the investigated parameters.

	N validi	Spearman's R	p
Lung. corpo vs Peso	208	0,756	<0,01
Peso vs Lung. mandibola	191	0,680	<0,01
Lung. corpo vs Lung. mandibola	218	0,790	<0,01

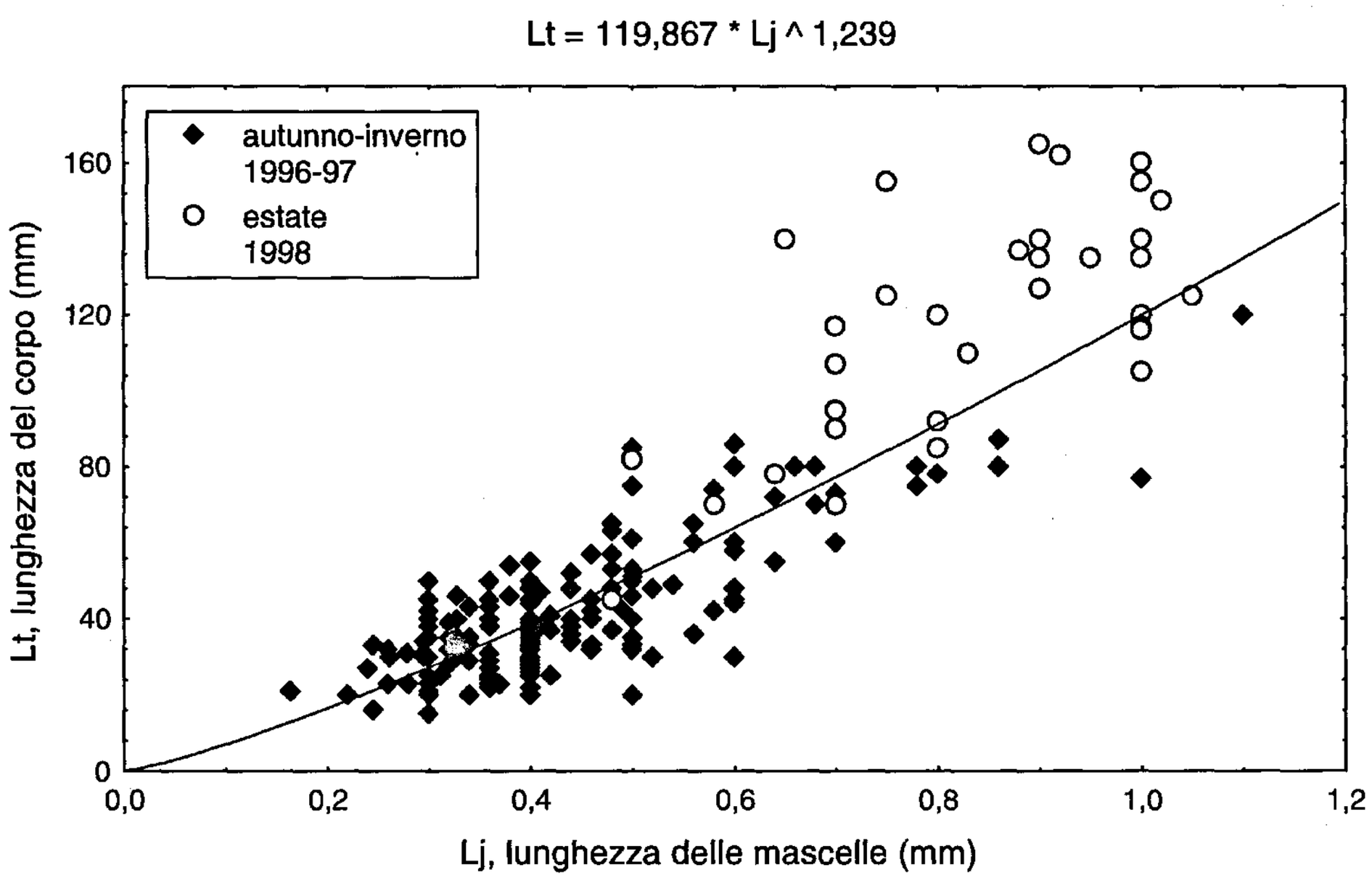


Fig. 2 - Rapporto tra lunghezza delle mascelle e lunghezza del corpo.
Relationship between jaw length and body length.

I dati relativi ai diversi campionamenti (non dettagliati nei grafici) si susseguono lungo le regressioni tracciate, sovrapponendosi solo in parte; ciò indica che i rapporti investigati si mantengono in tutte le popolazioni.

Le dimensioni delle mandibole possono quindi essere usate come descrittore della lunghezza e del peso dell'animale in tutti quei casi in cui non è possibile disporre di animali integri. Non è raro, infatti, che gli animali si danneggino durante le operazioni di campionamento, oppure che il materiale di partenza sia già deteriorato come nell'analisi dei contenuti stomacali. Inoltre, negli studi in cui il tempo è limitato e dove non serva mantenere gli animali interi (come nel caso dello studio di comunità bentoniche) le mandibole possono essere estratte e conservate a parte per essere misurate in un secondo momento. Ciò allo scopo di risalire alle originarie dimensioni corporee per la caratterizzazione di una

popolazione (p. e. ricerca delle classi di taglia), oppure nei casi in cui si vogliano ricostruire relazioni trofiche a partire dal contenuto stomacale di animali che predano *H. diversicolor.*

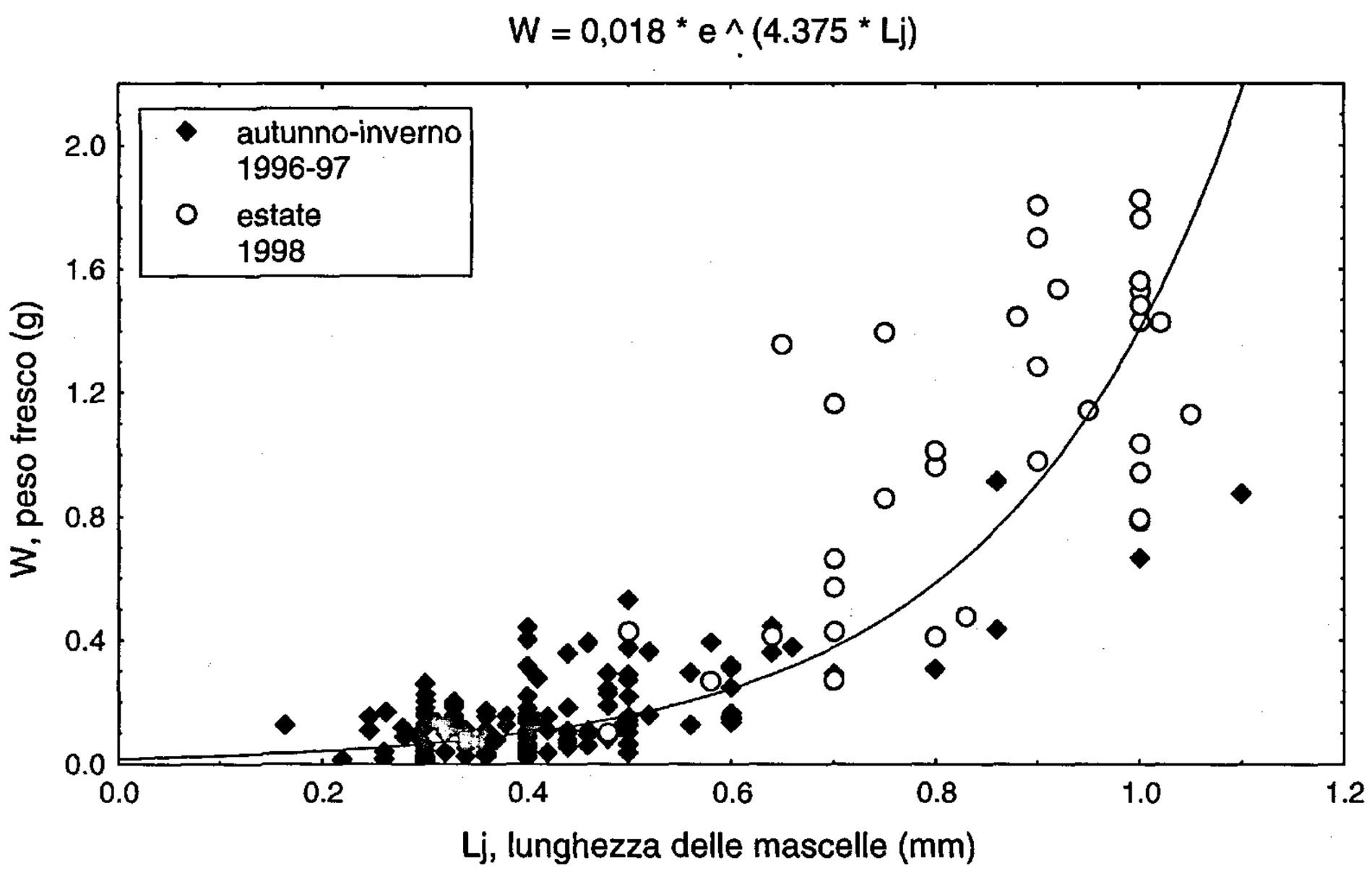


Fig. 3 - Rapporto tra lunghezza delle mascelle e peso fresco.
Relationship between jaw length and weight.

Ringraziamenti

Si ringrazia il dott. D. Tagliapietra per la collaborazione nella discussione dei dati.

Bibliografia

CHAMBERS M.R., MILNE M. (1975) - Life cycle and production of *Nereis diversicolor* O.F. Müller in the Ythan Estuary, Scotland. *Estuarine Coastal Mar. Sci.*, **3**: 133-144.

VOLPI GHIRARDINI A., DELANEY E., SALIZZATO M., CAVALLINI L., TAGLIAPIETRA D., PAVONI B. (1998). - Bioaccumulation of PCBs, PAHs and organochloride pesticides from Venetian lagoon sediments in two species of polychaetes. *Proceedings VII International Congress of Ecology INTECOL*, Florence, Italy, 19-25 july 1998: *Abstract* 448.

VOLPI GHIRARDINI A., CAVALLINI L., DELANEY E., BETTIOL C., TAGLIAPIETRA D., GHETTI P.F., ARGESE E. (1999) - *Hediste diversicolor*, *Neanthes succinea* and *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) as bioaccumulators of cadmium and zinc from sediments: preliminary results in the Venetian lagoon (Italy) *Toxicol. Environ. Chemistry*, **71**: 1-18.

Questa ricerca è stata condotta nell'ambito dei progetti MURST ex 40% (1997) e "Orizzonte 2023", quest'ultimo coordinato e finanziato dal Magistrato alle Acque di Venezia (Min.LL.PP.) tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 539-542

V. CRESPI, H. FARRUGIO, P. CARPENTIERI[1]

IFREMER - 1, Rue Jean Vilar, BP 171, 34203 - Sète, France.
[1]Dip. B.A.U. - Università di Roma "La Sapienza" - Roma, Italia.

FISHING ACTIVITIES IN THE THAU LAGOON, WESTERN MEDITERRANEAN

ATTIVITÁ DI PESCA NELLA LAGUNA DI THAU, MEDITERRANEO OCCIDENTALE

Abstract

Fisheries activity in the Thau lagoon (Mediterranean coast of France) was studied from March 1997 to December 1998 to describe the situation of the lagoon fishery and its recent evolution. We showed that some important changes in fishing effort and in the most important species occurred during the last ten years.

Key-words: *fishery, fishing effort, Mediterranean lagoons, Thau lagoon.*

Introduction

Thau is a Mediterranean lagoon with a surface area of about 7500 ha. with an intensive and diversified fishing activity.

The aims of the present study were to analyse the Thau fishing activities: 1) by briefly describing the fishing gears used; 2) by comparing the recent catches composition with the historical information available (Farrugio and Le Corre, 1985; Bach *et al.* 1992); 3) by assessing the fishing effort and its distribution in the lagoon area; 4) by estimating the production of a single fishing trap (*capéchade*) that represents the most characteristic and one of the principal fishing gear used in this lagoon.

Materials and methods

Sampling was designed to cover all the study area. The census of total active fleet present in the lagoon was carried out. Data were collected in each port, twice per month, from the maximum number of boats, from 2 to 4, coming back from fishing operations. Type and number of fishing gear for each boat was recorded and all the species landed were identified and weighted.

To assess the total production of the fishing traps in the lagoon, total catch was estimated from a weighted mean of all sampled catch, raised by total effort in fishing days. One *capéchade* was taken as unit of effort. Total number of annual fishing days was calculated by raising data recorded in the fishermen personal fishing log or through direct interview.

During the study period a monthly aerial survey of the whole lagoon was carried out to identify the spatial extension of fishing areas and the evolution of the *capéchades* fishing effort throughout the year.

Results and discussion

Boats and fishing gears

The most common boats used in the Thau lagoon are fiberglass made with an outboard engine. A total number of 260 active fishing boats were censused during the study period.

The average features of the fleet are: gross tonnage (GT) 1.9; length 5.9 m; power (HP) 23.8.

Most of the gears in use in the lagoon belong to the fishing trap nets family. They differ in mesh size and are employed differentially through space and time. The basic gear is the fishing trap named *capéchade*. It is equipped with three funnel nets (*nasse*) in an enclosure (*tour*), with a leader (*paradière*). Other fishing gears are gill nets and trammel nets (used especially in the spring-summer time); longlines and trolling lines. Rake, locally named *palourdière*, is a traditional gear used to catch the carpet shells species.

Capéchades *catch composition*

More than twenty-one different species were recorded in the *capéchades* catches during the study period (Tab. 1). The results showed the importance of gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the catches whilst the eel (*Anguilla anguilla*), which was the most important target species during the eighties (Bach *et al.* 1992), is now less important. Other species, the common cuttlefish (*Sepia officinalis*) and wrasses (Labridae), showed a more and more important contribution in total landings.

Cartography of capéchades

Concerning the seasonality of capéchades fishing activity: the period from September to November was the most intensive because it corresponds to the active outlet of the migratory species towards the sea, especially the gilthead seabream (Lasserre, 1976). Fishing traps were observed particularly in the southeast and southwest sectors of the lagoon, which are the zones directly related to the sea through the two existing channels.

The aerial surveys carried out during the periods 1985-86 and 1997-98 show that the fishing areas exploited by *capéchades* were not changed during the last ten years, but an important decrease of about 66% of the total number of fishing traps used, has occurred.

Total production of fishing traps

Seabream represents 56.6% of total annual *capéchade* catches considering the two years together. Total daily production of a single *capéchade* including all species together varied from 2.1 to 18.06 kg/cap/day. For the gilthead seabream only, daily production varied from 0 (winter months) to 8.37 kg/cap/day (autumn months). Values of the total annual yield of capéchade fishery obtained were: 247.455 tons (+/- 32.28 tons; 95% C.I.) in 1997 and 148.503 tons (+/- 19.13 tons; 95% C.I.) in 1998.

The differences observed in the yearly catches, depend especially on a good recruitment at sea where several of the migrating species present in the lagoon correspond to the principal target species of the French bottom trawlers and small-scale coastal marine fleets.

Tab. 1 - Capéchades catches composition in the Thau lagoon (1997-1998).
Composizione delle catture dei bertovelli nella laguna di Thau (1997-1998).

SPECIES	WEIGHT (kg)		PERCENTAGE		mean W.kg/boat		SD	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Sparus aurata	2456,5	1479,85	61,491	44,61	98,2	43,5	224	100,8
Anguilla anguilla	1356,3	692,85	33,952	20,88	46,7	16,5	123	23,8
Sepia officinalis	34,15	427,6	0,855	12,89	1,7	11,6	1,2	16,1
Dicentrarchus labrax	28,05	28,16	0,702	0,85	2,3	1,3	2,3	2
Labridae	26,57	256,8	0,665	7,74	2	15,1	3,5	16,7
Diplodus spp.	24,49	81,12	0,613	2,45	2	4,5	2,5	7,9
Solea vulgaris	21,94	18,95	0,549	0,57	1,3	0,9	1,5	1,3
Sarpa sarpa	19,1	57,1	0,478	1,72	2,1	5,7	2,5	7,8
Mugil sp., Liza sp.	17,1	30,6	0,428	0,92	1,4	1,9	1,7	1,8
Carcinus maenas	6,75	74,85	0,169	2,26	1,3	12,5	2,6	28,2
Gobius spp.	1,65	12,5	0,041	0,38	0,2	1,8	0,2	1,8
Mullus spp.	1,04	48,37	0,03	1,46	0,1	2,3	0,1	5,3
Lithognatus mormyrus	0,78	5,37	0,02	0,16	0,3	0,6	0,4	0,7
Hippocampus sp.	0,12	0,8	0,003	0,02	-	0,2	-	0,2
Torpedo marmorata	0,1	-	0,003	-	-	-	-	-
Alosa spp.	0,1	-	0,003	-	-	-	-	-
Scorpaena spp.	0,05	0,01	0,001	-	-	-	-	-
Atherina spp.	0,05	54,63	0,001	1,65	-	5,5	-	9,2
Boops Boops	-	25,4	-	0,77	-	3,2	-	3,3
Sardinella aurita	-	20,2	-	0,61	-	6,7	-	11,5
Loligo spp.	-	2,4	-	0,07	-	0,6	-	0,6
Total	**3994,8**	**3317,56**	**100**	**100**				

Conclusions

In the Thau lagoon, fishing resources are exploited in a very diversified way by local small-scale fishery. Fishing techniques and the fishermen's strategies are adapted to the seasonal migration of the euryhaline species and to the climatic condition prevailing in the area. The most important fishing gears are the fishing traps (*capéchade*) which are used especially to catch gilthead seabream and eel. These two species can reach about 80% of total catches. During the last ten years a gradual decline of the eel yield was observed everywhere in Europe and particularly in the French lagoons (Moriarty and Dekker, 1997).

A decrease of about 66% of the *capéchades* fishing effort in the lagoon was observed comparing data of two different periods at a 10 years interval (1985-86/1997-98). The decrease of fishing effort regards in general the traditional fishing gears (*capéchades*) which are replaced by more useful and less binding fishing methods (gill net and trammel net) or by illegal fishing methods (scuba gear). The main cause of this decrease seems to be linked to the decline of the eel, that was the most important species during the eighty.

References

BACH P., LEGENDRE P., AMANIEU M., LASSERRE G. (1992) - Strategy of Eel (*Anguilla anguilla* L.) Exploitation in the Thau lagoon. *Est., Coast. and Shelf Sci.*, **35**: 55-73.

FARRUGIO H., LE CORRE G. (1985) - Les pêcheries de lagune en Méditerranée. Définition d'une stratégie d'évaluation. Rapp.Etude IFREMER-CEE XIV-B-1,84/2/M03 P1: 251 pp.

LASSERRE G. (1976) - Dynamique des populations ichtyologiques lagunaires. Application à *Sparus aurata* L. Thèse, doct. Etat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France: 306 pp.

MORIARTY C., DEKKER W. (1997) - Management of the European eel. *Fisheries Bulletin* (Dublin, Ireland) **15**: 110 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 543-546

M. MARIOTTINI, S. FOCARDI

Dip. di Scienze Ambientali, via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

STUDIO SUI CONGENERI PIÙ TOSSICI DEI POLICLOROBIFENILI NELL'ITTIOFAUNA DELLA LAGUNA DI ORBETELLO

NON-ORTHO POLYCHLOROBIPHENYL (PCB) CONGENERS LEVELS IN SELECTED FISH SPECIES OF THE ORBETELLO LAGOON

Abstract

Preliminary observations on non-ortho polychlorobiphenyl (PCB) congeners level were carried out in four fish species of the Orbetello Lagoon. The general level of the PCBs was low and the toxicological risk fish were exposed to, was limited. Among the four species, Z. ophiocephalus *has been shown to be the best suitable bioindicator of organochlorines.*

Key-words: *bioaccumulation, fish, non-*ortho *PCB congeners.*

Introduzione

Da molti anni vengono effettuate ricerche sulla contaminazione ambientale e sul bioaccumulo dei policlorobifenili (PCB), idrocarburi clorurati prodotti ed utilizzati dall'uomo in grandi quantità. In questo lavoro sono state determinate, in alcune specie ittiche della laguna di Orbetello, le concentrazioni dei congeneri sostituiti in posizione non-*ortho*: il tetraclorobifenile 33'44' (PCB-77), il pentaclorobifenile 33'44'5 (PCB-126) e l'esaclorobifenile 33'44'55' (PCB-169). E' stato inoltre valutato il livello della loro potenziale tossicità determinando i 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin Toxic Equivalents (TEQs)(Van den Berg *et al.*, 1998). Una delle caratteristiche di questi congeneri, isostereoisomeri della 2,3,7,8-TCDD, è infatti quella di legarsi a livello cellulare allo stesso recettore citosolico (Ahr) inducendo così gli stessi effetti tossici (Safe, 1990).

Materiali e metodi

È stato analizzato tessuto muscolare delle specie *Zosterisessor ophiocephalus*, *Gobius niger jozo, Mugil cephalus e Liza aurata*, campionati nel dicembre 1998 nella laguna di Orbetello (Fig. 1). Nel marzo 1999 è stato effettuato un secondo campionamento di *Z. ophiocephalus e M. cephalus*. I campioni sono stati digeriti con NaOH in etanolo e l'estratto è stato trasferito in esano. La purificazione dell'estratto e la separazione dei tre congeneri coplanari sono state effettuate su cromatografia su colonna con gel di silice seguita da una seconda cromatografia con carbone attivo (Wakimoto *et al.*, 1971; Tanabe *et al.*, 1987). I tre coplanari sono stati identificati e quantificati mediante gas cromatografia ad alta risoluzione (HR-GC Perkin Elmer Autosystem) con colonna capillare di silice fusa SBP-5 (30 m, d.i. 0,2 mm) e con detector a cattura di elettroni (ECD) al ^{63}Ni. La conferma è stata effettuata con GC-MS (ITD GCQ-Finnigan).

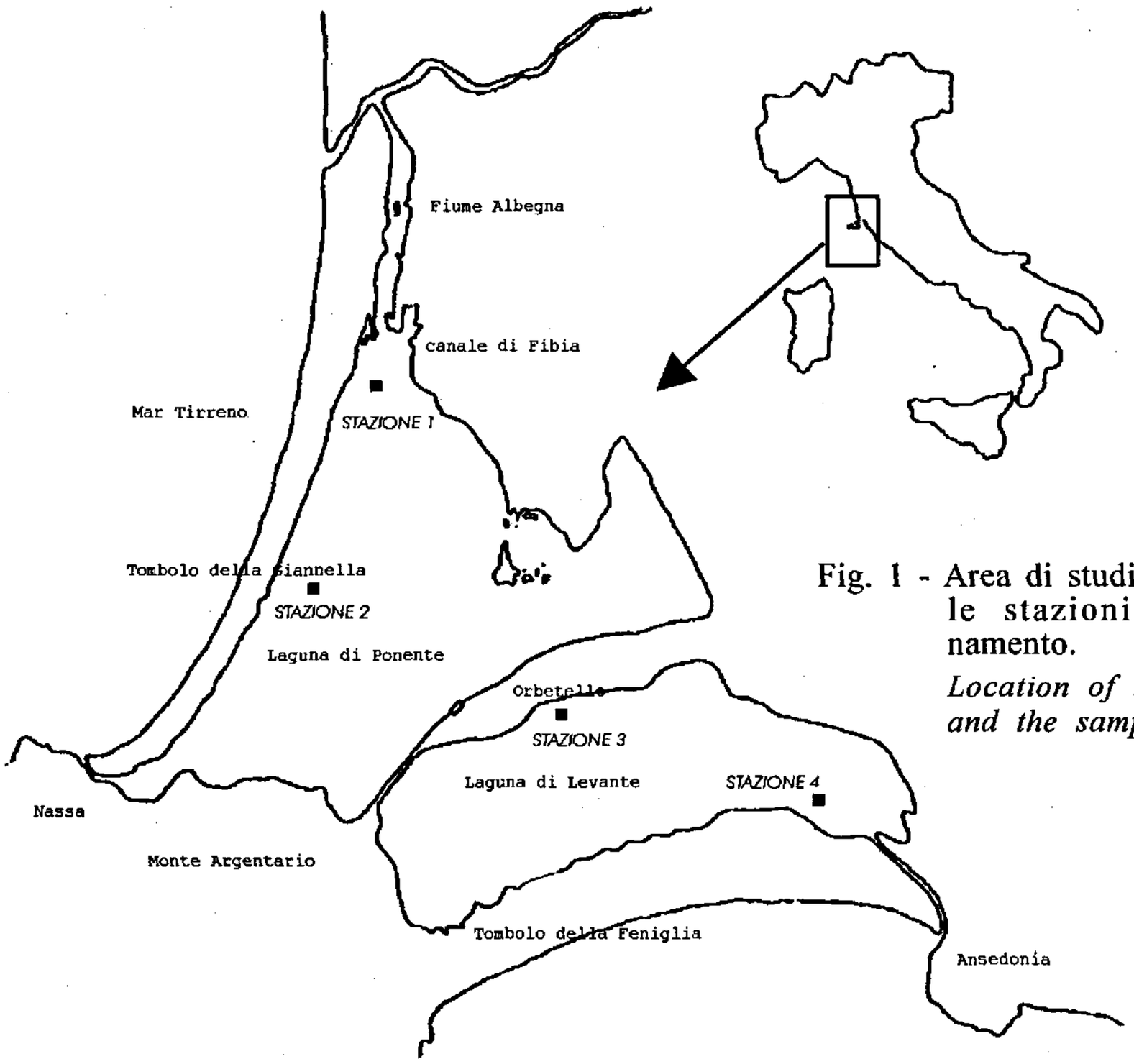


Fig. 1 - Area di studio con indicate le stazioni di campionamento.

Location of the study area and the sampling stations.

Risultati

I risultati complessivi delle analisi sono riportati in tabella 1. Il confronto tra le concentrazioni totali di PCB non-*ortho* degli organismi campionati nel dicembre 1998 e di quelli prelevati nel marzo 1999, rivela una maggiore contaminazione di questi ultimi, con valori massimi pari a 32 e 26,5 pg/g peso fresco, rispettivamente in *Z. ophiocephalus* e *M. cephalus* (Fig. 2). In particolare il congenere che presenta le più alte concentrazioni nel primo campionamento è il PCB-126 in *G. niger jozo* (8,6 pg/g p.f.); nel secondo campionamento i valori più elevati sono quelli del PCB-169, sia in *Z. ophiocephalus* (19,6 pg/g p.f.) che in *M. cephalus* (17,3 pg/g p.f.) (Fig. 3).

L'applicazione dei fattori di equivalenza tossica (TEF) ed il conseguente calcolo dei TEQ evidenzia un andamento variabile tra le specie sia nel primo che nel secondo campionamento. I TEQ vanno da valori al di sotto dei limiti di rilevabilità (<0,001 pg/g p.f.) in *M. cephalus* e *L. aurata* prelevati nel dicembre 1998, a valori massimi pari a 0,046 e 0,031 pg/g p.f. in *Z. ophiocephalus* e *M. cephalus, nel* marzo 1999 (Tab. 1). I bassi valori osservati in *L. aurata* possono essere imputati al diverso tipo di alimentazione di questa specie, basata principalmente su microalghe, talli e piccoli invertebrati (Cottiglia, 1980). I valori di TEQ determinati in questo lavoro, sono piuttosto contenuti ed inferiori a quelli fino ad ora rilevati nell'ittiofauna del Mar Mediterraneo (Focardi *et al.,* 1996; Focardi *et al.*, 1998).

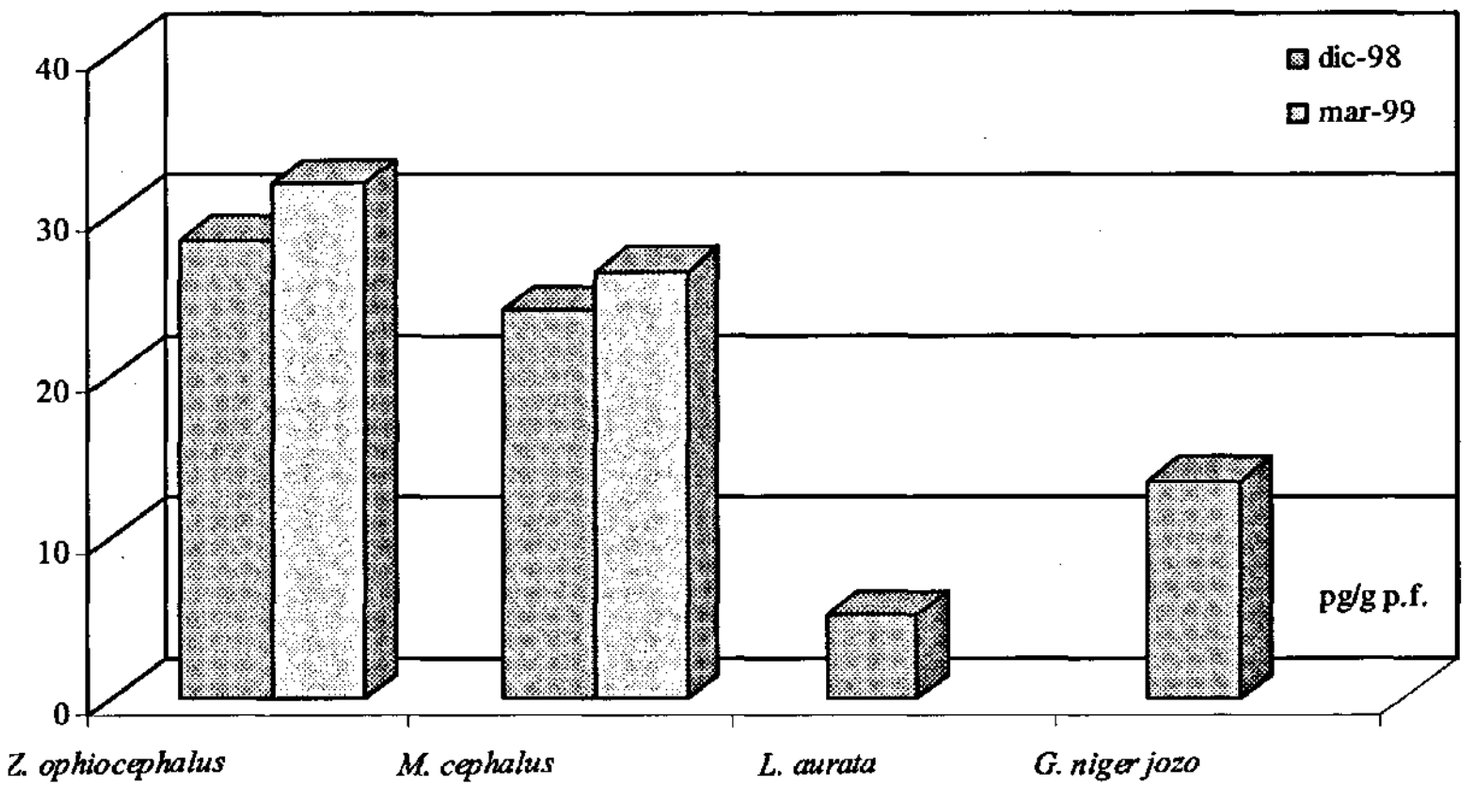


Fig. 2 - PCBs non-*ortho* nelle quattro specie ittiche.
Non-ortho PCB levels in the four fish species.

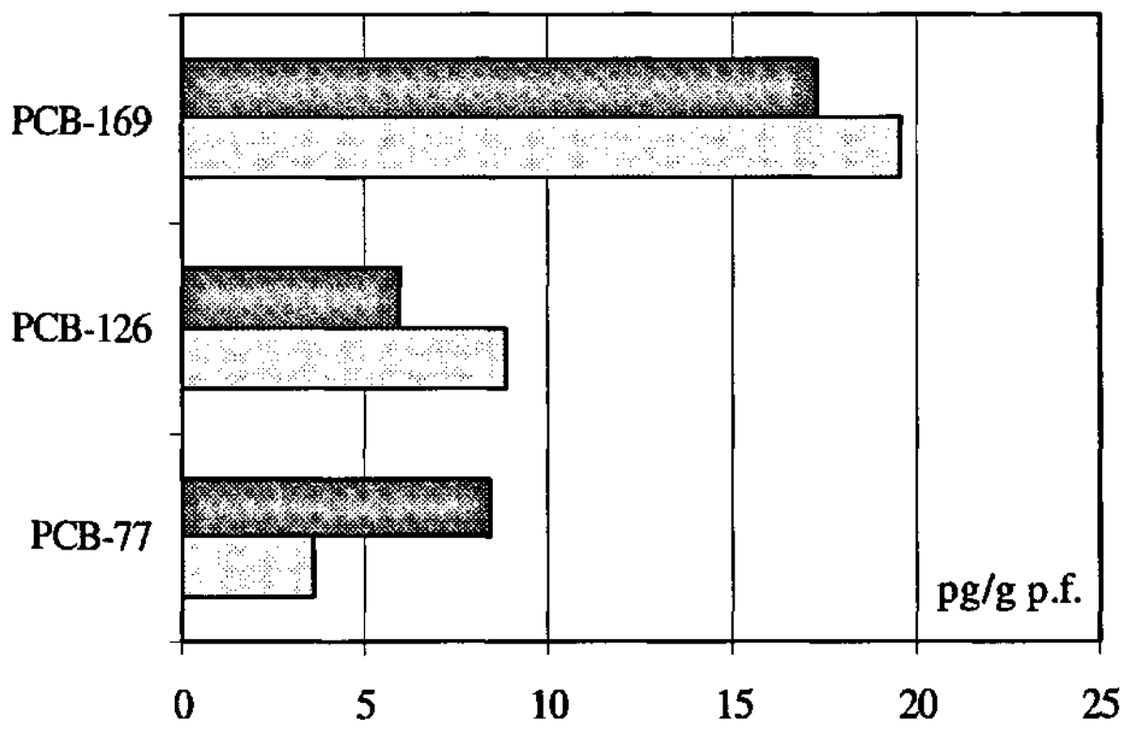


Fig. 3 - Valori dei singoli congeneri dei PCB non-*ortho* nelle due specie campionate nel marzo 1999.
Non-ortho PCBs congener values in the fish species sampled in March 1999.

Tab. 1 - Concentrazioni medie (± deviazione standard) dei PCB non-*ortho* e concentrazioni medie dei TEQs nelle varie specie (pg/g p.f.).
Mean concentrations (± standard deviation) of non-ortho PCBs and mean concentrations of TEQs (pg/g w.w.) in the species studied.

Specie 1° campionamento	PCB non-*ortho*	TEQs
Z. ophiocephalus	9,0 ± 3,1	0,004
M. cephalus	2,2 ± 1,3	<0,001
L. aurata	5,2 ± 2,6	<0,001
G. niger jozo	13,5 ± 4,1	0,043

Specie 2° campionamento	PCB non-*ortho* (pg/g p.f.)	TEQ
Z. ophiocephalus	32,0 ± 8,2	0,046
M. cephalus	26,5 ± 6,1	0,031

Conclusioni

I risultati di questa indagine, sui livelli di accumulo e sui valori di tossicità dei PCB coplanari in quattro specie ittiche della laguna di Orbetello, evidenziano una diversa distribuzione di questi contaminanti che può essere messa in relazione al livello trofico ed al tipo di condotta alimentare dalla specie. La presenza di questi composti xenobiotici indica la possibilità di un'azione tossica su questi organismi, sebbene il rischio non appaia elevato per le popolazioni ittiche della Laguna di Orbetello. *Z. ophiocephalus* sembra inoltre risultare la specie più adatta, fra quelle studiate, ad essere utilizzata come bioindicatore della contaminazione da parte di questi xenobiotici.

Bibliografia

COTTIGLIA M. (1980) - I pesci lagunari. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane*. CNR, AQ/1/90: 140 pp.

FOCARDI S., AURIGI S., CORSOLINI S. (1996) - Livelli di Policlorobifenili e di Pesticidi Clorurati nell'Ittiofauna dell'Arcipelago delle Isole Eolie. In: Faranda F.M., Povero P. (eds), Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi di Cefalù e Gioia *Data report, CoNISMa*: 491-503.

FOCARDI S., CORSOLINI S., AURIGI S., CORSI I. (1998) - Concentrazione dei congeneri più tossici dei policlorobifenili in organismi posti a livelli elevati della catena trofica del mediterraneo. *Acqua- Aria*, gennaio: 87-89.

SAFE S. (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.

TANABE S., KANNAN N., WAKIMOTO T., TATSUKAWA R. (1987) - Method for the determination of the three non-*ortho* chlorine substituted coplanar PCBs in environmental samples at part per trillion levels. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **29**: 199-213.

VAN DEN BERG M., BIRNBAUM L., BOSVELT A.T.C.,BRUNSTROM B., COOK P., FEELEY M., GIESY J.P., HANBERG A., HASEGAWA R., KENNEDY S.W., KUBIAK T., LARSEN J.C., VAN LEEUWEN F.X.R., LIEM A.K.D., NOLT C., PETERSON R.E.; POELLINGER L., SAFE S., SCHRENK D., TILLITT D., TYSKLIND M., YOUNES M., WAERN F., ZACHAREWSKI T. (1998) - Toxic Equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Hlth. Persp.*, **106**: 775-792.

WAKIMOTO T., TATSUKAWA R., OGAWA T. (1971) - Analytical methods of PCBs. *J. Environ. Pollut. Cont.*, **7** : 517-522.

Lavoro realizzato nell'ambito del programma di ricerca scientifica MURST 1997 "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane".

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 547-550

A. PAIS, L.A. CHESSA, S. SERRA, L. LIGIOS, F. MURA

Dipartimento di Scienze Zootecniche - Università di Sassari
Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.

OSSERVAZIONI SULLA RIMONTA DEL PESCE NOVELLO NELLO STAGNO DI CALICH (SARDEGNA NORD OCCIDENTALE)

OBSERVATIONS ON FISH FRY ASCENT IN THE CALICH LAGOON (NW SARDINIA)

Abstract

Different methods of fishing were employed to investigate fish fry ascent in the Calich lagoon (NW Sardinia) in 1998 and 1999. A total of 24,743 specimens were caught during montly samplings. Sparidae was the most represented family in terms of species richness, while Mugilidae were more abundant in terms of biomass and number of specimens.

Key-words: *fish fry, lagoons, Sardinia.*

Introduzione

Con il termine generico di novellame (o pesce novello) vengono tradizionalmente indicati gli avannotti delle specie ittiche eurialine oggetto di allevamento nelle acque salmastre (Ardizzone *et al.*, 1988; Franzoi *et al.*, 1999).

Nell'ambito di un progetto di ricerca finalizzato alla modernizzazione delle produzioni ittiche nello stagno di Calich presso Alghero, finanziato dalla Regione Autonoma Sardegna, è stata studiata la composizione quali-quantitativa della rimonta del pesce novello.

Materiali e metodi

Nel corso della ricerca, svolta tra il marzo 1998 ed il febbraio 1999, è stata effettuata una serie di prelievi mensili avvalendosi di una trattina di rete per la pesca vagantiva e di 3 bertovelli per la cattura delle cieche di anguilla. Per tutta la durata dello studio tali attrezzi sono stati utilizzati in 3 stazioni di campionamento, ubicate rispettivamente all'imboccatura Rio Barca (zona centrale stagno), allo sbocco del canale della Fighera (zona occidentale) ed in prossimità del Calighet (zona orientale), in 2 diversi momenti della giornata (mattino presto e crepuscolo). Sui campioni raccolti, previa fissazione in formalina al 5%, è stata effettuata la determinazione tassonomica dei singoli individui e sono state rilevate le misure di lunghezza e peso di ciascun esemplare.

Risultati

Complessivamente sono stati pescati 24.743 individui di Teleostei (rispettivamente 21.808 con la trattina e 2.935 con i bertovelli) appartenenti a 27 specie, 15 delle quali di interesse commerciale (Tab. 1). I Mugilidi sono risultati i più rappresentati dal punto di vista numerico con 8.961 esemplari (oltre il 32% del totale): tra di essi *Liza aurata* è stata la specie più abbondante (Figg. 1-2). Mentre

per le altre specie si osserva una concordanza del calendario di rimonta con i dati bibliografici, per il cefalo dorato si può notare una montata anticipata rispetto a quanto riscontrato sia da Gandolfi *et al.* (1981) per il Tirreno e l'Adriatico, sia da alcuni Autori del presente lavoro in una precedente ricerca condotta nello stesso sito (Chessa *et al.*, 1988). Per quanto concerne la ricchezza specifica hanno invece prevalso gli Sparidi (6 specie).

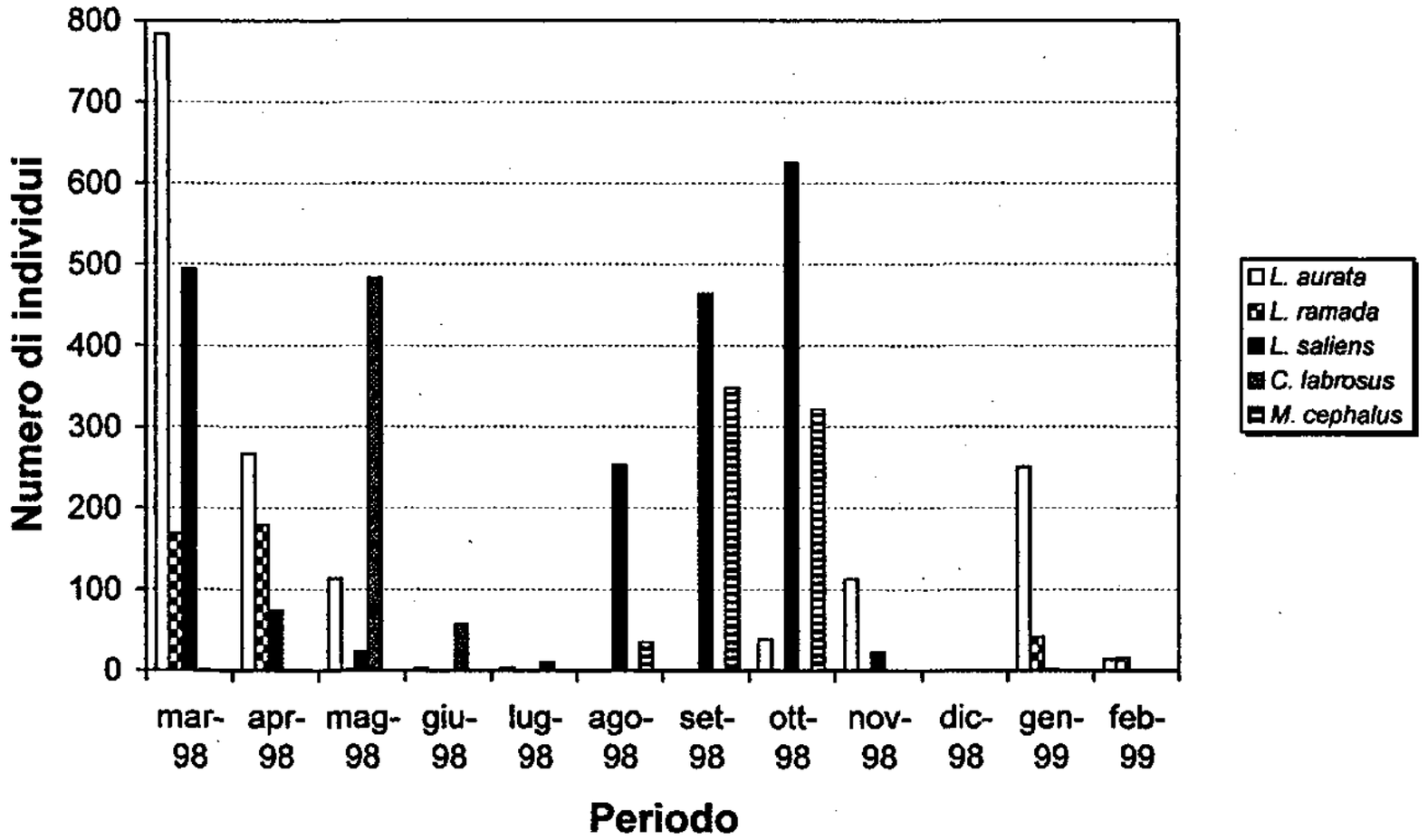


Fig. 1 - Mugilidi pescati con la trattina (mattino).
Mugilidae fished with trattina net (morning).

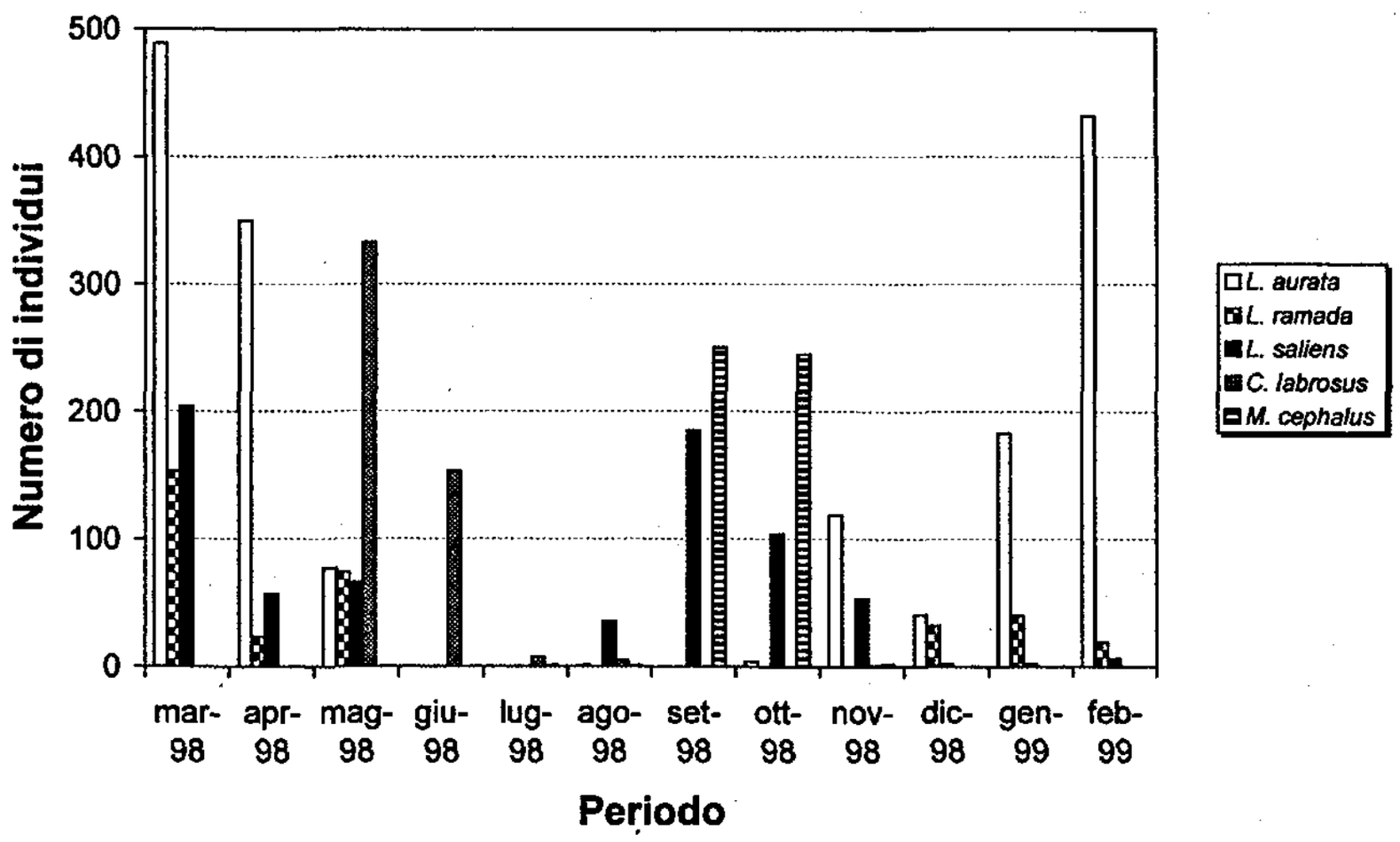


Fig. 2 - Mugilidi pescati con la trattina (sera).
Mugilidae fished with trattina net (evening).

Tab. 1 - Lista delle specie pescate nel corso della ricerca.
List of species collected during the research.

FAMIGLIA	SPECIE	ATTREZZO
Clupeidae	*Alosa fallax* (Lacepède, 1803)	Bertovello, Trattina
	Sardina pilchardus (Walbaum, 1792)	Bertovello
Engraulidae	*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)	Bertovello, Trattina
Anguillidae	*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)	Bertovello, Trattina
Cyprinodontidae	*Aphanius fasciatus* Nardo, 1827	Bertovello, Trattina
Poeciliidae	*Gambusia affinis holbrooki* Girard, 1859	Bertovello, Trattina
Syngnathidae	*Syngnathus abaster* Risso, 1826	Bertovello, Trattina
	Syngnathus typhle Linnaeus, 1758	Bertovello
Moronidae	*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)	Trattina
Mullidae	*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758	Bertovello, Trattina
	Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	Trattina
Sparidae	*Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758)	Trattina
	Diplodus puntazzo (Cetti, 1777)	Trattina
	Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)	Trattina
	Diplodus vulgaris (E. Geoffrey Saint-Hilaire, 1817)	Trattina
	Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)	Bertovello, Trattina
	Sparus aurata (Linnaeus, 1758)	Trattina
Labridae	*Symphodus* sp.	Bertovello
Gobiidae	*Gobius niger* Linnaeus, 1758	Bertovello, Trattina
	Pomatoschistus marmoratus (Risso, 1810)	Bertovello, Trattina
Blenniidae	*Lipophrys pavo* (Risso, 1810)	Bertovello, Trattina
Mugilidae	*Chelon labrosus* (Risso, 1826)	Bertovello, Trattina
	Liza aurata (Risso, 1810)	Bertovello, Trattina
	Liza saliens (Risso, 1810)	Bertovello, Trattina
	Liza ramada (Risso, 1826)	Bertovello, Trattina
	Mugil cephalus Linnaeus, 1758	Bertovello, Trattina
Atherinidae	*Atherina (Hepsetia) boyeri* Risso, 1810	Bertovello, Trattina

Conclusioni

La rimonta del pesce novello nello stagno, seppur qualitativamente varia, appare tuttavia sufficiente a soddisfare le esigenze delle attività alieutiche soltanto per *Diplodus sargus, Chelon labrosus, Liza aurata, Liza ramada, Liza saliens, Mugil cephalus* e *Atherina boyeri.* L'esigua presenza di avannotti di elevato valore economico (quali spigola ed orata) potrebbe essere incrementata con la realizzazione di un lavoriero in prossimità della foce a mare che, garantendo un regolare flusso migratorio della fauna ittica, trasformerebbe queste specie da occasionali in residenti. Tale opera consentirebbe inoltre di effettuare con successo operazioni di ripopolamento con novellame di Teleostei *di* origine esogena.

Ringraziamenti

Si ringrazia il P.A. Gesumino Spanu per la collaborazione prestata durante le fasi di campionamento.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D., CATAUDELLA S., ROSSI R. (1988) - Management of coasta1 lagoon fisheries and aquaculture in Italy. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **293**: 103 pp.

CHESSA L.A., CASU S., DELITALA G.M., VACCA R.A., CORSO G., PALA M., LIGIOS S., PAIS A., TOLA S. (1988) - The Calich Lagoon (NW Sardinia): general ecological observation and fry migration. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.,* **31** (2): 63 pp.

FRANZOI P., TRISOLINI R., ROSSI R. (1999) - La pesca del novellame di pesce bianco da semina *in* Italia. *La pesca del novellame, suppl. Laguna 6/99*: 38-58.

GANDOLFI G., ROSSI R., TONGIORGI P. (1981) - Osservazioni sulla montata del pesce novello lungo le coste italiane. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca,* **3** (1 Suppl.): 215-232.

Lavoro eseguito con fondi Consorzio di Bonifica della Nurra (R.A.S.).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 551-557

G. PISCITELLI*, M. SCARDI, G. BARONE, L. SCALERA LIACI

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

POPOLAMENTI BENTONICI DI FONDO MOBILE DELLA LAGUNA DI VARANO: ANALISI DI UN CICLO ANNUALE DI OSSERVAZIONI

SOFT BOTTOM BENTHIC COMMUNITIES IN THE VARANO LAGOON: ANALYSIS OF AN YEARLY SAMPLING CYCLE

Abstract

The soft bottom benthic community of the Varano Lagoon (Italy) was sampled in seven sites throughout a whole year cycle. Correspondence Analysis, Indicator Species Analysis and Multi-Response Permutation Procedures showed different levels of seasonal variability in different sites. Moreover, the spatial structure of the benthic community was more heterogeneous in spring than in other seasons.

Key-words: *macrozoobenthos, community structure, Varano Lagoon, Italy.*

Introduzione

Pur essendo una fra le più estese lagune salmastre del Mediterraneo, il lago di Varano è stato oggetto di un numero relativamente limitato di indagini ecologiche (Bianchi, 1980; Cannaviello, 1914; Cerruti, 1924; Corbetta, 1970; De Angelis C.M., 1963; De Angelis R., 1952, 1964, 1965; Diviacco, 1982; Morri, 1980; Ruffo, 1948; Tolomio e Andreoli, 1986; Tolomio et al., 1990), anche a paragone di quanto è stato fatto nel vicino lago di Lesina. Lo scopo di questo studio è quindi quello di contribuire a colmare questa lacuna mediante una prima analisi della variabilità della struttura dei popolamenti bentonici di fondo mobile, sia in termini spaziali, sia in termini temporali.

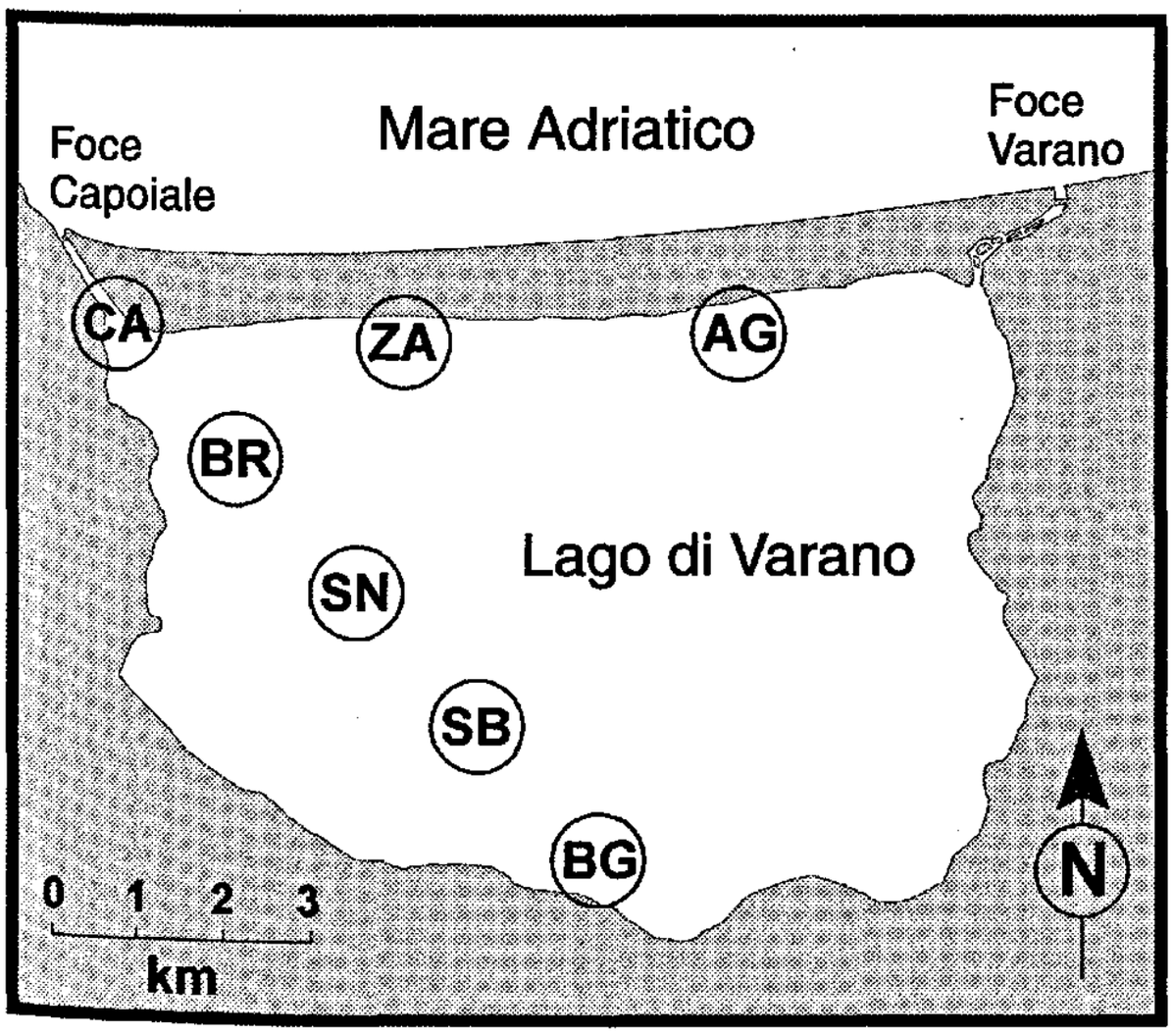


Fig. 1 - Stazioni di campionamento.
Sampling sites.

Materiali e metodi

I campioni sono stati prelevati mensilmente in 7 stazioni (fig. 1) per 12 mesi mediante una benna Van Veen da 0.0432 m². Ogni campione è

costituito da 3 repliche del prelievo, per un'area di campionamento complessiva di 0.1296 m^2. Il materiale prelevato è stato vagliato su un setaccio da 1 mm. In totale sono stati raccolti ed identificati ai fini di questo studio, per lo più a livello di specie, 25830 individui appartenenti a 68 taxa. I dati sono stati analizzati mediante Analisi delle Corrispondenze (CA, Benzecri et al., 1973), Indicator Species Analysis (Dufrene e Legendre, 1997) e Multi-Response Permutation Procedure (MRPP, Biondini et al., 1985; Mielke, 1984; Berry et al., 1983; Zimmerman et al., 1985). PC-ORD per Windows (McCune e Mefford, 1997) è stato usato per l'Indicator Species Analysis, mentre per le rimanenti analisi è stato usato software sviluppato dagli Autori (Scardi, non pubblicato).

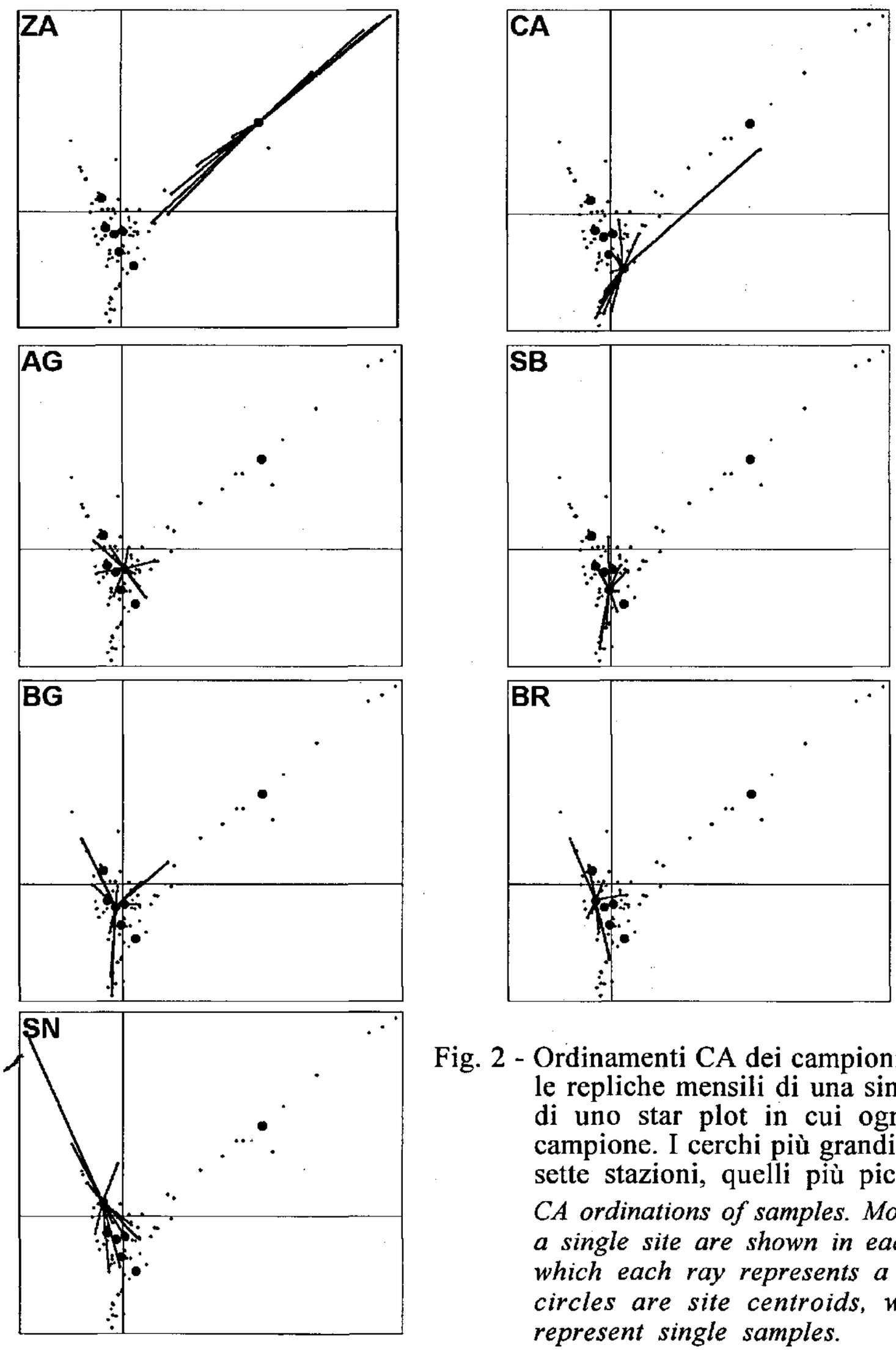


Fig. 2 - Ordinamenti CA dei campioni. Ogni diagramma mostra le repliche mensili di una singola stazione sotto forma di uno star plot in cui ogni raggio rappresenta un campione. I cerchi più grandi indicano i centroidi delle sette stazioni, quelli più piccoli i singoli campioni.

CA ordinations of samples. Monthly replicates taken from a single site are shown in each subplot as star plots in which each ray represents a sample. The seven larger circles are site centroids, whereas the smaller ones represent single samples.

Risultati

L'ordinamento dei campioni ottenuto mediante CA relativamente alle singole repliche (fig. 2), mostra chiaramente come non esistano sostanziali discontinuità nell'insieme dei dati, sia in termini spaziali (differenze fra stazioni), sia in termini temporali (variabilità dei campioni prelevati nella stessa stazione). Tuttavia, è possibile notare come le diverse repliche mensili effettuate in ciascuna stazione occupino porzioni del piano solo parzialmente sovrapposte.

In particolare, tutti i campioni prelevati nella stazione ZA sono disposti nel semipiano positivo di CA1, così come la maggior parte di quelli della stazione CA. Le specie più strettamente associate alla stazione ZA sono chiaramente identificabili nell'ordinamento dei taxa (fig. 3), in cui sono riportati solo gli identificativi dei taxa il cui valore indicatore è risultato significativo (tab. 1).

E' interessante notare come nessun taxon sia indicato in corrispondenza del polo negativo di CA1 (staz. SN), a testimonianza di una minore caratterizzazione della comunità bentonica. Numerosi taxa, invece, sono posizionati intorno all'origine di CA1, e costituiscono la struttura portante della comunità bentonica del lago. Il risultato della CA, che attiene alla composizione del popolamento in termini di abbondanze relative, trova anche conferma in termini quantitativi nel risultato di una MRPP, che consente di rigettare l'ipotesi di un uguale livello di eterogeneità fra le repliche mensili delle diverse stazioni (R=0.028, p=0.01). In particolare, rispetto all'attesa in condizioni di casualità risultano quantitativamente più variabili le stazioni CA e SN e meno variabili le stazioni BG, SB e ZA.

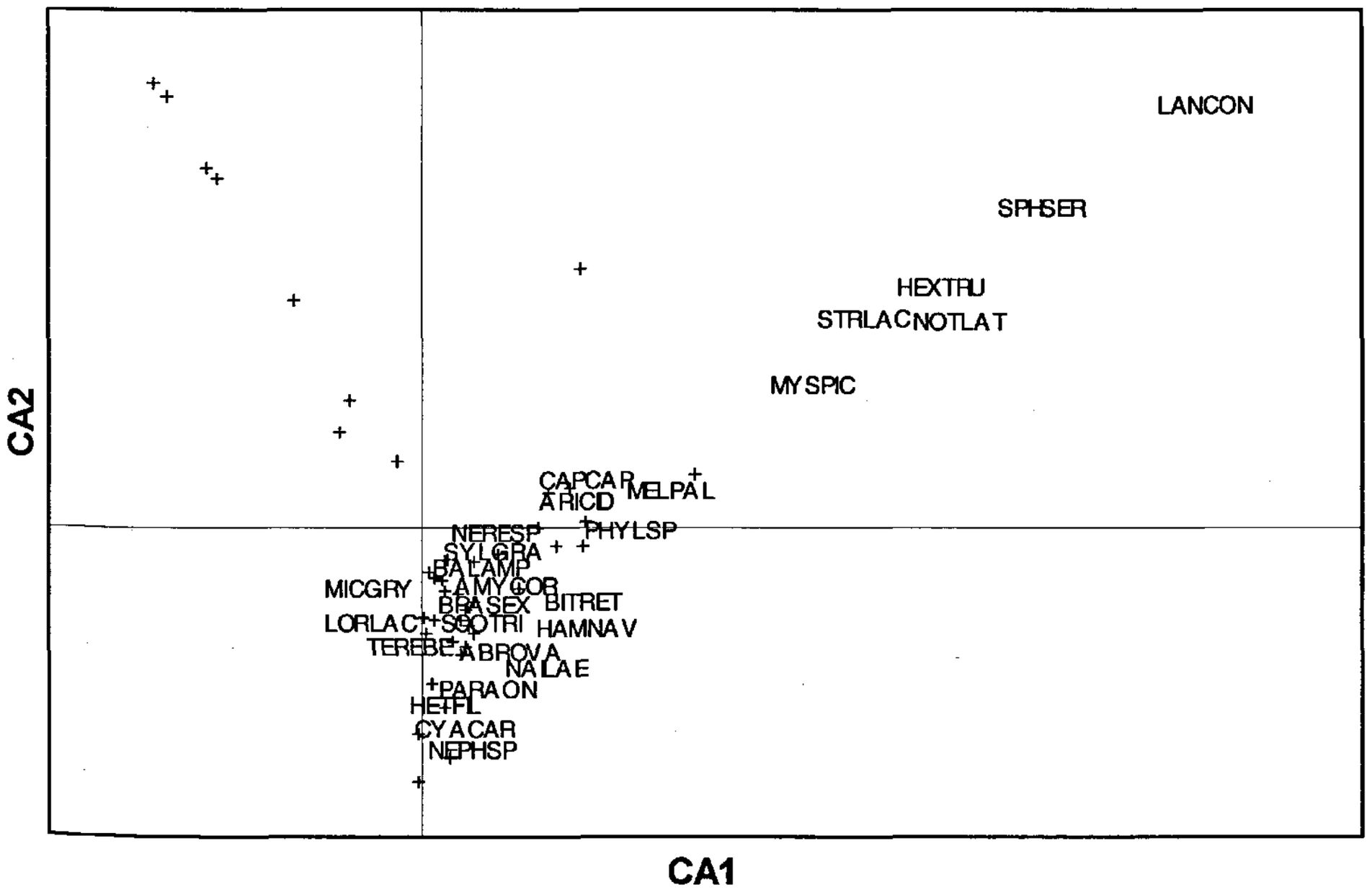


Fig. 3 - Ordinamento CA dei taxa (sono indicati solo quelli con un Valore Indicatore significativo).
Taxa CA ordination (only those taxa whose Indicator Value is significant are labeled).

Infine (fig. 4), considerando l'insieme delle sette stazioni nei 12 mesi in cui è stato replicato il campionamento,si può notare come la distanza media fra di esse sia superiore fra aprile e luglio all'attesa in condizioni di casualità della distribuzione delle distanze (ottenuta mediante una MRPP, con R=0.092 e p<.01), mentre risulta inferiore all'attesa fra agosto e marzo. Quest'ultima condizione traduce una maggiore omogeneità quantitativa del popolamento nell'insieme delle sette stazioni analizzate fra la tarda estate e l'inverno.

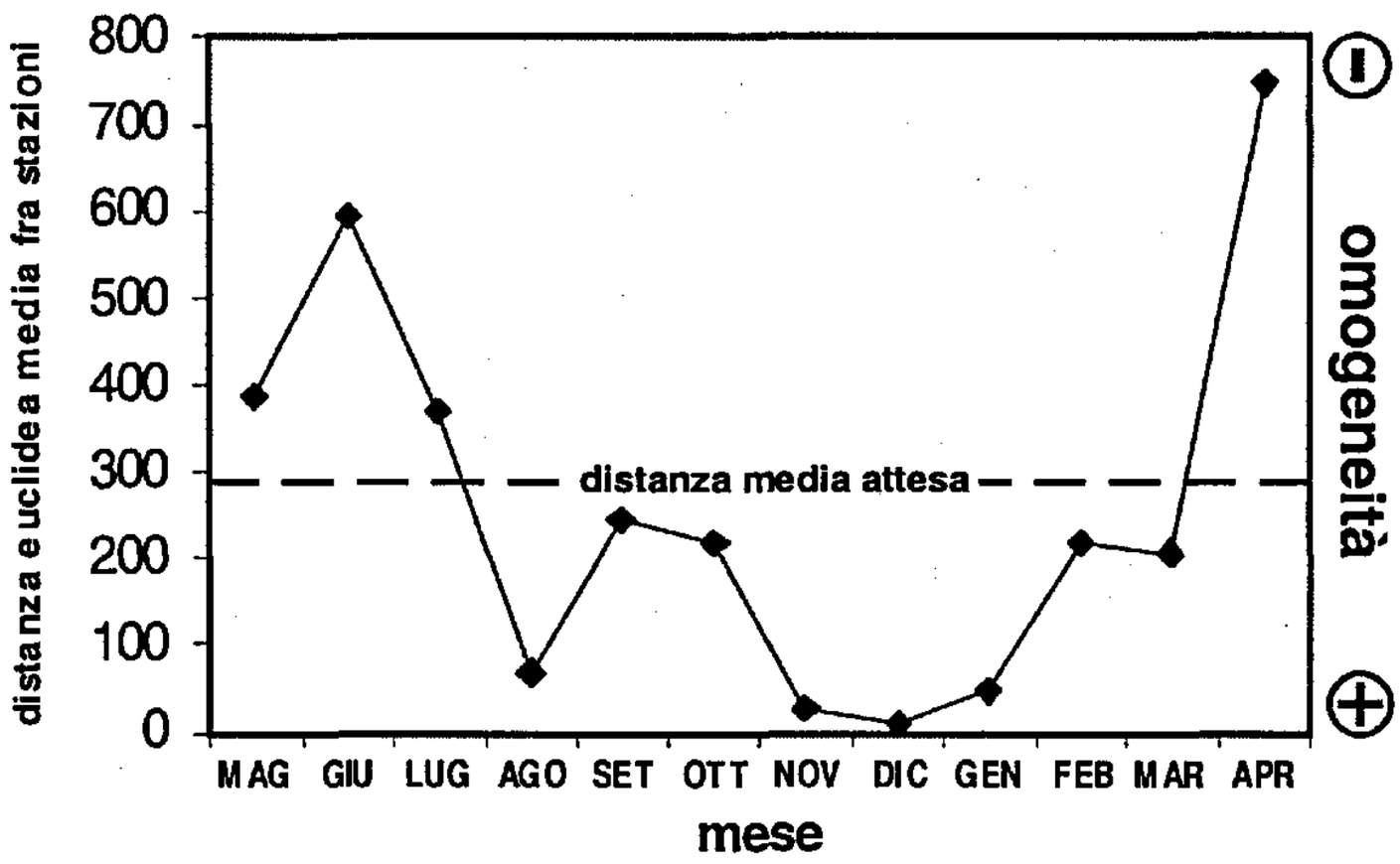


Fig. 4 - Variazione temporale della distanza euclidea media fra le stazioni.
Temporal changes in the between-sites euclidean distance (the dashed line shows the expected mean value: points that are above this line correspond to a homogeneity among sites lower than expected).

Conclusioni

I risultati ottenuti indicano come la comunità bentonica del lago di Varano presenti delle variazioni spaziali percepibili, pur nel contesto di una sostanziale continuità dei cenoclini.

Le stazioni ZA e CA, poste rispettivamente a ridosso della barra dunale che separa il lago dal mare ed in corrispondenza del canale di foce all'estremità nord-occidentale del lago, sono quelle il cui popolamento presenta le caratteristiche di maggiore originalità, e la seconda, insieme a SN è anche risultata quella soggetta alle variazioni quantitative più ampie.

In accordo con le attese, infine, la massima eterogeneità quantitativa del popolamento si riscontra, su scala di bacino, in concomitanza con la primavera e la prima parte dell'estate.

Tab. 1 - Indicator Species Analysis. Le specie il cui Valore Indicatore è risultato significativo sono in grassetto, mentre un quadrato intorno al Valore Indicatore massimo indica la stazione a cui sono più strettamente associate.

Indicator Species Analysis. Species with a significant Indicator Value are in bold, whereas a square around the maximum Indicator Value indicates the sampling site to which the species is more strictly associated.

n	taxon	ID	AG	BG	BR	CA	SN	SB	ZA	p
1	**Abra ovata**	**ABROVA**	**9**	**0**	**13**	**40**	**0**	**1**	**6**	**.001**
2	**Amyclina corniculum**	**AMYCOR**	**50**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**.000**
3	**Aricidae**	**ARICID**	**14**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**24**	**.007**
4	**Balanus amphitrite**	**BALAMP**	**25**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**.020**
5	Balanus eburneus	BALEBU	1	0	3	0	13	0	0	.455
6	Balanus improvisus	BALIMP	0	5	0	0	0	4	0	.999
7	**Bittium reticulatum**	**BITRET**	**9**	**0**	**4**	**54**	**0**	**3**	**0**	**.000**
8	**Brachynotus sexdentatus**	**BRASEX**	**39**	**0**	**5**	**4**	**1**	**2**	**0**	**.000**
9	**Capitella capitata**	**CAPCAP**	**6**	**8**	**1**	**9**	**5**	**1**	**35**	**.017**
10	Caprella equilibra	CAPEQU	0	0	0	0	8	0	0	.999
11	Cerastoderma glaucum	CERGLA	11	0	0	2	3	0	11	.500
12	Chironomus salinarius	CHISAL	9	2	10	3	13	8	24	.184
13	Cirriformia tentaculata	CIRTEN	1	0	3	0	0	13	0	.233
14	Corbula gibba	CORGIB	1	2	0	0	5	10	0	.360
15	Corophium insidiosum	CORINS	12	0	10	10	3	0	15	.418
16	Crangon crangon	CRACRA	8	2	0	2	0	0	0	.611
17	**Cyathura carinata**	**CYACAR**	**0**	**1**	**1**	**37**	**0**	**3**	**0**	**.008**
18	Cyclope neritea	CYCNER	7	0	7	21	1	0	2	.064
19	Dexamine spinosa	DEXSPI	9	0	0	17	0	1	1	.062
20	Diogenes pugilator	DIOPUG	0	6	0	2	0	0	0	.999
21	Ficopomatus enigmaticus	FICENI	1	0	7	0	51	0	0	.073
22	Gammarus aequicauda	GAMAEQ	8	0	3	17	0	0	0	.282
23	Genetyllis rubiginosa	GENRUB	0	2	0	0	6	0	0	.999
24	**Haminea navicula**	**HAMNAV**	**31**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**.013**
25	Hesionidae	HESION	0	0	0	0	0	8	0	.999
26	**Heteromastus filiformis**	**HETFIL**	**0**	**9**	**8**	**39**	**1**	**6**	**0**	**.003**
27	**Hexaplex trunculus**	**HEXTRU**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**54**	**.000**
28	Hydrobia ssp.	HYDSSP	3	0	4	11	14	7	0	.912
29	Idotea baltica	IDOBAL	19	0	0	0	3	0	0	.055
30	Jassa marmorata	JASMAR	0	0	0	0	8	0	0	.999
31	**Lanice conchylega**	**LANCON**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**58**	**.000**
32	**Loripes lacteus**	**LORLAC**	**35**	**2**	**8**	**20**	**3**	**8**	**0**	**.028**
33	Malacoceros fuliginosus	MALFUL	0	0	7	0	4	2	0	.512
34	**Melita palmata**	**MELPAL**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**23**	**.036**
35	**Microdeutopus gryllotalpa**	**MICGRY**	**3**	**0**	**41**	**2**	**0**	**1**	**0**	**.011**
36	**Mysta picta**	**MYSPIC**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**69**	**.000**
37	Mytilaster minimus	MYTMIN	18	1	18	7	21	0	0	.420
38	**Naineris laevigata**	**NAILAE**	**37**	**0**	**7**	**1**	**0**	**1**	**0**	**.007**
39	Nassarius reticulatus	NASRET	14	0	4	16	0	0	0	.099
40	Neanthes succinea	NEASUC	0	16	0	0	0	0	0	.147
41	**Nephtys sp.**	**NEPHSP**	**0**	**3**	**0**	**25**	**0**	**0**	**0**	**.007**
42	Nereis falsa	NERFAL	0	6	0	0	0	0	4	.975

Segue Tab. 1

n taxon	ID	AG	BG	BR	CA	SN	SB	ZA	p
43 Nereis sp.	**NERESP**	**29**	**3**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**.008**
44 Notomastus latericeus	**NOTLAT**	**0**	**0**	**0**	**5**	**0**	**0**	**31**	**.021**
45 Oligocheti	OLIGOC	3	3	19	18	14	6	0	.302
46 Owenia fusiformis	OWEFUS	0	0	0	8	0	0	0	.999
47 Paphia aurea	PAPAUR	0	0	0	18	0	2	16	.052
48 Paranemonia cinerea	PARCIN	12	2	9	11	0	5	0	.507
49 Paraonidae	**PARAON**	**0**	**0**	**37**	**0**	**0**	**3**	**0**	**.011**
50 Phyllodoce sp.	**PHYLSP**	**0**	**2**	**0**	**0**	**0**	**0**	**27**	**.005**
51 Phyllodocidae	PHYLLO	18	0	8	21	0	0	3	.060
52 Platynereis dumerilii	PLADUM	25	0	1	1	0	0	18	.053
53 Polydora ciliata	POLCIL	7	5	6	5	3	3	0	.972
54 Polynoidae	POLYNO	0	9	1	5	0	1	0	.351
55 Prionospio cirrifera	PRICIR	0	7	3	0	4	0	0	.663
56 Prionospio malmgreni	PRIMAL	0	5	0	0	0	0	3	.999
57 Rissoa ventricosa	RISVEN	16	0	2	0	1	0	0	.093
58 Scolelepis tridentata	**SCOTRI**	**24**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**.028**
59 Sphaeroma serratum	**SPHSER**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**58**	**.000**
60 Spionidae	SPIONI	20	6	14	11	6	11	0	.408
61 Striarca lactea	**STRLAC**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**25**	**.015**
62 Syllidae	SYLLID	0	0	3	0	3	0	6	.638
63 Syllis gracilis	**SYLGRA**	**32**	**1**	**12**	**0**	**0**	**1**	**0**	**.000**
64 Syngnathus abaster	SYNABA	2	0	0	2	0	0	10	.389
65 Tanais cavolinii	TANCAV	0	0	8	0	0	0	0	.999
66 Terebellidi	**TEREBE**	**0**	**0**	**0**	**25**	**0**	**0**	**0**	**.016**
67 Turbellari	TURBEL	3	2	0	3	0	0	0	.999
68 Upogebia pusilla	UPOPUS	0	2	0	13	0	0	0	.224

Bibliografia

BENZÉCRI J.P. (1973) - *L'Analyse des Données*, 2 volumi, Dunod, Paris, France.

BERRY K.J., KVAMME K.L., MIELKE P.W. Jr. (1983) - Improvements in the permutation test for the spatial analysis of the distribution of artifacts into classes. *American Antiquity*, **48**: 547-553.

BIANCHI C.N. (1980) - Serpuloidea (Anellida, Polychaeta) di alcune lagune costiere pugliesi. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr.*, suppl. **10**: 365-366.

BIONDINI M.E., BONHOM C.D., REDENTE E.F. (1985) - Secondary successional patterns in a sagebrush (Artemisia tridentata) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio*, **60**: 25-36.

CANNAVIELLO E.F. (1914) - *La laguna di Varano*, Lucera.

CERRUTI A. (1924) - Sulle condizioni della mitilicoltura nel lago di Varano nel settembre del 1924. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **2** (4): 33.

CORBETTA F. (1970) - Lineamenti della vegetazione macrofitica dei laghi di Lesina e Varano. *Giorn. Bot. Ital.*, **104**: 165-191.

DE ANGELIS C. M. (1963) - Notizie fisico-chimiche e biologiche sui laghi di Lesina e Varano. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **18** (2): 107-124.

DE ANGELIS R. (1952) - Note sull'interrimento delle foci di Capoiale della laguna di Varano. *Boll. di Pesca*, n° 2, marzo-aprile.

DE ANGELIS R. (1964) - Il lago di Varano. Min. Marina Mercantile, Mem. n° 10.

DE ANGELIS R. (1965) - Les bassins cotiers du promontoire du Gargano (Lac de Lesina et de Varano). *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit.*, **8**: 65-71.

DIVIACCO G. (1982) - Osservazioni sui crostacei anfipodi delle lagune costiere pugliesi. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **50** (Suppl.): 178-182.

DUFRENE M., P. LEGENDRE (1997) - Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67** (3): 345-366.

McCUNE B., MEFFORD M.J. (1997) - PC-ORD for Windows, Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 3.18, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.

MIELKE P.W.Jr. (1984) - Meteorological applications of permutation techniques based on distance functions. Pages 813-830. In P.R. Krishnaiah and P.K. Sen, eds., *Handbook of Statistics*, Vol. 4. Elsevier Science Publishers.

MORRI C. (1980) - Contributo alla conoscenza degli idrozoi lagunari italiani: idropolipi di alcune lagune pugliesi. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr.*, **10** (Suppl.): 419-420.

RUFFO S. (1948) - Raccolte faunistiche compiute nel Gargano da A. Ghigi e F. P. Pomini. VI: ANFIPODI. *Acta Pont. Acad. Sci.*, **12**: 293-308.

TOLOMIO C. ANDREOLI C. (1986) - Recherches écologiques et biologiques (Phytoplancton) dans le Lac de Varano (Mer Adriatique): données préliminaires. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **30** (2): 188.

TOLOMIO C., ANDREOLI C., MONTANARI M. (1990) - Etude sur l'hydrologie et le phytoplancton du Lac de Varano (Mer Adriatique). Mai 1985-Avril 1986. *Algological Studies*, **58**: 57-86.

ZIMMERMANN G.M., GOETZ H., MIELKE P.W Jr. (1985) - Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology*, **66**: 606-611.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 558-561

F. SANGIORGI, L. BONI, G. GABBIANELLI, F. GUERRINI, R. PISTOCCHI

Corso di Laurea in Scienze Ambientali, Università di Bologna,
Via Tombesi dall'Ova, 55 - 48100 Ravenna, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DEI SEDIMENTI DELLA PIALASSA BAIONA (RAVENNA) ED EFFETTI DELLA LORO ELUIZIONE SULLA CRESCITA DI MICROALGHE AUTOCTONE

EFFECTS OF HEAVY METAL POLLUTED SEDIMENTS ON PHYTOPLANKTON

Abstract

The effect of heavy metal polluted sediments on growth and polysaccharide production of two phytoplankton species was investigated using both sediment elutriates and water as growing media. Phytoplankton cells grown in sediment elutriates show an increase in polysaccharide excretion and, sometimes, inhibition of growth and a change in their morphologies.

Key-words: *heavy metals, sediment elutriates, phytoplankton, polysaccharides.*

Introduzione

La Pialassa Baiona è un'area salmastra lagunare ravennate, in cui varie industrie hanno scaricato, in passato, residui inquinanti tra cui metalli pesanti (mercurio in particolare) che sembrano stabilmente legati al sedimento siltoso-argilloso ed anossico tipico di quest'area (Miserocchi *et al.*, 1994). La zona è stata ultimamente sottoposta a lavori di dragaggio dei sedimenti e di dolcificazione delle acque allo scopo di preservare la pineta che si trova nelle immediate vicinanze. La presente ricerca ha preso in considerazione l'analisi di alcuni metalli pesanti (As, Cr, Cu, Cd, Hg, Pb, Zn) ed è stata volta a valutare se, modificazioni di salinità e pH delle acque, potessero consentire un rilascio di questi metalli dai sedimenti. Si è inoltre cercato di valutare quali effetti potrebbe provocare un simile fenomeno sulla crescita di due microalghe autoctone, la diatomea *Cylindrotheca closterium* e la dinoflagellata *Prorocentrum micans*. È stata infine valutata la produzione di polisaccaridi come uno dei meccanismi di difesa utilizzati dalle alghe (Pistocchi et al., 1997).

Materiali e metodi

L'analisi dei metalli pesanti (As, Cr, Cu, Cd, Hg, Pb, Zn) è stata condotta mediante spettroscopia ad assorbimento atomico seguendo le metodologie previste dall'I.R.S.A. (1994). Il metodo di cessione utilizzato in questo studio non è un metodo standard, ma fa riferimento a quello utilizzato da Fara (1994) per la valutazione della crescita di *Gymnodinium* sp.: gli eluati sono stati ottenuti per agitazione (2 ore) di una miscela costituita di sedimento tal quale ed acqua della Pialassa (eluente) tal quale o variamente modificata per pH e/o salinità (in rapporto 1:10). Una successiva centrifugazione ha permesso di separare l'acqua (eluato) dal sedimento. L'eluato ottenuto senza cambiamento di alcun parametro rappresenta l'eluato A, mentre le variazioni di pH e/o salinità sono consistite o in un

solo abbassamento di salinità da 0,33 % a 0,20 % (eluato B) o in un solo abbassamento del pH da 8,4 a 6,4 (eluato C), o in una modificazione di entrambi i parametri (eluato D).

Le colture di *Cylindrotheca closterium* e di *Prorocentrum micans* (un totale di 8 colture per ciascuna specie algale) sono state mantenute sia negli eluati che nell'acqua utilizzata come eluente che è servita come controllo.

Le colture sono state incubate per un periodo di 27 giorni in una camera termostatica alla temperatura di 20 ± 1°C con un'intensità luminosa di 1600 μW/cm² ed un fotoperiodo di 16 ore di luce e 8 ore di buio. Per la valutazione della crescita algale, il numero di cellule algali in 1 ml di coltura è stato contato a giorni alterni al microscopio, a partire dal giorno dell'inoculo (giorno 0). L'inibizione della crescita è stata valutata come percentuale di riduzione del tasso di crescita.

La determinazione dei polisaccaridi è stata eseguita in doppio alla fine della crescita esponenziale delle alghe secondo il metodo di Dubois *et al.* (1956) su subcolture acidificate (pH 3,5) e centrifugate, usando il glucosio come standard.

Risultati e discussione

I risultati relativi all'analisi degli eluati sembrano dimostrare un minimo rilascio di alcuni metalli (Pb, Cu e Zn) dal sedimento (Tab. 1) benché tali metalli non siano generalmente presenti in concentrazioni singolarmente ritenute sufficienti per l'inibizione della crescita algale.

Tab. 1 - Concentrazione (in ppm) di metalli pesanti nel sedimento, nell'acqua e negli eluati. Vengono riportati i valori di pH e salinità dei quattro eluati (IL = inferiore al limite di rilevabilità).

Heavy metal concentration (ppm) in sediment, water and elutriates. pH and salinity values in elutriates are shown (IL = below detection limit).

	Sedimento	Acqua (S= 0,33%, pH = 8,4)	Eluato A (S= 0,33%, pH = 8,4)	Eluato B (S=0,2%, pH = 8,4)	Eluato C (S= 0,33%, pH = 6,4)	Eluato D (S= 0,2%, pH = 6,4)
As	4,30	IL	IL	IL	IL	IL
Cd	0,42	IL	IL	IL	IL	IL
Cr	69,30	IL	IL	IL	IL	IL
Hg	9,44	IL	IL	IL	IL	IL
Pb	35,60	IL	0,013	0,010	0,021	0,010
Cu	18,80	IL	IL	0,006	0,005	0,005
Zn	59,40	0,03	0,06	0,03	0,04	0,03

Per quanto riguarda il Pb, infatti, Hoover (1978) osservò che si aveva una diminuzione del tasso di fotosintesi nelle alghe per concentrazioni di Pb superiori a 0.1 mg/l.

L'effetto del Cu su diverse specie di dinoflagellate e diatomee è stato analizzato in una ricerca condotta da Pistocchi et al. (2000): i risultati evidenziano che le dinoflagellate sono più sensibili delle diatomee alla presenza di metalli e non crescono se le concentrazioni di Cu sono superiori a 0.05 mg/l, mentre la loro crescita è inibita già a concentrazioni di 0.03 mg/l. Le concentrazioni di Cu devono essere circa 10 volte superiori per inibire la crescita delle diatomee. Infine, lo Zn non mostra effetti inibitori per concentrazioni inferiori a 0.5 mg/l (Carpené *et al.*, 1992; Pistocchi, risultati non pubblicati).

Analizzando le curve di crescita di *Cylindrotheca closterium* (dati non presentati) si può innanzitutto affermare che le alghe cresciute negli eluati non sembrano, in generale, evidenziare effetti di stress dovuti ad adattamento al nuovo terreno di coltura (nessuna curva presenta una fase "lag"). Le colture cresciute negli eluati a ridotta salinità (B e D) raggiungono, addirittura, un numero di cellule/ml di coltura più elevato rispetto al controllo, già a partire dal giorno 5. Tuttavia, negli eluati A e C, si può notare, rispetto ai controlli, una inibizione della crescita algale che è del 16% nel caso dell'eluato A e del 38% nell'eluato C. Questa inibizione potrebbe quindi essere imputabile più che alla presenza di un singolo metallo in concentrazioni tossiche, alla presenza di una miscela di metalli.

Le curve di crescita di *Prorocentrum micans* (dati non presentati) sono più simili fra loro a parte il fatto che, mentre negli eluati A e B (in cui non è stato variato il pH) le cellule mostrano subito una crescita esponenziale, in quelli C e D (indipendentemente dal valore di salinità) si verifica una fase iniziale di latenza che si prolunga fino al giorno 5.

Per questa specie, tuttavia, non viene rilevata alcuna inibizione della crescita algale in nessuno degli eluati rispetto ai controlli.

Considerando la produzione di polisaccaridi extracellulari per ml di coltura essa risulta in generale maggiore negli eluati che nei controlli. In particolare, il calcolo del rapporto fra polisaccaridi extracellulari e totali (Tab. 2) evidenzia che, in 6 casi su 8, i polisaccaridi vengono escreti in maggior quantità dalle cellule quando esse crescono in terreni costituiti da eluati.

Tab. 2 - Calcolo dei rapporti fra polisaccaridi extracellulari/totali in *Cylindrotheca closterium* e in *Prorocentrum micans.*

Extra-cellular/total polysaccharide ratio in Cylindrotheca closterium *and in* Prorocentrum micans.

	Cylindrotheca closterium	***Prorocentrum micans***
A CONTROLLO	0,39	0,22
A ELUATO	0,47	0,32
B CONTROLLO	0,94	0,47
B ELUATO	0,74	0,53
C CONTROLLO	0,52	0,44
C ELUATO	0,91	0,44
D CONTROLLO	0,55	0,38
D ELUATO	0,65	0,50

Tuttavia, non è possibile imputare univocamente la maggiore escrezione di polisaccaridi negli eluati alla presenza dei metalli in traccia. Infatti, confrontando

le risposte algali ai trattamenti di dolcificazione ed acidificazione (controlli B, C e D rispetto ad A), si osservano incrementi nei rapporti fra polisaccaridi ancora più marcati che potrebbero suggerire come le due specie rispondano in particolare all'abbassamento di salinità.

Sono state inoltre osservate modificazioni morfologiche in cellule cresciute negli eluati.

Conclusioni

I risultati ottenuti sono tali da far porre attenzione ai lavori in progetto di dolcificazione delle acque della Pialassa Baiona e di dragaggio dei sedimenti: non solo, infatti, alcuni metalli che verrebbero liberati potrebbero nell'insieme avere un effetto parzialmente inibitorio sulla crescita del fitoplancton, ma piuttosto i cambiamenti di salinità e/o pH delle acque potrebbero provocare l'iperproduzione di polisaccaridi e quindi peggiorare la qualità dell'ambiente.

Bibliografia

CARPENÉ E., BONI L., NALDI S., GORINI A. (1992) - Effect of zinc, copper, iron and cadmium on the marine algae *Cylindrotheca fusiformis* and *Prorocentrum micans*. In: Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R. (eds.): *Marine eutrophication and population dynamics*. Olsen & Olsen, Denmark: 129-132.

DUBOIS M., GILLES K.A., HAMILTON J.K., REBERS P.A., SMITH F. (1956) - Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Anal. Chem.*, **28**: 350-356.

FARA A. (1994) – Effetto dei sedimenti sulla crescita e la composizione chimica di *Gymnodinium* sp. (Dinophyceae) responsabile di "maree verdi" in Adriatico. Tesi di dottorato, Università di Bologna.

I.R.S.A. (1994) - Metodi analitici per i fanghi. Parametri fisico – chimici. Consiglio Nazionale delle Ricerche.

HOOVER T.B. (1978) – Inorganic species in water: ecological significance and analytical needs (a literature review). U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-78-064: 71 pp.

MISEROCCHI S., LANGONE L., GUERZONI S. (1994) – The fate of Hg-contaminated sediments of the Ravenna lagoon (Italy): final burial or potential remobilization. *Water Sci. Technol.*, **28**: 349-358.

PISTOCCHI R., GUERRINI F., BALBONI V., BONI L. (1997) – Copper toxicity and carbohydrate production in the microalgae *Cylindrotheca fusiformis* and *Gymnodinium* sp. *Eur. J. Phycol.*, **32**: 125-132.

PISTOCCHI R., MORMILE M.A., GUERRINI F., ISANI G., BONI L. (2000) – Increased production of extra- and intracellular metal-ligands in phytoplankton exposed to copper and cadmium. *Journal of Applied Phycology*, **12**: 469-477.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 562-565

F. SANGIORGI*,**, L. BONI*, K.P. BOESSENKOOL**, H. BRINKHUIS**

*Corso di Laurea in Scienze Ambientali, Università di Bologna,
Via Tombesi dall'Ova 55 - 48100 Ravenna, Italia.
**Laboratory of Palaeobotany and Palynology, Utrecht University,
Budapestlaan 4 - 3584 CD Utrecht, The Netherlands.

ORGANIC-WALLED DINOFLAGELLATE CYSTS FROM THE NORTH-WESTERN ADRIATIC SEA: PRELIMINARY RESULTS

CISTI DI DINOFLAGELLATE A PARETE ORGANICA DELL'ADRIATICO NORDOCCIDENTALE: RISULTATI PRELIMINARI

Abstract

Organic-walled dinoflagellate cyst assemblages from two different locations in the north-western Adriatic Sea sediments were investigated to test their potential use as indicators of sea surface productivity and to map the presence and distribution of toxic species and "seed-beds". The area close to the Po River mouth, as expected, shows a very high productivity. Offshore Ancona the seawater has a more oceanic profile and shows a general lower productivity. Cysts of the potential toxic species Protoceratium reticulatum *were found.*

Key-words: *north-western Adriatic Sea, organic-walled dinoflagellate cysts, seed-beds, sediments.*

Introduction

The north-western Adriatic Sea has a very high productivity and episodes of massive diatom and dinoflagellate blooms are well known. Many dinoflagellate species produce organic-walled cysts as a part of their lifecycle (Head, 1996). The aim of this study was to investigate differences in sea surface productivity using organic-walled dinoflagellate cysts as indicators. Moreover, studying dinoflagellate cysts in surface sediments represents a useful tool, alternative to the classical phytoplankton investigations, to discover the possible presence of toxic species. In addition, this study allows us to identify "seed-beds", areas of cyst accumulation where a future massive excystment (that initiates a bloom) may take place, hence to predict the possible occurrence of dystrophic phenomena typical of this area.

Materials and methods

During May and June 1998, seven surface sediment samples (1 cm thick) were collected by means of a box-corer at five stations from the coastal area of the Po River delta (Chioggia) and at two stations from offshore Ancona. The Po River sampling sites were located one north and one south of the delta (stations chS and ch37, respectively) and three along a transect close to the mouth (seaward from the coast: ch64, ch55, ch50). The Ancona stations (an35 and an33) were also located along a transect with the station an35 closest to the coast (Fig. 1).

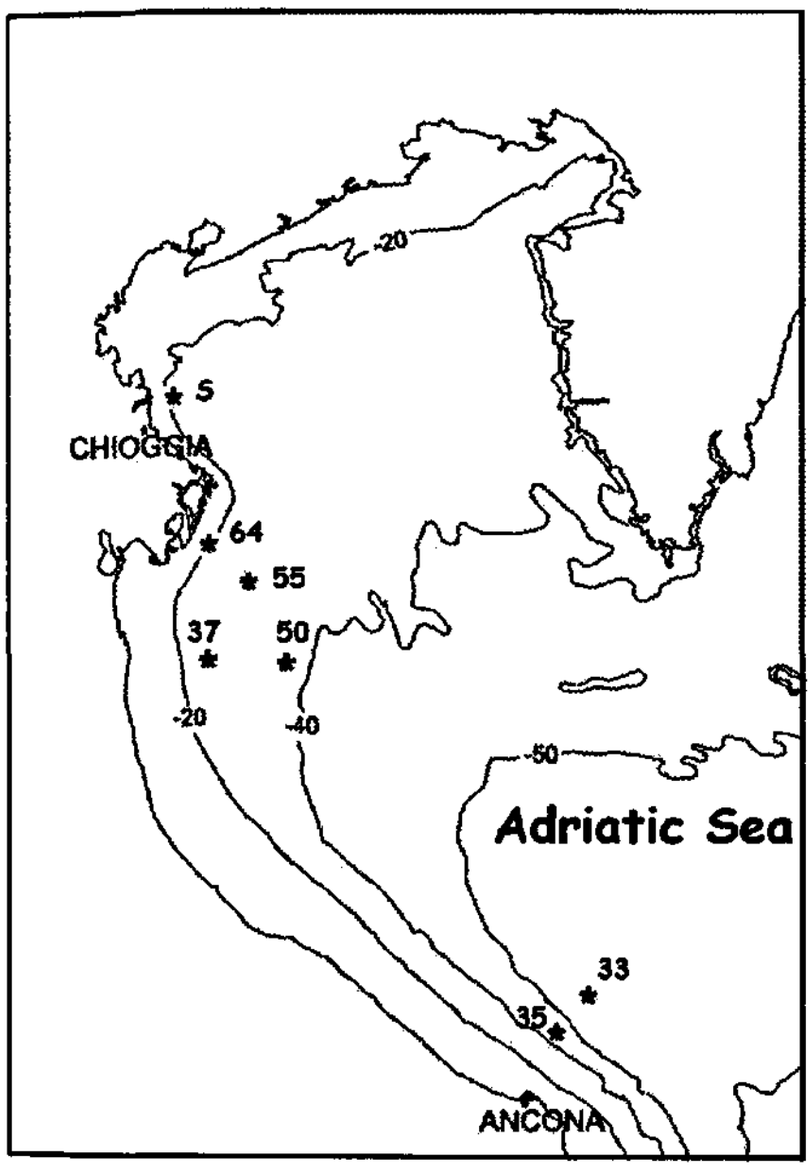


Fig. 1 - Location of the samples.
Localizzazione dei campioni.

The sediment samples (about 2 grams dry weight) were treated with standard marine palynological methods for quantitative preparation (using subsequent steps of HCl 10% and HF 38%; Dale, 1976), and then were sieved to retain the > 10 µm fraction. The residue was then permanently mounted on microslides. All samples were quantitatively and qualitatively analysed for dinocysts. Taxonomic identification was performed according to Williams *et al.* (1998).

Results

A total of 38 cyst species were identified. The most representative groups or species in all the assemblages are: *Protoperidinium* spp., *Spiniferites* spp. (cysts of *Gonyaulax scrippsae* group and *G. spinifera* complex), *Operculodinium centrocarpum* (cyst of *Protoceratium reticulatum*), *Lingulodinium machaerophorum* (cyst of *Lingulodinium polyedrum*) and *Impagidinium* spp. (mainly *I. aculeatum*), the latter only rarely occurring in Ancona samples (Fig. 2).

The cyst concentrations in the Po area sediments are variable, ranging from about 2000 cysts/g sediment north of Po River delta to about 17000 cysts/g sediment close to Po River mouth where the influence of the nutrient enriched water outflow is much higher. Offshore Ancona, cyst concentrations range from about 3500 to about 6000 cysts/g and decrease with increasing distance from the coast.

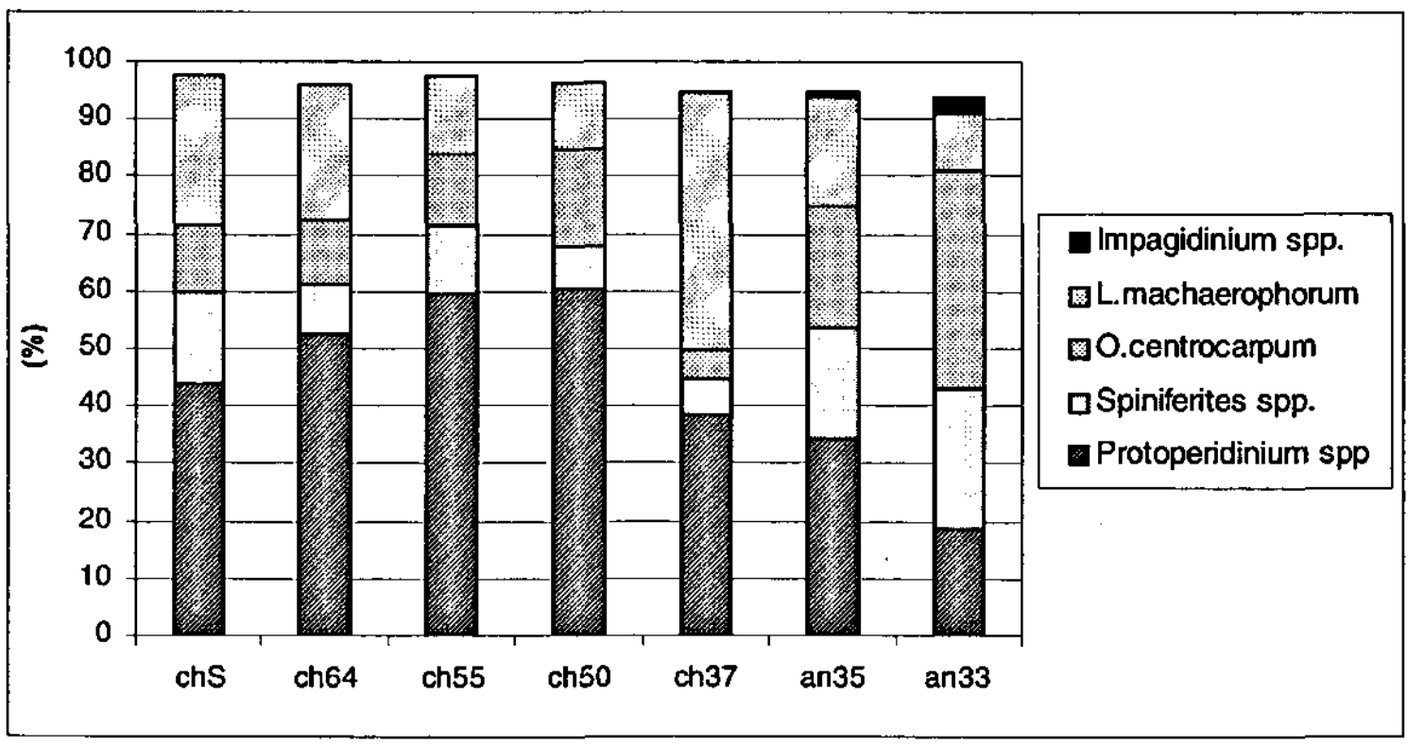


Fig. 2 - Relative abundance (%) of the five main dinocyst groups or species found in the north-western Adriatic surface sediments.
Abbondanza relativa (%) dei cinque principali gruppi o specie di cisti di dinoflagellate trovate nei sedimenti superficiali dell'Adriatico nordoccidentale.

Cysts of *Protoperidinium* spp., which relative abundance ranges between 39 and 60% of the assemblages, generally dominate samples from the Po River delta area. *Lingulodinium machaerophorum* is generally higher close to the coast than offshore. In particular, the coastal sample, south of the Po River mouth (station ch37), shows a very high percentage (45%) and high concentration (4200 cysts/g sediment) of this species. The relative abundance of *Operculodinium centrocarpum*, cyst of a potentially toxic species (Satake et al., 1997) is fairly stable (ranging from about 12% to about 17%) although it shows a slight increase seaward. The percentage of *Spiniferites* spp. ranges from 6 to 16% but it does not show any pronounced distribution pattern.

The Ancona samples show that cysts of *Protoperidinium* spp. are abundant (34%) in the coastal area only, where the influence of the Po River outflow is still considerable due to the general circulation pattern. *Operculodinium centrocarpum* is dominant offshore (38%). The abundance of this cyst is, in literature, often found to increase across the neritic-oceanic boundary (Dale, 1996) and therefore it might indicate the coastal-pelagic boundary in this area. *Impagidinium* species, mainly *I. aculeatum* are present, but rare, in both samples being more abundant in the offshore station.

Discussion and conclusions

The generally high cyst concentrations and the high relative abundance of the heterotrophic group *Protoperidinium* spp. cysts in the assemblages confirm the eutrophic conditions which characterise the north-western Adriatic Sea, underlining differences in water productivity between areas differently influenced by the Po River outflow.

The particularly high relative abundance of *Lingulodinium machaerophorum* in the coastal stations ch37 can be linked both to eutrophication and high sea surface temperature (Thorsen & Dale, 1997). The high concentration of this cyst in sediments can also be used as a signal for a possible future bloom of *Lingulodinium polyedrum*, since dystrophic phenomena as massive blooms and red tides often occur in the area.

The presence of the species *I. aculeatum* (usually indicative of temperate open-marine oligotrophic waters) in Ancona stations can be mainly related to the particular sampling time (June) since the north-western Adriatic Sea is, generally, neither oligotrophic nor warm.

All the samples analysed also reveal the presence of cysts of the potentially toxic *Protoceratium reticulatum*, responsible for the yessotoxin, while no cysts of the toxic *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum* were found.

Therefore, studying dinoflagellate cysts in surface sediments can be very important for environmental issues because they represent a useful tool to discover the occurrence of toxic species and to identify "seed-beds", hence to predict areas where toxicity episodes, blooms and red tides might be expected. These preliminary results, obtained analysing few samples, show how this approach can be used as a quicker and a valid alternative to classical methods for phytoplankton investigation.

References

DALE B. (1976) - Cyst formation, sedimentation and preservation: factors affecting dinoflagellate assemblages in recent sediments from Trondheimsfjord, Norway. *Review of Palaeobotany and Palynology*, **22**: 39-60.

DALE B. (1996) - Dinoflagellate cyst ecology: modelling and geological applications. In: Jansonius J. & McGregor D.C. (Eds.), *Palynology: Principles and Application*. American Association of Stratigraphic Palynologists Found., **3**: 1249-1275.

HEAD M.J. (1996) - Modern dinoflagellate cysts and their biological affinities. In: Jansonius J. & McGregor D.C. (eds.), *Palynology: Principles and Application.* American Association of Stratigraphic Palynologists Found., **3**: 1197-1248.

SATAKE M., MACKENZIE L. & YASUMOTO T. (1997) - Identification of *Protoceratium reticulatum* as the biogenetic origin of yessotoxin. *Natural Toxins,* **5**: 164-167.

THORSEN T.A., DALE B. (1997) - Dinoflagellate cysts as indicators of pollution and past climate in a Norwegian fjord. *The Holocene,* **7**: 433-446.

WILLIAMS G.L., LENTIN J.K., FENSOME R.A. (1998) - The Lentin and Williams index of fossil dinoflagellates. *American Association of Stratigraphic Palynologists Contr. Ser.*, **34**: 1-817.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 566-569

R. SITRAN*, S. CAPPUCCI**, A. BERGAMASCO***

*Istituto per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse,
CNR, S. Polo 1364 - 30125 Venezia, Italia.
**Southampton Oceanography Centre, UK.
***Thetis SpA, Venezia, Italia.

DIATOMS, CHLOROPHYLL AND CARBOHYDRATES IN THE SURFACE SEDIMENTS OF THE VENICE LAGOON: EFFECTS ON THE EROSION THRESHOLD

DIATOMEE, CLOROFILLA E CARBOIDRATI NEI SEDIMENTI SUPERFICIALI DELLA LAGUNA DI VENEZIA: EFFETTI SULLA SOGLIA DI EROSIONE

Abstract

During the F-ECTS programme carried out in the Venice Lagoon, samples of the surface sediment were taken in representative areas with the aim of estimating the chlorophyll, colloidal carbohydrates and benthic diatoms contents. The preliminary results showed a good correlation between these parameters and the erosion threshold.

Key-words: *benthic diatoms, chlorophyll, carbohydrates, erodibility.*

Introduction

Erodibility of surface sediments can be estimated through the measurement of the erosion threshold. Many experiments have demonstrated that in estuaries this property depends also on the presence of benthic diatoms, that secrete gluey exudates mainly composed of colloidal carbohydrates (EPS), for movement or sticking purposes (Yallop, 1994). This study, carried out in the context of the MAST-III F-ECTS project, aims at investigating the correlations between the benthic diatom abundances and activities and the erosion threshold in representative sites of the Venice Lagoon (Tab. 1).

Tab. 1 - List of the sampling sites (from North to South) and their main features.
Lista dei siti di campionamento (da Nord a Sud) e delle loro principali caratteristiche.

Site	Basin	Type	Mud fraction (d<62.5 µm) (%)	Human Impact
V50	Northern	Intertidal	94	Low - Saltmarsh
V40	Northern	Intertidal	90	Low - Saltmarsh
V30	Northern	Intertidal	88	High - River discharge, traffic
V20	Northern	Subtidal	86	High - Traffic
V80	Central	Subtidal	85	High - Macroalgal blooms
V70	Central	Subtidal	55	High - Deepening
V60	Central	Subtidal	38	Low - Seagrass meadow

Methods

Summer and winter samples of the surface sediment were collected manually using 60-ml syringes, immediately frozen with liquid nitrogen, and stored at –20°C. The first centimeter of sediment was then subsampled into three equal parts, for chlorophyll, carbohydrates (spectrophotometry methods), and benthic diatoms analyses (Üthermol method). During the sediment sampling, the erodibility was measured *in situ* using an annular benthic flume, developed by the Geological Survey of Canada (Fung, 1997). A controlled flow inside the flume is induced by a rotating lid driven by a stepping motor. Erosion threshold is calculated from the suspended sediment concentration time series measured at 12 cm above the bottom by an OBS sensor.

Results and discussion

In northern shallow intertidals, characterized by well-preserved natural saltmarshes and very muddy sediments, diatom abundance was found to be much higher in summer (4.12±1.03 x10^6 cells/cm^3) than in winter (2.55±1.82 x10^5 cells/cm^3), with ratios up to 20:1. Central silty-sandy subtidals presented very low abundances, expecially in winter (2.09±2.95 x10^4 cells/cm^3), and lower biodiversity in terms of number of genera with respect to the northern intertidals of the lagoon (Fig. 1). In the samples prevailed the order of pennales with only one genus belonging to the centrales (*Melosira*). The most represented pennales genera were *Synedra, Navicula* and *Nitzschia*. The presence of *Cocconeis, Pleurosigma, Amphora, Pinnularia, Surirella, Gomphonema, Diploneis* was less frequent.

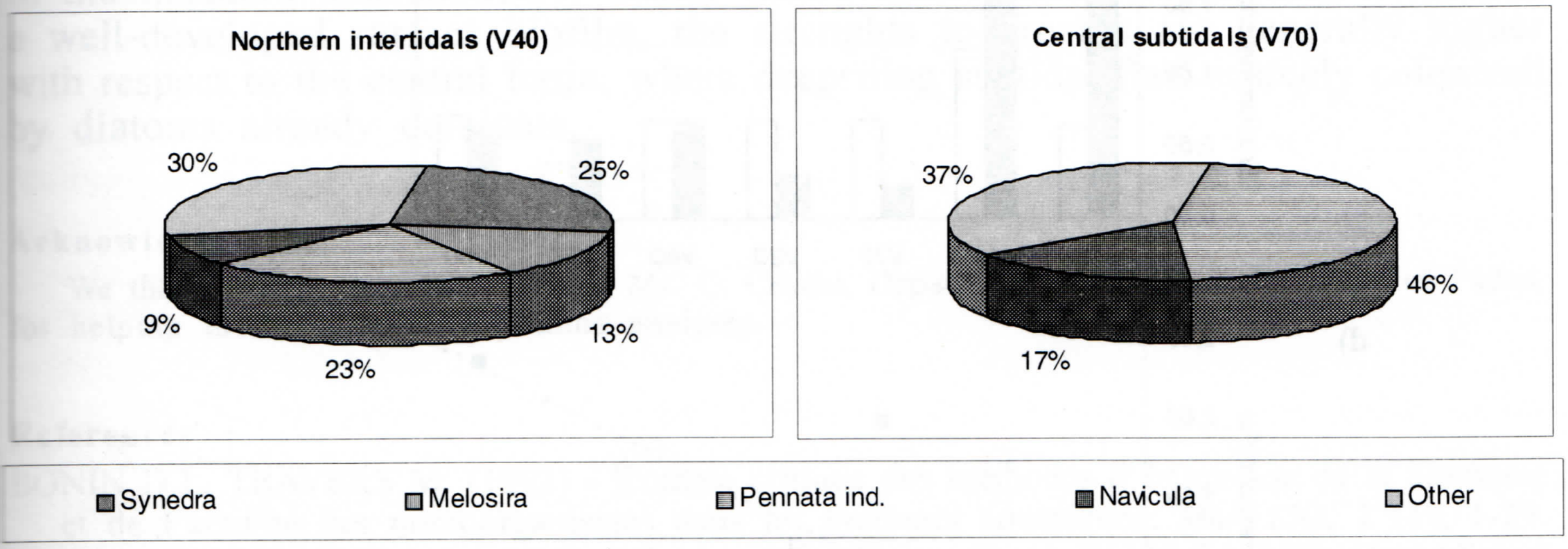


Fig. 1 - Northern intertidals vs central subtidals: comparison of the number of genera at stations V40 and V70 (average of summer and winter data). "Other" includes less frequent genera (see text).

Confronto fra il numero dei generi nelle stazioni V40 e V70 (media dei dati estivi e invernali). "Other" comprende i generi meno frequenti (vedi testo).

Apart for stations V20 and V30, which exhibited an opposite trend, both chlorophyll and carbohydrates contents were found to be higher in summer than in winter (Fig. 2a,b), with a similar spatial pattern.

In particular colloidal carbohydrates, which represent about 70% of the EPS and are considered the most representative parameter to describe the surface

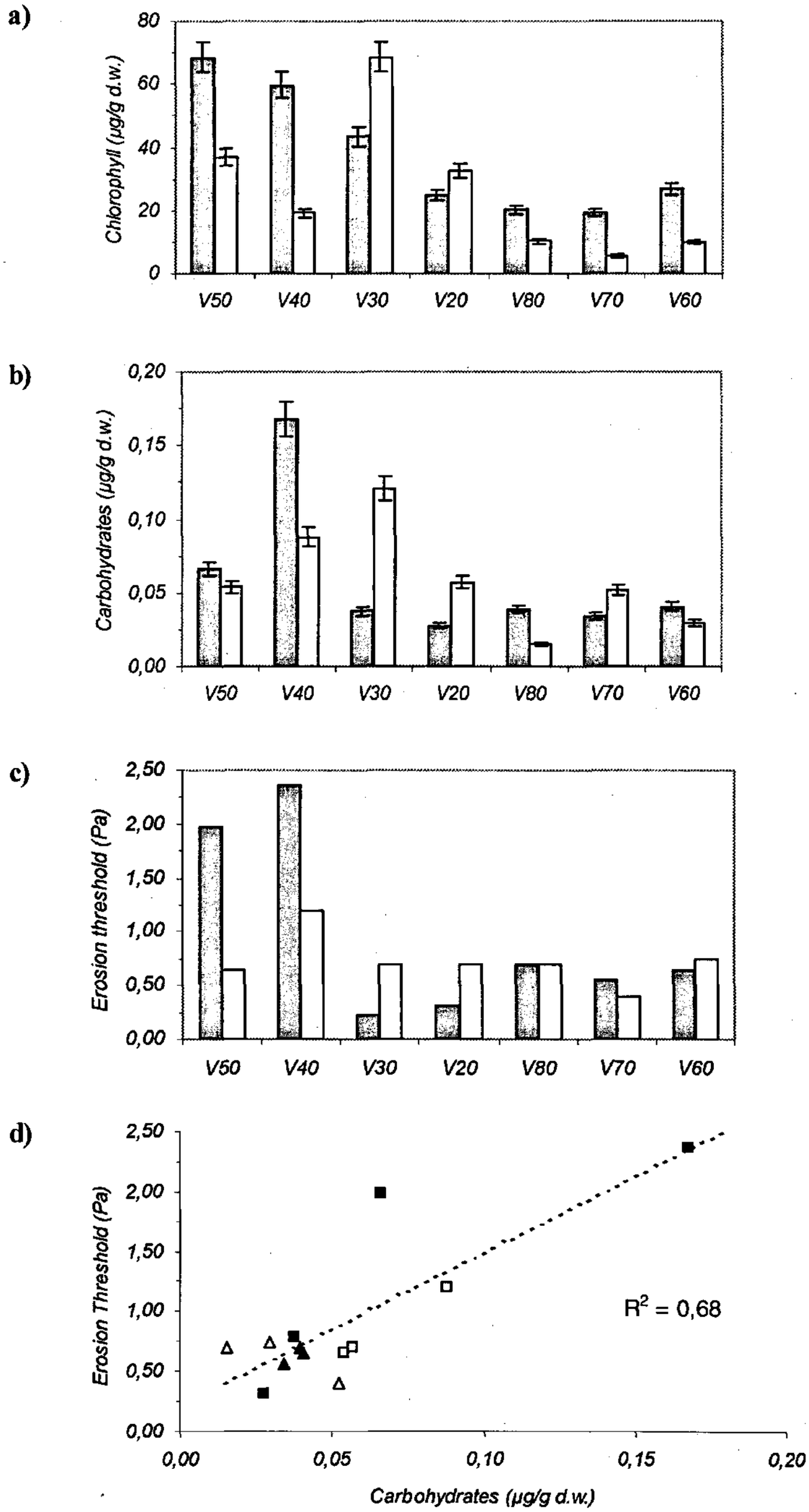


Fig. 2 - Chlorophyll (a), carbohydrates (b) and erosion thresholds (c) in surface sediments of the lagoon of Venice; carbohydrates vs erosion thresholds (d) in northern intertidals (□) and central subtidals (△). Histograms and symbols are filled in summer and empty in winter.

Clorofilla (a), carboidrati (b) e soglia di erosione (c) nei sedimenti superficiali della laguna di Venezia; confronto fra carboidrati e soglia di erosione (d) negli intertidali del nord (□) e nei subtidali del centro (△). Istogrammi e simboli sono pieni per l'estate e vuoti per l'inverno.

biofilm (Patterson, 1989), presented an average of 77.35±46.78 x10^{-3} µg/g d.w. in northern intertidals and of 35.09±12.22 x10^{-3} µg/g d.w. in central subtidals. Carbohydrates were found to have a significant logarithmic relationship with the diatom abundances (R^2=0.72) and a relatively good correlation with chlorophyll (R^2=0.60). Statistical analyses did not reveal any relation between diatom abundances and chlorophyll (R^2=0.33), according to the fact that "biomass" and "activity" of the microorganisms are not always directly correlated in aquatic ecosystems (Bonin *et al.*, 1992).

In northern intertidals, the erosion thresholds measured in summer (2.17±0.27 Pa) were more than double than in winter (0.92±0.38 Pa), according to the corresponding values of diatom activities (Fig. 2c). The remaining subtidal sites presented thresholds in the range 0.57±0.18 Pa, without major differences between summer and winter. Stations V20 and V30 showed winter thresholds higher than summer ones: the reason could be presumably related to the frequent resuspension events due to the passage of recreational boats in summer. The erosion threshold was found to be significantly correlated with chlorophyll (R^2=0.60), with colloidal carbohydrates (R^2=0.68) (Fig. 2d) and with diatom abundances (R^2=0.92).

Conclusions

The preliminary results obtained for the lagoon of Venice confirmed the importance of the biostabilization in controling the erosion threshold of the seabed, which is therefore seasonally modulated. A clear difference between northern and central basins of the lagoon has been observed for the benthic diatom abundances and activities, which is also reflected in the sediment erodibility. In particular, in the northern and shallower basin, where natural intertidal structures sustain a well-developed surface biofilm, the strenghts to erosion are generally higher with respect to the central basin, where deepening subtidal flats scarcely colonized by diatoms already dominate.

Acknowledgements

We thank Ms. F. De Appolonia and Ms. C. Ceschi, Department of Biology, University of Padua, for helping in the microphytobenthos analyses.

References

BONIN D.J., TRAVERS M. (1992) - Éxamen critique des méthodes d'éstimation de la biomasse et de l'activité des microorganismes dans les systèmes aquatiques. *Mar. Life*, **2** (1): 1-29.

FUNG A. (1997) - Calibration of flow field in Mini Flume (Order 23420-7-M339). Unpublished *Contract Report to Geological Survey of Canada.*

PATTERSON D.M. (1989) - Short term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipelic diatoms. *Limnol. Oceanog.*, **34**: 223-234.

YALLOP M.L. (1994) - Comparative structure, Primary Production and Biogenic Stabilization of cohesive and non-cohesive marine sediments inhabited by microphytobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*, **39**: 565-582.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 570-573

P. CARDELLINI, A. FRANCESCON*, S. ZANELLA, K. BASTIANELLO,
D. BERTOTTO*, A. BARBARO*

Dipartimento di Biologia Università di Padova, Via U. Bassi, 58B - 35131 Padova, Italia.
*Istituto di Biologia del Mare CNR, Venezia, Italia.

AVANZAMENTO DEGLI STUDI SULL'OMBRINA *UMBRINA CIRROSA* (L.) IN CATTIVITÀ. DIFFERENZIAMENTO E MATURAZIONE GONADICA, VERIFICA ISTOLOGICA DELL'ESAME BIOPTICO DELL'OVARIO ED INDUZIONE PRECOCE ALLA RIPRODUZIONE

THE SHI DRUM, UMBRINA CIRROSA *(L.) IN CAPTIVITY - RECENT ADVANCES. GONADAL DIFFERENTIATION AND MATURATION, HISTOLOGICAL CONTROL OF THE OVARIAN BIOPSY AND PRECOCIOUS INDUCTION OF SPAWNING*

Abstract

The gonadal differentiation of captive-reared Umbrina cirrosa *(L.), a valuable candidate for Mediterranean fish culture, was examined throughout the first two years of development. As confirmed by histological control, the ovarian biopsy is an useful tool to rapidly select spawners. A long-acting hormonal treatment was ineffective to induce a precocious spawning in two-year old females.*

Key-words: *shi drum, gonadal development, histology, captive spawning.*

Introduzione

Nell'ultimo decennio si sono sviluppati protocolli operativi per l'introduzione nell'acquacoltura mediterranea di una nuova specie ittica, l'ombrina (*Umbrina cirrosa*), che risulta particolarmente adatta per le sue caratteristiche di rapida crescita e facilità di adattamento alla cattività (Francescon *et al.*, 1997). Gli studi sono stati indirizzati a verificare le condizioni più idonee di allevamento per rendere affidabile l'uso di questa specie da parte degli operatori del settore. In particolare si sono finora determinate le condizioni di stimolazione ormonale inducenti la riproduzione (Melotti *et al.*, 1995, Polzonetti *et al.*, 1996, Barbaro *et al.*, 1999), le modalità dello sviluppo embrionale e larvale (Cardellini *et al.*, 1998) ed infine le condizioni termiche ottimali durante le varie fasi del ciclo vitale (dall'uovo all'adulto) (Cardellini *et al.*, 1999).

Per completare questi studi sull'ombrina, nel presente lavoro si sono presi in considerazione il differenziamento e le varie fasi di sviluppo delle gonadi. Inoltre, si è compiuta un'indagine istologica di vari campioni ovarici prelevati con biopsia per verificare la validità della diagnosi formulata a fresco; l'esame bioptico dell'ovario del pesce è infatti l'usuale tecnica applicata negli impianti per determinarne lo stadio maturativo. Vista la difficoltà di ottenere riproduttori selvatici in buono stato, si è esaminata anche la possibilità di indurre precocemente la riproduzione mediante stimolazione ormonale di giovani ombrine allevate in cattività.

Materiali e metodi

Le gonadi, asportate ogni due mesi da ombrine (5 per ogni sesso) di un lotto allevato in cattività dalla nascita fino al secondo anno di età, venivano fissate in Dietrich ed incluse in paraffina; le sezioni istologiche sono state colorate con il metodo Azan Mallory.

Le biopsie ovariche sono state ottenute con un catetere di polietilene dalle femmine di due anni; una parte del tessuto bioptico fresco veniva posto su un vetrino portaoggetto, compresso leggermente con un coprioggetto ed osservato direttamente allo stereomicroscopio; un'altra parte veniva fissata per l'esame istologico con la stessa procedura usata per le gonadi.

Per la sperimentazione sull'induzione precoce della riproduzione si sono utilizzati due lotti di ombrine di circa 24 mesi di età nate e cresciute in cattività. Tutti i pesci erano marcati e quindi individualmente riconoscibili. Durante la sperimentazione (22 giugno - 6 luglio) la temperatura di allevamento è stata di 22-24°C, la salinità di 32-34 ppt ed il fotoperiodo è stato mantenuto di lunghezza naturale. Un lotto era formato da tre maschi (peso 274-778 g) con sperma fluente contenente 1,2-5,5 miliardi di spermatozoi/ml e da tre femmine (622-1018 g), due delle quali alla cateterizzazione ovarica presentavano oociti in vitellogenesi finale (diametro 478-493 μm) ed una con oociti ancora in vitellogenesi (diametro < 450 μm). In questo lotto la riproduzione è stata indotta mediante una singola iniezione intramuscolare, praticata alla base della pinna dorsale, trattando i maschi con 20 μg/kg e le femmine con 40 μg/kg di un analogo di sintesi dell'ormone GnRH (des-Gly^{10}, [D-Leu^{6}] LH-RH etilamide; Enantone Depot, Takeda, Giappone) (leuprolide) incapsulato in microsfere che permettono un rilascio costante e prolungato. Il secondo lotto, non trattato ormonalmente, serviva di controllo ed era formato da tre maschi (314-736 g) con sperma fluente contenente 1,0-13,0 miliardi di spermatozoi/ml e da tre femmine (529-924 g), una delle quali con oociti in vitellogenesi finale (diametro 493 μm) e due con oociti ancora in vitellogenesi (diametro < 450 μm).

Risultati e discussione

Lo studio istologico delle gonadi di ombrina, durante i primi due anni di accrescimento, ha evidenziato che il differenziamento sessuale inizia intorno al sesto mese di età. La maturazione risulta più rapida nei maschi, la spermatogenesi può essere completa già al 12° mese mentre le gonadi femminili maturano solo al 24° mese. Dall'esame delle sezioni istologiche è stato possibile stabilire i diversi stadi di sviluppo degli oociti, peraltro simili a quelli di altri teleostei (Mylonas *et al.*, 1997), e confrontarli con quelli riscontrati nell'esame istologico delle biopsie.

La diagnosi sulla maturità gonadica dell'ombrina formulata osservando le biopsie ovariche a fresco concorda con quella ottenuta dal loro esame istologico. Questo conferma la validità del metodo bioptico che rimane quindi la tecnica più pratica (richiedendo un'attrezzatura minima) e più rapida (una decina di minuti) da utilizzare negli impianti per determinare lo stadio maturativo dell'intero ovario del riproduttore.

Nella sperimentazione per indurre precocemente la riproduzione nell'ombrina, soltanto dal lotto stimolato con leuprolide si sono ottenute 12.000 uova dopo 51 ore (tempo di latenza) dal trattamento ormonale; le uova avevano un diametro di 756 ±7 μm ed un'unica goccia lipidica di 219 ±2 μm. Anche se

galleggianti, trasparenti e sferiche le uova sono risultate tutte non fecondate cioè senza spazio perivitellino e con presenza di numerosi granuli corticali, o con un numero ridotto di granuli e spazio perivitellino confinato attorno ad un evidente polo animale, ma senza traccia di segmentazione. Dagli esami condotti sui riproduttori dopo due settimane dall'ovodeposizione si è rilevato che tutti i maschi presentavano ancora spermatozoi mobili e che soltanto la femmina ormonata di 1018 g, inizialmente con oociti in vitellogenesi finale (493 μm), aveva ovodeposto presentando ora nel campione bioptico anche oociti idratati; tutte le altre femmine, trattate e non, avevano ovari fermi alle condizioni maturative rilevate all'inizio della sperimentazione. Quindi anche se il leuprolide è riuscito a innescare i processi maturativi dell'ovario fino all'ovodeposizione, almeno nella femmina più grande e con oociti di diametro maggiore, la sua azione non è risultata fisiologica come indicato dal tempo di latenza prolungato, dalle uova di piccole dimensioni e dalla mancanza di fecondazione. Quest'ultima non sembrerebbe imputabile ai maschi poiché hanno conservato durante tutto il periodo spermatozoi mobili con concentrazioni pressoché normali (2-20 miliardi/ml; Barbaro *et al.*, 1999). D'altra parte, ombrine di almeno tre anni aventi oociti più maturi (diametro > 500 μm) egualmente trattate con 40 μg/kg di leuprolide hanno deposto, dopo 26-33 ore, fino a 154.000 uova vitali per chilo aventi diametri di 714-914 μm (Barbaro *et al.*, 1999). Questo suggerisce di utilizzare per la riproduzione femmine di almeno tre anni anche se non si esclude, visto che l'ombrina è una specie termofila (Cardellini *et al.*, 1999), di poter migliorare l'ovodeposizione precoce mantenendo i pesci ad un regime termico più favorevole.

In condizioni di allevamento intensivo la temperatura può infatti influenzare in modo determinante l'accrescimento dell'ombrina. Gruppi allevati alle normali condizioni stagionali possono raggiungere una taglia commerciale (circa 300g) in 18 mesi mentre in condizioni termiche particolari, sia estive (24-30°C) che invernali (12°C), si sono ottenute taglie medie di 370 ±46 g in soli 14 mesi (con punte di 550 g) e di 680 ±81 g in due anni (con punte di 1020 g).

L'ombrina, quindi, può presentare un accrescimento superiore agli altri pesci più comunemente allevati e risultando la sua attuale quotazione di mercato uguale o superiore a quella delle specie più pregiate, può essere considerata una valida integrazione nell'acquacoltura mediterranea.

Ringraziamenti

Si ringrazia Veneto Agricoltura per l'uso dell'Impianto Ittico Sperimentale di Pellestrina (Venezia).

Bibliografia

BARBARO A., FRANCESCON A., LIBERTINI A. (1999) - Riproduzione e manipolazione gametica di *Umbrina cirrosa* (L.) per la diversificazione dell'acquacoltura nazionale. *IV Piano Triennale per la Pesca e l'Acquacoltura Ministero per le Politiche Agricole*. Relazione finale: 1-105.

CARDELLINI P., ZANELLA S., FRANCESCON A., BARBARO A., BOZZATO G. (1998) - Sviluppo embrionale dell'ombrina *Umbrina cirrosa* (L.): osservazioni per mezzo di videoregistrazione time lapse. *Biol. Mar. Medit.*, **5**: 413-420.

CARDELLINI P., FRANCESCON A, ZANELLA S, BOZZATO G, BENEDETTI P., BORGONI N., BARBARO A. (1999) - Allevamento in cattività dell'ombrina, *Umbrina cirrosa* (L.), in diverse condizioni termiche. *Biol. Mar. Medit.*, **6**: 287-290.

FRANCESCON A., BARBARO A., BOZZATO G (1997) - Una nuova specie per l'acquacoltura nazionale: l'ombrina. *Il Pesce*, **6**: 25-28.

MELOTTI P., RONCARATI A., GENNARI L., MORDENTI O. (1995) - Trials of induced reproduction and larval rearing of curb (*Umbrina cirrosa* L.). *Oebalia*, **21**: 37-42.

MYLONAS C.C., WOODS L.C., ZOHAR Y. (1997) - Cyto-histological examination of post-vitellogenesis and final oocyte maturation in captive-reared striped bass. *J. Fish Biol.*, **50**: 34-49.

POLZONETTI-MAGNI A.M., MOSCONI G., CARNEVALI O., CARLETTA R., CENTONZE F., LIMATOLA E., COLOMBO L. (1996) -. La vitellogenina e le proteine del tuorlo nell'ombrina *Umbrina cirrosa* L. (Sciaenidae Teleostei) a differenti stadi del ciclo riproduttivo. *Riv. Ital. Acquacol.*, **31**: 157-165.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 574-576

G. CORRIERO, G. LEMBO[1], C. LONGO, C. NONNIS MARZANO,
G. PORTACCI[2], M.T. SPEDICATO[1]

Dipartimento di Zoologia dell'Università, via Orabona, 4 - 70126 Bari, Italia.
[1]COISPA Tecnologia e Ricerca, Mola di Bari, (BA), Italia
[2]Scuole Dirette a Fini Speciali per Tecnici in Biologia del Mare, Taranto, Italia.

VALUTAZIONE COMPARATIVA DELL'ACCRESCIMENTO E DELLA GESTIONE DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAM. IN DIFFERENTI CONDIZIONI AMBIENTALI DI ALLEVAMENTO

PRELIMINARY EVALUATION OF GROWTH AND MANAGEMENT OF MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *LAM. UNDER DIFFERENT ENVIRONMENTAL REARING CONDITIONS*

Abstract

Growth performance and management of Mytilus galloprovincialis *(Mollusca, Bivalvia) were studied in Taranto and Porto Cesareo (LE) over a 13-months period. The biometric characteristics and the specific growth rate were similar in the two areas, though the condition factor showed highest values in Taranto. The features of culture management required less manpower in Porto Cesareo.*

Key-words: Mytilus galloprovincialis, *growth performance, rearing conditions, Ionian Sea.*

Introduzione

La mitilicoltura rappresenta in Puglia la principale attività di acquacoltura, in particolare a Taranto (Mar Piccolo e Mar Grande) e lungo le coste del Gargano. In entrambe le aree, gli impianti tendono a sfruttare prevalentemente gli strati più superficiali della colonna d'acqua.

In questo lavoro sono state valutate le prestazioni di crescita del seme di *Mytilus galloprovincialis* Lam. raccolto nel Mar Piccolo di Taranto e reimpiantato in mare aperto a Porto Cesareo (LE–Ionio Settentrionale), dove sono in corso, in un programma di gestione integrata ed ecocompatibile della fascia costiera, sperimentazioni su scala pilota di spongicoltura e di pescicoltura in gabbie sommergibili.

È stata inoltre condotta una prima analisi per stimare i vantaggi derivanti dal minore impiego di mano d'opera in mare aperto, rispetto alle tradizionali tecniche di allevamento su pali.

Materiali e metodi

Nel maggio 1999, circa 80 kg di seme (lunghezza della conchiglia = 21.8±6 mm, peso totale sgocciolato = 0.6±0.4 g, peso polpa = 0.22±0.21 g) sono stati prelevati e suddivisi in tre lotti, impiantati rispettivamente nel Mar Piccolo (quota batimetrica: -3 m) e a Porto Cesareo (quote batimetriche di -10 e -20 m).

Campioni di circa 100 individui sono stati prelevati dai 3 lotti con frequenza bimestrale a partire da luglio 1999, fino a giugno 2000. Su ogni esemplare sono state rilevate le principali variabili biometriche (lunghezza, peso totale sgoccio-

lato, peso della polpa) e calcolati il tasso specifico di crescita (SGR% = $100*(\ln X_{t2}-\ln X_{t1})/t_2-t_1$, dove X corrisponde di volta in volta a ciascuna delle variabili biometriche considerate) e l'indice di condizione (IC = $1000\sqrt{}$ peso secco polpa/ peso secco conchiglia). Sono stati infine valutati i tempi di lavorazione impiegati nelle due diverse condizioni sperimentali.

Risultati

La tabella 1 riporta gli andamenti medi delle tre variabili biometriche considerate, seguiti dal corrispondente SGR, per ciascun lotto di mitili considerato.

Il valore di SGR mensile riferito alle tre variabili è risultato più elevato per il lotto allevato in Mar Piccolo. I mitili impiantati a Porto Cesareo hanno evidenziato valori di SGR che appaiono confrontabili fra le due quote batimetriche.

Misure preliminari dell'indice di condizione, calcolato a partire da febbraio, hanno mostrato nei tre siti una tendenza all'aumento, più marcata in Mar Piccolo, dove nel giugno 2000 è stato stimato un valore medio pari a 245.3 (d.s. 45.5). A Porto Cesareo i valori medi di IC a -10 m e –20 m sono apparsi confrontabili e compresi fra 125 (d.s. 17.8) a febbraio e 159.1 (d.s. 26.4) a giugno.

La valutazione dell'incidenza dei tempi di lavoro nelle principali fasi del ciclo mitilicolo tarantino ha evidenziato che a Porto Cesareo sarebbe possibile risparmiare almeno il 30.3% delle ore di lavoro, poiché in tale sito non si rende necessaria l'esposizione all'aria dei filari per contenere lo sviluppo di fouling.

Tab. 1 - Andamento delle caratteristiche biometriche di *Mytilus galloprovincialis*: Lunghezza (L), Peso sgocciolato (PS), Peso polpa (PP) nelle tre aree di studio.
Biometric features of Mytilus galloprovincialis: *Length (L), Drained weight (PS), Pulp weight (PP) in the three study areas.*

	MAR PICCOLO			P. CESAREO (-10 m)			P. CESAREO (-20 m)		
TEMPO	L (mm)	PS (g)	PP (g)	L (mm)	PS (g)	PP (g)	L (mm)	PS (g)	PP (g)
05/1999	21,8	0,6	0,2	21,8	0,6	0,2	21,8	0,6	0,2
07/1999	34,6	3,4	1,5	26,4	1,7	0,8	26,8	1,4	0,5
10/1999	43,3	8,0	4,3	33,4	3,9	2,2	35,1	3,4	1,5
12/1999	43,2	7,2	4,5	38,4	5,4	2,9	37,5	5,2	3,0
02/2000	48,9	7,5	4,1	45,2	7,4	5,1	46,7	7,9	5,1
04/2000	61,1	19,8	13,3	50,4	11,0	7,5	56,5	14,7	10,2
06/2000	61,7	17,8	11,3	58,4	15,3	9,9	59,1	15,5	10,3
SGR (%) mensile	8,0	26,1	31,0	7,6	24,9	30,0	7,7	25,0	30,3

Conclusioni

Le prove condotte sui 3 diversi lotti hanno evidenziato un accrescimento complessivamente più elevato per i mitili allevati nel Mar Piccolo di Taranto, come atteso sulla base delle conoscenze relative a tale bacino (Tursi *et al.*, 1985). In quest'area le variabili biometriche misurate mostrano un andamento discontinuo, con una stasi della crescita in corrispondenza dei mesi invernali (dicembre-febbraio), compensata da un successivo notevole incremento dell'indice di condizione tra aprile e giugno. Rispetto al lotto tarantino, i mitili allevati a Porto Cesareo mostrano un accrescimento costante, con tassi specifici di crescita che appaiono confrontabili ad entrambe le quote batimetriche.

La comparazione delle tecniche gestionali impiegate nelle due aree (Mar Piccolo e Porto Cesareo) ha evidenziato i possibili vantaggi nell'uso di aree localizzate in mare aperto e negli strati più profondi della colonna d'acqua. D'altra parte, la mitilicoltura sommersa può contribuire a sviluppare azioni di gestione integrata della fascia costiera, in cui attività colturali diversificate possano concorrere all'obiettivo di determinare incrementi di biomassa (Bombace *et al.*, 1998).

Bibliografia

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L., GRATI F., PANFILI M., SPAGNOLO A. (1998) - Maricoltura associata a barriere artificiali. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 1773-1782.

TURSI A., MATARRESE A., CECERE E., RIBECCO N. (1985) - Confronto tra l'accrescimento di *Mytilus galloprovincialis*, Lam. nel Mar Piccolo e nel Mar Grande di Taranto. *Nova Thalassia*, **7** (Suppl. 3): 367-372.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 577-579

S. Lubrano Lavadera[1], A. Fabbrocini[1], S. Rispoli[1],
L. Contini[1], I. Nascimento[2], G. Sansone[1,3]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale, Università degli Studi di Napoli Federico II,
Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.
[2]Inst. de Biol. Univ. Fed. de Bahia, Salvador, Brazil.
[3]CRIAcq, Cent. di Ric. Interdipart. per Acquacol., Portici, Napoli, Italia.

MATURAZIONE SESSUALE DI OSTRICHE *CRASSOSTREA GIGAS* STABULATE IN ACQUARIO A RICIRCOLO D'ACQUA CON DIETA SPERIMENTALE

SEX MATURATION OF OYSTER CRASSOSTREA GIGAS *IN RECIRCULATING WATER SISTEM WITH SPERIMENTAL DIET*

Abstract

Protocols for C. gigas *(Thunberg) broodstock rearing have been carried out in recirculating water aquarium. An experimental microalgae food diet and temperature increase have been used to induce the sexual reproductive maturity. The oysters reached full fecundation capacity after 63 days.*

Key-words: Crassostrea gigas, *reproduction, larvae, broodstock, rearing.*

Introduzione

Numerosi sono i fattori ambientali che influenzano la vitalità, la crescita e la capacità riproduttiva degli organismi acquatici. L'alimentazione è uno dei fattori maggiormente studiati per migliorare, sia in termini quantitativi che qualitativi, la produzione larvale nel campo della molluschicoltura e della ostreocoltura in particolare (Muranaka and Lannan 1984). Tuttavia, se da un lato esiste un'ampia bibliografia relativa all'accrescimento di larve in funzione della composizione fitoplanctonica, pochi studi sono stati condotti per definire gli effetti della dieta sulla riproduzione e vitalità di gameti e larve. Lo scopo della presente ricerca, a carattere preliminare, utilizzando ostriche della specie *Crassostrea gigas* (Thunberg), è stato molteplice: verifica della stabulazione a circuito chiuso; sperimentazione di un protocollo di condizionamento per l'induzione della maturazione sessuale extrastagione riproduttiva (Millican and Helm 1994); valutazione degli effetti di tale protocollo e della stabulazione in acquario a circuito chiuso sulla qualità di gameti ed embrioni (Nascimento 1980).

Materiali e metodi

Ostriche adulte della specie *Crassostrea gigas,* provenienti da allevamenti francesi, sono state stabulate in acquario a circuito chiuso, nel periodo invernale (dicembre-febbraio), alla densità di 3 molluschi/lt, controllando i seguenti parametri: salinità, temperatura, pH, luce, ossigeno, NH_3, NO_2^-, NO_3^-, conc. algale. Il protocollo di condizionamento era basato su una dieta alimentare microalgale e l'incremento di temperatura. L'alimentazione era costituita da una dieta mista d'alghe unicellulari morte (*Talassiosira pseudonana* (clone 3H) *Skeletonema sp, Chaetoceros calcitrans, Isochrysis galbana* (clone T-iso) e vive (*Tetraselmis suecica*

e *Isochrysis galbana*); il regime alimentare è stato costante di 10 miliardi d'alghe/pro-die/ostrica. La maturazione sessuale dei molluschi è stata seguita con tecniche istologiche. Durante il periodo di stabulazione la temperatura è stata variata da 14°C a 22°C (1°C/settimana). La raggiunta maturità sessuale è stata confermata da prove di fecondazione; i gameti sono stati ottenuti mediante emissione provocata da shock termico. Sono state controllate le % di fecondazione e di larve D. Le valutazioni statistiche sono state effettuate utilizzando il test di T di Student (n=6).

Risultati

La Fig. 1 mostra una sezione istologica di gonade femminile con ovociti maturi nelle caratteristiche formazioni prismatiche, la Fig. 2 invece nella sezione superiore mostra gli spermatozoi all'ultimo stadio della spermatogenesi. Quasi tutte le ostriche condizionate sono risultate mature (94%) ed hanno emesso gameti con una percentuale del 28% di maschi e 72% di femmine (Tab. 1) I gameti, così ottenuti, sono stati utilizzati per le prove di fecondazione; i risultati sono illustrati in Fig. 3.

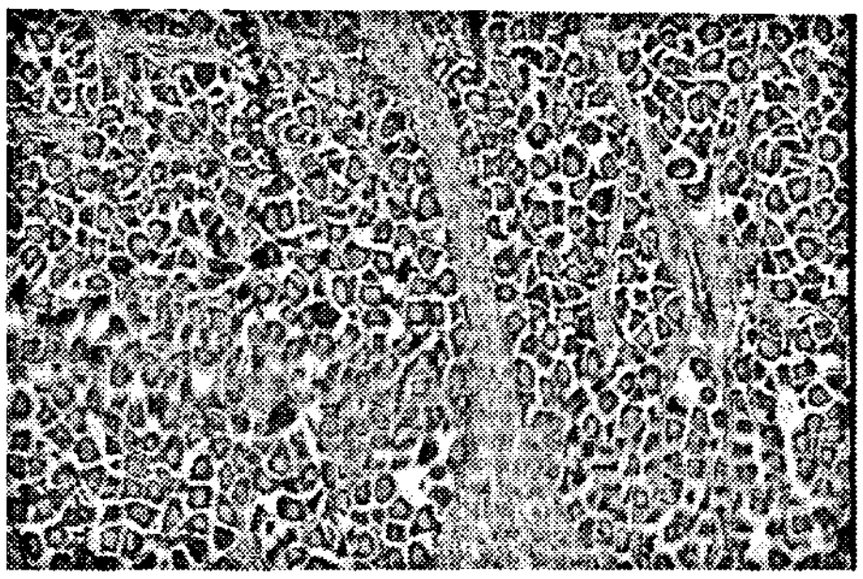


Fig. 1 - LXIII giorno: sezione istologica di gonade femminile matura (10X).
LXIII days: hystologic section of mature female gonad.

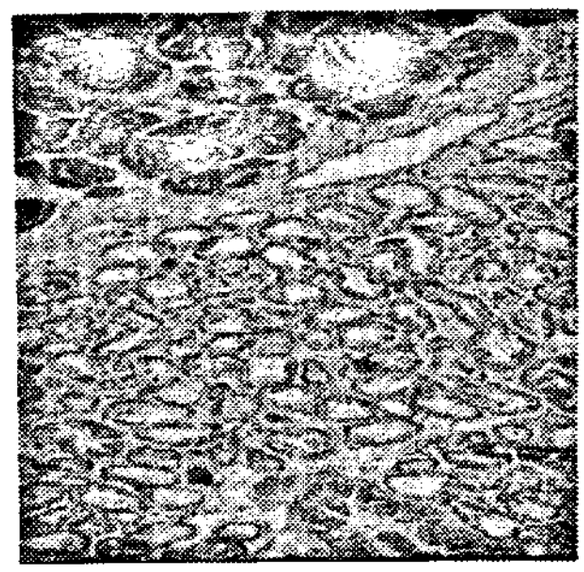


Fig. 2 - LXIII giorno: sulla parte superiore della sezione istologica tessuto di gonade maschile matura (10X).
Hystological section of mature male gonad (upper side) (10X).

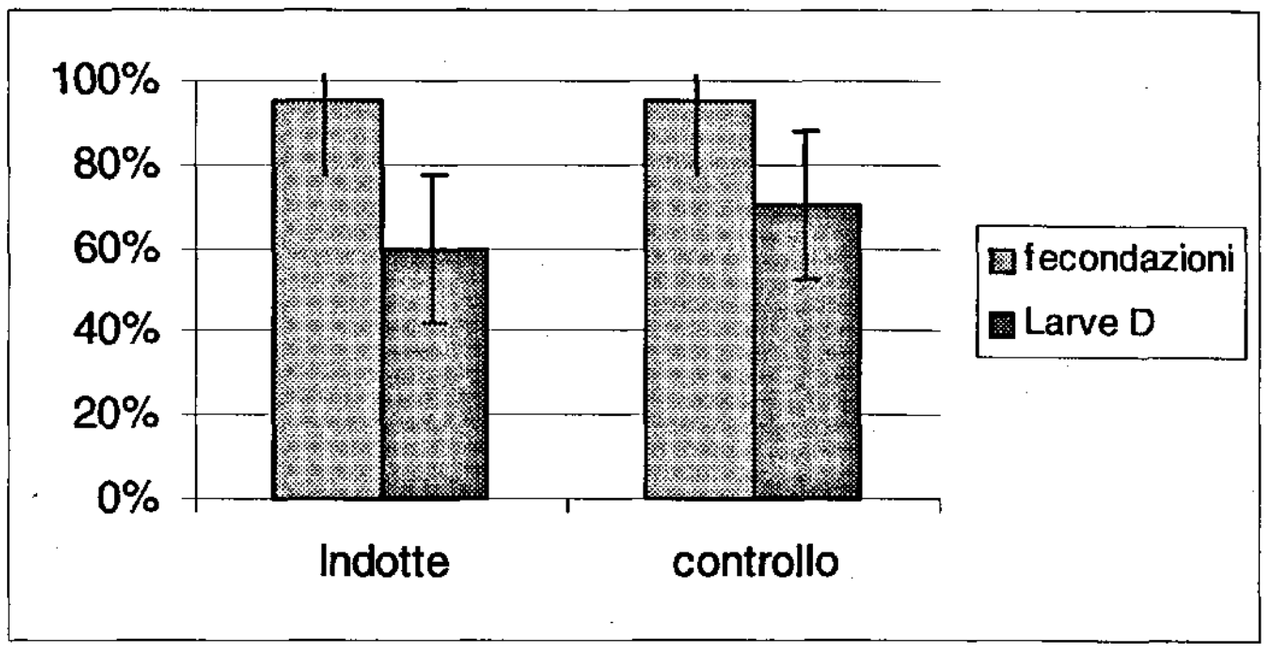


Fig. 3 - % di embrioni e di larve D ottenute da ostriche maturate in acquario (indotte) e ostriche maturate naturalmente (controllo).
% embryos and D larvae by control and experimental oyster groups.

Tab. 1 - % delle ostriche che hanno raggiunto la maturità sessuale in esperimento.
% experimental oysters that reached sexual maturity.

	Numero	Percentuale
Ostriche in maturazione	17	100%
Ostriche maturate	16	94%
Maschi maturi	4	28%
Femmine mature	12	72%

Le fecondazioni di controllo sono state ottenute da ostriche provenienti dallo stesso allevamento francese nella stagione riproduttiva nell'anno precedente.

Discussioni e conclusioni

Tutti gli scopi preposti da questa ricerca preliminare, sono stati raggiunti. Il protocollo di condizionamento basato sulla dieta sperimentale e l'innalzamento della temperatura ha permesso che, nelle condizioni sperimentali di stabulazione (acquario a circuito chiuso), il 94% di individui adulti di ostriche di *C. gigas*, in poco più di due mesi, raggiungesse lo stato di maturità sessuale in periodo extrastagione riproduttiva; infine i gameti ottenuti dalle ostriche indotte, hanno dato luogo a fecondazioni che non hanno mostrato differenze significative rispetto al controllo; infatti, la % di embrioni e larve D normali non sono state significativamente diverse da quelle esibite dai gameti ottenuti dalle ostriche maturate naturalmente in allevamento.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Ditta IRSVEM di Bacoli (Na) per la fornitura dei molluschi.

Bibliografia

MILLICAN P.F., HELM M.M. (1994) – Effects of nutrition on larvae production in the european flat oyster, *Ostrea edulis*. *Mar. Biol.*, **123**: 95-197.

MURANAKA M.S., LANNAN L.J.E (1984) – Broodstock management of *Crassostrea gigas*: Enviromental influences on broodstock condition. – *Aquaculture*, **39**: 217-228.

NASCIMENTO I.A. (1980) – Growth of the larvae of *Crassostrea gigas* thumberg, fed with different algal species at high cell concentration – *J. Cons. int. Explor. Mer*, **39** (2): 134-139.

Ricerca effettuata con finanziamenti della Regione Campania P.O.P.1994/1999 Sottoprogramma 5. Misura 5.4 Azione 5.4.2, annualità 1997.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 580-582

S. LUBRANO LAVADERA[1], A. FABBROCINI[1], S. RISPOLI[1], A. MARTELLO[3,4], I. NASCIMENTO[2], G. SANSONE[1,4]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale,
Università degli Studi di Napoli Federico II, Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.
[2]Inst. de Biol. Univ. Federal de Bahia, Salvador, Brazil.
[3]Dip. Ing. Agr. e Agr. del Terr.–Un. di Napoli, Portici (NA), Italia.
[4]CRIAcq, Cent. di Ric. Interdip. per l'Acquacol., Portici, Napoli, Italia.

PROVE DI CRESCITA DI *CRASSOSTREA GIGAS* PRESSO UN ALLEVAMENTO ITTICO IN MARE

GROWTH OF THE OYSTER CRASSOSTREA GIGAS *NEAR TO MARINE OFF-SHORE CAGE AQUACULTURE*

Abstract

Growth of oysters Crassostrea gigas *(Thunberg) was studied in south Tyrrhenian Sea. The oyster trays were placed near to off-shore fish cultivation cages at different depth (-8m, -16m, -24m). A 140 day trial was performed. No significant growth was observed. The site was considered unable to support oyster* C. gigas *culture.*

Key-words: Crassostrea gigas, *growth, off-shore cage.*

Introduzione

Tra tutti gli organismi acquatici, i molluschi sono stati tra i primi a conoscere un sistematico e massivo sfruttamento da parte dell'uomo. Tuttavia interventi volti a favorirne l'insediamento a scopo colturale non sempre hanno dato buoni risultati a causa di condizioni ambientali sfavorevoli alla crescita. Nel Mediterraneo come in altri mari sono state condotte prove di crescita tese all'individuazione di siti e condizioni idonee (Jones *et al.* 1990), ma a volte le condizioni oligotrofiche non hanno permesso lo sviluppo delle colture. Esperimenti sono stati condotti ad esempio nelle acque di Malta, con le specie *C. gigas* (Thunberg) e *O. edulis* L. (Agus *et al*,1978) e nelle acque mediterranee spagnole con *O. edulis* (Cano *et al.*, 1996).

Tali esperienze hanno suggerito la prova, condotta presso un impianto "off-shore" di maricoltura in gabbie sommergibili per l'ingrasso di specie ittiche marine(Marina di Camerota, sud Italia). I moduli di crescita con le ostriche sono stati posizionati a diverse profondità per individuare la quota di immersione ottimale, cui le ostriche si sarebbero meglio adattate. L'allevamento ittico è stato considerato quale possibile origine di una catena trofica di cui i bivalvi in coltura avrebbero potuto usufruire, altrimenti impossibilitati a crescere in acque considerate oligotrofiche, come quelle del Tirreno meridionale.

Materiali e metodi

Gruppi d'ostriche originarie della Bretagna (Francia) dalle dimensioni medie di 82±10,1mm in lunghezza e 51,9±5,6g di peso sono stati posizionati a 30m dalle gabbie sommergibili, a tre differenti profondità (-8m, -16m e -24m), in cestelli con una biomassa di circa 2g/cmq. I moduli di crescita sono stati posizionati

nel verso e direzione della corrente marina più frequente, su indicazioni degli operatori subacquei addetti all'impianto ittico. Tale orientamento della posizione è stato operato per una migliore intercettazione dei flussi di materiale in sospensione proveniente dalle gabbie. L'impianto ittico durante il periodo di prova ha ospitato 100.000 tra spigole e orate pari ad una bio-massa ittica di 15Kg/m^3. La prova di accrescimento è stata condotta in triplicato. All'inizio ed alla fine del periodo (140gg) di permanenza in mare delle ostriche, sono stati valutati i seguenti dati biometrici e gravimetrici: lunghezza, larghezza, altezza, peso totale, peso umido polpa, peso valve, peso secco polpa, peso secco valve (Genovese, 1960, Brown *et al.*, 1988).

L'analisi statistica è stata condotta mediante il T di Student (n=30).

Risultati

I dati relativi alle caratteristiche biometriche gravimetriche (Tab. 1), che sono state rilevate durante il periodo di sperimentazione, (aprile-settembre 1999) mostrano che non vi è stato accrescimento dei molluschi. Infatti, non ci sono significative differenze in relazione ad aumenti, rispetto alle misure iniziali nei parametri di crescita considerati al termine della permanenza in mare, tranne che per la lunghezza a –24m con valori di P al limite della significatività (0,05>P>0,02). Ciò si è verificato a tutte le profondità testate, anche se, le ostriche posizionate a –8m hanno mostrato un lieve aumento di peso totale e peso valve, peraltro non significativo (0,1>P>0,05). Viceversa si registrano significativi decrementi in peso: peso polpa alla profondità di –8m (0,01>P>0,001) e –24m (P<0,0001); peso secco polpa a –8m e –24m, con valori molto significativi (P<0,0001) e con valori al limite della significatività (0,02>P>0,01) a –16m.

Tab. 1 - Parametri biometrici e gravimetrici di ostriche dopo 140gg di prova di crescita a differenti profondità (-8m, -16m, -24m): lunghezza, larghezza, altezza, peso totale, peso valve, peso sgocciolato, peso secco valve, peso polpa, peso secco polpa.

Size and weights of growing oysters after 140 days of trial at different depth (-8m, -16m, -24m): lenght, width, height, total weight, shell weight, drain weight, dry shell weight, wet meat weight, dry meat weight.

M±ds	Tempo 0	Tempo 140 gg		
Profondità		-8m	-16m	-24m
Lunghezza mm.	82,0±10,1	80,5±7,9	83,6±6,9	86,1±5,4
Larghezza mm.	41,0±5,3	41,59±8,7	41,5±1,5	40,6±6,7
Altezza mm.	24,2±5,0	23,8±1,9	22,7±1,3	20,1±3,4
Peso totale g.	51,9±5,9	56,8±1,3	51,8±8,7	51,0±5,8
Peso valve gr.	34,5±5,2	38,3±0,5	34,2±3,6	34,1±2,9
Peso sgocciolato	40,2±5,3	42,4±0,5	40,9±8,4	37,3±3,9
Peso secco valve gr.	26,4±6,3	30,6±0,6	25,8±2,7	28,1±1,9
Peso Polpa gr	3,5±0,5	2,1±0,1	3,2±0,7.1	1,7±0,9
Peso secco polpa gr.	0,5±0,1	0,18±0,02	0,3±0,1	0,2±0,03

Discussioni e conclusioni

Questa esperienza condotta nelle acque sud-tirreniche antistanti M. di Camerota, dimostra che, nelle condizioni sperimentali descritte, ostriche della specie *C. gigas*,

alla taglia di circa 80mm, nel periodo considerato (aprile-settembre 1999), indipendentemente dalle profondità sperimentate e dalla vicinanza all'impianto di allevamento dei pesci, non hanno mostrato alcun significativo aumento dei parametri considerati per valutarne la crescita. In conclusione le eventuali mutate condizioni trofiche delle acque nei pressi dell'impianto di allevamento "off-shore" non sembrano ancora sufficienti per sostenere la crescita di ostriche della specie considerata.

Bibliografia

AGIUS C., JACCARINI V., RITZ D. A. (1978) - Growth trials *of Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis* in inshore waters of Malta (central Meditteranean). *Aquaculture*, **15**: 195-218.

BROWN J.R., BRIAN HARTWICH E. (1988) - Influence of temperature, salinity and avilable food upon suspended culture of the pacific oyster, Crassostrea gigas. I absolute and allometric growth. *Aquaculture,* **70**: 231-251.

CANO J., ROCAMORA J. (1996) - Growth of European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquaculture Intenational*, **4**: 67-84.

GENOVESE S. (1960) - Dati biometrici sulla popolazione di *Mytilus galloprovincialis* Lmk. dello stagno di Ganzirri. *Extraits des rapports et Proces-verbaux des Reunions de la C.I.E.S.M.M.*, **15** (fasc. 3).

JONES T.O., IWAMA G.K. (1990) - Polyculture of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thumberg), with chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha. Aquaculture association of Canada conference*, **90-4**: 79-82.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 583-585

S. RISPOLI[1], A. FABBROCINI[1], S. LUBRANO LAVADERA[1],
I. NASCIMENTO[2], G. SANSONE[1]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale,
Università degli Studi di Napoli Federico II, Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.
[2]Inst. de Biol. Univ. Fed. de Bahia, Salvador, Brazil.
[3]CRIAcq, Cent. di Ric. Interdip. per l'Acquacol., Portici, Napoli, Italia.

LE HSP 60 QUALI INDICATORI DELLO STATO FISIOLOGICO IN OSTRICHE *CRASSOSTREA GIGAS*

HEAT SHOCK PROTEIN (HSP 60) LEVEL IN CRASSOSTREA GIGAS *BRED OYSTERS AS AN INDEX OF THEIR PHYSIOLOGICAL STATE*

Abstract

The physiological condition had been checked by means of search of HSP60 presence in oyster Crassostrea gigas *(Thunberg) kept in different environmental conditions: in natural environment (control), in aquarium at recirculating water lock circuit, at sea. Lower HSP60 level was shown as biological index, only by control oyster. HSP60 performed a good sensibility, to evaluate welfare state of oysters in colture or in experiment.*

Key-words: *HSP60, oyster,* Crassostrea gigas, *physiological index.*

Introduzione

Le HSP60 sono proteine altamente conservative ed ubiquitarie che possono essere sfruttate per una valutazione indiretta delle variazioni ambientali (Desahaies *et al.*, 1988; Convigton, 1992; Sanders, 1994). Infatti, tali proteine sono prodotte in risposta a situazioni di sofferenza cellulare (Schlesinger, 1986); pertanto, situazioni di stress determinano l'attivazione ed un aumento dell'espressione di alcuni geni con conseguente aumento della sintesi e dell'accumulo delle HSP60 (Lindiquist, 1986).

Considerando che le situazioni ambientali possono influenzare lo stato fisiologico dell'animale, l'ipotesi di lavoro è stata quella di considerare le "stress proteins" HSP60 come indice fisiologico dello stato dell'animale, e quale indicatore indiretto delle condizioni ambientali in cui l'animale si è adattato o sta adattandosi. In questo lavoro, infatti, si è voluto indagare sul livello di HSP60 che è stato utilizzato quale indicatore dello stato di benessere di ostriche *Crassostrea gigas* (Thunberg), per valutare l'adattamento dei molluschi in differenti condizioni ambientali: nell'ambiente d'allevamento d'origine, in acquario a circuito chiuso, ed in mare.

Materiali e metodi

Per la sperimentazione sono state utilizzate ostriche adulte della specie *C. gigas* di allevamento (Goro, Italia). Un primo gruppo di ostriche è stato stabulato in acquario a circuito chiuso alla densità di 5 ind/lt, alimentate con dieta viva (*Tetraselmis/Isochrysis* 1:4, 10cell/ml), pH 8, salinità 30‰ temperatura 14°«20°C in 60gg. Un secondo gruppo è stato posto in mare in cestelli con una biomassa di circa 2 g/cm^2, a profondità di 16m. Le ostriche di allevamento sono state

considerate quale controllo. Le polpe dei controlli al prelievo, per le analisi delle HSP sono state congelate in azoto liquido in loco, per essere però analizzate successivamente. Sul tessuto molle sono stati eseguiti dosaggio proteico ed elettroforesi in condizioni denaturanti e riducenti (SDS-PAGE). Le analisi immunologiche sono state condotte con il metodo Western blotting con anticorpi policlonali da *moth heliotis*. Le HSP60 sono state dosate alle seguenti condizioni di carico proteico elettroforetico (mg): 25; 12; 6; 3; 1.

Risultati

I livelli delle HSP60 per le varie condizioni sperimentali sono riportate in Tab. 1

Tab. 1 - XXX=HSP molto marcate, XX=HSP marcate, X=HSP poco marcate.
XXX= HSP very noticeable, XX=HSP noticeable, X=HSP hardly noticeable.

Proteine µg/pozzetto elettroforetico	**25µg**	**12µg**	**6µg**	**3µg**	**1µg**
Ostriche in ambiente originale di allevamento	XX	X	X	X	
Ostriche dopo 24h in acquario a circuito chiuso	XXX	XX	XX	XX	X
Ostriche dopo 60gg in acquario a circuito chiuso	XXX	XX	XX	X	X
Ostriche dopo permanenza di 60gg in mare	XXX	XX	XX	XX	X

Discussione e conclusioni

In tutte le condizioni sperimentali (in mare ed in acquario), tranne che per i controlli, le HSP60 si sono rivelate molto marcate a 25mg di carico proteico; inoltre la loro presenza è stata rivelata fino al carico proteico limite di 1mg. Un più accentuato livello, contrassegnato da una presenza marcata fino al carico di 3mg, è stato comunque riscontrato dopo le prime 24 ore di stabulazione in acquario a circuito chiuso. Nel controllo, invece, il livello è risultato sempre inferiore ai corrispondenti carichi proteici delle ostriche tenute nelle condizioni sperimentali.

Il maggior livello di HSP60 presenti nelle ostriche stabulate per 60 giorni in acquario ed in mare potrebbe essere riconducibile secondo gli A.A., a un basso regime alimentare rispetto alle condizioni di origine. Invece il livello massimo di HSP60 riscontrato solo dopo appena 24 h di stabulazione è probabilmente imputabile al disagio del trasporto ed alla repentina variazione di ambiente.

In conclusione le HSP60 si sono rivelate un indicatore sufficientemente sensibile per evidenziare il livello di stress in *C. gigas* e per valutare lo stato fisiologico dei molluschi in coltura ed in condizioni sperimentali.

Ringraziamenti

Si ringrazia il "Diving Center S.A.S." di M. di Camerota.

Bibliografia

CONVINGTON S.M. (1992) - The Stress Proteins response in *Pimephales promelas* to copper. *M.S. thesis*. University of North Texas.

DESAHAIES R.J., KOCH B.D., WEINER-WASHIBURNE M., CRAIG E., SCHEKMAN R. (1988) - A subfamily of stress proteins facilitates translocation of secretory and mitochondrial precursor polypeptides. *Nature*, **332**: 800-805.

LINDQUIST S. (1986) - The heat shock response. *Ann. Rev. Biochem.*, **55**: 1151-1191.

SANDERS B. M., MARTIN L. S., HOWE S. R., NELSON W.G., HEGRE E.S., PHELPS D.K. (1994) - Tissue-specific differences in accumulation of stress proteins in *Mytilus edulis* exposed to a range of copper concentrations. *Tox. Appl. Pharm.*, **125**: 206-213.

SCHLESINGER M. (1986) - J. Heat Shock proteins: the search for function: *J. Cell. Biology*, **1093**: 321-325.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 586-589

D. BEDULLI*, M. CHIANTORE**, R. CATTANEO-VIETTI**,
S. SCHIAPARELLI**, R. GAIRIN AMOR*, G. ALBERTELLI**

*Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma,
Viale delle Scienze - 43100 Parma, Italia - bedulli@biol.unipr.it
**DIP.TE.RIS, Università di Genova, Italia.

MOLLUSC AND ECHINODERM BIODIVERSITY IN THE BENTHIC COMMUNITIES OF THE ADRIATIC SEA

BIODIVERSITÀ DELLE COMUNITÀ DI MOLLUSCHI ED ECHINODERMI NEL MARE ADRIATICO

Abstract

In the framework of the project PRISMA 2 concerning the monitoring of the Adriatic Sea, one of the purposes was to evaluate the spatial distribution of benthic communities. 90 stations were sampled between Chioggia and S. Benedetto del Tronto, using a 0.1 m² Van Veen grab. A total of 195 species was recorded. The MDS and cluster analysis evidence 6 different clusters of stations (communities). The mollusc and echinoderm assemblages in the Adriatic Sea appear influenced by two principal factors:
1 - the nutrient and silty-clay load from the Po and the other rivers;
2 - the anticlockwise circulation of the Adriatic waters.

Key-words: *Adriatic Sea, benthos, communities, molluscs, echinoderms.*

Introduction and study area

The Adriatic Sea is an enclosed and shallow basin. It supports a heavy river-borne organic and nutrient load and it is one of the most productive fishery area of the Mediterranean Sea. A prevalent anticlockwise circulation takes to the Centre and North Western Adriatic oligotrophic waters, coming from south-east and prevents sedimentation of fine sediments, thus allowing the persistence of relict sands and detritic bottoms. At the same time silt, clay and nutrient from the Po River are confined along the western coast (Brambati *et al.*, 1983), causing algal blooms, which may be responsible of anoxic conditions in bottom waters and into the sediments in late Summer (Franco e Michelato, 1992; Vollenweider, 1998).

Materials and methods

Samples were collected in 90 stations (5-10 replicates), in summer 1996, 1997, 1998 using a 0.1 m² Van Veen grab, between 5 and 68 m depth. Mollusc (with their shell) and echinoderm biomass was assessed as wet weight of preserved animals. Multivariate analysis (PRIMER program: Plymouth Marine Laboratory) was carried out in terms of ordination (MDS) of data matrix.

Results

A total of 195 species was recorded (99 bivalves, 63 gastropods, 1 scaphopod, 3 poliplacophorans, 29 echinoderms). Mollusc and echinoderm density, biomass

and species number/station range from 16 to 6750 ind./m², 0.4 to 787.9 g WW/ m² and 3 to 42 respectively, showing different distributions. The highest densities (fig. 1) are recorded at the shallowest stations (6-10 m depth); similarly the highest biomasses (fig. 2) are recorded up to 20 m depth, because of the large abundance of bivalves. High biomasses are recorded also at the centre of the basin, due to high ophiuroid density. The highest number of species (fig.3) are recorded in the North-eastern sector on platform sands and on some coastal sands.

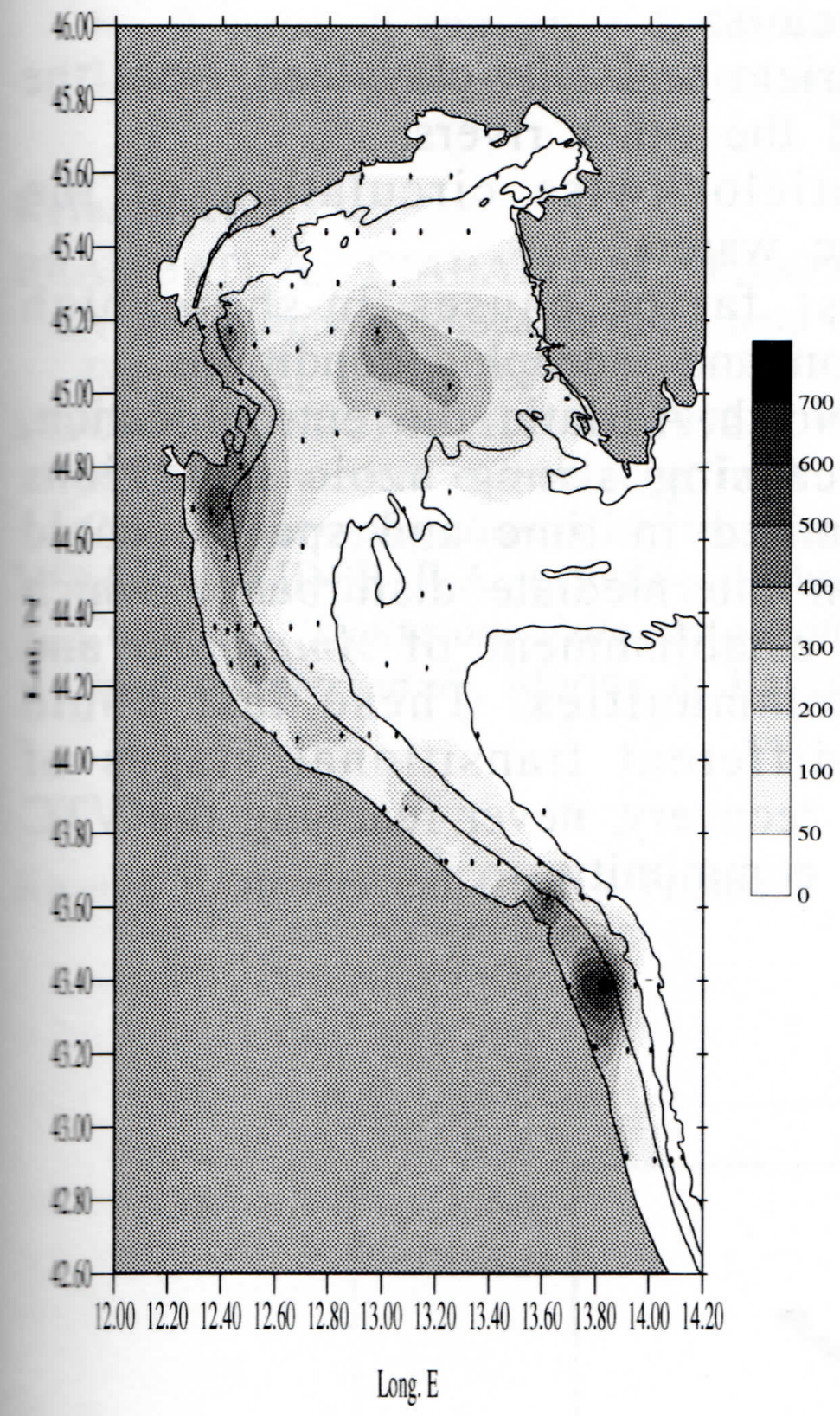


Fig. 1 - Density (specimens for square meter).
Densità (individui/metro quadro).

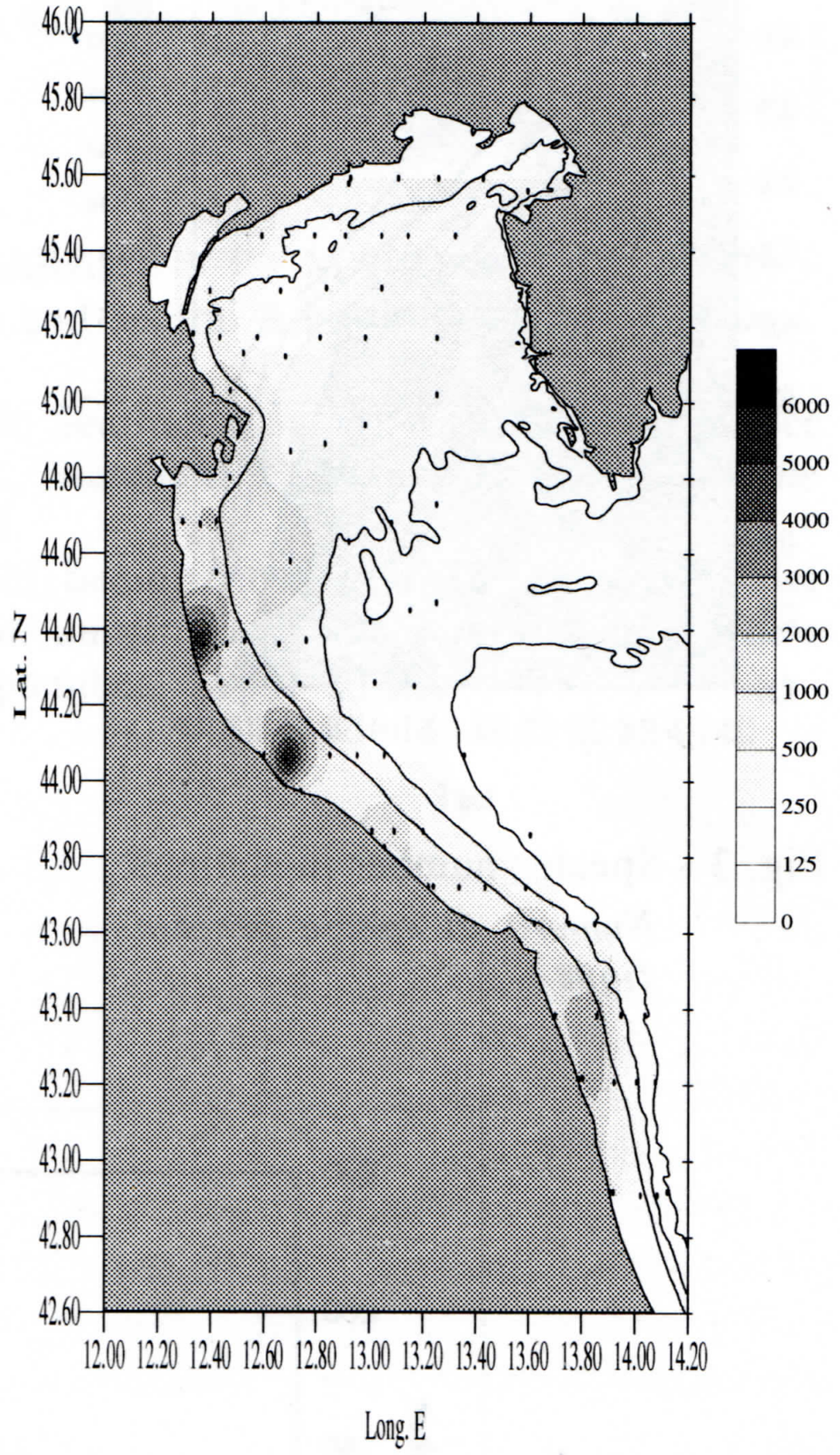


Fig. 2 - Biomasses (g WW/m²).
Valori di biomassa (g di peso umido/m²).

The MDS has evidenced 6 different clusters of stations, stressing the presence of at least 6 different macrobenthic communities, characterised by the following species: *Chamelea gallina* on littoral sandy sediments; *Corbula gibba* on muddy sediments in the area under the influence of the Po River and other tributaries; *A. filiformis* in the transition zone between muddy and sandy sediments, under intermittent influence of the Po River; *Lucinella divaricata* in the sandy sediments in the Northern Adriatic; *Phaxas adriaticus* in the silty sand sediments (relict sands); *Parvicardium minimum* in muddy biodetritic sediments.

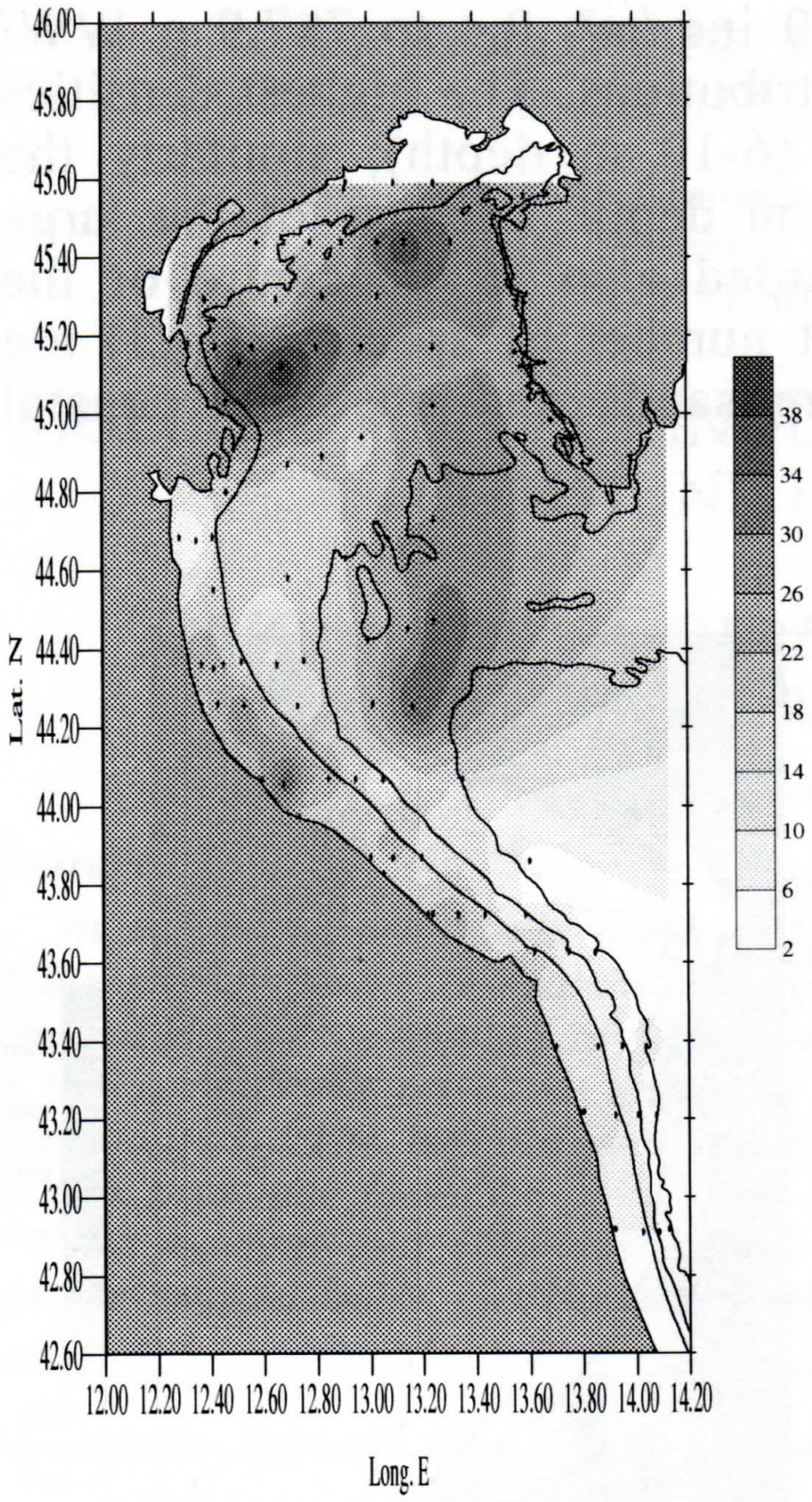


Fig. 3 - Species number in stations.

Numero di specie per stazione.

The comparison (fig. 4) with other Mediterranean and Atlantic areas reveals that in the Adriatic Sea the communities not under the influence of the river discharge are characterised by an high biodiversity.

Discussion and conclusions

The mollusc and echinoderm assemblages in the Adriatic Sea appear influenced by two principal factors:

1 - the nutrient and silty-clay load from the Po and the other rivers;

2 - the anticlockwise circulation of the Adriatic waters.

The first factor causes in-shore high sedimentation and eutrophic conditions.

In the North Adriatic the eutrophication, when not causing strong azoic conditions (anyway limited in time and space), could represent an intermediate disturbance which favour the establishment of *Amphiura* and *Corbula* communities. These last could represent different transitional stages of intermittent recovery, never reaching the VTC equilibrium community.

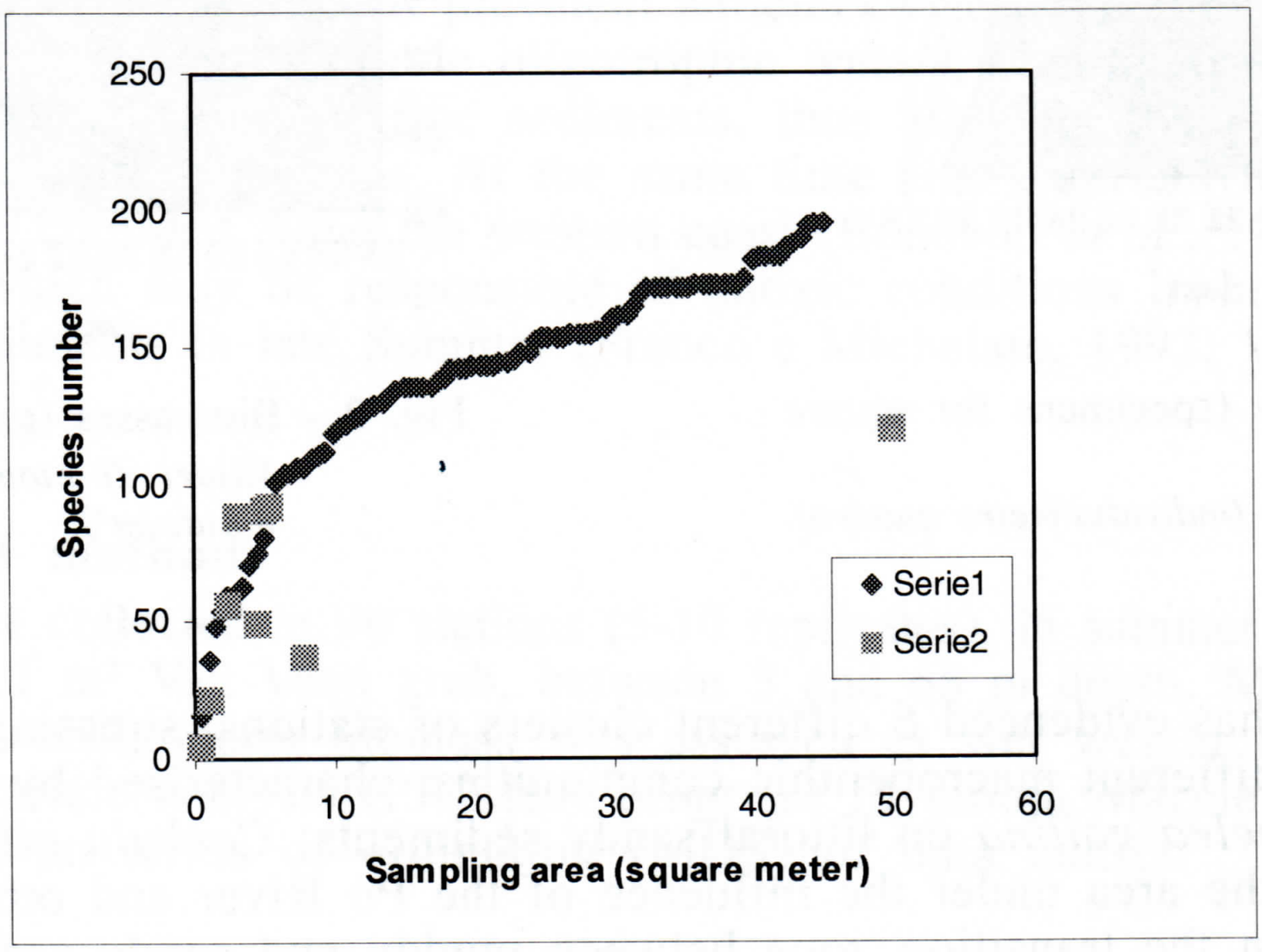


Fig. 4 - Cumulative species number for sampling area in our samples (series 1) and in literature (series 2).

Numero cumulativo di specie nei nostri campioni (series 1) e in dati di letteratura (series 2).

The communities of sand and biodetritic bottoms, not under the influence of the river discharge are characterised by an high biodiversity.

Riassunto

Nell'ambito del progetto Prisma 2, riguardante il monitoraggio del Mare Adriatico, uno degli scopi è la valutazione spaziale delle comunità bentoniche. Sono state campionate 90 stazioni fra Chioggia e San Benedetto del Tronto, usando una benna Van Veen da 0.1 m². Sono state rinvenute 195 specie di molluschi ed echinodermi. L'MDS e l'analisi dei cluster evidenziano 6 differenti gruppi di stazioni (comunità). Le comunità a Molluschi ed Echinodermi nel Mare Adriatico appaiono influenzati da due principali fattori:

1 - il carico di nutrienti e di silt ed argille portati dal fiume Po e dagli altri fiumi;
2 - la circolazione antiorario nord adriatica.

References

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.

FRANCO P., MICHELATO A. (1992) - Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and of the western coastal zone. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. (Eds.), *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier, Amsterdam: 35-62.

VOLLENWEIDER R.A. (1998) - L'eutrofizzazione del bacino nord dell'Adriatico. Atti del Convegno "*Evoluzione dello stato trofico in Adriatico: analisi degli interventi attuati e future linee di intervento*", Marina di Ravenna, 28-29 September, 1995: 13-22.

Ricerca finanziata dal CNR - Prisma 2.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 590-592

G. BELLAN*, D. BELLAN-SANTINI*, F. MASTROTOTARO**

Centre d'Océanologie, UMR Dimar, Station Marine d'Endoume - 13007 Marseille, France.
** Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Bari, Italia.

CAMPAGNA OCEANOGRAFICA DELLA N/O "ANTEDON" NELLE BOCCHE DI BONIFACIO (AGOSTO 1960): UNA RIVALUTAZIONE DEI RISULTATI

OCEANOGRAPHIC CRUISE OF SHIP "ANTEDON" IN THE STRAIT OF BOCCHE DI BONIFACIO (AUGUST 1960): REVIEW OF THE RESULTS

Abstract

In 1960 the research vessel "Antedon" carried out a cruise in the Bocche di Bonifacio (Corsica). In this paper we suggest the use of statistical methods (PCA, parsimony) to analyse the "Antedon" data. Results may improve the interpretation of previous description of the ecosystem of this area.

Key-words: *benthic communities, Bonifacio Strait, Corsica.*

Introduzione

Nell'agosto 1960, la nave oceanografica "ANTEDON" della Station Marine d'Endoume, effettuò una campagna di prospezione bentonica nello Stretto delle Bocche di Bonifacio (Corsica). Nel corso di questa campagna furono effettuati 103 dragaggi, due campionamenti con rete a strascico, un piccolo numero di prelievi da terra ed alcune immersioni. Il presente studio è stato finalizzato alla rielaborazione dei dati raccolti durante i dragaggi (89) effettuati sui fondi mobili del circalitorale, ad una profondità compresa tra i 30 e gli 80 m.

Questa rivisitazione dei risultati s'inquadra in un progetto di attualizzazione di dati pregressi necessari per la programmazione di nuove campagne di prospezione bentonica nell'istituendo parco marino internazionale, nonché per apprezzare eventuali modificazioni delle biocenosi nel corso di circa 40 anni.

Materiali e metodi

La cartografia realizzata da Bellan *et al.* (1961) è stata basata sulla presenza delle specie caratteristiche delle biocenosi considerando sia gli esemplari vivi, sia i resti di animali morti da tempo come conchiglie di molluschi, tubi di anellidi ecc. In questo nuovo studio; sono stati considerati soltanto gli organismi rinvenuti vivi al momento della raccolta, in quanto la presenza di gusci o di altri resti potrebbe essere dovuta a fenomeni di trasporto passivo *post mortem* (correnti).

Prima di iniziare la rielaborazione dei dati raccolti è stata aggiornata la lista delle specie ritrovate secondo la nomenclatura attuale; a partire da 497 specie, è stato effettuato uno studio biocenotico secondo le attuali procedure di analisi (analisi biocenotica classica *sensu* Pérès & Picard, 1964; analisi statistiche "classiche", analisi della parsimonia).

Abbiamo privilegiato l'analisi delle componenti principali, e l'analisi della parsimonia (Bellan e Bellan-Santini, 1997). La scelta di queste due tecniche è stata dettata dal fatto, che i dati raccolti si riferivano soltanto all'indicazione di presenza/assenza delle specie ritrovate.

Risultati

Considerazioni sulla carta biocenotica realizzata nel 1961

La carta biocenotica elaborata nel 1961 presenta le seguenti biocenosi:

1) biocenosi delle Sabbie Grossolane sottoposte a Correnti di Fondo (SGCF) che si estende sino a 74 m di profondità, sovrapponendosi alla biocenosi dei fondi Detritici Costieri (DC) e ai fondi a Coralligeno (C);

2) biocenosi dei fondi Detritici Costieri (DC), diffusa nello stretto o isolata oppure accompagnata da C e SGCF nonché da *facies* a Maërl ed ad Ascidie;

3) biocenosi dei fondi mobili instabili (MI) caratterizzata non solo dalle specie ritrovate vive ma, soprattutto, dai resti di specie tipiche dei fondi a sabbie fini ricche di resti vegetali (biocenosi che nel 1965 fu riesaminata da Picard e riclassificata come *facies* d'instabilità (i).

Rielaborazione dei dati secondo le attuali metodiche

La rielaborazione dei dati *sensu* Pérès & Picard, 1964, conferma in parte quanto riportato nella carta di Bellan *et al.* nel 1961 ma riduce fortemente l'area di instabilità, poiché la precedente analisi era stata condotta analizzando anche i resti di specie ritrovate morte, alcune delle quali considerate indicatrici di instabilità. L'Analisi delle Componenti Principali e l'Analisi della Parsimonia hanno fornito dei risultati coerenti.

Conclusioni

Il presente studio ha permesso di meglio definire la cartografia biocenotica dell'area in questione (Fig. 1), restringendo l'areale di instabilità alla sola fascia costiera compresa tra Bonifacio e l'isola di Lavezzi ed evidenziando reali fenomeni d'instabilità legati soprattutto all'alternanza delle deposizioni e alla rimessa in sospensione del particolato.

In dettaglio, sebbene la biocenosi circalitorale del Detritico Costiero (DC) domini l'insieme dei fondi mobili dello Stretto, analisi statistiche hanno permesso di separare un insieme di fondi misti caratterizzati da specie del DC delle SGCF e/o del Coralligeno, da un insieme di fondi detritici soggetti a dei fenomeni d'instabilità.

Questa rivisitazione dei dati raccolti ha permesso di confermare in linea di massima le considerazioni biocenotiche e cartografiche del 1961. Nello stesso tempo ha dimostrato che è possibile effettuare un'analisi bionomica sfruttando sia le conoscenze biologiche ed ecologiche delle specie caratteristiche (*sensu* Pérès & Picard, 1964) sia utilizzando tecniche statistiche.

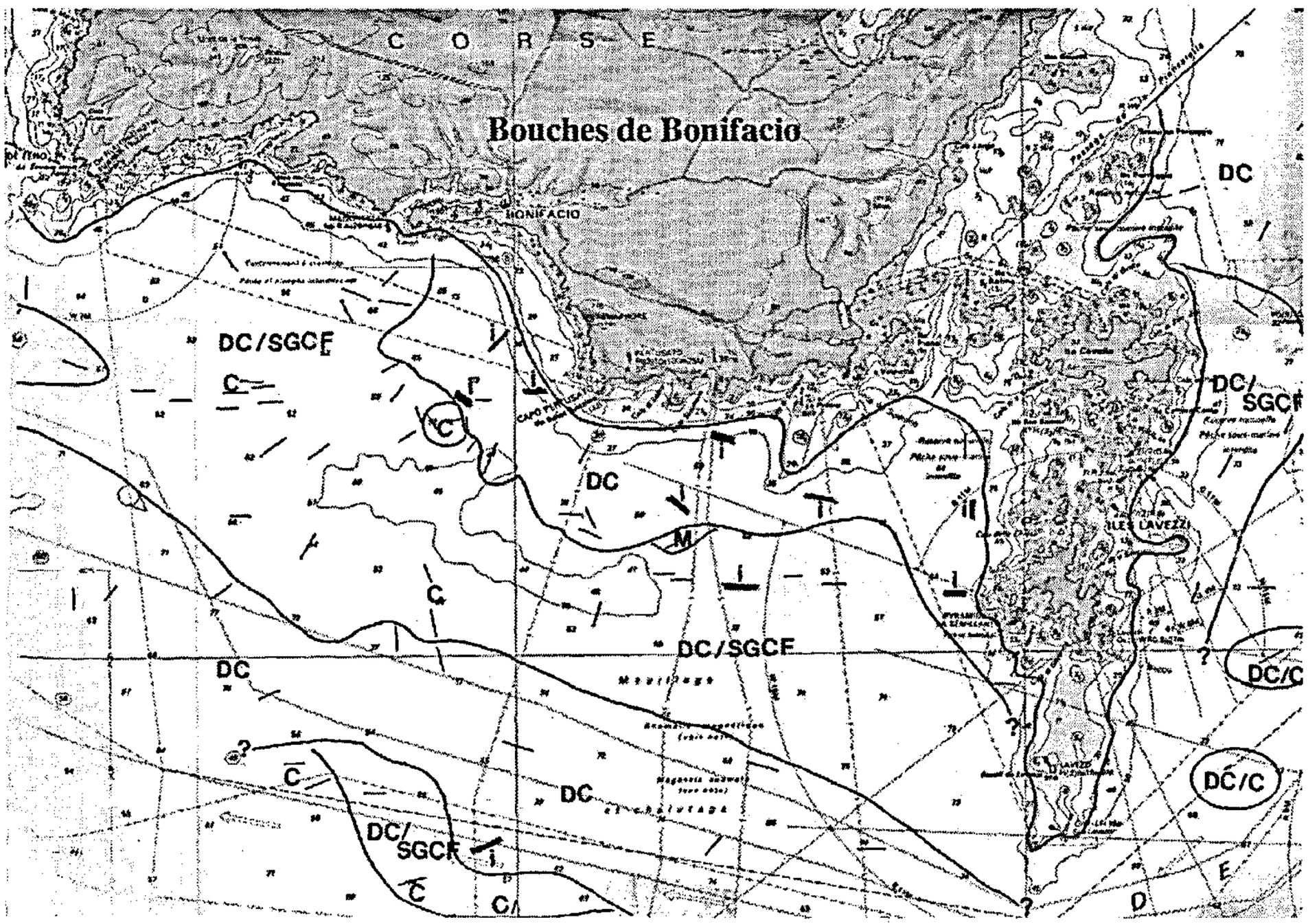


Fig. 1 - Reinterpretazione della distribuzione delle biocenosi di substrato mobile del piano circalitorale nello stretto delle Bocche di Bonifacio secondo i rilevamenti effettuati da Bellan *et al.* (1961).
DC: Biocenosi del Detritico Costiero
SGCF: Biocenosis delle sabbie grossolane e dei ciottoli sotto l'effetto di correnti di fondo
C: Biocenosi del Coralligeno
M: *Facies* a maërl
i: *Facies* d'instabilità (Picard, 1965)

Revision of Bellan et al. *(1961) distribution of soft-bottom biocoenoses of circalittoral zone in Bocche di Bonifacio strait, according to the present study.*
DC: Biocoenosis of the coastal detritic
SGCF: Biocoenosis of the coarse sands and fine gravels under bottom currents
C: Coralligenous biocoenosis
M: Facies *maërl*
i: Facies *of instability*

Bibliografia

BELLAN G, BELLAN-SANTINI D. (1997) - Utilizzazione delle analisi di parsimonia (cladistica) in sinecologia bentonica: esempi in una zona inquinata. *S.It.E.*, **18**: 247-250

BELLAN, G, MOLINIER R., PICARD J. (1961) - Distribution et particularités des peuplements benthiques de l'Etage circalittoral des parages de Bonifacio (Corse). *Rapp. P.V. Comm. inter. Expl. scient. Méditer.*, **16** (2): 523-527.

PERES, J.M., PICARD, J. (1964) - Nouveau Manuel de Bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

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

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 593-595

R. CREMA, A. VALENTINI

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/d - 41100 Modena, Italia.

ALTERAZIONI DI COMUNITÀ BENTONICHE INDOTTE DA AGENTI FISICI DI STRESS

BENTHIC COMMUNITY CHANGES PRODUCED BY PHYSICAL STRESSES

Abstract

Studies carried out in sites surrounding an off-shore gas platform in the Northern Adriatic Sea evidenced the effects of two different types of physical stress: (1) dumping of inert particulates (water based muds and cuttings) and (2) the hydrodynamic perturbation caused by the mere presence of the platform fixed to the bottom.

Key-words: *benthic community, physical impact, Adriatic Sea, strate-coenoses, ß diversity.*

Introduzione

Nell'ambito del progetto di ricerca MURST/CNR "PRISMA2" il sottoprogetto 3 "Alterazioni delle comunità" ha comportato la ricognizione e l'analisi di informazione sia pregressa che acquisita appositamente su comunità macrozoobentoniche dell'Adriatico. Parte di questa informazione riguarda comunità sottoposte ad alterazioni causate dall'impatto di agenti di stress che non inducono sostanziali modificazioni chimiche, ma sono, tuttavia, capaci di determinare sensibili alterazioni attraverso un impatto "fisico". In questo lavoro viene evidenziata la natura di alcune di queste alterazioni determinate (1) dallo sversamento di materiale inerte particellato e (2) dalla permanenza di strutture fisse e sommerse ancorate al fondale.

Materiali e metodi

L'effetto dell'introduzione massiva di particellato è stato studiato in siti soggetti allo sversamento di materiali di risulta di dragaggio e di fanghi e "cuttings" di perforazione per la coltivazione di idrocarburi. L'analisi dei dati è stata effettuata costruendo i grafici specie/individui (curve di rarefazione) (Sanders, 1968).

L'effetto di immissioni di particellato più ridotte, è stato messo in evidenza con metodi più fini di analisi quali lo studio del popolamento di vari strati del sedimento. A tal proposito, la macrofauna campionata in una griglia circostante un sito di perforazione nella fase iniziale dello sversamento di "cuttings" e di fanghi a base acquosa è stata analizzata sia nel suo complesso che separatamente in quattro strati del profilo del sedimento, dall'interfaccia acqua-sedimento fino a 20-30 cm di profondità. L'analisi dei dati è stata effettuata mediante Analisi delle Corrispondenze (AC) (Benzecrì, 1982).

L'effetto della permanenza sui fondali di strutture sommerse è stato studiato seguendo la "storia" della comunità circostante una piattaforma petrolifera dal periodo precedente la sua installazione fino ad 8 anni dopo. L'analisi dei dati

è stata effettuata mediante Analisi delle Corrispondenze (AC), Multidimensional Scaling (MDS) e Cluster Analysis, basati questi ultimi sul coefficiente di similarità di Bray-Curtis (Clarke e Warwick, 1994).

Risultati e discussione

Nel caso di introduzioni massive, si assiste ad una riduzione della diversità, analogamente a quanto accade nel caso di arricchimento organico. Tuttavia, questa riduzione della diversità non avviene attraverso un'azione selettiva e non comporta vantaggio a qualche specie opportunista: le comunità alterate sono, in questo caso, analoghe a quelle di un campione stocasticamente semplificato di quelle originarie. I diagrammi specie/abbondanza evidenziano come, nelle situazioni di media o di massima riduzione della diversità, le curve di rarefazione siano tendenzialmente simili a quelle relative a campioni non alterati, ma più o meno drasticamente troncate a livello di un basso numero di specie. Le poche specie superstiti sono generalmente quelle più abbondanti nella comunità non alterata.

Nel caso di introduzioni più ridotte sono state messe in luce alterazioni legate alla distribuzione delle specie nei vari livelli del sedimento anche quando l'insieme della macrofauna non mette in luce alcuna significativa differenza.

L'analisi dei dati, effettuata mediante Analisi delle Corrispondenze (AC) evidenzia, infatti, quanto segue:

1 - Senza considerare la suddivisione in strati, l'ordinamento dei punti-campione genera una nube omogenea, centrata sull'origine degli assi, senza alcuna significativa modificazione in qualche sito.
2 - Al contrario, considerando la suddivisione nei livelli del sedimento, le comunità dei singoli strati (stratocenosi) vengono complessivamente ordinate in una nube parabolica dove si possono identificare due situazioni: (a) quella di un gruppo di stazioni in cui le stratocenosi si ordinano insieme e (b) quella delle rimanenti stazioni in cui le stratocenosi si separano ordinatamente lungo la nube parabolica. L'ordinamento separato dei due subset così individuati evidenzia la stessa situazione. In questo caso, quindi, la comunità non risponde al disturbo con la scomparsa o l'arrivo di particolari specie, ma piuttosto con la sua redistribuzione nel profilo del sedimento. Questo trova conferma dai dati sulla distribuzione verticale delle specie più abbondanti nei due subsets di campioni individuati dal primo modello.

Per quanto riguarda l'effetto della permanenza sui fondali di strutture sommerse, studiato nell'area circostante una piattaforma petrolifera, l'aumento dell'energia idrodinamica causato dall'interferenza tra la struttura fissa ed onde e correnti ha determinato un nuovo pattern di distribuzione della macrofauna in un'area sorprendentemente ampia attorno a tale struttura. Qui le zone realizzate della maggior parte degli invertebrati bentonici si sono notevolmente ampliate. Ciò ha determinato una riduzione complessiva dell'eterogeneità interna del sistema e della sua ß diversità. L'ordinamento simultaneo, effettuato sia con AC che con MDS degli stessi punti, campionati prima e molto dopo l'installazione della struttura fissa, evidenzia un pattern di dispersione dei campioni dei due periodi molto diverso, in cui i campioni del secondo periodo (in presenza della struttura fissa) si localizzano insieme in una piccola area del piano di ordinamento, mentre quelli del primo periodo (in assenza della struttura fissa) sono molto più dispersi. La classificazione degli stessi campioni evidenzia un grande numero di coppie con

più alti livelli di similarità (Bray-Curtis) nel secondo periodo. Nonostante ciò la diversità puntuale nei due periodi rimane invariata.

Bibliografia

BENZECRÌ J.P. (1982) - *L'analyse des données. Vol. 2: L'analyse des correspondences*. Paris, Dunod (3 eme edition): 632 pp.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, U.K.: 144 pp.

SANDERS H.L. (1968) - Marine benthic diversity. A comparative study. *Am. Nat.*, **102**: 243-282.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 596-597

G. GALLUZZO, M. NICOTRA

Dipartimento di Botanica dell'Università - Via A. Longo, 19 - 95125 Catania, Italia.

VICTORELLA PAVIDA SAVILLE KENT 1870 E *AMATHIA SEMICONVOLUTA* LAMOUROUX 1824 (BRYOZOA, CTENOSTOMATIDA): SPECIE RARE E POCO CONOSCIUTE DELLA SICILIA

VICTORELLA PAVIDA *SAVILLE KENT 1870 AND* AMATHIA SEMICONVOLUTA *LAMOUROUX 1824 (BRYOZOA, CTENOSTOMATIDA): SPECIES LITTLE-KNOWN AND RARE TO SICILY*

Abstract

The Authors report the occurrence at the mouth of the San Leonardo river (Gulf of Catania, Sicily) of two little known species of Bryozoa Ctenostomatida, rare to Sicily: Victorella pavida *and* Amathia semiconvoluta.

Key–words: *Bryozoa, Ctenostomatida, Sicily, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Nell'ambito di un programma di ricerca dal titolo "Biodiversità, dinamica sedimentaria ed interazione Terra – Mare nelle zone ecotonali" sono stati effettuati campionamenti faunistici alla foce del fiume San Leonardo (Golfo di Catania), per l'individuazione della fauna briozoologica che è risultata costituita solo da *Victorella pavida* Saville Kent 1870 (Victorellidae) e *Amathia semiconvoluta* Lamouroux 1824 (Vesiculariidae), specie segnalate per la prima volta per le coste della Sicilia orientale.

Materiali e metodi

I campioni raccolti a luglio e ottobre 1999, con il metodo del rilevamento diretto, sono stati conservati in soluzione di acqua di mare e formalina al 5%.

Risultati e discussione

Victorella pavida, è distribuita negli estuari e nelle lagune del Mediterraneo, nel Mar Nero, lungo le coste atlantiche europee, in India, in Australia, in Giappone e in America. In Italia è presente nei laghi di Patria, Fusaro e Lungo, nel lago di Fondi, nel Delta del Po, nelle Valli di Comacchio e nello stagno di Santa Gilla (Occhipinti Ambrogi, 1981).

Alcune colonie di questa specie (Figg. 1, 2) sono state riscontrate a luglio alla foce del fiume San Leonardo a –40 cm. Il suo ritrovamento nella suddetta stazione, dove era presente su alghe verdi dei generi *Cladophora* ed *Enteromorpha*, rappresenta la prima segnalazione di questa specie per la Sicilia.

Amathia semiconvoluta è presente nell'Oceano Indiano e in Mediterraneo (Prenant et Bobin, 1956) nonché nell'Oceano Atlantico (Portogallo) (d'Hondt, 1983). In Italia è stata segnalata per il settore 3 (Tirreno) e per il settore 5

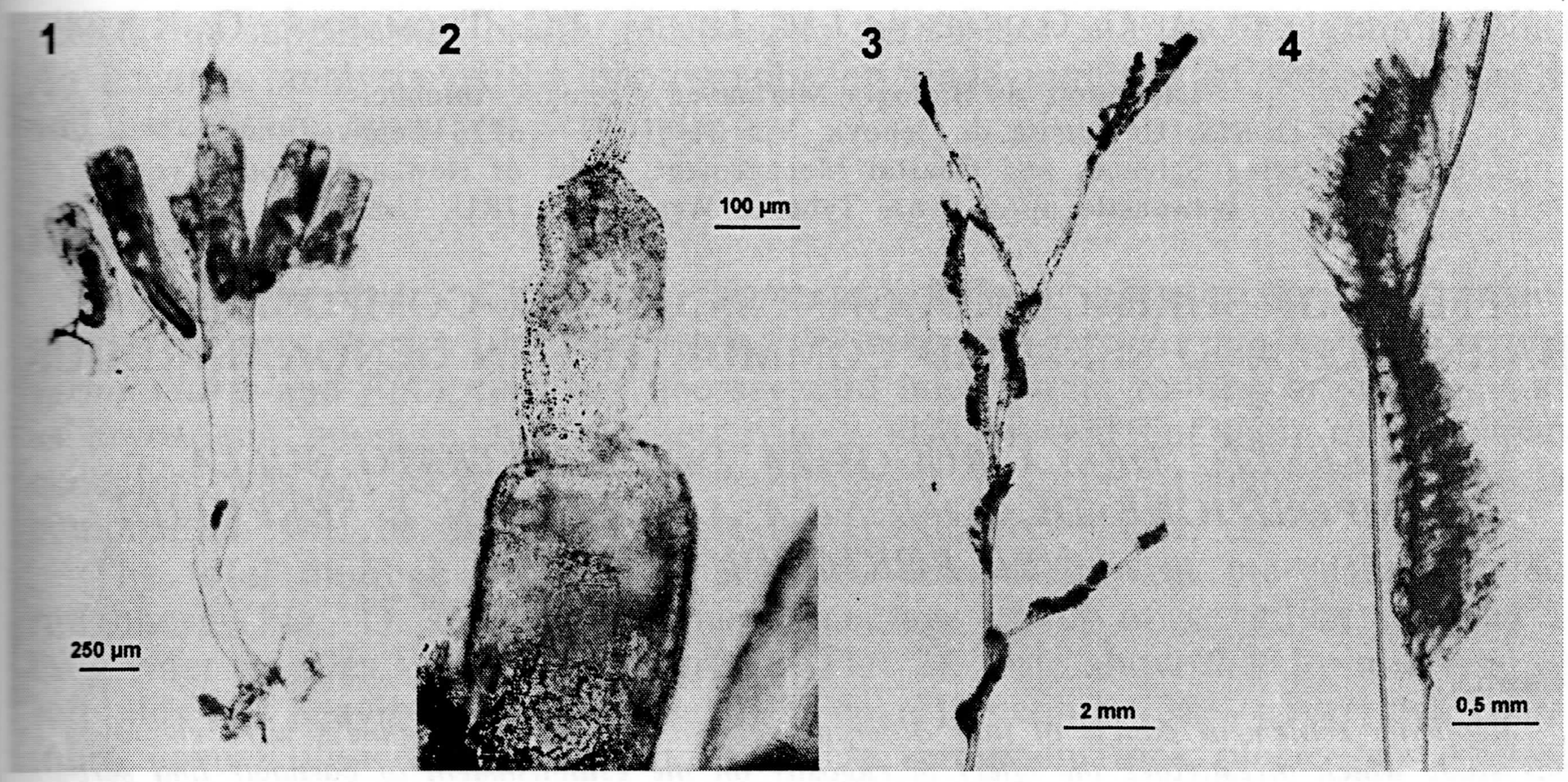


Fig. 1 - *Victorella pavida* Saville Kent, 1870, parte di una colonia con gemmazioni primarie e secondarie.
V. pavida, *Part of a colony with both primary and secondary buds.*

Fig. 2 - *V. pavida;* particolare di zooide.
V. pavida; *particular of a zooid.*

Fig. 3 - *Amathia semiconvoluta* Lamouroux, 1824; parte di una colonia.
A. semiconvoluta, *part of a colony.*

Fig. 4 - Disposizione caratteristica a spirale "molto lunga" di un gruppo di zooidi a doppia serie.
Characteristic spiral arrangement of very long double seriate groups of zooids.

(Ionio, Stretto di Sicilia) da Balduzzi e Emig (1995) sulla base di indicazioni non pubblicate rispettivamente di M. Gristina e da A. Rosso.

Alcune colonie di questa specie sono state riscontrate alla foce del fiume San Leonardo su alghe verdi dei generi *Cladophora* ed *Enteromorpha,* fino a –1 m di profondità a luglio e solo presso la superficie a ottobre.

Le colonie (Fig.3) si presentano rampanti, con ramificazioni sottili e dicotomiche, con rami molto irregolari. Gli autozoeci sono eretti e di forma tubulare e si attorcigliano caratteristicamente a spirale con doppia serie "molto lunga" (Fig.4) attorno ad un asse giallastro che ha uno spessore di circa 250 µm. Gli intervalli tra un'elica e l'altra sono invece molto brevi.

Bibliografia

BALDUZZI A., EMIG C.C. (1995) - *Lophophorata*. In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds), *Checklist delle specie della fauna italiana* 108, Calderini, Bologna: 23 pp.

D'HONDT J.L. (1983) - Tabular keys for identification of the Recent Ctenostomatous Bryozoa. *Mém Inst. Océan. Monaco*, **14**: 1-134.

OCCHIPINTI AMBROGI A. (1981) - Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Briozoi lagunari. *CNR, Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente"*: 146 pp.

PRENANT M., BOBIN G. (1956) - Bryozoaires, 1ère partie. Entoproctes, Phylactolèmes, Cténostomes. *Faune Fr.*, **60**: 1-398.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 598-601

F.G. PANNACCIULLI[1], G. GARIGLIO[1], J.M. HILLS[2], J.C. THOMASON[2], G. RELINI[1]

[1] Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale,
DIP.TE.RIS, Università di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italy.
[2] Dept. Marine Sciences and Coastal Management, Univ. of Newcastle upon Tyne,
Newcastle upon Tyne, Tyne & Wear, NE1 7RU, U.K.

EFFECT OF SURFACE ROUGHNESS ON THE COMPOSITION OF BARNACLE AND SERPULID COMMUNITIES IN GENOA HARBOUR

EFFETTO DELLA RUGOSITÀ DEL SUBSTRATO SULLA COMPOSIZIONE DI COMUNITÀ A CIRRIPEDI E SERPULIDI NEL PORTO DI GENOVA

Abstract

Replicate settlement panels of four different degrees of surface roughness were employed in this study which investigates the effect of rugosity on the establishment of barnacle and serpulid communities. Tiles were immersed in Genoa harbour during the barnacle and serpulid settlement season. Weekly monitoring of the immersed tiles revealed that barnacles favoured smoother surfaces while serpulids rougher ones. Competition between the two groups of organisms could be responsible for the observed pattern.

Key-words: *surface roughness, fouling, barnacles, serpulids, Mediterranean Sea.*

Introduction

The mechanisms that influence marine invertebrates settlement, such as surface topography, flow regime and chemical surface properties, have been the object of many studies in the past. In relation to surface texture, several authors (Pomerat & Weiss, 1946; Crisp & Barnes, 1954; Crisp, 1974; Wethey, 1984, 1986) suggested that marine invertebrate larvae settle more readily on rough rather than on smooth surfaces. In contrast, Crisp & Ryland, (1960) and Huxley *et al.* (1984) showed that larvae of many organisms settle preferentially on smooth surfaces while others are indifferent to surface texture (Bourget *et al.*, 1994).

The aim of our study was to investigate the effect of surface roughness on the establishment of barnacle and serpulid communities in Genoa harbour (NW Mediterranean Sea).

Methods

Panels of 10 x 10 cm size and four different degrees of surface roughness, were manufactured in filled polyester resin using an accurate impression (< 1 mm) and precise replica (< 1.9 mm) technique (see Hills & Thomason, 1998 and Hills *et al.*, 1998, for details). Smooth tiles were replicated from a sheet of new cast acrylic, while the three textured ones (fine, medium, and coarse) were produced representing an additive series of surface size components from < 0.5 to 4 mm. A total of 20 panels were cast, 5 for each surface roughness. Tiles were attached to a metal support (care was taken in interspersing panels of different texture) and immersed in the eastern part of Genoa harbour at 2 meters depth between July and September 1997. At weekly intervals during this

period, the support was briefly retrieved to the surface and the tiles photographed. An accurate analysis of the photographs provided numbers of settled barnacles and percentage cover of serpulids.

Results

Balanus amphitrite, *Balanus perforatus* and *Balanus trigonus* were the barnacle species present on the tiles and *Hydroides elegans*, *Serpula concharum*, *Serpula vermicularis* and *Filograna* spp. the serpulid ones. Other fouling organisms, such as bryozoans, sponges, hydroids etc., were also present but their role as space occupiers was not as important. The influence of surface roughness on species composition will be dealt with in a more extensive paper.

The total number of settled barnacles decreased with increasing surface roughness (Fig. 1). In contrast, the percentage cover of serpulids resulted to be greater on tiles with coarser surface (Fig. 2). Data show that by mid August, serpulids had heavily colonised fine (17% cover), medium (38% cover) and coarse (66% cover) tiles. When the main barnacle settlement took place (late August) the majority of substratum was already occupied by serpulids and only smooth tiles had a large amount of space available for barnacle colonisation. This could explain the greater abundance of barnacles on smoother tiles.

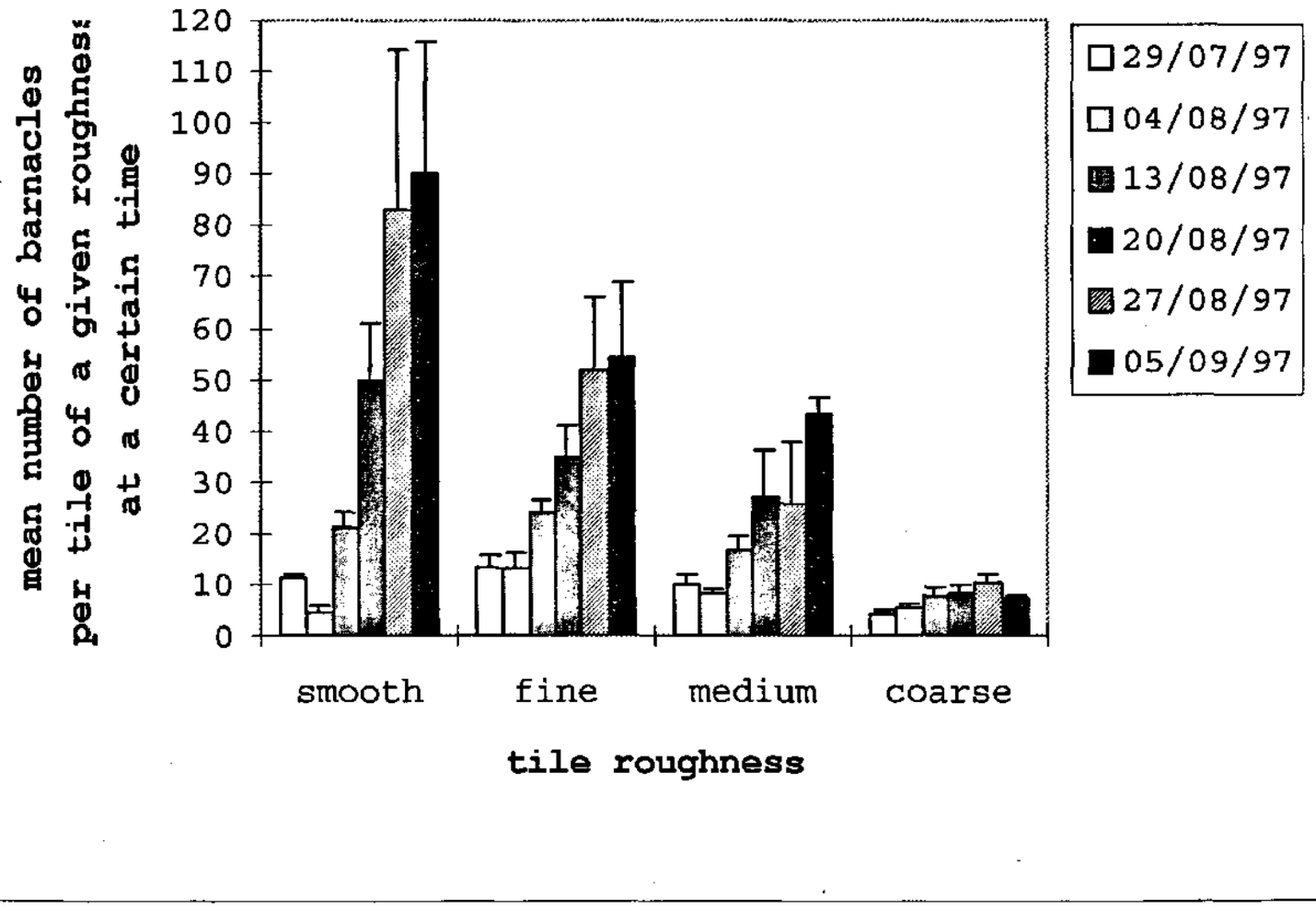


Fig. 1 - Mean number of barnacles (calculated out of 5 replicate tiles for each roughness) recorded from the photographs taken at weekly intervals in Genoa harbour (July - September 1997) of tiles of different roughness. Standard error bars are reported.

Numero medio di Balani (calcolato su 5 repliche per ciascuna rugosità) registrato sulle fotografie prese settimanalmente nel porto di Genova (Luglio – Settembre 1997) su pannelli di diversa rugosità. Il grafico riporta le barre di errore standard.

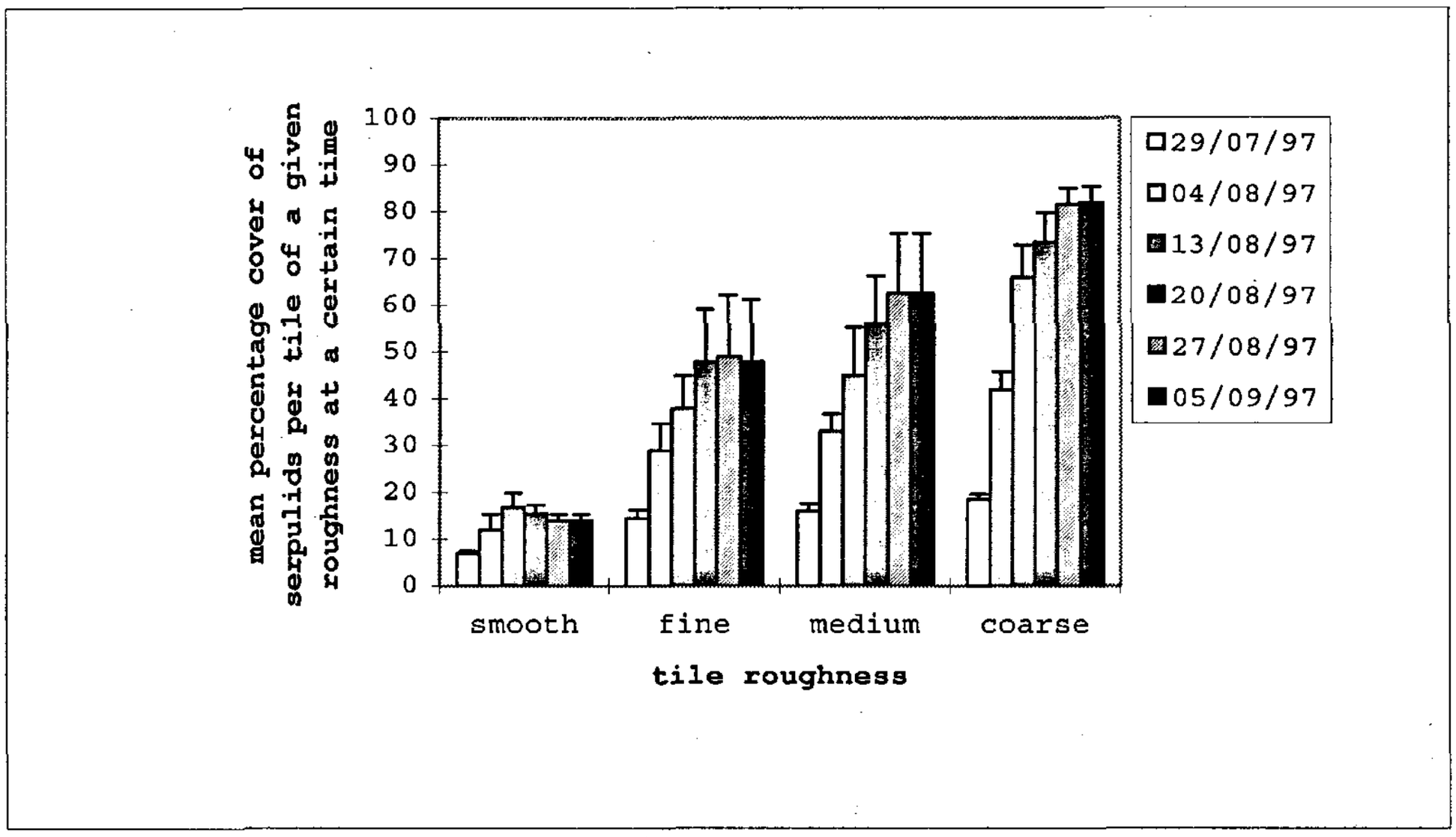


Fig. 2 - Mean percentage cover of serpulids (calculated out of 5 replicate tiles for each roughness) recorded from the photographs taken at weekly intervals in Genoa harbour (July - September 1997) of tiles of different roughness. Standard error bars are reported.

Medie delle percentuali di copertura di Serpulidi (calcolate su 5 repliche per ciascuna rugosità) registrate sulle fotografie prese settimanalmente nel porto di Genova (Luglio – Settembre 1997) su pannelli di diversa rugosità. Il grafico riporta le barre di errore standard.

Discussion

Results show that, during the summer, heavy competition for space takes place among fouling organisms in Genoa harbour. In particular, serpulids colonise very quickly and efficiently rougher surfaces leaving only smoother ones available for barnacle settlement. In the earlier phases of colonisation these differences are not so obvious, but become more noticeable after a few weeks of submersion.

Our findings for the serpulids are in agreement with the literature which states that marine invertebrate larvae settle more readily on rough rather than on smooth surfaces. Same preferences could be valid for barnacles but, due to the competition of these with the serpulids, the pattern seems reversed. The employment of manipulative experiments, involving inhibition of serpulid settlement or continuous removal of these, would provide information on barnacle preferences for surface texture.

As already discussed by Anderson & Underwood (1994), results related to the response of fouling assemblages to the characteristics of the substratum cannot be generalised as they vary continuously in space and time. Hence, the pattern we observed in Genoa harbour could be specific of that place and year. Similar studies, employing identical tiles, were carried out around the world in the same year. Comparisons of the results from this and the world-wide studies will generate a better understanding of fouling organisms preferences for surface texture.

Acknowledgements

The work is part of a large scale international project carried out in collaboration with Dr Jeremy Hills and Dr Jeremy Thomason from the University of Newcastle, England, who also provided the tiles employed in the study. The authors wish to thank Dr Sebastiano Geraci and Dr Manuela Montanari (Institute for Metal Marine Corrosion, National Research Council, Genoa) for providing access to the marine station in Genoa harbour where the panels were immersed.

Bibliography

ANDERSON M.J., UNDERWOOD A.J. (1994) - Effects of substratum on the recruitment and development of an intertidal estuarine fouling assemblage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **184**: 217-236.

BOURGET E., DEGUISE J., DAIGLE G. (1994) - Scales of substratum heterogeneity, structural complexity, and the early establishment of a marine epibenthic community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **181**: 31-51.

CRISP D.J. (1974) - Factors influencing the settlement of marine invertebrate larvae. In: Grant P.T., Mackie A.M. (eds), *Chemoreception in marine organisms*, Academic Press, London: 178-265.

CRISP D.J., BARNES H. (1954) - The orientation and distribution of barnacles at settlement with particular reference to surface contour. *J. Anim. Ecol.*, **23**: 142-162.

CRISP D.J., RYLAND J.S. (1960) - Influences of filming and of surface texture on the settlement of marine organisms. *Nature*, **185**: 119.

HILLS J.M., THOMASON J.C. (1998) - The effects of scales of surface roughness on the settlement of the barnacle *Semibalanus balanoides*. *Biofouling*, **12**: 57-70.

HILLS J.M., THOMASON J.C., MUHL J. (1998) - A precise and accurate technique for the manufacture of complex three-dimensional surfaces. *Biofouling*, **13**: 125-136.

HUXLEY R., HOLLAND D.L., CRISP D.J., SMITH R.S.L. (1984) - Influence of oil shale on intertidal organisms: effect of oil shale surface roughness on settlement of the barnacle *Balanus balanoides* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **82**: 231-237.

POMERAT C.M., WEISS C.M. (1946) - The influence of texture and composition of surface on the attachment of sedentary marine organisms. *Biol. Bull.*, **91**: 57-65.

WETHEY D.S. (1984) - Spatial pattern in barnacle settlement: day to day changes during settlement season. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **64**: 687-698.

WETHEY D.S. (1986) - Ranking of settlement cues by barnacle larvae: influence of surface contour. *Bull. Mar. Sci.*, **39** (2): 393-400.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 602-604

P. GIANGUZZA, G. MONTEVERDE, L. AIROLDI*, K. JENSEN**, S. RIGGIO

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90141 Palermo, Italy.
*Laboratorio di Ecologia Sperimentale, Università di Bologna, Via Tombesi dall'Ova 55, 48100 Ravenna, Italy.
**Zoological Museum, Universitetsparken 15, Dk-2100 Copenhagen, Denmark.

OBSERVATIONS ON COPULATORY BEHAVIOUR IN *OXYNOE OLIVACEA* (MOLLUSCA, OPISTHOBRANCHIA, SACOGLOSSA)

OSSERVAZIONI SUL COMPORTAMENTO RIPRODUTTIVO DI OXYNOE OLIVACEA *(MOLLUSCA, OPISTHOBRANCHIA, SACOGLOSSA)*

Abstract

The present paper provides information on copulatory behaviour of the simultaneous hermaphrodite Oxynoe olivacea *(Rafinesque, 1819) from a stand of* Caulerpa taxifolia *(Vahl) C. Agardh at the Strait of Messina. Our observations suggest that normal sexual behaviour in this sacoglossan involves an active alternation of sexual roles during bouts of copulation. Partners of* O. olivacea *showing the largest size leaned to prefer the male role.*

Key-words: *behaviour, copulation, Opisthobranchia, Mediterranean sacoglossan*

Introduction

Of the many intriguing facets of the sacoglossan biology, the reproductive habits deserve particular interest. Most species of this group behave as simultaneous hermaphrodites. Copulation, however, is not always simultaneously reciprocal: mating may involve a male-female conflict, where the choice of the sexual role results from competition between two potential partners prior to mating (Leonard 1991). In a male-female conflict the loser is forced to copulate in the less desired role. The reasons for sexual conflict in hermaphroditic species are unclear. Understanding reproductive patterns in hermaphroditic species is important to provide new insights into the theory of mating systems and selection of life-strategies. The present research reports the results of a series of experimental observations carried out on the endemic Mediterranean sacoglossan *Oxynoe olivacea* (Rafinesque, 1819). In particular, because sperm mature before eggs in all sacoglossans, we tested the hypothesis that larger specimens of *O. olivacea* ordinarily choose a female role.

Material and methods

Forty *Oxynoe olivacea* were collected, by scuba-diving, at intervals between June and July 1999 from a stand of *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Straits of Messina at a depth of 6 m. When not used for observations, the animals were maintained in 35 l aquaria, at ambient light and temperature regimes. *C. taxifolia* was supplied in excess daily to ensure continuous access to food. All the specimens were measured for body length at full extension while the animals were crawling on the clean flat bottom of a glass vessel filled with water. In the laboratory we observed copulatory behaviour of the forty *Oxynoe olivacea*

of selected sizes. Prior to the experiments animals were kept in separate dishes with food overnight; food was removed 5 hours before the experiments began to ensure similar levels of hunger/satiation. Mate choice by body size is common in many vertebrates and invertebrates, and size-assorted mating is considered to be the expression of mate choice by body size in many cases. To determine whether sexual role was related to the size of the animals two different experiments were run. In the first experiment (DA) 1 animal less than 20 mm long and 1 more than 25 long mm were used, while in the second (DB) 1 animal about 20 mm and 1 animal more than 30 mm long were used. After the starving interval two *O. olivacea* were placed into a Petri dish with seawater, controlled light and stable temperature (20°). Each experiment was repeated 10 times and no *O. olivacea* was paired with the same partner more than once, caring that each encounter consisted of a unique combination of individuals and thus ensuring the independence of data. Copulation was observed through a Leitz M3C dissection microscope for two hours. In each experiment we observed:

1) the number, modes (perfect or non simultaneous hermaphroditism) and length of copulations;
2) in case of non simultaneous hermaphroditism, whether the larger animal started acting as male; and
3) whether animals took turns acting as males and females.

Data were analysed by using a χ^2 test.

Results

A total of 39 copulations (21 in DA and 18 in DB) occurred during the two experiments, some couples mating more than once during the same experiment. During the DA experiment, larger specimens of *O. olivacea* acted as males 8 out of 10 times during the first copulatory event and 5 out of 8 times during the second event (Tab. 1). These data were not consistent with the prediction that largest partners of *O. olivacea* would have copulated more frequently as females rather than males (Tab. 2, χ^2 = Value 3,6 Probability 0.057). In DB experiment, larger specimens mated as males 4 out of 10 times during the first copulatory event and 2 out of 6 times during the second event. In the rest of encounters each specimen acted as either male and female, thus there were 6 cases of perfect hermaphroditism (Tab. 1). During the experiments *O. olivacea* showed an alternation of sexual roles: animals took turns acting as males and females respectively 5 times in DA e 1 time in DB.

Discussion

Our observations suggest that normal sexual behaviour in *Oxynoe olivacea* involves an active alternation of sexual roles during bouts of copulation. In the course of the mating interactions the specimens took turns playing male and females roles. Largest partners of *O. olivacea* seemed to prefer the male role and thus they could follow the Bateman's principle (1948). This means that when the opportunity is given to choose between reproduction through eggs or sperm, the male role (the high variance strategy) could be preferred (Leonard, 1985). To test the constancy and dominance of the male role in *O. olivacea*, a new series of experiments should be carried out, whereby three individuals at a time, instead of two, are let compete for mating.

Tab. 1 - **M** means that the largest specimen acted as male, **F** that the largest specimen acted as female, while **PH** means that each specimen acted as either male and female, thus there was perfect hermaphroditism.

***M** = il più lungo della coppia copula come maschio; **F** = il più lungo della coppia copula come femmina; **PH** = entrambi i partners copulano sia come maschio che come femmina: questo è il caso dell'ermafroditismo perfetto.*

	Sex of larger *O.olivacea* in the I cop. event	Length of the I cop. event in minutes	Sex of larger *O. olivacea* in the II cop. event	Length of the II cop. event in minutes	Sex of larger *O. olivacea* in the III cop. event	Length of the III cop. event in minutes
DA	M	1.20	M	0.66		
DA	M	1.0	F	0.5		
DA	M	1.20	M	1.20		
DA	F	0.66	M	0.16	PH	1.0
DA	M	1.0				
DA	M	1.0	F	1.0	PH	2.0
DA	M	1.0	M	1.0		
DA	M	0.75	F	1.0	M	1.0
DA	M	0.75	M	1.10		
DA	F	1.10				
DB	M	1.20				
DB	PH	1.10	PH	1.20		
DB	PH	50	PH	1.0		
DB	PH	1.0				
DB	PH	50				
DB	PH	1.0				
DB	M	100	M	1.0	M	4.0
DB	PH	1.0	F	0.58	F	2.0
DB	M	1.0	M	1.20		
DB	M	1.30	F	1.0		

Tab. 2 - Results of Chi-square test on the sexual role of the largest specimen during the first copulation events in DA experiment.

Risultati del χ^2 test sul ruolo svolto dagli individui più lunghi all'interno delle coppie esaminate nei primi eventi copulatori degli esperimenti DA.

Sexual role of the largest specimen	Frequency	Percent
M	8	80.0
F	2	20.0
DF 1	Value 3,6	Probability 0.057

References

BATEMAN A.J. (1948) - Intra-sexual selection in *Drosophila*. *Heredity*, **2**: 349-368.

LEONARD J.L. (1985) - Courtship, copulation, and sperm trading in the sea slug, *Navanax inermis* (Opisthobranchia: Cephalaspidea). *Canadian Journal Zoology*, **63**: 2719-2728

LEONARD J.L. (1991) - Sexual conflict and mating system of simultaneously hermaphroditic gastropods. *American Malacological Bullettin*, **9**: 45-58.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 605-608

P. GIANGUZZA, C. BONAVIRI, K. JENSEN*, S. RIGGIO

Departement of Animal Biology, Università degli Studi di Palermo,
Via Archirafi, 18 - 90141 Palermo, Italy.
*Zoological Museum, Universitetsparken 15, Dk-2100, Copenhagen, Denmark.

ECOLOGICAL RELATIONSHIPS BETWEEN THE SACOGLOSSAN OPISTHOBRANCH *OXYNOE OLIVACEA* AND THE SIPHONALEAN ALGA *CAULERPA RACEMOSA*

RELAZIONI ECOLOGICHE TRA IL MOLLUSCO OPISTOBRANCO OXYNOE OLIVACEA *E L'ALGA SIFONALE* CAULERPA RACEMOSA

Abstract

The present paper provides preliminary data on population dynamics of Oxynoe olivacea *(Rafinesque, 1819). A yearly survey on the ecology of this species has been carried out on a stand of* Caulerpa racemosa *(Forsk.) Agardh at Santa Panagia Bay, Southeast Sicily. Our results confirm the close relationships between this sacoglossan and the siphonalean alga.*

Key-words: *sacoglossan, population dynamics, coevolution,* Caulerpa racemosa.

Introduction

Saccoglossan Opistobranchs are a widespread group of herbivore molluscs, whose one of the most representative species in the Mediterranean is the endemic *Oxynoe olivacea* (Rafinesque, 1819). Major features of the group are the small size, the cryptic colours and patchy distribution of individuals (Jensen, 1981). Investigating their life habits and biology is a hard task because of the unfeasibility to keep a large, stable number of animals under continuous examination in the natural habitat. The life cycles of most species are too short and the fluctuations of numbers very high in relation to the time of observation, so that a marked variability of numbers in both space and time results. Due to this instability very little is known about the population dynamics and demography of the group (Jensen, 1997; Trowbridge, 1993).

O. olivacea has been chosen because of its feeding and coevolutive relatioships with the green algae of the genus *Caulerpa* (Greene, 1970; Clark & Busacca, 1978), that are its unique habitat and food item. We have especially investigated a population living in a stand of *Caulerpa racemosa* (Forsk.) Agardh., a recent immigrant in the Mediterranean, that has been immediately settled by the mollusc. We have focused on two peculiar aspects of the population dynamics: 1) the temporal patterns of sea-slug abundances and 2) the possible correlation of the sacoglossan populations with the population densities of *C. racemosa*.

Materials and methods

Oxynoe olivacea was monitored on a stand of *Caulerpa racemosa* at Santa Panagia Bay, Southeast Sicily, from October 1998 to October 1999.

The sacoglossan was collected monthly, by scuba-diving, from a randomly placed 0.25 m^2 quadrate on the meadow of *Caulerpa racemosa*. Three replicate measurements were taken on each sampling data. To investigate its preliminary

demographic features, for each month, the abundance of *O. olivacea* (n°specimens/ 0.25 m^{-2} of covered area by alga) and that of *C. racemosa* was estimated as the number of phylloids 0.25 m^{-2}.

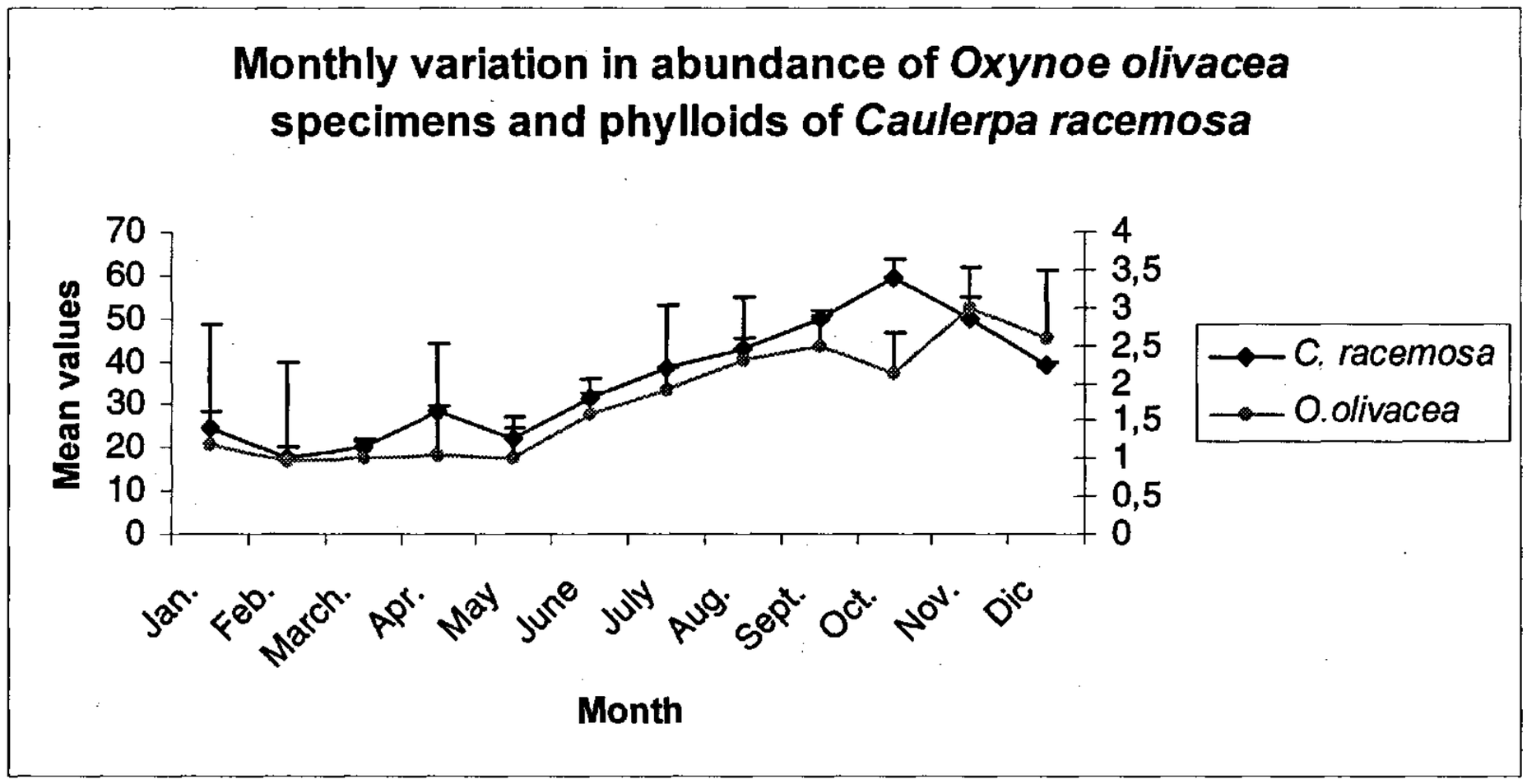


Fig. 1 - Mean abundance and standard deviation of *Oxynoe olivacea* (n° of specimens/0,25 m^2) and *Caulerpa racemosa* (n° phylloids/0,25 m^2) at Santa Panagia Bay.
Andamento dell'abbondanza media di Oxynoe olivacea *(n° di individui/0,25 m^2)e di* Caulerpa racemosa *(n° di filloidi/0,25 m^2) nella Baia di Santa Panagia.*

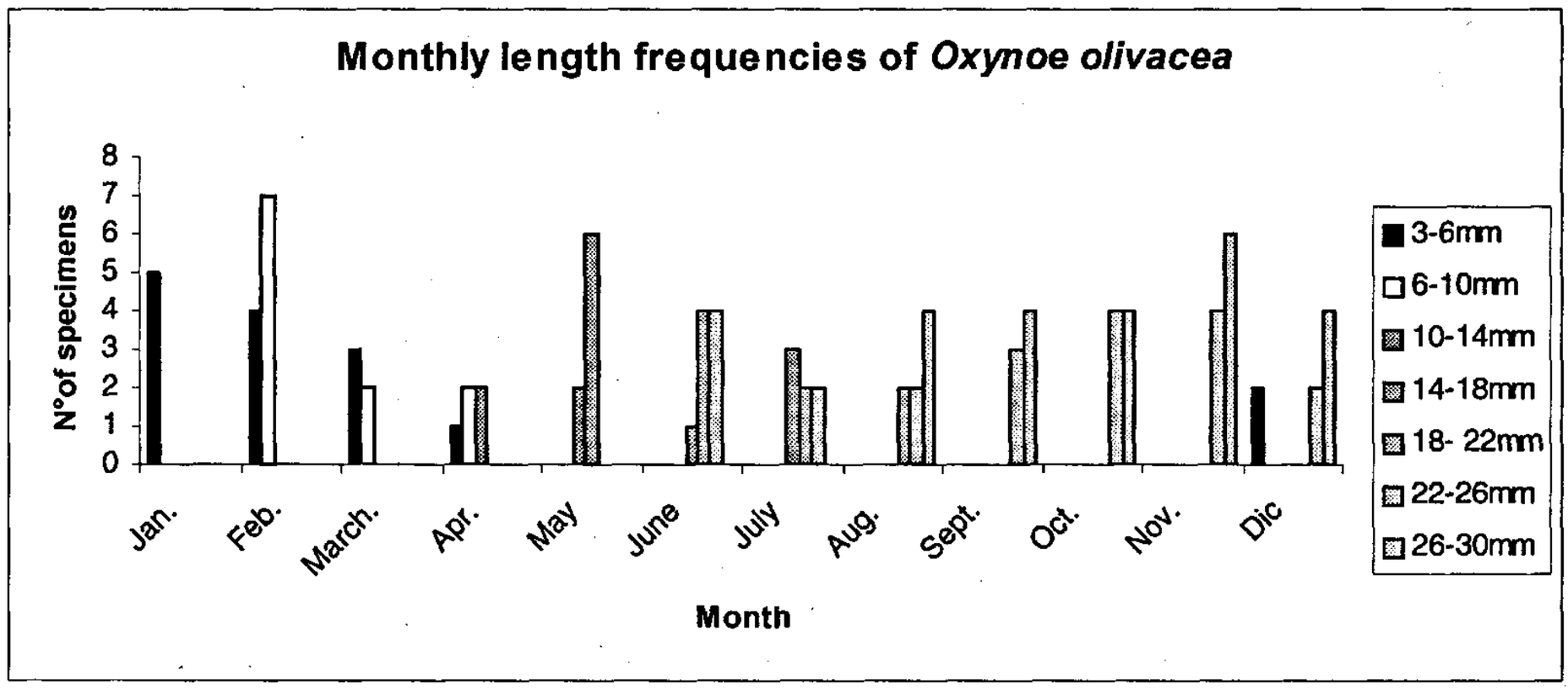


Fig. 2 - Monthly length frequency histograms of *Oxynoe olivacea* monitored on a stand of *Caulerpa racemosa* at Santa Panagia Bay, from October 1998 to October 1999.
Andamento delle classi di taglia di Oxynoe olivacea *raccolta su una prateria di* Caulerpa racemosa *nella Baia di santa Panagia (Ottobre 1998-Ottobre 1999).*

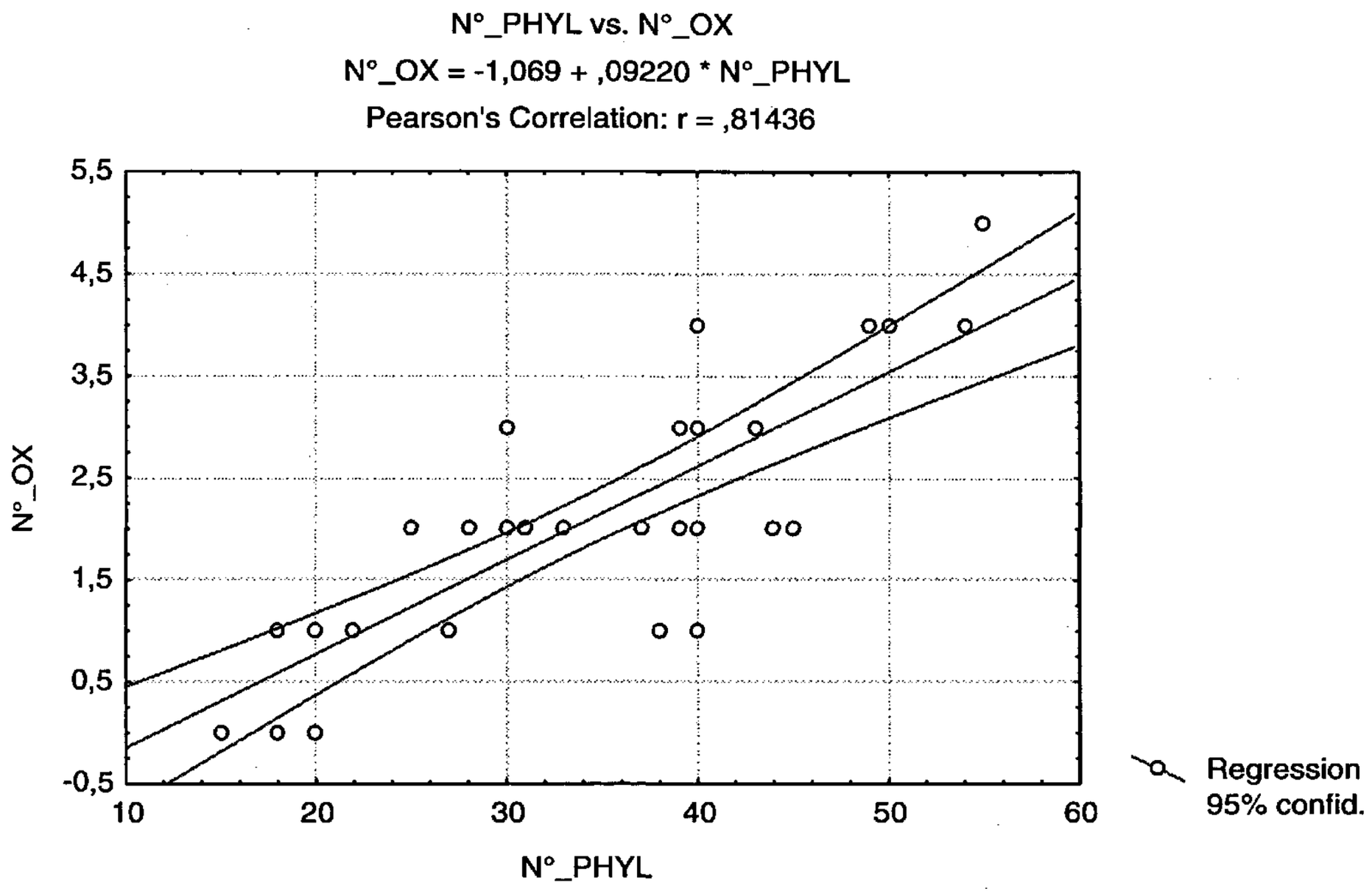


Fig. 3 - Scatter plot of abundance of *Caulerpa racemosa* and sacoglossan density from October 1998 to October 1999.

Correlazione tra le densità di Caulerpa racemosa e Oxynoe olivacea. *Ottobre 1998-Ottobre 1999.*

Results

Monthly samples yielded as many as 91 specimens of *Oxynoe olivacea*. Population density increased gradually from May to October and declined over the subsequent months until February (Fig. 1). The abundance of *Caulerpa racemosa* showed a peak in October whereas a decrease was evident in January. From the monthly length frequency histograms (Fig. 2) a recruitment phase, represented by cohort of individuals ranging from 4 mm to 10 mm in body length, seemed to occur from February to April. Also in this period occurred the highest mortality of cohorts from 22mm to 30 mm. Temporal pattern of abundance of *O. olivacea* seemed to be directly related to that of *C. racemosa*: ascoglossan density on *C. racemosa* increased significantly with increased number of phylloids (Pearson correlation r = 0,81436, n= 36 P< 0,001) Fig. 3.

Discussion and conclusions

Our results confirm the close relationships between the alga and its opistobranch host. The strictly monophagic habits of *Oxynoe olivacea* are very likely the primary cause of the association with the alga. In fact, the temporal patterns of abundance of the Ascoglossan individuals are nearly parallel to those of the algal phylloids, showing a gradual increase from the spring months through summer to early autumn, when a peak is attained, followed by a sudden decrease

during late autumn and winter. Winter is thus a critical time for the molluscan, that runs short of food and shelter. The colonization of algal stand in the following spring depends on a new recruitment of the molluscan from outside, or on its ability to overwinter in a cryptic life form. Further investigation is needed to answer these questions.

References

CLARK K.B., M. BUSACCA (1978) - Feeding specificity and chloroplast retention in four tropical Ascoglossa, with a discussion of the extent of chloroplast symbiosis and the evolution of the order. *Journal of Molluscan Studies*, **44**: 272-282.

GREENE R.W. (1970) - Symbiosis in Sacoglossan Ophisthobranchs: functional capacity of symbiotic chloroplasts. *Marine Biology*, **7**: 138-142.

JENSEN K.R. (1981) - Observation on feeding methods in some Florida ascoglossans. *Journal of Molluscan Studies*, **47**: 190-199.

JENSEN K.R., (1997) - Evolution of the Sacoglossa (Mollusca, Opistobranchia) and the ecological association with their food plants. *Evolutionary Ecology*, **11**: 301-335.

TROWBRIDGE C. (1993) - Population structure of two common species of Ascoglossan (= Sacoglossan) Opisthobranchs on the Central Coast of Oregon, USA. *The Veliger*, **36** (2): 99-106.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 609-612

D. GNAVI, M. FAIMALI, M. ANDRENACCI, G. RIALDI*

Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli, CNR
Via de Marini 6 - 16149 Genova, Italia.
*IMAG - CNR, Genova, Italia.

DIVERSITÀ ENERGETICA IN POPOLAZIONI NATURALI E DI LABORATORIO DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* (MOLLUSCA, BIVALVIA)

ENERGETICS DIFFERENCE IN WILD AND BREEDING POPULATIONS OF MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *(MOLLUSCA, BIVALVIA)*

Abstract

Microcalorimetry has been utilised to assess sensitivity of Mytilus galloprovincialis *Lamarck, 1819 both to natural environmental and artificial changes. Two populations, one wild and another reared in laboratory since fertilization, have been used for these experiments. The results show that this technique can be used to record differences in metabolic activity of mussels under different environmental conditions.*

Key-words: *microcalorimetry, biomarkers,* Mytilus galloprovincialis, *metabolism, toxicants.*

Introduzione

La calorimetria è stata largamente impiegata per monitorare il metabolismo corporeo di organismi viventi di molte specie, animali e vegetali, nelle diverse fasi di sviluppo e durante la crescita somatica (Canepa *et al.*, 1997; Gnaiger, 1983; Schmidt *et al.*, 1996; Shick *et al.*, 1988; Wang e Widdows, 1993).

Questa tecnica viene qui utilizzata per verificare la sensibilità di un organismo bioindicatore, in relazione a variazioni ambientali di origine naturale e/o antropica, misurando l'effetto dell'ambiente marino o colturale sul metabolismo corporeo. Per individuare queste eventuali differenze, sono stati utilizzati individui provenienti da due popolazioni di *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 una prelevata in mare ed una ottenuta da fecondazione artificiale ed allevamento in laboratorio.

Materiali e metodi

Sono stati selezionati circa duecento individui di taglia omogenea (di circa 1,5 cm ± 0,3) di adulti di *Mytilus galloprovincialis*, provenienti rispettivamente da fecondazioni artificiali e successivo allevamento in laboratorio (Geraci e Romairone, 1981) e da una popolazione di ambiente portuale (Porto di Genova) opportunamente ripulita da epibionti e stabulata in laboratorio per una settimana ad una temperatura di 21°C e in acqua di mare filtrata a 0,45 m.

L'analisi calorimetrica è stata effettuata mediante il microcalorimetro "2277 BioActivity Monitor" – Thermometric in grado di registrare l'output calorico di organismi vivi, indice indiretto del metabolismo corporeo, condizionato dai parametri colturali.

Entrambe le popolazioni sono state sottoposte, utilizzando un solo organismo per prova, all'analisi del metabolismo basale (con 15 repliche per popolazione)

ed in seguito alla valutazione delle alterazioni indotte da due sostanze tossiche a diverse concentrazioni (replicati dieci organismi per ogni concentrazione delle due sostanze e per ognuna delle due popolazioni):

- Cloruro di Cadmio ($CdCl_2$): 233 ppm > 100 ppm > 38 ppm > 19 ppm
- Cloruro di Mercurio ($CdHg_2$): 200 ppm > 100 ppm > 40 ppm

Per facilitare la comprensione dei dati è stato riportato graficamente un solo termogramma per tipologia di analisi, mentre le repliche (media ± ds) sono riportate in tabella.

Risultati e discussione

Dai termogrammi (Fig. 1) appare evidente che gli organismi prelevati in campo sono metabolicamente più attivi di quelli allevati in laboratorio (~130 mW della popolazione naturale contro ~75 mW della popolazione di laboratorio) sia a causa della quantità e della qualità dei nutrienti che, forse, per l'attivazione dei meccanismi di difesa innescati dalla presenza di sostanze inquinanti nell'ambiente portuale.

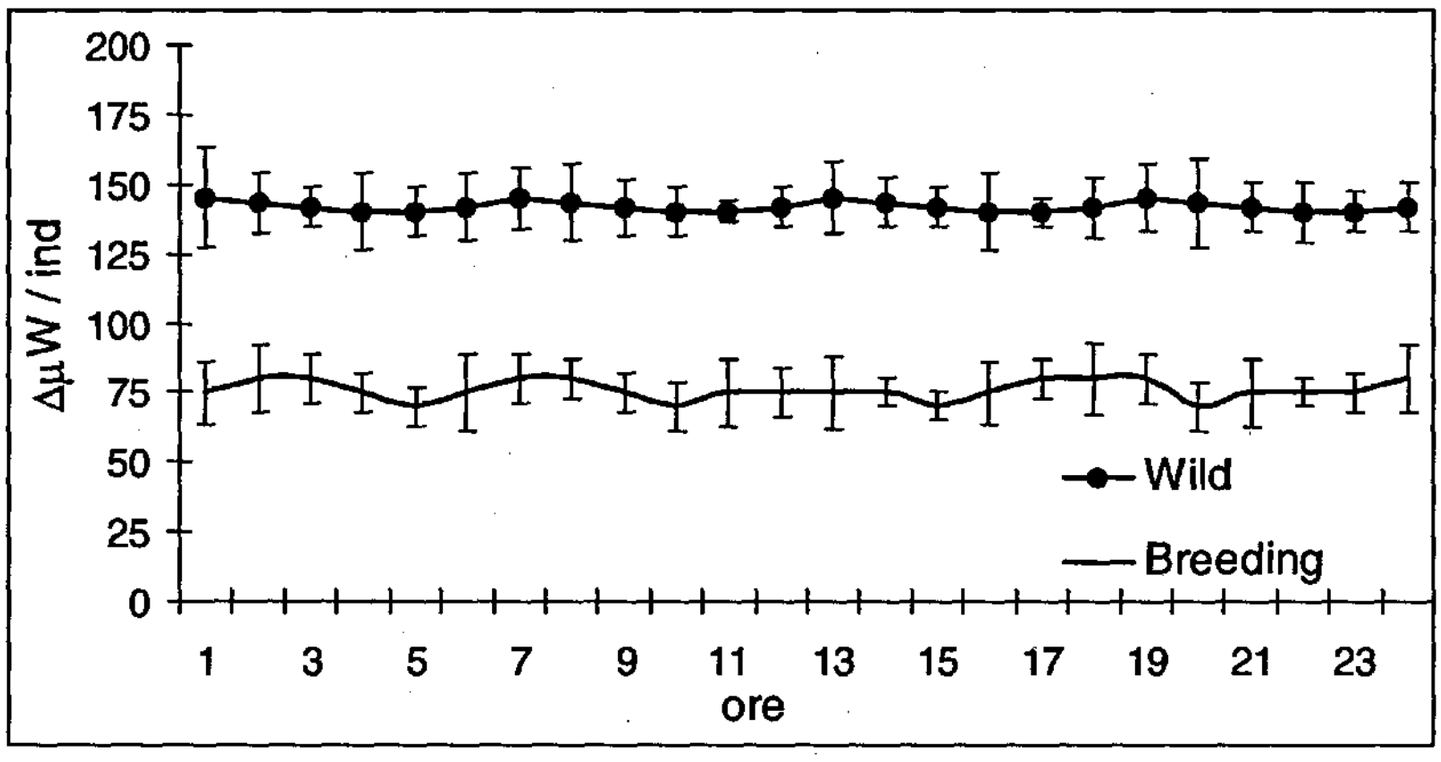
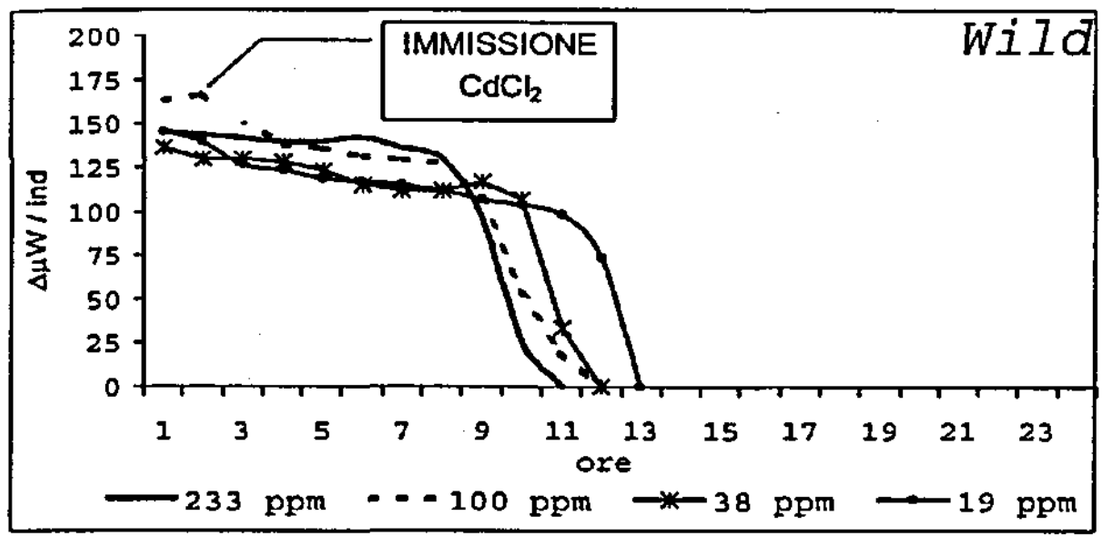


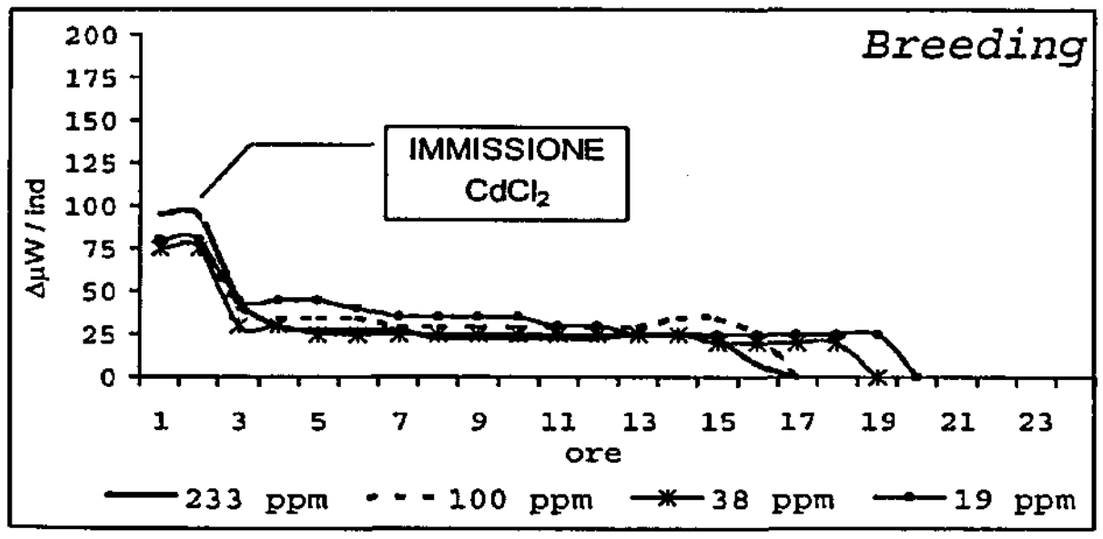
Fig. 1 - Termogramma di confronto dell'attività metabolica di base di *Mytilus galloprovincialis* prelevati in campo e allevati in laboratorio.
Comparison thermogram of basic metabolic activity in wild and breeding Mytilus galloprovincialis.

È stata inoltre osservata (Fig. 2 e 3), nelle due popolazioni, una differente risposta all'esposizione a concentrazioni crescenti di Cadmio e Mercurio. Dalla misurazione delle emissioni termiche, assimilabili ai livelli energetici, e dei tempi di sopravvivenza, più lunghi nella popolazione di laboratorio, sembra che gli organismi allevati metabolizzino in modo più lento e meno attivo anche le sostanze tossiche.

Dalle misure ottenute sembra quindi possibile evidenziare, mediante analisi calorimetriche, un differente livello energetico sia in organismi provenienti da situazioni ambientali differenti che in individui sottoposti a stress di origine chimica.



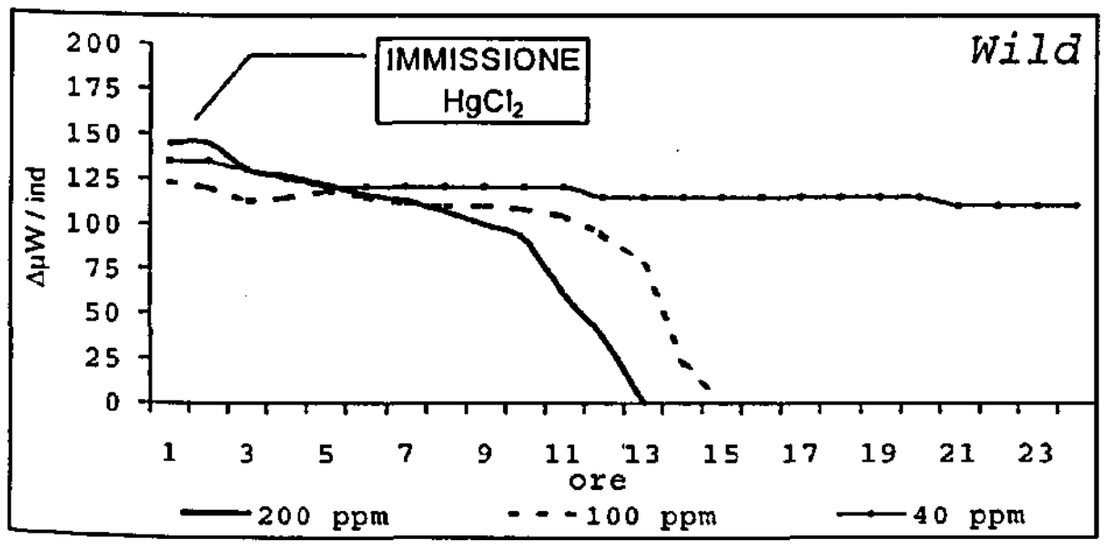
Emissione termica media ± ds di 10 individui per concentrazione di $CdCl_2$ (µW/ind)				
ore	233 ppm	100 ppm	38 ppm	19 ppm
1	145 ± 18	164 ± 19	137 ± 25	145 ± 13
3	142 ± 18	146 ± 20	130 ± 20	127 ± 23
5	140 ± 13	131 ± 12	123 ± 13	118 ± 20
7	137 ± 12	119 ± 16	112 ± 8	115 ± 22
9	97 ± 29	101 ± 18	117 ± 10	107 ± 19
11	0	36 ± 28	33 ± 31	98 ± 16
13	0	0	0	0



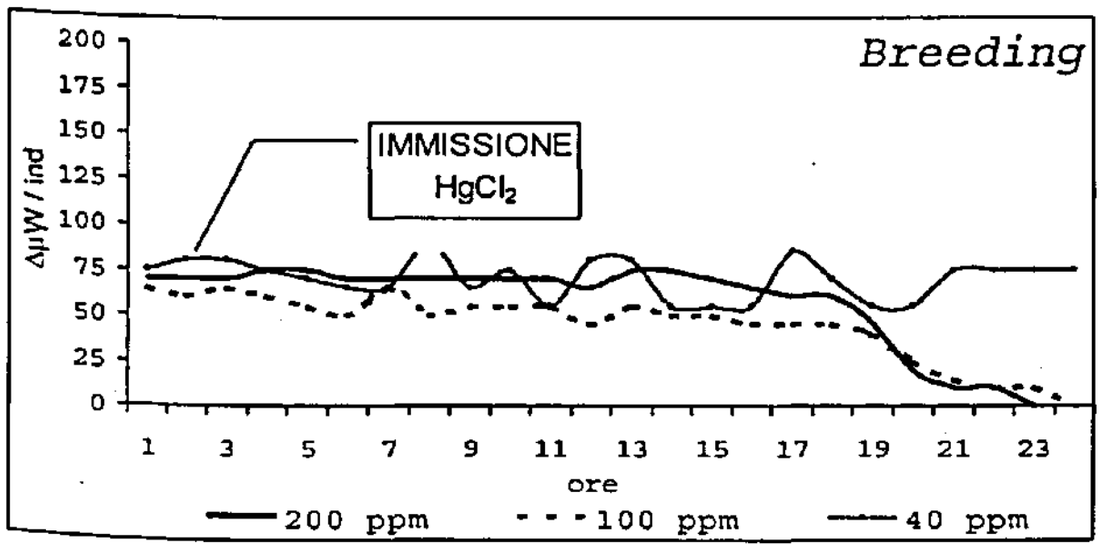
Emissione termica media ± ds di 10 individui per concentrazione di $CdCl_2$ (µW/ind)				
ore	233 ppm	100 ppm	38 ppm	19 ppm
1	95 ± 10	82 ± 3	77 ± 3	82 ± 3
3	45 ± 15	43 ± 6	39 ± 8	59 ± 13
5	28 ± 8	38 ± 6	29 ± 4	47 ± 2
7	28 ± 8	37 ± 12	27 ± 2	38 ± 3
9	23 ± 3	37 ± 8	28 ± 3	36 ± 2
11	23 ± 3	37 ± 6	27 ± 3	33 ± 3
13	25 ± 0	37 ± 8	26 ± 1	27 ± 2
15	23 ± 8	33 ± 3	22 ± 2	25 ± 1
17	0	0	20 ± 2	24 ± 1
19	0	0	0	23 ± 3
21	0	0	0	0

Fig. 2 - Termogrammi di confronto dell'attività metabolica delle due popolazioni di *Mytilus galloprovincialis* in presenza di diverse concentrazioni di Cadmio.

Comparison thermograms of metabolic activity in the two populations of Mytilus galloprovincialis *at different concentrations of Cadmium.*



Emissione termica media ± ds di 10 individui per concentrazione di $HgCl_2$ (µW/ind)			
ore	200 ppm	100 ppm	40 ppm
1	145 ± 5	123 ± 3	140 ± 5
3	130 ± 10	113 ± 8	132 ± 3
5	122 ± 6	118 ± 8	125 ± 5
7	113 ± 3	112 ± 6	123 ± 6
9	100 ± 5	110 ± 5	125 ± 5
11	62 ± 53	105 ± 5	123 ± 6
13	0	77 ± 10	120 ± 5
15	0	0	120 ± 5
17	0	0	117 ± 3
19	0	0	117 ± 3
21	0	0	113 ± 6
23	0	0	112 ± 3



Emissione termica media ± ds di 10 individui per concentrazione di $HgCl_2$ (µW/ind)			
ore	200 ppm	100 ppm	40 ppm
1	80 ± 9	66 ± 1	78 ± 3
3	81 ± 9	63 ± 3	82 ± 4
5	84 ± 8	54 ± 3	75 ± 5
7	82 ± 11	62 ± 3	68 ± 3
9	80 ± 9	53 ± 2	70 ± 5
11	78 ± 8	51 ± 3	64 ± 12
13	82 ± 8	50 ± 5	82 ± 5
15	62 ± 28	45 ± 4	63 ± 10
17	52 ± 24	42 ± 2	77 ± 20
19	41 ± 14	37 ± 3	63 ± 9
21	8 ± 7	16 ± 1	71 ± 12
23	0	8 ± 2	78 ± 3

Fig. 3 - Termogrammi di confronto dell'attività metabolica delle due popolazioni di *Mytilus galloprovincialis* in presenza di diverse concentrazioni di Mercurio.

Comparison thermograms of metabolic activity in the two populations Mytilus galloprovincialis *with different concentrations of Mercury.*

Bibliografia

CANEPA E., FRASCHETTI S., LICCIANO M., MANGANELLI M., ALBERTELLI G., RIALDI G., GERACI S. (1997) - Microcalorimetria di alcuni invertebrati: caratterizzazione preliminare della loro attività metabolica durante i diversi stadi di sviluppo. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 626-628.

GERACI S., ROMAIRONE V. (1981) - Allevamento di *Mytilus galloprovincialis* in laboratorio. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **1**: 619-629.

GNAIGER E. (1983) - Microcalorimetric monitoring of biological activities. Ecological and toxicological studies in acquatic animals. *Science Tools*, **30** (2): 21-26.

SCHMIDT H., WICHMANN A., LAMPRECHT I., ZERBST-BOROFFKA I. (1996) - Anaerobic metabolism in the leech (*Hirudo medicinalis*): direct and indirect calorimetry during severe hypoxia. *J. Comp. Physiol.*, **166** (3): 205-214.

SHICK J. M., WIDDOWS J., GNAIGER E. (1988) - Calorimetric studies of behaviour, metabolism and energetics of sessile intertidal animals. *Amer. Zool.*, **28**: 161-181.

WANG W. X., WIDDOWS J. (1993) - Calorimetric studies on the energy metabolism of infaunal bivalve, *Abra tenuis*, under normoxia, hupoxia and anoxia. *Mar. Biol.*, **116**: 73-79.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 613-616

F. MASTROTOTARO, A. TURSI

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari,
Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

ASCIDIACEI DEL FONDO A *CLADOPHORA* DELLA RISERVA MARINA DI PORTO CESAREO (LE)

ASCIDIANS OF THE CLADOPHORA *BOTTOM IN THE MARINE RESERVE OF PORTO CESAREO (LE)*

Abstract

In the Cladophora *bottom of "C zone" in Marine Reserve of Porto Cesareo (LE) 19 different species of ascidians were identified.* Molgula appendiculata, Polycarpa pomaria, P. gracilis *were abundant in* Cladophora *bottom, while* Halocynthia papillosa, Aplidium conicum *and* A. tabarquensis *were present on coralligenous bank among* Cladophora *beds. The latter species, described in 1991 by Ramos, was here found for the first time in South-West Mediterranean Sea.*

Key-words: *Ascidians, marine reserve, Porto Cesareo, Ionian Sea.*

Introduzione

Nell'ambito della zona C della Riserva Marina di Porto Cesareo è stata da tempo segnalata una prateria di *Cladophora prolifera* (Cloroficee) (Parenzan, 1969). Quest'associazione risulta interessante in quanto tipica dell'areale ionico occidentale.

L'area studiata è caratterizzata inoltre da nuclei di coralligeno sparsi nella suddetta prateria.

La componente ad ascidie, già studiata da Tursi (1971), risulta interessante non solo per la sua diversità ma anche per la presenza di specie perfettamente adattate a vivere nel suddetto feltro algale.

Materiali e metodi

Nell'ambito della suddetta area è stato individuato un quadrato di circa 36 ha (600 × 600 m) nello specchio acqueo antistante la laguna della Strea a circa 2 miglia dalla costa, su una batimetrica compresa tra i -29 e -31 m. Nell'aprile 1999, sono state effettuate 27 bennate con benna Van Veen (36,5 x 27 cm), 9 dragaggi con draga triangolare di 60 cm di lato e due immersioni con autorespiratore. Lo stesso piano di campionamento è stato ripetuto nel febbraio 2000. Gli esemplari di ascidiacei ritrovati sono stati anestetizzati e successivamente fissati in una soluzione di acqua di mare e formalina al 10% e trasportati in laboratorio per l'identificazione specifica utilizzando la letteratura scientifica più importante (Berril, 1950; Monniot, 1962; 1965; 1969; 1972; Lafargue, 1973; Tursi, 1980; Ramos, 1991).

Risultati

Il campionamento effettuato ha portato all'individuazione di 19 specie di cui 8 Aplousobranchiata, 4 Phlebobranchiata e 7 Stolidobranchiata (Tab. 1).

Tab. 1 - Elenco delle specie di ascidiacei ritrovate sul fondo a *Cladophora prolifera* della Riserva Marina di Porto Cesareo durante le fasi di campionamento (aprile 1999; febbraio 2000).
List of the species of ascidians collected on the Cladophora *bottom in the Marine Reserve of Porto Cesareo (LE) (April, 1999; February, 2000).*

Specie	04/1999	02/2000
Aplousobranchiata		
Aplidium conicum (Olivi, 1792)	*	*
Aplidium fuscum Drasche, 1883	*	*
Aplidium tabarquensis Ramos, 1991	*	*
Didemnum lahillei Hartmeyer, 1909	*	*
Didemnum maculosum (Milne-Edwards, 1841)	*	*
Distaplia magnilarva Della Valle, 1881	*	
Polycitor crystallinus Renier, 1804	*	
Trididemnum cereum (Giard, 1872)	*	*
Phlebobranchiata		
Ascidia mentula O.M. Müller, 1776	*	*
Ascidiella aspersa (O.M. Müller, 1776)	*	*
Ascidiella scabra (O.M. Müller, 1776)	*	
Phallusia mamillata (Cuvier, 1815)	*	*
Stolidobranchiata		
Halocynthia papillosa (Linnaeus, 1767)	*	*
Microcosmus savignyi Monniot, 1962	*	
Molgula appendiculata Heller, 1877	*	*
Polycarpa gracilis Heller, 1877	*	*
Polycarpa pomaria (Savigny, 1816)	*	*
Pyura microcosmus (Savigny, 1816)	*	*
Pyura tessellata (Forbes, 1848)	*	

Specie tipiche della prateria a *Cladophora* sono *Molgula appendiculata*, *Polycarpa pomaria* e *P. gracilis*. Queste tre specie presentano la tunica completamente avvolta da detrito sabbioso e da talli di *Cladophora* per cui la loro identificazione è possibile solo tramite dissezione. Altra specie relativamente abbondante è *Ascidiella aspersa* che colonizza qualsiasi substrato presente, come tubi di anellidi, conchiglie, piccole pietre ecc. *Ascidia mentula* è meno abbondante e di solito è attaccata a resti di dermascheletro di *Paracentrotus lividus*. *Phallusia mamillata* risulta abbondante sui corpi solidi sommersi presenti nella zona. *Microcosmus claudicans* (un solo esemplare ritrovato) risulta completamente mimetizzato nella fitta trama algale. Esemplari di *Pyura tessellata* e *Pyura microcosmus* di piccole dimensioni (circa 1 cm) sono stati trovati su colonie morte di briozoi arborescenti.

I nuclei di coralligeno sono caratterizzati dalla numerosa presenza di *Halocynthia papillosa* e colonie di *Aplidium conicum* e *A. tabarquensis* (foto 1); più rara è la presenza di *A. fuscatum, Distaplia magnilarva* e *Polycitor cristallinus*.

Colonie di *Didemnum maculosum*, *D. lahillei* e *Trididemmum cereum* sono state ritrovate sui talli algali, su briozoi arborescenti morti nonché sui substrati artificiali presenti (plastica ecc.).

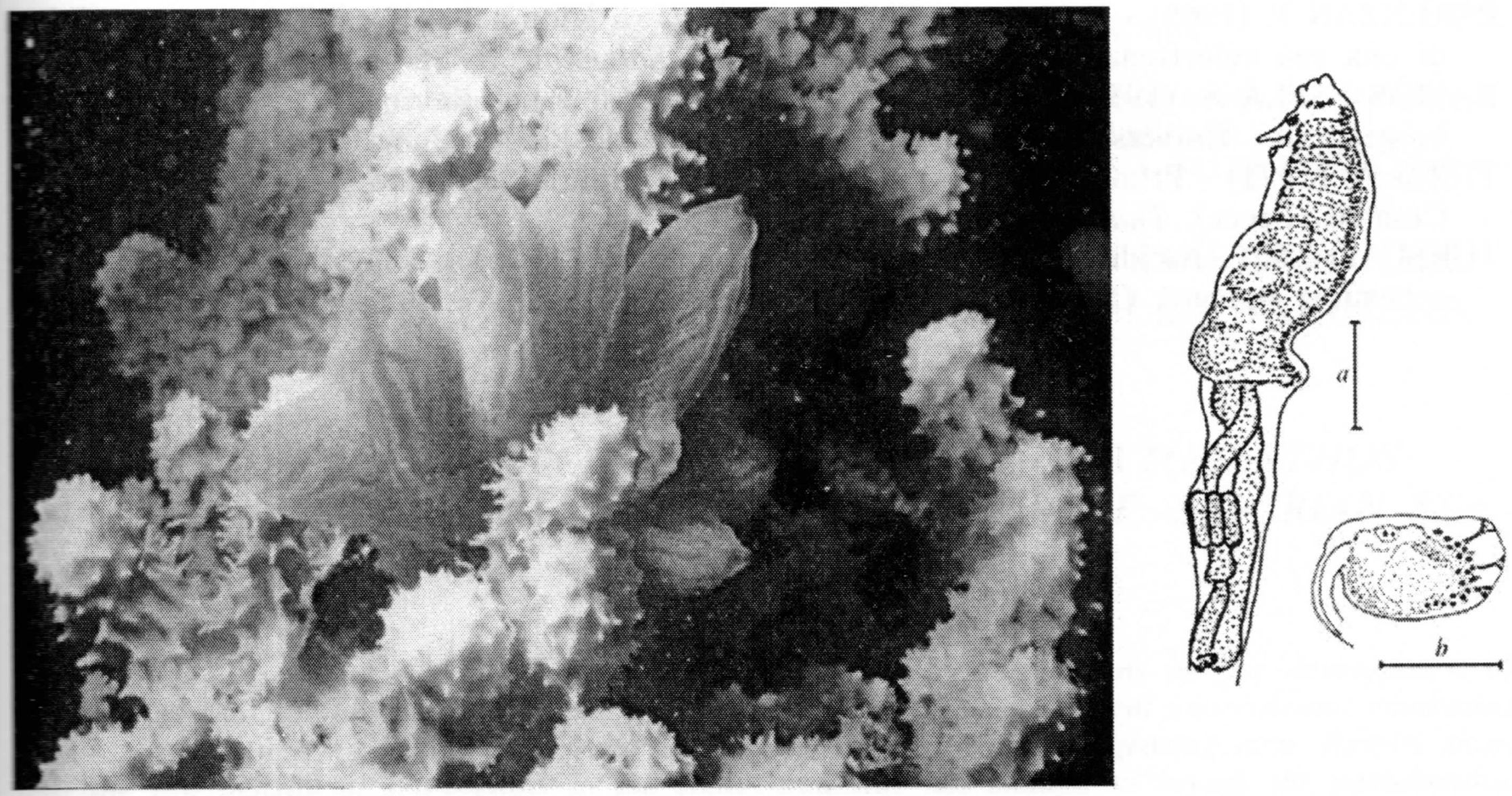


Fig. 1 - *Aplidium tabarquensis* Ramos, 1991 su *Disidea avara* (porifero) a) Zoide, b) Larva (scala a,b = 500 μm).

Aplidium tabarquensis *Ramos 1991 on the sponge* Disidea avara *a) Zoid, b) Larva (scale a,b = 500 μm).*

Conclusioni

Il presente studio si inserisce in una ricerca più ampia tesa a valutare la struttura biocenotica di un'associazione particolare come quella di *Cladophora prolifera* tipica dell'areale ionico occidentale. Per quanto concerne la componente ad ascidiacei, delle 9 specie precedentemente segnalate (Tursi, 1971) solo *Pyura squamulosa* e *Ciona intestinalis* non sono state ritrovate. Interessante è la massiva presenza di *A. tabarquensis*. Si tratta, infatti, di una specie di recente descrizione (Ramos, 1991) e mai prima d'ora segnalata nel Mediterraneo Orientale. Caratteristico è anche l'adattamento di *M. appendiculata*, *P. pomaria* e *P. gracilis* specie che si sono completamente adattate a vivere nel feltro algale flottando con lo stesso in ragione delle forti correnti di fondo ed adattandosi a periodi più o meno lunghi in cui il fondale può presentare situazioni di ipossia con potenziale redox negativo.

Bibliografia

BERRIL N.J. (1950) - The Tunicata. *Ray Society London*, **133**: 354 pp.

LAFARGUE F. (1973) - Révision taxonomique des Didemnides des côtes de France (Ascidies composées). Thèse de doctorat d'état ès-Sciences Naturelles, Université de Paris IV: 300 pp.

MONNIOT C. (1962) - Les *Microcosmus* des côtes de France. *Vie et Milieu*, **13** (3): 397-432.

MONNIOT C. (1965) - Etude systématique et évolutive de la famille des Pyuridae (Ascidiacea). *Mem. Mus. Nat. Hist. Nat.*, Série A, Zoologie **36**: 203 pp.

MONNIOT C. (1969) - Les Molgulidae des Mers Européennes. *Mem. Mus. Nat. Hist. Nat.*, Série A, Zoologie **60**: 171-272.

MONNIOT. C., MONNIOT F. (1972) - Clé mondiale des genres d'ascidies. *Arch. Zool. exp. gén.*, **113**: 311-367.

PARENZAN P. (1969) - Il fondo a *Cladophora prolifera* Kütz nel golfo di Taranto e possibilità di una sua valorizzazione economica. *Thalassia Salentina*, **3**: 35-46.
RAMOS ESPLÁ A. (1991) - Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico. Faunística, ecología y biogeografía. Universidad de Alicante, Secretariado de Publicaciones: 905 pp.
TURSI A. (1971) - Primo contributo allo studio delle ascidie del fondo a *Cladophora* di Porto Cesareo (Lecce). *Thalassia Salentina*, **5**: 31-38.
TURSI A. (1980) - Ascidiacei. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. *CNR AQ/1/9*, **4**: 85 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 617-622

V. PUCCIO, G. TORCHIA, M. RELINI, G. BRESSAN*

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, DIP.TE.RIS., Università di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia (e-mail largepel@unige.it).
* Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via L. Giorgiari, 5 - 34127 Trieste, Italia.

VALUTAZIONE DEL RUOLO DEI RICCI NELLO SVILUPPO DEL FITOBENTHOS DEI SUBSTRATI ARTIFICIALI DELLA BARRIERA DI LOANO (SV), MAR LIGURE

THE IMPACT OF SEA URCHINS ON THE PHYTOBENTHOS DEVELOPMENT AT THE LOANO ARTIFICIAL REEF, LIGURIAN SEA

Abstract

This study aims to evaluate the incidence of grazing by sea-urchins on the development of the phytobenthos at the Loano (Savona, Italy) artificial reef. Three different experimental conditions were created removing sea-urchins from a pyramid and by using anti-grazing nets. Results show that the low density of sea-urchins in the study area was not enough to modify the phytobenthic communities of the substratum. On the other hand the importance of grazing by fishes comes out.

Key words: *grazing, artificial reef,* Arbacia lixula, *Ligurian Sea.*

Introduzione

I ricci sono tra i più efficienti erbivori degli habitat marini bentonici. Essi hanno la capacità di influenzare la struttura del benthos attraverso il prelievo della copertura algale o impedendone l'attecchimento.

Sulle piramidi della barriera artificiale di Loano (Mar Ligure) sono presenti le due più comuni specie di riccio della costa ligure: *Paracentrotus lividus* (Lam.) e *Arbacia lixula* (L.), con netta prevalenza di quest'ultima.

Questo lavoro è stato realizzato per verificare l'ipotesi che i ricci abbiano un ruolo di primo piano nel condizionare lo sviluppo delle comunità bentoniche, ed in particolare fitobentoniche, dei substrati artificiali, come è stato in più occasioni supposto (Relini *et al.*, 1995; Falace *et al.*, 1999).

Materiali e metodi

Sono state utilizzate due piramidi della barriera, costituite ognuna da 5 blocchi di calcestruzzo di 2 m di spigolo, poste a circa 17 m di profondità (Relini G. *et al.*, 1995). Una piramide è stata privata dei ricci, che sono stati identificati e conteggiati; l'altra non è stata manipolata. Su queste due piramidi sono state determinate complessivamente tre differenti condizioni sperimentali (tre stazioni), due sulla prima piramide ed una sulla seconda. Le caratteristiche delle tre stazioni possono essere così riassunte:

1. le facce orizzontali di due cubi basali della piramide privata dei ricci sono state protette dall'azione di tutti gli erbivori mediante reti in filato di polipropilene (maglia 5 cm) montate su cornici quadrate di profilato metallico e poste a circa 15 cm dalla superficie – (stazione R);
2. le superfici orizzontali di due cubi basali della stessa piramide sono state private dei ricci ma non protette dalla rete. Su questa stazione i ricci non sono stati

comunque in grado di tornare nel corso dell'esperimento, mentre tutti gli altri erbivori sono stati liberi di pascolare – (stazione N);
3. due superfici orizzontali della seconda piramide non sono state in alcun modo manipolate. Quest'ultimo tipo di substrato, sottoposto al pascolo da parte dei ricci ed altri utilizzatori, corrisponde alla condizione di normalità – (stazione C).

Questo approccio sperimentale permette una stima del pascolo dei ricci attraverso la comparazione dei valori medi di biomassa vegetale provenienti dalle diverse stazioni:
- dal confronto della stazione R (protetta dalla rete) con quella N (priva della rete antierbivori e su cui solo i ricci non sono presenti), si ricavano indicazioni circa il ruolo dei pesci nel prelievo della componente algale dal substrato. Ciò è vero se si assume trascurabile il contributo degli altri piccoli erbivori (molluschi, policheti...);
- dal confronto della stazione N (priva di rete ma su cui i ricci non sono più tornati) con quella C (a cui tutti gli organismi sono liberi di accedere) si ottiene una stima dell'effettiva incidenza dei ricci come erbivori.

Nel periodo compreso tra il 06/02/98 ed il 03/11/99 in sette date, sono stati eseguiti, con cadenza stagionale, campionamenti quantitativi di alghe mediante la raschiatura di aree standard di 20×20 cm. Sono state effettuate quattro repliche per ogni stazione (R, N e C). Nel caso dei substrati della stazione R, naturalmente, il campionamento ha richiesto ogni volta la rimozione ed il successivo riposizionamento delle cornici portanti le reti antierbivori.

Per la determinazione della biomassa algale sono stati compiuti due tipi di misurazione:
1) per ciascun campione, privato della componente animale e del sedimento, è stato misurato il peso umido totale. La rimozione del sedimento è stata effettuata per ogni campione attraverso una serie di lavaggi fino a che, dalla rappresentazione grafica del peso di detrito raccolto in funzione del numero di risciacqui, non si osservava una stabilizzazione della quantità trattenuta.
2) sono state isolate le macroalghe *Sargassum vulgare* C. Agardh, *Dictyopteris polypodioides* (A.P. De Candolle) J.V. Lamouroux, *Dictyota dichotoma* (Hudson) J.V. Lamouroux, Sphacelariaceae diverse, *Cladophora* spp., *Padina pavonica* (L.) J.V. Lamouroux e di ognuna è stato misurato il peso umido.

Per ciascuna macroalga presa in esame, la comparazione tra la biomassa campionata nelle diverse stazioni è stata calcolata come scarto percentuale S [$S_{RN} = (W_R - W_N)*100/W_R$, $S_{NC} = (W_N - W_C)*100/W_N$ con W = biomassa vegetale]. La significatività delle differenze di biomassa nelle tre stazioni è stata saggiata con il test di Wilcoxon per ogni macroalga.

Su altre sei piramidi della barriera, adiacenti a quella manipolata (compresa la piramide di controllo), sono stati eseguiti, in diversi momenti stagionali nel corso dell'esperimento, conteggi visivi di ricci (*visual census*) allo scopo di valutarne il numero medio presente su ciascuna piramide.

Risultati

I ricci rimossi dalla piramide manipolata, appartenenti tutti ad *Arbacia lixula*, sono risultati essere 43 (19 femmine, 15 maschi e 9 indeterminati), con taglia media (diametro) di 4,3 cm. Considerato il volume e la superficie totale di una

piramide, si ottengono densità di 1,1 ind./m³ di materiale immerso e di 0,4 ind./m² di superficie artificiale.

Mediante i *visual census* effettuati sulle altre piramidi sono stati determinati i seguenti valori medi: 40,83±1,17 ind./pir.; 1,0±0,03 ind./m³; 0,3±0,01 ind./m².

In base ai dati della biomassa algale (W) totale campionata su ciascuna tipologia di substrato (stazioni R, N e C) nel corso dell'intero esperimento risulta che $W_R > W_N > W_C$ (Fig. 1).

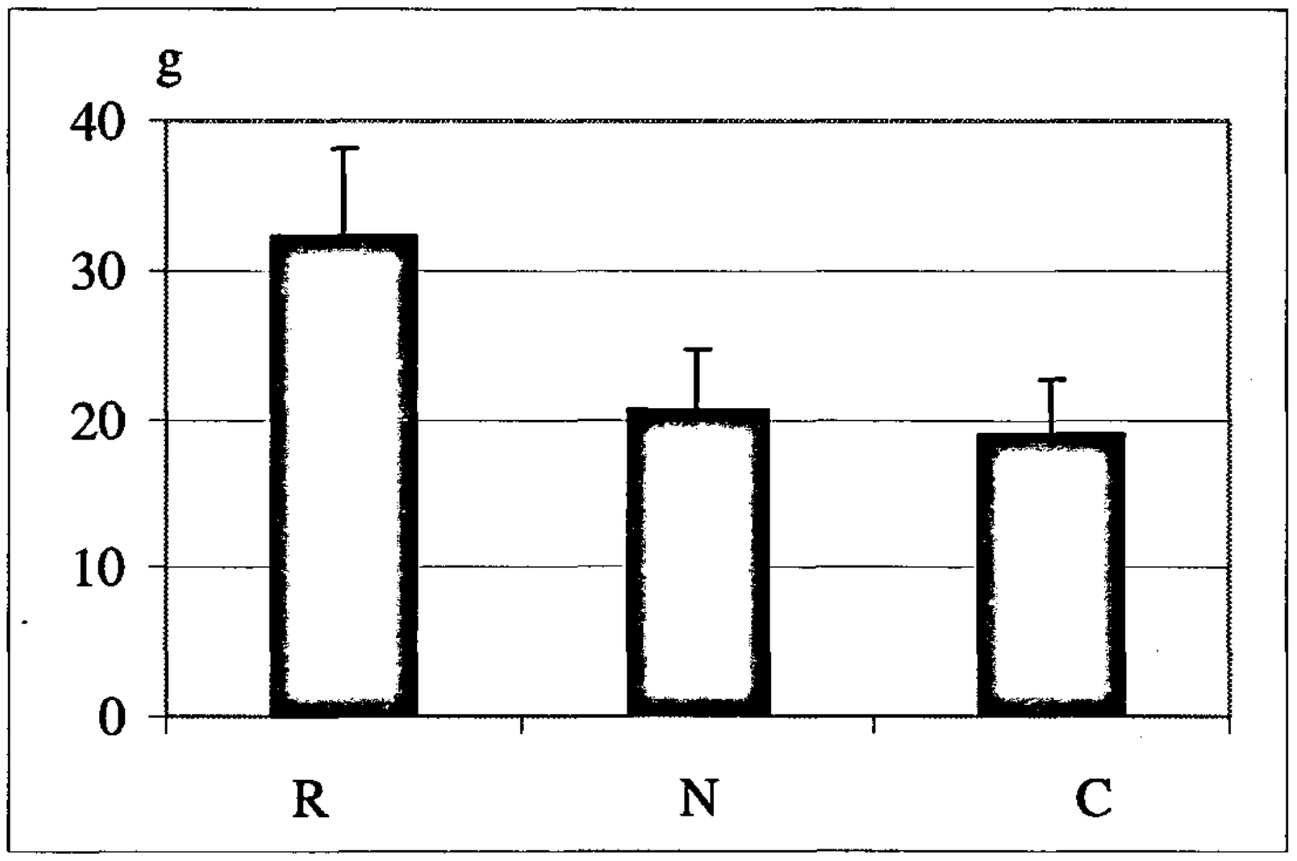


Fig. 1 - Biomassa vegetale totale campionata nelle tre stazioni nel corso dell'intero esperimento.
Total vegetal biomass sampled in the three stations during the experiment.

Per quanto riguarda il peso delle macroalghe considerate separatamente, i valori ponderali relativi ai substrati protetti dalla rete (stazione R) superano sempre quelli dei substrati scoperti (stazione N). In tabella 1 sono riportati gli scarti percentuali. A loro volta i campioni provenienti dalla stazione N superano sempre in peso quelli prelevati dalle superfici della stazione di controllo C. La tabella 2 ne mostra gli scarti percentuali. Inoltre, per quanto concerne le frequenze di ritrovamento, le maggiori differenze tra le stazioni R e N e tra quelle N e C si registrano per *S. vulgare*, *D. polypodioides* e *D. dichotoma* (Tab. 3).

Un primo esame dei dati sembra quindi indicare un prelievo preferenziale delle specie algali a tallo laminare. Tuttavia il test di Wilcoxon ha mostrato differenze significative solo per *S. vulgare* tra R e N (Fig. 2). In particolare in questo caso la differenza è risultata essere altamente significativa ($a<0,005$).

Conclusioni

La struttura della comunità algale delle piramidi della barriera è caratterizzata dalla dominanza delle Phaeophyceae [*S. vulgare* e *Stypocaulon scoparium* (L.) Kützing] che costituiscono lo strato elevato della comunità stessa (Falace *et al.* 1999).

Tab. 1 - Scarto percentuale S_{NC} tra la biomassa (W) delle macroalghe dei substrati N e C, con W_N sempre > W_C.
Per cent difference S_{NC} between the biomass (W) of the macroalgae of the substrata N and C, with $W_N > W_C$.

	S. vulgare	*D. polypodioides*	*D. dichotoma*	Sphacelariaceae	*Cladophora* spp.	*P. pavonica*
S_{NC}	93,96	60,99	7,89	1,06	0,98	3,45

Tab. 2 - Scarto percentuale S_{RN} tra la biomassa (W) delle macroalghe dei substrati R ed N, con W_R sempre > W_N.
Per cent difference S_{RN} between the biomass (W) of the macroalgae of the substrata R and N, with $W_R > W_N$.

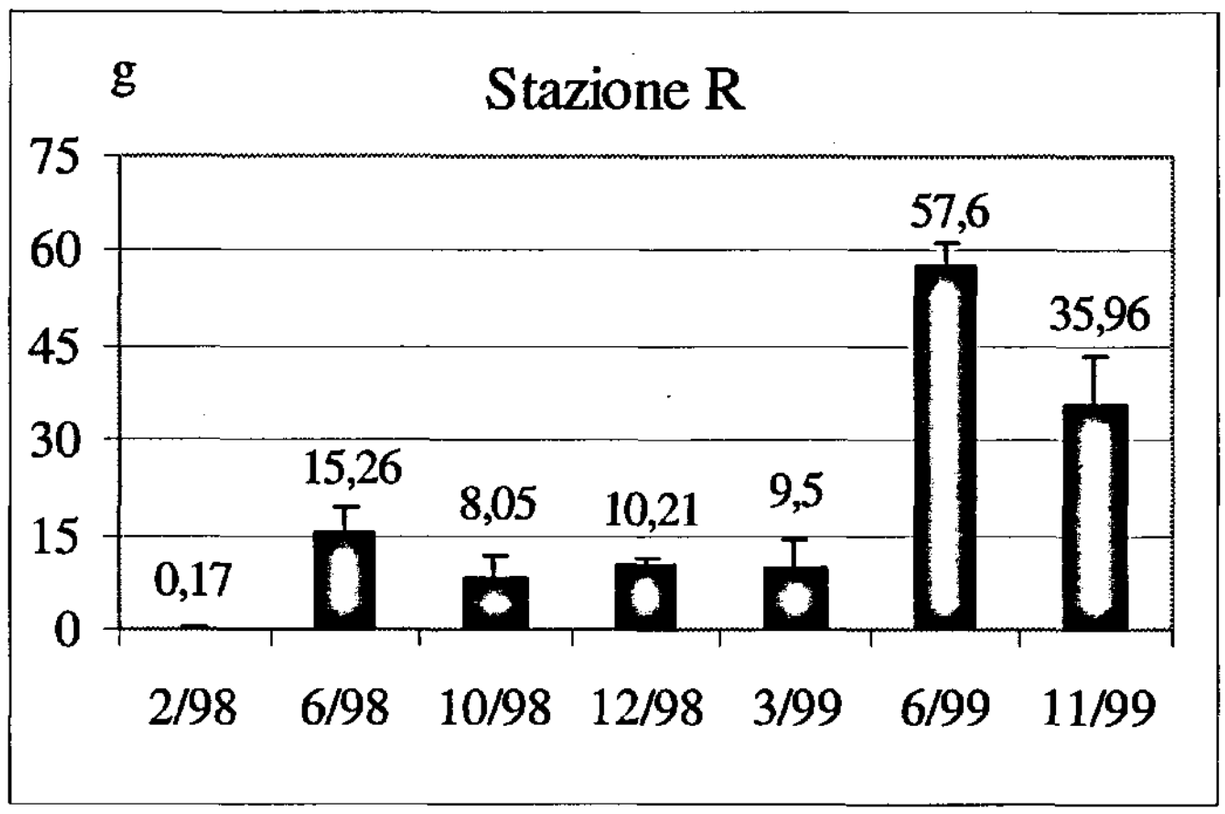
	S. vulgare	*D. polypodioides*	*D. dichotoma*	Sphacelariaceae	*Cladophora* spp.	*P. pavonica*
S_{RN}	92,37	18,97	48,65	18,19	32,00	3,33

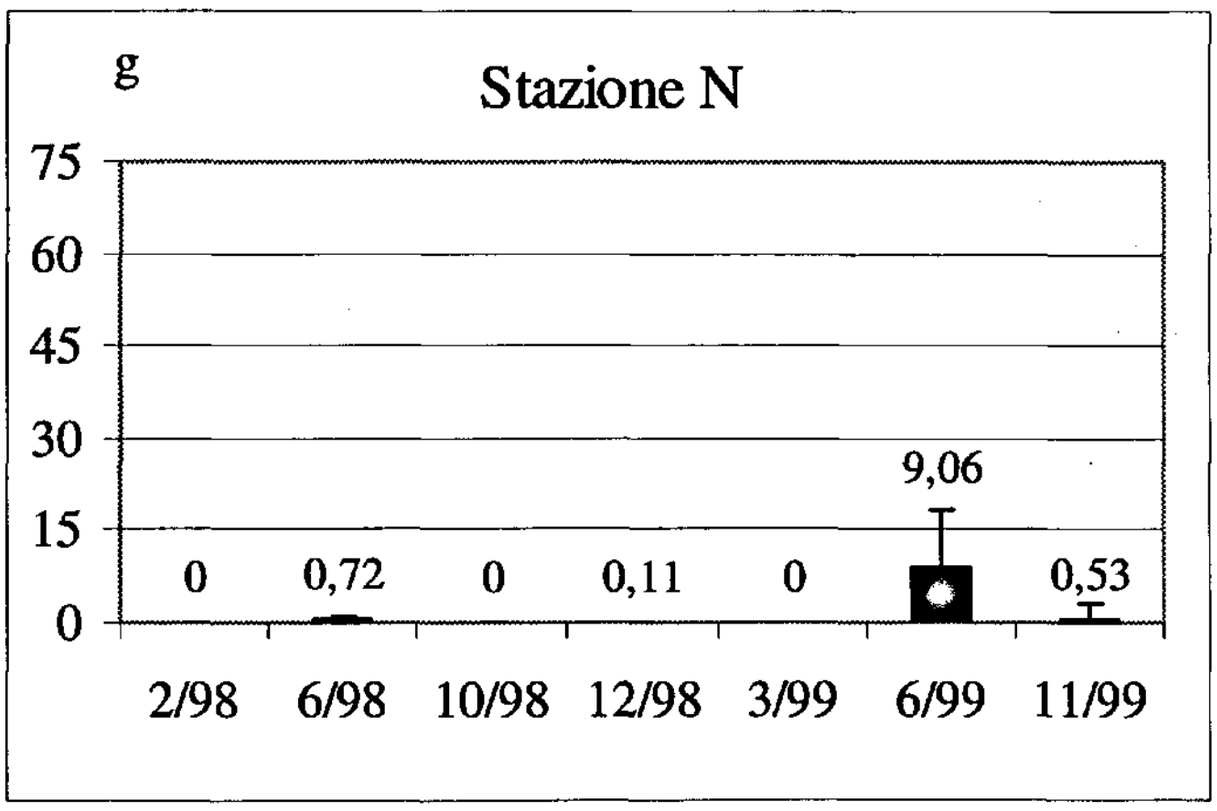
Tab. 3 - Frequenze di ritrovamento di ciascuna macroalga nelle tre stazioni (R, N, C).
Frequency of occurrence of each macroalga in the three stations (R, N, C).

	S. vulgare	*D. polypodioides*	*D. dichotoma*	Sphacelariaceae	*Cladophora* spp.	*P. pavonica*
R	100	100	100	100	83,3	33,3
N	33,3	50	33,3	100	83,3	33,3
C	50	50	50	83,3	83,3	83,3

Tuttavia sulle superfici non protette dal dispositivo antierbivori si osserva la diminuzione e talvolta la scomparsa di alcune specie dello strato elevato, in particolare: *S. vulgare*, *D. polypodioides*, *D. dichotoma*. Compiuta una distinzione tra l'attività di erbivoria dei ricci e quella dei pesci, i test di significatività non consentono di individuare una relazione certa tra il pascolo di questi organismi e l'alterazione del popolamento algale, se non nel caso del prelievo da parte dei pesci di *S. vulgare*. Questa specie subisce un decremento di oltre il 92% ad opera dei pesci rispetto ai substrati protetti, e di quasi il 94% quando al pascolo si aggiunge il contributo dei ricci. Una conferma della predilezione dei pesci per quest'alga bruna deriva dall'osservazione subacquea presso le superfici coperte dalla rete antierbivori dove sono stati più volte rilevati individui di *S. vulgare* il cui tallo, venendo continuamente brucato, non oltrepassava le reti in altezza.

Altre alghe invece, come *P. pavonica*, sembrano venire completamente ignorate. In questo caso tutte e tre le stazioni presentano gli stessi valori ponderali medi, indicando l'assenza di pascolamento su questa specie.





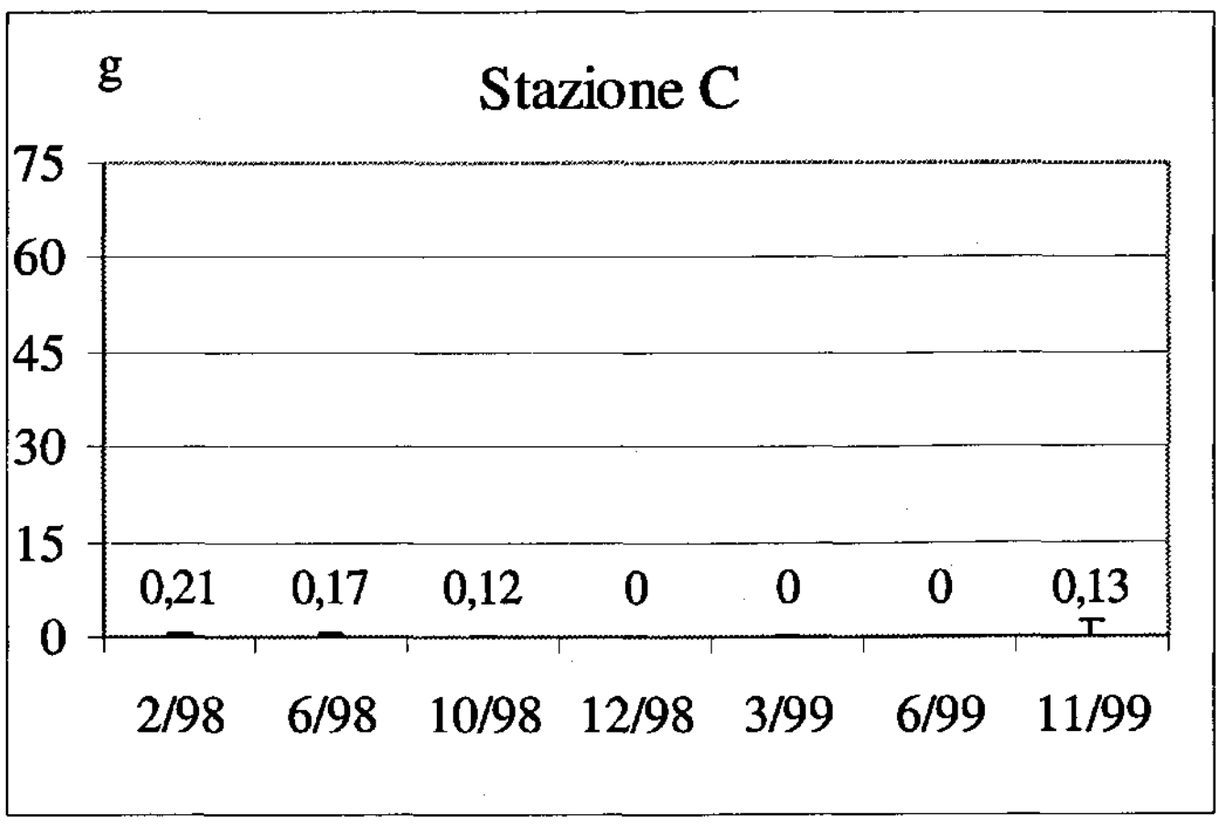


Fig. 2 - Andamento temporale del peso umido (g) di *Sargassum vulgare* nelle tre stazioni di campionamento.

Fresh weight trend of Sargassum vulgare *in the three different stations.*

Durante l'esperimento, l'incidenza dei ricci sul prelievo del manto algale è stata dunque modesta, probabilmente in relazione alle basse densità registrate (0,3 ind./m²). Notizie circa la capacità dei ricci di denudare completamente il substrato o mantenere spoglie aree già compromesse ci derivano da lavori in cui vengono trattate densità di echinoidi generalmente superiori (Verlaque & Nedelec, 1983; Verlaque, 1984; Fanelli *et al.*, 1994; Benedetti-Cecchi *et al.*, 1998).

Rispetto alla letteratura esistente, che esclude per le specie ittiche presenti sulla barriera [*Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Diplodus vulgaris* (E. Geoffroy St. Hilaire, 1817), *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758)...] una dieta a base di vegetali, è stata invece osservata una inaspettata predominanza del ruolo dei pesci come *grazers*. Oltre alla costruzione dei nidi (labridi) e al prelievo degli epibionti che colonizzano l'ampia superficie offerta dalle alghe a tallo laminare, è possibile che altri utilizzi della componente vegetale da parte dei pesci siano stati sino ad ora ignorati o sottovalutati.

Bibliografia

BENEDETTI-CECCHI L., BULLERI F., CINELLI F. (1998) - Density dependent foraging of sea urchins in shallow subtidal reefs on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **163**: 203-211.

FALACE A., ZULIANI A., BRESSAN G. (1999) - Algal flora on artificial reefs at Loano (Savona, Ligurian Sea). *Proceedings of Seventh International Conference on Artificial Reef and Related Aquatic Habitats, Sanremo, 7-11 October 1999*: 630-634.

FANELLI G., PIRAINO S., BELMONTE G., GERACI S., BOERO F. (1994) - Human predation along Apulian rocky coast (SE Italy): desertification caused by *Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **110**: 1-8.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (1): 21-64.

VERLAQUE M. (1984) - Biologie des juvéniles de l'oursine herbivore *Paracentrotus lividus* (Lamarck): sélectivité du brutage et impact de l'espèce sur les communautés algales de substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France). *Bot. Mar.*, **27**: 401-424.

VERLAQUE M., NEDELEC H. (1983) - Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur substratum rocheux en Corse (Méditerranée, France): alimentation des adultes. *Vie Milieu*, **33**: 191-202.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 623-625

M.V. RUGGIERO, L. ORSINI, G. PROCACCINI

Stazione Zoologica 'A. Dohrn', Laboratorio di Ecologia del Benthos,
Punta S. Pietro - 80077 Ischia, Napoli, Italia.

DEPTH-RELATED GENETIC STRUCTURE IN POPULATIONS OF ENDEMIC AND INTRODUCED SEAGRASS SPECIES: *POSIDONIA OCEANICA* AND *HALOPHILA STIPULACEA*

POLIMORFISMO GENETICO IN RAPPORTO ALLA DISTRIBUZIONE BATIMETRICA IN POPOLAZIONI ENDEMICHE ED INTRODOTTE DI DUE SPECIE DI FANEROGAME MARINE: POSIDONIA OCEANICA *E* HALOPHILA STIPULACEA

Abstract

Depth-related genetic structure was analyzed using molecular markers in two seagrass species. In both species, results show that stands located at different depth are genetically distinct, through fixation of different alleles and genotypes. Possible consequences are discussed.

Key-words: Posidonia oceanica, Halophila stipulacea, *depth, genetic structure.*

Introduction

In seagrasses, phenotypic plasticity and genetic variability give the possibility to adapt and respond to environmental changes experienced by coastal habitats. As such, low genetic variability and habitat fragmentation, with the subsequent reduction of population size, are cause of concern for the persistence of seagrass meadows. Moreover reduction of population size can be caused by the existence of within-meadow substructure.

Genetic sub-structure was observed in the seagrass *Halophila stipulacea* (Procaccini *et al.,* 1999), a dioecious species that colonized the Mediterranean basin probably following the opening of the Suez Canal (1869). Although the abundance of male flowers and the low frequency of female flowers could account for a predominance of clonal propagation over sexual reproduction, this species resulted to be characterized by high genetic variability (Procaccini *et al.,* 1999).

Posidonia oceanica is an endemic Mediterranean seagrass where it forms widespread meadows. *Posidonia oceanica* is a monoecious species and clonal patches of different size compose populations (Procaccini & Mazzella, 1998). Sexual reproduction is sporadic along the northern Tyrrhenian coast while is more frequent in the southern part (i.e. in Sicily). Nevertheless, clonal propagation is the main mode for maintaining and expanding established meadows. Genetic variability of natural populations is low (Procaccini & Mazzella, 1998).

The aim of this work is to verify the existence of genetic sub-structure in *P. oceanica* in relation to the bathymetric distribution of individuals and to compare the results with the ones obtained in *H. stipulacea*.

Materials e methods

Posidonia oceanica individual samples have been collected in 10 populations along the western Mediterranean coasts (Fig. 1A) at two different depths (-5m and -25m). Six polymorphic microsatellites loci, previously identified in *P. oceanica* (Procaccini & Waycott, 1998), are used to analyze 335 individuals shoots. Stands at different depth were considered as single population units in the analysis of gene flow; *Rho* was calculated with RST CALC computer program (Goodman, 1997). *Rho* value ranges from 0 to 1, going from no distinction to complete separation among populations.

Results

In *P. oceanica*, allele frequencies and distribution show different values for stands located at different depth (Fig. 1B). For two loci in particular (*Poc*-26 and *Poc-trn*), alleles characteristic of superficial stands are present in more than one location. As such, multilocus genotypes characteristic of superficial stands are present in some localities.

The analysis of genetic divergence (*Rho*) shows that superficial stands (*Rho* = 0.278) are more genetically related than the deep ones (*Rho* = 0.519), suggesting that gene flow among surface populations is more effective. In the UPGMA cluster analysis based on pairwise *Rho* values (500 bootstrap) stands collected at different depth in the same localities do not always group together.

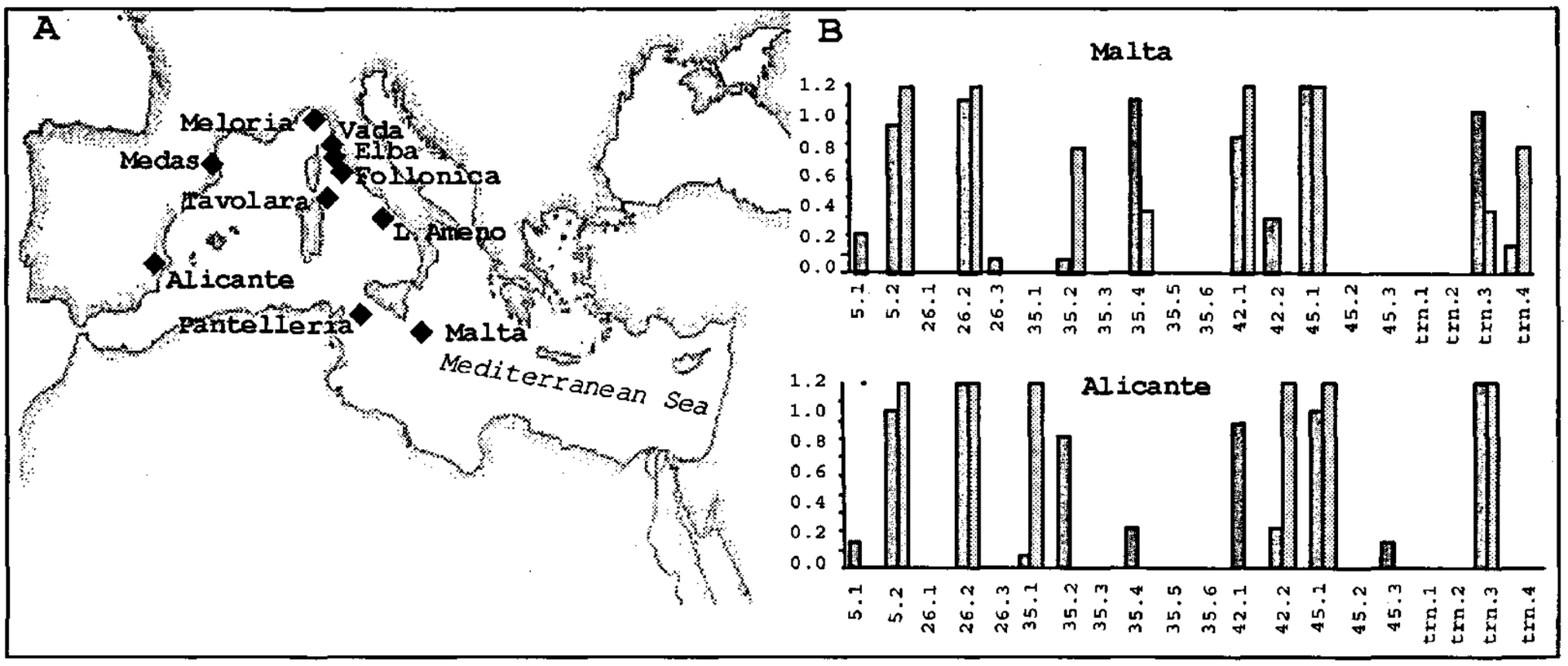


Fig. 1-A - Sampling sites of *P. oceanica* meadows.
Siti di campionamento per le popolazioni di P. oceanica.

Fig. 1-B - Malta and Alicante populations show the most significant difference in the distribution and frequency of alleles along the depth gradient. Striped bars = -5m individuals, grey bars = -25m individuals.
Poc-5, *Poc*-26, *Poc*-35, *Poc*-42, *Poc*-45, *Poc-trn* are the six polymorphic microsatellites loci used to analyze samples.
Malta e Alicante sono le due popolazioni in cui è particolarmente evidente la diversa distribuzione degli alleli e delle loro frequenze alle due profondità considerate. Barre rigate = individui a -5m, barre grige = individui a -25m.
Poc-*5*, Poc-*26*, Poc-*35*, Poc-*42*, Poc-*45*, Poc-trn *sono i sei loci microsatellite utilizzati nelle popolazioni esaminate.*

Discussion and conclusions

The goal of our work was to establish the existence of depth-related genetic structure in *P. oceanica* and eventually to relate this pattern with the same already observed in *H. stipulacea*. Our analysis detected genetic subdivision in several *Posidonia oceanica* meadows, related to bathymetric distribution of individuals. Moreover, as already observed in *Halophila stipulacea*, stands located at the same depth in different localities are more genetically similar than stands at different depth within the same meadows. We can hypothesize that in the two species the same factors act in determining the genetic divergence between stands located within the same population: (i) plants located at different depths experience different environmental conditions (e.g. light regime) that lead to reproductive isolation through shifting of the life cycle (Buia & Mazzella, 1991); (ii) the thermocline can represent a physical barrier to gene flow between stands located above and below it; (iii) surface currents can transport sexual products far from the mother plant, partially explaining the higher levels of gene flow among superficial stands of distinct populations.

In conclusion the existence of genetic structure in the two Mediterranean seagrass species analyzed, could have significant effects on populations survival and expansion, reducing effective population size. This is of particular concern in *P. oceanica*, characterized by low genetic variability, infrequent sexual reproduction and slow vegetative growth.

Acknowledgements

This research was supported by the National Council of Research (C.N.R.), Italy, Target Project on Biotechnology.

Bibliography

BUIA M.C., MAZZELLA L. (1991) - Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers and *Zostera noltii* Hornemann. *Aq. Bot.* **40**: 343-362.

GOODMAN S.J. (1997) - RST CALC: A collection of computer program for calculating unbiased estimates of genetic differentiation and determining their significance for microsatellite data. *Mol. Ecol.*, **6**: 881-885.

PROCACCINI G., MAZZELLA L. (1998) - Population genetic structure and gene flow in the seagrass *Posidonia oceanica* assessed using microsatellite analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **169**: 133-141.

PROCACCINI G., WAYCOTT M. (1998) - Microsatellite loci identified in the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *J. of Hered.*, **89** (6): 562-567.

PROCACCINI G., ACUNTO S., FAMÀ P., MALTAGLIATI F. (1999) - Structural, morphological and genetic variability in *Halophila stipulacea* (Forssk.) Ashers (Hydrocaritaceae) populations in the Western Mediterranean. *Mar. Biol.*, **135**: 181-189.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 626-629

R. SANDULLI, D. CARRIGLIO, M.L. MEI*

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
*Istituto di Scienze del Mare - Università di Ancona, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italy.

PRELIMINARY INVESTIGATIONS ON THE EFFECTS OF OFF-SHORE FISH FARMING ON THE MEIOFAUNA AND SEDIMENTS IN THE PORTO CESAREO AREA (LECCE, ITALY)

EFFETTO DI UN IMPIANTO DI ACQUACOLTURA OFF-SHORE SU MEIOFAUNA E SEDIMENTI DI UN'AREA DEL PARCO MARINO DI PORTO CESAREO (LECCE)

Abstract

The effects of offshore fish farming on coastal meiobenthos (abundance, taxa richness) and sediment parameters (redox, grain size, proteins, pigments), were investigated over a one-year cycle in the Porto Cesareo marine park area (zone C, 30-32 m depth). Results show a marked effect on both faunal and environmental parameters, although a possible synergic effect of a dense Cladophora prolifera *meadow might be hypothesized.*

Key-words: *meiofauna, fish-farming, sediments, marine protected areas.*

Introduction

Recently, meiofauna has been used in environmental programmes aimed at monitoring the effects of flsh-farming on marine ecosystems (e.g. Mazzola *et al.,* 1999) due to their rapid response when exposed to organic stress. The present investigation deals with the impact of an experimental off-shore fish farming on benthos (meiofaunal abundance, and composition) and some sediment parameters (Eh, grain size, proteins, pigments) in the Porto Cesareo marine park area (MPA) over a one-year cycle.

Materials and methods

The experimental site (zone C, 30-32 m depth), consisted of a 600x600m area furtherly subdivided into 9 200x200m subsquares (1A-B-C, 2A-B-C, 3A-B-C). The middle square (2B) was considered as "treatment" laying below the fish cages, while the surrounding 8 squares served as "control" sites. Control data reported here represent averages of the recorded values in each square for all the monitored parameters. Most of the area is characterized by dense patches of the seaweed *Cladophora prolifera.*

Sediment samples were collected through 2.8cm diameter corers (6.5 cm^2) during SCUBA-diving in four sampling occasions: *(1)* before the setting-up of the fish cages (April 1999); *(2)* at the time of the introduction of 40,000 sea-bass juveniles *(Dicentrarchus labrax)* in two cages (October); *(3)* one month (December), and (4) six months later (February 2000). The fish juveniles were initially fed with 8kg of feed per day that gradually became 20kg/day. Sediment redox profiles were recorded using a platinum tip electrode connected to a pH-Ehmeter (Hanna Inst.). Grain size analysis was performed on dry sediments (oven

at 80°C for 24h) passed through a 13 sieves tower (from 0.8mm to 0.074mm mesh size). Nutrient concentrations (proteins, chlorophylls, and phaeopigments) were evaluated using spectrophotometry and HPLC.

Meiofauna was preserved with 5% formalin-seawater, stained with Rose Bengal, and separated in laboratory with the elutriation technique through a 43mm mesh sieve.

Results and discussion

Grain size analyses showed some changes during the study period. In particular, in 1A and 2A a shift from coarse to fine sands was observed (from 0.25 to 3φ) while 1C and 3C sediments passed from medium to very coarse sands (from 1.75 to 0.5φ).

Sediment redox profiles (Fig. 1) recorded in April 1999 showed negative values (reduced conditions) only in 2B and 3A from 3-4cm depth. Six months after the introduction of fish, reduced values were present also in some previously oxigenated control sites (2A and 3B). All nutrients investigated (Fig. 2) showed statistically significant temporal variations (ANOVA, $p < 0.01$). At the end of the study, in the treatment site (2B) chlorophyll *a* values were 9 times higher than the initial concentrations, and 3 times in the control sites. Also proteins levels showed temporal changes in the treatment area.

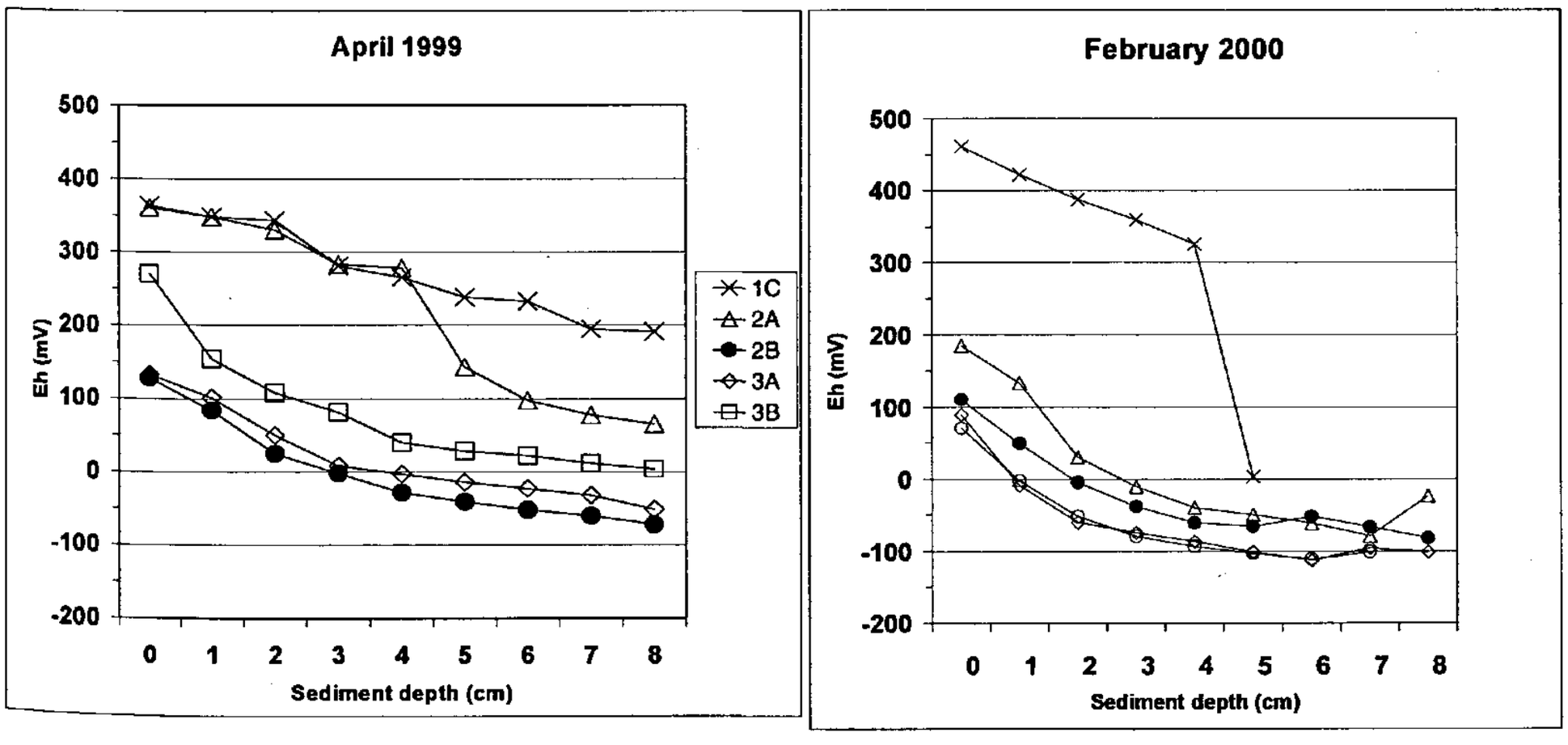


Fig. 1 - Eh profiles recorded in April 1999 and February 2000.
Profili Eh registrati in Aprile 1999 e Febbraio 2000.

Average meiofaunal densities (Fig. 3) both in treatment and in control sites were rather low (400 ind./10cm²) throughout the study period. However, some marked changes in abundance of total meiofauna were observed during the experiment; in particular, an increase in faunal density was recorded in 2B soon after the addition of the sea-bass juveniles (December 1999), while the abundance

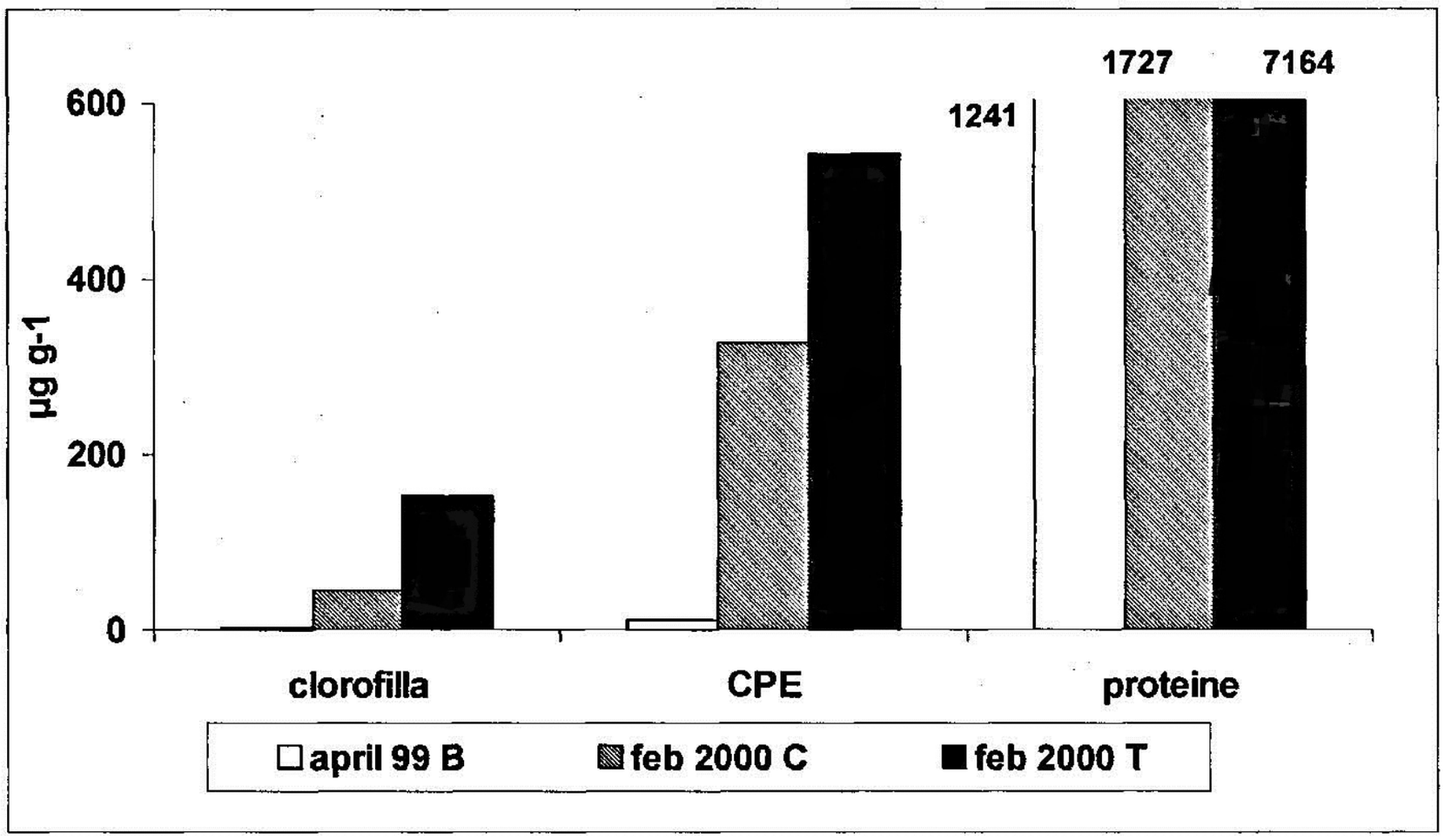


Fig. 2 - Nutrient levels (chlorophylls, phaeopigments, proteins) throughout the study.
Concentrazioni dei nutrienti (clorofille, feopigmenti e proteine) durante lo studio.

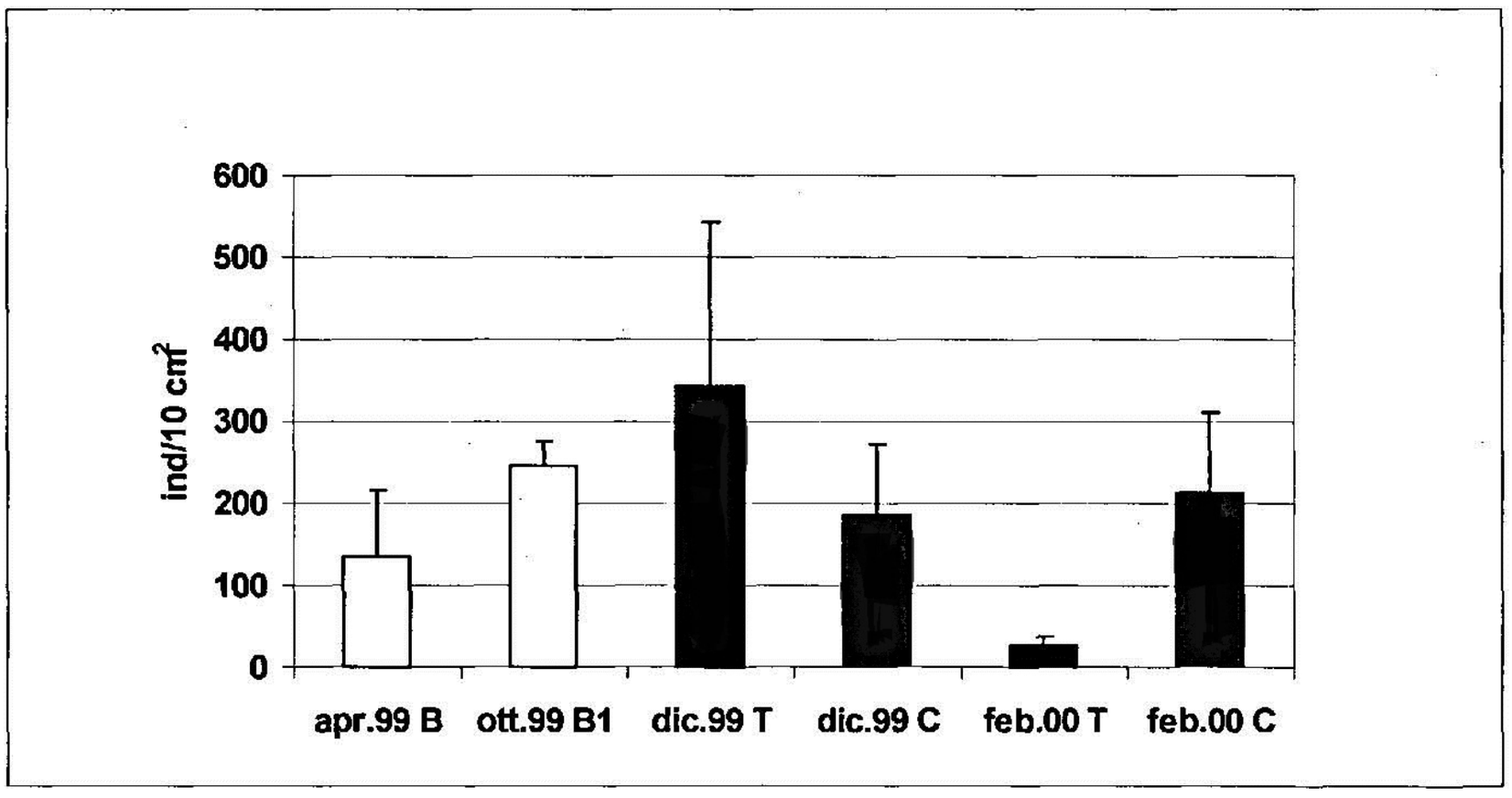


Fig. 3 - Mean meiofaunal densities in treatment (T) and control (C) sites during the study.
Densità medie della meiofauna nel quadrato trattamento (T) e controllo (C).

drastically decreased towards the end of the study (February 2000). Taxa diversity was quite poor, being the community dominated mostly by nematodes, and epi-endobenthic forms of copepods. Occasionally, turbellarians, polychaetes, ostracods and other minor groups (kynorinchs, gastrotrichs) were encountered.

In this investigation the effect of fish-farming should be summed to the particular conditions imposed by the *Cladophora* beds. This seaweed may generate marked reduced states in the underlying sediments due both to its blanketing effect (smothering) and to the accumulation of its degradation products. This situation could have partly hidden the stress effect directly attributable to the

offshore plant. Nevertheless, the additional organic input due to the farming could explain the increasingly reduced redox conditions in the treatment area throughout the study.

In the treatment area, the organic loads could have enhanced the bacterial biomass and consequently meiofauna abundance (Yingst & Rhoads, 1980; Fleeger *et al.*, 1989); this was followed by a marked decline of the meiobenthic assemblages towards the end of the experiment (February 2000), when the environmental conditions degenerated (Sundback *et al.*, 1990).

This type of studies could reveal extremely useful in anthropogenic impact prediction (especially in MPAs), provided that the environmental variability is duly taken into account through time-extended monitoring programmes.

References

FLEEGER J.W., SHIRLEY T.C., ZIEMANN D.A. (1989) - Meiofaunal responses to sedimentation from an Alaskan spring bloom. I: Major taxa: *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **57**: 137-145.

MAZZOLA A., MIRTO S., DANOVARO R. (1999) - Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, **38**: 1126-1133.

SUNDBACK K., JONSSON B., NILSSON P., LINDSTROM I. (1990) - Impact of accumulating drifting macroalgae on a shallow-water sediment system: an experimental study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **58**: 261-274.

YINGST J.Y., RHOADS D.C. (1980) - The role of bioturbation in the enhancement of bacterial growth in marine sediments. In: Tenore K.R., Coull B.C. (eds), *Marine benthic dynamics.* Univ. of South Carolina Press, Columbia, SC: 407-421.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 630-632

R. SILVESTRI, P. RIGHINI, A. VOLIANI

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana
Sez. Reg. Gestione della fauna ittica, Ecosistemi marini e Acquacoltura.
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

SU UNA CATTURA ACCIDENTALE DI *ALBUNEA CARABUS* (L., 1758) (DECAPODA, ANOMURA) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE

INCIDENTAL CAPTURE OF ALBUNEA CARABUS *(L., 1758) (DECAPODA, ANOMURA) IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA*

Abstract

The first record of Albunea carabus *(Decapoda, Anomura) in the Northern Italian Seas is here presented. The two specimens were captured by a trammel net off Livorno along the Tuscany coast. The known geographical distribution of this species is reported with the morphological description of the two specimens (female: LT = 48.3 mm; male: LT = 50.9 mm).*

Key-words: *Albuneidae, geographical distribution, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Relativamente conosciuto lungo la costa atlantica africana dalla Guinea, al Ghana, alla Costa D'Avorio (Monod, 1956), *Albunea carabus* (L., 1758) (Decapoda, Anomura, Hippidea) è stato segnalato in Mediterraneo da Lucas (1853) lungo le coste nordafricane (Algeria, Tunisia, Marocco) e successivamente da Bolivar (1874) nelle Baleari e da Rubiò e Holthius (1976) per la costa spagnola. È stata inoltre rilevata la presenza di un solo esemplare di questa specie lungo le coste francesi (Holthuis, 1977) ed anche nel Mediterraneo Orientale, in Israele (Aharoni, 1937). Per le acque italiane esistono segnalazioni nello Stretto di Sicilia (Spanò *et al.*, 1999), nelle acque a nord dello stretto di Messina (Giacobbe e Spanò, 1996) e lungo la costa laziale (Moncharmont, 1969).

Questa segnalazione, la prima per le acque italiane a nord di Formia (costa laziale), contribuisce ad integrare le conoscenze sulla distribuzione geografica e l'ecologia di *A. carabus*.

Materiali e metodi

Due esemplari di *A. carabus* sono stati catturati il primo luglio del 1999, in località "Le Forbici", tra gli approdi di Quercianella e di Castiglioncello, immediatamente a sud di Livorno. Il tremaglio che ha catturato i due anomuri è di tipo incastellato, con panno interno in monofilo di nylon con maglia di 35 mm da nodo a nodo, maglioni esterni di 155 mm e munito di corda piombata da 80 g/metro; la rete era stata calata su un fondale sabbioso a 5 metri di profondità ed a 150 metri di distanza dalla costa. Quest'area costituisce da circa venti anni una stazione di campionamento fissa per sondaggi mensili con reti da posta. Sui due esemplari sono stati rilevati la lunghezza totale (LT), la lun-

ghezza carapace (LC) ed il peso. È stata quindi definita la granulometria del substrato nella zona di cattura utilizzando la scala di Wentworth.

Risultati

I due esemplari di *A. carabus*, un maschio ed una femmina (fig. 1), entrambi vivi ed intatti, erano rimasti impigliati in un tremaglio in pesca notturna a distanza di tre metri l'uno dall'altro. La rete, in questo tratto, non presentava catture di altre specie, in modo quindi da far escludere un qualsiasi "effetto richiamo" sui due crostacei.

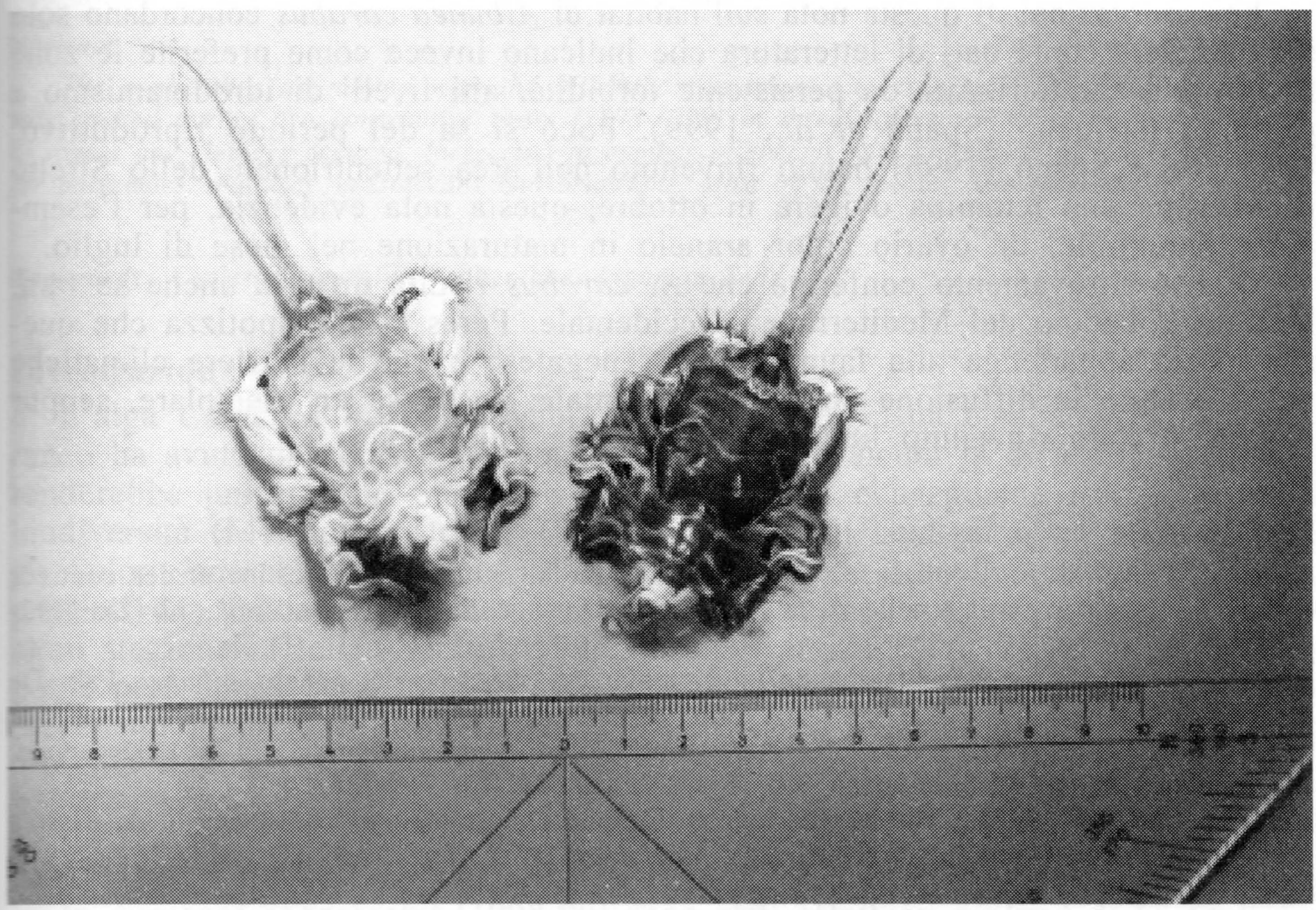


Fig. 1 - Vista anteriore. Esemplare maschile a sinistra, femminile a destra.
Front view. Male on the left side, female on the right.

Gli esemplari presentavano le seguenti misure: nel maschio LT di 50,9 mm, LC di 22,5 mm, (la maggior taglia descritta per le acque italiane ed una delle più grandi per il Mediterraneo) ed un peso di 16,36 grammi; nella femmina, con ovario in maturazione, LT di 48,3 mm, LC di 20,9 mm ed un peso di 10,91 grammi. Il maschio mostrava un colore marrone chiaro, mentre nella femmina dominavano tonalità brune con riflessi violacei. A questo proposito la bibliografia consultata non riporta alcuna differenza di colore del carapace legata al sesso (Moncharmont, 1969; Giacobbe e Spanò, 1996).

Il substrato, nella località di ritrovamento, è risultato costituito da sabbia media per il 46.5%, sabbia fine per il 53.4% e da una minima componente di limo (0.1%), riferibile quindi complessivamente ad una tipologia di sabbia con

granulometria medio-fine. Le acque risultano generalmente limpide e nell'area non sono presenti corsi d'acqua rilevanti, ma solamente piccoli ruscelli che generano torbidità solo in occasione di piogge persistenti. Pur non essendo stata fatta un'analisi mirata alla definizione della biocenosi, le caratteristiche granulometriche, la cattura frequente di alcune specie di pesci e crostacei (*Trachinus draco*, *Solea vulgaris*, *Arnoglossus sp.*, *Penaeus kerathurus*), la profondità, suggeriscono che l'area sia riferibile alla biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate del piano infralitorale (Pérès e Picard, 1964).

Conclusioni

Le osservazioni di questa nota sull'habitat di *Albunea carabus* concordano solo parzialmente con i dati di letteratura che indicano invece come preferite le zone di estuario caratterizzate da persistente torbidità, alti livelli di idrodinamismo e di input terrigeno (Spanò *et al.*, 1999). Poco si sa del periodo riproduttivo: Giacobbe e Spanò (1996) hanno rinvenuto nell'area settentrionale dello Stretto di Messina una femmina ovigera in ottobre; questa nota evidenzia, per l'esemplare femminile, un ovario color arancio in maturazione nel mese di luglio.

Questo ritrovamento conferma che *A. carabus* risulta diffusa, anche se rara, in tutto il bacino del Mediterraneo Occidentale. Pérès (1967) ipotizza che questa specie appartenga alla fauna relitta senegalese e che le barriere climatiche ne ostacolino la diffusione nel bacino orientale, anche se un esemplare, seppur isolato, è stato rinvenuto lungo le coste della Palestina.

Bibliografia

AHARONI I. (1937) - Données zoogéographiques sur la faune de la Palestine et des contrées adjacentes par rapport à celle de la Pénisule Ibérique. *C.R. int. Congr. Zool.*, **12** (2): 1132-1147.

BOLIVAR I. (1874) - Presentaciòn de un ejemplar de crustàceo del género *Albunea* Fab. De Menorca, por el senor Larrinùa. *An. Soc. Espanol Hist. Nat.*, **3** *(Actas)*: 20-21.

GIACOBBE S., SPANO' N. (1996) - New records of *Albunea carabus* (L., 1758) (Decapoda, Anomura) in the Mediterranean Sea. *Crustaceana*, **69** (6): 719-726.

HOLTHUIS L.B. (1977) - The Mediterranean decapod and stomatopod crustacea in A. Risso's published works and manuscripts. *Ann Mus. Hist. Nat. Nice*, **5**: 37-88.

LUCAS H. (1853) - *Albunea. Rev. Mag. Zool.*, **5** (2): 45-47.

MONCHARMONT U. (1969) - Sulla presenza di *Albunea carabus* (L., 1758) nel Mediterraneo (Crustacea, Decapoda, Anomura). *Pubbl. St. Zool. Napoli*, **37**: 434-440.

MONOD T. (1956) - Hippidea et Brachyura ouest-africains. *Mém. Inst. Franc. Afrique Noire*, **45**: 1-674.

PÉRÈS J.M. (1967) - The Mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann Rev.*, **5**: 449-533.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Mediterranée. *Rec. Trav. St. mar. Endoume, Bull.*, **31** (47): 1-137.

RUBIÓ M., HOLTHUIS L.B. (1976) - New records of *Albunea carabus* (L.) from Spanish waters (Decapoda, Anomura, Hippidea). *Thalassia Jugoslavica*, **8** (1): 41-47.

SPANÓ N., RINELLI P., RAGONESE S. (1999) - The first find of *Albunea carabus* (Decapoda, Anomura) on the Southern Sicilian Coast (Strait of Sicily, Mediterranean Sea). In: F.R. Schram, J.C. von Vaupel Klein (eds), *Crustaceans and the Biodiversity Crisis*, 1, Brill, Leiden, Boston, Koln: 617-621.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 633-635

G. TORCHIA, M. RELINI, S.E. MERELLO, M. CANTARELLA, G. RELINI

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, DIP.TE.RIS, Università di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia - E-mail: biolmar@unige.it

VARIAZIONI DELLO ZOOBENTHOS ASSOCIATO ALL'ALGA *CAULERPA TAXIFOLIA*

VARIATION OF ZOOBENTHOS ASSOCIATED WITH CAULERPA TAXIFOLIA *ALGAE*

Abstract

The zoobenthos associated with the allochthonous algae Caulerpa taxifolia *(Vahl) C. Agardh was studied during two consecutive years (1998-1999) in three different sites of the Ligurian Sea, to assess any changes occured. Increasing in number of species with increasing of time was checked for polychetes, molluscs, crustaceans and briozoans. Most of the species also increased in densities.*

Key-words: Caulerpa taxifolia, *zoobenthos, Ligurian Sea.*

Introduzione

L'alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh dalla sua comparsa in Mediterraneo ha avuto una crescente espansione. Secondo alcuni la diffusione dell'alga renderebbe uniformi le biocenosi bentoniche con conseguente riduzione della biodiversità (Meisnez e Hesse, 1991). In base agli studi sino ad ora condotti, gli Autori sono abbastanza concordi nell'affermare che il benthos associato all'alga presenti una fauna discretamente diversificata, seppur soggetta ad ampie variazioni stagionali (Bellan-Santini, 1995; Romans *et al.*, 1996; Relini *et al.*, 1998); non è però chiaro se si tratti di una comunità in via di regressione, residuo delle precedenti, o di una nuova in via di costituzione (Bellan-Santini, 1995). Nella presente nota si cerca di approfondire quest'ultimo aspetto.

Materiali e metodi

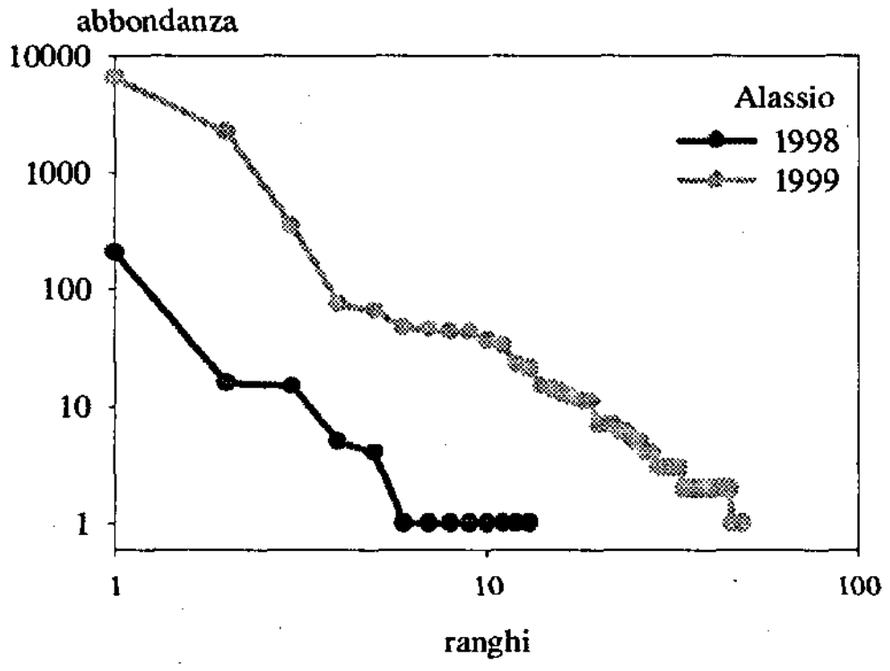
In due anni consecutivi (1998-99) sono stati effettuati prelievi di *C. taxifolia* in tre stazioni: nel Bacino di San Lazzaro (copertura di *C. taxifolia* pari al 100% del fondale) e in mare aperto (20% di ricoprimento) ad Imperia; all'imboccatura del porto di Alassio (100% di ricoprimento). Sono state effettuate due campagne per anno: una invernale ed una estiva. Per ogni stazione sono state realizzate, in maniera casuale, tre repliche prelevando tutte le fronde presenti in un'area di 20x20 cm^2 di fondale (36 campioni complessivi nei due anni).

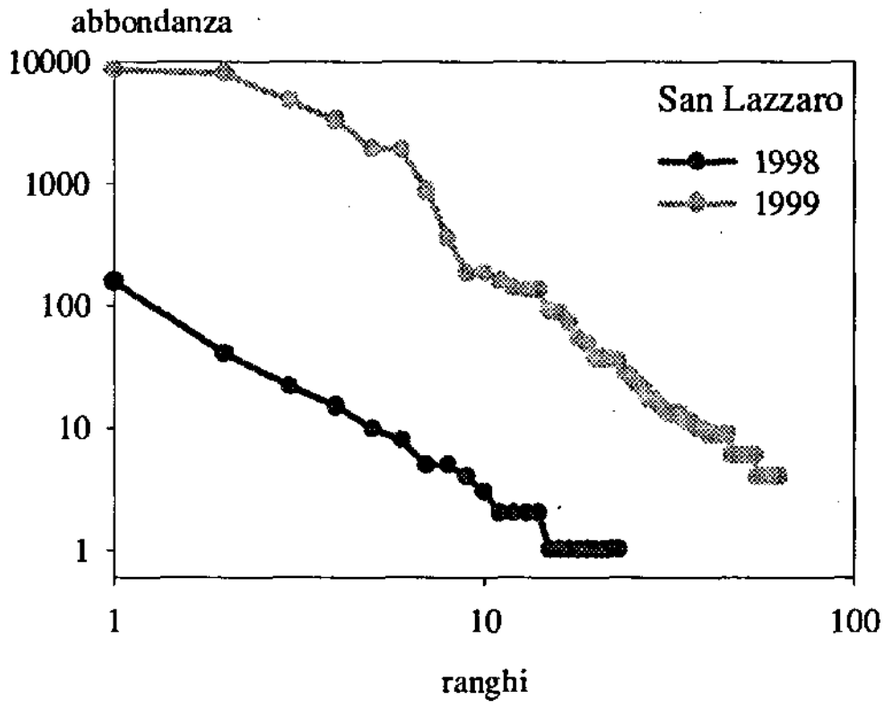
Gli organismi sessili e vagili associati all'alga sono stati classificati, conteggiati e per ogni gruppo sono state calcolate le densità riferite alla biomassa algale (peso umido in g).

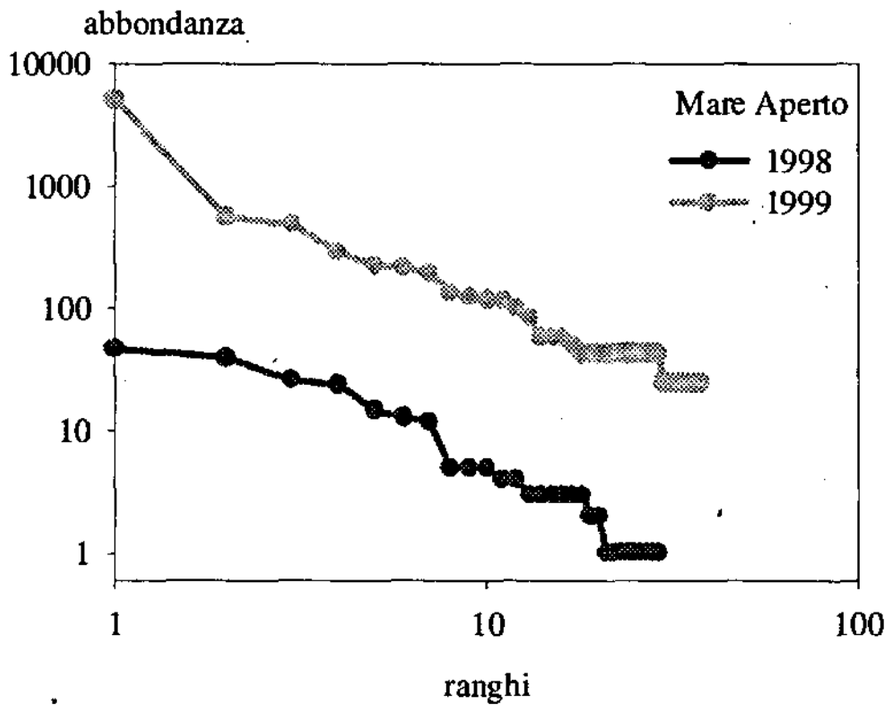
Risultati

I taxa classificati su *C. taxifolia* nella campagna di studio 1999 sono stati, complessivamente nelle tre stazioni esaminate, 142, 37 in più rispetto l'anno

precedente. L'incremento nel numero di specie si è verificato nelle tre stazioni esaminate, ma risulta più evidente nelle stazioni di Imperia San Lazzaro (28 specie in più rispetto al 1998) ed Alassio (19 specie in più) dove la copertura dell'alga sul fondale è pressoché del 100%. L'incremento nel numero di specie riguarda soprattutto la fauna vagile, in particolare policheti, molluschi e crostacei (tab. 1).







La stagione nella quale è presente la comunità epifita è quella invernale, mentre la stagione estiva presenta comunità zoobentoniche estremamente ridotte. Sono quindi stati confrontati gli inverni dei due anni consecutivi. In tutte e tre le stazioni esaminate la ricchezza specifica e la densità di organismi risultano maggiori nel secondo anno di studio. Nei grafici rango-abbondanza (fig. 1), le curve relative al '99, in particolare quelle del bacino di S. Lazzaro e di Alassio, presentano una concavità rivolta verso il basso, indice di maggior maturità della comunità (Frontier, 1983).

Un secondo approccio volto ad indagare le variazioni dello zoobenthos associato a *C. taxifolia* è stato realizzato confrontando le sole stazioni di S. Lazzaro e di Alassio. Queste infatti presentano caratteristiche molto simili (entrambe sono bacini semichiusi con ricoprimento di *C. taxifolia* del 100% e profondità di 3 m circa), ma sono state colonizzate in tempi diversi: a S. Lazzaro *C. taxifolia* è presente sin dal 1992 mentre ad Alassio è arrivata solo nel 1995. L'attuale aspetto, con

Fig. 1 - Diagrammi rango-abbondanza relativi alle comunità zoobentoniche presenti nei due anni, nelle tre stazioni.

Rank-abundance diagrams concerning the zoobenthic communities found in two years, in the three stations.

copertura pressochè totale di *C. taxifolia*, è stato raggiunto però solo nel 1994 a S. Lazzaro e nel 1996 ad Alassio. Dal confronto tra lo zoobenthos presente nelle 2 stazioni risulta che la ricchezza specifica, in particolare per le specie vagili, è maggiore nel sito di S. Lazzaro; le densità degli organismi risultano più elevate a S. Lazzaro, oltre che per le specie vagili anche per ascidiacei, briozoi e cnidari.

Tab. 1 - Numero di specie rinvenute nei campioni raccolti nelle tre stazioni nei due anni.
Number of species found in the samples collected in the three stations in two years.

TAXA	1998	1999	TAXA	1998	1999
Protozoi	2	2	Molluschi	23	41
Poriferi	2	0	Crostacei	21	33
Cnidari	15	10	Picnogonidi	1	0
Nemertini	1	0	Briozoi	12	14
Policheti	17	36	Echinodermi	3	2
Sipunculidi	1	0	Ascidie	3	3

Discussione e conclusioni

Sia il confronto tra i due anni di studio nelle tre stazioni, che tra i due siti (simili, ma di età di colonizzazione diversa), suggeriscono l'ipotesi che la comunità bentonica associata a *C. taxifolia* tenda, gradualmente nel tempo, ad arricchirsi in specie ed in densità. In particolare la fauna vagile mostra un discreto incremento da un anno al successivo. Lo zoobenthos ancora dopo 4 anni dalla formazione della prateria ha a disposizione spazi per nuove specie e per densità progressivamente più elevate di organismi.

Nonostante i risultati ottenuti vadano considerati con cautela per l'ancora limitato tempo di osservazione, possiamo ipotizzare che lo zoobenthos associato a *C. taxifolia* costituisca un nuovo popolamento non ancora strutturato, ma ancora in via di costituzione.

Bibliografia

BELLAN-SANTINI D. (1995) - Fauna d'invertebrés du peuplement à *Caulerpa taxifolia*. Données préliminares pour les côtes de provence (Méditerrranée nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 635-643.

FRONTIER S., (1983) - *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Collection d'ecologie 17. Masson, Paris et Le Presses de l'Université Laval, Québec: 494 pp.

MEISNEZ A., HESSE B. (1991) - Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta*, **14** (4): 425-426.

RELINI G., MOLINARI A., RELINI M., TORCHIA G. (1998) - Confronto tra la fauna epifitica di *Caulerpa taxifolia* e *Cymodocea nodosa*. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 185-195.

ROMANS P., VALLS R., BRUSLE J. (1996) - Description de l'herbier de *Caulerpa taxifolia* du port de Saint-Cyprien (Pyrenees orientales) au cours de l'été 1994. In: Ribera M.A., Ballesteros E., Boudouresque C.F., Gómez A., Gravez V. (eds), *Second International Workshop on Caulerpa taxifolia*. Publicacions Universitat Barcelona: 101-106.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 636-640

A. Tursi, G. Costantino, F. Mastrototaro, M. Scardi

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari,
Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

VARIAZIONI DEL GRADO DI EPIFITISMO IN DUE PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA* DELLA RISERVA MARINA DELLE ISOLE TREMITI (MAR ADRIATICO)

VARIATIONS IN THE EPIPHYTIC COVERAGE OF TWO POSIDONIA OCEANICA *BEDS IN THE MARINE PROTECTED AREA OF THE TREMITI ISLANDS (ADRIATIC SEA)*

Abstract

The epiphytic community from two Posidonia oceanica *(L.) Delile beds in the Tremity Island (Italy, Adriatic Sea) was analyzed in order to detect differences between leaf sides and differences among sites. Even though changes in the community structure were similar on both sides of the leaves, most epiphytic species were more strictly associated to the inner one. Different structures of the epiphytic community were observed in different sites, probably because of local hydrodynamic conditions.*

Key-words: Posidonia oceanica, *community structure, Tremiti Islands, Adriatic Sea.*

Introduzione

Nell'ambito del Progetto PRISMA 2, sottoprogetto 3 "Alterazioni delle comunità", è stata studiata la comunità epifita di due praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile presenti nell'arcipelago tremitese.

In particolare, la ricerca ha preso in esame i dati di ricoprimento relativi ai taxa identificati, che sono stati analizzati al fine di comparare la struttura della comunità epifita di superfici fogliari esposte a differenti condizioni ambientali (es. profondità, sito) e microclimatiche (es. faccia della foglia).

Materiali e metodi

Le due praterie studiate sono localizzate presso Cala Spido (Isola di San Domino), dai 7 ai 21 m di profondità, e nel corridoio presente tra l'Isola di San Nicola e lo Scoglio del Cretaccio ad una profondità compresa tra i 5 e i 9 m.

Nella prima area sono stati effettuati campionamenti a 7, 12 e 20 m di profondità rispettivamente a ridosso del limite superiore, centrale e inferiore della prateria. Nella seconda area, invece, i campionamenti sono stati effettuati all'inizio, al centro e all'uscita del corridoio presente tra le Isole a profondità comprese fra i 5 e i 9 m.

In ciascuna delle due aree di indagine sono stati raccolti fasci fogliari in tre stazioni. In particolare, in ogni stazione di Cala Spido sono stati raccolti nove fasci, prelevati a gruppi di tre in altrettanti quadrati 40 x 40 cm posizionati casualmente. Nelle stazioni del corridoio fra le isole, invece, sono stati prelevati soltanto tre fasci per stazione a causa della bassa densità della prateria.

Per tutti i fasci raccolti è stata determinata la composizione globale della comunità epifita su entrambe le facce secondo la metodologia proposta da Morri

(1991). Gli epifiti vegetali sono stati raggruppati nelle seguenti categorie: alghe incrostanti, alghe a feltro ed alghe erette. Per quanto concerne la componente animale sono state individuate le specie più abbondanti dei gruppi dominanti (Briozoi e Idrozoi). Gli altri gruppi ritrovati sono stati inseriti nella categoria unica di "altri animali".

Per quanto riguarda l'analisi dei dati, si è fatto ricorso all'Analisi delle Corrispondenze (Benzecri *et al.*, 1973) ed all'Indicator Species Analysis (Dufrène e Légendre, 1997).

Risultati

Fra le specie presenti con maggiore frequenza si segnalano tra gli idrozoi *Obelia geniculata* (Linneaus, 1758), *Clytia* spp., e tra i briozoi *Mimosella verticillata* (Heller, 1867), *Haplopoma impressum* (Audouin & Savigny, 1826), *Electra posidoniae* Gautier, 1954, *Chorizopora brongniartii* (Audouin & Savigny, 1826), *Fenestrulina joannae* (Calvet, 1902). Grazie all'Indicator Species Analysis sono state evidenziate differenze nella struttura della comunità epifita fra le due diverse facce delle lamine fogliari (Tab. 1a). Infatti, la maggior parte dei taxa identificati (ed in particolare la componente a Briozoi) sono risultati significativamente associati alla faccia interna, mentre nessun taxon ha mostrato un'analoga afffinità per la faccia esterna. Tuttavia, se si considera la matrice di distanze euclidee fra i singoli fasci nello spazio definito dal ricoprimento epifita delle facce interne e la si confronta con quella relativa alle facce esterne mediante un test di Mantel (1967), si può rigettare l'ipotesi di indipendenza fra le due matrici. Ciò implica, al di là delle differenze quantitative fra il ricoprimento delle due facce, che le variazioni nella struttura della comunità epifita traducono su entrambe le facce la risposta ai medesimi gradienti ambientali. Ciò è in accordo con quanto già rilevato per altri siti (Casola e Scardi, 1989). Sulla base di questa evidenza, ulteriori analisi sono state condotte esclusivamente sui dati relativi alla faccia interna delle lamine fogliari esaminate.

Sulla base di ciò, sono state anche identificate, sempre grazie ad una Indicator Species Analysis, differenze apprezzabili fra la composizione della comunità epifita della stazione meno profonda di Cala Spido (staz. 1) e quella della prateria presente nel corridoio tra San Nicola e il Cretaccio (staz. 4, 5 e 6, vedi Tab. 1b). *F. joannae*, infatti, è l'unica specie significativamente associata alla prima, mentre ben cinque taxa sono significativamente associati a quest'ultima (alghe erette, *M. verticillata*, *H. impressa*, altri briozoi ed altri idrozoi).

Quanto appena affermato è sintetizzato dagli ordinamenti dei taxa e delle singole osservazioni (cioè delle facce interne delle lamine fogliari esaminate) che sono stati ottenuti mediante un'Analisi delle Corrispondenze. Come si può notare, i taxa sono ordinati all'interno di un'area all'incirca triangolare, con un insieme composto dalla maggior parte dei taxa disposto intorno all'origine degli assi. *E. posidoniae* si colloca in posizione estrema nello spazio negativo di CA1, mentre *F. joannae* è in posizione opposta su CA1 ed è a sua volta opposta, nello spazio di CA2, ad un gruppo formato dai punti che rappresentano *M. verticillata*, *Clytia* spp. e gli altri idrozoi (fig. 1).

Nell'ordinamento delle osservazioni ottenuto in questo stesso spazio (fig. 2), si può notare come *E. posidoniae* e *F. joannae*, ancorchè opposte fra loro (e quindi inversamente correlate in termini di abbondanze) siano entrambe interne

Tab. 1 - Indicator Species Analysis: (a) relativo alla composizione specifica degli epibionti ritrovati sulle facce delle lamine fogliari (E=esterne, I=interne); (b) relativo alla composizione specifica degli epibionti ritrovati sulle facce interne delle stazioni 1 (Cala Spido) e 4,5,6 (Corridoio tra le isole). I valori massimi sono evidenziati con un quadrato.

Indicator Species Analysis: (a) taking into account leaf sides (E=outer, I=inner); (b) taking into account location of sampling sites (st. 1 at Cala Spido and st. 4, 5 and 6 in a sheltered straits between two islands). Maximum Indicator Values are bounded by a square.

Taxon	E	I	p
Alghe incrostanti	33	36	0,706
Alghe a feltro	20	19	0,878
Alghe erette	39	29	0,228
Mimosella verticillata	**18**	**45**	**0,000**
Haplopoma impressum	**2**	**36**	**0,000**
Electra posidoniae	12	10	0,716
Chorizopora brongniartii	**3**	**46**	**0,000**
Fenestrulina joannae	**4**	**68**	**0,000**
Altri briozoi	**14**	**58**	**0,000**
Obelia geniculata	**6**	**36**	**0,000**
***Clytia* spp.**	**0**	**4**	**0,048**
Altri idrozoi	1	4	0,544
Altri animali	**25**	**50**	**0,002**

(a)

Taxon	1	4-5-6p	
Alghe incrostanti	55	23	0,032
Alghe a feltro	35	12	0,096
Alghe erette	**11**	**60**	**0,007**
Mimosella verticillata	**14**	**65**	**0,001**
Haplopoma impressum	**2**	**50**	**0,001**
Electra posidoniae	14	4	0,276
Chorizopora brongniartii	35	29	0,813
Fenestrulina joannae	**67**	**14**	**0,003**
Altri briozoi	**11**	**70**	**0,000**
Obelia geniculata	27	31	0,803
Clytia spp.	0	17	0,016
Altri idrozoi	**0**	**21**	**0,000**
Altri animali	42	35	0,782

(b)

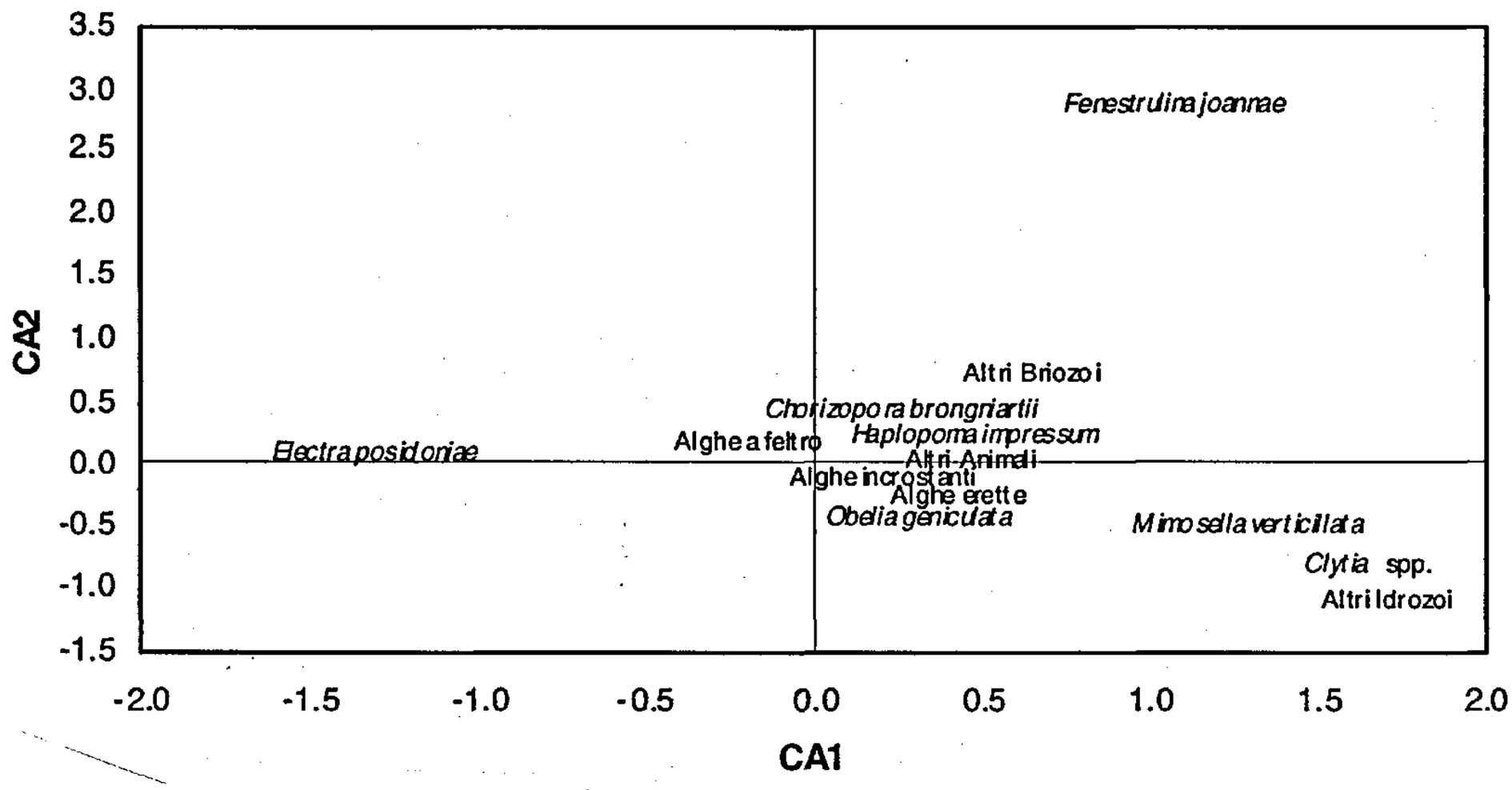


Fig. 1 - Ordinamento dei taxa (Analisi delle Corrispondenze).

Ordination of taxa (Correspondence Analysis).

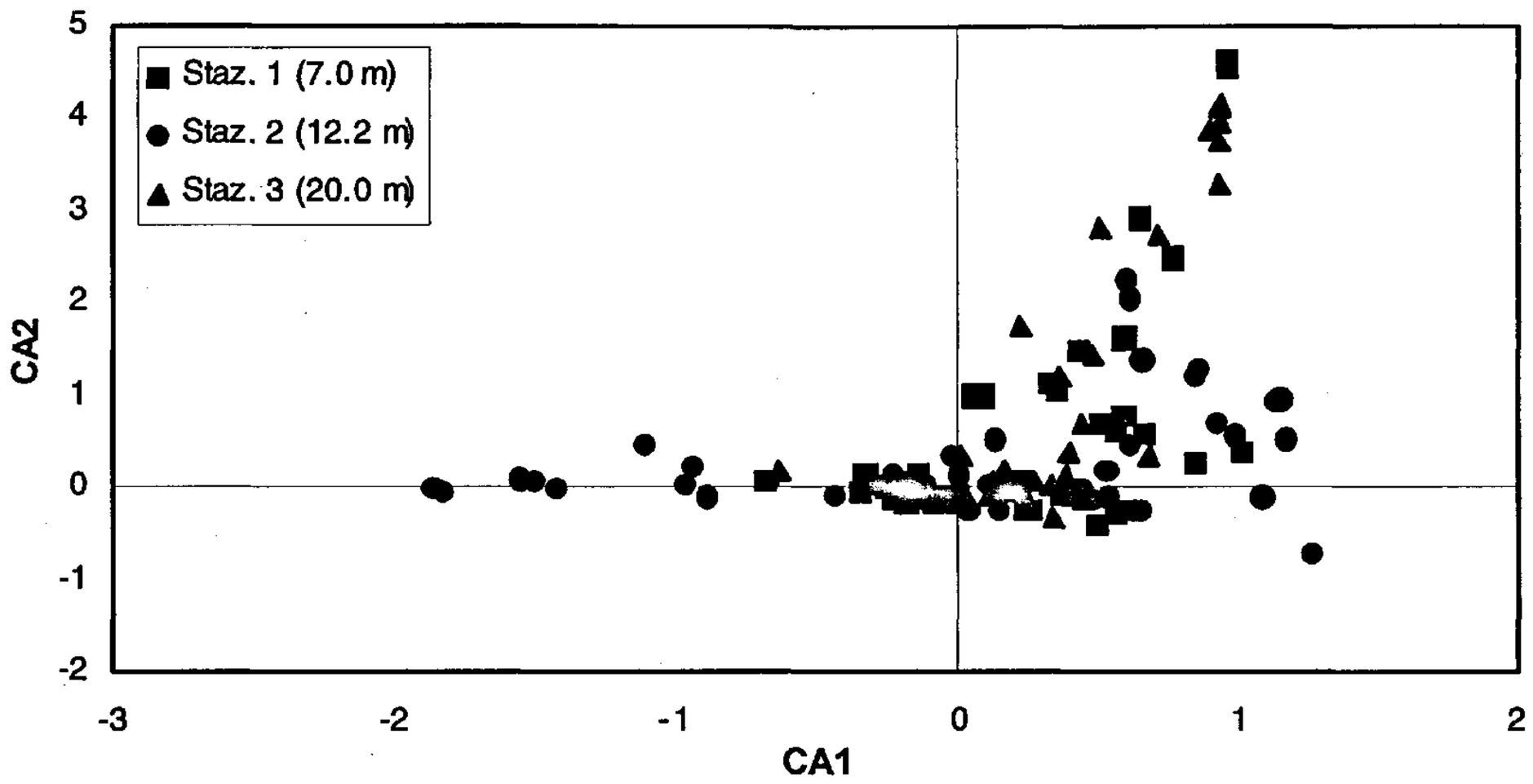


Fig. 2 - Ordinamento delle superfici fogliari: campioni di Cala Spido (Analisi delle Corrispondenze).
Ordination of leaf surfaces: Cala Spido samples (Correspondence Analysis).

all'area occupata dalle osservazioni di Cala Spido, mentre nessuno dei punti che descrivono le osservazioni del "corridoio" (fig. 3) cade in prossimità di questi punti-taxon.

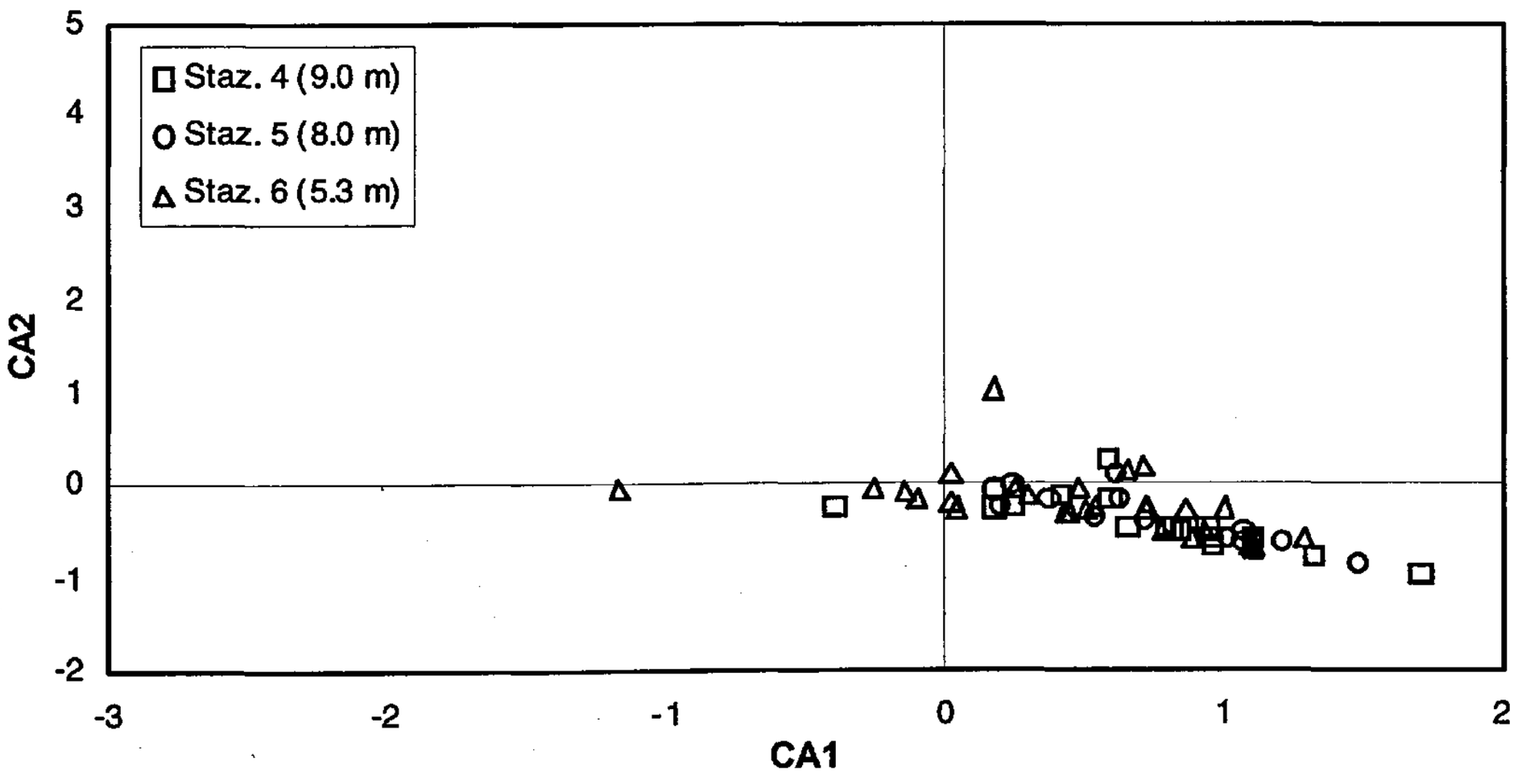


Fig. 3 - Ordinamento delle superfici fogliari: campioni del "corridoio" fra le isole (Analisi delle Corrispondenze).
Ordination of Leaf surfaces: samples from the straits between the islands (Correspondence Analysis).

Al contrario, le osservazioni relative alle stazioni del "corridoio" formano un insieme compatto, che si estende più del precedente verso la direzione dei punti che rappresentano *M. verticillata*, *Clytia* spp. e gli altri idrozoi. Questo risultato è ovviamente correlato all'assenza di questi due ultimi taxa dalla comunità epifita osservata sulle lamine fogliari prelevate a Cala Spido nelle stazz. 1, 2 e 3.

Conclusioni

La struttura della comunità epifita nelle due praterie studiate ha mostrato differenze che sono molto probabilmente riconducibili al diverso livello di idrodinamismo che le caratterizza. E' particolarmente interessante, a questo proposito, il fatto che la prateria più esposta, cioè quella di Cala Spido, non mostri variazioni rilevanti nella struttura della comunità epifita nell'intervallo batimetrico considerato (7-20 m). Infine, il confronto fra le due facce delle lamine fogliari analizzate ha confermato il ruolo dei fattori microclimatici a cui esse sono esposte nel differenziare, prevalentemente in termini quantitativi, la struttura della comunità epifita.

Bibliografia

BENZÉCRI J.P., BENZÉCRI F. (1973) - *L'Analyse des Données*. Dunod, Paris, France, **2**.

CASOLA E., SCARDI M. (1989) - Variabilità della struttura della comunità epifita delle lamine fogliari di *Posidonia oceanica* (L.) Délile in rapporto alle condizioni microclimatiche. *Oebalia*, **15** (1), N.S.: 89-97

DUFRENE M., LEGENDRE M. (1997) - Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67** (3): 345-366.

MANTEL N. (1967) - The detection of desease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.*, **27**: 209-220.

MORRI C. (1991) – Présentation d'un indice synthétique pour l'évaluation de l'épiphytisme foliaire chez *Posidonia oceanica* (L.) Délile. *Posidonia Newsletter*, **4** (1): 33-37.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 641-644

N. UNGARO, A. VLORA, L. CERIOLA

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

ASPETTI MORFOMETRICI DI *GONEPLAX RHOMBOIDES* (LINNAEUS, 1758) (BRACHYURA, GONEPLACIDAE) NEL BACINO ADRIATICO MERIDIONALE

MORPHOMETRY OF GONEPLAX RHOMBOIDES *(LINNAEUS, 1758) (BRACHYURA, GONEPLACIDAE) IN THE SOUTHERN ADRIATIC SEA*

Abstract

Morphometric features of the square crab – Goneplax rhomboides *(L., 1758) – were analysed by means of regression and multivariate analysis. With regard to male specimens, relative propodus growth was described by piece-wise regression and the breakpoint was found at 12.6 mm carapace length. The reported length probably represents the male's maturity size for the species.*

Key-words: *Crustacea,* Goneplax rhomboides, *morphometry, Adriatic Sea.*

Introduzione

La specie *Goneplax rhomboides* (L. 1758), crostaceo brachiuro della superfamiglia Brachyrhyncha, si distribuisce in tutto il Mediterraneo e nell'adiacente Oceano Atlantico dal Senegal sino alle coste inglesi; specie fossoria, vive prevalentemente su fondali incoerenti tra la superficie ed i 400 m di profondità ed è catturato con una certa frequenza da imbarcazioni da pesca armate con attrezzi a traino (strascico, draghe per bivalvi ecc.) (Zariquiey Alvarez, 1968; Falciai e Minervini, 1992). Il dimorfismo sessuale della specie, con i maschi dotati di chele proporzionalmente più grandi rispetto alle femmine, è fenomeno abbastanza noto (Abelló e Sardá, 1982), mentre sono piuttosto limitate le informazioni circa la biologia. In questo lavoro sono analizzate alcune misure morfometriche della specie, con particolare attenzione alla crescita relativa del propodio nei maschi; tale aspetto, ricorrente nella carcinofauna, è spesso in stretta connessione con la biologia riproduttiva (Hartnoll, 1978).

Materiali e metodi

Gli esemplari di *G. rhomboides* sono stati raccolti durante alcune campagne di pesca a strascico realizzate nel 1997 e 1998. L'attrezzo di campionamento utilizzato era una rete a strascico con maglie al sacco di ampiezza variabile da 20 a 36 mm (stirata), mentre l'area di indagine comprendeva la zona meridionale dell'Adriatico (dal Promontorio del Gargano al Capo d'Otranto) accessibile alle attività di prelievo (fondi strascicabili da 10 a 700 m circa).

Le misure morfometriche (al decimo di millimetro) sono state rilevate utilizzando un calibro di precisione; oltre alla lunghezza e larghezza carapace, sono state misurate le lunghezze relative al propodio destro e sinistro (primo paio di pereiopodi) nei due sessi.

Successivamente sono state elaborate distribuzioni di frequenza di taglia (LC, mm) per sesso ed analizzate le relazioni esistenti tra le misure morfometriche

rilevate. Questo ultimo aspetto è stato studiato mediante l'applicazione di modelli di regressione (software STATISTICA) ed analisi multivariata (software PRIMER).

Risultati

Durante le campagne di pesca sono stati raccolti e misurati 237 esemplari (188 maschi e 49 femmine). La lunghezza carapace delle femmine è risultata compresa tra 7 e 14 mm, mentre quella dei maschi tra 5 e 20 mm; la distribuzione di taglia è comunque risultata nettamente differente per sesso (Fig.1).

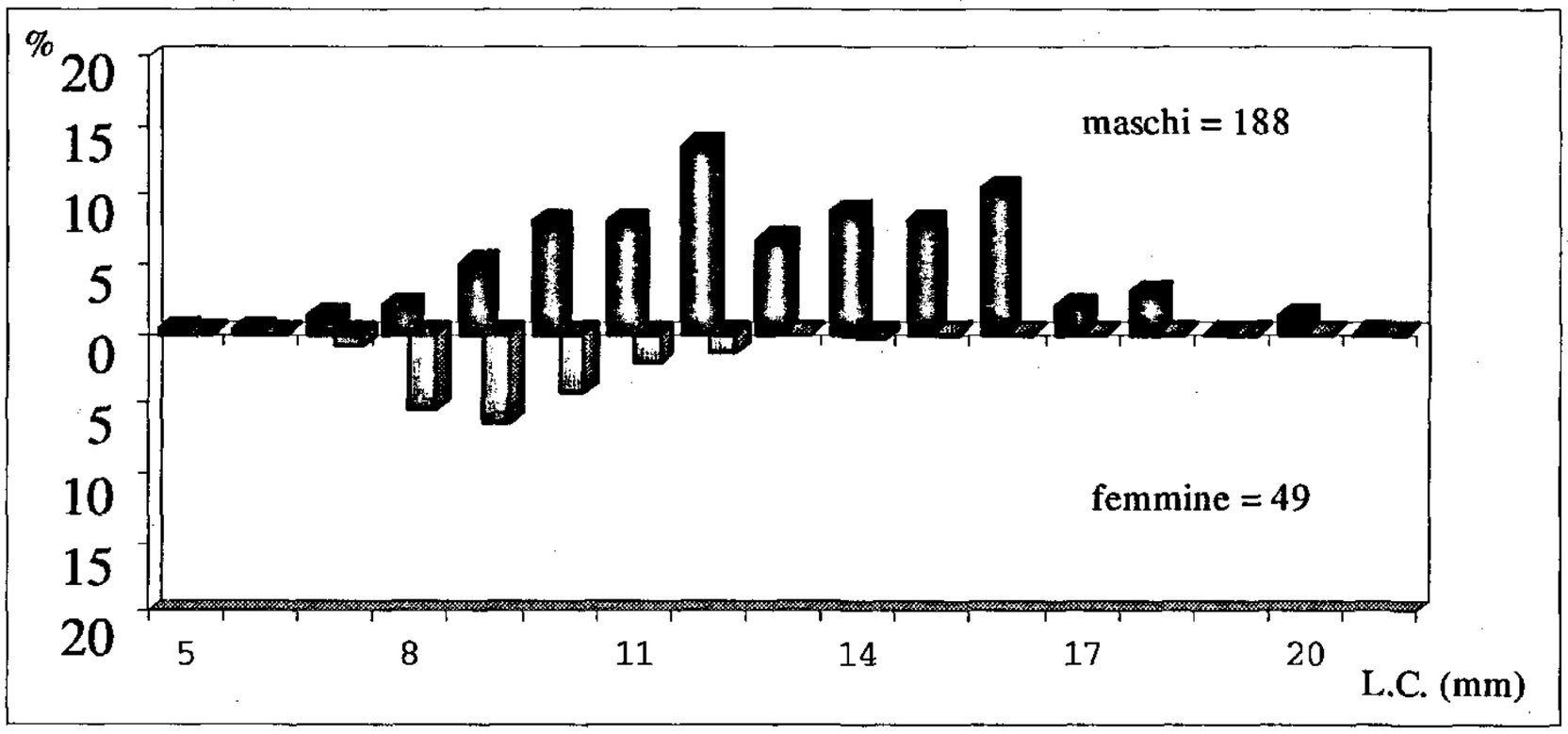


Fig. 1 - Distribuzione per taglie degli esemplari di *G. rhomboides* raccolti.
Sizes distribution of G. rhomboides *collected specimens.*

I rapporti morfometrici sono stati invece calcolati su un numero limitato di individui, escludendo i casi di rigenerazione e quelli in cui si era verificata un inversione della funzione delle chele (destra, trituratrice; sinistra, troncatrice).

L'analisi di regressione applicata alle misure considerate (lunghezza del propodio rispetto alla lunghezza e larghezza carapace) ha evidenziato una distinzione tra i sessi. Infatti, mentre nelle femmine il propodio cresce linearmente rispetto al carapace, nei maschi segue un andamento bene descritto da un modello di tipo "piece-wise" con un breakpoint corrispondente a 12,6 mm lunghezza carapace (21,9 mm larghezza carapace) (Fig. 2).

Il campione di maschi è stato anche studiato analizzando la matrice dei rapporti morfometrici mediante la tecnica PCA (Analisi delle Componenti Principali). I risultati di tale elaborazione evidenziano due gruppi distinti di esemplari, il primo dei quali con LC compresa tra 6,5 e 13 mm ed il secondo tra 12 e 18 mm (Fig. 3).

Discussione e conclusioni

La distribuzione di taglia ottenuta, evidentemente diversa nei due sessi, può essere assimilata a quanto descritto come "anomalous pattern" da Wenner (1972)

ed è probabilmente dovuta ad una crescita differente per sesso (Hartnoll, 1985; Diaz & Conde 1989) o alla differente vulnerabilità dei maschi e delle femmine rispetto all'attrezzo di campionamento.

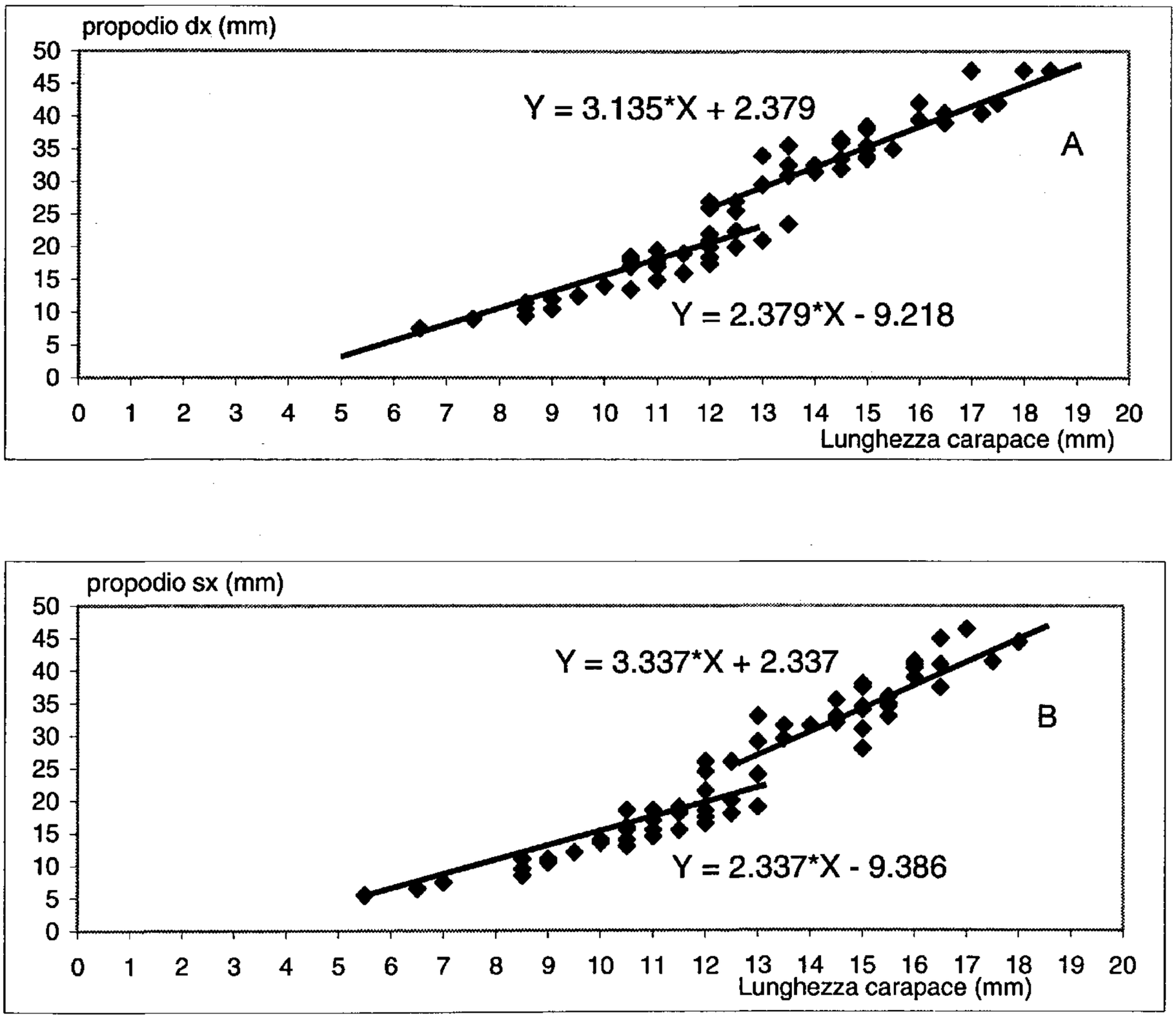


Fig. 2 - Regressioni "piece-wise" per le variabili esaminate negli esemplari maschi (A = n° 70 esemplari; B = n° 76 esemplari).
Piece-wise regressions of analysed variables (male individuals) (A = n° 70 specimens; B = n° 76 specimens).

La crescita relativa del propodio dei maschi è stata analizzata mediante un modello piece-wise, sebbene siano disponibili altri algoritmi specifici per i crostacei (Somerton, 1980). Il dato relativo al punto di discontinuità nella citata regressione (12,6 mm LC) potrebbe rappresentare la taglia riproduttiva dei maschi, misura che è stimata in circa 8-9 mm LC da Abelló e Sardá (1982) e 13-15 mm LC da Zariquiey Alvarez (1968) per le acque spagnole.

La misura ottenuta dalla regressione è stata in generale confermata dalla PCA, che potrebbe dunque essere considerata un utile strumento per una validazione incrociata dei risultati; ciò malgrado è necessario un ulteriore supplemento di indagine su un campione più numeroso ed utilizzando metodiche diverse, compreso l'esame istologico delle gonadi.

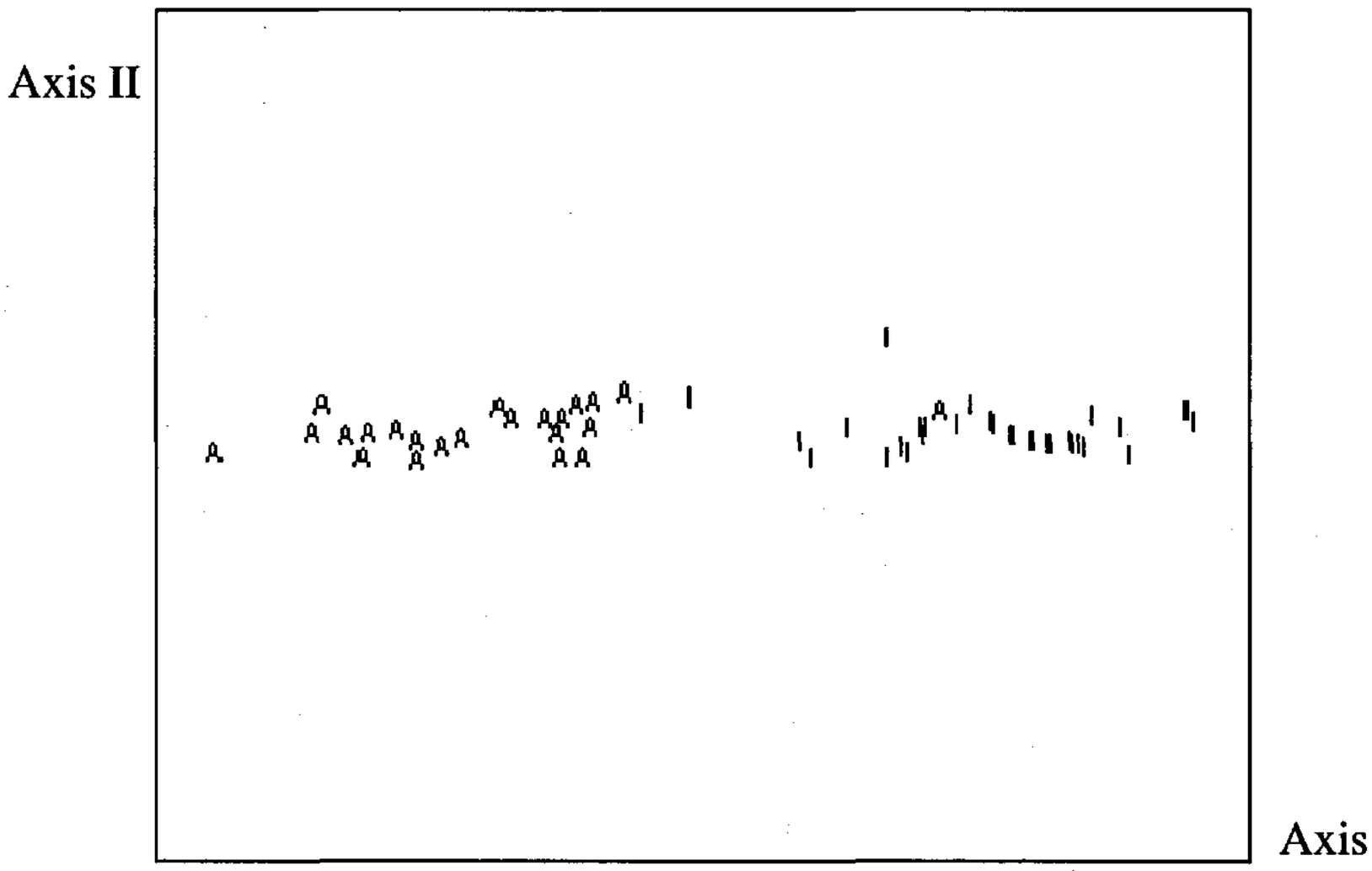


Fig. 3 - Risultati dell'Analisi delle Componenti Principali (A = esemplari con LC > 12,6 mm; I = esemplari con LC < 12,6 mm).

Principal Component Analysis results (A = specimens sized > 12,6 mm CL; I = Specimens sized < 12.6 mm CL).

Bibliografia

ABELLÓ P., SARDÁ F. (1982) - Nota sobre la morfometria del dimorfismo sexual en las pinzas de *Goneplax rhomboides* (Linnaeus, 1758) (Decapoda: Brachyura). *Invest. Pesq.*, **46** (2): 163-170.

DÍAZ H., CONDE J.E. (1989) - Population dynamics and life history of the Mangrove crab *Aratus Pisonii* (Brachyura, Grapsidae) in a marine environment. *Bull. of Marine Science*, **45** (1): 148-163.

FALCIAI L., MINERVINI R. (1992) - *Guida dei crostacei decapodi d'Europa.* Franco Muzio Editore: 282 pp.

HARTNOLL R.G. (1978) - The determination of relative growth in crustacea. *Crustaceana,* **34** (3): 281-293.

HARTNOLL R.G. (1985) - Growth, sexual maturity and reproductive output. *Crustacean Issues* **3**: 101-129.

SOMERTON D.A. (1980) - A computer technique for estimating the size of sexual maturity in crabs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 1488-1494.

WENNER A.M. (1972) - Sex ratio as a function of size in marine crustacea. *The American Naturalist,* **106** (949): 321-350.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) - Crustaceos Decapodos Ibericos. *Invest. Pesq.*, **32**: 1-510.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 645-647

R. BAINO, R. SILVESTRI, R. AUTERI, G. CABRAS

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana
Sezione Regionale: Gestione della fauna ittica, Ecosistemi marini e Acquacoltura,
Via Marradi 114, 57126 Livorno, Italia.

AZIONE DI CATTURA PROLUNGATA DI UN TREMAGLIO PERDUTO LUNGO LA COSTA TOSCANA

GHOST FISHING OF A TRAMMEL NET LOST ALONG THE TUSCANY COAST

Abstract

A 1200 m trammel net was lost at depths between 20 and 35 m off the Tuscany coast and recovered by divers after 4 months. Only one third of the net was still fishing and the catches (species, sizes, numbers, and biomass) were recorded. The catch rate was 20% of the commercial one in the same area and with the same gear. Based on an exponential model, in the four month period the trammel must have fished some hundred of kilograms of commercial species.

Key-words: *ghost fishing, lost gear, trammel net, catch composition.*

Introduzione

Le reti da pesca attualmente in uso sono realizzate in materiali sintetici sempre più resistenti e duraturi che, pur offrendo indiscutibili vantaggi agli operatori, quando vengono perse o abbandonate in mare continuano ad esercitare parte del loro potenziale di cattura per periodi più o meno lunghi: tale effetto è noto con il termine tecnico di ghost fishing.

Il "Codice di Condotta per una Pesca Responsabile" della FAO (1995) già allora rilevava l'importanza del ghost fishing affermando che: "*States should cooperate to develop and apply technologies, materials and operational methods that minimize the loss of fishing gear and the ghost fishing effects of lost or abandoned fishing gear*".

Sebbene i casi di maggior impatto ambientale, già ampiamente studiati, riguardino soprattutto le nasse per la cattura di crostacei, nelle quali si instaura un ciclo di autoinnesco (Pecci *et al.*, 1978; Vienneau e Moriyasu, 1994), e le reti derivanti ai grandi pelagici, che continuano a catturare anche tartarughe, delfini, foche e uccelli (Breen, 1990), il fenomeno coinvolge anche le reti da posta usate dalla pesca artigianale costiera (Kaiser *et al.*, 1996).

Materiali e metodi

Su un fondale dai 20 ai 35 metri di profondità poco a sud di Livorno è stato identificato e recuperato un tremaglio professionale, perso in una zona mista di posidonieto, coralligeno e fango. La rete in nylon, lunga complessivamente 1180 m, è rimasta sul fondo per quattro mesi, da marzo a luglio. Il tramaglio era armato con panno interno a 3 capi e lato della maglia di 30 mm, pareti esterne a 6 capi con maglia di 170 mm, altezza totale di 1,8 m con corda piombata di 120 g/m e lima a sugheri con 1 galleggiante ad alta densità (barilotto con diametro di 4,5 cm e lunghezza di 7 cm) posizionato ogni 1,5 m.

Al momento del ritrovamento, la rete per due terzi era più o meno avvolta su se stessa, inglobata tra le foglie e i rizomi di posidonia o tra le rocce del coralligeno. La parte restante (380 m) si manteneva ancora in posizione operativa, sebbene appesantita e resa più visibile dal sedimento e dagli idroidi insediati sul filato.

Per il calcolo della cattura totale durante il periodo di immersione è stato utilizzato un modello di decadimento esponenziale, sia nella frazione catturante della rete, sia nella sua efficienza, (ipotesi già dimostrata da Erzini *et al.*, 1997) secondo l'equazione:

$$kg = a^* e^{-b^*t}$$

dove **kg** rappresenta la cattura giornaliera, **t** il tempo in giorni, **a** e **b** sono i parametri della funzione.

Tab. 1 - Organismi catturati e presenti nel tramaglio al momento del recupero. I rendimenti sono espressi in grammi per 100 m di rete.
Catches of the trammel when hauled. Catch rates are grams for 100 m of net.

	catture		rendimento
	numero	**grammi**	**g/100 m**
SPECIE VIVE			
Palinurus elephas	2	150	39
Sarpa salpa	1	200	53
Scorpaena porcus	1	100	26
Diplodus sargus	1	200	53
Scyllarus arctus	1	100	26
Bolinus brandaris	3	90	24
Astraea rugosa	1	30	8
totale	**10**	**870**	**229**
SPECIE DETERIORATE			
Serranus cabrilla	2	100	26
Scorpaena porcus	1	100	26
totale	**3**	**200**	**53**
RESTI (*)			
Scorpaena porcus	2	300	
Scorpaena scrofa	1	300	
Homarus gammarus	1	1.000	
totale	**4**	**1.600**	
ALTRI ORGANISMI			
rizomi e foglie di posidonia		10.000	
corallo rosso		30	
gorgonia gialla		150	
retepora		20	
coralligeno		400	
nidamenti di cefalopodi		250	
totale		**10.850**	

(*) i pesi sono stati riportati all'esemplare integro.

Risultati e discussione

Durante il recupero, si è constatata l'azione esfoliante della rete per la presenza, nelle maglie, di rizomi e foglie di posidonia, gorgonie, retepore, piccoli rami di corallo rosso e alcuni nidamenti di uova di calamaro (Tab.1). Relativamente alla fauna ittica sono stati rinvenuti complessivamente 870 g di specie vive o da poco catturate: *Palinurus elephas*, *Scyllarus arctus*, *Diplodus sargus*, *Sarpa salpa* e *Scorpaena porcus*. A questi si sommano ulteriori 200 g di organismi deteriorati la cui cattura risale ai 2-3 giorni precedenti *(S. porcus* e *Serranus cabrilla*) e 350 g costituiti da resti di altri organismi (*Homarus gammarus*, *S. porcus* e *S. scrofa*) catturati ancora prima, che comunque continuano ad esercitare un'ulteriore attrazione su altri esemplari che rimangono a loro volta intrappolati con un effetto di autoinnesco come descritto da Breen (1990).

Il rendimento professionale medio dell'attrezzo nella stessa zona (Silvestri *et al.*, 2000), è pari a 1400 g per 100 m di rete, ovvero circa 17 kg/giorno, calcolato per la sua intera lunghezza. La parte ancora in pesca del tremaglio abbandonato al momento del recupero mostra un rendimento di cattura pari a 280 g per 100 m rete, indicando che, dopo quattro mesi, la rete continua a catturare con un'efficienza intorno al 20% di quella originale.

Essendo nota la cattura dell'intera rete al momento dell'immersione pari a 17,52 kg/giorno e quella rilevata dopo 4 mesi (0,87 kg/giorno) sono stati determinati per interpolazione i parametri della funzione di decadimento esponenziale. Quindi, calcolando l'integrale definito della funzione nell'intervallo da 0 a 120 giorni, si può stimare che nel periodo di abbandono il tremaglio abbia catturato oltre 500 Kg di specie commerciali.

Bibliografia

BREEN P.A. (1990) - A review of ghost fishing by traps and gill nets. In: Shomura, R.S. and M.L. Godfrey (eds.), Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris, Apr. 1989, Honolulu, HI. *NOAA technical memorandum* NOAA-TM-NMFS-SWFSC, **154**: 571-599.

ERZINI K., MONTEIRO C.C., RIBEIRO J., SANTOS M.N., GASPAR M., MONTEIRO P., BORGES T.C. (1997) - An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **158**: 257-265.

FAO (1995) - *Code of Conduct for Responsible Fisheries.* FAO Fisheries Department, 27 pp.

KAISER M.J., BULLIMORE B., NEWMAN P., LOCK K., GILBERT S. (1996) - Catches in 'ghost fishing' set nets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **145**: 11-16

PECCI K.J., COOPER R.A., NEWELL C.D., CLIFFORD R.A., SMOLOWITZ R.J. (1978) - Ghost fishing of vented and unvented lobster, *Homarus americanus*, traps. *Marine Fisheries Review*, **4806**: 9-24.

SILVESTRI R., BAINO R., AUTERI R. (2000) - Composizione delle catture realizzate con il tremaglio nell'area livornese. *Biol. Mar. Medit.*, 7 (1): 836-890.

VIENNEAU R., MORIYASU M. (1994) - Study of the impact of ghost fishing on snow crab, *Chionoecetes opilio*, by conventional conical traps. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **1984**: 13 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 648-653

A.M. CICERO, C.R. FERRARI*, F. GIOVANARDI, E. MAGALETTI,
A. GHETTI*, C. MAZZIOTTI*, G. MONTANARI*, A. RINALDI,
A. SCARPATO, E. ROMANO

ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
*ARPAER - Struttura Ocean. Daphne - Cesenatico (FO), Italia.

APPLICAZIONE DELL'INDICE TROFICO (TRIX) IN AREE TIRRENICHE ED ADRIATICHE AI FINI DELLA CLASSIFICAZIONE DELLE ACQUE MARINE COSTIERE

APPLICATION OF THE TROPHIC INDEX (TRIX) IN THE TYRRHENIAN AND ADRIATIC SEAS FOR COASTAL WATERS CLASSIFICATION

Abstract

The TRIX Index was recently introduced by National Law to obtain a classification of Italian coastal waters based on their trophic characteristics. We carried out five oceanographic surveys along the Tyrrhenian and Adriatic coast for a preliminary evaluation of the spatial and temporal variability in trophic status and surface water quality. Some areas in the Northern Adriatic region and the Central Tyrrhenian Sea presented low water quality (i.e. high trophic levels and high eutrophication risk), particularly on spring, mainly due to terrestrial nutrient inputs.

Key-words: *Water quality, coastal waters, index, primary production.*

Introduzione

L'indice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) è stato recentemente adottato dal D.Lgs. 152/99 per definire livelli trofici-obiettivo da mantenere, ovvero da raggiungere, su scala regionale, con lo scopo di impostare corrette politiche di intervento e di gestione della fascia costiera. Il TRIX è definito dalla combinazione lineare di quattro parametri fondamentali delle acque costiere, comunemente misurati nel corso delle attività di monitoraggio: clorofilla "a", scarto % in valore assoluto di O_2 dalla saturazione, azoto inorganico disciolto (DIN) e fosforo totale (PT). Esso rappresenta uno strumento di valutazione dei livelli trofici costieri, applicabile su scala, che risponde all'esigenza di valutare l'efficacia dell'azione strategica di risanamento, come definito dal D.Lgs 152/99.

Materiali e metodi

Per procedere ad una valutazione preliminare dello stato trofico delle acque della fascia costiera italiana, ai fini della loro classificazione, l'ICRAM ha condotto 3 campagne oceanografiche in alto e medio Adriatico (1997: Po-Gargano; 1998: Venezia-Gargano; 1999: Trieste-Manfredonia) e 2 campagne nel Tirreno centro-settentrionale (1999: Genova-Napoli). Sono stati considerati 31 e 42 transetti in Adriatico, rispettivamente nelle campagne 1997-1998 e nella campagna 1999, e 30 transetti in Tirreno. Le stazioni di prelievo su ciascun transetto erano posizionate a 500 e 3000 m dalla costa, secondo le strategie riportate in Magaletti

et al., (2001). Profili verticali di temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH sono stati misurati con sonde Idronaut Ocean Seven 316 (Adriatico) e Sea Bird 911 Plus (Tirreno), mentre la clorofilla "a" è stata misurata con i fluorimetri Turner 10 AU (Adriatico) e Sea Tech (Tirreno), dopo opportune intercalibrazioni. I campioni di acqua superficiale sono stati raccolti con bottiglia Niskin e congelati per la successiva analisi dei nutrienti. Le concentrazioni di P tot, $P\text{-}PO_4$, $N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2$ ed $N\text{-}NO_3$ sono state determinate con AutoAnalyzer Traccs 800 Bran Luebbe. Sugli stessi campioni è stata effettuata l'analisi quali-quantitativa del fitoplancton (Magaletti *et al.*, 2001; Mazziotti *et al.*, 2001).

Risultati e conclusioni

I livelli trofici delle acque costiere adriatiche e tirreniche sono rappresentati in Figura 1.

La rappresentazione grafica dei valori assunti dall'Indice Trofico, così come emerso dalle indagini per ciascun periodo considerato, consente di collegare la variabilità dello stato trofico delle acque costiere alle particolari condizioni locali (soprattutto input fluviali) e agli andamenti stagionali. Per la costa adriatica, i risultati delle indagini portano a formulare un giudizio di qualità "scadente" (cfr. Allegato 1, punto 5.3 del Dlgs. 152/99) nel tratto settentrionale dell'area indagata, in particolare nelle stazioni di Po di Volano e lungo i litorali ferraresi, in aree cioè direttamente influenzate dagli apporti padani, con valori compresi tra 6 e 8 unità di TRIX (Porto Garibaldi, Casal Borsetti). Seguendo la direttrice Nord-Sud, nell'intero tratto emiliano-romagnolo compreso tra Ravenna e Cattolica il giudizio di qualità si attesta sullo stato "mediocre" (tra 5 e 6 unità di TRIX). Nel periodo autunnale, la parte più meridionale della costa adriatica, tra Pesaro e Termoli, rientra nello stato "buono" (tra 4 e 5 unità di TRIX). Fanno eccezione alcuni tratti costieri direttamente influenzati dagli apporti del fiume Pescara e caratterizzati da uno stato "mediocre/scadente". In questo stesso periodo, il giudizio di stato "elevato" (meno di 4 unità di TRIX) è applicabile soltanto ai tratti più meridionali dell'area indagata (isole Tremiti, fascia costiera antistante il Gargano). La campagna estiva mostra invece prevalenza di stato "elevato" per tutto lo sviluppo costiero dell'Adriatico centro-meridionale, da Pesaro a Manfredonia, senza eccezioni di rilievo. Anche per il Tirreno, valori di Indice Trofico compresi tra 5 e 6 unità di TRIX (stato mediocre) sono riscontrati in molte stazioni del litorale laziale e campano, in corrispondenza di importanti sbocchi fluviali (Tevere, Garigliano, Volturno). Il litorale versiliese risente degli apporti del fiume Arno, con valori prossimi a 5 unità di TRIX. Nella campagna estiva, i valori di Indice Trofico osservati sono mediamente più bassi, a riprova del minor afflusso di acque dolci continentali ricche di nutrienti. Valori di TRIX compresi tra 4 e 5 unità sono registrati soltanto in corrispondenza dei fiumi principali; negli altri tratti costieri indagati le condizioni trofiche sono risultate quelle tipiche delle acque costiere tirreniche, caratterizzate da scarsa o moderata produttività. La gran quantità di dati prodotti ha consentito di avviare analisi più approfondite, allo scopo di studiare il comportamento dell'Indice Trofico in relazione alle variazioni delle sue due componenti:

1. Indicatore di produttività reale: $\text{Log}(\text{Chl} \cdot \text{D\%O})$;
2. Indicatore di produttività potenziale: $\text{Log}(\text{DIN} \cdot \text{PT})$.

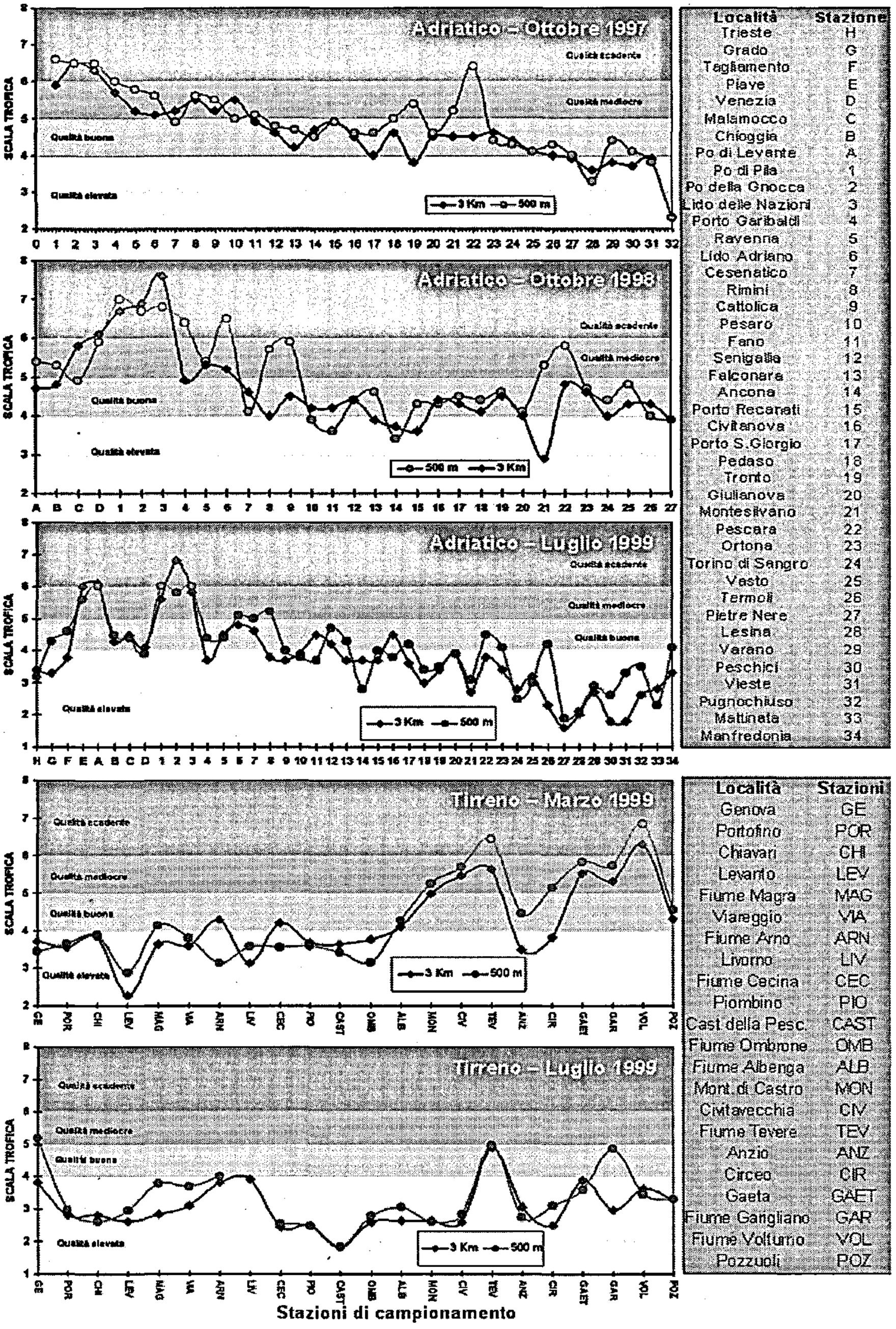


Fig. 1 - Livelli trofici delle acque costiere adriatiche e tirreniche.
Trophic levels of Adriatic and Tyrrhenian coastal waters.

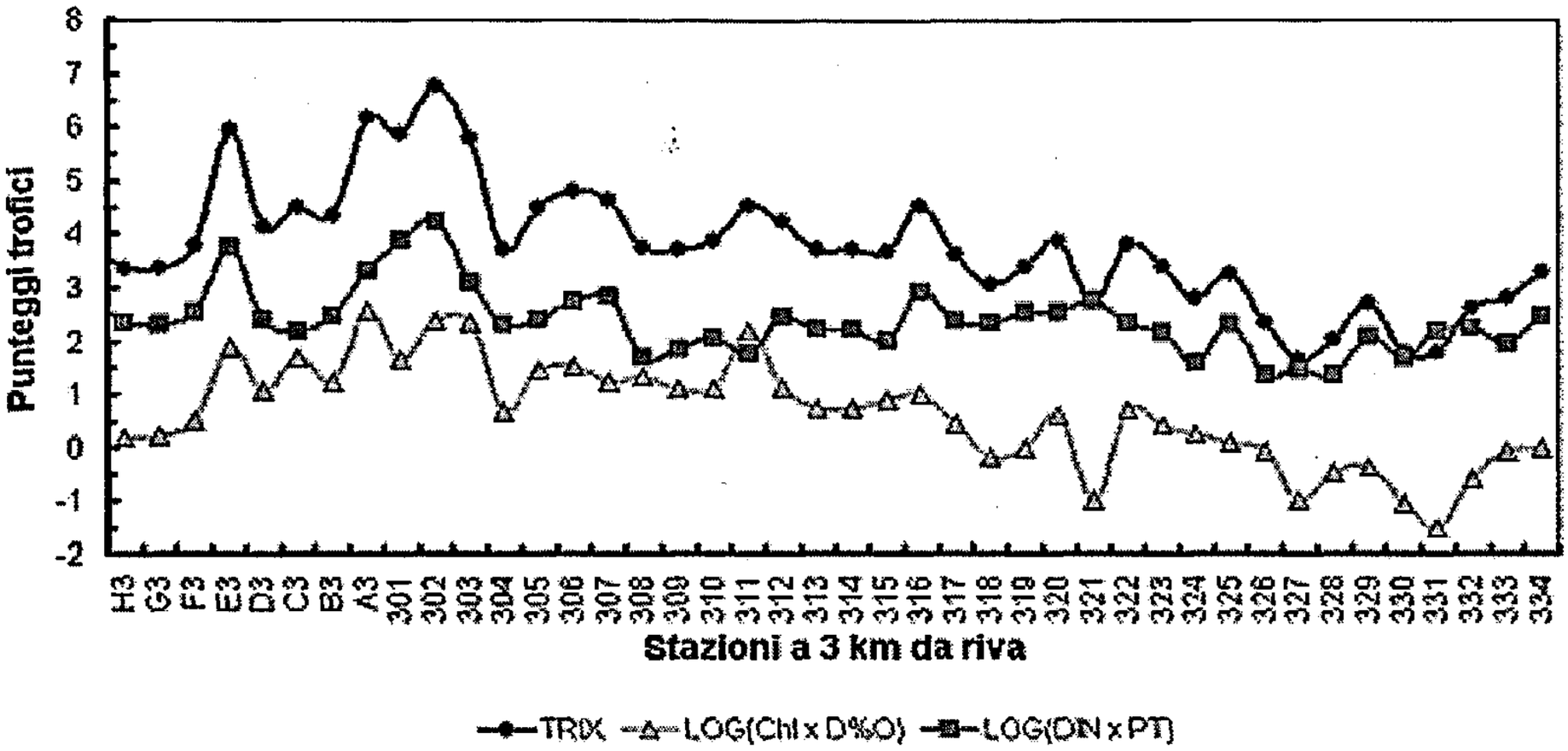


Fig. 2 - Andamento spaziale dell'Indice Trofico TRIX e delle sue componenti in acque costiere adriatiche (luglio 1999).

Spatial variation of the TRIX Index and its components in Adriatic coastal waters (July, 1999).

La Figura 2 riporta la variazione spaziale di queste componenti lungo la costa adriatica. L'esempio considerato è relativo alla campagna del luglio 1999 e permette di osservare l'alterno prevalere di una componente rispetto all'altra nel concorrere alla formulazione dell'Indice e del conseguente giudizio di stato trofico.

È stato intrapreso anche lo studio dei legami funzionali esistenti tra i livelli trofici delle acque costiere e gli apporti provenienti da terra. Essendo i nutrienti (come del resto le altre sostanze inquinanti che raggiungono le acque costiere) associati alle acque dolci di origine continentale, è possibile assegnare a questo trasporto un valore quantitativo, utilizzando un indicatore (fattore di diluizione), definito come:

$$F\% = \frac{S_{mare\,aperto} - S_i}{S_{mare\,aperto}} \cdot 100$$

dove $S_{mare\ aperto}$ rappresenta la salinità rilevata al largo, mentre S_i è la misura di salinità nel punto *i*-esimo, rilevata all'atto del campionamento.

L'elaborazione statistica dei dati ha evidenziato una buona correlazione tra la variazione di F% e la clorofilla, principale indicatore di biomassa fitoplanctonica (Fig. 3).

La figura successiva (Fig. 4) conferma per le acque costiere adriatiche il rapporto tra i livelli trofici e gli apporti di nutrienti da terra. Questa dipendenza è ben evidente anche dall'elaborazione dei dati relativi alle acque costiere tirreniche (Fig. 5).

Infine si è voluta saggiare l'eventuale presenza di correlazione tra i valori assunti dall'Indice Trofico e quelli del rapporto N/P. Il diagramma riportato in Fig. 6

Figura 3.

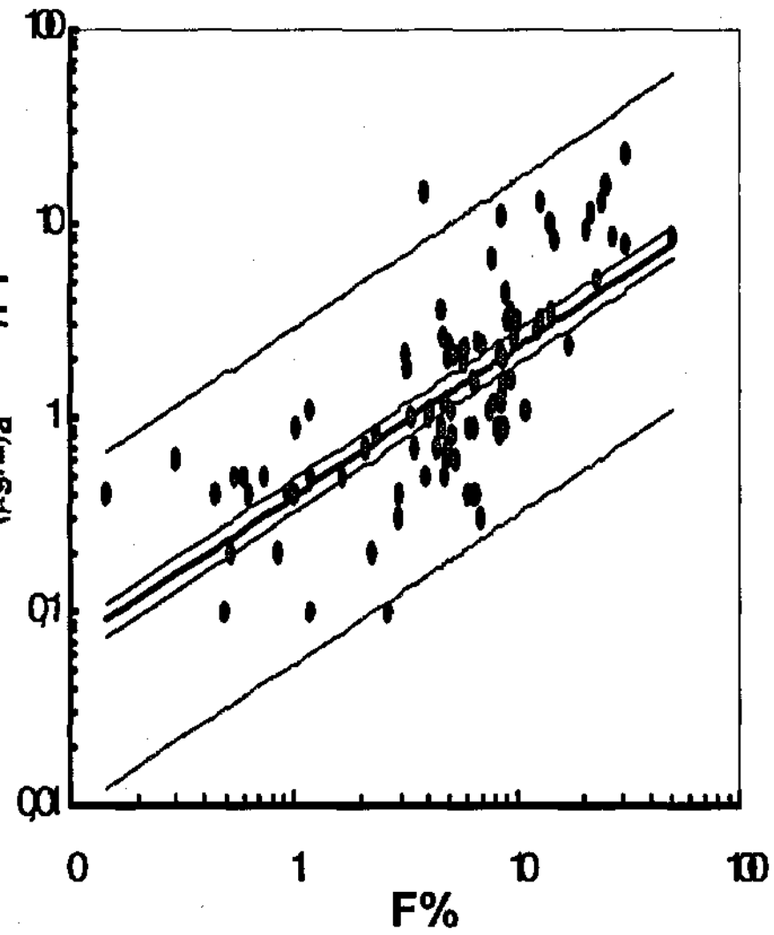


Fig. 3 - Regressione tra il fattore di diluizione F% e la clorofilla 'a' in acque costiere adriatiche (luglio 1999).

Regression line between dilution factor (F%) and chlorophyll 'a' (chl 'a'). Adriatic Sea coastal waters (July 1999).

Figura 4.

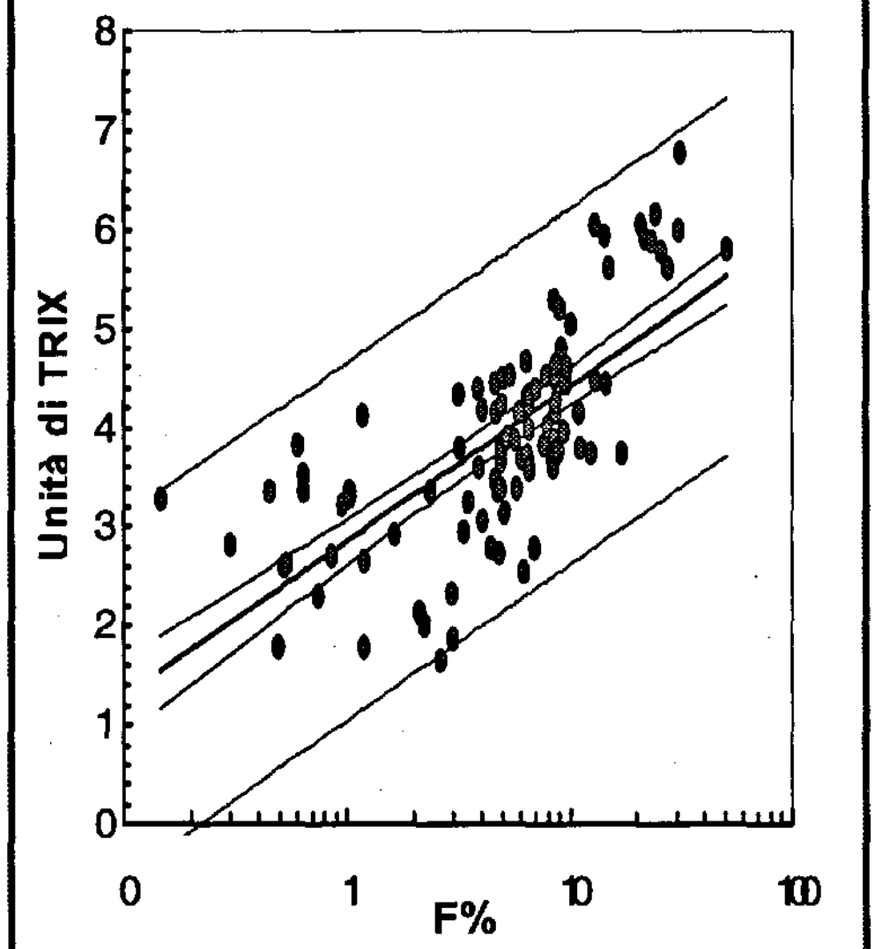


Fig. 4 - Regressione tra il fattore di diluizione F% e l'Indice TRIX. Acque costiere adriatiche (luglio 1999).

Regression line between dilution factor (F%) and TRIX Index. Adriatic Sea coastal waters (July 1999).

mostra la relazione diretta tra i livelli trofici delle acque costiere e il valore assunto del rapporto N/P, a conferma che la fosforo-limitazione è il fattore che caratterizza acque costiere con livelli trofici mediamente elevati (principalmente le acque costiere dell'Adriatico settentrionale). Questa tendenza è rilevabile anche per il Tirreno, sia pur con una correlazione più bassa.

L'applicazione dell'Indice Trofico fornisce un quadro sintetico dello stato di qualità trofica delle acque marine e permette confronti univoci in differenti condizioni spaziali e temporali. L'utilizzo del TRIX, così come quello di altri indici sintetici, contribuisce ad ottimizzare gli indirizzi di politica ambientale sul territorio, poiché definisce in termini quantitativi degli obiettivi di risanamento, ovvero di tutela, da raggiungere o da mantenere. Tale approccio consente di rappresentare in modo sintetico, ma significativo, la complessità dei sistemi marini costieri, così da consentire l'individuazione di opportune strategie ed azioni di intervento.

Figura 5.

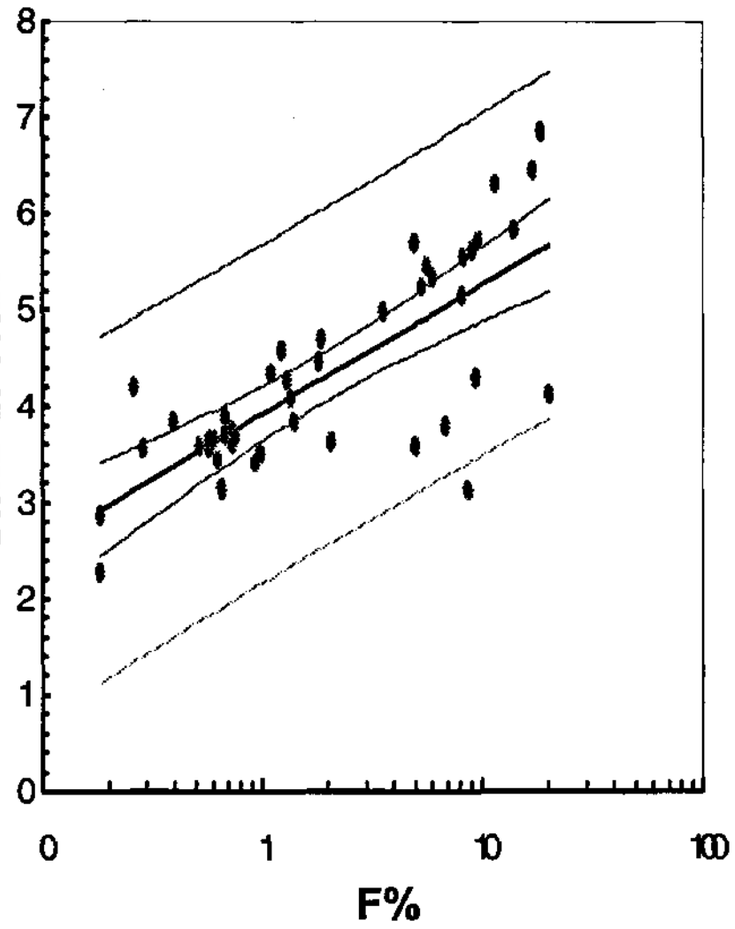


Fig. 5 - Regressione tra il fattore di diluizione F% e l'Indice Trofico TRIX. Acque costiere tirreniche, marzo 1999.

Regression line between dilution factor (F%) and TRIX Index. Tyrrhenian Sea coastal waters, March 1999.

Figura 6.

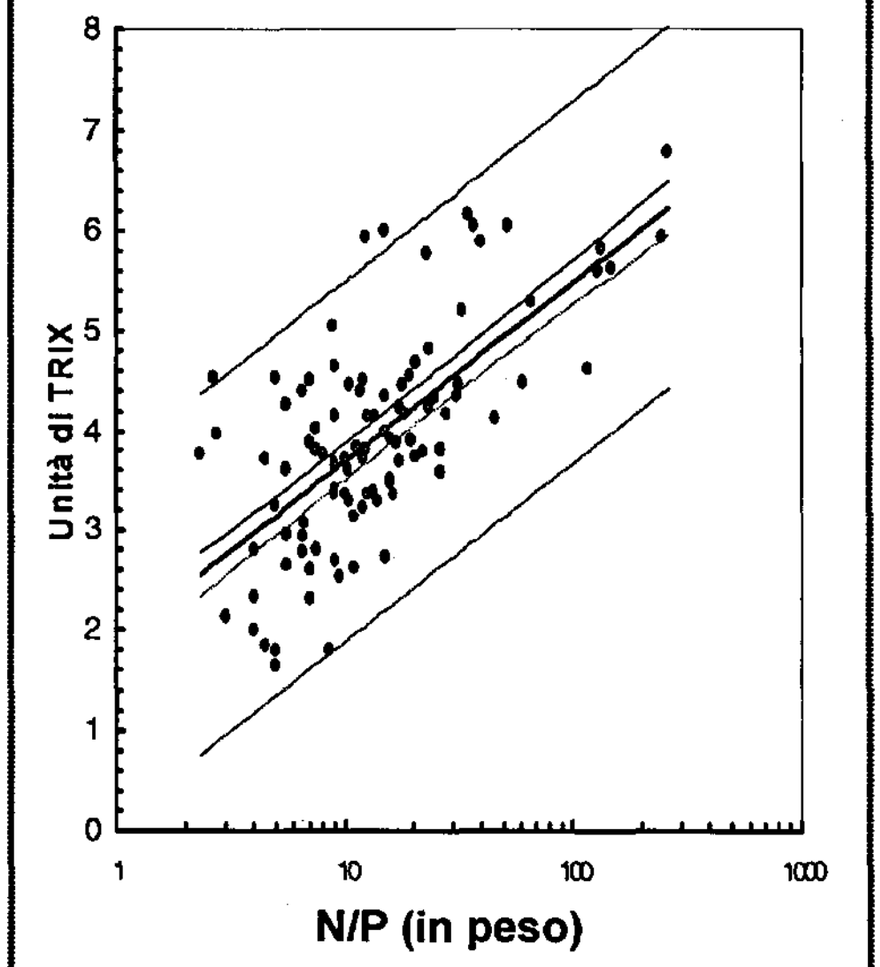


Fig. 6 - Regressione tra il rapporto N/P (in peso) e l'Indice Trofico TRIX. Acque costiere adriatiche, luglio 1999.

Regression line between N/P (dry weight) and TRIX Index. Adriatic Sea coastal waters, July 1999.

Bibliografia

D.LGS. 11 MAGGIO 1999, N. 152, in Gazzetta Ufficiale N. 146/L del 30 luglio 1999.

MAGALETTI E., FERRARI C.R., GIOVANARDI F., CICERO A.M., MANZUETO L., MAZZIOTTI C., SAVELLI F., SCARPATO A., RINALDI A. (2001) - Indagine preliminare sull'andamento dell'Indice Trofico (TRIX) e sulla composizione quali-quantitativa del fitoplancton nel Tirreno Centro-Settentrionale nella primavera-estate 1999, *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 665-669.

MAZZIOTTI C., GHETTI A., MAGALETTI E., GIOVANARDI F., CICERO A.M., MONTANARI G., RINALDI A. (2001) - Variazioni quali-quantitative del fitoplancton nelle campagne oceanografiche effettuate in applicazione dell'Indice trofico (TRIX) nell'alto e medio Adriatico negli anni 1998 e 1999, *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 670-674.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1998) - Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics,* **9**: 329-357.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 654-659

A. Cossu[1], D. Pala[2], V. Gazale[3], N. Degioannis[4], G. Pergent[5]

[1]Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari,
Via Muroni, 25 – 07100 Sassari, Italia.
[2]Battelle – Med, Tramariglio, Alghero, Italia.
[3]Parco Nazionale dell'Asinara, Italia.
[4]Battelle Ocean Sciences, Duxbury, Massachusetts USA.
[5]Université de Corse- Equipe Ecosystèmes Littoraux, France.

UN SISTEMA INTEGRATO PER LA CARTOGRAFIA DI DIVERSI POPOLAMENTI BENTONICI

AN INTEGRATED SYSTEM FOR BENTHIC RESOURCES MAPPING

Abstract

An integrated system for bottom mapping has been developed with the aim to simplify the investigation and management of biological resources in the coastal zone. This tool is composed by a 600 kHz side scan sonar combined with a video system integrated in the towfish for simultaneous side scan and video data acquisition. The system is also equipped with a differential GPS. All side scan images and aerial photographs can be managed in ArcView 3.0 Gis as mosaics to come out with thematic layouts.

Key words: *side scan sonar, benthic resources mapping, Gis.*

Introduzione

La gestione del territorio impone oggi la formulazione di una solida base conoscitiva che comprenda l'analisi di tutte le risorse naturali e in special modo di quelle che rappresentano buoni indicatori biologici (Pergent *et al,* 1995). Tali studi individuano la tipologia e il grado di complessità strutturale dei diversi ambienti, il loro stato di conservazione come anche le cause d'eventuali situazioni di disturbo o compromissione. In tale contesto, l'analisi cartografica delle risorse bentoniche della fascia costiera costituisce un importante fattore di sviluppo e di applicazione per la raccolta e la gestione delle informazioni (Ardizzone, 1992; Fish e Carr, 1990; Norris *et al.,* 1997; Pasqualini *et al.,* 1998).

Materiali e metodi

Il sistema integrato realizzato è capace di gestire molteplici dati ambientali, esprimendo spazialmente il loro significato in forma cartografica. Il primo modulo del sistema è composto da un sonar a scansione laterale (SSS - PC Sea Scan Marine Sonic Technology, ltd.) con una frequenza di 600 kHz e una battuta di 100 metri che opera ad un'altezza dal fondo di soli 5 m. Il sonar incorpora inoltre una telecamera provvista di un sensore CCD ¼" da 272.000 pixel, in grado di operare in condizioni estreme di luce ambiente. Il segnale video viene trasmesso ad un'unità di registrazione, collegata con il sonar a scansione laterale in modo tale da consentire una precisa localizzazione delle sequenze video sull'immagine ecografica. Il sistema permette la visione in tempo reale delle immagini side scan sonar, di memorizzare le coordinate geografiche dei punti di rilevante interesse, nonché effettuare misure di lunghezza, altezza e superficie di

qualunque oggetto rilevato. I controlli di microscala sono effettuati contemporaneamente all'acquisizione dei sonogrammi dal sistema video associato. Ciascuna sequenza video è registrata con data e ora e con un codice che la relaziona alla corrispondente immagine ecografica. Attraverso l'uso dei programmi Total Alignment System® e Sea Scan PC Review è possibile provvedere all'unione dei sonogrammi in un mosaico georeferenziato.

Il secondo modulo elabora le immagini da telerilevamento aereo. Il software utilizzato è Multiscope®, versione 2.4 e 3.0 della Matra Cap System. L'immagine finale, realizzata in falsi colori, fornisce la distribuzione dei diversi popolamenti bentonici superficiali e può anch'essa essere georeferenziata.

Il terzo modulo riguarda l'acquisizione dei dati sul campo effettuata da operatori subacquei che operano con microfoni sub-sub e sub-barca. Un sub inoltre si serve di una telecamera collegata con l'imbarcazione appoggio che registra tutte le attività effettuate.

Il mosaico dei diversi sonogrammi, le fotografie aeree in falsi colori, le informazioni puntuali sui parametri biologici ed ecologici costituiscono i dati di base la cui reciproca interazione produce i tematismi della mappa del sistema informativo territoriale GIS Esri ArcView 3.0.

La fase finale consiste nel delineare i confini di diversi popolamenti bentonici (ad es. una carta della distribuzione di *Posidonia oceanica*), i limiti delle zone con diversa vocazione d'uso, le zone di rilevante interesse naturalistico; le aree compromesse da impatti ambientali ecc. Le varie fasi del processo vengo mostrate in figura 1.

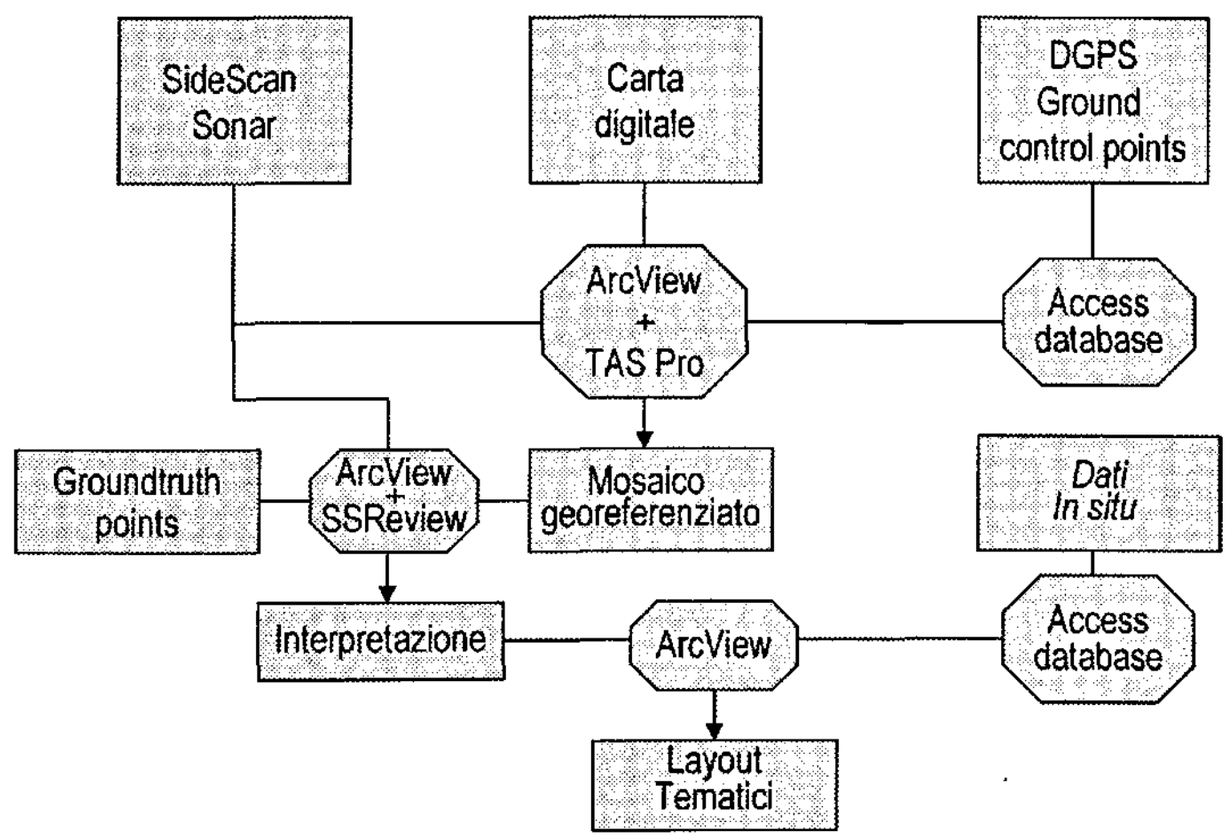


Fig. 1 - Diagramma di flusso illustrante le varie fasi del processo.
Flow chart showing the mapping process.

Risultati e discussione

Il sistema proposto è stato testato nella rada della Reale, nell'isola dell'Asinara. La scelta del sito derivava dalla notevole quantità di dati disponibili da studi

precedenti (Cossu *et al.*, 2000). La porzione più interna della Rada è stata coperta quasi totalmente da dodici transetti per una superficie di oltre 900 ha in un intervallo batimetrico tra 10 e 30 m. (figg. 2 e 3).

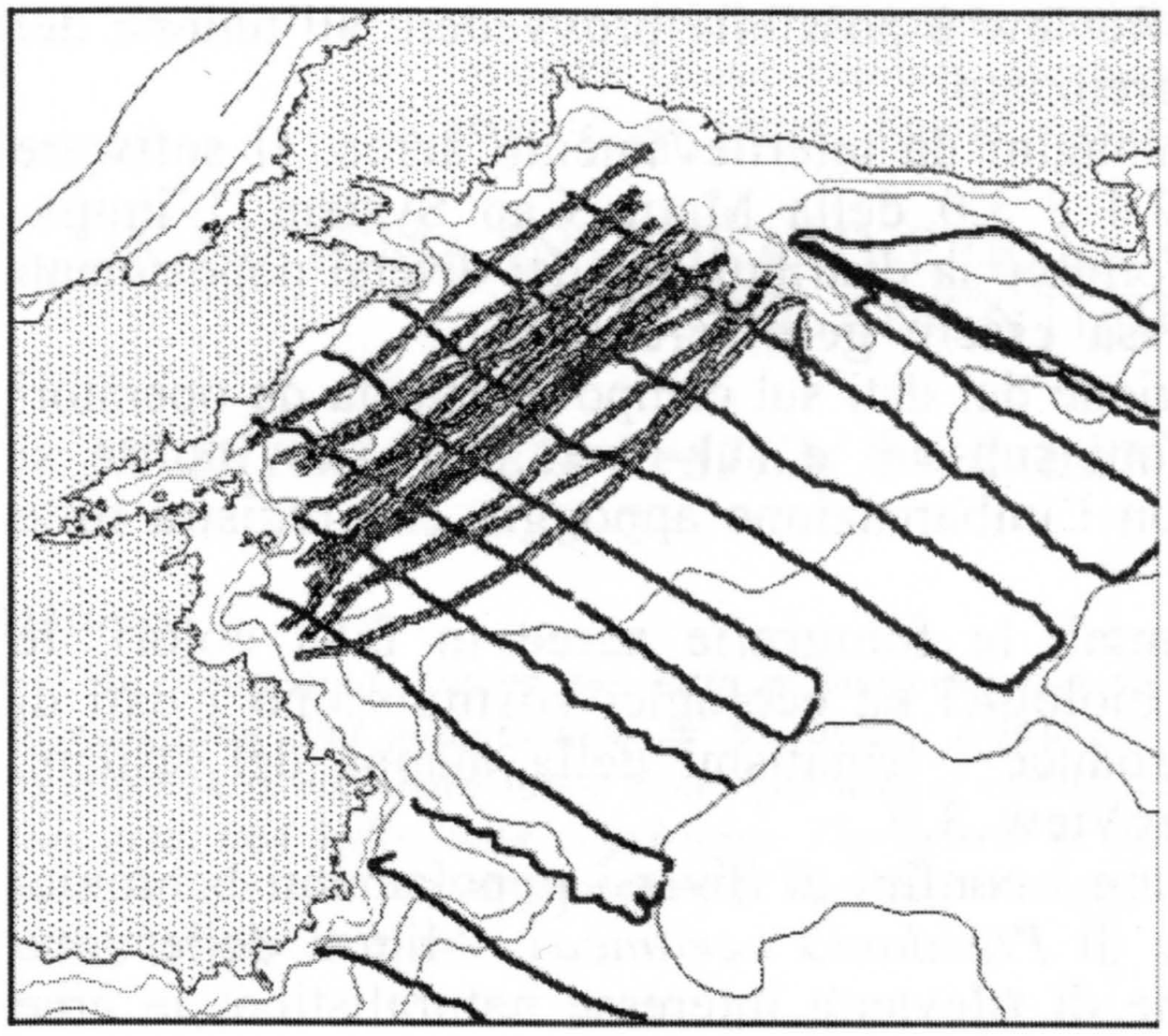


Fig. 2 - Mappa delle strisciate Side Scan Sonar nella Rada della Reale dopo che tutti i frammenti del mosaico sono stati ricomposti.

Transects map with side scan images mosaic in Rada della Reale.

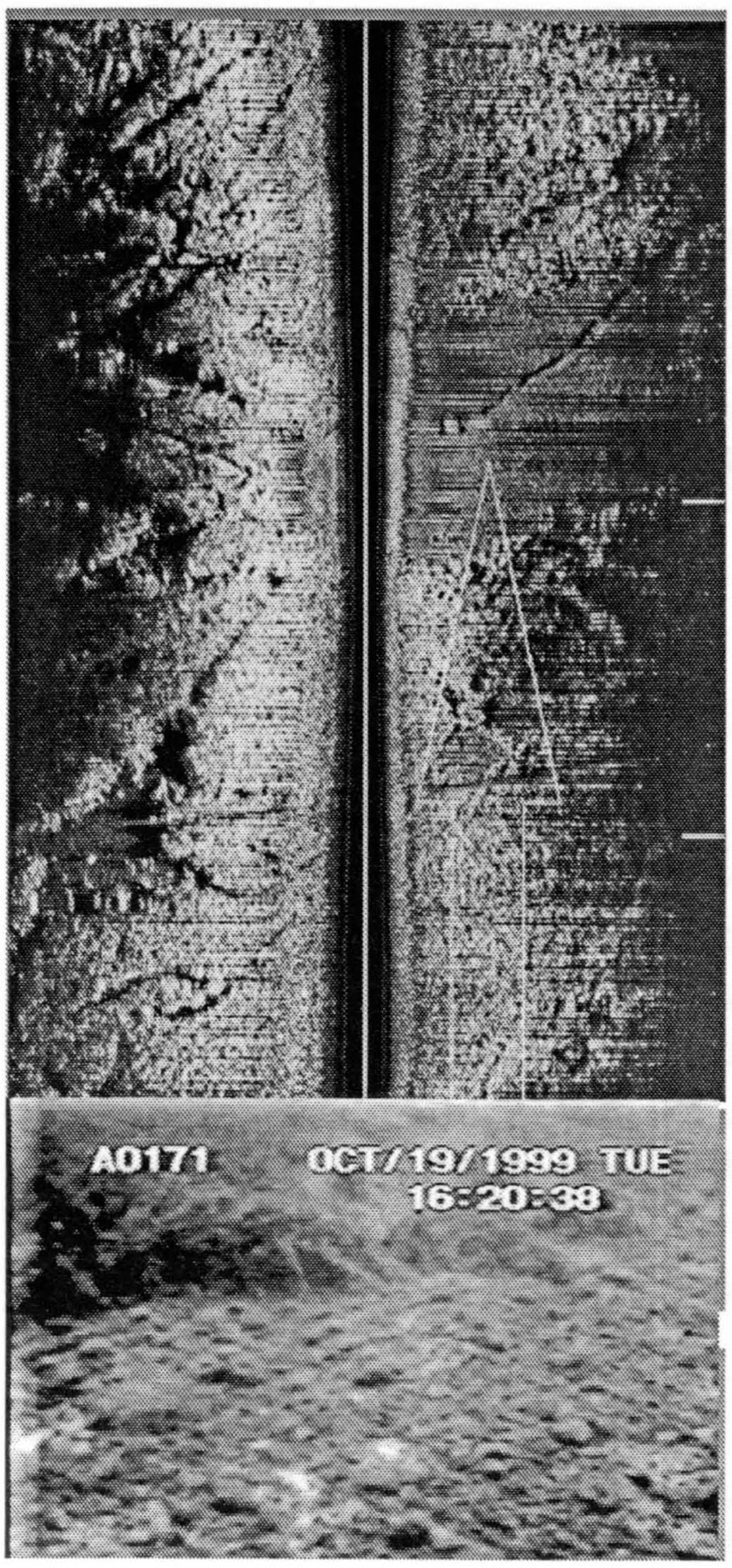


Fig. 3 - Un output di un tratto di strisciata interessata da solcature da reti a strascico; sotto un frame della registrazione della telecamera (la freccia indica l'esatta posizione del frame sulla strisciata SSS).

A single image output showing some trawl scars below a video frame record (The arrow indicates the location of the video record on the SSS image).

Le immagini aeree, georeferenziate e trattate con il software Multiscope per evidenziare ed enfatizzare le diverse tonalità cromatiche hanno prodotto una carta dei fondali tra 0 e 15 m di profondità (Fig. 3).

Le osservazioni puntuali da operatore subacqueo, che qui hanno interessato più di 60 stazioni ubicate su tutta l'area in esame, hanno fornito le letture di base (verità a mare) di aree campione.

L'insieme dei dati prodotti dopo l'elaborazione con il GIS ha generato una carta fisionomica dei fondali con i limiti di alcune biocenosi (Fig. 4).

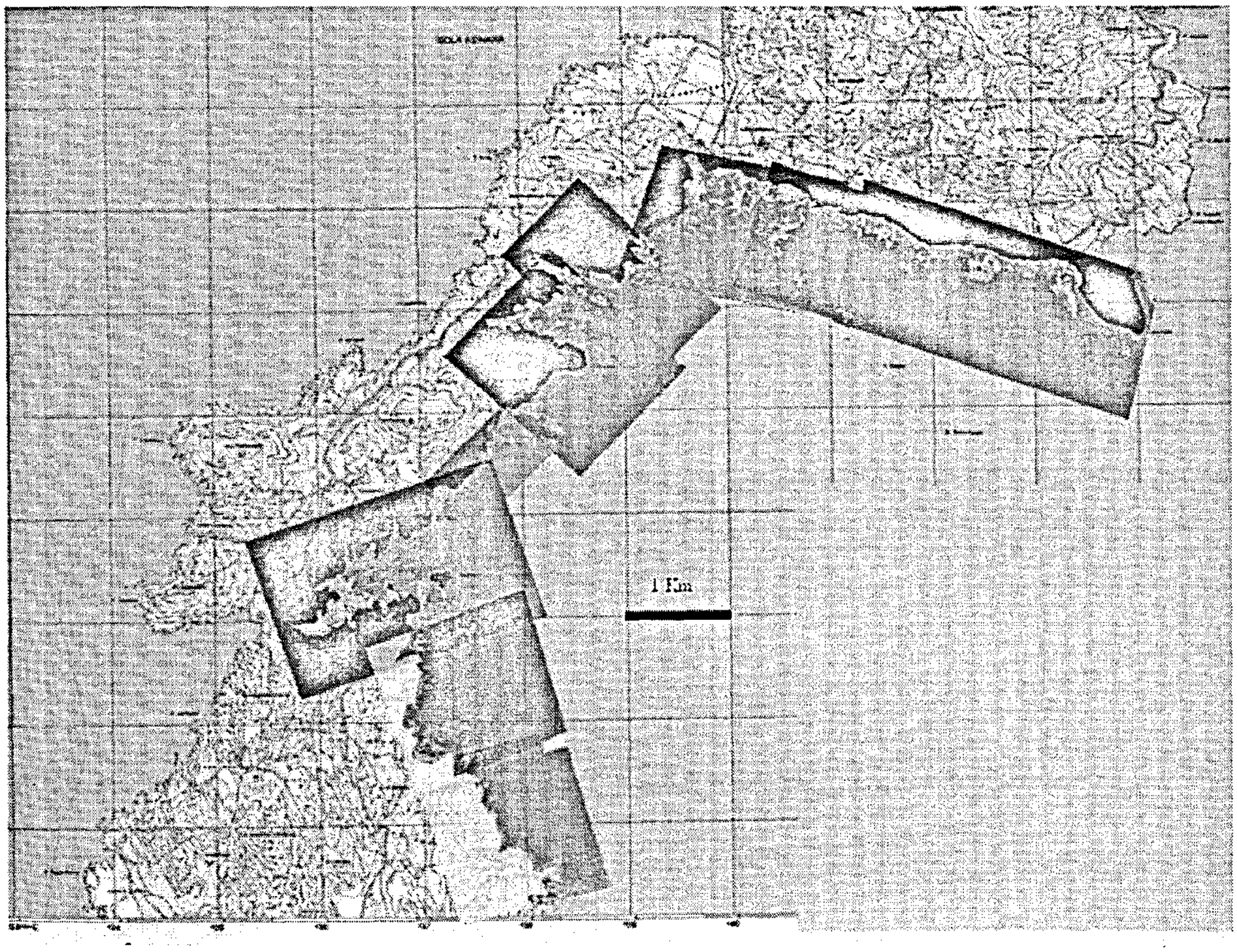
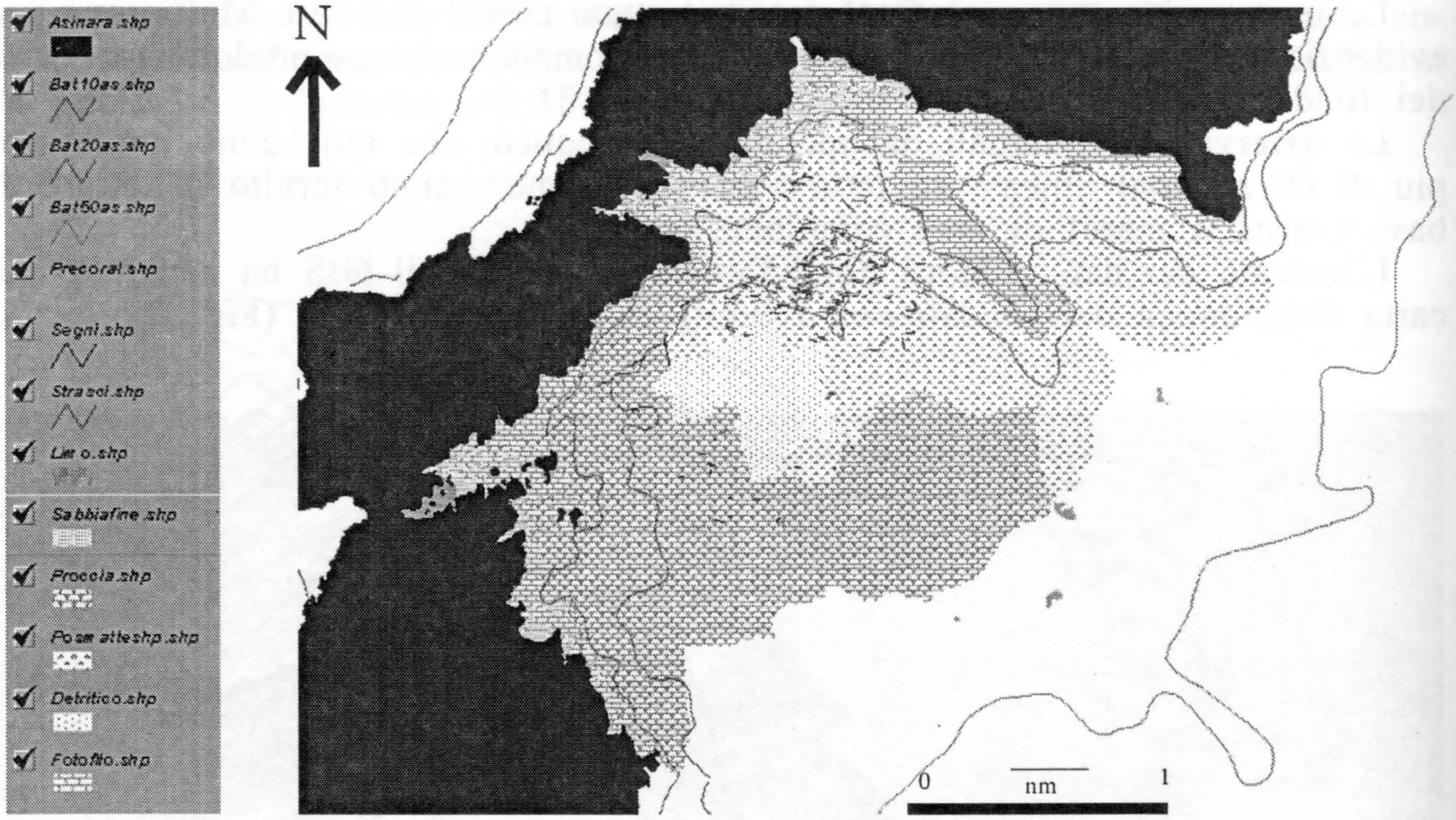


Fig. 4 - Le foto aeree sono state georeferenziate e trattate con il software Multiscope per analizzare ed accentuare i cromatismi; sucessivamente vengono assemblate e sovrapposte alla carta IGM.

Aerial photographs has been georeferenced, processed with Multiscope software for color analysis and enhancing, and putted in a mosaic on IGM map.

Il risultato ottenuto ha dimostrato che tale apparato è affidabile e soprattutto ha permesso una notevole economia d'esercizio rispetto ai sistemi tradizionali. La possibilità di osservare simultaneamente sia il tracciato SSS sia la ripresa televisiva ha consentito di effettuare modifiche al piano di campionamento, intensificando o diradando la campionatura dei subacquei secondo l'occorrenza.

Rispetto alle informazioni precedenti, i risultati prodotti mostrano un dettaglio maggiore ed hanno evidenziato nell'area situazioni di degrado da ancoraggio



legenda

Asinara.shp	-	terra ferma
Bat10as.shp	-	batimetrica -10
" 20	-	" -20
" 50	-	" -50
Precoral.shp	-	Biocenosi del Precoralligeno
Segni.shp	-	Solchi da ancoraggio
Strasci.shp	-	Solchi da pesca a strascico
Limo.shp	-	Fanghi superficiali
Sabbiafine.shp	-	Sabbie
Proccia.shp	-	Prateria a *P. oceanica* su roccia
Psm atte.shp	-	Prateria a *P. oceanica* su sabbia
Detritico.shp	-	Biocenosi dei fondi detritici costieri
Fotofilo.shp	-	Insieme dei biocenosi fotofile infralitorali di substrato duro

Fig. 5 - Output del Gis Arcwiew che assembla le informazioni provenienti dai diversi tematismi trattati e produce in questo caso una carta fisionomica dei fondali con la distribuzione di alcune biocenosi.

Arcview GIS output showing different layouts to generate a bottom map with some biocenosys.

e strascico di cui non traspariva la gravità (Pala *et al.*, 2001). Rispetto alla carta prodotta nel 1998 vi sono solo leggere differenze, ma i dati ottenuti dimostrano un'elasticità di utilizzo molto maggiore. La possibilità di sovrapporre i diversi layers ed associare ai punti significativi tabelle di tipo relazionale consente un continuo arricchimento dei dati. La cartografia assume così una plasticità temporale, caratteristica che non aveva precedentemente.

Conclusioni

Il sistema proposto crediamo possa rappresentare un utile strumento di indagine e gestione del territorio, rivolto non solo al mondo scientifico ma anche, e particolarmente, ad amministrazioni pubbliche ed enti di gestione. Il principale punto di forza consiste nella possibilità di investigare ampi tratti della regione costiera e di fornire in tempi estremamente ridotti le prime indicazioni necessarie per la gestione. Una volta strutturato, il sistema informativo territoriale può inoltre essere costantemente aggiornato con informazioni di maggiore dettaglio che vengono integrate con le precedenti per fornire nuovi risultati. Questo permette un significativo abbattimento dei costi che spesso rappresentano un consistente fattore limitante nella ricerca.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D. (1992) - Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza. *Oebalia*, **17** (Suppl.): 441-452.

COSSU A., GAZALE V., ORRÙ P., PALA D., PUDDU A. (2000) - Lineamenti morfologici e cartografia dei popolamenti bentonici di Rada della Reale nell'isola dell'Asinara (Sardegna NW), *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 478-487.

FISH J.P., CARR H.A. (1990) - *Sound Underwater Images – A guide to the generation and interpretation of side scan sonar data*. Lower Cape Publishing Orlenas, MA.

NORRIS J.G., WYLLIE-ECHEVERRIA S., MUMFORD T., BAILEY A., TURNER T. (1997) - Estimatine basl area coverage of subtidal seagrass beds using underwater videography. *Aquatic Botany*, **58**: 269-287.

PALA D., COSSU A., GAZALE V. (2001) - Evidenza di attività illegali di pesca a strascico nella rada della reale (Parco Nazionale dell'Asinara). *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 684-686.

PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (1998) - Mapping of *Posidonia oceanica* usin aerial photographs and side scan sonar: application off the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf sciences,* **47**: 359-367.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F. (1995) - Utilisation de l'herbier a *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu *littoral* en Méditerranée : état de connaissance. *Mésogée,* **54**: 3-27.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 660-664

G. Fabi, F. Grati, A. Lucchetti, G. Scarcella

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLE CATTURE DI *SEPIA OFFICINALIS* CON TRE ATTREZZI DA POSTA IN MEDIO ADRIATICO

PRELIMINARY RESULTS ON THE CATCHES OF SEPIA OFFICINALIS *OBTAINED WITH THREE SET GEARS IN THE CENTRAL ADRIATIC SEA*

Abstract

Efficiency and catch composition of three set gears (trammel net, traps and fyke nets) commonly used by professional fishermen to catch Sepia officinalis (Mollusca, Cephalopoda) were evaluated through fishing samplings carried out both on a sand-rocky and on a sandy seabed in the central Adriatic sea. The trammel net was the most efficient gear for the catch of S. officinalis on the sand-rock, while traps and fyke nets gave the highest catch rates on the sand. Independently from the type of bottom, these two last gears showed the highest species selectivity.

Key-words: *Cuttlefish, fyke net, trap, trammel net, Adriatic sea.*

Introduzione

Nell'area costiera adriatica, durante la sua migrazione primaverile verso la costa, *Sepia officinalis* Linneo, 1758 diviene un'importante risorsa per la piccola pesca locale che utilizza, per la sua cattura, tremagli, nasse e cogolli. Al fine di ampliare le conoscenze scientifiche riguardanti la composizione quali-quantitativa delle catture di questi tre attrezzi e comparare la loro efficienza ed il loro impatto sia sulla specie bersaglio che su quelle accessorie, è in corso uno studio finanziato dalla Commissione Europea. In questo contesto vengono riferiti i risultati ottenuti durante il primo anno di indagine.

Materiali e metodi

Lo studio è condotto in due aree costiere del medio Adriatico, di cui una posta a 1,5 mn a Sud di Ancona su un fondo misto roccia-sabbia (8-10 m di profondità) e l'altra a 13 mn a Nord di Ancona su fondo sabbioso (4-12 m). In ciascuna area i campionamenti di pesca sono stati condotti contemporaneamente con una rete tremaglio, un calo di nasse e un calo di cogolli con caratteristiche analoghe a quelli usati dai pescatori professionisti e lunghezza di 300 m ciascuno (Fig. 1). Poiché nelle marinerie locali sia le nasse che i cogolli vengono armati sul trave portante a circa 15 m l'uno dall'altro, ne consegue che i cali utilizzati includevano entrambi 20 unità. Gli attrezzi venivano calati in acqua simultaneamente e salpati dopo 24 h. L'approccio sperimentale di utilizzare cali della stessa lunghezza e per uno stesso periodo di permanenza in mare è stato scelto al fine di confrontare i rendimenti di tre attrezzi con caratteristiche tecniche e modalità di cattura differenti, per i quali gli unici fattori comuni

sono l'ingombro lineare in mare e il tempo di pesca. Nel periodo aprile-giugno 1999 sono stati condotti 12 campionamenti in ciascuna zona. Le catture dei tre attrezzi sono state suddivise in: a) specie bersaglio (*S. officinalis*); b) by-catch (specie accessorie di valore commerciale); c) scarto (frazione della cattura priva di interesse commerciale comprendente sia specie non eduli che specie commerciabili danneggiate o di piccola taglia). Gli esemplari di *S. officinalis* sono stati misurati al ½ cm inferiore (lunghezza mantello) e pesati singolarmente (al grammo inferiore), mentre per ogni specie appartenente al by-catch e allo scarto è stato rilevato numero di individui e peso totale. I rendimenti di pesca sono stati riportati come numero di individui e peso riferiti ad un giorno di pesca (24 h) e 300 m di attrezzo. Le lunghezze medie delle seppie catturate con i tre attrezzi nei vari mesi sono state confrontate con l'Analisi di Varianza a 2 vie (ANOVA; Snedecor e Cochran, 1967) previa verifica del rispetto delle ipotesi di normalità distributiva dei dati (test di Kolmogorov-Smirnov; Lindman, 1992) e di omoschedasticità (test di Bartlett; Lindman, 1992). Quando l'ANOVA è risultata significativa ($P<0,05$), il confronto binario tra medie dei gruppi è stato effettuato con il test Tukey HSD.

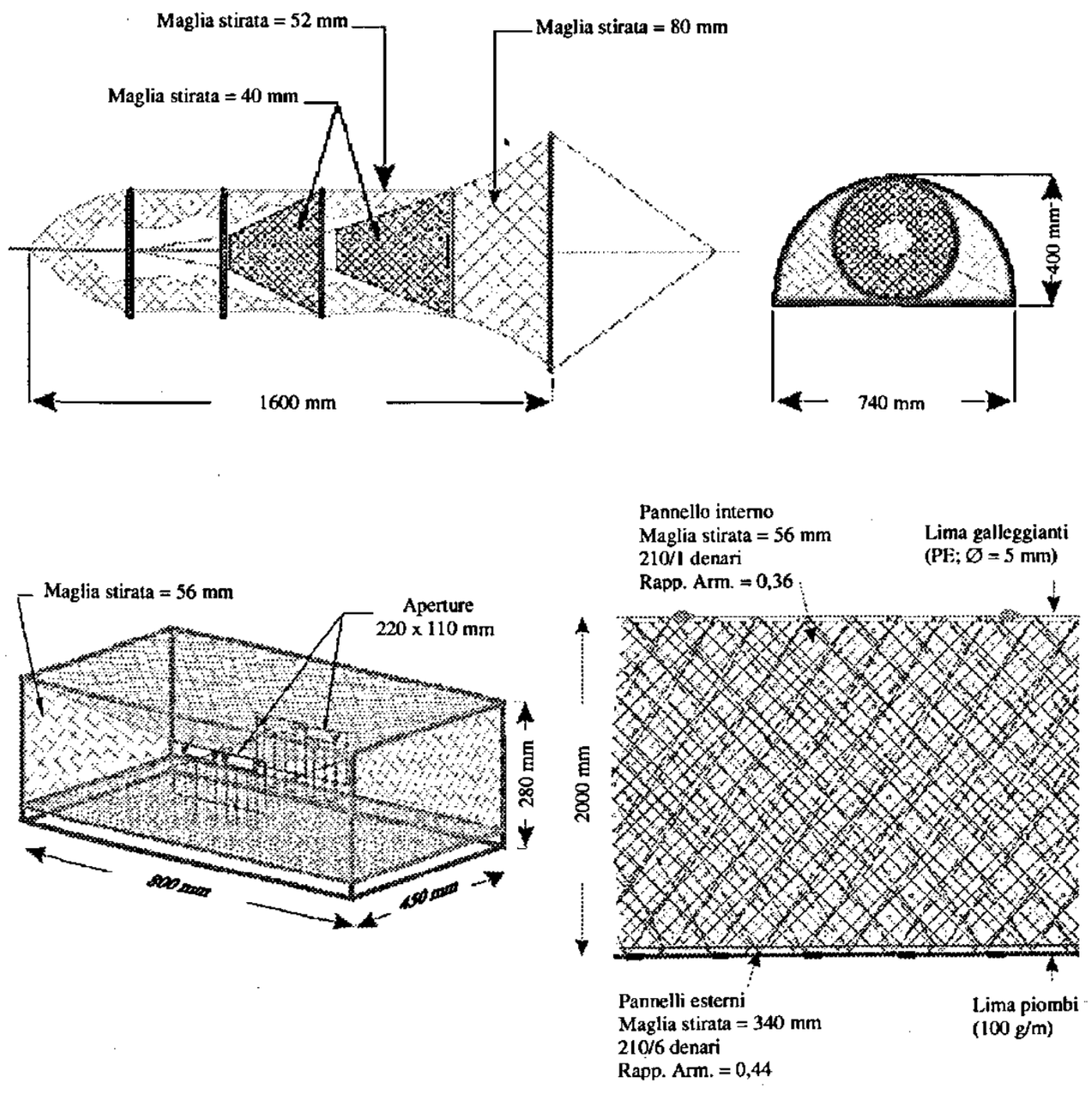


Fig. 1 - Schema degli attrezzi utilizzati per i campionamenti.
A = cogollo;
B = nassa;
C = tremaglio.
The three types of gear used for sampling:
A = fyke net;
B = trap;
C = trammel net.

Risultati

Il numero di specie catturato dai diversi attrezzi è stato generalmente più elevato sul fondo misto, dove si sono registrati anche i maggiori rendimenti di pesca sia complessivi che della specie bersaglio (Tab. 1). In entrambi i siti la

Tab. 1 - Lista faunistica delle specie catturate con i tre attrezzi nelle due aree e relativi rendimenti di pesca in numero di individui (N. ind/giorno/300m) e peso (kg/giorno/300m).

Faunistic list of species caught by three gears in two areas and catch rates in terms of specimens (n° ind/day/300 m) and weight (kg/day/300 m).

		SABBIA						SABBIA - ROCCIA					
		COGOLLI		NASSE		TREMAGLIO		COGOLLI		NASSE		TREMAGLIO	
	SPECIE	N ind.	P (kg)	N ind.	P (kg)	N ind.	P (kg)	N ind.	P (kg)	N ind.	P (kg)	N ind.	P (kg)
BERSAGLIO	***Sepia officinalis***	**5,2**	**1,53**	**6,5**	**2,56**	**1,5**	**0,48**	**10,3**	**2,90**	**15,4**	**6,49**	**36,8**	**14,59**
BY-CATCH	*Belone belone*					0,2	0,03						
	Conger conger							0,2	0,16				
	Diplodus annularis							0,1	0,01				
	Diplodus sargus					0,1	0,01					0,1	0,01
	Eriphia verrucosa							0,1	0,01			0,3	0,04
	Lithognathus mormyrus					0,4	0,10	0,1	0,03			2,1	0,51
	Liza aurata					0,2	0,06					0,1	0,05
	Liza ramada					1,6	0,66					0,9	0,37
	Liza saliens					0,1	0,03					0,1	0,04
	Loligo vulgaris					0,1	0,03					0,1	0,03
	Octopus vulgaris							0,2	0,33				
	Penaeus kerathurus					0,9	0,03					0,5	0,02
	Psetta maxima											0,3	0,13
	Raja asterias					0,1	0,02						
	Scomber scombrus					0,1	0,02						
	Scorpaena porcus											0,3	0,03
	Solea impar					1,8	0,09					0,6	0,04
	Solea vulgaris					2,9	0,24					0,4	0,06
	Sparus auratus					0,1	0,01						
	Squilla mantis					18,8	0,77						
	Trachurus mediterraneus					0,1	0,01						
	Trigla lucerna					0,1	0,01						
	Umbrina cirrosa					0,1	0,01						
	TOTALE					**27,6**	**2,11**	**0,6**	**0,55**			**5,6**	**1,32**
SCARTO	*Alosa fallax*					0,8	0,19					1,6	0,24
	Bolinus brandaris					0,1	*	1,0	0,02	0,8	0,02	0,8	0,02
	Boops boops					1,3	0,08					0,3	0,02
	Diplodus annularis	0,4	0,03			0,5	0,01	0,1	0,01			0,1	*
	Echiichthys vipera					0,4	0,01					0,6	0,01
	Engraulis encrasicolus					2,4	0,02					0,3	*
	Eriphia verrucosa					0,1	0,01						
	Gobius niger	1,7	0,05	1,6	0,05			0,1	*			0,1	*
	Haliotis tuberculata											0,1	*
	Hexaplex trunculus											0,2	0,01
	Hippocampus guttulatus									0,1	*		
	Inachus phalangium											0,3	*
	Liocarcinus arcuatus											0,1	*
	Liocarcinus vernalis	13,5	0,19	10,2	0,13	437,5	6,14	1,8	0,03	0,3	0,01	254,8	3,68
	Lithognathus mormyrus											0,1	-
	Liza ramada					0,1	0,03					0,2	0,08
	Liza saliens					0,1	0,01						
	Maja crispata							0,8	0,06	0,4	0,02	45,1	3,39
	Merlangius merlangus					0,3	*						
	Mullus barbatus											0,1	-
	Mytilus galloprovincialis											-	0,11
	Pagellus erythrinus											0,1	-
	Palaemon xiphias							0,1	*				
	Pilumnus hirthellus											0,2	*
	Pisa armata											0,2	*
	Psetta maxima					0,1	*					0,1	*
	Rapana venosa											0,1	0,02
	Sardina pilchardus					9,9	0,24					0,1	0,01
	Scomber sp					0,1	*						
	Scorpaena porcus							0,1	0,01				
	Solea impar			0,1	0,01	0,3	0,01					0,3	-
	Solea vulgaris											0,2	-
	Solea spp											0,1	-
	Spicara flexuosa					2,3	0,08						
	Squilla mantis			0,1	*	0,8	0,03					0,4	0,02
	Symphodus roissali											0,2	*
	Symphodus tinca											0,1	*
	Trachinus draco											0,7	0,01
	Trigla lucerna					4,2	0,05					1,8	0,03
	Umbrina cirrosa					0,1	*						
	Xantho poressa											0,1	*
* < 0.01 kg	**TOTALE**	**15,6**	**0,27**	**11,9**	**0,18**	**461,4**	**6,91**	**3,9**	**0,13**	**1,7**	**0,05**	**308,8**	**7,68**

cattura totale più elevata è stata ottenuta con il tremaglio seguito, nell'ordine, da nasse e cogolli. L'unica eccezione si è avuta sul fondo sabbioso, dove i cogolli hanno catturato un numero superiore di individui rispetto alle nasse.

Sul fondo misto *S. officinalis* ha sempre predominato la cattura in termini di peso, con valori compresi tra il 61,9% (tremaglio) e il 99,3% (nasse; Tab. 1); in numero, invece, nel tremaglio ha prevalso lo scarto (87,9%), per la cospicua presenza di *Liocarcinus vernalis*. Il by-catch, assente nelle nasse, è risultato poco importante anche nei cogolli (3,4%), dove è stato costituito principalmente da *Octopus vulgaris* e *Conger conger*, e nel tremaglio (1,6%), nel quale è stato rappresentato soprattutto da *Lithognathus mormyrus* e *Liza ramada*. Per *S. officinalis* la rete ha dato catture 2,5 e 4-5 volte più elevate di quelle delle nasse e dei cogolli rispettivamente (Tab. 1). La lunghezza media delle seppie catturate con le nasse si è rivelata maggiore rispetto a quella degli individui pescati con gli altri attrezzi (Fig. 2); la differenza è risultata altamente significativa con i cogolli ($P<0,01$) e significativa con il tremaglio ($P=0,049$). Da aprile a giugno è stata inoltre rilevata una riduzione altamente significativa della taglia media tra un mese e l'altro ($P<0,01$; Fig. 2).

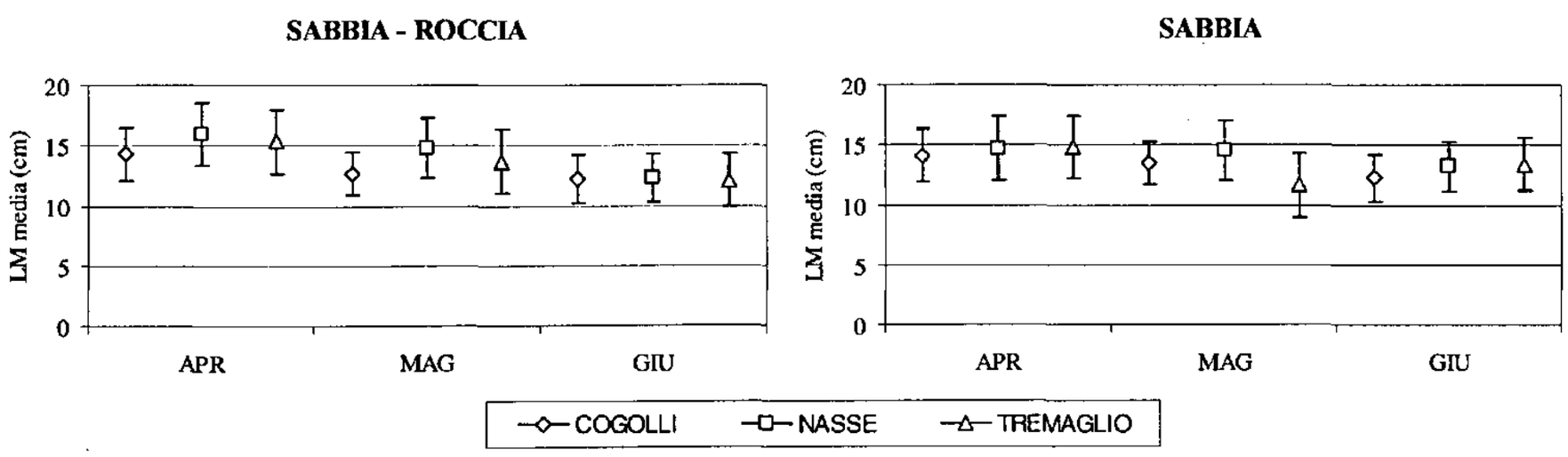


Fig. 2 - Andamento mensile delle taglie medie (± dev. st.) delle catture di *S. officinalis* ottenute nelle due aree con i tre attrezzi.

Monthly pattern of size averages (± st. dev.) of S. officinalis caught in two areas by three gears.

Sul fondo sabbioso *S. officinalis* ha rappresentato la frazione maggiore della cattura in peso solo per nasse e cogolli (99,3% e 85,0% rispettivamente). Numericamente invece, lo scarto ha sempre predominato, variando dal 64,7% nelle nasse al 94,1% nel tremaglio dove, anche in questo caso, era costituito principalmente da *L. vernalis*. Il by-catch, assente nei due tipi di trappole, ha rappresentato il 22,2% in peso e il 5,6% in numero delle catture del tremaglio, dove è stato dominato da *Squilla mantis*. In questo sito la nassa è risultata l'attrezzo più efficiente per *S. officinalis*, seguita dal cogollo ed infine dal tremaglio (Tab. 1). Le taglie medie delle catture dei tre attrezzi non sono risultate statisticamente differenti ($P=0,09$), mentre hanno subìto un decremento significativo tra aprile e maggio ($P=0,042$) e altamente significativo tra aprile e giugno ($P=0,003$).

Conclusioni

Considerando le catture di *S. officinalis*, i risultati sin qui raggiunti hanno permesso di verificare, come asserito dai pescatori locali, l'elevata efficienza del

tremaglio su fondo misto (roccia-sabbia) e della nassa e cogollo su sabbia. Una possibile spiegazione di tale fenomeno risiede nell'etologia della specie, che attacca le uova su supporti idonei. Mentre sul fondo misto tali supporti possono essere facilmente reperibili, sul substrato mobile questo ruolo è svolto dalle nasse e dai cogolli sui quali si rinvengono spesso numerose uova di seppia. Dallo studio è emerso però che questi due attrezzi, contrariamente a quanto tradizionalmente ritenuto, consentono buoni rendimenti di pesca anche su fondo misto. Essi, inoltre, hanno sempre mostrato una maggiore selettività specifica verso *S. officinalis* rispetto alla rete tremaglio, come evidenziato dalla scarsa presenza del by-catch e dello scarto nelle catture, risultando perciò particolarmente idonei per la pesca di questo cefalopode.

Bibliografia

LINDMAN H.R. (1992) - *Analysis of variance in experimental design.* Springer-Verlag, New York: 531 pp.

PIERCE G.J., GUERRA A. (1994) - Stock assessment use for cephalopod fisheries. *Fish. Res.*, **21**: 255-285.

SNEDECOR G.W., COCHRAN W.G. (1967) - *Statistical methods.* Iowa State University Press, Ames: 593 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 665-669

E. MAGALETTI, C.R. FERRARI*, F. GIOVANARDI, A.M. CICERO, L. MANZUETO, C. MAZZIOTTI*, F. SAVELLI, A. SCARPATO, A. RINALDI

ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
*ARPAER - Struttura Oceanografica Daphne - 47042 Cesenatico, Italia.

INDAGINE PRELIMINARE SULL'ANDAMENTO DELL'INDICE TROFICO (TRIX) E SULLA COMPOSIZIONE QUALI-QUANTITATIVA DEL FITOPLANCTON NEL TIRRENO CENTRO-SETTENTRIONALE (PRIMAVERA-ESTATE 1999)

A PRELIMINARY INVESTIGATION ON TROPHIC INDEX (TRIX) AND PHYTOPLANKTON COMPOSITION IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA (SPRING-SUMMER 1999)

Abstract

Two oceanographic surveys were carried out on March and July 1999 from Genoa to Naples, to perform a preliminary investigation on the spatial and temporal variability of Trophic Index (TRIX) and phytoplankton taxonomic composition and biomass of Lygurian and Tyrrhenian coastal waters. The results obtained allowed us to identify areas at higher 'eutrophic risk' and the species responsible of algal blooms.

Key-words: *trophic status, phytoplankton, coastal waters, index.*

Introduzione

Il monitoraggio delle caratteristiche fisico-chimiche e biologiche delle acque costiere superficiali, accompagnato dalla messa a punto e dall'applicazione di indici ed indicatori opportunamente identificati, rappresenta un valido strumento per il raggiungimento di un'adeguata conoscenza dello stato trofico delle acque costiere italiane. L'applicazione dell'Indice Trofico TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) consente la definizione dei livelli trofici costieri in termini quantitativi rendendo possibile un confronto tra diverse situazioni spazio-temporali. L'analisi quali-quantitativa del fitoplancton fornisce ulteriori informazioni sullo stato dell'ecosistema marino, in relazione all'andamento stagionale delle fioriture e alle loro caratteristiche.

Al fine di approfondire l'approccio alla classificazione delle acque costiere italiane, basata sulle loro caratteristiche trofiche, è stata condotta un'indagine preliminare nel Tirreno Centro-Settentrionale nei mesi di marzo e luglio 1999.

Materiali e metodi

L'indagine oceanografica ha interessato l'area tirrenica compresa tra Genova e Portici con attività di campionamento di acque superficiali e misure fisico-chimiche a 500 m ed a 3000 m dalla costa. La strategia di campionamento adottata era finalizzata ad individuare situazioni trofiche diverse: sbocchi fluviali ad elevato apporto di nutrienti; tratti costieri urbanizzati e aree portuali; aree a minore impatto antropico.

I profili di temperatura, salinità e ossigeno disciolto sono stati ottenuti con CTD Sea Bird 911 Plus, mentre la clorofilla 'a' è stata determinata con fluorimetro Sea Tech. Sui campioni di acque superficiali è stata effettuata l'analisi dei nutrienti ($P\text{-}PO_4$, $N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, PT, NT) con metodo spettrofotometrico e l'analisi quali-quantitativa della composizione fitoplanctonica con metodo Utermöhl. Il fitoplancton osservato è stato suddiviso in Diatomee, Dinoflagellati ed Altre (fitoflagellati con diametro di 2-10 µm) ed è stato identificato a livello di genere o specie.

L'Indice Trofico TRIX è stato calcolato come segue (Vollenweider *et al.*, 1998):

$$TRIX = [Log([Chl]*[D\%O]*[PT]*[DIN]) + 1.5]/1.2;$$

dove chl = clorofilla 'a' in µg/L; D%O = deviazione, in valore assoluto, di ossigeno disciolto dal 100% di saturazione; PT = fosforo totale in µg/L; DIN = azoto inorganico disciolto in µg/L.

Risultati e conclusioni

Tab. 1 - Stazioni di campionamento e valori dell'Indice Trofico TRIX a 500 m e 3000 m dalla costa per le campagne di marzo e luglio 1999.
Sampling stations and Trophic Index (TRIX) values on March and July 1999 at 500 m and 3000 m offshore.

		TRIX Marzo		TRIX Luglio	
Località	**Stazioni**	**500 m**	**3000 m**	**500 m**	**3000 m**
Genova	GE	3,44	3,71	5,19	3,81
Portofino	POR	3,65	3,56	2,99	2,82
Chiavari	CHI	3,88	3,84	2,61	2,8
Levanto	LEV	2,88	2,27	2,97	2,62
Fiume Magra	MAG	4,13	3,64	3,78	2,84
Viareggio	VIA	3,8	3,6	3,7	3,11
Fiume Arno	ARN	3,13	4,29	4	3,82
Livorno	LIV	3,58	3,13	n.d.	3,92
Fiume Cecina	CEC	3,56	4,2	2,53	2,44
Piombino	PIO	3,6	3,67	2,47	2,5
Castiglion della Pescaia	CAST	3,43	3,63	1,82	1,83
Fiume Ombrone	OMB	3,15	3,76	2,78	2,59
Fiume Albenga	ALB	4,26	4,09	3,06	2,64
Montalto di Castro	MON	5,25	4,98	2,62	2,63
Civitavecchia	CIV	5,7	5,47	2,83	2,6
Fiume Tevere	TEV	6,45	5,63	4,97	4,89
Anzio	ANZ	4,46	3,48	2,73	3,06
Circeo	CIR	5,14	3,83	3,1	2,49
Gaeta	GAET	5,83	5,53	3,6	3,88
Fiume Garigliano	GAR	5,73	5,32	4,87	2,96
Fiume Volturno	VOL	6,85	6,31	3,45	3,63
Pozzuoli	POZ	4,55	4,3	3,31	3,31

A marzo (Fig. 1), il fitoplancton totale raggiunge la massima densità in corrispondenza della stazione Montalto di Castro a 500 m dalla costa (5×10^6 cell/L) ed un secondo picco di minore ampiezza viene osservato alla foce del Volturno (4×10^6 cell/L). In generale, le stazioni centro-meridionali sono caratterizzate da una più elevata concentrazione fitoplanctonica rispetto a quelle settentrionali; l'unica località del Tirreno settentrionale con una apprezzabile biomassa algale è quella corrispondente alla foce dell'Arno (1.66×10^6 cell/L a 3000 m dalla costa).

I popolamenti di Diatomee più abbondanti appartengono ai generi *Chaetoceros*, *Rhizosolenia*, *Leptocylindrus* (*danicus* e *minimum*) ed in misura minore alle specie *Nitzschia seriata*, *Thalassionema nitzschioides*, *Asterionella japonica*, *Eucampia cornuta*. Il genere *Chaetoceros* è quello riscontrato più comunemente (max 1.55×10^6 cell/L).

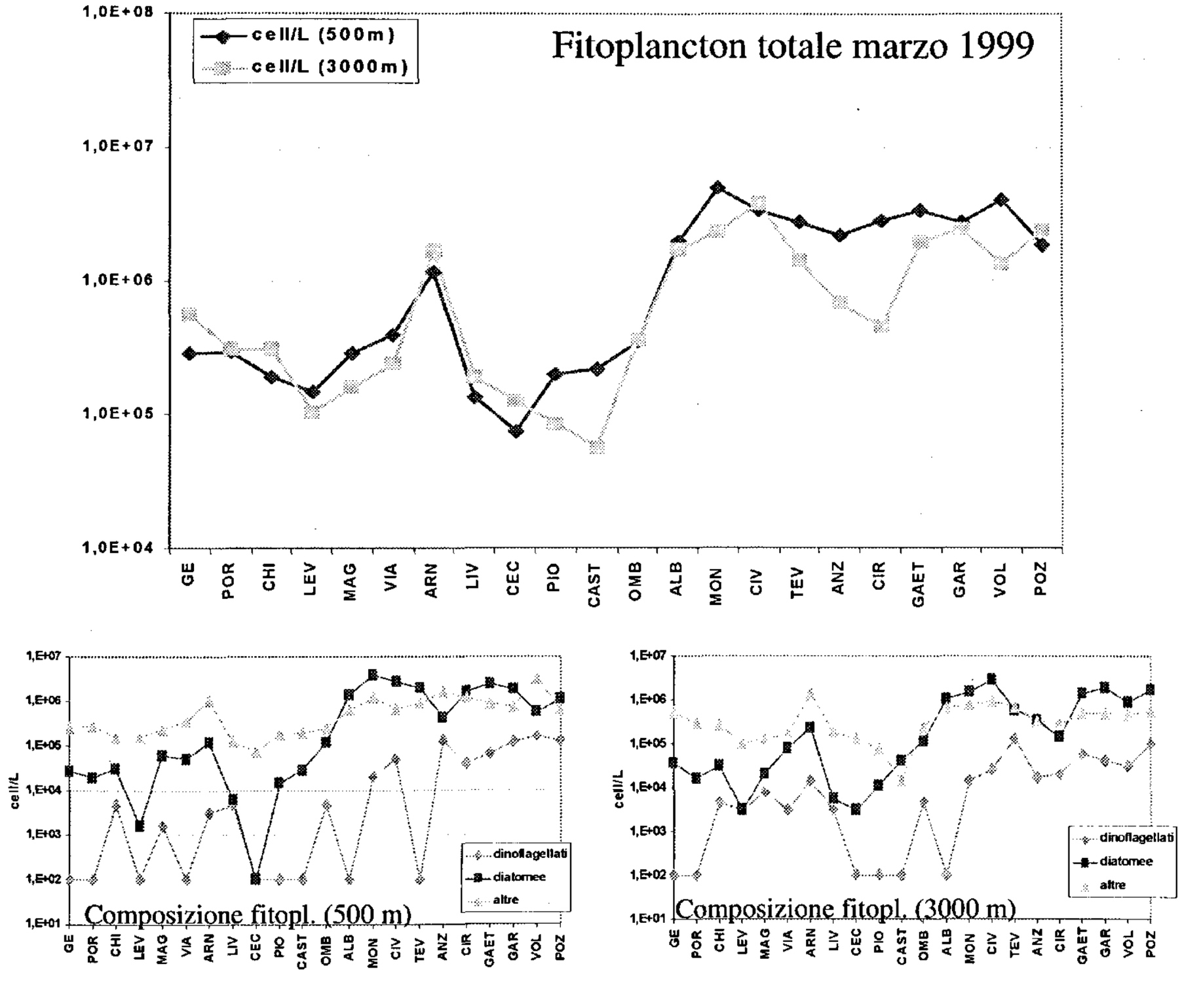


Fig. 1 - Andamenti fitoplanctonici nel mese di marzo.
Phytoplankton biomass and composition on March.

Le Diatomee rappresentano la frazione fitoplanctonica dominante in quasi tutte le stazioni meridionali e centro-settentrionali fino alla foce del fiume Ombrone, raggiungendo una densità massima di 3.84×10^6 cell/L a Montalto di Castro, mentre più a nord si evidenzia la preponderanza di fitoflagellati non appartenenti alla classe Dinophyceae. La massima concentrazione di fitoflagellati viene però osservata alla foce del Volturno ed è pari a 3.30×10^6 cell/L. I Dinoflagellati presentano una densità di almeno un ordine di grandezza inferiore rispetto agli altri due gruppi in tutta l'area esaminata (valori massimi 1.66×10^5 alla foce del Volturno e 1.33×10^5 a Pozzuoli e ad Anzio) e sono rappresentati dai generi *Prorocentrum*, *Gonyaulax*, *Ceratium*. Non è stata osservata la presenza di specie produttrici di biotossine DSP appartenenti al genere *Dynophysis*.

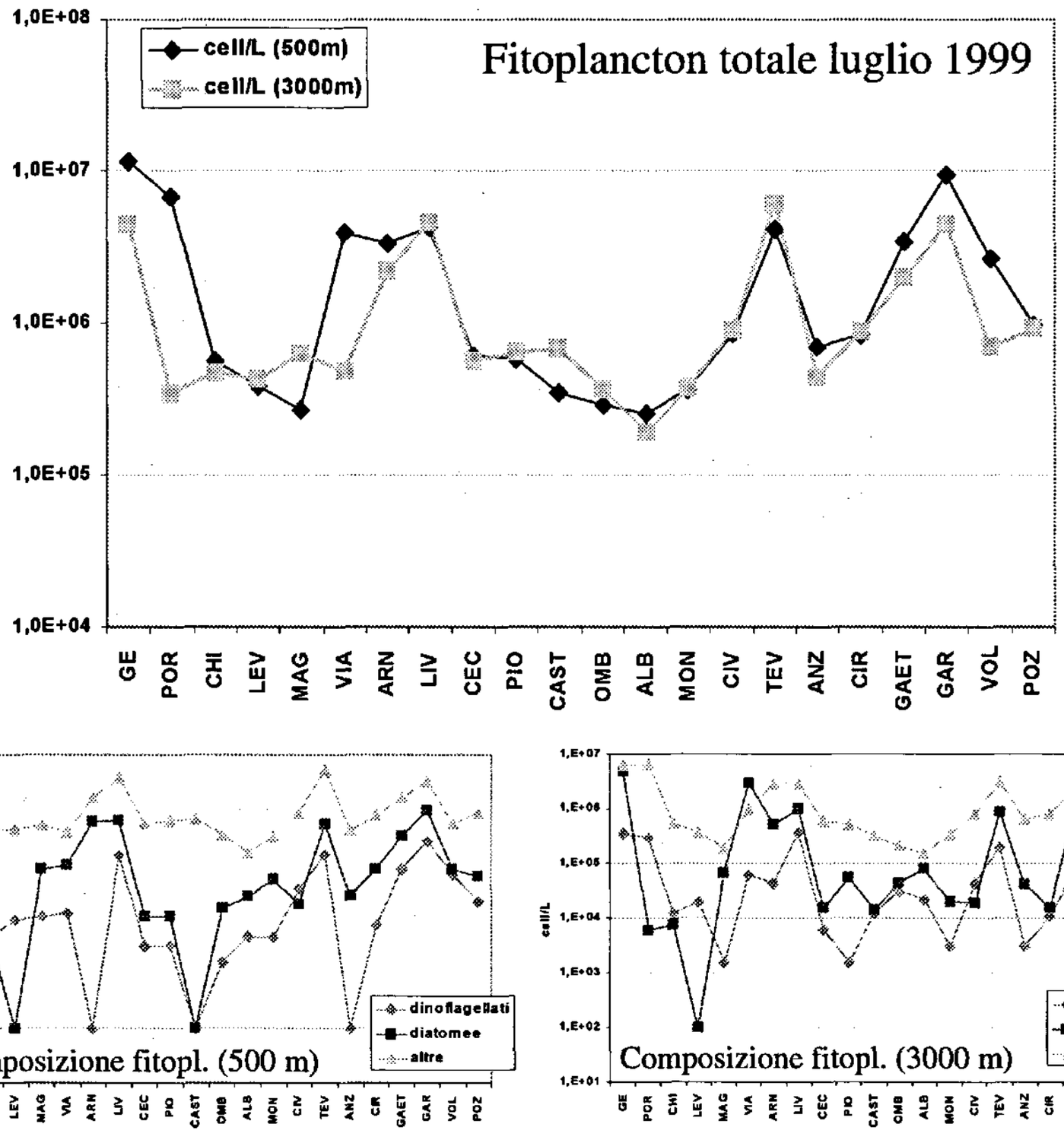


Fig. 2 - Andamenti fitoplanctonici nel mese di luglio.
Phytoplankton biomass and composition on July.

A luglio (Fig. 2), i popolamenti a Diatomee presentano un generale decremento rispetto alla situazione primaverile, soprattutto nelle stazioni più meridionali. Uniche eccezioni sono rappresentate da Genova e Viareggio, con concentrazioni rispettivamente di 4.86×10^6 cell/L e 2.93×10^6 cell/L. Le popolazioni più abbondanti sono costituite da *Leptocylindrus* sp., *Skeletonema costatum*, *Rhizosolenia* sp. I fitoflagellati (2-10 μm) costituiscono la frazione algale dominante, raggiungendo densità massime, a 500 m dalla costa, pari a 8.15×10^6 cell/L alla foce del Garigliano e 6.61×10^6 cell/L a Genova. La loro biomassa si mantiene elevata anche a 3000 m dalla costa (5.47×10^6 cell/L Tevere; 3.87×10^6 cell/L Livorno; 3.22×10^6 cell/L Garigliano). Anche la concentrazione di dinoflagellati (*Prorocentrum* sp., *Protoperidinium* sp., *Ceratium* sp.) appare più alta rispetto a quella osservata a marzo: 4.00×10^5 Garigliano; 3.67×10^5 Livorno; 3.50×10^5 Genova. La biomassa fitoplanctonica totale a luglio non presenta un distinto trend nord-sud, ma valori puntuali elevati in corrispondenza di Genova (1.18×10^7 cell/L a 500 m), Viareggio (3.96×10^6 cell/L a 500 m), Livorno (4.65×10^6 cell/L a 3000 m), foce del Tevere (6.17×10^6 cell/L a 3000 m) e foce del Garigliano (9.47×10^6 cell/L a 500 m).

I valori dell'indice trofico sono riportati in Tab. 1.

Lo studio in esame ha consentito di verificare l'efficacia dell'indice TRIX a rappresentare situazioni che possono essere definite a "rischio eutrofico". I valori dell'indice compresi tra 5 e 6 unità di TRIX (stato mediocre, acque molto produttive, ex Allegato 1 punto 5.3 del DLgs. 152/99 e successive modifiche e integrazioni) sono stati riscontrati nel mese di marzo in molte stazioni del litorale laziale e campano in corrispondenza degli sbocchi fluviali (Tevere, Volturno, altri fiumi minori). Sempre nella stessa campagna, condizioni di stato trofico mediamente elevato sono state rilevate anche lungo il litorale versiliese, a causa dell'influenza degli apporti provenienti dall'Arno che interessano essenzialmente l'area a nord della foce. Nella campagna di luglio i valori dell'indice trofico sono risultati in generale più bassi, come conseguenza del minore afflusso a mare di acque dolci continentali. Valori compresi fra 4 e 5 unità di TRIX sono stati registrati solamente in corrispondenza dei principali sbocchi fluviali (Arno, Tevere e Garigliano); negli altri tratti costieri considerati le condizioni trofiche sono risultate quelle tipiche delle acque costiere tirreniche, caratterizzate da scarsa o moderata produttività.

Complessivamente, i valori assunti dall'indice trofico nei periodi considerati riflettono la stagionalità degli incrementi microalgali, con densità fitoplanctoniche elevate nel periodo primaverile e con una stasi nel periodo estivo, ad eccezione dei tratti costieri antistanti le principali foci fluviali.

Bibliografia

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1998) - Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, **9**: 329-357.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 670-674

C. MAZZIOTTI*, A. GHETTI*, E. MAGALETTI**, F. GIOVANARDI**,
A.M. CICERO**, G. MONTANARI*, A. RINALDI**

*ARPAER-Struttura Oceanografica Daphne - V.le Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico, Forlì, Italia.
**ICRAM - 00166 Roma, Italia.

VARIAZIONI QUALI-QUANTITATIVE DEL FITOPLANCTON NELLE CAMPAGNE OCEANOGRAFICHE EFFETTUATE IN APPLICAZIONE DELL'INDICE TROFICO (TRIX) NELL'ALTO E MEDIO ADRIATICO NEL 1998 E 1999

QUALITATIVE AND QUANTITATIVE VARIATIONS OF PHYITOPLANKTON IN THE OCEANOGRAPHIC CRUISES FOR THE TRIX-INDEX-STUDY IN THE ADRIATIC SEA DURING 1998 AND 1999

Abstract

For a better understanding of the environmental status of Adriatic Sea coastal waters, we have considered the qualitative and quantitative variations of phytoplankton biomass. The analysis of microalgae has shown a negative north-south gradient, that is also confirmed by the TRIX Index values.

Key-words: *phytoplankton, TRIX.*

Introduzione

Al fine di completare il quadro informativo sullo stato ambientale delle acque marine costiere dell'Alto e Medio Adriatico sono state considerate le variazioni delle biomasse fitoplanctoniche nelle due campagne oceanografiche effettuate da ICRAM in applicazione dell'indice trofico (TRIX) nell'ottobre 1998 e nel luglio 1999.

Materiali e metodi

Le due campagne oceanografiche hanno interessato rispettivamente il tratto Venezia-Lesina nell'ottobre 1998 (giorni 13-17) ed il tratto Trieste-Manfredonia nel luglio-agosto 1999 (giorni 26 luglio-4 agosto).

In 78 stazioni nella prima campagna e in 101 stazioni nella seconda (Tab. 1) sono stati eseguiti profili verticali di temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH utilizzando una sonda multiparametrica Idronaut mod. Ocean Seven 316. Nei campioni di acqua raccolti in superficie si sono effettuate le determinazioni quali-quantitative del fitoplancton e le analisi dei nutrienti. La concentrazione di clorofilla "a" è stata determinata mediante l'impiego di un fluorimetro TURNER 10 AU installato a bordo del battello oceanografico Daphne.

Per la determinazione dei sali nutritivi ($P\text{-}PO_4$, $N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, P-tot, N-tot) sono state impiegate metodiche in uso (Strickland e Parsons, 1972) applicate ad un autoanalizzatore della "Bran Luebbe" mod. Traacs 800.

Per la determinazione del fitoplancton (Diatomee, Dinoflagellate ed altri fitoflagellati) è stato utilizzato un microscopio rovesciato a contrasto di fase a 400x applicando il metodo Uthermöhl (Uthermöhl, 1958).

Tab. 1 - Stazioni di campionamento e valori dell'Indice Trofico TRIX a 500 m e 3000 m nelle campagne 1998 e 1999.
Sampling stations and Trophic Index (TRIX) values at 500 m and 3000 m on 1998 and 1999.

Località	Stazione	1998 0.5 Km	1998 3 Km	1999 0.5 Km	1999 3 Km	Località	Stazione	1998 0.5 Km	1998 3 Km	1999 0.5 Km	1999 3 Km
Trieste	H			3,27	3,39	Ancona	14	3,45	3,65	3,19	3,72
Grado	G			4,36	3,40	Porto Recanati	15	4,32	3,57	3,99	3,70
Tagliamento	F			4,51	3,75	Civitanova	16	4,26	4,43	3,81	4,54
Piave	E			5,59	5,91	Porto S.Giorgio	17	4,46	4,35	4,28	3,63
Venezia	D	5,44	4,73	3,92	4,12	Pedaso	18	4,44	4,11	3,51	3,16
Malamocco	C	5,34	4,76	4,39	4,49	Tronto	19	4,65	3,48	3,49	3,43
Chioggia	B	4,88	5,76	4,51	4,32	Giulianova	20	4,14	4,00	3,96	3,90
Po di Levante	A	5,94	6,11	6,03	6,15	Montesilvano	21	5,26	2,93	3,07	2,83
Po di Pila	1	7,06	6,74	6,04	5,89	Pescara	22	5,85	4,78	4,64	3,82
Po della Gnocca	2	6,74	6,93	5,83	6,76	Ortona	23	4,69	4,58	4,12	3,46
Lido delle Nazioni	3	6,84	7,60	6,00	5,77	Torino di Sangro	24	4,43	4,04	2,68	2,82
Porto Garibaldi	4	6,44	4,92	4,48	3,80	Vasto	25	4,85	4,35	3,04	3,30
Ravenna	5	5,39	5,32	4,47	4,50	Termoli	26	4,01	4,30	4,24	2,30
Lido Adriano	6	6,48	5,24	5,20	4,81	Pietre Nere	27	3,94	3,87	1,99	1,54
Cesenatico	7	4,15	4,64	5,06	4,61	Lesina	28			1,99	2,06
Rimini	8	5,71	4,03	5,29	3,77	Varano	29			2,86	2,66
Cattolica	9	5,95	4,55	4,02	3,72	Peschici	30			2,58	1,87
Pesaro	10	3,94	4,24	3,78	3,87	Vieste	31			3,34	2,01
Fano	11	3,65	4,19	3,69	4,53	Pugnochiuso	32			3,54	2,75
Senigallia	12	4,38	4,45	4,68	4,24	Mattinata	33			2,49	2,75
Falconara	13	4,59	3,89	4,33	3,72	Manfredonia	34			4,10	3,22

L'Indice Trofico TRIX è stato calcolato come segue (Vollenweider et al., 1998):

$$TRIX = (Log[Cha \times |O\%D| \times DIN \times PT] - [-1.5]) / 1.2$$

dove **Cha**= clorofilla a in µg/L; **|O%D|**= ossigeno disciolto come deviazione in valore assoluto in percentuale dalla saturazione Ass[100 - O.D. %] = O. %D; **DIN**=azoto inorganico disciolto espresso in µg/L; **PT**=fosforo totale espresso in µg/L.

Risultati

Durante la campagna di ottobre 1998 l'andamento del fitoplancton totale evidenzia valori più elevati di biomassa microalgale nella zona settentrionale a ridosso del delta padano (valore max di $25.9x10^6$ cell/l rilevato nella st.1 a 500m).

Le Diatomee in questo periodo presentano in generale livelli di biomassa abbastanza contenuti, gli incrementi si localizzano nella zona settentrionale limitrofa al delta padano, in particolare nelle stazioni a 10000 m di distanza da costa (valore max di $4.7x10^6$ cell/l rilevato nella stazione a 10 Km da Porto Garibaldi) e sporadicamente in corrispondenza delle foci fluviali.

I popolamenti di diatomee nel periodo sono costituiti dai generi *Chaetoceros, Pseudo-nitzschia, Cyclotella, Leptocylindrus.* Tali associazioni si riscontrano in quasi tutta l'area esaminata, con la prevalenza del genere *Chaetoceros*, che nella st.4 raggiunge il valore di $4.7x10^6$ cell/l, ed in secondo luogo di *Pseudo-nitzschia.*

Le Dinoflagellate mostrano i valori più elevati nell'area settentrionale, prospiciente la costa emiliano-romagnola, con una distribuzione spaziale non uniforme. Tali incrementi di biomassa, a carattere di focolaio, sono sostenuti da *Lyngulodinium polyedra.*

I popolamenti del periodo sono costituiti, oltre che da *Lyngulodinium polyedra,* dai generi *Ceratium* (*Ceratium furca*, *Ceratium fusus*, *Ceratium macroceros*), tipici di questo periodo, *Protoperidinium*, *Prorocentrum* (*Prorocentrum micans*, *Prorocentrum minimum*).

Gli altri fitoflagellati, che rappresentano la frazione dominante, raggiungono i valori più elevati nelle stazioni settentrionali; nella zone meridionali gli incrementi sono per lo più in corrispondenza delle foci fluviali (Fig. 2).

Anche in base all'andamento dell'indice trofico (TRIX) le stazioni settentrionali dell'area investigata presentano un quadro qualitativo che viene definito "scadente". Le condizioni tendono progressivamente a migliorare con una situazione di stato qualitativo "mediocre-buono" nella parte centrale della costa e di stato "buono-elevato" nella parte meridionale.

Durante la campagna di luglio-agosto 1999 i valori di biomassa microalgale sono molto bassi, tranne che a sud dell'Adige ed in corrispondenza della plume padana per lo sviluppo di Diatomee ed altri fitoflagellati.

Le Diatomee presentano in generale bassi valori di concentrazione; nel golfo di Trieste i popolamenti sono scarsi sia in termini di densità che numero di specie, con la prevalenza di *Nitzchia* spp. Incrementi si osservano nella zona antistante la laguna veneta, ma solo a sud della foce dell'Adige e nella zona antistante il delta padano si hanno proliferazioni (valore più elevato $9x10^6$ cell/l nella stazione di Po di Levante, a 3Km), con prevalenza di *Chaetoceros* spp., mentre *Skeletonema costatum* prevale in prossimità delle bocche meridionali del delta. Evidente è l'esistenza di un trend nord-sud a partire dal delta padano, con basse

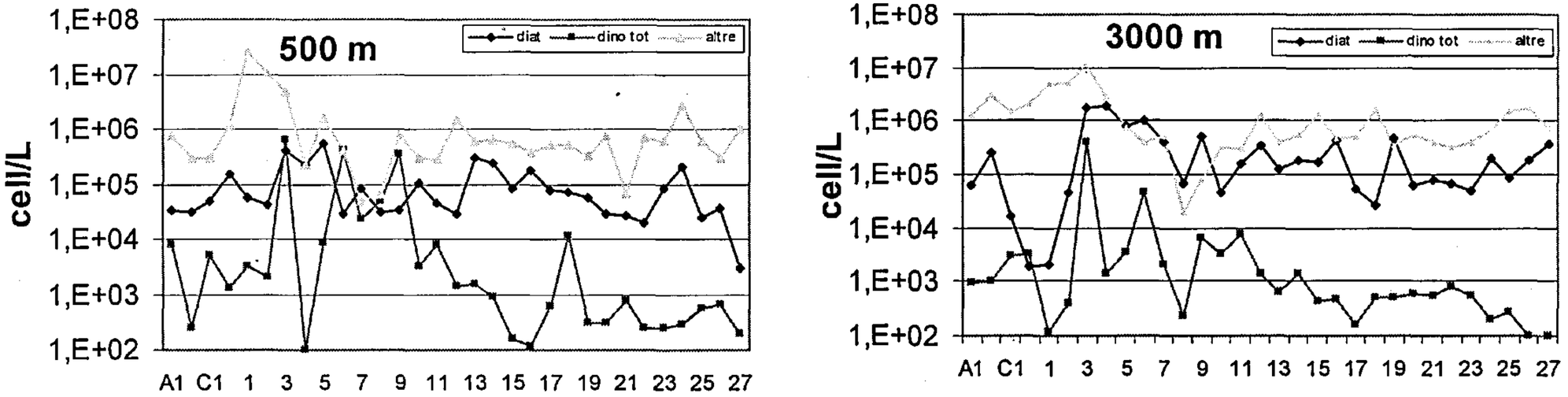


Fig. 1 - Andamento e composizioni fitoplanctoniche nella campagna 1998.
Biomass and temporal variations of phytoplankton in 1998.

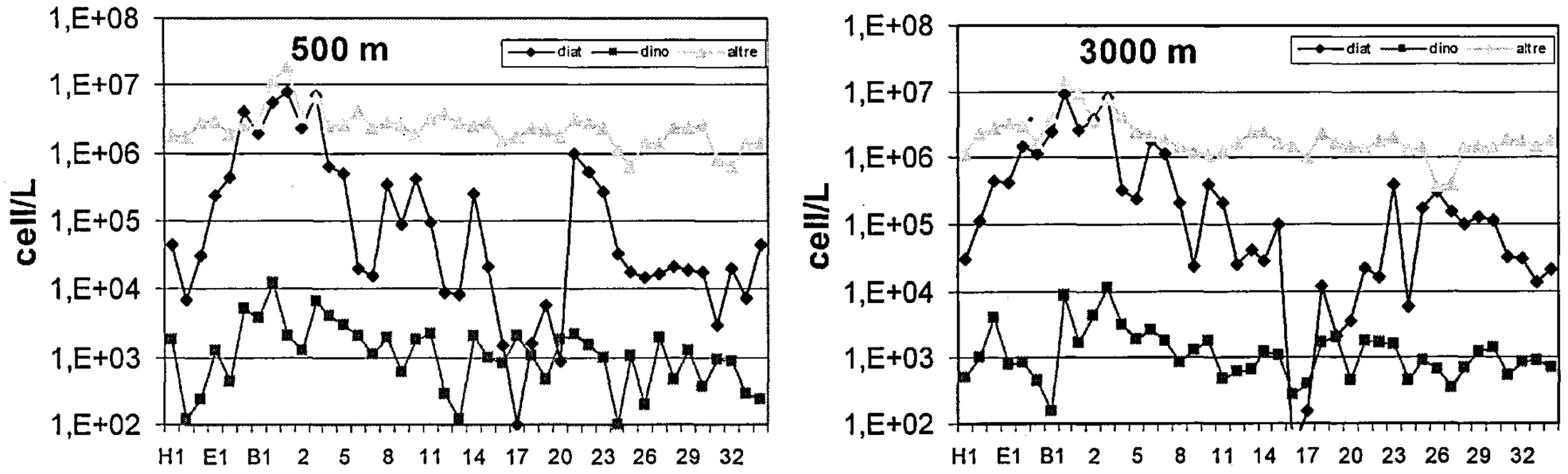


Fig. 2 - Andamento e composizioni fitoplanctoniche nella campagna 1999.
Biomass and temporal variations of phytoplankton in 1999.

densità microalgali nella parte centrale della costa ad eccezione di incrementi sporadici e comunque non significativi nelle stazioni di Pescara a 0,5 Km e di Montesilvano a 0,5 km, (con una prevalenza ancora di *Chaetoceros* spp.).

Oltre alle specie sopra citate i popolamenti di diatomee del periodo includono anche *Leptocylindrus* sp., *Cerataulina pelagica*, *Rhizosolenia alata*, quest'ultima predominante nella parte meridionale della zona esaminata.

Le Dinoflagellate presentano valori molto bassi in tutta l'area, con le specie *Protoperidinium* sp., *Prorocentrum micans*, *Ceratium furca* più frequenti nell'area settentrionale, a cui si sostituiscono a partire dalla stazione di Rimini a 0,5 Km *Torodinium robustum* e più a sud *Gymnodinium sanguineum*.

Gli altri fitoflagellati rappresentano in generale la frazione dominante e raggiungono i valori più elevati di fronte al delta, con $9x10^6$ cell/l nella stazione di Po di Pila a 3Km ed in prossimità delle bocche meridionali, con $8x10^6$ nella stazione di Lido delle Nazioni a 3 Km (Fig. 2).

Nelle altre stazioni i valori sono abbastanza omogenei, mantenendosi in genere nell'ordine di $2x10^6$, con diminuzioni nella densità nelle stazioni di Vieste a 0,5 Km e Pugnochiuso a 0,5 Km.

In questa campagna l'andamento dell'indice trofico conferma un quadro qualitativo "mediocre" nelle stazioni settentrionali, soprattutto nella zona antistante il Po, ed una situazione di stato qualitativo "buono-elevato" nella parte centrale e meridionale della costa.

Conclusioni

L'analisi quali-quantitativa dei principali popolamenti microalgali ha evidenziato che in entrambe le campagne nella maggior parte delle stazioni la frazione dominante era rappresentata dai fitoflagellati (Criptoficee, Prasinoficee, ecc.); ha inoltre confermato l'esistenza di un gradiente geografico negativo di densità nord-sud, con i valori più elevati nella zona settentrionale a ridosso del delta padano, con valori contenuti ed omogenei nella zona centrale dell'area controllata, ad eccezione di isolati incrementi in corrispondenza delle foci fluviali. Anche i valori dell'indice trofico (TRIX) hanno confermato il gradiente in diminuzione da nord a sud.

Bibliografia

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Ed. Can.*, **167**: 1-311.

UTHERMÖHL H. (1958) - Zur vervolkommung der qualitativen phytoplankton metodik. *Mitt. Int.Verein. Limnol.*, **9**: 1-38.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1998) - Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, whith special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, **9**: 329-357.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 675-679

M. MODENA*, M. MORI, M. VACCHI*

*ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italia.

NOTE SU ALCUNI CROSTACEI MALACOSTRACI RACCOLTI IN AREE ADIACENTI ALLA M/C HAVEN (MAR LIGURE)

NOTES ON SOME CRUSTACEA MALACOSTRACA COLLECTED IN AREAS NEAR TO V/C HAVEN (LIGURIAN SEA)

Abstract

This paper refers to twenty five species of decapod and one of stomatopod crustaceans collected by means of trammel nets in two areas near to the principal wreck of V/C Haven. Bio-ecological features for some species are described.

Key-words: *Ligurian Sea, Haven, decapod and stomatopod crustaceans.*

Introduzione

Nel corso di una campagna di ricerca eseguita allo scopo di rilevare le comunità ittiche demersali presenti nelle aree circostanti il relitto della motocisterna Haven, affondata al largo di Arenzano nell'Aprile 1991, sono state raccolte, mediante reti da posta, numerose specie di crostacei decapodi e una di stomatopode. In questa breve nota riferiremo sulle caratteristiche bio-ecologiche di alcune delle specie trovate.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati condotti tra il 15 settembre e l'11 ottobre 1999 utilizzando reti da posta multiselettive. Due aree sono state interessate da questo studio, entrambe situate al largo di Arenzano (Genova): la prima, area A, è collocata intorno al relitto principale della Haven, a profondità comprese tra 70 e 90 metri ed è caratterizzata dalla presenza di blocchi di catrame e residui bituminosi, mentre la seconda, area B, si trova a circa 1.5 miglia nautiche a levante del relitto, tra 70 e 90 m di profondità, ed è priva di catrame (osservazioni personali con videocamera teleguidata). Per ogni individuo raccolto è stato determinato il sesso e rilevata la lunghezza del carapace e, in una specie, anche la lunghezza del propodio delle chele (Hartnoll, 1985). La lunghezza del carapace è stata presa negli Oxyrhyncha dall'orbita dell'occhio al margine medio posteriore del cefalotorace mentre negli altri gruppi da quest'ultimo punto al margine mediano della fronte; nei paguri è stata considerata la longitudine dello scudo (vedi Rodriguez-Marin, 1993; Markham, 1968).

Risultati e discussione

Complessivamente sono state raccolte venticinque specie di decapodi ed una di stomatopode: l'elenco faunistico con i relativi valori di abbondanza, intervalli

batimetrici, taglie degli individui catturati e presenza di femmine ovigere è riportato in tabella 1.

Tab. 1 - Numero di individui (No) e intervallo delle taglie (LC) dei crostacei malacostraci catturati con reti da posta tra settembre e ottobre in due aree limitrofe alla M/C Haven.
Number (No) and size-range (LC) of Malacostraca crustaceans collected by means of trammel nets between September and October in two areas near to V/C Haven.

	Area			**Maschi**	**Femmine**		**Femmine ovigere**	
	A No	B No	No	LC (mm)	No	LC (mm)	No	LC (mm)
Calappa granulata	1	1	-	-	2	58.1-75.6	1	75.6
Dardanus arrosor	3	4	3	10.5-26.5	4	12.1-15.0	-	-
Dromia personata	5	-	2	29.8-30.5	3	14.4-26.4	3	14.4-26.4
Eurynome aspera	2	-	2	9.1-10.0	-	-	-	-
Goneplax rhomboides	13	72	70	10.0-19.0	15	9.5-17.6	-	-
Galathea dispersa	-	1	1	9.2	-	-	-	-
Galatea sp.	2	-	-	-	2	4-6.4	-	-
Galathea strigosa	1	-	-	-	1	26.8	-	-
Homola barbata	2	1	1	32.1	2	11-16	-	-
Inachus dorsettensis	1	1	2	9.6-11.5	-	-	-	-
Inachus thoracicus	2	-	1	15.3	1	14	1	14
Liocarcinus depurator	144	109	152	15-33	101	16.5-34.5	11	21-33
Monodaeus couchii	36	3	29	11.2-26.3	10	9.7-14.7	1	11
Macropipus tuberculatus	3	4	6	22.0-30.2	1	21.1	-	-
Macropodia czerniavskii	1	-	1	8.26	-	-	-	-
Macropodia longipes	2	6	5	10.3-15.6	2	12.6-15.0	-	-
Maja squinado	6	3	4	96.6-153.7	5	94.6-135	-	-
Medorippe lanata	1	6	4	20.0-28.0	3	21.2-25.6	3	21.2-25.6
Munida rugosa	29	-	19	15.5-30.0	10	16.2-26.7	-	-
Pagurus excavatus	4	1	1	8.0	4	7-13.2	-	-
Pagurus prideaux	-	1	-	-	1	10.4	-	-
Palinurus elephas	4	1	3	50.0-84.9	2	70.0-90.0	-	-
Parthenope macrochelos	10	4	10	19-49.7	4	21.6-27.6	2	22.0-27.6
Pisa armata	2	1	3	25.0-31.7	-	-	-	-
Scyllarus arctus	15	-	5	18.3-20.0	10	18.7-24.0	4	22-25.6
Squilla mantis	5	19	13	18.0-30.5	11	16.5-31.1	-	-

Sebbene la tipologia degli attrezzi utilizzati non permetta analisi comparative tra il numero d'individui raccolto nelle due diverse aree è importante sottolineare che la quasi totalità delle specie sono tipiche di differenti facies del circalitorale (vedi Peres e Picard, 1964). Infatti, specie pelofile o ubiquiste euribate dei fondi mobili come *G. rhomboides, M. lanata, M. longipes e S. mantis* sono state raccolte prevalentemente nell'area B priva di elementi catramosi; le specie dei fondi bio-

concrezionati o delle grotte e rocce del largo, come *D. personata, M. rugosa, M. squinado, P. elephas e S. arctus,* principalmente vicino alla Haven. La presenza di quest'ultime specie nell'area A potrebbe essere legata sia all'effetto di attrazione esercitato direttamente dal relitto, sia alle modificate condizioni del fondale a nove anni dall'incidente "Haven". Infatti, rispetto al passato, il fondo risulta attualmente più eterogeneo per la presenza consistente ma non uniforme di agglomerati catramosi che sono sede di impianto e di colonizzazione da parte di numerosi organismi epi- ed endobionti (osservazioni personali eseguite su blocchi catramosi raccolti con reti).

La maggiore raccolta di *P. macrochelos* e *M. couchii* nella area A permette di supporre che queste due specie prediligano fondi eterogenei bioconcrezionati. Questo comportamento spiegherebbe le loro scarse catture sui fondi mobili strascicabili del Mediterraneo (vedi per es. Abelló *et al.*, 1987).

Le restanti specie non sembrano mostrare alcuna preferenza verso una delle due aree, compresa la specie euribate ubiquista maggiormente catturata, *L. depurator.* Sebbene la sua presenza risulti maggiore in A, né il numero medio di individui raccolto (A: N=19, 6.7±4.6; B: N=21, 5.7±3.6) né le taglie medie (A: N=144, 23.4±3.9 mm lunghezza carapace; B: N=109, 22.6±3.7 mm) differivano significativamente tra le due aree (rispettivamente, t=0.88, P>0.05 e t=1.62, P>0.05).

La cattura di un consistente numero di individui di alcune specie ha permesso inoltre di approfondire alcuni loro aspetti biologici ancora poco noti.

La *sex-ratio* di *M. couchii* risultava spostata a favore dei maschi (2.8:1). Il 46.6% delle sue femmine presentava ovari in maturazione o in vitellogenesi avanzata e una, di 11 mm di LC, catturata in ottobre era ovigera. Questi dati concordano quanto riportato da Mori *et al.* (1995) per altre popolazioni mediterranee di questa specie.

Il numero dei maschi di *M. rugosa* prevaleva sulle femmine (*sex ratio*=1.9:1). Durante questa ricerca non sono mai stati catturati individui giovani. Il 13.7% di *Munida* ospitava nelle camere branchiali individui di entrambi i sessi dell'isopode bopiride parassita *Pseudione crenulata* G.O. Sars. I maschi parassitati, aventi una lunghezza carapace compresa tra 20.7 e 30 mm, presentavano evidenti modificazioni di alcuni caratteri sessuali secondari come descritto da Zariquiey Alvarez (1958), Bourdon (1968) e Mori *et al.* (1999) per altre specie di questo genere. Un solo maschio di 15.5 mm di lunghezza carapace è stato trovato con un rizocefalo parassita nell'addome. La relazione tra la lunghezza del propodio della chela e la lunghezza del carapace per entrambi i sessi di *M. rugosa* mostra delle discontinuità di crescita nei dati relativi ai maschi (Fig. 1). Tale "pattern" concorda con quanto osservato per *Munida iris* (Williams e Brown, 1972), per cui sono state stimate tre linee di regressione potenziali: una per le femmine mature ($lnY=ln0.307+0.972lnX$; $r^2=0.946$) e due per i maschi, adolescenti ($lnY=ln-0.137+1.299lnX$; $r^2=0.991$) e adulti ($lnY=ln-0.570+1.688lnX$; $r^2=0.859$).

Si intendono per adolescenti i maschi fisiologicamente maturi ma morfologicamente immaturi mentre per adulti quelli sia fisiologicamente che morfologicamente maturi (Hartnoll, 1985).

Anche le *sex:ratio* di *G. rhomboides, L. depurator* e *P. macrochelos* risultavano spostate a favore dei maschi (rispettivamente 4.6:1, 1.5:1 e 2.5:1). Il rapporto sessi di queste specie, così come quello di *M. couchii* e *G. rugosa,* non sono probabilmente quelli reali. Infatti le femmine di questi crostacei,

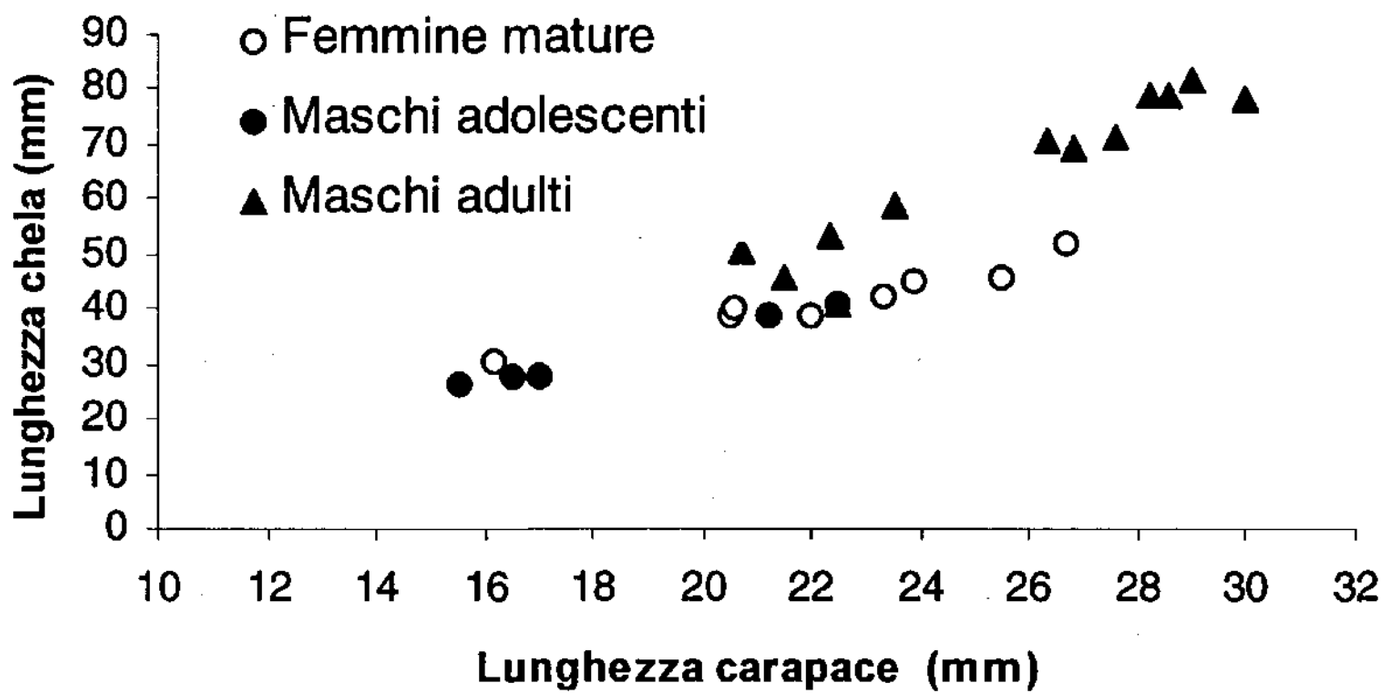


Fig. 1 - *Munida rugosa*: relazione tra la lunghezza del propodio della chela e la lunghezza del carapace.
Munida rugosa: *relationship between chela propodus length and carapace length.*

soprattutto al tempo dell'incubazione degli embrioni, tendono a vivere in tane o infossate nel sedimento (Atkinson *et al.*, 1977; Mori e Zunino, 1987; Mori *et al.*, 1995). In *S. arctus* il numero delle femmine prevaleva su quello dei maschi (2:1). La *sex ratio* di questa specie potrebbe essere invece quella reale in quanto non vive in tane. L'unica specie con un rapporto sessi 1:1 è risultata *S. mantis*. Probabilmente, come molti altri crostacei raccolti in questo studio, anche questo stomatopode è stato trattenuto dalle reti da posta mentre cercava di predare i pesci ammagliati. Così anche la *sex ratio* di questa cicala potrebbe essere quella effettiva della popolazione in quanto le sue catture sono avvenute lontano dal periodo riproduttivo, momento in cui le femmine vivono principalmente in tane scavate nel sedimento (vedi Froglia e Giannini, 1989).

Bibliografia

ABELLÓ P., VALLADARES F. J., CASTELLON A. (1988) - Analysis of the structure of decapod crustacean assemblages off the Catalan Coast (North-West Mediterranean). *Mar. Biol.*, **98**: 39-49.

ATKINSON R.J.A., PULLIN R.S.V., DIPPER F.A. (1977) - Studies on the red band fish, *Cepola rubescens*. *J. Zool.*, **182**: 369-384.

BOURDON R. (1968) - Les Bopyridae des mers européennes. *Mem. Mus. Nat. Hist. Nat. Ser. A. Zoologie*, Paris, **50**: 77-424.

FROGLIA C., GIANNINI S. (1989) – Field observations on diel rhythms in catchability and feeling of *Squilla mantis* (L.) (Crustacea, Stomatopoda) in the Adriatic Sea. In: E.A. Ferrero (ed), *Biology of Stomatopods*, Selected Symposia and Monographs U.Z.I. Mucchi, Modena, **3**: 221-228.

HARTNOLL R.G. (1985) - Growth. sexual maturity, and reproductive output. In: Wenner A.M. (ed), *Factors in adult growth*, Crustacean Issues, **3**: 101-128.

HARTNOLL R.G., RICE A.L., ATTRILL M.J. (1992) - Aspects of the biology of the galatheid genus *Munida* (Crustacea, Decapoda) from the Porcupine Seabight, Northeast Atlantic. *Sarsia*, **76**: 231-246.

MARKHAM J.C. (1968) - Notes on growth patterns and shell utilization of the hermit crab *Pagurus bernhardus* (L.). *Ophelia*, **5**: 189-205.

MORI M., ABELLÓ P., MURA M., DE RANIERI S. (1995) - Population characteristics of the bathyal crab *Monodaeus couchii* (Crustacea, Brachyura, Xanthidae) in the western Mediterranean. *Miscel. Zool. Barcelona*, **21**: 33-43

MORI M., ORECCHIA S., BIAGI F. (1999) - The occurrence of the bopyrid parasite *Pseudione crenulata* G.O. Sars (Isopoda, Epicaridea) in the branchial chamber of *Munida tenuimana* G.O. Sars (Crustacea: Anomura) from North Tyrrhenian Sea. *Doriana,* Genova, **7** (312): 1-5.

MORI M., ZUNINO P., (1987) - Aspects of the biology of *Liocarcinus depurator* (L.) in the Ligurian Sea. *Invest. Pesq.*, **51** (suppl. 1): 135-145.

PERES J. M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Sta. mar. Endoume*, **47**: 3-137.

RODRÍGUEZ-MARÍN E. (1993) - Biometry of decapod crustaceans in the Cantabrian Sea. *Crustaceana,* **65**: 192-203.

WILLIAMS A.B., BROWN W.P. (1972) - Notes on structure and parasitism of *Munida iris* A. Milne Edwards (Decapoda, Galatheidae) from North Carolina, U.S.A. *Crustaceana,* **22**: 303-308.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1958) - Decapodos espanoles. XII. Accion de un bopirido sobre los caracteres sexuales de dos especies del genere *Munida* Leach. *Invest. Pesq.*, Barcelona, **11**: 101-104.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 680-683

M. Modena, M. Dalù, G. La Mesa, M. Vacchi

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

COMUNITÀ ITTICHE DEMERSALI IN AREE CONTAMINATE DA PETROLIO CIRCOSTANTI IL RELITTO "HAVEN" (MAR LIGURE OCCIDENTALE)

DEMERSAL FISH COMMUNITIES IN OIL POLLUTED AREAS SURROUNDING THE "HAVEN" WRECK (WEST LIGURIAN SEA)

Abstract

The demersal fish community structure in an oil impacted area and in a control site was compared. In the former area typical species of hard bottoms or characterized by criptic behaviour were more abundant. The presence in the polluted site of the wreck and of a vast area of oil hard agglomerates on the bottom, may have determined the observed differences between the two fish assemblages.

Key-words: *oil-spills, pollution-effects, demersal-fish, community-structure.*

Introduzione

Nell'aprile 1991, in seguito all'affondamento della motocisterna Haven, una vasta area della costa ligure ad Ovest di Genova fu interessata dallo sversamento di idrocarburi e considerevoli quantitativi di residui combusti si depositarono sul fondo marino.

Nel presente lavoro, che si inserisce in un programma pluriennale di monitoraggio delle comunità ittiche nelle aree contaminate dai residui catramosi, ci siamo proposti di caratterizzare, in modo preliminare, la comunità ittica in un'area contaminata molto prossima al relitto della Haven, ed in un'area di controllo.

Materiale e metodi

L'area A include il tratto di fondale su cui si trova il principale relitto Haven e corrisponde a un rettangolo di circa 1000 metri di lunghezza e 300 di larghezza. Si tratta di un fondo fangoso a lieve pendio, con profondità comprese tra 70 e 90 metri. A partire dall'incidente, quest'area è evitata dai pescatori professionisti locali, a causa della presenza di blocchi di catrame e di aggregati bituminosi che danneggiano attrezzi e prodotti di pesca.

L'area di controllo (area B), posta a circa 1,5 miglia nautiche a levante del relitto, è simile all'area A per estensione, profondità e caratteristiche del fondale. In quest'area, l'assenza di catrame ha consentito la continuazione delle attività di pesca anche dopo l'incidente.

I dati riportati si riferiscono ad una prima campagna di campionamento, condotta in settembre-ottobre 1999, mediante reti da posta multiselettive di 500 m lunghezza e 180 cm di altezza, composte da pannelli di uguale lunghezza di cui quattro di rete tremaglio e con maglia 6, 16, 19, 38 mm ed uno di rete monofilo con maglia 20 mm.

In totale sono state effettuate 32 cale (16 cale/area) notturne, aventi una durata media di 12 ore.

Per ciascuna area, sono stati calcolati il numero di specie totali (S), la densità del popolamento (numero totale di individui per cala, (D), l'indice di diversità specifica di Shannon-Wiener (H') e l'indice di equitabilità (J'); la composizione in specie tra le due aree è stata confrontata mediante l'indice di similarità di Morisita (C_I) (Krebs, 1989).

Il confronto dei parametri di comunità tra le aree A e B è stato effettuato applicando il test ANOVA ad una via (Sokal e Rohlf, 1995).

Risultati

La presenza nelle reti di residui bituminosi (da 0,2 a 10 Kg/cala) nel 75% delle cale effettuate nell'area A conferma la cospicua presenza di catrame intorno al relitto. Il catrame salpato con le reti si presentava solitamente sotto forma di blocchi, colonizzati da alcionari, briozoi, bivalvi e poriferi. D'altra parte, nell'area B le reti sono sempre risultate prive di qualsiasi materiale catramoso.

I popolamenti nelle due aree non risultano significativamente diversi riguardo al numero di specie ed alla densità totale del popolamento (tabella 1). Anche per quanto concerne la composizione specifica, i due popolamenti a confronto sono poco dissimili (C_I=0.67). Gli indici di diversità specifica ed equitabilità sono invece significativamente maggiori nell'area contaminata (tabella 1); nella zona B (area di controllo) una singola specie (*Citharus linguatula*) risulta più abbondante delle altre (tabella 2).

Tab. 1 - Parametri di comunità e densità del popolamento (media ± DS) nelle due aree di studio. S = ricchezza specifica; H = indice di diversità di Shannon-Wiener; J' = indice di equitabilità.; D = densità. (a = 0,05).

Community parameters and fish density (mean ± DS) in the two study areas. S = species richness, H = Shannon-Wiener diversity index, J' = eveness, D = density. (a = 0,05).

Indici	Area A	Area B	Risultati ANOVA
S	12,00 ± 2,92	10,06 ± 2,69	A=B
H'	1,98 ± 0,31	1,59 ± 0,26	A>B *p*=0,0006
J'	0,81 ± 0,09	0,70 ± 0,09	A>B *p*=0,0024
D	58,40 ± 34.42	53,19 ± 32,78	A=B

Dal punto di vista qualitativo, nell'area contaminata prevalgono specie con comportamenti criptici come lo scorfanotto (*Scorpaena notata*), la mostella bruna (*Phycis phycis*) e lo scorfano rosso (*Scorpaena scrofa*), spesso rappresentati da esemplari di grandi dimensioni, oltre che specie che prediligono fondi duri eterogenei, come lo sciarrano (*Serranus cabrilla*) e la castagnola rossa (*Anthias anthias*). Nell'area di controllo sono invece molto più abbondanti specie tipicamente legate a substrati fangosi, come il pleuronettide *C. linguatula* ed il triglide *Trigla lucerna* (tabella 2).

Tab. 2 - Lista delle specie, numero di individui catturati, composizione percentuale delle catture (N%) e frequenza di ritrovamento (F%) nelle due aree di studio. **A**, area circostante il relitto "Haven"; **B**, area di controllo.

*Species list, number of caught specimens, percentage composition of catches (N%) and frequency of occurrence (F%) in the two study areas. **A**, Area surrounding the "Haven" wreck; **B**, Control site.*

FAMIGLIA	SPECIE	Area A			Area B		
		N	N (%)	F (%)	N	N (%)	F (%)
Blennidae	*Blennius ocellaris*	1	0,1	6	1	0,1	6
Carangidae	*Trachurus trachurus*	5	0,6	25	130	15,3	62
Centracanthidae	*Spicara flexuosa*	39	4,5	56	47	5,5	68
	Spicara maena	-	-	-	3	0,4	12
	Spicara smaris	-	-	-	23	2,7	25
Citharidae	*Citharus linguatula*	193	22,0	94	366	43,0	100
Clupeidae	*Sardina pilchardus*	3	0,3	12	-	-	-
Congridae	*Conger conger*	5	0,6	31	-	-	-
Cynoglossidae	*Symphurus ligulatus*	2	0,2	12	2	0,2	12
Engraulidae	*Engraulis encrasicholus*	79	9,0	12	-	-	-
Gadidae	*Micromesistius poutassou*	1	0,1	6	-	-	-
	Phycis phycis	16	1,8	44	4	0,5	25
	Trisopterus m. capelanus	15	1,7	50	42	4,9	81
Labridae	*Acantholabrus palloni*	2	0,2	6	-	-	-
Lophidae	*Lophius budegassa*	1	0,1	6	1	0,1	6
	Lophius piscatorius	2	0,2	12	2	0,2	12
Merlucciidae	*Merluccius merluccius*	29	3,3	69	65	7,6	94
Mullidae	*Mullus barbatus*	7	0,8	31	12	1,4	43
	Mullus surmuletus	23	2,6	69	8	0,9	25
Ophidiidae	*Ophidion barbatum*	-	-	-	1	0,1	6
	Ophidion rochei	-	-	-	1	0,1	6
Scombridae	*Scomber scombrus*	6	0,7	12	14	1,6	25
Scorpaenidae	*Scorpaena notata*	93	10,6	94	9	1,1	31
	Scorpaena scrofa	34	3,9	63	4	0,5	12
Serranidae	*Anthias anthias*	79	9,0	56	3	0,4	6
	Serranus cabrilla	84	9,6	88	4	0,5	25
	Serranus hepatus	5	0,6	19	6	0,7	31
Sparidae	*Boops boops*	105	12,0	69	47	5,5	68
	Pagellus acarne	4	0,5	19	11	1,3	44
	Pagellus erythrinus	20	2,3	56	8	0,9	43
	Pagellus bogaraveo	4	0,5	25	8	0,9	31
Torpenidae	*Torpedo marmorata*	-	-	-	5	0,6	12
Trachinidae	*Trachinus draco*	1	0,1	6	1	0,1	6
Triglidae	*Aspitrigla cuculus*	1	0,1	6	-	-	-
	Lepidotrigla cavillone	9	1,0	31	6	0,7	25
	Trigla lucerna	2	0,2	12	15	1,8	43
	Trigloporus lastoviza	2	0,2	6	2	0,2	12
Uranoscopidae	*Uranoscopus scaber*	4	0,5	19	-	-	-
Numero totale individui		876			851		
Numero specie		33			31		

Discussione e conclusioni

Per quanto preliminari, i risultati hanno permesso di delineare la tipologia di popolamenti ittici in aree a diversa distanza dal relitto Haven, fornendo anche elementi ed indicazioni utilizzabili in un programma più articolato di monitoraggio delle comunità ittiche locali.

Nella zona A, la presenza sia del relitto sia di consistenti agglomerati di bitume (confermata dalla frequenza e dai quantitativi di agglomerati catramosi ritrovati nelle reti), hanno sostanzialmente modificato le caratteristiche del fondale, fornendo anche una varietà di substrati utili all'insediamento di micro- e macrobenthos e alla formazione di concrezioni biologiche. Questo potrebbe aver portato ai cambiamenti osservati nella comunità ittica demersale, con variazioni quantitative a favore delle specie che prediligono substrati più eterogenei, per ragioni trofiche o di rifugio.

Bibliografia

KREBS C.J. (1989) - *Ecological methodology*. Harper Collins publishers, New York: 654 pp.

SOKAL R.H., ROHLF F.J. (1995) - *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd ed. W.H. Freeman co., New York: 850 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 684-686

D. PALA*, A. COSSU**, V. GAZALE***

*Battelle-Med, s.p. 55 km 8,400 Tramariglio C.P. 23 Fertilia - 07041 Alghero, Sassari, Italia.
**Dip. Di Botanica ed Ecologia Vegetale, Univeristà di Sassari, Italia.
***Parco Nazionale dell'Asinara, Italia.

EVIDENZA DI ATTIVITÀ ILLEGALI DI PESCA A STRASCICO NELLA RADA DELLA REALE (PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA)

EVIDENCE OF ILLEGAL TRAWLING ACTIVITIES IN RADA DELLA REALE (ASINARA NATIONAL PARK)

Abstract

A bottom mapping program has been carried out in "Rada della Reale" – Asinara National Park (NW Sardinia), during October and November 1999, with the aim to evaluate the health of the local Posidonia meadow and other biological resources. During the survay, 445 side scan sonar images and 363 video records have been collected and 29 trawl scars from illegal fishing activities have been detected and mapped at 10-30 m depth on an area of 9,35 km².

Key-words: *Posidonia meadow, side scan sonar, mapping, trawl scars.*

Introduzione

La presenza per oltre un secolo nell'isola dell'Asinara di strutture carcerarie ha determinato una protezione indiretta delle sue risorse biologiche, con la conservazione di alcuni ambienti e specie di rilevanza internazionale (Cossu e Gazale, 1997; 1998). Con l'istituzione del Parco Nazionale, sono state predisposte nuove misure di protezione attraverso opportuni regolamenti e controlli. Il presente lavoro, tuttavia, mette in evidenza l'impatto antropico sulla prateria a *Posidonia oceanica* causato dalla pesca a strascico, attuata illegalmente all'interno dei confini del Parco. Tale pratica illegale sembra essere in relazione con la dismissione del carcere e la conseguente rarefazione dei controlli a mare. La Rada della Reale, oggetto della presente indagine, si estende per circa 20 km² nella porzione orientale dell'isola ed è occupata per due terzi da una prateria a *Posidonia oceanica* che si estende verso sud ovest fino a 33 metri di profondità, dove viene sostituita da biocenosi ascrivibili al detritico costiero (Cossu *et al., 2000*).

Materiali e metodi

Le indagini sono state condotte nei mesi di ottobre e novembre 1999. La mappatura è stata effettuata mediante un sistema integrato costituito da un sonar a scansione laterale (Marine Sonic ltd.), provvisto di towfish a 600 kHz e con 100m di battuta, che sfrutta l'interfaccia di un apparato video per i controlli di micro scala e di un GPS differenziale. Le indagini sono state condotte lungo transetti paralleli alla linea di costa nell'intervallo batimetrico compreso fra 10 e 30 metri di profondità, secondo il metodo delle fasce a copertura totale (Fish e Carr, 1990). Alle indagini strumentali sono seguite le verifiche in immersione per i controlli di verità-mare. I rilievi al side scan sonar sono stati georeferenziati e assemblati su Gis ESRI Arcview 3.0.

Risultati e discussione

Sono state acquisite in totale 445 immagini al sonar a scansione laterale, coadiuvate da

363 riprese video temporizzate di controllo. I rilievi hanno mostrato, all'interno della rada, delle aree interessate dalla presenza di segni riconducibili all'azione di ancore e dei divergenti delle reti a strascico (Fig. 1). Le coppie di segni dei divergenti delle reti a strascico, quando inequivocabilmente distinguibili dagli ancoraggi, sono stati censiti individuando per ciascuno di essi il numero, la posizione e la lunghezza. L'analisi spaziale ha evidenziato in totale 29 segni di reti a strascico che raggiungono la massima densità (3,1 segni /km^2) ad una profondità compresa fra 10 e 30 metri, nella zona antistante Cala Stagno Lungo e Cala Marcutza (Fig. 1). Si tratta di un'area di 9,35 km2 particolarmente protetta dai venti dominanti e colonizzata da una prateria a *Posidonia oceanica* su matte e sabbia, confinante con una zona ascrivibile alla biocenosi delle sabbie medie bioclastiche infralitorali.

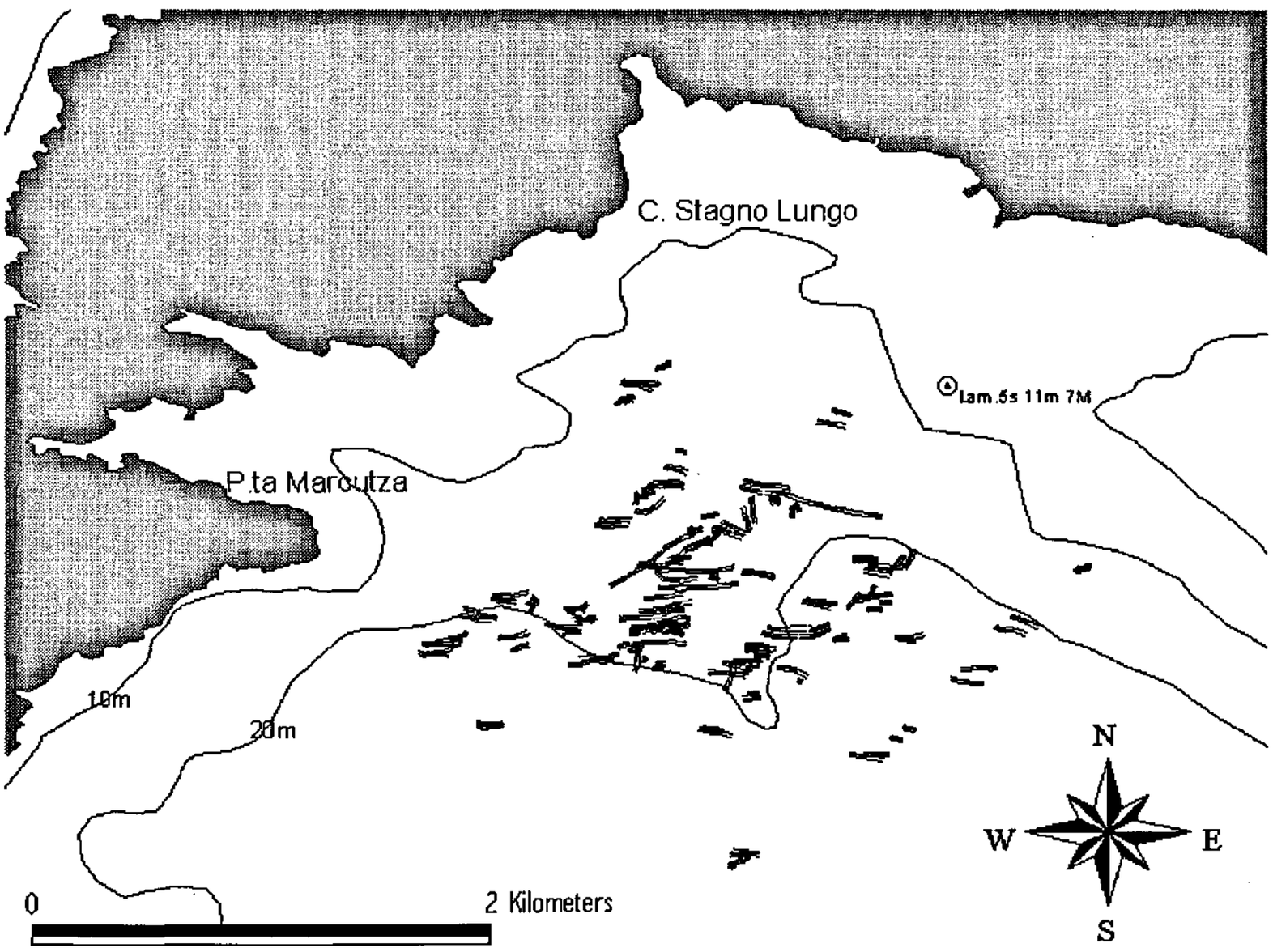


Fig. 1 - Porzione nord orientale della Rada della Reale. In neretto i segni prodotti dai divergenti, a testimonianza di ripetuti passaggi con reti a strascico.
North eastern portion of "Rada della Reale". Boldface signs indicete trawl scars, attesting multiple trawling activities.

Conclusioni

La pesca a strascico nella rada della Reale rappresenta attualmente un'attività illegale in quanto attuata ben al di sopra dell'isobata dei 50 metri e comunque

in trasgressione al regolamento del Parco, anche se il fenomeno, paragonato ad altre aree costiere della sardegna, è di dimensioni notevolmente inferiori.Lo stesso tipo di indagine, svolta nel 1997 dal consorzio Battelle-Med nella baia di Porto Conte (Alghero – Sardegna), in un'area proposta come riserva marina, ha infatti evidenziato densità di strascico circa quattro volte superiori. Trattandosi tuttavia nel caso dell'Asinara di un Parco Nazionale, è auspicabile che vengano presi in tempi brevi opportuni provvedimenti.

Bibliografia

COSSU A., GAZALE V., ORRU P., PALA D., PUDDU A. (2000) – Lineamenti geomorfologici e cartografia dei popolamenti bentonici di Rada della Reale nell'isola dell'Asianra. *Biol- Mar. Medit.*, **7** (1): 478-487.

COSSU A., GAZALE V. (1998) – Aspetti della flora e della vegetazione marina dell'Isola dell'Asinara. In: M. Gutierrez, M. Mattone, F. Valsecchi (eds) Poliedro, Nuoro: 181-188.

COSSU A., GAZALE V. (1997) – Osservazioni ecologiche sulla distribuzione di *Lithophyllum lichenoides* Ph. (Corallinales, Rhodophyta) nelle isole della Sardegna settentrionale. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, **31**: 101-119.

FISH J.P., CARR H.A. (1990) – Sound Underwater Images - *A guide to generation and interpretation of side scan sonar data.* Lower Cape Publishing, Orleans, MA.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 687-690

P. BELCARI, I. ROSSETTI*, P. SARTOR

Dipartimento Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente,
Università degli Studi di Pisa, Via Volta, 6 - 56126 Pisa, Italy.
*C.I.B.M. Livorno, Italy.

INTERACTION AMONG DIFFERENT GEARS OF *SEPIA OFFICINALIS* L. 1758 BY THE LIVORNO FLEET, LIGURIAN SEA

INTERAZIONE TRA ATTREZZI NELLO SFRUTTAMENTO DELLA SEPPIA, SEPIA OFFICINALIS *(L. 1758), LUNGO IL LITORALE LIVORNESE*

Abstract

The interactions among different gears in the exploitation of cuttlefish, Sepia officinalis *L. 1758, were investigated during one year period in the Ligurian Sea. Most of the landings is due to trawling and standard trammel net. A clear seasonality in the amount of the catches and some differences in the sizes exploited by the different gears were evidenced.*

Key-words: *gear interaction, trawl, set nets, western Mediterranean,* Sepia officinalis.

Introduction

The cuttlefish *S. officinalis* L. 1758, an important commercial resource for the Tuscan fisheries, is a multigear exploited resource. Thus, in order to obtain useful information for the management of this species, interactions among different gears have been investigated, both from a qualitative and quantitative point of view.

Materials and methods

The study was carried out by monitoring the activity of the fishing fleet of Livorno, from July 1998 to July 1999, within a wide research project focused on the cephalopod fisheries in the Mediterranean (Tsangridis *et al.,* 2000). As a preliminary phase, a frame survey was done, in order to know the characteristics of the fleet and to identify the gears interacting in the exploitation of the cuttlefish. The following three gears were considered:

- Bottom trawl net, with a vertical opening of about 1 m.
- Two types of set nets, which differ for the mesh size of the inner panel: the medium size trammel net (MSTN) with mesh size of 60-70 mm and the small size trammel net (SSTN), locally called "tramaglino", with mesh size varying from 40 to 50 mm.

The fishing areas exploited by bottom trawling were substantially different from those where the trammel nets were utilised.

Data on monthly catch, in number and weight, were collected for each gear. Landing data for the two trammel nets were collected on a period of three - four days every fortnight, directly at the landing point, on a representative number of vessels. For bottom trawling, information on landings was obtained from monthly registration of data directly at the auction.

Monthly length frequency distributions of *S. officinalis* were obtained by measuring representative samples of the landings of the different gears. Dorsal mantle length (DML) was measured to the nearest 0.5 cm.

As a first step addressed to the evaluation of any interaction among gears, the differences in the size distributions of *S. officinalis* were tested monthly with the one-way statistical Analysis of Variance (ANOVA). Normal distribution and homogeneity of variance were tested according to the standard methodologies (Sokal and Rohlf, 1981): Bartlett and Cochran tests and, in the cases of not applicability of the ANOVA, the no parametric Kruskall-Wallis test.

Results and discussion

Expanding the collected data to the whole period of study and taking into account the variations in the activity of the fleet (number of vessels and fishing days, for each month), a total catch of about 29 tons of *S. officinalis* was estimated, corresponding to about 230000 specimens.

The analysis of the percentage composition of the landings by the three gears showed that the bottom trawl net provided the majority of catches both in number (61%) and in weight (51%), followed by the MSTN with 30% in number and 41% in weight; the SSTN catch represented only a little percentage of the total landings (9% in number and 8% in weight).

In Figure 1 the monthly landings obtained with the three different gears are reported. MSTN catches ranged from a minimum of 190 kg in August to a maximum of 2810 kg in March, with a clear peak in spring. Those from trawl net showed values from 23 kg in August to 2773 kg in November, the greatest values occurring in autumn and winter. The monthly catches of *S. officinalis* obtained with SSTN were generally less relevant with higher values only in summer, due to the greater use of this gear in this period.

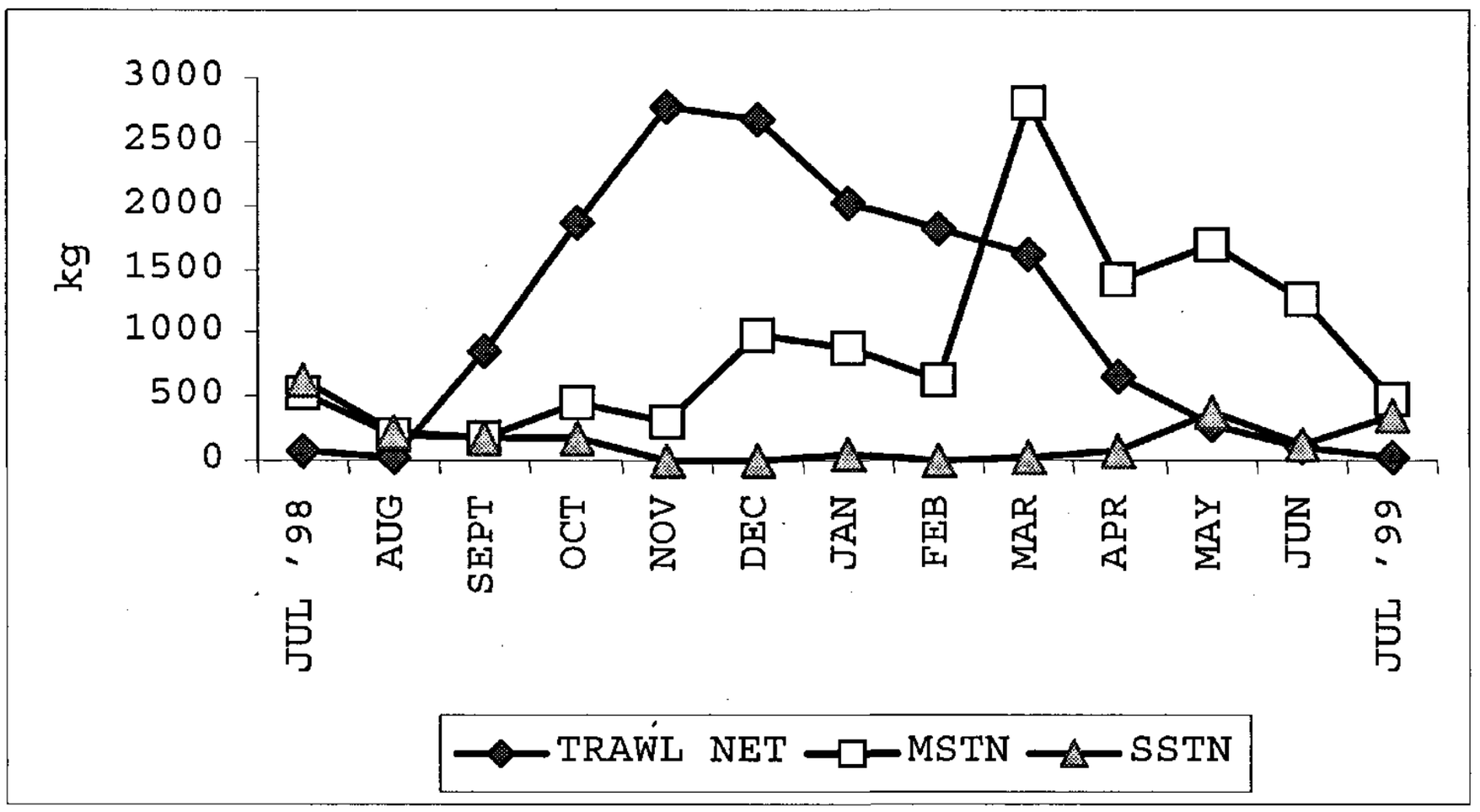


Fig. 1 - Evolution of the monthly landings of *S. officinalis* in the period July '98 - July '99.
Evoluzione dello sbarcato mensile di S. officinalis *nel periodo Luglio '98 - Luglio '99.*

The size ranges of the landings of the different gears substantially overlap (Figure 2), showing that some interactions in the exploitation of the resource do exist.

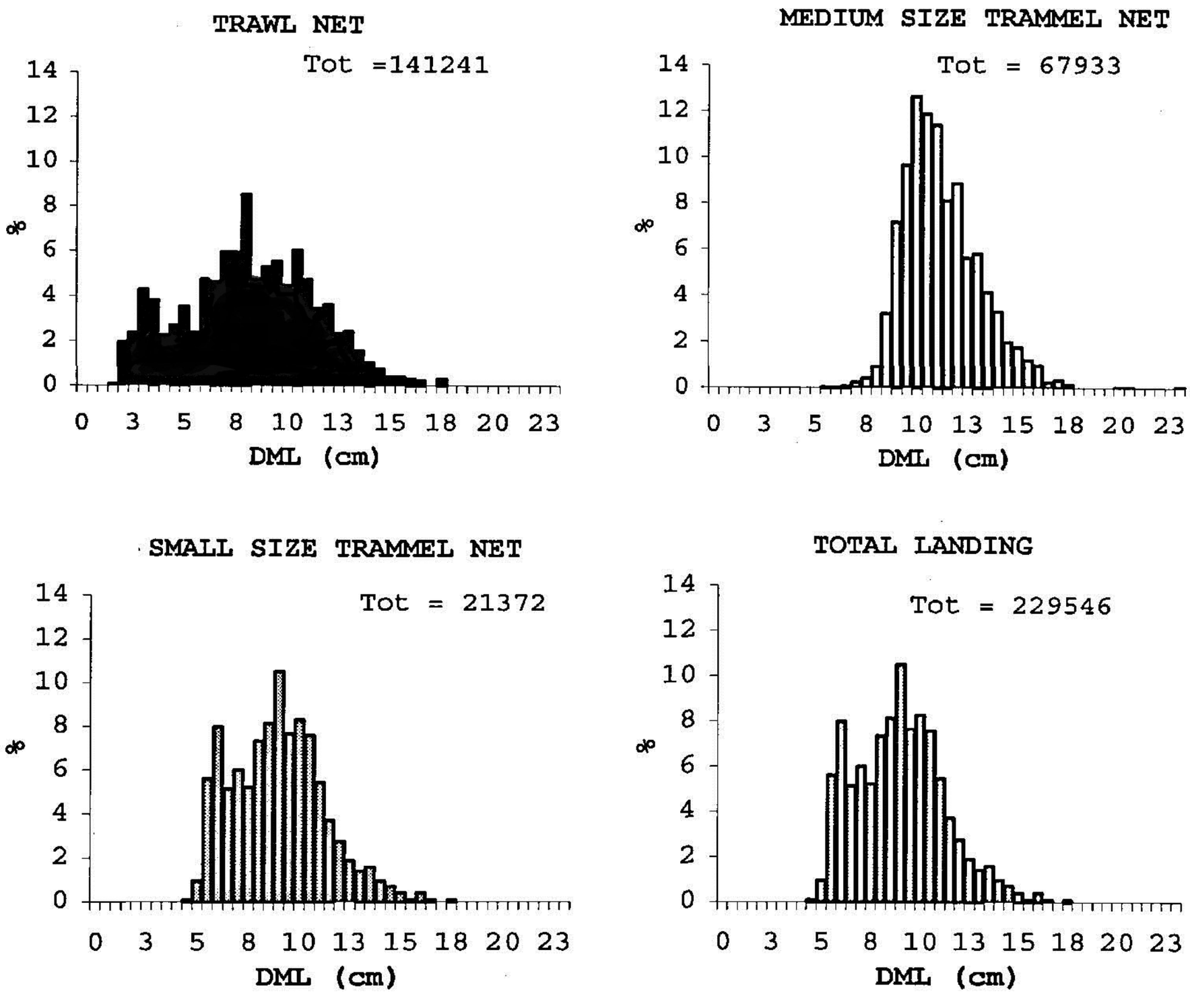


Fig. 2 - Length frequency distributions of the total landings of *S. officinalis*, by gear, in the period July '98 - July '99.

Distribuzioni taglia frequenza dello sbarcato totale di S. *officinalis, separatamente per attrezzo, nel periodo Luglio '98 - Luglio '99.*

From the size-frequency distributions of the annual landing, it was possible to single out some differences in the exploitation patterns: the size structure of the MSTN landing is mostly composed by medium-large sized specimens with a range from 5.5 to 23 cm DML and a mode at around 10 cm DML. The size distribution of the trawl net resulted similar to that of the SSTN (size range from 1.5 to 17.5 cm DML with a mode at about 8 cm DML and from 4.5 to 17.5 cm DML with mode at 9 cm DML, respectively).

Table 1 shows the results of the most suitable methods used to test statistical differences between the monthly demographic structures of the landings by gear. In most of cases it was possible to apply the one-way ANOVA, according to the results of the normality distribution and homogeneity of variance tests; for

the other comparisons the non parametric Kruskall-Wallis test was used. The size structure of the trawl landings resulted significantly different respect to that of MSTN during the whole period. As for the comparison between the two types of set net, significant differences were also observed during all the studied months. On the contrary, the size distributions of trawl and SSTN landings resulted, in most of the considered months, not significantly different, as shown by the size frequency histograms.

Tab. 1 - Statistical methods (Kruskall-Wallis [shaded boxes] and ANOVA used for the monthly comparison between the size structure of the landings of each gear). *** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; n.s = not significant; # = not testable.

*Metodi statistici (Kruskall-Wallis [celle ombreggiate] e ANOVA utilizzati per confrontare le distribuzioni di frequenza mensili dello sbarcato dei tre attrezzi). *** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; n.s = non significativo; # = non testabile.*

	TRAWL-SSTN	TRAWL-MSTN	MSTN-SSTN
JUL '98	***	***	***
AUG	#	#	#
SEPT	n.s.	***	***
OCT	n.s.	***	***
NOV	#	***	#
DEC	#	***	#
JAN	***	***	n.s.
FEB	#	***	#
MAR	n.s.	***	***
APR	n.s.	*	***
MAY	#	#	***
JUN	#	#	***
JUL '99	#	#	***

References

SOKAL R.R, ROHLF F.J. (1981) - *Biometry.* Library of Congress Cataloging in Publication Data. W.H. Freemam e Co: 859 pp.

TSANGRIDIS A., SANCHEZ P., BELCARI P., PAPACONSTANTINOU C. (2000) - Analysis and evaluation of the fisheries of the most commercially important cephalopod species in the Mediterranean Sea. E.U. Project (97/0054): 196 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 691-694

S. GAMBACCINI*, F. BIAGI**, F. BULLERI**, S. DE RANIERI*

* Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
** Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa - Italia.

LOCALIZZAZIONE DEI SITI DI INSEDIAMENTO POSTLARVALE DI 4 SPECIE DI SPARIDI: *DIPLODUS PUNTAZZO*, *D. VULGARIS*, *D. SARGUS* E *OBLADA MELANURA* LUNGO IL PROFILO COSTIERO DELL'ISOLA DI CAPRAIA (ARCIPELAGO TOSCANO)

LOCALIZATION OF SETTLEMENT AREAS IN 4 SPARIDS SPECIES: DIPLODUS PUNTAZZO, D. VULGARIS, D. SARGUS *AND* OBLADA MELANURA *ALONG THE COAST OF CAPRAIA ISLAND (TUSCAN ARCHIPELAGO)*

Abstract

A two-year investigation was conducted along the coast of Capraia Island using visual census to investigate settlement of four Sparids species. They have similar spatial requests during the first year of life and they use the nurseries at different time. This is probably an adaptive strategy to reduce inter-specific competition among these species.

Key-words: *Sparidae, nursery area, settlement, visual census, competition.*

Introduzione

Nelle popolazioni ittiche, le prime fasi di vita nectobentonica, quelle cioè che intercorrono tra l'evento riproduttivo e il momento in cui gli individui saranno reclutati allo stock parentale, ricoprono un ruolo chiave nella dinamica temporale delle popolazioni adulte in quanto ne condizionano la consistenza. L'insediamento delle larve plantoniche nelle aree costiere di *nursery,* così come gli eventi demografici post-insediamento sono soggetti ad un'estrema variabilità sia spaziale che temporale, che può influire sulle dimensioni della popolazione adulta e sulla dinamica della comunità (Heath, 1992; Koslow, 1992). Una corretta gestione delle risorse ittiche deve pertanto partire dalla conoscenza dei fenomeni che regolano le prime fasi del ciclo vitale dei pesci. Questa indagine è finalizzata alla valutazione degli eventi di insediamento distribuiti lungo il perimetro costiero dell'isola di Capraia in quattro specie di sparidi: *Diplodus puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris* e *Oblada melanura.*

Materiali e metodi

La ricerca dei siti di insediamento è stata effettuata percorrendo l'intero tratto costiero dell'isola; la modesta profondità operativa ha consentito di condurre le indagini in "snorkeling". I rilevamenti sono stati eseguiti tramite censimenti visivi subacquei utilizzando il metodo del percorso casuale. Le osservazioni, eseguite con cadenza mensile, hanno permesso di identificare tutte le cale interessate dall'insediamento delle 4 specie ed i loro rispettivi periodi di insediamento. I dati di abbondanza sono stati registrati, per tutte le cale individuate, con modalità

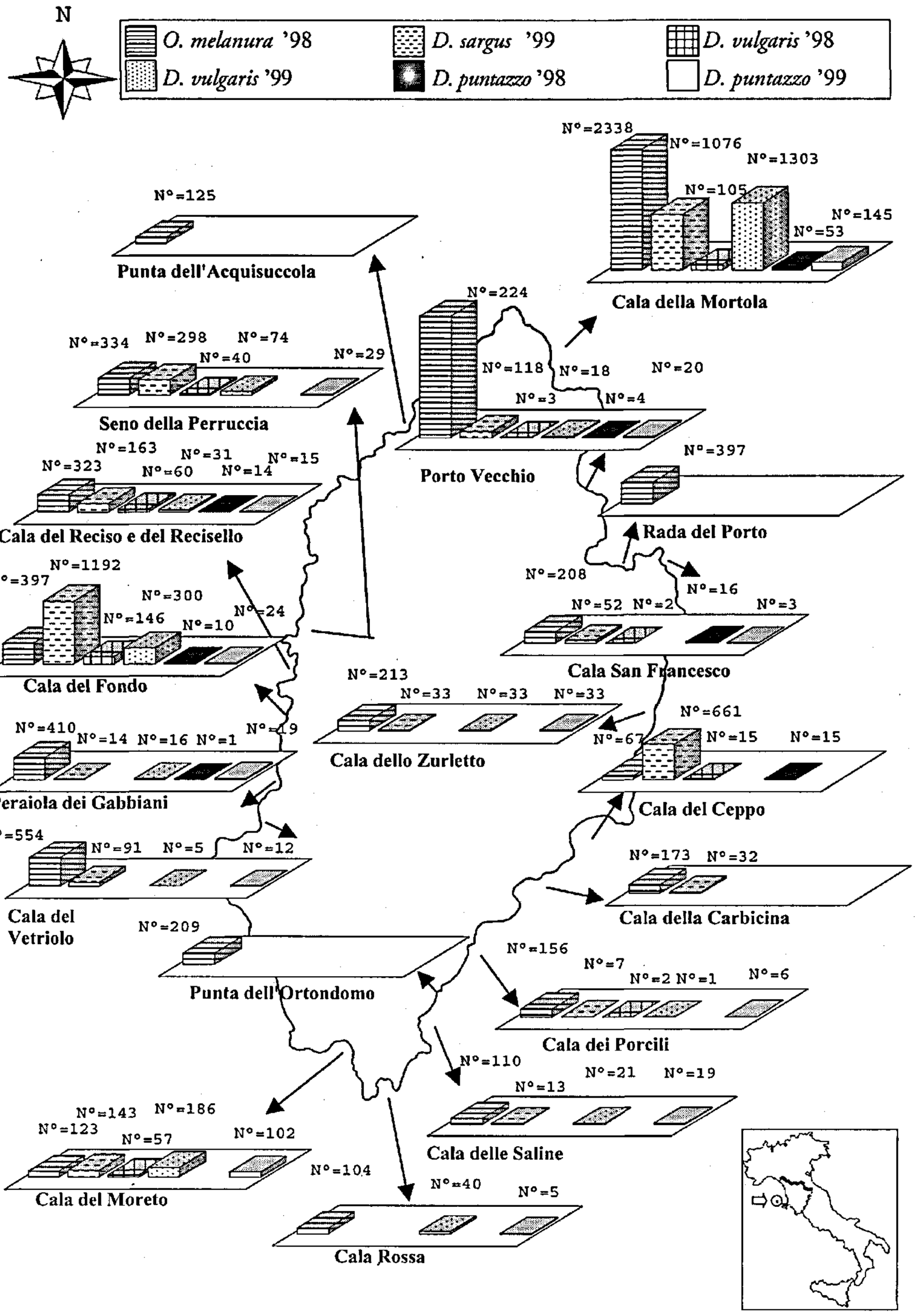


Fig. 1 - Cale interessate dall'insediamento delle 4 specie e loro abbondanze numeriche.
Settlement areas of the four species and their abundance.

puntiforme, nei diversi periodi di massimo insediamento. L'insediamento è stato seguito a cominciare dall'estate 1998 fino al gennaio 2000, ed ha permesso lo studio di due coorti nel caso di *D. puntazzo* e *D. vulgaris*, di una coorte in *D. sargus* e *O. melanura*.

Risultati e discussione

Le specie osservate si insediano, nella frangia superiore dell'infralitorale, in periodi diversi dell'anno: *D. sargus* in maggio, *O. melanura* in giugno-luglio, *D. puntazzo* tra la metà di ottobre e i primi di novembre, *D. vulgaris* in dicembre-gennaio (Fig.1).

Le esigenze, in termini di insediamento, sono molto simili per le 4 specie: le post-larve prediligono, infatti, aree poco distanti dalla costa e riparate dall'azione dei venti; fondali a ridotta pendenza e scarsa profondità per i *Diplodus*, più elevata per *O. melanura*. I siti di insediamento non variano considerevolmente da una specie all'altra: *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris* si insediano in 15 cale, *O. melanura* in 18 cale (Fig.1), ad una taglia di circa 10 mm LT. Le cale scelte sono distribuite lungo l'intero perimetro dell'isola, sia sul versante orientale che su quello occidentale (Fig.1). L'intensità dell'insediamento è piuttosto elevata per *O. melanura*, seguita da *D. sargus* e *D. vulgaris*, ridotta in entrambi gli anni per *D. puntazzo*, in accordo con quanto descritto per il bacino nord-occidentale del Mediterraneo da Macpherson *et al.* (1997).

Conclusioni

Queste specie, occupando gli stessi siti di insediamento, evitano l'insorgenza della competizione interspecifica grazie alla ripartizione temporale delle aree di *nursery* (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995). Le differenze nella distribuzione delle abbondanze delle post-larve sembrerebbero essere determinate da caratteristiche di tipo ambientale, legate quindi alla presenza di siti idonei come habitat di insediamento (Macpherson, 1998). Inoltre la distribuzione delle post-larve in habitat riparati e a ridotta profondità può essere interpretata come una forma possibile di comportamento atto alla difesa dai predatori e alla ricerca di zone che offrano una maggiore disponibilità di cibo (Biagi *et al.*, 1998).

Bibliografia

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. (1998) - Competizione inter ed intra-specifica in tre specie di saraghi (*Diplodus puntazzo*, *D.sargus* e *D.vulgaris*) in un ambiente costiero del Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 1-10.

HARMELIN-VIVIEN M., HARMELIN J.G., LEBOULLEUX F. (1995) - Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on mediterranean rocky shore. *Hydrobiologia*, **300/301**: 309-320.

HEATH M.R. (1992) - Field investigations of the early life stages of marine fish. *Adv. Mar. Bio.*, **28**: 1-139.

KOSLOW J.A. (1992) - Fecundity and the stock-recruitment relationship. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**: 210-216.

MAcPHERSON E. (1998) - Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **220**: 127-150.

MACPHERSON E., BIAGI F., FRANCOUR P., GARCIA-RUBIES A., HARMELIN J., HARMELIN-VIVIEN M., JUVENEL J. Y., PLANES S., VIGLIOLA L., TUNESI L. (1997) - Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mditerranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **160**: 135-147.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 695-698

T. Bottari, G. Florio, T. Romeo, S. Greco

Istituto Sperimentale Talassografico – CNR
Spianata S. Ranieri, 86 – 98122 Messina, Italia.

PRIME OSSERVAZIONI SULLO STOCK DI *SPICARA FLEXUOSA* (RAFINESQUE, 1810) NEL TIRRENO MERIDIONALE

PRELIMINARY OBSERVATION ON THE STOCK OF SPICARA FLEXUOSA *(RAFINESQUE, 1810) IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA*

Abstract

The abundance indices according to the depth and the length frequency distributions of Spicara flexuosa *(Rafinesque, 1810) (Osteichthyes, Centracanthidae), derived by spring trawl surveys, carried out from 1994 to 1999 in the Southern Tyrrhenian Sea, were presented. Abundance indices between 51 and 100 m resulted higher than those obtained in shallower (10-50 m) or deeper (101-200 m) waters. The length-frequency distributions suggested the presence of groups of fish up to 3 years old in the sampled population.*

Key words: Spicara flexuosa, *Southern Tyrrhenian Sea, abundance indices, length-frequency distributions.*

Introduzione

Considerato che le informazioni su *Spicara flexuosa* (Rafinesque, 1810) sono a tutt'oggi frammentarie (Zamboni, 1999), si è ritenuto interessante presentare i risultati relativi all'abbondanza ed alla struttura di taglia della specie nel Tirreno meridionale.

Materiali e metodi

I dati utilizzati provengono da sei campagne di pesca a strascico, effettuate tra il 1994 ed il 1999, nell'area compresa tra Capo Suvero (Calabria) e Capo S.Vito (Sicilia) dall'Istituto Sperimentale Talassografico del CNR di Messina. Le campagne sono state condotte nel periodo maggio-giugno, nell'ambito del progetto "International bottom trawl survey in the Mediterranean Sea" (MEDITS), finanziato dalla Comunità Europea.

Il campionamento è stato eseguito con un motopeschereccio munito di rete a strascico sperimentale con maglia stirata al sacco di 20 mm di apertura. Le cale sono state effettuate secondo un disegno casuale stratificato, in cinque differenti strati batimetrici compresi tra 10 e 800 m di profondità (Bertrand *et al.,* 1997).

Nell'intervallo batimetrico in cui la specie è presente (cfr.Zamboni, 1999), sono state svolte complessivamente 83 cale: 23 nello strato A (10-50 m), 24 nello strato B (51-100 m) e 36 nello strato C (101-200 m).

Gli indici medi di biomassa (IB in kg/km^2) e di densità (ID in N°/km^2) per strato per ogni singola campagna sono stati calcolati in accordo con Cochran (1977).

Le distribuzioni di lunghezza/frequenza (DLF) sono state preparate mettendo insieme tutti gli individui catturati in ogni singola campagna. Le misure sono espresse in cm di lunghezza totale. Tenuto conto dell'ermafroditismo proteroginico

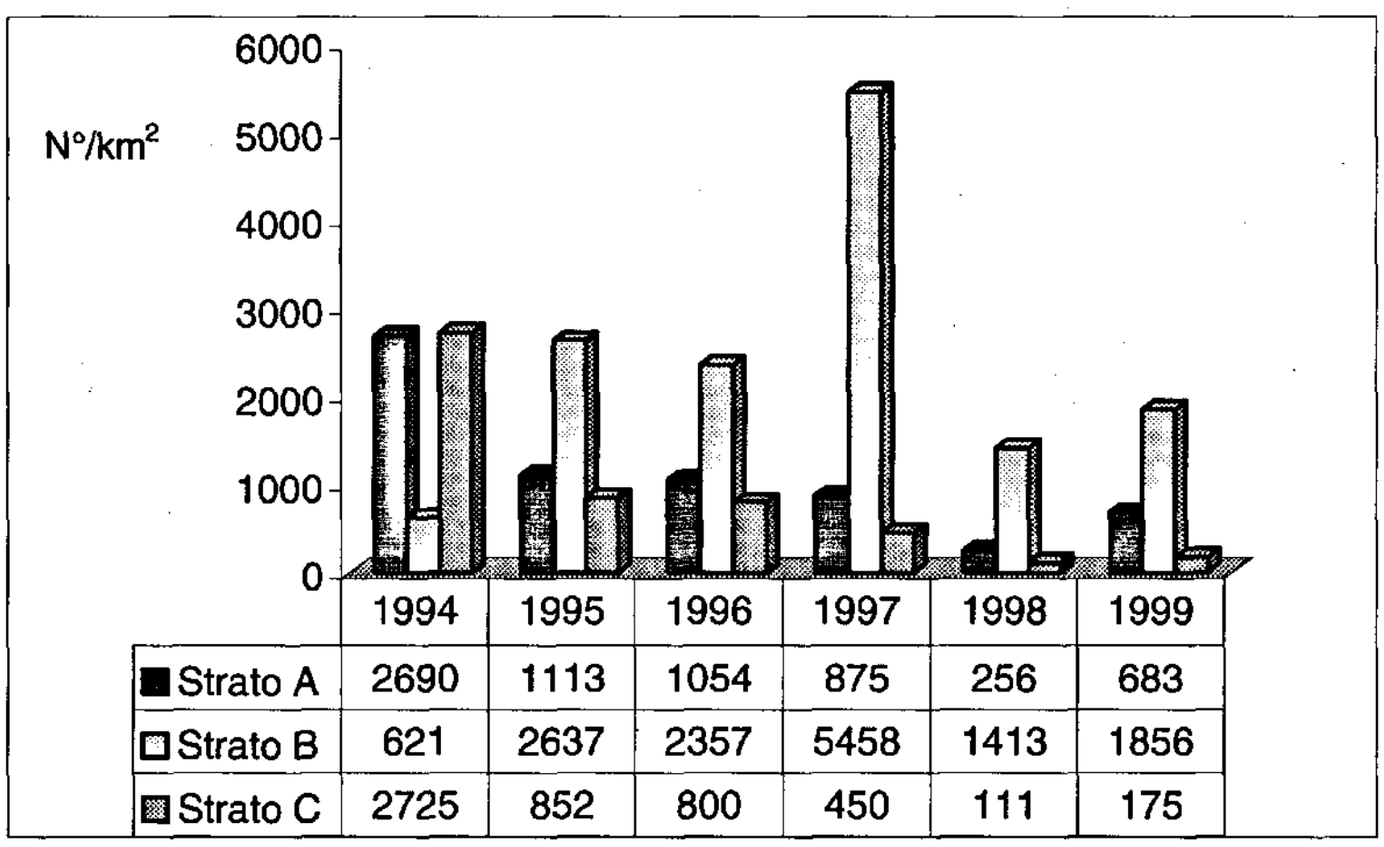
della specie (Zamboni, 1999) e delle trascurabili differenze nella lunghezza media tra i due sessi, a parità di età, (Matarrese *et al.*, 1996), le DLF presentate sono riferite ai sessi combinati.

Risultati e discussioni

Nella Figura 1 sono riportati gli indici di abbondanza per strato calcolati nelle sei campagne.

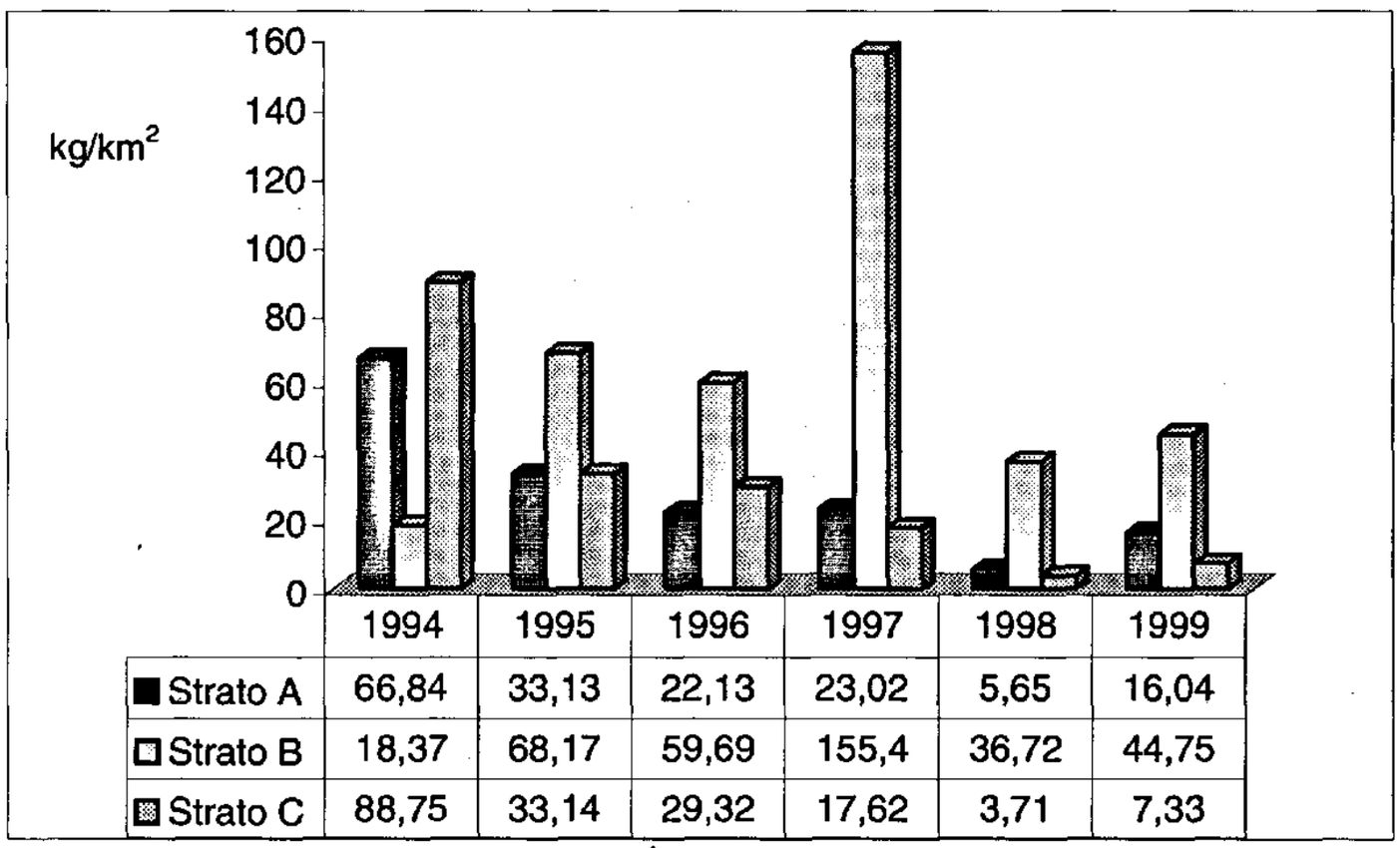
In generale, le catture più abbondanti sono state registrate nello strato 51-100m; i valori massimi sono stati osservati nel '97 (IB=155,4 kg/km² e ID=5458 N°/km²).

A



	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Strato A	2690	1113	1054	875	256	683
Strato B	621	2637	2357	5458	1413	1856
Strato C	2725	852	800	450	111	175

B



	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Strato A	66,84	33,13	22,13	23,02	5,65	16,04
Strato B	18,37	68,17	59,69	155,4	36,72	44,75
Strato C	88,75	33,14	29,32	17,62	3,71	7,33

Fig. 1 - Indice di densità in N°/km² (A) e di biomassa in kg/km² (B) di Spicara flexuosa per anno e per strato.

Abundance index in number (A) and weight (B) of Spicara flexuosa *computed for stratum and year.*

I valori degli indici di abbondanza sono diminuiti nel corso degli anni negli strati 10-50m e 101-200m. Nello strato 10-50 m si è passato da ID=2690 e IB=66.8 nel '94 a ID=256 e IB=5.6 nel '98. Analogamente nello strato 51-200 m si è passato da ID=2725 e IB=88.7 nel '94 a ID=111 e IB=3.7 nel '98.

Nel 1999 si è rilevata una ripresa degli indici di abbondanza in tutti gli strati.

La taglia degli esemplari catturati è compresa tra 8 e 21 cm di LT (Fig. 2).Sono evidenti differenze nella struttura di lunghezza tra i diversi anni. Il numero di componenti rintracciabili varia da un minimo di una nel 1994 e 1996 ad un massimo di tre nel 1999. Considerato che la riproduzione di *Spicara flexuosa* avviene in primavera (Zamboni, 1999), quest'ultima struttura può essere interpretata in termini di tre gruppi d'età: il primo, centrato sulla moda 11 cm,è riconducibile agli individui nati nella primavera del 1998(1 anno di età), il secondo, con moda su 14 cm, rappresenta la classe 1997 (2 anni di età) ed infine

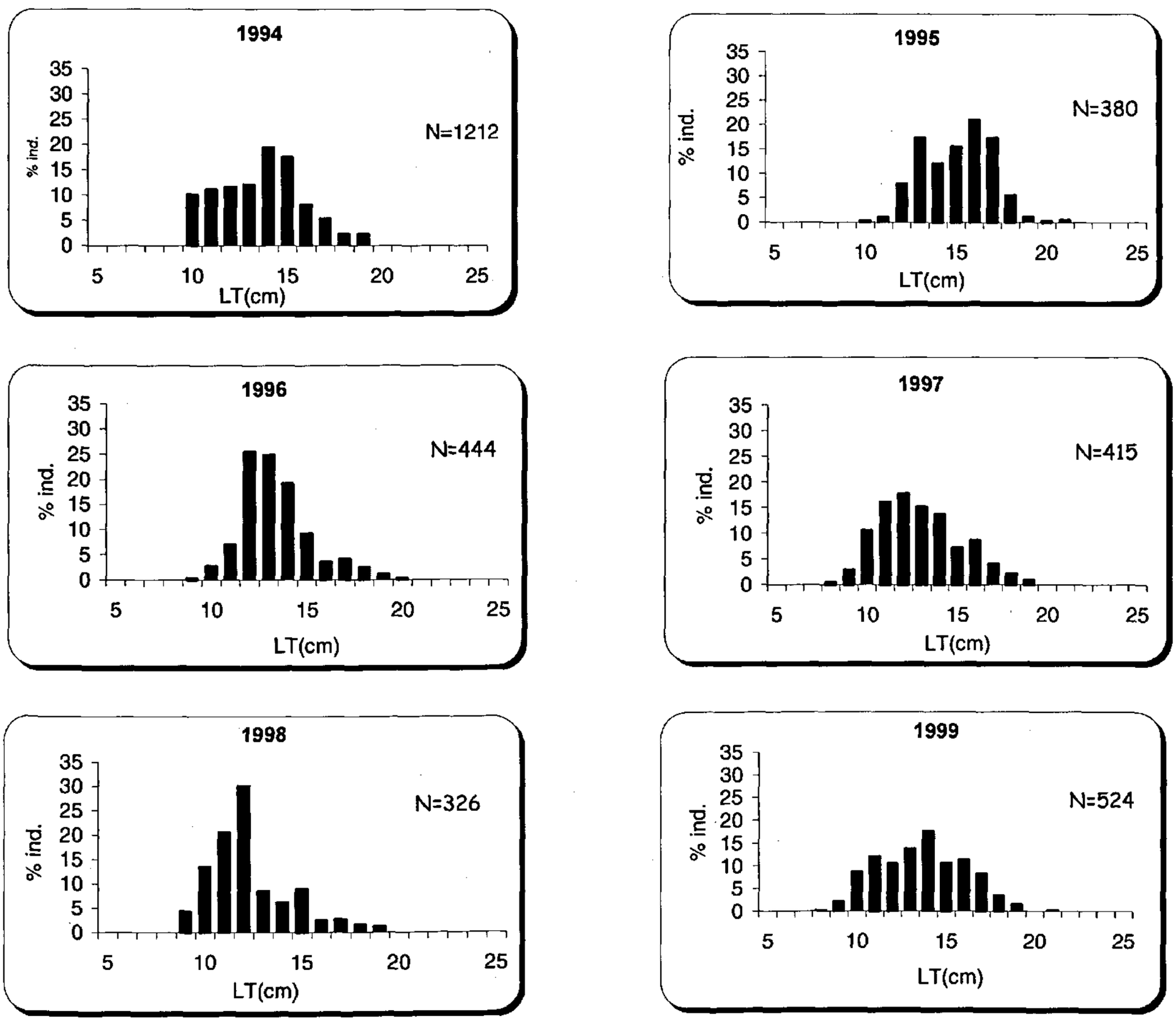


Fig. 2 - Distribuzione lunghezza-frequenza di *Spicara flexuosa* negli anni 1994-1999.
Length-frequency distribution of Spicara flexuosa *during 1994-1999.*

il terzo, con moda su 16 cm, è riconducibile agli individui della classe 1996 (3 anni di età). Tale interpretazione è in accordo con quanto riscontrato in Mar Ligure (Zamboni e Relini, 1986; Zamboni, 1999) ed in Mar Ionio (Matarrese *et al.*, 1996).

Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom trawl in the Mediterranean: the MEDITS programme. 1995 ICES Annual Science Conference, CM 1997/y:03: 16pp.

COCHRAN W.G. (1977) - *Sampling techniques.* Wiley series in probability and mathematical statistics.

MATARRESE A., PANZA M., MASTROTOTARO F. (1996) - Accrescimento di *Spicara flexuosa* nel mar Ionio. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 553-556.

ZAMBONI A., RELINI G. (1986) - Note di biologia di *Spicara flexuosa* (Osteichthyes, Centracanthidae) del Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **52** (suppl.): 251-265.

ZAMBONI A. (1999) - *Spicara flexuosa.* In: Relini G., Bertrand J., Zamboni A. (eds), Sintesi della conoscenza sulle risorse da pesca nei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica) *Biol. Mar. Medit.*, **6** (Suppl. 1): 139-146.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 699-703

P. CARPENTIERI, F. COLLOCA, A. BELLUSCIO, G.D. ARDIZZONE

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo
Università di Roma "La Sapienza", Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.

PRELIMINARY NOTES ON FEEDING HABITS OF *SCORPAENA PORCUS* (LINNAEUS, 1758) IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA

NOTE PRELIMINARI SULL'ALIMENTAZIONE DI SCORPAENA PORCUS *(LINNAEUS, 1758) NEL MAR TIRRENO CENTRALE*

Abstract

A total of 177 stomach contents of Scorpaena porcus *(Pisces, Scorpaenidae) was collected, in order to obtain preliminary information on the feeding ecology of this species in the central Tyrrhenian Sea. The diet of the black scorpionfish was mainly composed of crustaceans, whereas fishes and cephalopods represented secondary preys.*

Key-words: *Scorpaenidae, Tyrrhenian sea,* Scorpaena porcus, *feeding ecology.*

Introduction

Scorpaena porcus (Linnaeus, 1758) is a coastal species inhabiting rocky bottoms, seagrass meadows and other coastal areas throughout the Mediterranean Sea basin. The bathymetric distribution ranges as far down as 100-150 m in depth, especially from 0 to 30 m. Black scorpionfish is caught in Italian seas basically with trammel nets. A very high yield (50 Kg/hour) of this species was obtained during a single haul carried out during a trawl survey (Medits 1999) in the Central Tyrrhenian Sea. Given the lack of information on the black scorpionfish ecology in the area, the sample obtained was used to investigate some aspects of its trophic role in the ecosystem. The diet was analysed according to the fish body size in order to investigate the resource partitioning among different size groups.

Materials and methods

A total of 336 individuals was analysed. For each specimen, total length (TL) to the lower half centimetre and sex were recorded. Empty stomachs and those with partially regurgitated or unidentifiable contents were only checked and excluded from the total sample. The contribution of each food item to the diet was investigated applying the following indexes: the percentage of abundance composition (N), the percentage of frequency of occurrence (F), the percentage of biomass composition (W). The modified index of relative importance (IRI) developed by Pinkas *et al.* (1971) IRI= F(N + W) was utilised to evaluate the importance of food types in the diet, and the PCA analysis, based on the frequency of occurrence of preys in the various fish size classes, was conducted. In order to analyse the diet changes during the growth of black scorpionfish, the collected sample was divided into six different two centimeters size groups.

Results

The fish collected ranged from 7.5 to 20.5 cm TL. A total of 159 stomachs resulted empty (47.3%) and 177 contained food (52.7%). The characteristics of the sample are summarised in Tab. 1.

Tab. 1 - Characteristics of the stomachs sampled per size group. FI = Feeding index.
Caratteristiche degli stomaci analizzati per classi di taglia. FI = Indice di intensità trofica.

Size group (cm)	N. of specimens	N. of empty stomachs	N. of stomachs containing food	FI
7.5 - 9.5	27	11	16	0.59
9.6 - 11.5	46	26	20	0.43
11.6 - 13.5	108	63	45	0.42
13.6 - 15.5	98	46	52	0.53
15.6 - 17.5	40	8	32	0.80
17.6 - 20.5	17	5	12	0.71
Total	**336**	**159**	**177**	**0.53**

The total number of prey individuals was 281, belonging to 22 different taxa. A considerable part of preys found into the stomachs were not identified due to the advanced state of digestion. The most important preys in the diet of *Scorpaena porcus* are shown in Tab. 2.

The diet resulted mainly composed of crustaceans with 86.90% of frequency of occurrence (F) and 98% of index of relative importance (I.R.I.), whereas fishes (F = 11.51%; I.R.I. = 1.50%) and cephalopods (F = 1.59%; I.R.I. = 0.50%) represented secondary preys.

The percentage contribution of these categories to the diet changed according to the size group (Fig. 1). Crustacea dominated the diet in the first size group: black scorpionfish between 7.5 and 9.5 cm fed almost exclusively upon Amphipoda (F=37.5%) and Crustacea Brachyura (F=68.75%). *Liocarcinus arcuatus* (F=25%) represented the most important prey, whereas the shrimp *Alpheus glaber* reached a F value of 6.25%.

The second group (fish between 9.6 and 11.5 cm) fed mainly upon Crustacea Brachyura (F=99.8%), Crustacea Natantia (F=10%) and to a lesser degree on small fishes (Callyonimidae, F=10%) and Sepiolidae (F=5%).

The diet of *S. porcus* between the third and sixth group (11.6 to 20.5 cm) was more heterogeneous. Crustacea constituted two thirds of the prey weight. Decapoda (F=124%), with *Goneplax rhomboides* (F=53.9%), Anomura (F=17.7%), and various species of *Liocarcinus* genus, were the main preys. Fish (F=18.4%) were represented by three main groups, Syngnathidae (F=5.6%), Gobiidae (F=2.13%) and Callyonimidae (F=3.55%). Cephalopoda (F=2.13%) occurred less frequently.

The PCA analysis confirmed the existence of three different trophic groups (Fig. 2). The first factor (FI=67.94%) seemed to be related to the fish size. As showed in Fig. 2 fish size increases from left to the right on the first axis. Fish over 11.5 cm TL didn't show any significant difference in the diet composition.

Tab. 2 - Overall composition of the diet of *Scorpaena porcus* and importance of each item. *Composizione percentuale della dieta di* Scorpaena porcus.

	N	F	W	IRI
Crustacea				
Amphipoda n.d.	2.49	3.39	0.66	0.26
Squilla mantis	1.07	1.69	0.60	0.07
Anomura n.d.	11.03	2.25	3.33	0.79
Ethusa mascarone	0.36	0.56	0.14	0.01
Ilia nucleus	1.07	1.69	0.74	0.08
Liocarcinus arcuatus	8.19	11.30	4.96	3.64
Liocarcinus maculatus	0.71	1.13	0.39	0.03
Liocarcinus corrugatus	2.49	3.95	2.89	0.52
Liocarcinus depurator	2.49	3.95	2.01	0.44
***Liocarcinus* spp.**	1.78	2.82	1.69	0.24
Goneplax rhomboides	28.82	36.72	57.10	77.30
Parthenope angulifrons	0.71	1.13	1.21	0.05
***Parthenope* spp.**	2.49	3.95	1.69	0.41
Brachyura n.d.	13.88	20.34	10.66	12.23
Solenocera membranacea	0.71	1.13	0.46	0.03
Alpheus glaber	1.78	2.82	1.05	0.20
***Processa* spp.**	0.71	1.13	0.24	0.03
Galatheidae n.d.	2.14	3.39	1.38	0.29
Crustacea Decapoda n.d.	4.98	7.91	3.89	1.72
Cephalopoda				
Sepiolidae n.d.	1.42	1.59	1.21	0.14
Pisces				
Mullus surmuletus	0.36	0.40	0.28	0.01
***Callyonimus* sp.**	2.49	2.78	0.80	0.31
Gobiidae n.d.	1.07	1.19	0.31	0.06
Syngnathidae n.d.	2.85	3.17	0.96	0.41
Teleostea n.d.	3.91	3.97	1.33	0.70

Conclusions

Stomach contents analysis showed the dominance of benthic organisms in the diet of *Scorpaena porcus*. Brachyura (Goneplacidae and Portunidae) were the major food type, followed by Anomura (Galatheidae) and Pisces (Callyonimidae and Gobiidae). Although the analysis was carried out on the data of a single haul, similar trophic habits were observed for black-scorpionfish in other zones of the Mediterranean Sea (Bell and Harmelin-Vivien, 1983; Khoury, 1984; Arculeo *et al.*, 1989; 1993; Harmelin-Vivien *et al.*, 1989). The PCA analysis showed three main trophic groups: juveniles of 7.5-9.5 cm, fish of 9.6-11.5 cm and fish of 11.6-20.5 cm TL.

Individual size was the main factor influencing nature and biomass of prey ingested; this study showed the importance of amphipods and small crustaceans in the diet of juvenile specimens, confirmed the presence of decapod crustaceans and fishes in the diet of adults, and highlighted the importance of *Goneplax rhomboides* as black scorpionfish increases in size.

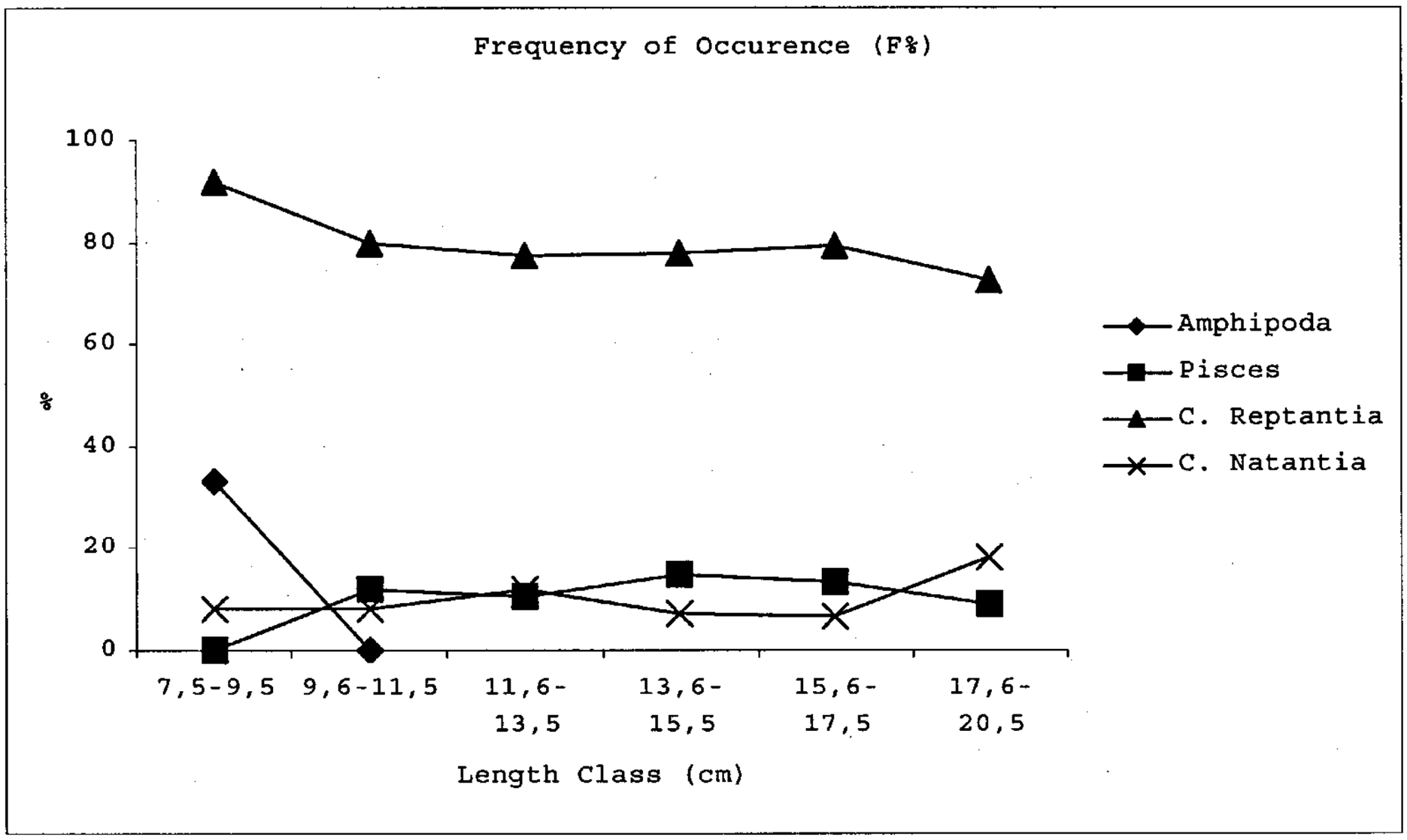


Fig. 1 - Diet composition for different size groups in terms of frequency of occurence (F).
Composizione della dieta per classi di taglia in termini di frequenza percentuale (F).

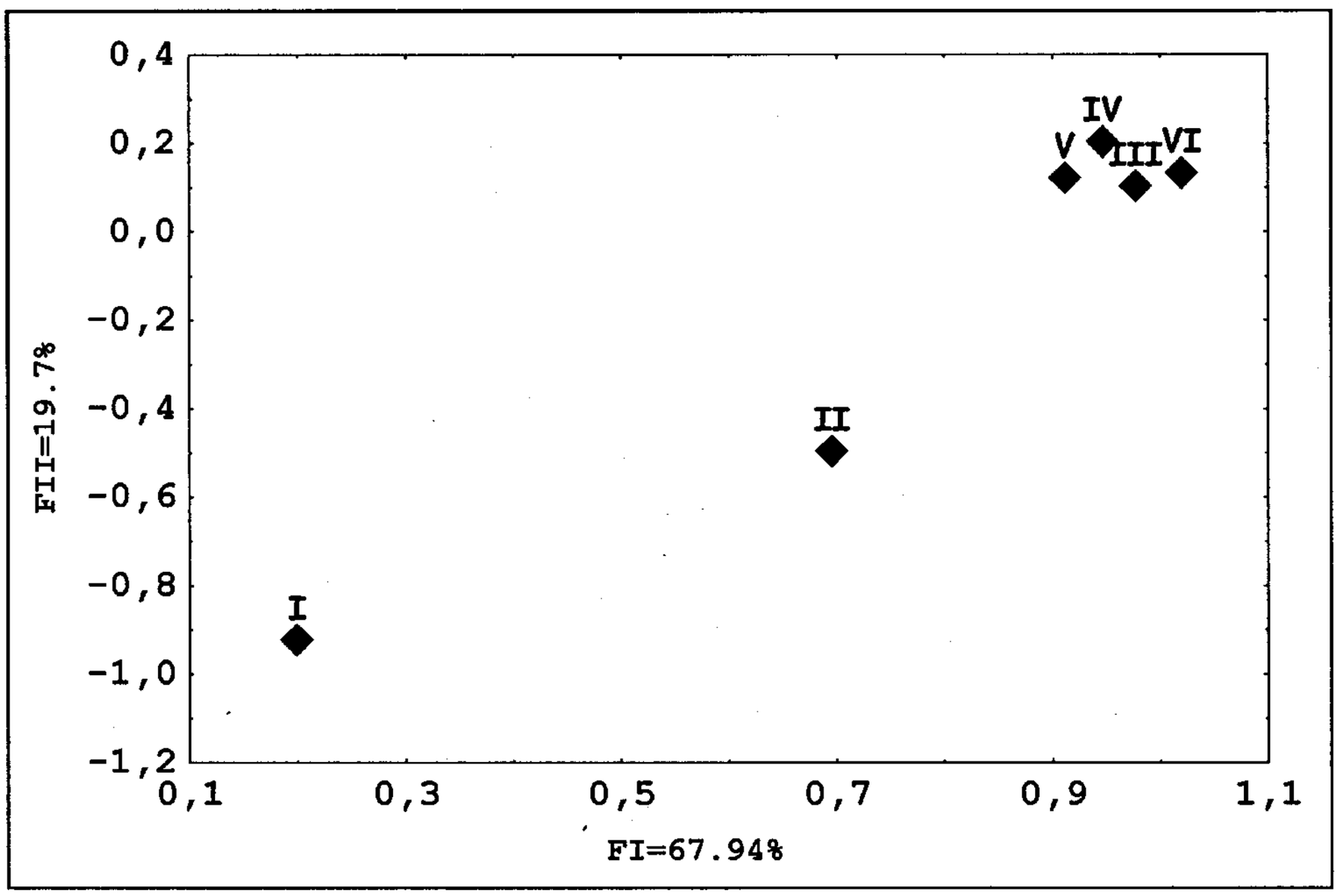


Fig. 2 - Principal components analysis (PCA) based on the frequency of occurence of prey items.
Analisi delle componenti principali (PCA) basata sulla frequenza relativa delle prede.

References

ARCULEO M., FROGLIA C., RIGGIO S. (1989) - Considerazioni sull'alimentazione di alcune specie ittiche dei fondali infralitorali del golfo di Palermo. *Oebalia*, **15** (1): 57-65.

ARCULEO M., FROGLIA C., RIGGIO S. (1993) - Food partitioning between *Serranus scriba* and *Scorpaena porcus* (Perciformes) on the infralittoral ground of the south Tyrrhenian Sea. *Cybium*, **17** (3): 251-258.

BELL J.D., HARMELIN-VIVIEN M.L. (1982) - Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadow. 1. Community structure. *Thèthys*, **10** (4): 337-347.

HARMELIN-VIVIEN M.L., KAIM-MALKA R.A., LEDOYER M., JACOB-ABRAHAM S.S. (1989) - Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *J. Fish Biol.*, **34**: 715-734.

KHOURY C. (1984) - Ethologie alimentaires de quelques espèce de Poissons de l'Herbier de Posidonies du Parc national de Port-Cros. *International Workshop on Posidonia oceanica Beds, GIS Posidonie Publ.*, **1**: 335-347.

PINKAS L., OLIPHANT M.S., IVERSON I.L.K. (1971) - Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull.*, **152**: 1-105.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 704-707

G. D'Anna, F. Badalamenti, C. Pipitone

CNR-IRMA, Laboratorio di Biologia Marina, via G. da Verrazzano, 17 - 91014 Castellammare del Golfo, Trapani, Italia.

RENDIMENTI DI PESCA SPERIMENTALE CON TRAMAGLIO NEL GOLFO DI CASTELLAMMARE DOPO OTTO ANNI DI DIVIETO DELLA PESCA A STRASCICO

EXPERIMENTAL TRAMMEL NET CATCHES AFTER AN EIGHT-YEAR TRAWL BAN IN THE GULF OF CASTELLAMMARE (NW SICILY)

Abstract

A remarkable increase of experimental trammel net catches was recorded in the Gulf of Castellammare (NW Sicily) after an eight-year trawl ban. Catches increased two times considering the overall area and three times in the sandy bottom area. The highest increases were recorded five years after the trawl ban start.

Key-words: *trammel net catches, trawl ban, Gulf of Castellammare.*

Introduzione

Il Golfo di Castellammare, con 20.000 ettari di fondali interdetti dal 1990 alla pesca a strascico, è una delle riserve di pesca più estese del Mediterraneo (Badalamenti *et al.*, 2000). L'effetto delle misure di protezione sulle risorse di pesca viene generalmente valutato tramite trawl surveys, censimenti visivi della fauna ittica e sbarchi delle catture commerciali, mentre pochi sono gli studi che utilizzano pescate sperimentali con attrezzi da posta (Johnson *et al.*, 1999). Questo studio riporta i primi dati derivanti dall'analisi di pescate sperimentali con tramaglio condotte in diverse aree costiere del golfo a partire dallo stesso anno dell'entrata in vigore del divieto di strascico. Lo scopo è quello di verificare se il divieto ha avuto un effetto, oltre che sui fondali strascicabili di platea (Pipitone *et al.*, 2000), anche in quella zona costiera non strascicabile ed intensamente sfruttata dalla pesca artigianale.

Materiali e metodi

Dal 1990 al 1998 sono state effettuate, con cadenza mensile, 680 pescate in prossimità di tre tipi di substrato ad una profondità compresa fra 14 e 25m: 195 in zone rocciose, 253 in zone con barriere artificiali e 232 in zone sabbiose. È stato utilizzato un tramaglio lungo 500m (maglia interna 54mm, esterna 320mm) per una media di 12 ore di posta notturna.

Sono stati calcolati i rendimenti medi annui e gli incrementi percentuali rispetto al 1990 per l'intera area di studio e per tipo di substrato. Dal calcolo dei rendimenti sono state escluse le catture occasionali di specie massive e gli esemplari di grossa taglia catturati una sola volta. L'analisi dell'andamento dei rendimenti per area e delle specie sempre presenti nel periodo di studio è stata fatta utilizzando la correlazione di Spearman. Per il confronto statistico dei rendimenti annui è stato utilizzato il test U di Mann-Whitney.

Risultati

L'andamento dei rendimenti medi annui calcolati nell'area totale e nelle tre zone è complessivamente positivo (Figg. 1 e 2 e Tab.1). Dopo 8 anni i rendimenti medi calcolati nell'intera area risultano duplicati rispetto a quelli calcolati all'inizio del divieto. La tabella 2 mostra differenze altamente significative fra i rendimenti del 1990 e quelli ottenuti a partire dal 5° anno successivo al divieto. Il confronto dei rendimenti fra 5°, 6°, 7° e 8° anno non mostra invece alcuna

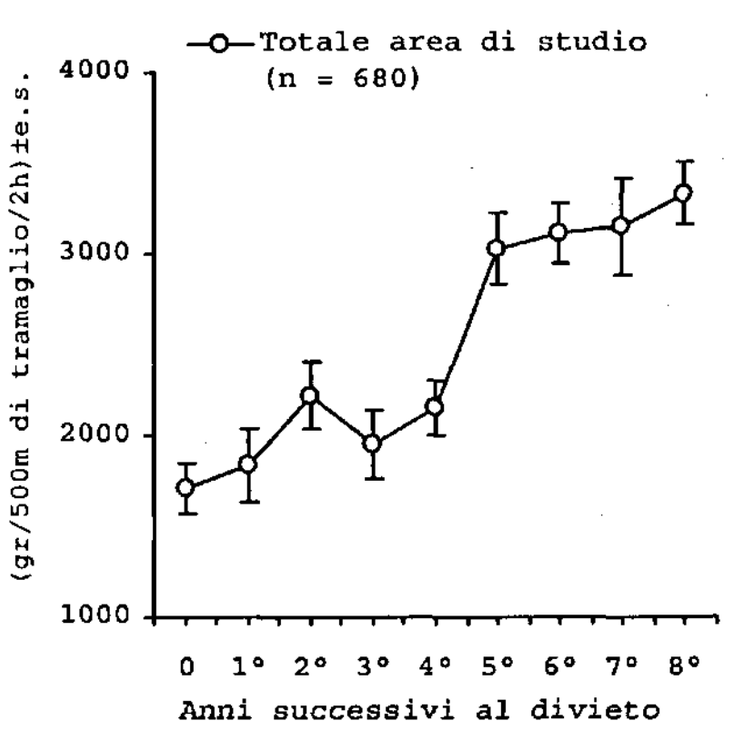


Fig. 1 - Rendimenti medi ed errore standard (e.s.) per l'intera area di studio negli anni successivi all'inizio del divieto di strascico.

Mean yields and standard error (e.s.) in the whole area in the years after the starting of the trawl ban.

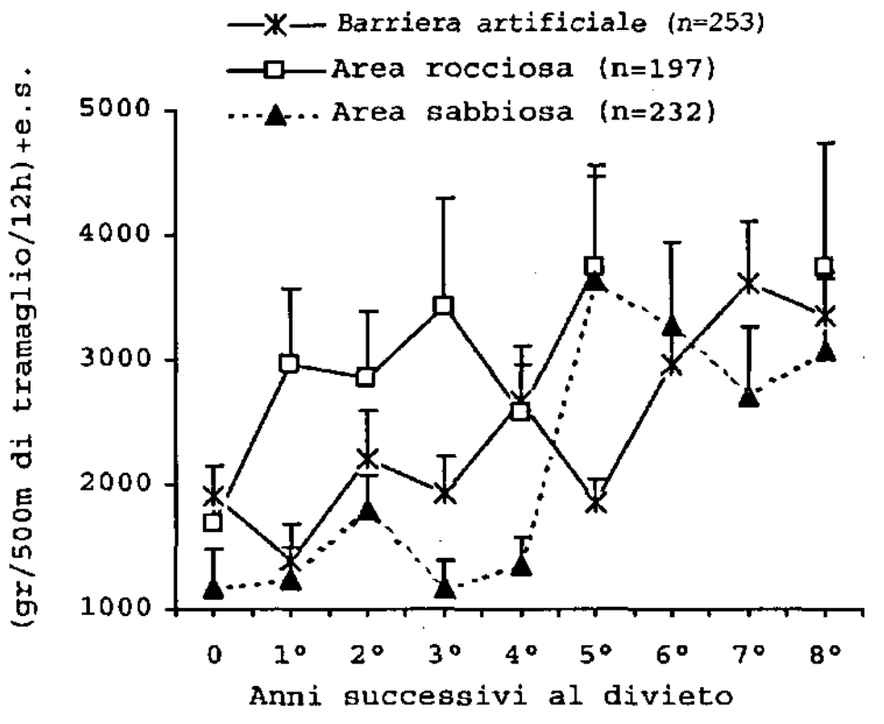


Fig. 2 - Rendimenti medi ed errore standard (e.s.) nelle tre aree negli anni successivi all'inizio del divieto di pesca a strascico.

Mean yields and standard error (e.s.) in the three areas in the years after the starting of the trawl ban.

differenza significativa. L'incremento percentuale più elevato è stato registrato sui substrati sabbiosi nel 1995 (5°anno) (211%) quando i rendimenti medi si sono triplicati rispetto al 1990. Anche nelle aree rocciose la variazione è positiva con un incremento massimo nel 1995 del 121.8%. Leggermente differente è l'andamento dei rendimenti nell'area con barriere artificiali, dove un lieve decremento (-2.5%) è stato registrato nel 1995 ed un incremento massimo (89.4%) nel 1997 (7°anno).

Nel corso delle diverse campagne di pesca sono state catturate 166 specie (pesci, molluschi e crostacei) che contribuiscono diversamente alla composizione delle catture nel tempo. Solo 41 di queste specie sono sempre presenti fra le catture di tutti gli anni studiati e da sole contribuiscono al 78% della cattura totale ottenuta nell'intera area. Per quanto riguarda l'analisi degli andamenti dei rendimenti solo 13, fra le 41 specie, mostrano una correlazione significativa tra cattura e tempo (Tab. 1): 10 specie hanno un andamento positivo mentre le rimanenti 3 specie mostrano una tendenza alla diminuzione (Tab. 1).

Tab. 1 - Coefficienti di correlazione di Spearman (*r*) relativi agli andamenti nel tempo dei rendimenti medi annui. *p* = livello di significatività; N = numero di osservazioni.

Spearman's correlation coefficient (r) of the trend of the mean annual yields. p = *significance level; N = number of observations.*

AREA/SPECIE	N	*r*	*p*
AREA TOTALE	9	0.950	0.00009
AREA ROCCIOSA	7	0.714	0.07134
AREA CON BARRIERE ARTIFICIALI	9	0.767	0.01594
AREA SABBIOSA	9	0.767	0.01594
Dactylopterus volitans	9	0.900	0.0009
Boops boops	9	0.867	0.0025
Trachurus trachurus	9	0.867	0.0025
Sphyraena sphyraena	9	0.867	0.0025
Merluccius merluccius	9	0.850	0.0037
Raja radula	9	0.800	0.0096
Mullus barbatus	9	0.783	0.0125
Pagellus erythrinus	9	0.783	0.0125
Solea lascaris	9	0.733	0.0246
Lophius piscatorius	9	0.667	0.0499
Mullus surmuletus	9	-0.750	0.0199
Octopus vulgaris	9	-0.833	0.0053
Penaeus kerathurus	9	-0.850	0.0037

Tab. 2 - Confronto dei rendimenti medi (R.m.) annui calcolati nell'intera area di studio negli anni successivi all'inizio del divieto di strascico. n.s. = non significativo; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; ***$p < 0.001$.

Comparison between the yields (R.m.) in the whole area in the years after the starting of the trawl ban. n.s. = not significant; * = p < 0.05; ** = p < 0.01; ***p < 0.001.

R.m. (gr)	1705	1833	2221	1946	2155	3030	3116	3155	3335
N° pescate	93	78	107	70	108	66	48	48	62
Anni	0	1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°
0									
1°	n.s.								
2°	n.s.	n.s.							
3°	n.s.	n.s.	n.s.						
4°	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.					
5°	***	***	*	**	*				
6°	***	***	*	**	*	n.s.			
7°	***	***	*	**	**	n.s.	n.s.		
8°	***	***	***	***	***	n.s.	n.s.	n.s.	

Discussione

Il divieto di strascico nel Golfo di Castellammare ha determinato da un lato una riduzione dello sforzo di pesca, in un'area dove prima operavano circa 12 pescherecci a strascico, e dall'altro un notevole incremento delle biomasse demersali sui fondali strascicabili verificato tramite campagne di pesca a strascico sperimentale (Pipitone *et al.*, 2000). I risultati ottenuti in questo studio

mostrano un aumento significativo dei rendimenti di pesca con il tramaglio nella fascia costiera del golfo a partire dal 5° anno successivo all'inizio del divieto. Particolarmente evidente è l'incremento dei rendimenti di pesca dei fondali sabbiosi, che sono stati, per molti anni, soggetti ad un intenso sfruttamento ad opera dello strascico illegale e della piccola pesca (Arculeo *et al.*, 1990). L'andamento positivo dei rendimenti annui evidenzia che esistono 10 specie i cui rendimenti nel tempo sono aumentati in modo significativo. Fra queste *Mullus barbatus*, *Pagellus erythrinus* e *Merluccius merluccius*, che prima del divieto erano scarsamente rappresentate nelle pescate sperimentali con tramaglio effettuate in aree costiere del golfo (Arculeo *et al.*, 1990), ora costituiscono una componente quantitativamente ed economicamente importante delle nostre catture. Il costante aumento di *Lophius piscatorius* e *Raja radula*, assieme al netto decremento nel tempo dei rendimenti di *Octopus vulgaris, Mullus surmuletus* e *Penaeus kerathurus*, evidenziano alcuni cambiamenti attualmente in atto nei popolamenti costieri del Golfo di Castellammare. Questi cambiamenti, probabile conseguenza del divieto, si manifestano nelle nostre pescate non solo con l'aumento dei rendimenti ma anche con la variazione della composizione specifica delle catture e dei rapporti di abbondanza fra le specie. Dai risultati ottenuti in questo studio e da altri effettuati in altre aree marine protette (Johnson *et al.*, 1999), le pescate sperimentali con tramaglio rappresentano uno strumento utile che può contribuire alla conoscenza degli effetti delle diverse misure di protezione sulle risorse di pesca.

Ringraziamenti

Si ringraziano Marilena Coppola e Giuseppe Di Stefano per il prezioso lavoro di laboratorio svolto.

Bibliografia

ARCULEO M., BOMBACE G., D'ANNA G., RIGGIO S. (1990) - Evaluation of the fishing yields from a protected and an unprotected coastal area in N/W Sicily. *FAO Fisheries Report*, **428**: 70-83.

BADALAMENTI F., RAMOS A.A., VOULTSIADOU E., SANCHEZ-LIZASO J.L., D'ANNA G., PIPITONE C., MAS J., RUIZ FERNANDEZ J. A. WHITMARSH D., RIGGIO S. (2000) - Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Envir. Cons.*, **27** (2): 110-125

JOHNSON D.R., FUNICELLI N.A, BOHNSACK J.A. (1999) - Effectiveness of an existing estuarine no-take fish sanctuary within the Kennedy Space Center, Florida. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **19** (2) : 436-453

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (2000) - Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranea Sea). *Fish. Res.*, **48**: 23-30

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 708-711

E. Fanelli, A. Belluscio, F. Colloca, P. Carpentieri, G.D. Ardizzone

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo
Università di Roma "La Sapienza", Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.

DISTRIBUZIONE E ABBONDANZA DEI PANDALIDI DEL GENERE *PLESIONIKA* (CRUSTACEA, DECAPODA) NEL MAR TIRRENO CENTRALE

DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF PANDALID SHRIMPS OF THE GENUS PLESIONIKA *(CRUSTACEA, DECAPODA) IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA*

Abstract

A total of six Plesionika *species were identified during experimental bottom trawl surveys carried out in the Central Tyrrhenian sea.* P. martia *and* P. edwardsii *were the most abundant species. Vertical species segregation was detected by size and depth. There was no homogeneity in spatial distribution: highest concentration was observed in the central part of the investigated area.*

Key-words: *Pandalidae, Tyrrhenian sea,* Plesionika, *distribution.*

Introduzione

I gamberi Pandalidi del genere *Plesionika* (Bate, 1888) costituiscono una tra le frazioni più abbondanti del pescato commerciale di crostacei del mar Tirreno centrale. Alcune di queste specie, quali *P. edwardsii* e *P. martia*, hanno un apprezzabile interesse economico per la locale pesca a strascico. Le campagne di valutazione delle risorse demersali condotte nell'area del Tirreno centrale, tra il 1994 e il 1998, hanno permesso di migliorare le conoscenze sulla ripartizione batimetrica e l'abbondanza delle sei specie appartenenti a questo genere ritrovate nell'area di studio.

Materiali e metodi

I campioni studiati sono stati raccolti nell'ambito di due progetti di valutazione delle risorse demersali denominati MEDITS e GRUND (Bertrand *et al.*, 1997; Relini, 1998). Sono stati analizzati i dati di 5 campagne condotte in estate (MEDITS 1994-98), 2 in primavera (GRUND 1994-95) e 5 in autunno (GRUND 1994-98), per un totale di 640 cale. I campionamenti sono stati effettuati mediante rete a strascico, tra 10 e 800 m di profondità. In particolare, le dimensioni (stirate) della maglia al sacco della rete erano rispettivamente di 20 e 30.2 mm per le reti MEDITS e GRUND, le cale avevano la durata di un'ora alla velocità di tre nodi.

Gli esemplari catturati sono stati identificati, contati e pesati. Per ciascun individuo è stata misurata la lunghezza del margine dorsale del carapace (LC). I rendimenti (N/Km^2) delle specie considerate sono stati analizzati per stagione e intervallo batimetrico. I rendimenti per cala delle diverse specie sono stati utilizzati per elaborare delle cartine di distribuzione e abbondanza utilizzando il software GIS "Arcview".

Risultati

Nell'area di studio le specie del genere *Plesionika* sono risultate essere una delle frazioni più abbondanti del pescato commerciale di crostacei.

La percentuale dei pandalidi sul totale dei crostacei catturati, calcolata come numero di individui per Km^2, è stata del 23.4% tra 200 e 500 m e del 43.8% tra 500 e 800 m di profondità.

La tabella 1 riporta i rendimenti medi stagionali (N/Km^2) delle specie considerate. *P. martia* è risultata la specie più abbondante in ogni stagione, seguita da *P. edwardsii* in primavera e da *P. gigliolii* e *P. heterocarpus* in estate ed autunno.

L'analisi dei rendimenti per fascia batimetrica ha permesso di evidenziare le profondità di maggior abbondanza delle sei specie: *P. heterocarpus* e *P. antigai* risultano essere le specie più superficiali occupando prevalentemente la porzione meno profonda della scarpata (200-300 m), al limite con la piattaforma continentale. *P. edwardsii* e *P. gigliolii* caratterizzano la porzione superiore della scarpata tra 300 e 500 m. Al di sotto di questa profondità (500-800 m) queste specie vengono sostituite da *P. acanthonotus* e *P. martia* (Tab. 2).

Tab. 1 - Rendimenti medi (N/km^2) per stagione.
Average yields (N/km^2) for season.

Specie	Rend. Medi (N/km^2) primavera	Rend. Medi (N/km^2) estate	Rend. Medi (N/km^2) autunno
P. acanthonotus	283,335	165,75	2634,205
P. antigai	0	151	2776,881
P. edwardsii	422,358	411	1887,032
P. gigliolii	62,802	360,25	8192,716
P. heterocarpus	4,098	300,75	8844,948
P. martia	2208,313	684	12826,809

Tab. 2 - Intervalli di profondità osservati e preferenziali (di massima abbondanza) delle specie del genere *Plesionika* nel Tirreno centrale.
Depth distribution and depth of maximum abundance of Plesionika *species in central Tyrrhenian sea.*

Specie	Intervallo batimetrico di cattura	Intervallo batimetrico preferenziale (massima abbondanza)
P. acanthonotus	400-700	500-650
P. antigai	200-500	240-400
P. edwardsii	230-560	300-450
P. gigliolii	280-660	400-580
P. heterocarpus	180-580	200-400
P. martia	280-660	450-620

L'analisi della lunghezza del carapace rispetto alla profondità ha evidenziato un ampio grado di segregazione tra le specie esaminate (Fig. 1). Specie con taglia differente coesistono infatti sui medesimi fondali. Una relazione significativa tra la taglia e la profondità è stata evidenziata in particolare per *P. antigai* e *P. martia*.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale, la parte centrale dell'area investigata (tra Anzio e Civitavecchia) è quella che ha fornito le maggiori rese delle specie considerate (Fig. 2).

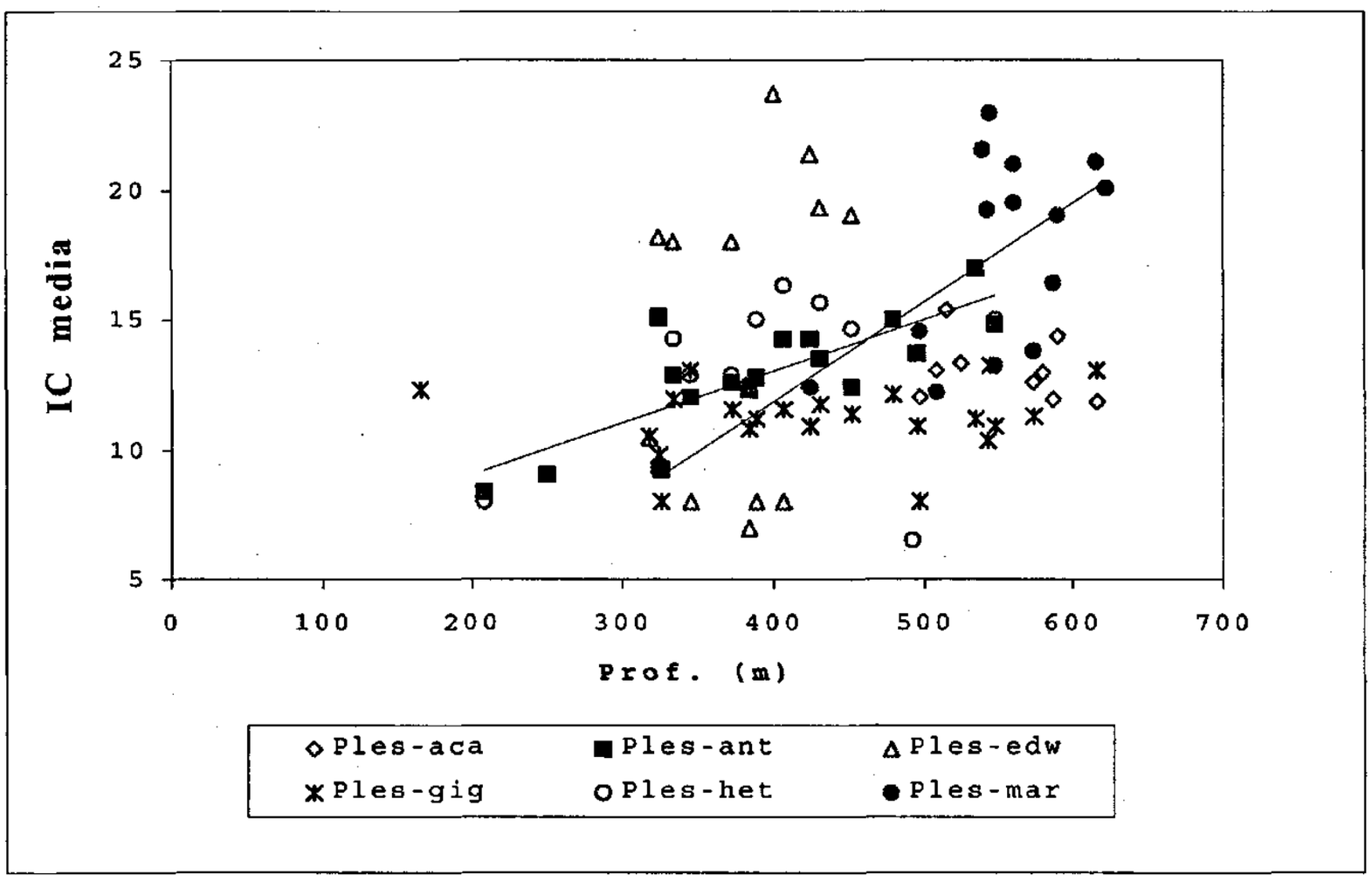


Fig. 1 - Lunghezza media del carapace (LC) in funzione della profondità. Le linee di regressione sono state disegnate per le specie con pendenza significativa ($p<0.05$) quali *Plesionika antigai*: y=0,0199x+5.0303 R^2=0.646 e *Plesionika martia*: y=0.0384x-3.5082 R^2=0.4863. Ples-aca: *Plesionika acanthonotus*; Ples-ant: *P. antigai*; Ples-edw: *P. edwardsii*; Ples-gig: *P. gigliolii*; Ples-het: *P. heterocarpus*; Ples-mar: *P. martia.*

Mean carapace length (LC) by depth. Regression lines were drawn for those specie with a significant slope (p<0.05).

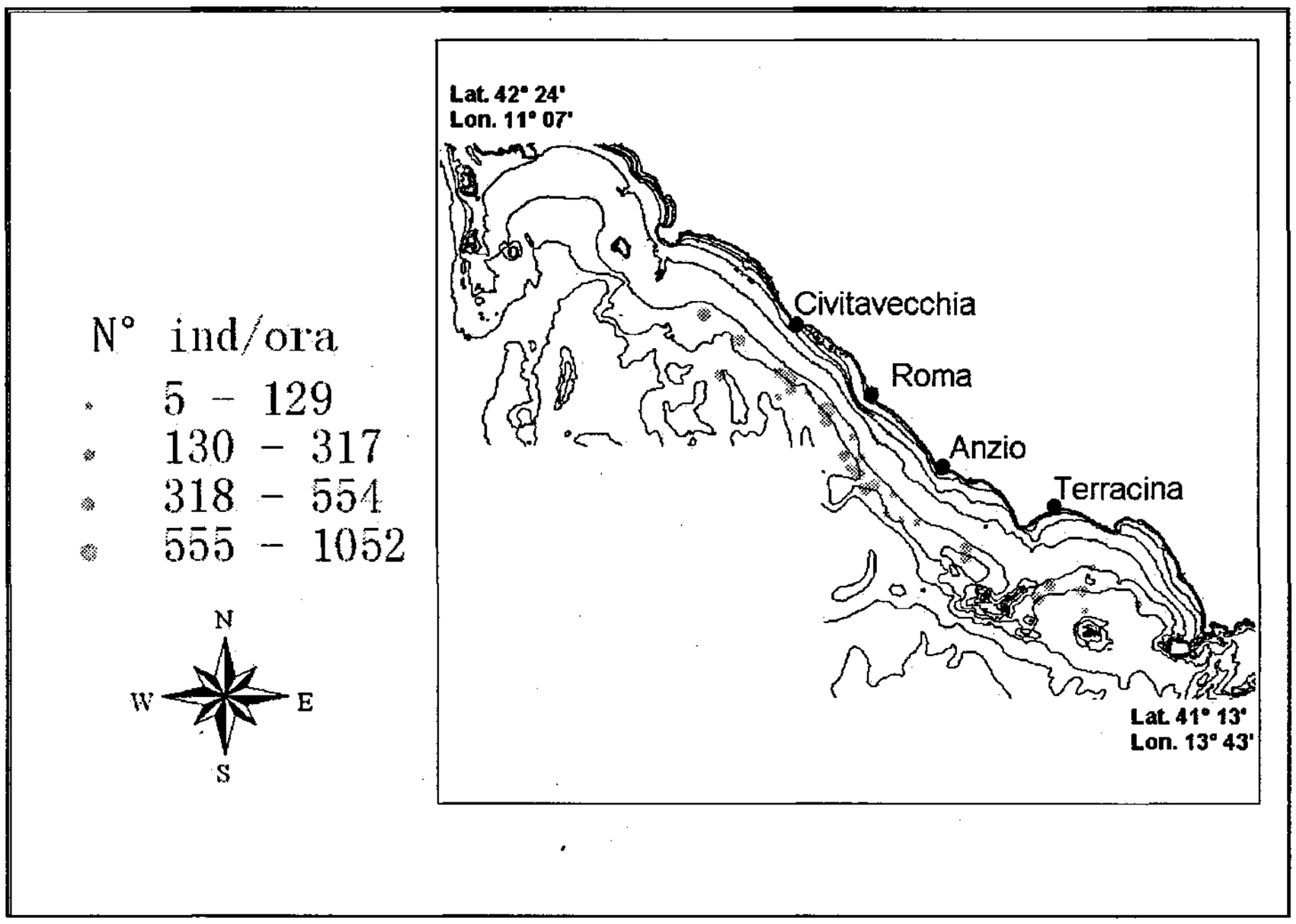


Fig. 2 - Rappresentazione cartografica delle abbondanze medie per le specie del genere *Plesionika* durante il periodo di campionamento 1994-1998 nel mar tirreno centrale.

Mapping of distribution and abundance of Plesionika *species during sampling period from 1994 to 1998 in the central Tyrrhenian sea.*

Conclusioni

I gamberi del genere *Plesionika* costituiscono una frazione di notevole interesse nelle catture di crostacei nel Tirreno centrale per numero di specie presenti (sei) e abbondanza. I Pandalidae inoltre stanno acquistando una sempre maggiore importanza commerciale per la pesca locale, come rilevato anche in altre aree del Mediterraneo (Marsan *et al.*, 1998; Company e Sardà, 1997; Cuccu *et al.*, 1998).

Analogamente ad altre aree italiane (Relini *et al.*, 1999) i rendimenti di queste specie sono risultati piuttosto bassi tra 200 e 500 m divenendo più interessanti tra 500 e 800 m, soprattutto per la presenza di *P. martia*.

Le diverse specie presenti occupano la parte più superficiale della scarpata (200-650 m) con una differente distribuzione batimetrica, così come osservato anche per i mari della Sardegna (Mura, 1995; Cuccu *et al.*, 1998), del Basso Adriatico (Marsan *et al.*, 1998) e del Canale di Sicilia (Pipitone e Tumbiolo, 1993).

Specie con dimensioni simili (ad es. *P. martia e P. edwardsii*) riescono a coesistere sugli stessi fondali grazie alla loro differente taglia, analogamente a quanto osservato da Sardà e Cartes (1993) nel Mar Catalano. Ciò permetterebbe la suddivisione delle risorse trofiche tra specie con ecologia alimentare simile.

Le sei specie considerate sembrano non avere una distribuzione omogenea nell'area di studio, con una zona di maggior concentrazione lungo le coste tra Anzio e Civitavecchia. Le alte rese rilevate in quest'area potrebbero essere determinate dalla maggior disponibilità di risorse trofiche dovuta all'apporto di nutrienti e sostanza organica da parte del Tevere. Ciò potrebbe confermare l'importanza della fauna mesopelagica nel determinare la distribuzione e l'abbondanza dei gamberi pandalidi come evidenziato da Cartes (1993).

Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom trawl survey in the mediterranean: the MEDITS programme. *ICES CM 1997/Y:03: 16.*

CARTES J.E. (1993) - Diets of deep-water pandalid shrimps on the Western Mediterranean slope. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **96**: 49-61.

COMPANY J.B., SARDÀ F. (1997) - Reproductive patterns and population characterics in five deep-water pandalid shrimps in the Western Mediterranean along a depth gradient (150-1100 m). *Mar. Ecol. Prog. Series,* **143**: 49-58.

CUCCU D., SABATINI A., CAMPISI S., CAU A. (1998) - Distribuzione spazio-temporale in alcune specie di *Plesionika* del mar Tirreno e del mar di Sardegna. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 262-267.

MARSAN R., UNGARO N., MARANO C.A., MARZANO M.C. (1998) - Remarks on distribution and fishery biology of some *Plesionika* species (Decapoda, Pandalidae) in the southern Adriatic basin (Mediterranean Sea). *Proceedings of the 4th international crustacean congress.* Amsterdam, the Netherlands, July 20-24, 1998.

MURA M. (1995) - Sulla biologia di *Plesionika gigliolii* (Senna, 1903) (Crustacea, Caridea, Pandalidae). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 245-249.

PIPITONE C., TUMBIOLO M.L. (1993) - Decapod and stomatopod crustaceans from the trawable bottoms of the Sicilian Channel (Central Mediterranean Sea). *Crustaceana,* **65** (3): 358-364.

RELINI G. (1998) - Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 3-19.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds.) (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica) *Biol. Mar. Medit.,* **6** (suppl. 1): 868 pp.

SARDÀ F., CARTES J.E. (1993) - Relationship between size and depth in decapod crustacean populations on the deep slope in the Western Mediterranean. *Deep Sea Res. I,* **40** (11/12): 2389-2400.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 712-714

I. Farnocchia, N. Nannini, S. De Ranieri

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
Viale N. Sauro, 4 - 57100 Livorno, Italia.

RITROVAMENTO DI FEMMINE MATURE DI *PHYCIS BLENNOIDES* (BRÜNNICH, 1768) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE

FINDING OF MATURE FEMALES OF PHYCIS BLENNOIDES *(BRÜNNICH, 1768) IN THE TYRRHENIAN SEA*

Abstract

In this paper the finding of mature females of Phycis blennoides *(Pisces, Osteijchthyes) is reported. Two specimens of 36.5 and 38.5 cm total length were caught at depth of 604 m, at South-West of Pianosa Isle during a trawl survey carried in autumn 1998. Histological analysis of the gonads show the presence of advanced vitellogenic oocytes.*

Key-words: Phycis blennoides, *reproduction, ovary, histology, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Phycis blennoides (Brünnich, 1768), comunemente detta musdea di fango, rappresenta una specie di discreto interesse commerciale. Le notizie sulla sua biologia risultano nei mari italiani scarse e frammentarie; in particolare femmine sessualmente mature sono state segnalate raramente (Fanciulli e Relini Orsi, 1979; Tursi *et al.*, 1995). Nel Mar Tirreno settentrionale, a partire dal 1985, sono state realizzate numerose campagne sperimentali a strascico in diverse stagioni dell'anno, durante le quali non sono state catturate femmine con gonadi in avanzato stato di maturazione. In questo lavoro si segnala il ritrovamento di femmine mature.

Materiali e metodi

Nel corso della campagna sperimentale con rete a strascico effettuata nell'autunno del 1998 sono state catturate due femmine mature di *P. blennoides*.

Lo stadio maturativo è stato assegnato macroscopicamente secondo la scala di Holden e Raitt (1974) a otto stadi.

Per l'analisi istologica le gonadi sono state fissate in formalina neutra tamponata al 10%. Dopo alcuni giorni di conservazione nel fissativo sono state disidratate ed incluse in paraffina. Le sezioni, di spessore di 8-10 µm, sono state colorate con emallume Carazzi ed eosina come colorante di contrasto. La misurazione del diametro degli ovociti è stata effettuata, mediante oculare micrometrico, lungo il loro asse maggiore, considerando solo quelli sezionati attraverso il nucleo.

Risultati e discussioni

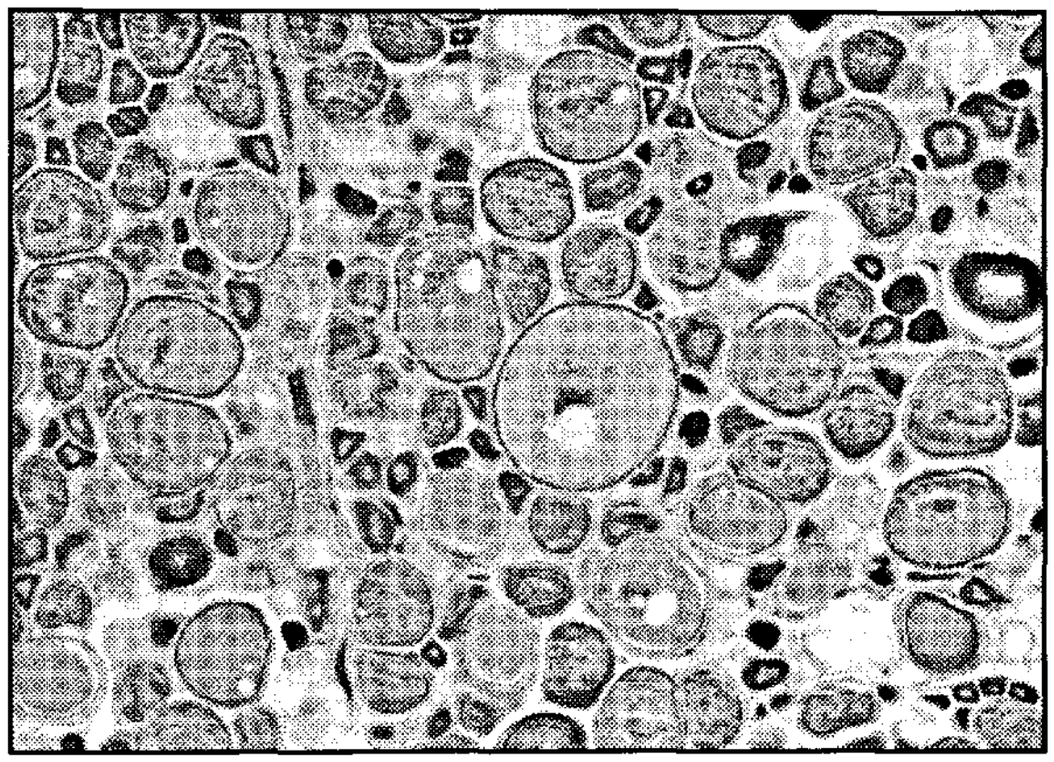
I due esemplari sono stati catturati il 24/09/1998 in una cala a sud-ovest dell'Isola di Pianosa, ad una profondità media di 604 m.

Le due femmine, di lunghezza totale (LT) pari a 36,5 e 38,5 cm, mostravano all'analisi macroscopica una gonade di colore rosso-arancio, che occupava

i due-terzi della cavità ventrale (stadio maturativo IV). Le uova erano chiaramente visibili attraverso la parete ovarica.

All'analisi istologica le due gonadi, rispettivamente di peso 6.4 g e 9,0 g, presentano ovociti in vitellogenesi avanzata, dove è possibile osservare la fusione delle gocce lipidiche e la migrazione del nucleo verso il polo animale. La misurazione degli ovociti ha fornito un diametro massimo di 376 µm (fig. 1A) e 296 µm (fig. 1B) per le femmine di 36,5 e 38,5 cm LT rispettivamente.

1A



1B

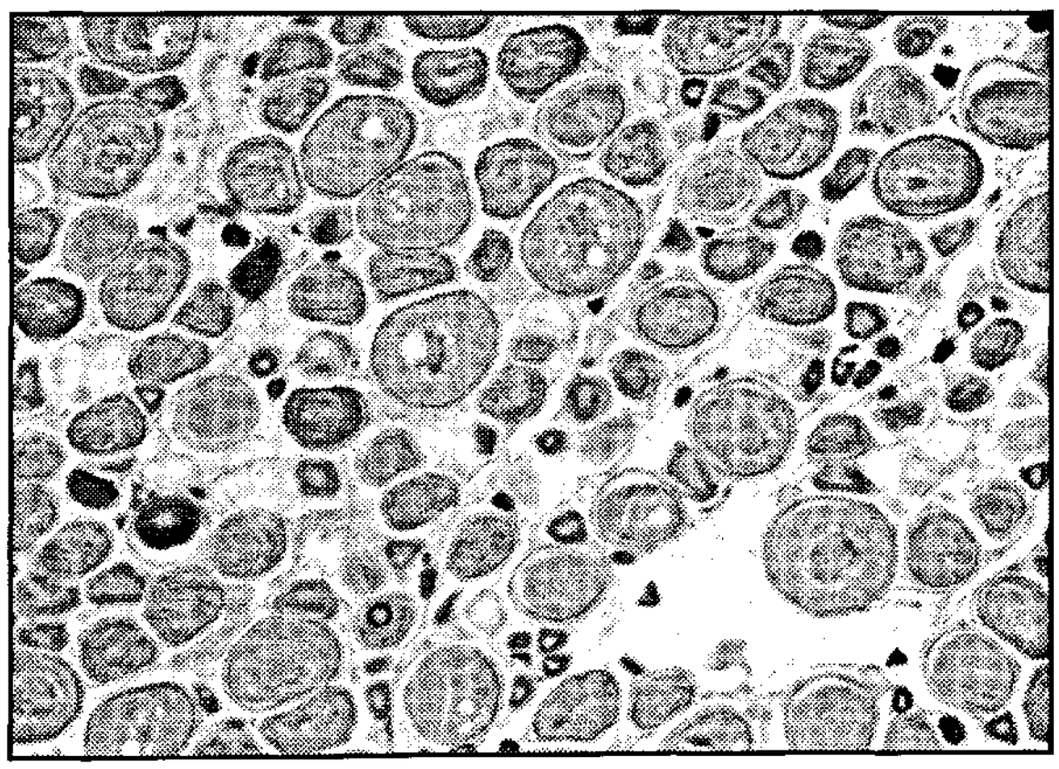


Fig. 1 - Sezione istologica di ovario di *Phycis blennoides* con ovociti in vitellogenesi avanzata. A) femmina di 36.5 cm LT; B) femmina di 38.5 cm LT (39 X).

Histological section of ovary of Phycis blennoides *with advanced vitellogenic oocytes. A) female of 36.5 cm TL; B) female of 38.5 cm TL (39 X).*

Il ritrovamento di femmine mature sembra confermare che il periodo di riproduzione di questa specie si realizzi nel mar Tirreno Settentrionale in autunno. Tale periodo era stato ipotizzato precedentemente per la stessa area mettendo in relazione il fenomeno del reclutamento, che si manifesta in primavera, e il tasso di crescita medio degli individui nei primi mesi di vita (Biagi e Farnocchia, 1994).

Studi condotti nel mar Ligure e nel mar Catalano riportano un periodo di deposizione anticipato, incentrato nei mesi estivi (Fanciulli e Relini Orsi, 1979; Gallardo-Cabello e Gual-Frau, 1984), mentre il ritrovamento nel mar Ionio di due femmine mature in novembre e gennaio indica che in questa area la riproduzione ha luogo nel periodo tardo autunno-inverno (Tursi *et al.*, 1995; Matarrese *et al.*, 1998).

Bibliografia

BIAGI F., FARNOCCHIA I. (1994) - Reclutamento ed accrescimento di *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768) nel mar Tirreno settentrionale. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 295-296.

FANCIULLI G., RELINI ORSI L. (1979) - Biologia di *Phycis blennoides* Brunn. 2. Rapporto sessi e osservazioni sulla maturità sessuale. *Atti soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., ser. B,* **86,** suppl.: 383-387.

GALLARDO-CABELLO M., GUAL-FRAU A. (1984) - Consideraciones bioecologicas durante el crescimiento de *Phycis blennoides* (Brunnich, 1768) en el Mediterraneo occidental (Pisces: Gadidae*). An. Inst. Cienc del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. Mexico*, **11** (1): 225-238.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) - Manual of fisheries science - Part 2 - Methods of resource investigation and their application. *FAO Fish. Biol.*, **17**: 411-429.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., BASANISI M., MASTROTOTARO F. (1998) - Spawning and recruitment of *Phycis blennoides* (Phycidae) from the north-western Ionian Sea (middle-eastern Mediterranean). *Ital. J. Zool.,* **65** (Suppl.): 203-209.

TURSI A., PANZA M., BASANISI M., COSTANTINO G., D'ONGHIA G. (1995) - Rinvenimento di esemplari con gonade matura di *Phycis blennoides* (Pisces, Osteichthyes) nel batiale del Mar Ionio. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 295-297.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 715-719

P. GENTILONI, S. AGNESI, C. GARGIULO, A. BELLUSCIO, G.D. ARDIZZONE

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza".
Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.

DATI SULLA DISTRIBUZIONE E BIOLOGIA DEL CEFALOPODE *ILLEX COINDETII* (VERANY, 1839) NEL MAR TIRRENO CENTRALE

DATA ON THE DISTRIBUTION AND BIOLOGY OF THE CEPHALOPOD ILLEX COINDETII *(VERANY, 1839) IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA*

Abstract

Data on the squid Illex coindetii *(Verany, 1839) (Cephalopod: Ommastrephidae) collected in the Central Tyrrhenian Sea during experimental trawl surveys were analysed. Length frequency distribution, sex ratio, size at first maturity and reproduction period were estimated. A cartographic representation of mean value of abundance in summer and autumn evidenced the spatial distribution of the species and the nursery areas.*

Key-words: Illex coindetii, *Cephalopods, cartographic representation, reproduction, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Nei campionamenti effettuati nel Mar Tirreno Centrale nell'ambito dei progetti di valutazione delle risorse demersali GRUND e MEDITS (Relini, 1998) i Cefalopodi rappresentano una frazione del pescato di notevole importanza sia per la loro abbondanza (fino al 21% in peso del totale campionato) sia per la loro varietà (37 specie rinvenute, appartenenti a 13 famiglie di tre diversi ordini). Il presente lavoro prende in esame la specie *Illex coindetii* (Verany, 1839) (Cephalopoda; Ommastrephidae), al fine di evidenziarne la distribuzione spaziale e batimetrica stagionale, le aree di concentrazione dei giovanili, il rapporto sessi, la taglia di prima maturità sessuale e il periodo riproduttivo.

Materiali e metodi

L'area di studio si estende dall'isola di Giannutri alla foce del fiume Garigliano (Lazio, latitudine tra 43°23'N e 40°50'N, longitudine tra 11°20'E e 13°50'E) ed è stata suddivisa in cinque strati batimetrici (10-50 m, 51-100 m, 101-200 m, 201-500 m, 501-800 m). I dati sono stati raccolti durante le campagne di pesca a strascico sperimentale condotte in autunno (settembre-ottobre, GRUND) ed in estate (luglio, MEDITS) dal 1994 al 1999. La metodica dei campionamenti è quella seguita nell'ambito dei progetti di valutazione delle risorse demersali GRUND (Relini, 1998) e MEDITS (Bertrand, 1998): cale diurne della durata di un'ora o di mezz'ora (per il progetto MEDITS tra 10 e 200 m di profondità), velocità di tre nodi, numero di cale effettuate proporzionale alle dimensioni di ogni strato. Per ciascun individuo è stata misurata la lunghezza dorsale del mantello (LM) e determinato il sesso. Per la maturità sessuale è stata utilizzata una scala macroscopica a tre stadi (immaturo, in maturazione, maturo) che deriva da una semplificazione di quella proposta da Lipinski (1979). La taglia di prima matu-

rità sessuale è stata ricavata con il metodo dell'$L_{50\%}$. Per la rappresentazione cartografica sono state analizzate le medie delle ultime tre campagne estive ed autunnali (1996-1998) e i rendimenti in chilogrammi sono stati standardizzati al chilometro quadrato di area strascicata. Il metodo di interpolazione utilizzato è denominato "Inverse Distance Weighted", in cui l'influenza del dato in un punto decresce con la distanza da esso (Lam, 1983); sono state inoltre evidenziate le cale in cui si ha la maggior concentrazione di animali di piccola taglia. In questo lavoro si è utilizzata la misura di 80 mm LM quale limite arbitrario per discriminare i giovani animali da quelli più grandi, in accordo anche alla variazione nel regime alimentare che si ha proprio intorno questa taglia (Sanchez *et al.*, 1998, Sanchez *et al.*, 1998). Per le elaborazioni cartografiche è stato utilizzato il software "Arc/View" della ESRI, per le analisi statistiche il software "Statistica" della StatSoft.

Risultati e conclusioni

Nell'area di studio *I. coindetii* è stato catturato in un intervallo batimetrico molto ampio, andando da 20 m a 578 m di profondità in autunno e da 22 m a 427 m in estate. L'analisi dei rendimenti mette in evidenza però come la specie si concentri soprattutto fra le profondità di 50 e 200 metri (fino all'89% del peso delle catture in estate ed il 53% in autunno). Questo dato è in accordo con quanto evidenziato in letteratura (Relini *et al.*, 1999), in particolare per le acque dell'arcipelago Toscano meridionale (Belcari *et al.*, 1989), del Mar Catalano (Sanchez, 1986) e dell'alto e medio Adriatico (Soro e Paolini, 1994) dove la concentrazione maggiore si osserva nell'intervallo fra 100 e 200 metri di profondità.

Le figure 1 e 2 mostrano la distribuzione dei rendimenti medi nell'area di studio. In entrambe le stagioni si ha un picco di abbondanza nella parte nord dell'area (tra Civitavecchia e l'Argentario, punto medio lat. 42°10', long. 11°15') mentre il picco presente nella parte sud (tra Terracina e Formia, punto medio lat. 41°00', long. 13°15') è evidente solo in autunno.

Nella stagione autunnale aumentano i rendimenti dello strato batimetrico compreso tra 200 e 500 m di profondità e, in misura minore, anche di quello tra 500 e 800 metri di profondità, indicando la tendenza della specie ad allontanarsi dalla costa in questa stagione. Tale tendenza è confermata anche dai lavori di Sanchez *et al.* (1998) mentre non trova riscontro nelle acque del Canale di Sicilia (Jereb e Ragonese, 1995).

Gli istogrammi di frequenza, con sessi combinati (Fig. 3), mostrano la presenza di un intervallo di taglie compreso tra 40 e 200 mm. Le taglie massime sembrano più basse rispetto a quanto riportato per altre aree (nord - ovest della Spagna, fino a 370 mm LM per le femmine e 320 mm LM per i maschi, mar Catalano fino a 260 mm LM per le femmine e 180 mm LM per i maschi, Sanchez *et al.*, 1998;). Sembrano evidenti due coorti in ogni campagna, con una coorte di individui giovani (fino ad 80 mm) in entrambe le stagioni.

Individui sessualmente maturi (stadio di maturità: 3) sono presenti in tutte e due le stagioni, sebbene in estate essi rappresentino il 50% degli animali catturati. Il rapporto sessi non si discosta in modo significativo dal valore di 1:1. Analizzato per strato batimetrico, tale rapporto mostra delle oscillazioni minime, indicando sostanzialmente che maschi e femmine non sono segregati alle

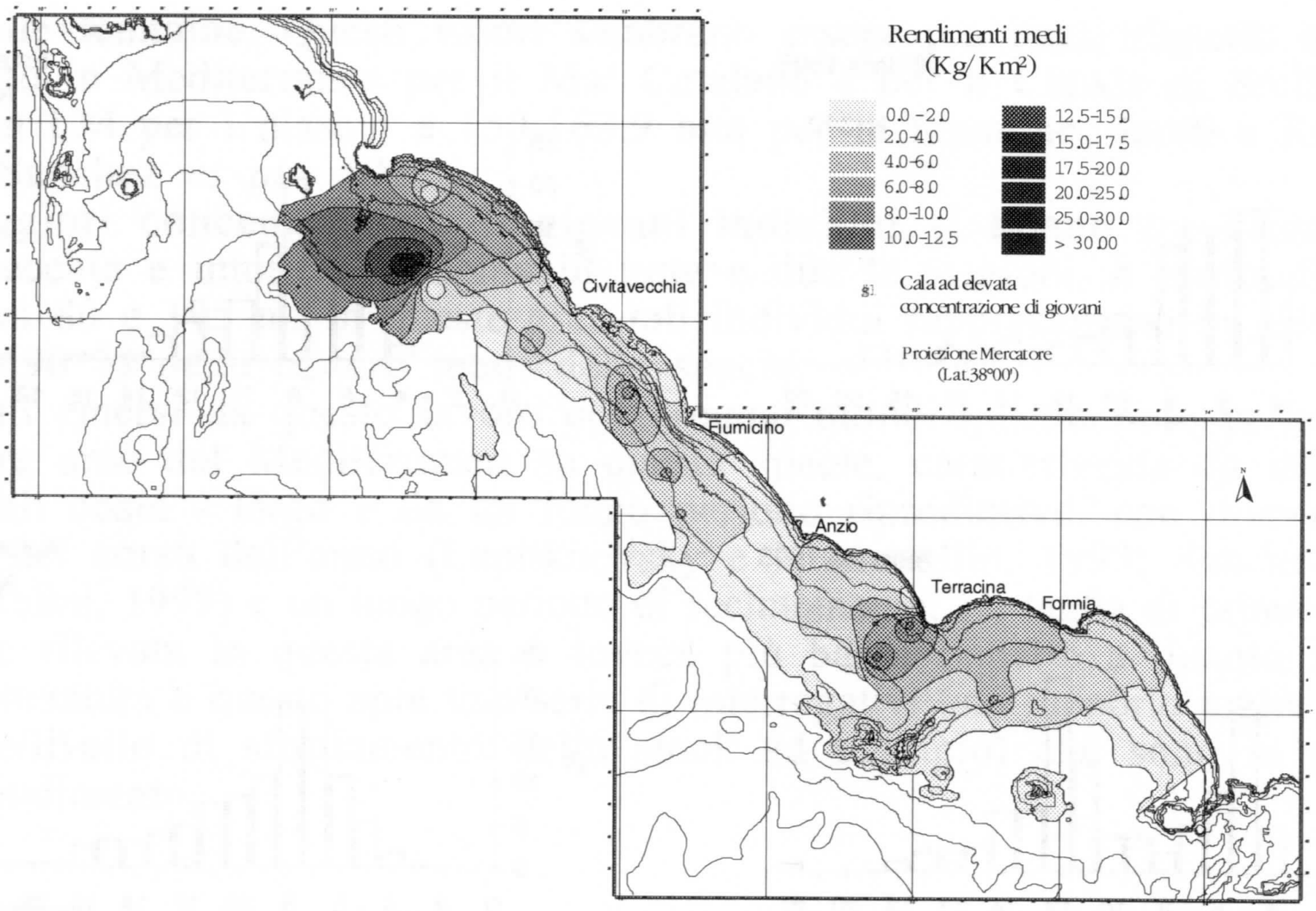


Fig. 1 Rappresentazione cartografica dell'abbondanza media (kg/km²) di *Illex coindetii* nelle campagne estive 1996-1998. Scala 1:6.000.000.

Cartographic representation of mean value of abundance (kg/km²) in the 1996-1998 surveys (summer). Scale 1:6.000.000.

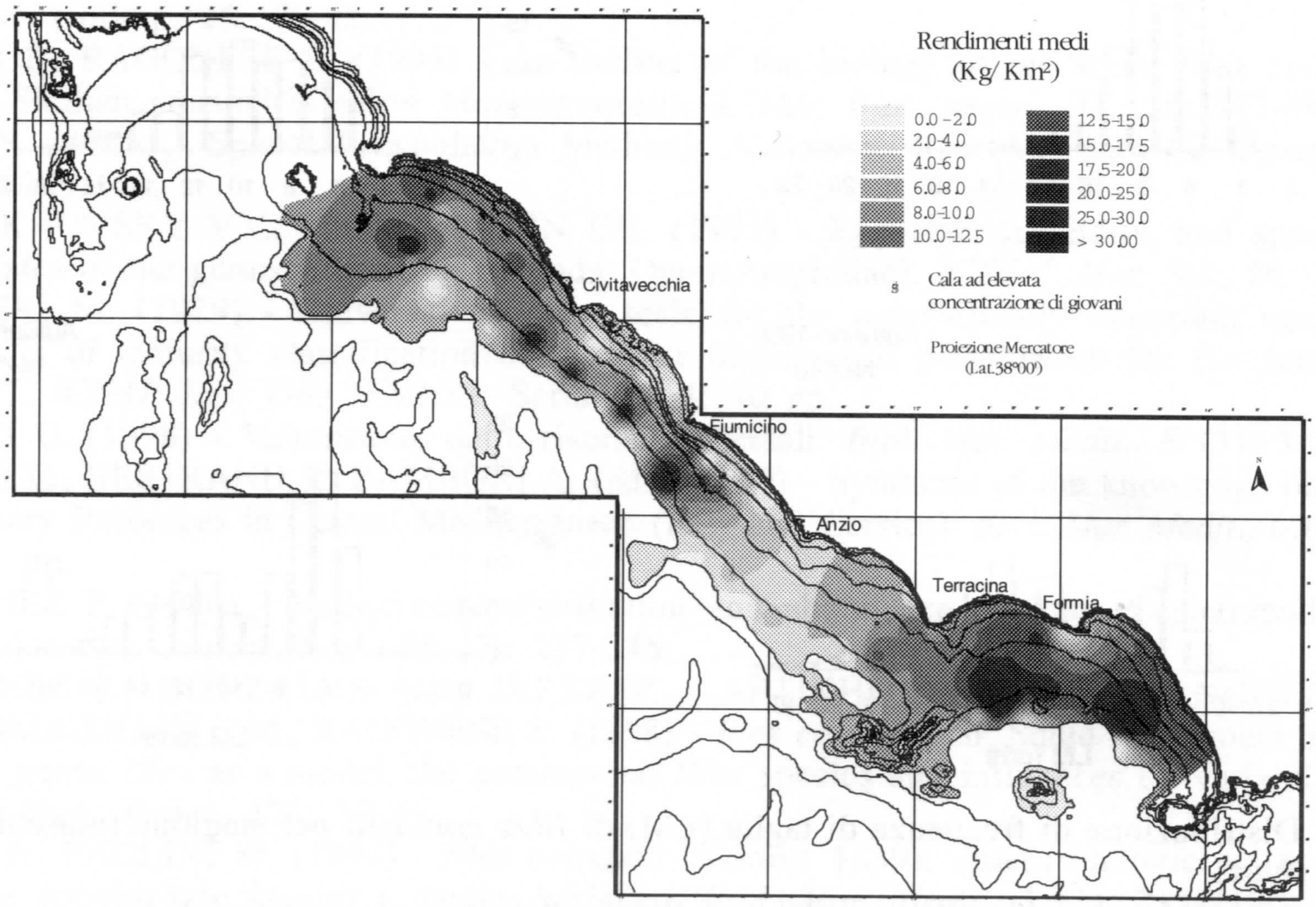


Fig. 2 - Rappresentazione cartografica dell'abbondanza media (kg/km²) di *Illex coindetii* nelle campagne autunnali 1996-1998. Scala 1:6.000.000.

Cartographic representation of mean value of abundance (kg/km²) in the 1996-1998 surveys (autumn). Scale 1:6.000.000.

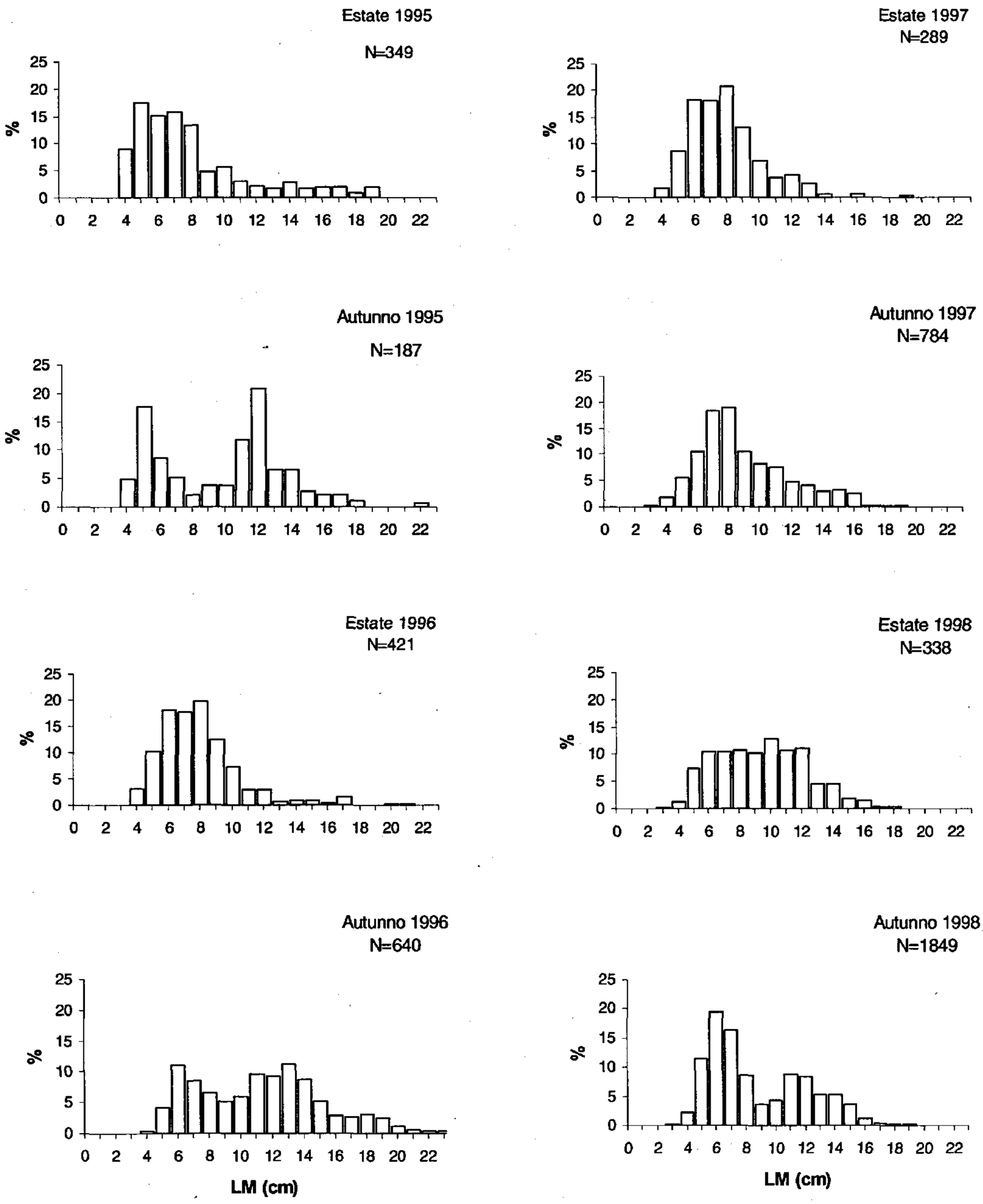


Fig. 3 - Distribuzione di frequenza di taglia (LM) di *Illex coindetii* per stagione (maschi + femmine).

Seasonal length distribution (ML) of Illex coindetii (male + female).

diverse profondità, in accordo a quanto noto in letteratura (Relini *et al.*, 1999). La taglia di prima maturità sessuale (L50%) è pari a 105 mm nei maschi e 120

mm nelle femmine. Questi valori sembrano essere più bassi rispetto a quanto osservato in Mediterraneo per il Mar Catalano e per il Canale di Sicilia (120-133 mm LM per i maschi e 150-163.9 mm per le femmine, Jereb e Ragonese, 1995; Sanchez *et al.*, 1998).

Maggiori concentrazioni di giovani individui si hanno tra Fiumicino e Civitavecchia e intorno Terracina in tutte e due le stagioni, a profondità comprese tra 80 e 195 m. In queste aree tali individui rappresentano in alcune cale fino al 90 % delle catture totali della specie.

I dati emersi da questo lavoro confermano quindi quanto noto in letteratura per altre aree del Mediterraneo su questa specie, caratterizzata da migrazioni stagionali costa - largo e da un lungo periodo riproduttivo, con diverse deposizioni nel corso dell'anno (Lapitkhovsky e Nigmatullin, 1993; Sanchez *et al.*, 1998, Relini, 1999) e un lungo periodo di reclutamento. La taglia di prima maturità sessuale rilevata in questa area è invece più bassa rispetto a quanto riportato dalla letteratura e questo apre una serie di interrogativi (sul rapporto taglia maturità sessuale/livello di sfruttamento dello stock ad esempio) che sono in corso di approfondimento.

Bibliografia

BELCARI P., FEDI E., VIVA C. (1989) - Distribuzione e sex-ratio di *Illex coindetii* (Verany, 1839) (Cephalopoda, Oegopsida) nell'arcipelago Toscano meridionale. *Nova Thalassia*, **10** (suppl.1): 507–509.

BERTRAND J.A., GIL de SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1998) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. In: Bertrand J.A. e Relini G. (eds), *Demersal resources in the Mediterranean*, IFREMER, Actes Colloq., **26**: 76-93.

JEREB P., RAGONESE S. (1995) - An outline of the biology of the squid *Illex coindetii* in the Sicilian channel (Central Mediterranean). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **75**: 373-390.

LAM N. (1983) - Spatial Interpolation Methods: A Review. *The American Cartographer*, **10** (2): 129-149.

LAPITKHOVSKY V.V., NIGMATULLIN CH. (1993) - Egg size, fecundity, and spawning in females of the genus *Illex* (Cephalopoda: Ommastrephidae). *ICES J. Mar. Sci.*, **50**: 393-403.

LIPINSKI M. (1979) - Universal maturity scale for the commercially important squids. The results of maturity classification of the *Illex illecebrosus* popoluation for the years 1973-1977. *ICNAP Res. Doc.* 79/2/38, Serial 5364: 40 pp.

RELINI G. (1998) - Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 3-19.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Synthesis of the knowledge on Bottom Fishery Resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (suppl.1): 868 pp.

SANCHEZ P. (1986) - Bathymetric distribution and abundance of some Cephalopods in the Catalan Sea. *Invest. Pesq.*, **50** (2): 237-245.

SANCHEZ P., GONZALES A.F., JEREB P., LAPTIKHOVSKY V.V., MANGOLD K.M., NIGMATULLIN C.M., RAGONESE S. (1998) - *Illex coindetii*. In: Squid recruitment dynamics. The genus *Illex* as a model, the commercial *Illex* species and influences on variability. *FAO Fis. Tech. Paper*, **376**: 59-76.

SORO S., PAOLINI M. (1994) - *Illex coindetii* (Verany, 1839): aspetti biologici ed evoluzione della popolazione in alto e medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 213-218.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 720-722

F. Maltagliati, P. Belcari[1], D. Casu, M. Casu, P. Sartor[2], G. Vargiu, A. Castelli

Dipartimento di Zoologia ed Antropologia Biologica,
C.so Margherita di Savoia, 15 - 07100 Sassari, Italia.
[1]Dip. Sci. Uomo e Ambiente, Pisa, Italia.
[2]C.I.B.M., Livorno, Italia.

STRUTTURA GENETICA DI *OCTOPUS VULGARIS* (MOLLUSCA, CEPHALOPODA) NEL MEDITERRANEO OCCIDENTALE

STUDY ON THE GENETIC STRUCTURE OF OCTOPUS VULGARIS *(MOLLUSCA, CEPHALOPODA) FROM WESTERN MEDITERRANEAN*

Abstract

Genetic variability and gene flow among three populations of Octopus vulgaris *Cuv. (Mollusca, Cephalopoda) from Western Mediterranean were analysed by allozyme electrophoresis. The levels of genetic variability were relatively high and gene flow among populations was consistent with the high potential for dispersal of paralarvae.*

Key-words: Octopus vulgaris, *genetic variability, allozymes, gene flow, Mediterranean.*

Introduzione

Negli ultimi anni gli studi sulla struttura genetica delle specie di interesse commerciale hanno assunto una rilevanza sempre maggiore nell'ambito dei programmi di conservazione e protezione ambientale, in quanto le popolazioni possono essere soggette agli effetti negativi dell'erosione genetica. Quest'ultima si può verificare in seguito alla deriva genetica casuale, alla depressione da inincrocio, a colli di bottiglia prolungati o alla riduzione della fitness per la fissazione casuale di alleli sfavorevoli (Meffe *et al.*, 1997). La conoscenza della diversità genetica di una specie permette inoltre di individuare l'eventuale esistenza di sotto-gruppi geneticamente distinti, legati tra loro da flusso genico più o meno ridotto.

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di analizzare la struttura genetica di *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 del Mediterraneo occidentale e di valutare i livelli di flusso genico.

Materiali e metodi

I campioni di *O. vulgaris* (30 individui ciascuno) sono stati raccolti nelle seguenti località: 1) Alghero (5/7/99; 40°26'N, 8°14'E); 2) Golfo di Napoli (12/9/99; 40°45'N, 14°6'E); 3) Livorno (3/6/99; 43°25'N, 10°18'E) (Fig. 1*a*). Per ciascun individuo sono stati rimossi il cristallino e una porzione di muscolo del mantello e posti a -80°C. Le analisi sono state condotte utilizzando l'elettroforesi su acetato di cellulosa per 13 sistemi enzimatici, che hanno fornito un totale di 20 loci. La variabilità genetica delle popolazioni è stata stimata mediante l'eterozigosità osservata e attesa e sono state valutate le deviazioni dall'equilibrio di Hardy-Weinberg mediante un test esatto (Louis e Dempster, 1987). È stata calcolata inoltre la distanza genetica di Nei (1978), sulla base della quale è stato

applicato il multidimensional scaling, MDS (Guiller *et al.*, 1998). Per valutare la divergenza genetica tra le popolazioni è stata calcolata la varianza standardizzata delle frequenze alleliche (F_{ST}) secondo Weir e Cockerham (1984) e la sua significatività è stata valutata applicando un test di permutazione (Goudet, 1995). La stima di flusso genico (N_em=numero di migranti per generazione) è stata effettuata applicando il metodo di Wright (1943): $F_{ST}=1/(4\ N_em+1)$.

Risultati e discussione

È stato rilevato poliallelismo in 10 loci su 20. Dei 17 test di permutazione effettuati per la valutazione dell'equilibrio di Hardy-Weinberg, 7 sono risultati significativi a causa di un generale deficit di eterozigoti, tali test comunque sono risultati non significativi in seguito alla correzione di Bonferroni.

I livelli di variabilità genetica stimati con le eterozigosità osservate e attese sono risultati medio-alti (rispettivamente $0.032\pm0.019<H_{OSS}<0.106\pm0.033$ e $0.044\pm0.028<H_{ATT}<0.136\pm0.041$), rispetto ai valori riportati in letteratura per i cefalopodi. Le stime di variabilità genetica, confrontate con il *t*-test effettuato per ciascuna coppia di popolazioni sui dati trasformati in arcsen$(x)^{½}$, non sono risultate significativamente diverse tra loro.

Le distanze genetiche di Nei (1978) sono caratteristiche di popolazioni conspecifiche ($0.009\pm0.005<D<0.020\pm0.010$). Il livello di diversità genetica tra lo popolazioni è messo in evidenza dalla presenza di un allele privato nella popolazione di Napoli e tre in quella di Livorno. Tale divergenza genetica tra le popolazioni è stata misurata con l'indice F_{ST} (=0.132±0.026), che è risultato significativamente diverso da zero.

La stima indiretta di flusso genico ottenuta (N_em=1.64) è compresa tra 1 e 4, che, come regola empirica, è considerato l'intervallo all'interno del quale non si ha completo isolamento delle popolazioni (N_em<1), né una situazione di panmissia (N_em>4) (Slatkin, 1987). I risultati da noi ottenuti suggeriscono che le paralarve, durante la loro fase planctonica, possano svolgere un ruolo chiave per la dispersione, impedendo l'isolamento delle popolazioni.

Il grafico dell'MDS ha mostrato un modello di struttura genetica concordante con la distribuzione geografica delle popolazioni (cfr. Fig. 1*a* e *b*). Ciò suggerisce la presenza di isolamento-per-distanza in *O. vulgaris* nella regione da noi analizzata.

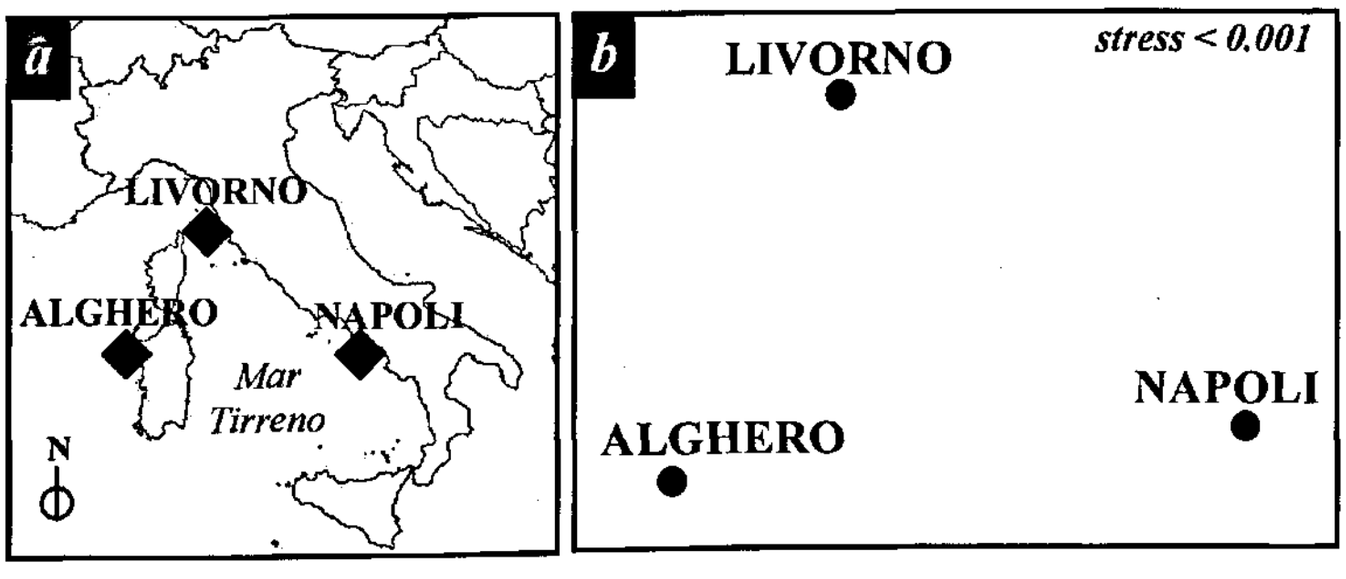


Fig. 1. *a*. Siti di campionamento. *b*. Multidimensional scaling delle distanze genetiche di Nei (1978) tra le popolazioni di *Octopus vulgaris*.

a. *Location of sampling sites.* b. *Multidimensional scaling plot based on Nei's (1978) genetic distances of three samples of* Octopus vulgaris.

Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare G. Procaccini e G. Piras per averci procurato rispettivamente i campioni del Golfo di Napoli e di Alghero.

Bibliografia

GOUDET J. (1995) - FSTAT version 1.2: a computer program to calculate F-statistics. *J. Hered.*, **86**: 485-486.

GUILLER A., BELLIDO A., MADEC L. (1998) - Genetic distances and ordination: the land snail *Helix aspersa* in North Africa as a test case. *Syst. Biol.*, **47**: 208-227.

LOUIS E.J., DEMPSTER E.R. (1987) - An exact test for Hardy-Weinberg and multiple alleles. *Biometrics*, **43**: 805-811.

NEI M. (1978) - Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, **89**: 583-590.

SLATKIN M. (1987) - Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science*, **236**: 787-792.

WEIR B.S., COCKERHAM C.C. (1984) - Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, **38**: 1358-1370.

WRIGHT S. (1943) - Isolation by distance. *Genetics*, **31**: 39-59.

Il presente lavoro è stato finanziato dalla PADI FOUNDATION (request No. 19/1999).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 723-725

C.A. MARANO, M.C. MARZANO, G. STRIPPOLI, G. BERTOLDI

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

INFORMAZIONI PRELIMINARI SULL'ACCRESCIMENTO DI *TRACHYRHYNCHUS TRACHYRHYNCHUS* (RISSO, 1810) NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

PRELIMINARY INFORMATIONS ON THE GROWTH OF TRACHYRHYNCHUS TRACHYRHYNCHUS *(RISSO, 1810) IN THE SOUTH ADRIATIC SEA*

Abstract

The growth of roughsnout grenadier (Trachyrhynchus trachyrhynchus - *Osteichthyes, Macruridae) of South Adriatic deep trawlable bottoms has been studied by means of ageing techniques (otolith readings). The estimated von Bertalanffy's growth parameters were PA* L_∞ *(cm) =22.7, k/year=0.21 and to=0.364.*

Key-words: Trachyrhynchus trachyrhynchus, *growth, South Adriatic Sea.*

Introduzione

Il pizzuto, *T. trachyrhynchus* (Risso, 1810) (teleosteo macruride) è una specie bento-nectonica a prevalente distribuzione batiale, presente nel bacino Mediterraneo e nell'adiacente Atlantico orientale (Cohen *et al*, 1990).

Le informazioni sulla biologia di questa specie nel Mediterraneo derivano quasi esclusivamente da ricerche condotte nell'area occidentale del suddetto bacino (Motais, 1960; Orsi Relini e Wurtz, 1979, Stefanescu *et al.*, 1994; Massutì *et al.*, 1995) mentre sono alquanto carenti i dati pubblicati riferiti all'area centro-orientale.

Materiali e metodi

I dati riguardanti la specie in esame sono stati ottenuti dalle campagne pluriennali di pesca a strascico nel Basso Adriatico (progetto GRUND 1994-98) sui fondi sino a 800 m di profondità dove sono stati catturati circa 800 individui in 20 cale, e da una campagna effettuata nello stesso bacino (anno 1999) oltre gli 800 m, dove sono stati catturati circa 50 individui in 5 cale.

Mediante i due distinti progetti di ricerca è stato campionato l'intero intervallo batimetrico del batiale adriatico (200-1223 m); durante le campagne in mare è stata utilizzata un'unica tipologia d'attrezzo (rete a strascico con maglia stirata al sacco di 36 mm).

Circa 200 esemplari (quelli meglio conservati) sono stati analizzati misurando: lunghezza totale, lunghezza preanale, lunghezza all'opercolo (LT, LA, LO; cm).

Gli individui non sono stati distinti per sesso a causa della difficoltà di determinazione, dovuta alle procedure di congelamento del campione.

L'accrescimento della specie in esame è stato stimato mediante lettura degli otoliti (122 coppie di sagitte) allo stereomicroscopio, dopo levigazione con una levigatrice automatica. I dati di lettura sono stati successivamente elaborati in

modo da poter stimare i parametri dell'equazione di von Bertalanffy (curva di crescita) mediante l'uso del software Fisat (Gayanilo *et al*, 1994).

Risultati

T. trachyrhynchus è stata raccolta tra 590 e 1196 metri (zona mesobatiale) in accordo con quanto riportato da Cohen *et al.* (1990) per altre aree geografiche.

I campioni comprendevano l'intero intervallo di taglia riportato dalla letteratura per questa specie (Cohen *et al.*, 1990).

L'età per ogni individuo, calcolata in base all'alternanza degli anelli di accrescimento, è stata attribuita da tre distinti osservatori, scartando le osservazioni molto diverse fra loro. A tal riguardo bisogna ricordare che, tra gli organismi "profondi" del Mediterraneo, la stessa alternanza delle bande chiare e scure non è dovuta alla variazioni della temperatura (stabile nel Mediterraneo, con valori pari a 12,5-13,5 °C), ma alle relazioni trofiche che si instaurano con l'intera colonna d'acqua sovrastante (Gage & Tyler, 1991).

Sono state individuate età comprese tra 0 e 10 anni, per lunghezze (preanale) tra 6,5 e 20 cm (Tab. 1); con i dati ottenuti dalla lettura degli otoliti è stata calcolata una curva di crescita von Bertalaffy con valori di PA L_∞, k e t_o rispettivamente pari a 22.7 cm (s.e.=1.28, C.V.=0.05), 0.215 (s.e.=0.037, C.V.=0.17) e -0.364 (s.e.=0.29, C.V.=-0.7) (Fig.1). Il valore dell'indice di "growth performance" f' (Pauly & Munro, 1984) è risultato pari a 2.045 (s.e.=0.566, C.V.=0.27).

Tab. 1 - Dati relativi alle lunghezze preanali medie di *Trachyrhynchus trachyrhynchus* per età.
Data concerning mean preanal lenght of Trachyrhynchus trachyrhynchus *for age.*

Età (anni)	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+
LA media (cm)	7.92	9.36	10.98	12.9	15.83	17.4	18.05	19.25	18.5	20
d.s.	0.60	1.39	0.98	0.14	1.29	1.24	1.23	0.35	-	-
N° ind.	30	24	19	2	9	14	13	2	1	1

Discussione e conclusioni

I risultati ottenuti dalla lettura delle sagitte di Pizzuto nell'area adriatica meridionale sono, in generale, comparabili con quelli ottenuti da altri Autori in diversi bacini (Orsi Relini e Wurtz, 1979; Massutì *et al.*, 1995); unica differenza si evidenzia dal confronto con i dati riferiti al Mediterraneo francese, dove Motais (1960) stima una taglia massima più alta.

La curva di crescita ottenuta dai dati adriatici è alquanto simile a quella delle acque spagnole (Massutì *et al.*, 1995), con un valore di PA L_∞ comparabile (21.07 cm) e con un leggero incremento nel valore di k ottenuto per i dati adriatici.

È probabile che l'esame di un più consistente numero di esemplari, soprattutto delle taglie maggiori, consenta di ottenere una stima migliore dei parametri di crescita per gli individui più longevi.

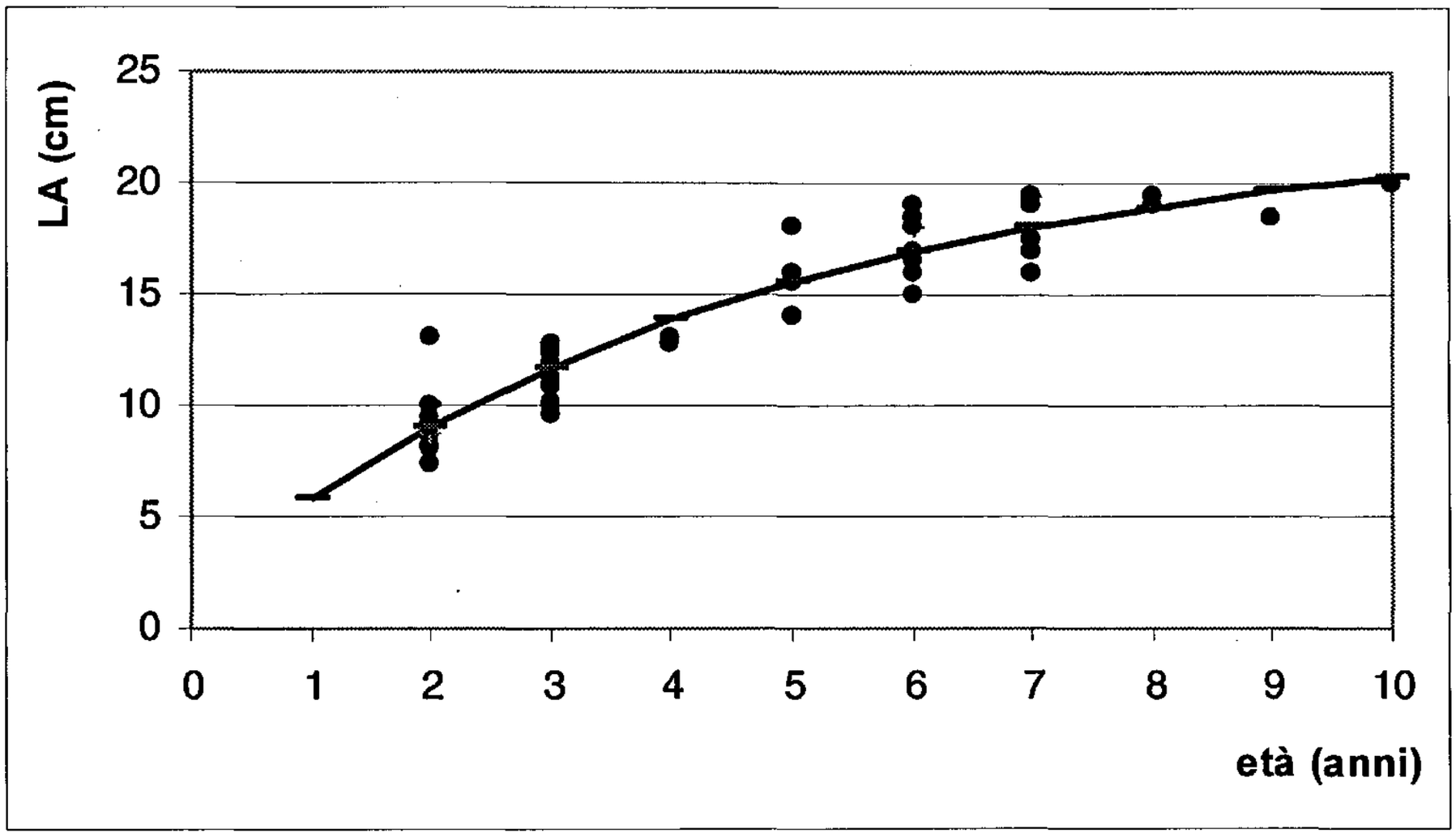


Fig. 1 - Curva di crescita von Bertalanffy di *Trachyrhynchus trachyrhynchus* nell'Adriatico Meridionale.
Von Bertalanffy growth curve of Trachyrhynchus trachyrhynchus *in the South Adriatic Sea.*

Bibliografia

COHEN D.M., INADA T., IWAMOTO T., SCIALABBA N. (1990) - FAO Species Catalogue. Vol. 10. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, **125**: 442 pp.

GAYANILO F.C., SPARRE P., PAULY D. (1994) - The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT). User's guide. FAO Computerised Information Series (Fisheries). N°6, Rome, FAO: 186 pp.

GAGE J.D, TYLER P.A. (1991) - Deep Sea Biology. Natural history of organisms at the deep-sea floor. Cambridge University Press, Cambridge.

MASSUTI' E., MORALES-NIN B., STEFANESCU C. (1995) - Distribution and biology of five grenadier fish (Pisces: Macrouridae) from upper and middle slope of the north-western Mediterranean. *Deep-Sea Research I.*, **42** (3): 307-330.

MOTAIS R. (1960) - Quelques observations sur la biologie d'un poisson abyssal *Trachyrinchus trachyrinchus* Risso et sur les conditions de vie en mer profonde. *Bull. Inst. Océanogr.*, **1165**: 1-79.

ORSI RELINI L., WURTZ M. (1979) - Biology of *Trachyrhynchus trachyrhynchus* (Risso, 1810) (Osteichthyes, Macruridae) during the first years of benthic life. *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.*, 25/26, **10**: 71-77.

PAULY D., MUNRO J.L. (1984) - Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. ICLARM *Fishbyte*, **2** (1): 21.

STEFANESCU C., MORALES NIN B., MASSUTÌ E. (1994) - Fish assemblages on the slope in the Catalan Sea (Western Mediterranean): influence of submarine canyon. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **74**: 499-512.

Lavoro reso possibile grazie ai finanziamenti ottenuti dal Ministero Italiano delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali nell'ambito del progetto nazionale "valutazione delle Risorse Demersali" (GRUND) e dalla compagnia petrolifera italiana ENI-AGIP.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 726-729

M. Martino, N. Ungaro, L. Di Turi, B. Iaffaldano

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

QUALCHE INFORMAZIONE SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *MICROMESISTIUS POUTASSOU* (RISSO, 1826) NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

SOME INFORMATION ON THE REPRODUCTIVE BIOLOGY OF MICROMESISTIUS POUTASSOU *(RISSO, 1826) IN THE SOUTHERN ADRIATIC BASIN*

Abstract

Reproduction features of Micromesistius poutassou *(Risso, 1826) in the Southern Adriatic Sea were analysed by means of histological analysis. The spawning season was between January and March, and mature females were mostly found at sizes larger than 25 cm TL.*

Key-words: *fish,* Micromesistius poutassou, *reproduction, Adriatic Sea.*

Introduzione

Il potassolo – *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) – è una tra le specie più frequenti ed abbondanti catturate dalla pesca a strascico "profonda" (oltre i 200 m) dei mari italiani, nonostante il particolare *habitus* mesopelagico della specie. La distribuzione geografica nei bacini italiani, la demografia ed alcuni aspetti biologici (l'accrescimento) sono stati analizzati in maniera abbastanza approfondita, mentre la trattazione relativa alla riproduzione appare abbastanza superficiale, almeno nelle aree più meridionali del Paese (Relini *et al.*, 1999).

Nel presente lavoro si riportano informazioni su alcuni aspetti della riproduzione del potassolo (periodi e taglie di maturità), studiati nel bacino meridionale dell'Adriatico.

Materiali e metodi

Allo scopo di ottenere i dati necessari per lo studio degli aspetti riproduttivi, sono stati effettuati dei prelievi mensili sullo sbarcato del porto di Bari nel periodo compreso tra il 1992 ed il 1993. Nel periodo menzionato gli individui di potassolo sono stati analizzati al fine di rilevare la lunghezza (LT, cm), il peso somatico, il peso gonade; alcune delle gonadi femminili campionate sono state in seguito utilizzate per la preparazione di sezioni istologiche (spessore 5-8 μ) colorate con ematossilina-eosina.

Lo studio successivo è stato prevalentemente incentrato sull'aspetto istologico relativo alle gonadi di 22 individui di sesso femminile, e sullo stadio di sviluppo e dimensioni degli ovociti (Wallace & Selman, 1981; Tyler & Sumpter, 1996) presenti nei diversi periodi alle differenti taglie. I dati relativi al rapporto gonado-somatico nelle femmine (IGS %, calcolato sul peso totale) sono stati utilizzati per meglio individuare i periodi prevalenti di riproduzione.

Risultati

L'esame al microscopio ottico delle sezioni istologiche ha permesso di individuare differenti stadi di sviluppo ovocitario in base alle caratteristiche morfologiche ed alle dimensioni. In particolare negli ovociti con diametro inferiore a 100 µ è riconoscibile una fase di accrescimento primario, mentre l'inizio della vitellogenesi può verificarsi negli ovociti con diametro compreso tra 100 e 200 µ. La vitellogenesi avanzata compare negli ovociti con diametro superiore ai 200 µ. Oltre i 600 µ gli ovociti possono considerarsi maturi.

Le differenti popolazioni ovocitarie sono talvolta presenti contemporaneamente (con percentuali differenti), soprattutto negli esemplari con taglie superiori a 25 cm LT nel periodo dell'anno tra gennaio e marzo (Fig. 1).

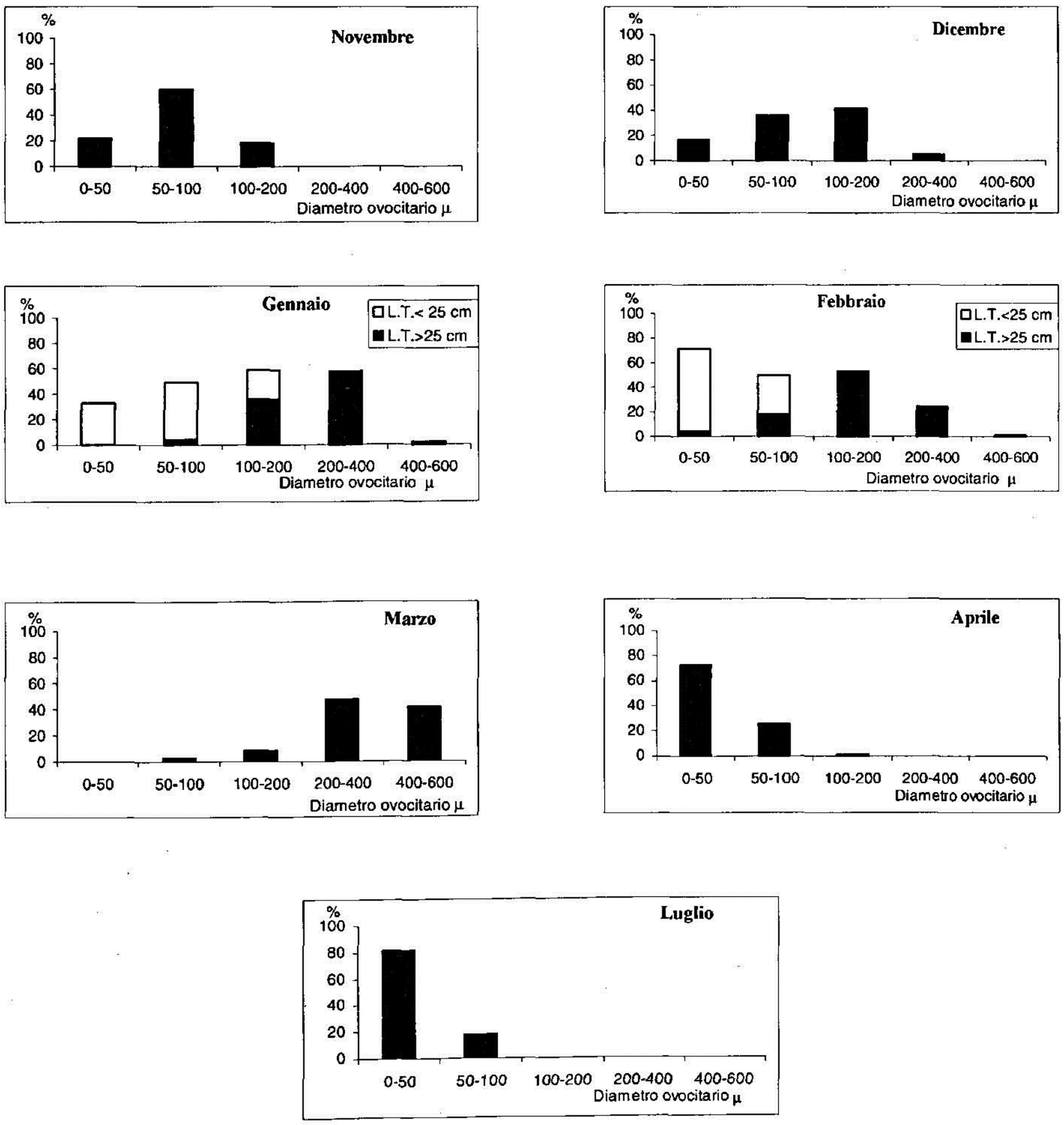


Fig. 1 - Frequenze dei diametri ovocitari per campione mensile (per i mesi di gennaio e febbraio sono indicate separatamente le frequenze relative agli esemplari con LT maggiore e minore di 25 cm).

Oocytes diameter's frequency per monthly samples (specimens smaller than 25 cm and larger than 25 cm TL are separately reported in the January and March samples).

L'andamento dell'indice gonado-somatico conferma il picco riproduttivo tra gennaio e marzo, tenendo anche conto dei risultati dell'analisi istologica. In figura 2 è illustrato l'andamento dell'indice separando gli esemplari con lunghezza totale maggiore di 25 cm da quelli più piccoli.

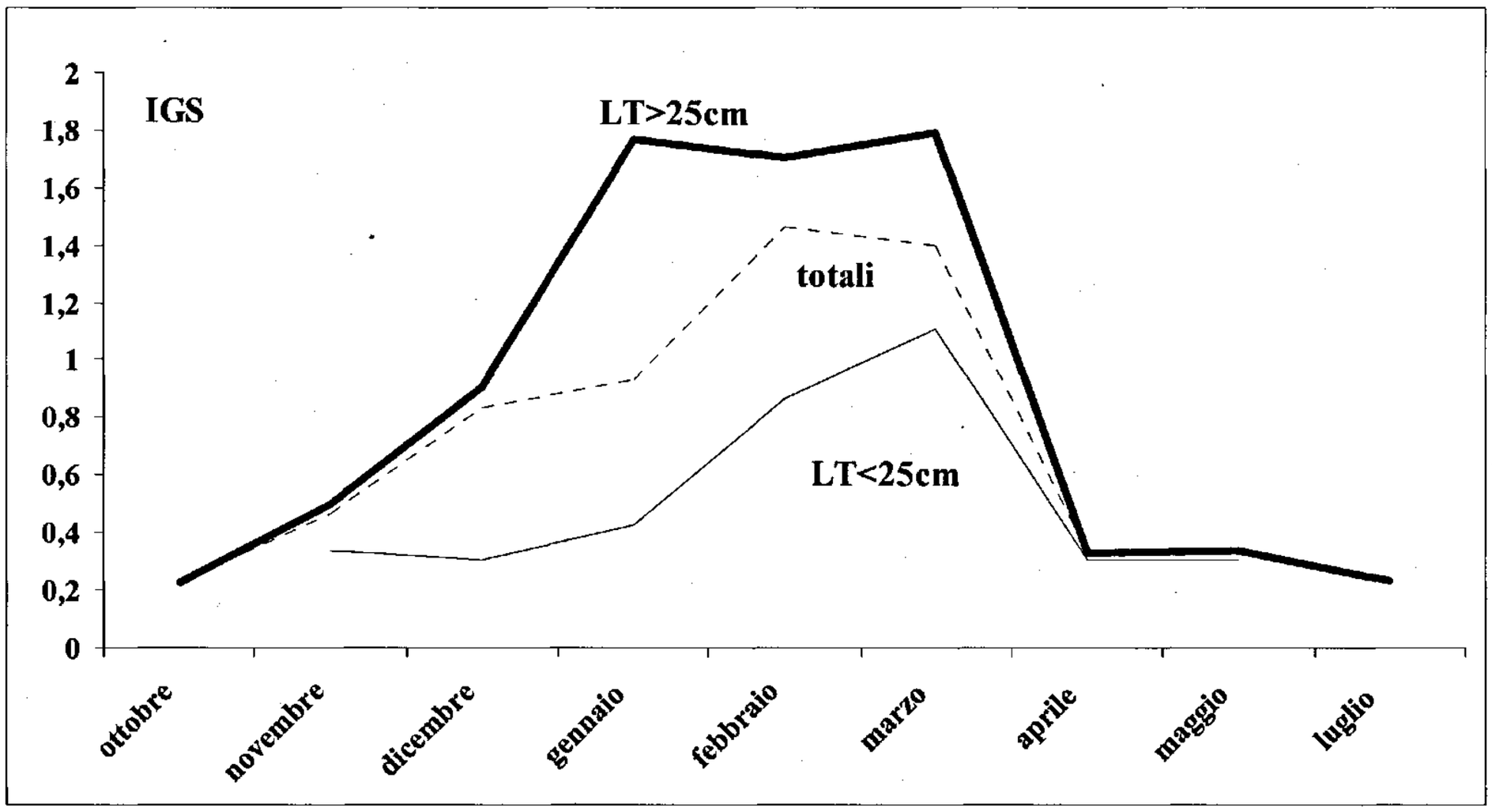


Fig. 2 - Andamento dell'indice gonado-somatico (IGS) nei differenti mesi dell'anno (curva sul totale degli esemplari e separata per taglie maggiori e minori di 25 cm LT).
Gonadosomatic index (GSI) trend during an yearly period (trends according to the whole sample and to the specimens smaller than 25 cm and larger than 25 cm TL).

Discussione e conclusioni

La presenza contemporanea di differenti popolazioni ovocitarie nei preparati istologici conferma la definizione di "depositore parziale" per la specie, come già noto per l'Atlantico (Maucorps & Fontaine, 1979) ed ipotizzato per il Mediterraneo (Sbrana *et al.*, 1998).

Il periodo riproduttivo verificato per il Basso Adriatico generalmente coincide con quanto riportato per gli altri mari italiani (Froglia & Gramitto, 1981; Orsi-Relini & Peirano, 1985; Reale & Righini, 1990; Chiericoni *et al.*, 1996; Matarrese *et al.*, 1998).

Le sezioni di gonade analizzate hanno messo in evidenza taglie maturative per lunghezze uguali o superiori a 25 cm LT, pari a circa 2 anni di età per il bacino di riferimento (Ungaro *et al.*, 1996), sebbene un aumento dell'indice gonado-somatico si osservi anche in esemplari a partire da 20 cm circa (in cui comunque la frequenza degli ovociti in vitellogenesi avanzata è abbastanza bassa). Anche questa informazione dunque sembra concorde con i risultati relativi agli altri mari italiani (Froglia & Gramitto, 1981; Orsi-Relini & Peirano, 1985; Reale & Righini, 1990; Chiericoni *et al.*, 1996; Matarrese *et al.*, 1998).

In conclusione, malgrado la novità per il Basso Adriatico, il numero ridotto di campioni analizzati invita ad attribuire carattere di preliminarità alle informazioni riportate, che necessitano di ulteriori future conferme.

Bibliografia

CHIERICONI V., DE RANIERI S., SARTOR P. (1996) - Periodo di deposizione di *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) (Osteicthyes, Gadiformes) nel Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit,* **3** (1): 540-541.

FROGLIA C., GRAMITTO M.E. (1981) - Summary of biological parameters on *Micromesistius poutassou* in the Adriatic. *FAO Fish. Rep.*, **253**: 93-95.

MATARRESE A., BASANISI M., MASTROTOTARO F., MARANO C.A. (1998) - Dinamica di popolazione di *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) nel Mar Ionio Settentrionale. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 99-106.

MAUCORPS A., FONTAINE B. (1979) - Etude Synoptique sur deux especes susceptibles d'etre commercialsées: le Merlan bleu et le Grenadier. *Science et Peches, Bull. Inst. Pesches Marit.*, **294**: 1-13.

ORSI RELINI L., PEIRANO A. (1985) - Biological notes on the blue whiting, *Micromesistius poutassou* Risso, of the Ligurian Sea. *FAO Fish. Rep.*, **336:** 113-117.

REALE B., RIGHINI P. (1990) - Brief note on catch and biology of blue whiting *Micromesistius poutassou,* Risso (Pisces, Gadidae) in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **32** (1): 257.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds.) (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (suppl. 1): 180-188.

SBRANA M., CHIERICONI V., BIAGI F. (1998) - Biologia riproduttiva e fecondità di *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) del Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 107-116.

TYLER C. R., SUMPTER J.P. (1996) - Oocyte growth and development in teleosts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries,* **6:** 287-318.

UNGARO N., MARANO G., MARSAN R. (1996) - Accrescimento di *Micromesistius poutassou* (Risso) nell'Adriatico sud-occidentale. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 586-589.

WALLACE R.A., SELMAN K. (1981) - Cellular and Dynamic Aspects of Oocytes Growth in Teleosts. *Amer. Zool.*, **21**: 325-343.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 730-735

A. Matarrese, R. Carlucci, F. Capezzuto, M. Blasi

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

NOTA SULLA BIOLOGIA DI *CEPOLA MACROPHTALMA* (L.) (PISCES: OSTEICHTHYES) NEL MAR IONIO

NOTE ON THE BIOLOGY OF CEPOLA MACROPHTALMA *(L.) (PISCES: OSTEICHTHYES) IN THE IONIAN SEA*

Abstract

A total of 3695 specimens of Cepola macrophtalma *(L.) (Pisces: Osteichthyes) was collected during six trawl surveys carried out in the Ionian Sea (June 1996-September 1998). A decrease in size with depth was observed. The sex-ratio was generally in favour of males. The size at the first maturity for female was 17.8 cm standard length.*

Key-words: Cepola macrophtalma, *sex-ratio, reproduction, Ionian sea.*

Introduzione

Cepola macrophtalma (Linneo, 1758) è un teleosteo con abitudini bentoniche e fossorie, presente singolarmente o in piccoli banchi a partire da una profondità di circa 10-20 m fino a 450 m (più frequente fra 70-200 m) (Tortonese, 1975; Fischer *et al.*, 1987; Stergiou, 1989). La cepola è presente in tutto il bacino mediterraneo, oltre che nell'Atlantico orientale fino alle Isole Britanniche verso nord e al Senegal settentrionale verso sud (Tortonese, 1986). La specie ha un modesto valore commerciale in alcune marinerie del Mediterraneo, soprattutto in Spagna e in Italia. Le conoscenze scientifiche relative a *C. macrophtalma* nel Mar Ionio sono piuttosto limitate e riguardano essenzialmente aspetti legati all'accrescimento (Pastore, 1990).

In questa nota si riportano ulteriori dati sulla biologia di *C. macrophtalma* nel Mar Ionio, relativamente alla struttura di popolazione e alla riproduzione.

Materiali e metodi

I dati analizzati sono stati raccolti durante sei campagne sperimentali di pesca a strascico, realizzate in primavera e in autunno da giugno 1996 a settembre 1998, nell'ambito di progetti internazionali (MEDITS) e nazionali (GRU.N.D.). L'area investigata è compresa fra Capo d'Otranto (LE) e Capo Passero (SR). Il disegno di campionamento è stato di tipo "random stratificato", con allocazione di 74 cale, ripartite fra cinque strati batimetrici: 0-50 m, 50-100 m, 100-200 m, 200-500 m, 500-800 m. Per il progetto MEDITS (primavera) e per il progetto GRU.N.D. (autunno) è stata utilizzata una rete con maglia stirata al sacco rispettivamente di 20 mm e di 40 mm. Per ciascun esemplare campionato, in relazione all'estrema fragilità della pinna caudale, è stata misurata la lunghezza standard L_s (mm) ed inoltre è stato rilevato il peso (g). Per ogni campagna sono state elaborate le distribuzioni lunghezza-frequenza ed è stata considerata la sex-ratio. Lo stadio di maturità delle gonadi è stato valutato sulla base della scala macroscopica riportata da Nikolsky (1963). Attraverso la funzione logistica, così

come riportato da Sparre *et al.* (1989), è stata calcolata la taglia di prima maturità ($L_{50\%}$) per le femmine, considerando tutti gli esemplari con gonade allo stadio 4 e 5 osservati durante l'indagine.

Risultati

Prescindendo dalla differente abbondanza numerica con cui la popolazione di *C. macrophtalma* è stata campionata in primavera e in autunno, la composizione in taglia si presenta comparabile nelle due stagioni, probabilmente perché entrambe le reti utilizzate potrebbero essere non selettive per la specie (Fig. 1).

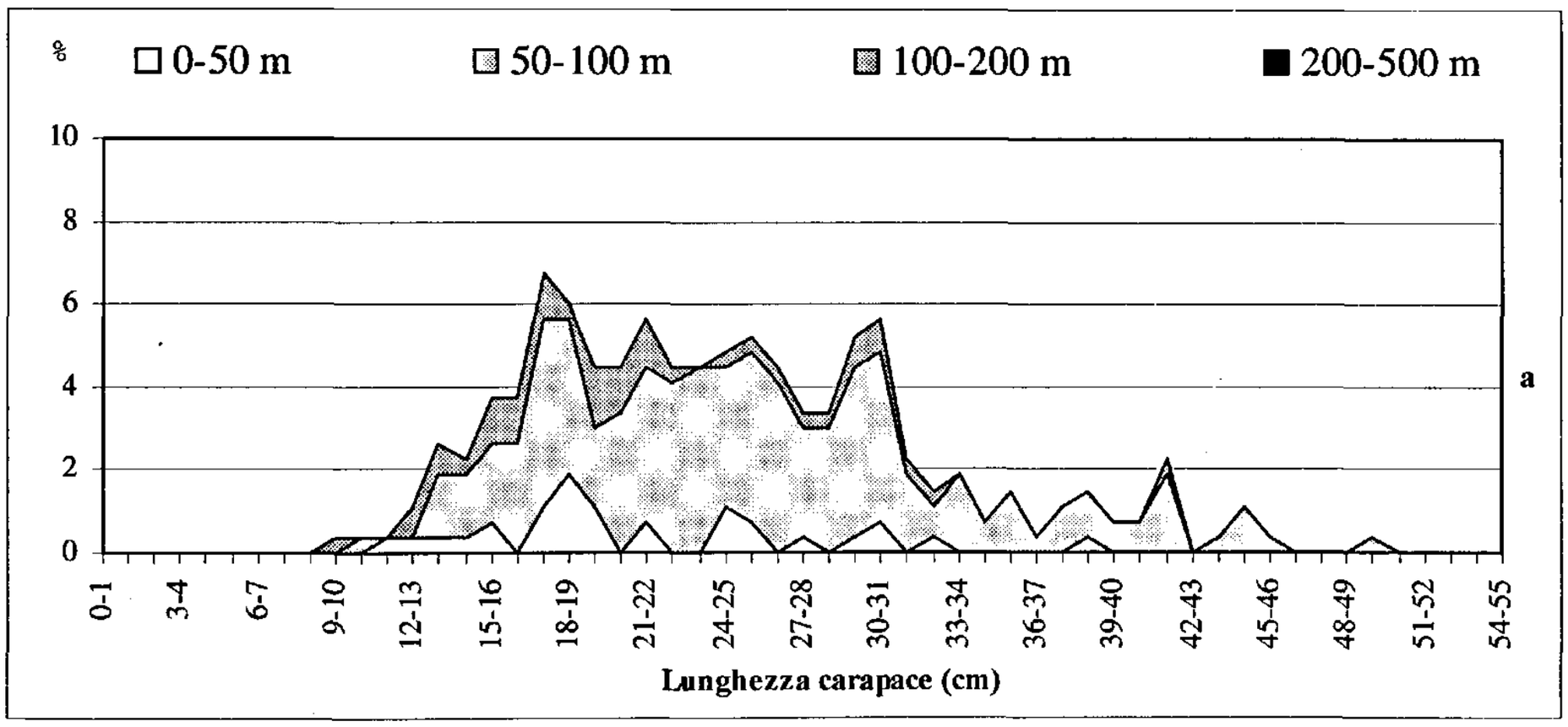


Fig. 1 - Distribuzione lunghezza-frequenza rispetto alla profondità di *Cepola macrophtalma*,rinvenuta durante le campagne primaverili (a) e quelle autunnali (b), realizzate nel Mar Ionio da giugno 1996 a settembre 1998.

Length-frequency distribution related to the bathymetry, for Cepola macrophtalma *specimens found, during spring (a) and autumn (b) from June 1996 to September 1998, in the Ionian sea.*

La taglia minima osservata nell'intera popolazione campionata è risultata pari a 3,7 cm L_s in un individuo sessualmente indeterminato, la massima è stata di 52,5 cm L_s nei maschi e di 45,0 cm L_s nelle femmine. La popolazione campionata è risultata prevalentemente costituita da individui di taglia compresa fra 13 e 33 cm L_s. Le forme giovanili sono state rinvenute in percentuali maggiori durante le campagne autunnali. La maggior parte della popolazione è risultata localizzata nello strato batimetrico 50-100 m in entrambe le stagioni d'indagine. Le profondità minime e massime di rinvenimento sono risultate pari a 18 e 379 m rispettivamente. È stato inoltre riscontrato che la taglia media della popolazione campionata si riduce con l'aumentare della profondità. Questa riduzione risulta evidente sia in primavera sia in autunno per la presenza di reclute soprattutto nello strato batimetrico 100-200 m e in misura minore anche fra 200 e 500 m.

La sex-ratio (F/F+M) è stata sempre significativamente a favore dei maschi, fatta eccezione per la campagna di giugno 1996 e novembre-dicembre 1996 (Tab. 1).

Tab. 1 - Sex-ratio (F/F+M) e relativo valore del test del χ^2 degli individui di *Cepola macrophtalma* rinvenuti nel Mar Ionio da giugno 1996 a settembre 1998.

Sex-ratio (F/F+M) and χ^2 test for Cepola macrophtalma *specimens found in the Ionian sea from June 1996 to September 1998.*

Campagna	Totale	Femmine	Maschi	F/F+M	χ^2	Risultato del test χ^2
giugno 1996	66	13	21	0,38	1,44	ns
novembre-dicembre 1996	503	176	150	0,54	1,92	ns
giugno 1997	67	20	37	0,35	4,49	*
settembre-ottobre 1997	1820	578	1001	0,37	113,32	**
maggio 1998	134	45	83	0,35	10,70	**
settembre 1998	1105	385	700	0,35	90,87	**

Per quanto riguarda gli aspetti riproduttivi, la taglia della più piccola femmina matura è risultata pari a 12,3 cm L_s mentre il più piccolo maschio maturo ha mostrato una lunghezza pari a 15,4 cm L_s. La percentuale dei maschi con gonade matura è risultata inferiore a quella delle femmine, per le quali è stato possibile osservare un incremento percentuale degli individui maturi a giugno ed una riduzione a novembre-dicembre (Fig. 2).

Considerando tutte le femmine mature (stadio 4 e 5) catturate durante i mesi primaverili e autunnali, dalla funzione logistica sono stati ottenuti i seguenti parametri: a=3,096; b=0,017; r=0,90; r^2=0,81. La taglia di prima maturità è risultata pari a 17,8 cm L_s (Fig. 3).

Conclusioni

La popolazione di *C. macrophtalma* campionata nel Mar Ionio è risultata costituita da numerose componenti modali, configurabili con differenti coorti in relazione al periodo riproduttivo piuttosto prolungato, che sembra collocarsi fra la stagione primaverile ed autunnale, così come riportato da Fischer (1987), Relini *et al.* (1999) e osservato nel Mar Ligure (Isola e Relini, 1983-84; Zamboni *et al.*, 1990).

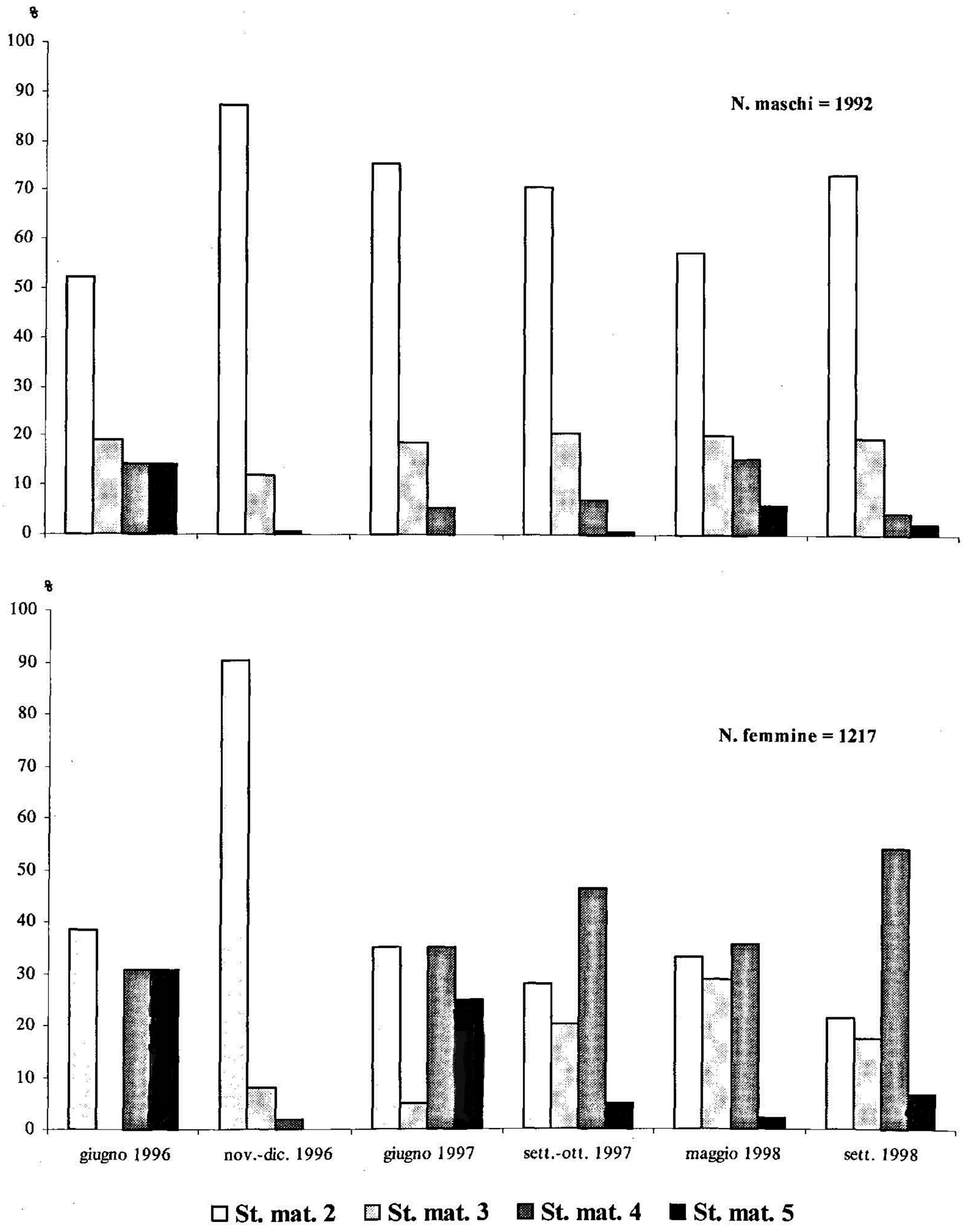


Fig. 2 - Percentuale per stadio di maturità delle gonadi maschili e femminili di *Cepola macrophtalma* osservate da giugno 1996 a settembre 1998 nel Mar Ionio.

Gonad maturity stages of males and females of Cepola macrophtalma *observed from June 1996 to September 1998 in the Ionian sea.*

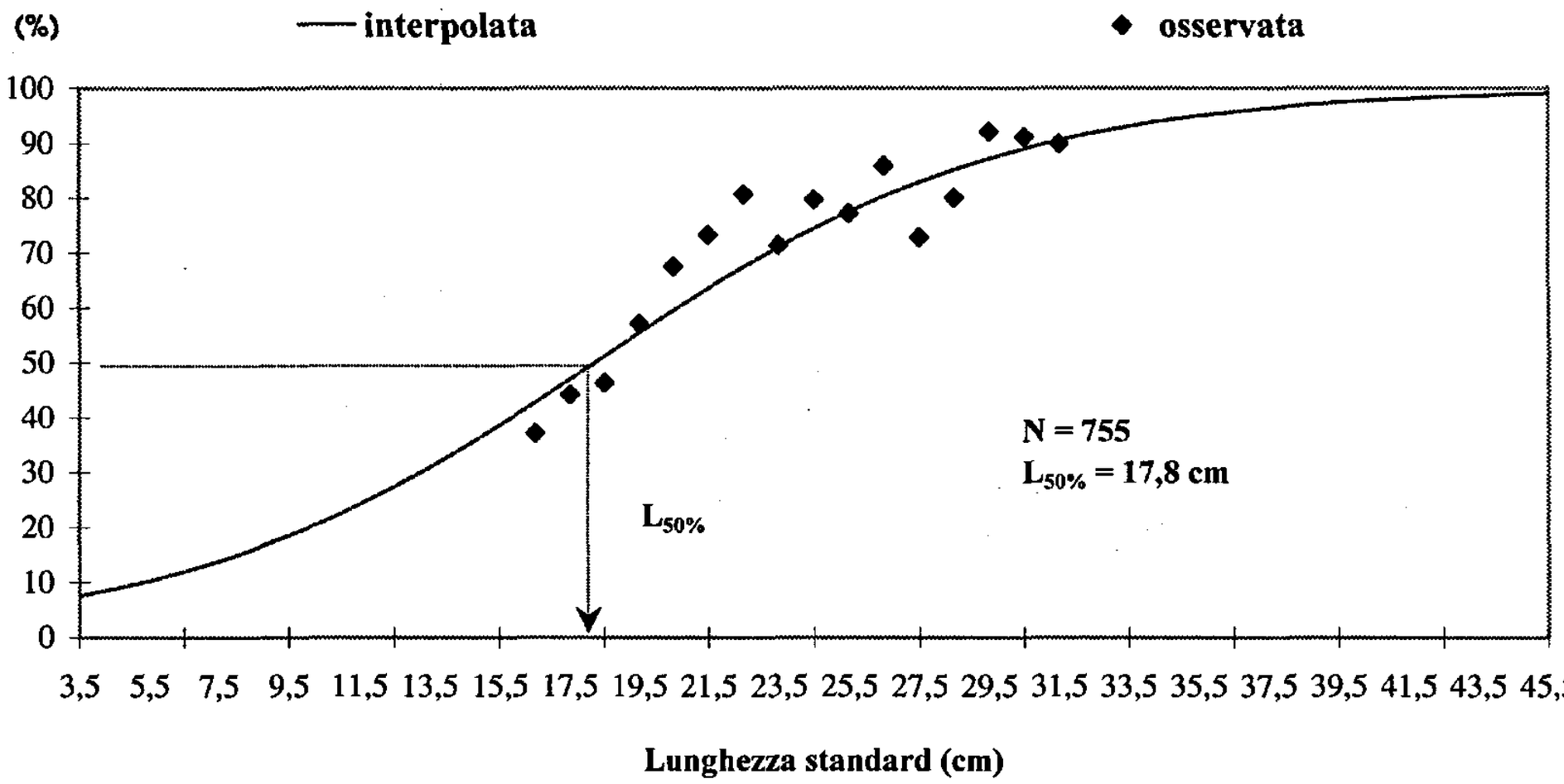


Fig. 3 - Percentuale attesa e osservata per taglia delle femmine mature di *Cepola macrophtalma* rinvenute da giugno 1996 a settembre 1998 nel Mar Ionio.

Percentage expected and observed of Cepola macrophtalma *mature female specimens found from June 1996 to September 1998 in the Ionian sea.*

La distribuzione batimetrica di *C. macrophtalma* nel Mar Ionio evidenzia, in accordo con quanto osservato da Pastore (1990), Zamboni *et al.* (1990) e Stergiou (1992), che la quasi totalità della popolazione si concentra nello strato 50-100 m.

La taglia media della popolazione si riduce con l'aumentare della profondità, indipendentemente dalle stagioni analizzate.

I maschi sono risultati più abbondanti delle femmine e presentano dimensioni maggiori in accordo con quanto riportato da Tortonese (1975) e Zamboni *et al.* (1990).

Bibliografia

FISHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (1987) – Vertebrés. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire. *FAO REV.* I, **2**: 1041-1042.

ISOLA G., RELINI G. (1983-84)- Osservazioni sulla biologia riproduttiva di *Cepola macrophtalma* (L.) in mar Ligure. *Nova Thalassia*, **6** Suppl.: 705.

NIKOLSKY G.V. (1963) - *The ecology of fishes.* Academic Press, New York: 352 pp.

PASTORE M. (1990) - *Cepola macrophtalma* (L., 1758): note di biologia e biometria da lotti raccolti nello Ionio. *Memorie di Biologia Marina e di Oceanografia*, **18**: 59-69.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds.) (1999) – Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (suppl. 1): 160-164.

SPARRE P., URSIN E., VENEMA S.C. (1989) – Introduction to tropical fish stock assessment. Part I. Manual. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **306/1**: 337 pp.

STERGIOU K. (1989) - On the factors affecting the abundance and distribution of the red bandfish (*Cepola macrophtalma*) in the western coast of Greece (Patraikos, Korinthiacos gulf and Ionian sea). *Toxicological and Enviromental Chemistry*, Gordon and Breach, Science Publishers, Inc., **20-21**: 285-289.

STERGIOU K., PAPACONSTANTINOU C. (1992) - Natural mortality of red bandfish, *Cepola macrophtalma* (L.) in the Aegean Sea (Greece): comparison of direct and indirect estimation methods. Elsevier Science Publishers B.V.: 347-361.

TORTONESE E. (1975) - *Osteichthyes. Pesci ossei.* Fauna d'Italia. Ed. Calderini, **11**: 147-149.

TORTONESE E. (1986). Cepolidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean.* Unesco, Paris, **2**: 810-811.

ZAMBONI A., CAPPANERA M., FIORENTINO F. (1990) – Primi dati sull'accrescimento di *Cepola rubescens* L., 1766 in mar Ligure. *Oebalia*, **16** (2 Suppl.): 813-815.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 736-740

S. MENINI, A. PIRONE[1], O. FABIANI[1], A. VOLIANI, R. BAINO

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana
Sezione Regionale: Gestione della fauna ittica, Ecosistemi marini e Acquacoltura,
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
[1]Facoltà di Medicina Veterinaria, Dipartimento Produzioni Animali, Università di Pisa, Italia.

OSSERVAZIONI SU MATURITÀ GONADICA E FECONDITÀ IN *MULLUS BARBATUS*

OBSERVATIONS ON GONADIC MATURITY AND FECUNDITY IN MULLUS BARBATUS

Abstract

The reproductive strategy of Mullus barbatus *L. (Osteichthyes, Mullidae) is here investigated by means of the gonadosomatic index, the size distribution of the oocytes and hystological analyses. The presence of hydrated oocytes for 2-3 months supports the hypothesis of repeated spawnings during the reproduction period. Batch fecundity, estimated by counting the number of hydrated oocytes, resulted 6000 eggs for 15 cm TL females, 17000 for 20 cm and 35000 for 25 cm.*

Key-words: Mullus barbatus, *fecundity, oocytes, reproduction.*

Introduzione

La valutazione del potenziale riproduttivo dei pesci è fondamentale per una migliore comprensione della relazione tra lo stock dei riproduttori e le nuove reclute e quindi per la formulazione di modelli popolazionistici applicabili a fini gestionali.

Il problema viene qui affrontato relativamente alla triglia di fango (*Mullus barbatus* L. 1758) una delle più importanti specie ittiche nel bacino ligure-tirrenico, focalizzando l'attenzione sull'evoluzione temporale dell'indice gonadosomatico per taglia, sulla distribuzione di frequenza delle dimensioni degli oociti e sulle loro caratteristiche citologiche. Particolare attenzione è stata rivolta all'analisi della distribuzione oocitaria nel periodo di maturazione che ha fornito importanti informazioni sulla maturazione sessuale e soprattutto sulla quantificazione della produzione di uova.

Materiali e metodi

Campioni quindicinali di femmine di triglia di fango di diverse dimensioni sono stati raccolti per un periodo di circa un anno (marzo '98 – dicembre '98) nell'area settentrionale dell'Arcipelago Toscano. Su 760 esemplari sono stati determinati la lunghezza totale, il peso totale, il peso eviscerato, la maturità macroscopica e il peso delle gonadi. Rapportando il peso delle gonadi (pg) con il peso eviscerato (pe) è stato ottenuto l'indice gonadosomatico (pg*100/pe) per classi di taglia (10-15 cm, 15-20 cm, >20 cm). Negli ovari di circa 100 esemplari è stato effettuato allo stereoscopio il conteggio e la misurazione degli oociti; il numero degli oociti idratati è stato utilizzato quale stima della fecondità. Dopo fissazione ed inclusione in resina dei campioni di circa 50 ovari, sono state ottenute sezioni di 3 μm successivamente colorate con ematossilina/eosina. I preparati istologici

così ottenuti, hanno permesso di osservare al microscopio ottico le caratteristiche citologiche degli oociti presenti e quindi di stabilirne il corrispondente stadio di sviluppo. La scala di riferimento per gli stadi di sviluppo degli oociti è stata tratta dal lavoro di N'Da e Deniel (1993) su *Mullus surmuletus*.

Risultati e discussione

L'evoluzione dell'indice gonadosomatico è risultata coerente con le osservazioni effettuate precedentemente in un altro studio condotto nel Mar Ligure (Orsi Relini e Arnaldi, 1986) e mostra che l'epoca della riproduzione inizia ai primi di maggio per esaurirsi a metà luglio, con una fase più intensa ai primi di giugno (Fig.1). Lo stesso periodo riproduttivo viene indicato da De Ranieri (1979) per la Toscana, mentre altre osservazioni relative alle coste mediterranee del Nord Africa suggeriscono un anticipo della maturazione gonadica di 15-30 giorni (Gharbi e Ktari, 1981; Ezzat *et al.*, 1997).

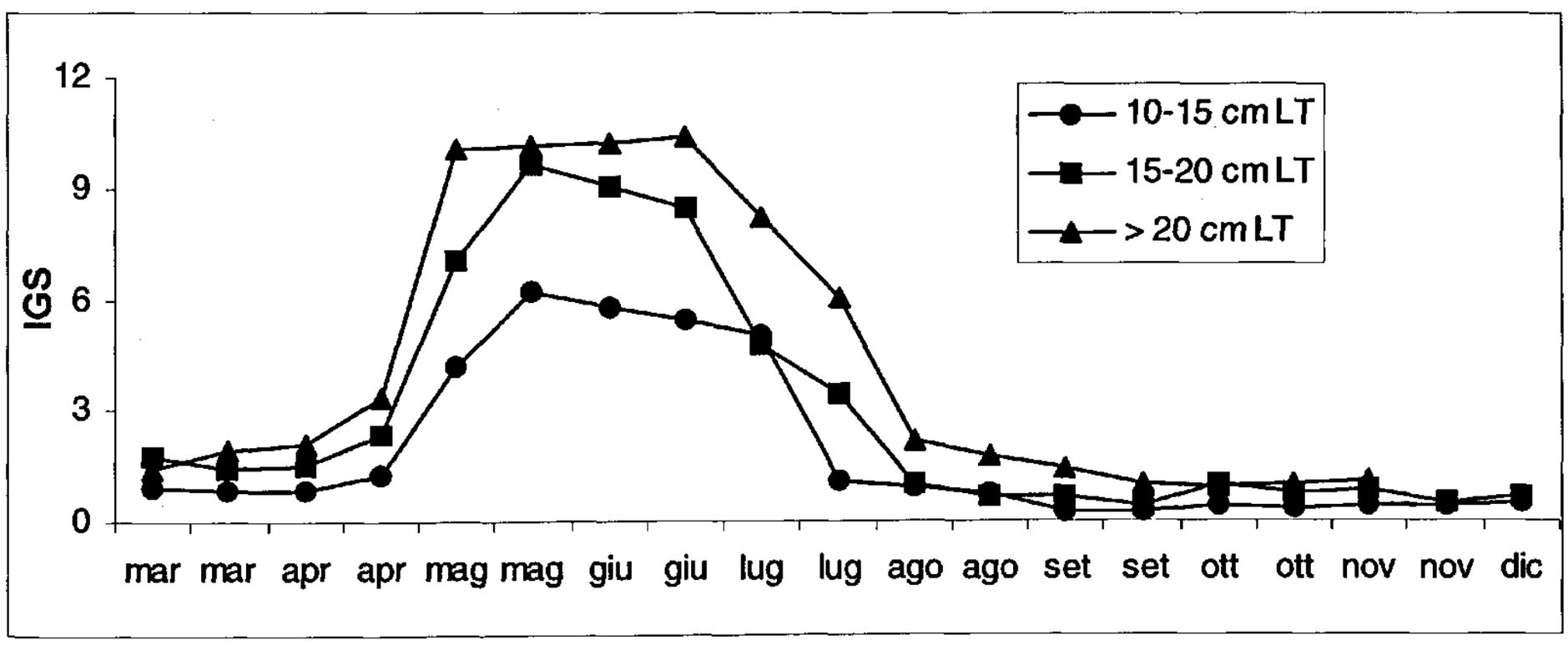
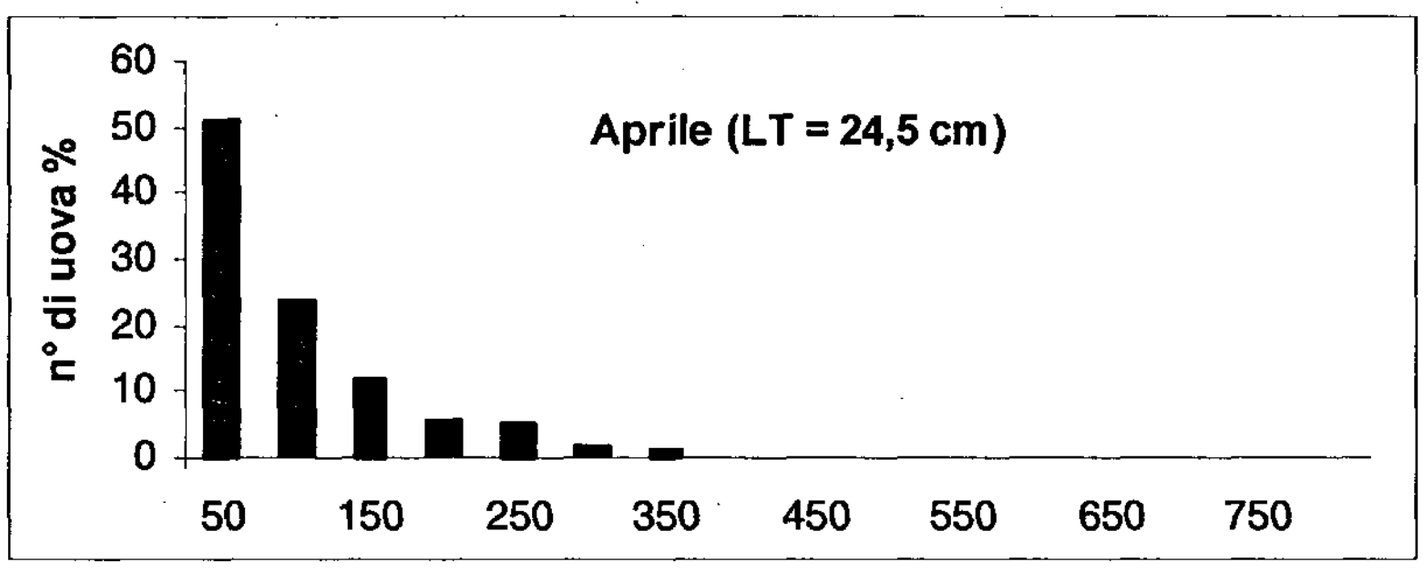
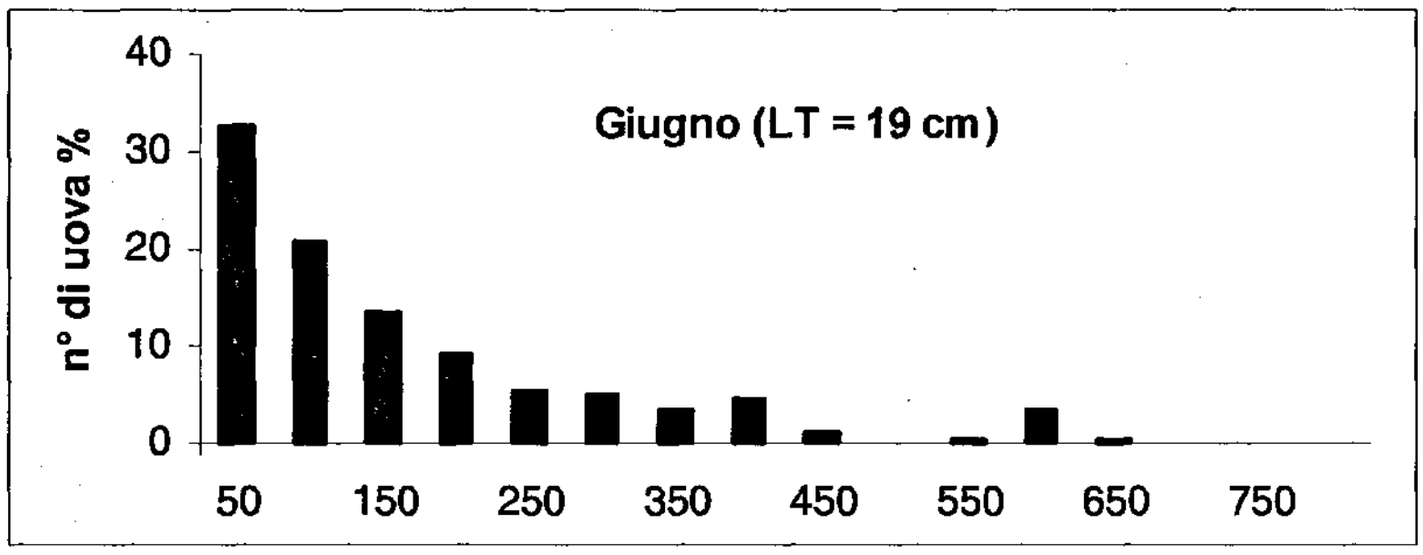


Fig. 1 - Evoluzione dell'indice gonadosomatico per 3 classi di taglia.
Evolution of the gonadosomatic index for 3 size classes.

L'analisi delle distribuzioni mensili delle dimensioni degli oociti nelle gonadi conferma le indicazioni scaturite dall'evoluzione dell'indice gonadosomatico. Nella figura 2 si nota infatti un aumento delle dimensioni degli oociti da aprile a giugno e una diminuzione in agosto, quando la stagione riproduttiva si è ormai conclusa. Le caratteristiche della distribuzione osservata in giugno si ritrovano durante tutto il periodo riproduttivo, da maggio fino alla metà di luglio: in tutti gli ovari maturi il numero degli oociti diminuisce progressivamente con l'aumentare delle dimensioni fino al diametro di 500 micron; al di sopra di tale soglia è presente un gruppo unimodale di oociti pronti per essere deposti. Questo gruppo è costituito da elementi che hanno raggiunto lo stadio finale del processo vitellogenetico rappresentato dalla idratazione, fenomeno che determina un veloce aumento delle dimensioni degli oociti; per questo motivo nella distribuzione oocitaria si può osservare il distacco verso destra di questi elementi dal resto della serie oocitaria. La permanenza di questo tipo di distribuzione in tutta la stagione riproduttiva





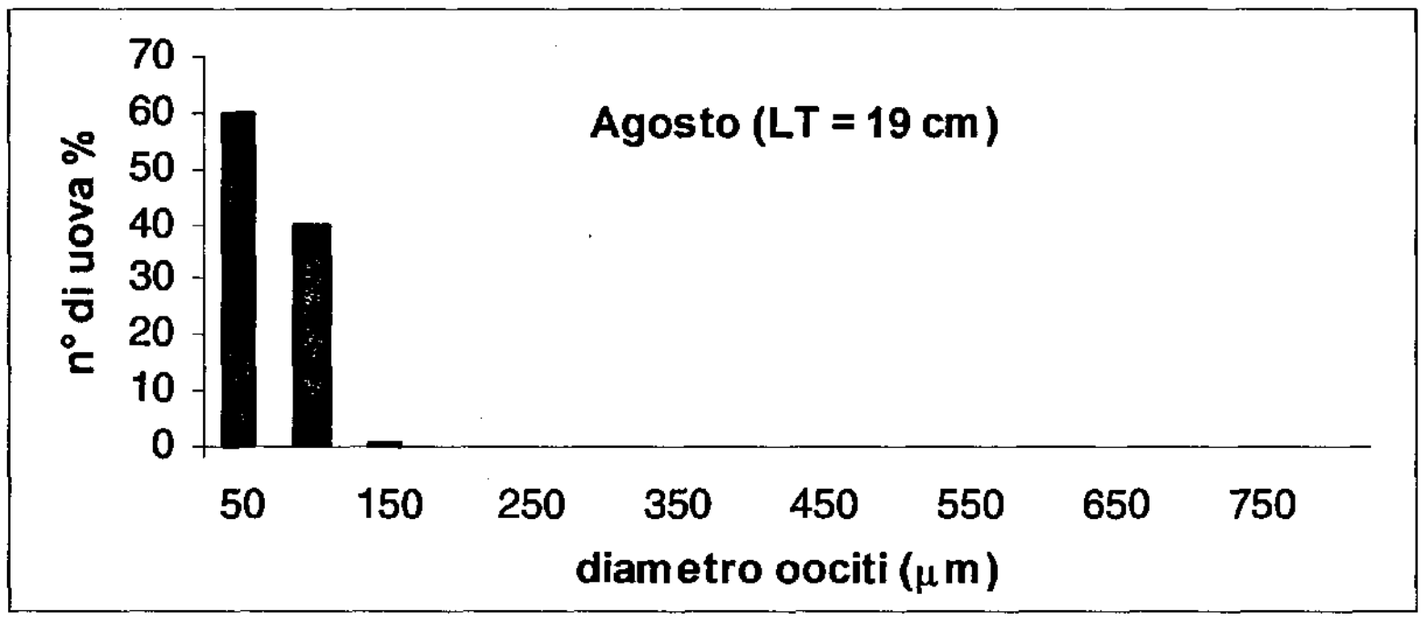


Fig. 2 - Distribuzioni oocitarie delle gonadi in 3 mesi diversi.
Size distributions of oocyte diameters of the gonads in 3 different months.

consente di ritenere che le femmine si riproducano attraverso l'emissione di più lotti di uova, piuttosto che attraverso un'unica emissione finale. Gli oociti idratati rappresentano mediamente il 3-4 % del numero complessivo di oociti presenti nella gonade matura; la fecondità per lotto è risultata di circa 6.000 uova per individui di 15 cm LT, 17.000 per individui di 20 cm, 35.000 per esemplari di 25 cm.

L'analisi istologica ha permesso di individuare i seguenti sei stadi di sviluppo dell'oocita (Fig. 3):

1. L'oocita primario è caratterizzato da un grande nucleo (N) centrale con 1 - 6 nucleoli (n). A questo stadio il diametro dell'oocita è di circa 40 μm.
2. L'oocita immaturo ha un diametro medio di circa 100 μm. Il nucleo è grande e centrale, con 6 - 12 nucleoli localizzati nel nucleoplasma periferico, vicino all'involucro nucleare (in).

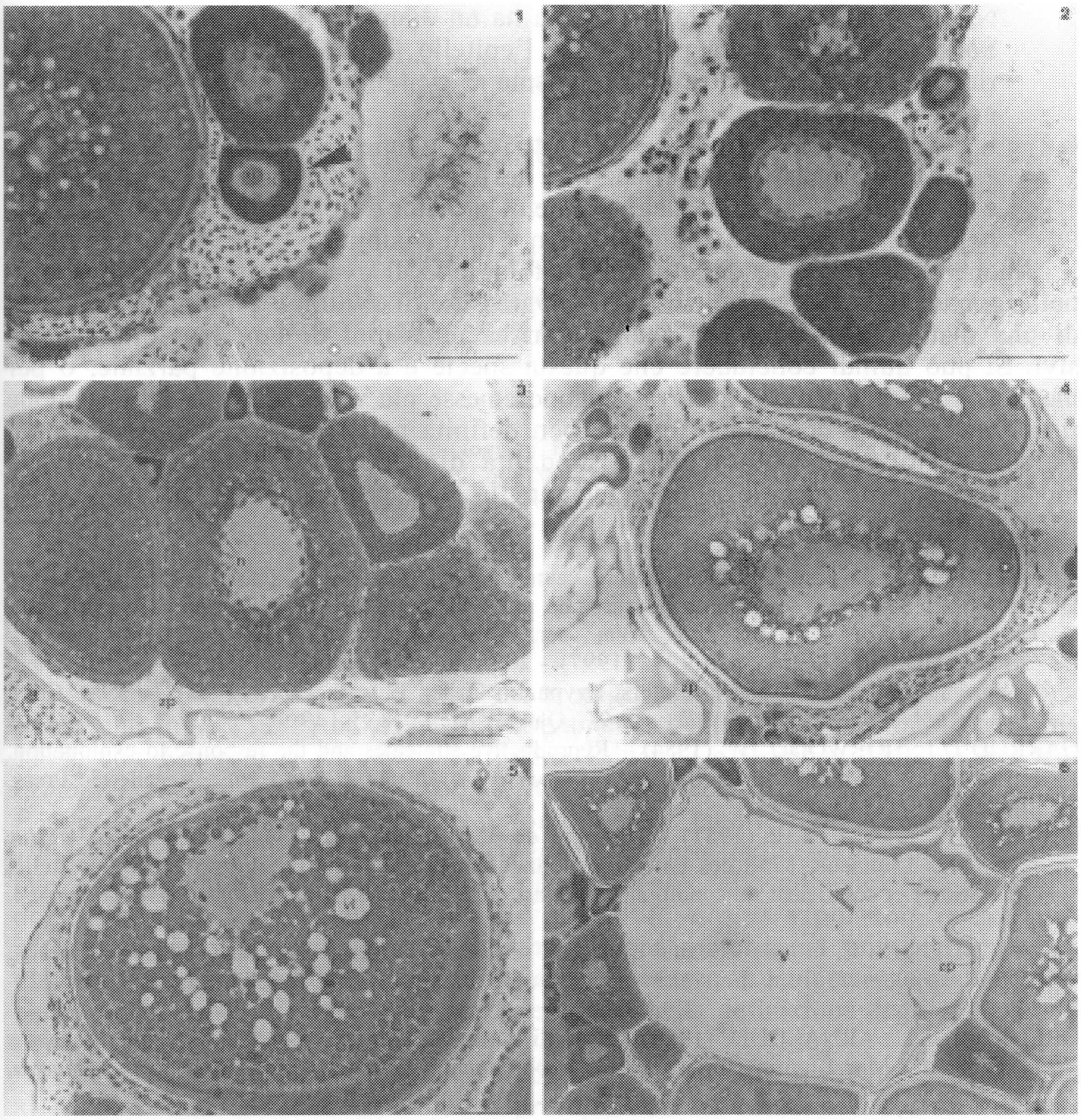


Fig. 3 - Stadi di sviluppo dell'oocita. Le scale di riferimento corrispondono a 50 µm.
Oocyte development stages. Scale bars represent 50 µm.

3. Durante la vitellogenesi primaria l'oocita ha un diametro medio di circa 200 µm ed una sottile zona pellucida (zp). Nella zona perinucleare e a ridosso della membrana citoplasmatica sono presenti i vacuoli lipidici (vl). L'involucro nucleare è ondulato con 10 - 19 nucleoli.
4. Nella vitellogenesi secondaria l'oocita ha un diametro medio di circa 300 µm. In questo stadio una spessa zona pellucida è situata tra la superficie dell'oocita e l'epitelio follicolare (ef). Il citoplasma è occupato dal vitello, mentre il nucleo è circondato da vacuoli lipidici. Il nucleo mostra fino a 20 nucleoli periferici.

5. Nella vitellogenesi terziaria l'oocita ha un diametro medio di circa 350 µm. Sono presenti la zona pellucida e l'epitelio follicolare. Il nucleo è periferico o centrale, mentre il citoplasma è riempito da alveoli corticali (ac) e dal vitello lipidico (vl).
6. L'oocita ialino è grande e idratato con diametro medio di 600 µm. E' caratterizzato dalla chiarificazione del vitello (v), causata dalla idratazione e dalla fusione separata degli elementi proteici e lipidici del vitello. La zona pellucida è sottile e il nucleo non è più visibile.

Anche l'osservazione delle sezioni istologiche di ovari conferma la presenza, nelle gonadi mature, di oociti in fasi progressive di sviluppo e quindi l'esistenza di una maturazione continua che suggerisce emissioni di uova in lotti successivi. Si può quindi concludere che questa specie è a deposizione parziale, o per meglio dire seriale, poichè le uova vengono emesse più volte nell'arco della stagione riproduttiva che è comunque unica e ben definita nell'area di indagine. Secondo Garrod e Horwood (1984) questa modalità di deposizione permette a specie morfologicamente piccole di incrementare la loro produzione di uova.

Bibliografia

DE RANIERI S. (1979) - La maturità sessuale nelle femmine di *Mullus barbatus* L. nell'Alto Tirreno. *Atti Soc. Tosc Sci. Nat., Mem.*, ser. B, **86**, suppl.: 378-382.

EZZAT A., HOSNY C.F., OSMAN A. (1997) - Reproductive biology of *Mullus barbatus* and *M. surmuletus* from Alexandria Waters, Egypt. In: Özhan E. (ed), *Proc. of the Third Int. Conf. of the Med. Coastal Env., Medcoast 97,* Qawra, Malta: 135-149.

GARROD D.J., HORWOOD JW. (1984) – Reproductive strategies and the response to exploitation. In: Potts G.W., Wootton R.J. (eds), *Fish reproduction: Strategies and tattics*. Accademic Press, London: 367-384.

GHARBI H., KTARI M.H. (1981) - Biologie de *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 et *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 des cotes tunisiennes, taille et age de première maturité sexuelle, cycle sexuel et coefficient de condition. *Bull. Inst. natn. scient. tech. Océanogr. Peche Salammbò*, **8**: 41-51.

N'DA K., DENIEL C. (1993) - Sexual cycle and seasonal changes in the ovary of the red mullet, *Mullus surmuletus*, from the southern coast of Britanny. *Journal of Fish Biology*, **43**: 229-244.

ORSI RELINI L., ARNALDI D. (1986) - Note di biologia della triglia di fango, *Mullus barbatus* L. 1758, del Mar Ligure; riproduzione e reclutamemto. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52**, suppl.: 237-250.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 741-744

M. Mura, F. Orrù, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *PAGURUS ALATUS* (FABRICIUS, 1775) (CRUSTACEA; PAGURIDAE) NEL CANALE DI SARDEGNA

REPRODUCTION IN THE HERMIT CRAB PAGURUS ALATUS *(FABRICIUS, 1775) (CRUSTACEA, PAGURIDAE) FROM THE SARDINIAN CHANNEL*

Abstract

Some aspects of the reproductive biology of Pagurus alatus *(Crustacea, Paguridae) have been studied in the bathyal population living off Capo Spartivento (Southern Sardinia). It has been possible to verify a seasonal reproduction pattern characterized by long hatching period.*

Key-words: *reproduction, fecundity,* Pagurus alatus, *bathyal zone, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Il nome *Pagurus alatus* è stato usato negli anni per indicare specie diverse prima che Ingle (1985) chiarisse definitivamente l'identità di *P. alatus* Fabricius, 1775, con *Eupagurus variabilis* A. Milne Edwards e Bouvier, 1892, e non con *Cancer excavatus* Herbst, 1791, come ritenuto in precedenza (Zariquiey A., 1968). *P. alatus* è specie caratteristica dei fondi batiali mediterranei (Pérès e Picard, 1964; Carpine, 1970), mentre *P. excavatus* è propria della piattaforma continentale. Tale sinonimia ha determinato il cambiamento della nomenclatura zoologica delle due specie per cui diversi lavori su *P. alatus* riportano indicazioni morfometriche, bionomiche o biologiche discordanti che, ad una più approfondita analisi, sono riferibili a *P. excavatus* o viceversa. Le incertezze sistematiche hanno anche creato, come conseguenza, equivoci nella definizione degli stadi larvali delle due specie (Ingle, 1985).

L'area di distribuzione di *P. alatus* comprende l'Atlantico orientale, dall'Islanda al Marocco fra 20 m e 2500 m di profondità, e il Mediterraneo, fra 40 m e 834 m di profondità (Ingle, 1993). Nonostante l'ampia distribuzione, le notizie disponibili sulla biologia di questa specie sono limitate al periodo in cui sono presenti femmine ovigere e al diametro delle uova (Bouvier, 1940; Zariquiey A., 1968).

In questo lavoro sono riportate alcune osservazioni sugli aspetti della riproduzione (periodo riproduttivo, fecondità, sex-ratio) e sulla struttura di una popolazione di *P. alatus* presente in un'area a largo di Capo Spartivento (Sardegna Meridionale).

Materiali e metodi

Gli esemplari esaminati sono stati catturati settimanalmente, dall'agosto del 1997 al luglio del 1998, su fondi fangosi strascicabili, tra 400 e 600 metri di profondità, utilizzando una rete di tipo italiano fornita di coprisacco con maglie di

20 mm d'apertura. Dopo la cattura gli esemplari sono stati conservati a –20 °C e, successivamente, fissati in una soluzione di formaldeide in acqua di mare al 4%.

Per ogni individuo catturato è stato determinato il sesso, la lunghezza dello scudo (LS) e riscontrate le condizioni riproduttive attraverso l'osservazione delle dimensioni e del colore delle gonadi. La condizione di maturità è stata stabilita, nelle femmine, in base alla presenza di ovociti in vitellogenesi avanzata, verificata attraverso l'osservazione di preparati istologici, nella parte prossimale degli ovari e, nei maschi, di spermatofore nei deferenti. E' stata annotata, inoltre, la presenza di femmine ovigere e sono stati stabiliti tre stadi di sviluppo delle uova come riportato in Campisi *et al.* (1998).

La fecondità nelle femmine ovigere è stata calcolata in base al numero d'embrioni (uova al terzo stadio); la relazione tra la lunghezza dello scudo e il numero degli embrioni, è stata espressa mediante regressione lineare dopo trasformazione logaritmica.

Risultati

In totale sono stati esaminati 2623 maschi, con LS comprese tra 1,7 mm e 10,3 mm, e 1469 femmine, con LS tra 1,8 mm e 9,2 mm.

Le taglie dei maschi sono risultate significativamente diverse, nei vari mesi dell'anno, da quelle delle femmine (test di Kolmogorov-Smirnov, $p<0,01$). Complessivamente la taglia media dei maschi è risultata di $5,25\pm1,50$ mm di LS e quella delle femmine di $4,16\pm1,10$ mm di LS.

Il rapporto sessi (numero maschi/numero maschi+femmine) è stato calcolato uguale a 0,5 (G-test di eterogeneità, NS) solo nel mese di giugno; negli altri mesi il rapporto è risultato spostato nettamente in favore dei maschi (G-test di eterogeneità, $p<0,01$) con valori variabili da 0,69 a 0,72 nel periodo compreso tra dicembre e marzo.

In tutti i mesi dell'anno sono stati ritrovati maschi maturi mentre femmine in differenti stadi di maturità ovarica sono state osservate da fine febbraio ad aprile; nella seconda parte dell'ultimo mese ovari con ovociti in vitellogenesi avanzata sono stati osservati nel 53,5% delle femmine esaminate.

Femmine ovigere sono state osservate da 2,6 mm di LS a 8,1 mm di LS nel periodo compreso tra fine aprile e febbraio, con maggior frequenza in giugno e luglio (Fig. 1). Femmine ovigere con uova al primo stadio sono state rilevate fino a gennaio, con uova al secondo stadio da novembre a gennaio e con uova al terzo stadio da dicembre a febbraio. Femmine nella condizione successiva alla schiusa delle uova (presenza di residui embrionali e di gusci di uova nei pleopoditi) sono state osservate da dicembre a marzo e con maggior frequenza in febbraio. Tutte le femmine ovigere sono state ritrovate con ovari sottili e trasparenti, in fase di riposo. Il numero medio di embrioni stimato per femmina è stato di $218,7\pm203,8$ e i parametri della relazione tra la lunghezza dello scudo delle femmine e il numero di embrioni sono i seguenti: $a=0,23$; $b=2,88$; $r^2=0,53$.

Conclusioni

Pagurus alatus è una specie in cui è possibile evidenziare un dimorfismo sessuale legato essenzialmente alle maggiori dimensioni degli esemplari maschili.

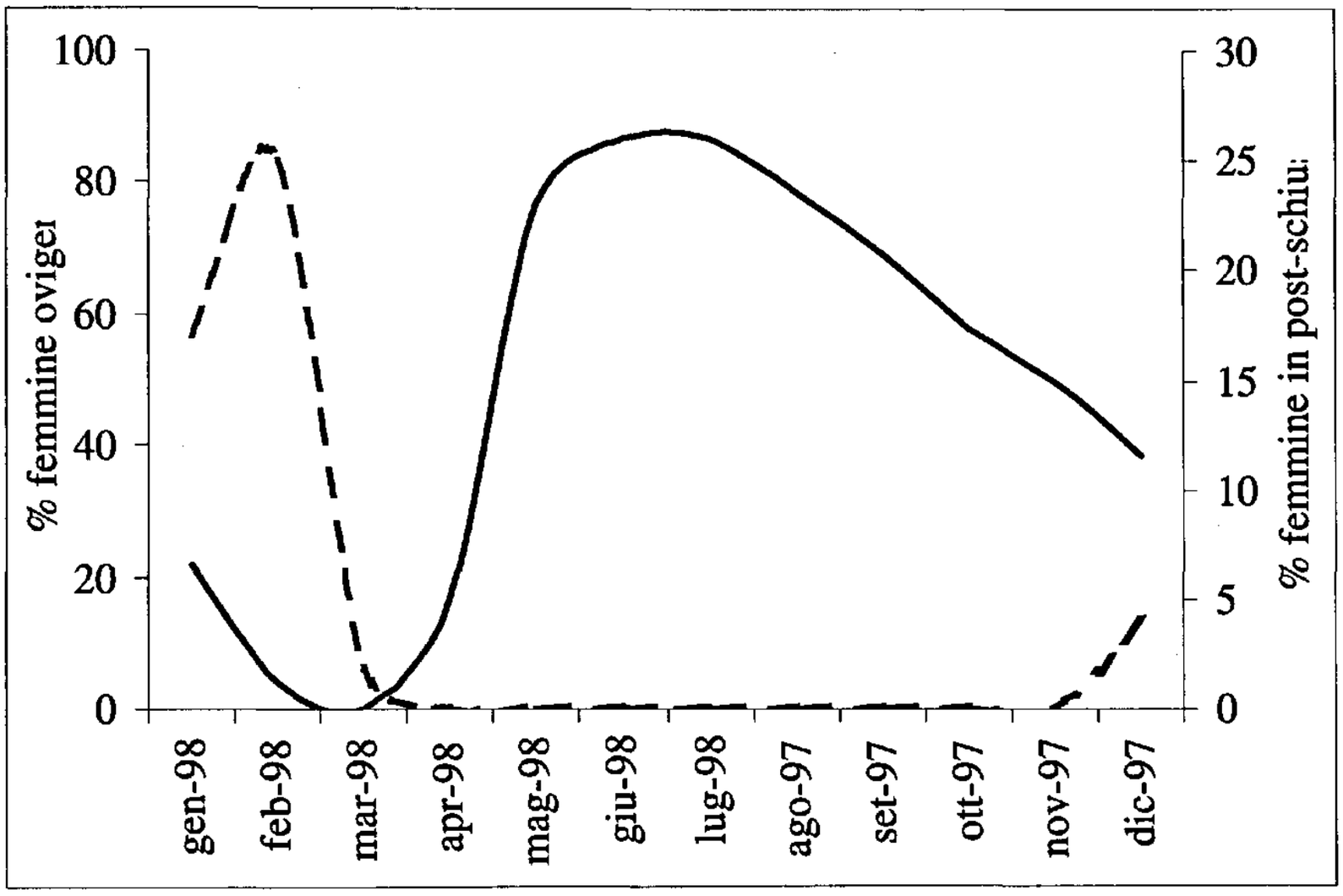


Fig. 1 - Frequenza mensile delle femmine ovigere (tratto continuo) e delle femmine nella condizione successiva alla schiusa delle uova (tratto discontinuo), calcolate sul totale delle femmine esaminate.

Monthly frequency of ovigerous females (solid line) and post-hatching condition females (dashed line) in all females observed.

Il rapporto sessi, che non differisce significativamente dalla parità nel solo mese di giugno, e la presenza di un ridotto numero di femmine negli altri mesi dell'anno, in particolare da novembre a marzo, suggeriscono l'esistenza di una segregazione dei sessi nei fondi indagati in seguito alla migrazione della maggior parte delle femmine ovigere che, con l'avanzare della stagione riproduttiva, si spostano probabilmente in aree più profonde, come accade nella specie litorale *Clibanarius erythropus* (Carayon, 1941). La raccolta di campioni composti da sole femmine ovigere a profondità comprese tra 700 m e 950 m (Mura dati non pubblicati) in cinque cale effettuate, nel dicembre del 1992, in un'area limitrofa a quella considerata (Golfo di Cagliari), e il ritrovamento nel Golfo di Vizcaya, alla profondità di 954 m, di un campione costituito per il 96,5% da femmine con uova nei pleopoditi (Urzelai *et al.*, 1990), sembrano avvalorare questa ipotesi.

Dall'analisi dei dati riportati è possibile rilevare come la strategia riproduttiva di *P. alatus* nel Canale di Sardegna, sia contraddistinta da un lungo periodo d'incubazione delle uova e dalla marcata sincronizzazione temporale dello sviluppo degli embrioni in accordo con le osservazioni di Urzelai *et al.* (1990).

Il ritrovamento di femmine ovigere con uova al primo stadio di sviluppo per un periodo di nove mesi, di quelle con uova al secondo e al terzo stadio di sviluppo esclusivamente nel ristretto periodo di quattro mesi e l'osservazione del periodo di schiusa delle uova, concentrata in larga parte a febbraio, confermano e completano quanto riportato da Zariquiey Álvarez (1968) sul periodo riproduttivo di *P. alatus* in Mediterraneo.

Anche i dati raccolti sul periodo di sviluppo degli ovari, che per la maggior parte delle femmine osservate ha avuto inizio in febbraio e si è concluso del

tutto dopo due mesi, e sulla frequenza di femmine con ovari in avanzato stadio di maturità, comprovano l'attendibilità del fenomeno della sincronizzazione riproduttiva delle femmine di *P. alatus* e, quindi, della presenza di un modello stagionale di riproduzione. Il rinvenimento costante di femmine ovigere con ovari in fase di riposo permette di escludere, peraltro, che questa specie abbia più di una riproduzione all'anno.

Bibliografia

BOUVIER E.L. (1940) - Décapodes Marcheurs. *Faune de France*, **37**: 404 pp.

CAMPISI S., MURA M., CAU A. (1998) - Biological aspects of *Plesionika antigai* (Zariquey Alvarez, 1955) (Crustacea: Decapoda: Pandalidae) in central-western Mediterranean. *J. nat. Hist.*, **32**: 1453-1462.

CARAYON J. (1941) - Morphologie et structure de l'appareil gènital femelle chez quelques pagures. *Bull. Soc. zool. Fr.*, **66**: 95-122.

CARPINE C. (1970) - Ecologie de l'étage bathyal dans la Méditerranée occidentale. *Mém. Inst. Océan., Monaco*, **2**: 146 pp.

INGLE R.W. (1985) - Northestern Atlantic and Mediterranean hermit crabs (Crustacea; Anomura; Paguridae); the genus *Pagurus* Fabricius,1775. *J. nat. Hist.*, **19** (4): 745-769.

INGLE R.W. (1993) - Hermit crabs of the Northeastern Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. *Chapman & Hall identification guide*, **4**: 495 pp.

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

URZELAI A., ELIZALDE T., CAPELLAN T., ESTEBAN I., QUIROGA A., ZABALA I., IBAÑEZ M. (1990) - Estudio preliminar de las comunidades de *Pagurus alatus* Fabricius, 1775 y *Parapagurus pilosimanus* S.I. Smith, 1879 (Crustacea Decapoda) y *Epizoanthus paguriphilus* Verril, 1883 (Anthozoa Zoantarida) de la fosa de Cap Breton (Golfo de Vizcaya). *Lurralde*, **13**: 193-206.

ZARIQUIEY ÁLVAREZ R. (1968) - Crustáceos Decápodos Ibéricos. *Inv. Pesq*, **32**: 1-510.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 745-748

N. Nannini, D. Pinna, V. Chiericoni, F. Biagi[1], P. Belcari[1]

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata, Livorno, Italia.
[1]Dip. Scienze Uomo e Ambiente, Università di Pisa, Via Volta, 6 - 56126 Pisa Italia.

CICLO OVARICO DI *MERLUCCIUS MERLUCCIUS* (LINNAEUS, 1758) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE

OVARIAN CYCLE OF MERLUCCIUS MERLUCCIUS (LINNAEUS, 1758) IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstract

The ovarian cycle of Merluccius merluccius *(Pisces, Osteijchthyes) was examined from specimens collected in the Tyrrhenian Sea from February 1998 to December 1999. Hake is a partial spawner with asynchronous oocyte development: females spawns several times without ovaries rest. Histological characteristics of the maturity stages of the ovary are reported. Six oocyte development stages (oogonia, previtellogenesis oocytes, vitellogenesis oocytes, hydrated oocytes, postovulatory follicles and atresic oocytes) were observed. For each stage, size range of oocytes is reported and the nucleus and ooplasm are described.*

Key-words: Merluccius merluccius, *ovarian cycle, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Merluccius merluccius (Linnaeus, 1758) rappresenta una delle specie più importanti sia per la sua abbondanza che per la sua valenza commerciale, tuttavia molti aspetti della sua biologia riproduttiva non sono ancora ben conosciuti. Da studi condotti da differenti autori risulta che il nasello è un depositore parziale con sviluppo ovocitario asincrono (Andreu, 1955; Murua *et al.*, 1998; Pérez e Pereiro, 1985; Sarano, 1986). Il presente lavoro ha lo scopo di esaminare in dettaglio le caratteristiche degli ovociti dell'ovario di *Merluccius merluccius* in modo tale da permettere di suddividere il processo ovogenetico in diversi stadi di sviluppo. La conoscenza del ciclo riproduttivo di questa specie può risultare utile per meglio definire e valutare ipotesi gestionali dello sfruttamento della risorsa.

Materiali e metodi

La raccolta dei campioni è stata effettuata mensilmente nei porti di Marina di Campo e Porto Santo Stefano, da febbraio 1998 a dicembre 1999, per due-tre giorni consecutivi, a bordo di imbarcazioni armate con reti da posta (rete ad imbrocco) per la pesca del nasello e/o tramite campionamento degli sbarcati commerciali. Gli ovari sono stati fissati in formalina neutra tamponata al 10%. Alcuni giorni dopo la fissazione, le gonadi sono state disidratate e incluse in paraffina. Le sezioni, di spessore compreso tra 8 e 15 µm, sono state colorate con emallume Carazzi ed eosina come colore di contrasto.

La misurazione del diametro degli stadi ovocitari è stata effettuata lungo l'asse maggiore, su almeno sette individui per stadio maturativo, considerando solo gli ovociti sezionati attraverso il nucleo.

Gli stadi maturativi dell'ovario sono stati assegnati in base allo stadio più avanzato di sviluppo degli ovociti presente nell'ovario.

In totale sono stati esaminati 489 ovari.

Risultati e discussioni

L'analisi istologica ha consentito di suddividere il processo ovogenetico nei seguenti stadi di sviluppo (Fig. 1):

- Ovario immaturo (Fig 1A) - Sono presenti gli ovociti in tutte le fasi previtellogenetiche: ovogoni, ovociti primari, ovociti in previtellogenesi. Gli ovogoni e gli ovociti primari presentano un diametro ≤ 20 μm e un nucleo sferico, voluminoso circondato da un sottile strato di citoplasma. Gli ovociti in previtellogenesi hanno un diametro massimo di 100-120 μm e un rapporto nucleo plasmatico (RNP) di 0.8-0.5; sono piccoli, sferici con grande nucleo e citoplasma denso, fortemente basofilo. Il nucleo, di forma sferica e contorno regolare, presenta molti nucleoli di grosse dimensioni, disposti alla periferia dell'involucro nucleare. Gli ovociti sono circondati da un sottile strato di cellule allungate (strato della granulosa) ed esternamente dalla lamina basale e dallo strato tecale. Non sono presenti strutture atresiche.
- Ovario in maturazione (Fig 1B) - È caratterizzato dalla presenza di ovociti in prima e seconda fase di vitellogenesi. Nella prima fase gli ovociti hanno un diametro di 150-380 μm e un RNP di 0.5-0.3. Il citoplasma ha una colorazione meno intensa rispetto a quello degli ovociti in previtellogenesi e presenta granuli lipidici che iniziano a depositarsi nella zona corticale del citoplasma. Questi granuli aumentano in dimensione e numero sino a raggiungere la prossimità del nucleo. I nucleoli sono ancora numerosi, anche se più dispersi all'interno del nucleoplasma. In questa fase, nella zona compresa tra l'ovocita e le cellule follicolari, ha inizio la deposizione di una quarto strato di rivestimento, la zona radiata.

Con la seconda fase di vitellogenesi iniziano a comparire nel citoplasma corticale i granuli vitellini che, con il progredire della vitellogenesi, aumentano progressivamente di numero, disponendosi in colonne. Questi granuli presentano un'alta affinità per l'eosina. Contemporaneamente i granuli lipidici si concentrano intorno al nucleo dove iniziano a fondersi. Gli ovociti in questo stadio hanno un diametro di 300-700 μm e un RNP di 0.4-0.2.

- Ovario in predeposizione (Fig 1C) - È occupato per lo più da ovociti nella seconda e terza fase della vitellogenesi, pur rimanendo presenti tutti gli stadi ovocitari. Gli ovociti nella terza fase di vitellogenesi hanno un diametro di 530-870 μm e un RNP di 0.3-0.15. Il nucleo, di forma irregolare, acquisisce una posizione polarizzata all'interno dell'ovocita. La zona perinucleare appare circondata da numerose gocce lipidiche che si fondono fino a formare un'unica goccia oleosa, mentre il resto del citoplasma appare stipato di granuli vitellini.
- Ovario in deposizione (Fig 1D) - È occupato per la maggior parte da ovociti idratati. Al termine della vitellogenesi ha inizio il processo di idratazione durante il quale l'ovocita assorbe grandi quantità di acqua fino a raggiungere un diametro massimo di circa 1050 μm. I rivestimenti follicolari compresa la zona radiata, in conseguenza all'aumento di volume degli ovociti, si distendono, riducendosi di spessore.

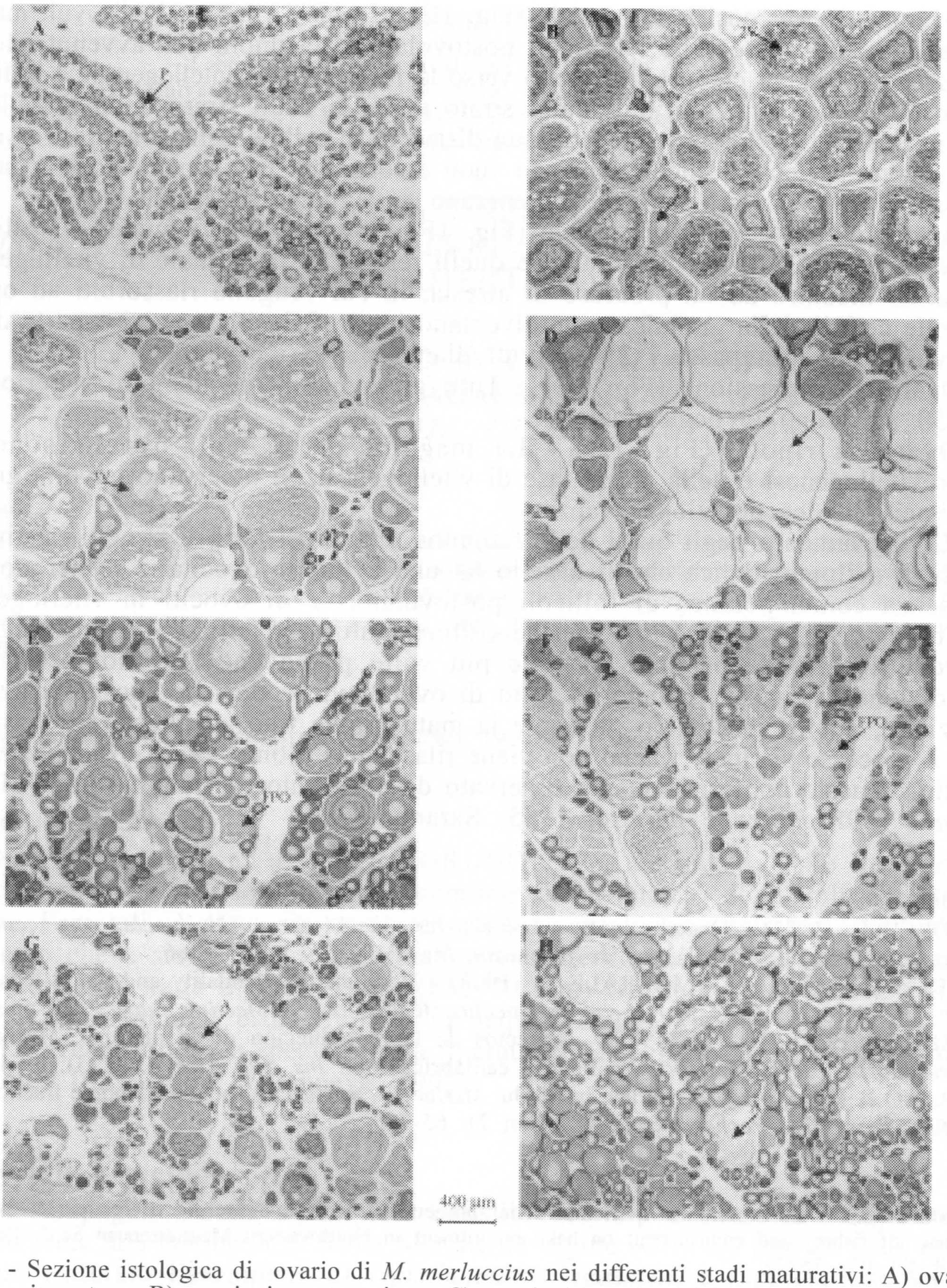


Fig 1 - Sezione istologica di ovario di *M. merluccius* nei differenti stadi maturativi: A) ovario immaturo. B) ovario in maturazione. C) ovario in predeposizione. D) ovario in deposizione. E) ovario in postdeposizione parziale. F) ovario in postdeposizione totale. G) ovario in regressione. H) ovario a riposo. (P = ovocita in previtellogenesi; 1V, 2V, 3V = in 1°,2°,3°fase di vitellogenesi; I = idratato; FPO = follicolo postovulatorio A = ovocita atresico). (22X)

Histological section of ovary of M. merluccius *in different maturity stages. A) immature B) in maturation C) prespawning D) spawning E) postspawning partial F) postspawning total G) regression. H) resting (P= previtellogenesis oocytes ; 1V, 2V, 3V = 1°,2°,3° vitellogenesis stages; I = Hydrated oocytes; FPO = postovulatory follicle; A = atresic oocytes). (22X).*

– Ovario in postdeposizione parziale (Fig. 1E) - Dopo il rilascio degli ovuli maturi nell'ovario si osservano i follicoli postovulatori, testimoni dell'avvenuta deposizione, e ovociti che progrediscono verso la fase finale di vitellogenesi. I follicoli postovulatori sono costituiti dallo strato tecale e dallo strato della granulosa; i rivestimenti follicolari subiscono un distacco, le cellule della granulosa si contraggono per cui i follicoli appaiono vuoti e collassati. Inizialmente sono strutture ben distinte ma rapidamente degenerano e vengono riassorbite.
– Ovario in postdeposizione totale (Fig. 1F) - Sono evidenti numerosi follicoli postovulatori. Gli ovociti idratati e quelli residui in fase finale di vitellogenesi vanno incontro ad un processo di atresia, in cui vengono riassorbiti ad opera delle cellule della granulosa che diventano ipertrofiche. La maggior parte degli ovociti non oltrepassa i 250 μm di diametro.
– Ovario in regressione (Fig. 1G) - Tutti gli ovociti con diametro superiore a 150 mm sono in degenerazione.
– Ovario a riposo (Fig. 1H) - La maggior parte degli ovociti sono in previtellogenesi e nella prima fase di vitellogenesi. Si osservano talvolta grossi ovociti in degenerazione avanzata.

Il ritrovamento negli ovari delle femmine mature di lotti di ovociti in diversi stadi di sviluppo indica che il nasello ha uno sviluppo ovocitario asincrono. La presenza contemporanea di follicoli postovulatori e di ovociti in vitellogenesi conferma che *M. merluccius* è un depositore multiplo. Nell'arco di una stagione riproduttiva, la deposizione avviene più volte prima che l'ovario torni nella condizione di riposo: quando un lotto di ovociti viene deposto (postdeposizione parziale), quello successivo prosegue la maturazione fino all'ulteriore deposizione; il processo si ripete finchè non viene rilasciato l'ultimo lotto (postdeposizione totale). Questo conferma quanto osservato da altri Autori (Andreu, 1955; Murua *et al.*, 1998; Pérez e Pereiro, 1985; Sarano, 1986).

Bibliografia

ANDREU B. (1955) - Obserbaciones sobre el ovario de Merluza, (*Merluccius merluccius*), y caracteristicas del mecanismo de la puesta. *Inv. Pesq. Tomo*, **4**: 49-66.

MURUA H., MOTOS L., MARRALE D. (1998) - Reproductive modality and batch fecundity of the European hake *Merluccius merluccius*. *ICES Council Meeting Papers*: 28 pp.

PÉREZ N., PEREIRO F.J. (1985) - Aspectos de la reproducción de la merluza, *Merluccius merluccius*, de la plataforma gallega y cantàbrica. *Bol. Ins. Esp. Ocean.*, **2** (3): 39-47.

SARANO F. (1986) - Cycle ovarien du Merlu, *Merluccius merluccius*, poisson à ponte fractionnée. *Rev. Trav. Inst. Peches marit.*, **48** (1 et 2): 65-76.

Questo studio è stato condotto nell'ambito del progetto di ricerca di durata triennale (1998-2000) "Impact of fishery and environment on hake recruitment in Northwestern Mediterranean Sea" (Progetto FAIR CT 97- 3522).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 749-752

L. ORSI RELINI, A. MANNINI, M. ROSSI, F. FIORENTINO*

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale
Dip.te.ris. - Università degli Studi di Genova - Via Balbi 5 - 16126 Genova, Italia.
Tel. e fax: +390102099463. E-mail: largepel@unige.it
* attuale indirizzo: IRMA – C.N.R.Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.

UN CEFALOPODE NUOVO NELLA FAUNA ITALIANA: *OPISTHOTEUTHIS AGASSIZII* VERRIL, 1883 (OCTOPODA, CIRRATA, OPISTHOTEUTHIDAE)

A NEW CEPHALOPOD IN THE ITALIAN FAUNA: OPISTHOTEUTHIS AGASSIZII VERRIL, 1883 (OCTOPODA, CIRRATA, OPISTHOTEUTHIDAE)

Abstract

In the autumn 1998, during an experimental bottom trawl survey aimed at evaluating demersal resources in the Italian seas, a 20 mm ML individual of Opisthoteuthis agassizii *(Cephalopoda: Opisthoteuthidae) was collected on bathyal fishing grounds at a depth of about 600 m in front of Bordighera (IM). It represents the first specimen documented in the Italian seas. The essential morphological features are described.*

Key words: Opisthoteuthis agassizii, *trawl-survey, demersal resources, Italian seas.*

Introduzione

Durante la campagna a strascico GRUND 1998, nel quadro delle ricerche di valutazione delle risorse demersali promosse dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, è stato rinvenuto un piccolo cefalopode gelatinoso di colore rossiccio che è stato fissato in formalina e trasferito nella collezione di questo laboratorio. Si tratta di un giovane (LM=20 mm) *Opisthoteuthis agassizii* (Fig. 1) che rappresenta il primo reperto in acque italiane.

In precedenza questa specie è stata ripetutamente segnalata sulla costa catalana (Morales 1959, 1962; Villanueva, 1992).

Materiali e metodi

La campagna è stata svolta con l'ausilio del m/p a strascico "Elisabetta", appartenente alla marineria di Santa Margherita Ligure (GE). La pescata nella quale è stato catturato l'esemplare di *Opisthoteuthis agassizii*, è rappresentata da un tratto di strascico al traverso di Bordighera (IM) (Lat. iniz. : 43° 42' 88"; Long. iniz.: 07° 35' 59"; Lat. fin.: 43° 41' 28"; Long. fin. : 07° 36' 21") inserito in un piano di campionamento random-stratificato (Relini, 1985). La maglia del sacco della rete impiegata presenta un'apertura, bagnata e stirata, pari a 18 mm. Il fondale, con batimetrie comprese tra i 520 ed i 640 m, è caratterizzato dalla presenza di fanghi batiali (VB di Peres e Picard, 1964). La Tab. 1 mostra la lista completa delle specie catturate (in numero ed in peso).

Tab. 1 - Elenco della fauna associata all'esemplare di *O. agassizii* descritto in questa nota. *List of the fauna associated with the specimen of* O. agassizii *described in this note.*

	N	PESO (g)
TELEOSTEI		
Gadiculus argenteus argenteus Guichenot, 1850	2	5
Gaidropsarus biscayensis (Collett, 1890)	9	40
Hymenocephalus italicus Giglioli, 1884	10	75
Lampanyctus crocodilus (Risso, 1810)	1	5
Lepidopus caudatus (Euphrasen, 1788)	1	100
Lepidorhombus boscii (Risso, 1810)	5	150
Micromesistius poutassou (Risso, 1826)	1	30
Molva dipterygia macrophtalma (Rafinesque, 1810)	1	450
Nezumia aequalis (Günther, 1878)	3	50
Phycis blennoides (Brünnich, 1768)	12	900
SELACI		
Etmopterus spinax (Linnaeus, 1758)	9	1250
Galeus melastomus Rafinesque, 1809	26	4150
CROSTACEI		
Aristeus antennatus (Risso, 1816)	24	350
Macropipus tuberculatus (Roux, 1830)	3	10
Pagurus prideauxi Leach, 1815	3	15
Parapenaeus longirostris (Lucas, 1846)	4	20
Paromola cuvieri (Risso, 1816)	1	600
Pasiphaea multidentata Esmark, 1866	2	20
Plesionika heterocarpus (A. Costa, 1871)	1	2
Plesionika martia (A.Milne Edwards, 1883)	5	18
Polycheles typhlops Heller, 1862	2	5
CEFALOPODI		
Eledone cirrhosa (Lamarck, 1798)	2	20
***Opisthoteuthis agassizii* Verril,1883**	1	50
Pteroctopus tetracirrhus (Delle Chiaje, 1830)	1	100
ECHINODERMI		
Holoturia polii Delle Chiaje, 1823	1	100
Sthicopus regalis Cuvier,1817	6	1200

Risultati e discussione

L'esemplare di *Opisthoteuthis agassizii* (LM = 20 mm) raccolto in Mar Ligure è un giovane , dato che questa specie può raggiungere 485 mm di lunghezza totale ed un peso di 5-6 kg (Guerra, 1992). In Tab. 2 sono riportate le principali caratteristiche morfometriche dell'esemplare oggetto di studio ed il conteggio delle ventose delle braccia. Non sono state riscontrate le ventose più grandi che caratterizzano i maschi adulti di questa specie, ma, data la piccola taglia, è impossibile stabilire se si tratti di una femmina o di un maschio giovane.

In Mar Ligure questa prima cattura di *O. agassizii* è stata preceduta probabilmente da un avvistamento nelle acque del largo durante una campagna



Fig. 1 - *Opisthoteuthis agassizii*, Mar Ligure, 24 ottobre 1998. L'incisione dei tessuti che collegano le braccia (in primo piano) è dovuta alla necessità di procedere all'ispezione e al conteggio delle ventose.

Opistoteuthis agassizii, *Ligurian Sea, 24 October 1998. The cut of the umbrella (in the foreground) was due to the need to see and count the nuckers of arms.*

oceanografica, quando si vide galleggiare in superficie un cefalopode con pinne laterali, della taglia stimata di 30-40 cm di lunghezza totale. In quella occasione i tentativi di portare a bordo l'esemplare fallirono, quindi si potè solamente rilevare l'esistenza di un Ottopode del gruppo dei Cirrata.

Esemplari di *O. agassizii* sono stati rinvenuti sia in Mediterraneo (Spagna) sia in Atlantico (Golfo del Messico, Cuba, Brasile, Irlanda, Namibia ed Angola) (Voss, 1956; Guerra, 1992). L'intervallo batimetrico di distribuzione variava tra i 125 ed i 2250 m di profondità, anche se sono stati catturati prevalentemente tra i 400 e gli 800 m. L'alimentazione si basa su piccoli crostacei e policheti (Voss, 1956).

Villanueva (1992) disponendo di sette individui, raccolti tra i 1200 ed i 2200 m, assegna un intervallo di taglia di 21-35 mm LM a quattro individui sessualmente identificati e l'intervallo 17-25 mm LM a tre rimasti indeterminati. Recentemente sono state condotte riprese dal vivo (Vecchione *et al.*, 1991) che mostrano l'animale nuotare a piccoli balzi al di sopra del fondo, mentre le pinne ruotano di 180 gradi da una posizione verticale, con estremità in alto, a quella opposta con estremità in basso; le pinne rappresentano pertanto l'organo della locomozione.

Tab. 2 - Caratteristiche morfometriche e meristiche dell' esemplare di *O. agassizii* catturato. *Morphometric and meristic features of the specimen of* O. agassizii *caught.*

Misure (mm)		Conteggio delle ventose		
Lunghezza totale	70	braccio	destro	sinistro
Lunghezza dorsale del mantello	20	1	34	*
Lunghezza ventrale del mantello	19	2	35	33
Larghezza della testa	24	3	34	36
Lunghezza della pinna	13	4	35	37

*porzione danneggiata

Riferimenti bibliografici

GUERRA A. (1992) - *Mollusca, Cephalopoda.* In: *Fauna Iberica.* Ramos M. A. *et al.* (eds.). Museo nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. **1**: 327 pp.

MORALES E. (1959) - Sobre la presencia de *Opisthoteuthis agassizii* Verrill en el Mediterraneo. *Investigation Pesquera.* **15**: 113-123.

MORALES E. (1962) - Cefalopodos de Cataluña II. *Investigation Pesquera.*, **21**: 97-111.

PERES J. M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Mediterranee. *Rec. Trav. Stat. Endoume*, **31** (47), pp. 137.

RELINI G. (1985) - Programme of the Italian Ministry of the Merchant Marine for the demersal resources survey in the area 37/3. *FAO Fish. Rep.*, **336**: 119-123.

VILLANUEVA R. (1992) - Deep-sea cephalopods of the north-western Mediterranean: indications of up-slope ontogenetic migration in two bathybenthic species. *Journal of Zoology, London*, **227**: 267-276.

VECCHIONE M., ROPER CLYDE F.E. (1991) - Cephalopods observed from submersibles in the Western North-Atlantic. *Bulletin of Marine Science*, **49** (1-2): 433-445.

VOSS GILBERT L. (1956) - A review of the Cephalopods of the Gulf of Mexico.*Bullettin of Marine Science of the Gulf and Caribbean.*, **6** (2): 156-157.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 753-756

A.M. Pastorelli, G. Marano, L. Rositani, V. De Zio, N. Ungaro

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

CATTURE DI *THUNNUS THYNNUS* (L.) DURANTE LE CAMPAGNE DI PESCA DI *XIPHIAS GLADIUS* L. E *THUNNUS ALALUNGA* BONN. NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

CATCHES OF THUNNUS THYNNUS *(L.) DURING* XIPHIAS GLADIUS *L. E* THUNNUS ALALUNGA *BONN. LONG LINE FISHERY IN SOUTHERN ADRIATIC AREAS*

Abstract

In South Adriatic Sea bluefin tuna (Thunnus thynnus – Osteichthyes, Scombridae) *represent a small portion of catchs in the drift long-line fihery adressed to swordfish and albacore. In this paper bluefin tuna landing and effort data from 1990 to 1999 in the port of Mola di Bari, Monopoli and Otranto are reported.*

Key words: *Bluefin tuna, by catch, fishery, Southern Adriatic Sea.*

Introduzione

La pesca ai grandi pelagici, nell'Adriatico Meridionale, si è sviluppata a partire dagli anni ottanta. Viene effettuata esclusivamente con long-line di superficie ed è indirizzata prevalentemente a due specie: *Xiphias gladius* L. e *Thunnus alalunga* Bonnaterre.

L'attrezzo utilizzato durante le uscite di pesca, giornaliere (per l'alalunga), o di 3-4 giorni (per il pesce spada), è il long-line di superficie (Marano *et al.*, 1988), che negli ultimi anni, grazie all'introduzione del salpa palancaro meccanico, è armato con un numero di ami variabile tra circa 3000 e 6000 per l'alalunga (Tab. 1a) e tra circa 1000 e 3000 per il pesce spada (Tab. 1b).

La cattura del pesce spada normalmente avviene nel periodo primavera-estate, al largo delle coste (Fig. 1), utilizzando ami da 7-10 cm.

L'alalunga, al contrario, si pesca nel periodo autunnale, in aree più costiere, utilizzando ami da 3-4 cm.

Queste attività incidono anche sulle catture di altre specie, quali: *Prionace glauca* (L.), *Ruvettus pretiosus* Cocco, *Alopias vulpinus* (Bonn.), *Lamna nasus* (Bonn.), nonchè *Thunnus thynnus*.

In questa nota vengono riportati i dati di cattura del tonno rosso, dal 1990 al 1999.

Materiali e metodi

Il censimento delle catture è stato eseguito direttamente allo sbarco, per tutte le uscite effettuate nei porti di Mola di Bari, Monopoli e Otranto, registrando su apposite schede, per ogni imbarcazione, il numero e peso di tutti gli individui catturati, numero di ami utilizzati, giorni di pesca e alcuni dati biometrici. Sono stati successivamente calcolati lo sforzo di pesca (E = numero di ami / 1000) e le catture per unità di sforzo in numero e in peso (CPUE N° = n di esemplari /E, CPUE kg = peso degli esemplari in kg /E).

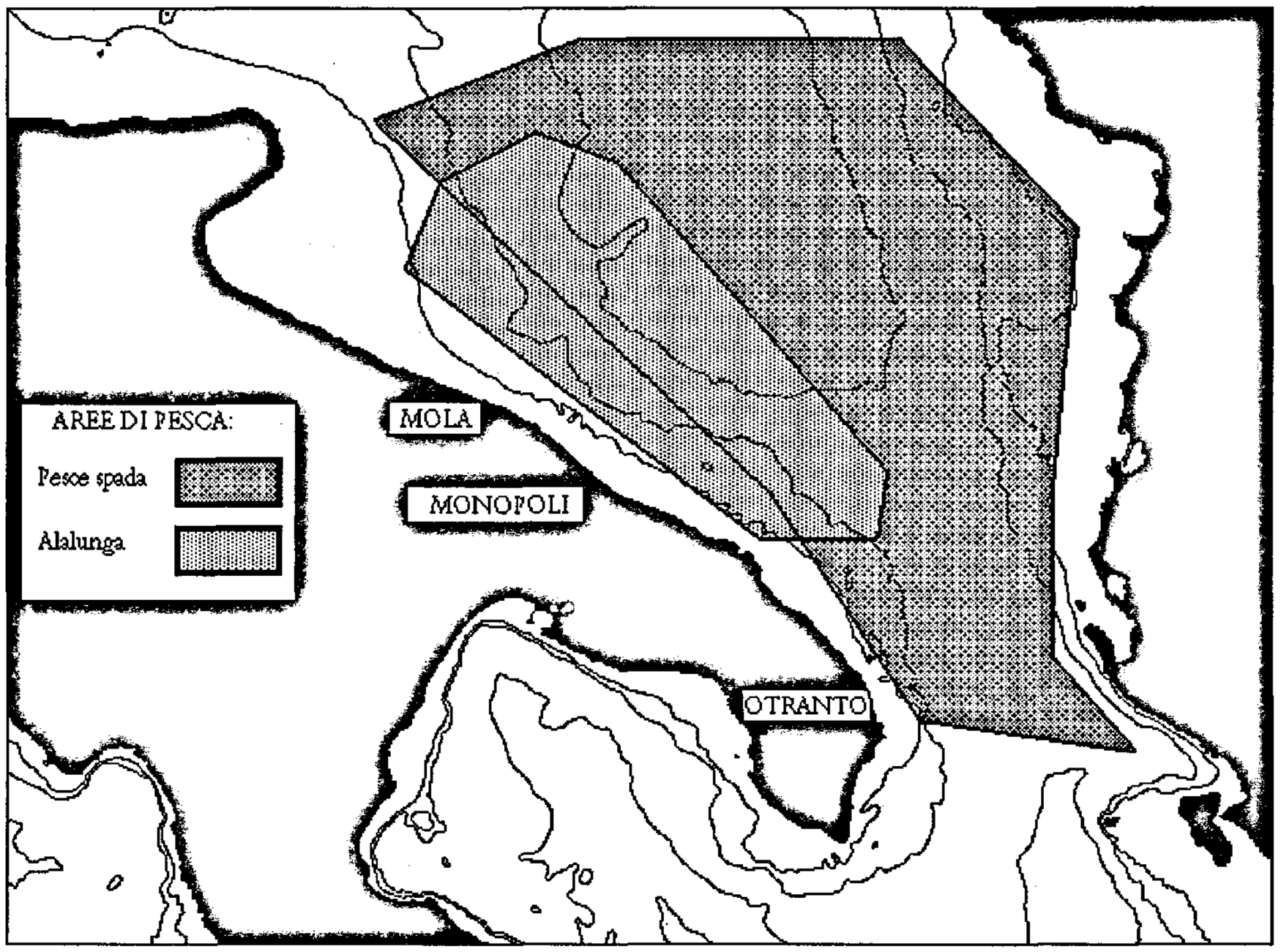


Fig. 1 - Aree di pesca del pesce spada e dell'alalunga nell'Adriatico Meridionale.
Fishery areas of swordfish and albacore in South Adriatic Sea.

Risultati

I dati riportati nelle tabelle 1a e 1b, pur se riferiti ad un numero limitato di esemplari di tonno rosso, consentono di ottenere informazioni sulla distribuzione nell'Adriatico Meridionale di questa specie.

Infatti, nella pesca all'alalunga, effettuata in aree distanti non più di 30 miglia dalla costa (Marano *et al.*, 1996), si cattura un maggior numero di tonni (Tab. 1a). Si tratta, però, (in relazione, probabilmente, alla dimensione degli ami e al periodo e area di pesca) di esemplari giovani, generalmente con peso medio compreso tra 6 e 10 Kg (Tab. 1a), corrispondenti a individui di età non superiore ai 2 anni (AA. VV. 1996). Sono esemplari di dimensioni simili a quelli di *T. alalunga*, che hanno un peso medio di 5-5,6 Kg, con i quali, avendo le stesse esigenze ecologiche, costituiscono dei banchi misti (Le Gall, 1974). Durante le campagne di pesca a *X. gladius*, utilizzando ami più grandi, si catturano, al contrario, individui adulti, con peso medio compreso tra 55 e 120 Kg (Tab. 1b); in alcuni casi sono stati catturati esemplari di oltre 200 Kg. Tale pesca viene effettuata in primavera ed estate, periodo di riproduzione delle due specie (Fisher *et al.*, 1987), in aree più distanti dalla costa (circa 40-60 miglia).

Per quanto riguarda le catture per unità di sforzo in numero e in peso (Tab. 1a e 1b), in nessuna delle due attività di pesca si possono evidenziare trend ben definiti.

Tab. 1a - Dati di cattura del tonno rosso per anno nell'Adriatico Meridionale durante le campagne di pesca all'alalunga.
Catches Bluefin tuna data per year in the South Adriatic Sea during Albacore fishery.

PESCA ALL'ALALUNGA																		
Anno	N° cale	N° barche	N° medio ami	TONNO						ALALUNGA			ALTRE SPECIE		TOTALE		TONNO (% sulle catture totali)	
				N°	Kg	**Peso medio**	E	**CPUE N°**	**CPUE Kg**	N	Kg	Peso medio	N	Kg	N	Kg	**% (N°)**	**% (Kg)**
90	198	21	2922	130	1133	**8,72**	578,56	**0,22**	**1,96**	22691	127622	5,62	137	2970	22958	131725	**0,57**	**0,86**
91	279	34	3899	1050	6256	**5,96**	1087,82	**0,97**	**5,75**	37675	196296	5,21	154	2858	38879	205410	**2,70**	**3,05**
92	165	23	4896	133	1325	**9,96**	807,84	**0,16**	**1,64**	29186	152102	5,21	293	4053	29612	157480	**0,45**	**0,84**
93	133	16	4839	284	2285	**8,05**	643,59	**0,44**	**3,55**	15641	80081	5,12	601	4663	16526	87029	**1,72**	**2,63**
94	347	23	5663	357	3435	**9,62**	1965,06	**0,18**	**1,75**	58545	328410	5,61	173	2685	59075	334530	**0,60**	**1,03**
95	67	12	3408	4	73	**18,25**	228,34	**0,02**	**0,32**	6132	31184	5,09	167	3680	6303	34937	**0,06**	**0,21**
96*	18	4	4556	38	238	**6,26**	82,00	**0,46**	**2,90**	550	2819	5,13	15	151	603	3208	**6,30**	**7,42**
97*	92	10	4716	13	107	**8,23**	433,85	**0,03**	**0,25**	5591	29289	5,24	94	1400	5698	30796	**0,23**	**0,35**
98	19	3	3133	3	22	**7,33**	50,00	**0,06**	**0,44**	814	4916	6,04	41	756	858	5694	**0,35**	**0,39**
99	105	9	4600	206	1485	**7,21**	483,00	**0,43**	**3,07**	9387	51671	5,50	1828	1546	11421	54702	**1,80**	**2,71**
totale	1189			1958	14507					169870	915695		1525	20909	173353	951111	**1,13**	**1,53**

* i dati si riferiscono al solo porto di Monopoli

Tab. 1b - Dati di cattura del tonno rosso per anno nell'Adriatico Meridionale durante le campagne di pesca al pesce spada.
Catches Bluefin tuna data per year in the South Adriatic Sea during Swordfish fishery.

PESCA AL PESCE SPADA																		
Anno	N° cale	N° barche	N° medio ami	TONNO						PESCE SPADA			ALTRE SPECIE		TOTALE		TONNO (% sulle catture totali)	
				N°	Kg	**Peso medio**	E	**CPUE N°**	**CPUE Kg**	N	Kg	Peso medio	N	Kg	N	Kg	**% (N°)**	**% (Kg)**
91	575	23	2329	22	2655	**120,68**	1339,25	**0,02**	**1,98**	2761	79571	28,82	1286	18032	4069	100258	**0,54**	**2,65**
92	323	15	1034	27	1806	**66,89**	334,05	**0,08**	**5,41**	1731	39347	22,73	874	8019	2632	49172	**1,03**	**3,67**
93	263	17	1760	22	1225	**55,68**	462,95	**0,05**	**2,65**	2492	40734	16,35	953	11182	3467	53141	**0,63**	**2,31**
94	748	23	3197	37	3428	**92,65**	2391,42	**0,02**	**1,43**	7425	135421	18,24	1470	16055	8932	154904	**0,41**	**2,21**
95	808	25	2513	47	3558	**75,70**	2030,76	**0,02**	**1,75**	13219	205890	15,58	2396	29526	15662	238974	**0,30**	**1,49**
96*	522	21	3129	33	2844	**86,18**	1633,50	**0,02**	**1,74**	5126	85980	16,77	1288	16513	6447	105337	**0,51**	**2,70**
97*	555	15	2647	23	2159	**93,87**	1469,34	**0,02**	**1,47**	7593	107871	14,21	1563	17690	9179	127720	**0,25**	**1,69**
98	363	19	2678	34	2454	**72,18**	972,05	**0,03**	**2,52**	3750	61498	16,40	40	2965	3824	66917	**0,89**	**3,67**
99	209	14	2585	22	1337	**60,77**	540,25	**0,04**	**2,47**	2000	37846	18,92	91	550	2113	39733	**1,04**	**3,36**
totale	4366			267	21466					46097	794158		9961	120532	56325	936156	**0,47**	**2,29**

* i dati si riferiscono al solo porto di Monopoli

Conclusioni

Il tonno rosso, pur rappresentando una piccola percentuale nelle catture dei grandi pelagici nell'Adriatico Meridionale (Tab. 1a e 1b), grazie al suo alto valore commerciale contribuisce ad assicurare un certa remunerativitá di questo tipo di pesca.

L'attività di pesca con long-line indirizzata al pesce spada, nel Basso Adriatico, cattura pochi esemplari di tonno rosso (Tab. 1b), prevalentemente adulti; pertanto non sembra che possa incidere sullo stock di questa specie.

Al contrario, in autunno, durante l'attività di pesca all'alalunga, vengono catturati individui giovani sia di *T. thynnus*, che di *X. gladius*, tanto che dal 1995 (Tab. 1a) alcune marinerie hanno volontariamente ridotto o sospeso questo tipo di pesca, per non intaccare lo stock di pesce spada (Marano *et al.* 1999).

Peraltro, sia *Thunnus thynnus* che *Xiphias gladius* mostrano una bassa diversità genetica, tanto da apparire geneticamente erose (Cimmaruta *et al.*, 1998). È auspicabile, dunque, una regolamentazione di questa attività di pesca, in considerazione anche del numero cospicuo di organismi immaturi, delle due specie, che viene catturato con la pesca all'alalunga.

Bibliografia

AA.VV. (1996) - Characterization of Large Pelagic stocks (*Thunnus thynnus* L., *Thunnus alalunga* Bonn., *Xiphias gladius* L.) in the Mediterranean. *CEE Final Draft Report, Project MED/91/012.*

CIMMARUTA R., IACONELLI M., NASCETTI G., BULLINI L. (1998) - Diversità genetica in popolazioni di grandi pelagici del Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 300-310.

FISCHER W., BAUCHOT M. L., SCHNEIDER M. (1987) - Fisches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Rome *FAO*, **2**: 761-1530.

LE GALL J.Y. (1974) - Exposè synoptique des donnèes biologiques sur le Germon *Thunnus alalunga* (Bonn., 1788) de l'Ocean Atlantique. *Synop. FAO Pêches,* **109**: 70 pp.

MARANO G., ROSITANI L., UNGARO N., DE ZIO V. (1988) - Cours des prises avec palangre de surface dans l'Adriatique du Sud (Côtes Italiennes), triennat 1984-1986. *FAO Fish. Rep.*, **394**: 112-120.

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.

MARANO G., DE ZIO V., PASTORELLI A. M., ROSITANI L., UNGARO N., VLORA A. (1999) - Studio sinottico sulla biologia e pesca di *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (2): 192-214.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 757-760

C. PIPITONE[1], F. BADALAMENTI[1], G. D'ANNA[1], C. JAMES[2],
H. PICKERING[2], D. WHITMARSH[2]

[1]CNR-IRMA, Laboratorio di Biologia Marina,
Via G. da Verrazzano, 17 - 91014 Castellammare del Golfo, Trapani, Italia.
[2]CEMARE, University of Portsmouth, Gran Bretagna.

LE RISORSE ITTICHE DEMERSALI NEL GOLFO DI CASTELLAMMARE (SICILIA N-O) DOPO OTTO ANNI DI DIVIETO DI STRASCICO

DEMERSAL FISHERY RESOURCES IN THE GULF OF CASTELLAMMARE (NW SICILY) AFTER AN EIGHT-YEAR TRAWL BAN

Abstract

Demersal fishery resources in the Gulf of Castellammare underwent a strong increase after an eight-year trawl ban. Such increase was much higher in the first four-year period (711%, total catch) than in the second (11%). The trawl ban seems also an effective management tool for the enhancement of artisanal fisheries.

Key-words: *trawl ban, stock enhancement, fisheries management, Sicily, Mediterranean.*

Introduzione

Nel 1990 la Regione Sicilia ha proibito la pesca a strascico in tre golfi dell'isola (Castellammare, Patti e Catania), allo scopo di ricostituirne il patrimonio ittico, mentre la pesca artigianale è rimasta consentita. Tale divieto è tuttora in corso. Il Laboratorio di Biologia Marina dell'IRMA ha effettuato due studi nel Golfo di Castellammare, per valutare tra l'altro l'efficacia del divieto sull'abbondanza degli stocks demersali di platea: il primo nel 1993-94 ed il secondo nel 1998-99. Questa nota intende essenzialmente aggiornare i dati recentemente pubblicati relativi ai primi quattro anni di divieto (Pipitone *et al.*, 2000), inserendo i dati del quadriennio successivo.

Materiali e metodi

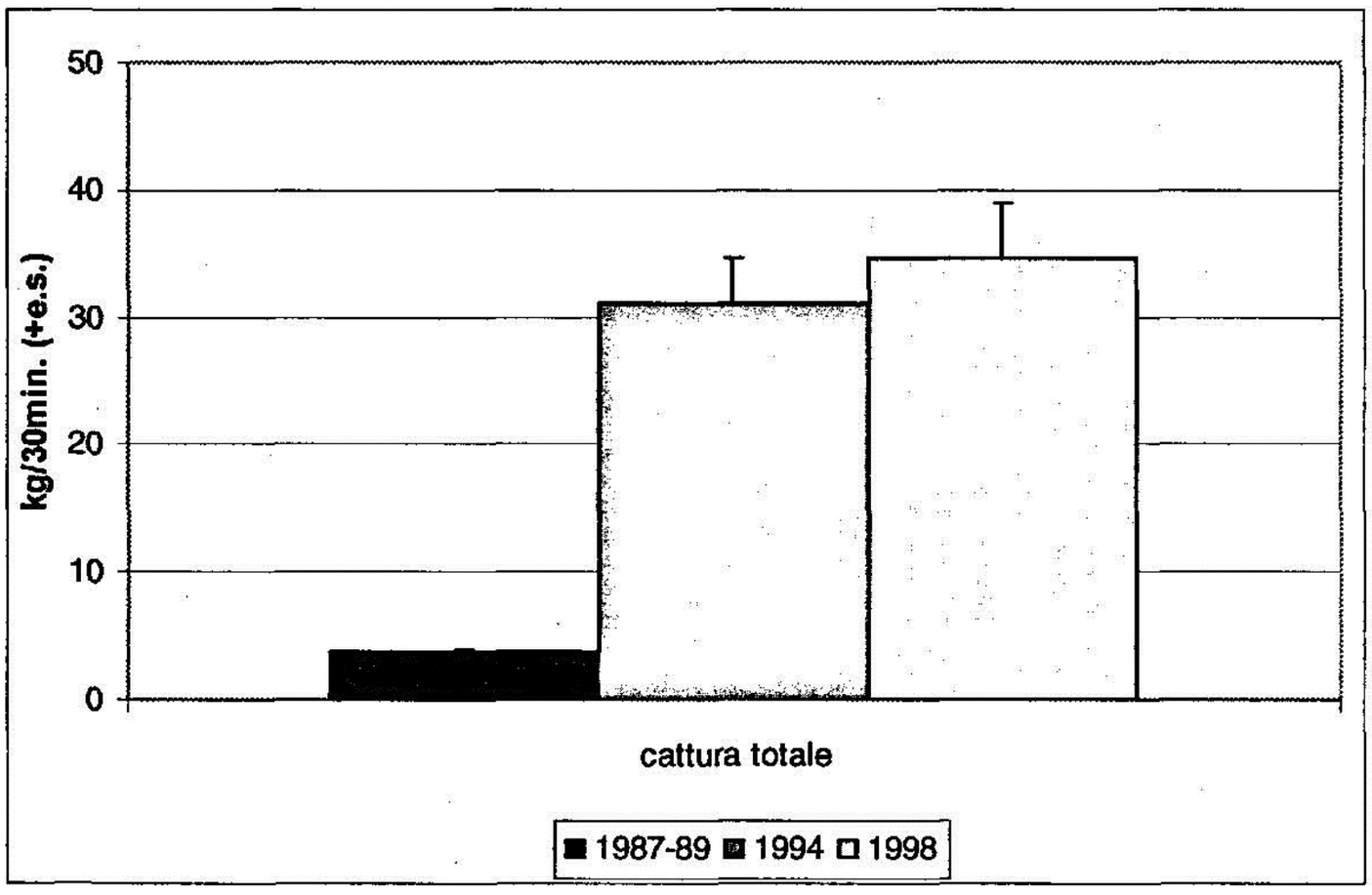
I risultati delle campagne di pesca a strascico effettuate durante i due studi citati sono stati confrontati con quelli di analoghe campagne condotte dall'Istituto di Zoologia dell'Università di Palermo nel 1987-89, prima dell'inizio del divieto. Le caratteristiche degli attrezzi e altri dettagli sono riportati in D'Anna e Badalamenti (1995). L'area di studio comprende la fascia batimetrica 10-200 m. Sono state prese in considerazione 21 cale nel 1987-89, 30 nel 1994 e 26 nel 1998, tutte in periodo primaverile, allocate con sistema casuale stratificato. Sono stati calcolati i rendimenti medi per ciascuna campagna (cattura/n. tot. di cale) per l'intera l'area di indagine, espressi in kg/cala di 30 minuti. I dati sono stati sottoposti al test U di Mann-Whitney per il confronto a coppie.

Risultati

La fig. 1 rappresenta i dati riguardanti le tre campagne effettuate, relativi alla cattura totale. Nel 1994 l'aumento della cattura totale rispetto al periodo pre-

divieto è stato del 711%, mentre nel 1998 si è registrato un incremento dell'11% rispetto al 1994 (Tab. 1). La fig. 2 mostra i dati di alcune specie ritenute indicative per l'importanza commerciale o per l'abbondanza relativa nei fondali oggetto di studio. Mentre dopo i primi quattro anni (Tab. 1) i rendimenti medi di tutte le specie prese in esame hanno subito un forte aumento (dal 116% di *Eledone moschata* al 18538% di *Lepidotrigla cavillone*), nel quadriennio successivo gli incrementi rispetto al 1994 sono stati decisamente meno marcati (dal 7% di *Diplodus annularis* al 336% di *Pagellus acarne*), con una leggera riduzione per alcune specie (dal –6% di *Pagellus erythrinus* e *Spicara flexuosa* al –21% di *Lophius* spp.)

Fig. 1 - Rendimenti medi (primavera) nell'area di studio (cattura totale).
Mean yields (spring) in the study area (total catch).



Tab. 1 - Variazione nei rendimenti primaverili medi tra 1994 e 1987-89 (differ.% I) e tra 1998 e 1994 (differ.% II). * = p<0,05; ** = p<0,01; *** = p<0,001
*Variation in spring yields between 1994 and 1987-89 (differ.% I) and between 1998 and 1994 (differ.% II). * = p<0.05; ** = p<0.01; *** = p<0.001*

	differ.% I	differ.% II
Lophius spp.	986 **	-21
D. annularis	272	7
P. acarne	1020	336
S. hepatus	3438 ***	37
L. cavillone	18538 ***	22
M. merluccius	365 ***	29
P. erythrinus	441 *	-6
S. flexuosa	8200 ***	-6
M. barbatus	3225 ***	-14
E cirrhosa	179	92
E. moschata	116	21
Cattura totale	711 ***	11

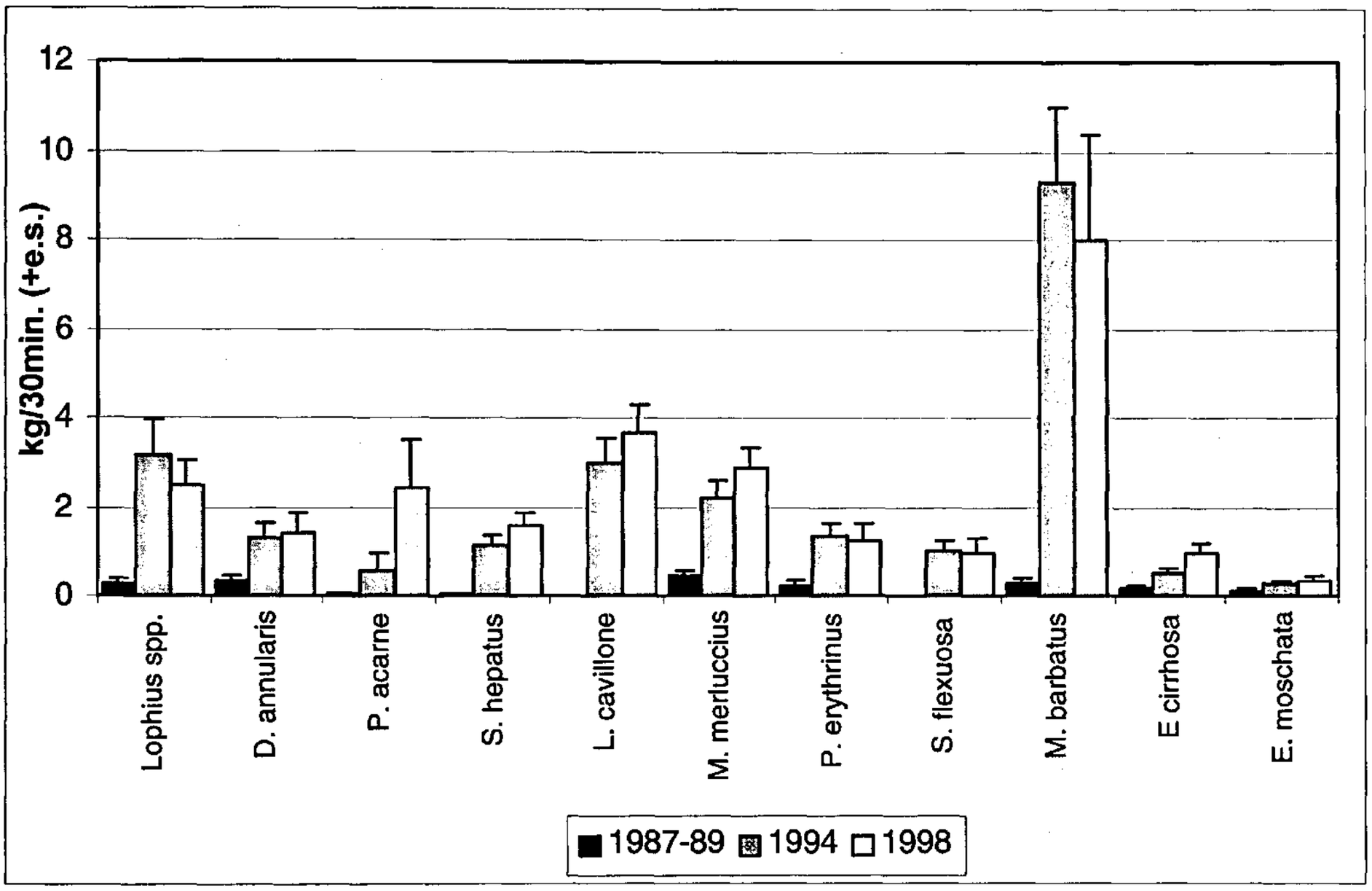


Fig. 2 - Rendimenti medi (primavera) nell'area di studio (specie principali).
Mean yields (spring) in the study area (main species).

Discussione

Il divieto di strascico nel Golfo di Castellammare ha comportato un forte incremento della biomassa ittica demersale nel suo complesso. Tale incremento è stato considerevole in particolare dopo i primi quattro anni di divieto, per rallentare nel periodo successivo. Inoltre le varie specie hanno reagito in modo diverso all'abolizione dello strascico, esibendo tassi di incremento differenti e in qualche caso un decremento nel 1998 rispetto al 1994. Ciò può essere legato sia alle diverse strategie vitali delle singole specie, sia ai rapporti esistenti tra loro e con le comunità bentoniche, non più soggette al forte impatto delle reti da traino.

I risultati dell'indagine socio-economica inserita nello studio del 1998-99 (dati non pubblicati), mostrano che all'aumento delle risorse demersali è corrisposto anche un miglioramento della performance della pesca artigianale, che si è giovata non solo dell'incremento della biomassa pescabile, ma soprattutto di un'area più vasta per svolgere la propria attività senza rischio di conflitto con gli operatori dello strascico. Tale miglioramento, riscontrato anche in aree extra-mediterranee (ad es. Indonesia (Bailey, 1997)), si rivela particolarmente positivo in un'area dove la piccola pesca, prima destinata ad un'attività di pura sussistenza, torna ad essere un capitolo importante dell'economia locale.

Ringraziamenti

Lo studio del 1987-89 è stato finanziato dal Ministero per la Marina Mercantile. Gli studi del 1993-94 (n. 92/011) e del 1998-99 (n. 97/063) sono stati co-finanziati dalla CE-DGXIV. Si rin-

grazia il Prof. Silvano Riggio per aver reso disponibili i dati del 1987-89, e Giuseppe Di Stefano e Marilena Coppola per il prezioso aiuto fornito in mare e in laboratorio.

Bibliografia

BAILEY C. (1997) - Lessons from Indonesia's 1980 trawler ban. *Mar. Pol.*, **21** (3): 225-235.

D'ANNA G., BADALAMENTI F. (1995) - Structure of the populations and assessment of the biomass of the coastal demersal resources in the Gulf of Castellammare (NW Sicily). Report to EC XIV/C/1-MED1992/011: 60 pp. + Annexes.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (2000) - Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish. Res.*, **48** (1): 23-30.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 761-764

T. ROMEO, D. GIORDANO, A. COSENZA, F. PERDICHIZZI, S. GRECO

Istituto Sperinientale Talassografico.
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLO *STOCK DI PAGELLUS ERYTHRINUS* (L., 1758) NEL TIRRENO MERIDIONALE

PRELIMINARY OBSERVATION ON THE STOCK OF PAGELLUS ERYTHRINUS *(L., 1758) IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA*

Abstract

The aun of this work is to contribute to the knowledge on distribution and abundance of Pagellus erythrinus *in an area of the Southern Tyrrhenian Sea.*

Key-words: Pagellus erythrinus, *Southern Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

*Pagellus ervthrinus (L_* 1758) è una specie ampiamente diffusa nel Mediterraneo. La sua ~iologia e distribuzione batimetrica è stata oggetto di studio negli anni precedenti (Orsi Relini e Romeo, 1985; Mytilineou, 1988, 1989a,1989b; Cannizzaro *et al.,* 1992; Cefali *et al.,* 1998).

Questo studio prende in esame la distribuzione e l'abbondanza di esemplari di *Pagellus erythrinus,* campionati in un'area del Tirreno meridionale, suddivisa in tre settori. La scelta delle tre zone è stata dettata dall'omogeneità delle stesse e dal fatto che in ciascuna di esse ricadono delle aree interdette alla pesca a strascico. Sono stati calcolati gli indici di abbondanza annuali espressi kg/km^2 nei tre settori, suddivisi per strato.

Materiali e metodi

Il campionamento è stato effettuato con motopeschereccio attrezzato con rete da pesca a strascico sperimentale, costruita ad hoc nell'arribito dei progetto "International bottom trawl survey in the Mediterranean sea" (MEDITS) finanziato dalla comunità Europea.

L'area indagata (Fig. 1) è compresa tra Capo Suvero (Calabria) e Capo S. Vito (Sicilia); quest'area è stata suddivisa in tre zone di cui la prima compresa tra Capo Suvero e Capo Milazzo (settore 1), la seconda tra Capo Milazzo e Capo Zafferano (settore 11) e la terza tra Capo Zafferano e Capo S. Vito (settore III).

Tra il 1994 ed il 1999 sono state effettuate 83 cale, con un'unica frequenza stagionale (maggio-giugno) nelle batimetriche comprese tra 10 e 200 rn: 23 nello strato A (10-50 m), 24 nello strato B (50-100 m) e 36 nello strato C (100-200 in) (Bertrand *et al.,* 1997).

Risultati

Nella figura 2 sono riportate le catture medie espresse in kg/km^2, relative agli anni 1994-1999, suddivise per strato e per settore. Nello strato A (0-50 m) i

inaggiori indici di abbondanza (Tab.1) sono stati ottenuti nel settore Il ilegli anni 1996-97 con rese massime di 70.3 Kg/km² e 60.6 Kg/km² rispetti vaniente.

Nello strato B le catture di *Pagellus erythrinus* più abbondanti sono state registrate nell'anno 1997 nel settore III, con un valore massimo di 290 kg/klrì2. Le catture registrate nello strato C (Fig. 2) non presentano valori significativi. Le uniche catture più consistenti sono state registrate anche in questo strato nel settore III.

Tab. 1 - Indici di abbondanza nei tre strati e nei tre settori dal 1994 al 1999.
Abundance indices in the three strata and sectors from 1994 to 1999.

Anno	Set I	Set II	Set III	Set I	Set II	Set III	Set I	Set II	Set III
	10-50 m			50-100 m			10-200 m		
	Kg/Km²			Kg/Km²			Kg/Km²		
1994	-	25	-	0	93,75	65	2	0	
1995	-	26,25	-	2,00	0	90	4	0,86	
1996	-	70,31	0	-	0	172	-	-	
1997	-	60,62	-	15	0	290	-	-	
1998	-	26,81	-	0	5	109	2	1	
1999	-	31,59	0	6,37	5	150	-	-	8,5

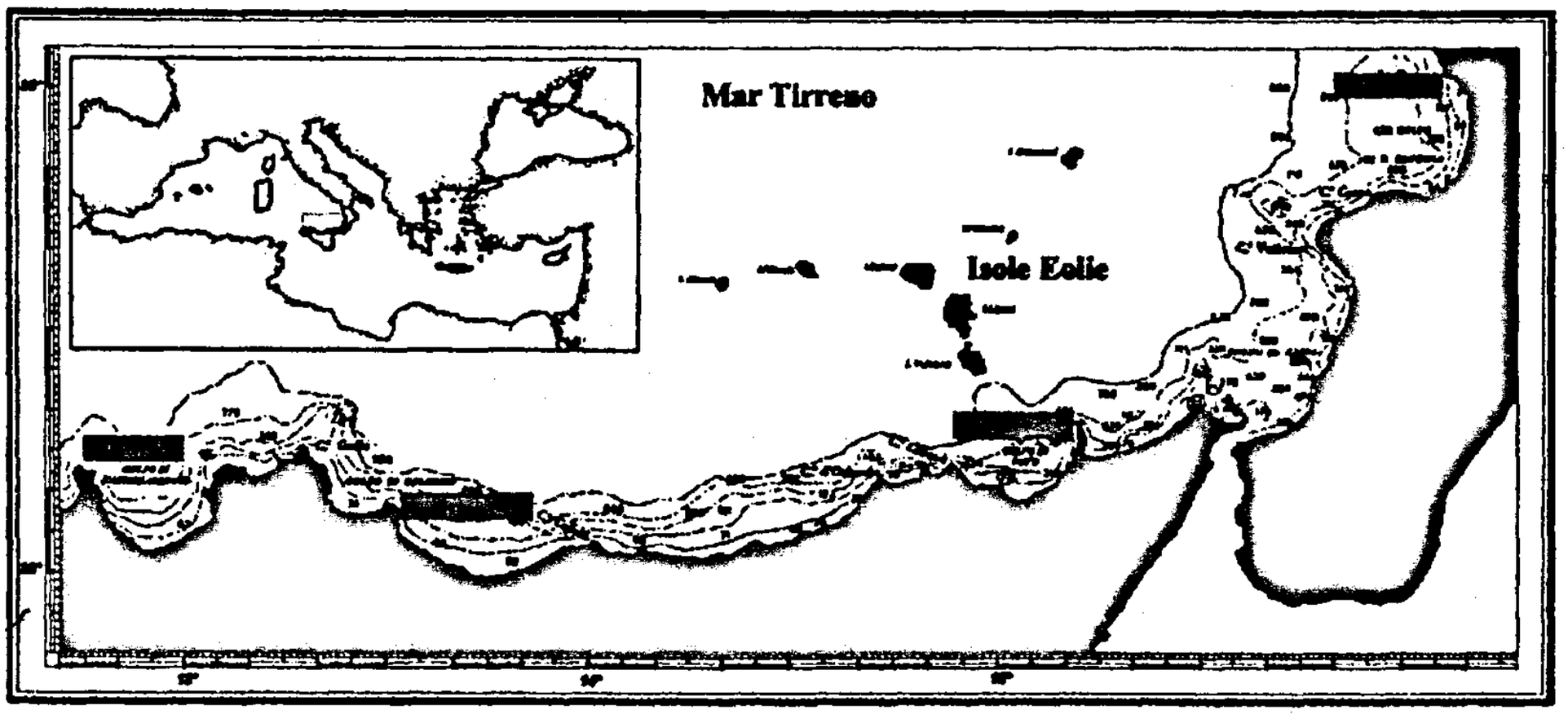


Fig. 1 - Area di indagine.
Investigated area.

Conclusioni

Si può ritenere che la specie, di notevole interesse commerciale, nel corso degli anni non abbia subito particolari fluttuazioni, mantenendo una presenza

costante nelle aree indagate. Particolarmente interessante è risultata la cattura registrata nel settore 111, tra Capo Zafferano e Capo San Vito, dove ricade il Golfo di Casteliammare, che è una zona interdetta alla pesca a strascico entro la batimetrica dei 200 metri.

Questa nota vuole fornire solo una indicazione preliminare circa la presenza della specie nella zona oggetto di studio e la diversa abbondanza nelle tre zone indagate.

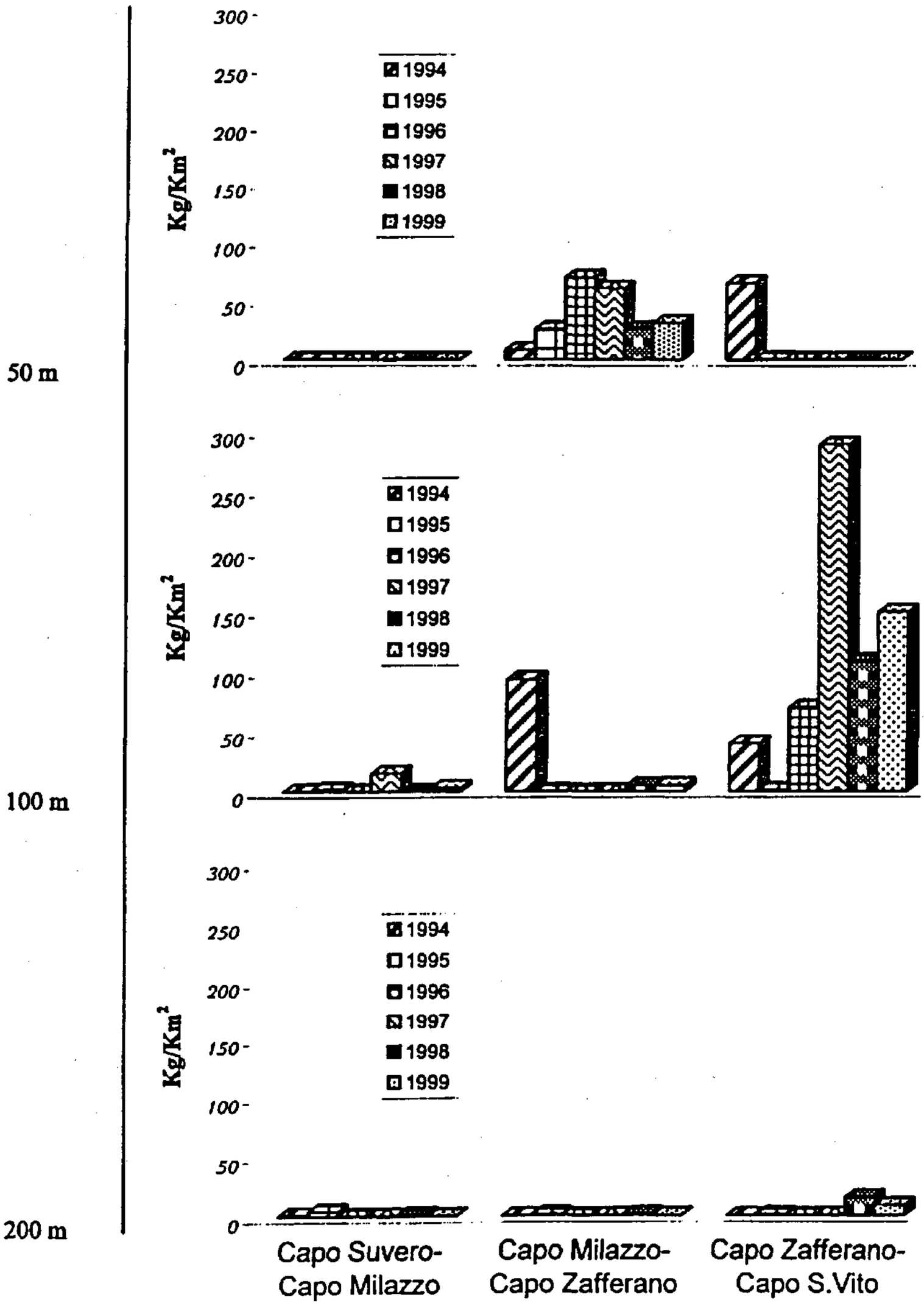


Fig. 2 - Indici di biomassa espressi in Kg/km².
Abundance indices (Kg/km²).

Bibliografia

BERTRAND I., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the Medits programme. 1997 ICES Annual Conference, CM 1997/y:03: 16 pp.

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.

CEFALI A., BRUNO R., TORRE R., CAMIVIAROTO S. (1998) - Biologia di *Pagellus erythrinus* nel basso Tirreno e confronto con altri popolamenti mediterranei. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (1): 674-692.

MYTILINEOU C. (1988) - Preliminary study of the reproductive cycle and hermaphroditism in red pandora, *Pagellus erythrinus* L. of the Patraikos and the korinthiakos Gulf Ionian Sea, Greece. *Proc 2nd Panhellenic Symp. Oceanogr. and Fish.*

MYTILINEOU C. (1989a) - Donnee biologiques sur le pageot, *Pagellus erythrinus,* des côtes orientales de la Grèke centrale. FAO *Fish Rep.,* **412**: 77-82.

MYTILINEOU C. (1989b) - Notes on the hermaphroditism and the reproduction of red Pandora *(Pagellus ervthrinus* L.) in the coastal waters of the 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., ROMEO G. (1985) - Vertical distribution, age, growth and mortality of *Pagellus erythrynus* on trawled coastal areas of the ligurian sea. *Rapp. Comm. Int. Met. Mèdit.,* **29** (8): 103-106.

Biol. Mar. Medit. (2000), 8 (1): 765-770

N. SANTAMARIA, F. ACONE[1], M. DEFLORIO, A. POTOSCHI[2], R. GENTILE, P. MEGALOFONOU[3], G. DE METRIO, G. PALMIERI[1]

Dipartimento di Sanità e Benessere degli Animali
Università di Bari Prov. per Casamassima Km 3 – 70010 Valenzano, Bari, Italia.
[1]Dip. Biologia Animale, Univ. Sassari, Italia.
[2]Dip. Biologia Animale ed Ecologia Marina, Univ. Messina, Italia.
[3]Dip. Biologia, Univ. Atene, Grecia.

ETÀ ED ACCRESCIMENTO IN GIOVANI DI TOMBARELLO (*AUXIS ROCHEI* RISSO, 1810) NEI MARI MERIDIONALI ITALIANI

AGE AND GROWTH OF JUVENILE BULLET TUNA (AUXIS ROCHEI *RISSO, 1810) IN THE SOUTHERN ITALIAN SEAS*

Abstract

Age estimates were made on otolith of 45 juvenile bullet tuna, Auxis rochei, *captured in the Southern Italian seas. Increment counts, presumed to be daily, were made for age estimation. Estimated ages of fish ranging in size from 8.4 to 26.2 cm fork lenght (FL), ranged from 21 to 79 days. The von Bertalanffy parameters, estimated on yearly basis, were:* $FL_\infty = 29.74$; $K=10$; $t_o=0.018$.

Key-words: *age, daily-growth, otolith, bullet tuna.*

Introduzione

Il genere *Auxis* comprende due specie di difficile distinzione, *Auxis thazard* (Lacepède, 1800) e *Auxis rochei* (Risso, 1810), delle quali solo la seconda presente nel Mediterraneo (Fischer *et al.*, 1987).

In un studio preliminare sull'accrescimento di *Auxis rochei* dello Ionio Settentrionale, effettuato attraverso lo studio delle parti dure (raggi spiniformi), Santamaria *et al.* (1996) avevano riscontrato valori di lunghezza alla forca (LF) al primo anno di età e tassi annuali di accrescimento discordanti rispetto a quelli ottenuti da Grudtsev (1992) nell'Atlantico sud orientale e da Lu *et al.* (1992) nel Pacifico sud occidentale. Pertanto è stato ritenuto interessante stimare l'età e l'accrescimento negli stadi giovanili attraverso lo studio degli incrementi giornalieri di crescita degli otoliti.

Materiali e metodi

Per lo studio dell'accrescimento degli stadi giovanili (classe d'età 0), da 109 esemplari di tombarello con LF compresa fra 8.4 cm e 28.6 cm, provenienti dalla pesca con il cianciolo per clupeiformi effettuata nello Ionio e nelle aree meridionali del Tirreno e dell'Adriatico, furono collezionati nel triennio 1997/99 gli otoliti ed in particolare la sagitta. Date le dimensioni notevolmente ridotte e la fragilità degli otoliti, da ciascun animale furono prelevati i canali semicircolari che furono posti in acqua distillata per 30 minuti. Gli otoliti furono quindi estratti dalle strutture circostanti e privati di ogni residuo di tessuto. Fu misurata la lunghezza (rostro-postrostro) delle sagitte (Lo) utilizzando l'analizzatore di immagini Quantimet 500/W (Leica, Cambridge, UK). Quindi gli otoliti furono preparati per la lettura utilizzando due differenti metodi: a) montaggio mediante resina Eukitt

su vetrini portaoggetto e levigazione con panni abrasivi Buehler ed alfa allumina; b) immersione in liquidi diafanizzanti quali metil-benzoato, glicerina od olio di cedro. La lettura fu eseguita al microscopio ottico Leitz Diaplan con un ingrandimento finale compreso tra 100 e 400. La stima dell'accrescimento teorico in lunghezza fu effettuata attraverso il modello matematico di von Bertalanffy: $L(t)=L_\infty(1-e^{-k(t-t_0)})$. I parametri di accrescimento (L_∞, K, t_0) del tombarello per la classe 0 furono ottenuti attraverso l'elaborazione delle medie delle lunghezze all'età in giorni osservata, utilizzando il sistema operativo FiSAT (Gayanilo *et al.*, 1995).

Risultati

I dati statistici delle lunghezze dei 109 otoliti misurati furono i seguenti: media=1736.7µm; min=844.4µm; max=2738.9µm; dev.st.=468.7.

Dei due metodi di preparazione utilizzati, quello che prevedeva l'uso di liquidi diafanizzanti (in particolare il metil-benzoato) è risultato il più idoneo allo scopo. Al contrario, il metodo della levigazione determinò in molti casi perdita dell'integrità della struttura e rese impossibile l'esatta lettura delle discontinuità.

Solo per 45 esemplari fu possibile individuare in maniera non dubbia le discontinuità (Figg. 1,2); gli otoliti dei restanti individui furono scartati a causa di difficoltà nella lettura o perché non più integri.

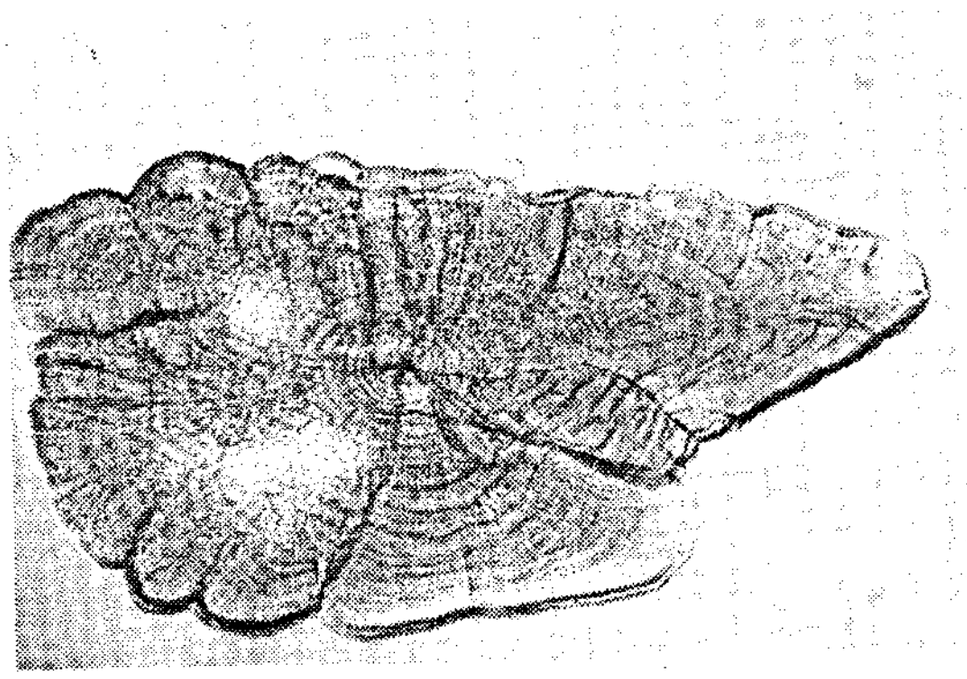


Fig. 1 - Sagitta di tombarello di 25 giorni (LF=9.9 cm).
Sagitta of bullet tuna of 25 days (FL=9.9 cm).

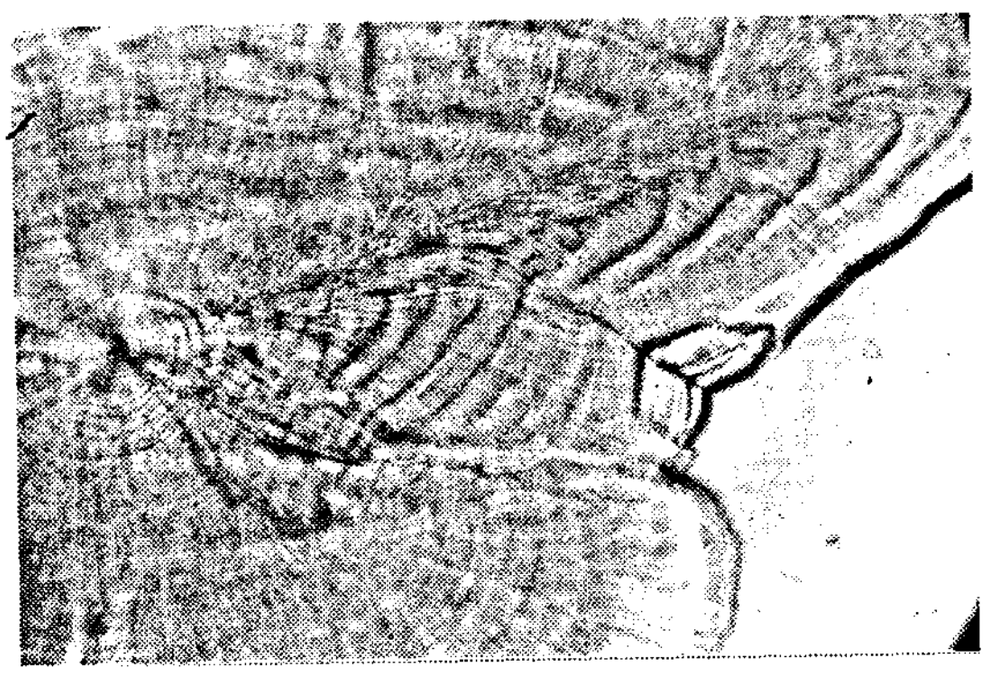


Fig. 2 - Particolare della Fig. 1.
Particular of Fig. 1.

L'età determinata oscillò tra 21 e 79 giorni in individui con LF compresa tra 8.4 e 26.2 cm e peso tra 4.02 e 278.53 g, catturati tra il 22 luglio ed il 24 settembre 1998. La chiave lunghezza età, ottenuta attraverso la lettura degli incrementi giornalieri delle sagitte dei 45 esemplari di tombarello, è riportata in Tab.1. In Tab.2 è riportato l'accrescimento giornaliero in lunghezza ed in peso.

Tab. 1 - Chiave lunghezza-età del tombarello.
Age-length key of bullet.

Classe d'età	**N**	**LF (cm)**			
(giorni)		Media	Minimo	Massimo	Dev. St.
20	3	9.3	8.4	10.6	1.2
25	9	11.4	9.2	13.7	1.8
30	3	13.4	13.3	13.5	0.1
35	4	16.9	15.1	18.7	1.9
40	5	17.2	16.0	18.0	0.8
45	5	20.4	20.0	20.7	0.3
50	1	20.7	-	-	-
55	3	21.8	20.9	22.4	0.8
60	1	22.0	-	-	-
65	6	23.7	22.8	24.5	0.6
70	3	24.7	24.5	24.9	0.2
75	2	25.2	24.2	26.2	1.4
Totale	45	17.8	8.4	26.2	5.3

Tab. 2 - Accrescimento giornaliero in lunghezza ed in peso del tombarello.
Daily-growth by length and weight of bullet tuna.

	LF (mm)	**Peso (g)**
Media	4.01	1.73
Minimo	3.18	0.19
Massimo	4.92	3.53
Dev. st.	0.47	1.01

I parametri di accrescimento teorico, espressi su base annua, ottenuti secondo il modello di von Bertalanffy furono i seguenti: LF_{∞}=29.74; K=10; t_o= 0.018. La curva di accrescimento teorico e gli intervalli di confidenza attribuibili alle varie classi, sono riportati in Fig. 3. Il plot dei singoli dati sperimentali di lunghezza alle diverse età, è riportato in Fig. 4.

Attraverso il calcolo a ritroso, effettuato partendo dall'età in giorni, fu possibile individuare la data di nascita di ciascun esemplare. Ciò consentì di stabilire che il periodo di nascita fu compreso tra la seconda metà di maggio e la prima metà di agosto.

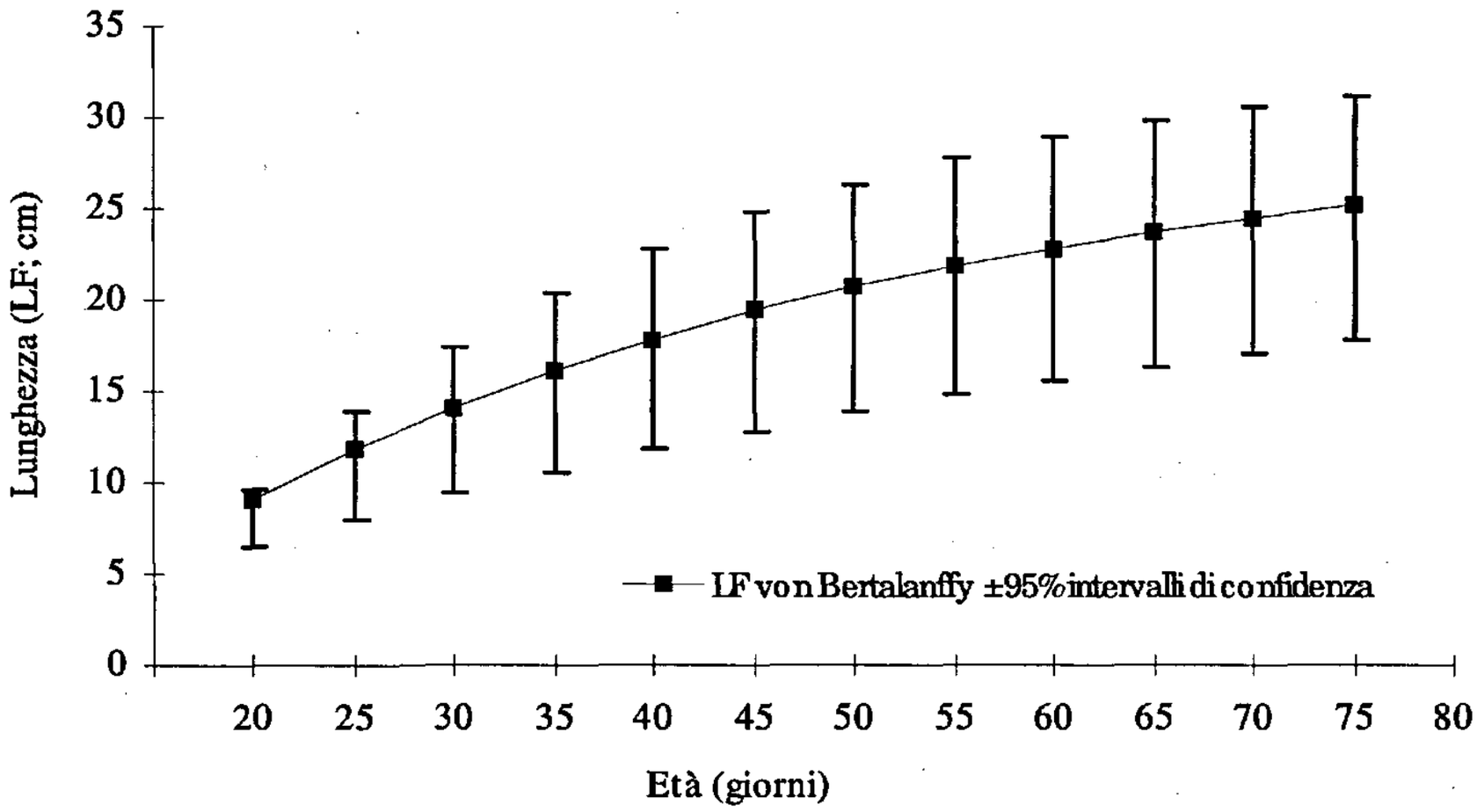


Fig. 3 - Curva di accrescimento teorico del tombarello ottenuta con l'equazione di von Bertalanffy.
Von Bertalanffy growth curves of bullet tuna.

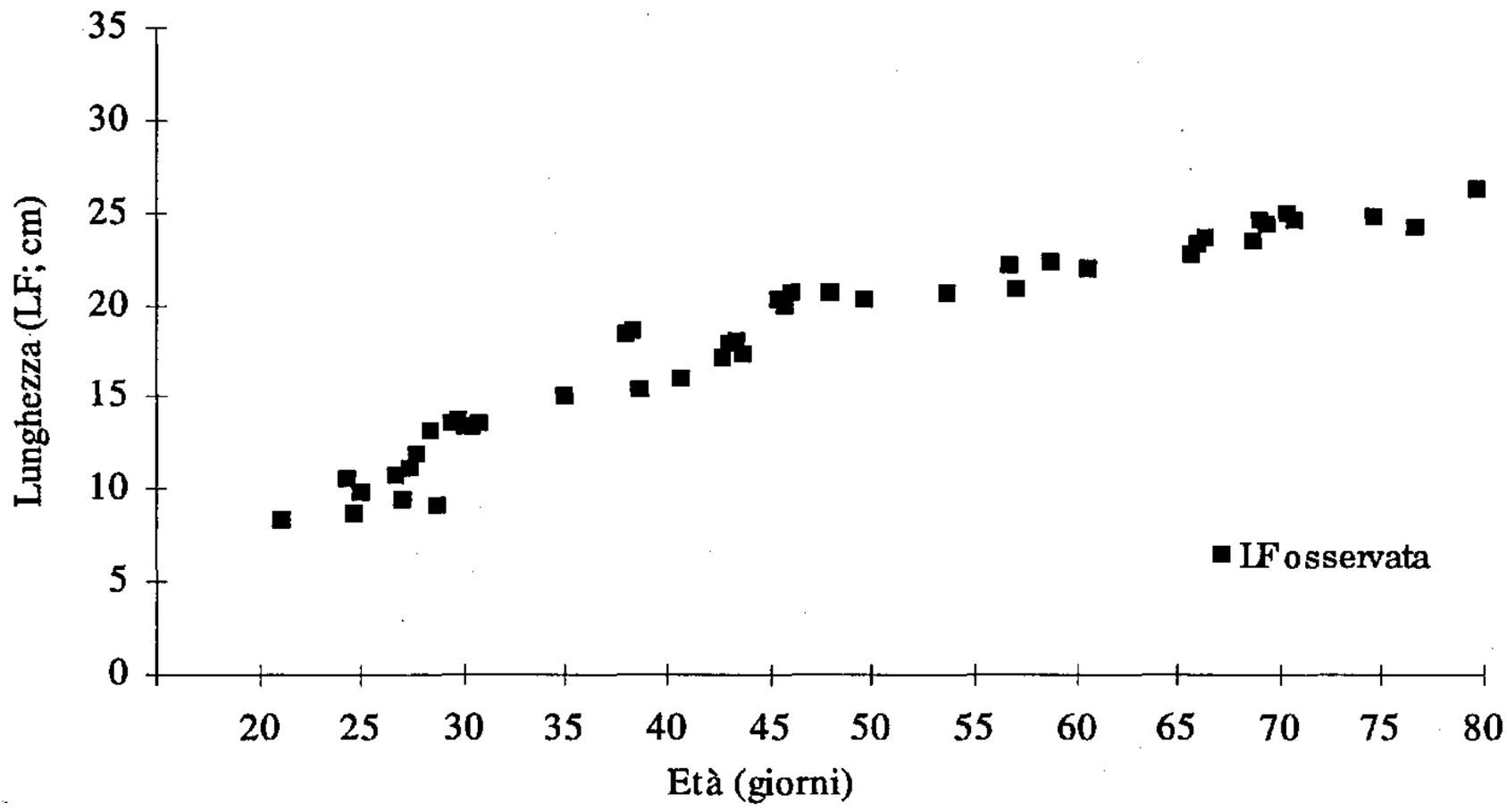


Fig. 4 - Plot dei singoli dati osservati.
Plot of individual observed data.

La maggior parte degli animali risultò essere nata nel mese di luglio (46.7%) (Fig. 5).

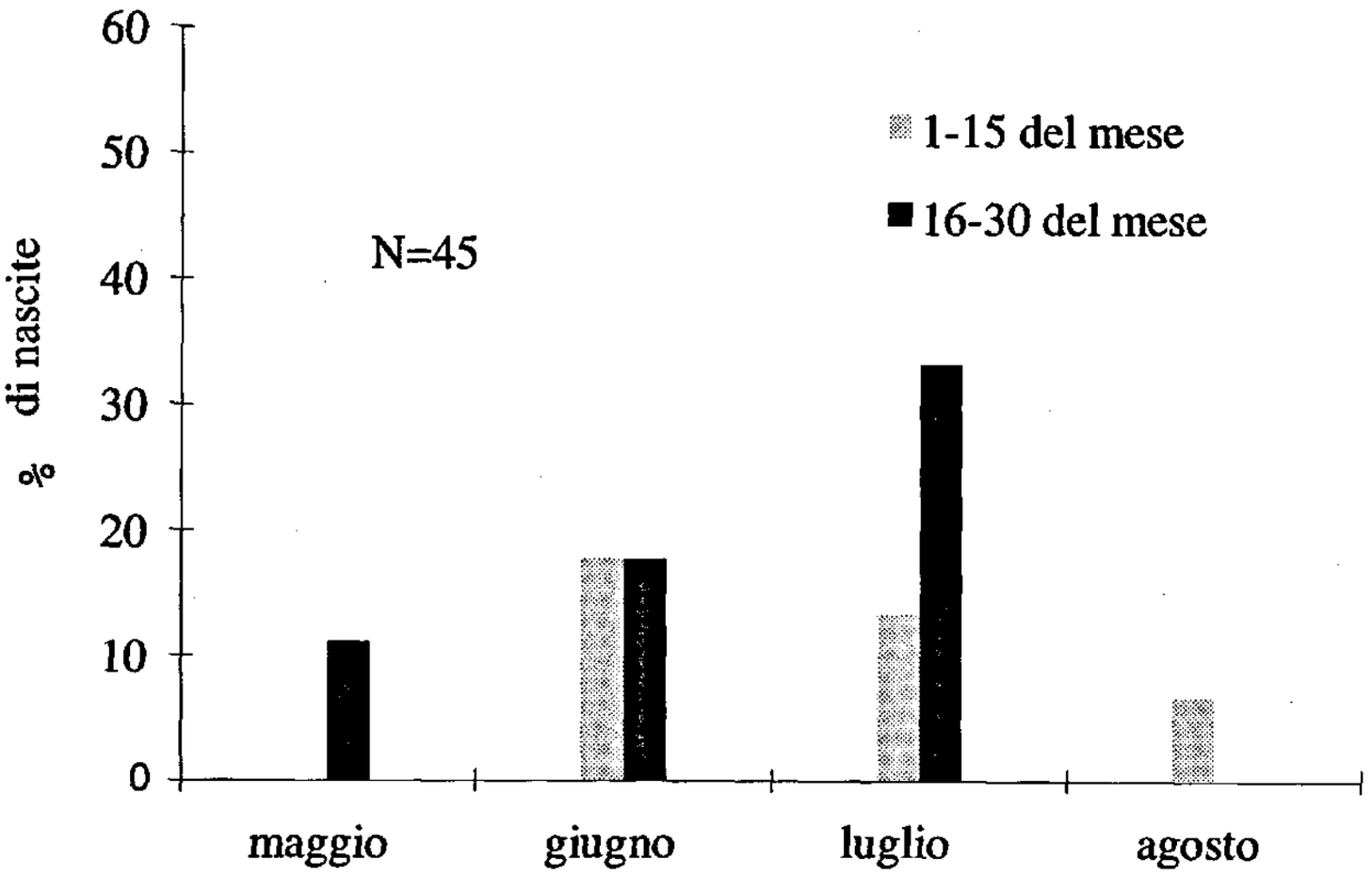


Fig. 5 - Periodo di nascita calcolato dalla stima dell'età in giorni.
Estimated date of fish birth.

Conclusioni

Negli ultimi anni, l'esame delle microstrutture dell'otolite ha avuto un crescente numero di applicazioni in una vasta gamma di specie. Gli studi condotti su larve e stadi giovanili hanno confermato che gli incrementi giornalieri possono essere usati con esattezza per la stima dell'età e dell'accrescimento di numerose specie, compresi gli sgombridi dove Brothers *et al.* (1983) hanno anche ottenuto sperimentalmente, sia in animali allevati in laboratorio che selvatici, la convalida della periodicità degli anelli giornalieri.

La curva di crescita teorica, ottenuta nel presente studio, ha mostrato per il tombarello un accrescimento tale che già al terzo mese esso raggiunge la lunghezza di 26.8 cm, cui corrisponde un accrescimento di circa 8.9 cm al mese. Un accrescimento così rapido nel primo anno di vita è stato già rilevato nel genere *Auxis*. Harada *et al.* (1973) rilevarono un accrescimento mensile medio di 7.5 cm in esemplari di tombarello di 58 giorni di età, ottenuti attraverso fecondazione artificiale. Il periodo di nascita degli esemplari da noi esaminati risultò compreso fra maggio ed agosto, con un picco nella seconda metà di luglio, in accordo con i risultati ottenuti dallo studio del periodo di riproduzione da Cacucci (1999) per lo Ionio e per le aree meridionali del Tirreno e dell'Adriatico, da Cefali (1981) per il Tirreno meridionale e da Rodriguez-Roda (1966) per lo stretto di Gibilterra.

Bibliografia

BROTHERS E.B., PRINCE E.D., LEE D.W. (1983) – Age and growth of young-of-the-year bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from otolith microstructure. *NOAA Tech Rep. NMFS*, **8**: 49-59.

CEFALI A. (1981) - Stadi giovanili di *Auxis thazard* (Lacépéde, 1801) analisi dell'accrescimento in peso ed in lunghezza. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **11** (6): 249-261.

FISCHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (1987) - Fiches FAO d'identification des espècies pour les besoins de la pêche. (Revision 1). Mèditerranèe et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol II. Vertèbrès. *FAO*: 1268 pp.

GAYANILO F.C. Jr., SPARRE P., PAULY P. (1995) - The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*. N.**8**, Rome, FAO: 126 pp.

GRUDTSEV M.E. (1992) - The distribution and biological characteristics of the frigate tuna (*Auxis rochei*) in the water of Sahara. *Collect. Sci. Pap. ICCAT*, **39** (1): 284-288.

HARADA T., MURATA O., FURUTANI H. (1973) - On the artificial fertilization and rearing of larvae in marusòda, *Auxis tapeinosoma*. *Mem. Fasc. Agric. Kinki Univ.*, **6**: 113-116.

LU Z., YAN Y., DAI Q. (1992) - Biology of resources of *Auxis thazard* in the Minzhong and Mindong fishing ground. *J.Oceanogr. Taiwan Strait Taiwan Haixia*. **11** (3): 215-256.

SANTAMARIA N., SION L., CACUCCI M., MEGALOFONOU P. (1996) - Note preliminari di biologia e pesca del tombarello *Auxis rochei* (Risso, 1810) nel Golfo di Taranto. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 573-575.

Ricerca realizzata con il supporto finanziario della Comunità Europea DG XIV – Progetto U.E. No 96/093.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 771-774

P. SARTOR[1], M. SARTINI[2], B. REALE[1], M. SBRANA[2]

[1] Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata, V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno - Italy. Tel.: +39 0586 807287
[2] Dipartimento Scienze Uomo e Ambiente, Università di Pisa, Italy.

ANALYSIS OF THE DISCARD PRACTICES IN THE *MERLUCCIUS MERLUCCIUS* (L. 1758) BOTTOM TRAWL FISHERY OF THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA

ANALISI DELLE MODALITÀ DI SCARTO DI MERLUCCIUS MERLUCCIUS *(L., 1758) NELLA PESCA A STRASCICO DEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE*

Abstract

The discard practices of Merluccius merluccius *were studied in the Northern Tyrrhenian Sea during a two year period. The Porto Santo Stefano trawl fleet was followed according to a stratified sampling. The discard* of M. merluccius *was particularly important in summer, mostly in some areas, where the traditional trawl net was used. The discard occurred according to the size, affecting the specimens lower than 15 cm T.L.. The size with the 50% of discard varied according to season and type of net, ranging from 10 to 11 cm T.L..*

Key-words: *discards, bottom trawl fishery, Tyrrhenian Sea,* Merluccius merluccius.

Introduction

The aspects concerning discard practices of commercial fishery have recently gained an increasing consideration, in order to provide further tools for a better management of fishery resources. For this reason, studies on discards were undertaken also in the Mediterranean area, mainly linked to the bottom trawl fishery.

The aim of this study was the estimation of the discard of European hake, *Merluccius merluccius* (L., 1758), in the Northern Tyrrhenian Sea trawl fishery. This species is one of the most important demersal resources of the whole Mediterranean area, both for landed biomass and commercial value. Data were collected in the framework of research projects funded by the European Union involving Italian and Spanish Institutes (Carbonell *et al.*, 1997; Sbrana, 1999).

Material and methods

The activity of the Porto Santo Stefano trawl fleet was recorded monthly from 1995 onward, trough a stratified sampling, according to different types of trawl net in use: the traditional trawl net and the wide opening trawl net, both with stretched codend mesh size ranging from 38 to 40 mm. In this period, more than 200 commercial hauls, corresponding to about 600 fishing hours, were sampled.

Catches were sampled through embarks of scientific observers, in order to collect information (biomass estimation and demographic structure) about the commercialised and discarded fraction of *M. merluccius*. For each season and

type of net, the size with the 50% of discard (DL_{50}) was estimated according to a logistic model, considering the fraction of discarded specimens by size class of 5 mm T.L. (Stratoudakis *et al.*, 1998).

Results and discussion

The amounts of discard of *M. merluccius* varied according to the season and to the type of trawl net used. In winter, spring and autumn the discarded biomass of the European hake reached a maximum of 0.7 kg per trawling hour, not exceeding the 10% of the catch. In summer notably higher values were recorded, with a maximum of 2.9 kg/hour for the traditional trawl, corresponding to the 30% of the catch (Tab. 1). Also concerning the number of specimens, the highest values of discard were registered in summer for the same type of net (Tab. 1).

Tab. 1 - Mean yields (number and weight per fishing hour) of total catch and discard of *M. merluccius* (with standard error), by season and type of trawl net. Parenthesis: percentage of discard.

Rendimenti Orari Medi (in numero e peso) della cattura totale e dello scarto di M. merluccius *(con errore standard) per stagione e per tipo di rete a strascico. In parentesi è riportata la percentuale di scarto.*

	TRADITIONAL TRAWL				WIDE OPENING TRAWL			
	CATCH		DISCARD		CATCH		DISCARD	
	N/h	Kg/h	N/h	Kg/h	N/h	Kg/h	N/h	Kg/h
Winter	6.41 +/-28.38 (23.79%)	0.17 +/-0.63 (5.19%)	1.54 +/-11.25 (19.22%)	0.02 +/-0.06 (2.41%)	10.31 +/-24.51	0.49 +/-1.97	2.00 +/-9.79	0.02 +/-0.06
Spring	200.92 +/-102.38 (15.23%)	0.17 +/-1.35 (3.74%)	30.61 +/-16.37 (20.6%)	0.01 +/-0.08 (4.55%)	17.50 +/-96.44	0.64 +/-2.62	86.63 +/-24.35	0.00 +/-0.17
Summer	864.79 +/-270.68 (63.45%)	0.43 +/-2.22 (29.53%)	548.75 +/-190.90 (28.52%)	0.15 +/- 1.00 (7.3%)	21.05 +/-131.25	0.46 +/-1.90	6.00 +/-49.66	0.06 +/-0.29
Autumn	13.83 +/-103.88 (17.91%)	0.25 +/-1.19 (6.81%)	2.49 +/-19.26 (7.6%)	0.03 +/-0.10 (1.76%)	216.64 +/-28.14	0.39 +/-1.06	0.70 +/-2.90	0.01 +/-0.03
Mean	446.86 +/-98.88 (45.88%)	0.29 +/-0.88 (17.18%)	8.54 +/-65.33 (21.53%)	0.05 +/-0.34 (4.40%)	15.02 +/-49.52	0.50 +/-0.98	3.25 +/-17.48	0.04 +/-0.10

The discard was particularly abundant in some fishing grounds around Giglio Island, between 100 and 200 m depth, where especially the vessels with traditional trawl net worked. This was essentially due to the high concentration of juveniles of *M. merluccius* (< 15 cm T.L.) in these zones during the summer. Otherwise, the discard rates resulted considerably lower in deeper waters, according to the study of Moranta *et al.* (2000), performed on the red shrimps fishery of the Balearic Islands.

The discard practices occurred essentially according to the size, the smallest specimens not being commercialised. Given that the size structure of the landings

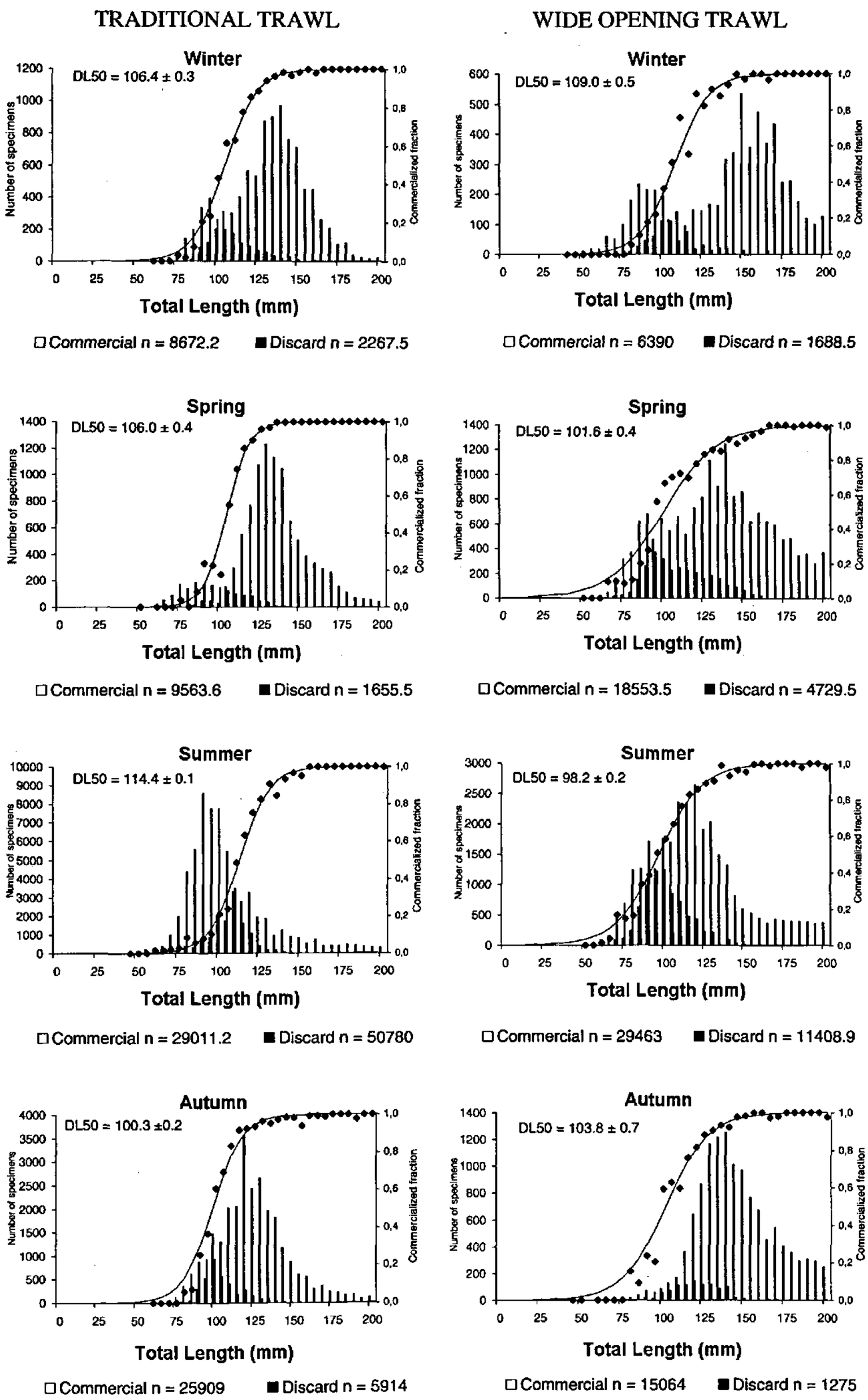


Fig. 1 - Length-frequency distributions of the seasonal catches of *M. merluccius* (subdivided in commercial and discarded fraction) for the two trawl nets, with the estimation of DL_{50}.

Distribuzioni di taglia-frequenza delle catture stagionali di M. merluccius *(suddivise nella frazione commerciale e scartata) per le due reti a strascico, con stima della* DL_{50}.

was mostly composed by specimens lower than 25 cm T.L., the importance of the discard was higher in number of individuals rather than in biomass. Therefore, the discard of the traditional trawl in summer represented in number the 63.5% of the total catch of *M. merluccius*.

Discarding mostly affected specimens smaller than 11 cm T.L, while starting from 15 cm T.L. almost all the catch has been commercialised (Fig. 1). The range of the DL_{50} values, obtained separately by season and type of trawl net, was very narrow: from 10.0 to 11.4 cm T.L. for the traditional trawl and from 9.8 to 10.9 cm T.L. for the wide opening trawl(Fig. 1). The slightly greater value of DL_{50} (11.4 cm T.L) observed in summer for the traditional trawl was probably due to a difference in the sorting procedures carried out by the fishermen, in a period of huge concentration of small specimens.

Considering the minimum legal landing size of 20 cm T.L. (EC Regulation 1626/94), the discards of European hake should reach huge values. In order to comply with this Regulation, the increase of the cod end mesh size seems difficult to apply to the multispecific trawl Mediterranean fishery, where the economic value of landing is frequently due to species or specimens of small size.

However, growth overfishing has been evidenced in the exploitation of this species in many Mediterranean areas, as well as in the Northern Tyrrhenian Sea (Reale *et al.*, 1995). Appropriate management measures could be identified in the reduction of the fishing mortality on juveniles, performing a fishing closure on spatio-temporal basis.

References

CARBONELL A., DE RANIERI S., MARTÌN P. (1997) - Discards of the western Mediterranean trawl fleets. EU Project DG XIV MED N°94/0027. Final report: 142 pp + Annexes.

MORANTA J., MASSUTÍ E., MORALES-NIN B. (2000) - Fish catch composition of the deep sea decapod crustacean fisheries in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Fish. Res.*, **45**: 253-264.

REALE B., SBRANA M., DE RANIERI S. (1995) - Population dynamics of *Merluccius merluccius* exploited by two different trawl nets in the northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mér Medit.*, **34**: 254.

SBRANA M. (1999) - Monitoring of the trawl and gillnet landings in the central and northern Tyrrhenian Sea. EU Project DG XIV MED N°97/0068. Interim report: 36 pp.

STRATOUDAKIS Y., FRYER R.J., COOK R.M. (1998) - Discarding practices for commercial gadoids in the North Sea. *Can. J. Aquat. Sci.*, **55**: 1632-1644.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 775-778

M. SBRANA[1], B. REALE[2], C. VIVA[2]

[1]Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente,
Università di Pisa, Via Volta, 6 - 56100 Pisa, Italia.
[2]Centro Interuniv. Biologia Marina ed Ecologia Applicata - Livorno, Italia.

CATCH EFFICIENCY OF FIXED EXPERIMENTAL SET NETS ALONG A COASTAL AREA OF THE EASTERN LIGURIAN SEA

EFFICIENZA DI CATTURA DI RETI DA POSTA FISSE SPERIMENTALI IN UN'AREA COSTIERA DEL MAR LIGURE ORIENTALE

Abstract

Catch efficiency of three types of fixed set nets on two species of Sparids was evaluated. Besides, for each net, three different stretched mesh sizes were considered: 45mm, 70mm and 90mm. In Diplodus annularis *the 45mm mesh size resulted the most efficient, whereas no substantial differences were founded among the yields of the three types of gears. In* Lithognathus mormyrus, *trammel nets resulted statistically more efficient than gill net.*

Key-words: *trammel net, gill net, efficiency, Eastern Ligurian sea.*

Introduction

The number of overlapped panels and the mesh size are the most important factors affecting the species composition of the catch and the yields in the set nets fishery. The hanging ratio and the materials employed also contribute to determine the efficiency of these gears. The aim of this study was to evaluate the differences in the catch efficiency of fixed set nets usually utilised along the coast of the Eastern Ligurian sea. To carry out the analysis, two species of the Sparidae family were considered: annular sea bream (*Diplodus annularis*) and striped sea bream (*Lithognathus mormyrus*).

The data were collected inside a research project financed by the European Union and carried out by the Centro Interuniversitario di Biologia Marina of Livorno in collaboration with the Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima (CNR) of Ancona. This study was directed to investigate the selectivity and the efficiency of fixed set nets (Fabi & De Ranieri, 1998).

Materials and methods

Three different gears, for structure and materials employed, were considered: standard trammel net (TS) with inner multi-filament panel (usually utilised by the local fishermen), mono-filament trammel net (TM) with mono-filament inner panel, and gill net (GI) with single mono-filament panel. Moreover, for each type of gear, three different mesh sizes were considered (45mm, 70mm and 90mm stretched mesh sizes).

The catch efficiency was compared applying the analysis of variance (ANOVA); the data set included the ten hauls with highest yields for each combination of gear and mesh size. The data, in number of specimens and in total weight, were standardised to 5000m of net and log transformed (ln(n+1)), in order to homogenise the high variance of the yields.

Results and discussion

The yields of each type of gear and mesh size showed an evident difference in relation to the species.

In *D. annularis*, the 70mm and 90mm mesh sizes resulted too large for fishing this small size species (Figure 1); as regards the 45mm mesh size, the statistical comparison among the three types of gear showed not significant differences in the catch efficiency, both in number of specimens than in total biomass (Table 1).

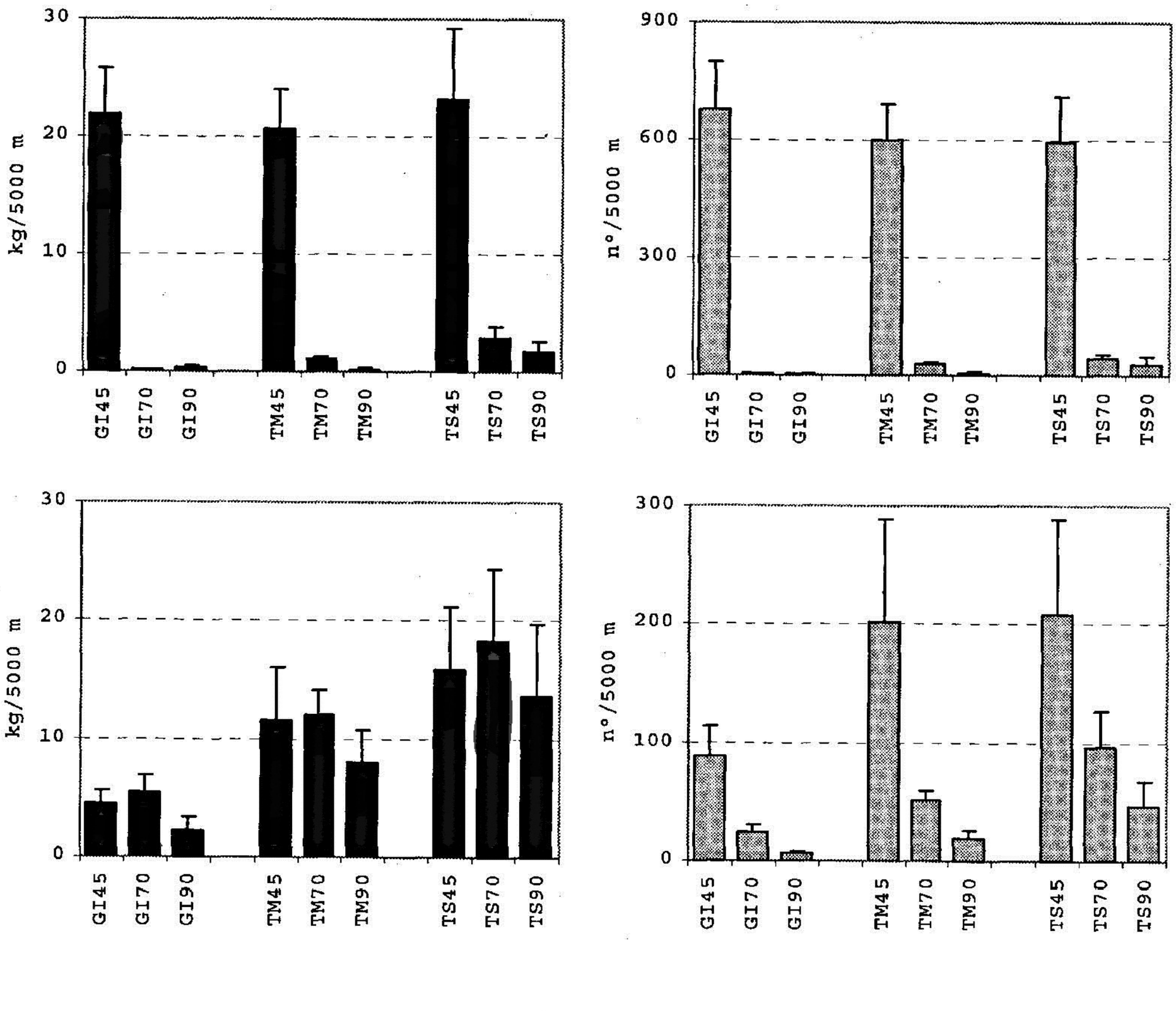


Fig. 1 - Mean yields (and associated coefficient of variation) in biomass and number of specimens for *D. annularis* (above) and *L. mormyrus* (below).

Rendimenti medi in biomassa e numero di individui (e coefficiente di variazione associato) per D. annularis *(sopra) e* L. mormyrus *(sotto).*

L. mormyrus was caught notably with all the gear/mesh size combinations (Figure 1). The two types of trammel nets resulted statistically more efficient than gill net, both in biomass and in number of specimens (Table 1); this difference is probably due to the importance of the pocket modality of catch

Tab. 1 - Results of ANOVA test. d.f. num=degrees of freedom to numerator; d.f. den=degrees of freedom to denominator; **=P<0.01.
Risultati del test dell'ANOVA. d.f.num=gradi di libertà al numeratore; d.f. den=gradi di libertà al denominatore ***=P<0.01.*

ANOVA - Yields in total biomass			
Diplodus annularis			
Net	d.f. num 2	Probability 0,898	GI45=TM45=TS45
	d.f. den	27	
Lithognathus mormyrus			
	d.f. num	Probability	Test post hoc
Net	2	0.000**	GI < (TM = TS)
Mesh	2	0.002**	(45 = 70) > 90
	d.f. den	81	

ANOVA - Yields in number of specimens			
Diplodus annularis			
Net	d.f. num 2	Probability 0,829	GI45=TM45=TS45
	d.f. den	27	
Lithognathus mormyrus			
	d.f. num	Probability	Test post hoc
Net	2	0.002**	GI < (TM = TS)
Mesh	2	0.000**	45 > 70 > 90
	d.f. den	81	

in this species (Sparre *et al.*, 1989). No differences in efficiency among the two trammel nets were found in relation to the two types of filament of the inner panel. As regards the mesh size, the three gears showed the same behaviour: the catch in biomass for the 45mm and 70mm mesh sizes resulted higher than the 90mm ones, while the efficiency in number of specimens decreased significantly with the increase of the mesh size.

References

FABI G., DE RANIERI S. (1998) - Trammel and gill net selectivity in the Adriatic and Tyrrhenian Sea. Final Report, Study contract U.E., **94** (86): 159 pp.

SPARRE P., URSIN E., VENEMA S.C. (1989) - Introduction to tropical fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Paper*, **306** (1): 374 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 779-782

M. SBRANA[1], B. FRANCESCONI[2], C. VIVA[2]

[1]Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente,
Università di Pisa, Via Volta, 6 - 56100 Pisa, Italia.
[2]Centro Interuniv. Biologia Marina ed Ecologia Applicata - Livorno, Italia.

CATCH EFFICIENCY AND DEMOGRAPHIC STRUCTURE OF THE CATCHES OF TWO TYPES OF TRAMMEL NETS FOR THE CUTTLEFISH, *SEPIA OFFICINALIS* LINNAEUS, 1758, ALONG THE COASTAL AREA OF LIVORNO

EFFICIENZA DI CATTURA E STRUTTURA DEMOGRAFICA DELLE CATTURE DI DUE TIPI DI TRAMAGLIO PER LA PESCA DELLA SEPPIA, SEPIA OFFICINALIS *LINNAEUS, 1758, LUNGO IL LITORALE LIVORNESE*

Abstract

Demographic structure of the catches and efficiency of two types of trammel nets for S. officinalis *were analysed. For each net, three different stretched mesh sizes (45mm, 70mm and 90mm) were considered. Multi-filament trammel net with 45mm and 70mm mesh sizes resulted the most efficient to catch cuttlefish. In both trammel nets the modal class and the mean size are larger increasing the mesh size.*

Key-words: *trammel net, efficiency, demographic structure,* Sepia officinalis, *Eastern Ligurian sea.*

Introduction

Cuttlefish, *Sepia officinalis* L. 1758, is an important target species in the commercial catches of Livorno fishing fleet. Many small boats, operating with artisanal gears, are concentrated in this fishery. Generally these boats fish along the coast, employing two variants of trammel net: a 40mm and 65-70mm stretched mesh size of the inner panel respectively. The first one is utilised in summer-autumn to catch red mullet and striped red mullet, whilst the second one is used more constantly during all the year; in particular this last net is specifically used to catch cuttlefish from the end of winter to the end of spring, when this species comes near the coast to reproduce.

The aim of this study is the evaluation of the demographic structure of the catches and the efficiency of catch of experimental trammel nets for the cuttlefish, *S. officinalis*. Considering the importance of this species in this fishery, these parameters will be useful for a better management of this resource. The study was carried out within a research project financed by European Union (Fabi & De Ranieri, 1998).

Materials and methods

The sampling was carried out, monthly, from March 1996 to May 1997. In this period a total of 43 trials was carried out. A multi-filament trammel net (TS) with inner and outer panels made of twisted polyamide filament was utilised in the study. Moreover, panels with three different stretched mesh sizes of the

inner panel were tested: a 45mm and 70mm mesh size, similar to the commercial trammel net, and a larger mesh size (90mm) generally not utilised in the commercial fishery. To evaluate the influence on the selectivity and efficiency by the type of filament constituting the inner panel, a mono-filament trammel net (TM) with the three mesh sizes was experimented. The selectivity of the two trammel nets with the different mesh sizes was analysed comparing the length frequency distributions of the catches (Kolmogorov-Smirnov test). The efficiency was studied comparing the yields obtained with the six combinations gear/mesh size; the analysis of variance (ANOVA) was applied, considering the ten hauls with highest yields for each combination of gear and mesh size (Table 1). The data were standardised to 5000m of net and transformed (ln(n+1)), in order to homogenise the variance of the yields.

Results

The statistical comparison of the yields (Table 2) showed a higher catch efficiency, both in number of specimens and in biomass, for multi-filament trammel net (ST) in respect to the mono-filament (MT). Regarding the mesh size, a different behaviour for the two trammel nets was pointed out: the mono-filament trammel net 70mm mesh size, resulted the most efficient both in number and in biomass, the 45mm sized and the 90mm one did not show significant differences. The multi-filament trammel net 45mm and 70mm sized showed the same efficiency, both in number and biomass, higher than the 90mm.

With the increasing of the mesh size, a higher mean catch size was observed in both trammel nets (Table 3). High significant differences for each kind of trammel net were found comparing the length frequency distributions of the catches obtained with the three different mesh sizes (Table 4). The demographic structures of the catches of the two trammel nets obtained with the same mesh size are different for 45mm and 70mm; on the contrary, the catches obtained with 90 mm showed a similar demographic structure.

Tab. 1 - Yields in number of specimens (N°) and in biomass (kg) for each combination of gear/mesh size. Data standardised to 5000 m of net.

Rendimenti in numero di individui (N°) e in peso (kg) per ogni combinazione di attrezzo e maglia. Dati standardizzati a 5000 m di rete.

MT						ST					
45		70		90		45		70		90	
N°	kg	N°	kg	N°	kg	N°	kg	N°	kg	N°	kg
57	14,9	200	75,0	86	29,1	257	49,2	243	68,7	86	32,9
57	9,4	143	41,1	43	18,1	186	36,1	200	48,8	71	26,4
43	9,0	114	38,9	29	10,9	171	30,9	143	48,7	57	23,4
43	8,4	86	29,0	29	10,0	171	30,4	129	32,3	57	20,6
29	8,0	71	23,3	14	6,4	157	28,2	114	31,8	57	16,4
29	5,6	57	17,4	14	5,7	129	26,3	114	28,5	43	14,9
14	3,3	43	16,1	14	5,2	114	21,9	100	27,7	29	11,4
14	2,8	43	13,9	14	4,9	100	21,9	100	23,5	29	10,9
14	2,8	43	13,2	14	3,7	100	20,0	100	22,1	29	9,5
14	2,7	29	7,8	14	1,5	86	18,1	86	21,9	29	9,3

Tab. 2 - Results of ANOVA conducted on the yields in number of specimens (left side) and in biomass (right side) with the three mesh sizes and the two nets. d.f. num= numerator degrees of freedom; d.f. den= denominator degrees of freedom; p= probability.

Risultati dell'ANOVA condotta sui rendimenti in numero di individui (a sinistra) ed in biomassa (a destra) con le tre maglie e i due tipi di reti. d.f. num= gradi di libertà al numeratore; d.f. den= gradi di libertà al denominatore; p= probabilità.

	2 way d.f. num		1 way MT	1 way ST
		p	p	p
Net	1	0.000*		
Mesh	2	0.000*	0.001*	0.000*
Net-Mesh	2	0.003*		
	d.f. den	54	27	27
Tukey test	Net	ST>MT		
	Mesh		70>(45=90)	(45=70)>90

	2 way d.f. num		1 way MT	1 way ST
		p	p	p
Net	1	0.000*		
Mesh	2	0.000*	0.000*	0,001
Net-Mesh	2	0.007*		
	d.f. den	54	27	27
Tukey test	Net	ST>MT		
	Mesh		70>(45=90)	(45=70)>90

Tab. 3 - Minimum (min), maximum (max) and mean mantle lengths (cm) for each combination of net and mesh size. s.d.= Standard deviation; N°= number of specimens.

Taglia minima (min), massima (max) e media del mantello (cm) per ogni combinazione di rete e maglia. s.d.= deviazione standard; N°= numero di esemplari.

	MT45	MT70	MT90	ST45	ST70	ST90
mean size	11,00	13,10	14,05	10,42	12,12	14,24
s.d.	2,35	1,73	1,75	2,77	2,14	1,83
modal class	11-12	12	15	9	11	14
min	7	8	8	5	7	9
max	17	17	16	19	18	19
N°	27	77	19	180	149	41

Tab. 4 - Comparison of the length frequency distributions: results of Kolmogorov-Smirnov test. N.S.= not significant; **= p<0.01; ***= p<0.001.

*Confronto delle distribuzioni di frequenza di taglia: risultati del test di Kolmogorov-Smirnov. N.S.= non significativo; **= p<0.01; ***= p<0.001.*

	MT-45	MT-70	MT-90	ST-45	ST-70	ST-90
MT-45		***	***	**	**	***
MT-70			***	***	***	***
MT-90				***	***	N.S.
ST-45					***	***
ST-70						***
ST-90						

Discussion

The inner panel filaments and mesh size significantly influence the demographic structure of the catches and the efficiency of the two trammel nets. The length at first maturity of *S. officinalis* in the Mediterranean Sea is 6.5 cm ML for males and 8.5 cm ML for females (Froglia 1984). The number of specimens smaller than these lengths occurring in the catches of 45 mm mesh size was very low (3.7% for MT and 11.7% for ST), while the totality of the 70mm mesh size catches was longer than these values. In conclusion the 70mm mesh size of ST resulted the gear/mesh size combination more adequate for this species, reconciling the highest catch efficiency with the protection of juveniles.

References

FABI G., DE RANIERI S. (1998) - Trammel and gill net selectivity in the Adriatic and Tyrrhenian Sea. *Final Report, Study contract U.E.*, **94** (86): 159 pp.

FROGLIA C. (1984) - Presupposti bio-ecologici e tecnici per una nuova regolamentazione della pesca a strascico entro le tre miglia dalla costa. *Final report to the Marine Merchant Ministry, General Direction of Marine Fishery*: 101 pp.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 783-785

F. SERENA

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana
Sezione Regionale: Gestione della fauna ittica, Ecosistemi marini e Acquacoltura,
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

RITROVAMENTO DI *PISODONOPHIS SEMICINCTUS* (ANGUILLIFORMES: OPHICHTHIDAE) AL LARGO DELLA TOSCANA

FINDING OF PISODONOPHIS SEMICINCTUS *OFF TUSCANY*

Abstract

A specimen of Pisodonophis semicinctus *(Richardson, 1848) has been caught by trammel net on June, 1998, at south of Livorno (Italy), at depth of 15 m and 1.5 miles from the coast. This species is new for Tyrrhenian and Ligurian ichthyofauna.*

Key-words: *anguilliformes, Tyrrhenian and Ligurian Seas.*

Introduzione

Nel mese di giugno 1998, 50 km a sud di Livorno è stato pescato un esemplare di *Pisodonophis semicinctus* (Richardson, 1848) (Fig. 1), pesce osseo appartenente alla famiglia Ophichthidae. I rappresentanti di questa famiglia sono tutti marini, vivono per lo più all'interno della fascia costiera dei mari tropicali o in acque temperate ed hanno abitudini bentoniche. McCosker (1977), facendo particolare riferimento ai caratteri osteologici, riconosce due Subfamiglie (Myrophinae e Ophichthinae) con 49 Generi e 236 specie. Dopo la revisione del gruppo (McCosker 1977), nell'area CLOFNAM, risultano 8 specie, 6 delle quali citate anche per le acque dei mari italiani.

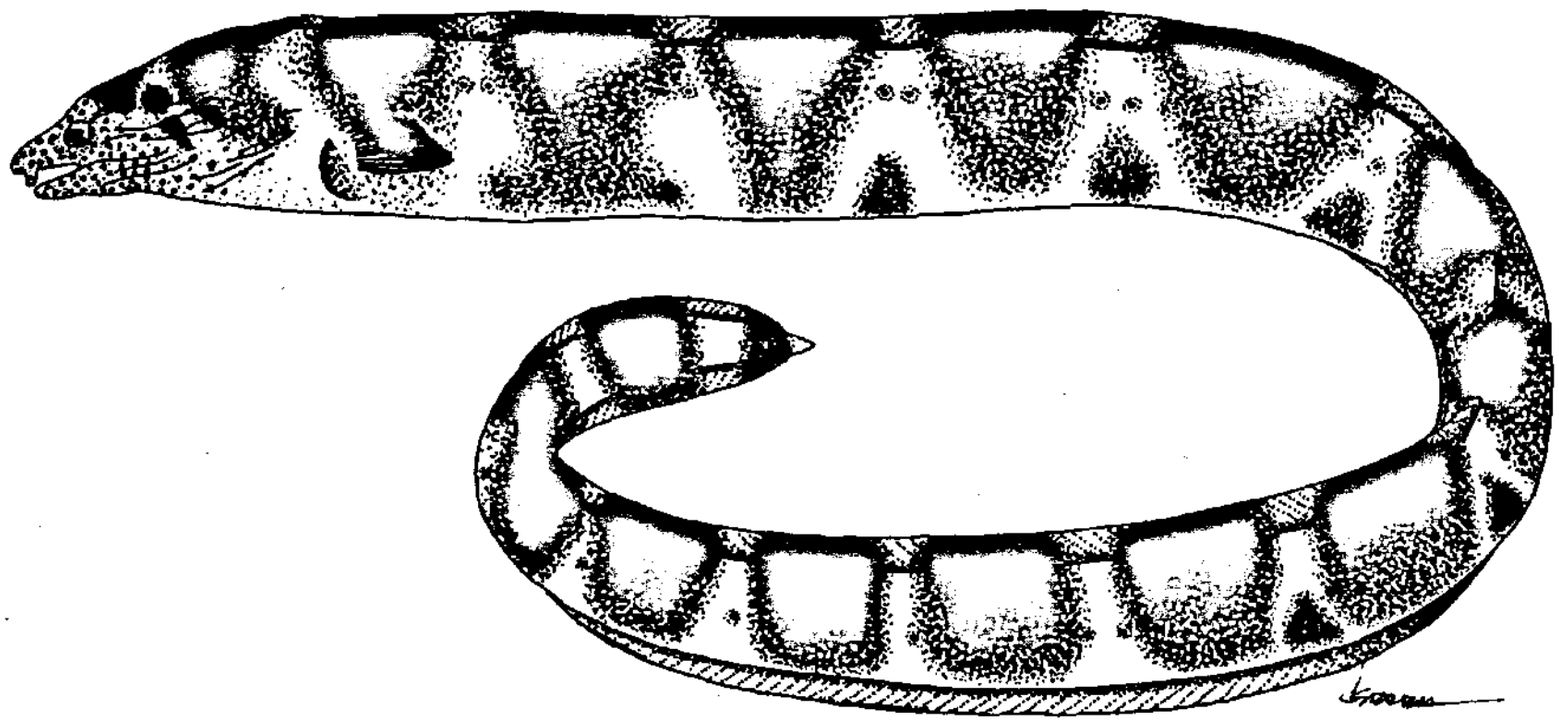


Fig. 1 - *Pisodonophis semicinctus* catturato lungo la costa sud di Livorno (940 mm di lunghezza totale e 767.32 g di peso).
Specimen of Pisodonophis semicinctus *caught off the south coast of Livorno. (940 mm of TL and 767.32 g body weight).*

Materiali e metodi

L'esemplare qui descritto è rimasto intrappolato nelle maglie di una rete da posta. La rete, un tremaglio con maglia del panno interno di 40 mm d'apertura e 5 km di lunghezza, era stata calata su un fondale sabbioso di 15 metri, ai margini di una prateria di posidonia e ad una distanza dalla costa di circa 1.5 miglia.

Risultati

L'esemplare riportato in questa nota, rispetto agli altri finora descritti per il Mediterraneo (ad eccezione del tipo di Richardson), è il più grande, sia in peso, sia in lunghezza (Tab. 1).

Tab. 1 - Dati biometrici e meristici essenziali di *Pisodonophis semicinctus* secondo diversi autori.
Main biometric and meristic characteristics of Pisodonophis semicinctus *according to some authors.*

Autori	Lunghezza totale mm	Peso g	Numero vertebre
Richardson 1848	730		
Dieuzeide e Roland 1958	812		
Bauchot 1986	Fino a 800		155-162
Insacco e Zava 1999	705	269.6	157
Ragonese e Battista Giusto (in stampa)	800	457	154
Presente nota	940	767.3	

Il pesce qui descritto ha il corpo serpentiforme, con il muso leggermente rialzato e subconico. Le pinne, dorsale, anale e pettorali, sono ben sviluppate, queste ultime hanno 11 raggi. La linea laterale ha 57 pori preanali e 10 prepettorali. L'estremità della coda è nuda, rotondeggiante, conica, rigida e non pungente. La parte anteriore del muso è punteggiata di piccole macchie brune, dello stesso colore sono le grandi macchie (17 compresa quella subito dietro la testa) che si alternano lungo tutto il corpo partendo dal lato dorsale e sfumando in quello addominale, le ultime si uniscono in un continuum dorso ventrale. A differenza del tipo di Richardson (1844-48), una serie di macchie più piccole bruno-scure, dal ventre si portano verso il dorso attenuando l'intensità del colore e alternandosi nei primi 8-9 spazi chiari del corpo. L'esemplare è ora conservato in alcool nella collezione di confronto dell'ARPAT.

Discussione e conclusioni

Pisodonophis semicinctus, comune nella zona intertropicale dell'Atlantico africano, è stato segnalato per la prima volta in Mediterraneo da Dieuzeide e Roland (1958). Tali autori ritennero la sua presenza in questo mare del tutto casuale. L'esemplare fu catturato, tramite palangaro, nelle acque prospicienti la città di Cherchelle (Algeria), su un fondale misto sabbia e roccia a 17 m. In seguito Scoubet *et al.* (1981) citarono *P. semicinctus* anche per le acque francesi, dove, per mezzo di un tremaglio, in prossimità della foce del Rodano, un individuo fu catturato e mantenuto in vita in acquario per sei mesi. Più recente-

mente, nel Canale di Malta, tre miglia a sud di Capo Scalambri, Insacco e Zava (1999) hanno descritto un esemplare della stessa specie catturato con rete a strascico alla profondità di 30 m su un posidonieto. Ragonese e Battista Giusto (2000) menzionano un altro esemplare pescato, anche in questo caso con rete a strascico, su un fondale di 30 m a nord di Capo Bon (Tunisia).

Le apparenti abitudini sedentarie di questa specie fanno risultare difficile la spiegazione della sua presenza nella parte nord occidentale del bacino Mediterraneo, probabilmente le correnti marine provenienti dall'Atlantico hanno favorito il trasporto allo stadio di leptocefalo, o più semplicemente si tratta di specie molto rara Benché questa nuova cattura possa essere considerata casuale, si conferma la lenta ma progressiva diffusione di questa specie nell'area nord occidentale del Mediterraneo.

Ringraziamenti

L'autore è particolarmente grato al Sig. Michele Zazzaro, proprietario della motobarca "Corsaro" per aver conservato integro l'esemplare e al Sig. Stefano Sansò che recapitandomi il pesce ha permesso la sua segnalazione.

Bibliografia

BAUCHOT M.L., (1986) - Ophichthidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.-C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*, Paris, Unesco: 577-585.

DIEUZEIDE R., ROLAND J. (1958) - 2éme complément au catalogue des poissons des côte algériennes. *Bull. St. Aquic. Pèches Castiglione*: 103-132.

INSACCO G., ZAVA B. (1999) – First record of the Saddled snake eel *Pisodonophis semicinctus* (Richardson, 1848) in Italian waters (Osteichthyes, Ophichthidae). *Atti Soc. it. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano*, **140** (2): 283-286.

McCOSKER J. E. (1977) - The osteology, classification and relationship of the eels family Ophichthidae. *Proc. Calif. Acad. Sci.*, **41** (1): 1-123.

RAGONESE S., BATTISTA GIUSTO G (2000) - On a saddled snake eel *Pisodonophis semicinctus* (Osteichthyes: Ophichthidae) trawled in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **80**: 951-952.

RICHARDSON J. (1844-1848) - Ichthyology. In: Richardson & J.E. Gray (eds), *The Zoology of voyage of HMS 'Erebus' and 'Terror' under the command of Capt. Sir J. C. Ross, R. N., F. R. S. during ... 1839-43*, London, 2 (2): viii+139p., 62 pl. (1848: i-viii+75-139 (99)).

SCOUBET F.P., MURGIA P., PRAS A. (1981) - Note sur la presence de *Pisodonophis semicinctus* (Richardson, 1848), sur le côte francaises (Anguilliformes, Ophichtidae). *Cybium, 3e série*, **5** (4): 101-102.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 786-789

M. ANDRENACCI, D. GNAVI, S. GERACI

Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli, CNR
Via de Marini, 6 - 16149 Genova, Italia

ALTERAZIONE DELLA RISPOSTA FOTOTATTICA NAUPLIARE DI *BALANUS AMPHITRITE* (CRUSTACEA, CIRRIPEDIA) IN PRESENZA DI BASSE CONCENTRAZIONI TOSSICHE (LC_1)

ALTERATION OF BALANUS AMPHITRITE *(CRUSTACEA, CIRRIPEDIA) NAUPLIAR PHOTOTACTIC RESPONSE AT LOW TOXIC CONCENTRATIONS (LC_1)*

Abstract

The action of toxic compounds at low concentrations (LC_1) was showed through an alteration of Balanus amphitrite *Darwin, 1854 (Crustacea Cirripedia) naupliar phototactic response. Results obtained show a drastic decrease of phototactic response percentage for each toxic substance after 48 hours, without any increase in mortality rate.*

Key-words: Balanus amphitrite, *phototactic response, toxicity test.*

Introduzione

In precedenti lavori (Faimali *et al.*, 1996, 1999) è stata descritta la messa a punto di un metodo mediante il quale sono stati individuati ed esaminati i parametri che possono giocare un ruolo importante nella regolazione della risposta fototattica dei nauplii di *Balanus amphitrite* Darwin, 1854 mantenuti a specifiche condizioni sperimentali.

È stato quindi realizzato un protocollo con le condizioni standard alle quali gli organismi hanno una risposta fototattica prevedibile (Andrenacci, 1999). In questo modo ogni alterazione non attesa di questa risposta sarà attribuibile all'intervento di un fattore esterno come ad esempio l'immissione di una sostanza tossica nel mezzo.

Il test fototattico è stato qui applicato in una serie di prove al fine di verificare se la presenza di ciascuna delle sostanze utilizzate, in concentrazioni non superiori alla LC_1, potesse essere rilevata mediante un'alterazione della risposta allo stimolo luminoso.

Materiali e metodi

Sono stati utilizzati prodotti chimici di diversa origine e natura.

Due sostanze di origine naturale: estratti metanolici grezzi di *Bifurcaria bifurcata* (BB) e *Caulerpa taxifolia* (CT). Due molecole derivanti dal processo di sintesi di additivi utilizzati nel campo della zootecnia e dell'industria farmaceutica (Nc e Md). Un metallo pesante: $CdCl_2$. È stato eseguito preventivamente sui nauplii un test di mortalità per individuare le LC_1 (alle 24 ore) relative a ciascun prodotto.

Le larve sono state quindi messe in contatto con concentrazioni tossiche, corrispondenti alle LC_1 per i primi quattro prodotti e ad un terzo della LC_1 per il $CdCl_2$, per un periodo di 48 ore. È stato quindi eseguito il test fototattico

per valutare alle 24 ore l'eventuale alterazione della risposta e per verificare se alle 48 ore questa risultasse più o meno accentuata. Parallelamente al test fototattico è stato ripetuto un test di mortalità, alle stesse concentrazioni, per confrontare la sensibilità della risposta fototattica all'azione del tossico con gli effetti letali prodotti da quest'ultimo.

I risultati ottenuti da entrambi i test sono stati integrati in un indice empirico, che tiene conto contemporaneamente della risposta fototattica e della mortalità degli organismi:

IIF (Indice di Inibizione Fototattica):

IIF = 1 – % organismi fotopositivi con 0≤IIF≤1.
% organismi vivi

I.I.F = 0. Tutti gli organismi in vita rispondono allo stimolo luminoso: non è rilevabile alcuno stress.

I.I.F = 1. Nessuno degli individui presenti nel campione è in grado di rispondere alla luce: presenza di un elevato stress, in assenza di mortalità.

Risultati

Alle 24 ore è già evidente per il prodotto CT (Fig. 1) un abbassamento significativo della risposta fototattica larvale rispetto al controllo.

Proseguendo le osservazioni alle 48 ore è rilevabile per tutte le sostanze un crollo della risposta, che nel caso di CT scende al 2%.

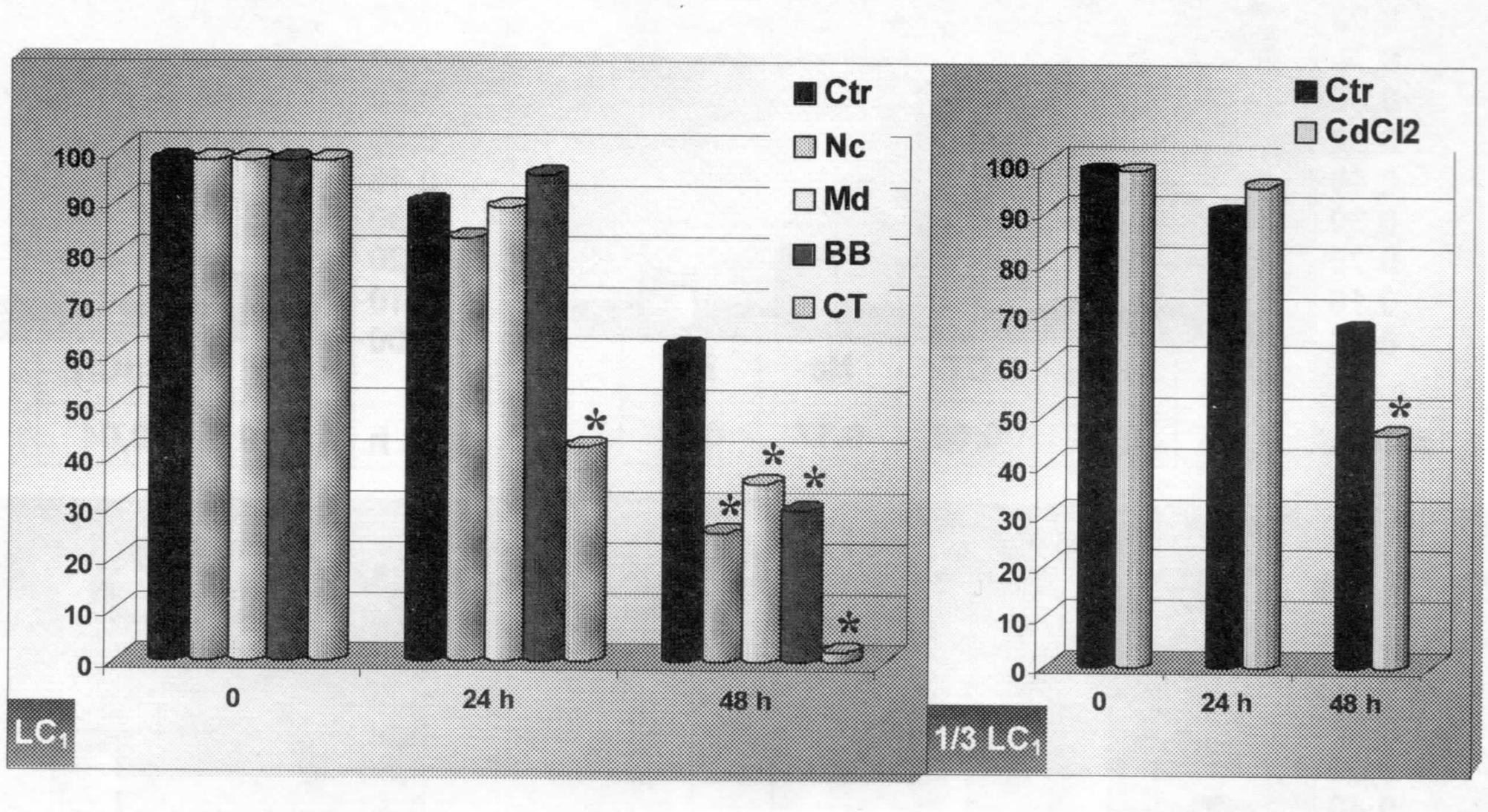


Fig. 1 - Percentuale di risposta fototattica. *: p<= 0.05 (Test di Tukey).
*Phototactic response percentage. *: p<= 0.05 (Tukey Test).*

Per quest'ultimo è molto evidente (Fig. 2b), sia alle 24 sia alle 48 ore, una netta separazione fra la curva della sopravvivenza e quella della risposta fototattica.

L'ampiezza di questa separazione, e quindi l'innalzamento dell'Indice di Inibizione Fototattica (Fig. 3), è proporzionale allo stato di stress degli organismi pur in assenza, o quasi, di mortalità.

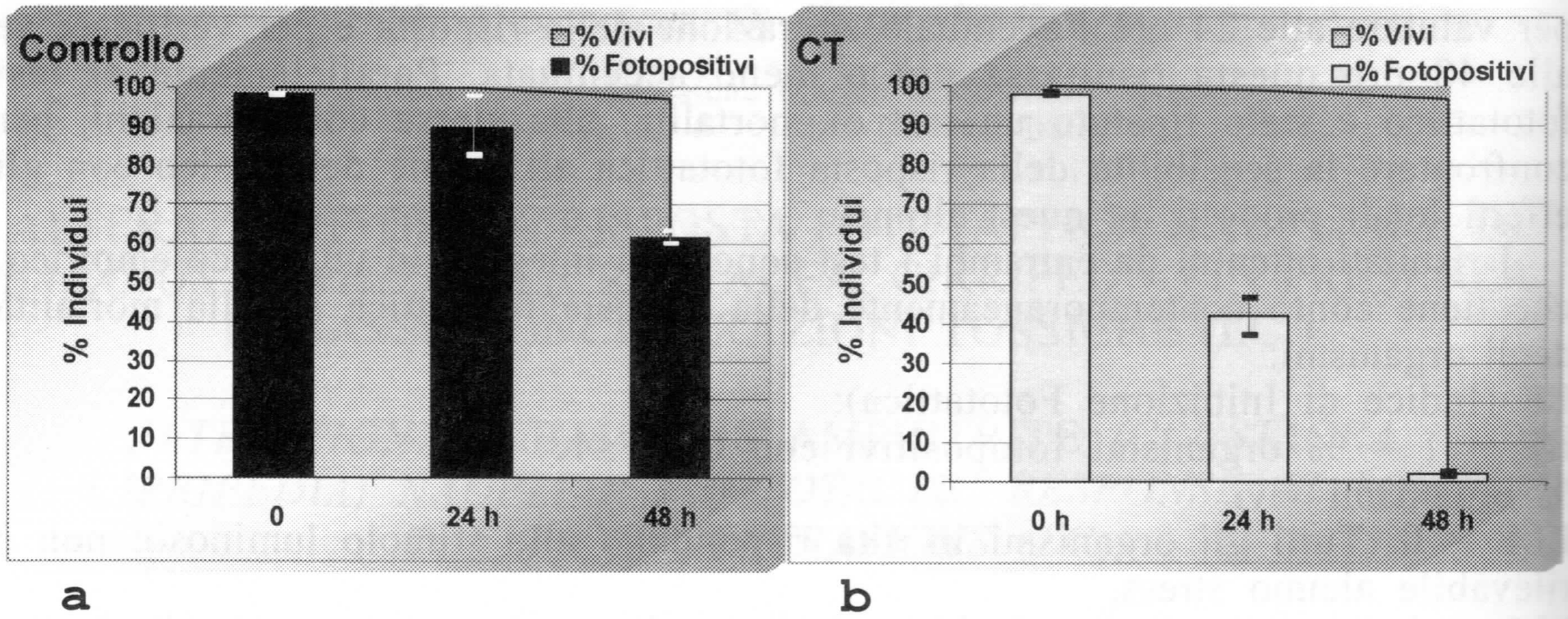


Fig. 2 - Risposta fototattica e sopravvivenza. a) controllo; b) CT.
Phototactic response and survival. a) control; b) CT.

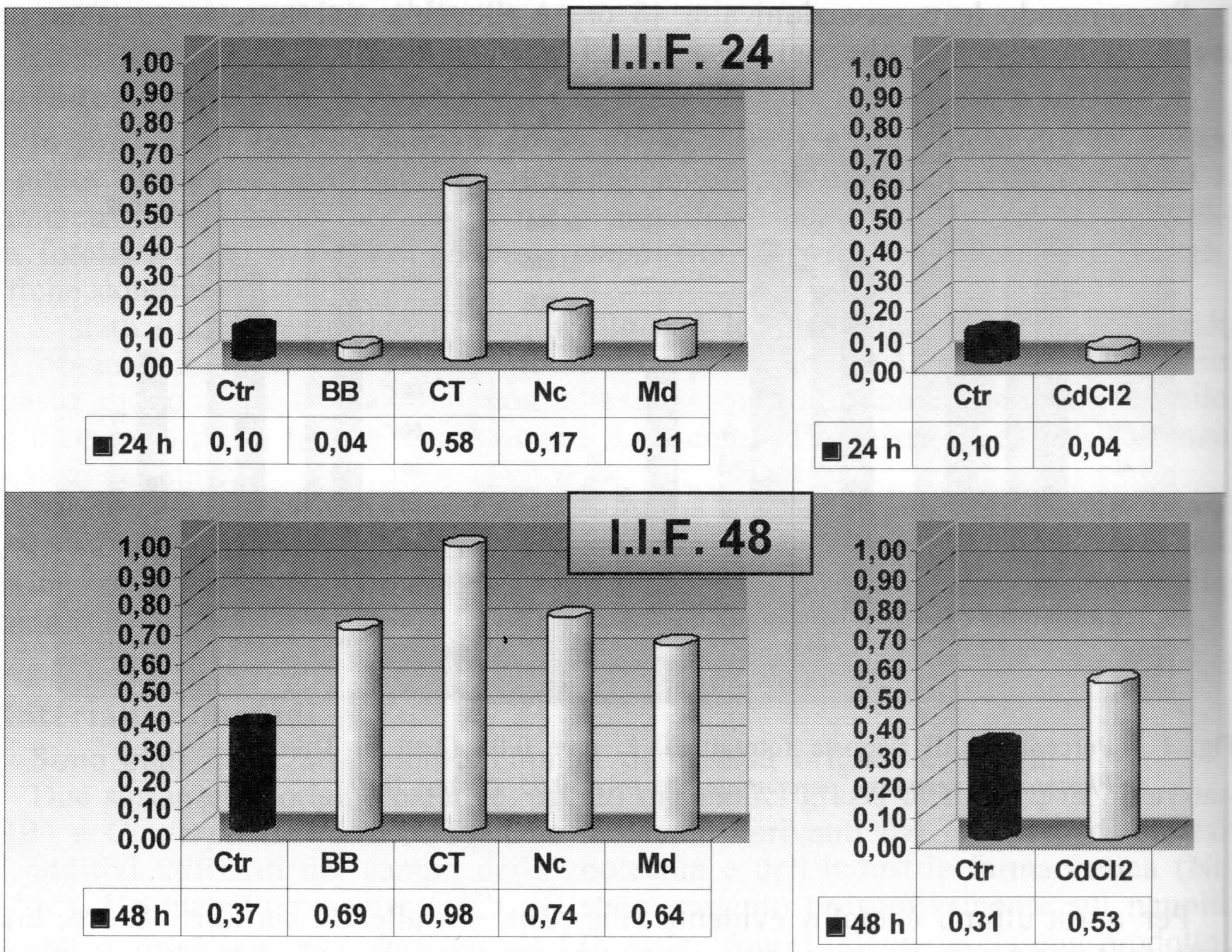


Fig. 3 - Indice di Inibizione Fototattica.
Phototactic Inibition Index.

Conclusioni

L'impiego del test fototattico in prove di tossicità può rilevare uno stress, che si manifesta con un' alterazione positiva o negativa della risposta fototattica, non evidenziabile mediante i test di mortalità. L'applicazione dell'Indice di Inibizione Fototattica potrebbe quindi diventare determinante in test in cui si voglia registrare la presenza nel mezzo di sostanze tossiche in concentrazioni sub-letali. Inoltre la possibilità di ottenere risultati significativi in tempi relativamente brevi e la semplicità della metodologia sono ulteriori vantaggi che rendono auspicabile l'impiego di questa tecnica come utile supporto nei test di tossicità.

Bibliografia

ANDRENACCI M. (1999) - Fototattismo naupliare di *Balanus amphitrite* e suo possibile impiego in test ecotossicologici. *Tesi di Laurea in Scienze Biologiche.* Università di Genova, ottobre 1999: 131 pp.

FAIMALI M., ROMAIRONE V., TERLIZZI A., SCUDERI D., GERACI S. (1996) - Fototattismo larvale in *Balanus amphitrite* e *Artemia salina*: possibili inpieghi in test ecotossicologici per antivegetative. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 643-645.

FAIMALI M., ANDRENACCI M., GARAVENTA F., GERACI S. (1999) - Comportamento fototattico naupliare di *Balanus amphitrite*: fotoperiodo e ritmi circadiani. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 662-665.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 790-791

Y. Carotenuto, I. Buttino

Stazione Zoologica 'Anton Dohrn' Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.

SVILUPPO E SOPRAVVIVENZA DEGLI STADI LARVALI DI *TEMORA STYLIFERA* (COPEPODA:CALANOIDA) IN DUE CONDIZIONI SPERIMENTALI DI ALIMENTAZIONE

DEVELOPMENT AND SURVIVAL OF LARVAL STAGES OF TEMORA STYLIFERA *(COPEPODA:CALANOIDA) IN TWO REARING CONDITIONS*

Abstract

The diatom Thalassiosira rotula and the dinoflagellate Prorocentrum minimum were used to rear the larval stages of Temora stylifera *(Copepoda:Calanoida). The low developmental success with the diatom diet is probably due to the presence of secondary metabolites (aldehydes) that would affect specific physiological processes of the larvae.*

Key-words: *copepod development, diatom, dinoflagellate,* Temora stylifera.

Introduzione

Le diatomee, uno dei principali gruppi algali del fitoplancton, hanno un effetto insidioso sulla riproduzione dei copepodi, in quanto riducono il successo di schiusa delle loro uova (Miralto *et al.*, 1995; Ianora *et al.*, 1996; Ban *et al.*, 1997). Tale effetto è legato alla presenza di aldeidi poliinsature isolate da alcune specie di diatomee, tra le quali *Thalassiosira rotula* (Miralto *et al.*, 1999). L'obiettivo di questo lavoro è stato, pertanto, quello di verificare l'effetto della diatomea *T. rotula* sullo sviluppo larvale del copepode *Temora stylifera* (Dana, 1849) rispetto ad una dieta di controllo (il dinoflagellato *Prorocentrum minimum)*.

Materiali e metodi

Gli stadi larvali di *T. stylifera* (3 repliche di 100 nauplii per ciascuna dieta) sono stati allevati in bottiglie da 300 ml su sistema rotante a temperatura costante (25°C) e ciclo luce:buio di 12 ore. Le larve sono state alimentate con una dieta unica di *T. rotula* o *P. minimum* alle stesse concentrazioni. Ogni giorno veniva rinnovato il mezzo di coltura ed erano determinati lo stadio medio di sviluppo e la percentuale di sopravvivenza. Sono state quindi calcolate le curve di sviluppo e di sopravvivenza per ciascuna dieta e da queste ricavati i relativi tassi di sviluppo e di mortalità. Il riconoscimento degli stadi larvali è stato effettuato utilizzando una nuova tecnica di microscopia laser confocale (Carotenuto, 1999).

Risultati

La diatomea *T. rotula* ha consentito lo sviluppo degli stadi larvali di *T. stylifera* in uno solo dei tre replicati (22 giorni e 7% di sopravvivenza finale); gli individui degli altri due replicati invece non sono cresciuti oltre i primi stadi di copepodite. In presenza del dinoflagellato *P. minimum* al contrario, tutti i replicati hanno raggiunto

lo stadio adulto, in un tempo di 21-24 giorni e con una sopravvivenza finale media del 13,6% (Fig. 1). Il tasso di mortalità giornaliero è risultato significativamente maggiore con *T. rotula* (14,2%) che con *P. minimum* (9.4%) (t-test = 2,754, df = 124, p<0,01), mentre la velocità di sviluppo degli stadi larvali è stata la stessa con entrambe le diete (0,72 e 0,70 stadio giorno^{-1}).

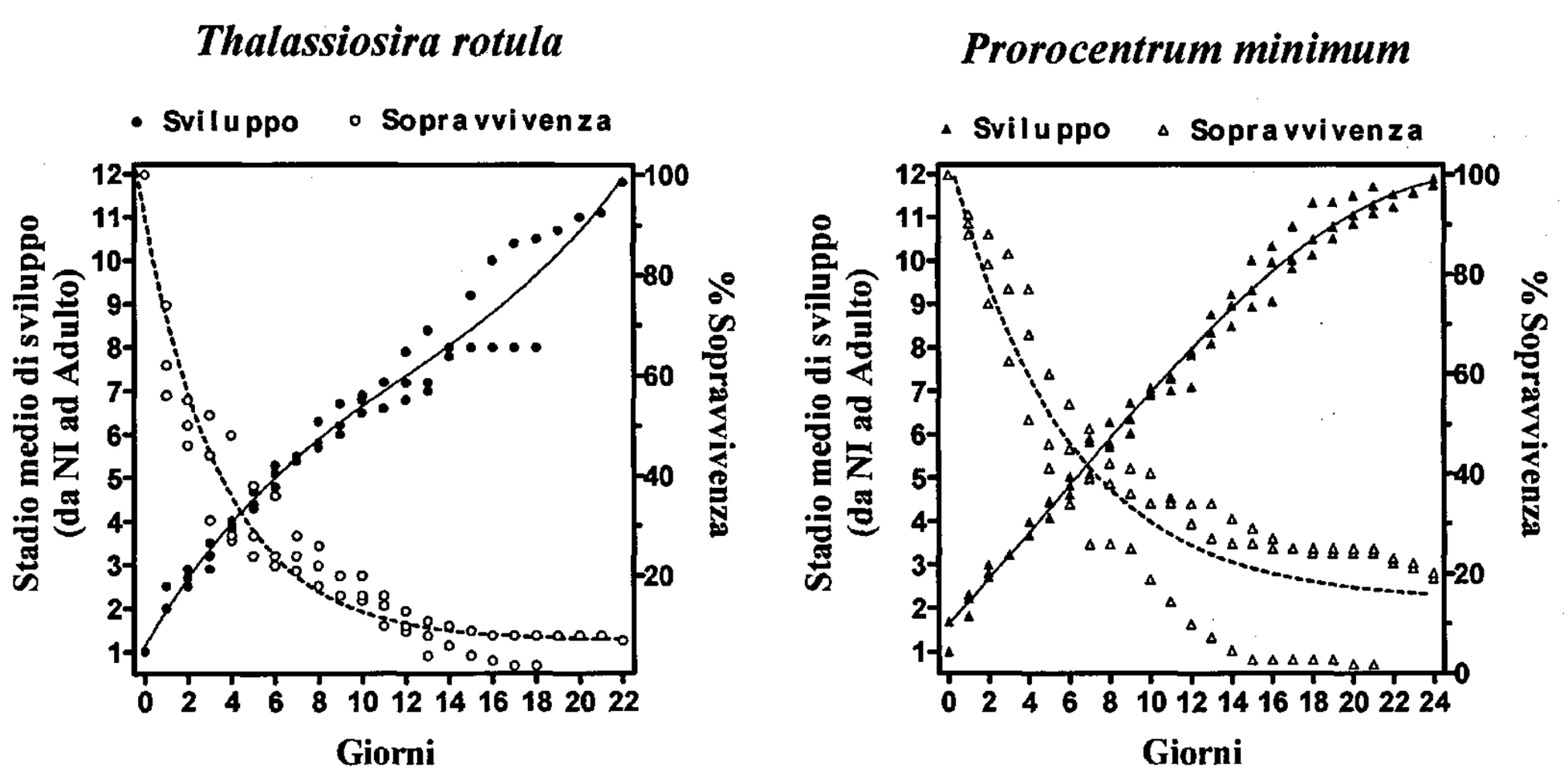


Fig. 1 - Curve di sviluppo e di sopravvivenza di *T. stylifera.*
Development and survival curves of T. stylifera.

Discussione

I nostri risultati mostrano che *T. rotula* non è una dieta ottimale per lo sviluppo di *T. stylifera*, sebbene le diatomee sono da sempre considerate il cibo ideale per la riproduzione e la crescita dei copepodi. Lo scarso successo dello sviluppo larvale potrebbe essere dovuto alla presenza delle aldeidi in *T. rotula* (Miralto *et al.*, 1999) che interferirebbero con specifici processi fisiologici delle larve in via di sviluppo.

Bibliografia

BAN S., BURNS C., CASTEL J., CHAUDRON Y., CHRISTOU E., ESCRIBANO R., FONDA UMANI S., GASPARINI S., GUERRERO RUIZ F., HOFFMEYER M., IANORA A., KANG H., LAABIR M., LACOSTE A., MIRALTO A., NING X., POULET S. RODRIGUEZ V., RUNGE J., SHI J., STARR M., UYE S., WANG Y. (1997) - The paradox of diatom-copepod interactions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **157**: 287-293.

CAROTENUTO Y. (1999) - Morphological analysis of larval stages of *Temora stylifera* (Copepoda, Calanoida) from the Mediterranean Sea, *J. Plankton Res.*, **21** (9): 1613-1632.

IANORA A., POULET S.A., MIRALTO A., GROTTOLI R. (1996) - The diatom *Thalassiosira rotula* affects reproductive success in the copepod *Acartia clausi*. *Mar. Biol.*, **125**: 279-286.

MIRALTO A., IANORA A., POULET S.A. (1995) - Food type induces different reproductive responses in the copepod *Centropages typicus*. *J. Plankton Res.*, **17** (7): 1521-1534.

MIRALTO A., BARONE G., ROMANO G., POULET S.A., IANORA A., RUSSO G.L., BUTTINO I., MAZZARELLA G., LAABIR M., CABRINI M., GIACOBBE M.G. (1999) - The insidious effect of diatoms on copepod reproduction. *Nature*, **402**: 173-176.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 792-795

M. MINGAZZINI[1], C.R. FERRARI[2], A. MORALE[1], L. ONORATO[1]

[1] Istituto di Ricerca Sulle Acque, C.N.R.,
Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio, Milano, Italia.
[2] ARPA Emilia-Romagna, Struttura Oceanografica Daphne, Cesenatico, Forlì, Italia.

STUDIO DEGLI EFFETTI TROFICI DEL FIUME PO MISURATI LUNGO IL GRADIENTE SALINO DEL DELTA CON METODI BIOLOGICI

EVALUATION OF PO RIVER TROPHIC POTENTIAL OVER THE ESTUARINE MIXING BY BIOLOGICAL METHODS

Abstract

A two-species algal growth assay is proposed to evaluate the effect of the trophic potential of Po River on Adriatic Sea waters. The results from three sampling surveys performed over the estuarine mixing showed the decreasing trend of the algal growth potential (AGP) from river to marine stations, as being controlled by phosphorus concentrations. The good agreement found between the nutritional responses of S. capricornutum *and* P. tricornutum *supports the joint use of the two species to investigate estuarine water systems.*

Key-words: *Algal Growth Potential, Po River delta, estuarine mixing.*

Introduzione

L'approccio biologico per lo studio della trofia degli ambienti acquatici presenta, rispetto ad una caratterizzazione di tipo chimico, il principale vantaggio di fornire informazioni sulla reale biodisponibilità dei nutrienti. In particolare, in zone di transizione da acque fluviali ad acque marine, la biodisponibilità può essere influenzata dai processi di tipo chimico-fisico e biologico che hanno luogo lungo il gradiente di diluizione e miscelazione. La sperimentazione biologica basata su saggi di crescita algale risulta perciò di particolare interesse per lo studio degli effetti trofici degli apporti fluviali in mare.

Tuttavia, benchè non esistano differenze sostanziali nelle esigenze nutrizionali del fitoplancton d'acqua dolce e marino, difficilmente viene affrontato lo studio della trofia dei due sistemi acquatici con un quadro sperimentale unificato (Hecky e Kilam, 1988).

Con l'obiettivo di fornire risposte biologiche di tipo omogeneo per la valutazione trofica del sistema deltizio del Po in Adriatico, è stato adottato un protocollo di saggio algale a due specie, che permette di confrontare le risposte degli organismi su campioni ad ampio intervallo di salinità. Sono state selezionate le due specie algali unicellulari, *Selenastrum capricornutum* Printz e *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, rispettivamente d'acqua dolce e marina, che hanno esigenze nutrizionali simili e si sviluppano velocemente nelle stesse condizioni di incubazione (Mingazzini, 1995). Queste caratteristiche rendono possibile l'applicazione di un unico quadro sperimentale, basato sulla metodica di saggio a 14 giorni standardizzata dall'EPA con *S. capricornutum* per le acque interne (EPA, 1978). Il metodo, già applicato sistematicamente per valutare la trofia delle acque fluviali del Po alla sezione di chiusura di bacino (Mingazzini e Berri, 1991), è stato

qui adottato per la stima delle variazioni del potenziale di crescita algale (AGP) rilevabili nel passaggio dal sistema fluviale a quello marino, lungo il gradiente salino.

Materiali e metodi

I saggi di crescita a due specie sono stati condotti sui campioni d'acqua superficiale filtrata (0,45 μm), prelevati nel corso di tre campagne: marzo '95, giugno '95 e marzo '96. Per ogni campagna sono stati saggiati in contemporanea campioni di acqua fluviale del Po e di acqua marina (Fig. 1). I prelievi in mare sono stati effettuati lungo il gradiente salino: in ogni campagna le stazioni sono state scelte in base alla salinità, a partire da un valore minimo, stabilito intorno a 18 psu, fino al valore massimo misurato in ogni campagna (intorno a 37 psu). In questo modo si è voluto garantire il confronto dei valori di AGP relativi agli apporti esogeni, con quelli rappresentativi di acque adriatiche non direttamente influenzate dagli arricchimenti fluviali.

Per ciascuna campagna sono stati saggiati complessivamente da 5 a 6 campioni, dei quali almeno 1 di acqua fluviale, e almeno 3 marini, a salinità crescente, come riportato in Fig. 2*a*, *b*, *c*. La limitazione nutrizionale è stata inoltre valutata, in particolare, sulle acque marine, mediante arricchimenti differenziati dei campioni (EPA, 1978) con EDTA, silicio, azoto, fosforo, fosforo e azoto (Fig. 2*d*, *e*, *f*).

Per gli inoculi dei campioni d'acqua fluviale e marina sono state rispettivamente utilizzate la cloroficea *S. capricornutum* e la diatomea *P. tricornutum*, mantenute in coltura in laboratorio (EPA, 1978, 1974). Tutti i campioni sono stati quindi incubati in condizioni controllate a 20°C, 4500 lux ed agitazione continua (100 opm). I valori di AGP sono stati determinati misurando la massima densità cellulare sviluppata nei campioni, mediante conteggi con contatore elettronico, effettuati giornalmente per due settimane.

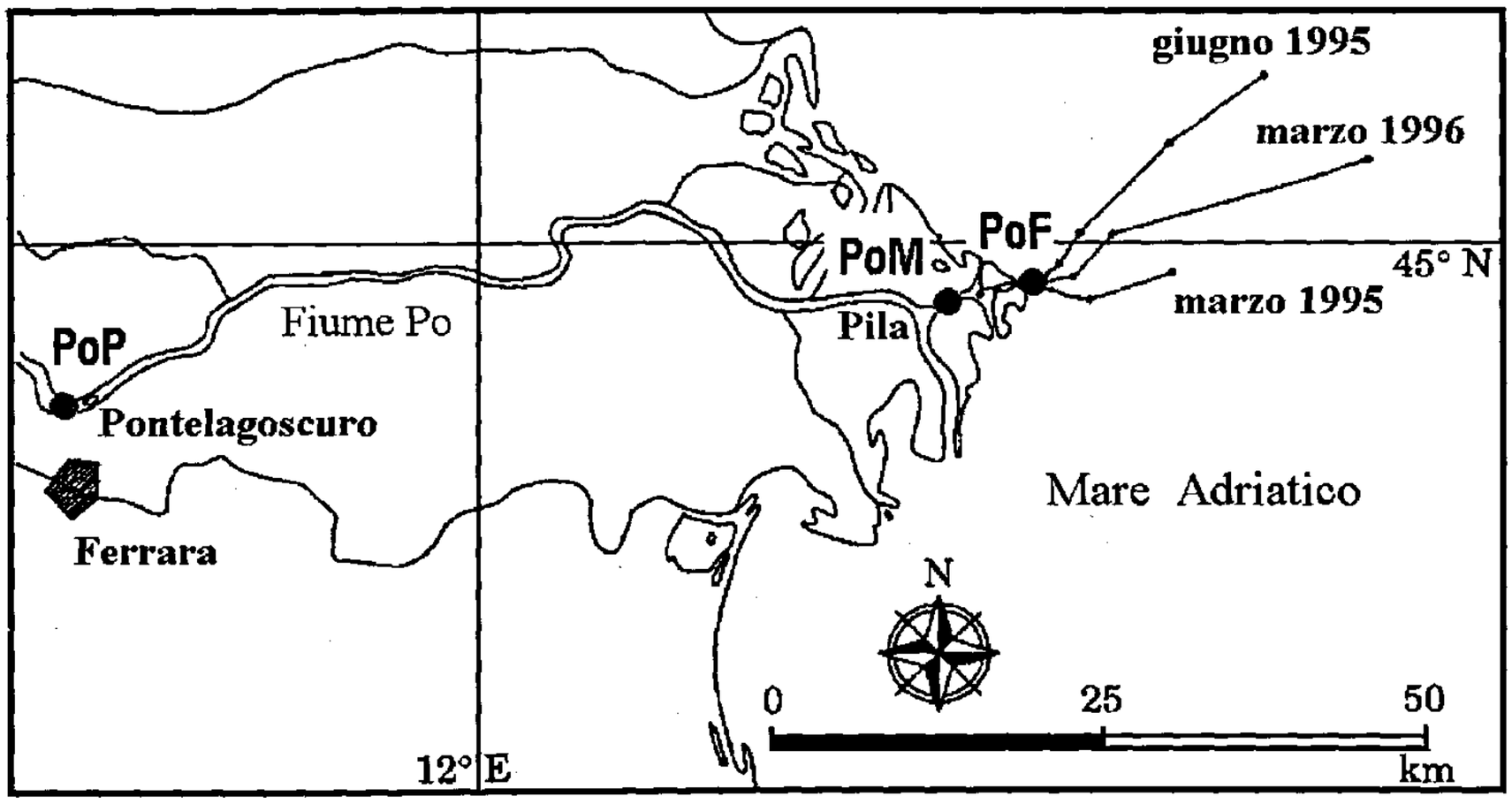


Fig. 1 - Stazioni di prelievo fluviali (PoP, PoM, PoF) e marine (transetti mar.'95, giu.'95, mar.'96).
Riverine (PoP, PoM, PoF) and marine (Mar. '95, Ju.'95, Mar.'96 transects) sampling stations.

Risultati e conclusioni

Nelle Fig. 2*a*, b, c sono rispettivamente riportati i valori di AGP misurati nelle tre campagne (mar.'95, giu.'95, mar.'96): le risposte algali hanno permesso di rilevare forti variazioni del potenziale trofico nel passaggio dalle acque fluviali a quelle marine, nelle quali i valori di AGP si riducono di un ordine di grandezza a partire dai campioni con salinità comprese tra 20 e 25.

Nelle Fig. 2*d, e, f* sono rispettivamente riportate, per le tre campagne, le risposte algali alle aggiunte nutrizionali differenziate. La limitazione da fosforo, quale fattore di controllo delle crescite, sembra mantenersi lungo il gradiente di miscelazione. Solamente un caso di colimitazione da fosforo e azoto è stato rilevato nel campione del marzo '95 con la salinità massima (S37).

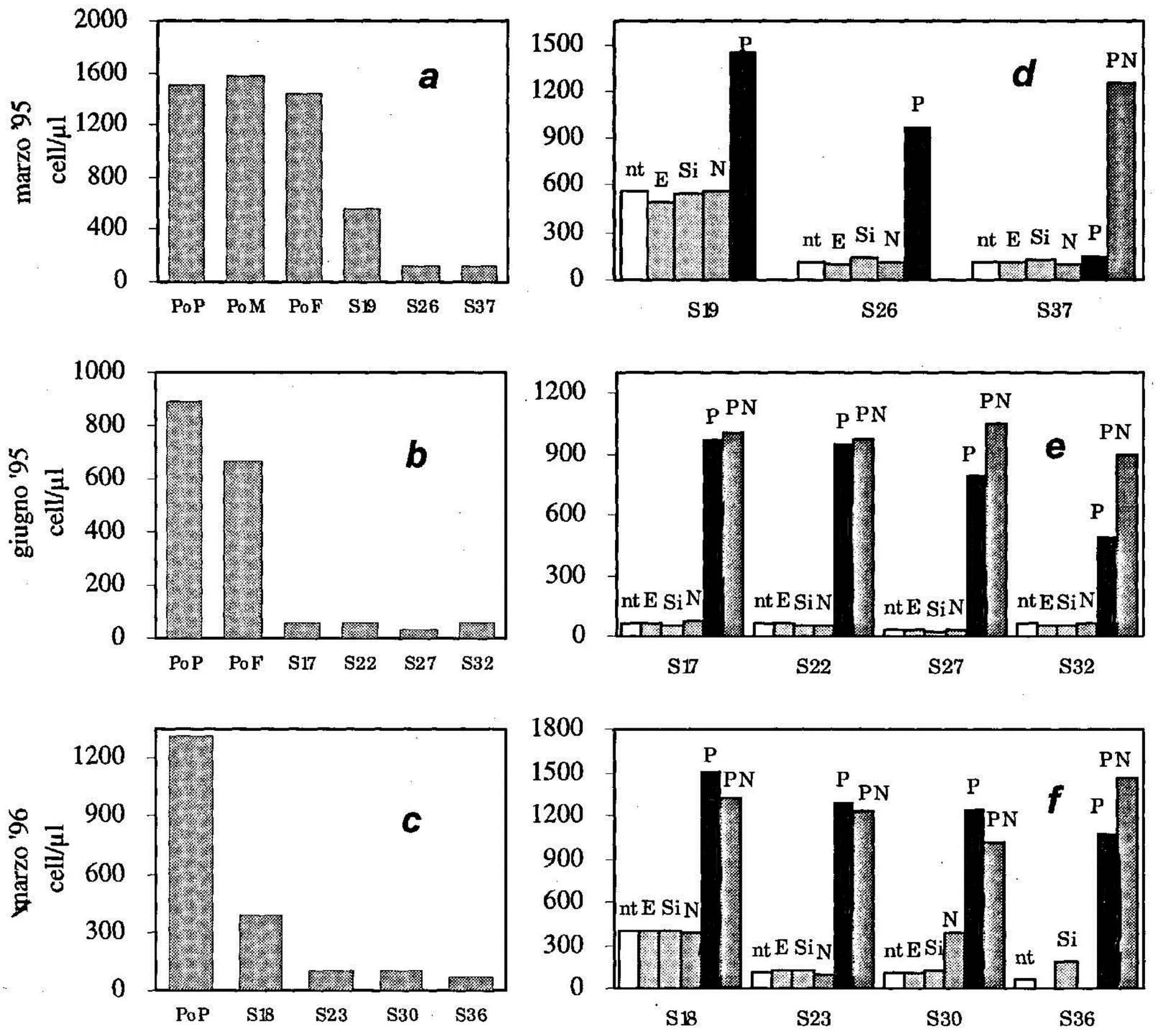


Fig. 2 - Valori di AGP (cell/µl) di tutti i campioni prelevati nelle tre campagne (*a*, b, c) e risposte agli arricchimenti differenziati dei campioni marini (*d, e, f*), indicati in figura con il valore di salinità (S).

*AGP (cell/µl) of all samples from the three surveys (*a, *b, c) and enrichment responses of marine samples (*d, e, f*), indicated in figure by the salinity (S) value.*

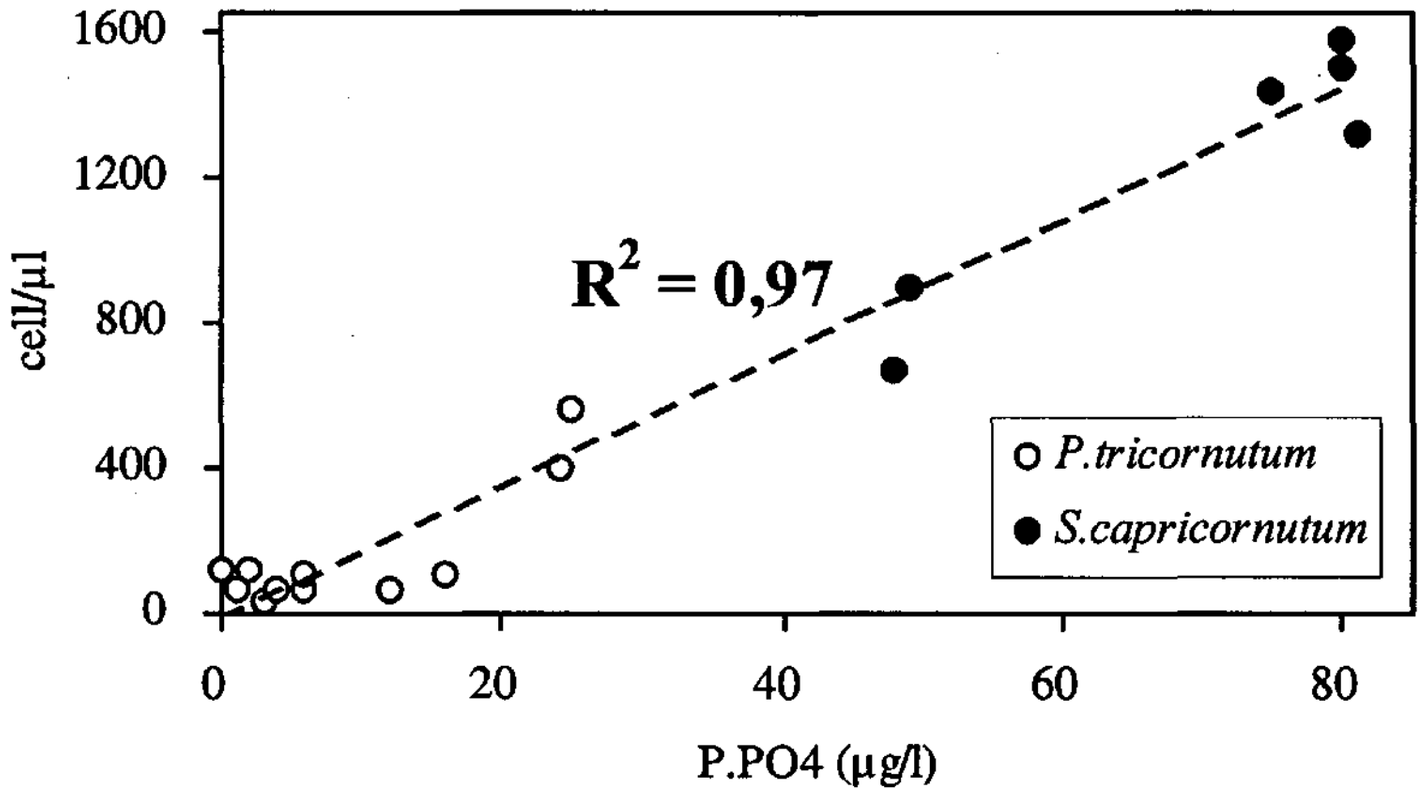


Fig. 3 - Relazione tra le concentrazioni di fosforo e le densità algali sviluppate nei campioni.
Relationship between phosphorus concentrations and algal cell grown in the samples.

Nella Fig. 3 le risposte di crescita delle due specie algali sono unitamente riportate sulle concentrazioni di fosforo, parallelamente analizzate su tutti i campioni prelevati nelle tre campagne. La buona relazione trovata tra le risposte biologiche ed il gradiente nutrizionale misurato, oltre a confermare il ruolo del fosforo quale fattore di controllo dell'area investigata, sottolinea l'efficacia del protocollo sperimentale a due specie per lo studio di ambienti acquatici estuariali e deltizi.

Ringraziamenti

Questo studio è stato in parte finanziato dal MURST, nell'ambito del progetto Prisma 1. Un particolare riconoscimento è rivolto allo staff del Battello Oceanografico Daphne II per le campagne di prelievo in mare e a Maurizio Ronda (IRSA, Roma) per l'elaborazione della mappa.

Bibliografia

EPA (1974) - *Marine algal assay procedure: bottle test*. Nat. Environ. Res. Center, Corvallis, OR: 43 pp.

EPA (1978) - *The Selenastrum capricornutum Printz algal assay bottle test*. Ecol. Res. Series, Corvallis, OR: 126 pp.

HECKY R.E., KILAM P. (1988) - Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichement. *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 796-822.

MINGAZZINI M. (1995) - Trophic potential of Po river delta waters: a new biological approach. *International Conference on Chemistry and Mediterranean Sea. Mediterraneanchem*, **1**: 115-116.

MINGAZZINI M., BERRI A. (1991) - Indagini biologiche con saggi algali. In: *La qualità delle acque del fiume Po negli anni '90*. IRSA, Quaderni, Roma, **11**: 1-15.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 796-799

F. ACONE*, A. CORRIERO**, S. DESANTIS***, M. LABATE***, G.M. LABATE**, V. SUSCA****, N. SANTAMARIA**, C. BRIDGES****, R. GENTILE**, G. DE METRIO**, G. PALMIERI*

*Dipartimento di Biologia Animale, Università di Sassari, Via Vienna, 2 - 07100 Sassari, Italia.
** Dip. Sanità e Benessere Animale - Univ. Bari, Italia.
*** Dip. Zoologia - Univ. Bari, Italia.
**** Inst. Zoophysiologie, Stoffwechselphysiologie - Heinrich Heine University, Duesseldorf, Germania.

STUDIO ISTOLOGICO ED IMMUNOISTOCHIMICO SU OVARI DI TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS* L. 1758) IN PERIODO PRE-RIPRODUTTIVO

*HISTOLOGICAL AND IMMUNOHISTOCHEMICAL STUDY ON BLUEFIN TUNA (*THUNNUS THYNNUS *L. 1758) OVARIES DURING PRE-REPRODUCTIVE PERIOD*

Abstract

*Morphological and immunohistochemical observations of ovaries of bluefin tuna (*Thunnus thynnus *L.1758) caught in the Central Mediterranean during the months of May and June, showed the presence of vitellogenic follicles only in specimens with fork length (FL) ≥ 110 cm. Vitellogenesis occurs in follicles having a minimum diameter of 220 μm.*

Key-words: *ovary, histology, immunohistochemistry, bluefin tuna, teleosts.*

Introduzione

Nonostante il tonno rosso (*Thunnus thynnus* L. 1758) rivesta una notevole importanza economica e sia soggetto ad un intenso sforzo di pesca, scarse sono le notizie riguardanti le condizioni di sviluppo dell'ovario nelle diverse fasi del ciclo riproduttivo. A nostra conoscenza, l'unico studio a riguardo è stato condotto sullo stock di tonno rosso dell'Atlantico Occidentale (Baglin, 1982). Il presente lavoro, effettuato nell'ambito del progetto di ricerca UE N. 97/029, riporta i risultati di osservazioni istologiche ed immunoistochimiche sui follicoli ovarici presenti in esemplari di tonno rosso catturati nel Mediterraneo Centrale in periodo pre-riproduttivo.

Materiali e metodi

Frammenti di ovari, appartenenti a 34 esemplari con lunghezza alla forca (LF) compresa tra 95 e 230 cm, catturati in maggio e giugno 1998 nelle tonnare di Portoscuso e Carloforte in Sardegna, sono stati fissati in formalina neutra al 10% o in liquido di Bouin ed inclusi in paraffina. Sezioni spesse 5 μm sono state colorate con ematossilina-eosina, tricromica di Mallory e Pas. L'identificazione immunoistochimica dei follicoli in vitellogenesi è stata effettuata mediante anticorpi anti vitellogenina di tonno (anti-t VTG) rivelati col sistema avidina-biotina-perossidasi (ABC, Vector).

L'analisi morfometrica è stata effettuata su sezioni istologiche mediante l'analizzatore di immagini Quantimet 500/W (Leica, UK). La significatività statistica della differenza tra le medie dei diametri follicolari e tra le percentuali dei

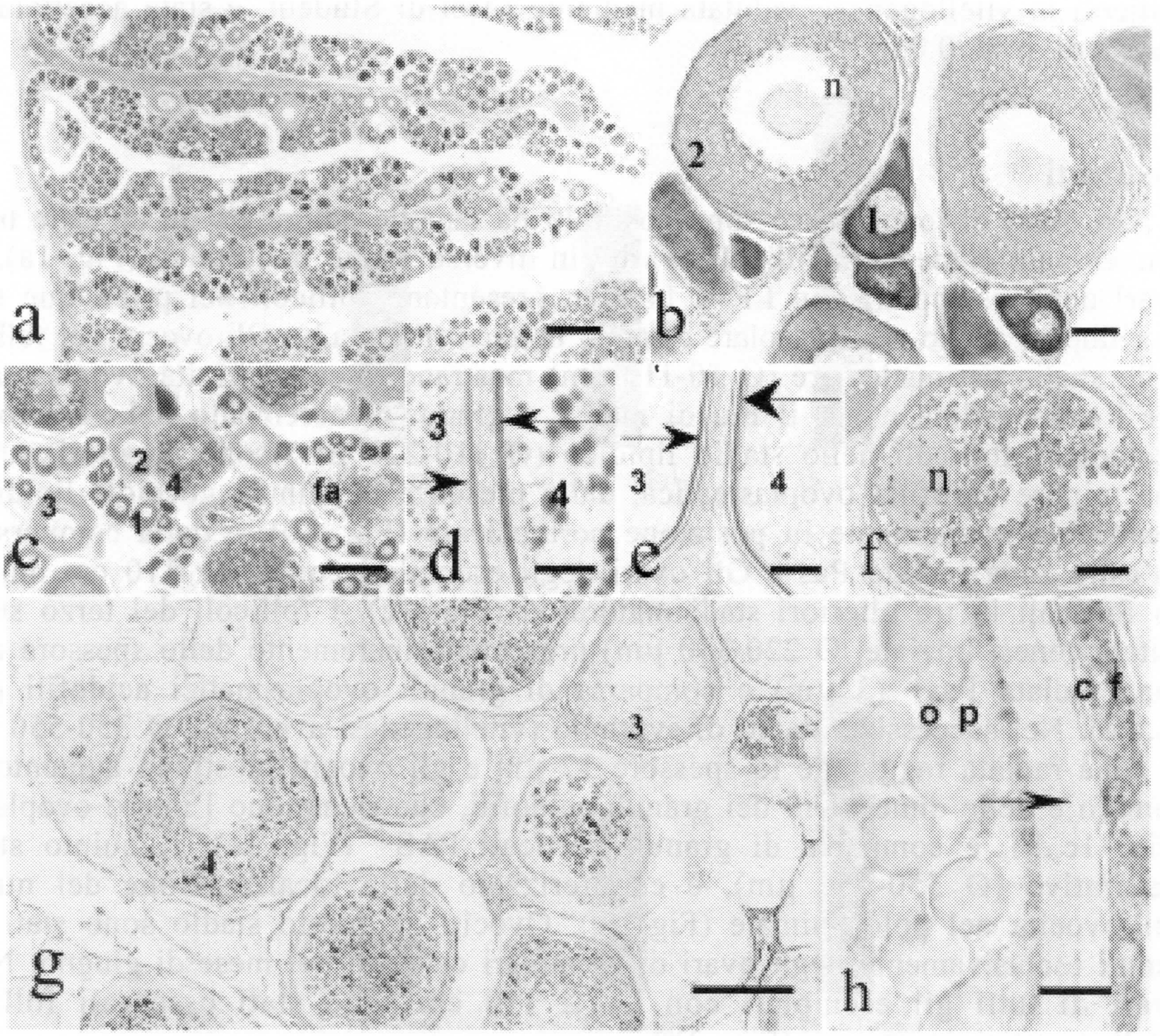


Fig. 1 - Micrografie di ovari di tonno rosso.
a - Ovario di un esemplare con LF = 102 cm catturato in giugno. Ematossilina–eosina. **b** - Follicoli in stadio perinucleolare (1) e lipidico (2). **c** - Ovario di un esemplare con LF = 140 cm catturato in maggio. Ematossilina-eosina. **d** - Particolare di follicoli in vitellogenesi iniziale ed avanzata. Tricromica di Mallory. **e** - Particolare di follicoli in vitellogenesi iniziale ed avanzata. Pas-reazione. **f** - Follicolo nel quinto stadio maturativo. Ematossilina-eosina. **g** - Immunoreattività agli anticorpi anti t-VTG dei follicoli in vitellogenesi iniziale ed avanzata. **h** - Particolare di follicolo in vitellogenesi avanzata immunocolorato con anticorpi anti t-VTG.
1, follicolo in stadio perinucleolare; 2, follicolo in stadio lipidico; 3, follicolo in vitellogenesi iniziale; 4, follicolo in vitellogenesi avanzata; cf, cellule follicolari; fa, follicolo atresico; op, ovoplasma; n, nucleo; freccia, zona radiata. Barre: a,c=300 µm; b=20 µm; d,e=30 µm; f=100 µm; g=200 µm; h=10 µm.

Micrographs of bluefin tuna ovaries.
***a** - Ovary from a specimen with FL=102 cm caught in June. Haematoxylin–eosin. **b** - Perinucleolar and lipid stage follicles. **c** - Ovary from a specimen with FL=140 cm caught in May. Haematoxylin–eosin. **d** - Particular of follicles in early and late vitellogenesis. Mallory's trichrome. **e** - Particular of follicles in early and late vitellogenesis. Pas-reaction. **f** - Follicle of a specimen with FL = 144 cm caught in June. Haematoxylin–eosin. **g** - Immunoreactivity to anti t-VTG serum of early and late vitellogenic follicles. **h** - Particular of a follicle in late vitellogenesis immunostained with anti t-VTG serum.*
1, perinucleolar stage follicle; 2, lipid stage follicle; 3, early vitellogenic follicle; 4, late vitellogenic follicle; cf, follicular cells; fa, atretic follicle; op, ooplasm; n, nucleus; arrow, zona radiata. Bars: a,c=300 µm; b=20 µm; d,e=30 µm; f=100 µm; g=200 µm; h=10 µm.

follicoli in vitellogenesi, valutata mediante t-test di Student, è stata accettata per valori di $p < 0.05$.

Risultati

Gli ovari di tonno rosso sono costituiti da lamelle delimitate da un'esile trama connettivale contenenti follicoli ovarici in diverso stadio maturativo (Fig. 1a). Gli ovari degli esemplari con LF < 110 cm presentano follicoli nei primi due stadi di sviluppo: stadio perinucleolare e stadio lipidico (Fig. 1a,b). Gli ovociti dei follicoli nello stadio perinucleolare (Ø 10-110 µm) mostrano intensa affinità ovoplasmatica per l'ematossilina e per il blu di metile e graduale incremento del numero dei nucleoli. I follicoli nello stadio lipidico (Ø 110-220 µm) sono caratterizzati da una minore basofilia ovoplasmatica, dalla presenza di minute gocciole lipidiche, localizzate inizialmente in posizione perinucleare (Fig. 1b), e dalla comparsa di un'esile zona radiata Pas+. Gli ovari degli esemplari con LF ≥ 110 cm mostrano follicoli in tre ulteriori stadi maturativi (Fig. 1c). I follicoli del terzo stadio (vitellogenesi iniziale, Ø 220-350 µm) presentano incremento dello spessore della zona radiata Pas+ (3 µm) e comparsa di granuli ovoplasmatici acidofili (Fig. 1c,d,e). Nel successivo stadio di sviluppo (vitellogenesi avanzata, Ø 350-550 µm) la zona radiata raggiunge lo spessore 12 µm e gli ovociti mostrano aumento del numero e delle dimensioni dei granuli acidofili, che riempiono l'intero ovoplasma (Fig. 1c,d,), e comparsa di granuli corticali PAS+ (Fig. 1e). Il quinto stadio maturativo (Ø 550-650 µm), è caratterizzato dalla localizzazione del nucleo dell'ovocita nel polo animale (Fig. 1f). Ovociti in questo stadio sono stati rinvenuti esclusivamente negli ovari di esemplari catturati nel mese di giugno. Negli ovari di tutti gli esemplari con LF ≥ 110 cm sono stati osservati follicoli vitellogenetici in atresia (Fig. 1b).

Gli anticorpi anti vitellogenina hanno reagito con i follicoli di diametro ≥ 220 µm (Fig. 1g,h).

Durante il periodo di osservazione gli ovari degli esemplari con LF ≥ 110 cm hanno mostrato un graduale incremento sia del diametro medio dei follicoli (Fig. 2a) che della percentuale dei follicoli in vitellogenesi (Fig. 2b). Tale incremento è particolarmente accentuato nella prima metà di giugno.

Conclusioni

I risultati ottenuti da questo studio condotto su ovari di tonno rosso in periodo pre-riproduttivo (maggio-giugno) indicano che: 1) le modalità di sviluppo dei follicoli si attuano con caratteristiche simili a quelle già descritte in altri teleostei (Matsuyama *et al.*, 1988; Yamamoto *et al.*, 1965); 2) la vitellogenesi è osservabile in follicoli con diametro ≥ 220 µm e, come prevedibile, il numero dei follicoli in vitellogenesi aumenta con l'avvicinarsi del periodo riproduttivo. 3) nei follicoli di esemplari con LF < 110 cm non è stata osservata vitellogenesi e pertanto è da ritenere che tali individui non avessero ancora raggiunto la taglia di prima maturità sessuale.

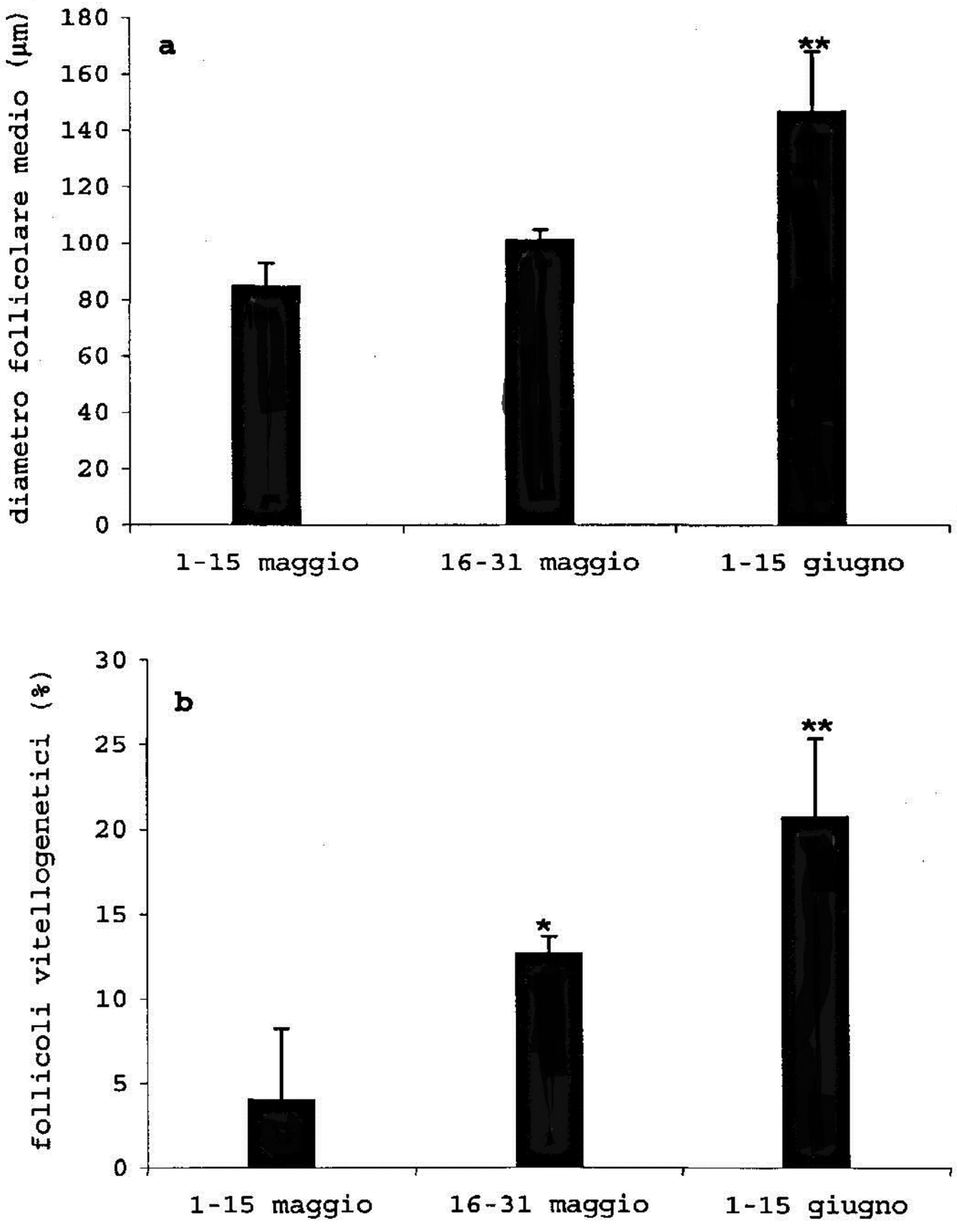


Fig. 2 - Evoluzione del diametro medio dei follicoli (a) e della percentuale dei follicoli vitellogenetici (b) in ovari di esemplari adulti di tonno rosso in periodo pre-riproduttivo. Gli asterischi indicano una differenza statisticamente significativa rispetto al periodo precedente (*=$p < 0.05$; **=$p < 0.01$).

Evolution of mean follicle diameter (a) and vitellogenic follicle percentage (b) in ovaries of adult bluefin tuna in pre-reproductive period. Asteriscs indicate significant difference (, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) from the previous period.*

Bibliografia

BAGLIN R.E. JR. (1982) - Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fish. Bull.*, **80** (1): 121-134.

MATSUYAMA M., ADACHI S., NAGAHAMA Y., MATSUURA S. (1988) - Diurnal rhythm of oocyte development and plasma steroid hormone levels in the female red sea bream, *Pagrus major*, during the spawning season. *Aquaculture*, **73**: 357-372.

YAMAMOTO K., OOTA I., TAKANO K., ISHIKAWA T. (1965) - Studies on the maturing process of the rainbow trout *Salmo gairdneri irideus*. 1. Maturation of the ovary of a one year old fish. *Bull. Ipn. Soc. Fish.*, **31**: 123-132.

Il presente lavoro è stato realizzato con il supporto finanziario dell'Unione Europea (progetto N. 97/029).

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 800-804

E. AMATO[1], L. ALCARO[1], F. BORGHINI[2], I. CORSI[2], A. TURSI[3], C. BRACHELENTE[4], S. FOCARDI[2]

[1]ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[2]Dip. di Scienze Amb., Università di Siena, Italia.
[3]Dip. di Zoologia, Università di Bari, Italia.
[4]Dip. di Scienze Biopat., Università di Perugia, Italia.

STUDIO PRELIMINARE PER LA VALUTAZIONE DEL DANNO AGLI ECOSISTEMI BENTICI DERIVANTE DALL'AFFONDAMENTO IN BASSO ADRIATICO DI RESIDUATI BELLICI CARICATI CON AGGRESSIVI CHIMICI

PRELIMINAR STUDY TO EVALUATE THE DAMAGE TO BENTHIC ECOSYSTEMS FOLLOWING CHEMICAL WEAPONS DUMPING IN SOUTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

An investigation was carried out in order to evaluate the noxiousness on the benthic ecosystems of chemical warfare agents leaked from WWII weapons dumped in the southern Adriatic Sea. The main chemical agents involved were: mustard gas (yperite) lewisite, adamsite, Clark I, Clark II. Samples of water, sediment and fish tissue were analyzed according to four different strategies. Results show some evidence of damage and risk to the benthic ecosystems, due to persistent pollutants released by the rusted bomb shells.

Key-words: *benthic ecosystems, Adriatic Sea, chemical weapons, mustard gas, arsenic.*

Introduzione

In Puglia, tra il 1946 e il luglio 1996, si sono registrati, soprattutto tra gli operatori della pesca, 236 casi di ospedalizzazione, di cui cinque con esito mortale (Assennato *et al.*, 1996; Mastrorilli, 1958), causati da esposizione a sostanze fuoriuscite da ordigni a carica chimica affondati. La maggior parte dei residuati bellici a "caricamento speciale" rinvenibili sui fondali del Basso Adriatico sono provvisti di una carica di aggressivo costituita per lo più da varie formulazioni di "gas mostarda" (iprite) e composti contenenti arsenico (lewisite, adamsite, Clark I, Clark II, ecc.) (Leuzzi, 1994, 1996).

L'Ispettorato Centrale per la Difesa del Mare del Ministero dell'ambiente, con apposita convenzione, ha incaricato l'ICRAM di acquisire elementi di valutazione in ordine agli effetti prodotti sugli ecosistemi marini dalla possibile diffusione degli aggressivi chimici contenuti nei residuati bellici.

Materiale e metodi

L'individuazione delle principali aree di affondamento è stata ottenuta mediante indagini bibliografiche e interviste a operatori delle marinerie di Molfetta, Bari e Mola di Bari. La prospezione dei fondali di una porzione (10 miglia nautiche quadrate) di una delle aree individuate è stata effettuata mediante l'impiego di un sistema integrato *sonar* a scansione laterale *e sub bottom profiler* tipo CHIRP

denominato SIS (*Seafloor Imaging System*) 1000, prodotto dalla DATASONICS, accoppiato a un magnetometro al cesio G-880, prodotto dalla GEOMETRICS. I bersagli individuati (102) sono stati classificati in funzione della probabilità di essere residuati bellici e i più significativi sono poi stati ispezionati mediante R.O.V. (*Remotely Operated Vehicle*) SURVEYOR SEA EYE 215.

Mediante una benna elettromeccanica della capacità di 500 cc e una bottiglia a funzionamento elettroidraulico montati sul R.O.V., sono stati prelevati campioni di sedimento e di acqua.

Inoltre, si è proceduto alla cattura, mediante palangaro, di esemplari di specie ittiche demersali, sia nell'area d'indagine che in aree analoghe della Sicilia nord-occidentale, ritenute sgombre dalla presenza di residuati bellici affondati.

Le analisi, condotte nei laboratori degli Autori e presso lo Stabilimento Militare Materiali Difesa NBC di Civitavecchia, sono state effettuate secondo protocolli sviluppati *ad hoc* (Amato e Alcaro, 1999). Tra i pesci demersali catturati nell'area di indagine, sono stati sottoposti ad analisi otto esemplari di *Helicolenus dactylopterus*, due di *Conger conger*, quattro di *Trigla lucerna*, un esemplare *di Trigla lira*, due di *Raja asterias* e un esemplare di *Raja clavata*. Nell'area di controllo sono stati prelevati, con le medesime tecniche di cattura, dodici esemplari di *Helicolenus dactylopterus*, tre di *Conger conger*, due di *Trigla lucerna*, tre di *Trigla lira* e un esemplare di *Raja clavata*. Le analisi di laboratorio hanno riguardato:

- tenori di arsenico, iprite, lewisite e prodotti della loro alterazione in campioni di sedimento, acqua e tessuti di specie ittiche;
- test di biotossicità di sedimenti e acqua mediante MICROTOX®;
- analisi di lesioni cutanee e di danni istologici in tessuti di specie ittiche;
- analisi di indici di stress in esemplari di specie ittiche.

Test di biotossicità di sedimenti e acqua mediante MICROTOX®

I risultati ottenuti con il test Microtox® vengono espressi come $\mathbf{EC_{50}}$ (*Effective Concentration*), che rappresenta la percentuale di campione che ha provocato un decremento della luminosità nel 50% della popolazione di batteri dopo 30' di esposizione. La tossicità dei campioni viene espressa anche in Unità Tossiche (TU), che rappresentano il reciproco dell'EC50. I valori di TU sono direttamente correlati con il grado di tossicità posseduto dal campione e perciò aumenta con l'incremento di tossicità.

Analisi di indici di stress in esemplari di specie ittiche

La metodologia analitica si basa sulla variazione, indotta da agenti esterni aspecifici, di una funzione biochimica in un sistema biologico. In questo studio è stata valutata l'alterazione dell'attività dell'enzima 7-etossiresorufina-*O*-deetilasi (EROD) nel fegato e dell'enzima Acetilcolinesterasi (AChE) nel muscolo e nel cervello.

Risultati

Si è accertata la presenza sui fondali del Basso Adriatico di almeno ventimila ordigni con caricamento costituito da aggressivi tra cui varie formulazioni di iprite e composti a base di arsenico. Nell'area pilota indagata sono stati individuati

centodue bersagli di interesse; tra questi ne sono stati ispezionati, mediante robot filoguidato, sedici e undici sono risultati essere ordigni corrosi a carica chimica.

Tenori di arsenico, iprite, lewisite e prodotti della loro alterazione in campioni di sedimento, acqua e tessuti di specie ittiche

Le analisi effettuate sui campioni di sedimento, prelevati in prossimità dei residuati individuati con *robot* filoguidato, hanno evidenziato la presenza di alcuni prodotti di decomposizione dell'iprite: 1,4-Tiossano; 1,4-Ditiano; 1-Ossa-4,5-ditiapano; 1,2,5-Tritiapano.

Le concentrazioni di As rilevate nei tessuti degli esemplari di *Helicolenus dactylopterus* prelevati, evidenziano valori di As significativamente più elevati nell'area di indagine rispetto all'area di controllo (Mann Withney *U* test, $p<0,05$), così come si evince dalla Figura 1.

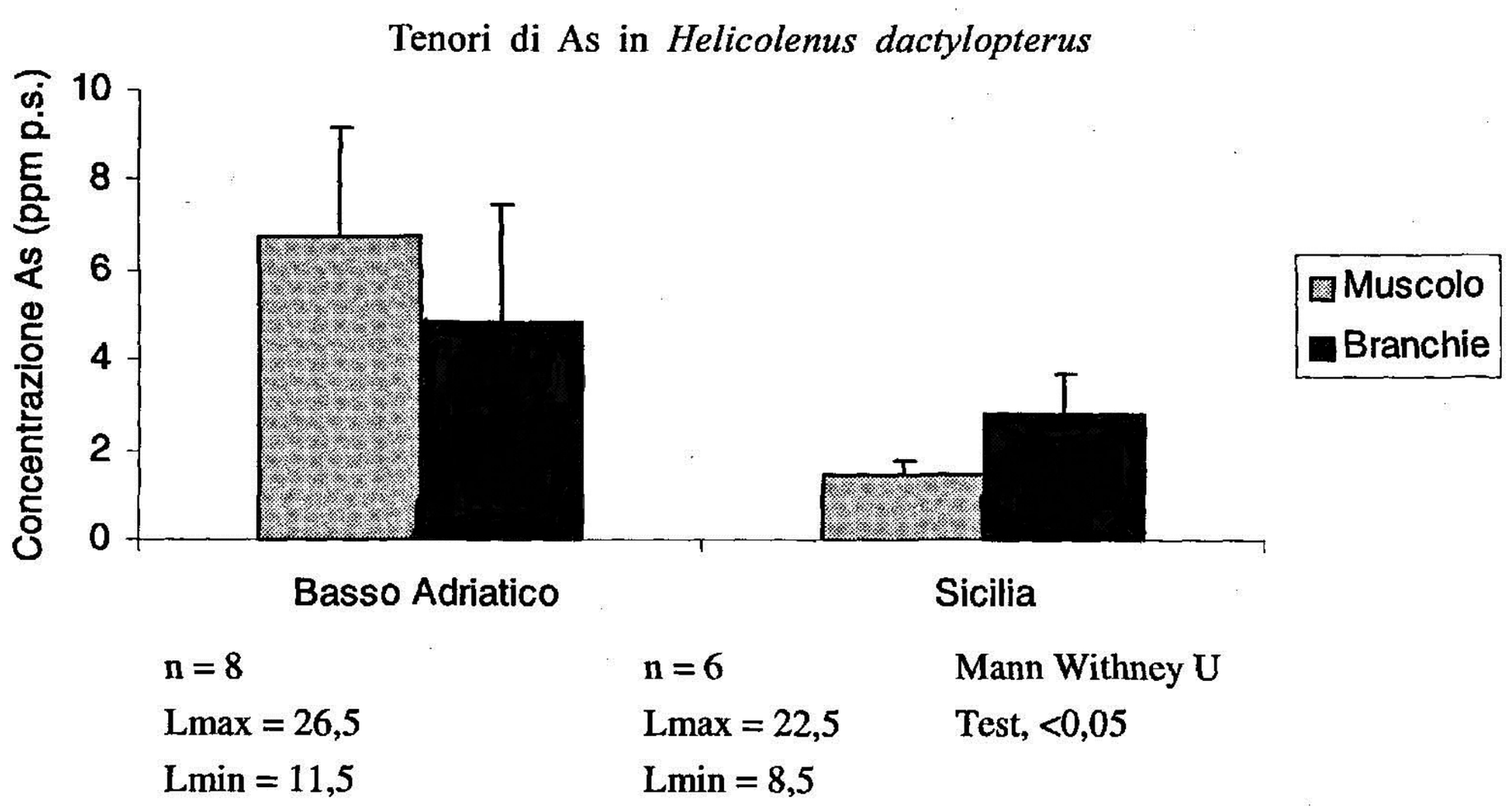


Fig. 1 - Concentrazioni di As (ppm p.s.) in esemplari di *Helicolenus dactylopterus*.
As concentration (ppm dw) in Helicolenus dactylopterus.

Tab 1 - Test di tossicità acuta Microtox® in campioni di sedimento (Microtox® *Solid Phase*).
Microtoxâ bioassay in samples of sediment (Microtox® Solid Phase*).*

Campione **Sedimento**	**EC50 30' (% v/v)**	**Unità Tossiche (TU)**
CW3	9,66	2,04
CW4	4,42	4,47
CW5	0,02	1165,80
CW6	6,22	3,17

Test di biotossicità di sedimenti e acqua mediante MICROTOX®

La biotossicità è stata valutata in campioni di acqua, di acqua interstiziale dei sedimenti e di sedimento. I risultati dei test attestano la biotossicità dei campioni di sedimento prelevati in prossimità di ordigni (CW3, 4, 5 e 6) (vedi Tab. 1).

Analisi di lesioni cutanee e di danni istologici dei tessuti di specie ittiche

Le indagini hanno evidenziato la presenza in alcuni esemplari prelevati nell'area di indagine di lesioni focali a carico della cute o degli annessi, con presenza di ulcere ed ecchimosi.

L'esame istologico di campioni di fegato, milza e branchie ha rivelato la presenza di intensa iperemia, di fenomeni degenerativi torbido-grassi (che in alcuni casi raggiungono livelli patologici particolarmente rilevanti), di fibrosi, di granulomi diffusi e di processi infiammatori.

Analisi di indici di stress in esemplari di specie ittiche

I risultati sono mostrati in Tabella 2. Si evidenziano differenze significative tra gli esemplari di *Helicolenus dactylopterus* catturati nell'area di indagine con quelli prelevati nell'area di controllo.

Tab. 2 - Risultati dei *biomarkers* nelle due aree considerate.
Biomarkers test results in the two areas.

Specie	**EROD pmolres/min/prot**	**AChE pmol/min/g muscolo**	**AChE pmol/min/g cervello**
Area d'indagine			
H. dactylopterus (n=8)	16,454± 8,085	4,482± 0,34	37,628 ± 22,8
Trigla lira (n=1)	26,944	n.d.	n.d.
Conger conger (n=2)	269,875 ± 24,96	12,137	14,226 ± 10,05
Trigla lucerna (n=4)	95,421 ± 7,48	2,756 ± 0,18	3,431 ± 2,07
Raja asterias (n=2)	0,965	1,415	18,201
Raja clavata (n=1)	0,570 ± 0,4	4,019 ± 3,85	18,120 ± 6,24
Area di riferimento			
H. dactylopterus (n=12)	8,054 ± 5,87	6,790 ± 2,82	64,610 ± 33,23
Conger conger (n=1)	78,719	13,200	72,870

Discussione

I dati ottenuti e le osservazioni condotte, giustificano alcune preoccupazioni sorte in merito all'estensione e alla valenza ecologica dell'inquinamento riscontrato. In relazione anche alle implicazioni per il comparto della pesca, l'ipotesi di bonificare i siti di affondamento, tecnicamente percorribile, richiede approfondimenti adeguati alle risorse che sarebbe necessario impiegare. La ricerca appena conclusa potrebbe quindi proficuamente costituire l'avvio di un programma di monitoraggio volto a fornire le conoscenze scientifiche indispensabili per una valutazione razionale dei costi e dei benefici di un'eventuale bonifica.

Bibliografia

AMATO E., ALCARO L. (1999) - Progetto A.C.A.B. (Armi Chimiche affondate e Benthos). Rapporto Finale ICRAM. Piano di indagini oggetto della lettera convenzionale stipulata in data 22 dicembre 1997 tra ICRAM e Ispettorato Centrale per la Difesa del Mare (Ministero dell'Ambiente).

ASSENNATO G., AMBROSI F., SIVO D. (1996) - Possibili effetti a lungo termine sull'apparato respiratorio della esposizione ad iprite tra pescatori. *La Medicina del Lavoro*, **88**: 1-15.

LEUZZI V.A. (1994) - Guerra e contaminazione chimica in Puglia. *Italia Contemporanea*, **197**: 807-811.

LEUZZI V.A. (1996) - Aggressivi chimici e guerra. La contaminazione in Puglia 1943-1996. *Italia Contemporanea*, **206**: 149-156.

MASTRORILLI A. (1958) - Esiti a distanza di lesioni di vescicatori - Revisione clinico-statistica su 102 casi. *Giornale di Medicina Militare*, **4**: 352-361.

Il presente lavoro è stato realizzato grazie al contributo dell'Ispettorato Centrale per la Difesa del Mare del Ministero dell'Ambiente.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 805-808

A. Arizzi Novelli, A. Volpi Ghirardini, P.F. Ghetti

Dip. Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari,
Campo della Celestia, 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

TEST DI SPERMIO ED EMBRIOTOSSICITÀ CON *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LMK): RIPRODUCIBILITÀ E COMPARAZIONE DELLA SENSIBILITÀ AL RAME CON ALTRE SPECIE DI ECHINOIDI

SPERM CELL AND EMBRYOTOXICITY TESTS WITH PARACENTROTUS LIVIDUS *(LMK): REPRODUCIBILITY AND COMPARISON OF SENSITIVITY WITH OTHER ECHINOID SPECIES USING COPPER*

Abstract

The intralaboratory reproducibility of sperm cell (c.v.= 14.7%) and embryo (c.v.=13%) toxicity tests was evaluated using a reference toxicant (copper). EC_{50} and NOEC were calculated. Similar sensitivity of both tests toward copper and comparable EC_{50} with other echinoid species for similar procedures were evidenced.

Key words: *sea urchin, toxicity tests, intralaboratory reproducibility,* Paracentrotus lividus, *copper.*

Introduzione

Per la valutazione della qualità di ambienti marini costieri e di transizione, la legislazione italiana ha recentemente stabilito la necessità di disporre anche di test biologici (D.L.vo 152/99). La necessità di saggi di tossicità capaci di combinare rapidità delle risposte con alta sensibilità e rilevanza ecologica, ha orientato la comunità scientifica internazionale verso lo sviluppo di saggi che impiegano gli stadi del ciclo vitale più critici e sensibili, quali la fecondazione e lo sviluppo embrionale ("short-chronic tests"). Per lo studio degli ambienti marini in altri stati sono stati sviluppati test standard sulla fertilizzazione e lo sviluppo larvale del riccio di mare (ASTM, 1995), di recente proposti anche nel nostro paese (AA.VV., 1999). Nei nostri laboratori sono state sviluppate due procedure per i test di spermiotossicità ed embriotossicità con la specie autoctona *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), in accordo con procedure standard, ma apportando alcune modifiche al fine di aumentarne l'affidabilità.

Lo scopo del presente lavoro è: 1) esaminare la riproducibilità intralaboratorio dei metodi utilizzando un tossico di riferimento (rame), eseguendo i test con diversi operatori, con organismi di diversi lotti in condizioni di variabilità spaziale (siti di campionamento) e temporale (nell'arco di anni); 2) ottenere dati di EC_{50} e di NOEC per il rame e valutare l'affidabilità dei metodi comparando i dati ottenuti con quelli disponibili per altre specie di echinoidi utilizzati in procedure simili.

Materiali e metodi

Adulti di *P. lividus* sono stati raccolti durante il periodo riproduttivo naturale in 5 diverse zone esenti da scarichi urbani e/o industriali del Golfo di Venezia e di Trieste nel periodo che va dal dicembre 1995 al giugno 1999. Nella messa

a punto dei metodi, particolare accuratezza è stata rivolta alle fasi pre-test (acclimatazione e allevamento degli adulti in condizioni standard, progettazione degli acquari) di fondamentale importanza per la qualità dei dati. Per lo sviluppo del test di spermiotossicità è stato preso come riferimento il lavoro pioniere di Dinnel *et al.* (1987) da cui sono successivamente derivati i protocolli ufficiali, applicati alle specie americane. Le procedure impiegate per le fasi pre-test e il test di spermiotossicità sono sintetizzate in Volpi Ghirardini *et al.* (1996) e Volpi Ghirardini and Arizzi Novelli (2001).

Per quanto riguarda il test di embriotossicità è stato preso come riferimento il protocollo US EPA (AA.VV., 1995). Le prime fasi sono in comune con quelle del test di spermiotossicità, mentre le fasi proprie del test di embriotossicità prevedono: a) l'unione dei gameti maschili e femminili in un rapporto di 10:1 per 20'; b) l'esposizione di 1 ml di uova fecondate a 10 ml di soluzione test (72h; 18°C, in camera termostatica al buio); c) il fissaggio con 1 ml di formalina tamponata; d) la determinazione della percentuale delle larve normali (100 larve). Al fine di ottenere una stima più accurata degli effetti embriotossici, la lettura del test prevede una distinzione dei plutei anormali in due categorie: 1) "plutei malformati" che includono larve che si sono sviluppate, ma che presentano alcune malformazioni (difetti dello scheletro e/o dell'apparato digestivo); 2) "plutei ritardati" che comprendono tutte le fasi che si sono bloccate prima di arrivare allo stadio di larva (blastula, gastrula, prisma e pluteo ritardato). Nella messa a punto dei metodi, particolare attenzione è stata rivolta alle modalità di raccolta dei gameti, alla standardizzazione del rapporto sperma:uova, al numero di uova e di larve da contare, all'espressione della tossicità come EC_{50}. La letteratura mostrava infatti l'esistenza di diversi approcci e una generale carenza di informazioni sulla riproducibilità dei test.

I valori di EC_{50} vengono ottenuti utilizzando due metodi statistici: Trimmed Spearman-Karber e Probit Analysis applicando la formula di Abbott per correggere i possibili effetti nei controlli. I dati di NOEC vengono calcolati tramite analisi della varianza (ANOVA) con la procedura di Dunnett. L'accettabilità dei risultati di ogni test è stata fissata a una percentuale di uova fecondate e plutei normali > 70% nei controlli.

Risultati e discussione

Al fine di valutare la precisione dei metodi, è stata costruita una carta del tossico di riferimento in cui sono stati riportati, di volta in volta, i risultati di EC_{50} ottenuti con il rame. Per quanto riguarda il test di spermiotossicità, l'uso iterativo del tossico di riferimento, ha permesso pertanto di ottenere informazioni sulla precisione del metodo e sulla sua riproducibilità intralaboratorio: i risultati mostrano una buona riproducibilità in quanto si ha una EC_{50} media di 0.055±0.0081 mg/L (c.v.=14.7%; n=25), ottenuta nell'arco di 4 anni di sperimentazione, con 4 operatori e con animali provenienti da 5 siti di campionamento diversi. L'uso del tossico di riferimento ha permesso quindi di ottenere una carta di controllo al fine di valutare la sensibilità degli organismi ad ogni esperimento e l'accettabilità dei test. Dopo 4 anni di sperimentazione e considerando le diverse variabili, il range di accettabilità di EC_{50} per il test di spermiotossicità va da 0.039 a 0.071 mg/L. Quando un valore di EC_{50} cade al di fuori di questo range, tutti i dati prodotti in esperimenti condotti in parallelo, utilizzando lo stesso pool di gameti, vanno scartati o considerati con la dovuta attenzione. La variabilità ottenuta con

la specie mediterranea è inferiore al range di variabilità riportato per la specie atlantica *Arbacia punctulata* (23-48%) (Chapman, 1995) a parità di tossico usato e per procedure comparabili.

Per il test di embriotossicità, le informazioni sulla precisione del metodo e sulla sua riproducibilità intralaboratorio sono state valutate su due anni di sperimentazione (1997 e 1999). Sebbene numericamente inferiori, i risultati hanno messo in evidenza anche per questo test una buona riproducibilità in quanto si è ottenuta una EC_{50} di 0.070±0.009 mg/L (c.v.=13%; n=7) eseguendo i test con 4 operatori e con lotti di animali provenienti da 4 diversi siti di campionamento. Il range di accettabilità di EC_{50} per il test di embriotossicità va da 0.051 a 0.087 mg/L. La variabilità ottenuta con questi primi dati (13%) è confrontabile con quella riportata da Phillips *et al.* (1998) per la specie *Strongylocentrotus purpuratus* (20%).

I valori di NOEC calcolati sui dati sperimentali del 1998 e del 1999 per il test di spermiotossicità e del 1997 e 1999 per quello di embriotossicità hanno mostrato, rispettivamente, un valore medio di 0.032±0.008 mg/L e di 0.037±0.015 mg/L. Il rapporto medio $NOEC/EC_{50}$ ottenuto con la specie *P. lividus* è di 0.60±0.12 e 0.47±0.29 rispettivamente per il test di spermiotossicità e di embriotossicità. I rapporti trovati sono in buon accordo con quelli, calcolati, per i medesimi test con la specie *S. purpuratus* (0.53±0.13 e 0.46±0.093). Questi dati mettono in evidenza una sensibilità simile dei due test al rame e questo risulta in buon accordo con la maggior parte dei dati di letteratura per altre specie di echinoidi (Tab. 1).

Tab. 1 - Comparazione di valori di EC_{50} per il rame ottenuti con differenti specie di echinoidi. a [Bay *et al.*, 1993]; a' [reported by Bay *et al.*, 1993]; b [AA.VV., 1994]; c [Dinnel *et al.*, 1989]; d [AA.VV., 1995]; e [Carr *et al.*, 1996]; f [questo lavoro].

Comparison of EC_{50} values for copper obtained with different echinoid species. a [Bay et al., *1993]; a' [reported by Bay* et al., *1993]; b [AA.VV., 1994]; c [Dinnel* et al., *1989]; d [AA.VV., 1995]; e [Carr* et al., *1996]; f [this work].*

Specie di Echinoidi	Spermiotossicità EC_{50} (mg/L)	Embriotossicità EC_{50} (mg/L)
Paracentrotus lividus	**0.055**[f]	**0.070**[f]
Arbacia punctulata	0.028[a]; 0.047[b];	0.038(48h)[e]
Strongylocentrotus franciscanus	0.0020[c]	
Strongylocentrotus purpuratus	0.018[a] ;0.031[a'] 0.025[c];	0.011[a]; 0.006(120h)[c];
	0.026[d]	0.016(72h)[d]
Strongylocentrotus droebachiensis	0.059[c]	0.021(120h)[c]
Dendraster excentricus	0.026[c]	0.033(72h)[c]

Nella tabella è possibile osservare che i dati di EC_{50} per il rame ottenuti in questo studio per *P. lividus* sono confrontabili con la maggior parte dei dati di letteratura per altre specie di echinoidi, utilizzati in procedure simili.

Fanno eccezione i risultati riportati da Dinnel *et al.* (1989) per i test con *S. franciscanus* (spermiotossicità) e con *S. purpuratus* (embriotossicità). In quest'ultimo caso però il tempo di esposizione degli embrioni è quasi doppio. Nel complesso però la specie mediterranea (quanto meno le popolazioni adriatiche

utilizzate) sembrerebbe meno sensibile rispetto a quelle oceaniche, anche se sembrerebbe esserci pieno accordo tra il valore di EC_{50} (spermiotossicità) di *P. lividus* con quello della specie dell' Oceano Pacifico *S. droebachiensis*.

Conclusioni

Le procedure sviluppate per i test di spermiotossicità e embriotossicità con *P. lividus* hanno dimostrato una elevata riproducibilità intralaboratorio con variabilità simili o addirittura inferiori a quelle riportate da altri autori. La sensibilità dei due test al rame è risultata molto simile, in accordo con la letteratura. I dati di EC_{50} ottenuti nell'arco di più anni di sperimentazione sono risultati confrontabili con quelli riportati per altre specie di echinoidi in metodologie simili. La riproducibilità intralaboratorio e la comparabilità dei dati di tossicità con metodi standard depongono per una affidabilità dei due metodi per il loro inserimento in una batteria di indicatori biologici da usare in programmi di monitoraggio.

Bibliografia

AA.VV. (1994) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. US Environmental Protection Agency 600-4-91-003, Cincinnati, Ohio, USA.

AA.VV. (1995) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to West Coast marine and estuarine organisms. US Environmental Protection Agency 600/R-95/136, Cincinnati, Ohio, USA.

AA.VV. (1999) - Document sent to ISO/TC147/SC5/WG2 Secretariat concerning basic data for "Marine sediment tests". Unichim, March 1999.

ASTM (1995) - Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos-E 1563-95: 1029-1046.

BAY S., BURGESS R., NACCI D. (1993) - Status and applications of Echinoid (Phylum Echinodermata) toxicity test methods. In: W.G. Landis, J.S. Hughes, M.A. Lewis, (eds.), *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, ASTM STP 1179, American Society for Testing and Materials, Philadelphia: 281-302.

CARR R.S., CHAPMAN B.J., PRESLEY B.J., BIEDENBACH J.M., ROBERTSON L., BOOTHE P., KILADA R., WADE T., MONTAGNA P. (1996) - Sediment porewater toxicity assessment studies in the vicinity of offshore oil and gas production platforms in the Gulf of Mexico. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, **53**: 2618-2628.

CHAPMAN G.A. (1995) - Sea urchin sperm cell test. In: *Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment.*, Rand G.M. (ed.), Second Edition, **6**: 189-205.

DINNEL P.A., LINK J.M., STOBER Q.J. (1987) - Improved methodology for a sea urchin sperm cell bioassay for marine waters. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.*, **16**: 23-32.

DINNEL P.A., LINK J.M., STOBER Q.J., LETOURNEAU M.W., ROBERTS W.E. (1989) - Comparative sensitivity of sea urchin sperm bioassays to metals and pesticides. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.*, **18**: 748-755.

PHILLIPS B.M., ANDERSON B.S., HUNT J.W. (1998) - Spatial and temporal variation in results of purple urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) toxicity tests with zinc. *Environ. Toxicol.Chem.*, **17**: 453-459.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., PANTANI C., GHETTI P.F. (1996) - Test di spermiotossicità con *Paracentrotus lividus* Lmk (Echinodermata: Echinoidea): riproducibilità e sensibilità a sostanze pure. *S.It.E. Atti*, **17**: 383-386.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A. (2001) - A sperm cell toxicity test procedure for the mediterranean species *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Environ. Technol.*, **22**: 439-445.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 809-811

L. Barbin, G. Sbrenna, A. Micciarelli Sbrenna

Dipartimento di Biologia, Università di Ferrara, Via Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.

CICLO GONADICO ANNUALE IN *VENUS VERRUCOSA* (BIVALVIA, VENERIDAE): STUDIO ULTRASTRUTTURALE DELL'OOGENESI E DELLA SPERMATOGENESI

ANNUAL GONAD CYCLE IN VENUS VERRUCOSA *(BIVALVIA, VENERIDAE): AN ULTRASTRUCTURAL STUDY OF OOGENESIS AND SPERMATOGENESIS*

Abstract

We studied the maturation of male and female gonads in Venus verrucosa *(Bivalvia, Veneridae), showing the ultrastructural features of gametes.*

Key-words*: bivalves, reproductive cycle, gametogenesis, ultrastructure,* Venus verrucosa.

Introduzione

Abbiamo iniziato uno studio ultrastrutturale della gonade di *Venus verrucosa* per determinare la successione delle varie fasi del ciclo riproduttivo annuale. Questi dati costituiscono la premessa per una ricerca volta a chiarire i meccanismi di modulazione del processo maturativo di questa specie.

Materiali e metodi

Gli esemplari di *Venus* campionati mensilmente tra Ottobre 1998 e Dicembre 1999 nel Golfo di Trieste, dopo dissezione allo stereomicroscopio per verificare lo stato della gonade ed il sesso, sono stati fissati in glutaraldeide (2,5% in tampone cacodilato), post-fissati in tetrossido di osmio e inclusi in resina Epon-Araldite. Le sezioni semifine per il M.O. sono state colorate con Azzurro II-Blu di Metilene e le ultrafini sono state contrastate con acetato di uranile e citrato di Pb e osservate al T.E.M.

Risultati

Nelle gonadi di entrambi i sessi la gametogenesi riprende a Febbraio. Durante questa "fase di attività" il connettivo interfollicolare è caratterizzato dalla presenza di numerosi amebociti, di fagociti e di emociti dal profilo particolarmente irregolare. Nel ridotto lume del follicolo, oltre alle cellule germinali in differenziazione, si osservano anche alcune cellule con funzione trofica.

Gli oociti, che nei primi stadi di accrescimento sono caratterizzati da un aspetto piriforme, con l'inizio della vitellogenesi diventano rotondeggianti e nel loro citoplasma, che si arricchisce di tuorlo, sono presenti ammassi sferici di cisterne di reticolo endoplasmico.

Nella "fase di maturità" il loro citoplasma è stipato di granuli densi, mentre la membrana si solleva a formare numerosi microvilli, tra i quali si evidenzia del materiale debolmente elettrondenso (Fig. 1). Nelle gonadi "mature" sono sempre

evidenti, oogoni e oociti peduncolati in attiva vitellogenesi a cui aderiscono ancora strettamente le cellule accessorie. In questa fase del ciclo, nel connettivo interfollicolare sono presenti accumuli di materiale neurosecretorio.

Nei follicoli maschili, anche negli stadi più avanzati della "fase di maturità", si osservano spermatogoni con nuclei caratterizzati da grandi zolle di eterocromatina, spermatociti primi con numerosi sinaptonemi nel nucleoplasma, spermatociti secondi uniti da ponti citoplasmatici evidenti e spermatidi in vari momenti del processo di spermiogenesi.

La morfologia dello spermatozoo di *V. verrucosa* è piuttosto semplice: vi è un ridotto acrosoma e un lungo nucleo denso leggermente ricurvo (Fig. 2). La "primitività" di questo spermatozoo è confermata dalla struttura del flagello privo di guaine mitocondriali. Sono comunque presenti 4 mitocondri rotondeggianti in prossimità dei centrioli alla base della testa.

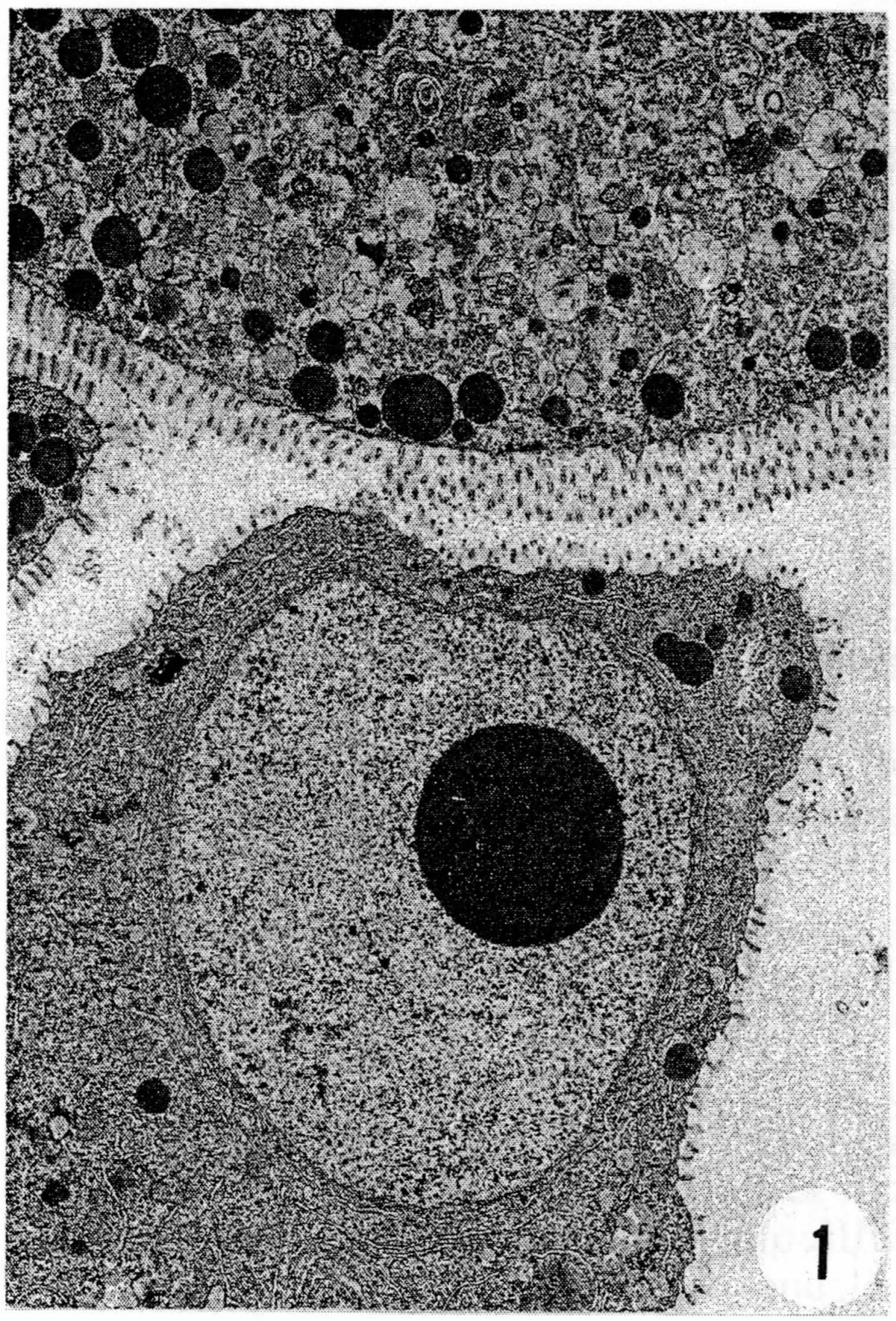


Fig. 1 - Due oociti in due diversi stadi di maturazione. X 3.000.

Two oocytes in two different stages of maturation.

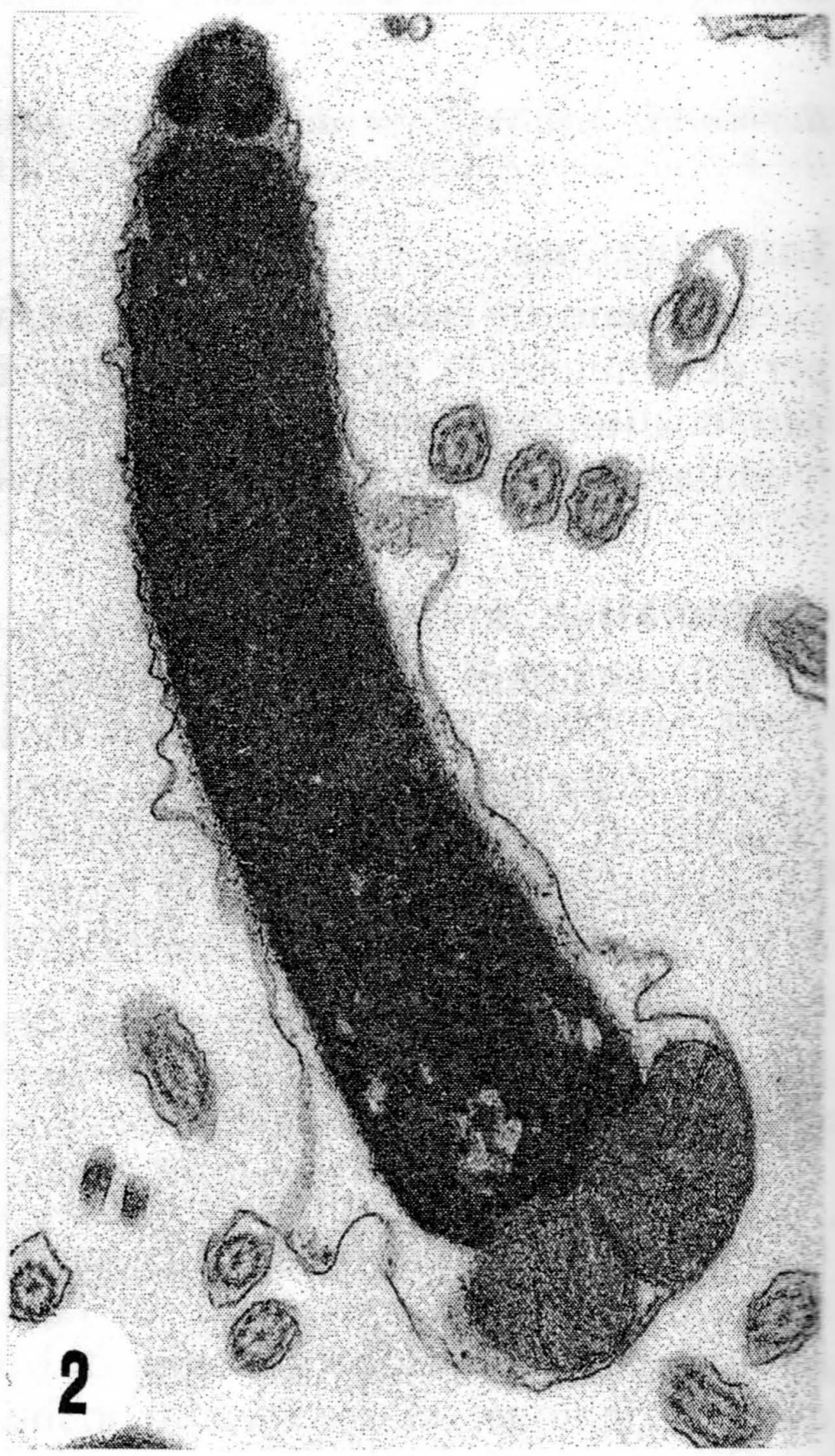


Fig. 2 - Spermatozoo maturo in sezione longitudinale. X 15.000.

A ripe spermatozoon in longitudinal section.

Conclusioni

Le nostre osservazioni evidenziano che già in Aprile-Maggio entrambi i sessi di *V. verrucosa* stanno terminando la "fase di attività" per poi entrare gradualmente nella "fase di maturità". Si è inoltre accertato che dopo il periodo estivo, sino ad Ottobre-Novembre, sono reperibili esemplari con follicoli contenenti gameti maturi. Successivamente le gonadi, a seguito di processi di riassorbimento dei gameti non emessi, entrano nella "fase di inattività" invernale. Questi risultati concordano con quelli ottenuti da Marano *et al.* (1980), Valli e Cester (1980) e da Valli *et al.* (1988) secondo i quali *V. verrucosa* presente nell'Adriatico ha una lunga attività riproduttiva che si estende da Aprile a Settembre-Novembre.

Le prossime ricerche, (in particolare effettuando con maggiore frequenza l'analisi di esemplari raccolti durante i mesi estivi) ci permetteranno di stabilire se questo bivalve, nel Golfo di Trieste, rilascia i gameti maturi gradualmente, rimanendo per molti mesi in attività differenziativa "permanente", oppure effettua ripetute ed "importanti" emissioni nell'arco dei sei mesi della "maturità" gonadica.

Bibliografia

MARANO G., CASAVOLA N., SARACINO C. (1980) - Indagine comparativa sulla riproduzione di *Chamelea gallina* (L.), *Venus verrucosa* (L.), *Rudicardium tuberculatum* (L.) nel Basso Adriatico. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **10**: 229-233.

VALLI G., CESTER P. (1980) - Riproduzione e biometria di *Venus verrucosa* L. Nota preliminare. *Nova Thalassia,* **4**: 193-194.

VALLI G., NODARI P., CASTENETTO D. (1988) - Reproduction, biométrie et indices de condition chez *Venus verrucosa* L. (Mollusca, Bivalvia) du golfe de Trieste. *Rapp. Comm. Int. Mer Mèdit.*, **31** (2): 15.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 812-813

L. BEANI[1], C. BIANCHI[1], F. GUERRINI[2], L. MARANI[1], R. PISTOCCHI[2], A. CEREDI[3], A. MILANDRI[3], R. POLETTI[3], L. BONI[2]

[1]Dept. of Clinical and Experimental Medicine: Section of Pharmacology, University of Ferrara, via Fossato di Mortara, 17 - 44100 Ferrara, Italy.
[2]Scienze Ambientali, University of Bologna, Italy.
[3]Centro Ricerche Marine, Cesenatico, Italy.

A SENSITIVE METHOD TO BIOASSAY ALGAL NEUROTOXINS BY MEASURING $[Ca^{2+}]_i$ IN PRIMARY CULTURES OF RAT CORTICAL NEURONS

UN METODO SENSIBILE PER DOSARE LE NEUROTOSSINE ALGALI MISURANDO IL $[Ca^{2+}]_i$ IN COLTURE PRIMARIE DI NEURONI CORTICALI DI RATTO

Abstract

The primary cultures of rat cortical neurons pre-loaded with FURA-2-AM to measure the cytosolic $[Ca^{2+}]_i$, show increased basal fluorescence values when depolarised with domoic acid and reduced fluorescence peaks (evoked by electrical stimulation) when pre-treated with saxitoxin. This approach allows to bioassay the neurotoxins content of algal extracts, filtered through Millipore membrane (cut off 10000).

Key-words: *algal toxins, cortical neuronal cultures, intracellular calcium.*

Introduction

The primary cultures of neocortical neurons, pre-loaded with FURA-2-AM and grown on glass coverslip, emit a basal fluorescence (F), indicative of $[Ca^{2+}]_i$ and detectable with standard spectrofluorimetry. This value is stable in resting conditions but sharply and transiently increases when neurons are submitted to electrical field stimulation (trains of pulses at 10 Hz for 10 sec through electrodes touching the coverslip (Beani *et al.*, 1994). The basal F is increased by compounds, like glutamate, which enhance the trans-membrane influx of $[Ca^{2+}]_i$ by interacting with specific membrane receptors while the transient peaks are inhibited by compounds, like tetrodotoxin, which prevent the opening of the voltage-gated sodium channels (and the concomitant calcium entry) induced by electrical field stimulation (Cousin *et al.*, 1995).

This method can be useful to assay algal neurotoxins acting on glutamate receptors and on sodium channels.

Material and methods

Acetic extracts (0.05 M) of non-toxic *Gymnodinium* sp. and toxic *Alexandium lusitanicum* algal cultures are prepared with standard procedures including sonication and are stored at –20°C until analysed. Their domoic acid and Goniautoxin content is determined with HPLC fluorimetric assay. Reference compounds are a) glutamic and domoic acid; b) saxitoxin.

The cytosolic calcium concentration in the neurons is evaluated as described by Grynkiewicz *et al.*(1985) using the procedure recently described (Beani *et al.*, 2000).

Results

The basal $[Ca^{2+}]_i$ is about 70-80 nM. This value is nearly doubled by trains of pulses at 10 Hz for 10 sec which cause brisk fluorescence peaks, repeatable 4–5 times at 5 min intervals. Saxitoxin does not affect the basal $[Ca^{2+}]_I$ but it reduces the height of the peaks (EC_{50} > $3.5x10^{-9}$ M). Conversely, domoic acid (as well as glutamic acid, not given data) sharply increases the basal $[Ca^{2+}]_i$ (EC_{50} = $3.7x10^{-6}$ M) associated with the decrease of electrically-evoked $[Ca^{2+}]_i$ peaks (EC_{50} $7.3x10^{-6}$). This effect is prevented by glutamate antagonists (not given data).

Acetic extracts of *Gymnodinium* sp. up to 10–15 µg protein/ml are ineffective both on basal and electrically-evoked $[Ca^{2+}]_i$ values, whereas *Alexandrium lusitanicum* slowly increases the basal $[Ca^{2+}]_i$ levels but reduces the electrically-evoked $[Ca^{2+}]$i peaks, above all when *Alexandrium lusitanicum* is grown in a medium with low Pi. This response is not prevented by glutamate antagonists. This result is unexpected since the parallel HPLC analysis shows the presence of consistent amounts of Goniautoxins (known PSP) but undetectable amounts of domoic or glutamic acid. With the aim of removing possible interfering compound(s) responsible of the increase in basal $[Ca^{2+}]_i$, the simple procedure of ultrafiltration of the extracts of *Alexandrium lusitanicum*, and *Gymnodinium* sp. through a millipore membrane (cut off 10000) was applied. This step:

a) does not cause any loss of Goniautoxins as ascertained with HPLC and
b) removes the interfering compounds which increase the basal $[Ca^{2+}]_i$.

Consequently, the inhibitory effect of the toxins on calcium peaks can be better evidenced, allowing the titration of Goniautoxin as saxitoxin equivalents.

Conclusions

The use of electrically-stimulated primary cultures of rat cortical neurons preloaded with FURA-2-AM enables to quantify the neurotoxin content (PSP and ASP) of algal acetic extracts. The ultrafiltration of the extracts through Millipore membranes (cut off 10000) removes compounds interfering with the bioassay of PSP.

References

BEANI L., TOMASINI M.C., GOVONI B.M., BIANCHI C. (1994) - Fluorimetric determination of electrically evoked increase in intracellular calcium in cultured cerebellar granule cells. *J. Neurosci. Methods*, **51**: 1-7.

BEANI L., BIANCHI C., GUERRINI F., MARANI L., PISTOCCHI R., TOMASINI M.C., CEREDI A., MILANDRI A., POLETTI R., BONI L. (2000) - High sensitivity bioassay of paralytic (PSP) and amnesic (ASP) algal toxins based on the fluorimetric detection of $[Ca^{2+}]_i$ in rat cortical primary cultures. *Toxicon*, **38**: 1283-1297.

COUSIN M.A., HELDS B., NICHOLLS D.G. (1995) - Exocytosis and selective neurite calcium response in rat granule cells during field stimulation. *Eur. J. Neurosci.*, **7**: 2379-2388.

GRYNKIEWICZ G., POENIE M., TSIEN R. (1985) - A new generation of Ca^{++} indicators with greatly improved fluorescence properties. *J. Biol. Chem.*, **260**: 3340-3350.

Financial support: CNR grant, PRISMA 2 Project, Istituto Superiore di sanità

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 814-816

R. CANNAS[1], J. TAGLIAVINI[2], M. RELINI[3], G. TORCHIA[3], A. CAU[1]

[1]Dipartimento di Biologia Animale e Ecologia
Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma, Italia.
[3]Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Dip.Te.Ris, Università di Genova, Italia.

MARCATORI MOLECOLARI PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE ARAGOSTE MEDITERRANEE *PALINURUS ELEPHAS* (FABRICIUS, 1787) E *P. MAURITANICUS* GRUVEL, 1911

MOLECULAR MARKERS FOR THE IDENTIFICATION OF THE MEDITERRANEAN SPINY LOBSTERS *PALINURUS ELEPHAS* (FABRICIUS, 1787) AND *P. MAURITANICUS* GRUVEL, 1911

Abstract

Two selected 28S rDNA markers, useful to discriminate between P. elephas *and* P. mauritanicus *(Crustacea, Decapoda), are described. Both of them are recoverable by restriction analysis of the PCR amplified D1 and D2 domains of the 28S rDNA gene, and are detectable by simple agarose gel electrophoresis.*

Key-words: *spiny lobsters*, Palinurus, *28S rDNA, molecular marker, PCR-RFLP analysis.*

Introduzione

Nel Mediterraneo sono presenti due specie di aragoste di interesse commerciale: l'aragosta comune o aragosta rossa, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) e l'aragosta rosa o aragosta di fondale, *Palinurus mauritanicus* Gruvel, 1911. Mentre *P. elephas* è presente regolarmente sul mercato, *P. mauritanicus* non è oggetto di pesca mirata ma viene catturata occasionalmente da pescherecci a strascico di profondità (Cau *et al.*, 1988).

In questo lavoro sono proposti i risultati preliminari di una più vasta ricerca volta ad approfondire le conoscenze sulla genetica delle due specie di aragoste mediterranee.

Materiali e metodi

I DNA totali di 15 esemplari adulti di aragosta rossa (9) e rosa (6), pescati nei mari circostanti la Sardegna (1997-98-99) e nel Mar Ligure (1998-99), sono stati estratti e purificati da tessuti della porzione terminale di un pereiopodio con metodi convenzionali (Sambrook *et al.*, 1989). Mediante PCR, sono stati amplificati i domini D1 e D2 del gene 28S rDNA utilizzando due coppie di primer universali D1F/D1R, D2F/D2R, descritti da Zardoya e Meyer (1996); le caratteristiche delle reazioni ed il ciclo termico impiegato corrispondono a quanto riportato dai due Autori citati. Le sequenze di DNA amplificate, lunghe circa 420 bp e 380 bp, rispettivamente per il dominio D1 e D2 del 28S rDNA, sono state visualizzate con elettroforesi su gel d'agarosio ed il DNA è stato purificato con "QIAquick gel extraction kit, QIAGEN GmbH, D". Il sequenziamento è stato prodotto con "Thermo Sequenase radiolabelled terminator cycle sequencing kit"

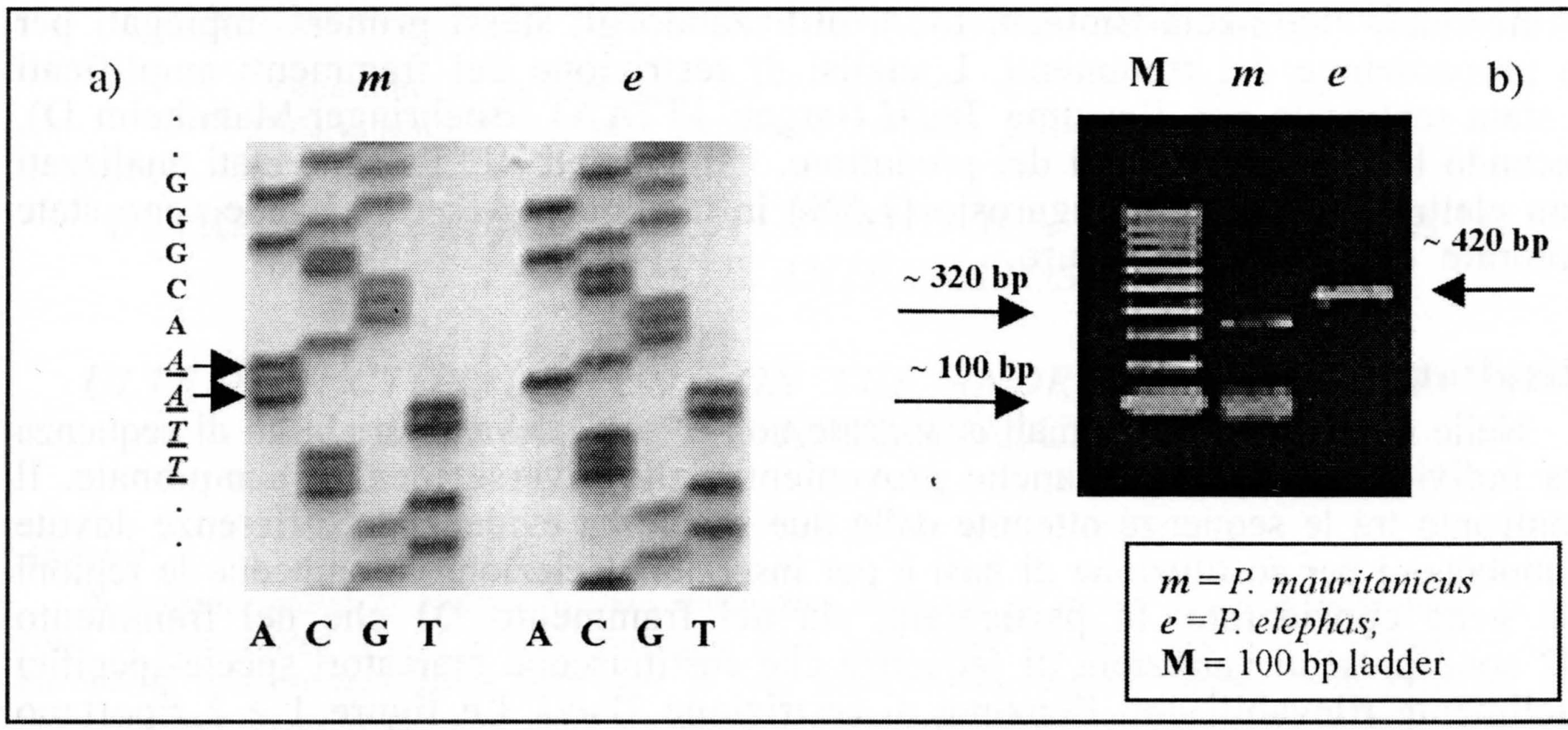


Fig. 1 - a) Sequenze parziali del frammento D1 del rDNA 28S. Le frecce indicano l'inserzione "AA" nella sequenza di *P. mauritanicus*. b) Confronto elettroforetico nelle due specie tra frammenti D1 digeriti con *Tru9I* (sequenza di riconoscimento: T↓TAA).

a) Partial sequences of 28S rDNA, D1 fragments. The arrows show the "AA" inserted in the P. mauritanicus *sequence. b) Electrophoresis patterns of D1 fragments digested by* Tru9I *(recognition site: T↓TAA).*

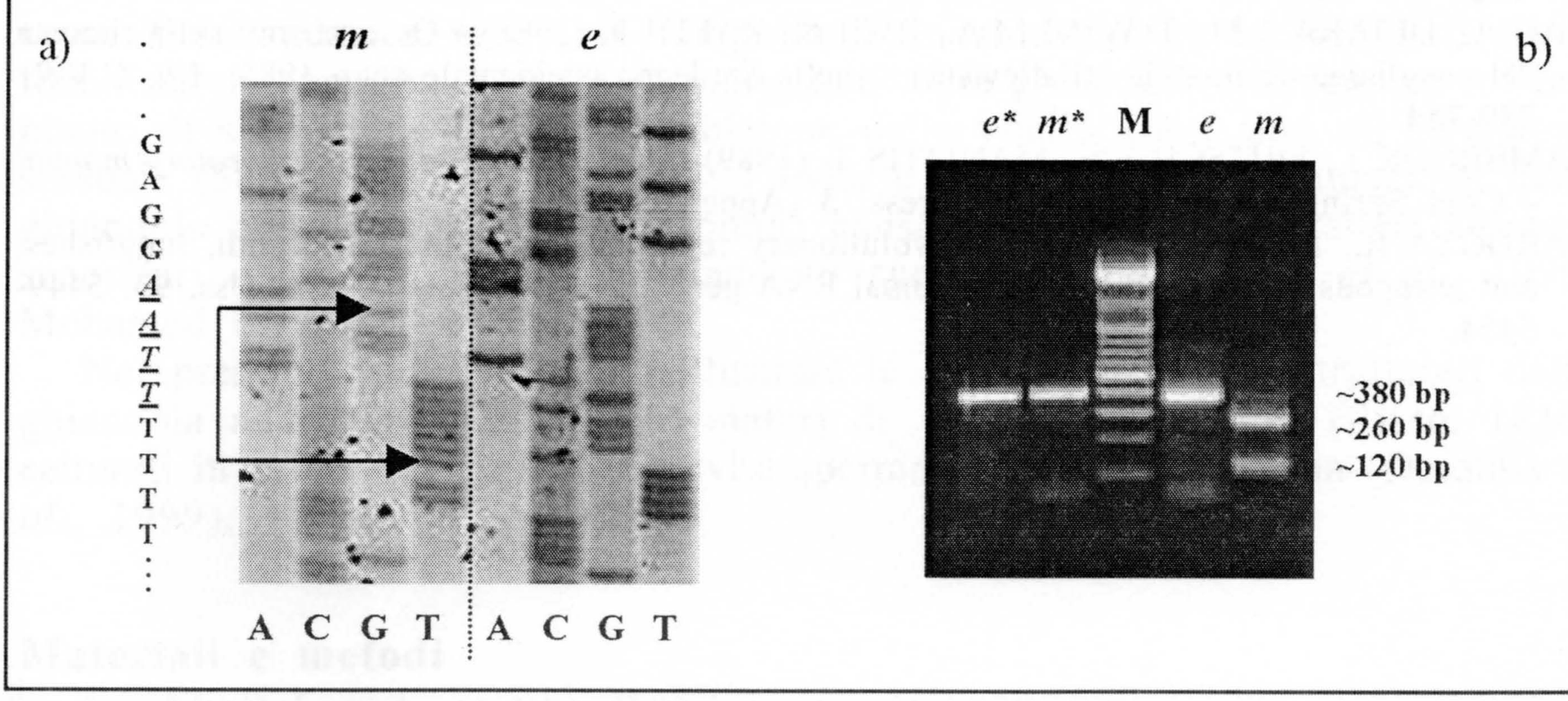


Fig. 2 - a) Il confronto tra le sequenze del frammento D2 evidenzia in *P. mauritanicus* la presenza di una inserzione di 12bp (indicata dalle frecce) contenente il motivo "TTAA" riconosciuto da *Tru9I*. b) Confronto elettroforetico tra frammenti D2 nelle due specie: indigeriti (*) e digeriti con l'enzima *Tru9I*.

a) The D2 sequence alignment points out a 12 bp insert (arrows), containing the "TTAA" motif recognized by Tru9I, *in the* P. mauritanicus *sequence. b) Electrophoresis patterns of D2 fragments of the two* Palinurus *species, undigested (*) and digested with* Tru9I.

(Amersham-Pharmacia-Biotech, Inc.), utilizzando gli stessi primers impiegati per la preparazione dei frammenti. L'analisi di restrizione dei frammenti amplificati è stata realizzata con l'enzima *Tru9I* (target: ↓TTAA) (Boehringer-Mannheim D), secondo le raccomandazioni del produttore. I frammenti RFLPs sono stati analizzati con elettroforesi su gel d'agarosio (1.5%) in tampone TAE, e le bande sono state colorate con Etidio Bromuro.

Risultati e discussione

Nelle due regioni ribosomali analizzate non è stata rilevata variabilità di sequenza tra individui conspecifici, anche provenienti dalle diverse località campionate. Il confronto tra le sequenze ottenute dalle due specie ha evidenziato differenze dovute a mutazioni per sostituzione di basi e per inserzione/delezione in ambedue le regioni del gene considerate. In particolare, sia nel frammento D1 che nel frammento D2 sono presenti variazioni di sequenza che costituiscono marcatori specie-specifici facilmente rilevabili con l'enzima di restrizione *Tru9I.* Le figure 1 e 2 riportano le variazioni di sequenza (1a e 2a) ed i tracciati elettroforetici (1b e 2b) ottenuti dopo restrizione con *Tru9I* nelle due specie. I risultati fin qui ottenuti non hanno fornito evidenze di variabilità di sequenza utili per la caratterizzazione genetica di popolazioni, tuttavia hanno permesso di descrivere variazioni del 28S rDNA; due di queste, individuabili attraverso la semplice ed economica tecnica PCR-RFLP, consentono una rapida discriminazione molecolare tra *P. elephas* e *P. mauritanicus*. L'impiego di marker molecolari per la diagnosi delle specie permette una sicura discriminazione ad ogni stadio di sviluppo, o in ogni caso in cui siano disponibili solo quantità molto piccole di tessuto.

Bibliografia

CAU A., DEIANA A.M., DAVINI M.A., PACI S., RATTU F. (1988) - Osservazioni sulla rimonta del novellame destinabile all'allevamento nella Sardegna occidentale anno 1985. *Atti. C.N.R.*: 739-754.

SAMBROOK J., FRITSCH E.F., MANIATIS T. (1989) - *Molecular cloning, a laboratory manual* - Cold Spring Harbor Laboratory Press. **3** (Appendix E): 1-14.

ZARDOYA R., MEYER A. (1996) - Evolutionary relationships of the coelacanth, lungfishes, and tetrapods based on the 28s ribosomal RNA gene. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, Usa, **93**: 5449-5454.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 817-821

S. DESANTIS*, M. LABATE*, P. MAIORANO*, G.M. LABATE**

* Dipartimento di Zoologia, Via E. Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
** Dipartimento di Sanità e Benessere Animale, Università di Bari, Italia.

ULTRASTRUTTURA DELLA GHIANDOLA ANDROGENICA DI *ARISTEUS ANTENNATUS*

ULTRASTRUCTURAL STUDY ON THE ANDROGENIC GLAND OF ARISTEUS ANTENNATUS

Abstract

Androgenic gland of shrimp Aristeus antennatus *collected in spring (May) is constituted of two types of cells called A and B, distinguishable from each other because type A cell is smaller, more basophilic and electron-dense than type B cell. Electron microscopic observations revealed that the cytoplasm of both types of cells contained the features of active androgenic gland: developed RER, Golgi complex, mitochondria and a few of dense bodies. The latter may be the site of packing of androgenic hormone. The two types of cells might be different phases of a single cell type: A cells represent the active cells and B cells the beginning inactive ones for the presence of SER dilation.*

Key-words: *Crustacea, androgenic gland, ultrastructure, reproductive biology.*

Introduzione

La ghiandola androgenica controlla il differenziamento sessuale dei crostacei stimolando la maturazione dei testicoli e la spermatogenesi, lo sviluppo dei caratteri sessuali secondari e regola il comportamento sessuale. In individui di sesso femminile la somministrazione di omogenati della ghiandola androgenica o l'impianto di sue cellule inducono inibizione della vitellogenesi fino all'inversione sessuale (Suzuki e Yamasaki, 1998; Fowler e Leonard, 1999). L'ablazione della ghiandola androgenica (andrenectomia) causa la perdita dei caratteri sessuali secondari e blocco del differenziamento spermatogoniale (Sagi *et al.*, 1990; Mohamed e Diwan, 1991).

Nel presente lavoro vengono illustrate le caratteristiche ultrastrutturali della ghiandola androgenica di maschi maturi di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) catturati in primavera quando l'attività spermatogenetica è massima (Desantis *et al.*, 1999).

Materiali e metodi

Le ghiandole androgeniche di tre maschi maturi di *Aristeus antennatus*, catturati nel mese di maggio nel mar Ionio settentrionale, sono state fissate per 4 ore a 4°C in glutaraldeide 3% diluita in tampone sodio cacodilato 0.1 M (pH 7.2), postfissate in $Os0_4$ 1% per 2 ore a 4°C, disidratate in etanolo ed incluse in Araldite 502. Sezioni semifini (1 μm di spessore) sono state colorate con blu di toluidina. Sezioni ultrafini sono state colorate con acetato di uranile e citrato di piombo ed osservate al microscopio elettronico Zeiss EM 109.

Risultati

La ghiandola androgenica di *Aristeus antennatus* è un organo di aspetto nastriforme situata nella regione dell'ampolla terminale del vaso deferente (Fig. 1) in uno spazio esistente tra i fasci muscolari che circondano l'ampolla e l'ampolla stessa.

La ghiandola è costituita da uno stroma reticolare e da cordoni cellulari compatti che nelle sezioni semifini appaiono composti da cellule a diversa basofilia (cellule A e cellule B) (Fig. 2). Le cellule A hanno forma allungata (lunghezza: 8.8 ± 1.4 μm) e sono caratterizzate da intensa basofilia citoplasmatica, nucleo polimorfo con zolle di eterocromatina periferica e nucleolo eccentrico. Le cellule B hanno forma poliedrica o rotondeggiante (ø 11.9 ± 1.7 μm) e citoplasma da moderatamente basofilo a cromofobo con ampie vescicole; il nucleo è polimorfo ed eucromatico con nucleolo eccentrico.

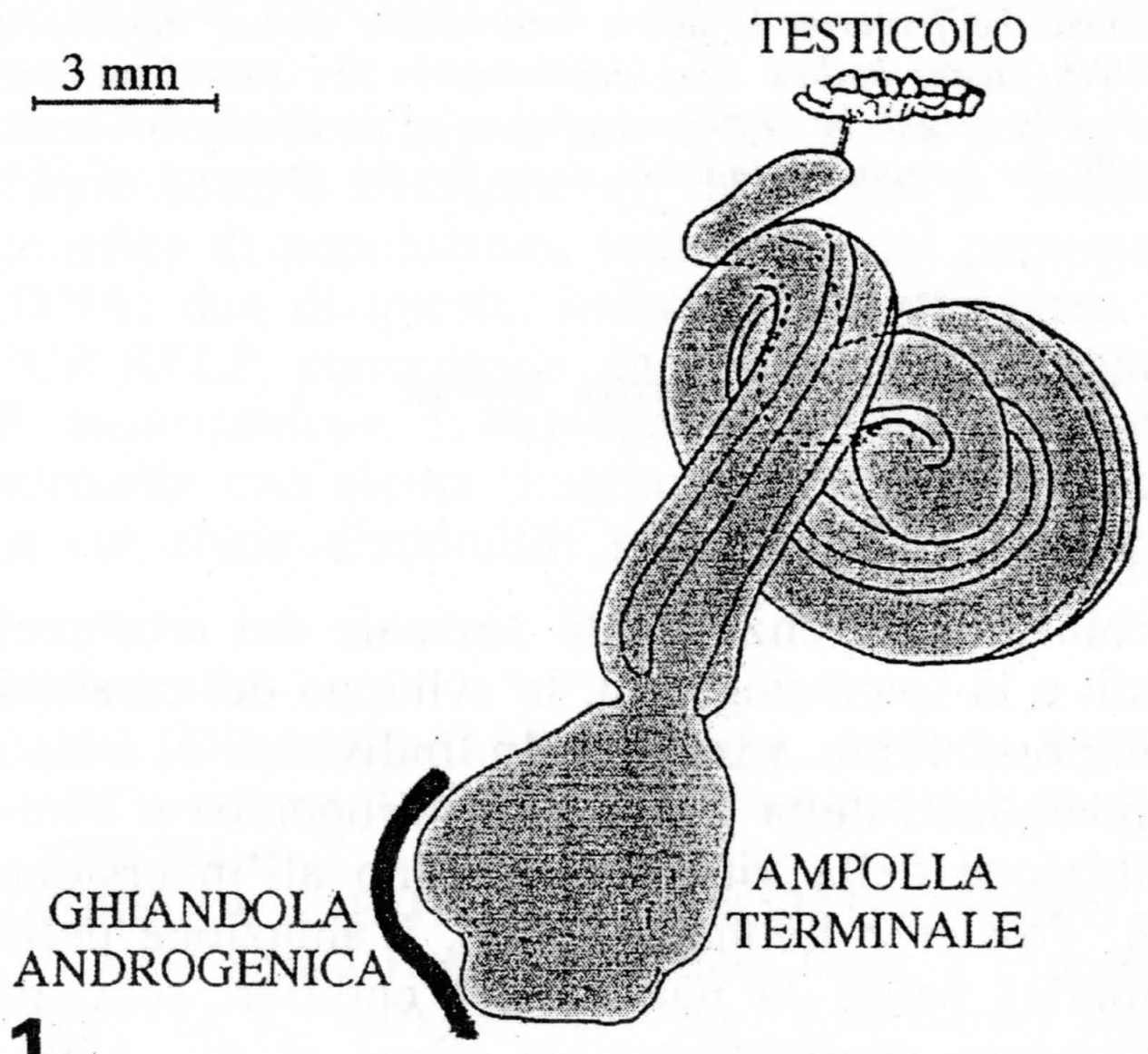


Fig. 1 - Schema mostrante l'apparato riproduttore maschile e la ghiandola androgenica di *Aristeus antennatus*. (Da Orsi Relini e Tunesi - 1987, modificato).

Scheme showing the genital apparatus with androgenic gland of male Aristeus antennatus. *(Orsi Relini and Tunesi - 1987, modified).*

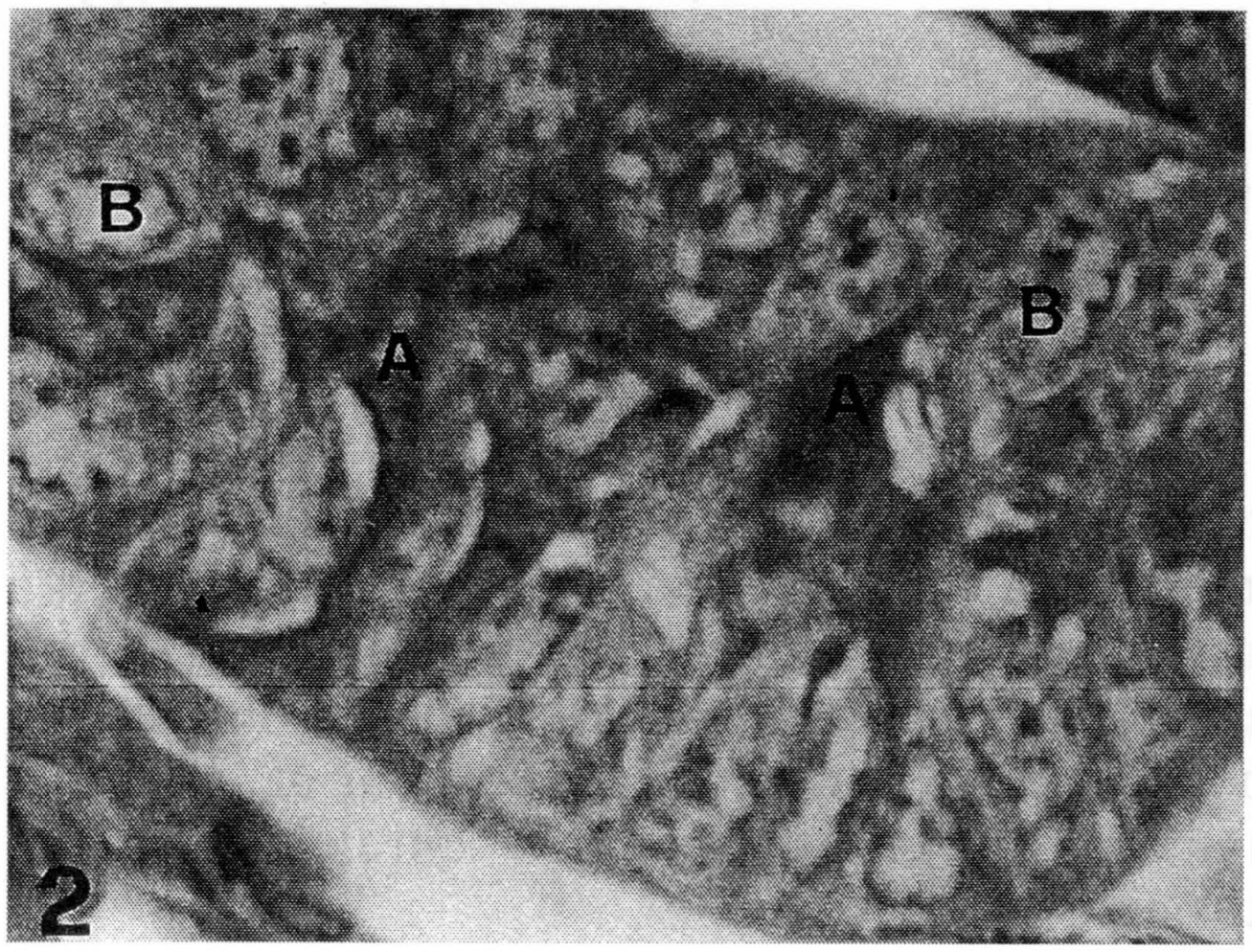
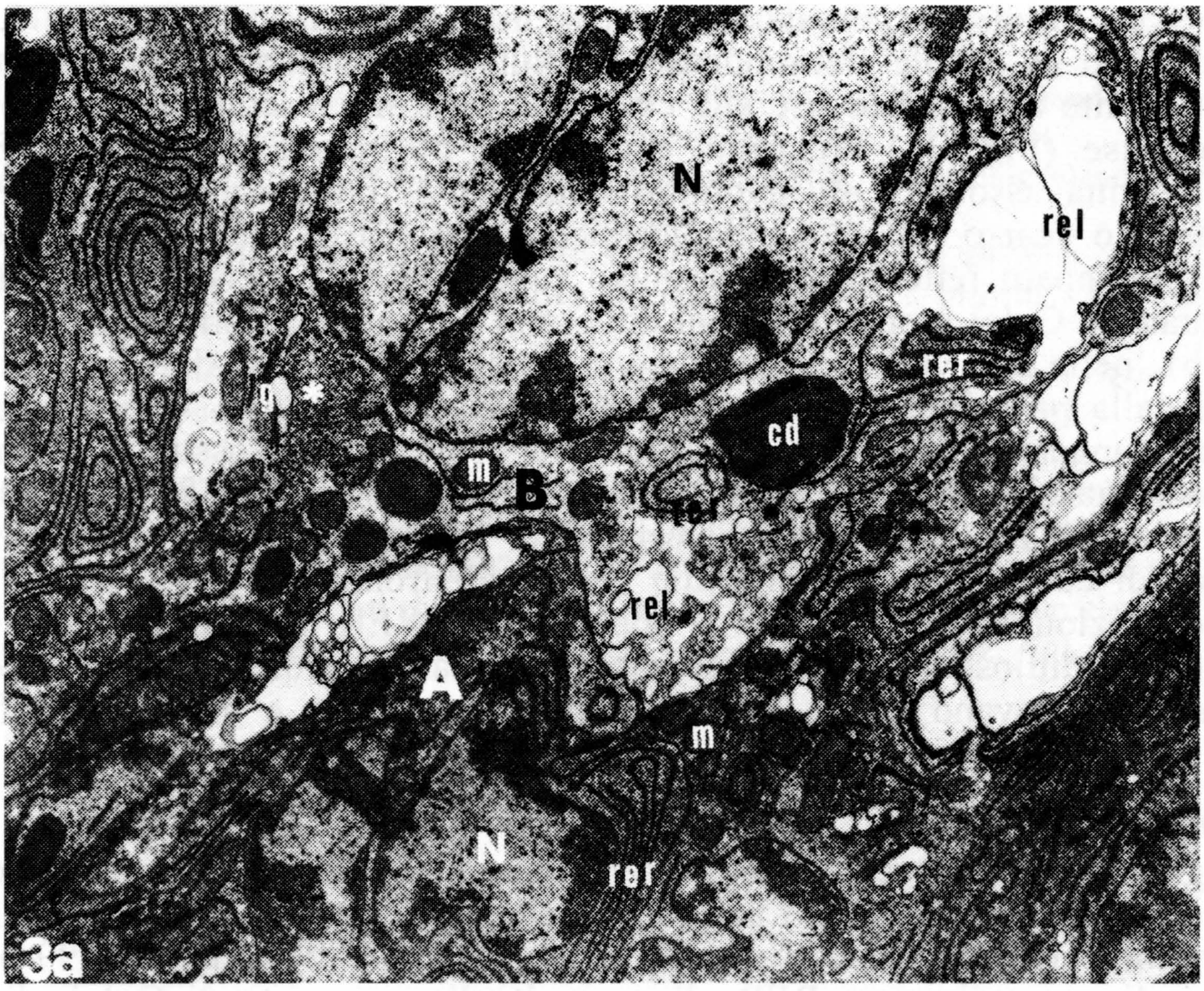


Fig. 2 - Micrografia ottica di una sezione semifine di ghiandola androgenica di *Aristeus antennatus. Blu di toluidina.* x 1448. A: cellula A; B: cellula B.

Photomicrograph of a semithin section stained with toluidine blue. X 1448. A, A cell; B, B cell.



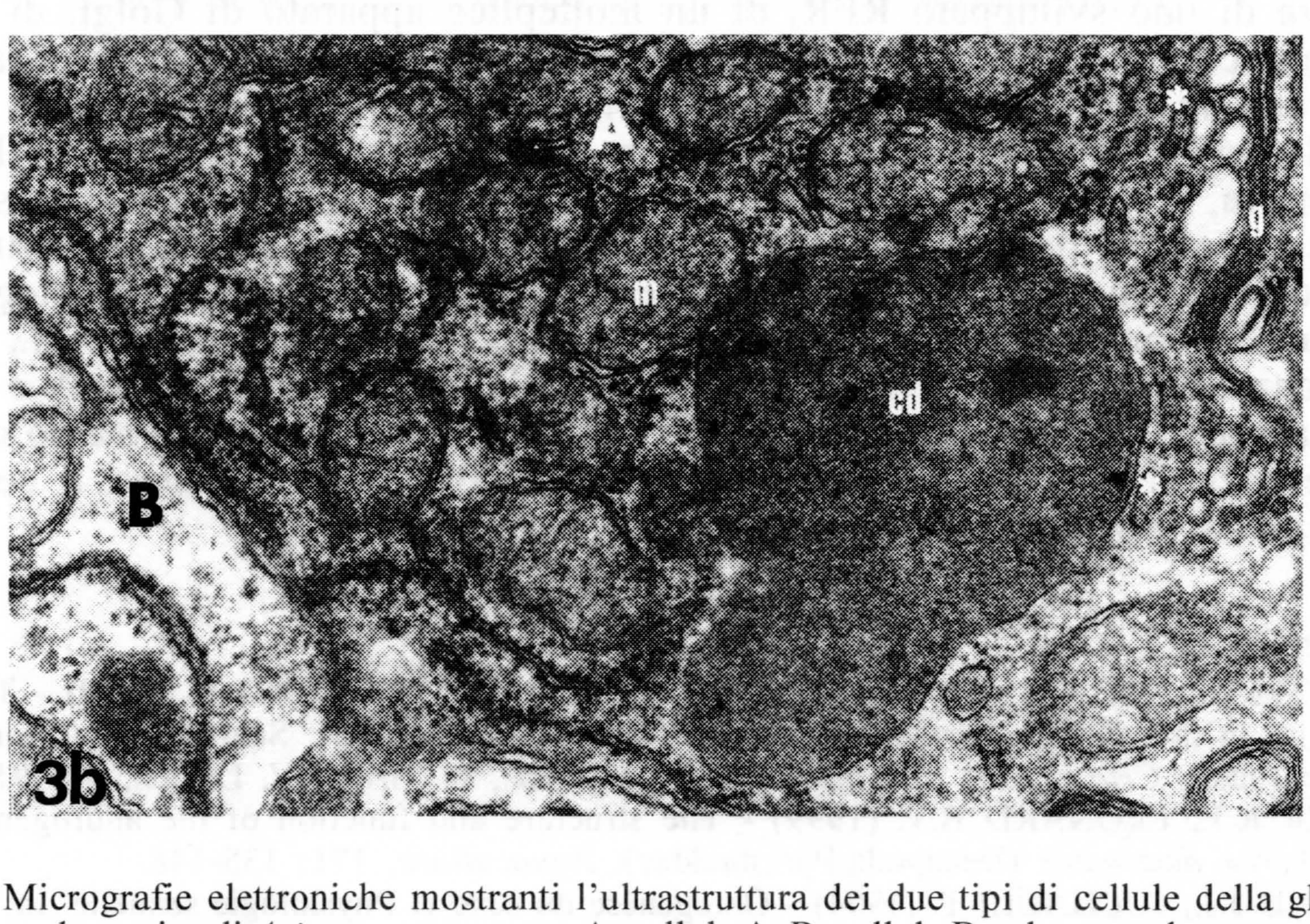


Fig. 3 - Micrografie elettroniche mostranti l'ultrastruttura dei due tipi di cellule della ghiandola androgenica di *Aristeus antennatus*. A: cellula A; B: cellula B; cd: corpo denso; g: apparato di Golgi; m: mitocondrio; N: nucleo; rel: reticolo endoplasmico liscio dilatato; rer: reticolo endoplasmico rugoso; *: vescicole golgiane. Acetato di uranile – Citrato di piombo. a, x 10450; b, x 46850.

Electron micrographs of the androgenic gland cells of the Aristeus antennatus. *A: A cell; B: B cell; cd: dense body; g: Golgi complex; m: mitochondrium; N: nucleus; rel: smooth endoplasmic reticulum; rer: rough endoplasmic reticulum; *: vesicles from Golgi complex. Uranyl acetate-lead citrate. a, x 10450; b, x 46850.*

I cordoni cellulari, circondati da una membrana basale spessa circa 0.17 μm, sono costituiti da cellule elettrondense e cellule elettronlucenti (Fig. 3), omologhe rispettivamente alle cellule A e alle cellule B della microscopia ottica. Le cellule elettrondense (Fig. 3a) mostrano un nucleo polimorfo con grosse zolle di eterocromatina associata all'involucro nucleare. Il citoplasma è poco esteso e possiede uno scarso reticolo endoplasmico liscio (REL) mentre è caratterizzato da uno sviluppato reticolo endoplasmico rugoso (RER) a cisterne appiattite, da un apparato di Golgi costituito da più dittiosomi paranucleari formati da 3-4 cisterne (Fig. 3b), nelle cui vicinanze si trovano grossi corpi densi di forma irregolare derivati dalla probabile coalescenza delle vescicole golgiane. I corpi densi possono raggiungere il diametro di 1 μm e si trovano in prossimità di numerosi mitocondri quasi sempre di forma sferica (Fig. 3b). Talvolta si osservano corpi multivescicolari. Le cellule elettronlucenti (Fig. 3a) possiedono un nucleo polimorfo più ricco di eucromatina rispetto alle cellule elettrondense. Il citoplasma mostra ampie dilatazioni del REL, cisterne appiattite del RER talvolta disposte in anelli concentrici e dittiosomi paranucleari circondati da numerose vescicole. Sparsi nel citoplasma si trovano corpi densi di aspetto irregolare e mitocondri sferici.

Conclusioni

La ghiandola androgenica degli esemplari di *Aristeus antennatus* è costituita da cellule aventi ultrastruttura simile a quella osservata in altri Crostacei (Radu & Cravcium, 1976; Taketomi *et al.*, 1990; Legrand & Juchault, 1994) per la presenza di uno sviluppato RER, di un molteplice apparato di Golgi, di abbondanti mitocondri e di corpi densi. Le ghiandole androgeniche da noi esaminate si trovano in uno stadio di sicura attività poiché in altri crostacei le cellule ghiandolari sono considerate funzionanti se possiedono il RER sviluppato (Nakamura, 1992) ed i corpi densi in esse presenti sono ritenuti sede di impacchettamento dell'ormone androgenico (Martin *et al.*, 1996). L'attività della ghiandola androgenica in maggio spiegherebbe l'intensa attività spermatogenetica osservata durante questo mese in *Aristeus antennatus* (Desantis *et al.*, 1999). L'esistenza di cellule a diversa basofilia ed elettrondensità (cellule A e B) sarebbe la manifestazione di momenti differenti del ciclo vitale di uno stesso citotipo. La presenza di ampie vescicole nelle cellule B potrebbe essere il segno di un'incipiente involuzione (Taketomi *et al., 1996).*

Bibliografia

DESANTIS S., LABATE M., TURSI A., D'ONGHIA G., MAIORANO P. (1999) - Testicular activity in the shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). In F.R. Schram & J.C.von Vaupel Klein (eds.), *Crustaceans and the Biodiversity crisis*, K. Brill NV, Leiden: 903-914.

FOWLER R.J., LEONARD B.V. (1999) - The structure and function of the androgenic gland in *Cherax destructor* (Decapoda:Parastacidae). *Aquaculture*, **171**: 135-148.

LEGRAND J.J., JUCHAULT P. (1994) - Ontogenèse du sexe et Physiologie sexuelle. In: J. Forest (ed.), *Traité de Zoologie, 7, Crustacés (1)*, Masson, Paris: 631-713.

MARTIN G., RAIMOND R., LAULIER M., JUCHAULT P. (1996) - Ultrastructural and experimental studies on theandrogenic gland in juvenile and puberal males of *Sphaeroma serratum* (Isopoda, Flabellifera). *Crustaceana*, **69**: 349-358.

MOHAMED K.S., DIWAN A.D. (1991) - Effect of androgenic gland ablation on sexual characters of the male Indian prawn *Penaeus indicus* H. Milne Edwards. *Ind. J. Experim. Biol.*, **29**: 478-480.

ORSI RELINI L., TUNESI L. (1987) - The structure of the spermatophore in *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Inv. Pesq.*, **51** (Suppl. 1): 461-470.

NAKAMURA K. (1992) - Differentiation of genital organs and androgenic gland in the kuruma prawn *Penaeus japonicus*. *Mem. Fac. Fish. Kagoshima Univ.*, **41**: 87-94.

RADU V.G., CRAVCIUM C. (1976) - The ultrastructure of the androgenic gland in *Porcellio scaber* Latr. (Terrestrial Isopods). *Cell Tissue Res.*, **175**: 245-263.

SAGI A., COHEN D., MILNER Y. (1990) - Effect of androgenic gland ablation on morphotypic differentiation and sexual characteristics of male freshwater prawns, *Macrobrachium rosenbergii*. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **77**: 15-22.

SUZUKI S., YAMASAKI K. (1998) - Sex-reversal of male *Armadillidium vulgare* (Isopoda, Malacostraca, Crustacea) following andrectomy and partial gonadectomy. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **83**: 371-378.

TAKETOMI Y., MURATA M., MIYAWAKI M. (1990) - Androgenic gland and secondary sexual characters in the crayfish *Procambarus clarkii*. *J. Crust. Biol.*, **10**: 492-497.

TAKETOMI Y., MURATA M., IMAKADO K. (1996) - On the androgenic gland of the crayfish, *Procambarus clarkii*. I. Seasonal changes in the cell structure of the androgenic gland of crayfish, *Procambarus clarkii*. *Mem. Fac. Gen. Educat. Kumamoto University, Nat. Sc.*, **31**: 65-72.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 822-825

V. FIGUS

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia,Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.

ASPETTI DEL CICLO BIOLOGICO DI *HYSTEROTHYLACIUM* SP. (NEMATODA: ANISAKIDAE) IN *URANOSCOPUS SCABER* L.

ASPECTS OF LIFE CYCLE OF HYSTERTHYLACIUM *SP. (NEMATODA: ANISAKIDAE) IN* URANOSCOPUS SCABER *L.*

Abstract

A parasitological survey performed on 18 species of fishes caught in the Gulf of Cagliari, revealed that Uranoscopus scaber *was positive for* Hysterothylacium *sp.. Adults and fourth-stage larvae were detected in the stomach and fourth-stage larvae were found in the gall blader. In laboratory gravid* Hysterothylacium *females deposited eggs that hatched without any stimulation, releasing second-stage larvae. Larvae moulted into third-stage and survived as long as 8-10 days.*

Key-words: Uranoscopus scaber, *life cycle,* Hysterothylacium sp., *Gulf of Cagliari.*

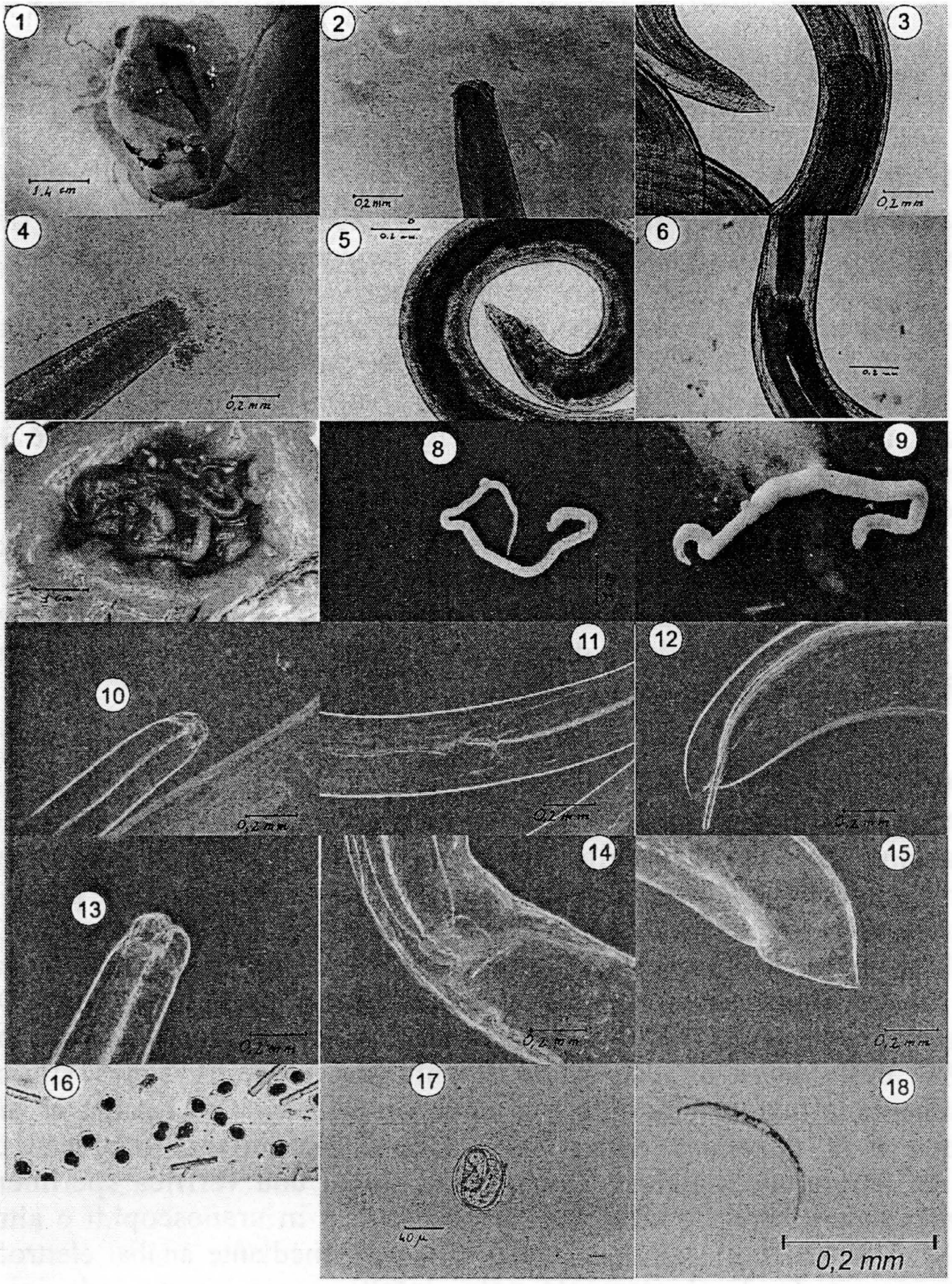
Introduzione

Nematodi del genere *Hysterothylacium* Ward e Magath, 1917, vivono usualmente, da adulti, nel tratto gastro-intestinale di pesci teleostei mentre, allo stadio larvale sono parassiti sia di pesci che di invertebrati marini (Deardorff e Overstreet, 1981). Le larve, nei pesci, sono solitamente incapsulate nei visceri (Køie, 1993) oppure libere in cavità addominale, fegato o intestino (Huang e Bussiéras, 1988). Da una indagine parassitologica su 18 specie ittiche di interesse commerciale pescate nel Golfo di Cagliari è risultato che 9 di queste erano infestate da larve di *Hysterothylacium* sp., libere o incapsulate, sempre in cavità viscerale prevalentemente su fegato ed intestino; soltanto in *Uranoscopus scaber* sono stati rinvenuti esemplari adulti e larve di *Hysterothylacium* sp. la cui localizzazione era limitata esclusivamente allo stomaco per adulti e larve ed alla cistifellea per le larve. Fra gli adulti vi erano femmine con uova delle quali si è seguito lo sviluppo.

Materiali e metodi

Sono stati esaminati 62 esemplari di *Uranoscopus scaber* pescati nel Golfo di Cagliari dal settembre 1998 al giugno 1999. Entro 24 ore dal momento della pesca i pesci sono stati eviscerati e la ricerca dei parassiti è stata fatta in cavità celomatica e nei visceri dissezionati. I vermi rinvenuti sono stati esaminati sia a fresco che in alcool a 70° più 5% di glicerina e chiarificati in lattofenolo di Amman. La classificazione, su base morfologica (Deardorff e Overstreet, 1981; Huang e Bussiéras, 1988) ha indicato la loro appartenenza al genere *Hysterothylacium* Ward e Magath, 1917.

Femmine gravide prelevate dagli stomaci di 3 *U. scaber*, risciacquate in soluzione fisiologica (0.8% di NaCl), sono state poste in capsule di Petri, in acqua marina (salinità: 36‰) dove hanno spontaneamente rilasciato le uova. Di una parte di queste (n = 152) prelevate a caso, si è seguito lo sviluppo trasferendole quo-



Hysterothylacium sp., Figg. 1-6: 1. Larve L_4 in cistefellea di *Uranoscopus scaber.* 2-3. Capo ed estremità caudale di larva maschio. 4-5. Capo ed estremità caudale di larva femmina. 6. Ventricolo, appendice ventricolare e cieco intestinale. Figg. 7-15; 7. Adulti nello stomaco di *U. Scaber.* 8. Maschio. 9. Femmina con uova. 10, 11, 12. Capo, intestino ed estremità caudale con spicola di maschio. 13, 14, 15. Capo, intestino ed estremità caudale di femmina. Figg. 16-17: sviluppo di uova fecondate. 16. Uova appena deposte. 17. Larva L_1 nell'uovo. Fig. 18. Larva L_3 appena mutata (con cuticola del secondo stadio).

Hysterothylacium *sp., Figg. 1-6: 1. Larvae* L_4 *in gall blader of* Uranoscopus scaber. *2-3. Anterior and posterior ends of male larva. 4-5. Anterior and posterior ends of female larva. 6. Ventriculus, ventricular appendage and intestinale cecum. Figg. 7-15; 7. Adults into stomach of* Uranoscopus scaber. *8. Male worm. 9. Female worm with eggs. 10, 11, 12. Head, intestine, tail with spicula of male. 13, 14, 15. Head, inestine, tail of female. Figg. 16-17: development stages of fertilized eggs. 16. Recently laid eggs. 17. First stage larva in the egg. Fig. 18. Recently moulted* L_3*, larva (with cuticle of second stage).*

tidianamente in nuove capsule, sempre in acqua marina, precedentemente ossigenata, ad una temperatura di 24° C. Le larve nate sono state mantenute nelle stesse condizioni per tutta la sopravvivenza.

Risultati

Nei 62 esemplari di *U. scaber* esaminati parassitologicamente si è riscontrata una infestazione da *Hysterothylacium* la cui prevalenza (P %) aveva un valore di 17.7. Nel 4.8% dei pesci eviscerati solamente la cistifellea (Fig.1) è risultata parassitata da larve al IV stadio (Figg.2-6) libere, non incistate, mentre nello stomaco (Fig.7) del 12.9% degli uranoscopidi sono stati reperiti vermi adulti (Figg.8-15) insieme a larve al IV stadio. Dai vermi adulti estratti dagli stomaci sono state isolate femmine con uova (Figg.9) la cui deposizione è avvenuta spontaneamente in capsule Petri, in acqua marina alla salinità del 36‰. Nelle uova appena deposte (Fig.16) erano visibili da 2 a 4 cellule e, dopo 3 giorni, si erano formate larve vermiformi (Fig.17) al I stadio. Senza alcun tipo di stimolazione dopo 5 giorni dalla deposizione il 77.6% di 152 uova scelte a caso, delle quali si è seguito lo sviluppo, ha schiuso spontaneamente. Entro 24 ore dalla nascita le larve nate al II stadio, delle dimensioni medie di 0.25 mm, hanno mutato al III stadio e sono sopravvissute da 8 a 10 giorni.

Discussione e conclusioni

È interessante notare nelle fasi biologiche del ciclo naturale in *U. scaber* la localizzazione così specifica delle larve, non incapsulate, nella cistifellea e nello stomaco. La localizzazione nella cistifellea, in particolare, sembra poco comune, infatti nelle altre specie ittiche esaminate, positive per *Hysterothylacium*, le larve erano libere in cavità viscerale o incapsulate su fegato e intestino, come riportato da diversi autori per forme larvali appartenenti a questo genere (Deardorff e Overstreet, 1981; Køie, 1993). È importante considerare, inoltre, come la schiusa del 77,6% delle uova deposte naturalmente sia avvenuta senza stimolazione, contrariamente a quanto riportato per uova di *H. haze* (Yoshinaga *et al.*, 1988) e per uova di *H. aduncum* (Køie, 1993). Questi comportamenti diversi da quelli riportati in letteratura indicano l'importanza sia di una verifica sperimentale del potere infestante di uova e larve nate in laboratorio in uranoscopidi e altre specie ittiche, sia di una identificazione a livello di specie, mediante analisi elettroforetiche, di questo nematode. È chiaramente noto, infatti, come queste indagini abbiano fornito indicazioni utili per la tassonomia del genere *Anisakis* (Nascetti *et al.,1986*; Orecchia *et al.*, 1989) e per l'identificazione di due specie sibling di *H. corrugatum* (Mattiucci *et al.*, 1994).

Bibliografia

DEARDORFF T.L., OVERSTREET R.M. (1981) - Larval *Hysterothylacium* (*Thynnascaris*) (Nematoda: Anisakidae) from Fishes and Invertebrates in Gulf of Mexico. *Proc. Helminthol. Soc. Wash.*, **48** (2): 113-126.

HUANG W., BUSSIÉRAS J. (1988) - Anisakidés et Anisakidoses humaines. *Annal. Parassit. Hum. Comp.*, **63** (2): 119-132.

KØIE M. (1993) - Aspects of the life cycle and morphology of *Hysteothylacium aduncum* (Rudolphi, 1982) (Nematoda, Ascaridoidea, Anisakidae). *Can. J. Zool.*, **71**: 1289-1295.

MATTIUCCI S., D'AMELIO S., DI PAOLO M., PAGGI L.,ORECCHIA P., CIANCHI R., NASCETTI G., BULLINI L. (1994) - Genetic data supporting the existence of two sibling species within *Hysterothylacium corrugatum* (Ascarididae, Anisakidae) from the swordfish. *Parassitol.*, **36** (1): 91.

NASCETTI G., PAGGI L., ORECCHIA P., SMITH J. W., MATTIUCCI S., BULLINI L. (1986) - Electrophoretic studies on the *Anisakis simplex* complex (Ascarididae: Anisakidae) from the Mediterranean and North-East Atlantic..*Int. J. Parasit.* **16**: 633-640.

ORECCHIA P., PAGGI L., MATTIUCCI S., DI CAVE D., CATALINI L. (1989) - Infestazione da larve di *Anisakis simplex* A e *Anisakis physeteris* in specie ittiche dei mari italiani. *Parassitol.*, **31** (1): 37-43.

YOSHINAGA T., OGAWA K., WAKABAYASHI H. (1989) - Life cycle of *Hysteothylacium haze* (Nematoda: Anisakidae: Raphidascaridinae). *J. Parasitol.*, **75** (5): 756-763.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 826-828

S. GIACOBBE, N. SPANÒ

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina, Salita Sperone 31 - 98166 S. Agata, Messina, Italia.

TANATOCENOSI DI COMUNITÀ BENTONICHE DEL MEDIO ADRIATICO

SOFT BOTTOM DEATH ASSEMBLAGES IN MIDDLE ADRIATIC SEA

Abstract

Soft bottom death assemblages were investigated in six stations located between Ancona and S. Benedetto del Tronto (Middle Adriatic Sea). Mollusc communities characterized by high dominance values of Corbula gibba *and* Turritella communis *were found. Such communities were related to different sedimentation rates, due to a progressive turbidity increase.*

Key-words: *death assemblages, molluscs, soft bottoms, Adriatic sea.*

Introduzione

Nell'ambito del progetto PRISMA 2, sottoprogetto 3 (Albertelli *et al.*, 1998), è stata condotta un'indagine ad ampio raggio sulla composizione e struttura delle tanatocenosi a molluschi nell'alto e medio Adriatico. Scopo dell'indagine è fornire un contributo alla identificazione del trend evolutivo delle comunità bentoniche su scala più che decennale.

In questa sede vengono riferiti i primi risultati relativi a sei stazioni ubicate in un'area compresa tra Ancona e S. Benedetto del Tronto, che Vatova (1949) indica come "zoocenosi a *Turritella*".

Materiali e metodi

I campioni sono stati prelevati nel dicembre 1997, a bordo della N/O "Tethys", a profondità comprese fra 20m e 60m, utilizzando una benna Van Veen da 0,25m^2. Campioni di sedimento destinati alle determinazioni granulometriche, sono stati invece prelevati mediante box corer da 0,08 m^2.

Lo studio delle tanatocenosi a molluschi è stato condotto secondo le tecniche proposte da Di Geronimo e Robba (1976), ed interpretate sulla base del modello bionomico di Pérès e Picard (1964).

Risultati

Sono state riscontrate complessivamente 54 specie, fra cui 26 gasteropodi, 25 bivalvi, 2 scafopodi. Particolarmente abbondanti sono risultati il gasteropode *Turritella communis* e il bivalve *Corbula gibba,* con valori di dominanza che raggiungono il 71% il 60% rispettivamente.

Tali specie influenzano decisamente la connotazione delle tanatocenosi che risultano dominate, alle quote più profonde (40-60m) dallo stock biocenotico dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC di Pérès e Picard, 1964). A minori profondità (20m) prevale, invece, lo stock delle specie indicatrici di instabilità sedimentaria.

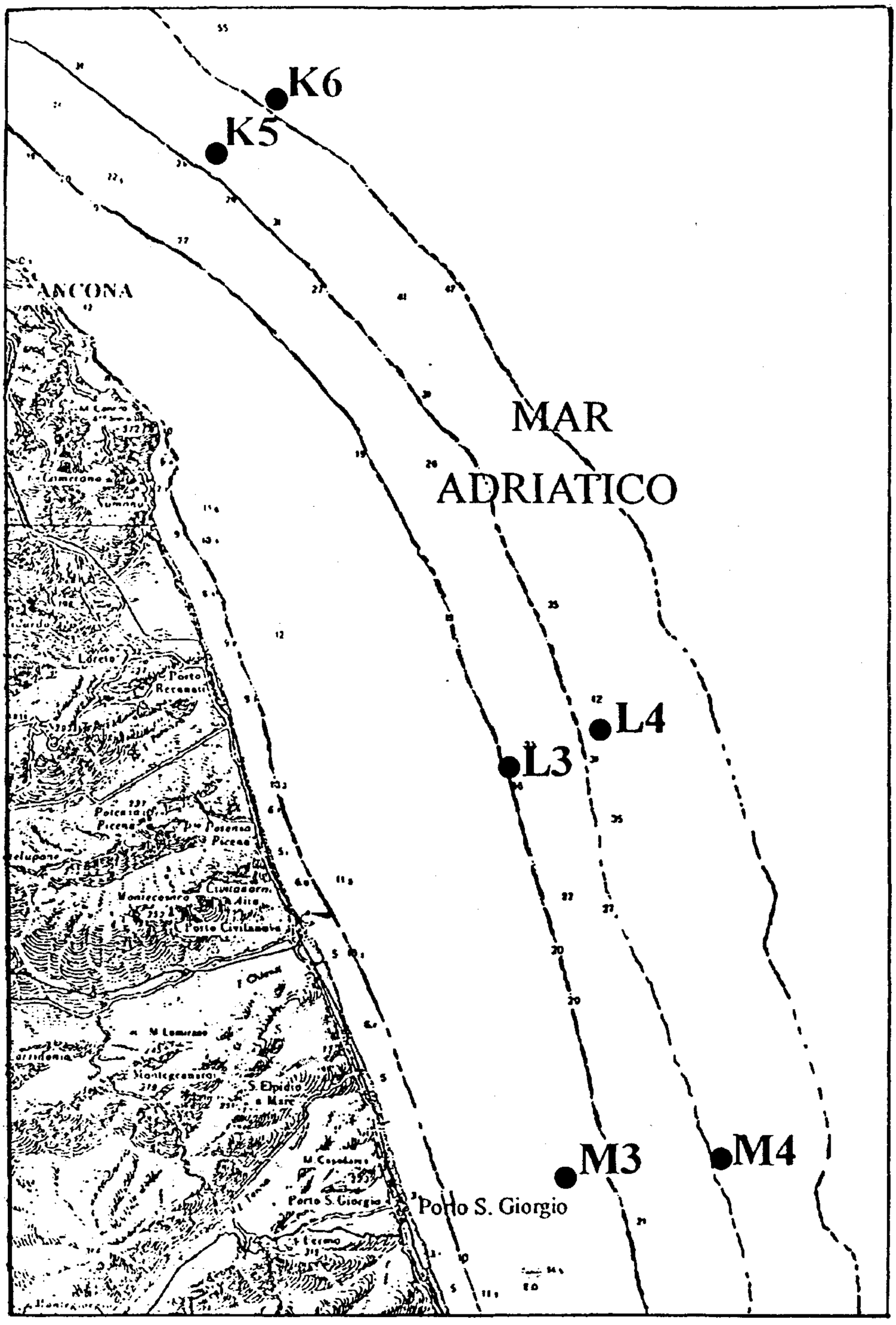


Fig. 1 - Ubicazione delle stazioni di prelievo.
Location of sampling stations.

Sono stati inoltre identificati stocks secondari costituiti da specie di ambiente detritico (DC-DE-DL di Pérès e Picard, 1964) o riferibili alla biocenosi delle Sabbie Fini Ben Classate (SFBC di Pérès e Picard, 1964). Modesta è invece l'incidenza delle specie a larga ripartizione ecologica (Lre di Pérès e Picard, 1964).

La struttura trofico-funzionale appare sempre caratterizzata dalla prevalenza dei filtratori dell'infauna e, subordinatamente, dei carnivori epi- ed infaunali. Le due specie dominanti identificano tuttavia condizioni trofico-sedimentarie diverse, che possono essere definite come di "moderato squilibrio" (*facies* a *Turritella*) ed "accentuato squilibrio" (*facies* a *Corbula*). A questo riguardo, un gradiente di instabilità sedimentaria può essere identificato con massimi alle minori profondità. Inoltre, mentre la *facies* a *Turritella* è stata riferita ad una condizione pregressa, anche a motivo dell'assenza di esemplari viventi, la *facies* a *Corbula* è tuttora presente nel popolamento.

Le determinazioni granulometriche effettuate sui sedimenti non hanno evidenziato differenze apprezzabili per le sei stazioni esaminate, caratterizzate tutte da sedimenti pelitici puri.

Conclusioni

I dati relativi alla composizione delle tanatocenosi a molluschi nelle sei stazioni del medio adriatico hanno evidenziato l'esistenza di una pregressa facies a *Turritella communis*, riconducibile alla "zoocenosi" descritta da Vatova (1949) per l'area in oggetto. Altrettanto ben documentata è la situazione attuale, localmente caratterizzata da evidenze di instabilità sedimentaria (*facies* a *Corbula gibba*). Un più accentuato squilibrio nel regime sedimentario rispetto al passato, è peraltro giustificato dalla aumentata pressione antropica (ad es. attività estrattive di idrocarburi), così come dal dissesto dei bacini imbriferi che insistono sull'area (Curzi e Stefanon, 1986; Baldi *et al.*, 1988).

Bibliografia

ALBERTELLI G., BEDULLI D., CATTANEO-VIETTI R., CHIANTORE M., GIACOBBE S., JERACE S., LEONARDI M., PRIANO F., SCHIAPARELLI S., SPANO' N. (1998) - Trophic features of benthic communities in the Northern Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 136-153.

BALDI G., BRIGNOLI E., CASINI ROPA D., CURZI P.V. (1988) - Fenomeni di instabilità locale nel medio Adriatico. *Atti 5° Colloquio A.I.O.M. "Opere offshore e marine, problemi idraulici e strutturali"*: 51-56.

CURZI P.V., STEFANON A. (1986) - 10. Indagini a mare. In: La grande frana di Ancona del 13 dicembre 1982, *Studi Geologici Camerti*, Num. Speciale: 135-144.

DI GERONIMO S.I., ROBBA E. (1976) – Metodologie qualitative e quantitative per lo studio delle biocenosi e paleocomunità marine bentoniche. Rapporto di lavoro n° 1. Il paleobenthos in una prospettiva paleoecologica. CNR, Gruppo informale di Ricerca Coordinata: 1-36.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **31**: 1-137.

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

VATOVA A. (1949) - La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia*, **1** (3): 3-110.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 829-832

M. LABATE, S. DESANTIS, F. MINNITI[2], A. CEFALI[2], R. BRUNO[2], G.M. LABATE[1]

Dipartimento di Zoologia, Via E. Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
[1]Dipartimento di Sanità e Benessere Animale, Università di Bari, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Italia.

IMMUNOLOCALIZZAZIONE DELLE CELLULE GONADOTROPE NEL PESCE SPADA

IMMUNOHISTOCHEMICAL LOCALIZATION OF GONADOTROPHS IN THE SWORDFISH

Abstract

*The pituitary gland of adult swordfish (*Xiphias gladius *L.) captured during the reproductive period (July) was studied immunohistochemically using antibodies against hFSHß, oFSHß, hLHß, hTSHß. The immunostaining allowed identification of distinct FSH-like containing cells (GTH I) and LH-like containing cells (GTH II). Anti-oTSHß serum showed cross-reactivity with anti-hLHß serum positive cells. This cross-reaction may be depending on the low specificity of two antisera.*

Key-words*: swordfish, pituitary, gonadotrophs, immunohistochemistry.*

Introduzione

L'adenoipofisi di tutti i vertebrati produce due distinte gonadotropine, l'ormone follicolo-stimolante (FSH) e l'ormone luteinizzante (LH). Entrambi controllano l'attività delle gonadi. Nei pesci le due gonadotropine vengono indicate come GTH I e GTH II e sono rispettivamente ritenute omologhe all'FSH ed all'LH dei mammiferi, sebbene su tale omologia vi sia qualche discordanza. Questi ormoni sono di natura glicoproteica e costituiti da due sub-unità (α e ß). La sub-unità α è comune ad entrambi gli ormoni di una singola specie mentre la sub-unità ß determina il differenziamento funzionale.

I citotipi secernenti le due gonadotropine nell'adenoipofisi dei pesci sono ancora oggetto di controversia. Infatti, analisi immunocitochimiche, ultrastrutturali e di ibridazione in situ effettuate su salmonidi (Nozaki *et al.*, 1990 a,b; Naito *et al.*, 1991, 1993) e sul tonno (Kagawa *et al.*, 1998) hanno dimostrato che le due gonadotropine sono prodotte da cellule adenoipofisarie differenti, mentre in altre specie di teleostei è stata evidenziata la presenza di cellule a produzione multiormonale (vedi Kagawa *et al.*, 1998 per bibliografia).

Scopo della presente ricerca è stata la localizzazione nell'adenoipofisi di *Xiphias gladius* L., mediante tecniche immunocitochimiche con anticorpi di mammiferi, delle cellule che producono gonadotropine.

Materiali e metodi

Ipofisi di due femmine di *Xiphias gladius* L. con peso di 70 e 76 Kg (LJFL rispettivamente di 170 cm e 176 cm), catturate nel Tirreno Meridionale nel mese di luglio, sono state fissate per 24 ore in paraformaldeide fredda al 4% diluita in tampone fosfato 0.1 M (pH 7.4), disidratate in etanolo ed incluse in Paraplast.

Sezioni di 5 μm di spessore sono state colorate con ematossilina eosina e con α-amilasi-PAS.

L'immunolocalizzazione delle cellule secernenti le gonadotropine è stata effettuata mediante l'uso di anticorpi primari anti h-ßFSH, anti o-ßFSH, anti h-ßLH e anti o-ßTSH. Gli immunocomplessi ottenuti usando gli antisieri anti h-ßFSH e anti h-ßLH sono stati rivelati con il sistema avidina-biotina-perossidasi (ABP) (Vector, Burlingame, CA), mentre quelli ottenuti con l'anti o-ßFSH e l'anti o-ßTSH sono stati rivelati con il sistema avidina-biotina-fosfatasi alcalina (ABAP) (Vector).

Per individuare l'esistenza di cross-reattività tra gli antisieri usati o la colocalizzazione degli ormoni sono state effettuate le seguenti reazioni di doppia immunocolorazione: 1) anti o-ßFSH/anti h-ßLH, 2) h-ßLH e anti o-ßTSH, 3) h-ßFSH/anti o-ßTSH.

Per confermare la specificità delle immunoreazioni sono state effettuate le seguenti prove: 1) sostituzione dell'anticorpo primario con siero normale; 2) omissione dell'anticorpo primario; 3) adsorbimento dell'anticorpo primario con l'antigene omologo. Il preadsorbimento di anti h-ßFSH e anti o-ßFSH con LH (Sigma, St. Louis, MO) e anti h-ßLH e anti o-ßTSH con FSH (Sigma) non ha evitato l'immunocolorazione; il preadsorbimento di anti o-ßTSH con LH e anti h-ßLH con TSH (Sigma) non ha abolito l'immunoreazione.

Risultati

L'ipofisi di *Xiphias gladius* L. mostra più o meno estese interdigitazioni della neuroipofisi in tutte le regioni dell'adenoipofisi. L'adenoipofisi è costituita dalla pars intermedia (PI) e dalla pars distalis (PD) a sua volta composta da due regioni: la pars distalis rostrale (PDR) e la pars distalis prossimale (PDP).

Le colorazioni Ematossilina-Eosina e PAS (Fig.1a) hanno evidenziato rispettivamente che nella PD le cellule basofile e a sintesi glicoproteica si trovano sia attorno i sinusoidi che nelle aree interstiziali. Le cellule che circondano i vasi hanno forma allungata o talvolta rotonda, mentre quelle situate più internamente sono poliedriche e spesso vacuolate.

Gli antisieri usati hanno mostrato i seguenti risultati: 1) l'anti h-ßFSH e l'anti o-ßFSH (Fig. 1b) hanno immunoreagito con cellule localizzate attorno ai vasi; 2) l'anti h-ßLH (Fig. 1b,c) ha marcato le cellule interstiziali vacuolate e poche cellule perivascolari; 3) l'anti o-ßTSH (Fig. 1d,e) ha immunoreagito con cellule interstiziali vacuolate e con poche cellule perivascolari. Le doppie immunocolorazioni non hanno evidenziato l'esistenza di cross-reattività tra i sieri o colocalizzazioni ormonali quando sono stati usati in sequenza anti h-ßFSH e anti o-ßTSH (Fig. 1e) oppure anti o-ßFSH e anti h-ßLH, mentre la doppia immunocolorazione effettuata con anti h-ßLH e anti o-ßTSH ha marcato le stesse cellule (Fig. 1f).

Conclusioni

Questi risultati suggeriscono che in *Xiphias gladius* L. sostanze FSH-like ed LH-like sono sintetizzate in cellule differenti, così come è stato osservato nei salmonidi (Nozaki *et al.*, 1990,b; Naito *et al.*, 1991, 1993). Il presente studio però non chiarisce il ruolo svolto dalle cellule LH-like perché in grado di re-

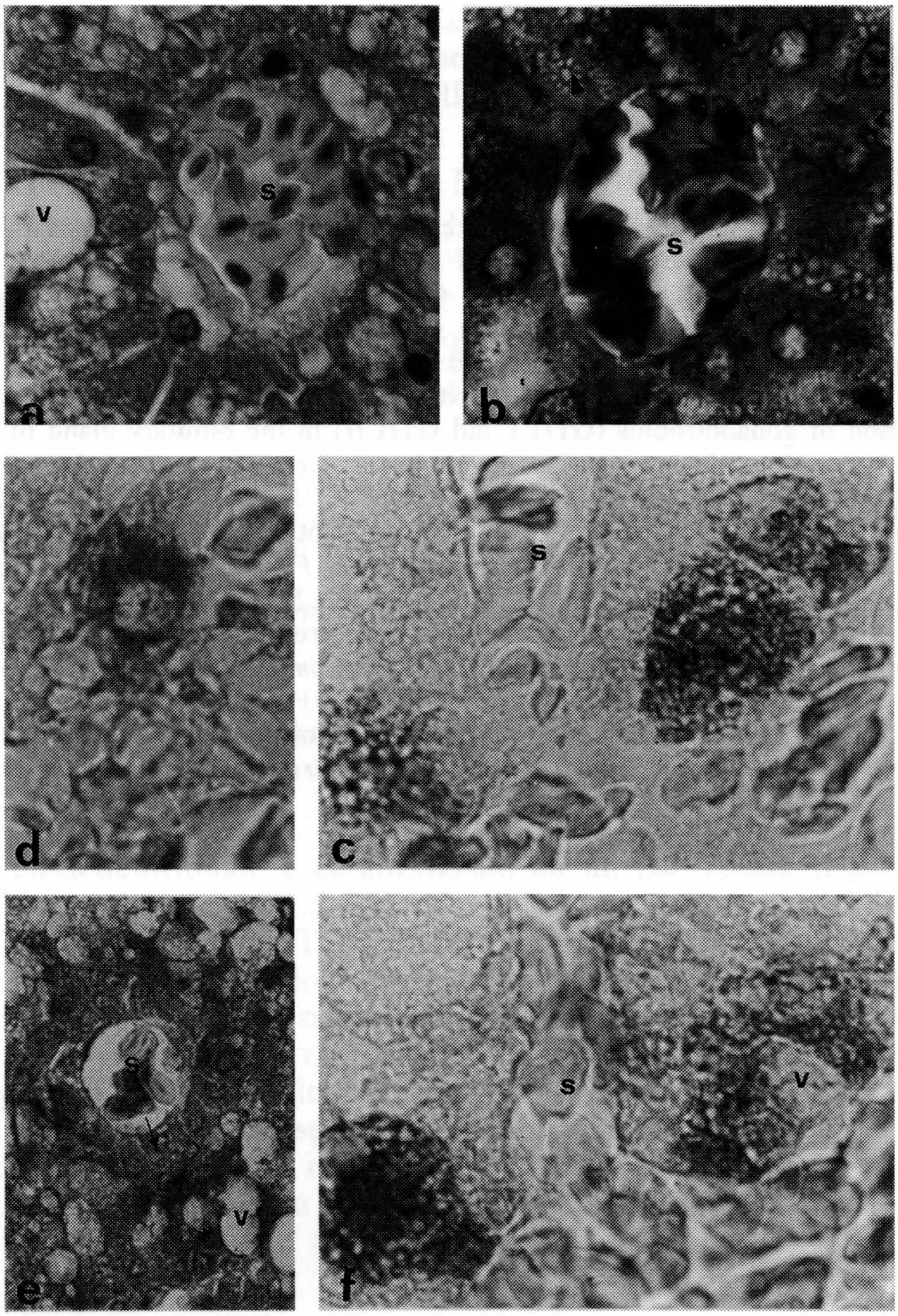


Fig. 1 - Reattività istochimica ed immunoistochimica delle cellule gonadotrope dell'ipofisi di *Xiphias gladius* L.. a) α-amilasi-PAS. Contrastazione con Ematossilina. x 834; b) doppia immunocolorazione con anti o-ßFSH-AP e anti h-ßLH-ABP. Contrasto con Ematossilina. Cellule a FSH rosso mattone (→), cellule a LH marroni (►). x 927; c) immunocolorazione con anti h-ßLH-ABP. x 1390; d) cellula immunocolorata con anti o-ßTSH-AP. x 1390; e) doppia immunocolorazione con anti h-ßFSH-ABP (→) e anti o-ßTSH-AP (*). Contrasto con Ematossilina. x 580; f) doppia immunocolorazione con anti o-ßTSH-AP e anti h-ßLH-ABP. x 1390. s: sinusoide; v: vacuolo.

Histochemical and immunohistochemical stainings of gonadotropic cells in the pituitary of Xiphias gladius *L. a) α-amilasi-PAS staining. Counterstaining with Hematoxylin. X 834; b) double immunostaining with anti-oFSHß-AP (brown-red) (→) and anti-hLHß-ABP (brown) (►) sera. Counterstaining with Hematoxylin. X 927; c) hLHß-ABP-immunoreactive cells. X 1390; d) oTSHß-AP-immunoreactive cell. x 1390; e) double immunostaining with anti-hFSHß-ABP (brown) (→) and anti-oTSHß-AP (red) (*) sera. Counterstaining with Hematoxylin. X 580; f) double immunostaining with anti-oTSHß-AP and anti-hLHß-ABP sera. X 1390. s:sinusoid; v: vacuole.*

agire anche con il siero anti o-ßTSH. Ciò potrebbe dipendere dalla presenza di epitopi simili sulle sub-unità ß di questi ormoni (LH e TSH), mentre poco probabile ci sembra la possibilità che queste cellule producano entrambi gli ormoni.

Bibliografia

ELIZUR A., ZOHAR Y. (1995) - Molecular cloning and sequence analysis of stripped bass (*Morone saxatilis*) gonadotrophin-I and -II subunits. *Mol. Endocrinol.*, **131**: 157-166.

KAGAWA H., KAWAZOE I., TANAKA H., OKUZAWA K. (1998) - Immunocytochemical identification of two distinct gonadotropic cells (GTH I and GTH II) in the pituitary of bluefin tuna, *Thunnus thynnus. Gen. Comp. Endocrinol.*, **110**: 11-18.

NAITO N., HYODO S., OKUMOTO N., URANO A., NAKAI Y. (1991) - Differential production and regulation of gonadotropins (GTH I and GTH II) in the pituitary gland of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, during ovarian development. *Cell Tissue Res.*, **266**: 457-467.

NAITO N., SUZUKI K., NOZAKI M., SWANSON P., KAWAUCHI H., NAKAI Y. (1993) - Ultrastructural characteristics of two distinct gonadotropes (GTH I- and GTH II-cells) in the pituitary of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss. Fish Physiol. Biochem.*, **11**: 241-246.

NOZAKI M., NAITO N., SWANSON P., MIYATA K., NAKAI Y., OOTA Y., SUZUKI K., KAWAUCHI H. (1990a) - Salmonid pituitary gonadotrophs. I. Distinct cellular distributions of two gonadotropins, GTH I and GTH II. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **77**: 348-357.

NOZAKI M., NAITO N., SWANSON P., DICKHOFF W.W., NAKAI Y., SUZUKI K., KAWAUCHI H. (1990b) - Salmonid pituitary gonadotrophs. II. Ontogeny of GTH I and GTH II cells in the rainbow trout (*Salmo gairdneri irideus*). *Gen. Comp. Endocrinol.*, **77**: 358-367.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 833-836

R. La Ferla, M. Azzaro, E. Crisafi

Istituto Sperimentale Talassografico, CNR,
Spianata S.Raineri, 86 – 98122, Messina, Italia.

ATTIVITÀ RESPIRATORIA MICROBICA IN DUE AREE DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

MICROBIAL RESPIRATORY ACTIVITY IN TWO AREAS OF THE NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

Microbial respiration rates in two areas of the North Adriatic Sea were studied in the framework of PRISMA II Project, with the aim to quantify the oxidative processes occurring in the front caused by strong riverine discharge. Organic matter oxidation in the inner part of the front resulted 2,7 times higher than out of the front.

Oxidative metabolism in the Northern Adriatic Sea appears mainly ruled by the aline front due to river inputs.

Key-words: *respiration, Northern Adriatic Sea, Mediterranean Sea.*

Introduzione

L'Adriatico settentrionale è caratterizzato da un particolare regime idrologico governato da un sistema frontale dovuto all'apporto di acque dolci, principalmente dai fiumi Po ed Adige. Tra i diversi approcci alla valutazione delle attività microbiche coinvolte nei cicli biogeochimici, particolare importanza assume lo studio dell'ossidazione della sostanza organica attraverso la respirazione. Infatti, nel ciclo del carbonio, la respirazione rappresenta la tappa di transizione dal comparto biotico a quello abiotico, poiché restituisce l'anidride carbonica all'ambiente rendendo il C nuovamente disponibile per la produzione di nuova biomassa.

I tassi respiratori microbici in due aree dell'Adriatico Settentrionale sono stati studiati nell'ambito del progetto PRISMA II al fine di contribuire allo studio delle complesse fenomenologie che avvengono nel Nord Adriatico.

Materiali e metodi

Durante quattro campagne oceanografiche effettuate nel Giugno '96, Febbraio '97, Giugno '97 e Febbraio '98, sono stati complessivamente prelevati lungo la colonna d'acqua 120 campioni in prossimità del delta del Po (Area Nord) e 116 di fronte ad Ancona (Area Sud). Le procedure e modalità di campionamento sono già state riferite da *La Ferla et al.* (2001).

I tassi respiratori sono stati determinati mediante la stima del potenziale massimo respiratorio dei microrganismi marini (< 200 μm), misurandone l'attività del sistema di trasporto degli elettroni (ETS*) (Packard e Williams,* 1981). I valori di ETS sono stati corretti mediante l'equazione di Arrhenius, per la differenza tra la temperatura *in situ* e la temperatura alla quale è stata saggiata l'attività (*Packard et al.,* 1975). In seguito, i valori di ETS sono stati convertiti in tassi di produzione metabolica di CO_2 mediante l'utilizzo dei rapporti di *Takahashi et al.* (1985) P:N:C:-O_2=1:16:122:172.

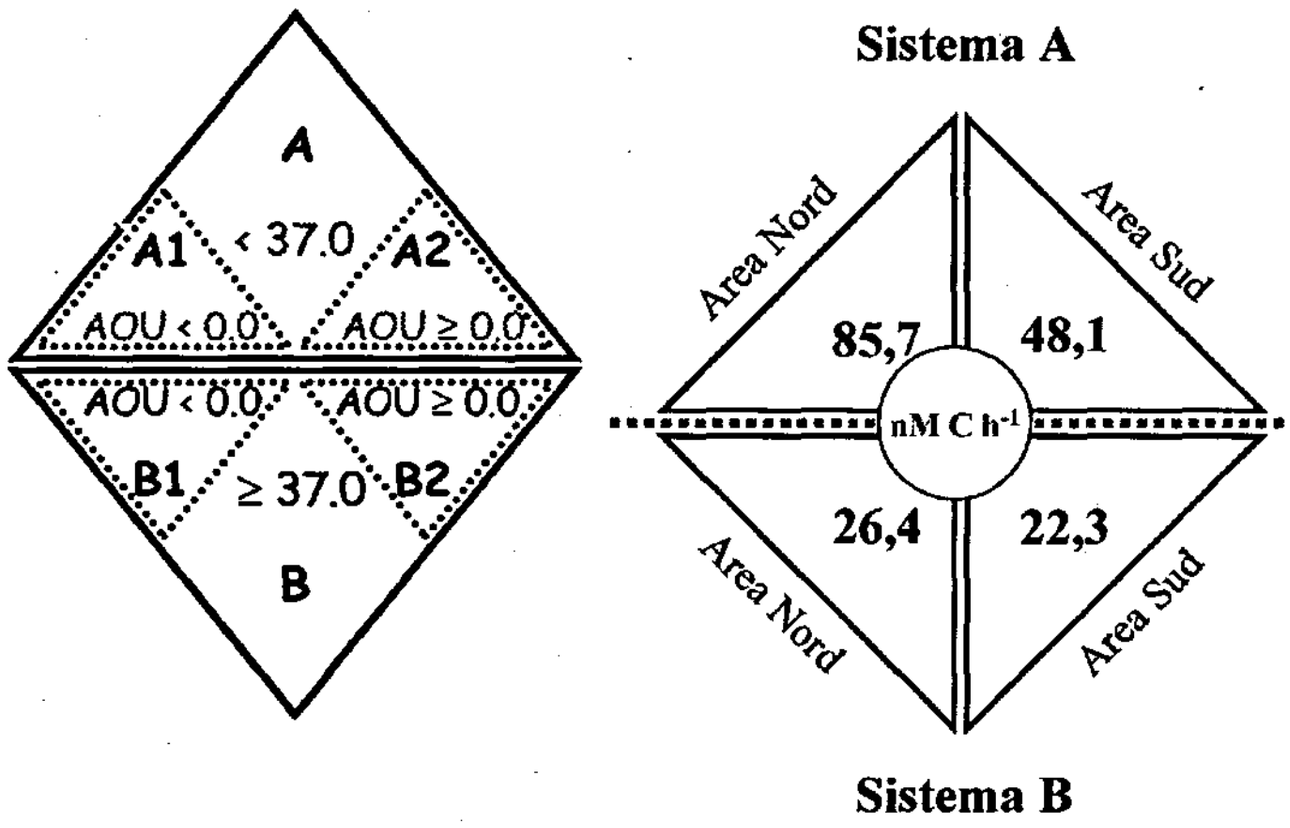


Fig. 1 - Schema sintetico dei sistemi A e B e dei sottosistemi (A1, A2, B1 e B2) definiti dai valori di salinità e AOU.

Scheme of systems A and B and of subsystems (A1, A2, B1, B2) defined by salinity and Apparent Oxygen Utilization (AOU) values.

Poiché l'apporto di acque fluviali crea nell'area in studio un fronte in evoluzione dinamica, i campioni sono stati suddivisi in base alla salinità per individuare i diversi ambienti (Fig. 1). Nel Sistema A sono stati raggruppati i campioni la cui salinità è risultata < 37,0; essi vengono definiti acque interne al fronte; nel Sistema B sono stati raggruppati i campioni con salinità ≥ 37,0 e sono definiti acque esterne al fronte.

L'accoppiamento tra i valori di salinità ed AOU (Apparent Oxygen Utilization) (dati gentilmente forniti da Catalano) ha consentito una ulteriore suddivisione nei sottosistemi A1 e B1 caratterizzati da valori di AOU < 0,0 e nei sottosistemi A2 e B2 da valori di AOU ≥ 0,0. Il parametro dell'AOU è stato utilizzato in definitiva come stima indiretta di produzione primaria (Cognetti *et al.,* 1999). Infatti valori di AOU inferiori a 0,0 indicano una sovrassaturazione di O_2 disciolto (parametro non conservativo) legata all'attività biologica. I dati di ETS sono stati a questo punto suddivisi nei quattro sottosistemi individuati.

Risultati e conclusioni

I valori medi dell'attività respiratoria determinata nel corso della ricerca sono riportati in figura 2. Nell'Area Nord è stato osservato un profilo tipicamente stagionale con valori di attività respiratoria inferiori all'unità nei mesi invernali e superiori nei mesi estivi (fino a 3,4 µl O_2 l^{-1} h^{-1} in Giugno 97). Nell'Area Sud la variazione stagionale dei tassi respiratori è risultata meno marcata rispetto all'area Nord; le attività stimate sono risultate infatti più basse nei mesi estivi e più alte nei mesi invernali, registrando comunque un evidente incremento nel mese di Giugno 97.

I tassi respiratori sono risultati nei mesi invernali ed in Giugno 96 (solo nell'area Sud) simili al valore tipico stimato nello strato superficiale del Mar Mediterraneo di 0,78 µl O_2 l^{-1} h^{-1} (La Ferla *et al.,* 1996; La Ferla *et al.,* 1999). Di contro gli elevati tassi determinati nei mesi estivi sono risultati comparabili con quelli stimati in altre zone di estuario nel Mediterraneo o di upwelling (Agustì e Cruzado, 1992; Packard, 1979).

Dallo studio dei sottosistemi identificati nelle due aree esaminate (Fig. 3) è emerso un differente scenario tra le acque all'interno del fronte (Sistema A) e

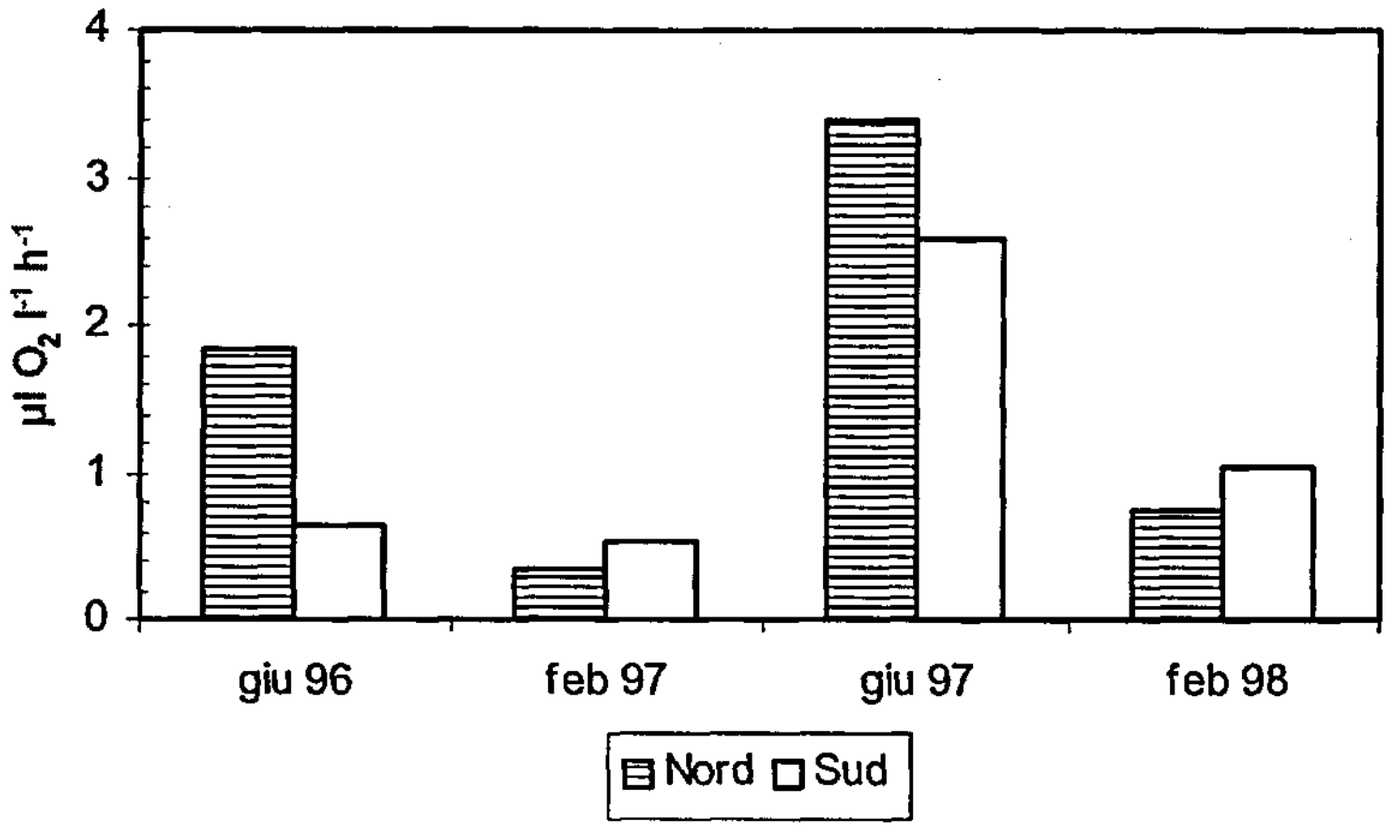


Fig. 2 - Andamento dei valori medi di attività respiratoria determinati nel corso delle quattro campagne nelle aree studiate nord e sud.

Average values of respiratory activity measured during four surveys in the northern and southern areas examinated.

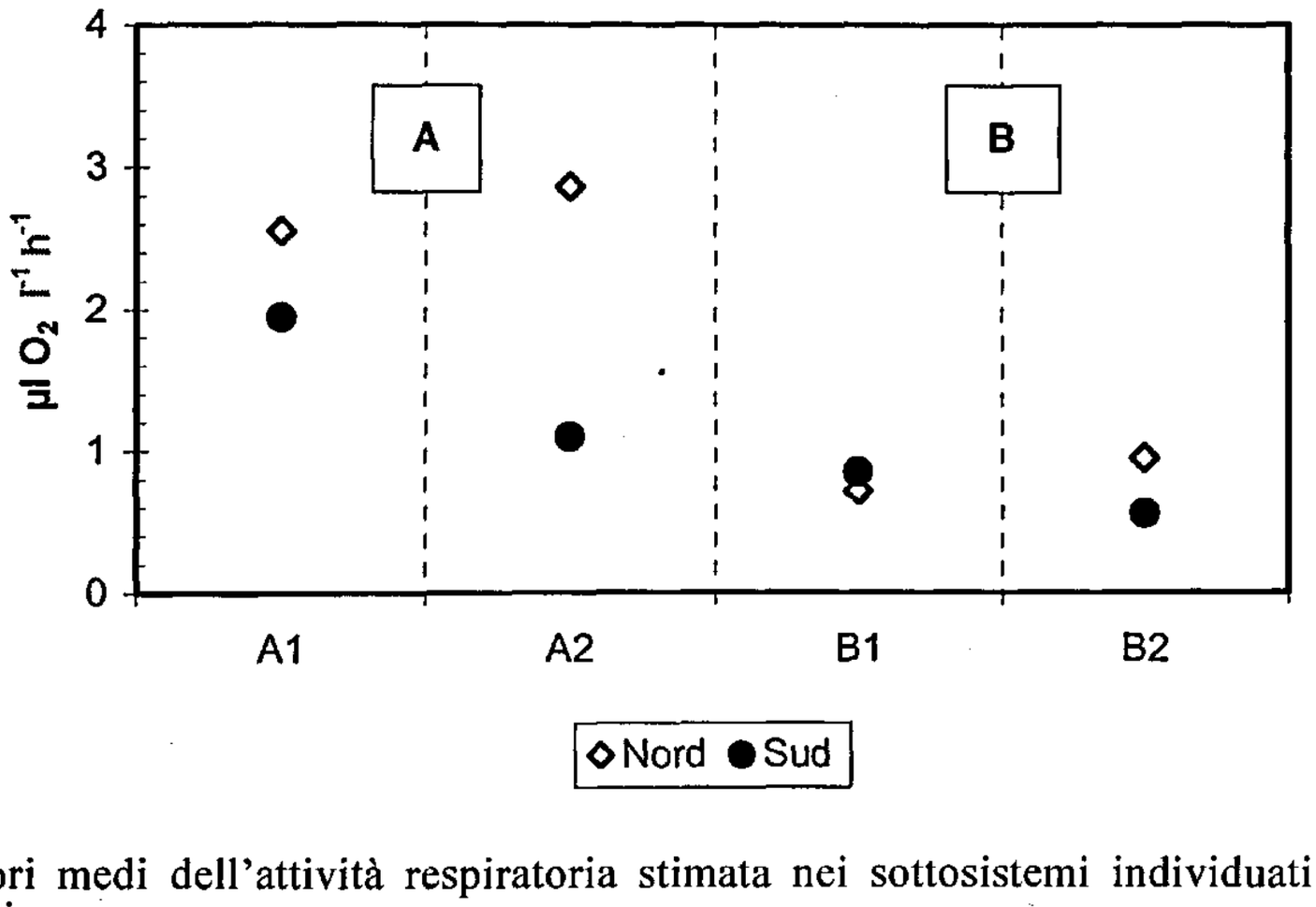


Fig. 3 - Valori medi dell'attività respiratoria stimata nei sottosistemi individuati nelle aree in studio.

Average values of respiratory activity evaluated in the subsystems of studied areas.

quelle all'esterno del fronte (Sistema B). Infatti i livelli respiratori nei campioni esterni al fronte (sistema B) sono dello stesso ordine di grandezza del tasso tipico riportato per le acque superficiali del Mediterraneo (< 1µl O_2 l^{-1} h^{-1}). Invece, nei campioni all'interno del fronte (Sistema A), l'attività respiratoria è risultata maggiore e compresa tra 2 e 3 µl O_2 l^{-1} h^{-1} (Area Nord) e tra 1 e 2 µl O_2 l^{-1} h^{-1} (Area Sud).

La mancanza di differenze significative all'ANOVA tra i sistemi A1-A2 e B1-B2 in entrambe le aree Nord e Sud ha evidenziato che la produttività, valutata indirettamente col parametro dell'AOU, non costituisce il fattore più importante nel sostenere l'ossidazione della sostanza organica.

I dati ETS dei sottosistemi A1 e A2, così come di B1 e B2, sono stati tra loro mediati al fine di ottenere un quadro complessivo dell'area in studio. Nell'Area Nord sono stati ossidati complessivamente 85,7 nM C h^{-1} nel sistema A mentre nel sistema B la quantità di CO_2 prodotta è risultata tre volte minore (26,4 nM C h^{-1}). Nell'Area Sud, i valori di CO_2 nel sistema A sono risultati pari a 48,1 nM C h^{-1}, mentre nel sistema B sono apparsi dimezzati (22,3 nM C h^{-1}). L'attività respiratoria nei sistemi B in ambedue le aree esaminate è risultata similare e senza differenze statisticamente significative all'ANOVA test.

Complessivamente nel sistema A, nelle acque all'interno del fronte in entrambe le aree studiate, l'attività respiratoria ha sostenuto in media l'ossidazione di 66,9 nM C h^{-1} contro un ossidazione di 24,4 nM C h^{-1} all'esterno del fronte (sistema B).

In definitiva, la pompa biologica nell'Adriatico Settentrionale veicola dal comparto biotico a quello abiotico, attraverso la respirazione microbica, quantità di carbonio 2,7 volte maggiori all'interno del fronte rispetto all'esterno. Ciò ci permette di affermare che l'instaurarsi del fronte alino, pur se in continua evoluzione spaziale e quindi difficilmente definibile geograficamente, costituisce un elemento prioritario nel determinare i tassi metabolici microbici.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano il Dott. Giulio Catalano (Istituto Talassografico CNR, Trieste) per i dati di salinità ed AOU utilizzati in questo lavoro. La ricerca è stata realizzata nell'ambito del Progetto PRISMA 2 "Cicli Biogeochimici".

Bibliografia

AGUSTÌ S., CRUZADO A. (1992) - Relation-ship between light absorption by pelagic particles and microplankton metabolic activity in the Gulf of Lions. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **85**: 283-287.

COGNETTI G., SARÀ M., MAGAZZÙ G. (1999) - *Biologia Marina*, Calderini, Bologna: 596 pp.

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

LA FERLA R., AZZARO M., CHIODO G. (1999) - Microplankton respiratory activity and CO_2 production rates in the Otranto Strait (Mediterranean Sea). *Aquatic Ecology*, **33**: 157-165.

LA FERLA R., ZACCONE R., CARUSO G., AZZARO M. (2001) - Enzymatic activities and carbon flux through the microbial compartment in the Adriatic Sea. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G (eds.), *Mediterranean Ecosystems: Structures and Process in the*, Springer Verlag.

PACKARD T.T., DEVOL A.H., KING F.D. (1975) - The effect of temperature on the respiratory electron transport system in marine plankton. *Deep Sea Research*, **22**: 237-249.

PACKARD T.T. (1979) - Respiration and respiratory electron transport activity in plankton fron thr Northwest African upwelling area. *Journal of Marine Research*, **37**: 711-742.

PACKARD T.T., WILLIAMS P.J. LEB. (1981) - Rates of respiratory oxygen consumption and electron transport in surface sea water from the Northwest Atlantic. *Oceanol. Acta*, **4**: 351-358.

TAKAHASHI T., BROECKER W.S., LANGER S. (1985) - Redfield ratio based on chemical data fom isopycnal surfaces. *J. Geoph. Res.*, **90**: 6907-6924.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 837-841

G. MARINO, E. AZZURRO

ICRAM Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

NODAVIRUS NELLA CERNIA BRUNA (*EPINEPHELUS MARGINATUS*, LOWE 1834) NELLA RISERVA NATURALE MARINA DI USTICA, TIRRENO MERIDIONALE

NODAVIRUS IN DUSKY GROUPER (*EPINEPHELUS MARGINATUS*, LOWE 1834) OF THE NATURAL MARINE RESERVE OF USTICA, SOUTH THYRRENIAN SEA

Abstract

Between September-December 1999, 21 specimens of dusky grouper, Epinephelus marginatus *(Lowe, 1834), were recovered dead or moribund in the Natural Marine Reserve of Ustica. Diseased fish were observed stranded or floating on the water surface, with distended abdomen. The phenomenon exclusively involved dusky groupers of different sizes (1.2-15 Kg body weight). A Nodavirus was detected from both diseased and healthy specimens following fluorescent antibody techniques, polymerase chain reaction and enzyme-linked immunosorbent assay. This is the first report of Nodavirus in Mediterranean groupers.*

Key-words: Epinephelus marginatus, *Mediterranean Sea, mortality, Nodavirus.*

Introduzione

La cernia bruna ha subito nel Mediterraneo una generale rarefazione ed è oggi ritenuta dalla comunità scientifica una specie minacciata per la quale è necessario adottare misure di gestione e protezione (Convenzione di Barcellona, 1995; Convenzione di Berna, 1996). Le Riserve marine sono al momento i siti privilegiati dove osservare le cernie, grazie alle densità ragguardevoli che possono raggiungere in queste aree. Allo scopo di ripristinare e tutelare le risorse naturali, un'Area Marina Protetta (AMP) è stata istituita nel 1986 nell'Isola di Ustica, ed un effetto riserva (i.e. maggiore abbondanza e innalzamento della taglia media) è stato accertato per la cernia bruna (Vacchi *et al.*, 1999). Nell'ottobre 1999, in seguito a frequenti segnalazioni di esemplari moribondi sulle coste o nelle acque circostanti l'isola di Ustica, l'Ispettorato Centrale Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente ha affidato all'ICRAM l'incarico di disporre un sopralluogo per individuare le cause determinanti il fenomeno di moria. Il presente lavoro riporta alcuni risultati relativi all'indagine svolta.

Materiali e metodi

Per la caratterizzazione del fenomeno di moria (durata, entità, caratteristiche degli animali coinvolti) sono stati intervistati pescatori professionisti, pescatori sportivi e le guide della Riserva, raccogliendo informazioni sugli esemplari spiaggiati o recuperati a galla durante la moria. Per accertare l'eventuale presenza di esemplari morti sui fondali dell'Isola sono state condotte immersioni con autorespiratore, nella Zona A e nella Zona B della Riserva.

Per l'accertamento delle cause sono stati catturati, nel dicembre 1999, 8 esemplari di cernia di cui 6 non sintomatici e 2 con evidente sintomatologia nervosa e lesioni. Tutti i soggetti sono stati sottoposti ad esame clinico ed anatomopatologico. Tessuti ed organi sono stati opportunamente conservati e successivamente esaminati in laboratori specifici per la ricerca di agenti parassitologici, microbiologici e virologici. In particolare, le analisi virologiche sono state indirizzate verso la ricerca di agenti neurotropi. A tal fine sono state impiegate tecniche di immunofluorescenza su sezioni di sistema nervoso centrale (SNC), tecniche di RT-PCR (reverse transcription of polymerase chain reaction) e tecniche ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay), analisi di microscopia elettronica e inoculi su colture cellulari per la ricerca dell'agente e di un eventuale effetto citopatico.

Risultati

Come ricostruito dalle interviste, la moria di cernia bruna ha avuto inizio nella prima settimana di settembre e si è manifestata in forma acuta durante il mese di ottobre. Il reperimento dell'ultimo esemplare sintomatico risale al 9 dicembre. Gli animali sintomatici sono stati reperiti spiaggiati o galleggianti in superficie sino a 10 km circa dalla costa (Fig. 1). Il numero complessivo di animali malati o morti di cui si è avuta segnalazione è di 21, ma è possibile che il fenomeno abbia interessato un numero considerevolmente più elevato di cernie. L'evento non sembra aver coinvolto altre specie, ne aree limitrofe o altre isole minori siciliane.

Due esemplari sintomatici, rinvenuti in superficie, presentavano il quadro clinico già descritto nelle interviste e osservato in passato per altre morie di cernie: sovradistensione addominale, perdita dell'assetto di nuoto, ridotta capacità di reazione agli stimoli ma buona vitalità al momento del recupero. L'esame anatomopatologico ha evidenziato emorragie cutanee diffuse, rottura della vescica natatoria, cheratite bilaterale, iperemia viscerale generalizzata e stasi ematica. Queste lesioni sono verosimilmente riferibili alla risalita degli esemplari in superficie ed allo stazionamento prolungato.

Il complesso di indagini virologiche ha confermato, in tutte le cernie esaminate (n=8), la presenza di un agente virale. Il virus è stato identificato, tramite RT-PCR, come un Nodavirus, responsabile di forme di encefalopatia e retinopatia in diverse specie ittiche. Le lesioni istopatologiche nei due soggetti sintomatici sono tipiche di un quadro di spongiosi dell' encefalo, già osservato in altre specie affette da nodavirosi: degenerazione dei neuroni e delle cellule del Purkinje, proliferazione di cellule allungate e di cellule gliali nel cervelletto. I risultati delle analisi virologiche, effettuate su entrambi i soggetti sintomatici, hanno accertato la presenza di nodavirus in fase replicativa nel sistema nervoso centrale.

Le analisi parassitologiche, hanno evidenziato nei soggetti sintomatici un grado elevato di infestione parassitaria e le analisi microbiologiche hanno messo in luce la presenza di specie batteriche opportuniste, come *Pseudomonas sp.* e *Vibrio spp.*.

Discussione e conclusioni

Fenomeni di morie di cernie sono stati segnalati in passato in Mediterraneo ed in Atlantico. Nel luglio del 1979 nel golfo di Kisamos, Creta (Kilikidis *et al.*, 1981); nel settembre del 1985 nelle coste libiche e nelle acque circostanti l'isola

di Malta (Southgate, 1985); in data imprecisata nella Riserva Marina di Port Cross in Francia (Chauvet, 1991); nel 1987 e nel 1988, tra settembre e novembre, lungo le coste del Senegal (Caverivière e Touré, 1996). In molti casi, il fenomeno di moria ha coinvolto oltre alla cernia bruna anche altre specie di cernie quali, la cernia dorata (*Epinephelus costae*) e la cernia canina (*Epinephelus caninus*) nel golfo di Kisamos, la cernia bianca (*Epinephelus aeneus*) nelle acque libiche, maltesi e senegalesi e la cernia rossa (*Mycteroperca rubra*) in Senegal. I fattori determinanti tali morie sono stati ipotizzati ma mai accertati. Per il fenomeno verificatosi nel golfo di Kisamos è stata sospettata la responsabilità di agenti inquinanti, tra cui rame e ammoniaca; nelle acque libiche e maltesi la moria è stata attribuita ad un parassita nematode del genere *Philometra* mentre, in Senegal, le cause sono state correlate all'instaurarsi di un marcato termoclino, responsabile di fenomeni di anossia.

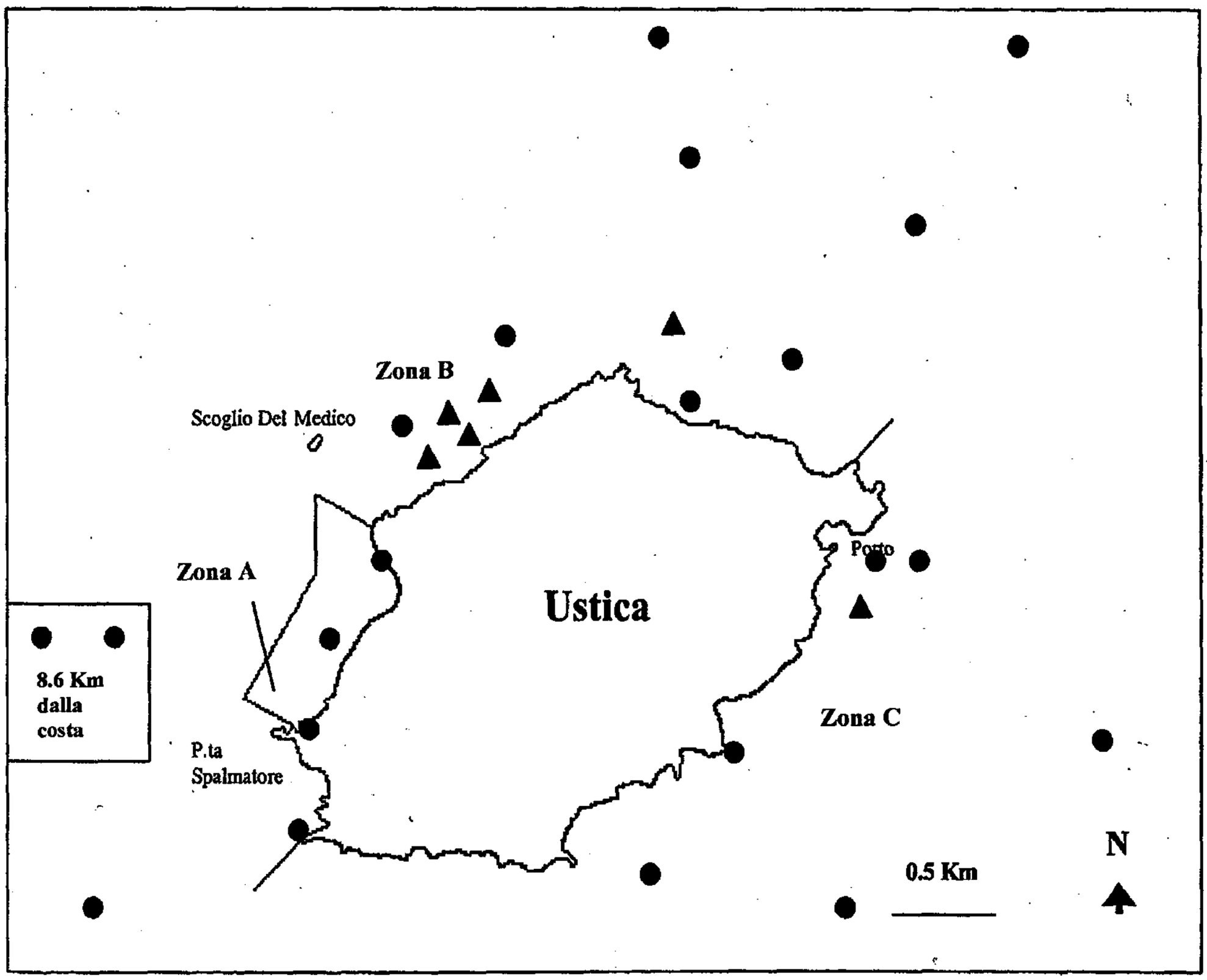


Fig. 1 - Punti di avvistamento e di cattura di esemplari di *Epinephelus marginatus* intorno l'isola di Ustica durante il fenomeno di moria (settembre-dicembre 1999). (●) Esemplari sintomatici (▲); esemplari non sintomatici.
Zona A, riserva integrale; Zona B, riserva generale; Zona C, riserva parziale.

Locations of capture and recording of Epinephelus marginatus *specimens off Ustica Island during mortality phenomenon (September-December 1999). (●) Fish with symptomps; (▲) fish without symptomps.*
Zona A, integral reserve; Zona B, general reserve; Zona C, partial reserve.

Il quadro clinico osservato nelle cernie sintomatiche nella AMP di Ustica è simile a quello descritto in occasione di altre morie di cernie (Kilikidis *et al.*, 1981; Southgate, 1985). Tuttavia, nel caso delle cernie di Ustica, le analisi di microscopia elettronica hanno evidenziano una grave forma di encefalo-retinopatia a cui riferire la sintomatologia nervosa degli esemplari sintomatici. Le altre analisi di laboratorio hanno identificato con certezza un agente virale appartenente alla famiglia Nodaviridae in associazione con gli episodi di mortalità. Il virus è stato riscontrato anche nei soggetti non sintomatici nei quali, al momento del prelievo, non ha sviluppato la virosi. È significativo rilevare che, nei precedenti episodi di moria, non sono state mai condotte analisi per la ricerca di agenti virali. L'identificazione di Nodavirus patogeni per le specie ittiche marine e le tecniche di diagnostica virologica sono, infatti, un'acquisizione relativamente recente.

La nodavirosi rappresenta, oggi, una delle patologie più gravi nelle specie ittiche allevate. Identificati per la prima volta nel 1985 (Bellance e Gallet de Saint Aurin, 1988), oggi i Nodavirus sono stati segnalati in circa 20 specie ittiche marine, tra cui *Epinephelus aakara* (Nakai *et al.*, 1994) ed *Epinephelus malabaricus* (Boonyaratpalin, *et al.*, 1996). Questo è il primo isolamento di Nodavirus in Mediterraneo in una specie del genere *Epinephelus*. Il risultato è inatteso anche dal punto di vista epidemiologico, perché osservato su una popolazione selvatica.

L'accertamento di un nodavirus in ambiente naturale, con una elevata morbilità e su una specie già considerata "a rischio", pone l'urgenza di valutare la potenziale patogenicità di questo agente. A tal fine è necessario acquisire dati epidemiologici sulla diffusione del virus in esemplari selvatici nella Riserva naturale Marina di Ustica e compararli con quelli di altre aree costiere mediterranee.

Non essendo ancora note le modalità di trasmissione di questo agente, l'ICRAM ha richiesto alla Riserva Naturale Marina di Ustica di adottare alcune misure precauzionali tra le quali: il controllo sull'introduzione di organismi acquatici e uova di specie ittiche provenienti da altre aree, in particolare modo da impianti di acquacoltura.

Ringraziamenti

Si ringraziano Loris Alborali, Franco de Simone, Silva Rubini e Daniela Gelmetti dell'Istituto Zooprofilattico dell'Emilia e della Lombardia. Claudio de Liberato e David di Cave dell'Università di Roma Torvergata, il personale della Riserva Naturale Marina di Ustica e la Soc. COISPA di Bari. Felice e Giuseppe hanno catturato le cernie per noi ed hanno permesso lo svolgimento di questa indagine.

Bibliografia

BELLANCE R., GALLET DE SAINT-AURIN D. (1988) - L'encephalite virale du loup de mer. *Caraibes medical*: 105-114.

BOONYARATPALIN S., SUPAMATTAYA K., KASORNCHANDRA J., HOFFMANN R.W. (1996) - Picorna-like virus associated with mortality and a spongious encephalopathy in grouper *Epinephelus malabaricus*. *Dis. Aquat. Org.*, **26**: 75-80.

CAVERIVIÈRE A., TOURÉ D. (1996) - Uncommon mortality of groupers at the end of the warm season in the coastal area of Sénégal (West Africa): 96-105. In: Arreguin-Sanchez F., Munro J.L., Balgos M.C., Pauly D. (eds.) *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*. ICLARM Conf. Proc., **48**: 449 pp.

CHAUVET C. (1991) - Statut d'*Epinephelus guaza* (Linnaeus, 1758) et éléments de dynamyque des populations méditerranée et atlantique. In: C. F. Boudouresque, M. Avon, Graves V. (eds.) *Les espèces marines à protéger en Mediterranée.* GIS Podisonie, France: 255-275.

KILIKIDIS S.D., KAMARIANOS A.P., KOUSOURIS T.H., TSINGKOUNAKIS I. (1981) - Investigation on the cause of a fish-kill (*Epinephelus*) in the Kisamos Gulf, Crete. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, **26**: 453- 460

NAKAY T., NGUYEN H.D., NISHIZAVA T., MUROGA K., ARIMOTO M., OOTSUKY K. (1994) - Occurrence of viral nervous necrosis in Kelp grouper and tiger puffer. *Fish Pathology*, **29**: 211-212.

SOUTHGATE P.J. (1985) - Investigation into mortalities of grouper spp. off the libian coast. *FAO: Final Report of a mission*: 7 pp.

VACCHI M., BUSSOTTI S., GUIDETTI P., LA MESA G. (1999)- Osservazioni preliminari sulle cernie della Riserva Marina di Ustica (Tirreno meridionale, Mar Mediterraneo). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 278-280.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 842-845

F. MEGLI, M. ROBERTI, P. LOGUERCIO POLOSA, C. MUSICCO, F. MILELLA, P. CANTATORE, M.N. GADALETA

Dipartimento di Biochimica e Biologia Molecolare, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DELLA DNA-BINDING PROTEIN MITOCONDRIALE MTDBP DURANTE LO SVILUPPO EMBRIONALE DI *PARACENTROTUS LIVIDUS*

CHARACTERISATION OF THE MITOCHONDRIAL DNA-BINDING PROTEIN MTDBP DURING PARACENTROTUS LIVIDUS *EMBRYOGENESIS*

Abstract

We have cloned the cDNA of mtDBP, a 40 kDa protein from Paracentrotus lividus *(Lamarck, 1816) (Echinodermata, Echinoidea) eggs, which binds tightly and specifically two homologous sequences of mtDNA. Here we present the analysis of mtDBP expression during* P. lividus *embryogenesis and preliminary results of a molecular evolutionary study based on the isolation of mtDBP cDNA homologues in several animal species.*

Key-words: *mtDNA, mtDNA-binding protein, protein expression, sea urchin, molecular evolution.*

Introduzione

I processi di replicazione e trascrizione del DNA mitocondriale (mtDNA) sono catalizzati e regolati da diversi fattori proteici, molti dei quali sono stati identificati sia nei mitocondri di cellule di mammifero sia nei mitocondri di cellule di altri organismi animali. In particolare nel riccio di mare *Paracentrotus lividus* abbiamo identificato una proteina di circa 40 kDa, mtDBP (mitochondrial D-loop binding protein), che contatta con alta specificità due regioni omologhe del mtDNA (Loguercio Polosa *et al.,* 1999). La proteina matura, lunga 348 amminoacidi, lega il DNA come monomero ed esibisce due motivi a cerniera di leucina (LZ), probabilmente coinvolti in interazioni intramolecolari, e due domini basici N- e C-terminali che contatterebbero il DNA. MtDB1? presenta una omologia significativa con mTERF, il polipeptide che controlla la terminazione della trascrizione mitocondriale umana (Femandez-Silva *et al.,* 1997). La somiglianza con mTERF e la particolarità delle sequenze contattate suggerisce per mtDBP un ruolo duplice nel modulare sia la replicazione sia la trascrizione del mtDNA.

In questo lavoro si riportano i dati riguardanti l'espressione di mtDBP durante lo sviluppo embrionale di *P. lividus.* Vengono inoltre presentati i risultati preliminari dello studio evolutivo inolecolare che stiamo conducendo sugli omologhi di mtDBP in diverse specie animali.

Materiali e metodi

L'RNA totale, estratto da uova e da embrioni conservati a -80°C, e l'RNA poliadenilato sono stati preparati come riportato da Loguercio Polosa *et al. (1999).* Due quantità di RNA poliadenilato provenienti da 151 µg e 85 µg di RNA totale

sono state sottoposte a saggio di protezione da RNasi utilizzando come sonda radioattiva un riboprobe sintetizzato sul cDNA di mtDBP. Il contenuto della proteina è stato misurato con le tecniche del gel-shift e dell'immunoblotting (Sambrook *et al.*, 1989). Le uova e gli embrioni sono stati lisati e caricati su colonna di Eparina-Sefarosio (Loguercio Polosa *et al.*, 1999) e le frazioni sono state eluite con KCl lM. Per gli esperimenti di gel-shift, 4 µg di frazione proteica sono stati incubati con una sonda radioattiva contenen e la regione di legame. Per l'immunoblotting 40 µg di frazione proteica sono stati separati su SDS-PAGE, trasferiti su membrana PVDF e incubati con gli anticorpi polielonali ottenuti contro la proteina mtDBP ricombinante espressa in batteri. L'intensità delle bande sulla lastra autoradiografica è stata misurata con il densitometro LKB-Pharmacia Ultroscan-XL Laser. Il cDNA di mtDBP in *Strongylocentrotus purpuratus* (Stimps) (Echinodermata, Echinoidea) è stato isolato mediante PCR su una genoteca di cDNA di S. *purpuratus* di 9,5 ore di divisione cellulare, nel vettore λ ZAP Express (Stratagene). 1 primer utilizzati erano costruiti sulla sequenza del vettore e sul cDNA di mtDBP di P. *lividus*. Il cDNA isolato è stato subclonato nel vettore pGEM-T (Promega) e sequenziato col metodo di Sanger.

Risultati

Per studiare l'espressione di mtDBP durante lo sviluppo embrionale di *P. lividus*, è stato misurato il livello della proteina e del suo mRNA nelle uova e in vari stadi di sviluppo. Gli esperimenti di protezione con RNasi su RNA poliadenilato di uova, blastule e plutei di 40 ore mostrano un aumento del livello

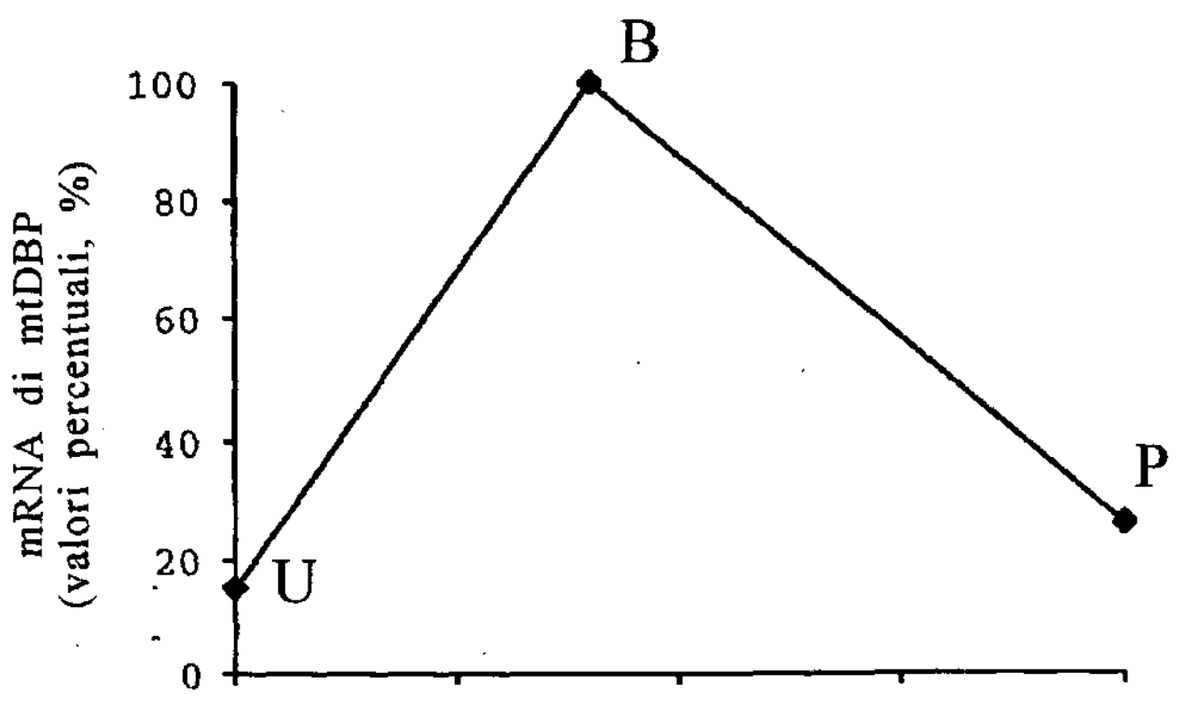
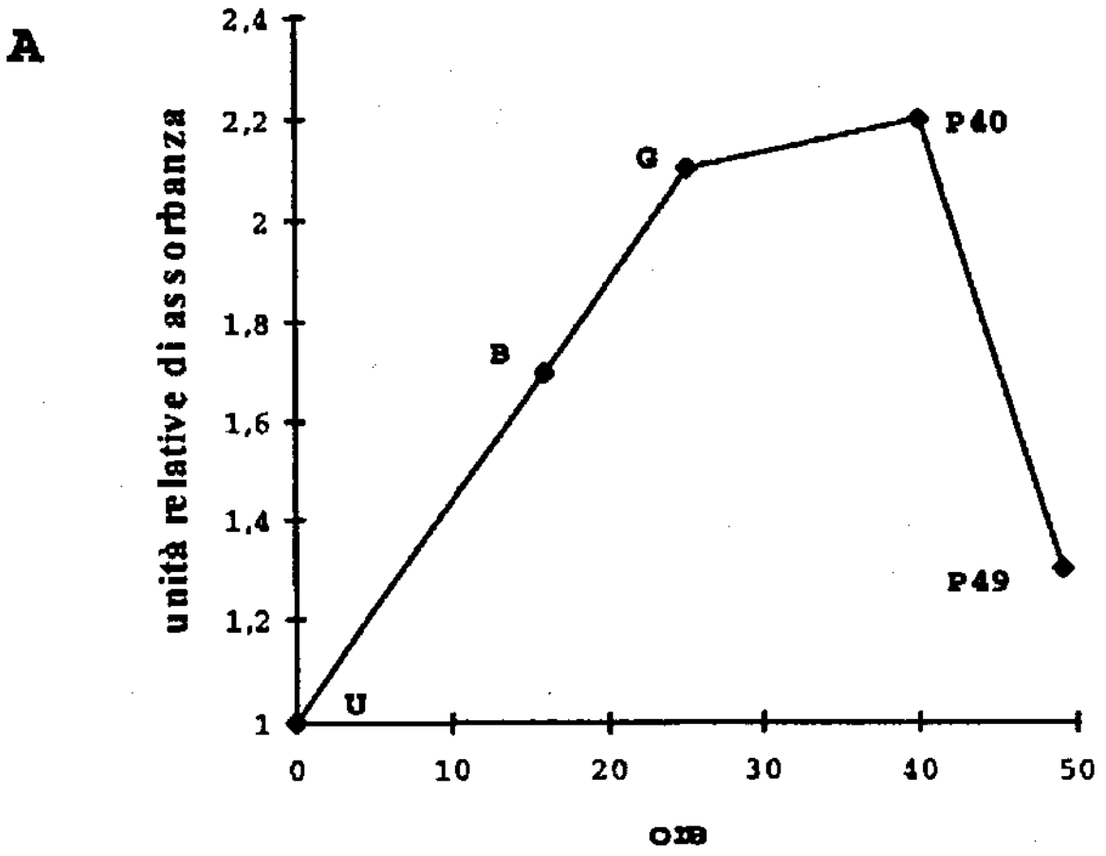


Fig. 1 - Livello dell'mRNA di mtDBP a diversi stadi di sviluppo embrionale. Il contenuto di messaggero (valori percentuali), misurato sull'RNA poliadenilato dopo protezione da RNasi, è riportato in funzione delle ore di sviluppo embrionale. U: uova; B: blastule; P: plutei di 40 ore.
MtDBP mRNA level at different developmental stages. The amount of mtDBP message (percentage values) after RNase protection is plotted against hours postfertilization. U: eggs; B: blastulae; P: 40-hours plutei.

dell'mRNA di circa 6 volte nello stadio di blastula rispetto alle uova; tale livello diminuisce poi fino a raggiungere, nello stadio di pluteo, un valore di poco superiore a quello misurato nelle uova (Fig. 1). Il contenuto della proteina è stato determinato con le tecniche dell'immunoblotting e del gel-shift su lisati cellulari di uova, blastule, gastrule, plutei di 40 e 49 ore, arricchiti per proteine leganti il DNA mediante cromatografia su colonna di Eparina-Sefarosio. I risultati ot-

tenuti (Fig. 2A,B) mostrano che il contenuto della proteina totale e di quella attiva nel legare il DNA hanno un andamento simile. Nelle gastrule e nei plutei di 40 ore il livello è circa il doppio di quello delle uova; nei plutei di 49 ore esso ridiscende ad un valore paragonabile a quello misurato nelle uova. Con la tecnica dell'immunoblotting abbiamo anche determinato il numero di molecole di mtDBP per embrione, che nelle uova è circa $4,5\times10^6$.

La ricerca degli omologhi di mtDBP in diverse specie animali ha portato all'isolamento e alla sequenza di un tratto del cDNA di mtDBP, comprendente i residui amminoacidici 46-347, in S. purpuratus. L'allineamento con la corrispondente sequenza di P. *lividus* rivela l'80,15% di identità nucleotidica e l'85,17% di identità amminoacidica.



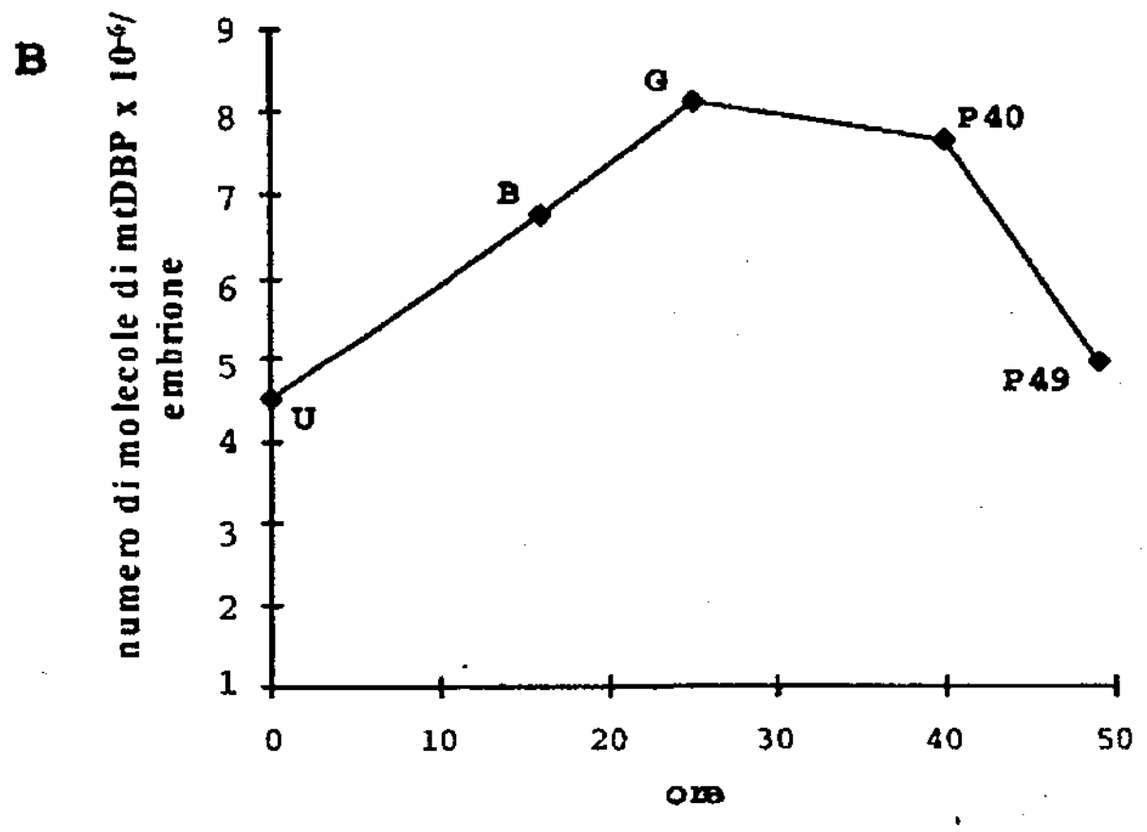


Fig. 2 - Livello di mtDBP misurato su frazioni cromatografiche di lisati cellulari di embrioni a diverse ore di sviluppo. U: uova; B: blastule; G: gastrule; P40 e P49: plutei di 40 e di 49 ore. A. Rappresentazione grafica dei dati ottenuti dall'esperimento di gel-shift. L'assorbanza delle bande autoradiografiche, misurata al densitometro in unità arbitrarie, è riportata in funzione delle ore di sviluppo. B: Rappresentazione grafica dei dati ottenuti dall'esperimento di immunoblotting. Il numero di molecole di mtDBP per embrione è riportato in funzione delle ore di sviluppo embrionale.

MtDBP content in chromatograohic fractions of lysates from embryos at different developmental times. U: eggs; B: blastulae; G: gastrulae; P40 and P49: 40- and 49-hour plutei. A. Graph of data from gel-shift experiment; densitometric values of arbitrary absorbance units vs hours postfertilization are shown. B. Graph of data from immunoblotting experiment; values of number of mtDBP molecules/embryo vs hours postfertilization are shown.

Discussione

L'analisi dell'espressione di mtDBP durante lo sviluppo di *P. lividus* suggerisce che la quantità della proteina è regolata principalmente a livello trascrizionale.

L'analisi comparativa delle sequenze di mtDBP di *P. lividus* e di *S. purpuratus* ha messo in evidenza un elevato grado di conservazione tra le due proteine soprattutto in corrispondenza dei domini LZ e della regione basica C-terminale, confermando l'importanza di questi domini nell'architettura della proteina. La caratterizzazione del cDNA di mtDBP in altri organismi animali, per i quali è nota l'organizzazione genica del mtDNA, è attualmente in corso.

Bibliografia

FERNANDEZ-SILVA P., MARTINEZ-AZORIN F., MICOL V., ATTARDI G. (1997) - The human mitochondrial transcription termination factor (mTERF) is a multizipper protein but binds to DNA as a monomer, with evidence pointing to intramolecular leucine zipper interactions. *EMBO J.*, **5**: 1066-1079.

LOGUERCIO POLOSA P., ROBERTI M., MUSICCO C., GADALETA M.N., QUAGLIARIELLO E., CANTATORE P. (1999) - Cloning and characterisation of mtDBP, a DNA-binding protein which binds two distinct regions of sea urchin mitochondrial DNA. *Nucleic Acids Res.*, **27**: 1890-1899.

SAMBROOK J., FRITSCH E.F., MANIATIS T. (1989) - *Molecular Cloning: A Laboratory Manual, 2nd Ed.*, Cold Spring Harbor Laboratory, Cold Spring Harbor, N.Y.

Ricerca finanziata con fondi CNR 97.4337.14, e MURST, progetto "Protein-nucleic acid interactions".

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 846-848

A. QUAGLIA, D. MINELLI, R. GATTELLI, A. GIULIANI, L.VILLANI

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.

LOCALIZZAZIONE DELLA NADPH-DIAFORASI NELLA MUCOSA OLFATTORIA DI *CHILOSCYLLIUM ARABICUM* (CHONDRICHTHYES, ELASMOBRANCHII)

LOCALIZATION OF NADPH-DIAPHORASE IN THE OLFACTORY MUCOSA OF THE CHILOSCYLLIUM ARABICUM *(CHONDRICHTHYES, ELASMOBRANCHII)*

Abstract

NADPH-diaphorase, a marker for nitric oxide, was found in several neurons of the olfactory mucosa of the elasmobranch Chiloscyllium arabicum *Gubanov, 1980 and in the primary olfactory projections that reach the dendrites of mitral cells in the glomeruli of the olfactory bulb.*

Key-words: *NADPH-diaphorase, olfactory mucosa, elasmobranch.*

Introduzione

Recenti ricerche sui neurotrasmettitori hanno identificato l'ossido di azoto come secondo messaggero nella trasduzione degli stimoli olfattori. L'enzima NADPH-diaforasi (assunto come marker dei sistemi nitrinergici) è infatti stato osservato nella mucosa olfattoria di vari vertebrati (Della Corte *et al.*, 1995; Zielinski *et al.*, 1996) e si ritiene che l'ossido di azoto sia necessario per il differenziamento ed il normale funzionamento del sistema olfattorio (Broillet e Firestein, 1996). Nei teleostei inoltre la presenza di NADPH-diaforasi è stata osservata nel placode olfattorio durante le prime fasi dello sviluppo embrionale (Villani, 1999). L'organo dell'olfatto nei condroitti è costituito da due fossette olfattive tappezzate dalla mucosa olfattiva, formata da numerose lamelle che presentano ripiegature dell'epitelio sensoriale (Dryer e Graziadei, 1993). I tre tipi principali di cellule presenti sono i neuroni olfattori bipolari, che mostrano un notevole polimorfismo (Takami *et al.*, 1994), le cellule ciliate di sostegno e le cellule basali.

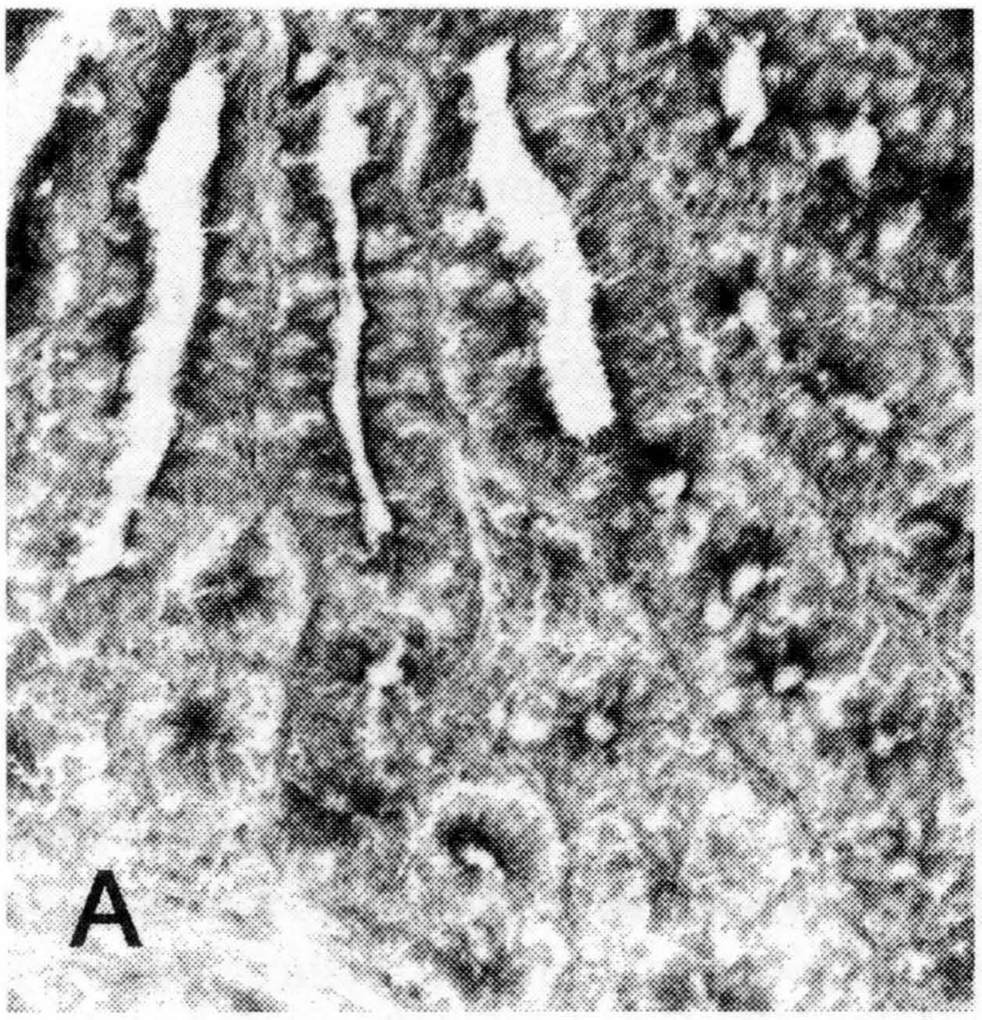
Materiali e metodi

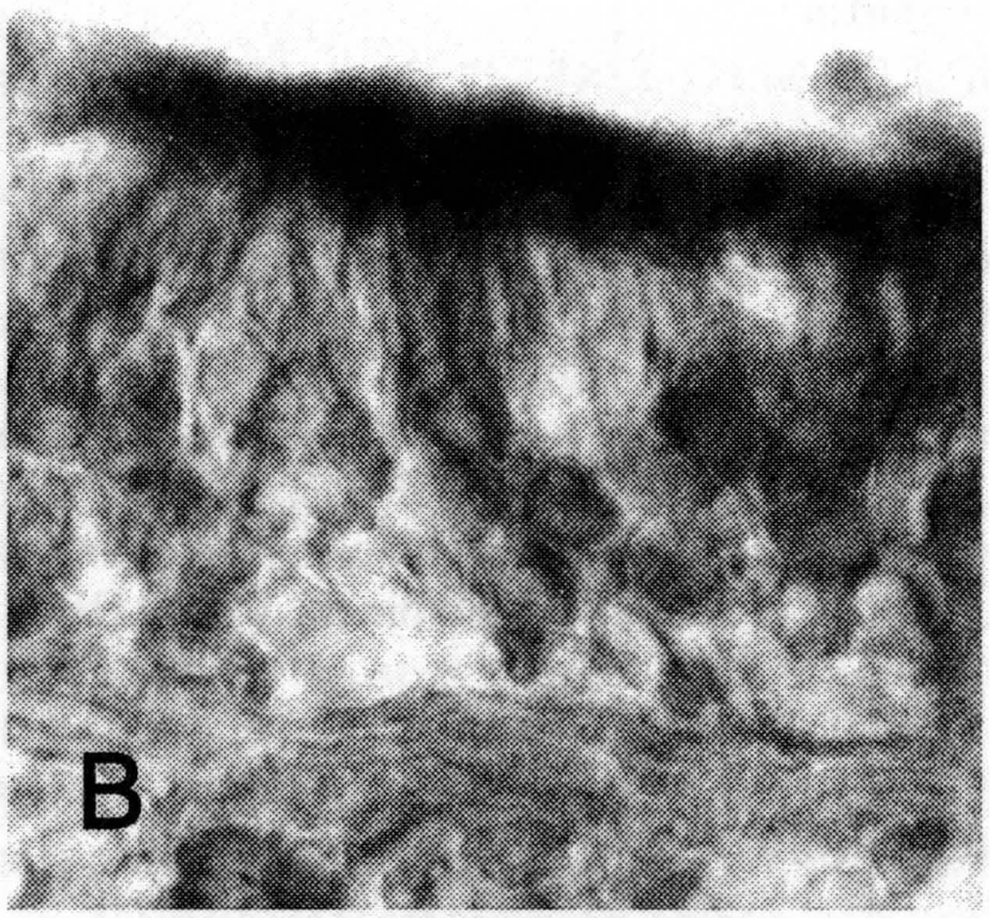
La presente indagine è stata compiuta sulla mucosa e sul bulbo olfattorio del condroitto *Chiloscyllium arabicum* Gubanov, 1980 utilizzando la tecnica enzimoistochimica per la localizzazione della NADPH-diaforasi. Sezioni di mucosa e bulbo olfattorio, ottenute al criostato dopo fissazione con paraformaldeide, sono state incubate con 0,2 mg di NADPH e 0,2 mg di nitro blue tetrazolio in 1 ml di tampone fosfato pH 8.0, contenente 0,1% di Triton X 100 per 45 min.

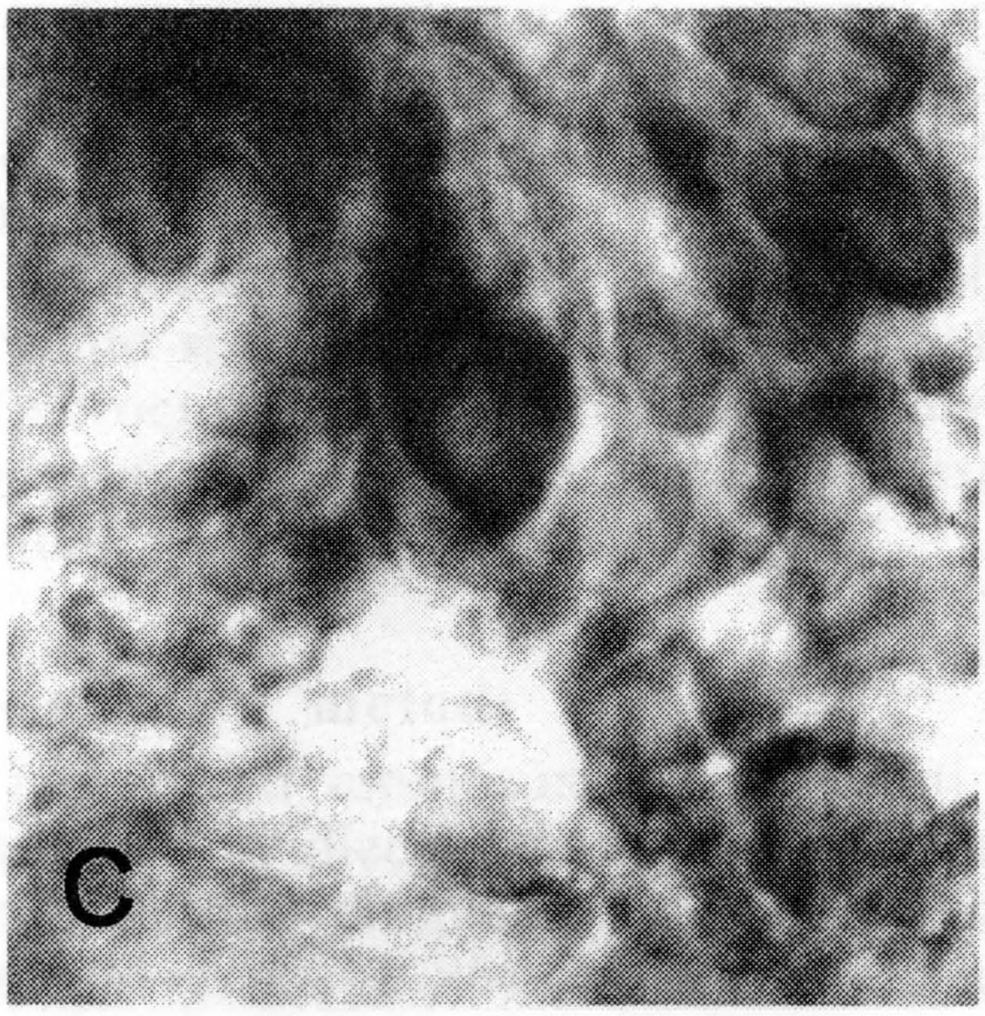
Risultati e conclusioni

Il prodotto della reazione costituito da un precipitato blu di formazano, appare prevalentemente localizzato nel citoplasma apicale delle cellule di sostegno e dei

neuroni che occupano gli strati più superficiali dell'epitelio olfattorio (Fig.1A e B). Anche numerosi corpi cellulari di forma globosa (Fig. 1C), delle dimensioni di circa 15μm, situati profondamente nell'epitelio sono risultati fortemente positivi, come pure i loro prolungamenti citoplasmatici che fuoriescono dall'epitelio olfattorio. È stato inoltre esaminato il bulbo olfattorio. Mostrano una forte marcatura anche le fibre del nervo olfattorio che raggiungono il bulbo (Fig. 1D),







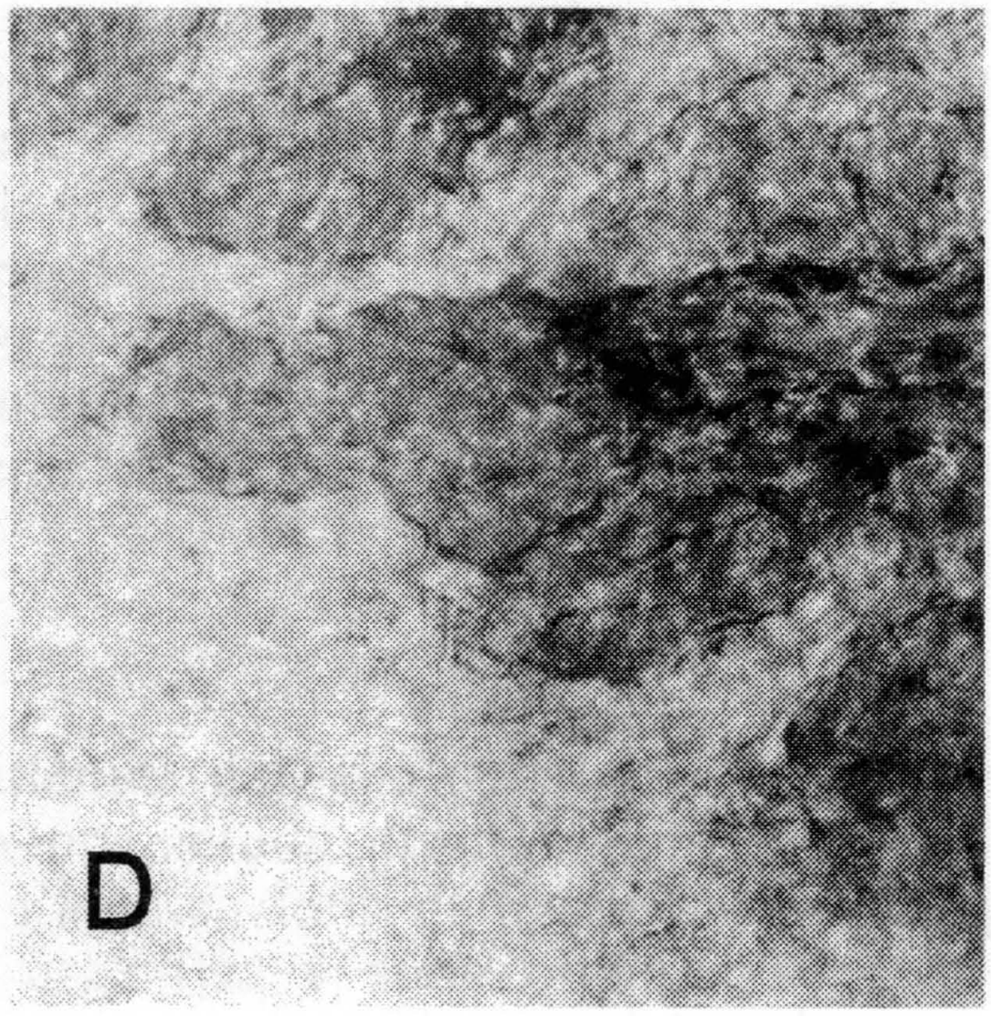


Fig. 1 - A – Localizzazione della NADPH-diaforasi nella mucosa olfattoria. X 120.
Localization of NADPH-diaphorase in the olfactory mucosa. X 120.

B – Localizzazione della NADPH-diaforasi nella porzione apicale delle cellule della mucosa. X 500.
Localization of NADPH-diaphorase at the apical part of the cells of the olfactory mucosa.

C - Alcuni neuroni NADPH-diaforasi positivi. X 500.
NADPH-diaphorase-stained neurons.

D – Sezione del bulbo olfattorio che mostra la positività delle fibre olfattorie primarie che raggiungono i glomeruli. X 100.
View of the olfactory bulb showing the labeled fibers reaching the glomeruli.

formando una struttura plessiforme che termina nei caratteristici glomeruli dove formano contatti sinaptici con i dendriti delle cellule mitrali. La reazione appare invece assente nelle cellule basali dell'epitelio olfattorio e nei neuroni intrinseci del bulbo (le cellule mitrali) ad eccezione di alcune cellule dei granuli. Questi dati preliminari concordano con le osservazioni condotte su altri vertebrati (mammiferi, pesci ossei e ciclostomi) nei quali viene indicato un ruolo funzionale dell'ossido di azoto nel sistema olfattorio.

Bibliografia

BROILLET M.C., FIRESTEIN S. (1996) - Gaseous second messengers in Vertebrate olfaction. *J. Neurobiol.*, **30**: 49-57.

DELLA CORTE C., KALINOSKY D.L., HUQUE T., WYSOCKI L., RESTREPO D. (1995) - NADPH-diaphorase staining suggest localization of nitric oxide synthase within mature Vertebrate olfactory neurons. *Neurosci.*, **66**: 21-24.

DRYER L., GRAZIADEI P.P.C. (1993) - A pilot study on morphological compartmentalisation and heterogeneity in the elasmobranch olfactory bulb. *Anat. Embryol.*, **188**: 41-51.

TAKAMI S., LUER C.A., GRAZIADEI P.C. (1994) - Microscopic structure of the olfactory organ of the clearnose skate,*Raja eglanteria*. *Anat. Embriol.*, **190**: 211-230.

VILLANI L. (1999) - Development of NADPH-Diaphorase activity in the central nervous system of cichlid fish, *Tilapia mariae*. *Brain Behav. Evol.*, **54**: 147-158.

ZIELINSKI B.S., OSAHAN T.J., HOSSEINI H.M., WONG.E. (1996) - Nitric oxide synthase in the olfactory mucosa of the larval sea lamprey (*Petromyzon marinus*). *J. Comp. Neurol.*, **365**: 18-24.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 849-851

S. Salvadori, E. Coluccia, A. Milia, A.M. Deiana

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia. e-mail: salvador@unica.it

STUDIO DELLA REGIONE ORGANIZZATRICE NUCLEOLARE IN *HOMARUS AMERICANUS* (CRUSTACEA, DECAPODA)

STUDY OF THE NUCLEOLAR ORGANIZER REGION IN HOMARUS AMERICANUS *(CRUSTACEA, DECAPODA)*

Abstract

We studied the nucleolar organizer region of Homarus americanus *(Crustacea, Decapoda) by silver staining and chromomycin A_3 banding. We found that silver labels NORs as well as kinetochores in interphase nuclei and in metaphase chromosomes.*

Key-words: *Crustacea Decapoda,* Homarus americanus, *Ag-NOR, kinetochore.*

Introduzione

I geni per l'rRNA 45S sono localizzati in una o più regioni cromosomiche dette organizzatrici nucleolari o NORs (Nucleolar Organizer Regions), il cui numero e localizzazione forniscono informazioni per l'analisi citotassonomica. In questo lavoro abbiamo studiato la regione organizzatrice nucleolare nel complemento cromosomico dell'astice americano, *Homarus americanus* H. Milne Edwards, caratterizzato da un alto numero di cromosomi e dalla presenza di cromosomi soprannumerari (Coluccia *et al.*, 2001). Il NOR è stato studiato con due metodi indiretti: l'impregnazione argentica e il bandeggio con cromomicina A_3 (CMA_3); l'argento si lega specificamente a proteine acide correlate all'attività del nucleolo, il fluorocromo CMA_3 si lega a eterocromatina ricca in basi citosina e guanina, producendo una brillante banda fluorescente in corrispondenza del NOR in molti animali, compresi gli artropodi.

Materiali e metodi

I preparati cromosomici sono stati ottenuti dall'epatopancreas e dal tessuto testicolare di dieci individui maschi con un metodo diretto modificato che elimina i residui citoplasmatici e permette l'applicazione di tecniche di bandeggio (Deiana *et al.*, 1996). L'impregnazione argentica è stata ottenuta seguendo il metodo di Rufas *et al.* (1983) e la colorazione con Cromomicina A_3 secondo il metodo di Schweizer (1976).

Risultati

In *Homarus americanus* il trattamento con $AgNO_3$ ha evidenziato numerosi blocchi positivi nei nuclei interfasici; sui cromosomi metafasici ha prodotto un numero alto e variabile di forti segnali positivi (26-40), localizzati prevalentemente nella regione centromerica e una debole colorazione nei centromeri degli altri cromosomi (Fig. 1 a, c). Il bandeggio con CMA_3 ha evidenziato nume-

rose regioni fluorescenti prevalentemente centromeriche/paracentromeriche (Fig. 1 b).

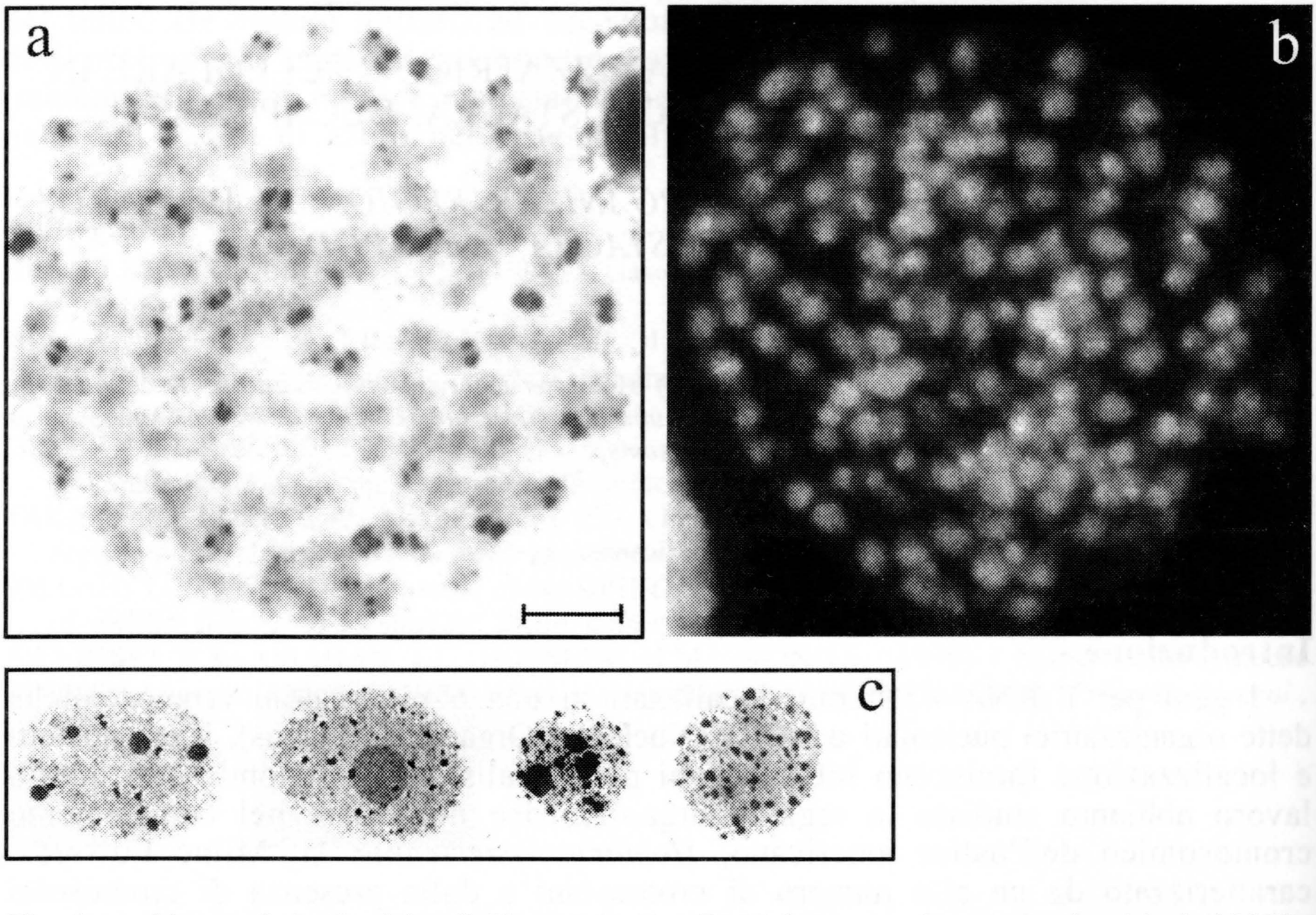


Fig. 1 - a, b) metafasi mitotiche di *H. americanus*. Dopo impregnazione argentica (a) sia i NORs che i cinetecori sono positivi all'Ag e indistinguibili (barra=5μm). La colorazione con il fluorocromo CMA_3 (b) evidenzia bande fluorescenti centromeriche e paracentromeriche. c) Nuclei interfasici dopo impregnazione argentica, sono evidenti uno o più nucleoli e numerosi blocchi positivi.

H. americanus *mitotic metaphases after silver- (a) and CMA_3- staining (b). a) NORs as well as kinetochores are Ag-positive and undistinguishable. b) centromeric/paracentromeric fluorescent bands are evident. c) interphase nuclei after silver staining, one or more nucleoli and many blocks are Ag-positive. The bar in a) represents 5 μm.*

Discussione

Nella maggior parte delle specie la tecnica dell'impregnazione argentica colora i NORs in modo differenziale, ma è noto in letteratura che l'argento si lega a varie strutture proteiche del cromosoma come il cinetocore, il complesso sinaptonemale, il core del cromatidio e l'impalcatura del cromosoma mitotico (Sumner, 1990). In *H. americanus* sia il cinetocore dei cromosomi che la regione organizzatrice del nucleolo sono positivi all'argento e indistinguibili, come dimostrato dall' alto numero e dalla localizzazione prevalentemente centromerica delle regioni positive all'argento, situazione già evidenziata da Rufas *et al.* (1994) in altre specie di artropodi. La struttura stessa del complemento cromosomico di questa specie, con un elevato numero di cromosomi di piccola dimensione, rende impossibile localizzare specificamente i NORs con questa tecnica. In *Nephrops*

norvegicus, appartenente alla stessa famiglia, il NOR è stato localizzato mediante impregnazione argentica (Deiana *et al.*, 1996).

La colorazione con CMA_3 si è rivelata di poca utilità perché questo fluorocromo produce bande fluorescenti in molte regioni eterocromatiche ricche in basi guanina e citosina e, contrariamente ad altre specie, il NOR non presenta una fluorescenza più intensa. In conclusione le tecniche da noi utilizzate non hanno permesso di individuare i NORs in *H. americanus*; l'applicazione dell'ibridazione *in situ* in fluorescenza, tecnica che localizza direttamente i geni sui cromosomi, permetterà di mappare in questa specie i geni ribosomiali.

Bibliografia

COLUCCIA E., CAU A., CANNAS R., MILIA A., SALVADORI S., DEIANA A.M. (2001) - Mitotic and meiotic chromosomes of the American lobster *Homarus americanus* (Nephropidae, Decapoda). *Hydrobiologia,* **449**: 149-152.

DEIANA A.M., COLUCCIA E., MILIA A., SALVADORI S. (1996) - Supernumerary chromosomes in *Nephrops norvegicus* L. (Crustacea, Decapoda). *Heredity*, **76**: 92-99.

RUFAS J.S, GOSALVEZ J., GIMENEZ-MARTIN G., ESPONDA P. (1983) - Localization and development of kinetochores and chromatid core during meiosis in grasshoppers. *Genetica*, **61**: 233-238.

RUFAS J.S, MAZZELLA C., GARCIA DE LA VEGA C., SUJA J.A. (1994) – Ultrastructural detection of kinetochores by silver impregnation. *Chromosome Research,* **2**: 369-375.

SCHWEIZER D (1976) - Reverse fluorescent chromosome banding with chromomycin and DAPI. *Chromosoma*, **58**: 307-320.

SUMNER A.T. (1990) - Nucleolar organizers (NORs). In: Sumner A.T. (ed), *Chromosome banding.* UNWIN HYMAN, London: 194-205.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 852-854

G. SBRENNA*, D. BIZZARO°, D. SONETTI°, L. BARBIN*, P.G. BORASIO*

*Dip. di Biologia. Università di Ferrara; Ferrara, Italia.
°Dip. di Biologia Animale, Università di Modena, Modena, Italia.

STUDIO DELLE CARATTERISTICHE ULTRASTRUTTURALI, ISTOCHIMICHE ED IMMUNOCITOCHIMICHE DEL SISTEMA NERVOSO DI *VENUS VERRUCOSA* (BIVALVIA, VENERIDAE)

A STUDY OF ULTRASTRUCTURAL, HISTOCHEMICAL AND IMMUNOCITOCHEMICAL FEATURES OF THE NERVOUS SYSTEM OF VENUS VERRUCOSA *(BIVALVIA, VENERIDAE)*

Abstract

We examined the ultrastructural features of gangliar neurons in Venus verrucosa *L., showing by histochemical and immunocytochemical techniques the presence of neurotransmitters and neuropeptides.*

Key-words: *Bivalves, nervous system, ultrastructure, neurotransmitters,* Venus verrucosa.

Introduzione

Si ritiene che nei bivalvi marini il ciclo gonadico sia sotto il controllo del sistema nervoso gangliare. Tuttavia pochi sono gli studi volti ad identificare le strutture ed i neuropeptidi coinvolti nell'attivazione del processo differenziativo e nella modulazione della maturazione e del rilascio dei gameti. È questo il motivo per cui, nell'ambito del progetto "Fattori neuroendocrini coinvolti nella riproduzione e nello sviluppo di *Venus verrucosa* ", abbiamo iniziato una ricerca volta a caratterizzare i neuroni del sistema nervoso di questo bivalve con l'utilizzo di tecniche istologiche, ultrastrutturali, istochimiche e immunocitochimiche.

Materiali e metodi

L'indagine ha avuto per oggetto individui di *V. verrucosa* L. campionati nel periodo primaverile (Maggio-Giugno 1999) nel Golfo di Trieste.

I gangli sono stati fissati in glutaraldeide (2,5% in tampone cacodilato) postfissati in tetrossido di osmio e inclusi in resina Epon-Araldite. Le sezioni semifini per il M.O. sono state colorate con Blu di Metilene e le ultrafini sono state contrastate con acetato di uranile e citrato di Pb e osservate al T.E.M.

Con tecniche immunocitochimiche sono stati saggiati i seguenti anticorpi: anti-FMRFamide, anti-ACTH, anti-endorfina, anti-met-encefalina, anti-leu-encefalina, anti-LHRH, anti-CDCP (Lymnea ovulation hormon), anti-cck39. La tecnica immunocitochimica prevedeva l'uso di un anticorpo secondario FITC coniugato e una controcolorazione dei nuclei con propidio ioduro.

Risultati e conclusioni

Tutti gli individui esaminati avevano gonadi in fase di piena gametogenesi, con follicoli contenenti gameti maschili e femminili al termine della maturazione.

L'organizzazione morfologica dei gangli di *V. verrucosa* non si discosta in modo evidente da quella evidenziata in altri bivalvi.

Nel cortex dei gangli cerebrali e del viscerale si evidenziano al M.E.:

a) neuroni "grandi" (25-35 μm) a nucleo chiaro, con differenti tipologie: il loro citoplasma può infatti apparire più o meno elettrondenso per la presenza di microvescicole chiare e cisterne di RER (Fig. 1);

b) neuroni "medi" (15-18 μm) nel cui citoplasma, oltre a complessi di Golgi e accumuli di glicogeno, sono evidenti numerosi granuli densi, variabili per forma e localizzazione, molti dei quali di tipo neurosecretorio;

c) neuroni "piccoli" (10 μm), i cui nuclei sono ricchi di zolle di cromatina fortemente elettrondensa, e nel cui citoplasma (piuttosto scarso) si notano granuli di diverso diametro.

Nella zona del neuropilo appaiono grandi fibre nervose ("fibre giganti" di circa 8 μm di diametro) con all'interno microtubuli e neurofilamenti (Fig. 2) e durante la "fase di differenziazione" dei gameti, tra dendriti e assoni irregolarmente sezionati, alcune fibre mostrano al loro interno granuli di neurosecreto.



Fig. 1 - Neurone "grande" del ganglio ventrale nel cui citoplasma sono presenti granuli densi perinucleari. X 4.500.

Cytoplasm of a "large" neuron from the visceral ganglion, in which perinuclear dark granules are evident. X 4.500.

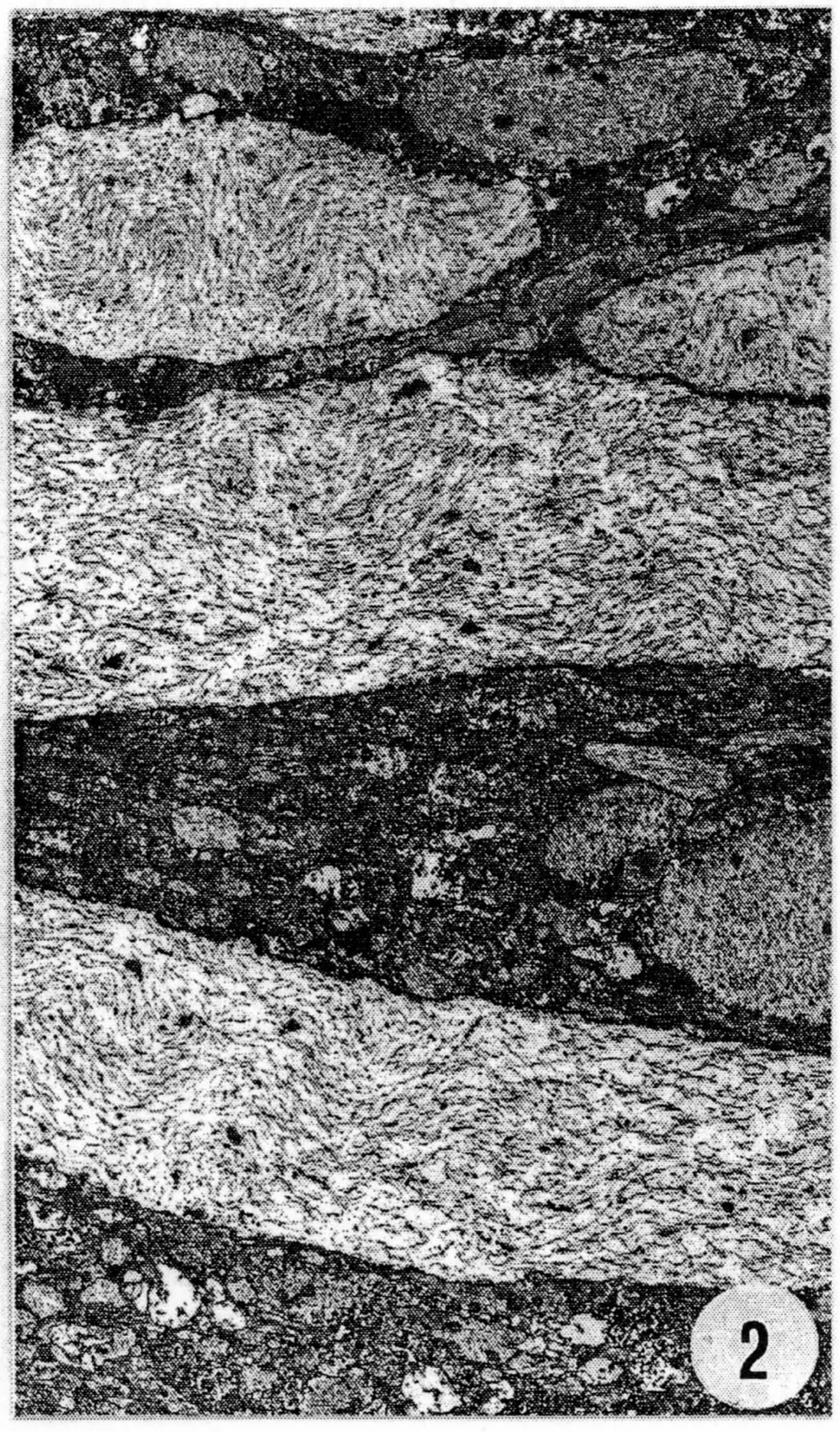


Fig. 2 - Fibre "giganti" sezionate più o meno obliquamente nel neuropilo del ganglio viscerale. X 6.000.

Oblique sections of "giant" axons in the neuropil region of the visceral ganglion. X 6.000.

A livello dei gangli cerebrale, viscerale e pedale, come pure delle fibre nervose e del tessuto gonadico, sono stati evidenziati, con le tecniche istochimiche ed immunocitochimiche, alcuni neurotrasmettitori e neuropeptidi presenti in vertebrati ed invertebrati. L'immunopositività è risultata più o meno marcata sia tra i vari gangli, come pure tra i neuroni all'interno dello stesso ganglio. È da sottolineare che la positività alla serotonina è stata evidenziata non solo a livello gangliare ma anche nella parete dei follicoli ovarici.

Con la tecnica della doppia colorazione, "retroaxonal tracing method" seguito dalla tecnica immunocitochimica, abbiamo potuto individuare i neuroni dei gangli cerebrali direttamente collegati alle gonadi per via assonale.

Conclusioni

L'organizzazione morfo-citologica dei gangli, pur risultando tipica, appare in accordo con quella evidenziata in altri bivalvi. Il prosieguo di queste ricerche permetterà di arricchire le conoscenze riguardanti la distribuzione di secrezioni neuronali positive ai vari anticorpi ed il loro rapporto con le diverse fasi stagionali di maturazione delle gonadi.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 855-857

G.P. SERRAZANETTI, D. CAVALLETTI, M. FABBRI, G. PAGLIUCA, E. ZIRONI

Dipartimento di Biochimica (sezione di Biochimica Veterinaria), Università di Bologna, Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano, Bologna, Italia.

DISTRIBUZIONE DEGLI ACIDI GRASSI IN *SQUILLA MANTIS* (L.) (CRUSTACEA, STOMATOPODA) DELLA COSTA EMILIANO ROMAGNOLA

FATTY ACID DISTRIBUTION IN SQUILLA MANTIS *(CRUSTACEA, STOMATOPODA) FROM THE EMILIA-ROMAGNA COAST*

Abstract

In various months of two years (1997-1998) total lipid concentration and fatty acid distribution were determined in muscular tissue of Squilla mantis *(L.) specimens. Amongst identified fatty acids 16:0, 16:1n7, 18:1n9, 20:5n3 and 22:6n3 shown percentages close 10%. The high amounts of n3-polyunsaturated fatty acids in* S. mantis *specimens is positive both for its biochemical and physiological processes and for human nutrition.*

Key-words: *fatty acids, lipids,* Squilla mantis, *Emilia-Romagna coast.*

Introduzione

Squilla mantis è una specie di Crostaceo Stomatopode importante per la catena trofica del mare Adriatico, ha significato nell'alimentazione dell'uomo e di conseguenza per le attività di pesca di questo mare dove, secondo una stima approssimativa, ogni anno ne vengono pescate 3.000 tonnellate. Nel corso di questa ricerca si è quindi ritenuto interessante determinare gli acidi grassi nel tessuto muscolare di esemplari di *S. mantis* per conoscere la distribuzione di questi composti in tale specie anche in rapporto all'uso che di essa si fa nell'alimentazione dell'uomo.

Materiali e metodi

I campioni di *S. mantis* sono stati pescati al largo della costa emiliano-romagnola a circa tre miglia di fronte a Cesenatico (FO). I prelievi sono stati eseguiti nel corso di due anni successivi: 1997 e 1998 con cadenza trimestrale e bimestrale rispettivamente. L'estrazione dei lipidi totali è stata effettuata con la miscela cloroformio-metanolo. Gli esteri metilici degli acidi grassi (FAME), ottenuti dall'estratto lipidico totale mediante transmetilazione, sono stati analizzati per mezzo della gascromatografia capillare (Serrazanetti *et al.*, 1998).

Risultati e discussione

I livelli dei lipidi totali determinati in *S. mantis* sono risultati relativamente uniformi nei due anni (tabella 1) e non sembrano risentire delle variazioni stagionali di temperatura.

Fra le varie classi di acidi grassi (tabella 1) determinate nel tessuto muscolare di *S. mantis* quella dei poliinsaturi prevale sempre, anche nettamente, sulle altre.

Tab. 1 - Concentrazioni dei lipidi totali, percentuali dei singoli acidi grassi e rapporto n3/n6 determinati nel tessuto muscolare di esemplari di *S. mantis* della costa emiliano–romagnola in diversi periodi degli anni 1997 e 1998.

Total lipid concentrations, percentage of different fatty acid and n3/n6 ratio measured in muscular tissue of S. mantis *specimens collected along the Emilia-Romagna coast in different periods of 1997 and 1998.*

	Luglio 97	Ottobre 97	Dicembre 97	Febbraio 98	Aprile 98	Luglio 98	Ottobre 98
Lipidi totali°	6,3 ± 0,3	5,2 ± 0,5	4,5 ± 0,2	5,3 ± 0,5	5,2 ± 0,5	4,4 ± 0,1	7,6 ± 0,1
Saturi*	33,6 ± 2,1	30,8 ± 1,6	29,3 ± 0,7	27,7 ± 1,3	28,9 ± 0,2	28,1 ± 1,3	30,1 ± 0,1
14:0*	5,7 ± 0,1	3,0 ± 0,3	3,1 ± 0,2	2,8 ± 0,2	3,2 ± 0,1	2,0 ± 0,3	2,5 ± 0,2
16:0*	20,6 ± 0,1	18,7 ± 0,4	17,6 ± 0,5	17,1 ± 1,4	17,7 ± 0,1	16,9 ± 1,2	18,7 ± 0,0
18:0*	6,0 ± 0,2	7,9 ± 0,3	7,6 ± 0,1	7,0 ± 0,3	7,2 ± 0,3	8,1 ± 0,1	8,0 ± 0,0
Monoinsaturi *	27,9 ± 0,9	26,7 ± 2,2	24,9 ± 0,6	26,4 ± 0,7	28,6 ± 0,4	23,8 ± 1,3	24,6 ± 0,7
16:1n7*	10,2 ± 0,7	9,7 ± 1,5	8,6 ± 0,7	10,4 ± 0,4	9,4 ± 0,2	6,7 ± 0,7	7,9 ± 0,1
18:1n9*	9,1 ± 0,4	10,7 ± 0,6	10,1 ± 0,1	10,7 ± 0,6	11,8 ± 0,8	10,8 ± 0,1	9,9 ± 0,5
18:1n7*	7,1 ± 0,0	5,4 ± 0,3	5,1 ± 0,1	4,7 ± 0,3	5,4 ± 0,4	5,4 ± 0,6	5,5 ± 0,2
Poliinsaturi*	38,8 ± 1,5	42,4 ± 3,2	45,8 ± 1,3	46,1 ± 2,1	42,7 ± 0,5	48,1 ± 2,6	45,6 ± 0,8
20:4n6*	7,1 ± 0,0	6,3 ± 0,2	7,4 ± 0,1	7,0 ± 0,5	7,0 ± 0,9	6,7 ± 0,3	6,2 ± 0,5
20:5n3*	15,8 ± 0,1	15,0 ± 0,6	16,2 ± 1,0	15,7 ± 0,2	13,2 ± 4,0	18,3 ± 0,5	14,9 ± 0,9
22:6n3*	10,6 ± 1,4	14,3 ± 2,4	15,0 ± 0,6	16,9 ± 0,6	14,5 ± 1,8	15,8 ± 1,5	18,0 ± 2,7
n3/n6	3,3	4,0	3,8	4,1	3,6	4,3	4,7

° Valori espressi in % di peso secco ± deviazione standard (n=3)

* Valori espressi in percentuale rispetto al totale degli acidi grassi determinati [media ± deviazione standard (n=3)]

Nei campioni di *S. mantis* sono stati isolati nel complesso oltre venti acidi grassi, nella tabella 1 sono riportati solo gli acidi acidi grassi isolati in percentuali superiori al 2% e fra questi quelli che hanno presentato percentuali superiori al 10% del totale sono il 16:0, il 16:1n7, il 18:1n9, il 20:5n3 e il 22:6n3.

L'acido grasso saturo 16:0 è risultato l'acido grasso spesso prevalente su tutti gli altri. Il suo alto valore percentuale in *S. mantis* può essere dovuto sia alla sua possibile derivazione da sintesi endogene che dall'assunzione con la dieta.

Fra gli acidi grassi monoinsaturi il 16:1n7 ed il 18:1n9 sono risultati presenti in percentuale sempre prossime al 10%. La loro presenza può essere messa in rapporto sia alla possibilità di allungamento e desaturazione in *S. mantis* di acidi grassi a minore (14:0) o corrispondente (16:0; 18:0) catena carboniosa, sia alla assunzione diretta tramite la dieta. Il 16:1n7 è caratteristico delle Diatomee, il 18:1n9 è molto diffuso nei vegetali in genere, soprattutto terrestri.

Fra gli acidi grassi poliinsaturi dominano nettamente il 20:5n3 ed il 22:6n3, con percentuali talvolta prossime a quelle del 16:0. Il 20:4n6 è risultato presente in percentuali degne di nota e caratterizzate da una grande uniformità.

A tutti questi acidi grassi a lunga catena ed elevato grado di insaturazione è stato riconosciuto nei Crostacei un ruolo essenziale per lo sviluppo delle larve, l'accrescimento e la riproduzione. Recentemente è stato provato in Crostacei di allevamento che gli acidi grassi della serie n3 svolgono un'azione più efficace di quelli della serie n6. Nei campioni di *S. mantis* analizzati il rapporto n3/n6 (tabella 1) è sempre risultato a favore dei primi che hanno presentato percentuali superiori a quelle riscontrate in Crostacei alimentati con diete integrate.

La dieta naturale di *S. mantis* o specifici processi metabolici endogeni in essa attivi rendono i lipidi di questa specie particolarmente ricchi di acidi grassi poliinsaturi ed in particolare di quelli della serie n3. La composizione degli acidi grassi di questa specie appare quindi positiva sia per i processi biochimici e fisiologici endogeni di questo Crostaceo, sia per l'alimentazione dell'uomo.

Bibliografia

SERRAZANETTI G.P., ZIRONI E., PAGLIUCA G., CORTESI P., GAZZOTTI T., KINDT M. (1998) - Lipid constituents in two molluscs species. *Proceedings 20th International Symposium of Capillary Chromatography*. Riva del Garda, Italy. May 26-29: 13 pp.

Ricerca eseguita con un contributo 60% del M.U.R.S.T., Roma.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 858-861

R. SITRAN, M. BONARDI, L. TIEGANG*

CNR - Istituto per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse,
S. Polo 1364 – 30125 Venezia, Italia.
*Inst. of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, China

STUDIO MORFOLOGICO E MICROANALISI MEDIANTE SEM/EDS DEI GUSCI DI DUE SPECIE DI FORAMINIFERI PLANCTONICI PROVENIENTI DALL'EAST CHINA SEA (OKINAWA)

MORPHOLOGICAL AND MICROCHEMICAL STUDY BY SEM/EDS OF THE SHELL OF TWO PLANKTONIC FORAMINIFERA SPECIES FROM EAST CHINA SEA (OKINAWA)

Abstract

This work presents the results of SEM/EDS analyses aiming at studying the morphology and chemical composition of the shells of two species of planctonic foraminifera (Globigerinoides sacculifer *and* G. quadrilobata) *found in a 592-cm-long core collected in the Middle Okinawa Trough at a water depth of 1100 m. The internal walls of the shells present an open honeycomb structure. Microchemical analyses of the shells showed a calcitic composition with low contents of magnesium. No major differences have been found for these shell's features along the core so the correlation with the paleoclimatic events in the area seems to be at the moment rather complicated.*

Key-words: *SEM/EDS, planktonic foraminifera shell, Okinawa Trough.*

Introduzione

Questa indagine è stata effettuata nell'ambito di un programma di collaborazione tra l"Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao-China" e l'I.S.D.G.M.- CNR di Venezia, avente tra i suoi obiettivi anche quello di ricostruire gli eventi paleoclimatici succedutisi negli ultimi 8000 anni (Olocene) in una zona dell'East China Sea (Middle Okinawa Trough, 28°08.869'N, 127°16.238'E) attraverso lo studio delle associazioni a foraminiferi planctonici, riconoscibile nella successione stratigrafica.

Vengono qui illustrati i risultati di un'analisi SEM/EDS rivolta allo studio sulla morfologia e composizione chimica del guscio di due specie di foraminiferi planctonici (*Globigerinoides sacculifer e Globigerinoides quadrilobata*). Queste specie sono limitate alle aree tropicali a salinità normale, con una predominanza nei primi 50 m di profondità (zona fotica). Si possono pertanto definire forme di acque superficiali, utilizzate negli studi stratigrafici paleoambientali come indicatori delle temperature superficiali dell'acqua (SST).

Materiali e metodi

I campioni analizzati provengono da una carota (DGKS9603) lunga 592 cm, raccolta nell'East China Sea, a 1100 m di profondità, mediante un carotatore a pistone. Per le analisi sono stati utilizzati 31 campioni prelevati ad intervalli di 2 cm dalla superficie fino a 291 cm di profondità. I gusci selezionati al microscopio ottico, sono stati analizzati mediante la tecnica SEM/EDS. Per la presente indagine è stato utilizzato un microscopio elettronico a scansione,

Cambridge 250 Stereoscan, operante a 20 kW, abbinato ad uno spettrometro a raggi X (Edax-PV 9800). Gli ingrandimenti utilizzati, scelti in base alle dimensioni dei gusci e dei particolari da evidenziare sono stati: 120X, 140X, 160X, 180X, 200X per il guscio in toto; 700X, 1300X per i particolari della microstruttura della parete del guscio. I dati analitici sono stati calcolati utilizzando i parametri fondamentali predefiniti nel software (ZAF) ottenendo così una stima semiquantitativa. Ogni guscio è stato ricoperto, per evaporazione sotto vuoto, con un sottile film di materiale conduttore per consentirne l'osservazione, la ripresa di immagini fotografiche e l'esecuzione delle analisi spettrali degli elementi. In particolare, per l'esecuzione delle analisi microchimiche del guscio, i campioni sono stati ricoperti con una pellicola di carbonio dello spessore di circa 0.015 mm. Per la metalizzazione dei campioni, ai fini dell'osservazione della morfologia superficiale, si è fatto invece ricorso ad un metallizzatore funzionante ad oro Med 010 Balzers Union.

Risultati

Analisi morfologica (SEM)

L'analisi al SEM della morfologia del guscio ha confermato i dati riportati in letteratura: i gusci sono costituiti da 3-4 camere subcilindriche per giro di spira. La differenza tra le due specie consiste nella diversa morfologia dell'ultima camera che nei *G.sacculifer* ha una forma allungata a sacco, mentre nei *G.quadrilobata* ha una forma subsferica (Fig. 1, 2). I dettagli della parete del guscio a 1300X (Fig.3) hanno evidenziato una microstruttura a nido d'ape perforata, con pori di circa 5 mm situati all'interno di cavità imbutiformi circondate da creste esagonali. Le spine sono assenti, in quanto si disperdono immediatamente dopo la morte dell'individuo; si possono tuttavia vedere agli angoli dei poligoni i punti originari di inserzione, localizzabili in corrispondenza di un ispessimento a forma di piccolo cono rilevato. Per alcuni gusci questa struttura a esagoni è risultata meno evidente per effetto di ricristallizzazioni secondarie della parete del guscio, di incrostazioni e di riempimenti. In generale dall'osservazione visiva delle caratteristiche morfologiche e dai dettagli della microstruttura si può riconoscere un grado di preservazione dei gusci variabile da buono a scadente. La preservazione è alterata sia per effetto di processi diagenetici (ricristallizzazione e incrostazioni prevalenti) e, solo in rari casi, di dissoluzione, sia per la presenza di tracce più o meno consistenti di materiale di interstizio, costituito da placchette di nanoplancton calcareo (coccoliti) (Fig.3) del genere *Calcidiscus* e *Geophyrocapsa* e da fasi di riempimento di materiale di tipo argilloso.

Analisi microchimica (Electron Microprobe - EDS)

Per quanto riguarda l'analisi microchimica del guscio la letteratura riporta per questo genere una composizione calcitica, con parete ialina, in cui i microcristalli di calcite sono allungati e disposti con l'asse cristallografico orientato perpendicolarmente alla superficie del guscio.

L'analisi spettrale degli elementi (EDS) (Fig.4, Tab.1) ha infatti confermato una composizione calcitica a basso tenore di magnesio, con quest'ultimo diffuso e facente parte della struttura primaria del guscio. Le microanalisi della superficie esterna della parete dei gusci hanno evidenziato la presenza di alcuni elementi (Al, Si principalmente, ma anche Na, Fe) che potrebbero essere dovuti

ad incrostazioni di materiale di natura allumo-silicatica (minerali argillosi). Le microanalisi delle sezioni e della superficie interna di alcuni gusci hanno evidenziato la presenza di un picco caratteristico del fluoro (Fig.4), che potrebbe spiegarsi come una fase mineralogica (fluorite) di origine secondaria, formatasi presumibilmente dopo la morte dell'individuo, a seguito di processi degradativi del citoplasma in condizioni riducenti.

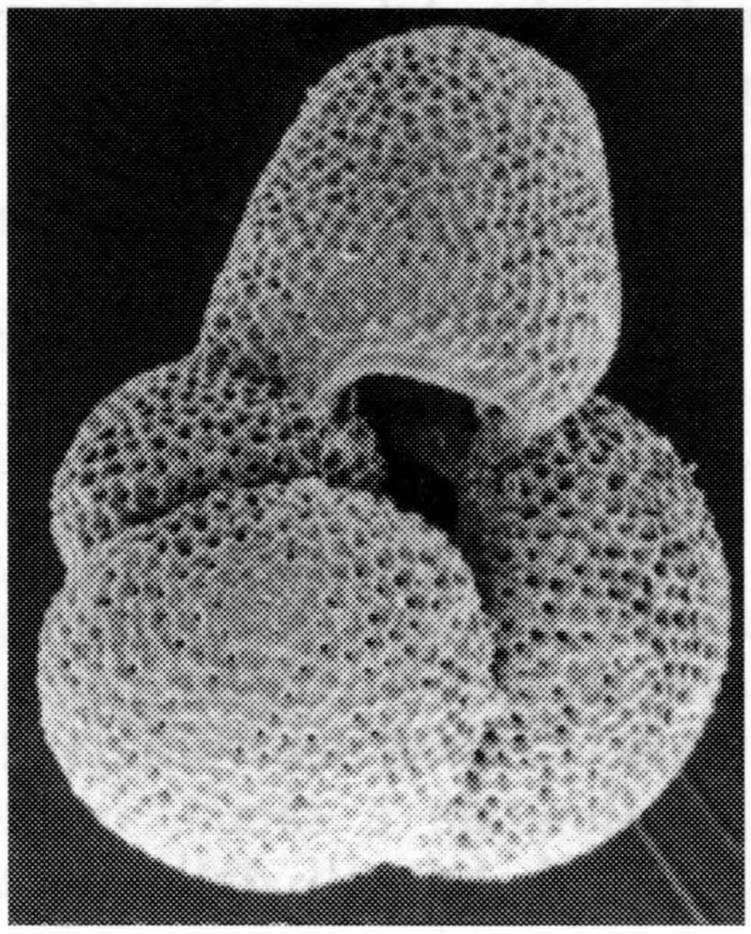


Fig. 1 - *Globigerinoides sacculifer,* veduta ombelicale.
Ventral view.

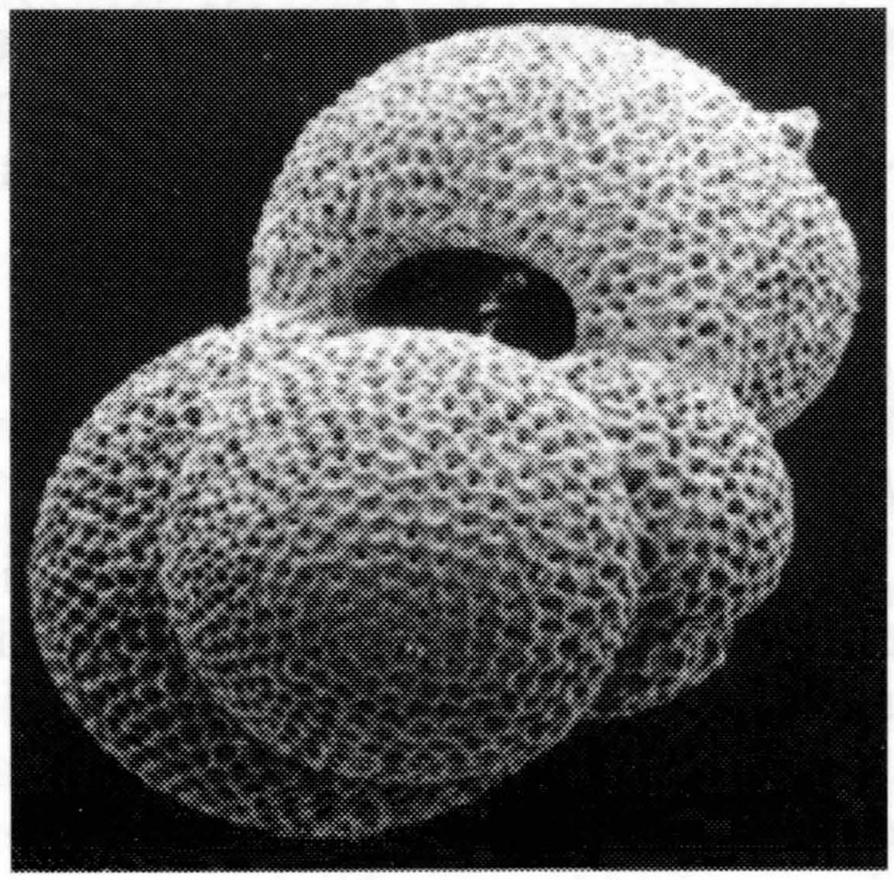


Fig. 2 - *Globigerinoides quadrilobata*, veduta ombelicale.
Ventral view.

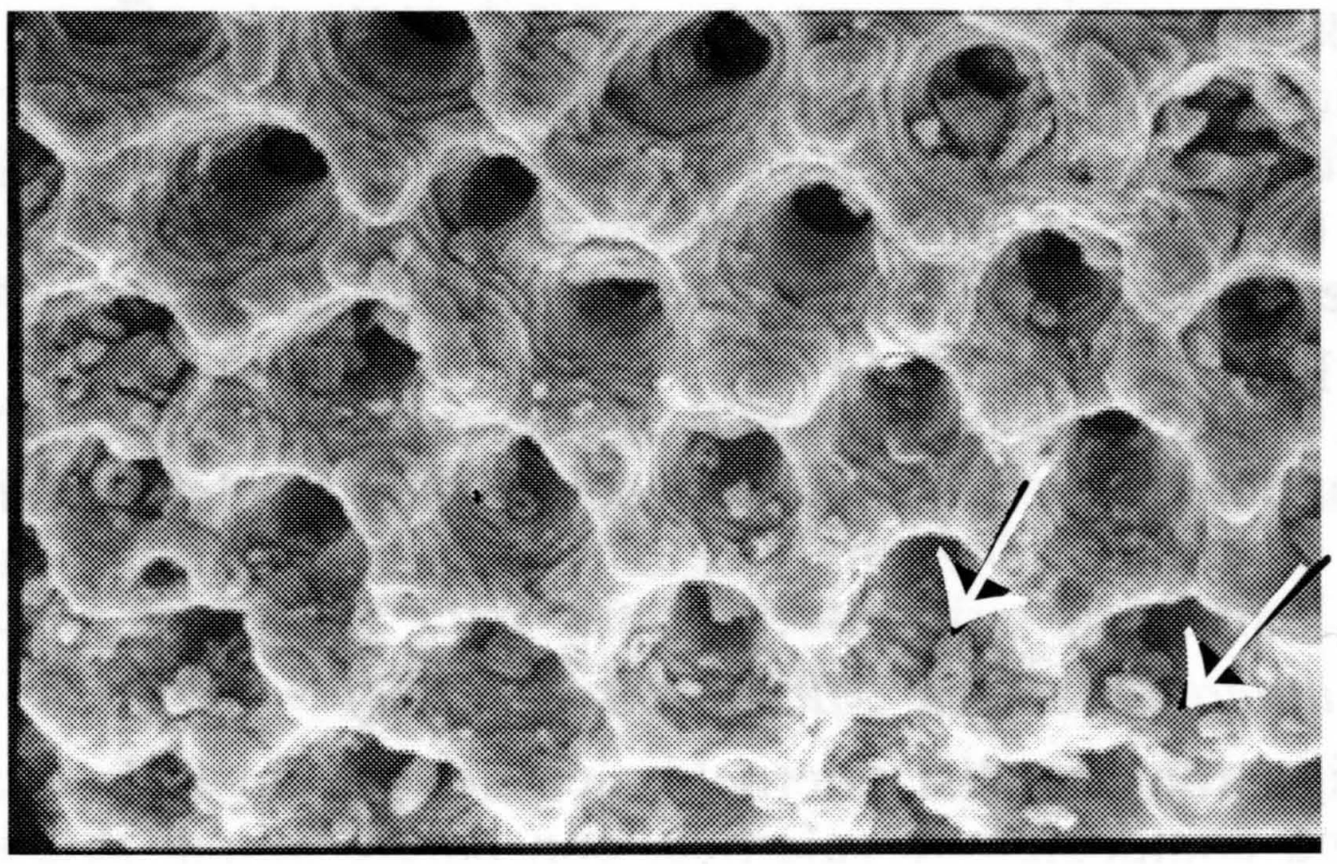


Fig. 3 - Dettagli della parete spinosa "a nido d'ape" (1300X). Le placchette di nanoplancton calcareo (coccoliti) indicata dalla freccia appartengono ai generi *Geophyrocapsa* e *Calcidiscus*. Si noti la presenza di materiale di riempimento e di incrostazioni.
Detail of the honeycomb wall (1300X). The calcareous nanoplanktonic little plates indicated by the arrow belong to the genera Geophyrocapsa *and* Calcidiscus. *The presence of filling deposits can be noted.*

Tab. 1 - Dati analitici (EDS). Valori medi riferiti a tre campioni e media totale. Tutti i dati sono espressi in peso % (wt%).

Analytical data (EDS); means and total mean values are given for three samples. Values are expressed in percentage weight (wt%).

Campione	Ca	Mg	Fe	Mn
26	56.70	0.18	0.09	0.02
29	55,31	0,19	0,03	0
9	55,24	0,16	0,08	0,04
media	*55.75*	*0.17*	*0.06*	*0.02*

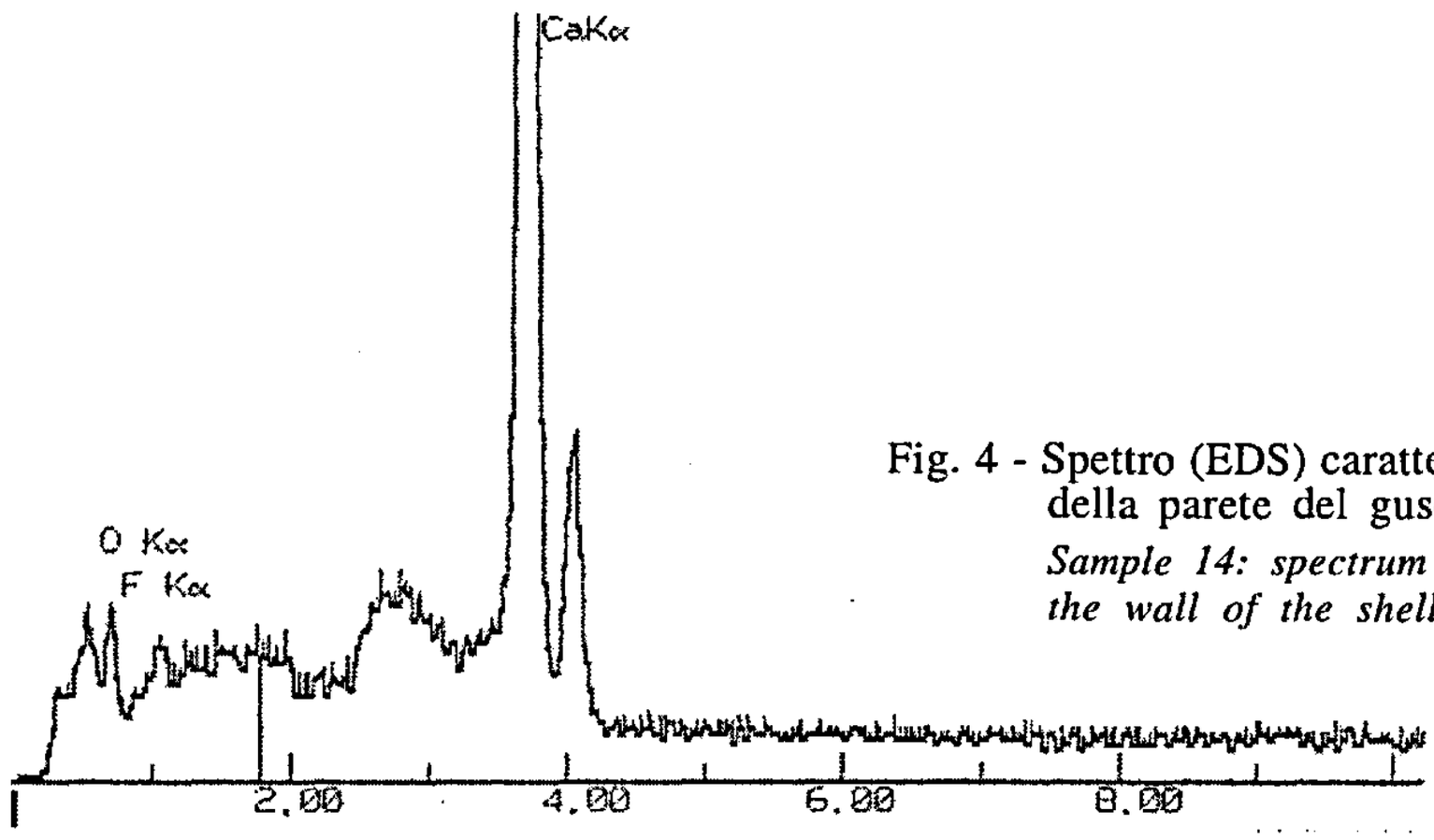


Fig. 4 - Spettro (EDS) caratteristico di una sezione della parete del guscio del campione 14.

Sample 14: spectrum (EDS) of a section of the wall of the shell.

Conclusioni

I risultati hanno confermato i dati riportati in letteratura; il grado di preservazione dei gusci è risultato variabile da buono a scadente, per effetto soprattutto di deposizione di incrostazioni di materiale di tipo argilloso.

Non sono state rilevate differenze morfologiche e di composizione chimica tra i gusci lungo il profilo verticale della carota, pertanto riesce problematico, al momento, un tentativo di correlazione con gli eventi paleoclimatici.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Dott. C. Furlan per le analisi al SEM/EDS, il Dott. P. Vergerio per i preziosi consigli e J. Stirljng del Geological Survey of Canada, Ottawa, Canada per le analisi microchimiche (EDS).

Bibliografia

HEMLEBEN C., SPINDLER M., ANDERSON O.R. (1989) - *Modern Planktonic foraminifera.* Springer-Verlag: 397 pp.

TIEGANG L. (1999) - Correlations between the Okinawa Trough and Greenland ice climate records of the past 50000 years. *Paleoenvironments and sedimentation of the East China Sea. Collection of Donghai results of Joint Chinese and French Study 1996-1999.* State Oceanic Administration, Beijing, China.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 862-864

L. Sola[1], S. De Innocentiis[1,2], E. Gornung[1], S. Papalia[1], A.R. Rossi[1], G. Marino[2], P. De Marco[2], S. Cataudella[3]

[1]Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma 1, Via A. Borelli, 50 - 00161 Roma, Italia.
[2]ICRAM, Roma, Italia.
[3]Dip. Biologia, Università di Roma 2, Roma, Italia.

CARATTERIZZAZIONE GENETICA DI *EPINEPHELUS MARGINATUS* (PISCES, SERRANIDAE): ANALISI CITOGENETICA, POLIMORFISMO DEGLI ALLOZIMI E DEI MICROSATELLITI

GENETIC CHARACTERIZATION OF EPINEPHELUS MARGINATUS *(PISCES, SERRANIDAE) TROUGH CYTOGENETIC, ALLOZYMES AND MICROSATELLITES ANALYSES*

Abstract

Karyological, allozyme and microsatellites surveys of' Mediterranean populations of the dusky grouper. Epinephelus marginatus *(Pisces, Serranidae). were undertaken in order to contribute to the generic characterization of the species, useful to correctly plan restocking programmes.*

Key-words: Epinephelus marginatus, *allozyme, microsatellite, chromosomes.*

Introduzione

Per contribuire alla caratterizzazione genetica della cernia bruna, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), sono state effettuate l'analisi cariologica (Sola *et al.*, 2000), e quelle del polimorfismo degli allozimi e dei microsatelliti. Tra gli scopi vi è quello di stimare la variabilità genetica nella specie, attualmente in rarefazione nel Mediterraneo, e analizzarne la struttura di popolazione e il grado di differenziazione. Eventuali marcatori genetici molecolari popolazione-specifici sarebbero utili nelle attuali prospettive di ottenere giovanili "ecocertificati" utilizzabili a fini di ripopolamento.

Materiali e metodi

Sono stati raccolti un totale di 235 individui selvatici provenienti da 7 località mediterranee e da una dell'Atlantico orientale.

Il DNA totale è stato isolato da frammenti di tessuto muscolare congelato o da frammenti di pinna in alcol, seguendo un protocollo di estrazione con fenolo e cloroformio. Per le amplificazioni PCR dei locì microsatelliti sono state utilizzate 7 coppie di primers, 6 delle quali isolate originariamente in *Mycteroperca microlepis* (Chapman *et al.*, 1999) ed una in *Epinephelus merra* (Nugroho *et al.*, 1998) e gli amplificati ottenuti sono stati separati tramite elettroforesi su gel di poliacrilamide con il sequenziatore automatico ABI 373XL.

L'analisi dei polimorfismi enzimatici, condotta su 28 loci, è stata effettuata per i soli individui delle popolazioni IO, LP e SR (vedi Fig. 1). Gli omogenati tissutali sono stati sottoposti ad elettroforesi orizzontale su gel d'amido all'11%

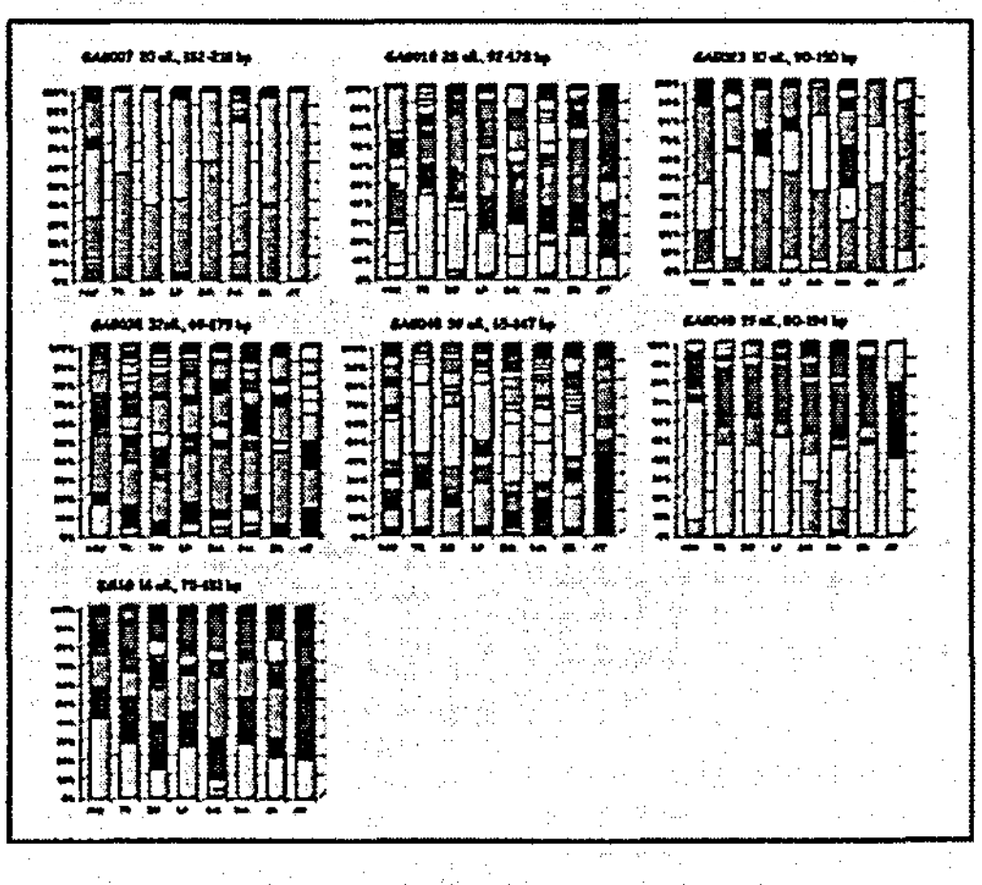
e gli zimogrammi visualizzati trarnite opportune colorazìoni biochimiche specifiche per ogni enzima.

I dati genotipici ottenuti sono stati sottoposti ad eleborazione statistica per calcolare le frequenze alieliche ed ottenere inisure di variabilità genetica ed indici di strutturazione.

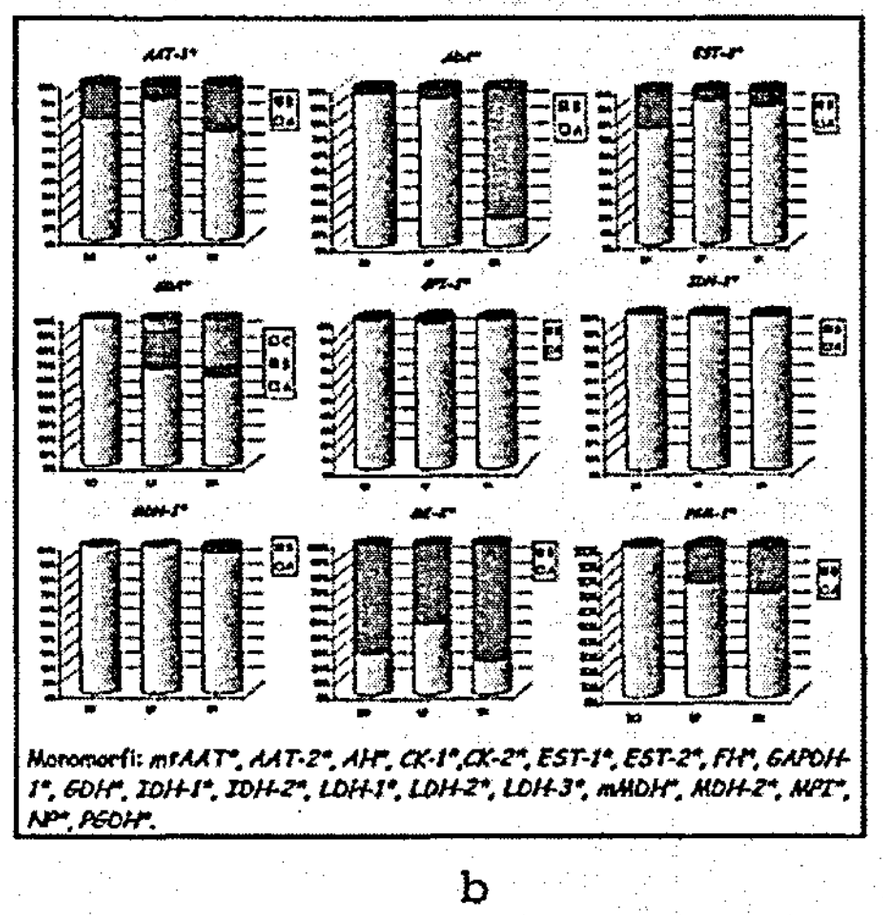
Risultati e discussione

Nel corso della caratterizzazione citogenetica (Sola *et al.*, 2000) è stata affrontata l'analisi della localizzazione e composizione dell'eterocromatina costitutiva e delle regioni nucleolo-organizzatrici (NOR), e, mediante metodi di ibridazione in situ, si è investigato sulla localizzazione cromosomica di specifiche sequenze di DNA, quali i geni per il 18S e il 5S rRNA e le sequenze telomeriche. Da queste analisi è emerso un quadro di sostanziale omogeneità cariologica, per cui degna di nota è la presenza di siti di NOR addizionali negli esemplari provenienti dalle coste sarde.

I 7 loci microsatelliti analizzati mostrano un elevato grado di polimorfismo (Fig. 1a), maggiore di quello riscontrato per gli allozimi (9 loci polimorfi, Fig. 1b), coerentemente con le rispettive nature delle due diverse classi di marcatori. Gli individui delle coste atlantiche (AT) presentano a tutti i loci microsatelliti una composizione allelica notevolmente diversa da quelli mediterranei, mentre, per quanto riguarda gli allozimi, la popolazione sarda (SR) si distingue da IO e LP per le frequenze alleliche al locus *ADA**.



a



b

Fig. 1 - a) frequenze alleliche ai 7 loci microsatelliti nelle 8 popolazioni di *E. marginatus* (NW= Francia meridionale e Barcellona, TR= Tirreno centro-meridionale, IO= Mar Ionio, LP=Isole Pelagie, SM= Tunisia sud-orientale, NA= Algeria e Tunisia settentrionale, *SR*= Sardegna meridionale, AT= Atlantico orientale). b) frequenze alleliche ai 28 loci enzimatici nelle popolazioni IO, LP e *SR*.

*a) allele frequencies ai 7 microsatellite loci in 8 populations of** E. marginatus *(NW= South France and Barcelona. TR=South Tirrenian Sea, IO=Ionian Sea. LP=Pelagie islands. SM=South-East Tunisia. NA=Algeria and North Tunisia, SR=South Sardinia, AT=Eastern Atlantic). b) allele frequencies at 28 gene-enzyme loci in IO. LP and SR populations.*

Il grado di variabilità genetica da noi riscontrato in questa specie per i inicrosatelliti (He = 0,745-0,846; Ho = 0,510-0,696) e per gli allozirni (He = 0,044-0,085; Ho = 0,026-0,059) è paragonabile a quanto osservato in altri teleostei marmi; la stessa, pertanto, non sembra allo stato attuale gravemente compromessa, anche se non esistono dati precedenti cui fare riferimento. Il valore di R_{ST} (Rho = 0,0358) e i risultati dei test genico e genotipico (P = 0,000) indicano una differenziazione delle cernie brune all'interno del Mediterraneo, che quindi non costituiscono un'unica popolazione panmittica. I profili genotipici multilocus offrono una buona base per l'assegnazione degli individui alle diverse popolazioni (I = 73,68%).

Summary

In order to contribute to the genetic characterization of the dusky grouper *Epinephelus marginatus*, karyological, allozyme and microsatellites surveys were undertaken. These surveys aimed at analysing the genetic variability and the genetic structure in the species and at identifying possible population-specific genetic molecular markers. 235 individuals from 7 different locations along the Mediterranean Sea (plus one along the Eastern Atlantic African coast) were collected. From the analysis of three Mediterranean populations, cytogenetic data (karyotype, distribution and composition of constitutive heterochromatin, chromosome locations of the 18S and 5S rRN4 genes and of the (TTAGGG), telomeric sequences) suggest a karyological homogeneity in the species. However, after in situ hybridization, additional NORs were found in specimens from Sardinia. Seven microsatellite loci, previously isolated in *Mycteroperca microlepis* and in *Epinephelus merra*, were investigated, us well as 28 enzyme loci, 9 of which showed more than one allele. Levels of genetic variability assessed both for microsatellites (He = 0,745-0,846; Ho = 0.510-0,696) and allozymes (He = 0,044-0,085; Ho = 0,026-0,059) conform to the range observed in other marine fishes. Genic and genotypic test, as well as R_{ST} value, reveal a genetic differentiation among samples front different locations: thus, dusky groupers in the Mediterranean cannot be considered its a single panmittic unit.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti coloro che hanno partecipato al campionamento.

Bibliografia

CHAPMAN RX, SEDBERRY G.R., KOENIG C.C., ELEBY B.M. (1999) - Stock identification of gag, *Mycteroperca microlepis,* along the southeast coast of the United States. *Mar Biotechnol.* **1**: 137-146.

NUGROHO E., TAKAGI M., SUGAMA K., TANIGUCHI N. (1998) - Detection of GT microsatellite *loci* and their polymorphism for grouper of the genus *Epinephelus. Fish. Sci.* **64**: 836-837.

SOLA L., DE INNOCENTIIS S., GORNUNG E., PAPALIA S., ROSSI A.R., MARINO G., DE MARCO P., CATAUDELLA S. (2000) - Cytogenctic analysis of *Epinephelus marginatus* (Pisces, Serranidae), with the chromosome localization of the 18S and 5S rRNA genes and of the (TTAGGG), telomeric sequence. *Mar. Biol.,* **137**: 47-51.

Questa ricerca è stata l'inanziata con i fondi del IV piano triennale DELLA PESCA E DELL'ACQUICOLTURA (legge 41/82) erogati dal Ministero delle Politiche Agricole.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 865-868

M.A. TODARO[1,3], C. VIRNO-LAMBERTI[2], M. PULCINI[2],
D. PELLEGRINI[2], S. DE RANIERI[1]

[1]C.I.B.M. - P.le Mascagni, 1 - 57127 Livorno, Italia.
[2]I.C.R.A.M. - Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[3]Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia, Italia.

MONITORAGGIO DI UN'AREA SOGGETTA A SVERSAMENTO DI MATERIALE DI DRAGAGGIO: EVIDENZA DI UNA RAPIDA RICOLONIZZAZIONE DEI FANGHI DA PARTE DELLA MEIOFAUNA

MONITORING OF A DREDGED MATERIAL DISPOSAL SITE: EVIDENCE OF RAPID MEIOFAUNAL RECOLONIZATION OF THE DUMPED SEDIMENTS

Abstract

The research was carried out at a sea disposal site located in the Ligurian Sea, some miles off the northern coast of Tuscany, Italy. In the site is preferentially dumped material dredged from the harbor of Leghorn. A faunistic survey of sediment cores taken in three impacted stations showed evidence of rapid meiofaunal recolonization of the dumped material; furthermore, two weeks following the dumping we could not detect statistically significant differences between density of total meiofauna and most major taxa in the impacted vs a control site.

Key-words: *dredging operations, dumping, meiofauna, recolonization, benthos, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Da tempo sono in atto ricerche in un'area del Mar Ligure sud-orientale (43°38' N; 9°59'E) scelta per lo sversamento del materiale di dragaggio del porto Livorno. Il fondale della zona presa in esame, posto a 105-110 metri di profondità, è costituito principalmente da sedimento di tipo argilloso-siltoso, con una trascurabile frazione sabbiosa. Le variazioni del profilo batimetrico dovute all'accumulo del materiale alloctono sono periodicamente monitorate con l'ausilio di un Side Scan Sonar, facilitando così anche la raccolta mirata del materiale da analizzare. Lo studio faunistico finora circoscritto al macrozoobenthos, per il quale è stata accertata la presenza di specie prevalentemente appartenenti alla biocenosi dei fanghi terrigeni costieri (Bianchi *et al.*, 1995; ICRAM, 1997), è stato recentemente esteso anche al meiobenthos. Nel presente lavoro vengono fornite le informazioni su quest'ultima componente e i dati relativi alla campagna di prelievi effettuata nell'agosto 1999, circa due settimane dopo l'ultimo sversamento compiuto nel settore H, un quadrato di circa 1 miglio di lato.

Materiali e metodi

La meiofauna è stata estratta da carote di sedimento ottenute subcampionando il materiale prelevato con un box corer in tre siti (H3, H4 e H5) situati nell'area interessata dallo sversamento, ed in un sito (HB) situato in un'area adiacente non coinvolta (controllo). In ognuna delle quattro stazioni di raccolta sono stati prelevati tre campioni, ciascuno dei quali è stato subcampionato inserendo manualmente nel sedimento per 2,5 cm un tubo di Plexiglas di 2,75 cm di

diametro; in totale sono state ottenute 3 x 2 x 4 carote. La fauna è stata narcotizzata con $MgCl_2$ al 7.0% e successivamente fissata e conservata in una soluzione al 10% di formalina neutra, preventivamente addizionata con Rosa Bengala. L'estrazione, ripetuta tre volte, è stata eseguita mediante centrifugazione in gradiente di LUDOX e filtraggio del surnatante per mezzo di due setacci con maglie di 1,0 e 0,063 mm sovrapposti (Higgins & Thiel, 1988). Gli animali trattenuti sul setaccio con maglie più fini sono stati poi identificati per gruppo tassonomico e contati. Conformemente ad altri studi, i nauplii sono stati considerati come costituenti un gruppo sistematico distinto (cf. Warwick *et al.*, 1990; Carman *et al.*, 1995). I Copepodi Arpacticoidi sono stati separati dal resto della fauna e conservati per una successiva determinazione specifica. La significatività delle differenze osservate sono state valutate per mezzo dell'analisi della varianza (one-way ANOVA) o del t-test previa trasformazione $x = \log (x + 1)$.

Risultati e discussione

L'ispezione al microscopio del sedimento defaunato ha consentito di accertare che l'efficienza del tipo di estrazione adottato è stato pressoché del 100%, solo rari esemplari di nematodi erano infatti rimasti associati al sedimento originario.

Nei campioni esaminati sono stati rinvenuti organismi appartenenti a 10 diversi gruppi sistematici, di cui cinque presenti in tutte le stazioni. Il sito di controllo HB è risultato quello ospitante il più alto numero di taxa, nove (Tabella 1).

Le densità medie complessive sono variate da 151,5 ind./10 cm^2 della stazione H5 a 463,4 ind./10 cm^2 della stazione H3. Per la stazione di controllo HB è stata calcolata una densità media totale di 267,3 ind./10 cm^2. I Nematodi, con densità comprese tra 88,2 e 381,9 ind./10 cm^2, sono risultati gli animali più abbondanti, seguiti nell'ordine da Policheti, Arpacticoidi e Nauplii. I rappresentanti di altri sei gruppi (Chinorinchi, Turbellari, Ostracodi, Tanaidacei, Anfipodi e Idrozoi) sono stati rinvenuti solo in piccolo numero e/o in maniera sporadica, raggiungendo al massimo una densità di 2,2 ind./10 cm^2 (Tabella 1). Questi taxa, causa la loro scarsa abbondanza, nel corso dell'analisi statistica sono stati raggruppati nella categoria "Altri" (cf. Fleeger *et al.*, 1996).

Le abbondanze medie taxon specifiche rientrano nel campo di variabilità riportato in letteratura per il tipo di sedimento e profondità investigati (Coull, 1988, Giere, 1993). Mentre il valore di 88,2 Nematodi/10 cm^2 rinvenuto nella stazione H5 si posiziona ai livelli più bassi tra quelli noti, l'esatto contrario si può dire della densità media dei Policheti riscontrata nella stazione H5, 52,2 ind./10 cm^2 che la colloca tra i valori più alti in assoluto. È opportuno sottolineare che l'alto valore di densità media è dipeso in larga parte dall'elevato numero di animali ritrovati in una sola delle carote esaminate.

L'analisi della varianza non ha evidenziato differenze statisticamente significative tra le abbondanze medie della meiofauna totale e dei singoli taxa nelle quattro stazioni di raccolta. Unica eccezione è costituita dai Nauplii che sono risultati significativamente più abbondanti nella stazione di controllo HB, rispetto alla stazione H5 (ANOVA, $P < 0,05$).

L'apporto percentuale dei singoli taxa alla composizione delle comunità meiobentoniche presenti nei siti investigati riflette abbastanza fedelmente le ten-

Tab. 1 - Densità media ± deviazione standard (ind./10 cm²) dei taxa e del popolamento complessivo rinvenuto nei quattro siti investigati. L'abbondanza relativa (%) dei singoli taxa è stata calcolata in relazione alla densità totale.

Mean density ± standard deviation (ind./10 cm²) of major taxa and total meiofauna found in four investigated sites. The relative abundance (%) of single taxa is derived from total density.

	Stazioni di campionamento			
	HB	**H3**	**H4**	**H5**
NEMATODA	180,8 ± 159,7 (67,6)	381,9 ± 226,7 (82,4)	202,2 ± 93,5 (82,3)	88,2 ± 33,5 (58,1)
HARPACTICOIDA	32,6 ± 44,3 (12,7)	35,9 ± 21,3 (7,7)	21,3 ± 38,7 (8,6)	8,1±7,3 (5,3)
NAUPLII	10,1* ± 11,6 (3,7)	22,5 ± 19,4 (4,8)	3,4 ± 4,5 (1,3)	0,8* ± 1,4 (0,5)
POLYCHAETA	38,2 ± 36,0 (14,3)	20,2 ± 20,7 (4,3)	17,4 ± 17,0 (7,1)	52,2 ± 67,7 (34,5)
KINORHYNCHA	2,2 ± 2,5 (0,8)	0,6 ± 1,0 (0,1)	0,6 ± 1,0 (0,2)	0,3 ± 0,7 (0,2)
TURBELLARIA	1,7 ± 3,4 (0,6)	1,1 ± 1,7 (0,2)	-	1,4 ± 3,4 (0,9)
OSTRACODA	1,1 ± 2,8 (0,4)	1,1 ± 1,0 (0,2)	-	-
TANAIDACEA	0,3 ± 0,7 (0,1)	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	0,6 ±1,0 (0,2)	-
HYDROZOA	0,6 ± 1,4 (0,2)	-	-	-
Σ TAXA: KI-HY	5,9 ± 6,3 (2,2)	2,8 ± 2,6 (0,6)	1,1 ± 1,9 (0,4)	1,7 ± 3,4 (1,1)
MEIOFAUNA TOTALE	267,3 ± 222,5	463,4 ± 293,7	245,4 ± 139,2	151,1 ± 63,5

*Differenze statisticamente significative (ANOVA, $p < 0,05$)

denze riscontrate nelle abbondanze. I Nematodi hanno costituito sempre la frazione maggiore (dal 58,1% al 82,4% rispettivamente in H5 e H3), mentre i Policheti sono risultati secondi per abbondanza percentuale nelle stazioni HB (14,3%) e H5 (34%). Nelle stazioni H3 e H4 tale posizione è occupata dai Copepodi Arpacticoidi rispettivamente con valori del 7,7% e 8,6%. I Nauplii percentualmente hanno occupato sempre la quarta posizione tranne che nella stazione H3 dove sono risultati terzi a scapito dei Policheti. Complessivamente gli altri taxa hanno costituito dallo 0,4 al 2,2% del popolamento totale.

La composizione percentuale delle comunità meiobentoniche investigate non sembra differire in maniera sostanziale da quelle riportate per habitat con simili caratteristiche granulometriche e valori di batimetria. Una possibile eccezione è l'elevata percentuale 34,5% raggiunta dai Policheti nella stazione H5 laddove i Nematodi hanno costituito solo il 58,1% del popolamento totale. Questi dati uniti all'elevata variabilità all'interno delle singole stazioni di raccolta suggeriscono tuttavia cautela nell'escludere una qualsiasi azione di disturbo del materiale dragato sulle comunità originarie. È probabile che i dati quantitativi registrati riflettano

un incompleto processo di ricolonizzazione dei sedimenti impattati da parte della meiofauna. In questo senso sembrano andare anche le indicazioni provenienti dall'analisi qualitativa che ha fatto registrare il più alto numero di taxa (9), nel sito non soggetto a sversamenti contro i soli sei taxa rinvenuti nei siti luogo di rilascio dei sedimenti portuali.

Conclusioni

Quanto osservato testimonia la veloce ricolonizzazione da parte della meiofauna del sedimento sversato; i valori prossimi alla significatività ($0,06 \leq p \leq 0,09$) emersi in alcuni confronti, e la presenza di determinati taxa solo nel sito di controllo indicano tuttavia che dopo due settimane il processo non si è ancora concluso.

Ringraziamenti

Si ringraziano i dottori M. Carletti, F. Rigotto e F. Tinti dell'Università di Modena per il prezioso aiuto fornito durante il sorting del materiale.

Bibliografia

BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C. (1995) - Carta bionomica dei mari toscani: introduzione criteri informativi e note esplicative. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Memorie,* serie A, suppl. **102**: 77-92.

CARMAN K.R., FLEEGER J.W., MEANS J.C., POMARICO S., McMILLIN D.J. (1995) - Experimental investigation of the effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on an estuarine sediment food web. *Mar. Environ. Res.*, **40**: 289-318.

COULL B.C. (1988) - Ecology of the marine meiofauna. In: Higgins R. P., Thiel H. (a cura di), Introduction to the Study of Meiofauna. *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C.: 18-38.

FLEEGER J.W., SHIRLEY T.C., CARLS M.G., TODARO M.A. (1996) - Meiofaunal recolonization experiment in oiled sediments. In: Rice S., Spies A., Wolfe D.A., Wright B.A. (a cura di), Proceedings of the Exxon Valdez oil spill symposium. *American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, MD: 271-285.

GIERE O. (1993) - *Meiobenthology. The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments.* Springer-Verlag, Berlin: 328 pp.

ICRAM (1997) - Risultati della campagna di monitoraggio effettuata sulle aree marine utilizzate per lo scarico dei materiali dragati nel Porto di Livorno. Subaree G, H: 38 pp.

HIGGINS R.P., THIEL H. (a cura di), (1988) - Introduction to the Study of Meiofauna. *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C.: 287 pp.

WARWICK R.M., PLATT H.M., CLARKE K.R., AGARD J., GOBIN J. (1990) - Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **138**: 119-142.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 869-872

M.A. TODARO[1,3], O. FARAPANOVA[2], F. ONORATI[2], D. PELLEGRINI[2], P. TONGIORGI[3]

[1]C.I.B.M., P.le Mascagni, 1 - 57127 Livorno, Italia.
[2]I.C.R.A.M., Roma, Italia.
[3]Dip.di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia, Italia.

TIGRIOPUS FULVUS (COPEPODA, HARPACTICOIDA) UNA POSSIBILE SPECIE-TARGET NELLA VALUTAZIONE DELLA TOSSICITÀ DEI FANGHI PORTUALI: CICLO VITALE E PROVE TOSSICOLOGICHE PRELIMINARI

TIGRIOPUS FULVUS *(COPEPODA, HARPACTICOIDA) A POSSIBLE TEST-SPECIES IN HARBOUR SEDIMENT TOXICITY BIOASSESSMENT: LIFE CYCLE AND PRELIMINARY BIOASSAYS*

Abstract

The paper reports on the successful attempt of keeping at low-cost massive laboratory cultures of the Mediterranean splash-pool harpacticoid copepod Tigriopus fulvus. *The life history traits of the Tuscanian strain, and the results of two preliminary bioassays monitoring T. fulvus survival in presence of compounds generally found in harbor dredged material (i.e. petroleum hydrocarbons and heavy metals), both suggest the possible use of this meiobenthic species in ecotoxicology studies.*

Key-words: Tigriopus fulvus, *Harpacticoida, life cycle, bioassay, dredging operations.*

Introduzione

Da diversi anni il nostro gruppo di ricerca è impegnato nell'individuazione di specie animali utilizzabili nei saggi biologici tesi a valutare la tossicità dei fanghi portuali (Onorati *et al.*, 1999); nel presente studio viene preso in esame il copepode meiobentonico *Tigriopus fulvus* (Fisher). La specie vive nelle pozze di scogliera del piano sopralitorale di tutta l'area mediterranea dove, grazie alle discrete dimensioni (≅1 mm di lunghezza), all'elevata abbondanza (fino a 5-6000 ind./l) e alla sua distintiva colorazione rossastra, può essere riconosciuta ed isolata con relativa facilità (Pane *et al.*, 1996)

In questa prima fase della ricerca sono state messe a punto le metodiche per ottenere in laboratorio, e a basso costo, allevamenti di esemplari provenienti dal litorale livornese. Questa è stata l'occasione per delucidare le caratteristiche del ciclo vitale della popolazione toscana e per saggiarne la sensibilità nei confronti di alcune sostanze tossiche comunemente presenti negli elutriati dei fanghi portuali, come ad esempio idrocarburi e metalli pesanti (cfr. Bona *et al.*, 1997).

Materiali e metodi

Dodici colture di massa di *Trigriopus fulvus* sono state avviate a partire da alcune migliaia di individui, adulti e copepoditi raccolti in località Calafuria, a sud di Livorno, nel novembre 1998. Gli animali sono stati allevati in cella termostatica alla temperatura di 20° C e fotoperiodo 12L/12B, in acqua marina artificiale (S = 35‰) non areata, rinnovata quindicinalmente per circa due terzi. I copepodi sono stati alimentati ogni sette giorni *ad libitum* con una mistura

di mangime per pesci polverizzato (1,0 g Tetramin: 0,5 g Granumarin: 0,5 g JBL Gold Perls: 0,25 g Tetra Plecomin: 0,25 g Sera Micron). Il protocollo di mantenimento compreso il tipo di cibo scaturiscono da nostre positive esperienze relative l'allevamento di altre specie di harpacticoidi, tra le quali *Tisbe holothuriae* e *T. battagliai.* Per l'allevamento di *Tigriopus fulvus* sono stati utilizzati diversi tipi di contenitori con capacità compresa tra i 0,250 l dei cristallizzatori di vetro ai 10 l degli acquari di plastica. Per ridurre l'inbreeding, si è provveduto periodicamente allo scambio di esemplari tra i diversi contenitori.

Le informazioni sui tratti del ciclo vitale sono state ottenute allevando singolarmente, in capsule boveri di vetro di 20 ml di capacità, esemplari provenienti dalle colture di massa secondo il protocollo suggerito da Gaudy e Guerin (1977) con lievi modifiche.

La sensibilità di *T. fulvus* nei confronti degli idrocarburi è stata valutata come tasso di sopravvivenza dopo 96 h in presenza del contaminante. A tal fine è stata allestita una serie di boveri, in 4 repliche, contenenti frazioni (100%, 75%, 50%, 25%, O% = controllo) di una sospensione madre ottenuta con il metodo OWD (Oil in Water Dispersion) a partire da olio minerale e acqua marina. In ciascuna capsula sono stati introdotti 20 naupli o 20 copepoditi; durante l'esperimento non è stato somministrato cibo.

La sensibilità della specie nei confronti di un tossico inorganico di riferimento è stata valutata utilizzando Cloruro di Cadmio. Gli esemplari (10 esemplari adulti, di cui 5 maschi e 5 femmine x 2 repliche) sono stati mantenuti, per 48h a 20 °C, in presenza di concentrazioni crescenti di $CdCl_2$ (1, 2, 4, 8 mg l^{-1}), in piastre multi pozzetti riempiti con acqua di mare sintetica priva di EDTA. La tossicità specifica è stata espressa mediante LC50 calcolata mediante il metodo Litchfield-Wilcoxon (Newman, 1995).

Le significatività delle differenze osservate sono state valutate per mezzo dell'analisi della varianza (one-way ANOVA) o del t-test.

Risultati e discussione

Per quanto concerne il mantenimento in laboratorio, dopo tre mesi dall'avvio degli allevamenti nei contenitori utilizzati sono state raggiunte densità sostanzialmente simili (comprese tra 1000 ind./l degli acquari di 10 l e 8000 ind./l dei cristallizzatori da 0,5 l); ne deriva che i diversi tipi di contenitori usati risultano tutti idonei all'allevamento intensivo di *T. fulvus* per scopi tossicologici; le beute di vetro di 1 l a nostro avviso si sono tuttavia dimostrate di più facile ispezione e gestione. I parametri demografici testimoniano una longevità media nettamente differente nei due sessi: questa è infatti di 77,5 ± 22 gg (n = 15) nelle femmine e di 116,8 ± 19,6 gg (n = 15) nei maschi. Limitatamente al ciclo biologico delle femmine, esso risulta costituito da una fase pre-riproduttiva (nascita - prima deposizione) della durata media di 12,3 ± 2,7 gg, seguita da una fase riproduttiva (intesa come periodo intercorrente tra la schiusa del primo e quella dell'ultimo sacco ovigero prodotto) della durata di 33,6 ± 9,4 gg, e da una fase di senescenza della durata di 21,6 ± 20,2 gg.

Durante la fase pre-riproduttiva si susseguono diversi stadi larvali, dei quali i sei naupliari si completano in 3,8 ± 0,8 gg (n = 30). Il protocollo sperimentale adottato non ha consentito di stabilire con precisione la durata delle fasi di copepodite, è stato comunque possibile accertare che le prime coppie si for-

mano in media 8,1 ± 0,8 gg dalla schiusa, e che già a distanza di 1-2 gg compaiono le prime femmine gravide. Il tempo che intercorre tra la comparsa di un sacco ovigero e la schiusa dei naupli è di 2,2 ± 0,4 gg (n = 30).

A seguito di una sola copula le femmine di *T. fulvus* (n = 10) hanno prodotto in media 13,7 ± 4,5 sacchi ovigeri, da cui sono derivati, al termine delle fasi larvali, 513 ± 256 adulti (43,1 ± 13,1 adulti/sacco, n = 120), dei quali 170,3 ± 120,5 erano maschi e 354,0 ± 208,5 femmine. Il rapporto tra numero di femmine ed adulti totali è risultato in media pari a 0,65 ± 0,22.

Nel complesso, i parametri del ciclo biologico della popolazione livornese di *T. fulvus* rispecchiano sostanzialmente quanto noto per la popolazione di Genova Nervi (Carli *et al.*, 1995). Nella popolazione livornese tuttavia, 1) la fecondità risulta di gran lunga maggiore (43 adulti /sacco *vs* 15-18 naupli/sacco), 2) il tempo di generazione, da nauplio a nauplio, più breve (12 gg *vs* 20-22 gg), e 3) il periodo post-riproduttivo più lungo (21 gg *vs* 7-8 gg). Qualunque siano i fattori causali delle differenze riscontrate, la cui discussione esula dagli scopi di questo lavoro, risulta evidente che i protocolli colturali da noi adottati sembrano più idonei ai fini di un'indagine tossicologica, dove la disponibilità di un maggior numero di organismi e la velocizzazione dei tempi di esecuzione risultano di cruciale importanza.

Gli esperimenti volti a valutare la sensibilità di *T. fulvus* nei confronti di composti potenzialmente tossici evidenziano un significativo decremento della sopravvivenza larvale, soprattutto naupliare, (ANOVA: naupli, $p < 0,001$; copepoditi, $p < 0,048$) nei contenitori a più alto tenore di idrocarburi (100% e 75%), rispetto al controllo, mentre la LC50 a 48h con Cadmio Cloruro è risultato pari a circa 4 (3 – 5) mg l^{-1} di Cd^{++}. Entrambi i risultati suggerirebbero una buona sensibilità della popolazione testata, soprattutto in considerazione del fatto che nel secondo caso è stato utilizzato lo stadio adulto del ciclo vitale, presumibilmente più resistente. E' anche per tale motivo che la sensibilità di *T. fulvus* nei confronti del Cadmio risulta del tutto paragonabile a quella di altri copepodi marini utilizzati in ecotossicologia, come ad esempio *Acartia tonsa* per la quale viene indicata una LC50 di 2,9 mg l^{-1} (2,4 – 3,4) alle stesse condizioni di laboratorio (ISO/FDIS, 1998).

L'utilizzo di specie del genere *Tigriopus* quali organismi-test nelle ricerche ecotossicologiche non è nuovo. Barnett e Kontogiannis (1975) e O-Brien et al. (1988), ad esempio, hanno valutato rispettivamente gli effetti di frazioni di petrolio greggio e di alcuni metalli pesanti sulla sopravvivenza età-specifica nel copepode nord americano *T. californicus*, mentre D'Agostino e Finney (1974) hanno studiato gli effetti del rame e del cadmio sullo sviluppo della specie giapponese *T. japonicus*. In tutti i casi è stato possibile rilevare rapidamente l'effetto negativo delle sostanze saggiate nei confronti dei parametri biologici presi in esame, sottolineando pertanto l'idoneità dei soggetti per gli scopi proposti. I risultati dei nostri esperimenti, per quanto preliminari, suggeriscono il possibile impiego in campo ecotossicologico anche della specie mediterranea.

Bibliografia

BARNETT C.J., KONTOGIANNIS J.E. (1975) - The effect of crude oil fractions on the survival of a tidepool copepod, *Tigriopus californicus*. *Environ. Pollut.*, **8**: 45-54.

BONA F., MAFFIOTTI A., VOLTERRA L. (1997) - *Analisi e recupero dei sedimenti marini.* Pitagora Editrice, Bologna: 139 pp.

CARLI A.M., MARIOTTINI G.L., PANE L. (1995) - Influence of nutrition on fecundity and survival in *Tigriopus fulvus* Fisher (Copepoda: Harpacticoida). *Aquaculture*, **134**: 113-120.

D'AGOSTINO A., FINNEY C. (1974) - The effects of copper and cadmium on the development of *Tigriopus japonicus*. In: Vernberg F.J., Vernberg W.B. (eds), *Pollution and Physiology of Marine Organisms*, Academic Press: 445-463.

GAUDY R., GUERIN, J.P. (1977) - Population dynamics of *Tisbe holothuriae* (Crustacea: Copepoda) reared on three different artificial diets. *Mar. Biol.*, **39**: 137-145.

ISO/FDIS (1998) - Water quality – Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). ISO/FDIS International Standard n. 14669.

NEWMAN M.C. (1995) - *Quantitative methods in aquatic ecotoxicology* (Advances in Trace Substances Research), Lewis Publisher, CRC Press, New York.

O'BRIEN P., FELDMAN H., GRILL E.V., LEWIS A.G. (1988) - Copper tolerance of the life history stages of the splashpool copepod *Tigriopus californicus* (Copepoda, Harpacticoida). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **44**: 59-64.

ONORATI F., BIGONGIARI N., PELLEGRINI D., GIULIANI S. (1999) - The suitability of *Corophium orientale* (Crustacea, Amphipoda) in harbour sediment toxicity bioassesment. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, **2**: 465-473.

PANE L., FELETTI M., CARLI A.M. (1996) - Fattori ambientali e fluttuazioni della popolazione del copepode *Tigriopus fulvus* delle pozze di scogliera di Genova-Nervi (Mar Ligure). *Atti S. IT. E.*, **17**: 317-320.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 873-877

L. TUNESI, E. SALVATI, L. ALCARO, E. AMATO, G. LAURIANO

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

DESCRIZIONE PRELIMINARE DEI POPOLAMENTI ZOOBENTONICI DI FONDO DURO DEL VERSANTE OCCIDENTALE DELL'ISOLA DELL'ASINARA (SARDEGNA NORD-OCCIDENTALE)

PRELIMINARY DESCRIPTION OF HARD BOTTOM ZOOBENTHIC ASSEMBLAGES OF THE WESTERN COAST OF THE ASINARA ISLAND (N-W SARDINIA)

Abstract

Preliminary investigations on the zoobenthic assemblages along the western coast of the Asinara Island were performed by photographic surveys between 25 and 40 meters depth. The hard bottoms studied showed the presence of a little developed sciaphilous structuring assemblage, characterised by the prevalence of the vegetal component and by the presence of a pre-coralligenous facies also at the deepest levels studied.

Key-words: *zoobenthos, MPA, Mediterranean, photographic surveys.*

Introduzione

Nell'ambito dello studio di fattibilità dell'area marina protetta dell'Isola dell'Asinara (Sardegna Nord-Occidentale), commissionato dal Ministero dell'Ambiente all'ICRAM, nel settembre del 1998 sono state avviate indagini volte a caratterizzare, seppure in modo preliminare, i fondi duri del versante occidentale dell'isola. La scelta di focalizzare l'attenzione su questa componente è stata motivata dall'assenza di informazioni per l'area in oggetto, nonostante la sua valenza ambientale e il suo notevole interesse per lo sviluppo di attività di fruizione compatibili con le finalità delle aree marine protette quali, ad esempio, le visite guidate subacquee (Tunesi *et al.*, 1991).

Materiali e metodi

Le attività di studio del benthos costiero dell'Isola dell'Asinara hanno visto la conduzione di un *survey* con *Side Scan Sonar* lungo transetti perpendicolari alla linea di costa e di "verità mare", sia con telecamera subacquea filoguidata, sia mediante l'effettuazione di 86 immersioni di studio.

L'analisi delle informazioni raccolte con le attività di rilevamento sopra descritte ha permesso di identificare tre siti rappresentativi di altrettante situazioni ambientali riscontrate lungo i fondali del versante occidentale dell'isola dell'Asinara (Fig. 1). Infatti la stazione A (P.ta Scorno), è sita all'estremità nord dell'isola, in condizioni di idrodinamismo intenso (I.I.M., 1980); la stazione B (Cala tappo),è rappresentativa di condizioni di idrodinamismo moderato; la C (P.ta Pedra Bianca),è stata scelta come esempio delle condizioni del versante sud-occidentale.

I tre siti di campionamento sono posizionati su falesia che degrada verso il largo con un inclinazione compresa tra i 50° e i 90°. L'andamento dei fondali e la luminosità possono definirsi omogenei per tutto il versante occidentale.

Il campionamento della componente macrozoobentonica è stato effettuato mediante immersioni con autorespiratore ad aria (A.R.A.), da –25 a –40 metri (profondità alla quale si incontrano i fondi mobili), applicando la tecnica del "rilevamento fotografico" (Balduzzi *et al.*, 1981, 1986; Abbiati, 1991; Meese e Tomich, 1992). A questo scopo è stata utilizzata una fotocamera Nikonos V, dotata di obiettivo 28 mm, di flash TTL ed un distanziatore di 60 cm di lunghezza. Per ogni superficie fotografata sono state annotate la profondità, l'inclinazione, l'esposizione. Inoltre sono stati raccolti campioni delle specie la cui identificazione non è stata possibile *in situ*, in modo da consentirne il successivo riconoscimento in laboratorio.

Tab. 1 - Elenco dei taxa individuati mediante il campionamento fotografico e loro presenza-assenza (+/-) nelle tre stazioni.

List of taxa identified by photographic sampling and their presence-absence (+/-) in the three stations.

		Stazioni		
	Specie	**A**	**B**	**C**
PORIFERA	*Acanthella acuta* Schmidt	+	+	+
	Agelas oroides (Schmidt)	+	-	+
	Phorbas tenacior (Topsent)	-	+	+
	Aplysina aerophoba Schmidt	+	+	-
	Axinella polypoides Schmidt	-	-	+
	Axinella verrucosa Esper	+	+	-
	Calyx nicaeensis (Risso)	-	-	+
	Clathrina clathrus (Schmidt)	-	+	-
	Cliona viridis (Schmidt)	+	-	-
	Crambe crambe (Schmidt)	+	+	+
	Ircinia variabils (Schmidt)	-	+	+
	Oscarella lobularis (Schmidt)	-	+	+
	Petrosia ficiformis (Poiret)	-	+	+
	Spirastrella cunctatrix Schmidt	+	+	+
CNIDARIA Hydrozoa	*Aglaophenia sp.*	+	+	+
	Eudendrium sp.	+	+	+
	Halecium halecinum (L.)	+	+	+
	Plumularia sp.	+	+	+
	Sertularella sp.	+	+	+
CNIDARIA Anthozoa	*Eunicella cavolinii* (Koch)	+	+	+
	Eunicella singularis (Esper)	+	-	+
	Leptopsammia pruvoti Lac.-Duth.	+	+	+
	Paramuricaea clavata (Risso)	-	-	+
	Parazoanthus axinellae (Schmidt)	+	+	+
ECHIURIDA	*Bonellia viridis* Rolando	-	-	+
MOLLUSCA	*Peltodoris atromaculata* Bergh	-	-	+
	Flabellina affinis (Gmelin)	+	-	+
ANELLIDA	*Filograna implexa* Berkeley	+	-	+
BRYOZOA	*Micropora coriacea* (Johnston)	+	-	+
	Myriapora truncata (Pallas)	+	-	+
	Pentapora fascialis (Pallas)	-	+	+
	Scrupocellaria reptans (L.)	-	-	+
	Sertella septentrionalis (King)	+	+	-
ECHINODERMATA Echinoidea	*Arbacia lixula* (L.)	+	-	-
ECHINODERMATA Asteroidea	*Hacelia attenuata* Gray	+	-	-
TUNICATA	*Aplidium proliferum* (Milne-Edwards)	-	+	-
	Halocynthia papillosa (L.)	+	-	+
	Microcosmus sabatieri Coquebert	+	-	-

Risultati

Complessivamente le attività di studio (raccolta di campioni e fotografia) hanno permesso di identificare 102 taxa (22 Poriferi, 16 Cnidari, 1 Echiuride, 16 Molluschi, 12 Anellidi Policheti, 3 Crostacei Decapodi, 9 Briozoi, 16 Echinodermi, 7 Tunicati). Le indagini hanno permesso di rilevare l'assenza di nette differenze nella distribuzione del popolamento zoobentonico e di fenomeni di segregazione di specie nell'ambito dell'intervallo di profondità considerato.

In generale è stato possibile rilevare che i fondi duri del versante occidentale dell'Isola dell'Asinara tra i 25 ed i 40 metri di profondità ospitano un popolamento sciafilo strutturante poco sviluppato, contraddistinto dalla predominanza della componente algale anche nelle stazioni più profonde.

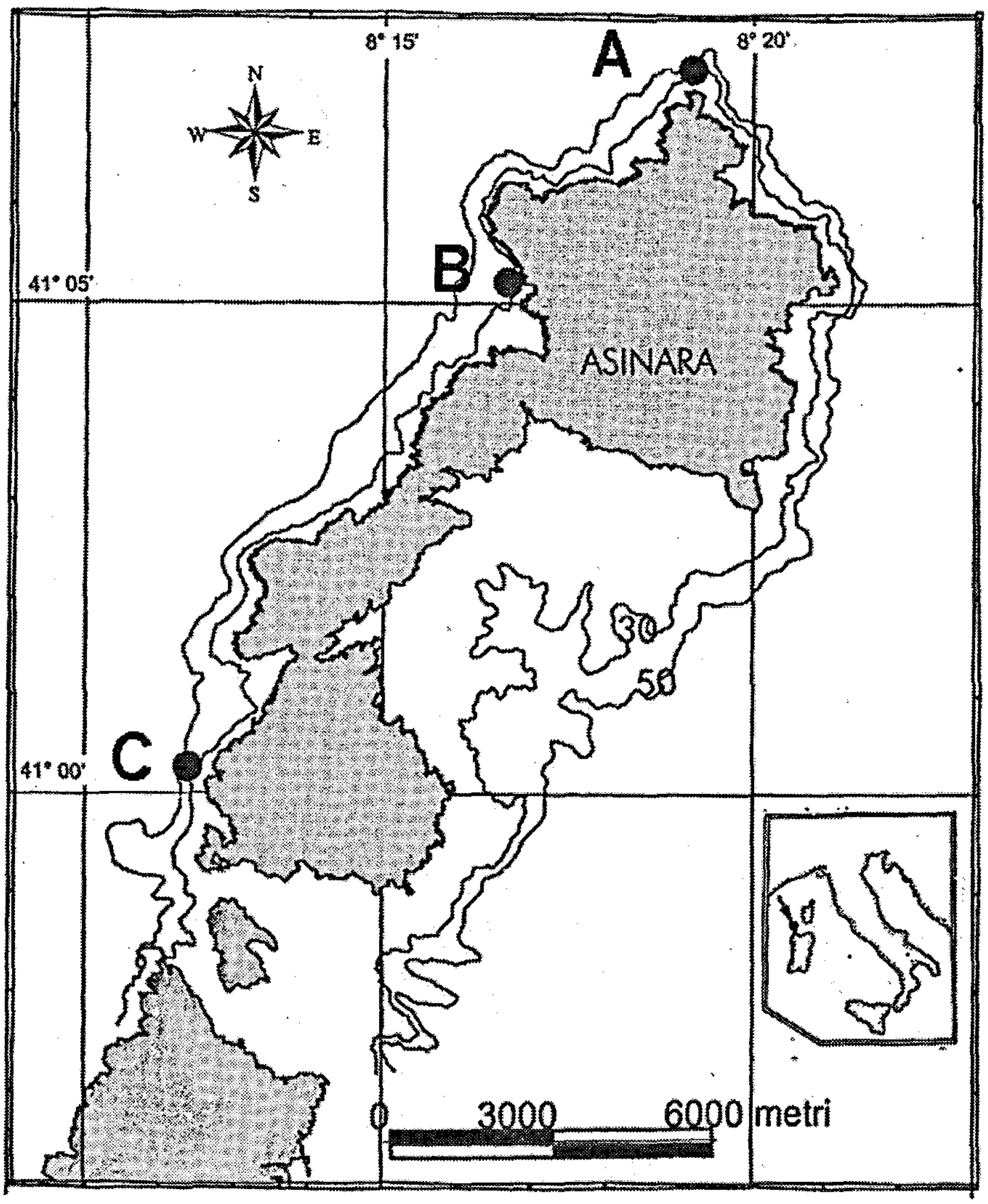


Fig. 1 - Localizzazione delle tre stazioni di studio.
Localisation of the three sampling stations.

Lo studio comparativo delle tre stazioni considerate, basato sul solo campionamento fotografico, è stato condotto sui 38 taxa identificabili mediante l'analisi d'immagine (Tab.1). I tre siti presentano una componente zoobentonica comune costituita dai Poriferi *Spirastrella cunctatrix* Schmidt, *Acanthella acuta* Schmidt, *Crambe crambe* (Schmidt), dagli Idroidi *Aglaophenia sp.*, *Eudendrium sp.*, *Halecium halecinum* (L.), *Sertularella sp.*, *Plumularia sp.* e dagli Antozoi *Eunicella cavolinii* (Koch), *Parazoanthus axinellae* (Schmidt) e *Leptosammia pruvoti* Lacaze-Duthiers.

La presenza di alcune specie sessili è stata registrata solo in specifiche stazioni; in particolare il porifero *Cliona viridis* (Schmidt) e il tunicato *Microcosmus sabatieri* Coquebert sono stati rinvenuti solo a P.ta Scorno (A in Fig. 1); il porifero *Clathrina clathrus* (Schmidt) ed il tunicato *Aplidium proliferum* (Milne-Edwards) a Cala Tappo (B), ed i poriferi *Axinella polypoides* Schmidt e *Calyx nicaensis* (Risso), e il briozoo *Scrupocellaria reptans* (L.) a Punta Pedra Bianca (C).

La componente ad antozoi nelle stazioni A e B è rappresentata da specie a scarso sviluppo verticale quali *P. axinellae* e *L. pruvoti*, o da colonie di ridotte dimensioni di *E. cavolinii*. Invece la situazione è diversa a Punta Pedra Bianca (C), dove si riscontra un maggiore sviluppo delle colonie di *E. cavolinii* e la presenza di *Paramuricea clavata* (Risso); inoltre, insediata ai piedi della franata che caratterizza questa punta, su un fondale suborizzontale a forte componente siltosa, è presente una importante *facies* ad *A. polypoides* ed *Eunicella singularis* (Esper).

Conclusioni

Nel complesso le osservazioni condotte permettono di rilevare che i fondi duri del versante occidentale dell'Isola dell'Asinara compresi nell'intervallo di profondità studiato ospitano un popolamento sciafilo strutturante poco sviluppato. I dati raccolti sembrano suggerire la presenza di un popolamento coralligeno impoverito o precoralligeno, (Pérès e Picard, 1964), con *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine, *Peyssonnelia rubra* (Greville) J. Agardh (Cossu *et al.*,1997) e, solo alle maggiori profondità colonie di ridotte dimensioni di *P. clavata*. Inoltre va rilevato che questa specie è stata rinvenuta solo in C, stazione nella quale è stato possibile registrare anche il maggior numero di specie.

L'assenza di un coralligeno ben strutturato, popolamento marcatamente sciafilo, potrebbe in parte essere spiegata dalla notevole trasparenza delle acque (Cossu *et al.*, 1997) e dal fatto che la falesia incontra i fondi mobili già a partire dai 40 metri di profondità.

Le osservazioni condotte con il presente contributo, realizzato nell'ambito dello studio finalizzato all'istituzione della futura AMP, consigliano di condurre nuove, specifiche attività di ricerca sullo zoobenthos dei fondali dell'Asinara ad AMP istituita.

Bibliografia

ABBIATI M. (1991) - Metodi di campionamento biologico subacqueo. In: *Lezioni per il corso formativo per ricercatore scientifico subacqueo*, ISSD, Pisa: 3-12.

BALDUZZI A., BOERO F., PANSINI M., PRONZATO R. (1981) - Emploi des relevements phothographiques dans l'étude de l'évolution des biocoenoses de substrat dur naturel. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **27** (9): 249-251.

BALDUZZI A., BOERO F., CATTANEO VIETTI R., PANSINI M., PRONZATO R. (1986) - Esperienze di studio in immersione dello zoobenthos sessile. *Atti VII Congr. AIOL*, Trieste, Giugno 1986: 511-518.

COSSU A., GAZALE V., SABA S. (1997) - L'ambiente marino. In: C. Delfino (ed), *Asinara storia, natura, mare e tutela dell'ambiente*: 105-148.

I.I.M. (1980) - *Il vento e lo stato del mare lungo le coste italiane e dell'Adriatico*. Istituto Idrografico della Marina, Genova, **2:** 11-1/11-14.

MEESE R.J., TOMICH P.A. (1992) - Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **165**: 59-73.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau Manuel de Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Sta. mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

TUNESI L., PEIRANO A., ROMEO G, SASSARINI M. (1991) - Problématiques de la protection des faciès à Gorgonaires sur les fonds côtiers de "Cinque Terre" (Mer Ligure, Italie). In: Boudouresque C.F., Avon M. e Gravez V. (eds), *Les Espèces Marines à Protéger en Mediterranée*, G.I.S. Posidonie Publ.: 65-70.

Biol. Mar. Medit. (2001), 8 (1): 878-880

A. UGOLINI

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze,
Via Romana, 17 - 60125 Firenze, Italia.

LUNAR ORIENTATION IN *TALITRUS SALTATOR* (CRUSTACEA, AMPHIPODA) AND *TYLOS EUROPAEUS* (CRUSTACEA, ISOPODA)

ORIENTAMENTO LUNARE IN TALITRUS SALTATOR *(CRUSTACEA, AMPHIPODA) E* TYLOS EUROPAEUS *(CRUSTACEA, ISOPODA)*

Abstract

The capacity for lunar orientation was analysed in two species of supralittoral crustaceans, known for their good ability for zonal recovery based on multiple orienting references. The moon compass mechanism, common to the two species, appears to be independent of the presence of non-compass references (the earth's magnetic field) and also independent of the lunar phase, albeit to a lesser degree.

Key-words: Talitrus saltator, Tylos europaeus, *orientation, moon compass.*

Introduction

Talitrus saltator (Montagu, 1808) and *Tylos europaeus* (Arcangeli, 1938) are typical inhabitants of the damp band near the shore-line of sandy marine coasts. Both species have crepuscular-nocturnal habits; at night, the individuals perform feeding excursions mainly along the Y (sea-land) axis of the beach.

Both species are known mainly for their capacity for zonal orientation (= they return to the band of damp sand by the shortest route), which they perform by means of the sun compass mechanism (during the day, the animals can be induced to abandon their temporary refuges under the sand by changes in the sea level or by predation attempts) (Pardi & Papi 1952, Ugolini 1996). The nocturnal zonal orientation of *T. saltator* has been the object of a few, very detailed investigations. However, the conclusions of these studies have not always been in agreement (see Papi 1960, Enright 1972, Ugolini et al. 1999). Instead, studies of *T. europaeus* are virtually absent (Pardi 1954).

In short, the capacity for lunar orientation has long been neglected, even though these two species are certainly the preferred material for this type of study. Moreover, it should be underlined that, because of its astronomic characteristics, the moon is not an easily utilizable orienting factor, at least in theory. Therefore, the aim of the present study was to evaluate if the mechanism of lunar orientation is effectively independent of the magnetic reference and of the phase of the moon. In addition, we compared the capacity for moon orientation in the two species.

Materials and methods

We tested adult individuals of *Talitrus saltator* and *Tylos europaeus* collected during the new moon preceding the experiments, on a beach in southern Tuscany with the direction of the Y (sea-land) axis 268°- 88°.

The experiments were conducted far from the sea in the full moon (89% - 99%) and quarter moon phases (48% - 56%) in spring-summer 1998, 1999. The releases were performed in a confined environment with the classical apparatus employed for many years in experiments of this type (see Ugolini & Macchi 1988). The animals were released, under different lunar azimuths, in groups of 5 individuals inside a plexiglas bowl containing 1 - 2 cm of sea water

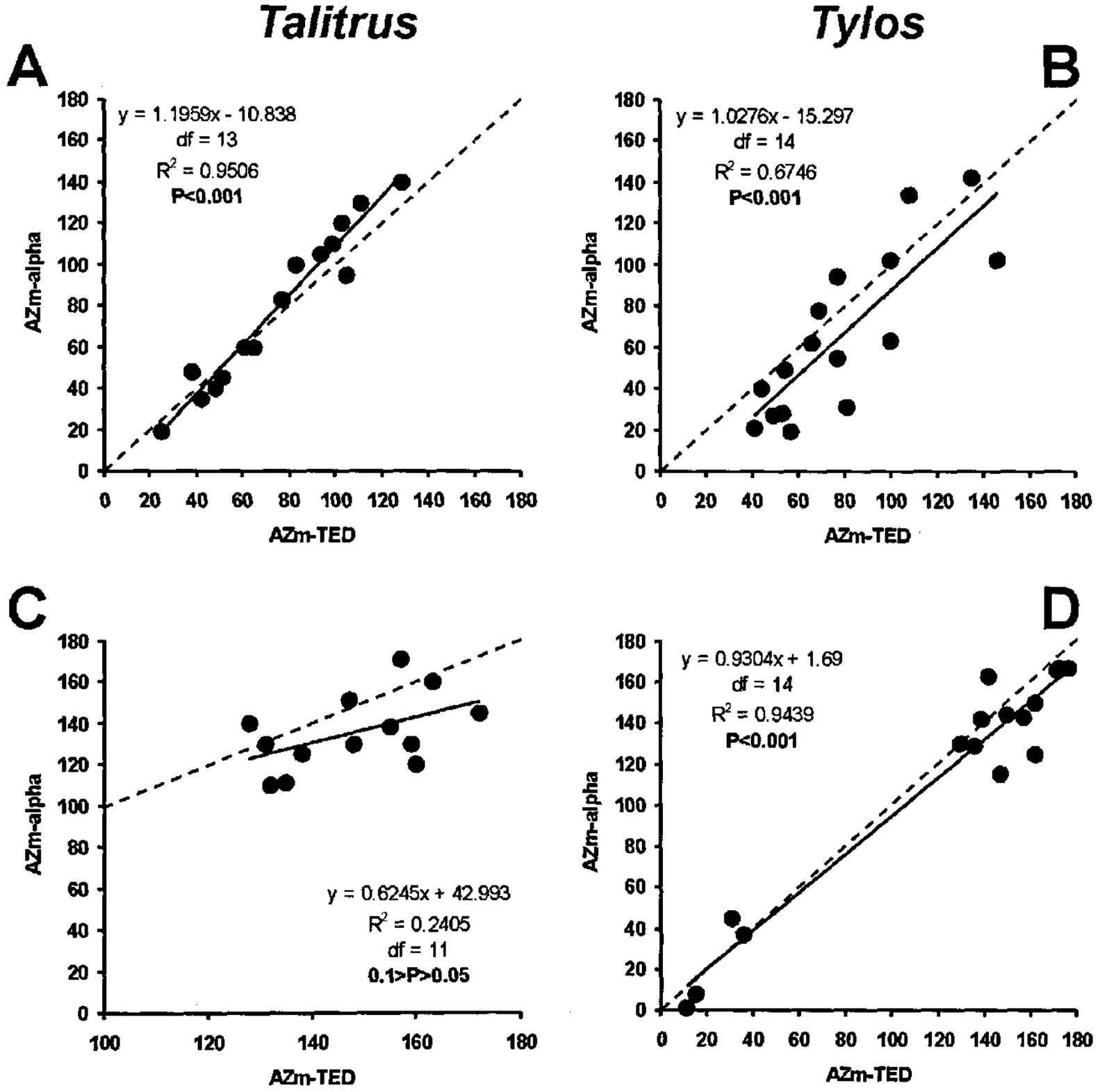


Fig. 1 - Relationship between the "lunar azimuth - expected direction" difference (= AZm - TED) and the "lunar azimuth – mean angle" difference (= AZm - alpha). A, B, full moon experiments; C, D half moon experiments. Each dot corresponds to one experiment. If the mechanism of orientation is not chronometric, the small balls should be arranged in a line parallel to or coincident with the X axis. If instead the individuals are always perfectly oriented toward the expected direction, the dots should be arranged in a line at 45° (dashed line). For each diagram, the following are also reported: the regression line equation; the coefficient of correlation r; the degrees of freedom, df; the probability level, P.

Relazioni tra la differenza "azimut lunare – direzione attesa" (=AZm – TED) e la differenza "azimut lunare – angolo medio" (=AZm – alpha). A, B, esperimenti in luna piena, C, D, esperimenti in mezza luna. Ogni pallino corrisponde ad una sperimentazione. Se il meccanismo di orientamento non è cronometrico, i pallini devono essere disposti in una linea parallela o coincidente con l'asse delle X. Se invece gli individui sono sempre perfettamente orientati verso la direzione attesa, i pallini devono essere sistemati in una retta a 45° (linea tratteggiata). Per ogni grafico vengono anche riferiti: l'equazione della retta di regressione, il coefficiente di correlazione r, i gradi di libertà, il livello di probabilità, P.

and screened from the surrounding landscape. This allowed us to overcome the problem of the motivation of the animals to assume the expected direction. Indeed, the motivation to orient themselves along the Y axis depends on the degree of environmental relative humidity. To cancel the horizontal component of the earth's magnetic field, we used a pair of Helmoltz coils appropriately arranged.

The individual directions were recorded with an infrared-sensitive videocamera placed under the bowl. The necessary light was provided by an infrared lamp (> 830 nm). In this way, the experimental animals were not subjected to possible disturbances deriving from the direct recording of their orientation by the experimenter.

The direction of each individual was recorded only once. The distributions were analysed with the tests of circular statistics (Batschelet 1981).

Results and conclusions

Despite the well-known difficulties in the use of the moon as an orienting factor (during the synodic month, it never rises at the same time, its shape is not constant, it is not always present), both species have developed a chronometric mechanism able to compensate for the azimuthal variation of the moon independently of the presence of the earth's magnetic field (Fig. 1A, B). Exactly because of its non-chronometric nature, the magnetic field might be imagined to be the principal nocturnal orienting reference when conditions make it difficult to use other compass mechanisms. Moreover, the moon compass mechanism is able to work in a sufficiently accurate manner also during the quarter moon phases (Fig. 1C, D). The differences in orientation observed in the various lunar phases might be due to the limited number of experiments performed so far and to the greater difficulty by the individuals in perceiving the orienting stimulus during the quarter moon trials.

Finally, it should be emphasized that these preliminary data indicate that the capacity for lunar orientation is largely similar in the two species.

References

BATSCHELET E. (1981) - *Circular statistics in biology.* Academic Press, London.

ENRIGHT JT. (1972) - When the beachopper looks at the moon: the moon-compass hypothesis. In: S.R. Galler et al. (eds) *Animal orientation and navigation. NASA SP-262*, Washington D.C.: 523-555.

PAPI F. (1960) - (1960) Orientation by the night: the moon. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.*, **25**: 475-480.

PARDI L. (1954) - Über die orientierung von *Tylos latreillii* Aud. & Sav. (Isopoda terrestria). *Z. Tierpsychol.*, **11**: 175-181.

PARDI L., PAPI F. (1953) - Ricerche sull'orientamento di *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea-Amphipoda). I. L'orientamento durante il giorno di una popolazione del litorale tirrenico. *Z vergl. Physiol.*, **35**: 459-489.

UGOLINI A. (1996) - Jumping and sun compass in sandhoppers: an antipredator interpretation. *Ethol. Ecol. Evolution*, **8**: 97-106.

UGOLINI A., MACCHI T. (1988) - Learned component in the solar orientation of *Talitrus saltator* Montagu (Amphipoda-Talitridae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **121**: 79-87.

UGOLINI A., MELIS C., INNOCENTI R. (1999) - Moon orientation in adult and young sandhoppers. *J. Comp. Physiol. A.*, **184**: 9-12.

INDICI

INDICE GENERALE

PARTE PRIMA

Elenco dei partecipanti al XXXI Congresso Sibm III

Relazioni inaugurali

GHOBASHY A.F.A., KOTB M.M.A. - Review of the biological aspects of the Red Sea 1

KOTB M.M.A., ABOU ZEID M.M., HANAFY M.H. - Overall evaluation of the coral reef status along the egyptian red sea coast 15

BELLAN-SANTINI D. - La campagna d'Egitto: i primi anfipodi d'Egitto descritti da Savigny e Audouin 33

FROGLIA C. - The italian biological research in the Red Sea, an historical overview 39

TEMA 1 - *Specie migranti introdotte attraverso il Canale di Suez ed eventuali conseguenze sulle risorse demersali*

Relazioni

GIACCONE G. - Ecologia e sinecologia delle specie vegetali marine bentoniche non indigene del mediterraneo 76

ORSI RELINI L. - Pesci esotici nel mediterraneo, un aggiornamento sugli immigranti di origine indopacifica ed atlantica 84

Comunicazioni

CECCHERELLI G., CAMPO D., PIAZZI L. - Some ecological aspects of the introduced alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean: way of dispersal and impact on native species 94

PROCACCINI G., RUGGIERO M.V., FAMÀ P., MALTAGLIATI F. - Genetic polymorphism in the introduced species *Halophila stipulacea* 100

Poster

CANTONE G. - Policheti nuovi o rari in mediterraneo presenti nel Golfo di Noto (Sicilia Sud Orientale) 107

DE BIASI A.M., ALIANI S., SARTONI G. - *Stypopodium schimperi* (Buchinger ex Kützing) M. Verlaque et Boudouresque: first record in milos island (Aegean Sea) near hydrothermal vents 109

TEMA 2 - ***Biocostruzione e biodemolizione***

Relazione

BIANCHI C.N. - La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana 112

Interventi programmati

BRESSAN G., BABBINI L., GHIRARDELLI L., BASSO D. - Bio-costruzione e bio-distruzione di corallinales nel Mar Mediterraneo 131

COCITO S., FERDEGHINI F., SGORBINI S. - Bioconstructions promote biodiversity: lessons from bryozoans and other invertebrates 175

CALCINAI B., BAVESTRELLO G, CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., SARÀ M. - Il ruolo dei poriferi nei processi bioerosivi dei substrati organogeni 181

Comunicazioni

ACUNTO S., BALATA D., CINELLI F. - Variabilità spaziale nel coralligeno e considerazioni sul metodo di campionamento 191

CALCINAI B., BAVESTRELLO G., BOYER M., CERRANO C., PANSINI M. - Poriferi biodemolitori e biocostruttori nella zona di marea della Bunaken Marine Reserve (North Sulawesi, Indonesia) 201

BENZONI F., BIANCHI C.N., MORRI C. - Comunità coralline nel Golfo di Aden Nord-Occidentale: limiti della biocostruzione e caratteristiche delle formazioni madreporiche 209

CHIOCCI F.L., CHIMENZ GUSSO C., CELLETTI G., ARGENTI L., DI GERONIMO R., DARCHINO R., D'ANGELO S., MATTEUCCI R. - Possible biological origin of shallow-water shoals in a middle-latitude, microtidal coast 216

DIELI T., CHEMELLO R., RIGGIO S. - Eterogeneità strutturale delle formazioni a Vermeti (Mollusca: Caenogastropoda) in Sicilia 223

DI GERONIMO I., DI GERONIMO R., IMPROTA S., ROSSO A., SANFILIPPO R. - Preliminary observations on a columnar coralline build-up from off se sicily 229

FERDEGHINI F., COCITO S., AZZARO L., SGORBINI S., CINELLI F. - Bryozoan bioconstructions in the coralligenous formations of s.m. Leuca (Apulia, Italy) 238

GIACOBBE S. - Distribuzione areale e batimetrica della facies a *Errina aspera* l. (Hydrozoa, Stylasteridae) nello Stretto di Messina 246

NICOLETTI L., LATTANZI L., LA PORTA B., LA VALLE P., GAMBI M.C., TOMASSETTI P., TUCCI P., CHIMENZ GUSSO C. - Biocostruzioni a *Sabellaria* delle coste del Lazio (Tirreno Centrale) 252

PEIRANO A., RODOLFO METALPA R., MORRI C., BIANCHI C.N. - The Mediterranean coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) 259

SARÀ A., BAVESTRELLO G, CALCINAI B., CERRANO C., SARÀ M. - Rivestimenti di sedimento in *Tectitethya keyensis* (Porifera, Demospongiae) 264

Poster

FABI G., PANFILI M., SOLUSTRI C., SPAGNOLO A. - Osservazioni sulla fauna bentonica rinvenuta nelle gallerie scavate da *Pholas dactylus* (Bivalvia, Pholadidae) in substrati artificiali 271

GARAVENTA F., FAIMALI M., COZZOLINO D., GERACI S. - Allevamento in laboratorio di *Hydroides elegans* Haswell (Polychaeta: Serpulidae): influenza di alcuni parametri 275

GIANGRANDE A., PAGLIARA P., DELOS A.L. - Valutazione della bioturbazione di policheti fossori con esperimenti a breve termine 279

MORGANTI C., COCITO S., SGORBINI S. - Contribution of bioconstructors to coralligenous assemblages exposed to sediment deposition 283

TADDEI RUGGIERO E. - Fenomeni di bioerosione nella grotta marina dell'Isca (Penisola Sorrentina) 287

TEMA 3 - *Ambienti salmastri lagunari*

Comunicazioni

LA MURA V., CONVERSANO F., SPEZIE G. - Bilancio idro-dinamico della Laguna di Sabaudia 290

BERGAMASCO A., CARNIEL S., UMGIESSER G. - A simple hydrodynamic-deposition coupled model of the Lagoon of Venice 300

DEL NEGRO P., DE VITTOR C., PREDONZANI S., TAMBERLICH F., PIANI R., FINOCCHIARO F., FANZUTTI G.P., FONDA UMANI S. - Utilizzazione batterica dei solfati in sedimenti di ambiente salmastro (Lago di Sabaudia o di Paola - lt) 309

MAUGERI T.L., GUGLIANDOLO C., CACCAMO D., LA ROSA T. - Biomassa e produttività delle comunità microbiche negli ambienti salmastri di Ganzirri e Faro (Messina) 316

BIANCHI F., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTON A., BOLDRIN A., CAMATTI E., CASSIN D., COMASCHI A. - Possono le comunità planctoniche essere considerate indicatori biotici della qualità delle acque nella Laguna di Venezia? 322

LUGLIÈ A., FIOCCA F., CECCHERELLI G, SECHI N. - Temporal distribution of phytoplankton species composition and main environmental variables in Santa Giusta Lagoon (Central-Western Sardinia) 332

MONARI M., VITALI G, CORNI M.G, COLANGELO M., VIGONI V., CATTANI O. - Struttura e distribuzione delle comunità zooplanctoniche di un'area lagunare dell'alto Adriatico (Pialassa Baiona) 338

BELMONTE G., FANELLI G., GRAVILI C., RUBINO F. - Composition, distribution and seasonality of zooplankton in Taranto Seas (Ionian Sea, Italy) 352

TAGLIAPIETRA D., CORNELLO M. - Comunità bentoniche e tipologie ambientali in Laguna di Venezia: proposta di una metodologia di monitoraggio 363

ROSSI G., FANO E.A., NOVELLI R., MISTRI M., CASTALDELLI G., ROSSI R. - Ruolo della tipologia dell'habitat nella distribuzione del macrozoobenthos ... 369

MISTRI M., FANO E.A., CASELLI K., CASTALDELLI G., ROSSI G., ROSSI R. - Risultati preliminari sulla struttura e produzione della comunità macrozoobentonica delle Valli di Comacchio 378

PESSA G., TAGLIAPIETRA D., CORNELLO M., ZITELLI A. - Dinamica della comunità zoobentonica in relazione alla presenza di *Zostera noltii* Hornemann in Laguna di Venezia 388

OCCHIPINTI AMBROGI A., GOLA G. - Macrozoobenthos di fondo incoerente in Laguna di Venezia: contributo alla conoscenza del Bacino di Malamocco 393

MERCURIO M., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. - La fauna a poriferi del bacino della Strea di Porto Cesareo (Le) 403

CASALE M., GIOVANARDI O., GRIMM F., OREL G., PESSA G. - Distribuzione ed abbondanza delle principali specie di molluschi bivalvi nella Laguna di Venezia nell'estate 1999, con particolare riguardo per *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) 413

OREL G., ZAMBONI R., GRIMM F., ZENTILIN A. - Evoluzione dei popolamenti bentonici della Laguna di Marano e Grado (Adriatico Settentrionale) in un triennio di ricerche 424

OREL G., ZENTILIN A., ZAMBONI R., GRIMM F., PESSA G. - Evoluzione delle produzioni ed impatto di alcuni sistemi di raccolta e di pesca di *Tapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850) in uso nella Laguna di Marano (Adriatico Settentrionale) 432

PARTE SECONDA

FERRARI I., ANTONIETTI R., BARTOLI M., GANDOLFI G., MARCHIANI C., NONNIS MARZANO F., SEI S., VIAROLI P. - Regolazione ecologica e indicatori di vulnerabilità in sistemi di acque salmastre dell'Alto Adriatico (delta del Po e Valli di Comacchio) 441

INNAMORATI M., MELILLO C., MASSI L. - La gestione idraulica e ittica, gli apporti antropici e naturali per la degradazione della Laguna di Orbetello 452

CHESSA L.A., CAPPUCCINELLI R., CASOLA E., LANERA P., LIGIOS L., MURA F., PAIS A., SCARDI M., SERRA S., PLASTINA N., VALIANTE L.M., VINCI D. - Valutazioni della produttività ittica dello Stagno di Calich (Sardegna Nord Occidentale) 462

CORSI I., FOCARDI S. - Composti estrogenici in ambiente lagunare: 4-nonilfenolo ed etossilati nella fauna ittica della Laguna di Orbetello 473

FRENZILLI G., REGOLI F., SCARCELLI V., GORBI S., TADDEI F., NIGRO M. - Danno genetico e capacità antiossidanti nei mitili della Laguna di Orbetello 483

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., BORSETTO B., DELANEY E., TAGLIAPIETRA D. - Valutazione della tossicità di sedimenti della Laguna di Venezia mediante l'impiego di *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) 489

ALBERGONI V., CASSINI A., IRATO P., SANTOVITO G. - Valutazione di parametri ecotossicologici in molluschi della Laguna di Venezia: metallotioneine, glutatione ed enzimi antiossidanti 497

BISOL P.M., CASU A., JUCKER A., PRANOVI F. - Polimorfismi rapd in *Cerastoderma glaucum* (Bruguière) della Laguna di Venezia 504

DE MATTHAEIS E., MARIANI S., KETMAIER V., PAPALEXOPULOS A., MACCHIAVELLI G., COBOLLI M. - The genetic structure of *Cerastoderma glaucum* Poiret, 1789, in the Mediterranean basin 508

Poster

AZZARO F., DECEMBRINI F., LEONARDI M. - Dinamica trofica nel sistema lagunare di Tindari (me): sei stagni a confronto 515

BARBIN L., BORASIO P.G., SBRENNA G., BIONDI C. - Effetti dell'ossido nitrico sul metabolismo dell'acido arachidonico in oociti isolati di *Venus verrucosa* (Bivalvia, Veneridae) 519

CAMATTI E., ACRI F., BIANCHI F., COMASCHI A. - Variazioni pluriannuali nelle abbondanze del copepode planctonico *Acartia margalefi* Alcaraz in Laguna di Venezia (1971-99) 525

CANESTRI TROTTI G., BACCARANI E.M., PAESANTI F., TUROLLA E. - Parasitological monitoring of *Musculista senhousia* (Mollusca: Mytilidae), invasive marine species, in the 'Sacca di Goro' lagoon (Ferrara - Italy) 529

CASINI S., FOCARDI S., FOSSI M.C., CIMINO G. - Utilizzo di biomarker su organismi della fauna ittica per la valutazione del potenziale impatto antropico nella Laguna di Orbetello 532

CORNELLO M., DELANEY E., CAVALLINI L., VOLPI GHIRARDINI A. - Indagini biometriche su *Hediste diversicolor* o.f. Müller (Polychaeta: Nereididae) nella Laguna di Venezia 535

CRESPI V., FARRUGIO H., CARPENTIERI P. - Fishing activities in the Thau Lagoon, Western Mediterranean 539

MARIOTTINI M., FOCARDI S. - Studio sui congeneri più tossici dei policlorobifenili nell'ittiofauna della Laguna di Orbetello 543

PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S., LIGIOS L., MURA F. - Osservazioni sulla rimonta del pesce novello nello Stagno di Calich (Sardegna Nord Occidentale) 547

PISCITELLI G., SCARDI M., BARONE G., SCALERA LIACI L. - Popolamenti bentonici di fondo mobile della Laguna di Varano: analisi di un ciclo annuale di osservazioni 551

SANGIORGI F., BONI L., GABBIANELLI G, GUERRINI F., PISTOCCHI R. - Caratterizzazione dei sedimenti della *Pialassa baiona* (Ravenna) ed effetti della loro eluizione sulla crescita di microalghe autoctone 558

SANGIORGI F., BONI L., BOESSENKOOL K.P., BRINKHUIS H. - Organic-walled dinoflagellate cysts from the north-western adriatic sea: preliminary results 562

SITRAN R., CAPPUCCI S., BERGAMASCO A. - Diatoms, chlorophyll and carbohydrates in the surface sediments of the Venice Lagoon: effects on the erosion threshold 566

Comitato Acquacoltura

Poster

CARDELLINI P., FRANCESCON A., ZANELLA S., BASTIANELLO K., BERTOTTO D., BARBARO A. - Avanzamento degli studi sull'Ombrina *Umbrina cirrosa* (L.) in cattività. Differenziamento e maturazione gonadica, verifica istologica dell'esame bioptico dell'ovario ed induzione precoce alla riproduzione 570

CORRIERO G., LEMBO G., LONGO C., NONNIS MARZANO C., PORTACCI G., SPEDICATO M.T. - Valutazione comparativa dell'accrescimento e della gestione di *Mytilus galloprovincialis* lam. in differenti condizioni ambientali di allevamento 574

LUBRANO LAVADERA S., FABBROCINI A., RISPOLI S., CONTINI L., NASCIMENTO I., SANSONE G. - Maturazione sessuale di ostriche *Crassostrea gigas* stabulate in acquario a ricircolo d'acqua con dieta sperimentale 577

LUBRANO LAVADERA S., FABBROCINI A., RISPOLI S., MARTELLO A., NASCIMENTO I., SANSONE G. - Prove di crescita di *Crassostrea gigas* presso un allevamento ittico in mare 580

RISPOLI S., FABBROCINI A., LUBRANO LAVADERA S., NASCIMENTO I., SANSONE G. - Le hsp 60 quali indicatori dello stato fisiologico in ostriche *Crassostrea gigas* 583

Comitato Benthos

Poster

BEDULLI D., CHIANTORE M., CATTANEO-VIETTI R., SCHIAPARELLI S., GAIRIN AMOR R., ALBERTELLI G. - Mollusc and echinoderm biodiversity in the benthic communities of the Adriatic Sea 586

BELLAN G., BELLAN-SANTINI D., MASTROTOTARO F. - Campagna oceanografica della N/O "Antedon" nelle Bocche di Bonifacio (agosto 1960): una rivalutazione dei risultati 590

CREMA R., VALENTINI A. - Alterazioni di comunità bentoniche indotte da agenti fisici di stress 593

GALLUZZO G., NICOTRA M. - *Victorella pavida* Saville Kent 1870 e *Amathia semiconvoluta* Lamouroux 1824 (Bryozoa, Ctenostomatida): specie rare e poco conosciute della Sicilia 596

PANNACCIULLI F.G., GARIGLIO G., HILLS J.M., THOMASON J.C., RELINI G. - Effect of surface roughness on the composition of barnacle and serpulid communities in Genoa harbour 598

GIANGUZZA P., MONTEVERDE G., AIROLDI L., JENSEN K., RIGGIO S. - Observations on copulatory behaviour in *Oxynoe olivacea* (Mollusca, Opisthobranchia, Sacoglossa) 602

GIANGUZZA P., BONAVIRI C., JENSEN K., RIGGIO S. - Ecological relationships between the sacoglossan opisthobranch *Oxynoe olivacea* and the siphonalean alga *Caulerpa racemosa* 605

GNAVI D., FAIMALI M., ANDRENACCI M., RIALDI G. - Diversità energetica in popolazioni naturali e di laboratorio di *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca, Bivalvia) 609

MASTROTOTARO F., TURSI A. - Ascidiacei del fondo a *Cladophora* della riserva marina di Porto Cesareo (LE) 613

PUCCIO V., TORCHIA G., RELINI M., BRESSAN G. - Valutazione del ruolo dei ricci nello sviluppo del fitobenthos dei substrati artificiali della barriera di Loano (SV), Mar Ligure 617

RUGGIERO M.V., ORSINI L., PROCACCINI G. - Depth-related genetic structure in populations of endemic and introduced seagrass species: *Posidonia oceanica* and *Halophila stipulacea* 623

SANDULLI R., CARRIGLIO D., MEI M.L. - Preliminary investigations on the effects of off- shore fish farming on the meiofauna and sediments in the Porto Cesareo area (Lecce, Italy) 626

SILVESTRI R., RIGHINI P., VOLIANI A. - Su una cattura accidentale di *Albunea carabus* (l., 1758) (Decapoda, Anomura) nel Mar Tirreno Settentrionale 630

TORCHIA G., RELINI M., MERELLO S.E., CANTARELLA M., RELINI G. - Variazioni dello zoobenthos associato all'alga *Caulerpa taxifolia* 633

TURSI A., COSTANTINO G., MASTROTOTARO F., SCARDI M. - Variazioni del grado di epifitismo in due praterie di *Posidonia oceanica* della riserva marina delle Isole Tremiti (Mar Adriatico) 636

UNGARO N., VLORA A., CERIOLA L. - Aspetti morfometrici di *Goneplax rhomboides* (Linnaeus, 1758) (Brachyura, Goneplacidae) nel bacino Adriatico Meridionale 641

Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia costiera

Poster

BAINO R., SILVESTRI R., AUTERI R., CABRAS G. - Azione di cattura prolungata di un tremaglio perduto lungo la costa toscana 645

CICERO A.M., FERRARI C.R., GIOVANARDI F., MAGALETTI E., GHETTI A., MAZZIOTTI C., MONTANARI G., RINALDI A., SCARPATO A., ROMANO

E. - Applicazione dell'indice trofico (trix) in aree tirreniche ed adriatiche ai fini della classificazione delle acque marine costiere 648
COSSU A., PALA D., GAZALE V., DEGIOANNIS N., PERGENT G. - Un sistema integrato per la cartografia di diversi popolamenti bentonici 654
FABI G., GRATI F., LUCCHETTI A., SCARCELLA G. - Osservazioni preliminari sulle catture di *Sepia officinalis* con tre attrezzi da posta in Medio Adriatico 660
MAGALETTI E., FERRARI C.R., GIOVANARDI F., CICERO A.M., MANZUETO L., MAZZIOTTI C., SAVELLI F., SCARPATO A., RINALDI A. - Indagine preliminare sull'andamento dell'indice trofico (trix) e sulla composizione quali-quantitativa del fitoplancton nel Tirreno Centro-Settentrionale (primavera-estate 1999) 665
MAZZIOTTI C., GHETTI A., MAGALETTI E., GIOVANARDI F., CICERO A.M., MONTANARI G., RINALDI A. - Variazioni quali-quantitative del fitoplancton nelle campagne oceanografiche effettuate in applicazione dell'indice trofico (trix) nell'Alto e Medio Adriatico nel 1998 e 1999 670
MODENA M., MORI M., VACCHI M. - Note su alcuni crostacei malacostraci raccolti in aree adiacenti alla M/C Haven (Mar Ligure) 675
MODENA M., DALÙ M., LA MESA G., VACCHI M. - Comunità ittiche demersali in aree contaminate da petrolio circostanti il relitto "Haven" (Mar Ligure Occidentale) 680
PALA D., COSSU A., GAZALE V. - Evidenza di attività illegali di pesca a strascico nella Rada della Rale (Parco Nazionale dell'Asinara) 684

Comitato Necton e Pesca

Poster

BELCARI P., ROSSETTI I., SARTOR P. - Interaction among different gears of *Sepia officinalis* l. 1758 by the Livorno fleet, Ligurian Sea 687
GAMBACCINI S., BIAGI F., BULLERI F., DE RANIERI S. - Localizzazione dei siti di insediamento postlarvale di 4 specie di Sparidi: *Diplodus puntazzo, D. vulgaris, D. sargus* e *Oblada melanura* lungo il profilo costiero dell'Isola di Capraia (Arcipelago Toscano) 691
BOTTARI T., FLORIO G., ROMEO T., GRECO S. - Prime osservazioni sullo stock di *Spicara flexuosa* (Rafinesque, 1810) nel Tirreno Meridionale 695
CARPENTIERI P., COLLOCA F., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. - Preliminary notes on feeding habits of *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758) in the Central Tyrrhenian Sea 699
D'ANNA G., BADALAMENTI F., PIPITONE C. - Rendimenti di pesca sperimentale con tramaglio nel Golfo di Castellammare dopo otto anni di divieto della pesca a strascico 704
FANELLI E., BELLUSCIO A., COLLOCA F., CARPENTIERI P., ARDIZZONE G.D. - Distribuzione e abbondanza dei Pandalidi del genere *Plesionika* (Crustacea, Decapoda) nel mar tirreno centrale 708

FARNOCCHIA I., NANNINI N., DE RANIERI S. - Ritrovamento di femmine mature di *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768) nel Mar Tirreno Settentrionale 712

GENTILONI P., AGNESI S., GARGIULO C., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. - Dati sulla distribuzione e biologia del cefalopode *Illex coindetii* (Verany, 1839) nel Mar Tirreno Centrale 715

MALTAGLIATI F., BELCARI P., CASU D., CASU M., SARTOR P., VARGIU G., CASTELLI A. - Struttura genetica di *Octopus vulgaris* (Mollusca, Cephalopoda) nel Mediterraneo Occidentale 720

MARANO C.A., MARZANO M.C., STRIPPOLI G., BERTOLDI G. - Informazioni preliminari sull'accrescimento di *Trachyrhynchus trachyrhynchus* (Risso, 1810) nell'Adriatico Meridionale 723

MARTINO M., UNGARO N., DI TURI L., IAFFALDANO B. - Qualche informazione sulla biologia riproduttiva di *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) nell'Adriatico Meridionale 726

MATARRESE A., CARLUCCI R., CAPEZZUTO F., BLASI M. - Nota sulla biologia di *Cepola macrophtalma* (l.) (Pisces: Osteichthyes) nel Mar Ionio 730

MENINI S., PIRONE A., FABIANI O., VOLIANI A., BAINO R. - Osservazioni su maturità gonadica e fecondità in *Mullus barbatus* 736

MURA M., ORRÙ F., CAU A. - Biologia riproduttiva di *Pagurus alatus* (Fabricius, 1775) (Crustacea; Paguridae) nel Canale di Sardegna 741

NANNINI N., PINNA D., CHIERICONI V., BIAGI F., BELCARI P. - Ciclo ovarico di *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) nel Mar Tirreno Settentrionale ... 745

ORSI RELINI L., MANNINI A., ROSSI M., FIORENTINO F. - Un cefalopode nuovo nella fauna italiana: *Opisthoteuthis agassizii* Verril, 1883 (Octopoda, Cirrata, Opisthoteuthidae) 749

PASTORELLI A.M., MARANO G, ROSITANI L., DE ZIO V., UNGARO N. - Catture di *Thunnus thynnus* (l.) durante le campagne di pesca di *Xiphias gladius* l. e *Thunnus alalunga* Bonn. nell'Adriatico Meridionale 753

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., JAMES C., PICKERING H., WHITMARSH D. - Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) dopo otto anni di divieto di strascico 757

ROMEO T., GIORDANO D., COSENZA A., PERDICHIZZI F., GRECO S. - Osservazioni preliminari sullo stock di *Pagellus erythrinus* (L., 1758) nel Tirreno Meridionale 761

SANTAMARIA N., AÇONE F., DEFLORIO M., POTOSCHI A., GENTILE R., MEGALOFONOU P., DE METRIO G., PALMIERI G. - Età ed accrescimento in giovani di Tombarello (*Auxis rochei* Risso, 1810) nei mari meridionali italiani 765

SARTOR P., SARTINI M., REALE B., SBRANA M. - Analysis of the discard practices in the *Merluccius merluccius* (L. 1758) bottom trawl fishery of the Northern Tyrrhenian Sea 771

SBRANA M., REALE B., VIVA C. - Catch efficiency of fixed experimental set nets along a coastal area of the Eastern Ligurian Sea 775

SBRANA M., FRANCESCONI B., VIVA C. - Catch efficiency and demographic structure of the catches of two types of trammel nets for the cuttlefish, *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758, along the coastal area of Livorno 779

SERENA F. - Ritrovamento di *Pisodonophis semicinctus* (anguilliformes: ophichthidae) al largo della Toscana 783

Comitato Plancton

Poster

ANDRENACCI M., GNAVI D., GERACI S. - Alterazione della risposta fototattica naupliare di *Balanus amphitrite* (Crustacea, Cirripedia) in presenza di basse concentrazioni tossiche (lc1) 786

CAROTENUTO Y., BUTTINO I. - Sviluppo e sopravvivenza degli stadi larvali di *Temora stylifera* (Copepoda: Calanoida) in due condizioni sperimentali di alimentazione 790

MINGAZZINI M., FERRARI C.R., MORALE A., ONORATO L. - Studio degli effetti trofici del fiume Po misurati lungo il gradiente salino del delta con metodi biologici 792

Sezione Vari

Poster

ACONE F., CORRIERO A., DESANTIS S., LABATE M., LABATE G.M., SUSCA V., SANTAMARIA N., BRIDGES C., GENTILE R., DE METRIO G, PALMIERI G. - Studio istologico ed immunoistochimico su ovari di Tonno rosso (*Thunnus thynnus* L. 1758) in periodo pre-riproduttivo 796

AMATO E., ALCARO L., BORGHINI F., CORSI I., TURSI A., BRACHELENTE C., FOCARDI S. - Studio preliminare per la valutazione del danno agli ecosistemi bentici derivante dall'affondamento in Basso Adriatico di residuati bellici caricati con aggressivi chimici 800

ARIZZI NOVELLI A., VOLPI GHIRARDINI A., GHETTI P.F. - Test di spermio ed embriotossicità con *Paracentrotus lividus* (lmk): riproducibilità e comparazione della sensibilità al rame con altre specie di echinoidi 805

BARBIN L., SBRENNA G., MICCIARELLI SBRENNA A. - Ciclo gonadico annuale in *Venus verrucosa* (Bivalvia, Veneridae): studio ultrastrutturale dell'oogenesi e della spermatogenesi 809

BEANI L., BIANCHI C., GUERRINI F., MARANI L., PISTOCCHI R., CEREDI A., MILANDRI A., POLETTI R., BONI L. - A sensitive method to bioassay algal neurotoxins by measuring $[Ca^{2+}]_i$ in primary cultures of rat cortical neurons 812

CANNAS R., TAGLIAVINI J., RELINI M., TORCHIA G., CAU A. - Marcatori molecolari per l'identificazione delle aragoste mediterranee *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) e *P. Mauritanicus* Gruvel, 1911 814

DESANTIS S., LABATE M., MAIORANO P., LABATE G.M. - Ultrastruttura della ghiandola androgenica di *Aristeus antennatus* 817

FIGUS V. - Aspetti del ciclo biologico di *Hysterothylacium* sp. (Nematoda: Anisakidae) in *Uranoscopus scaber* L. 822

GIACOBBE S., SPANÒ N. - Tanatocenosi di comunità bentoniche del Medio Adriatico 826

LABATE M., DESANTIS S., MINNITI F., CEFALI A., BRUNO R., LABATE G.M. - Immunolocalizzazione delle cellule gonadotrope nel pesce spada 829

LA FERLA R., AZZARO M., CRISAFI E. - Attività respiratoria microbica in due aree dell'Adriatico Settentrionale 833

MARINO G., AZZURRO E. - Nodavirus nella cernia bruna (*Epinephelus marginatus*, Lowe 1834) nella riserva naturale marina di Ustica, Tirreno Meridionale 837

MEGLI F., ROBERTI M., LOGUERCIO POLOSA P., MUSICCO C., MILELLA F., CANTATORE P., GADALETA M.N. - Caratterizzazione della dna-binding protein mitocondriale mtdbp durante lo sviluppo embrionale di *Paracentrotus lividus* 842

QUAGLIA A., MINELLI D., GATTELLI R., GIULIANI A., VILLANI L. - Localizzazione della nadph-diaforasi nella mucosa olfattoria di *Chiloscyllium arabicum* (Chondrichthyes, Elasmobranchii) 846

SALVADORI S., COLUCCIA E., MILIA A., DEIANA A.M. - Studio della regione organizzatrice nucleolare in *Homarus americanus* (Crustacea, Decapoda) 849

SBRENNA G., BIZZARO D., SONETTI D., BARBIN L., BORASIO P.G. - Studio delle caratteristiche ultrastrutturali, istochimiche ed immunocitochimiche del sistema nervoso di *Venus verrucosa* (Bivalvia, Veneridae) 852

SERRAZANETTI G.P., CAVALLETTI D., FABBRI M., PAGLIUCA G, ZIRONI E. - Distribuzione degli acidi grassi in *Squilla mantis* (L.) (Crustacea, Stomatopoda) della costa emiliano romagnola 855

SITRAN R., BONARDI M., TIEGANG L. - Studio morfologico e microanalisi mediante sem/eds dei gusci di due specie di foraminiferi planctonici provenienti dall'East China Sea (Okinawa) 858

SOLA L., DE INNOCENTIIS S., GORNUNG E., PAPALIA S., ROSSI A.R., MARINO G., DE MARCO P., CATAUDELLA S. - Caratterizzazione genetica di *Epinephelus marginatus* (Pisces, Serranidae): analisi citogenetica, polimorfismo degli allozimi e dei microsatelliti 862

TODARO M.A., VIRNO-LAMBERTI C., PULCINI M., PELLEGRINI D., DE RANIERI S. - Monitoraggio di un'area soggetta a sversamento di materiale di dragaggio: evidenza di una rapida ricolonizzazione dei fanghi da parte della meiofauna 865

TODARO M.A., FARAPANOVA O., ONORATI F., PELLEGRINI D., TONGIORGI P. - *Tigriopus fulvus* (Copepoda, Harpacticoida) una possibile specie-target nella valutazione dèlla tossicità dei fanghi portuali: ciclo vitale e prove tossicologiche preliminari 869

TUNESI L., SALVATI E., ALCARO L., AMATO E., LAURIANO G. - Descrizione preliminare dei popolamenti zoobentonici di fondo duro del versante occidentale dell'isola dell'Asinara (Sardegna Nord-Occidentale) 873

UGOLINI A. - Lunar orientation in *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda) and *Tylos europaeus* (Crustacea, Isopoda) 878

INDICE per AUTORI

A

ABOU ZEID M.M. 15
ACONE F. 765 - 796
ACRI F. 322 - 525
ACUNTO S. 191
AGNESI S. 715
AIROLDI L. 602
ALBERGONI V. 497
ALBERTELLI G. 586
ALCARO L. 800 - 873
ALIANI S. 109
AMATO E. 800 - 873
ANDRENACCI M. 609 - 786
ANTONIETTI R. 441
ARDIZZONE G.D. 699 - 708 - 715
ARGENTI L. 216
ARIZZI NOVELLI A. 489 - 805
AUTERI R. 645
AZZARO F. 515
AZZARO L. 238
AZZARO M. 833
AZZURRO E. 837

B

BABBINI L. 131
BACCARANI E. M. 529
BADALAMENTI F. 704 - 757
BAINO R. 645 - 736
BALATA D. 191
BARBARO A. 570
BARBIN L. 519 - 809 - 852
BARONE G. 551
BARTOLI M. 441
BASSO D. 131
BASTIANELLO K. 570
BAVESTRELLO G. 181 - 201 - 264
BEANI L. 812
BEDULLI D. 586
BELCARI P. 687 - 720 - 745
BELLAN G. 590
BELLAN-SANTINI D. 33 - 590
BELLUSCIO A. 699 - 708 - 715
BELMONTE G. 352
BENZONI F. 209
BERGAMASCO A. 300 - 566
BERNARDI AUBRY F. 322
BERTOLDI G. 723
BERTON A. 322
BERTOTTO D. 570
BIAGI F. 691 - 745
BIANCHI C. 812
BIANCHI C. N. 112 - 209 - 259
BIANCHI F. 322 - 525
BIONDI C. 519
BISOL P.M. 504
BIZZARO D. 852
BLASI M. 730
BOESSENKOOL K. P. 562
BOLDRIN A. 322
BONARDI M. 858
BONAVIRI C. 605
BONI L. 558 - 562 - 812
BORASIO P.G. 519 - 852
BORGHINI F. 800
BORSETTO B. 489
BOTTARI T. 695
BOYER M. 201
BRACALENTE C. 800
BRESSAN G. 131 - 617
BRIDGES C. 796
BRINKHUIS H. 562
BRUNO R. 829
BULLERI F. 691
BUTTINO I. 790

C

CABRAS G. 645
CACCAMO D. 316
CALCINAI B. 181 - 201 - 264
CAMATTI E. 322 - 525

CAMPO D. 94
CANESTRI TROTTI G. 529
CANNAS R. 814
CANTARELLA M. 633
CANTATORE P. 842
CANTONE G. 107
CAPEZZUTO F. 730
CAPPUCCI S. 566
CAPPUCCINELLI R. 462
CARDELLINI P. 570
CARLUCCI R. 730
CARNIEL S. 300
CAROTENUTO Y. 790
CARPENTIERI P. 539 - 699 - 708
CARRIGLIO D. 626
CASALE M. 413
CASELLI K. 378
CASINI S. 532
CASSIN D. 322
CASOLA E. 462
CASSINI A. 497
CASTALDELLI G. 369 - 378
CASTELLI A. 720
CASU A. 504
CASU D. 720
CASU M. 720
CATAUDELLA S. 862
CATTANEO-VIETTI R. 181 - 586
CATTANI O. 338
CAU A. 741 - 814
CAVALETTI D. 855
CAVALLINI L. 535
CECCHERELLI G. 94 - 332
CEFALI A. 829
CELLETTI G. 216
CEREDI A. 812
CERIOLA L. 641
CERRANO C. 181 - 201 - 264
CHEMELLO R. 223
CHESSA L.A. 462 - 547
CHIANTORE M. 586
CHIERICONI V. 745
CHIMENZ GUSSO C. 216 - 252
CHIOCCI F.L. 216
CICERO A.M. 648 - 665 - 670
CIMINO G. 532
CINELLI F. 191 - 238
COBOLLI M. 508
COCITO S. 175 - 238 - 283
COLANGELO M. 338
COLLOCA F. 699 - 708
COLUCCIA E. 849
COMASCHI A. 322 - 525
CONTINI L. 577
CONVERSANO F. 290
CORNELLO M. 363 - 388 - 535
CORNI M. G. 338
CORRIERO A. 796
CORRIERO G. 403 - 574
CORSI I. 473 - 800
COSENZA A. 761
COSSU A. 654 - 684
COSTANTINO G. 636
COZZOLINO D. 275
CREMA R. 593
CRESPI V. 539
CRISAFI E. 833

D

D'ANGELO S. 216
D'ANNA G. 704 - 757
DALU' M. 680
DARCHINO R. 216
DE BIASI A.M. 109
DE INNOCENTIIS S. 862
DE MARCO P. 862
DE MATTHAEIS E. 508
DE METRIO G. 765 - 796
DE RANIERI S. 691 - 712 - 865
DE VITTOR C. 309
DE ZIO V. 753
DECEMBRINI F. 515
DEFLORIO M. 765
DEGIOANNIS N. 654
DEIANA A.M. 849
DEL NEGRO P. 309

DELANEY E. 489 - 535
DELOS A.L. 279
DESANTIS S. 796 - 817 – 829
DI GERONIMO I. 229
DI GERONIMO R. 216 - 229
DI TURI L. 726
DIELI T. 223

F

FABBRI M. 855
FABBROCINI A. 577 - 580 - 583
FABI G. 271 - 660
FABIANI O. 736
FAIMALI M. 275 - 609
FAMA' P. 100
FANELLI E. 708
FANELLI G. 352
FANO E.A. 369 - 378
FANZUTTI G.P. 309
FARAPANOVA O. 869
FARNOCCHIA I. 712
FARRUGIO H. 539
FERDEGHINI F. 175 - 238
FERRARI C.R. 648 - 665 - 792
FERRARI I. 441
FLORIO G. 695
FIGUS V. 822
FINOCCHIARO F. 309
FIOCCA F. 332
FIORENTINO F. 749
FOCARDI S. 473 - 532 - 543 - 800
FONDA UMANI S. 309
FOSSI M.C. 532
FRANCESCON A. 570
FRANCESCONI B. 779
FRENZILLI G. 483
FROGLIA C. 39

G

GABBIANELLI G. 558
GADALETA M. N. 842
GAIRIN AMOR R. 586
GALLUZZO G. 596
GAMBACCINI S. 691
GAMBI M.C. 252
GANDOLFI G. 441
GARAVENTA F. 275
GARGIULO C. 715
GARIGLIO G. 598
GATTELLI R. 846
GAZALE V. 654 - 684
GENTILE R. 765 - 796
GENTILONI P. 715
GERACI S. 275 - 786
GHETTI A. 648 - 670
GHETTI P. 805
GHIRARDELLI L. 131
GHOBASHY A.F.A. 1
GIACCONE G. 76
GIACOBBE S. 246 - 826
GIANGRANDE A. 279
GIANGUZZA P. 602 - 605
GIORDANO D. 761
GIOVANARDI F. 648 - 665 - 670
GIOVANARDI O. 413
GIULIANI A. 846
GNAVI D. 609 - 786
GOLA G. 393
GORBI S. 483
GORNUNG E. 862
GRATI F. 660
GRAVILI C. 352
GRECO S. 695 - 761
GRIMM F. 413 - 424 - 432
GUERRINI F. 558 - 812
GUGLIANDOLO C. 316

H

HANAFY M.H. 15
HILLS J.M. 598

I

IAFFALDANO B. 726
IMPROTA S. 229
INNAMORATI M. 452
IRATO P. 497

J

JAMES C. 757
JENSEN K. 602 - 605
JUCKER A. 504

K

KETMAIER V. 508
KOTB M.M.A. 1-15

L

LA FERLA R. 833
LA MESA G. 680
LA MURA V. 290
LA PORTA B. 252
LA ROSA T. 316
LA VALLE P. 252
LABATE G.M. 796 – 817 - 829
LABATE M. 796 – 817 - 829
LANERA P. 462
LATTANZI L. 252
LAURIANO G. 873
LEMBO G. 574
LEONARDI M. 515
LIGIOS L. 462 - 547
LOGUERCIO POLOSA P. 842
LONGO C. 574
LUBRANO LAVADERA S. 577 - 580 - 583
LUCCHETTI A. 660
LUGLIE' A. 332

M

MACCHIAVELLI G. 508
MAGALETTI E. 648 - 665 - 670
MAIORANO P. 817
MALTAGLIATI F. 100 - 720
MANNINI A. 749
MANZUETO L. 665
MARANI L. 812
MARANO C.A. 723
MARANO G. 753
MARCHIANI C. 441
MARIANI S. 508
MARINO G. 837 - 862
MARIOTTINI M. 543
MARTELLO A. 580
MARTINO M. 726
MARZANO M.C. 723
MASSI L. 452
MASTROTOTARO F. 590 - 613 - 636
MATARRESE A. 730
MATTEUCCI R. 216
MAUGERI T. L. 316
MAZZIOTTI C. 648 - 665 - 670
MEGALOFONOU P. 765
MEGLI F. 842
MEI M. L. 626
MELILLO C. 452
MENINI S. 736
MERCURIO M. 403
MERELLO S.E. 633
MICCIARELLI SBRENNA A. 809
MILANDRI A. 812
MILELLA F. 842
MILIA A. 849
MINELLI D. 846
MINGAZZINI M. 792
MINNITI F. 829
MISTRI M. 369 - 378
MODENA M. 675 - 680
MONARI M. 338
MONTANARI G. 648 - 670
MONTEVERDE G. 602
MORALE A. 792
MORGANTI C. 283
MORI M. 675
MORRI C. 209 - 259
MURA F. 462 - 547
MURA M. 741
MUSICCO C. 842

N

NANNINI N. 712 - 745
NASCIMENTO I. 577 - 580 - 583
NICOLETTI L. 252
NICOTRA M. 596
NIGRO M. 483

NONNIS MARZANO C. 441 - 574
NOVELLI R. 369

O

OCCHIPINTI AMBROGI A. 393
ONORATI F. 869
ONORATO L. 792
OREL G. 413 - 424 - 432
ORRU' F. 741
ORSI RELINI L. 84 - 749
ORSINI L. 623

P

PAESANTI F. 529
PAGLIARA P. 279
PAGLIUCA G. 855
PAIS A. 462 - 547
PALA D. 654 - 684
PALMIERI G. 765 - 796
PANFILI M. 271
PANNACCIULLI F. G. 598
PANSINI M. 201
PAPALEXOPULOS A. 508
PAPALIA S. 862
PASTORELLI A.M. 753
PEIRANO A. 259
PELLEGRINI D. 865 - 869
PERDICHIZZI F. 761
PERGENT G. 654
PESSA G. 388 - 413 - 432
PIANI R. 309
PIAZZI L. 94
PICKERING H. 757
PINNA D. 745
PIPITONE C. 704 - 757
PIRONE A. 736
PISCITELLI G. 551
PISTOCCHI R. 558 - 812
PLASTINA N. 462
POLETTI R. 812
PORTACCI G. 574
POTOSCHI A. 765
PRANOVI F. 504
PREDONZANI S. 309
PROCACCINI G. 100 - 623
PUCCIO V. 617
PULCINI M. 865

Q

QUAGLIA A. 846

R

REALE B. 771 - 775
REGOLI F. 483
RELINI G. 598 - 633
RELINI M. 617 - 633 - 814
RIALDI G. 609
RIGGIO S. 223 - 602 - 605
RIGHINI P. 630
RINALDI A. 648 - 665 - 670
RISPOLI S. 577 - 580 - 583
ROBERTI M. 842
RODOLFO METALPA R. 259
ROMANO E. 648
ROMEO T. 695 - 761
ROSITANI L. 753
ROSSETTI I. 687
ROSSI A.R. 862
ROSSI G. 369 - 378
ROSSI M. 749
ROSSI R. 369 - 378
ROSSO A. 229
RUBINO F. 352
RUGGIERO M.V. 100 - 623

S

SALVADORI S. 849
SALVATI E. 873
SANDULLI R. 626
SANFILIPPO R. 229
SANGIORGI F. 558 - 562
SANSONE G. 577 - 580 - 583
SANTAMARIA N. 765 - 796
SANTOVITO G. 497
SARA' A. 264
SARA' M. 181 - 264

SARTINI M. 771
SARTONI G. 109
SARTOR P. 687 - 720 - 771
SAVELLI F. 665
SBRANA M. 771 - 775 - 779
SBRENNA G. 519 - 809 - 852
SCALERA LIACI L. 403 - 551
SCARCELLA A. 660
SCARCELLI V. 483
SCARDI M. 462 - 551 - 636
SCARPATO A. 648 - 665
SCHIAPPARELLI S. 586
SECHI N. 332
SEI S. 441
SERENA F. 783
SERRA S. 462 - 547
SERRAZANETTI G.P. 855
SGORBINI S. 175 - 238 - 283
SILVESTRI R. 630 - 645
SITRAN R. 566 - 858
SOLA L. 862
SOLUSTRI C. 271
SONETTI D. 852
SPAGNOLO A. 271
SPANO' N. 826
SPEDICATO M. T. 574
SPEZIE G. 290
STRIPPOLI G. 723
SUSCA V. 796

T

TADDEI F. 483
TADDEI RUGGIERO E. 287
TAGLIAPIETRA D. 363 - 388 - 489
TAGLIAVINI J. 814
TAMBERLICH F. 309
THOMASON J.C. 598
TIEGANG LI. 858
TODARO M.A. 865 - 869
TOMASSETTI P. 252
TONGIORGI P. 869
TORCHIA G. 617 - 633 - 814
TUCCI P. 252
TUNESI L. 873
TUROLLA E. 529
TURSI A. 613 - 636 - 800

U

UGOLINI A. 878
UMGIESSER G. 300
UNGARO N. 641 - 726 - 753

V

VACCHI M. 675 - 680
VALENTINI A. 593
VALIANTE L. M. 462
VARGIU G. 720
VIAROLI P. 441
VIGONI V. 338
VILLANI L. 846
VINCI D. 462
VIRNO-LAMBERTI C. 865
VITALI G. 338
VIVA C. 775 - 779
VLORA A. 641
VOLIANI A. 630 - 736
VOLPI GHIRARDINI A. 489 - 535 - 805

W

WHITMARSH D. 757

Z

ZAMBONI R. 424 - 432
ZANELLA S. 570
ZENTILIN A. 424 - 432
ZIRONI E. 855
ZITELLI A. 388

FINITO DI STAMPARE NEL MESE DI APRILE 2002

Erredi Grafiche Editoriali S.n.c. - Via Trensasco, 11 - Genova