ATTI

DELLA

ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

Proceedings of the Italian Association of Oceanology and Limnology

Volume 16

Genova 2003

Responsabile della Pubblicazione / *Editor in Chief*

Mauro PICCAZZO — Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova

Vice-Responsabile della Pubblicazione / *Associate Editor*

Carlo Nike BIANCHI — Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova

Comitato di Redazione / *Editorial Board*

Giancarlo ALBERTELLI — Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova
Riccardo DE BERNARDI — Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Verbania Pallanza
Roberto FRACHE — Dipartimento di Chimica e Chimica Industriale, Università di Genova
Vincenzo SAGGIOMO — Stazione Zoologia "A. Dohrn", Napoli
Giancarlo SPEZIE — Istituto di Meteorologia e Oceanografia, Università di Napoli Parthenope

Consulenti Editoriali / *Editorial Assistants*

Antonio ARTEGIANI, Ancona
Roberto BERTONI, Pallanza
Giorgio BUDILLON, Napoli
Cristiana CALLIERI, Pallanza
Jordi CATALAN, Barcelona
Riccardo CATTANEO-VIETTI, Genova
Paul R. DANDO, Bangor
Roberto DANOVARO, Ancona
Manos DASSENAKIS, Athens
Marco FIRPO, Genova
Joern GEISTER, Bern
Josep-Maria GILI, Barcelona
Karl-J. HESSE, Kiel
Lucien LAUBIER, Marseille
Cristophe LEBOULANGER, Thonon les Bains
Fiorenza MARGARITORA, Roma
Giuseppe MORABITO, Pallanza
Carla MORRI, Genova
Jean-François PAVILLON, Paris
Joandomènec ROS, Barcelona
Alan J. SOUTHWARD, Plimouth
Sergio TUCCI, Genova
Leonardo TUNESI, Roma
Adolf WEBER, Hamburg
Karl WITTMAN, Wien
Adriana ZINGONE, Napoli

L'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (AIOL) è un'associazione scientifica indipendente formata da ricercatori interessati allo studio di tutti gli ambienti acquatici, sia marini sia continentali, ed ha lo scopo di facilitare lo scambio culturale sia tra i membri sia nei confronti del resto della comunità scientifica. Gli *Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia* pubblicano contributi originali in tutti campi di ricerca pertinenti lo studio degli ambienti acquatici (biologia, chimica, fisica, geologia); i risultati di studi interdisciplinari sono particolarmente apprezzati. La pubblicazione è aperta sia ai membri sia ai non-membri dell'AIOL. I contributi possono o no essere stati presentati ad un Congresso AIOL o ad un altro convegno scientifico, ma non devono essere stati pubblicati, né presentati per la pubblicazione, altrove. I manoscritti inviati saranno rivisti da almeno due lettori indipendenti; la decisione finale in merito alla pubblicazione spetta al Responsabile della Pubblicazione.

The Italian Association for Oceanology and Limnology (AIOL) is an independent association made of scientists involved in the study of all aquatic environments, both marine and continental, and is aimed at facilitating cultural exchange both among members and towards the rest of the scientific community. The *Proceedings of the Italian Association for Oceanology and Limnology* publish original contributions in all the research fields related to the study of aquatic environments (biology, chemistry, geology, physics); results of interdisciplinary studies are particularly welcome. Publication is open to both members and non-members of AIOL. Papers may or may not have previously been communicated at an AIOL or other scientific meeting, but should not have been published nor submitted for publication elsewhere. Submitted manuscripts are reviewed by at least two independent peer referees; the final decision about acceptation will be taken by the Editor in Chief.

NORME PER LA STAMPA

I lavori devono pervenire in tre copie nella versione già strutturata per la stampa in off-set; si consiglia conservare gli originali delle illustrazioni da allegare nella versione definitiva, che dovrà essere inviata in unico esemplare (unitamente ad un dischetto), dopo le osservazioni dei referees e seguendo le indicazioni fornite nella lettera di accettazione. Il lavoro dovrà essere contenuto in 10 pagine; per le eventuali pagine eccedenti, se accettate, sarà richiesto agli Autori un contributo per ogni ulteriore foglio a stampa (1 o 2 pagine dattiloscritte). Il lavoro, scritto preferibilmente in inglese, va preceduto da un **ABSTRACT** in inglese e da un **RIASSUNTO** in italiano. Il dattiloscritto (e le illustrazioni) dovranno essere comprese in un riquadro di dimensioni 15 × 22 cm: per il computer margine destro 3 cm, sinistro 3 cm, in alto 3,7 cm e in basso 4 cm. Il carattere da utilizzare è il Times New Roman corpo 12 con spazio singolo. Il titolo, gli Autori (con nome in minuscolo e cognome in maiuscolo) e gli Enti di afferenza vanno centrati. Il grassetto va utilizzato per il titolo del lavoro e per il titolo dei capitoli (**1. MAIUSCOLO**) e degli eventuali sottocapitoli (**1.1. Non maiuscolo**). Il corsivo viene utilizzato per le *specie animali e vegetali* e per l'*indicazione della Rivista* in Bibliografia. Le didascalie delle illustrazioni (in basso) e delle Tabelle (in alto) vanno centrate e in corpo 10. Gli Autori citati nel testo vanno con il solo cognome ed anno di pubblicazione del lavoro (se sono presenti due soli Autori utilizzare la &); da tre Autori in poi deve essere citato solo il primo con la scritta *et al.* in corsivo. Per ulteriori dettagli tenere conto dei lavori presenti nel seguente volume. Si ricorda che il riquadro presentato sarà ridotto a cm 12 × 17,6.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Manuscripts should be sent in three copies, camera-ready format. Authors are suggested to keep the originals of the figures with them. These must be sent together with the final version of the ms, after acceptation. The final version, which will incorporate referees' comments and follow Editor's indications, should be sent in a single copy plus a diskette. Paper length must be comprised within 10 printed pages. Further page pairs may be granted upon payment. Text should be preferably in English and must be preceded by an English **ABSTRACT** and an Italian **RIASSUNTO**. Camera ready ms (text, tables and figures) must stay within 15 × 22 cm (will be reduced to 12 × 17.6 cm in the printed version), allowing for margins of 3 cm (side margins), 3.7 cm (upper margin) and 4 cm (lower margin) on an A4 sheet. Text will use single lined Times New Roman point-size 12. Title, author's names (given name in lower cases, family names in upper cases) and addresses must be centred. Bold character must be used for the title of the paper, chapters (e. g., **1. UPPER CASE**) and under-chapters, if any (e. g., **1.1. Lower case**). Italic must be used for *biological species names* throughout the ms and for *journal names* in the References. Captions to figures and table headings must be written in point-size 10 and centred; the former must be placed below the figure, the latter above the table. References must be quoted in the text using only the family name of the author(s) and the year of publication. When quoting a reference with two authors, use ampersand (&); with three or more authors use *et al.* (in *italic*) after the first author's name. Consult the present issue of the journal to check for further details.

Ulteriori informazioni possono essere reperite sulla home page dell'Associazione / *Please consult the AIOL web-site for further information*: http://www.aiol.info

I lavori devono pervenire al seguente indirizzo / *Manuscripts should be sent to the following address*:

Prof. Mauro PICCAZZO
Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse - DIP.TE.RIS.
Università di Genova
Corso Europa, 26
I-16132 GENOVA, Italy
Tel. +39 010 3538039 / 3538311 Fax +39 010 352169
E-mail: piccazzo@dipteris.unige.it

INDICE

TUNESI L., SALVATI E. - Visual census methodologies applied to the study of the coastal fish fauna of the La Maddalena Archipelago (north-eastern Sardinia). Pag. 1

PUGNETTI A., ACRI F., BASTIANINI M., BERNARDI AUBRY F., BERTON A., BIANCHI F., NOACK P., SOCAL G. - Primary production processes in the north-western Adriatic Sea. Pag. 15

SCHIAPARELLI S., FRANCI G., ALBERTELLI G., CATTANEO-VIETTI R. - Autoecologia del bivalve perforatore *gastrochaena dubia* lungo la falesia del Promontorio di Portofino. Pag. 29

BELLOTTI P., POTEMKINA T., VALERI P. - Lineamenti di dinamica sedimentaria dell'attuale delta del Fiume Selenga (Russia, Siberia centrale). Pag. 37

BOTTA A., CORRADI N., FERRARI M., FIERRO G. - Evoluzione del litorale d'Imperia - Oneglia (Liguria occidentale): aspetti dinamico - sedimentari. Pag. 51

AZZARO M., MAIMONE G., LA FERLA R. - Tassi respiratori microbici nella zona afotica del Mar Ionio. Pag. 59

CARUSO G., AZZARO M., ZACCONE R., MANCUSO M., LEONARDI M. - Stime di abbondanza ed attività microbiche in un'area oligotrofica del Mar Ionio: studio stagionale. Pag. 67

COCCO E., IULIANO S., MUSELLA F. - Caratterizzazione morfodinamica della spiaggia sottomarina di Cava dell'Isola-Citara (Isola d'Ischia). Pag. 79

CORDISCO C. A., ROMANELLI M., TROTTA P. - Distribuzione annuale e descrizione degli stadi larvali di *Chamelea Gallina* (L.) e *Mytilus Galloprovincialis* Lamarck in Adriatico centro-meridionale. Pag. 93

DE BIASI A.M., GAI F., PACCIARDI L., SEVERI V. - Popolamento bentonico delle Secche della Meloria: due catini a confronto. Pag. 105

FERRARI S., DE BIASI A.M., PACCIARDI L., FABI G., CEFFA L. - Bioaccumulo di metalli in tracce in *Mytilus Galloprovincialis* prelevati dai jackets di una piattaforma gas-metano. Pag. 115

IRRERA G.P., GUGLIANDOLO C., LA ROSA T., MAUGERI T.L. - Isolamento di *Campylobacter* e di *Arcobacter* spp. da campioni di acqua di mare e di plancton. Pag. 121

LA FERLA R., MAIMONE G., LO GIUDICE A. - Stime di biomassa batterica nell'ambiente marino: confronto tra diverse metodiche. Pag. 131

LA ROSA T., GUGLIANDOLO C., IRRERA G.P., MAUGERI T. - Monitoraggio microbiologico di un allevamento di mitili sito nel lago salmastro di Faro (Sicilia). Pag. 139

MANFRA L., ACCORNERO A. - Distribuzione dei metalli pesanti nelle acque costiere del Tirreno e dell'Adriatico meridionale. Pag. 145

MOLINARI A., TUNESI L. - Observations on fish assemblages of the coastal area of Bergeggi (western Ligurian Sea). Pag. 155

ZACCONE R., ZAMPINO D., FRASCARI F., GIORDANO P. - Degradazione microbica della sostanza organica nei sedimenti superficiali del Mar Piccolo di Taranto. Pag. 163

TUCCI S., MARTINI A. - Variabilità stagionale di materiale articolato nelle acque marine alla foce del Fiume Po (Nord Adriatico). Pag. 175

MASTRANTUONO L., MANCINELLI T. - Meio-macrobenthic invertebrates associated with submerged vegetation in a *Chara*-lake (Lake Martignano, Italy). Pag. 187

CORTEMIGLIA G.C. - Determinazione automatica del moto ondoso al largo da carte isobariche per la stima delle condizioni morfodinamiche di un paraggio. Pag. 203

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16, pp. 1-13 luglio 2003

VISUAL CENSUS METHODOLOGIES APPLIED TO THE STUDY OF THE COASTAL FISH FAUNA OF THE LA MADDALENA ARCHIPELAGO (NORTH-EASTERN SARDINIA)

Leonardo TUNESI, Eva SALVATI

ICRAM – Via di Casalotti, 300 – I-00166 - Roma

ABSTRACT

This contribution presents the results of a study focusing on composition, distribution and size structure of the fish fauna of the Archipelago of La Maddalena (North-Eastern Sardinia) so as to collect data useful in supporting the zoning proposal of the respective MPA. Data on coastal fish assemblage were collected using two different visual census sampling methods; the sampling activities were randomly allocated, stratified according to stretch of coast and depth. Collected data underlines the high fish species richness and specimen abundance in La Maddalena Archipelago, strengthening the environmental importance of the area. In fact the applied methods allowed to census 60 taxa and to detect significant differences among fish assemblages from the different environmental units considered. Collected data show the prevalence of medium size class in the coastal fish fauna of La Maddalena and the analysis of the demographic structure on a spatial basis identifies some nursery areas, generally characterrised by shallow and flat bottoms, seagrass meadows, protection from the dominant winds and low or moderate human pressure. On the contrary the areas characterised by a relevant presence of large specimens lie externally to the Archipelago. From an ecological point of view, the fish assemblages composition in the Archipelago results to be primarily influenced by the seafloor typology and secondarily by the depth. Collected data allow to foresee a good response of the fish assemblage to protection measures, particularly if applied on the external parts of the Archipelago.

RIASSUNTO

Metodologie di censimento visuale in immersione applicate allo studio della fauna ittica costiera dell'Arcipelago della Maddalena (Sardegna Nord orientale)

Il presente contributo fornisce i risultati di uno studio condotto al fine di carattrizzare la composizione, distribuzione e struttura demografica del popolamento ittico costiero delle acque dell'Arcipelago di La Maddalena (Sardegna Nord-Orientale) per disporre di informazioni utili a formulare la proposta di zonazione della relativa area marina protetta. I dati sono stati raccolti utilizzando due differenti tecniche di censimento visuale; i rilevamenti sono stati allocati in modo random, stratificato in base a tratto

di costa e profondità.

I dati raccolti indicano che l'Arcipelago di La Maddalena è caratterizzato da una fauna ittica particolarmente ricca in specie (60 taxa) ed in esemplari, differenziata in funzione delle diverse aree. Il popolamento ittico presenta una dominanza di esemplari di taglia media mentre l'analisi della struttura demografica su base spaziale consente di identificare alcune aree di concentrazione di individui giovanili, site nella parte più interna e protetta dell'arcipelago, e zone di maggiore abbondanza di esemplari grandi, site nei settori esterni dell'Arcipelago. L'analisi dei dati raccolti consente di rilevare che la composizione del popolamento ittico è influenzato in modo significativo primariamente dalla tipologia del fondale e secondariamente dalla profondità. Le informazioni raccolte mediante questo studio consentono di ipotizzare una risposta positiva da parte del popolamento ittico alla messa in atto di misure di protezione, più importanti se applicate alle parti esterne dell'Arcipelago.

1. INTRODUCTION

As management becomes more integrated and holistic, Marine Protected Areas (MPAs) will take on greater importance as a tool for conserving marine resources (Committee on the Evaluation, Design, and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States, 2001; Salm *et al*., 2000). The Italian legislation has stipulated the institution of more than 50 coastal and marine sites requiring protection, and 16 national MPAs have been established until now along the Italian coasts. The Italian MPAs are multiple-use protected areas, typically including one or more core zones (i.e. no-entry, no-take reserves), which are conventionally implemented according to three different protection levels (Tunesi & Diviacco, 1993), mainly conceived considering fishing activities. Therefore these assumptions emphasise the role of the coastal fish assemblages study, considering that the main national guidelines given by the Italian MPA's zoning limit fishing and scuba diving activities.

Fish assemblages of Mediterranean coastal areas are usually characterised by a high specific diversity and by the presence of many species extremely vulnerable to an incorrect management of resources. MPAs have many positive effects on fish fauna including its increase in specific richness and abundance (Russ & Alcala, 1996; Ward *et al.*, 2002). Moreover protected fish populations can potentially give an important spill-over effect, producing many times more offspring than exploited populations (Roberts *et al*., 2001). A good level of knowledge on fish distribution and composition is also strategic to plan tourist activities as scuba diving and snorkelling (Agnesi *et al*., 2001). All these aspects stress the role of the studies on size composition and fish distribution to support the zoning proposal of new MPAs (Dayton *et al*., 1995; Harmelin *et al*., 1995).

ICRAM was charged by the Italian Ministry of the Environment to study natural and socio-economic aspects of the Archipelago of La Maddalena, in order to formulate the zoning proposal of the relative MPA. To do this and to face the need to define a standard procedure for the formulation of MPA zoning proposals in Italy, ICRAM formulated a theoretical background and methodological tools to analyse both environ-

mental and socio-economic aspects (Villa *et al*., 2002). This paper gives full detail of the methods identified to characterise the coastal fish fauna, illustrating the case study of the La Maddalena Archipelago MPA.

The main constraint to approach the fish fauna study was the identification of a methodology applicable also after the institution of the MPA. Other considered key aspects were: short time feasibility (few weeks) and applicability to wide surfaces (the whole La Maddalena Archipelago). To respond to these requirements this study was carried out applying visual census (VC) methods.

The high structural complexity of the seafloors of the La Maddalena Archipelago (Maciocco, 1997), and the need to identify a methodology applicable at a Mediterranean scale, recommended to collect quantitative data by mean of stationary samplings and considered the more suitable VC method on very heterogeneous seafloors (Harmelin *et al*., 1985; Bohnsak & Bannerot, 1986; Tunesi *et al*., 2001). Data on species richness were enriched by means of scuba diving paths (Harmelin *et al*., 1985; Tunesi *et al*., 2001). The sampling allocation was randomly stratified taking into account depth (Bell, 1983; Garcia Charton & Pérez Ruzafa, 1998), recording the seafloor typology.

2. MATERIAL AND METHODS

The National Park of La Maddalena Archipelago is composed by 62 islands and islets (7 main islands) belonging to the municipality of La Maddalena. This Archipelago is located between the Sardinia and the Corsica Islands (Bocche di Bonifacio) and stretches for 725 Km^2 with a surface of 9000 ha (Fig. 1).

Fish fauna visual census activities have been carried out during October 1998, in the 0-35 meter range depth, using two underwater sampling methods: a stationary visual census (SVC), within a radius of 5 m (78.5 m^2) (Tunesi & Vacchi, 1993), so as to collect quantitative data on fish abundance and size composition, and by means of scuba diving paths of 15 minutes time laps, so as to also collect information on cryptic and rare species thereby enhancing data on species richness (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). The sampling points were allocated randomly, stratified according to coastal sector and depth. The coastal waters around the Archipelago were divided into 4 main areas (Fig.1): 1) North-western islands, 2) inner part, 3) Eastern area and 4) South-eastern islands. The areas were subdivided into 19 homogeneous environmental units (EUs), marked by letters A-U in Figure 1. The bathymetric range, from 0 to 35 meter of depth was divided in five different layers (0-3 m; 3.1-6 m; 6.1-12 m; 12.1-24 m; >24 m), not always represented in all the EU. The seafloor typology was recorded at each sampling site. A total of 88 dives were carried out, resulting in 167 surveys: 48 paths and 119 SVCs. The visual censuses were carried out between 10:00 a.m. and 3:00 p.m., in calm sea conditions. Fish total length was estimated considering 3 size classes (small, medium, large) (Francour, 1991), according to the maximum total length reached by each species (Fisher *et al*., 1987). Fish number was estimated as classes of numerical abundance (1; 2-5; 6-10; 11-30; 31-50; 51-100; >100) (Harmelin-Vivien *et al*., 1985). Number of species (S), mean abundance and “eveness” Pielou index (1969) were calculated for each EU. Presence/absence and mean abundance data were elaborated by mean of a Correspondence Analysis (CA) and the axis significance was evaluated using

Lebart tables (1975). The species were also classified on the basis of their commercial value, considering valuable only the target species of specific fishing activity in the area.

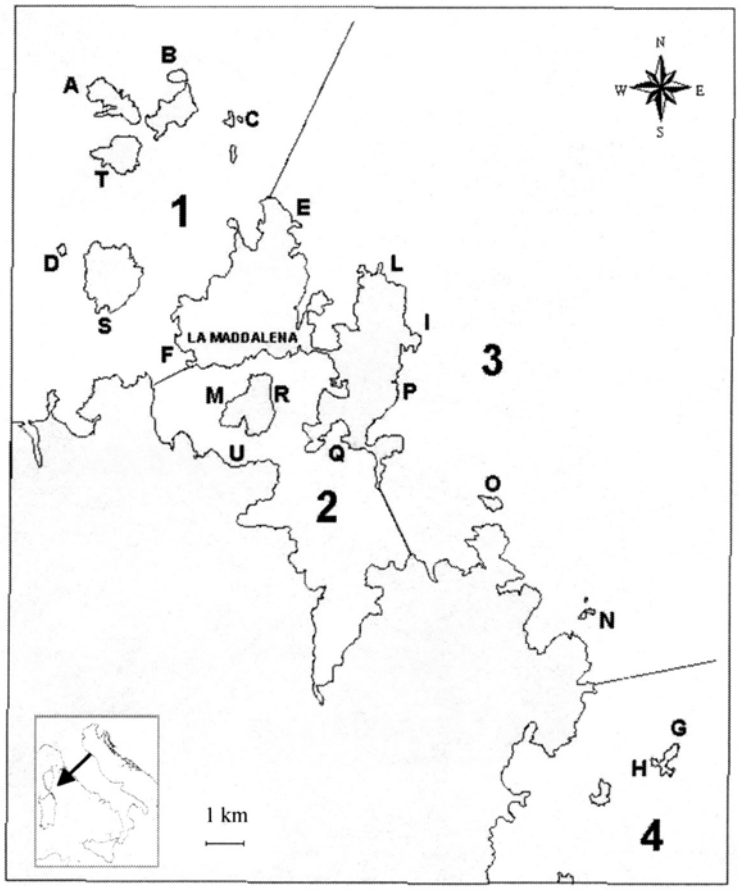


Fig. 1 - Archipelago of La Maddalena: main areas (1- North-Western islands, 2- inner part, 3- Eastern area, 4- South-Eastern islands) and the 19 (A-U) identified homogeneous environmental units (EUs).

3. RESULTS

3.1.General description of the fish assemblage

On the whole, 60 taxa were recorded (Tab. 1), belonging to the following families: Sparidae (with 12 species), Labridae (12), Gobidae (5), Blennidae (5), Serranidae (5), Centracantidae (3), Scorpaenidae (2), Tripterygiidae (2), Apogonidae (1), Atherinidae (1), Belonidae (1), Carangidae (1), Dasiatidae (1), Engraulidae (1), Mugilidae (1), Mullidae (1), Muraenidae (1), Pomacentridae (1), Sciaenidae (1), Scombridae (1), Sphyraenidae (1), Trachinidae (1). Tab. 2 shows the number of SVCs and scuba paths per EU. The difference in number in sampling is related to different depth ranges of each EU. The highest number of species (30), was recorded in the environmental units I and H, allocated in the external part of the archipelago, while the

Tab. 1 - Taxa recorded in the Archipelago of La Maddalena.

LEGEND: **Seafloor typology**: A=photophilic hard bottom; P=seagrass meadows; C=sciaphilic hard bottom; S=sand. **Sampling methodology**: SVC= stationary visual census; P= scuba path. **Commercial category**: C=high value; L = low value.

Family	**Species**	**Depth Range (m)**	**Seafloor typology**	**Sampling method**	**Commercial category**
Atherinidae	*Atherina* sp.p.	0-3	A	P	L
Apogonidae	*Apogon imberbis*	10-23	A-C-P	SVC/P	L
Belonidae	*Belone belone*	3	A	SVC/P	C
Blennidae	*Lipophrys nigriceps*	2-5	C	P	L
	Lipophrys trigloides	5	A	SVC	L
	Parablennius gattorugine	1-20	A-C	P	L
	Parablennius rouxi	10-26	A-C-P	SVC/P	L
	Parablennius zvonimiri	4.5	A	SVC/P	L
Carangidae	*Seriola dumerili*	7-9	A-P	SVC/P	C
Centracanthidae	*Spicara flexuosa*	24	P	SVC	L
	Spicara maena	6-31.5	A-C-P	SVC/P	L
	Spicara smaris	4-24	C-P	SVC/P	L
Engraulidae	*Engraulis encrasicoulus*	2.6	A	SVC/P	C
Dasyatidae	*Dasyatis pastinaca*	22.4	P	SVC/P	L
Gobidae	*Gobius bucchichi*	10	A	SVC/P	L
	Gobius cobitis	1.5-6	C	P	L
	Gobius cruentatus	19	C	SVC/P	L
	Gobius geniporus	4-10	S	P	L
	Gobius paganellus	1-3	S	P	L
Labridae	*Coris julis*	2.6-31.5	A-C-P	SVC/P	L
	Labrus merula	4.6-22	A-C-P	SVC/P	C
	Labrus viridis	5-13.5	A-P	SVC/P	C
	Symphodus cinereus	4-13	A-P	SVC/P	L
	Symphodus doderleini	11-24	A-C-P	SVC/P	L
	Symphodus mediterraneus	4.5-28	A-C-P	SVC/P	L
	Symphodus melanocercus	4-29.7	A-C-P	SVC/P	L
	Symphodus ocellatus	5-22.5	A-C-P	SVC/P	L
	Symphodus roissali	5-19	A-C-P	SVC/P	L
	Symphodus rostratus	4-30	A-C-P	SVC/P	L
	Symphodus tinca	2.6-30	A-C-P	SVC/P	C
	Thalassoma pavo	4.5-30	A-C-P	SVC/P	L
Mugilidae	Mugilidae	0-4	S, A, P	P	C
Mullidae	*Mullus surmuletus*	5-28	A-C-P	SVC/P	C
Muraenidae	*Murena helena*	12.5-26	A-C	SVC/P	C
Pomacentridae	*Chromis chromis*	3-31.5	A-C-P	SVC/P	L
Sciaenidae	*Sciaena umbra*	20-14	C	P	C
Scombridae	*Thunnus thynnus thynnus*	10	Pelagic	P	C
Scorpaenidae	*Scorpaena notata*	12.9-15	P	P	C
	Scorpaena porcus	13	A	SVC/P	C
Serranidae	*Anthias anthias*	26-31.5	C	SVC/P	L
	Epinephelus marginatus	20-30	C	SVC/P	L
	Serranus cabrilla	5-30	A-C-P	SVC/P	L
	Serranus hepatus	10-25	S	P	L
	Serranus scriba	3-31.5	A-C-P	SVC/P	L

Tab. 1 (continue) - Taxa recorded in the Archipelago of La Maddalena.

LEGEND: **Seafloor typology**: A=photophilic hard bottom; P=seagrass meadows; C=sciaphilic hard bottom; S=sand. **Sampling methodology**: SVC= stationary visual census; P= scuba path. **Commercial category**: C=high value; L = low value.

Family	**Species**	**Depth Range (m)**	**Seafloor typology**	**Sampling method**	**Commercial category**
Sparidae	*Boops boops*	7-28	A-C-P	SVC/P	C
	Dentex dentex	22	C	SVC/P	C
	Diplodus annularis	2.6-29.7	A-C-P	SVC/P	C
	Diplodus puntazzo	3-17	A-P	SVC/P	C
	Diplodus sargus	6-25	A-C-P	SVC/P	C
	Diplodus vulgaris	2.6-30	A-C-P	SVC/P	C
	Oblada melanura	4-22	A-C--P	SVC/P	C
	Pagellus acarne	3-10	S-P	P	C
	Pagrus pagrus	2-30	S-P	P	C
	Sarpa salpa	4.6-24	A-C-P	SVC/P	C
	Sparus aurata	11	P	SVC/P	C
	Spondyliosoma cantharus	6-29.7	A-C-P	SVC/P	C
Sphyraenidae	*Sphyraena sphyraena*	17	P	SVC/P	C
Trachinidae	*Trachinus draco*	1-15	S	SVC/P	C
Tripterygiidae	*Tripterigion melanurus minor*	4.5-12.5	A	SVC/P	L
	Tripterigion tripteronotus	5-24	A-C-P	SVC/P	L

Tab. 2 - Number of SVCs, Paths and species, mean number of species and standard deviation, mean abundance of specimens and standard deviation (SD), and mean abundance (Mean abund.) of the fish belonging to the main 6 different home-range categories (Harmelin *et al*., 1987), related to standard surface of 78.5 m^2 (5 m radius circumference) *per* Environmental Unit (EU).

EU	**SVCs N**	**Paths N**	**Species N**	**Species Mean N**	**SD**	**Specimens Mean N**	**SD**	**Home-range Categories of the fish community**					
								1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
A	8	3	26	8.8	0.9	152.8	10.4	42.5	58.3	31.7	1.2	19.0	0.0
B	8	2	24	8.1	1.2	122.6	11.1	0.5	71.5	30.1	0.4	19.8	0.4
C	6	3	24	9.5	2.3	91.2	6.59	12.8	40.8	20.3	0.0	16.5	0.7
D	9	2	28	8.7	2.3	87.3	5.84	19.2	35.4	9.8	0.7	22.1	0.1
E	8	2	25	9.0	2.1	84.3	6.25	0.1	38.5	21.0	0.9	23.0	0.8
F	4	2	23	7.0	2.2	73.5	5.96	33.5	23.5	5.3	0.3	11.0	0.0
G	5	2	26	8.0	2.5	135.2	13.2	15.2	95.8	8.2	0.6	14.6	0.8
H	8	3	**30**	11	2.2	138.4	9.52	36.8	58.8	11.9	0.5	29.4	1.0
I	6	3	**30**	6.2	1.0	110.2	10.2	11.2	63.7	2.8	0.7	31.5	0.3
L	6	3	28	8.3	2.2	77.5	6.24	1.3	40.8	14.2	0.7	19.7	0.8
M	6	1	24	4.8	3.4	39.7	2.66	1.8	13.8	8.3	0.0	15.7	0.0
N	8	4	29	10.1	1.7	160.1	13.5	18.3	90.3	22.5	0.6	27.9	0.6
O	6	3	25	8.5	2.2	82.7	4.12	23.0	22.3	14.5	0.7	21.2	1.0
P	6	3	24	8.0	2.6	129.3	8.82	31.0	52.8	23.0	0.0	21.7	0.8
Q	4	2	25	7.5	0.6	79.3	4.37	19.3	10.8	8.8	0.0	40.0	0.5
R	4	2	22	5.5	1.3	62.0	3.53	33.8	2.0	8.3	0.0	18.0	0.0
S	5	2	25	8.4	1.8	154.0	13.5	24.0	89.2	10.6	4.8	24.6	0.8
T	7	3	26	9.6	3.0	64.7	3.44	22.0	18.3	9.9	0.3	13.4	0.9
U	5	3	27	4.2	2.2	25.8	1.6	8.0	4.0	4.8	0.0	8.0	1.0

lowest numbers of species have been registered in its inner part, in the R and F EUs (Tab. 1, Fig. 1). The EUs characterised by higher values of SVC mean abundance are the more external to the Archipelago (N, S, A, H, G) (Tab. 2). Moreover, considering the six fish home-ran-ge categories (Harmelin *et al.*, 1987), the EUs A and B are characterised by the highest abundance values of the category 3 (necto-benthic fish). Mean abundances values and evenness comparison show that the EUs located in the inner part of the Archipelago have higher evenness values (J>0.7), characterising - homogeneous distribution in number of species, coupled to mean abundance low values (Fig. 2).

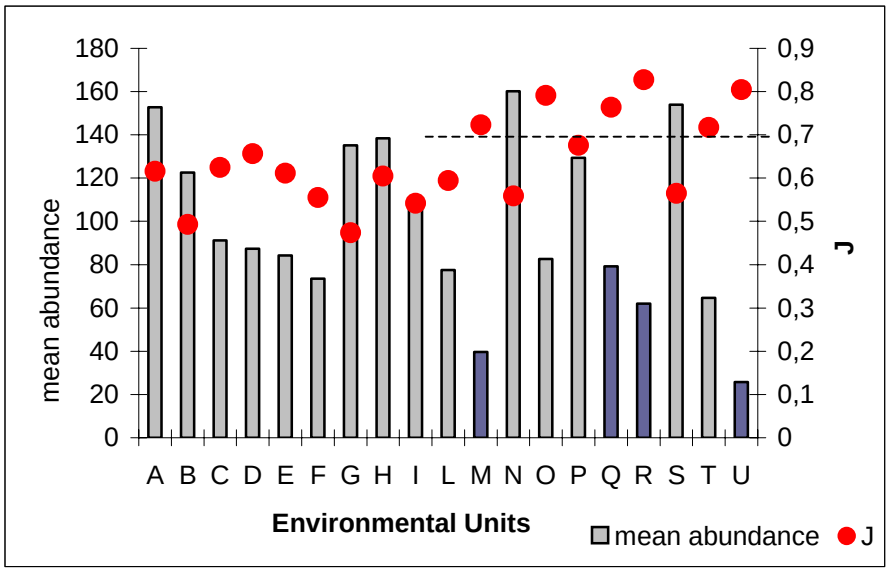


Fig. 2 - SVC mean abundance (per 78.5 m^2) and eveness (J) values *per* EU. Dark bars show the EUs of the inner part of the Archipelago.

The peculiarity of the fish assemblages of the inner part of the Archipelago is also pointed out by the AC on presence/absence data (only the first axis significant) which clearly distinguish the EU points R, M and Q, having a strong negative abscissa, from the others (Fig. 3).

3.2. Demographic structure

Size class composition of the whole fish assemblage *per* EU, is characterized by a general dominance of the medium size class (Tab. 3), as well as F, I, L, Q, R environmental units show a dominance of the small size class. In particular the unit F is characterised by the highest percentage of small sized specimens while C by the highest recorded value for the large size class.

The ordination of the EU points along the first two axes (both significant), given by the CA on size class abundance data of commercial fish (Fig. 3), points out important differences within the Archipelago. In particular, the inner EUs are characterized by the dominance of small sized specimens while the larger ones are most abundant in the external EUs (C, E, G).

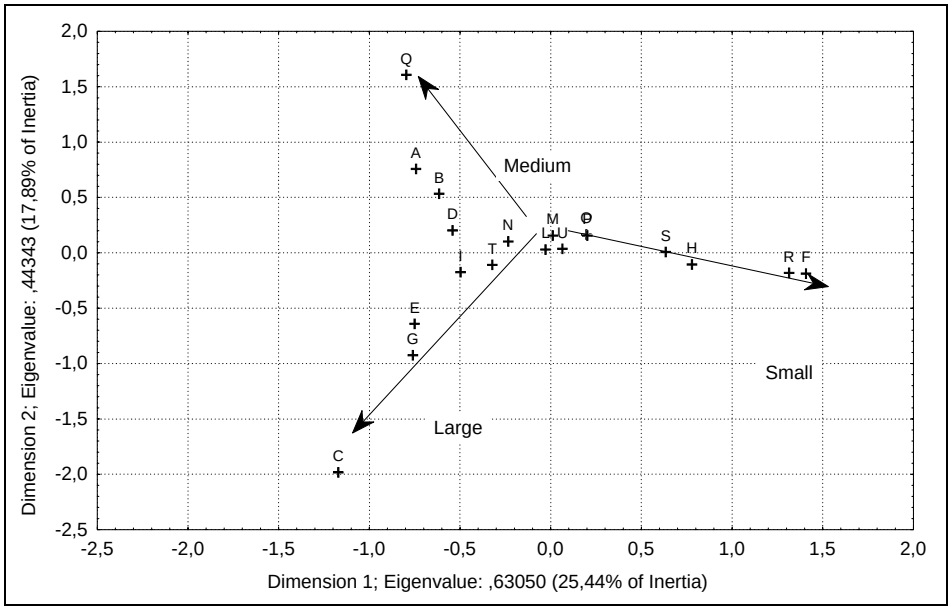


Fig. 3 - Ordination of the EU points on the first two axes (both significant) given by the Correspondence Analysis on commercial fish abundance *per* size class. The arrows indicate the main trends of distribution of the EU points related to the predominance of each specific size class (Small, Medium, Large).

Tab. 3 - Size percent composition of the fish assemblage per EU (SVC data)

LEGEND: **S** = small size; **M** = medium size; **L** = large size. Bold type shows the highest values.

	Size Class				Size Class		
AREA	**%S**	**%M**	**%L**	**AREA**	**%S**	**%M**	**%L**
A	19.2	**77.1**	3.7	**M**	34.5	63.9	1.7
B	22.3	**77.1**	0.6	**N**	44.0	48.2	7.8
C	18.1	51.7	**30.2**	**O**	40.5	58.5	1.0
D	35.2	62.1	2.7	**P**	33.8	61.2	5.0
E	26.7	59.6	13.6	**Q**	55.5	35.0	9.5
F	**90.8**	8.8	0.3	**R**	60.9	38.3	0.8
G	29.9	63.8	6.4	**S**	44.4	54.3	1.3
H	45.3	53.5	1.3	**T**	36.9	52.1	11.0
I	59.8	36.5	3.8	**U**	44.2	55.0	0.8
L	69.5	29.9	0.6	**TOTAL**	41.2	53.6	5.2

3.3. Fish assemblage composition per seafloor typology and depth

CA performed on mean abundances of the whole data set, points out a strong difference of SVC data collected on sandy bottoms from the others, basically explained due to the presence on this seafloor typology of many exclusive species (i.e. *G. paganellus*, *G. geniporus*, *S. hepatus* and *T. draco*).

To improve the data analysis, a successive CA was performed excluding data collected over sandy bottoms. Figure 4 shows the ordination of the considered strata (seagrass meadows, photophilic hard bottoms and sciaphilic hard bottoms, *per* depth

range), along the first two axes (both significant), given by the CA performed on mean abundance data: seafloor typology results to be the main aspect explaining the fish assemblage composition variability, followed by depth. In fact, the whole fish assemblage associated to seagrass meadows have positive abscissa while the others, recorded on hard bottoms, show negative values. Only the A1 point has a positive abscissa, explainable taking into consideration the singularity of the fish assemblage associated to this very shallow depth. The ordination given by the second axis tends to separate deeper fish assemblages (positive ordinate – upper dotted ellipse) from the shallower ones (negative ordinate – lower dotted ellipse). Hard bottom points, both photophilic (A) sciaphilic (C), constitute a unique group with a negative abscissa, distributed along the second axis with a clear transition from the shallower (A2) to deeper one (C5). The particular fish assemblage can explain the P1 point position on seagrass meadows in the shallowest waters.

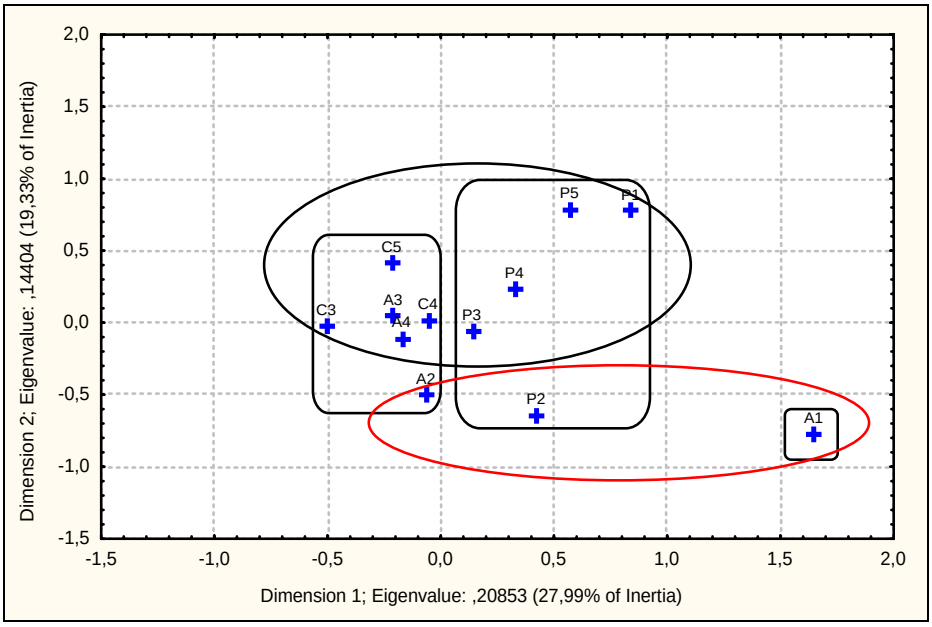


Fig. 4 - Ordination of the points on the first two axes (both significant) given by Correspondence Aanalysis on fish abundance *per* seafloor typology and depth. Rectangles enclose the main groups of the EU points identified on the basis of their ordination along the first axis. Dotted ellipses enclose the two main EU points groups identified by the analysis along the second axis.
LEGEND: **Seafloor typology**: **P**=Posidonia bed; **A**=photophilic hard bottom; **C**=sciaphilic hard bottom; **Depth range: 1**= 0-3; **2** =3.1-6; **3** = 6.1-12; **4**= 12.1-24**; 5=** > 24.

4. DISCUSSION

Collected data underline the high fish species richness and abundance in La Maddalena Archipelago, strengthening the environmental importance of the area.

The obtained results confirm the efficiency of coupling SVCs and scuba diving paths to improve the knowledge of the fish assemblage, focusing both on abundance data, and on biodiversity (Tab. 1 – see the column “sampling method”). This aspect is

particularly relevant in studies oriented to collect preliminary data in marine areas devoted to become protected. The observed species richness is also explained considering the width and the heterogeneity of the study area, characterized by an indented coast and influenced by many environmental and human factors. In fact, the applied sampling strategy, which allows to record fish fauna data in relation to seafloor typology and depth, points out that fish assemblage distribution in the Archipelago results strictly related to its geographic heterogeneity (Maciocco, 1997). In particular, eastern EUs species richness (EU H and I, with more of the 50% of the total species number), and the highest mean abundance value in N, could be explained by the fact that these areas are directly exposed to the open sea and are characterized by high habitat diversification and by large distances from docking areas. This hypothesis is also supported by the high fish abundance values recorded in the north-western EUs, in particular in charge to the necto-benthic fishes (A and B).

Even though north-western islands sustain a high tourist pressure in the summer period (boating, sport fishing and sailing), high fish abundance values recorded in this area can be explained because this sector has high seafloor heterogeneity, an important factor in supplying shelters for fish fauna (Guidetti, 2000; Rossier & Kulbicki, 2000) and, moreover, is just in front of the French Lavezzi marine reserve (Camus & Joyeux, 1987, Culioli, 1996).

Taking into account the whole Archipelago, the number of species recorded *per* EU is quite similar but the compositions of their relative assemblages are very different:

- the CA on species presence/absence data clearly separates the points representing the inner EUs of the Archipelago from the others;
- the EUs located in the inner part of the Archipelago are characterised by low mean abundance values and by high values of eveness, pointing out a quantitative equidistribution of the species;

In fact, fish assemblages of the inner EUs (U, R, M, Q) are composed by species which are rare or absent in the other sectors. This result could be explained taking into account that in the inner part of the Archipelago the prevailing seafloor typologies are shallow and sandy, hosting stressed patchy meadows of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* (Maciocco, 1997). Consequently, collected data confirm previous observations regarding the strict influence among coastal fish distribution, benthic assemblage and depth (Garcia-Charton & Perez-Ruzafa, 2001).

The coastal fish fauna of La Maddalena is characterised by the prevalence of medium size classes, however some EUs seem clearly to play the role of nursery areas (F, R, H, S). The comparison of the collected data with the general information given by Maciocco (1997) on the studied area, identifies that the main environmental shared characteristics of the identified nursery areas seem to be: shallow and flat bottoms, seagrass meadows, protection from the dominant winds, low or moderate human pressure.

The CA on fish abundance data *per* size class points out the relevance of large specimens in some EUs. All these areas (C, G, E) are external to the Archipelago and the C EU, in particular, lies just in front of the protected area of Lavezzi.

From an ecological point of view, the fish assemblage composition in the Archipelago results to be primarily influenced by the seafloor typology and in the second place by depth. Successive CAs on fish abundance *per* seafloor typology and

depth point out a strong difference of the fish assemblage over sands as opposed to the other seafloor typologies.

Such observation is in accordance with the general great difference pointed out by Jenkins & Wheatley (1998), concerning fish assemblages between unstructured sand habitat and structured habitats. Yet our data show a clear difference between the fish fauna associated to seagrass meadows and those recorded on sciaphilic and photophilic hard bottom benthic assemblages.

Depth plays an important role in influencing a constant modification in the fish assemblage composition on the considered different seafloor typologies. This influence is remarkable in shallower water on seagrass meadows and, particularly, on hard bottoms.

Collected data show a positive response occurring in fish assemblages that are already submitted to some protection measures (Maciocco, 1997), particularly in the external parts of the Archipelago. The chance of success of the protection measures is also confirmed by the results obtained in the French reserve of Lavezzi, where the dusky grouper *Epinephelus marginatus* is common and represented by a reproductive population (Grange & Grange, 1991). In fact, this marine reserve could play a relevant larval supplying role, thereby sustaining the fish assemblage recovery in the Maddalena Archipelago. In fact, the creation of the Italian MPA on the southern side of the "Bocche di Bonifacio" straight, just in front of the French protected area of Lavezzi, could represent an effective contribution in ensuring the long-term persistence of Mediterranean marine communities in light of the increasing human impacts and environmental changes (Micheli, 1999).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledge the colleague Giancarlo Lauriano, and Roberto Barbieri and Angelo Fiore of Legambiente Sardegna, for their assistance in the field activities. A particular thank to Giulia Mo for the kind revision of the English text.

REFERENCES

Agnesi S., Di Nora T. & Tunesi L. 2001. The study of diving tourism to support the adaptative management in an Italian marine protected area (Ustica island). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., 36: 347.

Bell J.D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-Western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.

Bohnsack J.A. & Bannerot S.P. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS*, 41: 1-15.

Camus P. & Joyeux L.H. 1987. Etude du peuplement ichtyique pèri-insulaire des Illes Lavezzi. *Trav. Sci. Parc. Nat. Règ.Corse*, 11: 1-50.

Committee on the Evaluation, Design, and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States. 2001. Marine Protected Areas: Tools for sustaining Ocean Ecosystems. National Academy Press, Washington, DC, 272 pp.

Culioli J.M. 1996. Labridés, Serranidés, Sparidés: poisson indicateur de la nature e de la qualité de l'environnement marin. Etude des variations qualitatives et quantitatives d'espèces cibles de la Réserve Naturelle des Iles Lavezzi (Corse). *Mem. de l'Ecole Pratique de Hautes Etudes, Montpellier*, 155 pp.

Dayton P.K., Thrush S.F., Agardy M.T. & Hofman R.J. 1995. Viewpoint – Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 5: 205-232.

Fischer W., Bauchot M.L. & Schneider M. 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. II. Vertébrés. FAO, Rome, 2 : 761-1530.

Francour P. 1991. The effect of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 46: 65-81.

Garcia Charton J.A. & Perez Ruzafa A. 1998. Correlation between habitat structure and rocky reef fish assemblages on the southwest Mediterranean. *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.*, 19 (2): 111-128.

Garcia-Charton J.A. & Perez-Ruzafa A. 2001. Spatial pattern and habitat structure of a Mediterranean rocky fish assemblage. *Mar. Biol.*, 138: 917-934.

Grange R. & Grange J. 1991. Enquête sur les lieux de reproduction du mérou (*Epinephelus guaza*) en Méditerranée Occidentale. In: Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée (Boudouresque C.F., Avon M. & Gravez V. ed.), GIS Posidonie publ.: 299-302.

Guidetti P. 2000. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Estuar., Coast. and Shelf Sci.*, 50: 515-529.

Harmelin J.G. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (National Park of Port-Cros, France). *P.S.Z.N.I.*: *Mar. Ecol.*, 8: 263-284.

Harmelin J.G., Bachet F. & Garcia F. 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as a test of protection efficiency. *P.S.Z.N.I.* : *Mar. Ecol.*, 16: 233-250.

Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J. & Lassere G. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations des poissons: méthodes et problèmes. *Rev. Ecol.*, 40: 467-539.

Jenkins G.P. & Wheatley M.J. 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 221: 147-172.

Lebart L. 1975. Validité des résultats en analyse des données. *Centre de Recherche et de Documentation sur la Consommation*, Paris, L.L./cd N 4465: 1-157.

Maciocco G. 1997. I luoghi dell'acqua e della terra. Rapporto di sintesi dello studio di definizione del Parco internazionale dell'Arcipelago de La Maddalena e delle Bocche di Bonifacio. Edizioni Lybra Immagine, Milano, 354 pp.

Micheli F. 1999. Marine reserves: US experience in a Mediterranean context. *CIESM Workshop Series*, 8: 39-40

Pielou E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley & Sons Inc. Edits; Toronto, 286 pp.

Roberts C.M., Bhonsack J.A., Gell F., Hawkins J.P. & Goodridge R. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294: 1920-1923.

Rossier O. & Kulbibki M. 2000. A comparison of fish assemblages from tow types of algal beds and coral reefs in the south-west lagoon of new Caledonia. *Cybium*, 24(1)**:** 3-26.

Russ G.R. & Alcala A.C. 1996. Marine reserves: rates and pattern of recovery and decline of large predatory fish. *Ecol. Applic.*, 6 (3): 947-961.

Salm R.V., Clark J. & Siirila E. 2000. Marine and coastal Protected Areas: A guide for planners and managers. IUCN., Washington DC, xxi + 371 pp.

Tunesi L. & Diviacco G. 1993. Environmental and socio-economic criteria for the establishment of marine coastal parks. *Intern. J. Environmental Studies*, 43: 253-259.

Tunesi L., Salvati E., Lauriano G. & Mariani L. 2001. Study of the coastal fish fauna of the Asinara Island to support the zoning of the marine protected area. *Atti A.I.O.L.*, 14: 89-198.

Tunesi L. & Vacchi M. 1993. Indagini visuali in immersione nell'area marina di Portofino: applicazione di un metodo per lo studio dei popolamenti ittici. *Biologia Marina, suppl. Not. S.I.B.M.*, 1: 355-360.

Villa F., Tunesi L. & Agardy T. 2002. Optimal zoning of marine protected areas through spatial multiple criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Conserv. Biol.*: 16(2): 1-12.

Ward T.J., Heinemann D. & Evans N. 2002. The role of marine reserves as fisheries management tools: a review of concepts, evidence and international experience. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia, 192 pp.

Ricevuto 19 novembre 2002; revisionato 3 marzo 2003; accettato 5 maggio 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 15-28, luglio 2003

PRIMARY PRODUCTION PROCESSES IN THE NORTH-WESTERN ADRIATIC SEA

Alessandra PUGNETTI, Francesco ACRI, Mauro BASTIANINI,
Fabrizio BERNARDI AUBRY, Andrea BERTON, Franco BIANCHI, Patrick NOACK,
Giorgio SOCAL

C.N.R. Istituto di Scienze Marine (ISMAR)
Sezione di Venezia, Sistemi Marini e Costieri
Castello 1364/A, I-30122 Venezia

ABSTRACT

The primary production, the phytoplankton composition, abundance and biomass have been studied for more than two years, from June 1999 to December 2001, in the North-Western Adriatic Sea at two stations, influenced at a different degree by the Po River plume and representative for the hydrodynamic and trophic variability of the area. The main aims of this study were to describe and quantify the seasonal variations of the primary production and its relationships with irradiance and phytoplankton biomass, and to highlight how the different hydrological and trophic characteristics could influence phytoplankton production and community structure at the two stations. Attention has also been addressed on the variations of phytoplankton production, biomass and composition during the occurrence of the mucilage event in May-July 2000 and during the flood of the Po River in October 2000. The same, tolerant species were the most abundant at both stations, that differentiated mainly in the amount of biomass, higher at the coastal station (E); this led to a different rate of primary production between the two stations, in spite of similar specific production levels. The seasonal cycle of phytoplankton composition, abundance, and production showed a quite similar pattern at both stations.

Water column productivity was mainly correlated with the incident PAR at station C and with integrated chlorophyll *a* at station E. The effects of the mucilage event (May-July 2000) and of the flood (October 2000) were most evident at the offshore station (C), where they caused changes in the relations between phytoplanktonic production and biomass.

RIASSUNTO

Processi di produzione primaria nell'Adriatico nord-occidentale

La produzione primaria, l'abbondanza, la biomassa e la composizione tassonomica delle comunità fitoplanctoniche sono state studiate per più di due anni, da giugno

1999 a dicembre 2001, in due stazioni nell'Adriatico nord occidentale. Le due stazioni differiscono per le loro caratteristiche idrochimiche e di stato trofico, essendo diversamente influenzate dagli apporti del fiume Po: la stazione E, più costiera, è a carattere eu-mesotrofico ed è maggiormente influenzata dagli apporti fluviali, la stazione C, più al largo, presenta caratteristiche oligo-mesotrofiche e risente più sporadicamente degli apporti fluviali. Lo scopo di questo lavoro è di analizzare le variazioni stagionali della comunità fitoplanctonica, in particolare della produzione primaria e della efficienza fotosintetica, cercando di individuare le relazioni fra produzione, biomassa e irradianza; ci si propone inoltre di valutare in che modo le differenti caratteristiche idrochimiche e trofiche delle due stazioni influenzino quelle della comunità fitoplanctonica, dal un punto di vista qualitativo (composizione tassonomica), quantitativo (abbondanza e biomassa) e fisiologico (attività fotosintetica ed efficienze). Inoltre è stata rivolta particolare attenzione alle variazioni dei parametri idrochimici e delle relazioni fra produzione e biomassa fitoplanctonica durante la comparsa degli aggregati mucillaginosi (maggio-luglio 2000) e durante la piena del Po (ottobre 2000).

Le comunità fitoplanctoniche nelle due stazioni non differiscono significativamente dal punto di vista qualitativo, bensì da quello quantitativo. La biomassa fitoplanctonica e la produzione primaria sono infatti significativamente più elevate nella stazione costiera; tuttavia la produzione specifica è molto simile nelle due stazioni. La produzione primaria integrata su tutta la colonna d'acqua appare principalmente correlata con la radiazione PAR incidente nella stazione C e con la clorofilla *a* nella stazione E. L'effetto della piena del Po e della mucillagine è particolarmente evidente nella stazione C dove si sono potute evidenziare variazioni nelle relazioni fra la produzione e la biomassa fitoplanctonica.

1. INTRODUCTION

The primary production, the phytoplankton composition, abundance and biomass have been studied for more than two years in the North-Western Adriatic Sea, in the framework of a large monitoring project, as part of a INTERREG II initiative (Rabitti *et al*., 2002).

Two stations have been considered, representative for the hydrodynamic and trophic variability of the area (Alberighi *et al*., 1997): one (station C, Fig. 1) is oligo-mesotrophic, only sporadically influenced by the river Po; the second one (station E, Fig. 1) is meso-eutrophic, permanently influenced by the river.

The main aims of this study were: 1) to describe and quantify the seasonal variations of primary productivity and of the photosynthetic efficiencies; 2) to evaluate the relationships among the primary productivity, the irradiance and the phytoplankton biomass; 3) to highlight how the different hydrological and trophic characteristics could influence the phytoplankton productivity and community structure at the two stations.

Moreover, attention has been addressed on the variations of the phytoplankton productivity, biomass and composition during the occurrence of the mucilage event in the period May-July 2000 (Bernardi Aubry & Turchetto, 2002; Bernardi Aubry *et al*., 2002) and during the flood of the River Po in October 2000 (Boldrin *et al.*, 2001).

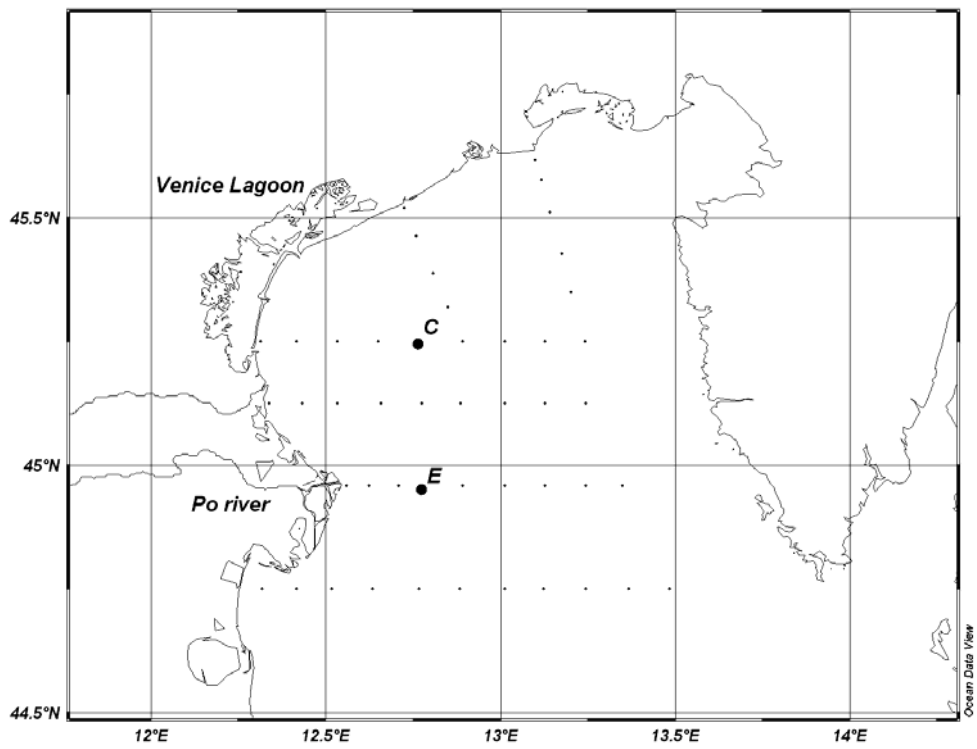


Fig. 1 - Location of the two sampling stations.

2. MATERIALS AND METHODS

From June 1999 to December 2001, measurements have been carried out at station C (12° 45.60 E, 45° 15’ 0’’ N) and E (12° 46’ 20’’ E, 44° 57.50 N) (Fig. 1) on 24 and 21 occasions respectively, from aboard the R/V U. D’Ancona. The two stations have a maximum depth of about 30 m with a distance from the coast of 20 NM (St. C) and 10 NM (St. E).

At both stations continuous vertical profiles of temperature and salinity (CTD probe, Idronaut mod. 316) and PAR irradiance (quantum scalar irradiance meter, Biospherical, PNF 300) were performed. Discrete samples were gathered at 5 fixed depths (surface, 1 m, 5 m, 15 m and bottom) for determination of dissolved inorganic nutrients ($N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, $P\text{-}PO_4$, $Si\text{-}SiO_4$; Grasshof *et al*., 1983), chlorophyll *a* (fluorometric method, Holm-Hansen *et al*., 1965), phytoplankton (Utermöhl, 1958), and primary production (Steeman Nielsen, 1952). The PAR attenuation coefficient (k_0) was calculated according to Kirk (1983). The phytoplankton species composition was analysed according to Tomas (1997); small cells of 3-10 µm in diameter belonging to cryptophyceans, crysophyceans, prymnesiophyceans (except coccolitophorids), prasinophyceans and chlorophyceans were included in the group of nanoflagellates. Cell size and volume were determined according to Edler (1979), the phytoplankton carbon was obtained by

multiplying cell or plasma volume by 0.11 for diatoms, coccolitophorids and nanoflagellates and by 0.13 for thecate dinoflagellates (Smetacek, 1975). Samples for primary productivity measurements were incubated in situ for 2 hours around noon in 25 ml bottles inoculated with 148 KBq NaH $^{14}CO_3$; a time-zero blank was used instead of the dark bottles. Total primary production was measured in duplicated sub-samples (5 ml) which have been acidified (0.5 ml HCl 6N) and stirred for one hour; Ultima Gold XR (Packard) was added and the samples were counted in a Beckman scintillation counter (LS 6000). The water column phytoplankton production and biomass were obtained by numerical integration. The daily production was calculated according to Platt (1971). The statistical analyses (one-way ANOVA and linear regression) were performed with the program Statistica (StatSoft).

3. RESULTS

The different hydrological characteristics of the two stations, mainly determined by the distribution of the Po River plume, are shown in table 1 and figure 2, by means of the salinity gradients.

Tab. 1 - Mean and standard deviation. One-way ANOVA on the whole data set.

	Station C	**Station E**	* $p<0.05$ ** $p<0.01$
Salinity	36.9 ± 1.4	35.6 ± 3.7	**
DIN (µM)	3.29 ± 4.3	8.3 ± 15.7	**
Si-SiO_4 (µM)	3.6 ± 3.7	6.7 ± 9.0	**
P-PO_4 (µM)	0.07 ± 0.09	0.1 ± 0.1	*
k_0 (m^{-1})	0.16 ± 0.04	0.19 ± 0.05	*

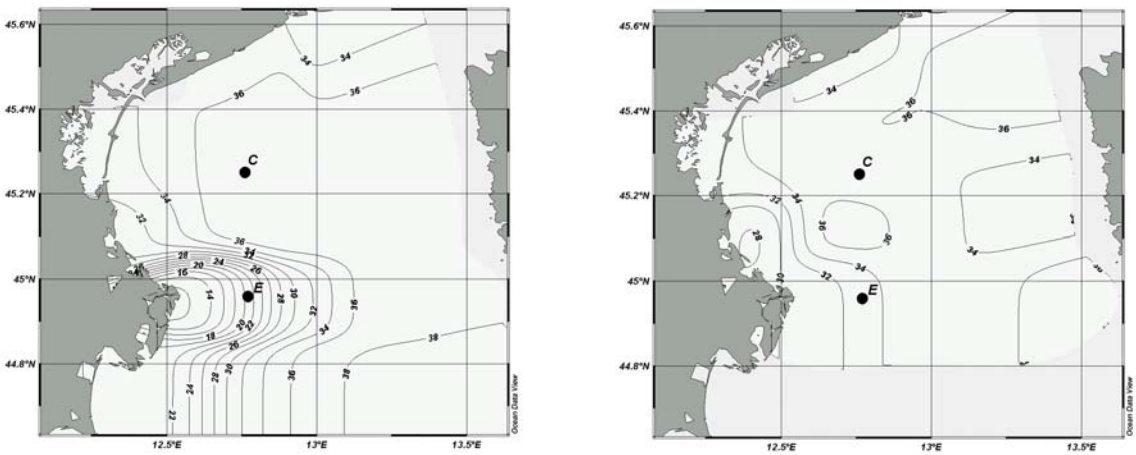


Fig. 2 - Examples (February 2001: left panel; May 2000: right panel) of surface salinity distribution in the basin, showing the different influence of the Po River plume on the two stations.

The presence of river diluted waters was observed at station E during every cruise, while the river plume affected only from time to time station C. Therefore, a marked water column stratification, of both temperature and salinity, was detected throughout the whole study period at station E; at station C, the pycnoclines were much less permanent and thermal stratification often prevailed over the haline one. Statistically significant differences between the two stations were observed also for nutrient concentrations and for PAR attenuation (Tab. 1). The N/P stoichiometric ratio was far above 16 for most of the year, indicating potential phosphorus limitation at both stations.
The dominance of diatoms and nanoflagellates characterised the community at both stations (Fig. 3); species data were processed by means of the multidimensional scaling ordination technique and qualitative differences between the two stations could not be evidenced. However, diatoms were, on an average, more abundant at station E and nanoflagellates at station C (Fig. 3); coccolitophorids have some importance in winter, mainly in station C, dinoflagellates in late spring-early both stations (Fig. 4). The highest phytoplankton abundance was observed in the first half of the year at both stations (Fig. 4): the maximum occurred in late winter at station E, and was due to diatom blooms. At station C annual maxima were much lower and occurred later in the year summer at (March-April). The seasonal variations of the main phytoplankton taxa are synthesised in Tab. 2.

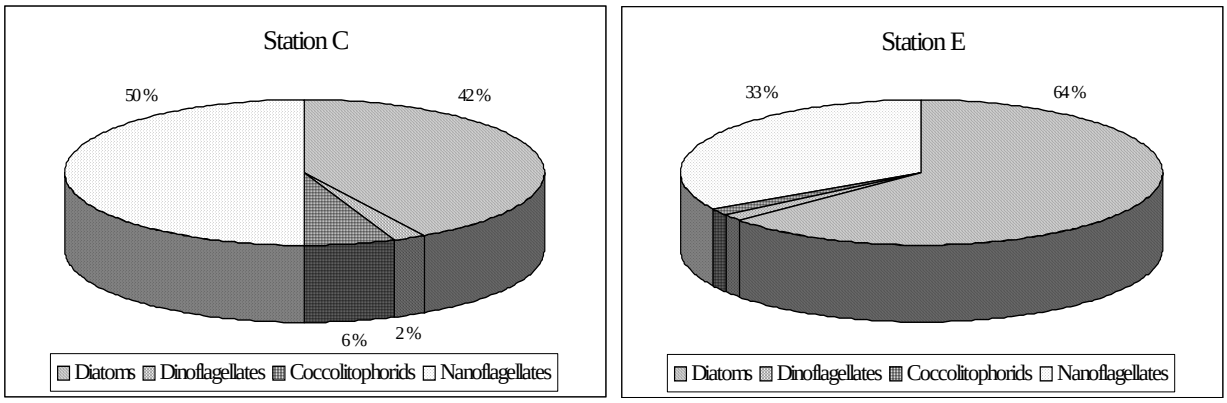


Fig. 3 - Mean relative abundance of the main phytoplankton groups in the whole study period.

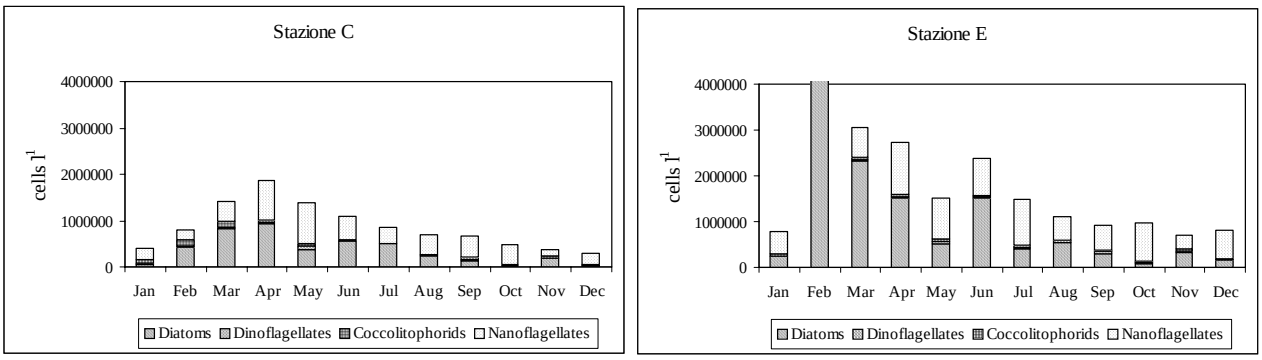


Fig. 4 - Mean monthly abundance of the main phytoplankton groups (average from data covering the whole study period). Average abundance at station E in February: 9331000 cells l^{-1}.

Tab. 2 - Seasonal variations of the main phytoplankton taxa (>5 % of the total abundance), listed according to their decreasing percentage relative abundance.

Season	Station C	Station E
SPRING	Nanoflagellates Cryptophyceans *Emiliania huxleyi* *Chaetoceros* spp *Pseudonitzschia seriata* complex *Hemiaulus hauckii* *Thalassiosira* spp	Nanoflagellates Cryptophyceans *Pseudonitzschia delicatissima* *Skeletonema costatum* *Emiliania huxleyi* *Hemiaulus hauckii* *Thalassiosira* spp *Gymnodinium* spp
SUMMER	Nanoflagellates Cryptophyceans *Pseudonitzschia delicatissima* *Gymnodinium* spp *Chaetoceros* spp Coccolitophorids *Cerataulina pelagica* *Leptocylindrus danicus*	Nanoflagellates Cryptophyceans *Pseudonitzschia delicatissima* *Gymnodinium* spp *Cerataulina pelagica* *Chaetoceros compressus*
AUTUMN	Nanoflagellates Cryptophyceans *Gymnodinium* spp *Emiliania huxleyi* *Cylindrotheca closterium* *Thalassionema* spp *Chaetoceros* spp	Nanoflagellates Cryptophyceans *Gymnodinium* spp *Emiliania huxleyi* *Thalassionema nitzschioides*
WINTER	Nanoflagellates *Emiliania huxleyi* Cryptophyceans *Pseudonitzschia seriata* complex *Gymnodinium* spp *Thalassiosira* spp	Nanoflagellates *Emiliania huxleyi* *Pseudonitzschia seriata* complex Cryptophyceans *Thalassionema nitzschioides*

The differences between the two stations were quantitative rather than qualitative (Tab. 3): the phytoplankton abundance and biomass were in fact significantly higher at station E. Highest primary production was also observed at station E, as the result of the high biomass, while the specific production did not differ significantly between the two stations (Tab. 3).

Tab. 3 - Mean and standard deviation. One-way ANOVA on the whole data set. n.s.: not significant.

	Station C	Station E	* $p<0.05$ ** $p<0.01$
Phytoplankton abundance (cells l^{-1})	757101 ± 622340	1795045 ± 3463629	*
Phytoplankton carbon (µg l^{-1})	46 ± 76	74 ± 154	**
Chlorophyll *a* (µg l^{-1})	1.1 ± 1.0	1.6 ± 1.6	**
Primary production (mg C m^{-3} h^{-1})	2.3 ± 2.0	7.4 ± 12.6	**
Specific production, P_b (mg C (mg chl *a*)$^{-1}$ h^{-1})	3.8 ± 6.3	3.7 ± 6.1	n.s.

The seasonal variations of biomass, production and some related parameters, calculated as seasonal means from the whole data set, are reported in Fig. 5. At the two stations the community characteristics changed from winter (December-February) to summer (June-August) following a similar pattern: a light induced decrease of the relative chlorophyll *a* content (both as chlorophyll *a* cell^{-1} and as chlorophyll *a*/carbon percentage ratio) in spring (March-May) and summer was coupled with an increase of the photosynthetic efficiencies.

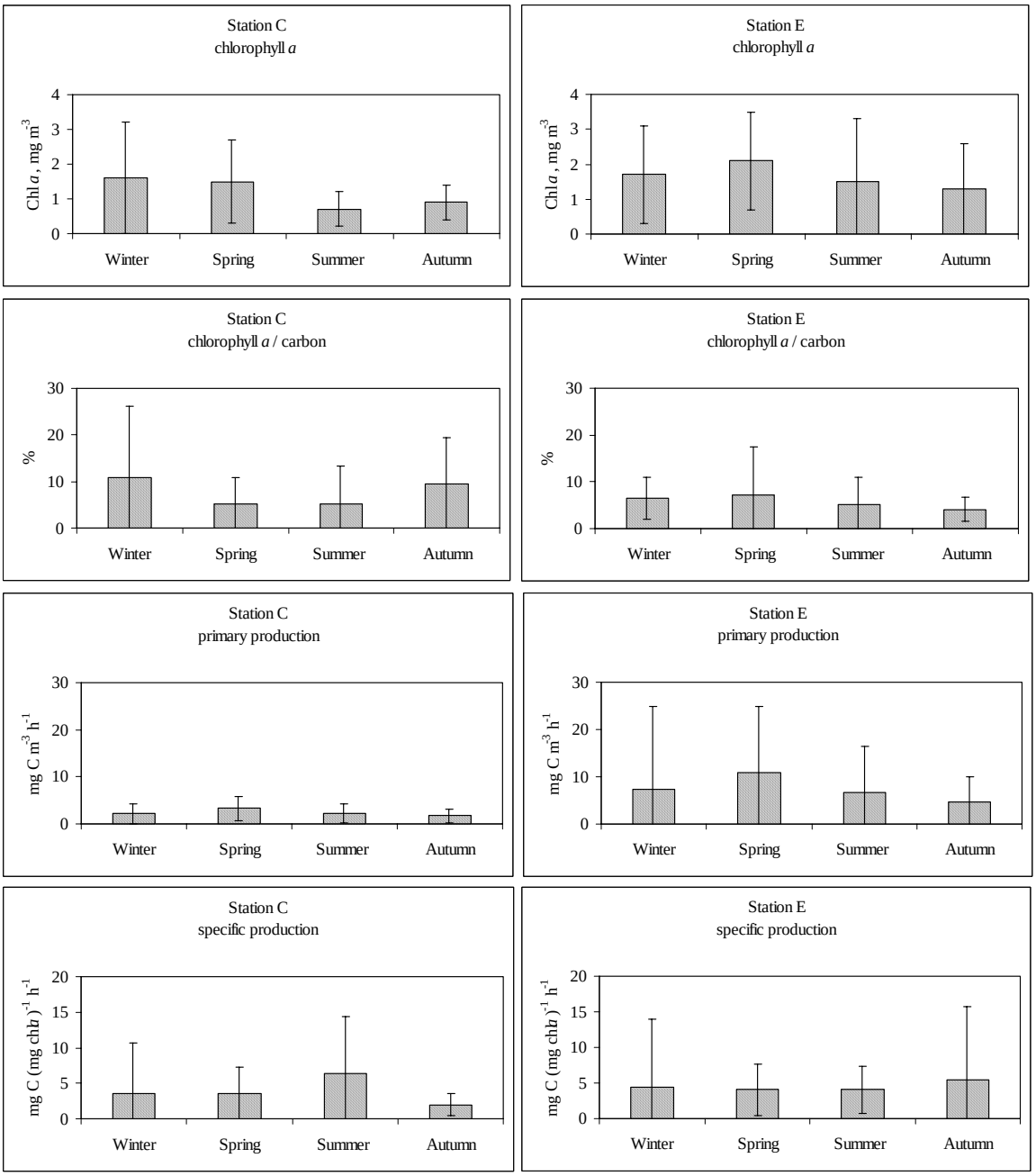


Fig. 5 - Seasonal variations (means and standard deviations) of the chlorophyll *a*, chlorophyll *a*/carbon percentage ratio, primary production and specific production.

The abundance and the biomass increased from winter to spring and then they decreased from spring to summer. The relative content of chlorophyll *a* increased again from summer through autumn (September-November) and winter, at least at station C; the production efficiencies were still high in autumn in station E, and declined only in winter, while they were low from autumn to winter in station C.

At station C the elevated levels of integrated water column productivity observed in spring and summer were mainly determined by a deepest extension of the productive layer, rather than by an increase of the maximum production values: the productive layer attained the bottom in spring and summer, sometimes exhibiting deep productivity peaks, while it was restricted to the upper meters in autumn and winter (Fig. 6).

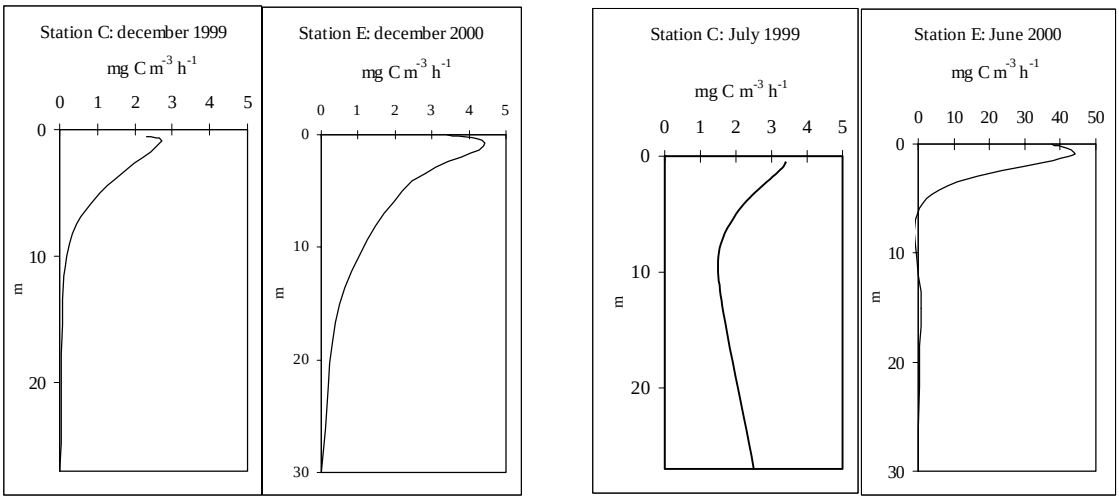


Fig. 6 - Vertical distribution of primary production at the two stations. The two examples are representative of autumn-winter (left panels) and spring-summer (right panels).

At this station the water column integrated hourly primary production was therefore linearly correlated with the incident PAR rather than with chlorophyll *a* (Fig. 7): the correlation evidenced a variability mainly related to the extension of the productive layer through the seasons, with the autumn-winter samples (low light, limited extension of the productive layer, low integrated production) separated from the spring-summer ones (high PAR, larger extension of the productive layer, high integrated production). By contrast, at station E the upper 0-5 m, which were submitted to the direct influence of river discharge, made up the bulk of water column production throughout the year (Fig. 6). Seasonal variation of primary production was tightly correlated with chlorophyll *a* concentrations, rather than with incident PAR (Fig. 7), and mostly dependent on variations of the river inputs.

Some hydrological (salinity and nutrients) and biological (phytoplankton taxonomic composition, biomass, production and efficiency) parameters were analysed in relation to the occurrence of the mucilage phenomenon (May-July 2000) and the Po River flood (October 2000). These events were most evident at station C (Tab. 4 and 5). In the period May-July 2000, when the mucilage phenomenon occurred, primary pro-

duction and production efficiencies were significantly higher than in the same period in the following year, while salinity, nutrient concentrations, phytoplankton composition and biomass were similar in the two periods.

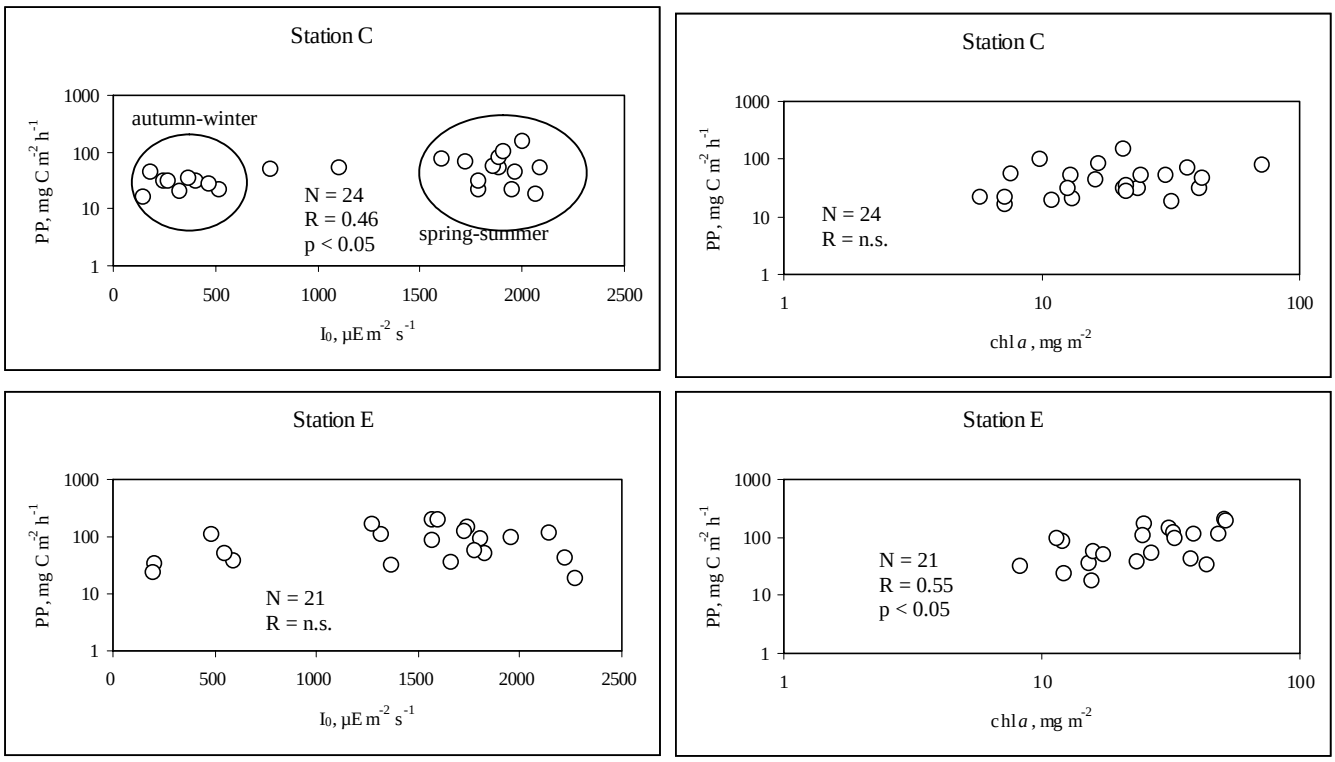


Fig. 7 - Correlation among water column integrated primary production and incident irradiance, I_0 (left) and among water column integrated primary production and water column integrated chlorophyll *a* (right) in the two stations.

Tab. 4 - Comparison (one-way ANOVA) between periods with and without mucilage occurrence at station C. Mean and standard deviations. n.s.: not significant.

	May-July 2000 (presence of mucilage)	May-July 2001 (absence of mucilage)	* p<0.05 ** p<0.01
Salinity	36.2 ± 1.6	36.3 ± 1.4	n.s.
DIN (µM)	1.8 ± 1.5	2.3 ± 2.4	n.s.
Si-SiO_4 (µM)	2.9 ± 2.8	1.9 ± 1.3	n.s.
P-PO_4 (µM)	0.04 ± 0.04	0.04 ± 0.02	n.s.
Primary production (mg C m^{-3} h^{-1})	4.2 ± 3.3	1.5 ± 0.7	**
Chlorophyll *a* (mg m^{-3})	0.8 ± 0.4	1.1 ± 1.0	n.s.
Specific production (mg C(mg chl *a*)$^{-1}$ h^{-1})	7.0 ± 7.0	2.5 ± 2.2	*

At the same station the flood event gave rise to a decrease of salinity in the period november 2000-January 2001, coupled with an increase of nutrient levels and of phytoplankton biomass and production, in particular in the upper layers (0-5 m). Also the taxonomic composition of the phytoplankton community changed, being characterised by an increasing importance of diatoms.

Tab. 5 - Effect of the Po River flood (one-way ANOVA), in the upper 5 m layer of station C. Mean and standard deviation. n.s.: not significant.

	Nov.'99-Jan.'00	Nov.'00-Jan.'01 (flood effect)	* $p<0.05$ ** $p<0.01$
Salinity	37.9 ± 0.5	35.4 ± 2.0	**
DIN (µM)	4.5 ± 6.7	11.7 ± 8.2	*
Si-SiO_4 (µM)	3.0 ± 0.7	7.5 ± 5.0	*
P-PO_4 (µM)	0.14 ± 0.09	0.06 ± 0.06	n.s.
Primary production (mg C m^{-3} h^{-1})	2.5 ± 0.9	4.4 ± 1.8	**
Chlorophyll *a* (mg m^{-3})	0.8 ± 0.5	1.9 ± 1.5	*
Specific production (mg C(mg chl *a*)$^{-1}$ h^{-1})	3.7 ± 1.9	6.2 ± 9.6	*

4. DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The amount and the distribution of the continental freshwater discharge in the North-Western Adriatic Sea have a deep influence on the phytoplankton community, mainly through the supply of inorganic nutrients and seston and through its influence on the vertical stability of the water column (Franco, 1983 and 1984; Franco & Michelato, 1992; Harding *et al*., 1999).

The two stations considered in this work are representative for areas that are subjected, although to a different degree, to the effects of the Po River plume. The hydro-chemical differences (salinity, nutrient concentrations) observed between the two stations affected mainly the phytoplankton abundance and biomass rather than the species composition: the use of univariate and multivariate analyses could not typify a significant difference in community composition. The prevalence of tolerant species is observed in the whole Northern Adriatic Sea where most of the blooming species are known to occur both in the coastal and in the off-shore waters (Socal *et al*., 2002).

A discrepancy between similar specific production and different biomass and volume related primary production, highest at station E, was evident. It seems therefore that at station C the lower nutrient concentration limits the total phytoplankton biomass rather than the specific production of organic carbon. Little of the measured carbon photosynthetically fixed by photosynthesis is necessarily incorporated into new algal biomass (Jassby & Goldman, 1974; Forsberg, 1985; Reynolds *et al.*, 1985; Harris 1986), especially if nutrient resource are deficient. Instead, most organic carbon is lost through respiration, photorespiration or exuded from the cell. In this study we have been measuring total production and we cannot therefore differentiate between dissolved and particulate production. We can anyway hypothesise that the better nutrient supply at station E result in increasing cell biomass formation, which needs nitrogen and phosphorus, while at station C there is an increased dissolved organic matter production (such as polysaccharides), not requiring nitrogen and phosphorus and then can be excreted outside the cell.

A temporal and spatial uncoupling between phytoplankton production and heterotrophic consumption is a necessary precondition for biomass accumulation and occurrence of algal blooms. The role of grazing should therefore also be considered in the analysis of the different relation between production and biomass at the two station.

However, information about this topic, that could be of primary importance, are lacking for this area,

The specific production values are mostly in a range characteristic of communities that are not limited by nutrients (Curl & Small, 1965; Coté & Platt, 1983; Lohrenz *et al*., 1994).

High N/P values, far above the Redfield ratio, are considered an intrinsic characteristic of the Northern Adriatic waters (Degobbis & Gilmartin, 1990; Zoppini *et al*., 1995; Harding *et al*., 1999; Degobbis *et al*., 2000); processes of P regeneration and the role of dissolved species of P other than ortophosphate are therefore considered significant for phytoplankton growth (Degobbis & Gilmartin, 1990; Cozzi *et al*., 2002). The N/P stoichiometric ratios in our study were >> 16 at both stations in most cases. However, the daily inorganic phosphorus demand, estimated from the daily production and from the Redfield ratio (table 6), indicated that P requirements much higher than the ambient concentrations occurred more often and at higher degree at station E than at station C (table 6). Anyway, in the periods and at the depths where this apparent P limitation occurred, both the primary production and the production efficiencies remained quite high (table 6), falling in a range that did not indicate nutrient limitation. This suggests that production might be sustained by P sources other than ortho-phosphate (e.g. P stored in the cells) and/or by P fast regeneration processes (from zooplankton, bacteria). Instead, we can also hypothesise that, in these periods of nutrient deficiency, a shift towards pure polysaccharide production not requiring nitrogen and phosphorus might occur.

Tab. 6 - Daily theoretical phosphorus uptake (daily P, µM), ambient phosphorus concentrations ($P\text{-}PO_4$, µM), primary production (PP, mg C m^{-3} h^{-1}) and specific production (P_b, mg C (mg chl a^{-1}) h^{-1})) in periods characterised by dailyP/PO_4 ratios higher than one.

Station	Date	Depth	Daily P	$P\text{-}PO_4$	Daily$P/P\text{-}PO_4$	PP	P_b
E	24/8/99	0.5	0.17	0.05	3.6	30.6	5.5
		1.0	0.034	0.02	2.2	6.2	4.7
		15	0.017	0.01	3.3	6.1	5.2
E	28/6/00	0.5	0.24	0.04	5.3	37.4	4.6
		1.0	0.27	0.02	13.8	43.4	5.8
E	20/02/01	0.5	0.3	0.08	3.5	69.2	23.0
		1.0	0.26	0.05	5.1	61.5	23.0
E	14/07/01	0.5	0.16	0.03	5.5	26.3	7.4
		1.0	0.15	0.1	1.6	24.7	7.1
E	9/8//01	0.5	0.11	0.03	3.5	18.7	3.9
		1.0	0.11	0.04	3.1	18.9	4.4
C	6/7/99	1.0	0.02	0.01	2.0	3.3	8.1
C	30/6/00	1.0	0.07	0.02	2.8	10.8	23.0
		5.0	0.03	0.01	2.0	4.6	7.0
C	8/8/01	5.0	0,02	0,01	2.1	4.4	3.2

The two exceptional events (the mucilage formation and the river flood) that occurred in the study period gave rise to changes in the relations between production and biomass, that were particularly evident at station C. During and after the flood event

the river plume spread eastward and southward following the main cyclonic circulation; the development of phytoplankton blooms was observed in a large part of the basin (Boldrin *et al*., 2001). At station C the allocthonous input of nutrients and biomass was quite evident, giving rise to amounts of chlorophyll *a* and production much higher than those usually observed in the period.

During the mucilage event the increase of specific production was accompanied by an inorganic P demand, estimated from the daily PP, much higher than the orthophosphate concentrations. These observations may give rise to two different interpretations: they might indicate an actively growing community, whose photosynthetic activity is sustained by intense P regeneration or they might indicate a discoupling between photosynthesis and growth induced by nutrient deficiency. As proposed by some authors (Wood & Van Alen, 1990; Obernoster & Herndl, 1995; Sterner *et al*., 1997) an excess of carbohydrate production may occur in a high light but nutrient deficient environment. This interpretation would be consistent with the mucilage formation: the excretion of excess polysaccharides outside the cell is considered one of the possible causes of the phenomenon (Degobbis, 1989; Obernoster & Herndl, 1995).

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported by the project INTERREG II Italia-Slovenia. We acknowledge Luciano Craboledda for his helpful assistance in the field and the crew of the R/V U. D'Ancona.

REFERENCES

Alberighi L., Franco P., Bastianini M. & Socal G. 1997. Produttività primaria, abbondanza fitoplanctonica e campo di irradianza in due stazioni dell'Adritico Settentrionale: Crociere Marzo e Giugno 1994. *Biol. Mar. Medit*., 4 (1): 17-23.

Bernardi Aubry F. & Turchetto M.M. 2002. La dinamica idrologica e l'evoluzione dello stato trofico nelle acque al largo (luglio 1999-giugno 2001). *Archo Oceanogr. Limnol*., 23: 43-50.

Bernardi Aubry F., Acri F., Bastianini M., Berton A., Bianchi F., Lazzarini A., Pugnetti A. & Socal G. 2002. Variazioni stagionali delle comunità fitoplanctoniche e della produttività primaria in Adriatico settentrionale (luglio 1999-luglio 2000). *Biol. Mar. Medit*., 9 (1): 374-382.

Boldrin A., Miserocchi S., Turchetto M.M., Acri F., Bastianini M., Langone L. & Ogston A. 2001. Nutrients and suspended matter in the Po River plume (Adriatic Sea) during a recent flood event. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., 36: 113.

Cotè B. & Platt T.1983. Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr*., 28 (2): 320-344.

Cozzi S., Lipizer M., Cantoni C. & Catalano G. 2002. Nutrient balance in the ecosystem of the north western Adriatic Sea. *Chemistry and Ecology*: 8-12.

Curl H. & Small L.F. 1965. Variations in the photosynthetic assimilation ratios in natural marine phytoplankton communities. *Limnol. Oceanogr*.(10): 67-73.

Degobbis D. 1989. Increased eutrophication in the Northern Adriatic Sea. Second Act. *Mar. Poll. Bull*., 20: 452-457.

Degobbis D. & Gilmartin M. 1990. Nitrogen, phosphorus and biogenic silicon budgets for the northern Adriatic Sea. *Oceanologica Acta* ,13 (1): 31-45.

Degobbis D., Precali R., Ivancic I., Smodlaka N., Fuks D. & Kveder S. 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *Int. J. Environ. Pollut*., 13 (1-6): 495-533.

Edler L. 1979. Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea, Phytoplankton and chlorophyll. *Baltic Marine Biologist Publ*., 5: 1-38.

Forsberg B.R. 1985. The fate of planktonic primary production. *Limnol. Oceanogr*., 30: 807-819.

Franco P. 1983. Distribuzione verticale della produttività primaria e struttura della colonna d'acqua nell'Adriatico Settentrionale. *Atti del 5° Congresso AIOL*, Stresa, 19-22 May 1982: 515-524.

Franco P. 1984. Fattori influenti sulla produttività primaria dell'Adriatico Settentrionale. *Bollettino di Oceanologia Teorica e Applicata*, 2 (2): 125-140.

Franco P. & Michelato A. 1992. Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and of the western coastal zone. *Science of the Total Environment Supplement* 1992: 35-62.

Grasshoff K., Erhardt M. & Kremling K. 1983. Methods of Seawater Analysis, Chemie-Verlag, Weinheim.

Harding L.W. Jr., Degobbis D. & Precali R. 1999. Production and fate of phytoplankton: annual cycles and interannual variability. In: Ecosystem at the Land-Sea Margin: Drainage Basin to Coastal Sea (Malone T.C., Malej A., Harding L.W. Jr., Smodlaka N. & Turner R.E. Eds.), *Coastal and Estuarine Studies*, 55: 131-172.

Harris G.P. 1986. Phytoplankton ecology. Structure, Function and Fluctuation. Chapman & Hall, London

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.

Jassby A.D. & Goldman C.R. 1974. Loss rates from a lake phytoplankton community. *Limnol. Oceanogr*., 19 : 618-627.

Kirk J.T.O. 1983. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press.

Lohrenz S.E., Fahnenstiel G.L. & Redjalie D.G. 1994. Spatial and temporal variations of photosynthetic parameters in relation to environmental conditions in coastal waters of the Northern Gulf of Mexico. *Estuaries*, 17: 779-795.

Obernoster I. & Herndl G.J. 1995. Phytoplankton extracellular release and bacterial growth: dependence on the inorganic N:P ratio. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 116: 247-257.

Platt, T. 1971. The annual production of phytoplankton in St. Margaret's Bay, Nova Scotia. *J. Cons. Explor. Mer*., 33 (3): 324-333.

Rabitti S., Turchetto M.M., Bernardi Aubry F. & Bastianini M. (Eds.). 2002. L'Adriatico Settentrionale: un osservatorio per la gestione del mare. *Archo Oceanogr. Limnol*., 23, 130 pp.

Reynolds C. S., Harris G. P. & Gouldney D. N. 1985. Comparison of carbon-specific growth rates and cellular increase of phytoplankton in large limnetic enclosures. J. Plankton. Res., 7: 791-820.

Smetacek V. 1975. Die Sukzession des Phytoplankton der westlichen Kieler Bucht. PhD Thesis, Univ. Kiel.

Socal G., Bastianini M., Bernardi Aubry F,. Acri F., Bianchi F. & Rabitti S. 2002. Spatial and temporal pattern of phytoplankton communities in the Northern Adriatic Sea. *37 EMBS Reykjavik*: 153.

Steeman Nielsen E. 1952. The use of radioactive carbon (14C) for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Int. Explor. Mer*. ,18: 117-140.

Sterner R.W., Elser J.J., Fee E.J., Guildford S.J. & Chrzanowski T.H. 1997. The light:nutrient ratio in lakes: the balance of energy and materials effects ecosystem structure and process. *Am. Nat*., 150: 663-684.

Tomas C. R. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press, Arcourt Brace & Company.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, 9: 1-38.

Wood A.M. & Van Alen L.M. 1990. Paradox lost? On the release of energy-rich compounds by phytoplankton. *Mar. Microb. Food Webs*, 4: 103-116.

Zoppini A., Pettine M., Totti C., Puddu A., Artegiani A. & Pagnotta, R. 1995. Nutrients, Standing Crop and Primary Production in Western Coastal Waters of the Adriatic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 41: 493-513.

Ricevuto 23 gennaio 2003; revisionato 13 marzo 2003; accettato 30 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 29-36, luglio 2003

AUTOECOLOGIA DEL BIVALVE PERFORATORE *GASTROCHAENA DUBIA* LUNGO LA FALESIA DEL PROMONTORIO DI PORTOFINO

Stefano SCHIAPARELLI, Giada FRANCI, Giancarlo ALBERTELLI, Riccardo CATTANEO-VIETTI

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle Sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Viale Benedetto XV, 5 – 16132 Genova (Italy)

ABSTRACT

Autoecology of the boring bivalve* Gastrochaena dubia *along the Portofino Promontory

Gastrochaena dubia (Pennant, 1777) (Mollusca: Gastrochaenidae) is a very common Mediterranean boring bivalve whose ecology is still poorly known. In the present contribution we explore its autoecology thanks to the sampling of 64 specimens collected along the Potofino promontory (Ligurian Sea) from different typologies of carbonatic substrata.

The very complex lithology of the conglomerate of the Portofino area, jointly with the availability of biogenic carbonatic substrata, allowed to appreciate the highly adaptive capabilities of *G. dubia*, which is able to bore into a wide spectrum of substrata.

RIASSUNTO

Gastrochaena dubia (Pennant, 1777) (Mollusca: Gastrochaenidae) è un bivalve perforatore molto comune in tutto il Mediterraneo, ma ancora poco studiato dal punto di vista ecologico. Nel corso del presente lavoro ne vengono analizzati i principali tratti autoecologici in seguito all'osservazione ed analisi di 64 individui prelevati lungo il Promontorio di Portofino (Mar Ligure) da diverse tipologie di substrati carbonatici.

La litologia particolarmente complessa del conglomerato di Portofino, oltre che i molteplici substrati carbonatici biogenici presenti nella stessa area, hanno fornito elementi utili a evidenziare l'elevata adattabilità di *G. dubia* nel perforare substrati che presentano caratteristiche anche molto diverse tra loro.

1. INTRODUZIONE

Le formazioni carbonatiche in ambiente marino sono soggette a vari fenomeni erosivi che, agendo in sinergia, ne indeboliscono considerevolmente la struttura. Con il termine 'bioerosione' (Neumann, 1966) si definisce, nel suo insieme, il processo di distruzione del substrato dovuto all'attività di scavo, perforazione, corrosione ed

abrasione esercitata da organismi. Tali organismi possono produrre perforazioni più o meno profonde, a seconda della loro dimensione, e seguono una successione naturale che prevede, nelle sue fasi finali, macroperforatori quali spugne, bivalvi, policheti e sipunculidi (Hutchings, 1986; Chazottes *et al.*, 1995). La struttura della comunità di bioperforatori può essere fortemente condizionata da variabili ambientali (Perry, 1998) e, in alcuni casi eclatanti, in seguito al trasporto-riciclo dei substrati perforati, si possono avere importanti ripercussioni anche al livello del ciclo bio-geochimico della CO_2.

Tra i macroperforatori ecologicamente più importanti, data la dimensione delle perforazioni e quindi della quantità di substrato asportato, vi sono senza dubbio i molluschi bivalvi. In Mar Mediterraneo, almeno due specie, *Lithophaga lithophaga* Linnaeus, 1758 e *Gastrochaena dubia* (Pennant, 1777), date le elevate densità raggiunte in alcuni casi, possono essere considerate importanti biodemolitori. È stato osservato come queste due specie formino popolazioni distinte in funzione dell'inclinazione del substrato: *L. lithophaga* si rinviene principalmente su substrati verticali o sotto tetti di roccia, mentre *G. dubia* predilige substrati orizzontali o debolmente inclinati, dove il tasso di sedimentazione è generalmente più elevato (Kleemann, 1974). *G. dubia* è infatti in grado di evitare l'occlusione dei sifoni grazie alla capacità degli stessi di allungarsi notevolmente all'interno di un sottile tubicino aragonitico secreto dal mollusco, che li protegge e, nel contempo, rialza l'apertura sifonale rispetto al substrato (Soliman, 1969; Carter, 1978).

Mentre *L. lithophaga* è stata ampiamente oggetto di studio grazie al suo valore commerciale ed ai metodi distruttivi impiegati per la sua raccolta (e.g. Fanelli *et al.*, 1994), il contributo di *G. dubia* ai processi di bioerosione, la sua distribuzione nonchè la tipologia di substrati perforati non sono mai stati presi in considerazione.

L'area del Promontorio di Portofino rappresenta, data l'eterogeneità di substrati carbonatici presenti (biogenici e non) e la loro diversa suscettibilità all'erosione, un luogo elettivo per valutare l'autoecologia di un organismo perforatore.

Il conglomerato oligocenico della falesia del Promontorio risulta infatti dall'unione di ciottoli svariatissimi per forme e dimensioni in cui si possono trovare calcari marnosi, arenarie, ofioliti ed altre *facies* meno frequenti; questi ciottoli sono inglobati in un cemento arenaceo calcareo, talora quarzoso e argilloso (Pellati, 1934; Giammarino, 1969).

Su questa base rocciosa si sono sviluppate le biocenosi tipiche di substrato duro che forniscono un'ampia gamma di substrati carbonatici di tipo biogenico (*e.g.* le comunità coralligene) parimenti suscettibili ai fenomeni di bioerosione.

Il presente contributo analizza l'autoecologia del bivalve *G. dubia* evidenziandone i diversi comportamenti a seconda della tipologia di substrato colonizzato, sia nel caso della matrice carbonatica del conglomerato od i ciottoli in essa contenuti, sia nel caso di substrati calcarei biogenici.

2. MATERIALI E METODI

Gli esemplari di *G. dubia* analizzati sono stati campionati (Marzo-Novembre 2000) lungo due transetti perpendicolari alla linea di costa, tra le batimetriche dei 5-30 metri di profondità, a Punta del Faro, l'estremità più orientale del Promontorio di Portofino (Mar Ligure).

Nel caso di perforazioni di *G. dubia* in substrati non biogenici, sono state direttamente prelevate porzioni di substrato mediante martello e scalpello; i campioni di roccia sono stati successivamente inclusi in resina, ridotti a sezioni sottili, seguendo le metodologie petrografiche standard, ed infine osservati al microscopio polarizzatore per l'identificazione litologica.

Nel caso di perforazioni di *G. dubia* in substrati biogenici (*e.g.* lo scheletro di una colonia di *Cladocora caespitosa*), al fine di non danneggiare le biocostruzioni o gli organismi vivi, sono state impiegate tecniche indirette quali la fotografia subacquea, utilizzando una macchina fotografica Nikonos V, dotata di lente *close-up*.

3. RISULTATI

Nel sito di Punta del Faro sono stati campionati una totale di 64 individui di *G. dubia*, di cui 42 (66%) perforanti substrati non organogeni del conglomerato di Portofino e 22 (34%) perforanti substrati organogeni quali concrezione coralligena (15 individui), il madreporario solitario *Leptopsammia pruvoti* (5 individui) o il coloniale *Cladocora caespitosa* (2 individui).

3.1. Struttura e variabilità delle perforazioni

Nel caso di un substrato compatto (*e.g.* rocce costituenti il conglomerato) ed omogeneo quale il calcare marnoso (Fig. 1a), si ha solo una modesta deposizione aragonitica limitata all'area posteriore della cripta, ovvero quella corrispondente alla posizione dei sifoni (Fig. 1a, freccia).

Se il substrato perforato non è omogeneo (*e.g.* scheletri di organismi), o è già interessato in parte da fenomeni bioerosivi (*e.g.* bioconcrezionamento con presenza di spugne perforanti della famiglia Clionidae, Fig. 1b), l'estensione del deposito aragonitico può essere notevolmente estesa sino ad interessare anche la parte anteriore della cripta (Fig. 1b, asterisco).

Nel caso in cui il substrato perforato presenti spazi vuoti internamente o sia molto sottile, come nel caso riportato a titolo di esempio in Fig. 1c-1d (provenienza: Chioggia, Mar Adriatico), la deposizione aragonitica nella parte anteriore della cripta può dare luogo ad una formazione detta "*igloo*" (Carter, 1978) a protezione delle parti molli del bivalve. Questo tipo di adattamento tuttavia, essendo tipicamente rinvenibile sui fondali incoerenti in cui scarseggiano i substrati perforabili, è molto raro lungo la falesia del Promontorio di Portofino.

G. dubia ha larve planctotrofiche (Carter, 1978) che mostrano una spiccata rugofilia prediligendo, per l'insediamento, microcavità presenti nel substrato: è stato osservato infatti, in alcuni massi alla base della falesia, la presenza di individui neoinsediati che hanno appena iniziato ad allargare una "microperforazione" pre-esistente, quale l'apertura di un tubo di serpulide morto (Fig. 1e).

G. dubia è persino in grado di perforare substrati vivi come colonie integre del madreporario *Cladocora caespitosa* (Fig. 1f). La presenza di pochi millimetri di carbonato, infine, come nel caso della corallinacea *Lithophyllum frondosum* cresciuta su un rizoma di *Posidonia oceanica* (Fig. 1g-1h), sembrano essere sufficienti per garantire l'insediamento di nuovi individui.

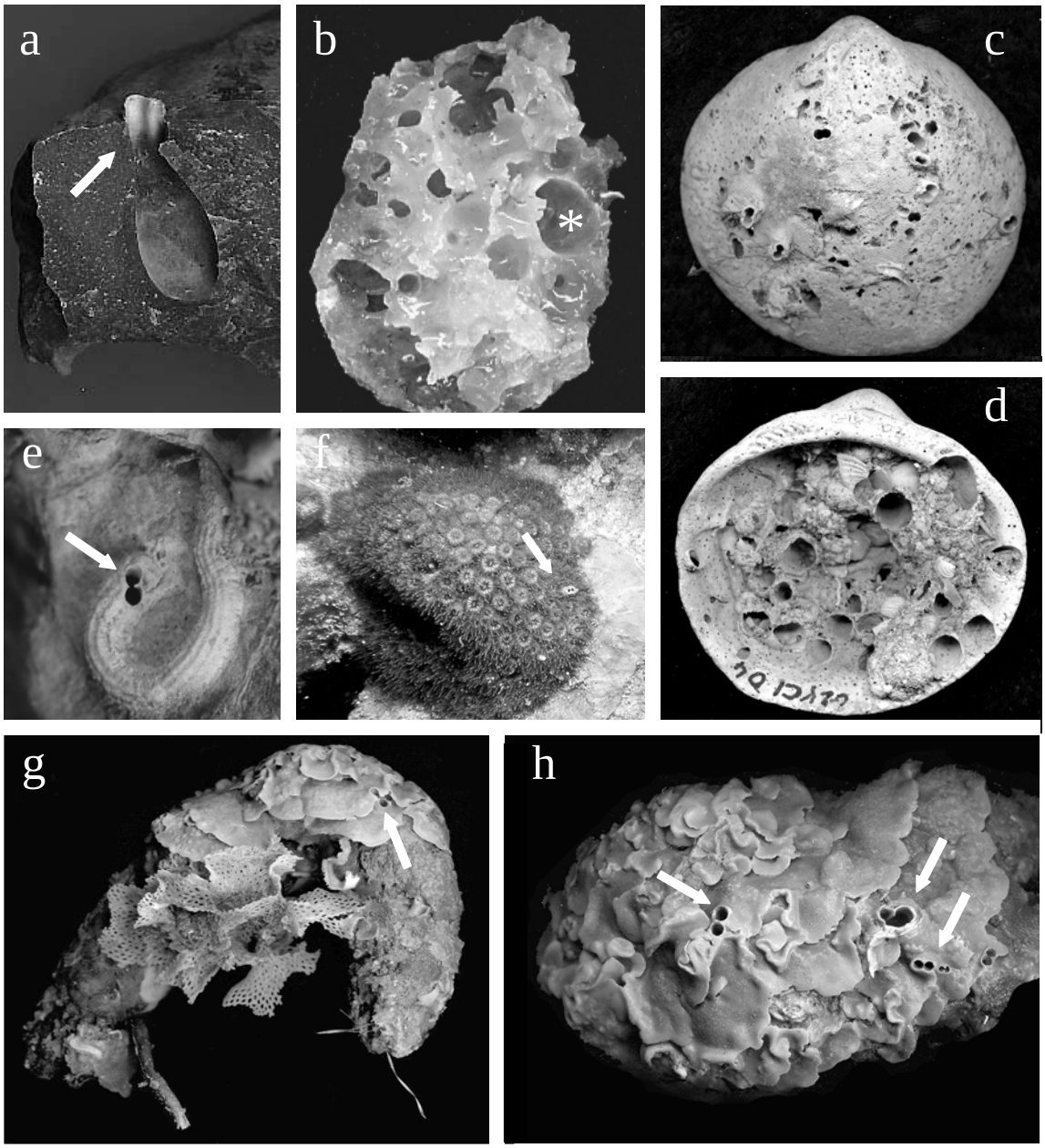


Fig. 1 - Differenti perforazioni in *Gastrochaena dubia*. 1a: sezione di una perforazione scavata in un substrato roccioso compatto (calcare marnoso, Promontorio di Portofino); da notare (freccia) il deposito aragonitico che protegge i sifoni. 1b: frammento di bioconcrezione già interessata da spugne perforanti (Clionidae) in cui *G. dubia* riesce a sopravvivere grazie alla secrezione di un rivestimento aragonitico della cripta (asterisco). 1c e 1d: valva di *Glycimeris* dragata al largo di Chioggia (Mar Adriatico) completamente perforata da esemplari di *G. dubia* che hanno prodotto un cripta protettiva ("*igloo*"). 1e: comportamento rugofilico di una larva di *G. dubia* insediatasi nell'apertura di un serpulide morto. 1f: Esemplare di *G. dubia* perforante una colonia viva di *Cladocora caespitosa*. 1g-1h: Esemplari di *G. dubia* che hanno perforato il sottile tallo calcificato di *Lithophyllum frondosum* cresciuto su un rizoma di *Posidonia oceanica*.

3.2. Tipologie di substrato nel conglomerato

L'analisi delle sezioni sottili relative ai 42 campioni appartenenti ai substrati "non biogenici" perforati da *G. dubia*, ha permesso di determinare la presenza di due diversi litotipi principali:

i) siltite argillosa con poco quarzo e poca calcite. Sono presenti microfratture e vene di calcite e di quarzo (in cristalli); le vene, ben visibili, delimitano spesso le perforazioni di *G. dubia* che non è in grado di sciogliere il quarzo.

ii) calcari siltoso-marnosi tipo "Wackestone" (Formazione dell'Antola), con bassa percentuale di quarzo e una percentuale di calcite variabile, da media ad elevata; la granulometria è altamente variabile.

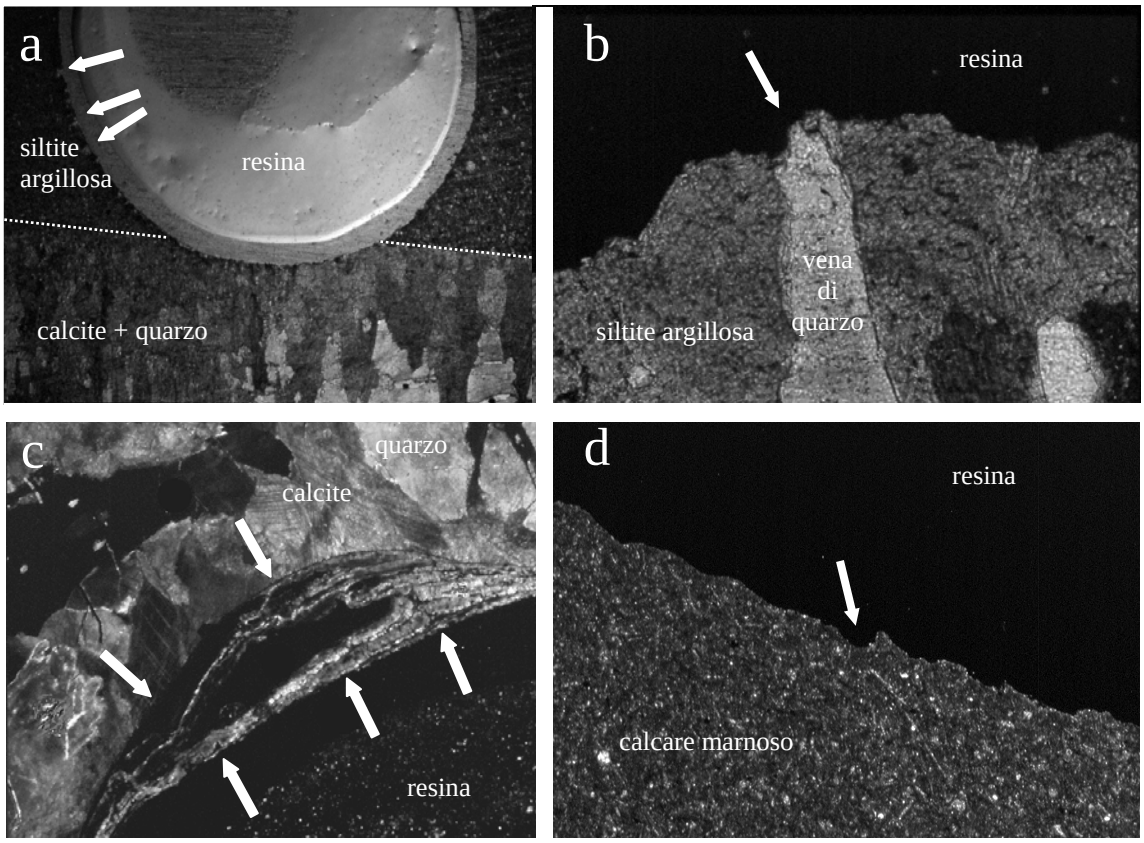


Fig. 2 - Sezioni sottili di rocce di diversa litologia, provenienti dal Promontorio di Portofino, in cui sono state rinvenute perforazioni di *Gastrochaena dubia*. 1a: sezione di una perforazione, iniziata in una siltite argillosa, che si è dovuta arrestare (linea tratteggiata) per la presenza di quarzo e calcite; le frecce indicano le microperforazioni operate dai microtubuli (vedi testo) nella siltite. 1b: particolate della zona apicale di una vena di quarzo incontrata da *G. dubia* durante la perforazione; la parte terminale appare scheggiata, probabilmente a casa della pressione delle valve sulla vena. 1c: deposizioni secondarie di carbonato di calcio (frecce) prodotte da *G. dubia* a lato della cripta, al fine di compensare la traslazione della stessa causata dall'impossibilità di continuare la perforazione verso una zona con quarzo (parte alta della foto). 1d: Ingrandimento del margine di una perforazione avvenuta in calcare marnoso; è visibile il segno lasciato da un microtubulo.

3.3. Le perforazioni a livello microscopico: studio delle sezioni sottili

L'esame delle sezioni sottili dei substrati non biogenici, con segni evidenti di perforazione di *G. dubia*, ha permesso di comprendere le strategie adottate dal bivalve, nel

caso di substrati complessi caratterizzati dalla presenza di vene di quarzo non erodibili.

In Fig. 2a (linee tratteggiate) infatti, è possibile vedere il caso in cui la perforazione di *G. dubia*, iniziata in una siltite argillosa, si è dovuta arrestare data la presenza di una zona con calcite e quarzo. L'unica area di attiva erosione è facilmente distinguibile data la presenza di escavazioni puntiformi (Fig. 2a, frecce), dovute all'azione di particolari estensioni del mantello dei Gastrochaenidae, con funzione sondante e perforante, detti "microtubuli" (Carter, 1978). All'esame microscopico della sezione la vena quarzosa di Fig. 2b (freccia) mostra una linea di frattura non naturale (Cortesogno, comunicazione personale).

In Fig. 2c è invece possibile osservare un riarrangiamento della cripta in un esemplare di *G. dubia* che è stato costretto a modificare la direzione di perforazione data la presenza, anche in questo caso, di una vena di quarzo; la successione di aggiustamenti è rintracciabile nelle successive deposizioni corrispondenti ai singoli strati di calcare (Fig. 2c, frecce).

Nel caso in cui il substrato sia omogeneo, come nel calcare marnoso, il profilo della cripta ha un andamento regolare ed è possibile apprezzare l'azione dei microtubuli (Fig. 2d, freccia) lungo tutto il margine anteriore della stessa.

4. DISCUSSIONE

I bivalvi perforatori della famiglia Gastrochaenidae, contrariamente alla maggior parte dei bivalvi endolitici, sono in grado di secernere deposizioni aragonitiche che rivestono, ove occorra, la cavità che essi bioerodono (Carter, 1978). In *Gastrochaena dubia*, alcune deposizioni, quali quelle che rivestono esternamente i sifoni, sono sempre presenti, mentre quelle interne variano in funzione delle caratteristiche del substrato perforato.

Se necessario, questo bivalve può cambiare la direzione della sua perforazione evitando così di entrare in contatto diretto con altri organismi endolitici. La direzione dello scavo, infatti, è probabilmente guidata da lembi del mantello, detti "microtubuli", che hanno una funzione investigativa durante lo scavo (Carter, 1978) e, nel caso di litologie complesse, come quelle rinvenute lungo il Promontorio di Portofino, permettono all'organisno di procedere nella direzione di scavo migliore, ovvero di insinuarsi nelle zone del substrato più facilmente erodibili.

L'azione dei microtubuli si traduce quindi nella realizzazione di localizzati fenomeni bioerosivi (come evidenziato in Fig. 2a), modesti da un punto di vista quantitativo, ma che permettono un'efficace esplorazione del substrato.

Inoltre, nel caso in cui la direzione di scavo non possa essere mantenuta (*e.g.* presenza di vene di quarzo), *G. dubia* è in grado di riarrangiare l'assetto della cripta scavata, traslandola. Come mostrato in Fig. 2c (frecce) inoltre, il bivalve ha prodotto un deposito carbonatico al fine di compensare lo spostamento della cavità erosa, che è stata progressivamente traslata verso la parte inferiore della foto; la successione di aggiustamenti è rintracciabile nelle successive deposizioni corrispondenti ai singoli strati di carbonatici

Nel caso in cui la perforazione incontri sottili vene quarzose (Fig. 2b) non è da escludere che *G. dubia* possa anche tentare di "scheggiarne" la parte terminale mediante pressione delle valve, dopo che questa sia stata isolata a seguito della rimozione totale

del substrato erodibile circostante. All'esame microscopico della sezione di Fig. 2b (freccia), infatti, la vena quarzosa mostra una linea di frattura non naturale che potrebbe avvalorare questa ipotesi (Cortesogno, comunicazione personale).

Il rinvenimento di esemplari di *G. dubia* su colonie viventi di *Cladocora caespitosa* (Fig. 1f) sottolinea l'ampia valenza ecologica di questo bivalve perforatore, le cui larve rugofiliche possono anche insediarsi in piccole porzioni di scheletro temporaneamente non ricoperte dai tessuti del madreporario. La presenza dei rivestimenti aragonitici dei sifoni aiuta poi l'adulto di *G. dubia* a non subire l'azione di disturbo operata dai tessuti viventi di *Cladocora*.

Nel complesso, *G. dubia* risulta essere, tra i vari organismi perforatori rinvenuti lungo il Promontorio di Portofino, quello dotato di maggiore plasticità adattativa, come sottolineato dalla possibilità di colonizzare un range veramente ampio di sustrati carbonatici di tipo diverso.

Tale plasticità è in ultima analisi riconducibile alla possibilità di secernere "protezioni" aragonitiche che possono essere modificate, a seconda dell'esigenza, sia in estensione che spessore; esse possono essere prodotte sia nella parte anteriore della perforazione, a protezione o completamento della cripta ("igloo"), sia nella sua parte posteriore, a protezione dei sifoni.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Prof. Luciano Cortesogno (Dip.Te.Ris.) per l'assistenza fornita nell'interpretazione delle sezioni sottili dei diversi tipi litologici del conglomerato del Promontorio di Portofino.

BIBLIOGRAFIA

Carter J.G. 1978. Ecology and evolution of the Gastrochaenacea (Mollusca Bivalvia) with notes on the evolution of the endolithic habitat. *Bull. Peabody Mus. Nat. Hist.*, 41: 1-92.

Chazottes V., Le Campion-Alsumard T. & Peyrot-Clausade M. 1995. Bioerosion rates on coral reefs: interactions between macroborers, microborers and grazers (Moorea, French Polynesia). *Paleog. Paleocl. Paleoec.*, 113: 189-198.

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. Progr. Ser.*, 110: 1-8.

Giammarino S., Nosengo S. & Vannucci G. 1969. Risultanze geologico-paleontologiche sul conglomerato di Portofino (Liguria orientale). *Atti Ist. Geol. Univ. Genova*, 17: 305- 363.

Hutchings P.A. 1986. Biological destruction of coral reefs: a review. *Coral Reefs*, 4: 239-252.

Kleeman K.H. 1974. Raumkonkurrenz bei Ätzmuscheln. *Mar. Biol.*, 26: 361-364.

Neumann A.C. 1966. Observations on coastal erosion in Bermuda and measurements of the boring rate of the sponge *Cliona lampa*. *Limnol. Oceanogr.*, 11: 92-108.

Pellati A. 1934. La penisola di Portofino. *Natura*, 25 (1): 12-34.
Perry C.T. 1998. Macroborers within coral framework at Discovery Bay, north Jamaica: species distribution and abundance, and effects on coral preservation. *Coral Reefs*, 17: 277-287.
Soliman G.N., 1969. Ecological aspects of some coral-boring Gastropods and Bivalves of the Northwestern Red Sea. *Am. Zoologist*, 9: 887-894.

Ricevuto 20 gennaio 2003; revisionato 14 aprile 2003; accettato 19 maggio 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 37-49, luglio 2003

LINEAMENTI DI DINAMICA SEDIMENTARIA DELL'ATTUALE DELTA DEL FIUME SELENGA (RUSSIA, SIBERIA CENTRALE)

Piero BELLOTTI[1], Tatyana POTEMKINA[2], Publio VALERI[1]

[1]Dipartimento di Scienze della Terra Università di Roma "La Sapienza",
P.le Aldo Moro, 5 - 00185 Roma
[2] Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences,
Box 4199, 664033 - Irkutsk

ABSTRACT

Dynamic-sedimentary features of the present delta of the Selenga River (Russia, Central Siberia)

We have defined the features of sedimentary dynamics of the Selenga River Delta in the Baikal Lake, (Russia) in proximity of the city of Irkutsk (Central Siberia).

The study have been based on the analysis of satellite images, on the morphological characters of the emerged delta and of the near lacustrine floors, on the hydrodynamics characters of the distributary channels and on the grain size analysis of samples withdrawn in the emerged and submerged delta. The areal distribution of the statistic parameters, and of the cluster analysis groups of similarity highlighted the energy of the sedimentation environment in the different delta areas.

The delta dynamic is here conditioned from the climate and from severe tectonic. In reason of the low winters temperatures the waters of the delta system freezes almost completely and the annual water and solid discharges (29 km^3 and 2,7 millions of metric tons respectively) are descharged in the system almost exclusively in the summer. The water turbidity change between 10 and 200 g/m^3 respectively in the periods of low water and flood. In the 1862 an earthquake, stimed as major eighth Richter degree, caused collapse of the N-E zone of the delta plain, that now lies to 2-4 meters depth under the lacustrine level, triggering the development of a new delta sector.

We classified the delta plain as "lobate type" with branched pattern of the anastomosed distributary channels similarity to same major glacial deltas The outflows result mainly homopychnal and subordinate iperpychnal as frequent in many lacustrine deltas. We defined two particularity:

a) the delta apparatus shows the NE sector under fluvial dominance, central and NW show a wave + fluvial dominance;

b) intense tectonic influences the normal evolution of the delta area.

Recently in that area operates a dam on the Angarà River (emissary of the Baikal Lake), that periodically varies the lake level and produces the partial drowning of the delta plain beyond the 50% of his surface.

RIASSUNTO

Sono stati definiti i lineamenti di dinamica sedimentaria del delta lacustre del Fiume Selenga nel Lago Baikal, (Russia) in prossimità della città di Irkutsk (Siberia Centrale).

Lo studio si è basato sull'analisi di immagini satellitari, sui caratteri morfologici del delta emerso e degli antistanti fondali lacustri, sui caratteri idrodinamici dei canali distributori e sull'analisi tessiturale di campioni prelevati nel delta emerso e sommerso. La distribuzione areale degli indici statistici, ricavati da quest'ultima analisi, e dei gruppi di somiglianza, definiti con la cluster analysis, ha consentito di valutare l'energia dell'ambiente di sedimentazione nelle diverse aree deltizie.

La dinamica deltizia è qui condizionata dal clima e dalla tettonica fortemente attiva. A causa delle basse temperature invernali le acque del sistema deltizio congelano quasi completamente e le portate annuali liquide e solide (rispettivamente di 29 km^3 e 2.7 milioni di tonnellate) vengono scaricate nel sistema deltizio quasi esclusivamente nel semestre estivo. La torbidità oscilla tra i 10 e i 200 g/m^3 rispettivamente nei periodi di magra e di piena. Nel 1862 un terremoto, valutato come superiore all'ottavo grado Richter, ha provocato lo sprofondamento della zona N-E della piana deltizia, che ora giace alla profondità media di 2-4 metri sotto il livello lacustre, innescando lo sviluppo di un nuovo settore deltizio.

In base alle osservazioni effettuate ed ai risultati ottenuti si ritiene che la piana deltizia rientri nel tipo lobato con modello ampiamente ramificato dei distributori a configurazione d'alveo anastomizzata, similmente a quanto si riscontra in gran parte dei delta soggetti a fasi glaciali stagionali. I deflussi risultano per lo più omopicnici e subordinatamente iperpicnici come frequente in delta lacustri. Sono state evidenziate due particolarità:

a) l'apparato deltizio presenta dominanze diverse nei diversi settori. Nettamente fluviale in quello nord orientale e misto (fluviale + moto ondoso) negli altri.

b) una tettonica particolarmente intensa influisce sulla la normale evoluzione dell'area deltizia.

Nell'area, in tempi recenti, agisce anche l'attività antropica che, attraverso la regolazione di una chiusa sul Fiume Angarà (emissario del Baikal), varia periodicamente il livello del lago con conseguente sommersione della piana deltizia per oltre il 50% della sua superficie.

1. CARATTERI GENERALI

Il Fiume Selenga nasce in Mongolia, dalla catena degli Angaj, sui contrafforti meridionali dei monti Sayan, dall'unione dei Fiumi Ider e Muren. Il suo delta si svilu-pa sulla sponda sud-orientale del Lago Baikal nella Siberia centrale. Il lago ha una forma allungata a causa della situazione strutturale dell'area, dominata essenzialmente da una tettonica distensiva e transtensiva ancora fortemente attiva, tanto da influenzare anche localmente lo sviluppo del delta stesso, in una regione tra le più sismiche al mondo. Il lago ha una superficie di 31500 km^2, una lunghezza di 640 km e larghezza massima di

80 km, è il più profondo al mondo, raggiungendo 1637 m di profondità.

Il fiume Selenga ha un bacino di 447060 km^2 e raggiunge il lago con un percorso di circa 1200 km. La sua portata liquida annua, misurata nella sezione idrologica della stazione Mostovoj presso la città di Ulan-Ude, dove il fiume scorre in un unico alveo naturale, è di circa 29 km^3 (50% delle acque che raggiungono il lago) e quella solida è di 2,7 milioni di T/a (60% dei sedimenti in ingresso nel lago).

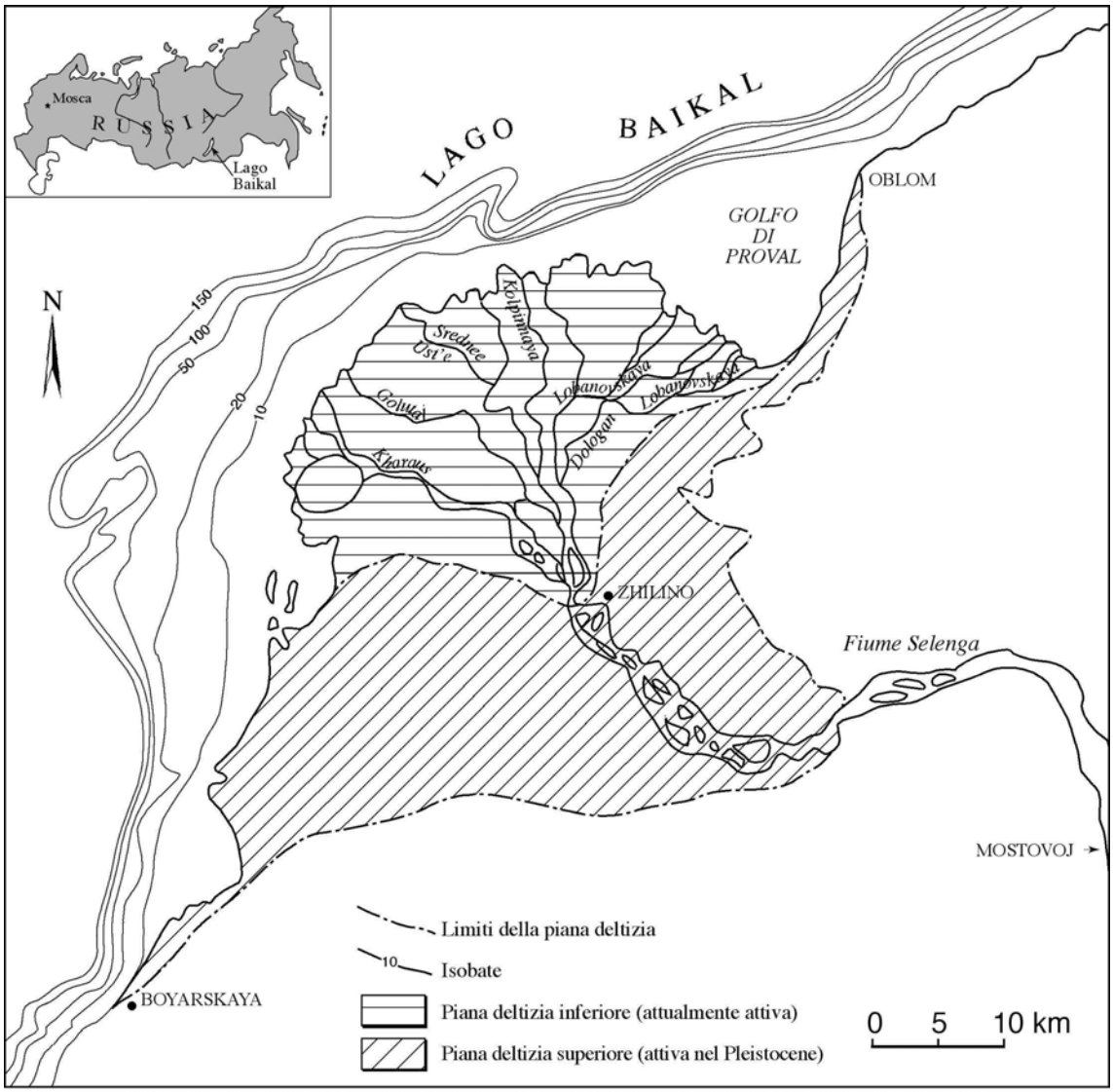


Fig. 1 - Area emersa del delta del Fiume Selenga.
La piana deltizia superiore mostra attualmente la dinamica di una comune piana alluvionale e gli antichi canali distributori sono oggi inattivi. La stazione idrometrica di Mostovoj è a 127 km dalla foce.

L'area costiera (Fig. 1) si differenzia in due zone, una subaerea ed una subacquea (Михайлов *et al.*, 1986). Quella subaerea costituisce una grande pianura deltizia a forma triangolare, con una superficie di circa 1800 km^2 con gli apici presso la stazione

Boyarskaya a S-O, presso Punta Oblom a N-E e presso la stazione Nikolskoe a S-E. A NO la piana è limitata dalla riva del Baikal, a S dalla dorsale Xamar-Daban, a NE dai primi contrafforti della catena di Ulan-Burgasi e Morskovo. La larghezza della piana deltizia va da 7,5 a 85 km, la lunghezza è di 48 km.

La pianura deltizia si divide in Pianura Deltizia Superiore e Pianura Deltizia Inferiore. La prima si trova a 2- 10 m al di sopra del livello del Baikal, è caratterizzata da canali distributori fossili del delta antico (quaternario) (Гербова, 1959), e nei periodi di piene eccezionali si comporta fondamentalmente come piana alluvionale. La seconda costituisce la piana deltizia attuale, presenta una superficie debolmente inclinata verso il lago e viene allagata più volte l'anno: è caratterizzata da una grande quantità di canali, corsi fossili e laghi golenali; la pendenza della superficie liquida è di 0.09 m/km.

2. IL DELTA EMERSO

Il grafico (Fig. 2) mostra la variabilità delle portate liquide nel corso dell'anno (rettangoli) e di quelle torbide (barre) alla stazione Mostvoj. Una siffatta variabilità è di stretta derivazione climatica, infatti il fiume risulta ghiacciato dai primi di novembre alla metà di aprile e parimenti il lago inizia a ghiacciarsi ad inizio gennaio e torna libero alla metà di maggio.

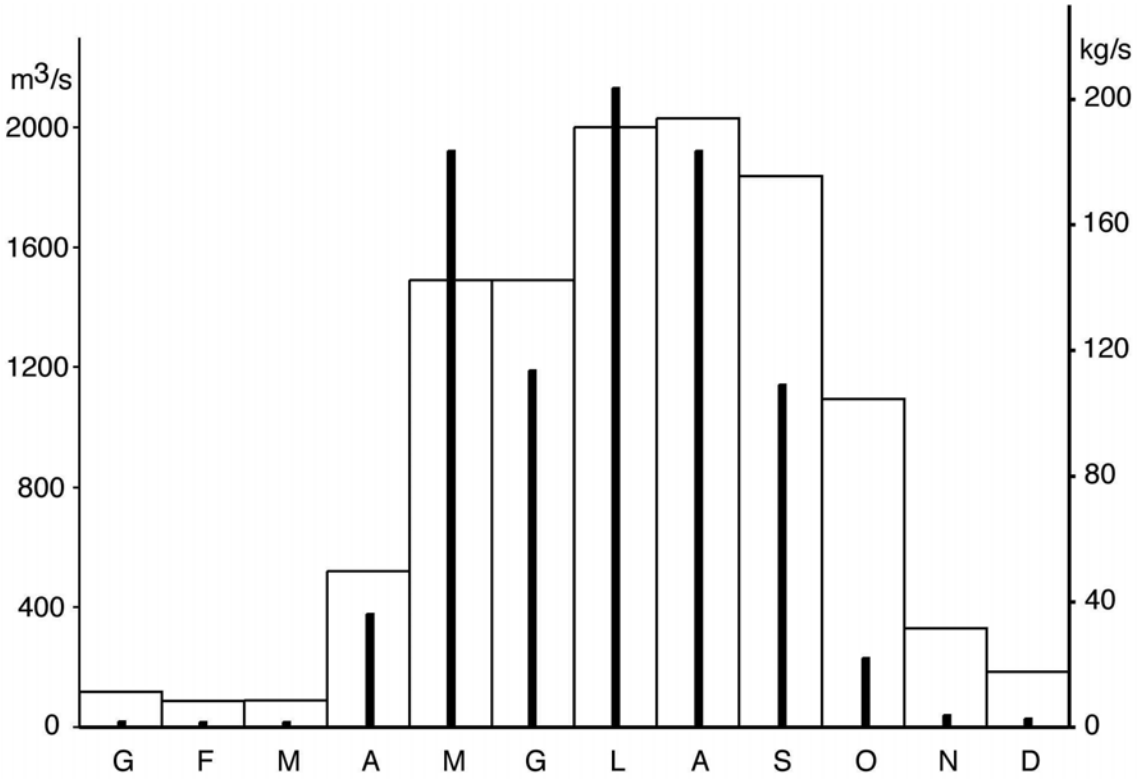


Fig. 2 - Distribuzione media mensile su base pluriennale delle portate liquide (rettangoli) e solide (barre) del Fiume Selenga. Le ridotte portate liquide e le pressoché nulle portate solide registrabili in inverno sono causate dal congelamento dell'area deltizia.

I caratteri idrodinamici e morfologici dei distributori, che mostrano una configurazione d'alveo principalmente anastomizzata, consentono di tripartire la piana deltizia inferiore (Fig. 3).

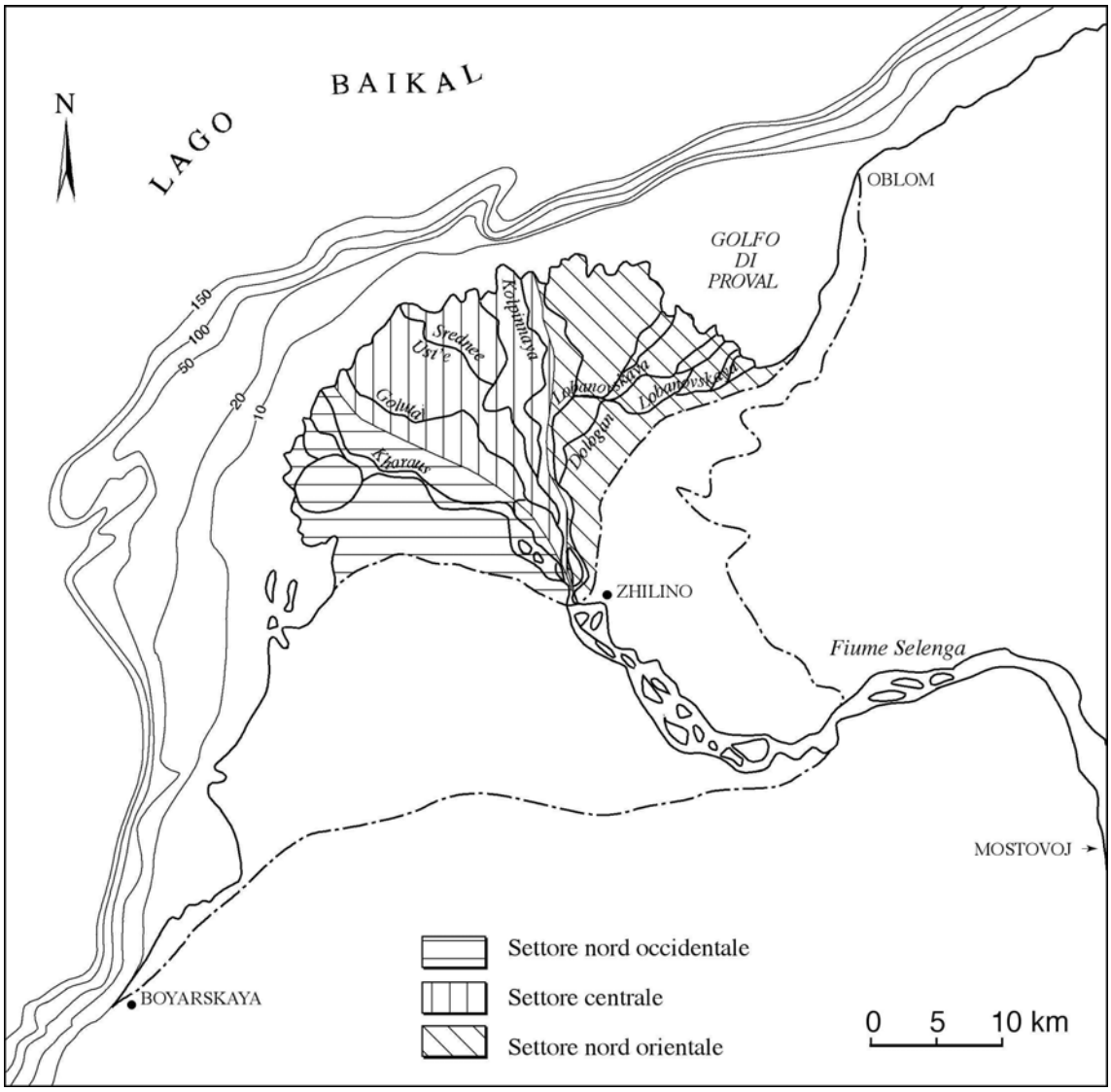


Fig. 3 - Suddivisione in tre settori della piana deltizia.
I settori si differenziano essenzialmente per i diversi caratteri idrodinamici dei distributori.
Il settore nord orientale si è sviluppato dopo il sisma del 1862 che ha causato la sommersione dell'area attualmente occupata dal Golfo di Proval.

Il settore nord-orientale è caratterizzato dai canali Lobanovskaya e Dologan che si riuniscono a 12 km dalla foce e sfociano nel Golfo di Proval. Questa parte del delta (golfo compreso) è di più recente sviluppo essendosi formata a seguito del violento sisma del 1862 che ha ribassato l'area di oltre 2 metri. Il settore centrale è caratterizzato

dai distributori Golutaj, Srednee Uste e Kolpinnaya (di taglia minore dei precedenti) mentre il settore occidentale presenta i maggiori distributori (gruppo dei distributori Kharaus).

La portata liquida nei tre settori è ripartita percentualmente come segue 30 - 10 - 60 nei periodi di piena calante e 40 - 13 - 47 nelle fasi di piena crescente**.** Nel periodo invernale quasi tutti i canali ghiacciano e circa il 90% della portata liquida passa attraverso il gruppo di canali Kharaus. La distribuzione media della portata solida nei canali del delta è del 55% nei canali sud, 10% in quelli centrali e del 35% in quelli del settore nord orientale (Потёмкина, 1995) .

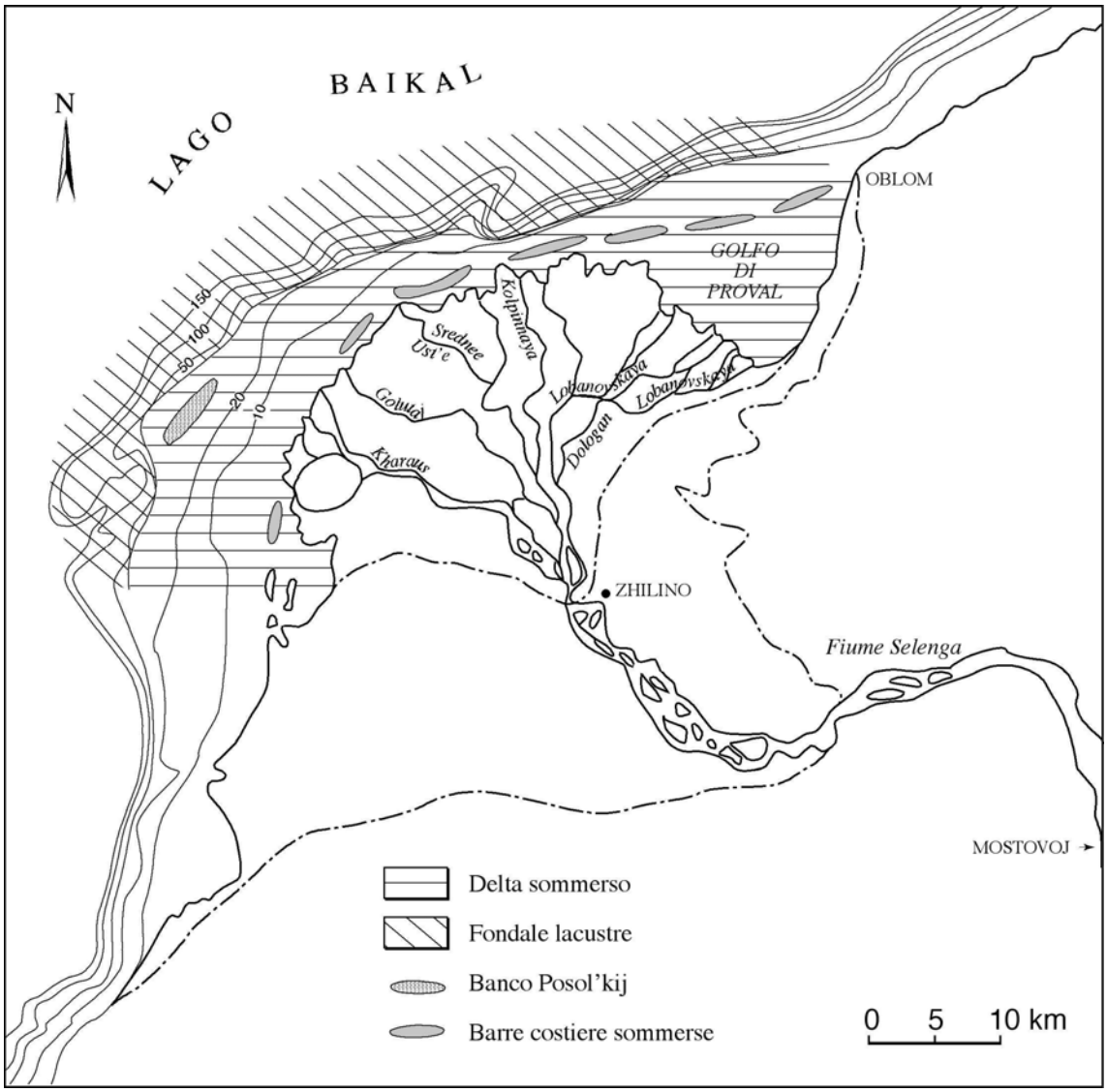


Fig. 4 - Area del delta sommerso e limite con i limitrofi fondali lacustri.

La torbidità dell'acqua nel delta del Selenga (Лабутина & Сафьянов, 1980) nel periodo di basse portate va da 10 a 25 g/m^3, per portate medie da 25 a 60, nei periodi di

piena ed alluvione da 60 fino a 200 g/m^3. D'inverno la torbidità dell'acqua nei canali del delta è di 1-3 g/m^3, la torbidità media annuale è di 72 g/m^3. Annualmente (agosto - settembre) circa il 60-80% della superficie emersa del delta si allaga per l'innalzamento del livello dell'acqua a causa della portata di piena del fiume stesso e dell'attività della centrale idroelettrica di Irkutsk, che regola il deflusso dell'emissario Angarà.

3. DELTA SOMMERSO

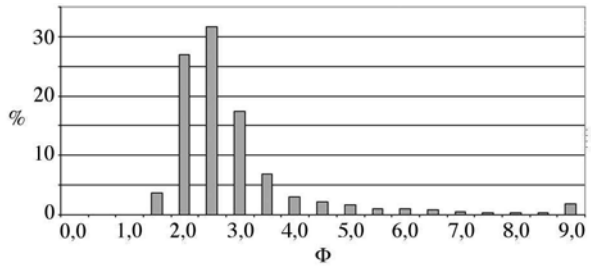
Con il termine "delta sommerso" si intende l'area sommersa prospiciente la linea di riva ove i sedimenti fluviali si accumulano in quantità tali da consentire una significativa aggradazione e progradazione del sistema deltizio (Николаев, 1988): tale area si estende fino a profondità variabili tra 20 e 50 m (Fig. 4).

La morfologia del fondale lacustre si differenzia nei vari settori. Quello di NE è caratterizzato da un ampio fondale piatto di 2-3 m di profondità (Golfo di Proval). Il settore centrale, rivolto a Nord, presenta le maggiori pendenze (1,2 % tra 0 e 50 m) che via via diminuiscono (fino a 0,4 %) nel settore nord occidentale; oltre l'isobata 50 m le pendenze sono ovunque elevate. Gran parte della linea di riva è orlata da barre sabbiose discontinue appena sommerse, che nel settore nord orientale si allungano verso ENE a delimitare il Golfo di Proval. Nel periodo di navigabilità è presente una corrente diretta a N e NE con velocità media di 0,17 m/s e solo per alcune settimane, tra settembre e ottobre, questa si inverte nel settore nord occidentale. Il moto ondoso non è trascurabile, le altezze d'onda sono inferiori al metro nel 67 % dei casi, tra m 1 e 1,5 m nel 24 % ; tra 1,5 e 2 m nel 7 % e tra 2 e 4 m nell'1,6 %. Sporadiche quelle superiori ai 4 m.

4. SEDIMENTOLOGIA DEL DELTA

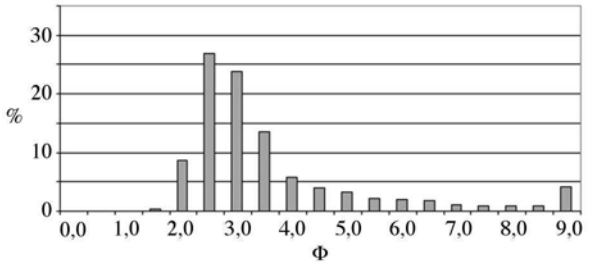
4.1. Caratteri dei sedimenti superficiali

I sedimenti prelevati, tanto sulla piana deltizia nelle zone di intercanale, quanto sui fondali fino a –100 m, sono stati raggruppati mediante analisi cluster in 5 gruppi in funzione dei loro caratteri tessiturali, come già sperimentato sui delta del Tevere e dell'Ombrone (Bellotti & Tortora, 1996; Bellotti *et al.*, 2000). La distribuzione granulometrica di ciascun gruppo è riportata in figura 5; la distribuzione areale dei 5 gruppi è mostrata nella carta di figura 6 che mette in evidenza come i gruppi a sedimento più grossolano e meglio classato (gruppi I e II) siano presenti nella parte più interna della piana deltizia e nella sua porzione centro orientale, mentre nella parte occidentale prevalgono sedimenti più fini e meno cerniti (gruppi III e IV). La distribuzione appare più regolare quando ci si sposta in area lacustre (Голдырев *et al.,* 1971); in questa zona, infatti, tanto la taglia media quanto il classamento diminuiscono verso il largo e i gruppi II, IV e V si dispongono in fasce parallele, seguendo per lo più l'andamento delle isobate. Un banco di sedimento con Mz < 5 è stato individuato a circa 8 km al largo dei distributori Kharaus su fondali di 40 – 50 metri; tali sedimenti, che costituiscono il banco Posol'skij, risultano più grossolani rispetto a quelli comunemente presenti in quell'area e a quella profondità (gruppo IV), mostrando caratteri più simili ai sedimenti più prossimi alla riva.



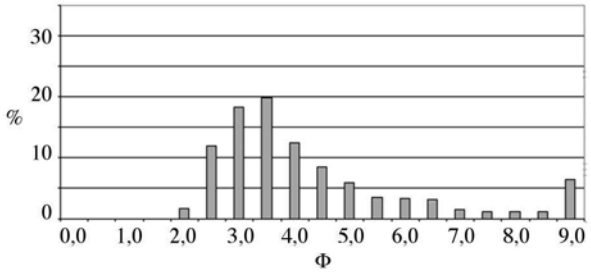
GRUPPO I

Mz	SG	Sk	KG
2,62	0,23	0,14	1,79



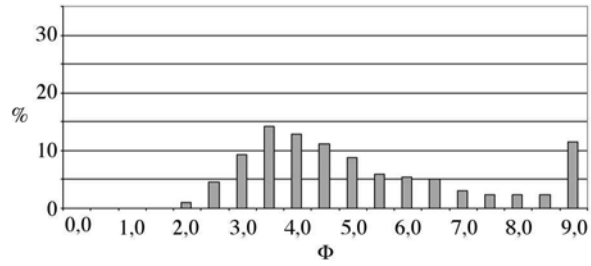
GRUPPO II

Mz	SG	Sk	KG
3,20	0,55	0,60	2,00



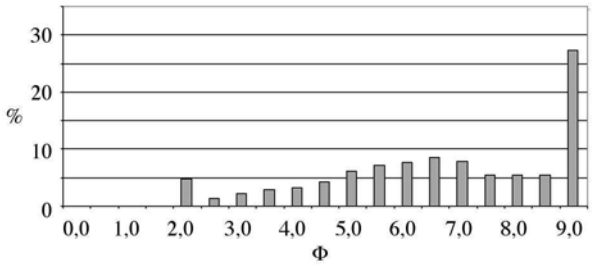
GRUPPO III

Mz	SG	Sk	KG
3,95	0,76	0,54	1,40



GRUPPO IV

Mz	SG	Sk	KG
5,02	1,05	0,39	0,91



GRUPPO V

Mz	SG	Sk	KG
6,47	1,10	-0,23	0,87

Fig. 5 - Caratteri tessiturali medi dei gruppi di somiglianza definiti con la cluster analysis.
Il quinto gruppo si discosta dagli altri in modo più marcato. Gli indici sono quelli di Folk & Ward (1957).

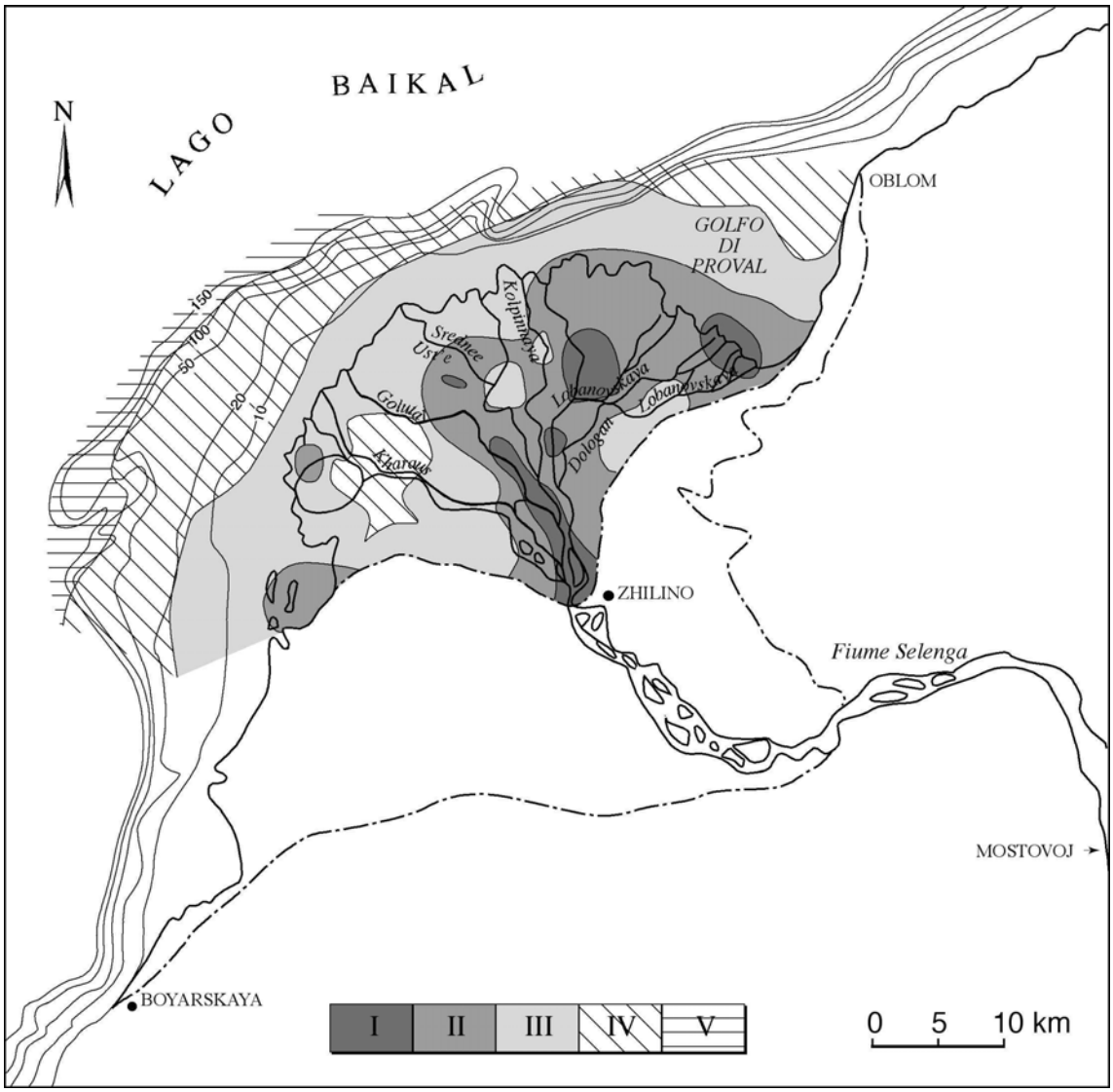


Fig. 6 - Distribuzione areale dei cinque gruppi di somiglianza.
Si noti come i gruppi con materiale più grossolano e meglio classato (I e II) siano per lo più presenti nei settori centrale e nord orientale della piana deltizia dove i canali smaltiscono con maggiore difficoltà le grandi piene. Il gruppo V si colloca sui fondali lacustri dove l'apporto dei sedimenti fluviali è praticamente trascurabile.

4.2. Lineamenti dinamici

Il delta presenta una dinamica semestrale in quanto le gelate invernali lo pongono in uno stato di dinamica latente. I cambiamenti morfolitodinamici sul delta del Selenga avvengono soprattutto tra aprile e settembre (Потёмкина, 1997). Durante questo periodo si verificano le principali alluvioni e per il fiume passa circa il 96% della quantità annua dei sedimenti. Nell'area emersa si deposita circa il 60% dei sedimenti fluviali, mentre il restante 40 % va a costituire in parte il delta sommerso, in parte raggiunge le profondi depressioni lacustri (Потёмкин & Фиалков, 1993).

I flussi fluviali transitano nei distributori, in particolare in quelli occidentali (Fig. 7); tuttavia nella fase di portate crescenti i distributori centrali e nord orientali sono paticolarmente sollecitati con conseguenti significative tracimazioni e crevasse, in particolare nei momenti in cui il ghiaccio lacustre rende ancora problematico lo smaltimento dei flussi fluviali (questo meccanismo è probabilmente l'origine della presenza dei sedimenti dei gruppi I e II solo in certe aree della piana deltizia). I sedimenti che vengono deposti attraverso i meccanismi di crevasse e tracimazione consentono una aggradazione della piana deltizia che, pur procedendo in modo disomogeneo, presenta un valore medio di 2 mm/anno.

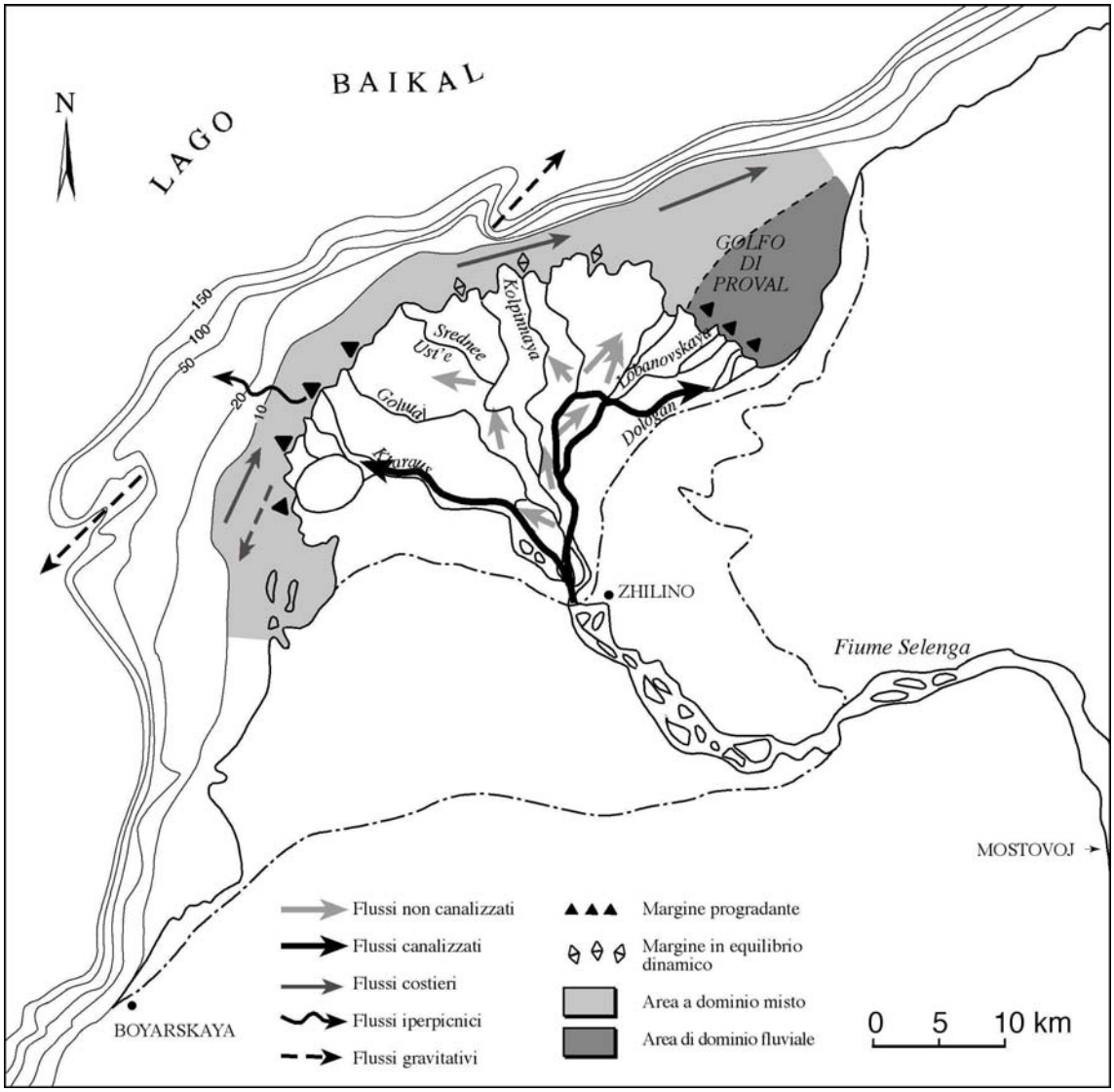


Fig. 7 - Dinamica sedimentaria del delta del Fiume Selenga.
Si noti, oltre l'isobata -50 m, la presenza di due canyon lungo i quali le correnti di densità trasferiscono alle profonde depressioni lacustri i sedimenti fluviali che superano i limiti deltizi.

Una volta raggiunto il lago i sedimenti sono sottoposti all'azione del moto ondoso e della corrente costiera (Потёмкина, 2000). Per venti nord occidentali i sedimenti restano confinati sotto costa allungandosi in direzione N-E, mentre in condizioni di bonaccia essi si allontanano dalla riva e raggiungono il limite esterno del delta sommerso.

Il deflusso alla foce dei distributori sembra essere per lo più di tipo omopicnico ma c'è da supporre l'esistenza di meccanismi iperpicnici durante le maggiori fasi di piena (anche se concentrazioni massime di 0.2 g/l sono basse, assai minori per esempio di quelle che si registrano nei nostri fiumi appenninici oltre 100 volte maggiori). All'azione del moto ondoso si devono le barre che orlano gran parte della costa deltizia e il Golfo di Proval (Fig. 7). In quest'ultima area la progradazione deltizia è continua ed evidente essendo un'area ben protetta dal moto ondoso. Fasi alterne di progradazione e arretramento (Fig. 7) si presentano nel settore centrale che riceve la minore alimentazione e, a causa dei fondali particolarmente acclivi, è il meno protetto dal moto ondoso e il più esposto alla perdita di sedimento verso le antistanti profondità lacustri. Il settore nord occidentale, pur subendo l'azione del moto ondoso prograda in quanto è il più rifornito dai sedimenti fluviali. Il Banco Posol'skij, caratterizzato da sedimenti più grossolani di quelli limitrofi, posto 8 km a largo dei distributori principali (Fig. 7) potrebbe essere un indizio dei deflussi iperpicnici cui si faceva in precedenza riferimento. I sedimenti che superano i limiti dell'area deltizia si depongono nelle profondità lacustri, alle quali accedono o per semplice decantazione o attraverso correnti di densità (Fig. 7), che si attivano sull'acclive ed instabile scarpata che raccorda il delta con le depressioni mediana e meridionale del Baikal. La ripartizione di tali apporti a queste depressioni è stata stimata rispettivamente in 70 e 30 %.

5. CONCLUSIONI

La piana deltizia del Fiume Selenga presenta la morfologia dei delta lobati (Fisher *et al.,* 1969) con una configurazione d'alveo dei distributori di tipo anastomizzato (Miall, 1984) e, pur essendo un delta lacustre, risente dell'azione del moto ondoso. Per la particolare conformazione del paraggio di foce mostra la caratteristica di evolvere, in alcune parti, secondo i meccanismi propri dei delta a dominio fluviale, in altre se-condo i processi tipici di un dominio misto fluviale + moto ondoso (Coleman & Wright, 1975).

Gli elementi che guidano l'evoluzione deltizia sono fondamentalmente il clima e la tettonica. Il primo ne condiziona fortemente i processi sedimentari rendendoli di fatto attivi solo nei mesi più caldi. In particolare la tardiva deglaciazione del lago, rispetto alle acque fluviali, favorisce le esondazioni primaverili e lo sviluppo del modello anastomizzato dei distributori.

La tettonica, assai intensa in quest'area di rift continentale, oltre a definire in tempi lunghi forma e volume del bacino ricevente con inevitabili conseguenze sul livello del lago, causa frequenti e talvolta catastrofici eventi sismici che si riflettono in locali sprofondamenti e variazioni di pendenza della superficie topografica. Ne conseguono modificazioni nel modello del reticolo idrografico superficiale e nell'ubicazione dei depocentri nonché l'innesco di fenomeni di trasporto gravitativo dei sedimenti deltizi verso il fondo del bacino lacustre. Il sisma del 1862 (stimato intorno a magnitudo 10), che ha prodotto la formazione del Golfo di Proval e il conseguente sviluppo del

settore nord-orientale del delta, quello del 1959, che ha modificato la topografia del fondale lacustre, e quello dell'ottobre 2001, di magnitudo 7 con epicentro nel Golfo di Proval, sono la testimonianza di quanto la tettonica rappresenti un elemento morfogenetico dell'apparato deltizio del Fiume Selenga.

L'attività antropica si è recentemente sovrapposta agli eventi naturali. La regolazione di una chiusa sul Fiume Angarà (emissario del Baikal), varia periodicamente il livello del lago causando la sommersione della piana deltizia per oltre il 50% della superficie e innescando per brevi periodi i processi tipici degli eventi trasgressivi.

RINGRAZIAMENTI

Lavoro effettuato con il contributo del progetto COFIN MURST 98, U.O. Roma, e dell'Istituto di Geologia Ambientale e Geoingegneria del C.N.R.

BIBLIOGRAFIA

Bellotti P. & Tortora P. 1996. I sedimenti sul fondale del delta del Fiume Tevere. *Boll. Soc. Geol. It.,* 115: 449-458.

Bellotti P., Caputo C., Davoli L., Evangelista S., Garzanti E., Moretti Foggia F. & Valeri P. 2000. La piana deltizia del Fiume Ombrone (Maremma Toscana): Morfologia - Tessitura e Composizione dei sedimenti – Architettura del sottosuolo. Atti del convegno "Le pianure, conoscenza e salvaguardia". Ferrara. 8-11 novembre 1999: 220-221.

Coleman J.M. & Wright L.D. 1975. Modern river deltas; Variability of processes and sandbodies. In: Deltas: Models for Exploration. Houston (Broussard M.L. ed.), Geological Society: 100-149.

Davis J.C. 1986. Statistical and data analysis in geology. John Willey & Sons (Editors), 646 pp.

Fisher W.L., Brown L.F. Jr., Scott A.J. & McGowen J.H. 1969. Delta systems in the exploration for oil and gas: A research Colloquium. Univ. Tex. Bur. Econ. Geol., Austin.

Folk R.L. & Ward W.C. 1957. Brazos River bar:: A study in the significance of grain size parameters. *Journ. Sed. Petr*., 27: 3-26.

Gerbova V.G. 1959. K stratigrafii chetvertichnyx obrazovanij v del'te r. Selenghi. Stratigraficheskaya shkala chetvertichnyx otlogenij SSSR i prinzipy ix korrelyazii s zarubegnymi. *M., Izd-vo AN SSSR*: 79-96 (Tr. Geol. in-ta, vyp. 32).

Гербова В.Г. 1959. К стратиграфии четвертичных образований в дельте р. Селенги. Стратиграфическая шкала четвертичных отложений СССР и принципы их корреляции с зарубежными. *М., Изд-во АН* СССР: 79-96 (Тр. Геол. ин-та, вып. 32).

Goldyrev G.S., Vykhristyuk L.A. & Lazo F.I. 1971. Donne otlogeniya avandel'ty r. Selenghi. Limnologia pridel'tovyx prostranstv Bajkala. Selenginskij rajon. *L., Nauka*: 43-64.

Голдырев Г.С., Выхристюк Л.А., Лазо Ф.И. 1971. Донные отложения авандельты р.Селенги. Лимнология придельтовых пространств Байкала. Селенгинский район. *Л, Наука*: 43-64.

Labutina I.A. & Saf'yanov G.A. 1980. Issledovaniya rasprostraneniya tverdogo stoka rek po aerokosmicheskim s'emkam na primere Kodori I Selenghi. Kosmicheskaya s'emka I tematicheskoe kartografirovanie. *Nauka*: 118-125.

Лабутина И.А., Сафьянов Г.А. 1980. Исследования распространения твердого стока рек по аэрокосмическим съемкам на примере Кодори и Селенги . Космическая съёмка и тематическое картографирование. *Наука*: 118-125.

Miall A.D. 1984. Principles of Sedimentary Basin Analysis. Springer-Verlag, New york, 490 pp.

Mikhajlov V.N., Rogov M.M. & Chistyakov A.A. 1986. Rechnye del'ty. *Ghidrologomorfologhicheskie prozessy*. L, Ghidrometeoizdat: 1-280.

Михайлов В.Н., Рогов М.М., Чистяков А.А. 1986. Речные дельты. *Гидролого морфологические процессы.* Л, Гидрометеоиздат: 1-280.

Nikolaev V.G. 1988. Stroenie podvodnyx konusov vynosa na primere oz. Bajkal. *Limnologiya i poleznye uskopaemye*, 1: 14-20

Николаев В.Г. 1988. Строение подводных конусов выноса на примере оз.Байкал. *Литология и полезные ископаемые,* 1: 14-20.

Potemkina T.G. 1995. Raspredelenie stoka vody i nanosov v protokax del'ty r. Selenghi. *Geografiya i prirodnye resursy*, 1: 75-78.

Потёмкина Т.Г. 1995. Распределение стока воды и наносов в протоках дельты р.Селенги . *География и природные ресурсы*, 1: 75-78.

Potemkina T.G. 1997. Geomorfologia i dinamica del'ty r. Selenghi. Ghidrologhiya i gheomorfologhiya rechnyx sistem. Irkutsk: 163-164.

Потёмкина Т.Г. 1997. Геоморфология и динамика дельты р. Селенги . Гидрология и геоморфология речных систем. Иркутск: 163-164.

Potemkina T.G. 2000. Litodinamika pribregnoj zony ozera Bajkal. *Dissert. Kand. Gheogr. Nauk.* Irkutsk, Institut Gheografii SORAN, 151.

Потёмкина Т.Г. 2000. Литодинамика прибрежной зоны озера Байкал. *Диссерт. канд. геогр. наук.* Иркутск, Институт Географии СО РАН, 151.

Potemkina T.G. & Fialkov V.A. 1993. Balans nanosov v del'te Selenghi i ix rasprostranenie v Bajkale. *Vod. resursy*, 20, 6: 689-692.

Потёмкина Т.Г., Фиалков В.А. 1993. Баланс наносов в дельте Селенги и их распространение в Байкале . *Вод. ресурсы,* 20, 6: 689-692.

Sokal R.R. & Michener C.D. 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. *Univ. of Kansas Science Bulletin*, 38: 1409-1438.

Ricevuto 20 dicembre 2002; revisionato 16 gennaio 2003; accettato 21 marzo 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 51-58, luglio 2003

EVOLUZIONE DEL LITORALE D'IMPERIA – ONEGLIA (LIGURIA OCCIDENTALE): ASPETTI DINAMICO – SEDIMENTARI

Alberto BOTTA, Nicola CORRADI, Marco FERRARI, Giuliano FIERRO

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova

RIASSUNTO

Il litorale d'Imperia - Oneglia costituisce un esempio dei difficili e precari equilibri che si instaurano tra le naturali dinamiche sedimentarie e le forzanti antropiche conseguenti allo sviluppo delle aree urbane. Per comprendere e inquadrare i caratteri evolutivi dell'area è stata condotta un'indagine di campo, su scala biennale, integrata con l'acquisizione e rielaborazione di materiale storico, talora inedito, allo scopo d'individuare le caratteristiche morfologiche e sedimentologiche dell'area e le loro variazioni. Dalle indagini è stato possibile individuare i fattori responsabili dei processi di squilibrio e la dinamica costiera dell'area sia a lunga sia a breve scala temporale. I numerosi interventi di difesa realizzati (versamenti, difese parallele e trasversali) hanno prodotto effetti di temporanea durata e, in certi casi, le modifiche strutturali dell'assetto costiero indotte dagli stessi hanno addirittura accentuato l'azione disperdente delle correnti trasversali alla costa.

ABSTRACT

Evolution of the Imperia-Oneglia littoral (western Liguria): dynamics and sedimentary aspects.

The littoral of Imperia – Oneglia is an example of an area with a difficult and unstable equilibrium that is established between natural sedimentary dynamic and anthropical forces in consequence to the development of urban areas. To understand and arrange the evolved characteristics of the area a two year field research was carried out. This research was integrated with the acquisition and ri-elaboration of historical material in order to recognize morphological and sedimentary parameters and their variations. From this study it has been possible to characterize the factors which are responsible for unbalancing process and coastal dynamic of the area on a long and short time scale. The unbalances can be traced back to the drastic reduction of the sedimentary supply caused by the anthropic activity of the coast. The numerous coastal defence structures (beach nourishment, emerged break waters, groynes) have only produced effects of temporary duration. Structural modifications caused by coastal structures have even accentuated the dispersed action of transversal coastal currents.

1. INQUADRAMENTO DELL'AREA

La costa studiata (Fig. 1), come i bacini retrostanti, è riconducibile geologicamente al Flysh ad Helmintoidi dell'Unità S. Remo – M. Saccarello (Vanossi, 1986): questi terreni, attribuibili al Cretaceo superiore, sono rappresentati da torbiditi marnoso arenacee e calcareo marnose, sostanzialmente poco metamorfiche. Nei bacini versanti affiorano, inoltre, lembi di limitata estensione riferibili a depositi pliocenici costituiti da conglomerati e sabbie cementate (Vanossi, 1986).

La costa è interessata direttamente da due corsi d'acqua: il Torrente Impero ed il Rio S. Lucia, che costituiscono la più importante fondi di alimentazione naturale di sedimenti. Il Torrente Impero, che sfocia nel settore occidentale del litorale, risulta il più importante con un bacino di circa 90 km^2; il Rio S. Lucia, invece, è decisamente di minore dimensione drenando un'area di pochi chilometri quadrati. Il litorale orientale è caratterizzato da una costa alta rocciosa in facies calcareo – marnosa, spesso interessata da movimenti franosi, con spiagge ghiaioso – ciottolose di limitata ampiezza (Corradi *et al*., 1989).

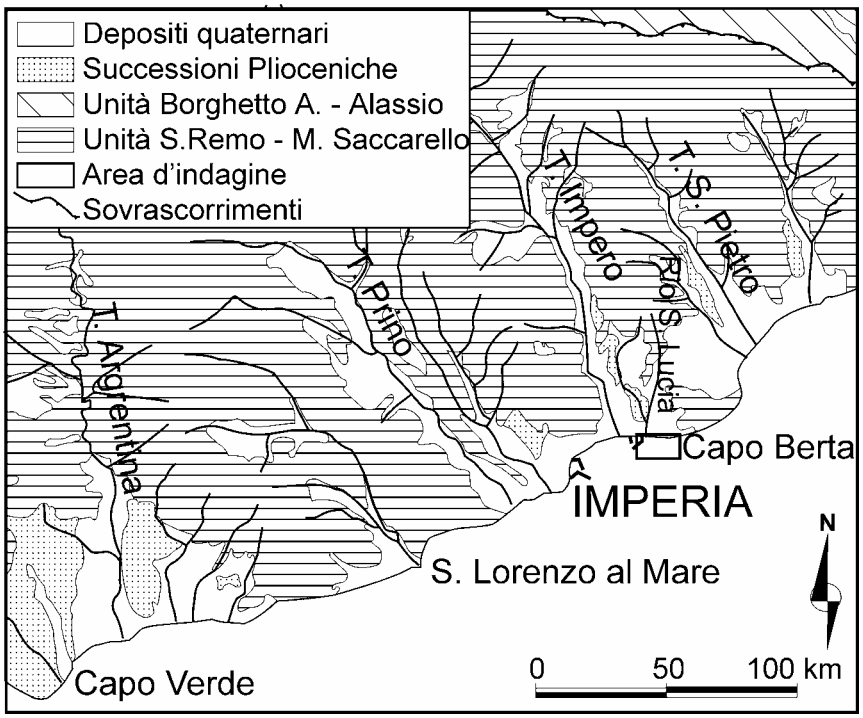


Fig. 1 - Ubicazione dell'area d'indagine e schema geologico
da carta geologica della Liguria scala 1: 200.000 mod. (Giammarino *et al*., 2002).

L'assetto morfologico della costa, con un'orientazione NNE – SSW, la rende particolarmente esposta alle principali ondazioni. Il clima meteomarino è caratterizzato dall'azione dominante e regnante delle mareggiate di libeccio (fetch ≈ 800 km), mentre le mareggiate di scirocco (fetch ≈ 200 km) sono decisamente subordinate alle precedenti (Delfth Hydraulics, 1990).

2. EVOLUZIONE STORICA

La realizzazione del porto di Oneglia, iniziata nel 1823, ha costituito la causa trincipale della profonda alterazione di questo litorale, andando ad intercettare il materiale proveniente dal Torrente Impero.

Secondo i dati e le immagini dell'epoca, nel 1824 in prossimità delle case del borgo l'ampiezza della spiaggia variava da 30 a 50 m; in assenza del porto il materiale proveniente dal Torrente Impero andava ad aggiungersi a quello proveniente dal Rio Santa Lucia, costituendo un importante input sedimentario dell'area. Altrettanto importante, per l'innesco degli squilibri sedimentari, è stata la stabilizzazione delle aree franose delle pendici di Capo Berta, a seguito della realizzazione della strada litoranea avvenuta durante il periodo napoleonico, che ha bloccato gli apporti proveniente da questi versanti.

Per far fronte all'erosione delle spiagge, che già alla metà dell'800 aveva permesso l'arrivo delle mareggiate più violente sulle case del borgo, l'amministrazione comunale ha provveduto, a partire dal XIX secolo, a realizzare una serie di interventi: l'operazione è avvenuta in vari stadi e con diverse tipologie di intervento passando dalle difese parallele a quelle aderenti e ai versamenti di materiale, interventi questi ultimi realizzati negli anni '60 con materiale proveniente principalmente dalla realizzazione dell'Autostrada dei Fiori. Proprio quest'ultimi interventi hanno contribuito a un sensibile aumento dell'ampiezza del litorale fino a quando sono stati stabilizzati con la realizzazione di parcheggi e giardini: da questo momento è ripresa una fase erosiva, tuttora presente, che ha praticamente determinato la scomparsa di tutto il litorale compreso tra Borgo Peri e lo scoglio della Galeazza.

Questa evoluzione della linea di riva emerge chiaramente dal confronto dei rilievi aerofotogrammetrici eseguiti nell'arco degli ultimi cinquant'anni (Regione Liguria, 1998) (Fig. 2).

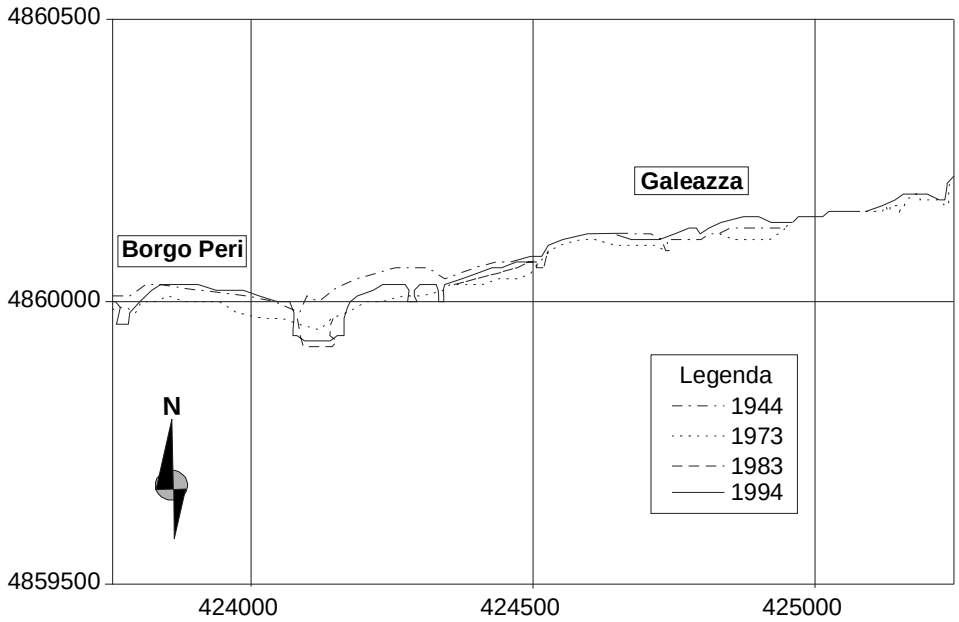


Fig. 2 - Evoluzione della linea di riva tra Borgo Peri e lo scoglio della Galeazza.

Parallelamente allo studio dell'evoluzione della spiaggia emersa è stata condotta un'analoga indagine sulla spiaggia sottomarina confrontando i rilievi del 1885 dell'Istituto Idrografico della Marina (1885) con quelli del 1999-2000 eseguite dall'Università di Genova (Fig. 3). Considerando che il primo rilievo è stato realizzato pochi anni dopo l'inizio della realizzazione delle prime opere del porto, lo si può pertanto considerare indicativo della situazione naturale dell'area.

Il confronto evidenzia come a ridosso del porto di Oneglia, per ampi tratti il fondale sia interessato da un'intensa erosione, diretta conseguenza della interruzione del drift litorale.

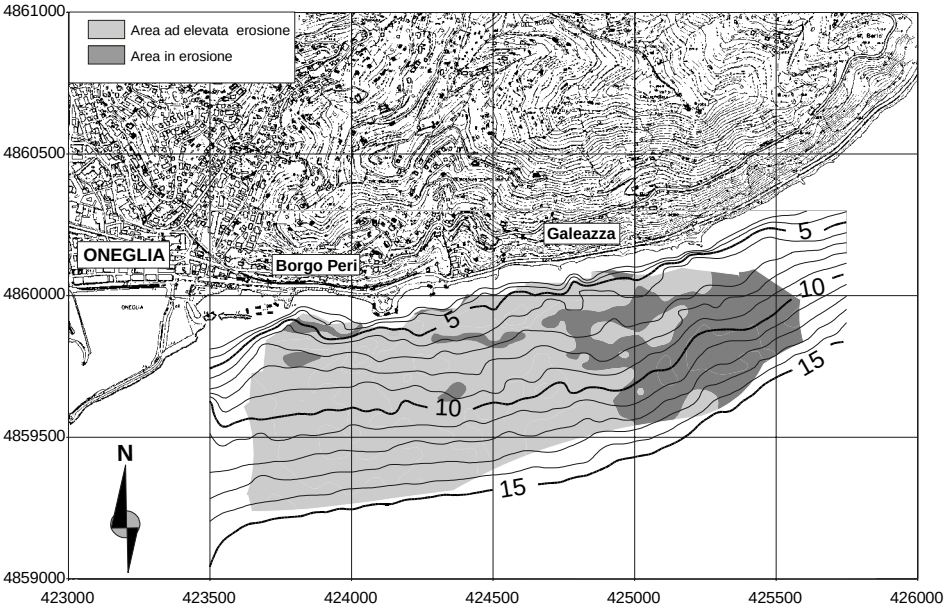


Fig. 3 - confronto tra i rilievi batimetrica effettuati nel 1885 e nel 1999.

Il tasso di erosione si mitiga solo nei fondali antistanti lo scoglio della Galeazza, ma non nei primi metri di fondale, dove la riflessione del moto ondoso su una spiaggia ormai esigua e ripida produce allontanamento dei sedimenti, soprattutto di quelli più fini, verso il largo.

3. SITUAZIONE ATTUALE

Le indagini confermano la presenza in tutta l'area di un generale trend erosivo: in funzione della morfologia della costa è possibile suddividere la spiaggia emersa in tre settori distinti.

Il primo tratto, corrispondente a Borgo Peri, anche grazie agli interventi realizzati dall'amministrazione comunale, riesce a conservare una spiaggia ampia pochi metri e costituita da ciottoli, che comunque è interessata da diffusi fenomeni erosivi. Solo nell'area a ponente della discarica protetta da un pennello centrale alla falcatura, e oggetto a cospicui e recenti versamenti di materiale (1999 – 2000), resisi disponibili per lavori stradali e per risistemazioni d'alveo, si sono raggiunte posizioni della battigia prossima a

quelle del 1970, che hanno segnato la massima progradazione della spiaggia nel periodo successivo all'innesco degli squilibri sedimentari.

Il secondo tratto, posto a levante della ex discarica, è quello che risulta decisamente più compromesso; esso è caratterizzato da piccole spiagge relitte le cui dimensioni non permettono neppure la formazione delle morfologie tipiche delle spiagge (berma ordinaria, berma di tempesta) (Carobene & Brambati, 1975).

Infine il terzo settore, situato a ponente dello scoglio della Galeazza, grazie alla particolare conformazione morfologica per la presenza di costole rocciose che costituiscono delle vere e proprie difese trasversali naturali, pur risultando in condizioni precarie continua a conservare piccoli lembi di spiaggia di modesta ampiezza.

Le indagini morfologiche e tessiturali condotte nei tre settori, secondo le metodologie proposte da Cailleux & Tricart (1959) e Carobene & Brambati (1975), evidenziano la presenza di una intensa deriva litoranea rivolta verso est determinata dalle ondazioni di Libeccio.

L'indagine batimetrica ha rilevato fondali con una debole pendenza entro la batimetria di 8 metri, mentre da 10 m la profondità cresce velocemente: tale situazione ci ha portato a formulare l'ipotesi che il substrato dei depositi di spiaggia sia costituito da una piattaforma di abrasione che ha eroso alla base le pendici di Capo Berta, costituite da Flysh tettonizzati.

Il confronto tra le indagini batimetriche eseguite dall'Università di Genova nel 1999 e 2000 (Fig. 5) evidenziano a tutt'oggi una diffusa tendenza all'erosione dei fondali, pur con la presenza di zone più stabili specie nell'area di ponente. Una localizzata tendenza all'accumulo potrebbe essere messa in relazione con i ripascimenti, in atto al momento delle indagini, sulla spiaggia immediatamente a levante di Borgo Peri.

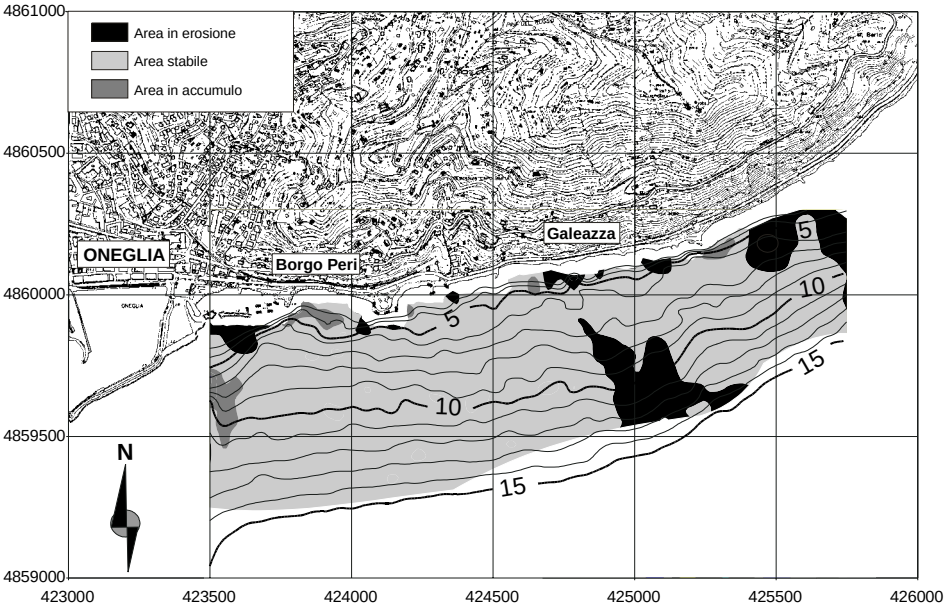


Fig. 5 - Confronto tra i rilievi batimetrici effettuati nel 1999 e nel 2000.

La carta relativa alla distribuzione dei sedimenti della spiaggia sottomarina (Folk & Ward 1957; Folk, 1961), mostra per buona parte depositi sabbiosi. Essa evidenzia altresì la presenza sottocosta, specie in coincidenza con il secondo settore, di depositi di sabbia ghiaiosa, che indicano presumibilmente aree interessate da "rip currents" che allontanano le frazioni fini di sedimento, mantenuto in sospensione principalmente dall'azione di riflessione del moto ondoso esercitata dalla scogliera della colmata (Fig. 6).

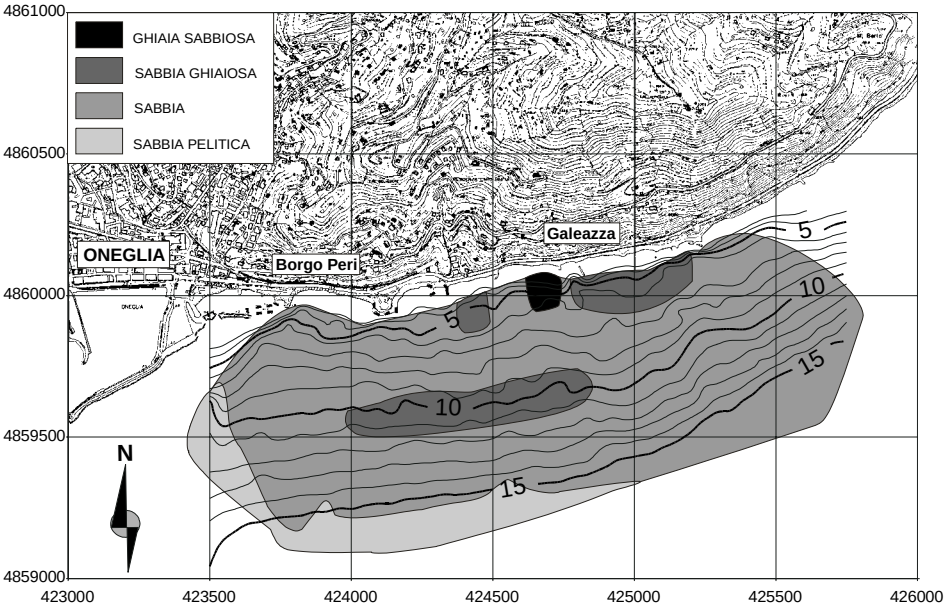


Fig. 6 - Distribuzione dei sedimenti nella spiaggia sottomarina.

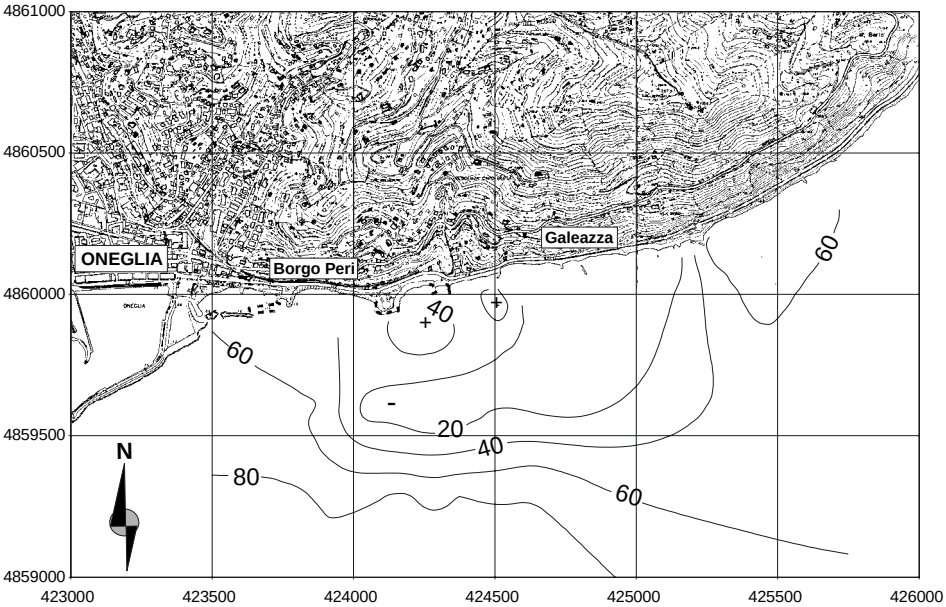


Fig. 7 - Distribuzione percentuale della frazione granulometrica 63 μm.

Le carte di distribuzione delle classi modali mettono in evidenza le direttrici del trasporto dei sedimenti, con alcune complicanze per lo più dovute all'elevata densità di opere a mare. L'andamento delle curve di distribuzione registra anche l'immissione dei nuovi sedimenti versati sulla spiaggia emersa che hanno costituito markers per definire gli assi di transito delle varie frazioni granulometriche.

La carta di distribuzione della Mediana evidenzia, in accordo con la carta tessiturale, un'area centrale più grossolana ricollegabile alla presenza di praterie di *Posidonia oceanica*. Nella parte più sottocosta quest'area è da mettere in relazione agli effetti della riflessione del moto ondoso.

La carta di distribuzione della frazione granulometrica di 63 μm (Fig. 7) mostra come i sedimenti più fini in sospensione e talvolta allontanati dalle "rip-currents" siano deflessi verso ponente, mentre le frazioni più grossolane, 125 μm e 250 μm, (Fig. 8) subiscano un trasporto verso levante, in accordo con il drift.

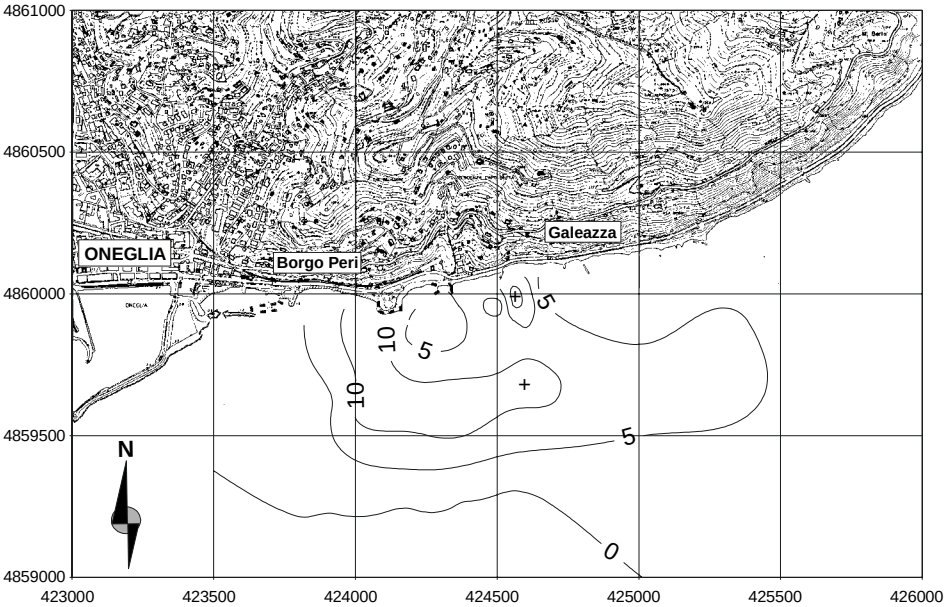


Fig. 8 - Distribuzione percentuale della frazione granulometrica 250 μm.

4. CONCLUSIONI

Il litorale di Oneglia a partire dall'800 è stato interessato da una profonda crisi erosiva tuttora in atto. Questa situazione è principalmente imputabile ai profondi interventi effettuati sulla costa (costruzione del porto e stabilizzazione della falesia) che hanno modificato la dinamica sedimentaria riducendo drasticamente tutti gli apporti derivanti dal Torrente Impero e dai dissesti della falesia ad opera del moto ondoso Lo studio dell'area ha confermato i processi erosivi, che i numerosi interventi di recupero sono riusciti solo parzialmente e temporaneamente a contrastare. Il trend erosivo risulta particolarmente intenso nel settore centrale, dove la costa risulta ormai praticamente priva di spiaggia.

L'indagine morfologica e tessiturale permette di formulare un possibile quadro dinamico – sedimentario dell'area:

- gli apporti sedimentari naturali risultano estremamente limitati e dipendenti da contributi provenienti da ponente, in accordo con il drift litoraneo;
- la presenza delle opere di difesa contrasta solo parzialmente i processi erosivi ed in alcuni casi concorre alla formazione di correnti trasversali che allontanano il sedimento disperdendolo verso il largo;
- la morfologia della costa e del fondale favorisce la formazione di "rip currents" che sono particolarmente attive nel settore centrale;
- il budget sedimentario risulta in forte deficit su tutta l'area, anche a causa del drift litoraneo costantemente rivolto verso levante.

BIBLIOGRAFIA

Cailleux A. & Tricart J. 1959. Initiation à l'étude des sables et des galetes. Centre de documentation Universitaire, Paris, 369 pp.

Carobene L. & Brambati A. 1975. Metodo per l'analisi morfologica quantitativa delle spiagge. *Boll. Soc. Geo. It*., 94: 479-493.

Corradi N., Cortemiglia G.C., Fanucci F., Fierro G., Firpo M. & Piccazzo M. 1989. Atlante delle Spiagge Italiane, Foglio 103 Imperia. CNR, Tip. Selca.

Delfth Hydraulics. 1990. Ampliamento del porto di Imperia: Regime e Penetrazione del Moto Ondoso, Risposta delle navi all'ormeggio ed Impatto Morfologico. Vol. I – II. Servizio Provinciale del Genio Civile di Imperia Regione Liguria.

Folk R.L. 1961. Rewiew of grain size parameters. Sedimentology. Department of Geology University of Texas, Austin.

Folk R.L. & Ward W. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Jour. Sed. Petr*. 27: 3-26.

Giammarino S., Giglia G., Capponi G., Crespini L. & Piazza M. 2002. Carta Geologica della Liguria scala 1:200.000. Fondazione Ca.Ri.Ge., Tip. Litografia Artistica Cartografica.

Istituto Idrografico della Marina. 1885. inedito. Grafici di scandagliamento storici. Archivio Storico Istituto Idrografico della Marina. Genova.

Regione Liguria. 1998 – Progetto SANGRIA: Evoluzione della linea di costa da S. Lorenzo al Mare a Capo Cervo.

Studio Volta. 1968. Progetto Piano Regolatore delle spiagge a ponente del porto. Città di Imperia.

Vanossi M. (a cura di). 1986. Geologia delle Alpi liguri. *Mem. Soc. Geol. It*., v. 28, 598 pp., 195 fig., 15 tav.

Ricevuto 16 gennaio 2003; revisionato 15 febbraio 2003; accettato 5 maggio 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 59-66, luglio 2003

TASSI RESPIRATORI MICROBICI NELLA ZONA AFOTICA DEL MAR IONIO

Maurizio AZZARO, Giovanna MAIMONE, Rosabruna LA FERLA

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (CNR)
Sezione Istituto Sperimentale Talassografico di Messina

ABSTRACT

Microbial respiration in the aphotic zone of the Ionian Sea.

Rates of oxygen consumption in the aphotic zone collected during the expeditons SINAPSI III in the Ionian Sea are presented and discussed in the context of the Eastern Mediterranean Transient (EMT). The deep-water respiratory rates are accelerated than the rates found in literature. The rates are unlikely to be sustained by the supply of carbon associated with the sinking particles alone, and seem to suggest a mayor role for dissolved organic matter in fuelling oxygen consumption.

The data are utilized to compute a sequestration rate of 0.0219 g C m^{-2} h^{-1} in the deep-sea of Ionia Sea.

RIASSUNTO

I tassi di consumo di ossigeno determinati nella zona afotica del Mar Ionio durante la campagna oceanografica SINAPSI III sono presentati e discussi in relazione al Transiente del Mediterraneo Orientale (EMT). I tassi respiratori calcolati sono risultati accelerati rispetto ai precedenti dati bibliografici. Il carbonio organico particellato che affonda dalla zona eufotica non è sufficiente a sostenere i tassi respiratori determinati in questo studio, suggerendo un maggior ruolo del carbonio organico disciolto nell'alimentare il biota marino profondo.

I dati sono stati utilizzati per calcolare un tasso di sequestro nelle acque profonde del Mar Ionio di 0,0219 g C h^{-1} m^{-2}.

1. INTRODUZIONE

Le conoscenze odierne sui processi produttivi nella zona fotica sono esaustive se comparate con gli studi del destino della materia organica che affonda verso la zona afotica (Sundquist, 1985; Martin *et al.,* 1987). Infatti solo negli ultimi vent'anni l'attenzione degli oceanografi è stata rivolta allo studio del *fall-out* e dell'ossidazione della materia organica dagli strati superficiali a quelli profondi che ha aperto un acceso dibattito concernente l'origine e la caratterizzazione del combustibile organico che alimenta

la respirazione microbica (Suzuki *et al.*, 1985; Cho & Azam, 1988; Karl *et al.*, 1988; Christensen *et al.*, 1989; Naqvi & Shailaja, 1993). Gli studi sulle trappole di sedimentazione non si sono rivelati esaurienti (Betzer *et al.,* 1984; Toggweiler & Sarmiento, 1985; Martin *et al.,* 1987; Tsunogai & Noriki, 1987), perché prendono in considerazione solo la frazione particellata della materia dimenticando la frazione disciolta, che dopo l'humus sedimentario è la più importante riserva di carbonio organico nell'idrosfera (Sugimura & Suzuki, 1988; Williams & Carlucci). Lo studio dei tassi respiratori microbici permette invece una stima del materiale organico particellato e disciolto che viene ossidato, fornendo un quadro totale del flusso di energia che attraversa il comparto microbico (Packard *et al.,* 1988; Christensen *et al.,* 1989; Lefèvre *et al.,* 1996; La Ferla & Azzaro, 2001).

Nell'ultima decade la "classica" circolazione termoalina del Mediterraneo Orientale è stata profondamente modificata dalla fuoriuscita di acque Egee (Roether *et al.,* 1996; Klein *et al.,* 1999; Lascaratos *et al.,* 1999). A causa di questo evento, denominato Transiente del Mediterraneo Orientale (EMT), circa il 20 % delle acque al di sotto dei 1200 metri sono state rimpiazzate da acque di origine Egea e l'Adriatico Meridionale è stato rivaleggiato dal Mar Egeo nel ruolo di fonte primaria di acque profonde del bacino Orientale. Le "giovani" acque fuoriuscite dall'Egeo, con un più alto tenore di O_2 ed un più basso contenuto di nutrienti, hanno convogliato il proprio carico organico preformato nel Mar Ionio (Seritti *et al.,* in stampa) con implicazioni sull'assetto biogeochimico dell'intero bacino (Azzaro *et al.,* 2002; Civitarese & Gacic, 2001; Klein *et al.,* in stampa; La Ferla & Azzaro, in stampa).

In questo studio viene presentata la distribuzione verticale dei tassi respiratori del microplancton misurati durante una campagna oceanografica nel bacino dello Ionio, quando gli effetti dell'EMT erano già presenti nell'area.

2. MATERIALI E METODI

Durante la campagna oceanografica SINAPSI III (dicembre-gennaio 1998-99) diverse stazioni del Mar Ionio sono state campionate per determinare l'attività respiratoria del microplancton (Fig. 1). I tassi respiratori sono stati stimati per mezzo di un saggio che misura l'attività del sistema di trasporto degli elettroni (ETS). Complessivamente 82 campioni d'acqua, prelevati da 100 m al fondo, sono stati raccolti usando due campionatori a 24 posti (Rosette General Oceanics; Rosette Carousel SBE), dotati di bottigli Niskin da 10 litri. Ambedue i campionatori erano interfacciati ad un CTD SBE 911.

I campioni d'acqua (20 litri), previa prefiltrazione su retino da 250 µm, sono stati concentrati (< 1/3 atm) su membrana di fibra di vetro GF/F Whatmann e immediatamente i filtri sono stati conservati in azoto liquido fino alle analisi in laboratorio (< 45 giorni), al fine di prevenire la degradazione enzimatica (Ahmed *et al.,* 1976).

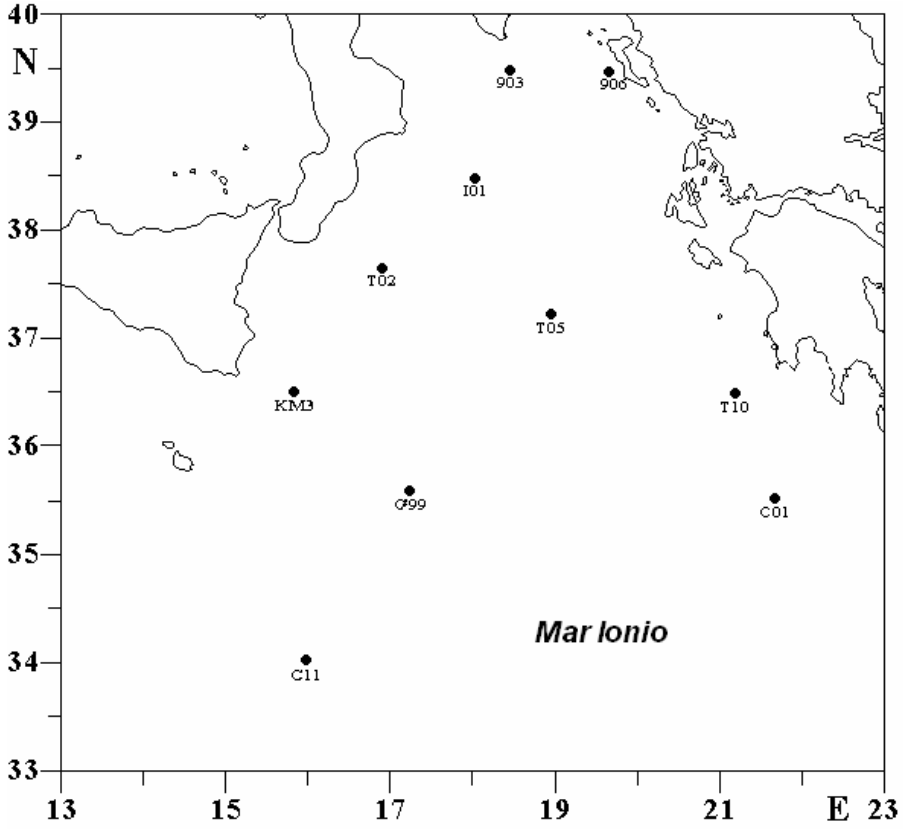


Fig. 1 - Area di studio e ubicazione delle stazioni di prelievo (●).

Il saggio ETS usato per le analisi in laboratorio, basato sulla tecnica di riduzione del tetrazolio, è estensivamente descritto in bibliografia (Packard, 1971; Packard & Williams, 1981; Azzaro *et al.,* 1998).

I valori di ETS sono stati corretti per i cambiamenti di attività causati dalla differenza tra la temperatura in situ e la temperatura alla quale è stata effettuata l'analisi, mediante l'equazione di Arrhenius. Per la conversione dell'attività ETS, determinata nella zona afotica, nei reali tassi di produzione di CO_2 metabolica, è stata usata la procedura descritta da Packard *et al.* (1988).

3. RISULTATI E DISCUSSIONI

L'andamento medio dell'attività ETS con le relative deviazioni standard lungo la colonna d'acqua è rappresentato in Figura 2a. In generale i valori più alti di attività sono stati registrati nello strato compreso tra i 100 m (0,7 µl O_2 l^{-1} h^{-1}) ed i 200 m (0,48 µl O_2 l^{-1} h^{-1}) in corrispondenza della zona disfotica-afotica. Con l'aumentare della profondità l'attività decresce con l'eccezione di un picco di attività determinato a 500 m in corrispondenza delle acque intermedie ed un lieve incremento al fondo in corrispondenza delle acque di origine Egea. Le più alte deviazioni standard sono state registrate nelle due quote sub-superficiali 100 e 200 m, mentre al disotto i valori erano più contenuti.

In Figura 2b è rappresentato il profilo teorico dei tassi di remineralizzazione

derivato dalla seguente funzione potenza (Packard *et al.*,1988):

$$\mathbf{R(i) = a\ z^{b}} \qquad \mathbf{(1)}$$

dove:

R(i) = produzione di CO_2 metabolica ($\mu g\ C\ l^{-1}\ h^{-1}$);

z = la profondità al di sotto della superficie in metri;

a e b = coefficiente ed esponente per la profondità.

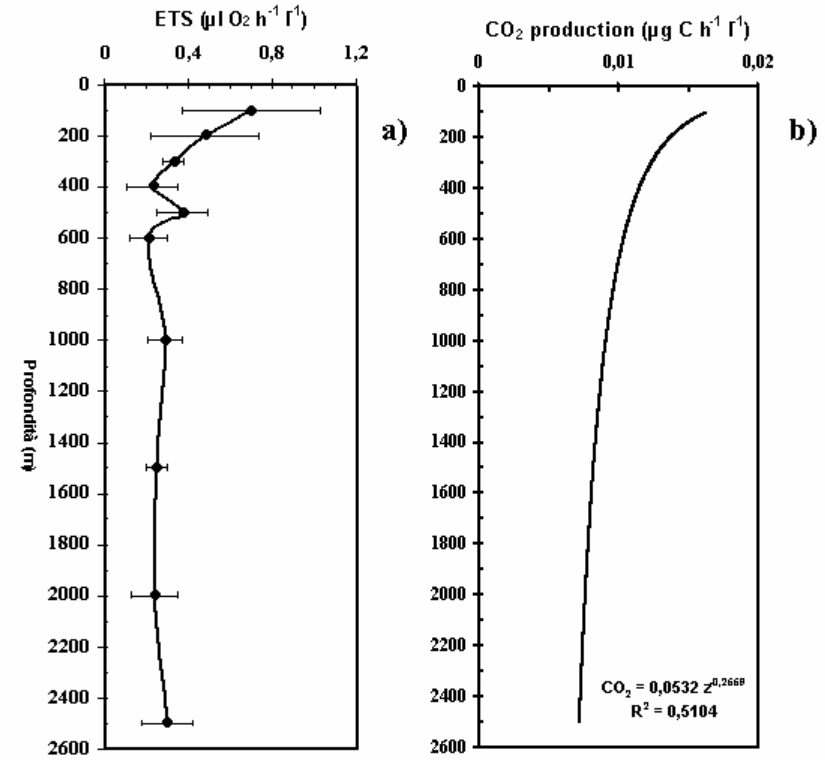


Fig. 2 - Distribuzione dei tassi respiratori con relative deviazioni standard (a) e profilo teorico dei tassi di remineralizzazione del carbonio (b) lungo la colonna d'acqua.

Utilizzando la funzione potenza ricavata (Fig. 2b) è stato possibile calcolare i tassi di remineralizzazione del carbonio integrati lungo la colonna d'acqua mediante la seguente equazione:

$$\mathbf{\int Rdz = a\ [\ Z_2^{(b+1)} - Z_1^{(b+1)}\ ] / (b+1)} \qquad \mathbf{(2)}$$

dove:

$\int$ Rdz = tasso di produzione di CO_2 integrato con la profondità;

a e b = coefficiente ed esponente ricavati dalla (1);

Z_1 e Z_2 = intervallo di profondità considerato.

Mediante l'equazione (2) è stato calcolato un tasso di produzione di anidride carbonica metabolica di 0,0219 g C m^{-2} h^{-1} nell'intervallo di profondità compreso tra 100 e 2500 m. Questo dato è rappresentativo dei tassi di sequestro di CO_2 nel Mar Ionio

dopo l'avvento dell'EMT. Il medesimo risultato è stato ottenuto integrando i dati con il metodo trapezoidale (0,0222 g C m^{-2} h^{-1}) e ciò rafforza la validità della funzione potenza calcolata in questo studio per rappresentare i dati di respirazione lungo la verticale.

Stime precedenti di tassi respiratori nel Mar Ionio effettuate mediante il saggio ETS, riportate da La Ferla & Azzaro (2001) per una singola stazione di prelievo (Geo-95, 35°34'88'' N, 17°14'99''E) campionata nel 1995 (0,0039 g C m^{-2} h^{-1}), risultano essere 5,5 volte minori rispetto a quelle determinate in questo studio. Tale differenza è ancor più evidente se si considerano le stime di remineralizzazione (0,0018 g C m^{-2} h^{-1}) eseguite da Roether & Well (2001), mediante un modello cinematico bi-dimensionale, utilizzando dati di ossigeno raccolti nell'intero Mediterraneo Orientale (METEOR M5/6, anno 1987). La differenza tra i tassi registrati nel 1995 e quelli precedenti può essere imputata ai due diversi approcci utilizzati (Packard *et al.*, 1988), ma di certo le due stime del 1995 e del 1987 sono rappresentative dei tassi di remineralizzazione nella zona afotica del Mediterraneo Orientale, prima dell'avvento del Transiente. Infatti all'epoca del campionamento della stazione Geo-95 gli effetti dell'EMT non erano ancora presenti nell'area esaminata.

Al fine di stimare indirettamente la fonte del carbonio respirato dal micro-plancton lungo la colonna d'acqua, è stato fatto un confronto tra il tasso di remineralizzazione determinato mediante il saggio ETS e quello stimato mediante le trappole di sedimentazione (0,0002 g C m^{-2} h^{-1}) poste in un sito del Mar Ionio (Boldrin *et al.,* 2002). Dal confronto emerge che solo l'1% del carbonio respirato dal microplancton proviene dalla sedimentazione biogenica dagli strati superiori. Tale evidenza conferma quanto già messo in luce da Lefèvre *et al.* (1996) per il Mediterraneo Nord Occidentale e da La Ferla & Azzaro (2001) per il Canale di Otranto che eleggono il carbonio organico disciolto come fonte primaria per il metabolismo profondo, minimizzando il contributo della frazione particellata a meno del 20 % e meno del 40% rispettivamente nelle due aree.

4. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti durante la campagna SINAPSI III hanno evidenziato un aumento rimarchevole dei tassi respiratori nelle acque profonde del Mar Ionio, che si è rivelato un sito di ossidazione della sostanza organica.

Inoltre è stato dimostrato che la sostanza organica particellata che affonda dagli strati superficiali non è sufficiente a soddisfare le esigenze respiratorie del biota marino profondo nell'area esaminata.

La migliore efficienza di sequestro del carbonio registrata in questo studio è imputabile al DOC preformato, intrappolato nelle acque profonde di origine Egea, che funge da principale combustibile organico per la respirazione.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stato condotta nell'ambito del Progetto multidisciplinare SINAPSI.

BIBLIOGRAFIA

Ahmed S.I., Kenne R.A. & King F.D. 1976. Preservation of enzymatic activity in marine plankton by low-temperature freezing, *Marine Chemistry*, 4: 133-139.

Azzaro M., Chiodo G. & Crisafi E. 1998. Utilizzo del saggio ETSa per lo studio dei tassi respiratori del microplancton nella zona afotica. In: Proceedings XII° Congress A.I.O.L. (Piccazzo M. Ed.), Genova, Vol. II: 323-329.

Azzaro M., La Ferla R. & Ribera d'Alcalà M. 2002. Accelerati tassi di sequestro d'anidride carbonica nelle acque profonde del Mediterraneo Orientale e implicazioni biogeochimiche causati dal "Transiente". Mediterraneo e Italia nel cambiamento globale: un ponte fra scienza e società, I Conferenza Nazionale International Geosphere-Biosphere Programme, 14-16 novembre 2002, Paestum (Salerno), Abstract Book.

Betzer P.R., Showers W.J., Laws E.A., Winn C.D., DiTullio G.R. & Kroopnick P.M. 1984. Primary productivity and particle fluxes on a transect of the equator at 153° W in the Pacific Ocean. *Deep-Sea Research*, 31: 1-11.

Boldrin A., Miserocchi S., Rabitti S., Turchetto M.M., Balboni V. & Socal G. 2002. Particulate matter in the Southern Adriatic and Ionian Sea: characterisation and downward fluxes. *Journal of Marine Systems*, 33-34: 389-410.

Cho B.C. & Azam F. 1988. Mayor role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature*, 332: 441-443.

Christensen J.P., Packard T.T., Dortch F.Q., Minas H.J., Gascard J.C., Richez C. & Garfield P.C. 1989. Carbon oxidation in the deep Mediterranean Sea: evidence for dissolved organic carbon source. *Global Biogeochem. Cycles*, 3: 315-335.

Civitarese G. & Gacic M. 2001. Had the Eastern Mediterranean Transient and impact on the new production in the Southern Adriatic?, *Geophysical Research Letters*, 28(8): 1627-1630.

Karl D.M., Knauer G.A. & Martin J.H. 1988. Downward flux of particulate organic matter in the ocean: a particle decomposition paradox. *Nature*, 332: 438-441.

Klein B., Roether W., Manca B.B., Bregant D., Beitzel V., Kovacevic V. & Lucchetta A. 1999. The large deep water transient in the Eastern Mediterranean. *Deep-Sea Research*, Part I, 46: 371-414.

Klein B., Kress N., Roether W., Manca B.B., Souvermezoglou E., Theocharis A., Ribera d'Alcala M., Civitarese G., Luchetta A & Avril B. In stampa. Accelerated oxygen consumption in the Eastern Mediterranean deep waters following the recent changes in thermohaline. JGR special issue, in stampa.

La Ferla R. & Azzaro M. 2001. Microbial respiration in the Levantine Sea: evolution of the oxidative processes in relation to the main Mediterranean water masses. *Deep-Sea Research* Part I, 48: 2147-2159.

La Ferla R. & Azzaro M. 2003. Metabolic CO_2 production in the Mediterranean Sea: a study basin for estimating carbon budget in the sea. *Scientia Marina*, speciale volume EMBS36 meeting, II volume (in stampa).

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.

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.

Lefèvre D., Denis M., Lambert C.E. & Miquel J.C. 1996. Is DOC the main source of organic matter remineralization in the ocean water column? *Journal of Marine Systems*, 7: 281-291.

Martin J.H., Knauer D.M., Karl D.M. & Broenkow W.W. 1987. Vertex: carbon cycling in the northeast Pacific. *Deep-Sea Research*, 34: 267-285.

Naqvui S.W.A. & Shailaja M.S. 1993. Activity of the respiratory electron transport system and respiratory tates within the oxygen minimum layer of the Arabian Sea. *Deep-Sea Research*, 40: 687-695 Packard T.T. 1971. The measurement of respiratory electron transport activity in marine phytoplankton. *Journal of Marine Research,* 29: 235-244

Packard T.T., Denis M., Rodier M. & Garfield P. 1988. Deep-ocean metabolic CO2 production: calculations from ETS activity. *Deep-Sea Research*, 35: 371-382.

Packard T.T. & Williams PJLeB. 1981. Rates of respiratory oxygen consumption and electron transport system in surface sea water from the Northwest Atlantic. *Oceanologica Acta,* 4: 351-358.

Roether W., Manca B.B., Klein B., Bregant D., Georgopoulos D., Beitzel V., Kovacevic V. & Luchetta A. 1996. Recent changes in the Eastern Mediterranean deep water, *Science*, 271: 333-335.

Roether W. & Well R. 2001. Oxygen consumption in the Eastern Mediterranean, *Deep-Sea Research Part I*, 48: 1535-1551.

Seritti A., Nannicini L., Murru E., Santinelli C. & Manca B.B. Relationships between hydrological properties and dissolved organic carbon (DOC) in the Ionian Sea, *JGR*, special issue, in stampa.

Sugimura Y. & Suzuki Y. 1988. A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of non-vplatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. *Mar. Chem.,* 24: 105-131.

Sundquist E.T. 1985. Geological perspectives on carbon dioxide and the carbon cycle, in The Carbon Cycle and Atmospheric CO_2: Natural Variations Archean to Present, *Geophys. Monogr. Ser.,* vol. 32, (Sundquist E.T. & Broecker W.S Eds.), AGU, Washington, D.C.: 5-59.

Suzuki Y., Sugimura Y. & Itoh T. 1985. A catalytic oxidation method for the determination of total nitrogen dissolved in seawater. *Marine Chemistry*, 16: 83-97.

Toggweiler J.R. & Sarmiento J.L. 1985. Glacial to interglacial changes in atmospheric carbon dioxide: The critical role of ocean surface water in high latitudes in The Carbon Cycle and Atmospheric CO_2: Natural Variations Archean to Present,

Geophys. Monogr. Ser., vol. 32, (Sundquist E.T. & Broecker W.S Eds.), AGU, Washington, D.C.: 163-184.

Tsunogai S. & Noriki S. 1987. Organic matter fluxes and the sites of oxygen consumption in deep water. *Deep-Sea Research*, 34: 755-767.

Williams P.M. & Carluci A.F. 1976. Bacterila utilization of organic matter in the deep sea. *Nature*, 262: 810-811.

Zaccone R., Ponticelli L.S., Seritti A., Santinelli C., Azzaro M., Boldrin A., La Ferla R. & Ribera d'Alcalà M. 2003. Bacterial processes in the intermediate and deep layers of the Ionian Sea in winter 1999: vertical profiles and their relationship to the different water masses. *Journal of Geophysical Research* (in stampa).

Ricevuto 7 gennaio 2003; revisionato 17 aprile 2003; accettato 15 maggio 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 67-77, luglio 2003

STIME DI ABBONDANZA ED ATTIVITÀ MICROBICHE IN UN'AREA OLIGOTROFICA DEL MAR IONIO: STUDIO STAGIONALE

Gabriella CARUSO, Maurizio AZZARO, Renata ZACCONE, Monique MANCUSO, Marcella LEONARDI

Istituto Sperimentale Talassografico
Sezione di Messina dell' Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC) - CNR

ABSTRACT

Estimates of microbial abundance and activity in an oligotrophic area of the Ionian Sea: a seasonal study.

In 1999-2001 a seasonal study was performed in the Ionian basin in order to improve knowledge on microbial standing stock and activities. The area investigated was a coastal-offshore transect, with depths ranging from 200 to 3500m at its extremities. Leucine aminopeptidase (range: 0-111.31 nM/h) and respiratory (range: 0.0002-0.556 µgC/l/h) activities recorded showed a better efficiency of protein hydrolysis and oxidative processes in summer, while in autumn β-glucosidase activity over polysaccharides prevailed, with values ranging between 0 and 25.30 nM/h. Densities in viable heterotrophic bacteria and total picoplankton ranged from 0-8.8x10^2, in winter, to 0-1.76x10^4 CFU/ml, in autumn, and from 1.0x10^4-2.33x10^5, in winter, to 1.29x10^4-1.75x10^5 cells/ml, in autumn, respectively; a peak of 2.09x10^4CFU/ml was recorded for heterotrophic bacteria in summer. Changes in microbial activities were often uncoupled with those in cell abundances.

RIASSUNTO

Uno studio stagionale è stato condotto nel 1999-2001 nel bacino dello Ionio per approfondire le conoscenze sulla biomassa ed attività microbiche. L'area oggetto di esame era un transetto costa-largo, con profondità variabili da 200 a 3500m alle sue estremità. I valori di attività leucin aminopeptidasica (range: 0-111.31 nM/h) e respiratoria (range: 0.0002-0.556 µgC/l/h) registrati mostravano una migliore efficienza dei processi di idrolisi proteica ed ossidazione in estate, mentre in autunno prevaleva l'attività β-glucosidasica sui polisaccaridi, con valori variabili fra 0 e 25.30 nM/h. Le densità di batteri eterotrofi vitali e picoplancton totale variavano fra 0-8.8x10^2, in inverno, e 0-1.76x10^4 CFU/ml, in autunno, e fra 1.0x10^4-2.33x10^5, in inverno, e 1.29x10^4-1.75x10^5 cellule/ml, in autunno, rispettivamente; un picco di 2.09x10^4CFU/ml è stato registrato per i batteri eterotrofi in estate. Le variazioni nelle attività microbiche erano spesso non coincidenti con quelle nelle densità cellulari.

1. INTRODUZIONE

E' stato da tempo riconosciuto che la comunità microbica riveste un significato ecologico rilevante in ambienti marini oligotrofici, nei quali costituisce il principale componente della biomassa planctonica totale intervenendo attivamente nell'utilizzo e riciclo della materia organica (Cho & Azam, 1988; Fuhrman, 1992). Nonostante ciò, fino ad oggi solo poche recenti indagini, svolte nell'ambito del programma SINAPSI-MIUR, hanno affrontato lo studio di alcuni processi di degradazione ed ossidazione microbica coinvolti nei cicli biogeochimici nel mar Mediterraneo, in particolare nel bacino dello Ionio, sede di recenti modifiche idrologiche riferibili all'Eastern Mediterranean Transient (EMT). Per contribuire a colmare il gap delle conoscenze esistenti relative a questi aspetti ed acquisire informazioni sui tassi di riciclo della materia organica in ambienti marini profondi, nell'ambito di una collaborazione con l'Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, è stata condotta con cadenza stagionale un'indagine multidisciplinare in un'area dello Ionio Centro-Occidentale, con l'intento di determinare lungo la colonna d'acqua lo standing stock microbico e le relative attività, valutandone i loro andamenti stagionali in relazione alle principali variabili fisico-chimiche e biologiche.

2. MATERIALI E METODI

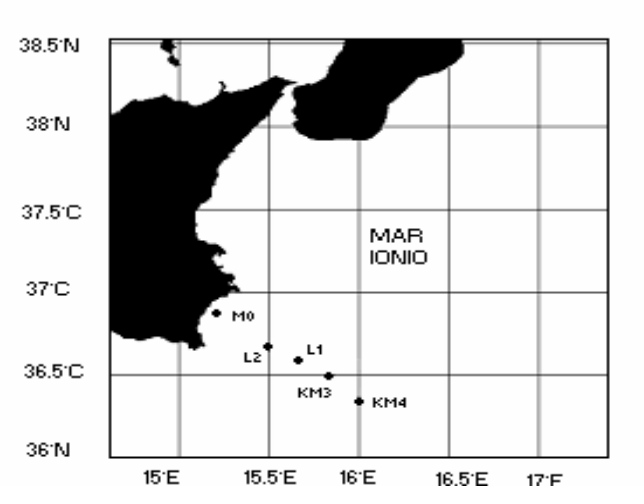


Fig. 1 - Ubicazione delle stazioni di prelievo.

Nel corso di tre campagne oceanografiche (Dicembre 1999, Ottobre 2000 e Luglio 2001) condotte con la N/O Urania in un'area marina prospiciente Capo Passero (Sicilia Sud-Occidentale), in corrispondenza di 5 stazioni dislocate lungo un transetto costa-largo (Fig. 1) sono stati effettuati prelievi lungo la colonna d'acqua a quote fisse (5, 25, 50, 75, 100, 200, 400, 700, 1000, 1500, 2000, 2500, 3000, 3500 m) in accordo alla batimetria dell'area. Sui campioni prelevati sono state effettuate misure di attività extracellulare enzimatica potenziale mediante uso di substrati fluorogenici specifici (Hoppe, 1983), relativamente a due enzimi che riconoscono come substrato di attacco peptidi e mucopolisaccaridi, rispettivamente la leucin aminopeptidasi (LAP), e β-glucosidasi (β-Glu). I tassi di attività respiratoria sono stati determinati mediante saggio dell'attività della catena di trasporto degli elettroni (ETS) (Packard, 1971). In parallelo sono stati condotti conteggi in epifluorescenza del picoplancton totale e fototrofo (Porter & Feig, 1980), e della frazione in batteri eterotrofi vitali mediante semina su piastre di Marine agar. Il contenuto in carbonio organico particellato (POC) è stato valutato mediante CHN analyser secondo Iseki *et al*. (1987).

3. RISULTATI

3.1. Parametri ambientali

Nell'area in esame i valori di temperatura *in situ* registrati nella zona fotica oscillavano fra 14.45 e 17.58°C in inverno, fra 14.65 e 24.81°C in estate, e fra 14.25 e 24.89°C in autunno. Variazioni stagionali più modeste si registravano nella zona afotica, dove i valori termici variavano in un range di 13.29-14.40°C in inverno, di 13.69-14.65°C in estate e di 13.66-14.34°C in autunno. I profili termici (non riportati in figura) mostravano una tipica condizione di omotermia invernale con una struttura omogenea della colonna d'acqua, e una stratificazione con un termoclino evidente fra 25 e 50 m nel periodo estivo-autunnale. Analogamente alla temperatura, i valori di salinità presentavano oscillazioni stagionali maggiormente evidenti nello strato al di sopra dei 100m di profondità, nel quale venivano misurati valori compresi fra 38.38 e 38.78, 38.27 e 38.79, 38.16 e 38.87 in inverno, estate ed autunno; al di sotto di tale profondità si rilevava un andamento pressocchè omogeneo dei valori (38.68-38.81, 38.71-38.86, 38.70-38.81 nelle tre stagioni) (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori minimi, massimi e medi, con relativa deviazione standard (s.d.), di temperatura (T) e salinità (S) registrati nelle zone fotica ed afotica durante le tre campagne.

	Parametro	Prof.	n	media	s.d.	min-max
INVERNO	T	0<z<100m	15	16.27	1.17	14.45-17.58
	(°C)	z>100m	19	13.60	0.31	13.29-14.40
	S	0<z<100m	15	38.60	0.12	38.38-38.78
		z>100m	19	38.73	0.04	38.68-38.81
ESTATE	T	0<z<100m	27	17.90	3.54	14.65-24.81
	(°C)	z>100m	27	13.89	0.26	13.69-14.65
	S	0<z<100m	27	38.55	0.13	38.27-38.79
		z>100m	27	38.76	0.04	38.71-38.86
AUTUNNO	T	0<z<100m	25	17.96	3.89	14.25-24.89
	(°C)	z>100m	35	13.83	0.15	13.66-14.34
	S	0<z<100m	25	38.63	0.16	38.16-38.87
		z>100m	35	38.75	0.03	38.70-38.81

Tab. 2 - Valori minimi, massimi e medi, con relativa deviazione standard (s.d.), di carbonio organico particellato (POC), in µgC/l, misurati nelle zone fotica ed afotica nel corso dello studio.

	Prof.	n	media	s.d.	min-max
INVERNO	0<z<100m	15	47.70	16.26	31.90-93.33
	z>100m	19	32.48	8.87	15.53-51.65
ESTATE	0<z<100m	27	34.31	11,24	13.53-54.77
	z>100m	27	19.53	12.28	5.20-50.55
AUTUNNO	0<z<100m	25	48.41	12.49	19.73-69.80
	z>100m	35	27.45	9.23	11.93-47.70

3.2. Campagna invernale

In inverno il contenuto in POC presentava valori decrescenti con la profondità, compresi fra 31.90 e 93.33 µgC/l nella zona fotica e fra 15.53 e 51.65 µgC/l nella zona afotica (Tab. 2). In questa stagione sono stati registrati ridotti valori di attività aminopeptidasica, oscillanti fra 0 e 8.31nM/h e fra 0 e 3.83 nM/h nelle zona fotica ed afotica rispettivamente; essi risultano prevalentemente distribuiti secondo un gradiente decrescente dalla superficie verso il fondo e dalla costa verso il largo; fanno eccezione taluni nuclei elevati di attività riscontrati nella stazione pelagica KM3 in superficie, riferibile alla presenza della massa di acque ioniche superficiali, ed alle quote di 700 e 3000 m (Fig. 2), segno di una capacità idrolitica dei microrganismi attiva sulla frazione proteica della materia organica anche ad elevate profondità.

L'attività β-glucosidasica (Fig. 2) ha presentato nello strato fotico valori compresi fra 0.01(Stazione KM3, 75 m) e 1.03 nM/h (Stazione M0, 50 m), concentrandosi in corrispondenza della stazione costiera M0; valori più ridotti (range 0.02-0.85 nM/h) sono stati osservati nello strato afotico. Tale riscontro testimonia la presenza di una flora microbica dotata di potenzialità degradativa verso composti più refrattari come cellulosa e mucopolisaccaridi.

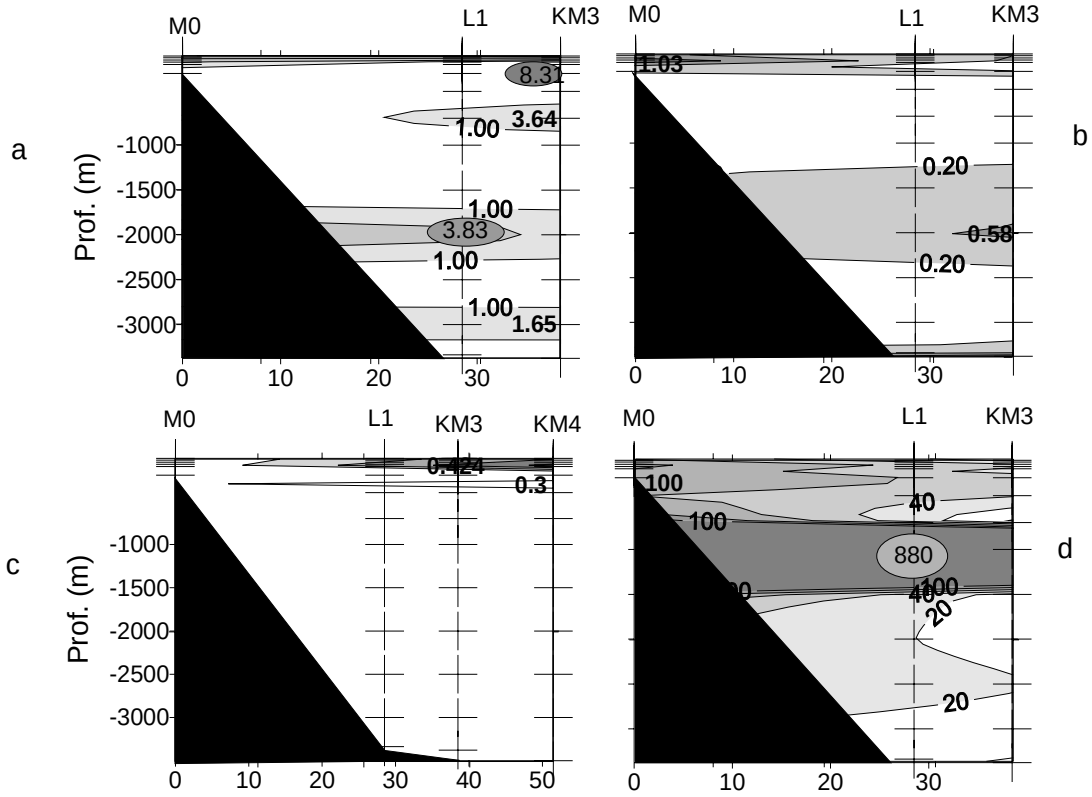


Fig. 2 - Distribuzione in Dicembre 1999 dei valori di attività leucin aminopeptidasica (a), β-glucosidasica (b), respiratoria (c) e di densità in batteri eterotrofi (d).
Valori espressi in nM/h per LAP e β-glu, in µgC/l/h per ETS e in CFU/ml per i batteri eterotrofi.

Le misure di attività respiratoria, espressa in termini di µgC/l/h liberato dall'ossidazione della materia organica, seguono un gradiente crescente verso il largo, e risultano più elevate nello strato fotico (0.038-0.424 µgC/l/h); nella zona afotica i valori dei tassi ossidativi variano fra 0.002 e 0.015 µgC/l/h.

La concentrazione in batteri eterotrofi coltivabili stimata in inverno lungo la colonna d'acqua è apparsa generalmente contenuta, con valori inferiori a $8.8x10^2$ CFU/ml (massimo riscontrato nella Stazione L1 a 1000 m). I batteri eterotrofi appaiono maggiormente localizzati in corrispondenza dei 75 m di profondità e diminuiscono verso il largo (Fig. 2). Quanto alla densità del batterioplancton totale, nel periodo invernale i conteggi diretti hanno presentato i valori minimi, oscillando rispettivamente fra $1.0x10^4$ e $2.33x10^5$ cell/ml per il picoplancton totale e fra $4.38x10^2$ e $9.78x10^3$cell/ml per la frazione autotrofa, pari in media al 5.8% del totale.

Nella stagione invernale i livelli di leucin aminopeptidasi e β-glucosidasi sono risultati direttamente correlati con la temperatura (r=0.476, 0.379, n=34) ed inversamente con la salinità (r=-0.382, -0.439, n=34), suggerendo l'influenza degli apporti terrigeni sui tassi di attività microbica. Correlazioni positive con la temperatura (r=0.538, n=34) ed il carico trofico (r=0.403, n=34) hanno presentato pure i tassi di attività respiratoria.

3.3. Campagna estiva

Durante questa stagione, il contenuto in particellato organico, compreso fra 13.53 e 54.77µgC/l e fra 5.20 e 50.55 µgC/l, nelle zona afotica ed afotica rispettivamente (Tab. 2), è apparso significativamente ridotto in confronto al periodo precedente (ANOVA F=6.88, P<0.05 e 14.74, P<0.01, nelle due zone).

Per la leucin aminopeptidasi è stato registrato un aumento dei livelli di attività enzimatica, che hanno presentato valori variabili fra 0 e 17.91 nM/h nella zona fotica e fra 0 e 111.31 nM/h nella afotica; in quest'ultima si registrano differenze significative con i dati relativi al periodo invernale (F=4.83, P<0.05). Considerando la colonna d'acqua nella sua totalità, l'attività aminopeptidasica ha raggiunto in questo periodo i valori medi più elevati registrati nello studio (3.68±5.17 nM/h, media±s.d.), con un incremento di 2.9 volte rispetto a quelli del precedente periodo. I dati ottenuti hanno messo in evidenza una maggiore concentrazione di tale enzima nello strato superficiale, entro i primi 50 m di profondità, a livello della stazione pelagica L1; un picco molto evidente di aminopeptidasi è stato inoltre osservato nuovamente al largo, nella stazione KM3 in corrispondenza dello strato profondo, a quota 1000m (Fig. 3).

La β-glucosidasi, presente in quantità comprese fra 0.03 e 0.95 nM/h e fra 0 e 2.92 nM/h nelle zone fotica ed afotica, predomina al di sotto del termoclino, in particolare nello strato dei 100m lungo tutto il transetto e a quota 1000-1500m di profondità nelle stazioni di largo (Fig.3). Il valore medio riferito all'intera colonna d'acqua misurato in estate è pressoché invariato rispetto a quello invernale (0.27±0.43 nM/h, media ± s.d.).

Nella stagione estiva l'incremento della temperatura delle acque ha indotto un aumento significativo dei tassi respiratori nella zona fotica (range 0.12-0.556 µgC/l/h), come indicato dal test ANOVA (F=8.927, P<0.01, estate *vs* inverno); sono invece risultati invariati ed uniformemente bassi i valori determinati nella zona afotica, compresi fra 0.0002 e 0.013 µgC/l/h. Il valore medio calcolato per l'intera colonna d'acqua

(0.139±0.167 µgC/l/h, media ± s.d.) è pari al doppio di quello invernale.

In confronto alla stagione invernale, in estate i conteggi microbici sono aumentati significativamente riguardo alla componente in batteri eterotrofi, in particolare nella zona afotica (range 0-2.09x10^4 CFU/ml, F=4.329, P<0.05) rispetto a quella fotica (range 0-1.08x10^4 CFU/ml). Il picoplancton totale ed autotrofo non ha invece presentato sostanziali variazioni rispetto all'inverno, oscillando fra 1.49x10^4-1.33x10^5 e 4.9x10^2-6.43x10^3 cell/ml rispettivamente, con quest'ultima frazione pari al 4.75% del totale.

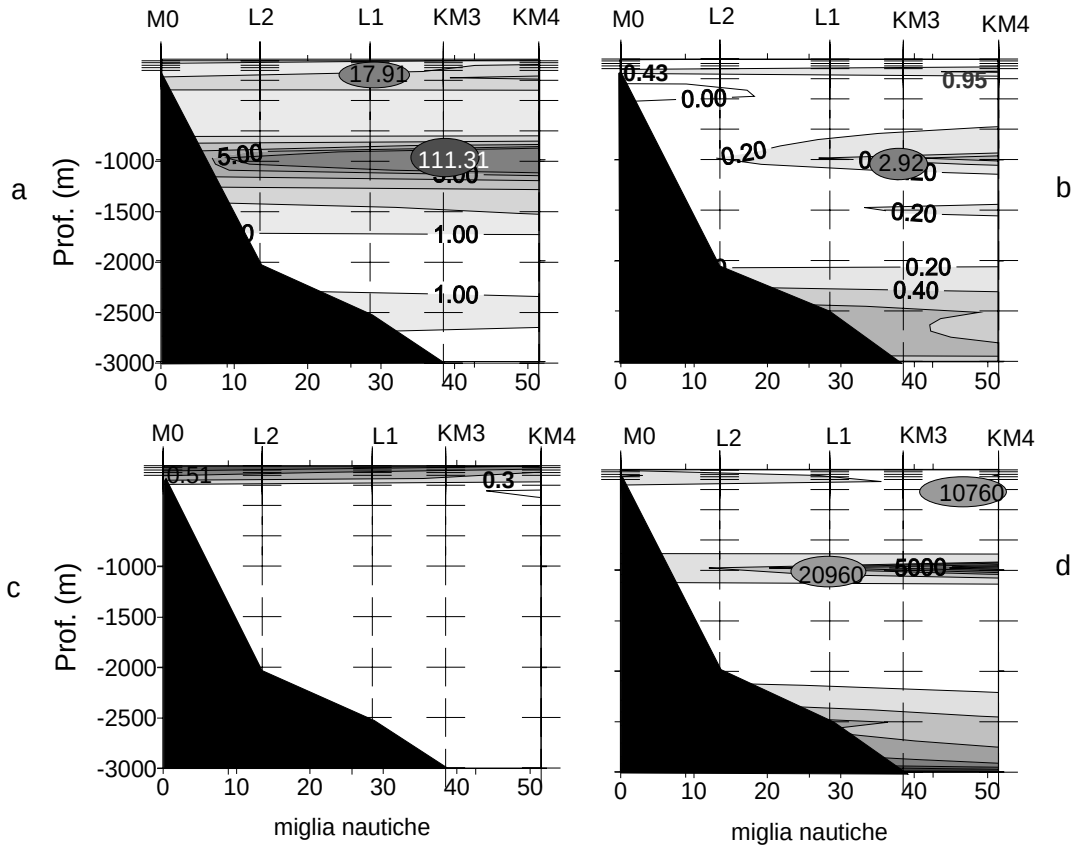


Fig. 3 - Distribuzione in Luglio 2001 dei valori di attività leucin aminopeptidasica (a), β-glucosidasica (b), respiratoria (c) e di densità in batteri eterotrofi (d).
Valori espressi in nM/h per LAP e β-glu, in µgC/l/h per ETS e in CFU/ml per i batteri eterotrofi.

I coefficienti di correlazione calcolati per il periodo estivo fra le variabili microbiche ed i parametri ambientali hanno evidenziato per l'attività respiratoria una correlazione significativa positiva con la temperatura (r=0.841, n=54) ed il contenuto in carbonio organico particellato (r=0.456, n=54), negativa con la salinità (r=-0.741, n=54); non sono state invece rilevate correlazioni significative per le attività enzimatiche e le densità.

3.4. Campagna autunnale

Nel periodo autunnale il contenuto in carbonio organico particellato risultava aumentato rispetto al valore estivo, sia nella zona fotica (range: 19.73-69.80 µgC/l,

F=12.84, P<0.01) che afotica (range: 11.93-47.70 µgC/l, F=7.59, P<0.01). Valori di attività enzimatica compresi fra 0 e 5.85 nM/h sono stati registrati per l'aminopeptidasi nei due strati. I valori medi di LAP calcolati per l'intera colonna d'acqua sono risultati bassi (1.48 ± 1.50 nM/h, ±s.d.) e dello stesso ordine di grandezza di quelli invernali, da cui non differiscono significativamente (F=0.421, inverno vs autunno).

La distribuzione lungo il transetto (Fig. 4) presentava una più elevata attività leucin aminopeptidasica a livello della stazione di costa M0, con un massimo a 75m, e picchi a quote più profonde (1500-2000 m) procedendo verso il largo.

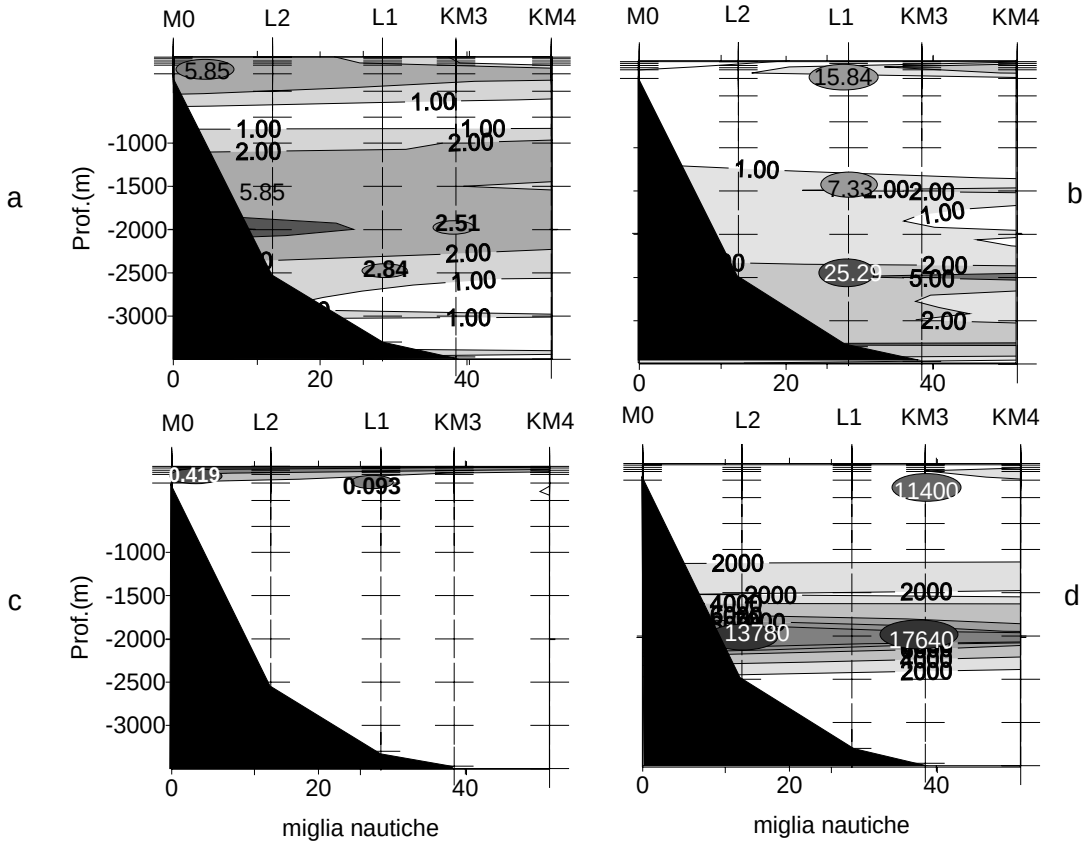


Fig. 4 - Distribuzione in Ottobre 2000 dei valori di attività leucin aminopeptidasica (a), β-glucosidasica (b), respiratoria (c) e di densità in batteri eterotrofi (d).
Valori espressi in nM/h per LAP e β-glu, in µgC/l/h per ETS e in CFU/ml per i batteri eterotrofi.

Al contrario, l'enzima β-glucosidasi ha presentato in autunno i massimi assoluti di attività misurata nel corso dell'intera indagine, con valori compresi fra 0 e 15.84 nM/h (zona fotica) e fra 0 e 25.29 nM/h (zona afotica). Dai dati totali ottenuti è stata calcolata una media di 1.74 ± 1.35 nM/h, ± s.d, 5.8 volte maggiore rispetto a quella estiva. L'ANOVA test conferma che i valori medi sono significativamente più elevati in confronto alle altre stagioni (F=6.704, P<0.05, autunno *vs* estate; F=4.063, P<0.05, autunno *vs* inverno, rispettivamente). Quanto alla distribuzione spaziale, maggiori livelli di attività β-glucosidasica sono stati riscontrati nelle stazioni pelagiche, analogamente

alle maggiori concentrazioni di batteri eterotrofi; un picco di attività è stato osservato sia in superficie che al fondo alla stazione L1 (Fig. 4).

Riguardo ai tassi respiratori, anche in questa stagione sono stati registrati entro i primi 100 m di profondità i valori più elevati (range 0.014-0.419 µgC/l/h), anche se rappresentano i minimi assoluti dello studio, mentre nella zona afotica i tassi (0.0003-0.019 µgC/l/h) sono risultati confrontabili con quelli osservati nel precedente periodo. Differenze significative sono state riscontrate rispetto ai dati estivi sia nella zona fotica ($F=31.09$, $P<0.01$) che afotica ($F=4.94$, $P<0.05$). I tassi ossidativi diminuivano dalla costa al largo (Fig. 4), con un andamento opposto a quello invernale.

Quanto alle densità microbiche, la concentrazione dei batteri eterotrofi oscillava fra $1.0x10^1$ e $1.14x10^4$CFU/ml e fra 0 e $1.76x10^4$ CFU/ml nelle zone fotica ed afotica rispettivamente, con un valore medio di $1.69x10^3$ CFU/ml; tale frazione vitale presentava pertanto densità paragonabili a quelle stimate nel periodo estivo ($F=0.3$, $P<0.05$, autunno vs estate), ma significativamente diverse da quelle invernali ($F=8.706$, $P<0.01$, autunno vs inverno). Nuclei di addensamento batterico si osservavano a profondità di 2000m. I valori di picoplancton totale erano compresi fra $1.29x10^4$ e $1.75x10^5$ cell/ml, mentre la componente picofitoplanctonica variava fra 0 e $4.16x10^3$ cell/ml, costituendo in media il 2.79% sul totale.

In autunno sono state osservate correlazioni significative positive fra i valori di attività respiratoria e la temperatura ($r=0.734$, $n=60$), e fra la stessa attività ed il contenuto di POC ($r=0.52$, $n=60$), correlazioni negative significative ($r=-0.69$, $n=60$) fra tassi respiratori e valori alini.

4. DISCUSSIONE

Lo studio ha messo in luce un'ampia variabilità nei parametri batterici, che nei tre periodi stagionali saggiati differiscono sia per ordine di grandezza che per distribuzione spaziale. Nel complesso i livelli di attività misurati nel corso dell'indagine sono apparsi molto bassi, in accordo alle condizioni di oligotrofia dell'ambiente studiato. I valori di attività riscontrati nel periodo invernale, oggetto di una precedente nota (Caruso *et al*., 2002), sono risultati paragonabili per ordine di grandezza con quelli determinati nel corso della Campagna Sinapsi III condotta nello stesso periodo stagionale (inverno 1999) in un'area dello Ionio prossima a quella da noi indagata, nonché con quelli osservati in altre aree del bacino Mediterraneo (Isole Egadi, range 0.3-130.5 ngC/l/h, Caruso *et al*., 1998). Per le altre condizioni stagionali non si dispone invece di dati bibliografici di riferimento relativi a misure di attività enzimatica nella stessa area con cui poter confrontare i valori ottenuti nella presente indagine. Nel periodo estivo-autunnale sono stati rilevati, come prevedibile, tassi di attività enzimatica più elevati rispetto a quelli invernali. Per quanto riguarda i tassi respiratori, nella zona fotica le quantità di carbonio prodotto per ossidazione della materia organica sono sempre risultate inferiori a 1µgC/l/h e confrontabili con il valore tipico di 0.78µgC/l/h stimato nello strato superficiale del Mar Mediterraneo (La Ferla *et al*., 1999).

Fra i parametri esaminati, la componente in batteri eterotrofi vitali è apparsa seguire un più evidente andamento stagionale, mostrando sia in superficie che al fondo variazioni significativamente correlate a quelle della temperatura delle acque ($r=0.998$;

0.919, $P<0.05$, fra i valori medi di batteri vitali e T, ottenuti per superficie e fondo rispettivamente); al contrario una certa stagionalità in accordo con le oscillazioni termiche ha caratterizzato la distribuzione del batterioplancton totale solo a quote profonde ($r=0.992$, $P<0.05$, con T). I batteri eterotrofi vitali rappresentano in media una bassa percentuale rispetto al batterioplancton totale, pari in media allo 0.18% in inverno, al 4.26% ed al 4.46% in estate e in autunno rispettivamente; nonostante ciò, tale componente vitale riveste un ruolo fondamentale, in quanto rappresenta la frazione metabolicamente attiva, coinvolta nella degradazione e riciclo della materia organica. La determinazione della densità in batteri vitali costituisce pertanto la prima tappa per lo studio delle relazioni fra batteri e processi biochimici (Richardot *et al*., 2000). I dati relativi alla distribuzione verticale mostrano una maggiore incidenza percentuale dei batteri vitali a quota 1000m nella stazione L1 in inverno ed estate e a quota 2000m nelle stazioni L2 e KM3 in autunno. Un attivo sviluppo batterico a quote profonde indica la presenza di materia organica in forma ancora disponibile per il metabolismo batterico.

Gli andamenti differenti nei patterns di attività osservati da parametro a parametro, suggeriscono come i processi microbici non risultino condizionati da un unico fattore ma rispondano all'interazione di diverse variabili ambientali. E' indubbia l'influenza della temperatura sulla distribuzione delle attività esaminate: in inverno infatti livelli di attività enzimatica (LAP e β-glu) e respiratoria maggiori si riscontrano nello strato superficiale ($0<z\leq100$m), per effetto della favorevole combinazione della temperatura e della disponibilità di apporti trofici, per lo più concentrati nello strato fotico (POC: 47.00 contro 32.98 μgC/l). Nel periodo estivo-autunnale la marcata stratificazione delle acque, con evidente termoclino, contribuisce a determinare il confinamento delle attività enzimatiche negli strati profondi, come osservato in particolare per l'aminopeptidasi in estate. L'attività di degradazione sui polimeri organici rilevata a tali quote sottolinea l'importanza dei processi microbici nel riciclo dei nutrienti. In tutte le stagioni, nuclei localizzati ("hot spots") di elevata attività e densità in batteri eterotrofi sono stati osservati nelle stazioni di largo, anche a quote profonde, comprese fra 1000 e 2000 m, anche in relazione alla presenza di differenti masse d'acqua. Tali "hot spots" rappresenterebbero la risposta microbica alla diversa disponibilità di substrato, veicolato da masse d'acqua di differente origine, che si manifesta in un aumento di attività e densità localizzato nello spazio e nel tempo. Inoltre anche l'espressione enzimatica può presentare variazioni stagionali in relazione ai cambiamenti nelle caratteristiche idrologiche: nel caso della leucin aminopeptidasi, la temperatura o il contenuto in substrati disciolti costituirebbero i fattori che controllano i patterns di attività rispettivamente a secondo del prevalere di condizioni di rimescolamento o di stratificazione delle acque (Patel *et al*., 2000).

I cambiamenti a media scala temporale confermerebbero l'ipotesi, formulata da Del Giorgio & Cole (2000), secondo la quale il batterioplancton può andare incontro *in situ* a rapide variazioni nel metabolismo a secondo delle condizioni ambientali locali. I patterns enzimatici rilevati in particolare nel periodo estivo-autunnale sono indicativi di potenzialità metaboliche microbiche attive nella degradazione dei substrati organici in condizioni di oligotrofia.

I cambiamenti stagionali osservati nei singoli tassi di attività comportano di conseguenza variazioni stagionali nei processi microbici che si svolgono

nell'ecosistema considerato, in particolare nel flusso di carbonio veicolato attraverso il microbial loop.

		INVERNO		
	0.09(LAP)-0.022µgC/l/h(Glu)	Microbial	0.067µgC/l/h	CO_2
POC	Idrolisi	loop	Respirazione	
39.2µgC/l	0.23%(LAP)-0.06%(Glu)		7.13%	
		ESTATE		
	0.26(LAP)-0.019µgC/l/h(Glu)	Microbial	0.139 µgC/l/h	CO_2
POC	Idrolisi	loop	Respirazione	
25.4µgC/l	1.04%(LAP)-0.08%(Glu)		13.9%	
		AUTUNNO		
POC	0.11(LAP)-0.125µgC/l/h(Glu)	Microbial	0.051 µgC/l/h	CO_2
36.5µgC/l	Idrolisi	loop	Respirazione	
	0.29%(LAP)-0.34%(Glu)		4.68%	

Fig. 5 - Flusso potenziale di carbonio veicolato attraverso la comunità microbica nei diversi periodi stagionali.

Quantificando per ciascuna stagione l'input e l'output di carbonio attraverso le cellule batteriche, rispettivamente mediante la valutazione dei tassi potenziali di idrolisi del particellato organico e di ossidazione (Fig. 5), sono state calcolate simili percentuali di C mobilizzato dalla componente proteica tramite la leucin aminopeptidasi per i periodi invernale (0.23%) ed autunnale (0.29%), mentre è stata stimata una maggiore percentuale in estate (1.04%) per effetto contemporaneo di un minore contenuto in particellato organico e dell'aumentato tasso di attività idrolitica sulle proteine. La percentuale di C potenzialmente mobilizzata dalla componente polisaccaridica attraverso l'attività glucosidasica è risultata invece progressivamente crescente dall'inverno (0.06%) all'autunno (0.34%). Quanto allo step di ossidazione della materia organica mediante respirazione, è stata osservata una maggiore efficienza del processo di mineralizzazione in estate, con un 13.9% di materia organica respirata; i tassi respiratori più elevati costituirebbero peraltro un segno evidente di un più elevato export dei prodotti fotosintetici verso le profondità marine, che è in grado di sostenere lo sviluppo degli organismi eterotrofi.

RINGRAZIAMENTI

I valori di picoplancton totale e fototrofo sono stati gentilmente forniti dalla dott.ssa Rosabruna La Ferla e dalla sig. Giovanna Maimone.

Lo studio è stato finanziato dall'Istituto Nazionale di Fisica Nucleare.

BIBLIOGRAFIA

Caruso G., Leonardi M., Azzaro M. & Zaccone R. 1998. Attività microbiche e turnover della sostanza organica in ambiente oligotrofico (Isole Egadi). *Biol. Mar. Medit.*, 5(1): 27-34.

Caruso G., Leonardi M., Azzaro F., Zaccone R. & Mancuso M. 2002. Distribuzione microbica ed attività esoenzimatica in un'area del mar Ionio prospiciente Capo Passero. *Biol. Mar. Medit.*, 9(1): 437-440.

Cho B.C. & Azam F. 1988. Major role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature*, 332: 441-443.

Del Giorgio P.A. & Cole J.J. 2000. Bacterial energetics and growth efficiencies. In: Microbial ecology of the oceans (Kirchman D.L. ed.). Wiley-Liss, New York: 289-325.

Fuhrman J.A. 1992. Bacterioplankton roles in cycling of organic matter: the microbial food web. In: Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea (Falkowski P.G. & Woodhead A.D. eds). Plenum Press, New York: 361-383.

Hoppe H.G. 1983. Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish water: measurements by means of methylumbelliferyl-substrates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 11: 299-309.

Iseki K., MacDonald R.W. & Carmack E. 1987. Distribution of particulate matter in the south-eastern Beaufort Sea in late summer. *Proc. NIPR Symp. Polar. Biol.*, 1: 35-46.

La 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.

Packard T.T. 1971. The measurement of respiratory electron transport system in marine phytoplankton. *J. Mar. Res.*, 29: 235-244.

Patel A.B., Fukami K. & Nishijima T. 2000. Regulation of seasonal variability of aminopeptidase activities in surface and bottom waters of Uranouchi Inlet, Japan. *Aquat. Microb. Ecol.*, 21: 139-149.

Porter K.G. & Feig Y.S. 1980. The use of Dapi for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 943-948.

Richardot M., Debroas D., Jugnia L.B., Tadonléké R., Berthon L. & Dévaux J. 2000. Changes in bacterial processing and composition of dissolved organic matter in a newly-flooded reservoir (a three-year study). *Arch. Hydrobiol.*, 148: 231-248.

Ricevuto 29 dicembre 2002; revisionato 13 marzo 2003; accettato 30 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 79-92, luglio 2003

CARATTERIZZAZIONE MORFODINAMICA DELLA SPIAGGIA SOTTOMARINA DI CAVA DELL'ISOLA-CITARA (ISOLA D'ISCHIA)

Ennio COCCO[1], Sabato IULIANO[2], Felicia MUSELLA[2]

[1] Dipartimento di Scienze della Terra, Università "Federico II", Napoli.
E-Mail: encocco@unina.it
[2] c/o Dipartimento di Scienze della Terra, Università "Federico II", Napoli.

ABSTRACT

Morphodynamic characterization of the submarine beach of Cava dell'Isola-Citara (Ischia Island, Southern Italy)

The area under investigation is located in the south-western sector of the Ischia Island. It consists of two nearby "pocket beaches", called Cava dell'Isola and Citara, as a part of a wide phisiographic zone located between the promontories of Punta del Soccorso and Punta Imperatore. These two beaches extend, respectively, for about 400 m (with a linear plan form) and for about 1,200 m (with an undulating topography) and are separated by a small rocky outcrop. The supply of terrigenous sediment to the coast is relatively poor and is currently fed by the mass movements of the tufaceous terrains limiting inlands the beach of Cava dell'Isola and by the eroding cliff of Punta Imperatore. The submarine beach is mainly composed by coarse and medium sand up to about 10 m in depth, where a rocky sea bottom is present; the surf zone, 280÷370 m wide, is characterized by a single or double bar-trough system. The beach state is "intermediate" ("rhythmic bar and beach", "tranverse bar and beach"); the surf zone has a cellular circulation pattern inside of which the rip currents, flowing seaward, are positioned in the troughs, while the currents directing onshore are positioned in the shallow zones (crests of the bars or shoals). The submarine beach forms a dynamic closed system limited toward the south by the P. Imperatore promontory and toward the north as the offshore by the rocky seabottom. The latter somewhere rises to form a kind of barrier going from 12 m to the 5÷8 m of depth.

RIASSUNTO

L'area in esame, nel settore sud occidentale dell'Isola d'Ischia, consta di due tipiche spiagge a tasca (*pocket beaches*) contigue il cui rifornimento è legato all'alterazione e degradazione dei versanti che le limitano. La spiaggia sottomarina si caratterizza per la presenza di uno o due sistemi di barra-truogolo (talvolta la barra interna è sostituita da un bassofondo più o meno perfettamente delineato) e di sedimenti costituiti prevalentemente da ghiaie e sabbie molto grossolane presso riva, quindi da sabbie grossolane e medie fino al limite degli affioramenti rocciosi che si rinvengono alla profondità di 8÷10 m. Lo "stato morfodinamico", risulta di tipo intermedio ("spiaggia e barra ritmi-

ca”, secondariamente “barra e *rip* trasversali”). Le condizioni idrodinamiche si esplicano in ampie celle di circolazione litoranea all’interno delle quali le *rip currents* dirette verso il largo si posizionano nei truogoli, mentre le correnti dirette verso terra si posizionano nelle zone più rilevate (creste barre o bassofondi). La spiaggia sottomarina in esame configura una sorta di sistema chiuso limitato a S dal promontorio di P. Imperatore e a N e verso il largo da fondali rocciosi che a luoghi si elevano a mo′ di barriera subverticale dalla profondità di 12 m fino alla profondità di 5÷8 m.

1. INTRODUZIONE

Le spiagge in esame (Fig. 1) costituiscono due classiche *pocket beaches* nella porzione meridionale dell’ampia unità fisiografica compresa tra Punta del Soccorso e Punta Imperatore, nel settore sud-occidentale dell’Isola d’Ischia (Cocco *et al.*, 2001; Cocco & Iuliano, 2002).

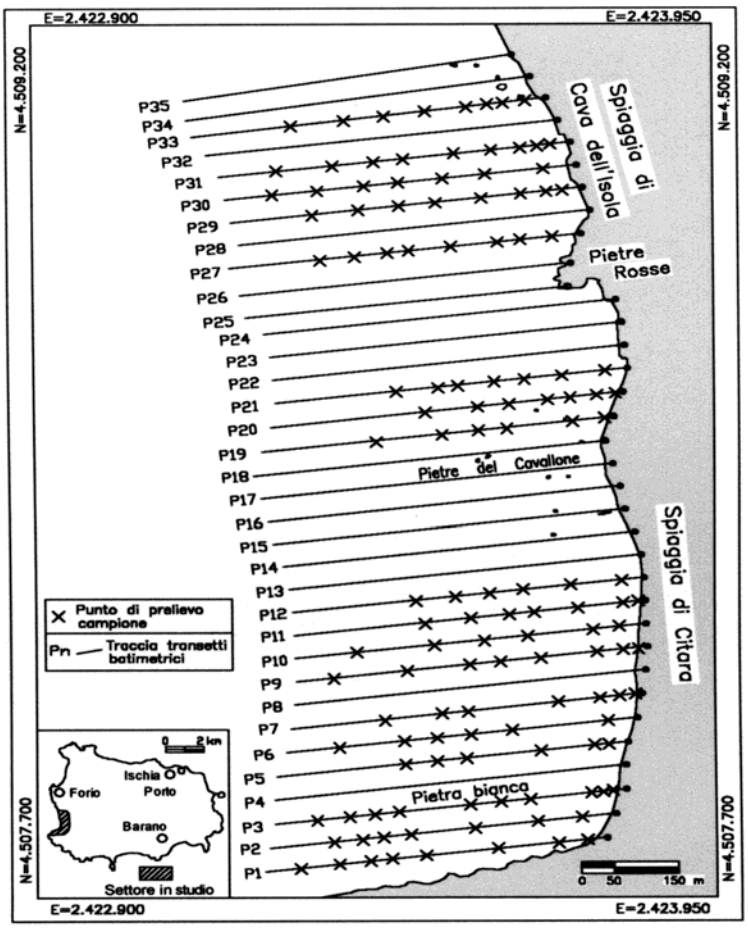


Fig. 1 - Ubicazione dell’area in studio, con le tracce dei transetti batimetrici ed i punti di prelievo campioni.

La spiaggia di Cava dell'Isola, estesa circa 400 m, presenta un andamento rettilineo, mentre la spiaggia di Citara, ampia circa 1200 m, presenta una configurazione ritmica della linea di riva con un ampio protendimento centrale marcato da numerosi scogli affioranti e sommersi e due profonde rientranze contigue.

Le due spiagge sono separate da un piccolo affioramento roccioso: le Pietre Rosse. L'apporto detritico, relativamente modesto, è attualmente connesso con i movimenti di massa che interessano il versante vulcanoclastico che incombe su Cava dell'Isola ed in misura minore con la demolizione della falesia lavico-tufacea di P. Imperatore.

In questo lavoro vengono analizzati i caratteri morfosedimentologici e le condizioni dinamiche che si esplicano nella spiaggia sottomarina ("*zona delle barre*"). E. Cocco ha coordinato le ricerche, occupandosi in particolare della parametrizzazione e caratterizzazione morfodinamica, S. Iuliano ha curato gli aspetti sedimentologici e le elaborazioni in ambiente CAD, F. Musella si è interessata della morfologia dei fondali con particolare riferimento alle problematiche dei sistemi barra-truogolo.

2. ASPETTI MORFOSEDIMENTOLOGICI E DINAMICI

2.1. La morfologia

L'esecuzione e l'analisi di 35 profili batimetrici ortogonali alla costa, ad interasse di circa 40 m, entro la profondità di 12 m (Fig. 1) hanno consentito di evidenziare schematicamente un fondale sabbioso limitato verso il largo da affioramenti rocciosi.

Il fondale sabbioso, in particolare, presenta, al di là della battigia (*swash zone*), uno o due sistemi di barra-truogolo associati ad un sistema di "barra-bassofondo" (zona di frangimento delle onde, *surf zone*) dove la barra principale (interna) è sostituita da un bassofondo a morfologia piatta o convessa; seguono fondali uniformi fino alla profondità di 8÷10 m (zona di attenuazione e/o rifrazione delle onde, *shoaling zone*) ed infine fondali rocciosi (livello di base delle onde, *wave base-offshore zone*).

Dall'analisi di dettaglio (Brambati & Finocchiaro, 1988; Brambati & De Muro, 1992) dei tracciati ecografici (Fig. 2) si possono distinguere:

- sistemi ad un unico ordine di barra-truogolo (Fig. 2a): la cresta barra è a profondità compresa tra 1,2 e 2,1 m ad una distanza dalla riva tra 90 e 250 m, il truogolo a 1,4÷3 m ad una distanza di 50÷75 m dalla riva;
- sistemi ad un unico ordine di barra-bassofondo (Fig. 2b)*:* è presente un bassofondo sabbioso misto a scogli (profili 15…18) passante a una sorta di barra (profili 19…21) a superficie debolmente convessa con cresta intorno a 1,1÷1,7 m ad una distanza di 100÷150 m dalla riva;
- sistemi a doppio ordine di barra-truogolo (Fig. 2c): la barra interna è posizionata generalmente ad una profondità di 1,5÷1,8 m e ad una distanza di 60÷100 m dalla battigia; la barra esterna è ubicata a maggiore profondità (2,6÷4,7 m) e distanza dalla riva (220÷300 m). Nell'area antistante la località Pietre Rosse la barra interna si riscontra alla più alta profondità (2,3÷2,7 m) e distanza dalla riva (150÷180 m);
- sistemi a doppio ordine di barre con una barra-bassofondo (Fig. 2d*)*: in questo caso la barra interna è sostituita da un bassofondo che si sviluppa sin oltre i 150 m dalla riva, ad una profondità massima di 2 m (pendenza intorno a 1%). Fa seguito un truogolo

molto pronunciato (3,5÷4 m) ed infine, a 250÷300 m dalla riva, la barra esterna con cresta intorno a 3 m.

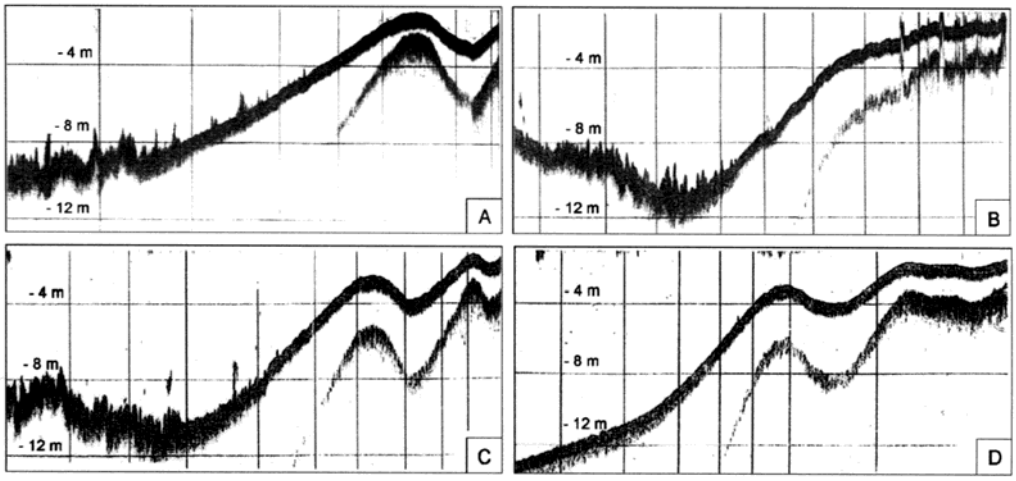


Fig. 2 - Tracciati ecografici trasversali alla costa nella zona di frangimento (ecografo grafico digitale ELAC-LAZ 721 munito di trasduttore a 200 kHz).
A: sistema ad un unico ordine di barra-truogolo (P10, v. Fig. 1). B: sistema ad un unico ordine di barra-bassofondo (P16). C: sistema a doppio ordine di barra-truogolo (P13). D: sistema a doppio ordine di barre con una barra-bassofondo (P2).

L'alternanza dei profili (bidimensionali) nello spazio, procedendo da S verso N, consente di evidenziare le caratteristiche tridimensionali della spiaggia sottomarina distinguendo i seguenti settori (Figg. 3 e 4):

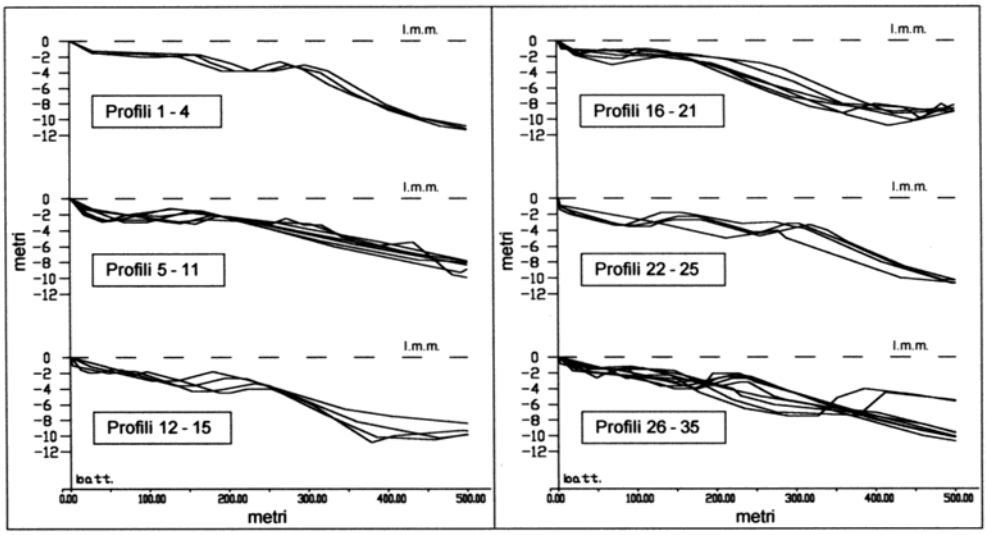


Fig. 3 - Gruppi di profili batimetrici relativi ai vari settori individuati lungo il litorale in esame, procedendo da S verso N. Spiegazione nel testo (v. anche Fig. 4).

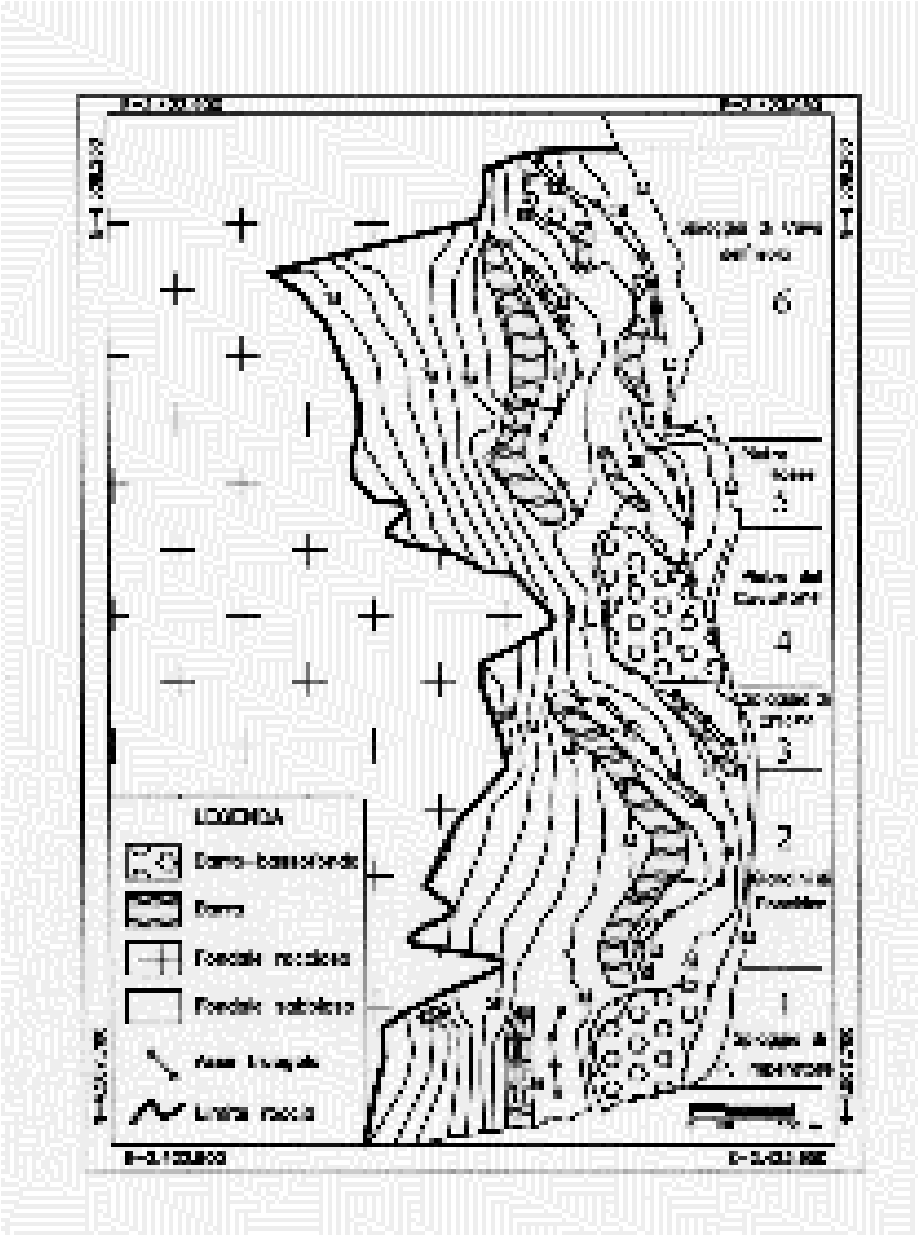


Fig. 4 - Carta geomorfologica dei fondali: i settori costieri sono definiti in base ai differenti sistemi di barra-truogolo (v. anche Fig. 3).

1 - Spiaggia di P. Imperatore (Profili 1…4, sistema a doppio ordine di barre con una barra-bassofondo). Il bassofondo sabbioso si sviluppa per un'ampiezza di oltre 150 m, dal gradino di battigia fino alla profondità di 2 m. Segue un truogolo molto pronunciato a 3,8 m ed infine la cresta della barra esterna a 2,6÷3 m alla distanza di circa 300 m dalla riva. Il piede della barra si posiziona alla profondità massima di 6,5 m alla distanza di 345 m. La pendenza media della barre è pari a 1,8÷1,6%, quella della zona esterna di frangimento (fondali della *shoaling zone*) è pari a 4,5%; la pendenza generale (media) è 2,2% (Tab. 1);

Tab. 1 - Valori dei principali parametri morfologici della spiaggia sottomarina lungo tutti i profili batimetrici rilevati.

Profilo	cresta barra interna			piede			cresta barra esterna			piede			fondale	limite spiaggia			note
	prof.	pend.	dist. batt.	prof.	pend.	dist.	prof.	pend.	dist. batt.	prof.	pend.	dist.	pend.	prof.	pend.	dist.	
1	1,6 m	1,80%	86 m	3,8 m	2,00%	192 m	2,6 m	1,00%	265 m	5,5 m	1,60%	325 m	4,20%	10 m	2,30%	440 m	1 BAR + 1 BASS
2	1,7	1,10	158	3,8	1,90	208	3,0	1,11	275	6,5	1,90	345	4,60	8,8	2,20	400	1 BAR + 1 BASS
3	1,7	1,04	163	3,8	1,70	229	3,0	1,02	295	5,5	1,60	355	4,70	9,8	2,20	440	1 BAR + 1 BASS
4	1,2	1,00	100	3,6	1,60	219	3,0	1,03	292	4,8	1,40	345	4,50	9,4	2,22	424	1 BAR + 1 BASS
5	2,6	1,50	170	4,8	1,40	340							3,50	9,6	2,00	480	1 BAR
6	2,2	1,13	195	4,0	1,13	353							3,80	5,0	1,40	353	1 BAR
7	2,1	1,16	180	5,5	1,40	392							2,20	8,0	1,60	506	1 BAR
8	1,8	1,17	153	4,0	1,41	284							1,95	7,1	1,60	444	1 BAR
9	1,3	1,00	130	5,7	1,60	355							1,80	8,0	1,70	480	1 BAR
10	1,2	0,95	126	5,3	1,70	316							1,97	7,7	1,80	437	1 BAR
11	1,5	0,91	164	6,0	1,80	332							2,10	8,0	1,90	418	1 BAR
12	1,0	2,85	35	3,0	2,90	103	1,8	1,00	180	4,8	1,70	286	2,30	7,5	1,90	404	2 BAR
13	1,5	2,80	53	3,6	2,70	133	2,6	1,30	195	4,9	1,70	281	4,20	8,2	2,30	359	2 BAR
14	1,7	2,40	71	4,3	2,80	153	3,3	1,40	231	6,1	2,00	305	6,40	10,8	2,90	377	2 BAR
15	1,8	1,90	95	4,5	2,40	188	4,0	1,60	253	7,3	2,20	320	4,40	10,1	2,60	384	2 BAR
16	2,0	1,60	192	7,5	2,40	312							3,80	9,5	2,60	365	1 BASS
17	1,0	0,88	113	5,4	2,20	245							2,60	8,2	2,30	352	1 BASS
18	1,1	1,80	60	4,5	2,10	218							3,90	8,4	2,60	317	1 BASS
19	1,1	1,10	100	5,2	2,00	255							2,80	8,0	2,20	355	1 BASS
20	1,3	1,20	105	5,2	1,80	296							4,50	8,0	2,30	347	1 BASS
21	1,7	1,20	150	6,6	1,90	351							3,80	9,0	2,10	420	1 BASS
22	1,8	1,39	129	3,2	1,40	230	3,0	1,10	270	5,7	1,50	370	3,80	10,7	2,10	495	2 BAR
23	2,3	1,53	150	4,2	1,70	243	3,2	1,10	300	5,7	1,60	365	3,90	10,2	2,10	480	2 BAR
24	2,7	1,86	145	4,7	1,80	253	3,3	1,05	315	5,5	1,50	363	3,50	10,5	2,10	505	2 BAR
25	2,8	1,50	185	4,7	1,80	260	3,4	1,10	320	5,7	1,60	365	3,60	10,2	2,10	485	2 BAR
26	1,2	0,90	70	3,0	2,10	144	2,3	1,00	230	5,6	1,60	345	2,50	10,5	2,10	510	2 BAR
27	1,1	2,20	50	3,0	2,00	147	2,2	1,00	200	5,7	1,80	326	2,40	10,7	2,00	530	2 BAR
28	1,2	1,30	89	3,7	3,70	100	2,1	0,90	226	5,3	1,70	320	2,90	9,4	2,10	456	2 BAR
29	1,5	3,40	52	4,0	2,80	145	2,5	1,10	230	5,2	1,60	318	2,70	8,8	2,00	436	1 BAR + 1 BASS
30	1,5	3,20	47	4,0	2,30	174	2,7	1,10	240	6,8	1,80	371	2,60	10,0	2,00	494	1 BAR + 1 BASS
31	1,7	1,50	115	4,0	2,30	172	3,3	1,30	257	6,1	1,80	340	2,10	9,3	1,90	495	2 BAR
32	1,4	1,40	100	3,6	1,90	187	3,2	1,30	238	5,4	1,90	284	2,00	10,4	2,00	531	2 BAR
33	1,2	1,30	90	4,9	2,20	227							1,60	8,5	1,80	480	1 BASS
34	1,5	1,30	117	5,4	2,50	218							2,90	7,0	2,60	274	1 BASS
35	2,3	1,60	140	4,5	2,50	177							2,70	7,5	2,30	326	1 BAR

2 - Giardini di Poseidon (Profili 5…11, sistema ad un unico ordine di barre). Si caratterizza per la presenza di un'unica barra ubicata a profondità compresa tra 1,2 e 2,6 m ad una distanza di 126÷195 m dalla riva; interposto tra la barra e la battigia vi è un profondo truogolo (3 m) ad una distanza dalla riva compresa tra 50 e 150 m. Il piede della barra si posiziona alla profondità massima di 6 m alla distanza di 332 m dalla riva. La pendenza media della barra è 1,5%, la pendenza generale aumenta da S verso N da 1,4 a 1,8% (pendenza media: 1,7%), quella della zona esterna di frangimento è pari a 1,9%;

Lido (Profili 12…15, sistema a doppio ordine di barre). La barra interna è posizionata generalmente ad una profondità di 1÷1,8 m e ad una distanza di 35÷95 m, con il truogolo intorno a 1,6÷2 m ad una distanza di 20÷80 m dalla riva. La barra esterna è ubicata a profondità di -1,8÷4 m ad una distanza dalla riva di 180÷253 m con un truogolo posizionato a 3÷4,5 m ad una distanza di 100÷200 m; il piede è posizionato alla profondità massima di 7,3 m ad una distanza di 320 m. La pendenza generale è compresa tra 1,9% e 2,6% (media 2,4%), quella della zona esterna di frangimento è pari a 2,9%;

4 - Pietre del Cavallone (Profili 16…21, sistema ad un unico ordine di barra-bassofondo). Entro la profondità di 1,7 m ad una distanza di 200 m dalla riva è presente un bassofondo sabbioso misto a scogli passante a una sorta di barra a superficie debolmente convessa con cresta intorno a 1,1÷1,7 m ad una distanza di 100÷150 m dalla riva. Nella parte centrale il bassofondo, lambisce il fondale roccioso. La pendenza generale è compresa tra 2,1÷2,6 (media: 2,4%), quella della zona esterna di frangimento è pari a 3,6%;

5 - Pietre Rosse (Profili 22…25, sistema a doppio ordine di barre). L'elemento caratterizzante di questo settore è la presenza di un profondo truogolo, intorno a 3,5 m ad una distanza di 80÷100 m dalla riva, segue la barra interna posizionata ad una profondità di 1,8÷2,7 m e ad una distanza di 129÷185 m e la barra esterna ubicata a 3÷3,4 m ad una distanza dalla riva di 270÷320 m con un truogolo posizionato a 4,2÷4,7 m ad una distanza di circa 250 m; il piede è posizionato alla profondità massima di 5,7 m e ad una distanza massima di 370 m. La pendenza generale media è 2,1%, quella della zona esterna di frangimento è pari a 3,7%;
6 - Spiaggia di Cava dell'Isola (Profili 26…35, sistema a 1 o 2 ordini di barre con una barra-bassofondo). Presenta uno o due ordini di barra-truogolo, con la barra interna discontinua e sostituita a luoghi da un bassofondo con scogli entro la profondità di circa 1,5 m ad una distanza dalla riva di circa 100 m; la barra esterna è continua e si sviluppa tra 2,1÷3,2 m ad una distanza dalla riva di circa 250 m. I due ordini di barre sono separati da un profondo truogolo (3,2÷4 m). La pendenza generale è compresa tra 1,8 e 2,6% (media: 2,1), quella della zona esterna di frangimento è pari a 2,4.

Per quanto riguarda la spiaggia di Citara (settori 1…5), è da notare che alle rientranze della linea di riva sono associati i profili a barra truogolo (uno o due sistemi), mentre ai protendimenti, sono associati i profili a barra-bassofondo. Riferendosi in special modo alla estesa cuspide presente nell'area centrale si rileva che il bassofondo associato, marcato come già detto, da una miriade di scogli sommersi ed emersi, è limitato lateralmente da due profondi truogoli ad andamento NW-SE, che si sviluppano tra la battigia e la profondità di 3 m. Per quanto riguarda la Spiaggia di Cava dell'Isola, si nota la presenza di una barra esterna molto profonda del tipo longitudinale-crescente a debole ondulazione.

2.2. I sedimenti

L'analisi granulometrica di 131 campioni di fondo subsuperficiale prelevati tra la battigia e la profondità massima di 10 m, ha consentito di delineare i caratteri tessiturali dell'area in esame.

Dalla carta della distribuzione del granulo medio (Fig. 5) si osserva una generale tendenza alla diminuzione delle dimensioni con la profondità: la facies granulometrica più grossolana (diametro <0,5 φ) si rinviene tra battigia e l'isobata di 1 m (a luoghi 2 m), le sabbie grossolane (0,5÷1 φ) tra 1 m e 3 m, le sabbie medie (1÷1,5 φ) da 3 m fino al limite di affioramento della roccia, il quale si posiziona generalmente intorno a 8÷10 m a largo di Citara, e 5÷8 m in corrispondenza della cuspide di Pietre del Cavallone ed infine intorno a 10 m in località Cava dell'Isola.

In quest'ultima località tra 7 e 10 m è presente un limitato affioramento di sabbie medie con diametro compreso tra 1,5 e 2 φ. Da rilevare che le sabbie grossolane risultano moderatamente ben classate, quasi simmetriche leptocurtiche e costituiscono pressoché interamente il primo ordine di barre (barra-truogolo o barra-bassofondo); le sabbie medie (subpopolazione 1÷1,5 φ), da moderatamente a ben classate, quasi simmetriche leptocurtiche, individuano generalmente la barra esterna (tranne che in corrispondenza dei profili P5… 11 dove la barra è unica) ed i fondali di largo.

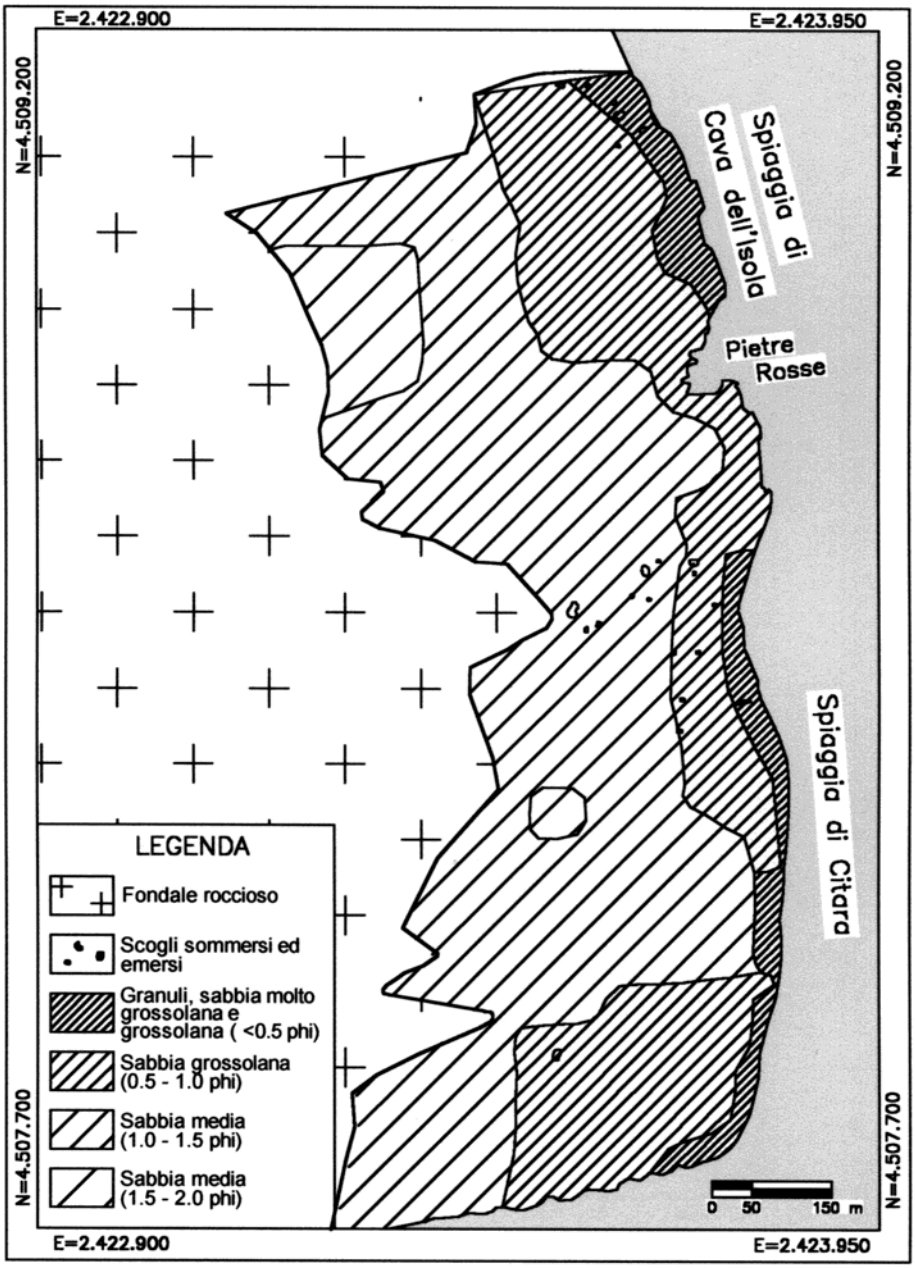


Fig. 5 - Distribuzione areale del diametro medio dei sedimenti tra la battigia e la profondità di 10 m.

2.3. Regime meteomarino

Il litorale in esame è compreso nel settore di traversia aperto alle direttrici N 190° e N 350° tangenti rispettivamente a Punta Imperatore e Punta del Soccorso (Cocco *et*

al., 2001). La più alta frequenza degli eventi (oltre il 70%) spetta al subsettore 270°-300° N; ad esso sono associate le maggiori quantità di energia (700.800,41/1.000 m^2s^2, pari al 64,5%). L'altezza d'onda media di modellamento è compresa tra 1,01 m e 2,17 m con un periodo pari rispettivamente a 4,09 e 5,98 s (Hmm risultante 1,63 m con un periodo di 5,18 s, per la direttrice 280° N); l'altezza significativa per un periodo di ritorno cinquantennale è compresa tra 2,98 m (direttrice 220° N) e 8,14 m (direttrice 250° N) con un periodo pari rispettivamente a 6,95 e 10,91 s.

3. STATO MORFODINAMICO

Come è noto, la zona di frangimento dei fondali sabbiosi si caratterizza spesso per la presenza di sistemi barra-truogolo, in cui si instaura un delicato equilibrio dinamico tra la morfologia del fondo e i movimenti delle acque e dei sedimenti. Tali sistemi si formerebbero (Aagaard *et al.*, 1998) per mezzo di onde stazionarie a bassa frequenza (*infragravity waves*) o per convergenza dei sedimenti nei punti di frangimento delle onde. Nel primo caso le onde sarebbero del tipo *edge,* cioè onde libere che viaggiano lungo la costa e rimangono intrappolate presso la riva dalla riflessione e rifrazione (Aagaard & Masselink, 1999), allora le barre si formerebbero nei nodi o negli antinodi. Nel secondo caso i sedimenti sono trasportati dalla zona di frangimento verso riva per mezzo delle orbite asimmetriche prodotte dalle onde incidenti e dalla riva verso il largo per mezzo delle correnti di ritorno di fondo (*undertow).*

Il numero delle barre e le loro caratteristiche dipendono da numerosi fattori tra i quali assumono particolare rilievo la ripidità del fondo, il diametro medio del sedimento, il clima ondoso del paraggio ed il regime tidale; la loro forma è funzione dell'angolo di approccio delle onde alla riva.

La scuola Australiana (Wright *et al.*, 1979; Wright & Short, 1983; Short, 1999) ha identificato un numero distinto di "stati" morfologici delle spiagge associati alle variazioni delle onde e al regime tidale. Vengono riconosciuti quindi un dominio *dissipativo,* associato ad una spiaggia sottomarina poco acclive, in cui esistono sistemi di barre parallele alla riva, un dominio *riflessivo* caratterizzato da spiagge ripide prive di barre ed un dominio *intermedio* con elementi caratteristici del primo e del secondo tipo, suddiviso in 4 stati -barra truogolo lungo riva, barra e spiaggia ritmica, barra e rip trasversali, terrazzo di bassa marea- che tutti insieme costituiscono una sequenza ideale, secondo un modello a barra singola. I sistemi a barre multiple presentano differenze molto importanti rispetto ai sistemi a barra singola (Short, 1999). A causa del decremento di energia che si verifica attraverso la zona di frangimento dalla barra esterna verso quella interna, si manifesta nei sistemi multi-barre, una "*gerarchia di tipi di barre*", dal tipo dissipativo della barra esterna, a quello intermedio ed infine a quello riflessivo della barra interna che si salda alla battigia. I cambiamenti nel tempo dello stato delle barre sono ovviamente correlati al "clima ondoso", in particolar modo all'altezza dell'onda al frangivento, al periodo ed all'angolo di incidenza. Nei sistemi a doppio ordine di barre della costa Australiana del Nuovo Galles del Sud (Short & Aagaard, 1993) la barra esterna è di tipo dissipativo solo con onde alte di bassa frequenza ed evolve al tipo intermedio di alta energia ("barra-truogolo lungo costa" o "barra e spiaggia ritmica"), al contrario la barra interna è usualmente di tipo intermedio di bassa energia ("barra e

spiaggia trasversali" o "terrazzo di bassa marea") raramente di tipo riflessivo.

3.1. Parametrizzazione

Le spiagge dominate dalle onde possono essere classificate (Short, 1999) in base al valore assunto da Ω *"velocità di caduta adimensionale"* usando i seguenti parametri: altezza d'onda al frangimento (H_b), periodo dell'onda (T) e diametro medio del sedimento (inteso come velocità di caduta, W_s), secondo la formula $\Omega = H_b/W_sT$. Per $\Omega <1$ le spiagge tendono ad essere "riflessive" (alta acclività, assenza di barre), per $\Omega >6$ esse tendono ad essere "dissipative" (bassa acclività, molti ordini di barre) ed infine per $\Omega =2\div5$ risultano di tipo "intermedio" (uno o due ordini di barre).

Un parametro simile: $K=H^2_b/gT^2D_{50}$, indica la *stabilità della linea di riva* (Sunamura, 1984). In condizioni di mare calmo si verifica trasporto verso riva con accrescimento della spiaggia e formazione di una berma, quindi profilo senza barre ($K<10$); con mare mosso si verifica trasporto verso il largo con erosione della spiaggia e formazione di una barra ($K>10$). $K=10$ separa le spiagge con barre da quelle senza barre.

Per i sistemi multi-barre, Short & Aagaard (1993) hanno introdotto un *parametro di barra:* ($B^*=x_s/gtan\beta T^2$), dove x_s è la distanza dalla linea di riva del punto finale del profilo di spiaggia verso il largo, per spiegare la presenza ed il numero delle barre nell'ambiente di spiaggia microtidale. Secondo questi Autori il numero di barre aumenta al diminuire del gradiente o del periodo dell'onda: per un dato gradiente, onde di piccolo periodo producono più ordini di barre poco spaziate, mentre onde di grande periodo producono poche barre, più spaziate. Questo parametro si basa sulla premessa che onde stazionarie a bassa frequenza (*standing infragravity waves*) siano responsabili della formazione delle barre.

Le caratteristiche della zona di frangimento, in termini di tipologia di frangenti, possono essere espresse dai parametri *surf scaling* (Guza & Inman, 1975) e *surf similarity* (Battjes, 1974) secondo le rispettive formule: $\xi =a_b\omega^2/gtan^2\beta$, $\Sigma=tan\beta/(H_b/L_0)^{0.5}$ dove $tan\beta$ è la pendenza della spiaggia, H_b, a_b, L_0 ed ω^2 sono rispettivamente l'altezza, l'ampiezza dell'onda al frangimento ($H_b/2$), la lunghezza dell'onda in acque profonde e la frequenza angolare dell'onda ($2\pi T$), g l'accelerazione di gravità. Il tipo di frangente dipende principalmente dalla pendenza della spiaggia e dalla ripidità dell'onda: il frangente a defluimento-*spilling*, si verifica per valori di ξ compresi tra $20\div200$ e di $\Sigma <0,23$, il frangente a cascata-*plunging* per valori di ξ tra $2,5\div20$ e di Σ tra $1\div0,23$, il frangente ad espansione-*surging*, per valori di ξ tra $0,1\div2,5$ e di $\Sigma >1$.

Wright & Short (1983) hanno adattato questi parametri per definire lo stato morfodinamico delle spiagge (dissipativo, intermedio e riflessivo).

3.2. Le spiagge di Cava dell'Isola-Citara

Per ognuno dei gruppi di profili di spiaggia sommersa compresi nei vari settori individuati lungo l'area in esame, è stato definito lo "stato morfodinamico", relativamente ai vari ordini di barre, attraverso i parametri prima citati, usando i valori (mediati) delle grandezze presenti nelle varie formule, così come illustrato nella Tab. 2:

- tanβb si riferisce alla pendenza delle barre (angolo della retta congiungente la battigia con il piede della barra interna e di quella esterna), tanβs alla pendenza generale della spiaggia (angolo della retta congiungente la battigia con il limite di affioramento dei fondali rocciosi);
- H_b ed L_0 sono stati ottenuti applicando le espressioni $H_b = \gamma\ h_b$ e $L_0 = gT^2/2\pi$ dove h_b è la profondità media dell'acqua al punto di frangimento e γ *l'indice di frangimento* pari a 0,78; T è il periodo delle onde medie di modellamento riferite rispettivamente alla barra interna ed a quella esterna; g è l'accelerazione di gravità (9,81 m/s);
- W_s (velocità di caduta delle particelle) è stato ottenuto attraverso la tabella di corrispondenza con i rispettivi valori di D_{50} riportata in Fredsoe & Deigaard (1992);
- x_s è la massima estensione del profilo di spiaggia, intesa come distanza tra la linea di riva ed il limite di affioramento dei fondali rocciosi, alla profondità di circa 10 m.

Tab. 2 - Valori delle principali caratteristiche delle onde, delle pendenze medie delle barre e delle spiagge, del diametro mediano dei sedimenti e della relativa velocità di caduta, e dei parametri morfodinamici della spiaggia sottomarina.

Gruppi di profili	Hb (m)	T (s)	tgβ	tgβs	xs (m)	D50 (mm)	Ws (m/s)	Ω	B*	K	ε	Σ
P 1-4 (1° barra)	1,21	4,50	0,015	0,022	426	0,60	0,085	3,16	73,6	12,23	533	0,07
P 1-4 (2° barra)	2,28	6,09	0,016			0,50	0,067	5,58		28,51	483	0,08
P 5 - 11	1,42	4,85	0,017	0,017	431	0,45	0,062	4,72	97,8	19,42	435	0,08
P 12 - 15 (1° barra)	1,17	4,43	0,024	0,024	401	0,50	0,067	3,93	62,7	14,16	208	0,12
P 12 - 15 (2° barra)	2,28	6,09	0,019			0,45	0,062	6,04		31,75	343	0,09
P 16 -21	1,07	4,25	0,024	0,024	359	0,50	0,067	3,76	58,1	12,92	216	0,12
P 22 - 25 (1° barra)	1,87	5,54	0,017	0,021	491	0,60	0,085	3,98	88,9	19,41	425	0,08
P 22 - 25 (2° barra)	2,52	6,39	0,015			0,42	0,053	7,43		37,60	551	0,07
P 26 - 30 (1° barra)	1,02	4,16	0,023	0,020	485	1,00	0,150	1,63	90,4	6,08	223	0,11
P 26 - 30 (2° barra)	1,85	5,51	0,017			0,45	0,062	5,40		25,43	423	0,08
P 31 - 32 (1° barra)	1,21	4,50	0,019	0,020	503	0,60	0,085	3,15	98,0	12,18	332	0,09
P 31 - 32 (2° barra)	2,54	6,42	0,019			0,43	0,055	7,18		36,96	362	0,09
P 33 - 35	1,30	4,66	0,022	0,022	360	0,53	0,074	3,78	61,2	15,05	242	0,11

I parametri Ω e K evidenziano uno stato dissipativo (Ω>5, K>20) per la barra esterna ed uno stato intermedio per quella interna (Ω tra 5÷1, K tra 3,5÷20); i parametri ξ e Σ risultano pressoché coincidenti nell'indicare un frangimento di tipo *spilling*, in coerenza con il valore delle pendenze della spiaggia (v. Tab. 1) mai superiore al 3%; si ricorda che frangenti di tipo *plunging* o *surging*, si verificano con valori di pendenza intorno al 5÷10%. Il parametro B* (>50) indica uno stato multibarre.

Sulla base dei risultati ottenuti, i diversi settori che si sviluppano da S verso N lungo l'area in esame (v. Fig. 4), possono essere così classificati secondo le indicazioni di Short (1999):

- <u>settori nn. 1, 3, 5 e 6.</u> Spiagge multibarre di tipo dissipativo-intermedio: si realizza una gerarchia di tipi di barre con una barra esterna crescente ad alta energia

(*RBB, rithmic bar and beach*) ed una barra interna (o bassofondo) a bassa energia, talvolta saldata alla battigia (*TBB, transverse bar and beach*);

- settori nn. 2 e 4. Spiagge a barra singola di tipo intermedio ad alta o bassa energia (*RBB, rithmic bar and beach; TBB, transverse bar and beach*).

In definitiva gli stati meglio rappresentati sono quelli a "barra e spiaggia ritmica" con la cresta barra che configura protendimenti alternati verso il largo e verso riva (barra "crescente") in opposizione di fase rispetto ai protendimenti e alle rientranze della linea di riva ("topografia ritmica"); l'intera barra è separata dalla costa da un truogolo continuo comunque ritmico. Presente anche lo stato a "barra e spiaggia trasversale", con la barra interna disposta trasversalmente e quasi saldata alla battigia .

4. CONCLUSIONI

La caratterizzazione morfodinamica delle spiagge in esame ha consentito di individuare sei settori che si sviluppano da S verso N alquanto diversificati.

I settori caratterizzati da un solo ordine di barre presentano uno stato intermedio, mentre quelli caratterizzati da un doppio ordine di barre, presentano uno stato dissipativo "di largo" relativo alla barra esterna ed uno stato intermedio "sottoriva", relativo alla barra interna (o alla barra-bassofondo). In quest'ultimo caso in perfetto accordo con le spiagge australiane del Nuovo Galles del Sud (Short & Aagaard, 1993).

Le condizioni idrodinamiche si esplicano attraverso uno schema di circolazione a celle litoranee, con onde di tipo *spilling* (a defluimento) che frangono ripetutamente sulle barre dissipando la loro energia su una zona ampia circa 280÷370 m con formazione di componenti del flusso che all'altezza della riva vengono deviate lungocosta verso le rientranze adiacenti e verso i canali più profondi come correnti di ritorno (*rip feeder* e *rip channel currents)*. Le onde incidenti tendono a spostare i sedimenti (e quindi le barre) verso riva mentre le *rip currents* li riportano verso il largo; nelle spiagge di tipo intermedio componenti del flusso lungocosta (*longshore currents*) complicano i processi morfodinamici e la stessa distribuzione dei materiali (Short, 1999).

Per l'area in esame, nel caso di onde provenienti dalla direzione media di modellamento 280° N, si può ipotizzare uno schema di circolazione a celle così come indicato dalla Fig. 6. Le celle di circolazione litoranea presentano un'ampiezza compresa tra 100 e 300 m con le correnti dirette verso riva posizionate sulla barra-bassofondo (settori a multibarre) o sulla parte della barra crescente che si protende verso riva (settori a barra singola) e con le correnti di ritorno (*rip currents)* posizionate nei truogoli che si sviluppano trasversalmente a partire dal gradino di battigia sui lati della barra crescente che si protende verso il largo (Komar, 1971; Sonu, 1972; Short, 1999).

Lungo la spiaggia di Citara, in particolare, le celle inducono una configurazione della linea di riva "ondulata" (ritmica) con ampi lobi verso mare e profonde rientranze verso terra generalmente in opposizione di fase con le ondulazioni della barra crescente.

La spiaggia sottomarina in esame configura una sorta di sistema chiuso limitato a S dal promontorio di P. Imperatore e a N e verso il largo da fondali rocciosi che a luoghi si elevano come una barriera subverticale dalla profondità di 12 m fin quasi alla riva.

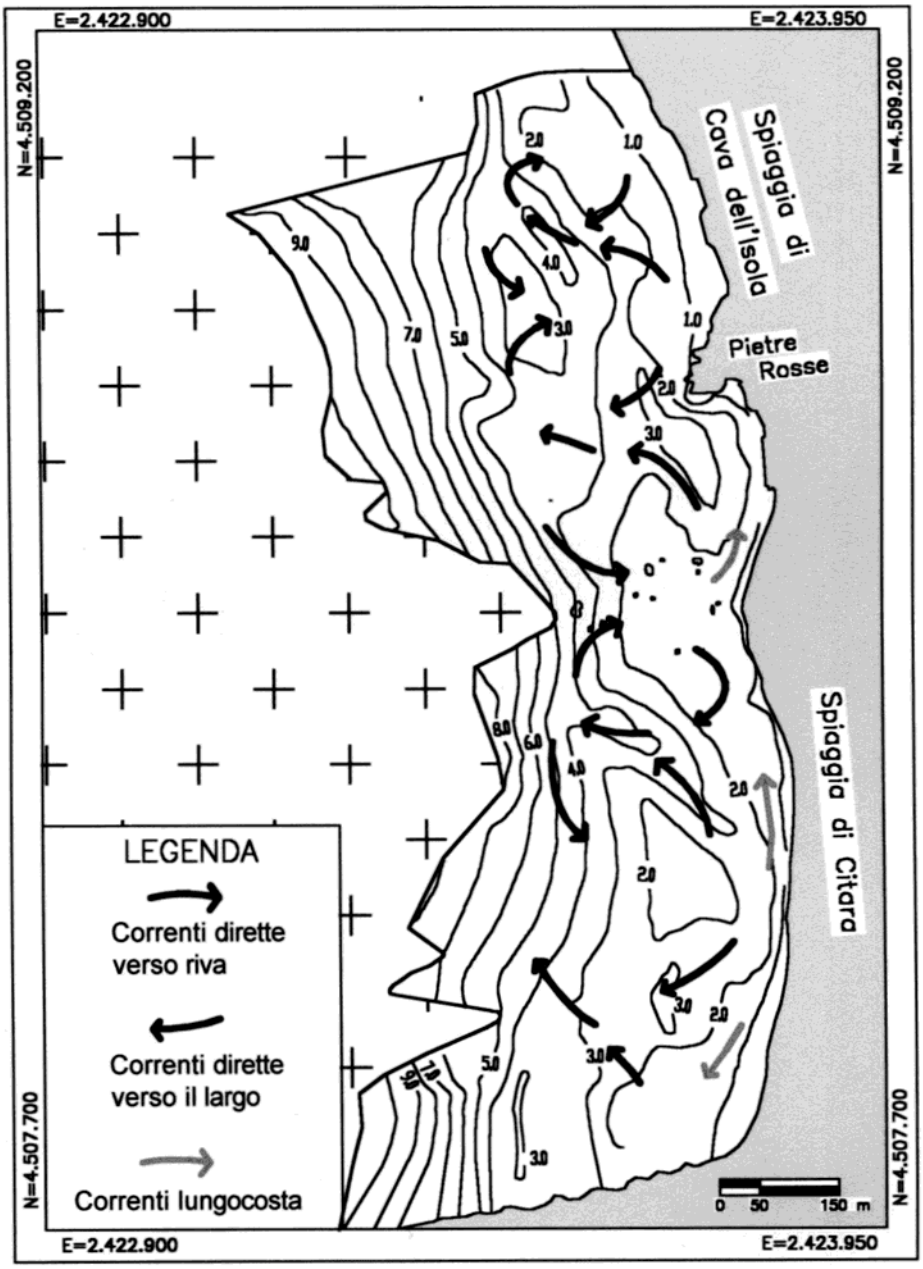


Fig. 6 - Ipotesi di schema di circolazione a celle litoranee con ondazioni provenienti dalla direttrice di modellamento 280° N.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia l'ing. Michelangelo Serpico per i preziosi suggerimenti relativi alle caratteristiche ondose del paraggio.

BIBLIOGRAFIA

Aagaard T. & Masselink G. 1999. The surf zone. In: Handbook of beach and shoreface morphodynamics (Short A.D. Ed.), J. Wiley & Son, England: 72-118.

Aagaard T., Nielsen J. & Greenwood B. 1998. Suspended sediment transport and nearshore bar formation on a shallow intermediate-state beach. *Marine Geology*, 148: 203-225.

Battjes J.A. 1974. Surf similarity. Proceedings 14th International Conference on Coastal Engineering. ASCE: 569-587.

Brambati A. & De Muro S. 1992. Dynamics of the bar and trough zone between Capo Testa and Punta Li Francesi (Northern Sardinia). *Bollettino di Oceanologia Teorica ed Applicata*, 10, N. 2-3-4. April-July-October 1992, 165-179.

Brambati A. & Finocchiaro F. 1988. Definizione dei regimi erosivi e deposizionali di un litorale mediante l'analisi della pendenza della spiaggia sottomarina. *Atti Ticinesi di Scienze della Terra*, 31: 469-491.

Cocco E., Iacono Y. & Iuliano S. 2001. Dinamica evolutiva delle spiagge di Cava dell'Isola-Citara (Isola d'Ischia, Campania). *Atti Associazione Italiana Limnologia*, 14, 291-302.

Cocco E. & Iuliano S. 2001. Primi risultati delle ricerche sui sistemi costieri italiani (PRIN 1998): casi studio lungo le coste dell'Isola d'Ischia (Campania). *Mem. Soc. Geol. It.*, 57: 509-515.

Fredsoe J & Deigaard R. 1992. Mechanics of coastal sediment transport. *Advanced series on ocean engineering*, 3, World Scientific, London, 369 pp.

Guza R.T. & Inman D.L. 1975. Edge waves and beach cusps. *Journal of Geophysical Research*, 87: 4133-4137.

Komar P.D. 1971. Nearshore circulation and the formation of giant cusps. *Bull. of the Geol. Soc. of America*, 82: 2643-2650.

Short A.D. 1999. Wave-dominated beaches. In: Handbook of beach and shoreface morphodynamics (Short A.D. Ed.), J. Wiley & Son, England: 173-203.

Short A.D. & Aagaard 1993. Single and multi-bar beach change models. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 15: 141-157.

Sonu C J. 1972. Field observation of nearshore circulation and meandering currents. *Journal of geophysical Research*, 77 (18): 3232-3247.

Sunamura, T. 1984. Onshore-offshore sediment transport rate in the swash zone of laboratory beaches. *Coastal Engineering in Japan*, 27: 205-212.

Wright L.D. & Short A.D. 1983. Morphodynamics of beach and surf zones in Australia. In: Handbook of Coastal processes and erosion (Komar P.D. Ed.), CRC Press, Boca Raton: 35-64.

Wright L.D., Chappell J., Thom B.G., Bradshaw M.P. & Cowell P. 1979. Morphodynamics of reflective and dissipative beach and inshore systems: Southeastern Australia. *Marine Geology*, 32: 105-140.

Ricevuto 16 gennaio 2003; revisionato 17 marzo 2003; accettato 5 maggio 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 93-103, luglio 2003

DISTRIBUZIONE ANNUALE E DESCRIZIONE DEGLI STADI LARVALI DI *CHAMELEA GALLINA* (L.) E *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAMARCK IN ADRIATICO CENTRO-MERIDIONALE

Cristina Angela CORDISCO[1], Michele ROMANELLI[1], Pasquale TROTTA[2]

[1]Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, Roma
[2]Istituto per gli Ecosistemi Costieri-CNR, Lesina (FG)

ABSTRACT

Seasonal fluctuations and larval stage description of Chamelea gallina (L.) and Mytilus galloprovincialis Lamarck from the Central-Southern Adriatic Sea

This study focused on the monitoring of the seasonal abundance along the western coast of the Central-Southern Adriatic Sea of the larval stages of two commercially important bivalves such as the baby clam *Chamelea gallina* and the mussel *Mytilus galloprovincialis* .

Samplings were carried out monthly, from 2000 to 2002, along the Italian Adriatic coast, between the Trigno River (Molise region) and the Fortore River (Northern Apulia) outflows, at 500 m from the coastline, by hauling plankton-nets just under the sea surface. Plankton samples were examined as soon as possible (never beyond 36 hours since the collection) under a standard stereoscope. During the 2002 spawning season of *C. gallina* and *M. galloprovincialis* all pelecypod larvae were incubated in the laboratory up to their juvenile stages (spats) in order to be clearly identified.

Clam larvae were abundant in late spring and in summer, mussel larvae were found in March-June of both study years. Moreover, small numbers of larvae from both species were occasionally found in other months of the year.

The identification of the larvae resulted to be possible starting either from the veliger or the pediveliger stages. In *C. gallina* these developmental stages are typically "fan-shaped" , the umbo is prominent and slightly twisted toward the hinge. Lengths of the still transparent shells range 160-200 and 200-350 μm respectively for the clam veliger and pediveliger. In the same larval stages of *M. galloprovincialis* (respectively 160-250 μm and 250-380 μm) the valvae are somewhat elongated and one black "macula" is typically seen. This small black spot disappears when the larvae later turn to spats.

RIASSUNTO

In questo lavoro sono riportate la frequenza di distribuzione su scala annuale e la descrizione degli stadi larvali di due specie di molluschi bivalvi, di apprezzabile valore

commerciale, la vongola comune (*Chamelea gallina*) e il mitilo (*Mytilus galloprovincialis).*

I campionamenti, avvenuti su base mensile, per la durata totale di due anni, sono stati effettuati con retino da plancton lungo la fascia costiera adriatica centro-meridionale, tra la foce del fiume Trigno (Molise) e quella del fiume Fortore (Puglia settentrionale), trainando orizzontalmente l'attrezzo, appena sotto la superficie dell'acqua, mantenendosi a circa 500 m dalla costa. In laboratorio i campioni sono stati sempre osservati a fresco, appena possibile (mai oltre 36 ore dalla raccolta). Nei periodi di massiccia presenza delle forme larvali di bivalvi, si è provveduto ad isolare ed incubare le larve in laboratorio fino alla formazione dei giovanili, onde poterle identificare con sicurezza.

Le larve della vongola sono abbondanti, in tutti gli anni di campionamento, nel periodo tardo primaverile-estivo; mentre per le larve del mitilo il periodo di maggiore presenza è risultato essere marzo-giugno. Per entrambe le specie è stata osservata una presenza sporadica di larve anche in altri periodi dell'anno.

Il riconoscimento delle larve delle due specie avviene allo stadio di veliger avanzato o con più sicurezza in quello di pediveliger. La larva di vongola ha una caratteristica forma a ventaglio con l'umbone ben pronunciato, caratterizzato da una leggera ritorsione verso il punto di inserzione della cerniera; le dimensioni sono di 160-200 μm di lunghezza del guscio (veliger) e 200-350 μm (pediveliger). Nel mitilo gli stadi di veliger (160-250 μm) e di pediveliger (250-380 μm) sono caratterizzati da un guscio leggermente oblungo e una macula scura, visibile attraverso le valve ancora trasparenti, che scompare quando gli esemplari passano allo stadio giovanile.

1. INTRODUZIONE

Nonostante la rilevanza economica dei bivalvi, quali importanti risorse per la pesca e l'acquacoltura, le conoscenze sull'ecologia dei loro stadi larvali sono piuttosto limitate. Questo stato di cose è in parte dovuto al fatto che le larve prelevate in natura devono essere allevate, in molti casi, fino alla fase giovanile per pervenire ad una corretta identificazione delle specie o, in alternativa, essere ottenute in laboratorio.

Mentre in altri paesi studi sullo sviluppo, biologia ed ecologia larvale dei bivalvi sono stati approfonditi nel corso degli ultimi decenni (Bayne, 1976 e 1983; Alcaraz & Dominguez, 1985; Gosling, 1992; Geffard *et al*., 2001), in Italia i dati sulla distribuzione spazio-temporale di questi organismi nel plancton delle nostre coste e gli studi sull'identificazione delle specie sono alquanto scarsi (Ceccherelli & Rossi, 1984; Ferrari & Ceccherelli, 1979; Malej, 1980; Paesanti *et al*., 1997); pertanto appare utile incrementare le informazioni disponibili in materia al fine di poterle utilizzare per più ampi studi di carattere ambientale (salubrità delle acque, ripopolamento attivo, effetti dovuti ad interventi di ripascimento o di posizionamento di frangiflutti) e di biodiversità.

Nel presente lavoro è stata presa in considerazione la distribuzione annuale e sono stati descritti gli stadi larvali di due specie di molluschi bivalvi di apprezzabile valore commerciale, *Chamelea gallina* (L.) e *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, presenti nel

plancton di alcune stazioni di campionamento situate lungo le coste del Molise e della Puglia settentrionale (Fig. 1). Quest'area è sede di importanti attività di pesca delle vongole e di mitilicoltura per cui potrebbe ospitare, almeno in alcune sue parti, *nurseries* di entrambe le specie in esame.

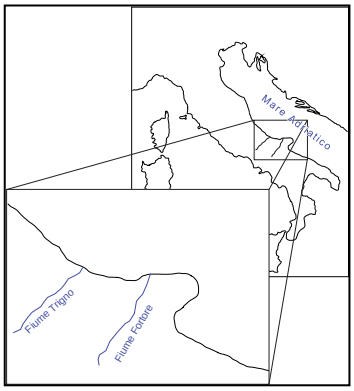


Fig. 1 - Area di campionamento.

2. MATERIALI E METODI

Nel periodo marzo 2000 – giugno 2002 sono stati svolti, con cadenza generalmente mensile, campionamenti planctonici in 5 stazioni costiere comprese tra le foci dei fiumi Trigno e Fortore utilizzando un retino da plancton avente maglia da 56 µm, 100 cm lunghezza e 30 cm di diametro alla bocca.

Nelle singole stazioni il retino era trainato orizzontalmente, a pelo dell'acqua, per un tempo standard di 3 minuti ed alla velocità di 0,5 m/s, mantenendosi sempre a 500 m dalla costa. Il fondale era prevalentemente di tipo sabbioso con profondità di 2-2,5 m, salvo nei punti soggetti a rimaneggiamenti per moto ondoso in cui la profondità era di solo 1,5 m. In coincidenza dei singoli prelievi (uno per stazione) sono stati rilevati i parametri di salinità e temperatura superficiale dell'acqua utilizzando strumenti portatili aventi precisione rispettivamente pari a 0,5 PSU e 0,1 °C. Al fine di ottenere quantitativi di larve utili per la successiva fase di incubazione furono svolti, nella primavera-estate 2002, con le medesime modalità operative, campionamenti supplementari della durata di 10 minuti con un retino dotato di maglia da 80 µm.

Il plancton ottenuto nei singoli campionamenti era risospeso in un volume standard di 200 ml di acqua di mare, conservato alla temperatura di 4 °C, ed esaminato, appena possibile (mai oltre 36 ore dalla raccolta), allo stereomicroscopio, a fresco. Nel corso dell'intero periodo di studio furono ottenuti, in 36 distinte uscite giornaliere, 180 campioni planctonici. La quantità di larve rilevata nei campionamenti è stata espressa, in sede di elaborazione dei dati, in forma di classi di abbondanza (Tab. 1).

Al fine di ottenere utili informazioni sul ciclo riproduttivo di *C. gallina*, quindi sulla presenza dei corrispondenti stadi larvali, furono svolte mensilmente, nel biennio 2000-2001, osservazioni morfologiche delle gonadi di 10 esemplari della specie di dimensioni 10-35 mm (Tab. 2a); in totale furono esaminati 290 esemplari. L'attri-

buzione delle stesse a diversi stadi di maturazione è stata condotta secondo lo schema proposto da Trotta & Cordisco (1998), riportato in Tab. 2b.

Tab. 1 - Distribuzione delle larve di *Chamelea gallina* e *Mytilus galloprovincialis* nei diversi campionamenti.

		Chamelea gallina		*Mytilus galloprovincialis*		Altre specie
Data	Sito	Abbondanza	Stadio e dimensioni	Abbondanza	Stadio e dimensioni	Abbondanza
1.03.00	Molise	++	Pdv (250-300 mm)	+++	Pdv (250-300 mm)	+++
23.03.00	Nord Puglia	+	Pdv (250-300 mm)	++	Pdv (250-300 mm)	0
10.05.00	Nord Puglia	+++	Vel (180-200 mm) + Pdv (300 mm)	+++	Pdv (300 mm)	0
11.05.00	Molise	++	Vel (180-200 mm) + Pdv (300 mm)	++	Pdv (300 mm)	0
30.05.00	Molise	+++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)	+	Pdv (300 mm)	0
31.05.00	Nord Puglia	+++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)	+	Pdv (300 mm)	++
5.07.00	Molise	++	Pdv (250-300 mm)	+	Pdv (300 mm)	0
18.07.00	Nord Puglia	++	Pdv (250-300 mm)	0	-	++
14.08.00	Nord Puglia	++	Pdv (280-300 mm)	0	-	++
14.09.00	Molise	++	Pdv (300 mm)	0	-	+
15.09.00	Nord Puglia	+	Pdv (300 mm)	0	-	0
15.11.00	Molise	+	Pdv (250-300 mm)	+	Pdv (250-300 mm)	+
16.11.00	Nord Puglia	+	Pdv (250-300 mm)	+	Pdv (250-300 mm)	++
10.01.01	Molise	0	-	+	Pdv (300 mm)	+
11.01.01	Nord Puglia	+	Pdv (350 mm)	0	-	+
7.02.01	Molise	0	-	0	-	0
7.02.01	Nord Puglia	0	-	0	-	0
11.04.01	Molise	++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-250 mm)	++	Vel + Pdv (200-300 mm)	++
12.04.01	Nord Puglia	+	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-250 mm)	+	Vel + Pdv (200-300 mm)	+
16.05.01	Molise	++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)	+	Vel + Pdv (200-300 mm)	0
17.05.01	Nord Puglia	++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)	+	Vel + Pdv (200-300 mm)	+
13.06.01	Nord Puglia	+	Pdv (250-350 mm)	0	-	0
14.06.01	Nord Puglia	+	Pdv (250-350 mm)	0	-	+
18.07.01	Molise	++	Pdv (280-350 mm)	0	-	0
13.09.01	Molise	+	Pdv (300 mm)	0	-	0
14.09.01	Nord Puglia	+	Pdv (300 mm)	0	-	0
30.10.01	Molise	0	-	0	-	+
31.10.01	Nord Puglia	0	-	0	-	0
15.02.02	Molise	+	Pdv (350 mm)	+	Vel (200-220 mm) + Pdv (220-300 mm)	+
15.02.02	Nord Puglia	0	-	+	Pdv (300 mm)	0
8.03.02	Molise	+	Pdv (270-350 mm)	++	Pdv (320-380 mm)	0
8.03.02	Nord Puglia	+	Pdv (320-350 mm)	+	Pdv (320-340 mm)	0
2.04.02	Molise	0	-	++	Vel (200-220 mm) + Pdv (220-250 mm)	+
2.04.02	Nord Puglia	0	-	++	Vel (200-220 mm) + Pdv (220-250 mm)	+
17.04.02	Molise	0	-	+	Pdv (220-280 mm)	++
17.04.02	Nord Puglia	0	-	+	Pdv (300 mm)	+++
6.05.02	Molise	0	-	++	Pdv (250 mm)	0
6.05.02	Nord Puglia	0	-	+	Pdv (250-280 mm)	0
22.05.02	Molise	++	Pdv (220-240 mm)	++	Pdv (250 mm)	+
22.05.02	Nord Puglia	++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-240 mm)	+	Pdv (250 mm)	++
10.06.02	Molise	+++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)*	++	Pdv (250-300 mm)*	0
10.06.02	Nord Puglia	++	Pdv (220-300 mm)	+	Pdv (250-300 mm)	0
17.06.02	Nord Puglia	+++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)*	+	Pdv (250-300 mm)	0
24.06.02	Molise	+++	Vel (180-200 mm) + Pdv (220-300 mm)*	+	Pdv (250-300 mm)	0

+: 1-3 larve/10 ml di campione; ++: 4-7 larve/10 ml di campione; +++: 8-10 larve/10 ml di campione; Vel: veliger; Pdv: pediveliger; * incubate

Nelle prove di allevamento, svolte nella parte terminale del periodo di studio, le larve furono incubate, in contenitori a base conica da 2 l, in PVC, in acqua di mare mantenuta a 27-30 °C e ben areata. Non sono stati effettuati cambi di acqua, ma per far fronte al processo di evaporazione venivano eseguite periodiche aggiunte (ogni 3-4 gg), in maniera tale da mantenere costante il volume totale. Le larve erano alimentate, *ad libitum*, con monocolture di *Isochrysis galbana* T-iso (Prymnesiophytae) (Trotta & Cordisco, 1998) regolandosi, nella somministrazione dell'alimento, in base al grado di

trasparenza dell'acqua di stabulazione. La concentrazione iniziale delle larve messe ad incubare era di 350-400 e di 80-120 esemplari, rispettivamente di *C. gallina* e *M. galloprovincialis*. La larve furono mantenute nei contenitori per l'intera durata della loro vita pelagica, fino alla comparsa dei primi giovanili. Nel corso della stabulazione lotti di larve erano periodicamente esaminate allo stereoscopio per seguirne la crescita, l'evoluzione morfologica e il tasso di sopravvivenza (Tab. III).

Tab. 2a - Stadi di maturazione delle gonadi di *C. gallina* negli anni di campionamento 2000-01.

	Molise	Puglia
mar-00	stadio II	
apr-00	stadi II-III	
mag-00	stadi III-IV	stadi III-IV
giu-00	stadi III-IV	stadio IV
lug-00	stadio V	stadi V-I
ago-00		stadio V
set-00	stadi I-II	stadio V
nov-00	stadio III	stadi II-III
gen-01	stadio III	stadi II-III
feb-01	stadio III	stadi II-III
apr-01	stadi III-IV	stadi III-IV
mag-01	stadio IV	stadio IV
giu-01	stadio IV	stadio IV
lug-01	stadio V	stadio V
set-01	stadio I	stadi I-II
ott-01	stadi I-II	stadi I-II

Tab. 2b - Stadi di maturazione delle gonadi di *C. gallina* in accordo a quanto decritto per altre specie di bivalvi (Trotta & Cordisco, 1998)

stadio I	indifferenziato, gonadi non ancora sviluppate e sesso non distinguibile.
stadio II	inizio gametogenesi, le gonadi cominciano a svilupparsi nella regione del piede e intorno alla ghiandola digestiva, i sessi iniziano a distinguersi.
stadio III	gonade sviluppata, di tessuto compatto, di colore bianco latte in entrambi i sessi.
stadio IV	stadio riproduttivo, la gonade molto estesa nella regione podalica, fluente al tatto.
stadio V	spento, la gonade è in fase post riproduttiva o in regressione, gonadi flaccide, presenti un piccolo numero di gameti, difficilmente distinguibili i sessi.

Tab. 3 - Numero di larve incubate e % di sopravvissute alla fine della prova.

C. gallina	lotto A			
Data	24.06.02	30.06.02	15.07.02	31.08.02
N larve incubate e %	350-400	40%	20%	10%
di sopravvissuti				
	lotto B			
Data	27.06.02	2.07.02	18.07.02	31.08.02
N larve incubate e %	350-400	40%	20%	8%
di sopravvissuti				
M. galloprovincialis	lotto A			
Data	24.06.02	5.07.02	16.07.02	31.08.02
N larve incubate e %	80-120	50%	25%	10%
di sopravvissuti				
	lotto B			
Data	27.06.02	7.07.02	18.07.02	31.08.02
N larve incubate e %	80-100	50%	18%	8%
di sopravvissuti				

3. RISULTATI

Le larve campionate e poi incubate erano quasi tutte allo stadio di veliger o pediveliger, quindi il riconoscimento delle specie in esame è avvenuto allo stadio di

veliger avanzato o, con più sicurezza, in quello di pediveliger nel corso del quale il guscio dei Bivalvi inizia ad assumere forma e colorazione discriminanti.

3.1. *C. gallina*

I dati in Tab. 1 evidenziano che le larve di *C. gallina* risultarono più abbondanti nei campioni prelevati tra la tarda primavera e l'estate, pur avendo riscontrato la loro presenza nel biennio 2000-2001 già dal mese di gennaio fino a settembre, o poco più oltre nel primo anno di studio. Nel 2001 le larve di vongola furono però costantemente meno abbondanti rispetto a quanto registrato nei restanti periodi di campionamento. Il grafico in Fig. 2 evidenzia che la presenza di stadi larvali di vongola coincideva con valori di temperatura dell'acqua oscillanti tra 18-27 °C.

Le indicazioni ottenute dai campionamenti in mare sui periodi di maggiore presenza delle larve di vongola risultano in accordo con quanto rilevabile dai dati di maturità delle gonadi riportati in Tab. 2a.

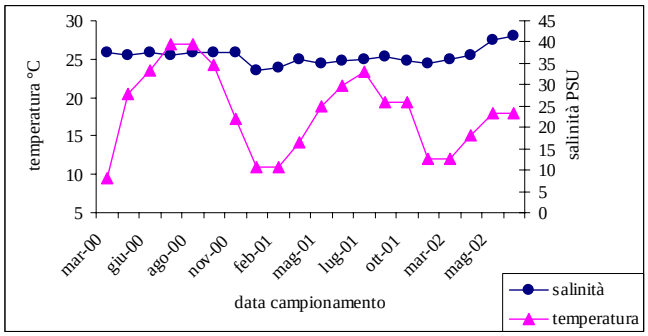


Fig. 2 - Temperature e salinità medie dell'acqua nei giorni di campionamento.

Le prove di allevamento, condotte partendo da due lotti di 350-400 larve di *C. gallina* (Tab. 3), hanno permesso di individuare gli stadi, finora non descritti, di veliger e pediveliger di questa specie. Entrambi gli stadi di sviluppo hanno forma a ventaglio, con dimensioni massime rispettivamente oscillanti tra 160-200 e 200-350 µm (Fig. 3).

Nelle condizioni di allevamento da noi adottate la durata dei due stadi in esame è risultata di 5-7 e 15-22 giorni, con livelli di sopravvivenza rispettivamente pari al 40% e 20% degli individui posti inizialmente in coltura.

A partire dallo stadio di veliger avanzato compare l'umbone, il quale diviene progressivamente più pronunciato nella successiva fase di pediveliger, mostrando una caratteristica ritorsione diretta verso il punto di inserzione della cerniera (Fig. 3). Fino a 500 µm di lunghezza il guscio risulta ancora trasparente ed, è quindi possibile distinguere la forma e i movimenti degli organi interni; a partire da questa dimensione iniziano ad apparire, sulla conchiglia, striature di colore marrone-arancio (Fig. 4) che poi si intensificano, mentre le valve si ispessiscono fino ad assumere la forma definitiva intorno a 1 mm di lunghezza, quando viene raggiunto lo stadio giovanile.

3.2. *M. galloprovincialis*

Nel corso del periodo di studio, stadi larvali di mitilo sono stati rinvenuti tra

l'inizio della primavera e l'inizio dell'estate (Tab. 1), quando i valori di temperatura dell'acqua di mare sono risultati approssimativamente compresi tra 10-20 °C (Fig. 2). Anche per questa specie i prelievi ottenuti nel 2001 fecero rilevare una minore presenza di stadi larvali (Tab. 1).

La morfologia della larva di questa specie appare simile a quanto riportato per altre aree geografiche (Hrs-Brenko, 1973; Gosling, 1992; Caceres-Martinez & Figueras, 1998; Caceres-Martines *et al.*, 1998). Infatti, le nostre prove di allevamento, partendo sempre da larve allo stadio di veliger e pediveliger di dimensioni di 200-250 µm e 250-380 µm rispettivamente, hanno confermato l'esistenza di una macula scura associata, già a partire dallo stadio di veliger (220 µm di lunghezza del guscio), ad un'incipiente asimmetria delle valve che costituisce un importante carattere diagnostico per l'identificazione della specie (Fig. 5). Gli stadi di veliger e di pediveliger, morfologicamente simili, si differenziano principalmente per la scomparsa del velum e la comparsa del piede nel secondo, oltre che per le dimensioni; per i diversi esemplari di mitilo esaminati, i due stadi hanno avuto una durata rispettivamente di 10-15 gg e 20-25 gg, fino a raggiungere una dimensione di circa 400 µm. A questo punto iniziava la metamorfosi e la fissazione degli animali alle pareti, attraverso la secrezione di bisso, con pronunciate modifiche morfologiche del guscio a partire da 700 µm di lunghezza. Negli individui di dimensioni intorno a 1 mm, le valve iniziavano ad assumere una colorazione marrone-viola .

Nelle condizioni di allevamento adottate, il 50% degli individui isolati (due lotti di circa 100 esemplari) giunse a 10 giorni di vita, il 15-20 % a 22 giorni, mentre 8-10% sopravvisse per due mesi (Tab. 3).

Fig. 3 - Pediveliger di *C. gallina*, 300 µm di lunghezza, 20 gg di età. La freccia indica la ritorsione presente nella regione dell'umbone.

Fig. 4 - Giovanile di *C. gallina*, 500 µm di lunghezza, 30 gg di età. Le frecce indicano le prime striature del guscio.

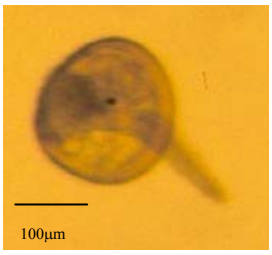


Fig. 5 - *M. galloprovincialis*, stadio di veliger avanzato, 250 µm di lunghezza, 15 giorni di età. Al centro è visibile la tipica "macula".

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I campionamenti planctonici effettuati nel corso della nostra indagine hanno evidenziato una buona ripetitività del periodo di presenza degli stadi larvali delle due specie bersaglio, che coincide con inizio primavera - inizio estate e fine primavera - fine

estate rispettivamente per i mitili e la vongola comune. I periodi di maggiore presenza sono risultati in linea con le indicazioni fornite dall'esame delle gonadi di individui adulti di *C. gallina* o con quanto noto in letteratura sulla stagione riproduttiva di entrambe le specie, sia per l'area in esame che per altri settori geografici (Corral & Alvarez-Osorio, 1978; Marano *et al*., 1982; Casali, 1984; Alcaraz & Domìnguez, 1985; Caceres-Martinez & Figueras 1998; Caceres-Martinez *et al*., 1998).

La differente stagionalità dei periodi di presenza degli stadi larvali delle due specie trova presumibilmente spiegazione nelle loro esigenze termiche, poiché le larve di mitilo furono rinvenute a temperature dell'acqua di 10-20 °C e quelle di *C. gallina* in corrispondenza di valori superiori a 18°C. Il persistere di temperature intorno a 18-20 °C presumibilmente spiega l'esistenza di una "coda riproduttiva" fino ad oltre il mese di settembre nel corso dei prelievi del 2000.

Nel 2001 fu costantemente rilevata una minore presenza, rispetto ad altri periodi di studio, di larve delle due specie bersaglio e di altri bivalvi non identificati, fenomeno che però non è apparso collegato ad evidenti anomalie termiche delle acque costiere dell'area di campionamento (Tab. 2 e Fig. 2).

Le prove di allevamento condotte nel 2002 hanno permesso descrivere, per la prima volta, gli stadi di veliger e pediveliger di *C. gallina* e di seguirne la crescita fino allo stadio giovanile. I primissimi stadi di sviluppo della specie, dall'uovo fecondato al veliger *D-shape*, non sono stati individuati in quanto i campioni di plancton esaminati presentavano tutte forme in stadio di sviluppo più avanzato. Inoltre, dalla letteratura di riferimento (Rees, 1950; Loosanoff, 1954; Loosanoff & Davis, 1963; Loosanoff *et al*., 1966; Savage & Goldberg, 1976; Le Pennec, 1980; Wolowicz, 1987; Gustafson & Lutz, 1992; Nichols & Black, 1994; Walker *et al*., 1995; Cordisco, 1997) risulta che i primi stadi di sviluppo larvale dei Bivalvi (uovo, trocofora e veliger *D-shape*) sono molto simili in tutte le specie di bivalvi descritte, pertanto la loro identificazione appare difficile basandosi solo su criteri morfologici. Solo a partire da dimensioni della conchiglia intorno a 160-180 µm la forma e l'aspetto della larva iniziano a differire nelle diverse specie e a costituire utili elementi discriminanti. Questo è confermato anche dalla descrizione dei citati stadi larvali di *C. gallina* riportata nel presente lavoro.

Nel caso di *M. galloprovincialis* i nostri dati hanno dimostrato che la morfologia degli stadi larvali allevati era sostanzialmente analoga a quanto riportato in letteratura per altre aree geografiche (Hrs-Brenko, 1973; Bayne, 1976; Gosling, 1992; Caceres-Martinez *et al*., 1998). In merito alla durata dell'intera fase pelagica, pur esistendo discrepanze tra le diverse fonti poiché i tempi di sviluppo oscillano tra un minimo di 15-35 gg (Bayne, 1976) e un massimo di 30-40 gg (Aguirre, 1979), essi appaiono complessivamente in accordo con quanto riscontrato nel presente lavoro.

In condizioni di allevamento in laboratorio, sensibili oscillazioni dei tempi di sviluppo sono connessi ai parametri chimico-fisici dell'acqua di stabulazione e all'efficacia dell'alimentazione, elemento a sua volta connesso alla composizione e modalità di somministrazione del prodotto (Walne, 1963; Millican & Helm, 1994; Cordisco, 1997). Inoltre si deve considerare che simili oscillazioni nella durata della fase larvale possono considerarsi in un certo qual modo "fisiologiche", dato che sono state osservate anche in natura ove si è visto che gli esemplari possono ritardare la metamorfosi verso lo stadio giovanile quando sono presenti fattori avversi (Caceres-Martinez & Figueras,

1998). In base a quanto esposto si può supporre che le condizioni di allevamento da noi adottate abbiano determinato, almeno nella fase di rodaggio dell'attività, un rallentamento dei tempi di sviluppo, presumibilmente più a causa dell'irregolare regime di somministrazione dell'alimento che per altri fattori quali le sue caratteristiche nutrizionali o le condizioni di temperatura e salinità dell'acqua di stabulazione.

Al di là di queste considerazioni, i discreti risultati da noi ottenuti nelle prove di allevamento, sia in termini di sopravvivenza che di regolarità dello sviluppo, dimostrano che gli stadi larvali possono essere fatti crescere, in assenza di forti vincoli relativi a tempi, costi e volumi produttivi, anche operando in condizioni di "fortuna" quali quelle spesso esistenti in studi sul campo. Alla luce della rilevanza che l'ecologia degli stadi larvali ha nella comprensione dei processi di reclutamento dei molluschi bivalvi appare auspicabile che studi analoghi a questo siano svolti nei prossimi anni con approcci progressivamente più complessi, al fine di fornire ulteriori elementi conoscitivi per suggerire corrette pratiche di gestione e/o incremento della produzione naturale, come auspicato anche da altri autori (Froglia, 2000) .

BIBLIOGRAFIA

Aguirre M.P. 1979. Biologìa del mejillòn (*Mytilus edulis*) de coltivo de Rìa de Vigo. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr*., 5: 107-160.

Alcaraz M. & Domìnguez M. 1985. Larvas de moluscos lamelibranquios en la ria de Pontevedra (NO de España): ciclo anual. *Invest. Pesq*., 49 (2): 165-173.

Bayne B.L. (ed.). 1976. Marine mussels: their ecology and physiology. *International Biological Programme*, 10, Cambridge University Press.

Bayne B.L. 1983. Physiological ecology of marine molluscan larvae. In: The Mollusca (Verdonk N.K., Van den Biggelaar & Tompa A.S. Eds.). Accademic Press, London, 3: 299-335.

Caceres-Martinez J. & Figueras A. 1998. Distribution and abundance of mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) larvae and post-larvae in Ria de Vigo (NW Spain). *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 229: 277-287.

Caceres-Martinez J., Robledo J.A.F. & Figueras A. 1998. Long-term survey on wild and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) reproductive cycles in Ria de Vigo (NW Spain). *Aquaculture*, 162: 141-156.

Casali P. 1984. Resumè des paramètres biologiques sur *Venus gallina* L. en Adriatique. *FAO Fish. Rep.*, 533: 43-54.

Ceccherelli V.U. & Rossi R. 1984. Setlment, growth and production of the mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 16: 173-184.

Cordisco C.A. 1997. Identificazione di stadi larvali di bivalvi filtratori, ricorrenti in ambienti lagunari e costieri. *Relazione consuntiva dell'attività svolta per l' ISEC-CNR*, luglio 1996-febbraio 1997.

Corral J. & Alvarez-Osorio T. 1978. El zooplancton de la Ria de Arosa (NO de España). Composiciòn y distributiòn de las comunitades en un ciclo anual. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr*., 4: 133-163.

Ferrari I. & Ceccherelli V.U. 1979. Ricerche sullo zooplancton in ambienti lagunari dell'Adriatico settentrionale. *Nova Thalassia*, 3 (suppl.): 113-131.

Froglia C. 2000. Il contributo della ricerca scientifica alla gestione della pesca dei molluschi bivalvi con draghe idrauliche. *Biol. Mar. Medit.*, 7 (4): 71-82.

Geffard O., His E., Budzinski H., Seaman M. & Garriguez P. 2001. In situ monitoring of sea water quality with the embryo-larval bioassay of *Cassostrea gigas* and *Mytilus galloprovincialis*. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Serie III Sciences de la Vie*, 324: 1149-1155.

Gosling E. 1992. The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. *Developmnts in Aquaculture and Fisheries Science*, 25: 53-85.

Gustafson R.G. & Lutz R.A. 1992. Larval and early post-larval development of the protobranch bivalve *Solemya velum* (Mollusca: Bivalvia). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 72: 383-402.

Hrs-Brenko M. 1973. The study of mussel larvae and their settlement in Vela Draga Bay (Pula, the northern Adriatic sea). *Aquaculture*, 2: 173-182.

Le Pennec M. 1980. Premieres observations sur la morphogenese de la coquille larvaire de *Spisula subtruncata* (Da Costa) en elevage experimental. *Cah. Biol. Mar.*, XXI: 403-408.

Loosanoff V.L. 1954. New advances in the study of the bivalve larvae. *Am. Sci.*, 42: 607-624.

Loosanoff V.L. & Davis H.C. 1963. Rearing of bivalve molluscs. *Adv. Mar. Biol.*, 1: 1-136.

Loosanoff V.L., Davis H.C. & Chanley P.E. 1966. Dimensions and shapes of larvae of some marine bivalve molluscs. *Malacologia*, 4: 351-435.

Malej A. 1980. Alcune considerazioni sulla biomassa e sulla produzione zooplanctonica nella parte orientale del Golfo di Trieste. *Nova Thalassia*, 4: 75-80.

Marano G., Casavola N., Saracino C. & Rizzi E. 1982. Riproduzione e crescita *Chamelea gallina* (L.) e *Venus verrucosa* (L.) (Bivalvia: Veneridae) nel basso Adriatico. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, XII (2): 93-110.

Millican P.F. & Helm M.M. 1994. Effect of nutrition on larvae production in the European flat Oyster, *Ostrea edulis*. *Aquaculture*, 123: 83-94.

Nichols S.J. & Black M.G. 1994. Identification of larvae: the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), quagga mussel (*Dreissena rosteriformis bugensis*), and Asian clam (*Corbicula fluminea*). *Can. J. Zool.*, 72: 406-417.

Paesanti F., Piva P., Prioli G. & Maffei M.1997. Reperimento di novellame selvatico mediante sistemi di reclutamento di larve di molluschi bivalvi di interesse commerciale. *Biol. Mar. Medit.*, 4 (1): 335-338.

Rees C.B. 1950. The identification and classification of lamellibranch larvae. *Bull. Mar. Ecol.*, 3: 73-104.

Savage N.B. & Goldberg R. 1976. Investigation of practical means of distinguishing *Mya arenaria* and *Hiatella sp.* Larvae in plankton samples. *Proc. Natl. Shellfisheries Assoc.*, 66: 42-53.

Trotta P. & Cordisco C. 1998. Gonads maturation conditioning and spawning at lab scale, and maturation cycle in the wild of *Caerastoderma glaucum* (Bruguiére). *J. Shellfish Res.*, 17(4): 919-923.

Walker R.L., O' Beirn F.X. & Hurley D.H. 1995. Embrionic and larval development of the southern surf clam, *Spisula solidissima similis* (Say, 1822). *Triennal Meeting of Fish Culture Section of American Fisheries Society World Aquaculture Society Nation Shellfisheries Association*, 14, 281.

Walne P.R. 1963. Observations on the food value of seven species of algae to the larvae of *Ostrea edulis* . I. Feeding Experiments. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 43: 767-784.

Wolowicz M. 1987. Larval development of *Cardium* and *Cerastoderma hauniense* (Bivalvia) from the Gdansk Bay. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 34: 107-117.

Ricevuto 4 febbraio 2003; revisionato 25 febbraio 2003; accettato 17 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 105-114, luglio 2003

POPOLAMENTO BENTONICO DELLE SECCHE DELLA MELORIA: DUE CATINI A CONFRONTO

Anna Maria DE BIASI, Federica GAI, Lorenzo PACCIARDI, Valeria SEVERI

Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina G. Bacci,
V. le N.Sauro 4, 57100 Livorno, Italy

ABSTRACT

***Benthic assemblages of the Meloria Shoals: comparing two* "catini"**

Meloria Shoals are an area located 1,5 km miles off the Leghorn coast (South Ligurian Sea) characterised by shallow rocky bottoms (from 2 to 30 m depth) about 30-40-km^2 wide. In this area peculiar semi-circular depressions inside the calcarenitic platform (beach rock), named "Catini" by the local fishermen are present.

In this study benthic assemblages of two "catini", similar from a morphological point of view and only few meters apart have been investigated. Five replicate samples were collected, diving, on a surface of 30 x 40 cm. A small quota of sediment was collected for particle size analysis. Data were analysed using multivariate and univariate techniques. A matrix of similarities between "catini" was obtained using Bray Curtis index on square root transformed data. The ordination plot was obtained by non-metric multidimensional scaling (nMDS). Formal significance test for differences between "catini" were performed using one way Anosim test. The Simper routine was used to obtain which taxa mostly contribute to the dissimilarity between the two catini. The same analyses were re-run at genus and family level. Macrobenthic community structure was analysed by number of individuals (N), number of species (S), Shannon-Wiener's diversity index (H′) and Margalef's richness index (D).

The benthic assemblages of the two catini differ more in their species compositon than in their structure.

RIASSUNTO

Le Secche della Meloria (Mar Ligure Meridionale) rappresentano un ambiente di bassi fondali rocciosi che occupano una superficie di 40 km^2 estendendosi fino a circa 12 km al largo della costa livornese. Quest'area è caratterizzata da peculiari depressioni pseudocircolari, definite catini. L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di mettere a confronto due catini macroscopicamente simili e topograficamente vicini per rilevare eventuali differenze compositive e strutturali dei popolamenti bentonici che li colonizzano. Il prelievo di sedimento per lo studio della comunità bentonica è stato effettuato utilizzando superfici di 30x40 cm per un volume di 4 litri tramite immersione

subacquea. In entrambi i catini sono state effettuate 5 repliche. Un'ulteriore aliquota è stata prelevata per l'analisi granulometrica del sedimento. La rielaborazione statistica dei dati si è avvalsa del non-MetricmultiDimensionals Scaling (nMDS), la matrice di similarità è stata ottenuta attraverso l'indice di Bray-Curtis, il test Anosim (one-way) ha permesso di valutare le differenze tra catini e tramite la procedura Simper sono stati determinati i contributi percentuali alla dissimilarità delle singole specie, dei generi e delle famiglie tra catini. Il presente studio consente di affermare che i due catini simili ospitano popolamenti che differiscono maggiormente negli aspetti compositivi rispetto a quelli strutturali.

1. INTRODUZIONE

Grazie agli studi tradizionali che risalgono almeno al Rinascimento (XV e XVI secolo) la flora e la fauna marina del Mediterraneo sono fra quelle meglio conosciute al mondo (Bianchi, 1996). Inoltre, la descrizione delle associazioni bentoniche e della loro zonazione rappresenta da anni un punto focale di ricerca per molti naturalisti e biologi. In particolare la letteratura annovera molteplici esempi di studi in cui dati di abbondanza specifica e variabili ambientali sono rielaborati attraverso modelli di regressione basati sull'assunzione che l'abbondanza dipenda dall'ambiente, approccio che Whittaker (1967) designa come analisi diretta dei gradienti. Sebbene tramite tali studi non sia sempre stato possibile dimostrare delle relazioni causa-effetto, le osservazioni hanno comunque messo in risalto l'esistenza di correlazioni tra variabili ambientali e distribuzione dei popolamenti.

L'obiettivo di questo lavoro, anch'esso descrittivo, è quello di mettere a confronto due ambienti macroscopicamente simili per rilevare eventuali differenze dei popolamenti bentonici che li colonizzano.

Lo studio è stato condotto nelle Secche della Meloria (Mar Ligure sud-orientale) caratterizzate, come le vicine Secche di Vada, da peculiari depressioni pseudocircolari definite localmente catini. Tali formazioni si sono originate su un substrato prevalentemente roccioso ("Panchina" fossilifera) a seguito di fenomeni erosivi causati da movimenti di ingressione marina (Giannelli *et al.*, 1981). I catini occupano un'area limitata delle Secche e pertanto sottostanno a simili condizioni di idrodinamismo, profondità, orientamento ed esposizione. In quest'area sono stati scelti due catini macroscopicamente simili entrambi riconducibili al tipo 2 secondo la distinzione di De Biasi & Gai (2000).

L'obiettivo di questo lavoro è quello di valutare se a fronte di tale omogeneità e della vicinanza (decine di metri) fra i due siti di studio, anche i popolamenti bentonici risultano simili da un punto di vista compositivo e strutturale.

Inoltre lo studio è stato condotto per verificare se l'eventuale similarità è rilevabile a livello qualitativo (presenza/assenza), quantitativo (densità) e se tali considerazioni valgono fino al livello di famiglia. L'uso di livelli tassonomici superiori alla specie è stato proposto da Warwick (1988 a, b) nei programmi di monitoraggio ambientale. Per gli indubbi vantaggi – riduzione dei tempi di sorting e dei rischi di errata identificazione – e la contenuta perdita di informazione questo metodo ha trovato largo uso negli anni

novanta in differenti habitat inquinati (Heip *et al.*, 1988; Ferraro & Cole, 1990; Gray *et al.*, 1990; Platt *et al.*, 1990; Warwick *et al.*, 1990; Agard *et al.*, 1993; Smith & Simpson, 1993; Pagola-Carte & Saiz-Salinas, 2000; Macfarlane & Booth, 2001). Recentemente alcuni Autori hanno adottato questo approccio per investigare le modalità di distribuzione dei popolamenti bentonici (Chapman, 1998; Mistri & Rossi, 2001; Mistri *et al.*, 2001; De Biasi *et al.*, 2003) suggerendo possibili altri usi di questo metodo e sottolineando la neccessità di testarlo nel maggior numero di casi possibili prima di poterlo proporre come generalizzabile.

2. MATERIALI E METODI

Il campionamento è stato svolto nell'estate del 2000 nelle Secche della Meloria (Mar Ligure meridionale) situate a circa 7 km a Nord-Ovest di Livorno. Tali Secche rappresentano un'area di bassi fondali rocciosi, circondati da fondali fangosi, ed occupano circa 40 km^2 estendendosi fino a 12 km al largo della costa. Il corpo centrale delle Secche della Meloria ha una profondità che varia da un minimo di 2-3 metri, in prossimità della Torre e del Faro della Meloria, fino ad un massimo di circa 30 metri. In tali Secche sono state rilevate diverse tipologie ambientali fra cui i catini. Questo termine è stato coniato dai pescatori locali ma viene diffusamente utilizzato anche nella letteratura scientifica già dagli anni sessanta (Bacci *et al.*, 1969; Fierro *et al.*, 1969).

Il maggior numero di tali formazioni si trova nel settore sud-occidentale delle Secche. Infatti da un'indagine di mappatura effettuata utilizzando il side scan sonar ed il R.O.V., sono stati evidenziati 27 catini. L'elevato numero ci consente di definire tali formazioni come un habitat a sé stante e non come depressioni occasionali. Il sedimento che si ritrova sul fondo è generalmente grossolano di origine organogena e parzialmente terrigena (De Biasi & Gai, 2000).

Il prelievo di sedimento per lo studio della comunità bentonica è stato effettuato in immersione, campionando in ogni occasione 5 repliche, ognuna del volume di 4 litri.

Un'ulteriore replica è stata prelevata per l'analisi tessiturale del sedimento. La granulometria è stata definita utilizzando la classificazione di Udden-Wentworth. Ogni campione è stato lavato in una soluzione di perossido di idrogeno al 16% per 24 ore e successivamente è stato passato su setacci di maglia 63 μm per separare la frazione fine. La componente sabbiosa è stata trattata utilizzando una serie di setacci con maglia variabile da 0 Phi a +4 Phi. Le condizioni idrodinamiche che caratterizzano l'area di studio sono state stimate analizzando i valori di Skewness come suggerito da Folk & Ward (1957).

Per l'analisi delle comunità bentoniche il campione è stato setacciato su maglia 0,5 mm e gli organismi rinvenuti sono stati conservati in formalina al 5%, separati per grandi taxa ed identificati, quando possibile, a livello di specie. Per investigare la struttura della comunità macrozoobentonica sono stati calcolati numero di specie (S), abbondanza totale (N), ricchezza specifica di Margalef (D) e diversità specifica di Shannon Weaver (H').

Il piano di ordinamento (per i diversi livelli tassonomici) è stato ottenuto attraverso il non-Metricmulti Dimensional Scaling (nMDS) applicato alla matrice di abbondanza dopo aver trasformato i dati secondo la doppia radice quadrata. La matrice

di similarità è stata ottenuta attraverso l'indice di Bray-Curtis. Inoltre, al livello tassonomico di specie, è stata analizzata la matrice di presenza-assenza. Le differenze tra catini sono state valutate attraverso il test Anosim (one-way) (Clarke & Warwick, 1994a). I contributi percentuali delle singole specie, dei generi e delle famiglie alla dissimilarità tra catini sono stati determinati tramite la procedura Simper.

3. RISULTATI

3.1. Descrizione macroscopica dei catini ed analisi granulometrica

I due catini esplorati hanno un diametro simile dell'ordine di decine di metri (circa 25-30 metri). Presentano pareti con profilo sub-verticale costituite essenzialmente da roccia talvolta colonizzata da *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Hanno una profondità compresa tra 5 e 6 metri ed un dislivello variabile tra il bordo ed il fondo compreso tra 1 a 2 metri. Il popolamento associato risulta dominato da alghe tipicamente fotofile dell'infralitorale superiore quali: *Padina pavonica* (Linneaus), *Acetabularia acetabulum* (L.) P.C. Silva, *Codium bursa* (L.) C. Agardh, *Halimeda tuna* (Ellis et Solander), *Dasycladus vermicularis* (Scopoli*), Flabellia petiolata* (Turra) Nizamudin, *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamourox, *Caulerpa racemosa* (Forsskål) e *Caulerpa prolifera* (Forsskål). Il fondo non risulta generalmente colonizzato da alcuna specie algale. Solo in alcuni casi è presente *C. racemosa* (De Biasi *et al*., 1999). Il sedimento è costituito da sabbia grossolana con una quantità variabile di materiale conchigliare rappresentato da resti di bivalvi frammentati, gasteropodi e radioli di echinide. Dominante è la frazione sabbiosa, ma nel catino 2 è stata rilevata anche una cospicua percentuale di ghiaia (26,4%). Tale differenza granulometrica si riflette anche sui valori di Skewness (Sk): confrontando i parametri strutturali si evidenzia che il sedimento del catino 1 è moderatamente classato con Skewness nulla, mentre il sedimento del catino 2 risulta mal classato con Skewness negativa (Folk & Ward, 1957).

3.2. Panorama faunistico

In totale sono stati rinvenuti 5320 individui appartenenti ad 83 specie o *formæ* rappresentate da Anellidi (33 specie), Crostacei (27 specie), Molluschi (13 specie) ed Echinodermi (1 solo genere). Le altre specie rinvenute appartengono a Nematodi, Aracnidi, Platelminti, Nemertini, Sipunculidi e Cordati.

Gli Anellidi sono rappresentati quasi esclusivamente da Policheti (1056 Policheti e 88 Oligocheti) e fra questi dominano le famiglie dei Protodrillidae, Saccocirridae ed Hesionidae. Policheti e Crostacei costituiscono da soli oltre il 50% dell'abbondanza totale. I primi sono presenti con un numero maggiore di specie, ma con un numero minore di individui rispetto ai secondi (1144 rispetto a 1844). Il gruppo più cospicuo dei Crostacei è rappresentato dagli Anfipodi ed in partico-lare le specie *Caprella lilliput* e *Stenothoe elachista*, rispettivamente 389 e 865 indivi-dui, da sole costituiscono il 68% dell'abbondanza del *phylum*. Il gruppo dei Copepodi Arpacticoidi è fortemente rappresentato (476 individui), ma la determinazione a livello di specie non è stata condotta.

Per quanto riguarda il *phylum* dei Molluschi l'unica specie degna di nota è *Spisula subtruncata* che, in termini di abbondanza, costituisce il 58% di tale gruppo.

Una situazione singolare è rappresentata dagli Echinodermi in quanto è stato rilevato un unico genere (*Amphiura* sp.) presente unicamente nella sua forma giovanile.

Fra gli altri gruppi i Nematodi costituiscono il 31% del popolamento con 1641 individui. Infine, si sottolinea la presenza di *Branchiostoma lanceolatum* come unico rappresentante del gruppo dei Cordati.

3.3. Analisi strutturale e compositiva del popolamento

Il numero totale di specie (S), l'indice di ricchezza specifica di Margalef (D) e l'indice di diversità specifica di Shannon Weaner (H'), sono risultati comparabili tra i due catini (Tab. 1). Al contrario il catino 2 presenta un'abbondanza più elevata rispetto al catino 1. Questa differenza è dovuta principalmente a Copepodi e ad *Amphiura* sp. Questi due taxa sono quasi assenti nel catino 1 e raggiungono abbondanze molto elevate nel catino 2. Anche il polichete *Saccocirrus papillocerus* è significativamente più abbondante nel catino 2 rispetto al catino 1.

Tab. 1 - Numero totale di specie (S), abbondanza totale (N), indice di ricchezza specifica di Margalef (D) e indice di diversità specifica di Shannon Weaner (H'). Sono indicati gli errori standard (n = 5).

	S	N	D	H'
Catino 1	26±1,5	403±11,8	4,186±1,16	2,134±0,36
Catino2	31±0,6	661±53,2	4,648±0,04	2,132±0,15

I piani di ordinamento ottenuti dal non-metric MultiDimensionalScaling applicato alla matrice di presenza-assenza ed alla matrice di abbondanza a diversi livelli tassonomici sono riportati in figura 1.

I due catini sono ben distinguibili già a livello compositivo (presenza/assenza, Fig. 1a), come confermato dall'analisi one-way Anosim (R=0,636; p<0,001).

I piani di ordinamento del nMDS per i diversi livelli tassonomici (specie, genere e famiglia) confermano una significativa separazione fra i due catini.

In particolare dal nMDS a livello di specie (Fig. 1b) i due catini si dispongono rispettivamente sul lato sinistro e destro del piano. Tale indagine evidenzia inoltre una maggiore variabilità fra le repliche nel catino 2 rispetto al catino 1. Il basso valore di stress ottenuto (0,04) fa ritenere, secondo Clarke & Warwick (1994b) come "perfetta" tale rappresentazione. Anche in questo caso la differenza tra i catini è risultata statisticamente significativa all'analisi one-way Anosim (R=0,820; p<0,001). Situazione simile si rileva nel nMDS ottenuto a livello di genere (Fig. 1c; stress 0,06). In tale rappresentazione i due siti di studio sono sempre separati, sebbene si evidenzi una diversa variabilità fra repliche. Nel catino 1 questa variabilità diminuisce tanto che le repliche tendono a sovrapporsi. Al contrario le repliche del catino 2 rimangono tutte separate e tendono a scindersi in due gruppi. Anche in questo caso l'Anosim rileva come statisticamente significative le differenze osservate (R=0,864; p<0,001).

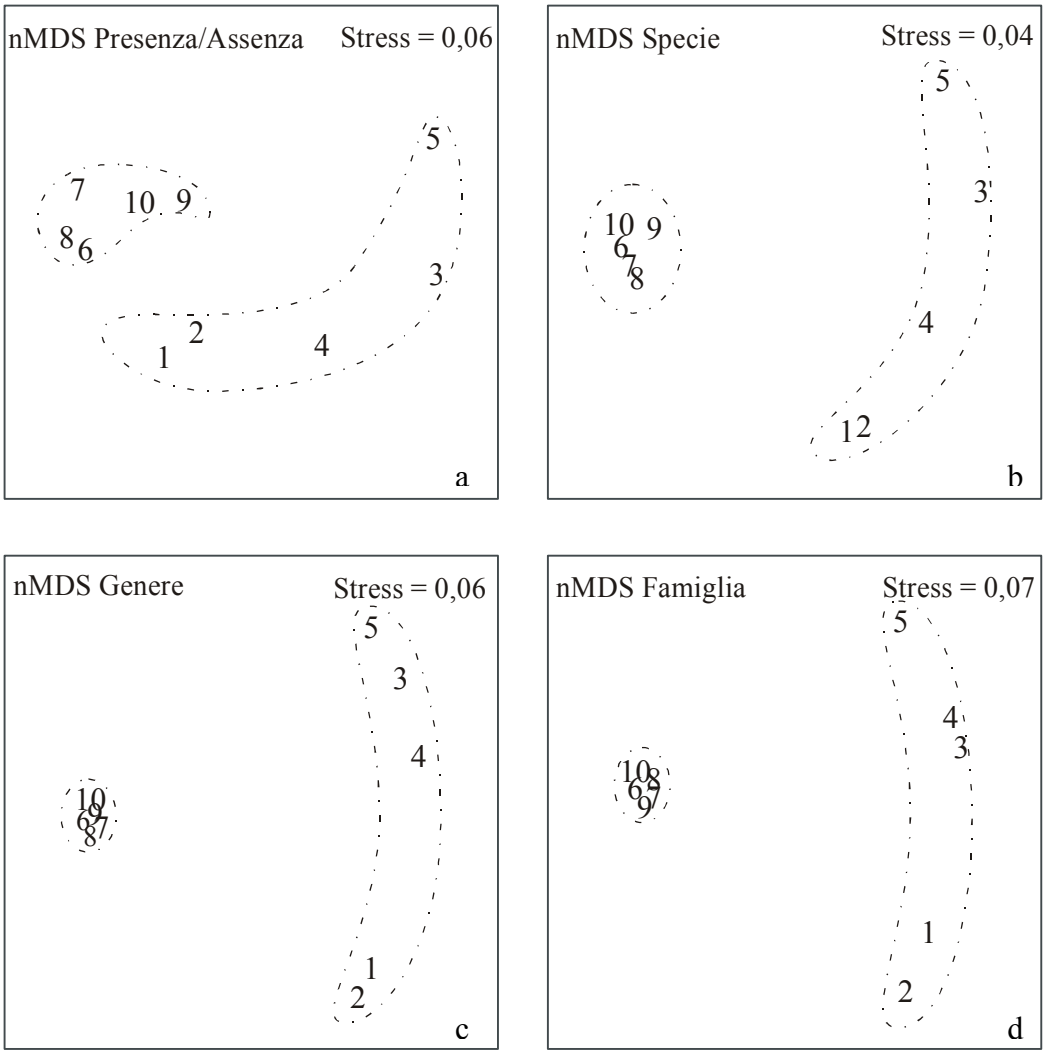


Fig. 1 - Piani di ordinamento ottenuti dal nMDS applicato alla matrice dei dati di presenza-assenza (a) ed alla matrice di abbondanza ai diversi livelli tassonomici: b) specie, c) genere, d) famiglia.

A livello di famiglia (Fig. 1d) permane la netta separazione fra i due catini e si rileva sempre una maggiore variabilità fra le repliche all'interno del catino 2 rispetto al catino 1. Anche in questo caso abbiamo un buon piano di ordinamento in quanto lo stress è pari a 0,07. L'Anosim rileva nuovamente come statisticamente significative le differenze osservate (R=0,876; p<0,001).

Nella tabella 2 sono riportati i taxa (specie, generi, famiglie) che contribuiscono maggiormente a discriminare i catini. La percentuale media di dissimilarità a livello di specie fra i due catini è pari al 51,42%. Il popolamento del catino 1 è fortemente rappresentato dai Nematodi, il catino 2 invece è dominato dalle specie *Stenothoe elachista* e *Caprella lilliput*. I Copepodi e *Amphiura* sp. (rispettivamente 4,90% e 4,79%) apportano il maggior contributo alla dissimilarità.

Tab. 2 - Risultati della Simper analysis. Abbondanze medie, con i relativi errori standard (n = 5) e contributo percentuale che ogni singolo taxon apporta alla dissimilarità fra i due catini. L'elenco è stato interrotto al raggiungimento di un contributo cumulativo pari al 30%.

TAXON	Catino 1 N±ES	Catino 2 N±ES	Contributo % alla di dissimilarità
SPECIE			
Copepode n.c	2±0,32	78±22,77	4,90
Amphiura sp.	1,2±0,95	65,4±30,36	4,79
Nerilla antennata	0	8,8±2,21	3,71
Spisula subtruncata	23±10,75	0	3,18
Caecum trachea	0	4,4±0,32	3,05
Idunella nana	0,2±0,32	37±3,79	2,99
Stenothoe elachista	18±1,26	775±46,17	2,93
Saccocirrus papillocercus	6,6±1,26	242±7,72	2,86
Pisione remota	4,2±2,53	1±0,00	2,60
GENERE			
Amphiura	1,2±0,95	65,4±30,36	5,65
Nerilla	0	8,8±2,21	4,38
Spisula	23±10,75	0	3,51
Idunella	0,2±0,32	7,4±3,79	3,50
Copepode n.c.	17,2±11,07	78±22,77	3,49
Stenothoe	18±1,26	155±46,17	3,46
Saccocirrus	6,61,26	48,4±7,27	3,41
Pisione	4,2±2,53	0,2±0,00	3,05
FAMIGLIA			
Amphiuridae	1,2±0,95	65,4±30,36	6,27
Nerillidae	0	8,8±2,21	4,86
Mactridae	23±10,75	0	4,15
Liljeborgiidae	0,2±0,32	7,4±3,79	3,88
Harpacticoidae	17,2±11,07	78±22,77	3,87
Stenothoidae	18±1,26	155±46,17	3,83
Saccocirridae	6,6±1,26	48,4±7,27	3,79

A livello di genere aumenta la similarità fra le repliche in ogni catino e diminuisce la dissimilarità fra i due siti di studio (44,93%). *Amphiura* e *Nerilla* sono i due generi che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità a questo livello tassonomico.

Infine a livello tassonomico superiore la comunità del catino 1, dominata dai Nematodi e dalla famiglia Protodrilidae, differisce dal catino 2, ben rappresentato dalle famiglie Stenothoidae e Caprellidae, per il 42,06%. Amphiuridae e Nerillidae sono le famiglie che contribuiscono maggiormente alla dissimilarità tra i due siti analizzati.

4. CONCLUSIONI

Il presente studio consente di affermare che i due catini, sebbene macroscopicamente simili e geograficamente vicini (decine di metri), ospitano popolamenti che differiscono maggiormente negli aspetti compositivi che strutturali.

Questi risultati avvalorano l'ipotesi che non è sempre possibile identificare delle relazioni causali tra forzanti ambientali e popolamento.

Le differenze riscontrate fanno ritenere che, nonostante la vicinanza, all'interno di ciascun catino agiscano dei processi differenti in grado influenzare uno o più momenti (reclutamento, insediamento, post-insediamento ecc.) della dinamica dei popolamenti stessi. Le differenze osservate analizzando la tessitura del sedimento fanno ipotizzare che all'interno dei due siti siano presenti modeste, ma significative differenze del regime sedimentario. Inoltre, secondo i dati di skewness nel catino 2 prevalgono i fenomeni di erosione, mentre nel catino 1 i fenomeni erosivi sono compensati dai fenomeni di sedimentazione (Folk & Ward, 1957).

I processi che stanno alla base di tali differenze potrebbero influire anche sulle modalità di insediamento larvale. Secondo Butman (1987, 1989) una possibile spiegazione dell'associazione tra una particolare specie ed una data tessitura del sedimento è che le larve possono essere depositate come particelle passive. Così se le caratteristiche delle larve passive e quelle dei sedimenti trasportati (dimensione delle particelle, velocità di caduta ecc.) sono simili allora le larve ed i sedimenti avranno un destino idrodinamico simile che origina una particolare associazione animale-sedimento (Snelgrove & Butman, 1994).

Sulla base di questa interpretazione si può ipotizzare che all'interno di ogni catino si creino dei peculiari microcircoli in grado di variare il regime idrodinamico "locale" e conseguentemente discriminare le specie in grado di insediarsi. Tale possibile spiegazione è in accordo con le differenze compositive osservate.

Queste considerazioni seppur emerse da un lavoro descrittivo forniscono un'utile base per la pianificazione di futuri disegni sperimentali che possano inequivocabilmente dimostrare delle relazioni causa-effetto tra le modalità di distribuzione dei popolamenti e le variabili ambientali alle quali sottostanno.

BIBLIOGRAFIA

Agard J.B.R., Gobin J. & Warwick R.M. 1993. Analysis of marine macrobenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West Indies). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 92: 233-143.

Bacci G., Badino G., Lodi E. & Rossi L. 1969. Biologia delle Secche della Meloria. I-Prime ricerche e problemi di conservazione e di ripopolamento. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 24: 5-30.

Bianchi C.N. 1996. The state of marine biodiversity. *In*: International Symposium on Mediterranean Biodiversity (Carrabba P., Padovani L.M. & Mauro F. eds). Ministero dell'Ambiente e Enea. Roma: 51-61.

Butman C.A. 1987. Larval settlement of soft-sediment invertebrates: the spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodinamical processes. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 25: 113-165.

Butman C.A. 1989. Sediment-trap experiments on the importance of hydrodinamical processes in distributing settling invertebrate larvae in near-bottom waters. *J. Ex. Mar. Biol. Ecol.*, 134: 37-88.

Chapman M.G. 1998. Relationships between spatial patterns assemblages in a mangrove forest using different levels of taxonomic resolution. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 162: 71-78.

Clarke K.R. & Warwick R.M. 1994a. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.*, 118: 167-176.

Clarke K.R. & Warwick R.M. 1994b. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Natural Environment Research Council, United Kingdom, 144 pp.

De Biasi A.M., Bianchi C.N. & Morri C. Analysis of macrobenthic communities at different taxonomical levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Es. Coast. Sh. Sc.*, in stampa.

De Biasi A.M. & Gai F. 2000. I "catini" delle Secche della Meloria. Carta dei fondali. *Atti Soc. tosc. Sci. nat.*, *Mem.*, Serie B: 63-67.

De Biasi A.M., Gai F. & Vannucci A. 1999. Biologia delle Secche della Meloria: nuove considerazioni sull'ecologia di *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh. *Biol. Mar. Medit.*, 6 (1): 376-378.

Ferraro S.P. & Cole F.A. 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 67: 251-262.

Fierro G., Miglietta F. & Piacentino G.B. 1969. Biologia delle Secche della Meloria. III- I sedimenti superficiali delle secche e delle aree limitrofe dalla foce dell'Arno a punta Fortullino. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 24: 115-149.

Folk R. & Ward W.C. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain-size parameters. *J. Sediment. Petrol.*, 27: 3-26.

Giannelli L., Mazzanti R., Mazzei R. & Salvatorini G. 1981. I sedimenti del Pliocene e del Pleistocene inferiore della zona compresa fra Riparbella e Bibbona (Province di Pisa e Livorno). *Boll. Soc. Geol. Ital.*, 100: 41-56.

Gray J.S., Clarke K.R., Warwick R.M. & Hobbs G. 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 66: 285-299.

Heip C., Warwick R.M., Carr M.R., Herman P.M.G., Huys R., Smol N. & Van Holsbeke K. 1988. Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 46: 171-180.

Macfarlane G.R. & Booth D.J. 2001. Estuarine macrobenthic community structure in the Hawkesbury river, Australia: relationship with sediment physicochemical and anthropogenic parameters. *Environ. Monit. Assess.*, 72: 51-78.

Mistri M. & Rossi R. 2001. Taxonomic sufficiency in lagoonal ecosystems. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 81: 339-340.

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, Italy). *Est. Coast. Sh. Sc.*, 52: 605-616.

Pagola-Carte S. & Saiz-Salinas J.I. 2000. A pilot study for monitoring the zoobenthic communities on the rocky shores of Abra de Bilbao (Northern Spain). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 80: 395-406.

Platt H.M., Warwick R.M., Clarke K.R., Agard J. & Gobin J. 1990. Benthic communities and disturbance in a subtropical marine environment. *Prog. Underw. Sc.*, 15: 43-54.

Smith S.D.A. & Simpson R.D. 1993. Effects of pollution on holdfast macrofauna of the kelp *Eckelonia radiata*: discrimination at different taxonomic levels. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 96: 199-208.

Snelgrove P.V.R & Butman C.A. 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Ocean. Mar. Biol. Ann Rev*., 32:111-177.

Warwick R.M. 1988a. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Poll. Bull.*, 19: 259-268.

Warwick R.M. 1988b. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 46: 167-170.

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. Ex. Mar. Biol. Ecol.*, 138: 119-142.

Whittaker R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.*, 42: 207-264.

Ricevuto 10 febbraio 2003; revisionato 21 marzo 2003; accettato 17 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 115-120, luglio 2003

BIOACCUMULO DI METALLI IN TRACCE IN *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* PRELEVATI DAI JACKETS DI UNA PIATTAFORMA GAS-METANO

Stefano FERRARI[1], Anna Maria DE BIASI[1], Lorenzo PACCIARDI[1], Gianna FABI[2], Luigi CEFFA[3]

[1]Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata - V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno
[2] IRPEM-CNR - Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona
[3] ENI S.p.A. Divisione AGIP - Via dell'Unione Europea, 3 - 20097 San Donato Milanese (MI)

ABSTRACT

Monitoring of an off-shore gas platform using Mytilus galloprovincialis as biomonitor of metal pollution

A 3-year monitoring program was carried out between 1998 and 2000 to detect environmental impact of an off-shore gas platform in the Central Adriatic Sea. Metal concentrations (Hg, Cd, Pb, Cu, Cr and Zn) was determined in *Mytilus galloprovincialis* Lam. collected on the jackets of the platform.

Our data suggested that some alterations can be assessed immediately after the start of drilling operations. These changes were not detected during the last samplings.

RIASSUNTO

L'obiettivo del presente lavoro è stato la determinazione di alcuni metalli in traccia (Hg, Cd, Pb, Cu, Cr e Zn) nei tessuti molli di *Mytilus galloprovincialis* Lam. prelevati dai *jackets* di una piattaforma gas-metano posta nel Mar Adriatico Centrale, al fine di valutare le variazioni di questi contaminanti nel tempo nell'area circostante la piattaforma stessa. A tal fine nell'arco di tre anni sono stati effettuati 6 campionamenti (inverno ‘98, estate ‘98, autunno ‘98, inverno ‘99, estate ‘99, inverno ’00). In ognuno, per valutare l'eventuale influenza dell'anodo di sacrificio della piattaforma, sono stati effettuati due prelievi, uno vicino ed uno più distante dal suddetto anodo. I campioni sono stati suddivisi in tre classi di taglia per valutare la possibile influenza di quest'ultima sull'accumulo dei metalli nei tessuti molli dell'organismo. I dati ottenuti suggeriscono che le alterazioni più evidenti sono limitate al periodo immediatamente successivo all’entrata in funzione della piattaforma. Tali alterazioni tendono a ridursi nel tempo a testimonianza di una minore emissione e di un recupero dell’ambiente studiato.

1. INTRODUZIONE

I mitili sono organismi molto utilizzati nello studio degli inquinanti presenti nell'ecosistema marino. Essi sono universalmente considerati buoni bioindicatori della contaminazione da metalli pesanti. Infatti, sono particolarmente idonei per valutare le concentrazioni di contaminanti presenti in soluzione o legati al particellato e forniscono risposte sito-specifiche utili per la valutazione delle sorgenti di inquinamento (Phillips, 1977; Farrington *et al.*, 1983, Livingstone & Pipe, 1992). I mitili, inoltre, hanno una larga diffusione, sono di facile campionamento e filtrano grandi quantità d'acqua. Poiché sono dotati di modestissime capacità metaboliche nella trasformazione dei metalli, questi ultimi vengono concentrati nei loro tessuti. Questi bivalvi, infine, sono in grado di offrire una misura integrata nel tempo delle concentrazioni presenti nell'ecosistema marino, fornendo direttamente risposte di importanza ecotossicologica (Widdows *et al.*, 1997). Pertanto, il presente lavoro ha l'obiettivo di valutare l'impatto ambientale di una piattaforma di estrazione gas-metano attraverso l'effettiva disponibilità dei metalli in tracce per la componente biologica. In particolare nell'arco di tre anni di indagine sono state determinate le concentrazioni di Hg, Cd, Pb, Cu, Cr e Zn nei tessuti molli di *Mytilus galloprovincialis* Lam. prelevati dai *jackets* della piattaforma monitorata.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Area di studio, campionamento ed analisi dei campioni

L'indagine è stata condotta in un'area marina (Fig. 1) posta a circa 8 miglia al largo di Cattolica (Mar Adriatico centrale) dove è posizionata la piattaforma Regina (44°06'16''N, 12°50'27''E).

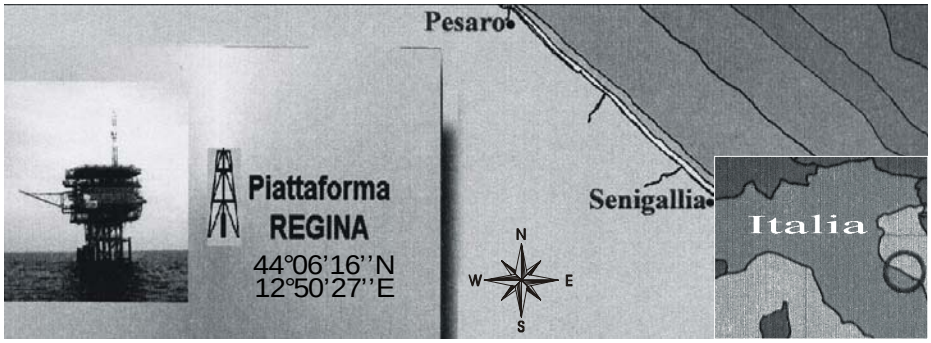


Fig. 1 - Area di studio

I mitili sono stati campionati in 6 date differenti nell'arco di tre anni (inverno '98, estate '98, autunno '98, inverno '99, estate '99, inverno '00), successivi all'installazione della piattaforma, da due punti uno più vicino (VA) ed uno più lontano (LA) dall'anodo di sacrificio della piattaforma. Il materiale, refrigerato appena prelevato è stato congelato entro le 12 ore ed esaminato successivamente.

I bivalvi sono stati selezionati secondo tre classi di taglia: 3-4cm, 4-5cm, >5cm, dopodiché sono stati prelevati i tessuti molli, sminuzzati, essiccati e polverizzati. I campioni sono stati infine sottoposti ad attacco acido (HNO_3, H_2O_2) ed a digestione mediante un sistema chiuso ad alta pressione e temperatura con l'impiego di un sistema a microonde opportunamente programmato. Per ogni campione sono state eseguite tre repliche. Le determinazioni dei metalli in tracce sono state eseguite mediante spettrofotometria ad emissione atomica al plasma (ICP) (Cu, Cr e Zn), di assorbimento atomico in fornace di grafite (Cd e Pb) e a sviluppo di vapori freddi (Hg) mediante l'impiego di $SnCl_2$. L'accuratezza delle procedure di digestione e di analisi dei campioni è stata verificata impiegando il materiale standard di riferimento CRM 278 R Mussel Tissue. La percentuale di recupero degli analiti sui suddetti materiali variava tra il 95% ed il 103%.

2.2. Analisi dei dati

I dati ottenuti delle analisi effettuate sugli organismi sono stati elaborati mediante metodi multivariati attraverso il PRIMER statistical software package (vedi Clarke & Warwick, 1994 per una descrizione di dettaglio). La matrice di similitudine è stata ottenuta, dopo aver trasformato i dati secondo log (x+1), con il calcolo della Distanza Euclidea. Il piano di ordinamento bidimensionale è stato ottenuto attraverso il MultiDimesionalScaling (MDS).

3. RISULTATI

Nel settore destro del piano di ordinamento dell'MDS (Fig. 2) si individua un raggruppamento principale che include i campioni di tutte le campagne ad eccezione di quelli relativi al secondo e terzo campionamento.

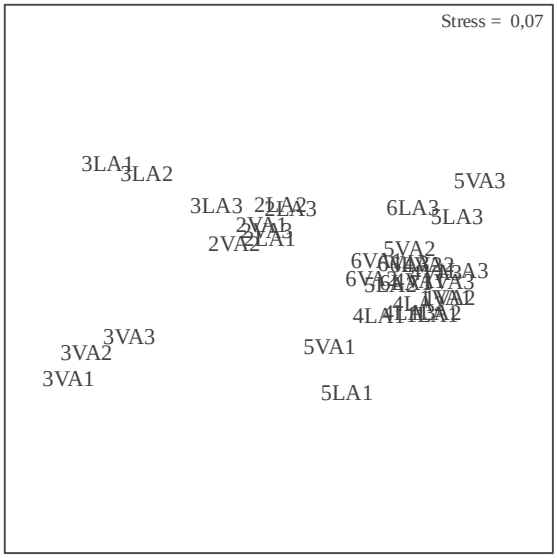


Fig. 2 - Piano di ordinamento ottenuto dal MultiDimensionalScaling. La matrice di similitudine è stata ottenuta attraverso la Distanza Euclidea. Nelle etichette il primo numero indica la data di campionamento: 1-inverno '98; 2-estate '98; 3-autunno '98; 4-inverno '99; 5-estate '99; 6-inverno '00. LA: sito lontano dall'anodo di sacrificio; VA: sito vicino all'anodo di sacrificio. L'ultimo numero indica la classe di taglia: 1= 3-4 cm; 2= 4-5 cm; 3= >5 cm.

In tale raggruppamento non sono distinguibili i campioni relativi alle diverse classi di taglia (ad eccezione della quinta data) o quelli prelevati nel VA e LA. Al cluster

principale si contrappongono, localizzati nel settore sinistro del plot, i campioni relativi all'autunno '98 (terzo campionamento) per i quali si rileva anche una netta distinzione tra i risultati ottenuti nei due siti di prelievo (VA e LA). L'effetto sito è stato osservato unicamente in questo caso. I campioni relativi all'estate '99 occupano, nel piano di ordinamento, una posizione intermedia rispetto ai raggruppamenti sopra descritti. In questo caso non si rileva né un effetto taglia né un effetto sito.

Analizzando in dettaglio gli andamenti temporali delle concentrazioni dei singoli metalli si osserva che quest'ultime subiscono un incremento nell'estate e nell'autunno '98 (seconda e terza data) per poi decrescere nelle campagne successive fino al raggiungimento di valori paragonabili a quelli della prima data di indagine (Fig. 3). L'unica eccezione a questo andamento é rappresentata dal mercurio.

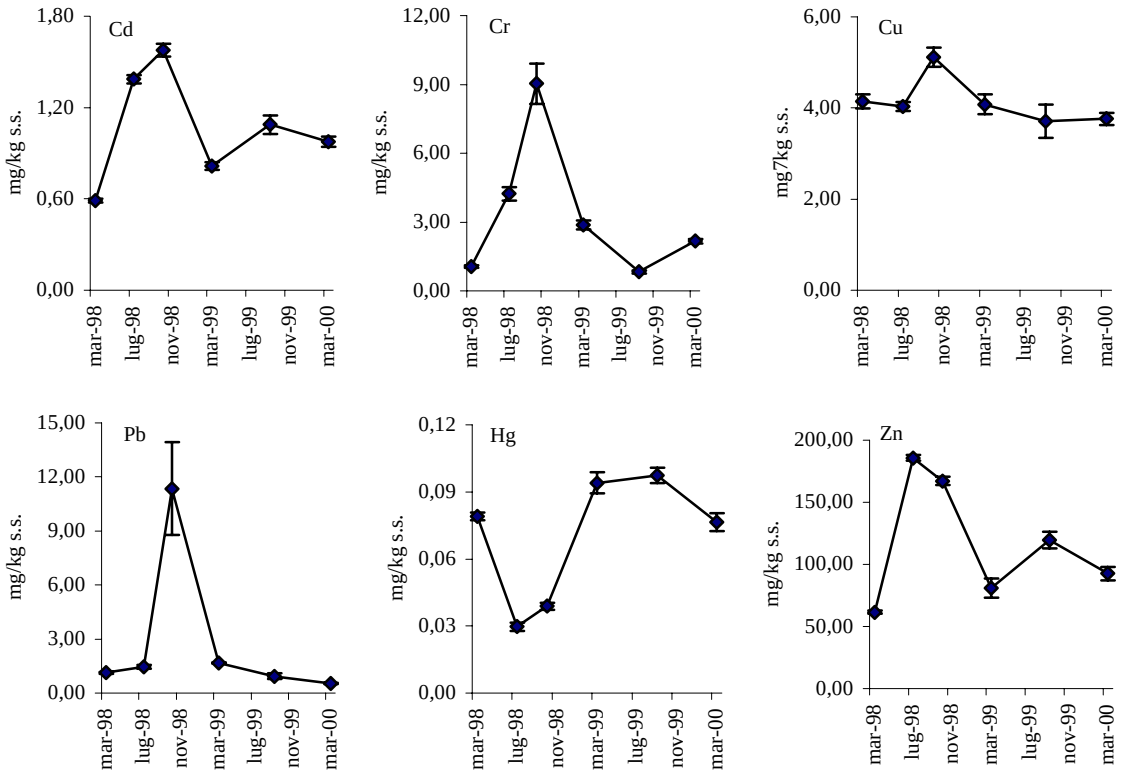


Fig. 3 - Andamento delle concentrazioni dei metalli in traccia nell'arco dei tre anni di studio.
Le concentrazioni relative alle 3 taglie e al VA e LA sono state mediate. Le barre indicano l'errore standard.

4. DISCUSSIONE

Il presente lavoro ha consentito di monitorare i cambiamenti nelle concentrazioni di alcuni metalli pesanti nel *Mytilus galloprovincialis* Lam. dell'ambiente marino prossimo alla piattaforma gas-metano Regina. Questo ci ha fornito una visione integrata

nel tempo dell'eventuale impatto ambientale della suddetta piattaforma, seppur relativamente ai metalli suddetti, dal momento della sua messa in opera fino tre anni dopo. L'attività di monitoraggio svolta nel corso di questo periodo non ha evidenziato fenomeni preoccupanti di impatto ambientale.

Da una visione complessiva dei risultati ottenuti si può ipotizzare che, in prossimità della piattaforma, si siano verificate delle alterazioni dell'ambiente, in particolare nel periodo immediatamente successivo all'inizio attività della piattaforma (estate e autunno '98). Queste alterazioni sono dovute ad un aumento progressivo delle concentrazioni di tutti i metalli in studio tranne il mercurio. Sembrerebbe inoltre che successivamente l'area indagata abbia avuto un lento ma efficiente recupero, testimoniato dal ritorno (inverno, estate '99 e inverno '00) dell'ambiente alla situazione iniziale (inverno '98), infatti i tenori dei metalli risultano quasi sempre comparabili a quelli di inizio attività della piattaforma. Un lieve aumento delle concentrazioni nelle ultime determinazioni si osserva, rispetto ai campionamenti iniziali, soltanto per Cd e Zn. I valori di concentrazione determinati sono in genere comparabili con i dati riportati da altri autori per gli stessi organismi nel Mar Adriatico (Martella *et al*., 1997; Majori *et al.*, 1978; Giordano *et al*., 1991). Le uniche eccezioni si rilevano nella terza campagna per Cd, Cr, Pb e Zn (per quest'ultimo anche nella seconda) dove i valori risultano più alti di quelli riportati in letteratura. Dal presente studio è stata inoltre evidenziata la scarsa influenza dell'anodo di sacrificio sull'accumulo di metalli in traccia nel bivalve in esame. Anche la classe di taglia, come già riportato da altri autori (Bacci *et al.*, 1979; Martella *et al.*, 1997), non è risultata un fattore determinante nel bioaccumulo in questi organismi.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia Spinelli O., Micheli R. (CIBM, Livorno) per l’assistenza nell’esecuzione delle analisi. Si ringraziano, inoltre, tutti i colleghi che hanno partecipato alle attività di campionamento.

BIBLIOGRAFIA

Bacci E., Focardi S., Leonzio C. & Renzoni A. 1979. Contaminanti in organismi del Mar Tirreno. *Atti Conv. Scient. Nazionale C.N.R., P.F. "Oceanografia e Fondi Marini"*; Roma 5-7 Marzo: 885-912.

Clarke R.K. & Warwick R.M. 1994. Changes in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Enviroment Research Council, UK*. 144 pp.

Farrington J.W., Golberg E.D., Risebrough R.W., Martin J.H. & Bowen W.T. 1983. U.S. "Mussel Watch" 1976-1978. An overview of trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbons and artificial radionuclide data. *Environ. Sci. Technol.*, 17: 490-496.

Giordano R., Arata P., Chiaravalli L., Rinaldi S., Giani M., Cicero A.M. & Costantini S. 1991. Heavy metals in mussels and fish from Italian coastal Waters. *Mar. Pollut. Bull*., 22: 10-14.

Livingstone D.R. & Pipe R.K. 1992. Mussel and environmental contaminants molecular and cellular aspects. In: The Mussel *Mytilus* (Gosling E. Ed.), Elsevier Press, Amsterdam: 425-464.

Majori L., Nedoclan G., Modonutti G.B. & Daris F. 1978. Study of seasonal variations of some trace elements in the tissue of *Mytilus galloprovincialis* taken in the gulf of Trieste. *Rev. Int. Oceanogr*. *Mèd*., XLIX: 37-43.

Martella L., Nelli L & Bargagli R. 1997. La diffusione degli elementi in tracce lungo le coste del Salento. Valutazioni preliminari mediante *Mytilus galloprovincialis* Lam.. *Acqua e Aria*, 3: 111-117.

Phillips D.J. 1977. Use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review. *Environ. Poll*., 13: 281-317.

Widdows J., Nasci C. & Fossato V.U. 1997. 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.

Ricevuto 18 novembre 2002; revisionato 25 marzo 2003; accettato 17 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 121-130, luglio 2003

ISOLAMENTO DI *CAMPYLOBACTER* E DI *ARCOBACTER* SPP. DA CAMPIONI DI ACQUA DI MARE E DI PLANCTON

Giuseppa Pia IRRERA, Concetta GUGLIANDOLO, Tiziana LA ROSA, Teresa Luciana MAUGERI

Università degli Studi di Messina
Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina
Salita Sperone n°31 - 98166 S. Agata – Messina

ABSTRACT

Occurrence of* Campylobacter *and* Arcobacter *species in seawater and palnkton samples

Campylobacter and *Arcobacter* spp. belong to the family of *Campylobacteraceae*. Many species of these genera are potential pathogens for humans and animals. Infection sources can be represented by milk, water, eggs and meat. This study was performed to show the occurrence of *Campylobacter* and *Arcobacter* spp. in seawater and in marine plankton. Different enrichment procedures and selective media were used to recovery campylobacters and arcobacters.

A multiplex PCR method for the simultaneous detection and identification of *Arcobacter butzleri, A. cryaerophilus* and *A. skirrowii* in enrichment broths and on bacterial colonies was performed. Five primers were used to target the 16S and 23S rRNA genes.

Campylobacter concisus was cultured from plankton and seawater samples in April, *C. coli* and *C. lari* only from plankton in May 2002.

One strain of *Arcobacter butzleri* was isolated from plankton samples in April and its identification was confirmed by molecular analysis.

Molecular assay was useful to identify *A. butzleri* and *A. cryaerophilus* directly from seawater and plankton samples without cultivation. The occurrence of *Campylobacter* and *Arcobacter* strains in the marine environment can be considered a sign of recent contamination with sewage effluent containing animal faeces, as the strains of *Campylobacteraceae* maintain culturability. Further investigation will clear the role of plankton as potential reservoir of these bacteria.

RIASSUNTO

I generi *Campylobacter* ed *Arcobacter* fanno parte della famiglia delle *Campylobacteraceae*. Alcune specie dei due generi sono patogene sia per l'uomo sia per gli animali. Le fonti di infezione possono essere alimenti quali il latte, le uova, la carne e l'acqua.

In questo studio sono stati riportati i risultati relativi all'isolamento di *Campylobacter* e *Arcobacter* spp. in campioni di acqua di mare e di plancton prelevati da una stazione costiera dello Stretto di Messina, nei mesi di Aprile e Maggio 2002. A tale scopo sono stati usati differenti tecniche di arricchimento e terreni selettivi basati sull'utilizzazione di antibiotici, incubati a 42°C per *Campylobacter* spp. e a 30°C per *Arcobacter* spp. E' stata adoperata una PCR multipla che ha dato la possibilità di identificare *Arcobacter butzleri, A. cryaerophilus* e *A. skirrowii* a partire dai brodi di arricchimento e dalle colonie isolate. I cinque primer, usati simultaneamente, avevano come bersaglio specifiche sequenze genomiche di DNA che codificano per le subunità 16S e 23S del r-RNA.

Campylobacter concisus è stato isolato per via colturale nel mese di Aprile da campioni di acqua di mare e di plancton. Ceppi di *C. coli* e di *C. lari* sono stati isolati nel mese di Maggio da campioni di plancton.

Arcobacter butzleri è stato isolato nel mese di Aprile dal plancton e la sua identificazione è stata confermata dall'analisi molecolare. Inoltre *A. butzleri* e *A. cryaerophilus* sono stati individuati mediante PCR in campioni di acqua di mare e di plancton.

L'isolamento di ceppi di specie di *Campylobacter* ed *Arcobacter* potenzialmente patogeni da campioni di acqua e di plancton dimostra la capacità di sopravvivenza nell'ambiente marino di tali batteri ed il mantenimento della loro capacità di essere coltivati.

Ulteriori studi appaiono indispensabili per confermare l'ipotesi che il plancton possa essere considerato una potenziale riserva di questi batteri.

1. INTRODUZIONE

Campylobacter ed *Arcobacter* spp. appartengono alla famiglia delle *Campylobacteraceae* (Vandamme & De Ley, 1991). Alcune specie di tali batteri sono patogene sia per l'uomo sia per gli animali. Le fonti di infezione possono essere alimenti tra i più vari, tra i quali il latte, le uova, la carne e l'acqua. La maggior parte delle specie di *Campylobacter* sono associate a malattie umane, in quanto possono provocare setticemie, meningiti, infezioni intestinali ed extraintestinali (Blaser & Reller, 1981; Blaser *et al.*, 1986). Le specie *C. jejuni* e *C. coli*, solitamente associate a casi di diarrea in animali domestici (Fleming, 1983), sono costituenti alla flora intestinale di polli e molti altri tipi di uccelli (Prescott & Bruin-Mosch, 1981; Prescott & Munroe, 1982) e rappresentano le cause principali di enterite umana. Nei paesi industrializzati il *C. jejuni* è responsabile di circa l'80-90% delle campilobatteriosi umane.

Le specie di *Campylobacter* sono molto diffuse nell'ambiente acquatico, in particolar modo nelle acque costiere, dolci e di estuario (Obiri-Danso & Jones, 1999). Carter *et al*. (1987) hanno affermato che, pur esistendo una buona correlazione di tipo qualitativo tra la presenza di coliformi e streptococchi fecali con il genere *Campylobacter*, la quantità di tale genere non può essere predetta utilizzando quella degli indicatori fecali.

Il genere *Arcobacter* è stato isolato per la prima volta da Ellis *et al*. (1977), comprende le specie *A. butzleri, A. cryaerophilus* (divisa in 2 gruppi 1A e 1B), *A. skirrowii, A. nitrofigilis* (Vandamme *et al*., 1992) e *A. sulfidicus* (Wirsen *et al*., 2002)

delle quali solo le prime tre sono associate a patologie umane. *A. nitrofigilis* è un batterio azoto-fissatore associato alla *Spartina alterniflora,* pianta che vive in ambienti salmastri. *A. sulfidicus* è un batterio marino che produce zolfo elementare e vive in sorgenti termali marine profonde.

A. butzleri, A. cryaerophilus ed *A. skirrowii* provocano aborti ed enteriti negli animali; le infezioni umane, enteriti e più raramente setticemie, sono attribuite ad *A. butzleri* ed *A. cryaerophilus*. E' stato dimostrato che l'acqua gioca un importante ruolo nella trasmissione delle infezioni da *Arcobacter* nell'uomo e negli animali (Taylor *et al*., 1991). *A. butzleri* ed *A. cryaerophilus* sono stati isolati da impianti di potabilizzazione (Jacob *et al*., 1998), da acque sotterranee (Rice *et al*., 1999), da canali d'acqua in Thailandia (Dhamabutra *et al*., 1992), da fiumi italiani (Musmanno *et al*, 1997) e da acque di rifiuto (Stampi *et al*., 1993). Da quanto finora noto, e per la difficoltà a coltivare tali batteri nei campioni ambientali, la loro presenza al di fuori degli animali è considerata un segno di recente contaminazione. Per essi, come per *Campylobacter* spp., si ipotizza un rapido passaggio in forme vitali ma non coltivabili (VBNC). Maugeri *et al*. (2000) hanno isolato ceppi di *Arcobacter,* identificati fenotipicamente come *A. butzleri*, da campioni di acqua e di molluschi provenienti da un ambiente salmastro.

In questo studio vengono riportati i risultati relativi all'isolamento di *Campalobacter* ed *Arcobacter* spp. da campioni di acqua di mare e di plancton da una stazione della costa ionica dello Stretto di Messina, prelevati nei mesi di Aprile e Maggio 2002.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Area di Studio

I campioni di acqua e di plancton sono stati prelevati da una stazione fissata nello Stretto di Messina a circa 50 m dalla riva, in corrispondenza dello sbocco del Torrente Papardo, nel Villaggio S. Agata, Messina, corpo idrico sottoposto ad impatto antropico.

2.2. Campionamento

Nei mesi di Aprile e Maggio 2002 sono stati effettuati prelievi di acqua di mare misurando, in contemporanea, la temperatura, il pH e la salinità. I campioni di acqua sono stati prelevati con bottiglie sterili. Il plancton, di dimensioni comprese tra 200 μm e 10 mm, è stato raccolto con il retino *WP-2* e travasato in appositi contenitori sterili. In laboratorio, i campioni di acqua di mare sono stati filtrati su rete sterile con maglia di 200 μm, per eliminare eventuali organismi di taglia maggiore e su membrana filtrante sterile da 0,22 μm per concentrare i batteri presenti in forma libera nell'acqua. I campioni di plancton sono stati riportati ad un volume standard di 500 ml. Un'aliquota di tale volume è stata miscelata con uno "Sterilblender" (pbi). L'omogenato è stato adoperato per le prove colturali e molecolari. Sul campione di plancton rimasto sono state eseguite indagini di tipo qualitativo e quantitativo.

2.3. Metodi Colturali

Per la ricerca dei batteri del genere *Campylobacter*, sia in forma libera che adesi al plancton, è stato utilizzato l'arricchimento in Campylobacter broth (Oxoid) a 42°C per

Tab. 1- Caratteristiche differenziali di *Campylobacter* ed *Arcobacter* spp. (Maugeri *et al*., 2000).

Specie					**Crescita su AM a/in**					**Sensibilità/Resistenza a**	
	Catalasi	**Ureasi**	**Ippurato**	**H_2S**	**15°C**	**37°C**	**42°C**	**1,5% NaCl**	**3,5% NaCl**	**Acido Nalidixico**	**Cefalosporine**
Campylobacter											
jejuni	+	-	+	-	-	+	+	-	-	S	R
C. coli	+	-	-	-	-	+	+	-	-	S	R
C. lari	+	-	-	-	-	+	+	-	-	R	R
C. upsaliensis	+	-	-	-	-	+	V	-	-	S	S
C. fetus	+	-	-	-	-	+	V	V	-	R	S
C. hyointestinalis	+	-	-	-	-	+	+	-	-	R	S
C. mucosalis	+	-	-	-	-	+	+	-	-	R	S
C. sputorum	-	-	-	+	-	+	+	+	-	V	S
C. concisus	-	-	-	+	-	+	+	+	-	R	R
Arcobacter											
cryaerophilus	+	-	-	-	+	+	-	-	-	V	R
A. butzleri	V	-	-	-	+	+	V	V	V	S	R
A. skirrowii	+	-	nd	nd	nd	+	V	+	+	S	V
A. nitrofigilis	+	+	-	nd	+	+	-	+	+	S	S

V= Variabile

R= Resistente

S= Sensibile

nd= non determinato

24-48h e l'isolamento in piastre di Campylobacter agar base (Karmali, Oxoid) a 37°C per 24h in microaerofilia (Campy-Gen Compact, Oxoid). Le colonie bianche o grigie con aspetto umido sono state prelevate e isolate.

Per la ricerca dei batteri del genere *Arcobacter*, sia in forma libera che adesi al plancton, è stato effettuato l'arricchimento in due differenti brodi: l'Arcobacter broth (Oxoid) addizionato con il supplemento CAT (Cefoperazone, Amfotericina B e Teicoplanina) (Oxoid), selettivo per la crescita di tutte le specie di *Arcobacter*, e l'Arcobacter broth addizionato con il supplemento CCDA (Cefoperazone e Amfotericina B) (Oxoid), selettivo per la crescita di *A. butzleri*, incubati a 30°C per 24h. Dalle colture positive è stata prelevata e strisciata un'ansata su piastre di Arcobacter Medium agarizzato, incubate a 37°C per 24h in microaerofilia (Campy-Gen Compact, Oxoid). Le colonie rotonde, incolori o gialle, sono state prelevate e strisciate per conferma sullo stesso terreno per avere colonie isolate e pure.

I ceppi isolati in coltura pura sono stati identificati sulla base delle caratteristiche morfologiche, colturali e biochimiche (Tab. 1). Il sistema miniaturizzato API-CAMPY (bioMérieux) è stato utilizzato per l'identificazione dei *Campylobacter* e di *A. cryaerophilus*.

2.4. Metodi Molecolari

La nostra ricerca si è servita di un protocollo di PCR multipla (m-PCR) che prevede l'uso contemporaneo di 5 primer aventi come bersaglio specifiche sequenze genomiche di DNA che codificano per regioni altamente conservate delle subunità 16S e 23S del r-RNA (Houf *et al.*, 2000). Questa metodica permette una rapida individuazione ed identificazione di *A. butzleri*, *A. cryaerophilus* ed *A. skirrowii*.

I primer utilizzati (Tab. 2) sono stati: BUTZ-f e ARCO-r, specifici per il 16 S r-DNA di *Arcobacter butzleri* che danno origine ad un frammento di 401 paia di basi. SKIR-f e ARCO-r specifici per il 16S r-DNA di *Arcobacter skirrowii* che danno origine ad un frammento di 641 paia di basi. CRY1-f e CR2-r, specifici per il 23S r-DNA di *Arcobacter cryaerophilus* che danno origine ad un frammento di 257 paia di basi.

Tab. 2 - Sequenze dei primer utilizzati e relative posizioni di legame sul 16S r-DNA e sul 23S r-DNA.

Primer	**Ceppi**	**N° Accesso Banca Genetica**	**Posizione**	**Sequenza primer**
BUTZ f ARCO r	*A. butzleri* 16S r-DNA	L14626 L14626	959-983 1357-1338	5' -CCTGGACTTGACATAGTAAGAATGA- 3' 5' -CGTATTCACCGTAGCATAGC- 3'
SKIR f ARCO r	*A. skirrowii* 16S r-DNA	L14625 L14625	705-723 1358-1339	5' -GGCGATTTACTGGAACACA- 3' 5' -CGTATTCACCGTAGCATAGC- 3'
CRY1 f CRY2 r	*A. cryaerophilus* 23S r-DNA	X80383 X80383	105-124 359-340	5' -TGCTGGAGCGGATAGAAGTA- 3' 5' -AACAACCTACGTCCTTCGAC- 3'

Il protocollo di m-PCR è stato utilizzato sul DNA di colonie isolate di presunti *Arcobacter* e sui brodi di arricchimento positivi alla crescita.

Nel primo caso una singola colonia di presunto *Arcobacter* spp. veniva sospesa in 100 µl di acqua distillata sterile e successivamente veniva centrifugata per 15 minuti a 24000 *g*. Il pellet, risospeso in 50 µl di acqua distillata sterile, veniva bollito per 10 minuti a 100° C e 2 µl venivano aggiunti alla miscela di amplificazione.

Nel secondo caso, 1 ml di brodo veniva lasciato sedimentare a 4°C per 30 minuti, il surnatante veniva centrifugato a 24000 *g* per 15 minuti e quindi rimosso. Il pellet è stato lavato e centrifugato con 500 µl di acqua distillata sterile (per tre volte) e centrifugato alla temperatura di 4°C a 24000 *g* per 15 minuti. Il pellet è stato risospeso in 100 µl di acqua distillata sterile, portato ad ebollizione per 10 minuti e 2 µl del prodotto risultante venivano addizionati alla miscela d'amplificazione. La miscela di amplificazione (volume finale 50 µl) conteneva: 2 µl di lisato batterico, 5 µl di tampone 10X per PCR (Gibco BRL), 1,5 U di *Taq* DNA polimerasi (Gibco), 0,2 mmol l^{-1} di ciascun desossiribonucleotide trifosfato (dNTP), 1,3 mmol l^{-1} di $MgCl_2$, 50 pmol dei Primer BUTZ-f , CRY1-f, ARCO-r, CRY2-r e 25 pmol del primer SKIR-f. I campioni venivano trasferiti in un termostato ciclico (HYBAID), nel quale è stato impostato un programma di amplificazione costituito da 32 cicli. Ogni ciclo prevedeva una prima fase di *denaturazione* alla temperatura di 94°C per 45 secondi; una seconda fase di *annealing* dei primer alla temperatura di 61°C per 45 secondi; una ultima fase di *allungamento* della catena del DNA alla temperatura di 72°C per 30 secondi. Prima dei 32 cicli previsti dal protocollo, il campione è stato riscaldato per 2 minuti a 94°C allo scopo di attivare la *Taq* polimerasi.

I prodotti amplificati sono stati messi in evidenza mediante elettroforesi (70 volt per 40 minuti) su un gel di agarosio all'1,5%.

3. RISULTATI

L'analisi quali-quantitativa del plancton ha mostrato che la percentuale più abbondante (~ 90%) di zooplanctonti era rappresentata dai Copepodi. L'indagine colturale sui campioni prelevati nei mesi di Aprile e Maggio 2002 ha portato all'isolamento e alla identificazione di ceppi delle seguenti specie: *C. concisus, C. coli e C. lari*. *C. concisus* è stato isolato dall'acqua e dal plancton nel mese di Aprile; *C. coli* e *C. lari* sono stati isolati solo dal plancton nel mese di Maggio (Tab. 3).

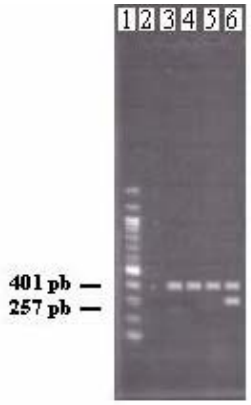
Tab. 3 - Risultati relativi all'identificazione fenotipica dei ceppi.

Data	**Temp.**	**pH**	**Salinità**	**Acqua di Mare**		**Plancton**	
	(C°)		**(PSU-‰)**	*Campylobacter* spp.	*Arcobacter* spp.	*Campylobacter* spp.	*Arcobacter* spp.
16-04-02	15,0	7,8	37,8	*C. concisus*	*Arcobacter* spp.	*C. concisus*	*A. butzleri*
14-05-02	16,5	7,8	37,9		*Arcobacter* spp.	*C. coli* *C. lari*	*Arcobacter* spp.

La ricerca colturale di *Arcobacter* ha portato all'isolamento di ceppi riferibili al genere che non erano identificabili, per via fenotipica, a livello di specie. Solo dal campione di plancton prelevato in Aprile è stato isolato ed identificato fenotipicamente un ceppo di *A. butzleri*. Ceppi di *Arcobacter* spp. sono stati rinvenuti nei campioni di acqua di mare e di plancton in entrambi i periodi di campionamento.

La ricerca molecolare di *Arcobacter* a partire sia dalle colonie isolate che dai brodi di arricchimento ha portato all'identificazione delle specie *A. butzleri* ed *A. cryaerophilus.*

In figura 1 viene mostrata la corsa elettroforetica relativa ai prodotti amplificati dei brodi di arricchimento per *Arcobacter* spp. *A. butzleri* è stato riscontrato in entrambi i mesi sia nell'acqua di mare che nel plancton, *A. cryaerophilus* soltanto nel campione di acqua di mare di Aprile.



Pozzetto 1 = Ladder 100pb.

Pozzetto 2 = Controllo negativo (DNA stampo di *E. coli*).

Pozzetto 3 = *A. butzleri* (Plancton, Aprile 2002).

Pozzetto 4 = *A. butzleri* (Plancton, Maggio 2002).

Pozzetto 5 = *A. butzleri* (Acqua di mare, Maggio 2002).

Pozzetto 6 = *Arcobacter butzleri* e *A. cryaerophilus* (Acqua di mare, Aprile 2002).

Fig. 1 - Corsa elettroforetica dei prodotti amplificati con i primer ARCO, BUTZ, CRY 1, CRY 2 e SK1 a partire dai brodi di arricchimento per *Arcobacter* spp.

4. DISCUSSIONE

La zona di mare in esame è interessata da scarichi urbani e dalla costante presenza di alti livelli di batteri indicatori di contaminazione fecale. Infatti nel corso di un programma nazionale (PRIN 2000) dal titolo "Batteri patogeni responsabili di malattie a trasmissione idrica: studio mediante saggi colturali e molecolari della loro persistenza nell'ambiente acquatico in forma vitale ma non coltivabile ed in associazione al plancton" sono stati riscontrati indicatori fecali e batteri patogeni. Le indagini mensili, da Aprile 2001 a Maggio 2002, hanno mostrato una concentrazione di *E. coli*, nelle acque, compresa tra 10 UFC/100 ml (Maggio 2001 e 2002) e 500 UFC/100 ml (Febbraio 2002) e di Streptococchi fecali con un range di valori compresi tra 40 UFC/100 ml (Maggio 2002) e 1080 UFC/100 ml (Aprile 2001), che dà evidenza della contaminazione fecale dell'ambiente in esame (dati in stampa). L'isolamento di ceppi di *Campylobacter* ed *Arcobacter* da campioni di acqua di mare e di plancton, prelevati da una zona di mare interessata da scarichi può essere considerata espressione di contaminazione

recente poichè tali batteri sono noti per sopravvivere meno a lungo degli usuali indicatori fecali (Carter *et al.*, 1987). I nostri risultati concordano con quelli ottenuti in Inghilterra, ove la specie predominante nelle acque marine era il *C. lari* (Obiri-Danso *et al*., 2001), specie che sopravvive in acqua di mare per tempi più lunghi rispetto al *C. jejuni* e al *C. coli*. Studi effettuati su campioni di acqua hanno messo in evidenza che, pur esistendo una buona correlazione tra la presenza di coliformi e streptococchi fecali con il genere *Campylobacter*, la quantità di germi di tale genere non può essere predetta da quella dei contaminanti. La non costante correlazione tra il numero di *Campylobacter* e quello degli indicatori di contaminazione deriva anche dal fatto che i primi possono velocemente trasformarsi in forme non coltivabili (Rollins & Colwell, 1996) e che la contaminazione può avere origini diverse (Obiri-Danso *et al*., 1999). Infatti, tanto le specie di *Campylobacter* che quelle di *Arcobacter* sono da considerare di origine animale, anche se è possibile attribuire una differente provenienza alle specie isolate. La specie *C. lari*, isolata da escrementi di uccelli marini, viene considerata la più resistente in zone marine costiere. La specie *C. jejuni* è stata ritrovata in ambienti di acqua dolce e non nelle acque di mare ed è collegata alle acque di scarico, trattate o non. Mentre la coltivazione e l'identificazione dei ceppi isolati di *Campylobacter* non ha posto particolari problemi, quella dei ceppi di presunti *Arcobacter* è stata particolarmente laboriosa e non sempre ha portato alla definizione di specie dei ceppi isolati. Il ricorso a metodiche molecolari, applicate al DNA estratto dalla colonia pura ed, ancor meglio, la m-PCR condotta sui brodi di arricchimento seminati con i campioni di acqua e di plancton, hanno dato la dimostrazione diretta della presenza di *A. butzleri* e di *A. cryaerophilus* che, probabilmente, si erano trasformate in forme in stadio di dormienza. *Campylobacter* e *Arcobacter* spp. sono stati isolati, oltre che dall'acqua, anche dal plancton. In attesa di ulteriori studi si potrebbe ipotizzare che i Copepodi costituiscano una potenziale riserva di questi batteri, come avviene per *Vibrio* spp. (Tamplin *et al*., 1990).

BIBLIOGRAFIA

Blaser M.J., Perez J.P., Smith P.F., Patton C., Tenoser S.C., Lastosica A.J. & Wang L.L. 1986. Extraintestinal *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* infections: host and strain characteristics. *Journal of Infection Diseases*, 153: 552-559.

Blaser M.J. & Reller L.B. 1981. Campylobacter enteritis. *New England Journal of Medicine*, 305: 1444-1452.

Carter A.M., Pacha R.E., Clarke G.W. & Williams E.A. 1987. Seasonal occurrence of *Campylobacter* spp. in surface water and their correlation with standard indicator bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 53: 523-526.

Dhamabutra N., Kamol-Rathanakul P. & Pienthaweechai K. 1992. Isolation of campylobacters from the canals of Bangkok metropolitan area. *Journal of the Medical Association of Thailand*, 75: 350-363.

Ellis W.A., Neill S.D., O'Brien J.J., Ferguson H.W. & Hanna J. 1977. Isolation of *Spirillum/Vibrio*-like organisms from bovine fetuses. *Veterinary Record*, 100: 451-452.

Fleming M.P. 1983. Association of *Campylobacter jejuni* with enteritis in dogs and cats. *Veterinary Record*,113: 372-374.

Houf K., Tutenel A., De Zutter L., Van Hoof J. & Vandamme P. 2000. Development of a multiplex PCR assay for the simultaneous detection and identification of *Arcobacter butzleri, Arcobacter cryaerophilus* and *Arcobacter skirrowii*. *FEMS Microbiology Letters*, 193: 89-94.

Jacob J., Woodward D., Feuerpfeil I. & Johnson W. H. 1998. Isolation of *Arcobacter butzleri* in raw water and drinking water treatment plants in Germany. *Zentralblatt fur Hygiene Umweltmed*, 201: 189-198.

Jones K. 2001. *Campylobacters* in water, seawage and the environment. *Journal of Applied Microbiology*, 90: 688-790.

Maugeri T.L., Gugliandolo C., Carbone M., Caccamo D. & Fera M.T. 2000. Isolation of *Arcobacter* spp. from a brackish environment. *Microbiologica*, 23: 143-149.

Musmanno R.A., Russi M., Lior H. & Figura N. 1997. In vitro virulence factors of *Arcobacter butzleri* strains isolated from superficial water samples. *Microbiologica*, 20: 63-68.

Obiri-Danso K. & Jones K. 1999. The effect of a new sewage treatment plant on faecal indicator numbers, *Campylobacters* and bathing water compliance in Morecambe bay. *Journal of Applied Microbiology*, 86: 603- 614.

Obiri-Danso K., Jones K. & Paul N. 1999. The effect of the type of sampling on the compliance of beaches in the north west UK with the EU Directive on bathing water quality. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 51-58.

Obiri-Danso K., Paul N. & Jones K. 2001. The effect of UVB and temperature on the survival of natural populations and pure cultures of *Campylobacter jejuni*, C. *lari* and urease positive thermophilic *Campylobacter* (UPTC) in surface waters. *Journal of Applied Microbiology*, 90: 256-267.

Prescott J.F. & Bruin-Mosch C.W. 1981. Carriage of *Campylobacter jejuni* in healthy and diarrhoic animals. *American Journal of Veterinary Research*, 42: 164-165.

Prescott J.F. & Munroe D.L. 1982. *Campylobacter jejuni* enteritis in man and domestic animals. *Journal American of Veterinary Medical Association*, 181: 1524-1530.

Rice E. W., Rodgers M. R., Wesley I.V., Jonhson C.H. & Tanner S.A. 1999. Isolation of *Arcobacter butzleri* from ground water. *Letters in Applied Microbiology*, 28: 31-35.

Stampi S., Varoli O., Zanetti F. & De Luca G. 1993. *Arcobacter cryaerophilus* and thermophilic campylobacters in a sewage treatment plant in Italy. *Epidemiology and Infection*, 110: 633-639.

Taylor D.N., Kieih P., Bauch J.A., Tee, W., Pitarangsi C. & Echeverria P. 1991. Isolation of group 2 aerotollerant *Campylobacter* species from thai children with diarrhea. *The Journal of Infection Diseases*, 163: 1062-1064.

Tamplin M.L., Gauzens A.L., Huq A., Sack D.A. & Colwell R.R. 1990. Attachment of *Vibrio cholerae* serogroup 01 to zooplankton and phytoplankton of Bangladesh waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 56: 1977-1980.

Vandamme P. & De Ley I. 1991. Proposal for a new family *Campylobacteraceae*. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 41: 88-103.

Vandamme P., Falsen E., Rossau R., Hoste B.M., Segers P., Tytgat R. & De ley I. 1991. Revision of *Campylobacter, Helicobacter* and *Wolinella* taxonomy: emendation of generic description and proposal for *Arcobacter* gen. nov. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 41: 88-103.

Vandamme P., Pugina P., Benzi G., Van Etterijck R., Vlaes L., Kesters K., Butzler J.P., Lior H. & Lauwers S. 1992. Outbreak of recurrent abdominal cramps associated with *Arcobacter butzleri* in an Italian school. *Journal of Clinical Microbiol*ogy, 30: 2335-2337.

Wirsen C.O., Sievert S.M., Cavanaugh C.M., Molyneaux S.J., Ahmad A., Taylor L.T., DeLong E.F. & Taylor C.D. 2002. Characterization of an autotrophic sulfide-oxidizing marine *Arcobacter* spp. that produces filamentous sulfur. *Applied Environmental Microbiology*, 68: 316-325.

Ricevuto 21 gennaio 2003; revisionato 14 aprile 2003; accettato 19 maggio 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 131-138, luglio 2003

STIME DI BIOMASSA BATTERICA NELL'AMBIENTE MARINO: CONFRONTO TRA DIVERSE METODICHE

Rosabruna LA FERLA[1], Giovanna MAIMONE[1], Angelina LO GIUDICE[2]

[1] Istituto Sperimentale Talassografico - Sezione di Messina dell'IAMC – CNR
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina
[2] Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina

ABSTRACT

Bacterial biomass estimates in the marine environment: comparison between two methods

During several oceanographic surveys carried out in the Ionian Sea, the microbial biomass by using both the epifluorescence microscopy technique (enumeration and size measurement of bacterial cells) and the determination of the bacterial endotoxins (LPS) was estimated. The comparison between the two methods evidenced highly significant correlation. Our results suggest that the mean C content per cell ranged between 19.19 and 23.24 fg C $cell^{-1}$ in the studied pelagic area of the Mediterranean sea.

RIASSUNTO

Nel corso di diverse campagne oceanografiche effettuate nel Mar Ionio, è stata stimata la biomassa microbica mediante l'applicazione congiunta di tecniche microscopiche (analisi morfometrica e conteggio diretto in epifluorescenza) e spettrofotometriche (quantificazione delle endotossine batteriche - LPS).

Il confronto tra le due procedure analitiche ha evidenziato una correlazione altamente significativa dei risultati ottenuti. La comparazione dei dati ricavati ha permesso di stabilire che le cellule batteriche hanno un contenuto di C cellulare medio compreso tra 19.19 e 23.24 fg C $cell^{-1}$ nell'area mediterranea pelagica studiata.

1. INTRODUZIONE

Le comunità batteriche presenti nella colonna d'acqua degli oceani sono composte da un assemblaggio eterogeneo di numerose popolazioni coesistenti e differenti da un punto di vista ecofisiologico. Il conteggio delle cellule in un ambiente acquatico costituisce il più comune approccio per lo studio dei popolamenti microbici naturali. I fattori di conversione non permettono tuttavia un'accurata stima di biomassa a partire dai dati

di abbondanza perché essa può talvolta essere sottostimata o sovrastimata a causa delle diverse dimensioni che le cellule assumono in funzione della trofia dell'ecosistema. L'utilizzo di strumentazioni innovative, quali gli analizzatori di immagine di nuova generazione e i nuovi spettrofotometri automatici ad alta sensibilità, consentono oggi di ottenere misure più corrette e tempi di analisi più rapidi permettendo così di superare antiche problematiche riguardanti la validazione di dati ambientali. A tal fine, è stato effettuato uno studio sul confronto di biomasse microbiche ottenute mediante due metodiche classiche ma impiegando strumentazioni a tecnologia avanzata. Le stime sono state effettuate sia attraverso il calcolo del volume cellulare mediante analizzatore d'immagine, sia attraverso la quantificazione delle endotossine batteriche (LPS) mediante l'uso di un saggio colorimetrico altamente sensibile.

L'obbiettivo di questo lavoro è stato quello di determinare dei fattori di conversione idonei per la stima della biomassa negli ecosistemi marini, confrontando per ciascun metodo l'incidenza del C cellulare ottenuto.

2. MATERIALI E METODI

I campioni d'acqua di mare sono stati prelevati nel corso di diverse campagne oceanografiche lungo la colonna d'acqua (dalla superficie al fondo, fino ad un massimo di 4000 m) in stazioni di prelievo situate nel Mar Ionio (Fig. 1).

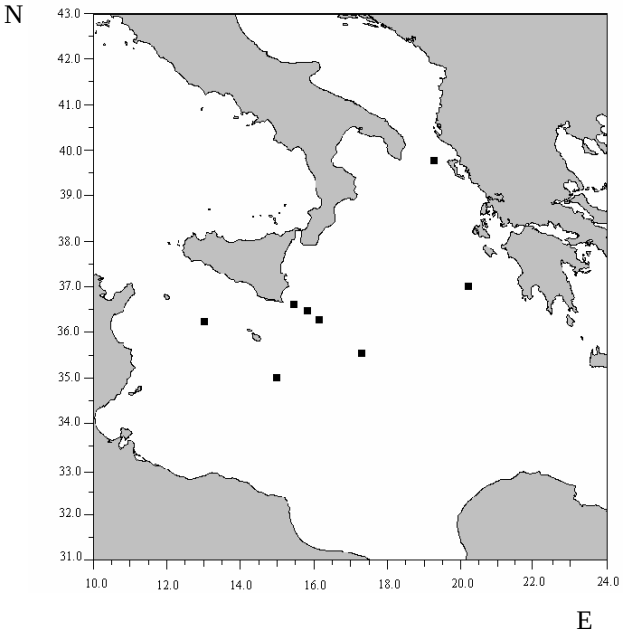


Fig. 1 - Ubicazione delle stazioni di prelievo nel Mar Ionio.

2.1. Conteggio cellulare

L'abbondanza cellulare del batterioplancton è stata determinata mediante colorazione con DAPI secondo la metodica di Porter & Feig (1980). Le cellule sono state quindi contate con il microscopio in epifluorescenza AXIOPLAN 2 Imaging ZEISS. Per ogni campione sono state contate un minimo di 200 cellule.

2.2. Analisi morfometrica

L'Analizzatore di Immagini, associato ad una camera digitale AXIOCAM e al software AXIOVISION 3.1 per il trattamento di immagini, ha consentito di acquisire ed archiviare le immagini digitali utilizzate successivamente per condurre l'analisi morfometrica (risoluzione 1300x1030 pixels; 1 pixel = 0.067 µm). L'asse maggiore delle cellule batteriche è stato considerato quale loro lunghezza (L) e perpendicolarmente ad essa è stata misurata la larghezza (W, asse minore). I pixels che costituivano l'alone caratteristico della fluorescenza sono stati

esclusi dalla misura (Lee & Fuhrman, 1987). Il volume cellulare è stato stimato in μm^3, assumendo come sferica la forma dei cocchi e cilindrica, con le estremità emisferiche, quella dei bastoncini (Massana *et al.*, 1997). La misura dell'asse centrale per i vibrioni e gli spirilli ha incontrato qualche difficoltà vista la presenza di zone ricurve, ma sembra fornire ugualmente una valida stima delle dimensioni reali (Fry, 1990). Per ogni campione sono state misurate almeno 100 cellule batteriche.

Il calcolo del biovolume è stato ricavato applicando le formule seguenti (Bratbak, 1985):

$$\mathbf{V\ (\mu m^3) = (\pi/6)L^3} \text{ per i cocchi.}$$

$$\mathbf{V\ (\mu m^3) = (\pi/4)W^2(L\text{-}W/3)} \text{ per gli altri morfotipi.}$$

Il contenuto di carbonio in fg C $cell^{-1}$ è stato calcolato secondo la relazione $\mathbf{C = 218\ V^{0.86}}$ (Loferer-Krößbacher *et al*., 1998) sulla base del biovolume medio ricavato (V), come proposto da Posch *et al*. (2001) per batteri colorati con DAPI.

2.3. Quantificazione dei LPS

La quantificazione delle endotossine batteriche (LPS), originariamente descritto da Watson *et al*. (1977) e Maeda *et al*. (1983), rappresenta un buon indicatore per la stma della biomassa (Herbert, 1990; Karl *et al*., 1990). E' un test rapido e altamente specifico per i batteri gram-negativi che rappresentano oltre il 90 % dei procarioti marini.

Il test utilizzato per la determinazione quantitativa delle endotossine prodotte dai batteri gram-negativi è stato il QCL-1000. Il metodo ha previsto la miscelazione del campione d'acqua con il lisato di amebociti (LAL), l'incubazione a 37 °C per 10 minuti, la successiva aggiunta del reattivo cromogeno e una ulteriore incubazione sempre a 37 °C per altri 6 minuti. La reazione è stata quindi bloccata con acido acetico al 25 %. La quantità di endotossine nel campione è stata determinata dalla comparsa di un colore giallo paglierino nella soluzione, la cui assorbanza è stata letta a 405 nm mediante lo spettrofotometro MICROTITER ELX-808 BIO WHITTAKER. Questo strumento è dotato di un lettore automatico per micropiastre da 96 pozzetti controllato da un software di gestione specifico (WIN KQCL) che consente di programmare, gestire ed elaborare i dati.

3. RISULTATI

Confrontando le distribuzioni batteriche, ricavate dai conteggi cellulari in epifluorescenza e dal saggio delle endotossine, sono stati messi in evidenza andamenti similari lungo la colonna d'acqua (alcuni esempi vengono mostrati in Fig. 2); tuttavia, nella zona fotica le concentrazioni di LPS divergono dalle densità cellulari, come già osservato in Antartide (La Ferla *et al*., 2001).

Anche l'elaborazione statistica dei dati ottenuti ha mostrato una correlazione positiva altamente significativa ($r= 0.63$; $P<0.01$; $n= 93$) (Fig. 3).

Dalla valutazione complessiva dei biovolumi in relazione alle quote di prelievo, la struttura dimensionale della comunità microbica non è apparsa omogenea (Fig. 4). Nella zona fotica (0-200 m) i valori medi del biovolume oscillavano tra un minimo di 0.035 μm^3 (75 m) e un massimo di 0.073 μm^3 (5 m), mentre nella zona afotica (200-4000 m)

tra 0.039 µm^3 alla quota di 400 m e 0.075 µm^3 a 2700 m. Il volume cellulare medio variava, dunque, in intervalli di valori simili nelle due zone.

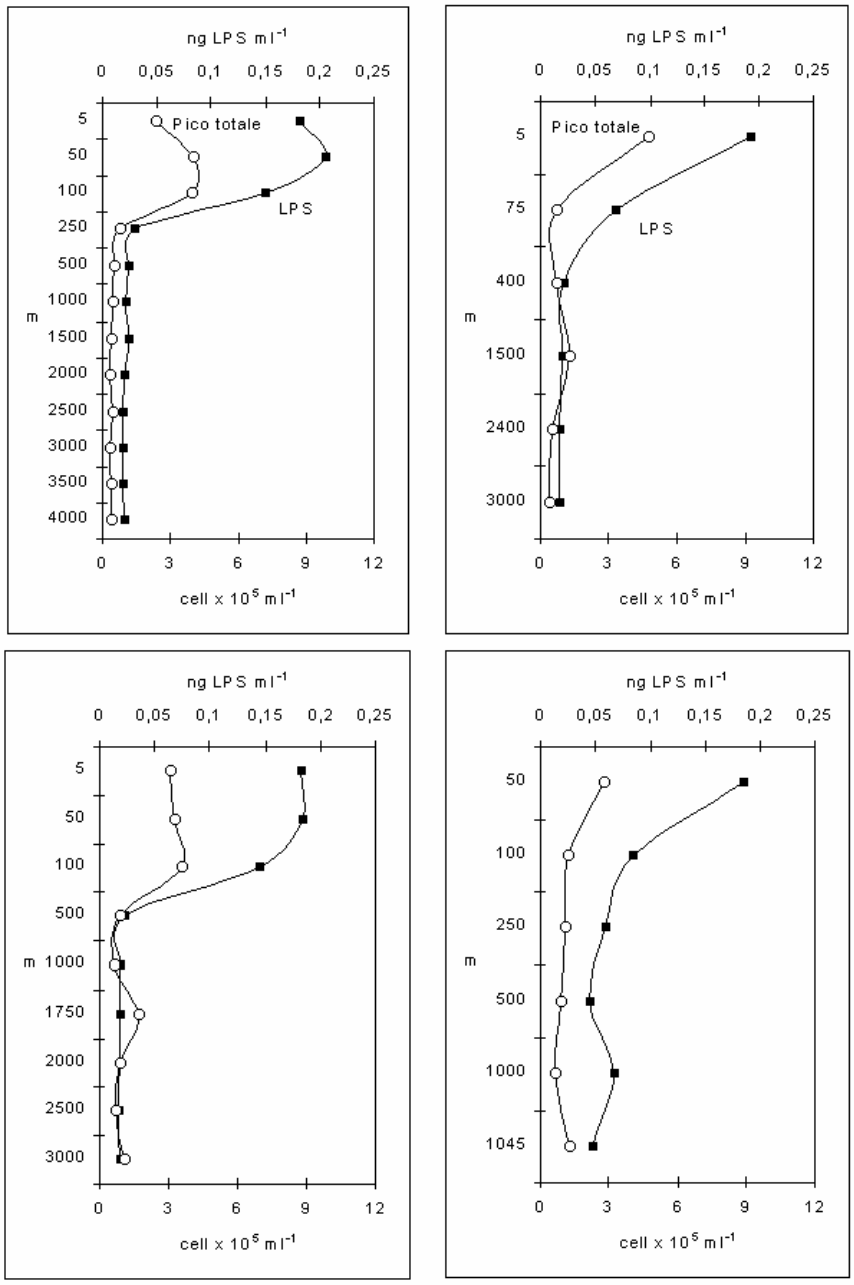


Fig. 2 - Profili verticali dei LPS e delle abbondanze cellulari.

I dati ricavati sia dall'analisi morfometrica che dalla quantificazione dei lipopolisaccaridi sono stati convertiti in C. Nel primo caso il biovolume medio ottenuto è stato pari a 0.059 ± 0.076 µm^3 (media ± deviazione standard). Applicando tale valore alla

formula proposta da Loferer-Krößbacher *et al*. (1998) è stato calcolato un contenuto medio di carbonio batterico di 19.19 fg C cell^{-1}.

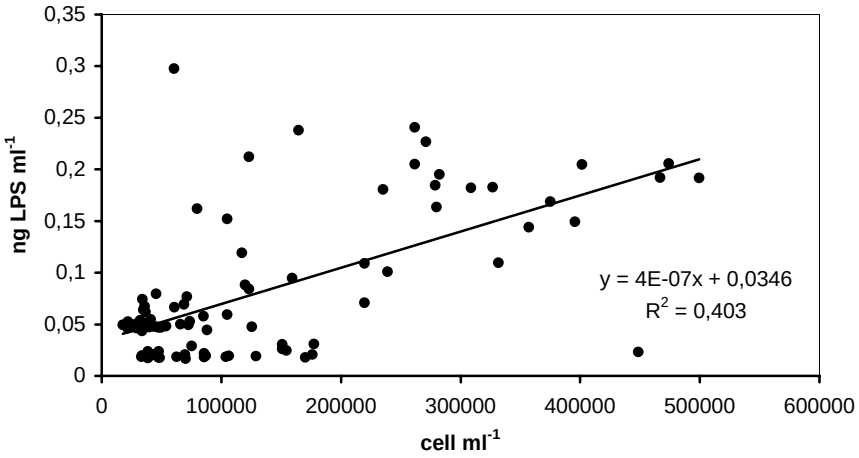


Fig. 3 - Retta di regressione che mostra la relazione tra densità cellulare e LPS.

Per quanto riguarda i LPS, la loro concentrazione media è risultata pari a 3.66 ± 2.37 fg LPS cell^{-1} (media ± deviazione standard). Per trasformare i valori di LPS in biomassa batterica è stato utilizzato il fattore di conversione 6.35 suggerito da Watson & Hobbie (1979). Il contenuto medio di carbonio batterico ricavato in questo caso è stato di 23.24 fg C cell^{-1}.

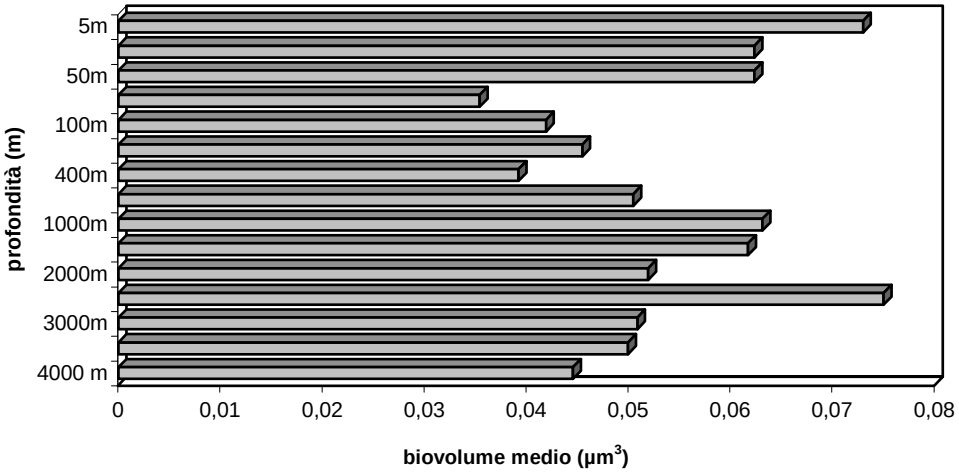


Fig. 4 - Biovolumi medi alle diverse profondità.

4. DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

La stima della biomassa batterica è un'informazione necessaria per comprendere i processi microbici di trasferimento della sostanza organica nell'ambiente marino. Il conteggio diretto in epifluorescenza è senza alcun dubbio il metodo più diffuso per la stima dell'abbondanza e della biomassa batterioplanctonica, pur se presenta delle limitazioni dovute ai lunghi tempi operativi. Esso costituisce un valido punto di partenza su cui si basa gran parte delle interpretazioni microbiologiche nell'ambiente marino (Ducklow, 2000). L'uso dell'analizzatore di immagine consente di limitare gli errori dovuti alla soggettività interpretativa dei conteggi e della morfologia cellulare.

In letteratura esistono pochi riferimenti bibliografici riguardo la quantificazione delle endotossine batteriche (LPS) in ambiente marino (Watson *et al*., 1977; Maeda *et al*., 1983; La Ferla *et al.*, 1995; Crisafi *et al.*, 2000); nonostante ciò, secondo Ducklow (2000) tale metodo costituisce un approccio moderno e rappresenta un buon indicatore per la stima della biomassa batterica.

L'analisi di regressione applicata alla quantificazione della componente batterica, ottenuta utilizzando le tecniche microscopica e spettrofotometrica, indica una relazione altamente significativa tra la densità cellulare e il contenuto di lipopolisaccaridi nei campioni analizzati, così come già osservato da Maeda *et al*. (1983) e Watson *et al.* (1977).

La variabilità dimensionale riscontrata è confrontabile con dati ricavati da diversi autori (Jochem, 2001; Robarts *et al*., 1996).Complessivamente, mediante l'uso dell'analizzatore di immagine, sono state osservate anche cellule di dimensioni ridotte che, come è noto, rappresentano la frazione preponderante della componente batterica in ambienti pelagici oligotrofici. Lungo la colonna d'acqua i valori maggiori di biovolume medio sono stati osservati alle quota di 5 m e di 2700 m. La presenza di organismi di diverse dimensioni nei vari strati è probabilmente legata alla complessa struttura verticale delle principali masse d'acqua del Mediterraneo e alla differente disponibilità di sostanza organica in esse presenti. Secondo Gasol *et al.* (1995) esiste una relazione lineare tra le dimensioni e l'attività batterica.

Il fattore di conversione generalmente adottato nelle ricerche per la stima della biomassa batterica negli ambienti marini è di 20 fg C $cell^{-1}$ (Ducklow & Carlson, 1992). I nostri risultati, pur provenendo da due metodiche molto diverse (una diretta e l'altra indiretta), giungono a confermare il suddetto contenuto di carbonio cellulare batterico nell'area mediterranea indagata (19.19 e 23.24 fg C $cell^{-1}$). Resta comunque aperto il dibattito se sia corretto utilizzare un unico fattore di conversione da applicare indistintamente nei diversi ambienti marini.

RINGRAZIAMENTI

La ricerca è stata sostenuta finanziariamente dai Progetti "Sinapsi" e "Talastro".

BIBLIOGRAFIA

Bratbak G. 1985. Bacterial biovolume and biomass estimation. *Appl. Environ Microbiol*., 49: 1488-1493.

Crisafi E., Azzaro F., La Ferla R. & Ponticelli L.S. 2000. Microbial biomass and respiratory activity related to the ice-melting upper layers in the Ross Sea (Antartica). In: Ross Sea Ecology (Faranda F., Guglielmo L. & Ianora A. Eds.). Berlin Heidelberg, Springer-Verlag: 171-180.

Ducklow H.W. & Carlson C.A. 1992. Oceanic bacterial production. *Adv. Microb. Ecol.*, 12: 113-181.

Ducklow H. (2000). Bacterioplankton production anb biomass in the oceans. In: Microbial ecology of the oceans (Kirchman D. Ed), Wiley, New York: 85-120.

Fry J.C. 1990. Direct methods and biomass estimation. *Methods Microbiol*., 22: 41-85.

Gasol J.M., Del Giorgio P.A., Massana R. & Duarte C.M. 1995. Active versus inactive bacteria: size-dependence in a coastal marine plankton community. *Mar Ecol. Progr. Ser.*, 128: 91-97.

Herbert R.A. 1990. Methods for enumerating microorganisms and determining biomass in natural environments. *Methods Microbiol.*, vol. 22: 1-39.

Jochem F.J. 2001. Morphology and Dann content of bacterioplankton in the Northern Gulf of Mexico: analysis by epifluorescence microscopy and flow cytometry. *Aq. Microb. Ecol.*, 25: 179-194.

Karl D.M., Winn C.D., Hebel D.V.W. & Letelier R. 1990. Field & Laboratory Protocols. Hawaii Ocean Time-series Program (HOT-JGOFS). Cap. 17.

La Ferla R., Allegra A., Azzaro F., Greco S. & Crisafi E. 1995. Observations on the microbial biomass in two stations of Terra Nova Bay (Antartica) by ATP and LPS measurements. *Mar. Ecol*. 16 (4): 307-315.

La Ferla R., Azzaro F., Azzaro M. & Maimone G. 2001. Microbial biomass and respiratory activity in two sites in the Ross Sea. 2nd International Conference on the Oceanography of the Ross Sea, Antarctica. Ischia, 8-13 Ottobre 2001.

Lee S. & Fuhrman A. 1987. Relationship between biovolume and biomass of naturally derived bacterioplankton. *Appl. Environ. Microbiol*., 53: 1298-1303.

Loferer-Krößbacher M., Klima J. & Psenner R.1998. Determination of bacterial cell dry mass by trasmission elettron microscopy and densitometric image analysis. *Appl. Environ. Microbiol*., 64: 688-694.

Maeda M., Lee W.J. & Taga N. 1983. Distribution of lipopolysaccharide, an indicator of bacterial biomass, in subtropical areas of the sea. *Mar. Biol.*, 76: 257-262.

Massana R., Gasol J.P., Bjørnsen P.K., Blackburn N., Hanström A., Hietanen S., Hygum B.H., Kuparinen J. & Pedros-Aliò C. 1997. Measurement of bacterial size *via* image analysis of epifluorescence preparations: description of an inexpensive system and solutions to some of the most common problems. *Sci. Mar*., 61 (3): 397-407.

Porter K.G. & Feig Y.S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr*., 25: 943-948.

Posch T., Loferer-Krößbacher M., Gao G., Alfreider A., Pernthaler J. & Psenner R. 2001. Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two

fluorescent dyes, and of allometric and linear volume-to-carbon conversion factors. *Aquat. Microb. Ecol*., 25: 55-63.

Robarts R.D., Zohary T., Kaiser M.J. & Yacobi Y.Z. 1996. Bacterial abundance, biomass, and production in relation to phytoplankton biomass in the Levantine Basin of the southestearn Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 137: 273-281.

Watson S.W., Novitsky T.J., Quinby H.L. & Valois F.W. 1977. Determination of bacterial number and biomass in the marine environment. *Appl. Environ. Microb.*, 33: 940-946.

Watson S.W. & Hobbie J.E. 1979. Measurement of bacterial biomass as lipopolysaccharides. In: Native aquatic bateria: enumeration, activity and ecology (Conserton J.W. & Colwell R.R. Eds.), ASTM, Philadelphia.

Ricevuto 7 gennaio 2003; revisionato 11 marzo 2003; accettato 24 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 139-144, luglio 2003

MONITORAGGIO MICROBIOLOGICO DI UN ALLEVAMENTO DI MITILI SITO NEL LAGO SALMASTRO DI FARO (SICILIA)

Tiziana LA ROSA, Concetta GUGLIANDOLO, Giuseppa Pia IRRERA, Teresa MAUGERI

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina – Salita Sperone, 31 – 98166 S. Agata, Messina

ABSTRACT

Microbiological monitoring of mussel harvesting area in the brackish lake of Faro (Sicily)

The Shellfish Safety European Directive (91/492/EEC) foresees that the research for *Escherichia coli* and *Salmonella* sp. in molluscs is a basic microbiological requisite for the classification of coastal areas suitable for the shellfish and mollusc farming. Raw and undercooked bivalve molluscs represent important vectors of infectious agents and marine biotoxins. The aim of this study was to verify if the brackish lake of Faro (Northeast Sicily) can be considered suitable for mussels (*Mytilus galloprovincialis*) considering vibrio abundance in water and mussel samples as indicators of health of the "mollusc farm". Water and mussel samples were seasonally analysed to estimate the abundance of bacterial indicators, *E. coli* and faecal streptococci, as well as aerobic heterotrophic bacteria and *Vibrio* spp. The isolation during autumn of *E. coli*, over the allowed limit showed that Faro lake is not suitable for mussel-farm. Moreover, the abundance of vibrios in mussels, during the warmest months in which the water temperature was above 19 °C, suggests the usefulness of the quantification of halophilic vibrios in the edible molluscs.

RIASSUNTO

La legislazione Comunitaria vigente (direttiva 91/492/CEE) ha stabilito che la classificazione delle acque destinate alla molluschicoltura debba essere effettuata attraverso l'analisi di parametri microbiologici (*Escherichia coli* e *Salmonella*) all'interno dei molluschi. I molluschi, in particolare se consumati crudi, possono essere vettori oltre che di microrganismi alloctoni di origine fecale anche di batteri autoctoni dell'ambiente marino patogeni per l'uomo. Lo scopo di questo studio è stato quello di verificare se il lago salmastro di Faro (Sicilia nord orientale) è un ambiente idoneo all'allevamento di mitili (*Mytilus galloprovincialis*), utilizzando come indicatori ambientali anche i vibrioni presenti nei molluschi e nell'acqua. I campioni (di molluschi ed acqua) sono stati prelevati stagionalmente ed analizzati attraverso metodi colturali per la determinazione quantitativa di batteri eterotrofi, vibrioni, *Escherichia coli* e streptococchi fecali. Duran-

te il periodo autunnale, il riscontro all'interno dei mitili di *E. coli* a livelli superiori rispetto a quelli prescritti dalla normativa suggerisce che le acque del lago di Faro non possono essere considerate idonee per l'allevamento dei molluschi eduli. Inoltre, la presenza di elevate concentrazioni di vibrioni alofili nei campioni di mitili, nei periodi in cui la temperatura dell'acqua mostrava valori superiori ai 19 °C, evidenzia la necessità che le aree di molluschicoltura siano sottoposte a controlli più approfonditi di quelli previsti dalla legge.

1. INTRODUZIONE

E' nota la capacità dei mitili di concentrare notevolmente i microrganismi e le sostanze tossiche presenti nell'acqua che essi filtrano in grandi quantità. L'attività di filtrazione dei molluschi è in gran parte controllata dai parametri chimico-fisici della colonna d'acqua. Batteri patogeni, eventualmente presenti nell'acqua, sono concentrati all'interno del corpo dell'animale e raggiungono cariche capaci di determinare episodi tossinfettivi o gastroenteriti nei consumatori di molluschi eduli crudi (Moe, 1997).

Il mollusco viene considerato vettore di batteri patogeni presenti nelle acque costiere e può contenere microrganismi alloctoni del ciclo oro-fecale presenti nei reflui di origine urbana o rurale non adeguatamente trattati e microrganismi autoctoni tipici dell'ambiente marino (ad esempio *Vibrio* spp.). Alcune specie di vibrioni possono risultare patogene per l'uomo, soprattutto qualora si verifichino condizioni ambientali che ne favoriscano l'abbondante crescita (Maugeri, 1994).

La legislazione comunitaria (91/492/CEE) stabilisce che la classificazione delle acque destinate alla molluschicoltura debba essere effettuata attraverso la valutazione della qualità microbiologica dei molluschi e non più delle acque. Per il giudizio di idoneità delle acque utilizzate per la coltivazione dei molluschi bivalvi destinati al consumo umano, la legislazione impone la ricerca di *Escherichia coli*, quale indicatore di contaminazione fecale, e di Salmonelle, responsabili di infezioni tifoidee e di tossinfezioni alimentari. Negli ultimi anni l'approccio tradizionale al controllo microbiologico delle acque è stato oggetto di numerose critiche, per la sua presunta inadeguatezza alla tutela della salute dell'uomo. Sebbene la trasmissione di vibrioni mediante molluschi sia ben documentata (Alonzo *et al*., 1981; Zaccone *et al*., 1985; Maugeri *et al*., 1987; Maugeri *et al*., 2000), la loro ricerca non è prevista dalle norme sanitarie vigenti che regolano la produzione e l'immissione sul mercato dei molluschi bivalvi destinati al consumo umano.

Lo scopo di questo studio è stato quello di verificare se il lago salmastro di Faro (Sicilia nord orientale) è un ambiente idoneo all'allevamento di mitili (*Mytilus galloprovincialis*) attraverso la quantificazione degli indicatori di contaminazione fecale e dei vibrioni presenti nei molluschi e nell'acqua.

2. MATERIALI E METODI

Nel periodo compreso tra maggio 1998 e febbraio 1999 sono stati prelevati, con frequenza stagionale, campioni di acqua superficiale (2 repliche) in 5 stazioni del lago

di Faro considerato dall'attuale legislazione idoneo all'allevamento e alla stabulazione di molluschi. In corrispondenza delle stazioni di prelievo sono state misurate, utilizzando una sonda multiparametrica (Hydrolab, Inc.; Austin, USA), temperatura e salinità dell'acqua superficiale.

Negli stessi periodi di campionamento di acqua di mare sono stati prelevati campioni di mitili (*Mytilus galloprovincialis*) posti in stabulazione in corrispondenza della stazione di prelievo al centro del lago di Faro. I campioni di acqua e di mitili sono stati trasportati in contenitori refrigerati in laboratorio ed esaminati entro sei ore dal prelievo. La polpa ed il liquido intervalvare di 10 mitili sono stati omogeneizzati e trattati come i campioni di acqua.

I campioni di acqua e di mitili sono stati inoculati nei seguenti terreni di coltura: Marine agar (Oxoid) incubato a 20 °C per una settimana per il conteggio dei batteri eterotrofi aerobi; TCBS agar (Oxoid) incubato a 37 °C per 24 ore per il conteggio dei vibrioni; Slanetz e Bartley medium (Oxoid) incubato a 37 °C per 48 ore per la ricerca degli streptococchi fecali. La ricerca di *Escherichia coli* nei campioni di acqua è stata condotta in TBX agar (Oxoid) incubato a 44 °C per 24-48 ore, mentre per i campioni di mitili la ricerca è stata condotta utilizzando l'A-1 medium (Acumedia) preincubato a 35 °C per 3 ore e incubato per 21 ore a 44 °C.

3. RISULTATI

Durante il periodo di campionamento, la temperatura ha mostrato valori compresi tra 11,0 °C e 23,4 °C e la salinità tra 34,9 e 36,4 ‰ (Fig. 1).

I valori medi dei parametri microbiologici esaminati durante il periodo stagionale sono riportati nella Tabella 1.

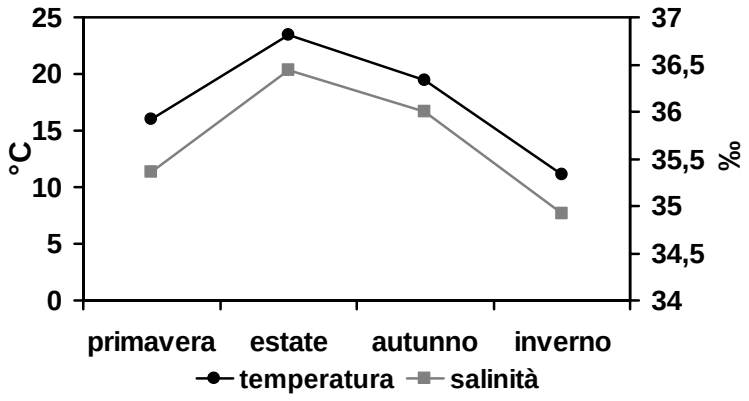


Fig. 1 - Andamento stagionale di temperatura e salinità registrati nel lago di Faro.

La densità dei batteri eterotrofi aerobi nei campioni d'acqua era compresa tra un minimo di 9,48 ± 2,78 x 10^4 CFU 100 ml^{-1} registrato durante la primavera e un massimo di 2,94 ± 1,53 x 10^6 CFU 100 ml^{-1} durante l'inverno. La quantità di batteri eterotrofi nei mitili era sempre superiore rispetto a quella registrata nell'acqua. La densità dei vibrioni nei campioni d'acqua variava tra 40,50 ± 14,40 CFU 100 ml^{-1} e 3,51 ± 0,49 x 10^3 CFU

100 ml^{-1} e mostrava i valori più elevati in estate. I conteggi dei vibrioni alofili nei mitili sono risultati sempre più elevati di quelli nei campioni d'acqua, tranne che in inverno quando nei mitili non è stata registrata la presenza dei vibrioni. Il valore massimo di vibrioni alofili nei mitili (8×10^6 CFU 100 ml^{-1}) è stato registrato durante l'estate.

Nell'acqua il valore minimo di *E. coli* è stato registrato in estate (3,13 ± 1,67 CFU 100 ml^{-1}) e il massimo in primavera (49,00 ± 43,15 CFU 100 ml^{-1}). Nei mitili non è stata registrata la presenza di *E. coli* tranne che in autunno ($3{,}40 \times 10^2$ CFU 100 ml^{-1}) quando la sua concentrazione era superiore al limite di $2{,}30 \times 10^2$ CFU 100 ml^{-1}, stabilito dalla legislazione comunitaria (91/492/CEE).

Gli streptococchi nell'acqua raggiungevano il massimo in inverno (9,88 ± 4,78 CFU 100 ml^{-1}), nei mitili venivano riscontrati in autunno ($5{,}00 \times 10^2$ CFU 100 ml^{-1}) ed inverno ($5{,}00 \times 10^3$ CFU 100 ml^{-1}).

Tab. 1 - Risultati delle analisi microbiologiche eseguite sui campioni di acqua e mitili nelle diverse stagioni.

		primavera		**Estate**		**Autunno**		**inverno**	
		CFU 100 ml^{-1}	± ES	CFU 100 ml^{-1}	± ES	CFU 100 ml^{-1}	± ES	CFU 100 ml^{-1}	± ES
Eterotrofi Aerobi	Acqua	$9{,}48 \times 10^4$	$2{,}78 \times 10^4$	$3{,}48 \times 10^5$	$9{,}83 \times 10^4$	$5{,}98 \times 10^5$	$7{,}81 \times 10^4$	$2{,}94 \times 10^6$	$1{,}53 \times 10^6$
	Mitili	$2{,}10 \times 10^6$		$3{,}00 \times 10^7$		$2{,}90 \times 10^7$		$2{,}44 \times 10^7$	
***Vibrio* spp.**	Acqua	$1{,}45 \times 10^2$	69,90	$3{,}51 \times 10^3$	$4{,}89 \times 10^2$	$2{,}10 \times 10^3$	$7{,}51 \times 10^2$	40,50	14,40
	Mitili	$3{,}84 \times 10^4$		$8{,}00 \times 10^6$		$1{,}70 \times 10^6$		0	
Escherichia coli	Acqua	49,00	43,15	3,13	1,67	7,31	2,08	6,94	3,00
	Mitili	0		0		$3{,}40 \times 10^2$		0	
Streptococchi	Acqua	0,50	0,38	0,13	0,12	7,88	2,78	9,88	4,78
	Mitili	0		0		$5{,}00 \times 10^2$		$5{,}00 \times 10^3$	

4. DISCUSSIONE

La presenza, nei campioni di mitili durante il periodo autunnale, di *E. coli* in concentrazione superiore a quella prevista dalla normativa vigente (230 *E. coli* per 100 grammi di polpa e liquido intervalvare), fa ritenere le acque del lago di Faro non idonee all'allevamento dei molluschi eduli.

Elevate cariche di vibrioni alofili sono state registrate nel periodo estivo ed in quello autunnale durante i quali la temperatura dell'acqua mostrava valori superiori a 19 °C, confermandone la relazione con la temperatura (Bisignano *et al*., 1981; Kumazawa & Kato, 1985; Bruni *et al*., 1987).

Le concentrazioni di vibrioni nei mitili sono risultate più elevate di quelle nei campioni d'acqua, superando il valore di 100 CFU g^{-1}, riportato da altri autori (Barrow & Miller, 1974). Le elevate cariche di vibrioni nei mitili sono attribuibili all'azione di filtrazione, ma anche alla moltiplicazione dei vibrioni all'interno del mollusco (De Felip *et al*., 1974; Maugeri *et al*., 1987).

I livelli di contaminazione nei mitili, riportati in questo lavoro, evidenziano come questi possano costituire un potenziale veicolo di infezioni alimentari, soprattutto se

durante le fasi di vendita, i molluschi sono mantenuti a temperatura ambiente per molte ore, favorendo quindi la proliferazione dei microrganismi all'interno.

Precedenti indagini microbiologiche svolte sia su acque che su molluschi non hanno evidenziato correlazioni tra coliformi fecali e vibrioni alofili potenzialmente patogeni (Mattè *et al*., 1994; Maugeri, 1994; Suñèn *et al*.,1995). Inoltre, prove sperimentali hanno dimostrato come *E. coli* e *Vibrio* spp. hanno un comportamento diverso nell'infezione dei molluschi (Marino *et al*., 1999).

In questo studio, tuttavia, la presenza di elevate densità di vibrioni alofili nei campioni di mitili e di acqua esaminati, evidenzia la necessità che le aree dedicate alla molluschicoltura siano sottoposte a controlli batteriologici più approfonditi di quelli previsti dalla legge (Maugeri, 1991).

BIBLIOGRAFIA

Alonzo V., Bruni V., Lo Curto R.B., Maugeri T.L., Russo D.I. & Scoglio M.E. 1981. Occurrence of halophilic vibrios in mussels cultivated in a brackish lake. *Rev. Int. Ocèanogr. Mèd.*, 63-64: 5-9.

Barrow G.I. & Miller D.C. 1974. Microbiological and other hazards from seafoods with special reference to *Vibrio parahaemolyticus*. *Postgrad. Med. J*., 50: 612-619.

Bisignano G., Bruni V., Lo Curto R.B., Maugeri T.L. & Scoglio M.E. 1981. The annual cycle of halophilic vibrios in the brackish lake of Ganzirri. *Rev. Int. Ocèanogr. Mèd.*, 62: 15-21.

Bruni V., Crisafi E. & Maugeri T.L. 1987. Preliminary data in halophilic vibrios in the Straits of Messina. *Rev. Int. Ocèanogr. Mèd.*, 87-88: 67-74.

De Felip G., Toti L., Stacchini A. & Ravagnan R. 1974. Messa a punto di un terreno di arricchimento per il *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio alginolyticus*. *Ann. Scalvo*, 16: 641-654.

Kumazawa N.H. & Kato E. 1985. Survival of Kanagawa-positive strains of *Vibrio parahaemolyticus* in brackish-water area. *J. Hig*. (London), 95: 299-307.

Marino A., Crisafi G., Maugeri T.L., Nostro A. & Alonzo V. 1999. Uptake and retention of *Vibrio cholerae* non-O1, *Salmonella typhi*, *Escherichia coli* and *Vibrio harveyi* by mussels in seawater. *Microbiologica,* 22: 129-138.

Mattè G.R., Mattè M.H., Sato M.I.Z., Sanchez P.S., Rivera I.G., Martins M.T. 1994. Potentially pathogenic vibrios associated with mussels from a tropical region on the Atlantic coast of Brazil. *J. Appl. Bacteriol*., 77: 281-287.

Maugeri T.L. 1991. I vibrioni alofili nell'ambiente marino, loro utilizzazione come indici di qualità. *Atti IV Congresso Int. "I Problemi della Moderna Biologia: Ecologia Microbica, Analitica di laboratorio, Biotecnologia*" (Grimme H. *et al*. Eds) Ottobre 1991, vol. 1: 213-223.

Maugeri T.L. 1994. Occurrence of *Vibrio* Species in Marine and Brackish Environments of Sicily. *Ann. Microbiol. Enzimol*., 44: 257-266.

Maugeri T.L., Caccamo D. & Gugliandolo C. 2000. Potentially pathogenic vibrios in brackish waters and mussels. *J. of Appl. Microbiol*., 89: 261-266.

Maugeri T.L., Crisafi E. & Zaccone R. 1987. Halophilic vibrios in cultivated molluscs. *Microbiologie, Aliments, Nutrition*, 5: 135-139.

Moe C.L. 1997. Waterbone trasmission of infection agents. In: Manual of environmental microbiology (Hurst C.J.*et al*. Eds), ASM Washington: 136-152.

Ripabelli G., Sammarco M.L., Grasso G.M., Fanelli I., Caprioli A. & Luzzi I. 1999. Occurrence of *Vibrio* and other pathogenic bacteria in *Mytilus galloprovincialis* (mussels) harvested from Adriatic Sea, Italy. *Int. J. of Food Microbiol*., 49: 43-48.

Suñèn E., Acebes M., Fernàndez-Astorga A. 1995. Occurrence of potentially pathogenic vibrios in bivalve molluscs (mussels and clams) from retail outlets in the north of Spain. *J. Food Safety*, 15: 275-281.

Zaccone R., Crisafi E. & Maugeri T.L. 1985. Indagini batteriologiche su *Ostrea edulis* e *Crassostrea gigas* in un allevamento sperimentale (Trapani, Sicilia). *L'igiene moderna*, 83: 754-764.

Ricevuto 16 gennaio 2003; revisionato 31 maggio 2003; accettato 16 giugno 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 145-153, luglio 2003

DISTRIBUZIONE DEI METALLI PESANTI NELLE ACQUE COSTIERE DEL TIRRENO E DELL'ADRIATICO MERIDIONALE

Loredana MANFRA[1, 2], Alessandra ACCORNERO[2]

[1]Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare (ICRAM), Roma.
[2]Istituto di Meteorologia ed Oceanografia, Università degli Studi Parthenope, Napoli.

ABSTRACT

Distribution of heavy metals in coastal waters of the Southern Tyrrhenian and Adriatic Seas

The concentrations of some heavy metals (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni e Mn) were determined in coastal waters of the South Tyrrhenian and Adriatic Seas. Surface waters were sampled in 22 stations along the Campania shoreline and 29 stations along Apulia and Albania. Mn, Cu, Pb e Zn concentrations were generally higher than background values for marine coastal waters, while conversely Ni and Cd showed nearly natural concentration levels.

With the exception of Pb, all metals were more concentrated in Tyrrhenian waters, exhibiting average concentrations (expressed in ppb) of 1,67 for Mn, 0,30 for Ni, 2,76 for Cu, 0,12 for Cd and 9,31 for Zn. The highest concentrations were observed along the northern part of the Campania shoreline, particularly in front of river outlets, and near harbours on the Adriatic side.

RIASSUNTO

In questo lavoro sono stati valutati i livelli di concentrazione di alcuni metalli pesanti (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni e Mn) nelle acque costiere dei Mari Tirreno e Adriatico meridionale. Campioni di acqua superficiale sono stati prelevati in 22 stazioni lungo la costa campana e in 29 stazioni lungo le coste della Puglia e dell'Albania. Mn, Cu, Pb e Zn hanno mostrato valori generalmente superiori ai livelli di background tipici di acque marine costiere, mentre Ni e Cd sono risultati prossimi alle concentrazioni naturali.

Tutti i metalli indagati, ad eccezione del Pb, hanno evidenziato concentrazioni maggiori nelle acque costiere della Campania rispetto al versante Adriatico, con valori medi (espressi in ppb) di 1,67 per Mn, 0,30 per Ni, 2,76 per Cu, 0,12 per Cd e 9,31 per Zn. Le concentrazioni più elevate sono state riscontrate nella metà settentrionale della costa campana, in particolare in corrispondenza degli sbocchi fluviali, e in prossimità delle aree portuali sul versante adriatico.

1. INTRODUZIONE

La presenza di elementi metallici nei sistemi acquatici, in quantità che superano le concentrazioni naturali, può incidere negativamente non solo sulle singole specie ma anche sull'equilibrio ecologico dell'intera catena trofica. Gli inquinanti metallici, pur presentando concentrazioni basse nell'acqua e/o nei sedimenti, si accumulano in maniera significativa nel biota (Cubabba *et al*., 1999). Il bioaccumulo può non essere esclusivamente legato ai fenomeni antropici, ma dipendere in parte dalle concentrazioni naturali presenti nell'ambiente (Della Croce *et al.*, 1997).

Nella matrice acquosa questi elementi si trovano sotto forma di ioni metallici e/o legati al particolato organico ed inorganico. La composizione chimica e le caratteristiche idrologiche della colonna d'acqua, insieme alla concentrazione di materia organica disciolta e di ossigeno, influenzano fortemente la speciazione dei metalli, la loro biodisponibilità ed il loro eventuale bioaccumulo. Gli elementi che non hanno alcuna funzione fisiologica (ad esempio, in questo studio, Cd e Pb) non sono soggetti ad alcuna regolazione da parte degli organismi e si accumulano nei loro tessuti proporzionalmente alla concentrazione in acqua. Gli elementi che hanno funzioni biologiche (ad esempio, in questo studio, Mn, Cu, Ni e Zn) tendono invece ad accumularsi fino a raggiungere le condizioni ottimali per l'organismo. La sostanza in eccesso viene eliminata attraverso meccanismi fisiologici; tuttavia, oltre una certa soglia, l'individuo non riesce più a controllare i meccanismi di escrezione (Marchetti, 2000).

La determinazione delle concentrazioni di metalli presenti in acqua di mare rappresenta un criterio utile per valutare la qualità dell'ambiente acquatico e può contribuire alla conoscenza dei meccanismi di trasferimento tra i diversi comparti ambientali, abiotici e biotici. Si tratta tuttavia di un'analisi molto complessa, a causa del forte 'effetto matrice': i sali e gli ossidi presenti in acqua di mare possono infatti interferire nell'analisi delle già basse concentrazioni degli analiti metallici (Chapple & Byrne, 1996).In questo studio vengono presentate le concentrazioni di alcuni metalli pesanti (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni e Mn) nelle acque costiere del Tirreno e dell'Adriatico meridionale e vengono esplorate le relazioni con le probabili fonti di impatto, sia di tipo naturale (apporti fluviali) che antropico (attività urbane, agricole e industriali).

2. METODOLOGIA

2.1. Raccolta e trattamento dei campioni

Il litorale campano (Fig. 1a) è stato campionato nell'ambito dell'attività di monitoraggio effettuata dall'Università Parthenope – Ist. di Meteorologia ed Oceanografia per conto della Regione Campania. I prelievi sono stati effettuati, da Agosto a Dicembre 2000, in 22 stazioni localizzate a circa 500 m dalla costa; in prossimità del fiume Sarno, punto fortemente critico, si è aggiunta un'ulteriore stazione più al largo. Il versante adriatico (Fig. 1b) è stato campionato nell'ambito del Progetto INTERREG Italia-Albania, nei mesi di Aprile e Maggio 2001, in 22 stazioni lungo il litorale pugliese e 7 stazioni lungo le coste albanesi.

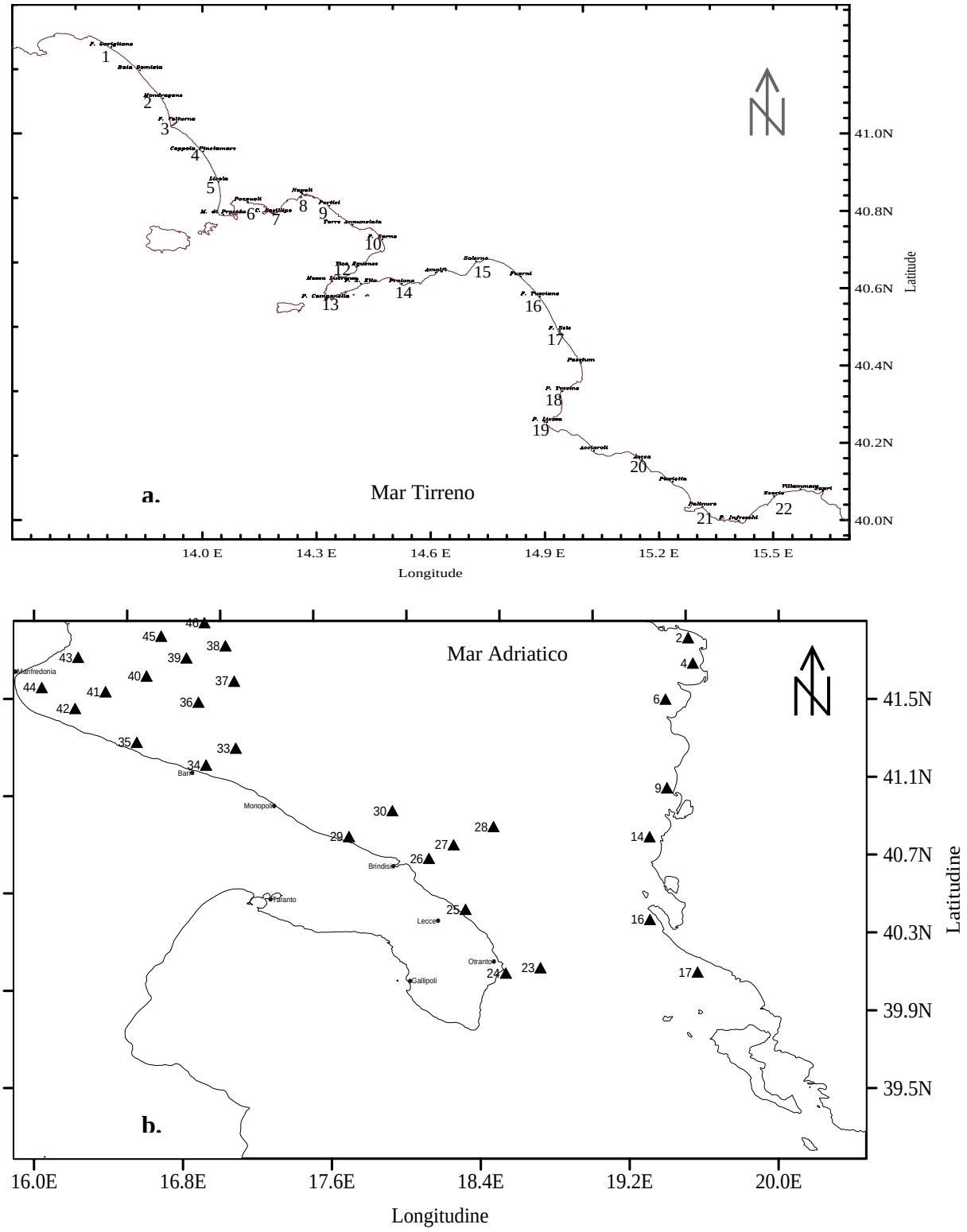


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento a. Tirreno meridionale b. Adriatico meridionale.

I campioni d'acqua di mare sono stati raccolti in prossimità della superficie, tramite bottiglie di tipo Niskin, e subito filtrati su membrane Millipore (porosità 0,45 µm), pretrattate in una soluzione di acido nitrico al 10%. Successivamente alla filtrazione, i campioni sono stati acidificati con acido nitrico allo 0,5%, in modo da evitare la deposizione dei metalli sulle superfici dei flaconi di conservazione.

2.2. Analisi dei metalli in acqua di mare

La determinazione delle concentrazioni dei metalli è stata effettuata con uno spettrometro di massa con sorgente a plasma induttivamente accoppiato (ICP-MS), associato ad un fornetto di grafite (vaporizzazione elettrotermica), seguendo la procedura di Chapple & Byrne (1996) per Mn, Ni e Cu, e di Rosland & Lund (1998) per Pb, Cd e Zn. Il campione, opportunamente nebulizzato, viene trasportato da un flusso di argon al plasma, dove avviene la ionizzazione degli analiti. Gli ioni uscenti dal plasma, focalizzati da un sistema di lenti, sono inviati all'analizzatore di massa, dove vengono separati in base al rapporto massa/carica. Nel caso dell'analisi di Mn, Ni e Cu, l'eliminazione della matrice è preliminare all'evaporazione degli analiti. Viceversa per Pb, Cd e Zn il trasporto dei metalli al plasma-massa avviene prima degli interferenti di matrice, poichè gli analiti hanno punti di ebollizione più bassi rispetto alla matrice e possono quindi vaporizzare senza il precedente allontanamento della matrice stessa. Nei casi in cui le concentrazioni sono risultate inferiori al limite strumentale di rilevamento (*detection limit*), esse sono state considerate pari allo stesso per i singoli metalli, e cioè: 0,04 ppb per il Mn, 0,11 ppb per il Ni, 0,6 ppb per il Cu, 0,07 ppb per il Pb, 0,01 ppb per il Cd e 0,07 ppb per lo Zn.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Le concentrazioni di Mn, Cu, Pb e Zn risultano mediamente più elevate dei livelli di background tipici delle acque marine costiere, mentre elementi quali Ni e Cd presentano valori medi inferiori o al massimo uguali alle concentrazioni naturali (Fig. 2).

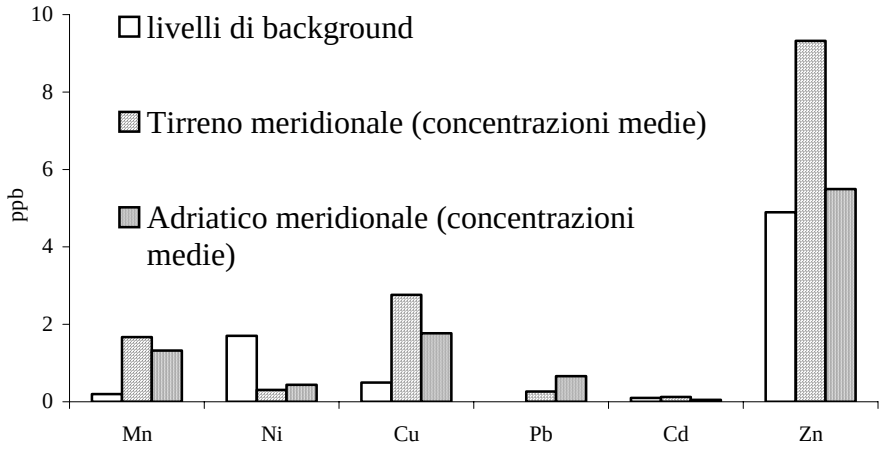


Fig. 2 - Concentrazioni medie dei metalli pesanti nel Tirreno (questo studio) e nell'Adriatico meridionale (questo studio) e relativi livelli di background (Cruzado, 1984; Della Croce *et al*, 1997).

Ad eccezione di Mn e Ni, che mostrano concentrazioni simili tra le differenti aree di indagine, con medie complessive intorno a 1,49 e 0,37 ppb rispettivamente, gli altri metalli, quali Cu, Cd e Zn, mostrano concentrazioni più elevate sul litorale campano (Fig. 2). Nel caso del Cd ciò non desta particolari preoccupazioni, trattandosi comunque di valori vicini ai livelli naturali; Zn e Cu invece mostrano concentrazioni quasi doppie rispetto all'Adriatico, e notevolmente più elevate (circa 2 e 4 volte, rispettivamente) dei livelli di background. Contrariamente agli altri metalli indagati, il Pb ha una concentrazione media più alta nell'Adriatico che nel Tirreno.

Lungo la costa della Campania Mn, Cu, Pb e Zn mostrano concentrazioni maggiori dei livelli di background in tutte le stazioni, e i valori più elevati (pari a 9,57, 4,99, 1,10 e 34,78 ppb rispettivamente) si osservano nell'area settentrionale, in particolare alle foci dei fiumi Garigliano (St. 1), Volturno (St. 3) e Sarno (St. 10) e nelle acque prospicienti Licola (St. 5) e Portici (St. 9) (Fig. 3). La maggiore contaminazione dell'area settentrionale dipende almeno in parte dalla presenza degli sbocchi fluviali, che immettono nelle acque costiere reflui di diversa natura (industriali, domestici, agricoli). Il bacino imbrifero del Sarno, in particolare, è caratterizzato dalla presenza di una intensa attività industriale (industrie conserviere, metallurgiche, farmaceutiche, concerie, cartiere, ecc.). Tali stabilimenti hanno dato luogo, nella zona litoranea tra Torre Annunziata e Castellammare di Stabia, ad insediamenti ad alta densità abitativa. La precarietà degli impianti fognari e l'assenza o il malfunzionamento dei depuratori per gli scarichi industriali hanno determinato il grave stato di inquinamento del fiume Sarno (Legambiente, 2001) e il trasferimento di forti carichi inquinanti al tratto di mare antistante la foce (Manfra e Accornero, in stampa). La Campania risulta tra le regioni italiane con la più alta densità di abitanti (ISTAT, 2001) e i distretti di Napoli e di Portici sono responsabili della produzione di ingenti quantità di reflui urbani, convogliati alla zona marina costiera sia attraverso la rete fognaria che tramite un gran numero di scarichi abusivi (Evison & Tosti, 1980).

Sulle coste dell'Adriatico meridionale l'andamento delle concentrazioni evidenzia invece livelli più elevati nelle acque marine adiacenti le zone portuali di Bari (St. 34, Cu, Pb e Zn) e Brindisi (St. 26, Cu), la città di Otranto (St. 24, Pb e Zn) e alcune stazioni al largo di Manfredonia (St. 36, 38 e 39, Cu, Pb e Zn) (Fig. 4). In particolare, i picchi massimi di Cu (5,00 ppb) e Zn (20,94 ppb) si osservano in prossimità di Brindisi e Otranto, mentre la concentrazione più elevata di Pb (6,53 ppb) si riscontra nella stazione più meridionale della costa albanese (St. 17). Purtroppo, fatta eccezione per le aree urbane e portuali, per il litorale adriatico e in particolare per l'Albania non sono disponibili informazioni che permettano un'interpretazione approfondita della distribuzione degli elementi analizzati nelle acque superficiali. Nella zona settentrionale della Puglia è nota la presenza di attività industriali dismesse da tempo che, come tali, possono essere di aiuto per spiegare un'eventuale contaminazione della matrice conservativa sedimentaria più che della fase acquosa.

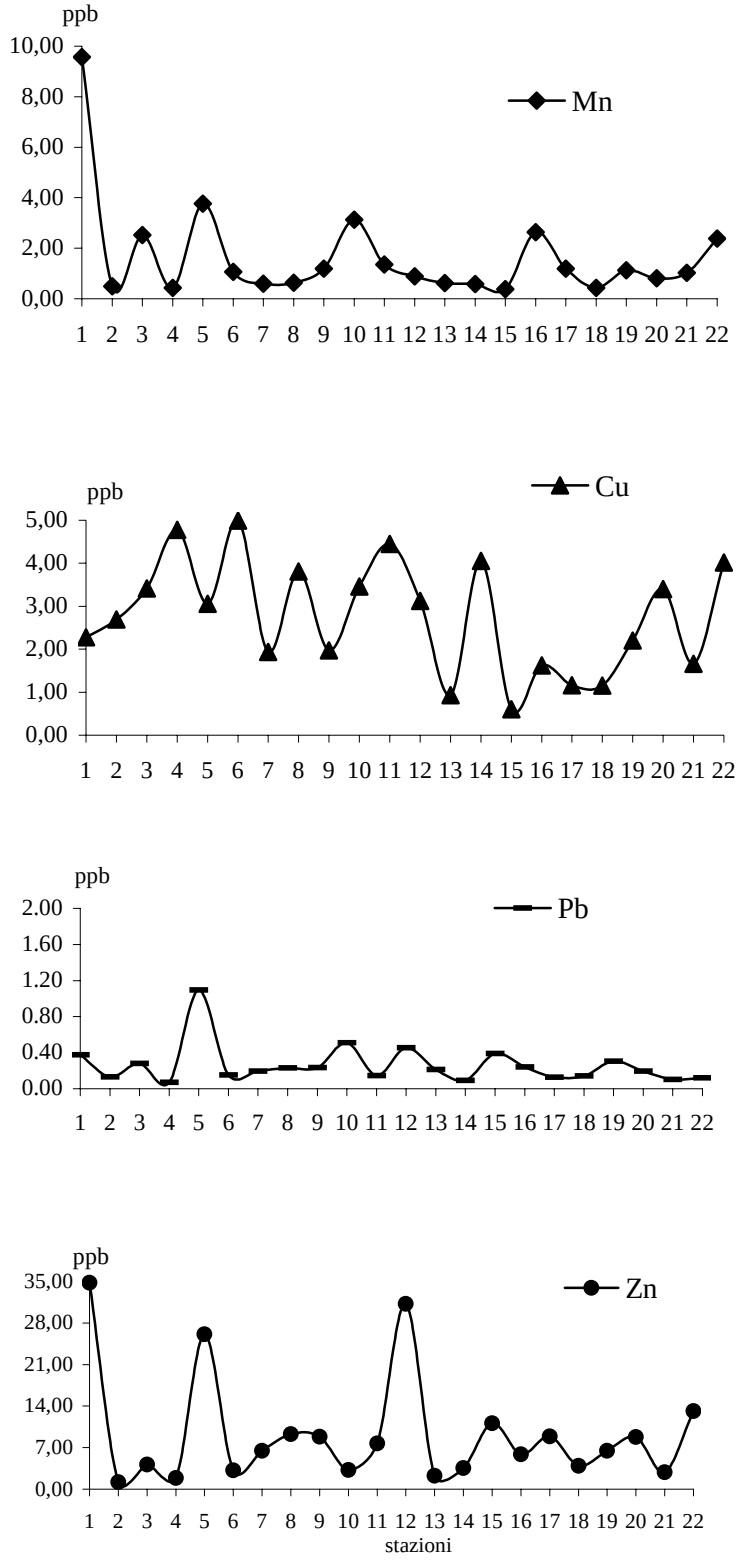


Fig. 3 - Concentrazioni di Mn, Cu, Pb e Zn nelle acque superficiali del Tirreno meridionale.

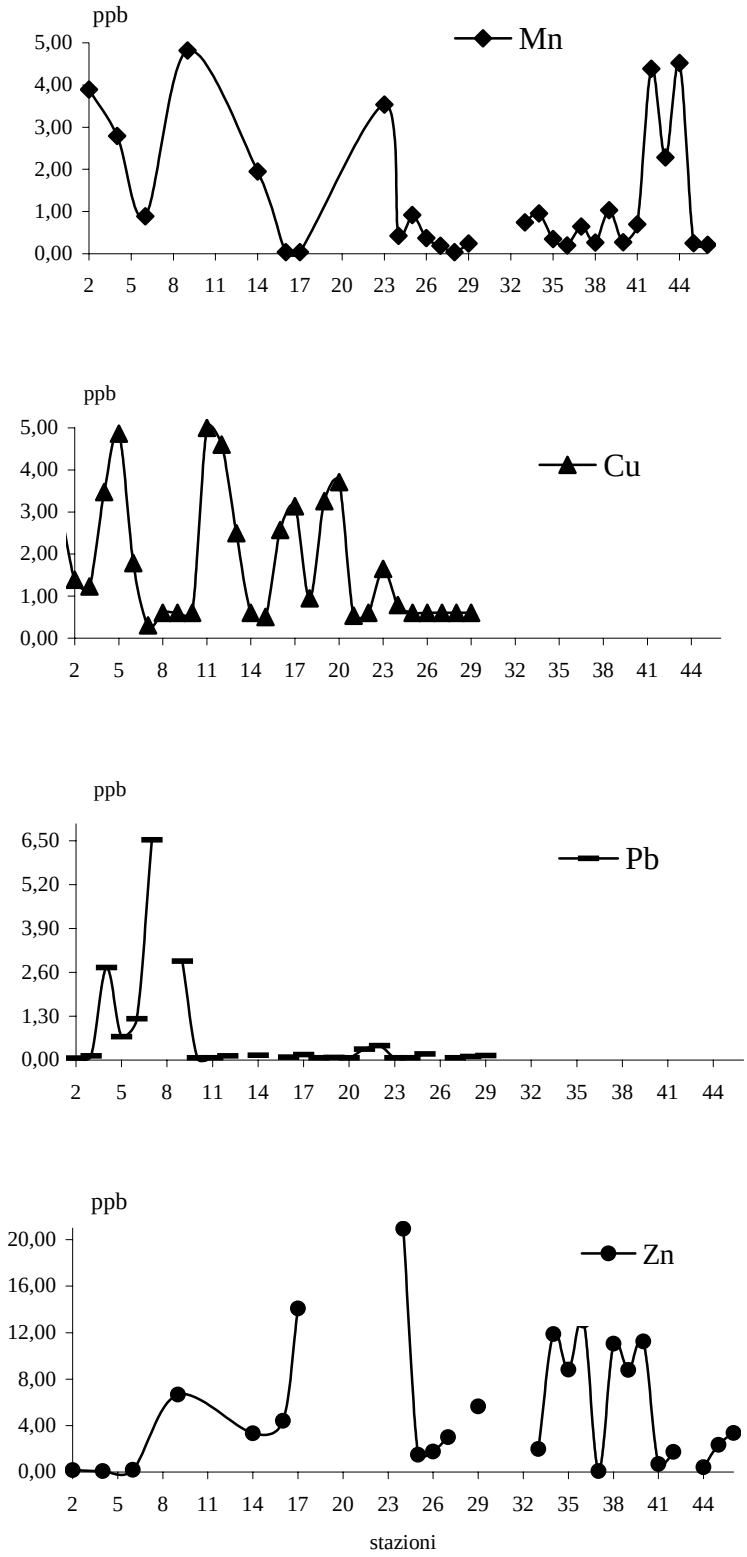


Fig. 4 - Concentrazioni di Mn, Cu, Pb e Zn nelle acque superficiali dell'Adriatico meridionale.

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Nell'intera area di studio i metalli pesanti che hanno mostrato valori superiori ai livelli di background tipici di acque marine costiere sono Mn, Cu, Pb e Zn, mentre Ni e Cd sono risultati prossimi alle concentrazioni naturali di riferimento. La distribuzione delle concentrazioni degli elementi analizzati ha mostrato i maggiori livelli di contaminazione in corrispondenza degli sbocchi fluviali, per il litorale tirrenico, e delle aree portuali, per il versante adriatico, evidenziando così i principali punti critici per l'immissione di questa categoria di contaminanti nelle due aree. In Campania, infatti, le attività industriali tendono a concentrarsi lungo i corsi d'acqua, che rappresentano il vettore principale di reflui (in molti casi non trattati), verso la zona marina costiera. In Puglia, invece, l'assenza di fiumi importanti e lo sviluppo dei poli industriali in corrispondenza dei porti, fa di questi ultimi la principale fonte di contaminazione. Lo zinco infatti, metallo associato alla contaminazione di origine portuale (Boust *et al*., 1981), è forse tra tutti l'elemento che più si discosta dai modesti range di valori osservati in generale nell'area adriatica. Pur mancando le informazioni relative al comparto sedimentario, indispensabili per un'interpretazione dei risultati su una scala temporale maggiormente significativa, la distribuzione dei metalli nei siti campionati si è rivelata in accordo con la valutazione della tossicità mediante saggi algali (Torricelli *et al*., 2002) oltre che dell'embriotossicità (Accornero *et al*., 2002). La relazione tra i livelli di contaminazione chimica e le risposte ecotossicologiche (che non tengono conto del singolo tossico, ma piuttosto degli effetti integrati dei diversi tipi di alterazioni presenti nel sistema) ha ulteriormente sottolineato le fonti di contaminazione nelle due aree. Tra i test utilizzati, quelli che hanno fornito le risposte più chiare in termini di tossicità sono stati il test algale lungo le coste Campane e i saggi di embriotossicità condotti su ricci di mare lungo le coste pugliesi. Nel primo caso, gli organismi che meglio hanno evidenziato le situazioni di disturbo sono autotrofi, e quindi sensibili sia all'inquinamento chimico (reflui industriali) così come al carico trofico (reflui urbani) (Sbrilli *et al.*, 1990). Nel caso dell'Adriatico meridionale, invece, la maggiore sensibilità dei ricci rispetto alle alghe, suggerisce che le fonti di alterazione più importanti siano associate ad un inquinamento di tipo prettamente chimico (His *et al*., 1999), relegando gli input urbani ad un ruolo di secondaria importanza.

BIBLIOGRAFIA

Accornero A., Manfra L., Manzo S., Modestia F., Salluzzo A. & Torricelli L. 2002. Distribuzione dei metalli pesanti e valutazione del livello di tossicità delle acque costiere nell'Adriatico meridionale. Poster presentato al III° Convegno Nazionale del Conisma, Bari, 25-27 novembre 2002.

Boust D, Jouanneau J.M. & Latouche C. 1981. Méthodologie d'interprétation des teneurs totals en métaux traces contenues dans les sédiments estuariens et littoraux. *Bull. Inst. Geol. Bassin d'Aquitaine*, 30: 71-86.

Chapple G. & Byrne J.P. 1996. Direct determination of trace metals in sea water using ETV-ICPMS. *J. Anal. Atom. Spectrom.*, 11: 549-553.

Cruzado A. 1984. Chemistry of Mediterranean waters. In: Western Mediterranean (Margalef R. Ed.). Pergamon Press: 126-147.

Cubabba F., Conti M.E. & Campanella L. 1999. Metalli in tracce nell'ambiente marino. Individuazione di bioindicatori per l'area mediterranea. *Ambiente Risorse Salute* 69. Editori Riuniti.

Della Croce R., Cattaneo-Vietti C. & Danovaro R. 1997. Ecologia e protezione dell'ambiente marino costiero. UTET.

Evison L. & Tosti E. 1980. Bathing water quality in the North Sea and the Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.*, 11: 72-75.

His E., Heyvang I., Geffard O. & De Montaudouin X. 1999. A comparison between oyster (*Crassostrea gigas*) and sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larval bioassays for toxicological studies. *Water Res.*, 33 (7): 1706-1718.

ISTAT. 2001. http://demo.istat.it.

LEGAMBIENTE. 2001. http://www.legambienteonline.it/news2001/sarno3.htm.

Manfra L. & Accornero A. 2002. Monitoraggio delle concentrazioni di metalli pesanti (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni e Mn) nelle acque costiere della Campania**.** *Ann. Univ. Parthenope*, LXVI: 53-63.

Marchetti R. 2000. Ecologia applicata. Città Studi, Milano.

Rosland E. & Lund W. 1998. Direct determination of trace metals in seawater by ICPMS. *J. Anal. Atom. Spectrom.*, 13 (11): 1239-1244.

Sbrilli G., Bucci M. & Luti R. 1990. Saggio algale di tossicità. Utilizzazione di *Dunaliella tertiolecta* nella valutazione degli effetti biologici di scarichi industriali a prevalente componente marina. *Acqua-Aria*, 6: 483-489.

Torricelli L., Manzo S., Accornero A. & Manfra L. 2002. Biomonitoring of marine waters by the use of microalgal tests: results from the Campania coastal zone (South Tyrrhenian Sea). *Fresen. Environ. Bull.*, 11(9b): 691-696.

Ricevuto 30 dicembre 2002; revisionato 10 marzo 2003; accettato 30 aprile 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 155-161, luglio 2003

OBSERVATIONS ON FISH ASSEMBLAGES OF THE COASTAL AREA OF BERGEGGI (WESTERN LIGURIAN SEA)

Andrea MOLINARI, Leonardo TUNESI

ICRAM
Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, Roma

ABSTRACT

The present paper reports the results of a study on composition and size structure of the fish fauna of the Bergeggi island (Italy), a site gazetted from the Italian law for the establishment of a Marine Protected Area. Data were collected seasonally (from Winter 2000 to Autumn 2001) applying two different visual census techniques: stationary visual census and scuba diving paths. The applied methods allowed to record 55 *taxa* and to assess the prevalence of medium size class. Moreover the higher ratio of small specimens and the lower frequency of large size individuals of high commercial interest species suggest the relevance of new studies.

RIASSUNTO

Osservazioni sul popolamenti ittici dell'area di costiera di Bergeggi (Mar Ligure Occidentale)

Il presente lavoro fornisce i dati relativi alla composizione e struttura di taglia del popolamento ittico costiero dell'isola di Bergeggi, area identificata quale sito di reperimento per l'istituzione di una area marina protetta. I dati sono stati raccolti con cadenza stagionale (dall'inverno 2000 all'autunno 2001), mediante due differenti tecniche di censimento visuale in immersione: punto fisso e percorso libero. Tali metodiche hanno consentito di censire 55 *taxa* e di rilevare che il popolamento ittico è caratterizzato dalla classe di esemplari di taglia media. Inoltre l'elevata percentuale di esemplari di taglia piccola e la ridottissima frequenza di esemplari di taglia grande delle specie di elevato interesse commerciale suggeriscono l'importanza di ulteriori studi.

1. INTRODUCTION

The coastal area of Bergeggi, including the promontory and the homonymous island, has a remarkable biological relevance due to the presence of *Posidonia oceanica* meadows ((Diviacco 1999; Diviacco & Tunesi, 1999), a marine cave (Bianchi *et al*., 1986; Morri *et al*., 1994) and a coralligenous formations (Diviacco 1999; Diviacco &

Tunesi, 1999). Moreover this area is gazetted by the Italian legislation to become a national marine protected area (MPA).

At presents MPAs are considered as useful tools to manage, recover and conserve marine natural resources (National Research Council, 2001). In this framework, fish is considered one of the most important component through which the protection's effects becomes evident (Roberts & Hawkins, 2000), both in relation to the increase in number of species (Garcia Charton *et al.*, 2000) and specimens, and to the regain of coastal habitats by over-fished species (Sánchez Lizaso *et al*., 2000). In this respect, data on fish assemblages are crucial to acquire clues necessary manage fishery and tourism activities, such as scuba-diving in a new MPA (Kelleher & Recchia, 1998; McManus *et al.*, 1998; Zabala, 1999; Salm *et al.*, 2000; Agnesi *et al.*, 2001, Di Nora & Tunesi, *in press*).

In the framework of a wide research activity on fish at the Bergeggi coastal area (Fig. 1), to support the establishment of the future MPA, this contribution reports the results of a visual census study on fish species and size composition.

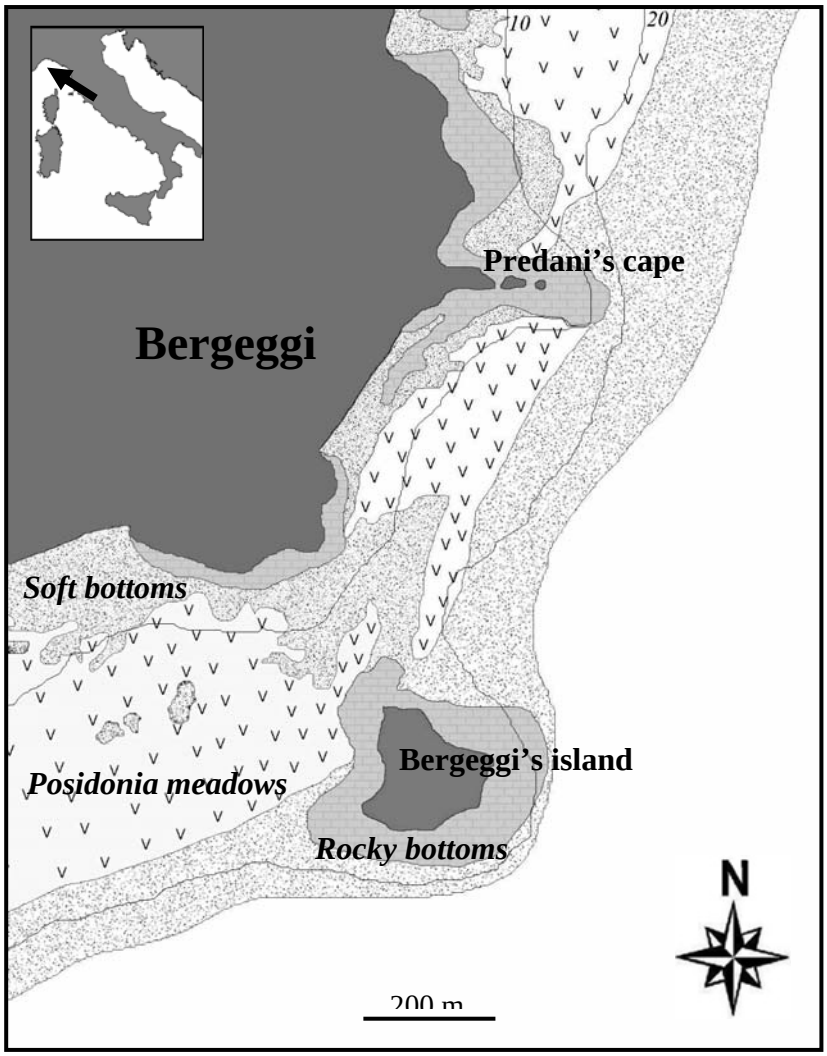


Fig. 1 - Study area and main sea bottom typologies.

2. MATERIALS AND METHODS

Data on coastal fish assemblages were collected seasonally, from Winter 2000 to Autumn 2001, by means of two visual census methods applied in reason of the habitat complexity in the study area: scuba diving paths of a time lapse of 15 minutes, for estimating species richness (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985), recording also cryptic or rare species, stationary sampling (SVC) (5 m radius = 78.5 m^2), to collect quantitative data (Tunesi & Vacchi, 1993).

Visual census replicates have been allocated randomly in three sea bottom typologies (Rocky bottom, *Posidonia oceanica* and soft bottoms) and three depth ranges (0-3; 3.1-12; 12.1-24 m) (Tunesi *et al.*, 2001). At each sea bottom typology, depth level, and sampling season, one path and a series of three SVC were carried out. The total number of fish was estimated by classes of numerical abundance (1; 2-5; 6-10; 11-30; 31-50; 51-100; >100) (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) and three classes of body length (small, medium, large), depending on the maximum total length reached by each species (Fischer *et al*., 1987).

Collected data have been used to describe the size structure of the whole fish assemblage and of the high commercial interest species (Tab. 1).

3. RESULTS

A total of 96 stationary samplings and 32 paths were performed because of the absence of *P. oceanica* in the depth range of 0-3 m. Visual census activities allowed to record 55 taxa (Tab. 1).

The richest fish assemblage is associated with rocky bottom (48 species), followed by the assemblage of *P. oceanica* (34) and soft bottoms (26). Summer is the season during which the highest number of species (49) was detected, followed by autumn (39), spring (35) and winter (27). Thirty species were recorded in the whole studied depth range (0 - 24m): nine species were recorded in the shallowest range of depth and 4 both in the intermediate and deepest range of depth.

Medium sized specimens characterize the size structure of the whole fish assemblage (77%) (Fig. 2-a). This predominance is confirmed also among low commercial interest species (Fig. 2-b), while the size composition of high commercial interest species shows a relative higher importance of small size fish and a low frequency of large sized specimens (Fig. 2-c).

The size composition of high commercial interest species changed with season (Fig. 3): small specimens, few in winter, progressively increase their numerical importance during spring and summer, and decrease in autumn. On the contrary, large specimens, mainly the sea breams *D. sargus*, *D. vulgaris*, *O. melanura* and *S. cantharus*, showed the lowest abundance in summer. Moreover, high commercial interest species size composition change with depth (Fig. 4), showing the high frequency of the small size class within the 3.1-12 m depth range.

Tab. 1 - Species recorded in the study area. R = rocky bottoms; P = *P. oceanica*; S = soft bottoms - W = winter; Sp = spring; Su = summer; A = autumn - C = high comm. interest; L = low comm. interest.

Family	**Species**	**Bottom Typology**	**Depth Range**	**Season**	**Commercial Interest**
Atherinidae	*Atherina* spp.	R-P-S	0-24 m	W-Su-A	L
Apogonidae	*Apogon imberbis* (Linnaeus, 1758)	R	0-24 m	Sp-Su-A	L
Blenniidae	*Lipophrys canevai* (Vinciguerra, 1880)	R	0-3 m	Su	L
	Parablennius spp	R	3.1-12 m	Su	L
	Parablennius gattoruggine (Brünnich,1768)	R	0-12 m	W-Sp-Su-A	L
	Parablennius incognitus (Bath, 1968)	R	0-3 m	Sp-Su-A	L
	Parablennius rouxi (Cocco, 1833)	R	0-24	W-Sp-Su-A	L
Bothidae	*Bothus podas* Delaroche, 1809	S	3.1-24 m	Sp-A	C
Carangidae	*Seriola dumerili* (Risso, 1810)	S	0-24 m	Su	C
Centracanthidae	*Spicara maena* (Linnaeus, 1758)	R-P-S	3.1-24 m	W-Sp-Su-A	C
	Spicara smaris (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	W-Su-A	C
Engraulidae	*Engraulis encrasicholus* Linnaeus, 1758	R-P	0-24 m	W-Sp-A	C
Gobiidae	*Gobius bucchichii* Steindachner, 1870	P	3.1-12 m	Su	L
	Gobius cruentatus (Gmelin, 1789)	R	12.1-24 m	Su-A	L
Labridae	*Coris julis* Linnaeus, 1758	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Labrus bimaculatus Linnaeus, 1758	R-P	3.1-12 m	Su-A	L
	Labrus merula (Linnaeus, 1758)	P	12.1-24 m	W-Su	C
	Labrus viridis Linnaeus, 1758	R-P	3.1-24 m	W-Sp-Su-A	C
	Symphodus cinereus (Bonnaterre, 1788)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Symphodus doderleini Jordan, 1891	R-P	0-24 m	W- Su-A	L
	Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)	R-P	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Symphodus melanocercus (Risso,1810)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Symphodus melops (Linnaeus, 1758)	R-P	0-24 m	Sp- A	L
	Symphodus ocellatus Forsskål, 1775	R-P	0-24 m	Sp-Su-A	L
	Symphodus roissali (Risso, 1810)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Symphodus rostratus (Bloch, 1797)	R-P-S	3.1-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Symphodus tinca (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Thalassoma pavo (Linnaeus, 1758)	R	0-3 m	Su	L
Mugilidae	Mugilidae	R	0-3 m	Su-A	C
Mullidae	*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758	S	3.1-24 m	W-Su-A	C
	Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	C
Muraenidae	*Muraena helena* Linnaeus, 1758	R	12.1-24 m	Sp	L
Pomacentridae	*Chromis chromis* Linnaeus, 1758	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
Scomberesocidae	*Scomberesox saurus* (Walbaum, 1792)	R	0-3 m	Su	L
Scorpaenidae	*Scorpaena notata* Rafinesque, 1810	R	0-24 m	W-Sp-Su	C
	Scorpaena porcus Linnaeus, 1758	R-P	0-24 m	Sp-Su-A	C
	Scorpaena scrofa Linnaeus, 1758	R	0-24 m	Su	C
Serranidae	*Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Serranus scriba (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
Syngnatidae	*Hippocampus ramulosus* Leach, 1814	R	3.1-12 m	Su	L
Soleidae	*Solea solea* (Linnaeus, 1758)	S	0-3 m	Sp-Su	C
Sparidae	*Boops boops* Linnaeus, 1758	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	C
	Dentex dentex Linnaeus, 1758	R-P	0-24 m	Su	C
	Diplodus annularis Linnaeus, 1758	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	L
	Diplodus puntazzo Cetti., 1789	R-P	0-24 m	Sp-Su	C
	Diplodus sargus Linnaeus, 1758	R-P-S	0-24 m	Sp-Su-A	C
	Diplodus vulgaris Geoffrey Saint-Hilaire,1817	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	C
	Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758)	S	0-3 m	A	C
	Oblada melanura (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	Sp-Su-A	C
	Pagellus acarne (Risso, 1826)	R-P-S	0-12 m	Su	C
	Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)	R-P	12.1-24 m	W-Su	C
	Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	C
	Sparus aurata Linnaeus, 1758	R	3.1-24 m	Sp-Su	C
	Spondyliosoma cantharus (Linnaeus, 1758)	R-P-S	0-24 m	W-Sp-Su-A	C
Tripterygiidae	*Tripterygion melanurus* Guichenot,1845	R	0-3 m	A	L
	Tripterygion tripteronotus (Risso,1810)	R	0-3 m	Sp-Su-A	L

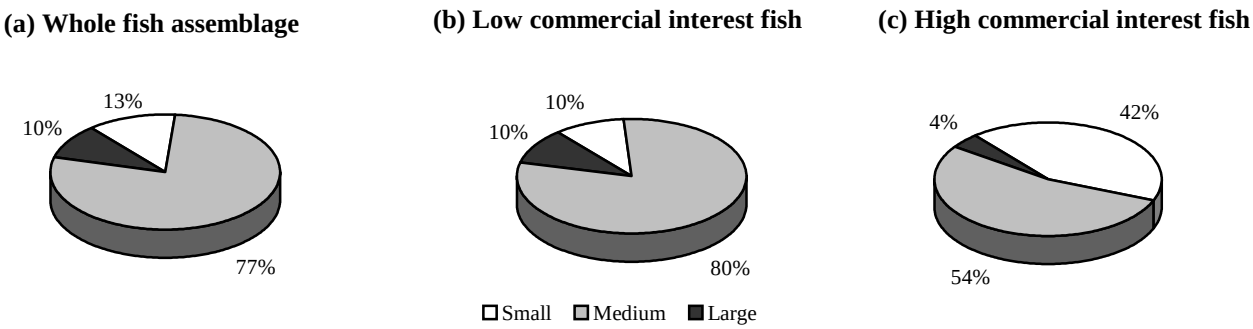


Fig. 2 - Fish assemblage size composition of the coastal area of Bergeggi.

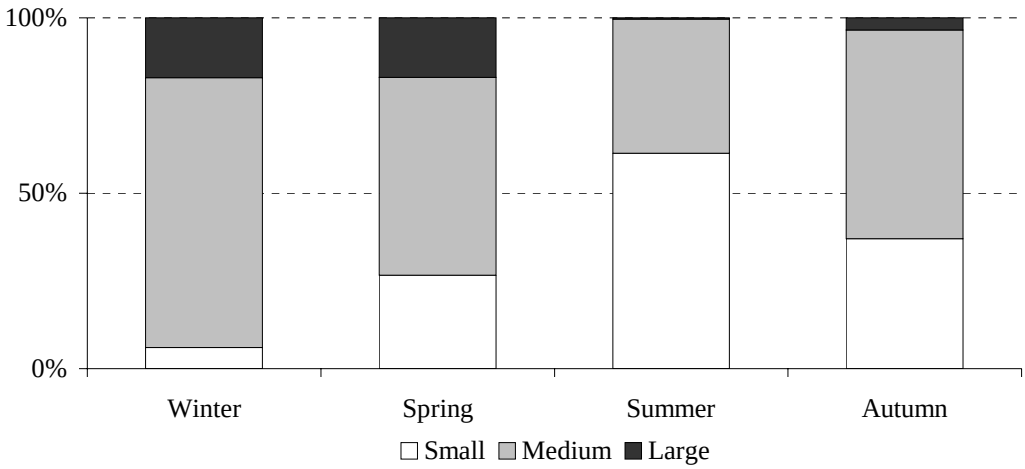


Fig. 3 - Size composition of high commercial interest fish *per* season.

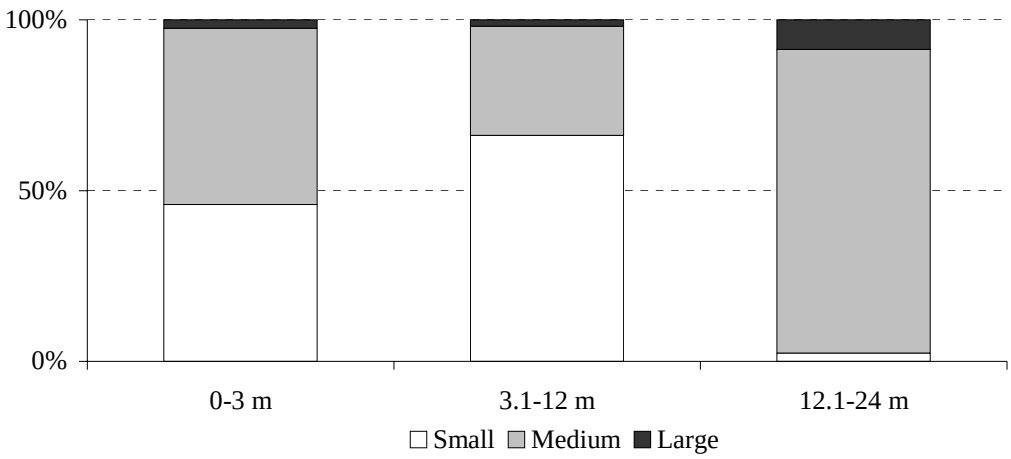


Fig. 4 - Size composition of high commercial interest fish *per* depth range.

4. DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The fish assemblage of the Bergeggi coastal area shows an important specific diversity, higher on rocky bottom, which is characterized by the dominance of medium size class individuals. The comparison between the size structure of the whole fish assemblage and that of its high economic interest part, points out a strong reduction in the ratio of larger specimens.

Size composition of the high commercial interest species (mainly sea breams) shows relevant changes along the year. The progressive increase in small class ratio from winter to summer agrees with the results indicating that spring and summer are the most important seasons for the settlement of juveniles in the Ligurian area (Tunesi *et al.*, 1997). Moreover the small class ratio reduction in autumn could be explained with the moving in this season of the juveniles belonging to fast growth species, such as *D. sargus* (Tunesi *et al.*, 1996), to deeper waters. So, collected data confirm the relevance of very shallow water, mainly rocky bottoms and *Posidonia oceanica*, as nurseries for fish juveniles.

The described fish assemblage, rich and well diversified but with few large specimens of commercial species, suggests the importance the establishment of an MPA.

REFERENCES

Agnesi S., Di Nora T. & Tunesi L. 2001. The study of diving tourism to support the adaptative management in an italian marine protected area (Ustica island). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 36: 347.

Bianchi C.N., Cevasco M.G., Diviacco G. & Morri C. 1986. Primi risultati di una ricerca ecologica sulla grotta sottomarina di Bergeggi (Savona). *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 52 (Suppl.): 267-293.

Di Nora T. & Tunesi L. in press. Il ruolo del turismo nelle aree marine protette: proposta di un approccio sistematico per l'organizzazione delle attività gestionali. *Atti del convegno Internazionale "Sviluppo Economico e Sostenibilità: il turismo Ambientale e Culturale occasione di nuova occupazione"*, Anacapri, 2-6 Novembre 2000.

Diviacco G. 1999. Analisi dell'ambiente naturale ed antropico dell'area costiera comprendente le falesie e l'isola di Bergeggi (SV) finalizzata all'istituzione dell'area protetta marina: prima parte (fase conoscitiva). *Regione Liguria, Ufficio Parchi e Aree Protette*, 461 pp.

Diviacco G. & Tunesi L. 1999. Descrizione e cartografia dei principali popolamenti bentici della futura area marina protetta di Bergeggi (Mar Ligure). *Biol. Mar. Medit.*, 6 (1): 493 - 495.

Fischer W., Bauchot M.L. & Schneider M. 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. II. Vertébrés. FAO, Rome, 2: 761-1530.

Garcia Charton J.A., Williams I.D., Perez Ruzafa A., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M.-S., Koukoras A. & Riggio S. 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected area: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Env. Cons.*, 27 (2): 159-178.

Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabe G., Blanc F. & Chevalier R. 1985. The underwater observation of fish communities and fish populations: Methods and problems. *Rev. Ecol. Terre Vie*, 40: 467-540.

Kelleher G. & Recchia C. 1998. Editorial - lessons from marine protected areas around the world. *Parks*, 8 (2): 1-4.

McManus J.W., van Zwol C., Garces L.R. & Sadacharan D. (Eds). 1998. A framework for future training in marine and coastal protected area management. *ICLARM Conf. Proc*., 57: 1-54.

Morri C., Bianchi C.N., Campi F., Diviacco G., Forti S., Niccolai I., Sgorbini S. & Tucci S. 1994. Gradienti fisico chimici e ricoprimento biologico nella grotta marina di Bergeggi. *Mem. Ist. It. di Speleologia*, 6, s. II: 85-94.

National Research Council. 2001. *Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. National Academy Press, Washington, DC: 272 pp.

Roberts C.M. & Hawkins J.P. 2000. Fully-protected marine reserve: a guide. *WWF Endangered Seas Campaign*, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of New York, YO10, 5DD, UK.

Salm R.V., Clark J. & Siirila E. 2000. Marine and coastal Protected Areas: A guide for planners and managers. IUCN., Washington DC. XXI + 371 pp.

Sánchez Lizaso J.L., Goñi R., Reñones O., Garcia Charton J.A., Galzin R., Bayle J.T., Sánchez Jerez P., Perez Ruzafa A. & Ramos A.A. 2000. Density dependance in marine protected populations: a review. *Env. Cons.*, 27 (2): 144-158.

Tunesi L., Mariani L. & Mori M. 1997. Insediamento di stadi giovanili di specie ittiche nelle acque costiere del Golfo Tigullio (Mar Ligure). *Biol. Mar. Medit.*, 4 (1): 282-290.

Tunesi L., Salvati E., Lauriano G. & Mariani L. 2001. Study of the coastal fish fauna of the Asinara island to support the zoning of the marine protected area. *Atti A.I.O.L.*, 14: 189-198.

Tunesi L. & Vacchi M. 1993. Indagini visuali in immersione nell'area marina protetta di Portofino: applicazione di un metodo per lo studio dei popolamenti ittici. *Biol. Mar. Medit.*, suppl. 1: 355-360.

Tunesi L., Vacchi M. & Mori M. 1996. Osservazioni sugli stadi giovanili del genere *Diplodus* nelle acque del Golfo Tigullio (Mar Ligure). *Atti XI Congr. A.I.O.L.* (Sorrento, 26-28 Ottobre 1994)- Genova: 213-224.

Zabala M. 1999. Recreation in Mediterranean marine parks: limits and perspectives. *CIESM Workshop Series*, 8: 51-52.

Ricevuto 25 novembre 2002; revisionato 18 febbraio 2003; accettato 25 marzo 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 163-173, luglio 2003

DEGRADAZIONE MICROBICA DELLA SOSTANZA ORGANICA NEI SEDIMENTI SUPERFICIALI DEL MAR PICCOLO DI TARANTO

Renata ZACCONE[1], Daniela ZAMPINO[1], Franca FRASCARI[2], Patrizia GIORDANO[2]

[1] IAMC-CNR, sezione di Messina, Istituto Sperimentale Talassografico, Spianata S. Raineri 86 - 98122 Messina
[2] ISMAR-CNR, Istituto di Geologia Marina, via Gobetti 101 - 40129 Bologna

ABSTRACT

Microbial degradation of organic matter in surficial sediments of Mar Piccolo (Taranto, Italy)

During two cruises carried out in the Mar Piccolo (Taranto) the microbial components, both heterotrophic and anaerobic, and the microbial enzymatic activities of four enzymes [leucine aminopeptidase (LAP), alkaline phosphatase (AP), α-glucosidase (α-Glu) e β-glucosidase (β-Glu)] of surficial sediments were evaluated. The environmental parameters, as temperature, pH and Eh, together with granulometric measurements and geochemical parameters, like organic and inorganic carbon, total nitrogen, organic and inorganic phosphorous of sediments were also examined in the basin. Organic carbon concentrations resulted higher than those of other lagoon areas. During October 2000, it was observed an increase of bacterial heterotrophic abundance, associated to an increase of LAP activity, due mainly to higher temperatures. In 1999, the bacterial heterotrophic abundance resulted well related to LAP and β-Glu activities. Anaerobic bacteria (Clostridium spp., sulfide-reducing) showed a significant correlation with mud fraction in 1999. Moreover, they resulted well correlated to enzymatic activities of LAP, AP and β-Glu in 1999, indicating that anaerobic component may contribute to enzymatic activities.

RIASSUNTO

La degradazione microbica della sostanza organica gioca un ruolo chiave nel *turnover* degli elementi e nei cicli biogeochimici di molti sistemi acquatici. Durante uno studio effettuato nel Mar Piccolo di Taranto, è stata valutata la componente batterica eterotrofa ed anaerobica e le attività enzimatiche microbiche di leucina aminopeptidasi (LAP), fosfatasi alcalina (AP), α-glucosidasi (α-Glu) e β-glucosidasi (β-Glu) in relazione ad alcuni parametri ambientali, quali temperatura, pH ed Eh, e alle caratteristiche granulometriche e geochimiche del sedimento (C organico e inorganico, N totale, P organico e inorganico) durante due campagne di prelievo in novembre-

dicembre 1999 ed ottobre 2000. Mediamente le concentrazioni di C organico (4%) nei sedimenti superficiali sono più elevate di quelle di altre aree lagunari, con valori molto elevati sia nelle stazioni sottocosta che in quelle al centro del bacino. Le temperature più alte di ottobre 2000 hanno determinato un incremento dell'abbondanza in batteri eterotrofi, a cui è connesso anche un incremento di attività della LAP rispetto agli altri enzimi. Nel 1999, l'abbondanza batterica eterotrofa risulta correlata in maniera significativa con le attività enzimatiche di LAP e β-Glu. I clostridi solfitoriduttori mostrano una correlazione positiva con la frazione siltosa dei fanghi con contenuto in P org nel 1999, con C org e N nel 2000. Inoltre risultano correlati con l'attività enzimatica di LAP, AP e β-Glu nel 1999, indicando come la componente batterica anaerobica può contribuire in maniera significativa all'attività enzimatica extracellulare. L'attività della LAP risulta correlata nel 1999 con le altre attività e con il P organico, mostrando un accoppiamento dei cicli biogeochimici mediato dall'attività batterica.

1. INTRODUZIONE

Il Mar Piccolo è un bacino a configurazione lagunare, ubicato geograficamente nel Golfo di Taranto fra il margine meridionale delle Murge e quello settentrionale del Salento ed occupa un'area di 20 Kmq, divisa equamente tra due bacini: il Primo Seno e il Secondo Seno. La salinità è influenzata da immissioni di acque dolci provenienti da piccoli fiumi e sorgenti sottomarine chiamate Citri. L'eccesso di nutrienti e sostanza organica versati nel bacino attraverso gli scarichi urbani hanno provocato fenomeni distrofici abbastanza evidenti. L'intensa attività di mitilicoltura, inoltre, influenza l'ambiente pelagico ed il sedimento modificando la composizione delle biocenosi e la loro diversità specifica. L'accumulo di materia organica sul fondo e la sua progressiva rimineralizzazione (che interessa le forme più reattive) determinano un incremento dell'attività batterica ed un abbassamento dei livelli di ossigeno in vaste zone (Cardellicchio *et al*., 1991; Caroppo *et al*., 1994).

Mediante l'attività microbica extracellulare i composti organici polimerici sono trasformati in monomeri facilmente assimilabili che vengono incorporati nella catena trofica o mineralizzati. Attraverso l'uso di substrati fluorogenici artificiali (Hoppe 1983 e 1993), idrolizzati dagli enzimi naturali, è possibile ottenere nuove informazioni sul flusso del carbonio nei sedimenti e studiare la loro distribuzione spaziale e temporale in relazione a parametri ambientali e biologici (King, 1986; Meyer-Reil, 1987; Fabiano & Danovaro, 1998; Tholosan *et al.*, 1999; Danovaro *et al*., 2001; Hoppe *et al*., 2002).

2. MATERIALI E METODI

2.1. Area di studio e campionamento

I campioni di sedimento superficiale (1 cm di spessore) sono stati prelevati durante due campagne oceanografiche (29 novembre-2 dicembre 1999 e 24-26 ottobre 2000) effettuate nel Mar Piccolo di Taranto (Fig.1). Le attività di misura e di campionamento si sono concentrate all'interno del Primo Seno, che maggiormente risente dell'influenza della pressione antropica, sia su punti che interessavano le aree di allevamento di mitili

(sito MTL) e pesci (CA), sia su una serie di stazioni supplementari, quali A (poste al centro del bacino), CI (stazioni costiere vicino al citro) e CB (stazione costiera intermedia). Nella seconda campagna alcune stazioni sono state sostituite da altre più interessate dall'impatto degli allevamenti.

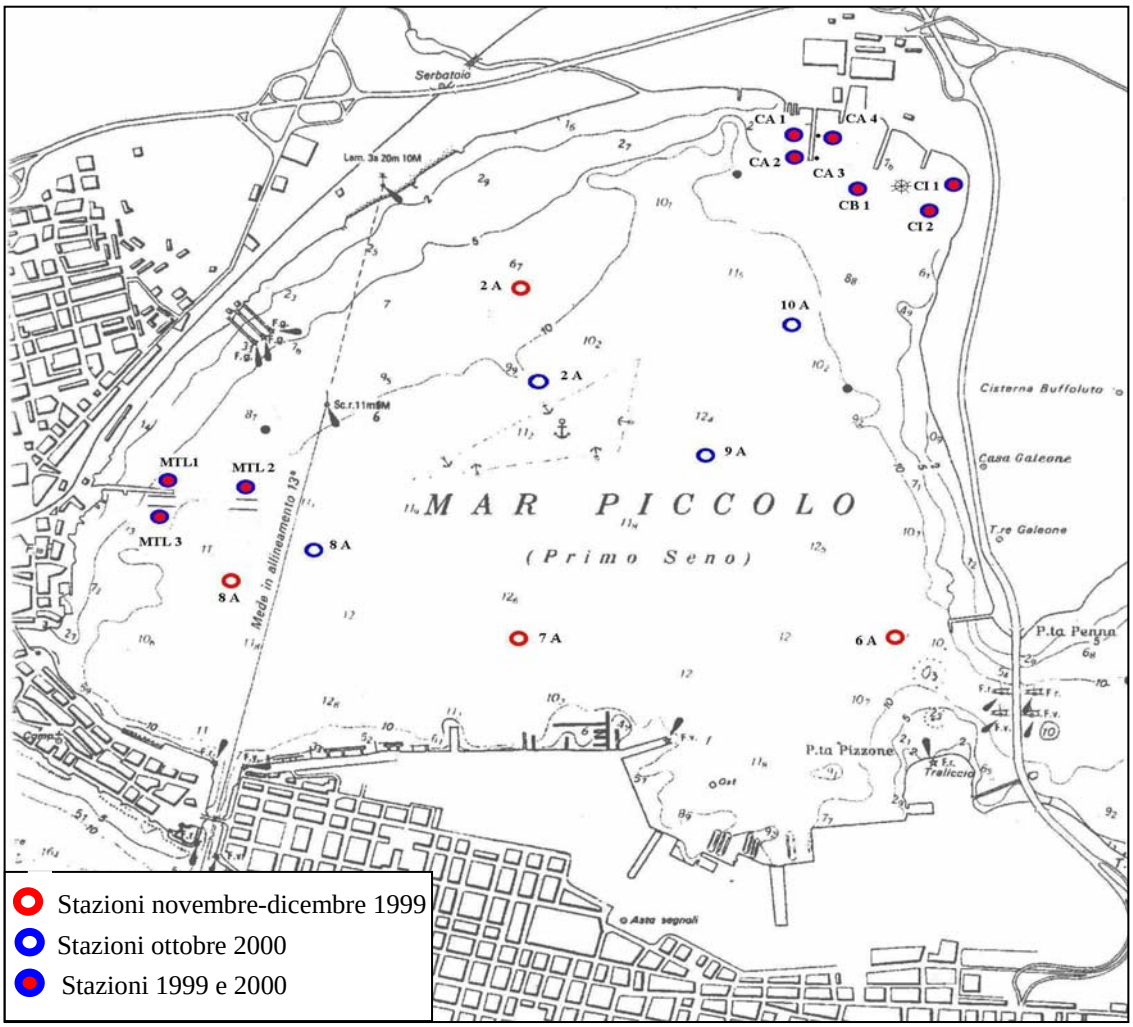


Fig. 1 - Ubicazione dei siti di campionamento nelle due campagne.

Su ogni campione di sedimento, prelevato mediante box-corer, sono state effettuate *in situ* osservazioni macroscopiche sulla tessitura, grado di idratazione e colore del sedimento e sono state misurate temperatura, pH ed Eh, utilizzando specifiche sonde. Successivamente in laboratorio, sono state eseguite indagini granulometriche, mineralogiche e geochimiche, tra cui C org., C inorg., N tot., P org e P inorg.

2.2. Analisi fisico-chimiche dei sedimenti

I campioni di sedimento destinati alle analisi granulometriche e mineralogiche sono stati conservati a +4°C, mentre quelli destinati alle analisi chimiche e geochimiche

a -20°C; questi ultimi sono stati inoltre liofilizzati e macinati prima di procedere con le analisi. Le analisi granulometriche sono state eseguite mediante setacciatura a umido su maglia da 63 μm per separare le componenti più grossolane (frammenti organogeni e sabbie) da quelle più fini (silt e argille), queste ultime sono state ulteriormente indagate mediante sedigrafo a raggi X. La composizione mineralogica qualitativa e semiquantitativa del sedimento è stata ottenuta mediante difrattometria a raggi X (Cook *et al*., 1975).

Le concentrazioni di azoto totale e di carbonio organico e totale, sono state determinate per via gas-cromatografica mediante l'utilizzo di un analizzatore elementare CHN, secondo le metodologie proposte da Froelich (1980) e Hedges & Sterns (1984).

L'estrazione del fosforo dalla matrice solida è avvenuta utilizzando il metodo di Aspila (1976). Le concentrazioni di P totale ed inorganico sono state poi ricavate mediante reazione colorimetrica secondo il metodo di Strikland & Parson (1968) e il fosforo organico è stato calcolato per differenza.

2.3. Abbondanza batterica e attività enzimatica extracellulare

La stima dei batteri eterotrofi e dei clostridi solfito-riduttori, è stata effettuata su piastre di Marine Agar incubate a 22 °C per 7 giorni e su piastre di Perfrigens agar base incubate in anaerobiosi a 22 °C per 48 h.

Sono state misurate le attività enzimatiche extracellulari di leucina aminopeptidasi (LAP), fosfatasi alcalina (AP), α e β glucosidasi (α-Glu e β-Glu). Ai campioni sono stati aggiunti concentrazioni crescenti da 10 a 200 mM di substrato fluorogenico L-leucine-7-amido-4-methyl-coumarin (Leu-MCA), da 2 a 50 mM di 4-methylumbelliferyl-alkaline phosphate (MUF-phos) e da 2 a 20 mM di MUF-β-glucoside e MUF-α-glucoside (MUF-β-Glu e MUF-α-Glu). L'attività è stata misurata con uno spettrofluorimetro Hitachi immediatamente dopo l'aggiunta del substrato e dopo 3 ore di incubazione al buio (Hoppe, 1983). I dati, espressi come Vmax, sono stati normalizzati al peso secco (60 °C, 24 h) e riportati come nM per grammo di sedimento per ora.

2.4. Analisi statistica

I risultati sono stati elaborati statisticamente mediante il coefficiente di correlazione di Pearson.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Parametri ambientali e aspetti deposizionali del bacino

Nei due anni, i campionamenti hanno presentato differenze nei parametri fisici dell'ambiente. Nel 2000 si è registrato in tutti i siti un aumento medio della temperatura di 4-5 °C, il pH ha mostrato una variabilità media tendente all'alcalinità.

In entrambi gli anni si sono osservati valori medi di Eh estremamente bassi, e anche se nel 2000 si è verificato un miglioramento dell'ossigenazione, testimoniato da un incremento dei valori di quasi tutti i siti, tuttavia l'Eh ha raggiunto valori positivi solo nella stazione 2 A.

I processi deposizionali del bacino sono controllati dalla componente inorganica del sedimento, in quanto più conservativa delle componenti fisico-chimiche e biogeo-

Tab. 1 - Principali parametri fisico-chimici, geochimici e microbiologici nelle due campagne di campionamento

	M.A.	Clostr.	LAP	AP	α–glu	ß-glu	Temp	pH	Eh	H2O	C tot	C org	C inorg	N tot	C/N	P tot	P inorg	P org	ghiaie	sabbie (mm)				fanghi		
	CFU/g	CFU/g	nM/g/h	nM/g/h	nM/g/h	nM/g/h	°C		mV	%	%	%	%	%		µg/g	µg/g	µg/g	> 2mm	2-1 mm	1-0,5	0,5-0,063	tot.	silt	argille	tot.
MTL1	13009	765	385	1841	35	33	16	7.6	-244	65	11.78	2.65	9.13	0.42	7.3	675	435	240	18.8	7.4	8.4	21.3	37.1	24.3	19.8	44.0
MTL2	5527	800	3377	610	184	49	17	7.7	-352	69.7	9.28	5.38	3.90	0.53	11.8	758	555	204	8.0	0.9	0.5	4.7	6.1	26.9	59.0	85.8
MTL3	4950	270	9235	2272	194	101	17	7.6	-322	64.1	10.14	4.07	6.06	0.48	10.0	773	510	263	15.8	8.9	8.7	10.5	28.1	21.7	34.4	56.1
CI1	12784	1831	14981	3738	75	178	16	7.3	-292	73.7	8.46	4.94	3.52	0.51	11.2	1380	1100	273	1.1	0.3	0.2	9.0	9.5	51.0	38.4	89.4
CI2	22304	2051	28504	2817	106	666	16	7.4	-355	65.9	8.33	3.89	4.44	0.43	10.6	1148	733	415	0.4	0.4	0.5	14.3	15.1	53.3	31.2	84.5
CA1	7617	257	2398	934	38	28	15	7.1	-60	64.1	7.19	3.47	3.72	0.39	10.5	753	555	209	6.9	1.2	1.7	7.1	10.1	33.3	49.7	83.0
CA2	14359	351	7369	956	17	48		7.5	-278	49.5	8.12	2.70	5.42	0.36	8.7	632	424	208	43.5	8.3	3.9	6.0	18.2	17.0	21.3	38.3
CA4	7357	98	3409	1279	78	228	17	7.7	-275	53.4	5.13	2.76	2.37	0.27	11.9	481	350	131	11.7	6.7	21.3	17.5	45.5	16.5	26.3	42.8
2A	6409	188	761	268	4	8	16	7.7	-336	68.2	8.12	4.08	4.04	0.47	10.2	856	579	277	15.3	3.2	1.6	5.0	9.8	27.0	47.9	74.9
6A	5270	326	2092	948	68	57		6.7	-15	73.0	7.58	4.58	3.00	0.46	11.6	913	605	307	1.3	0.5	0.3	1.2	2.0	27.1	69.6	96.7
7A	16158	690	2649	598	24	300	15	7.4	-67	64.9	8.95	4.53	4.43	0.43	12.4	895	724	172	65.9	2.3	1.9	4.6	8.8	23.5	52.6	76.1
8A	10725	322	1009	548	46	25	15	7.0	-280	67.2	8.43	5.22	3.22	0.44	13.8	894	599	294	13.4	1.9	1.1	7.2	10.2	27.1	49.3	76.4
CB 1	13087	302	270	2979	27	124	16	7.1	-69	62.6	7.35	3.41	3.94	0.41	9.8	747	532	215	20.1	2.9	1.4	5.6	9.8	30.3	39.8	70.0

Novembre-dicembre 1999

	M.A.	Clostr.	LAP	AP	α–glu	ß-glu	Temp	pH	Eh	H2O	C tot	C org	C inorg	N tot	C/N	P tot	P inorg	P org	ghiaie	sabbie (mm)				fanghi		
	CFU/g	CFU/g	nM/g/h	nM/g/h	nM/g/h	nM/g/h	°C		mV	%	%	%	%	%		µg/g	µg/g	µg/g	> 2mm	2-1 mm	1-0,5	0,5-0,063	tot.	silt	argille	tot.
MTL1	443930	2013	1527	1107	82	174	20.7	7.5	-382	72.5	11.11	7.25	3.86	0.70	12.1	948	606	342	14.5	6.2	5.6	12.5	24.3	18.4	42.8	61.2
MTL2	250460	642	934	332	9	4	21	7.6	-9	76.6	10.23	6.80	3.43	0.72	11.0	964	547	417	4.2	1.1	8.7	42.5	52.2	11.9	31.6	43.5
MTL3	1039500	462	10392	601	95	78	21.4	7.9	-370	61.2	9.59	5.11	4.48	0.46	13.0	771	636	135	20.8	3.5	3.2	13.2	19.9	21.0	38.3	59.3
CI1	232750	919	177968	331	750	369	20.5	8.2	-3	36.9	8.38	0.98	7.40	0.08	14.3	476	428	48	6.6	4.9	7.9	48.6	61.4	22.3	9.7	32.0
CI2	435000	2219	2707	194	11	90	21.2	8.3	-17	69.1	10.30	5.80	4.50	0.61	11.1	1341	1096	245	1.3	0.2	1.0	14.8	16.0	35.6	47.2	82.7
CA1	546090	251	1226	377	31	28	22.7	8.0	-324	50.9	6.17	2.27	3.90	0.24	11.0	515	395	120	8.6	7.9	11.8	12.0	31.7	14.3	45.4	59.7
CA2	1330000	210	543	201	19	78	21.8	8.1	-281	52.3	8.17	2.07	6.10	0.22	11.0	454	342	112	8.8	5.8	5.3	14.6	25.7	32.1	33.3	65.5
CA4	270400	208	530	109	45	36	22.4	8.1	-311	68.0	7.50	3.46	4.04	0.38	10.6	628	429	200	3.1	1.1	1.4	7.4	9.8	34.7	52.3	87.1
2A	651700	147	1012	110	27	17	20.9	8.6	2	64.2	7.85	4.19	3.66	0.34	14.4	845	589	255	8.5	0.8	0.6	2.4	3.8	32.1	55.6	87.7
8A	612150	133	6753	1136	104	208	21.9	7.9	-19	57.5	8.34	3.62	4.72	0.30	14.1	870	632	238	9.9	2.5	1.7	7.4	11.6	27.8	50.7	78.5
9A	118440	311	368	440	22	48	21.6	8.6	-169	64.0	6.85	3.80	3.05	0.31	14.3	727	551	175	6.9	0.9	0.4	1.6	3.0	27.2	62.9	90.1
10A	270000	102	3717	1375	78	126	21.4	8.4	-113	69.2	7.65	3.91	3.74	0.41	11.1	796	516	280	5.0	1.2	0.6	1.9	3.6	23.8	67.6	91.4
CB1	168814	245	22124	651	173	28	21.9	8.6	-270	57.3	7.82	2.70	5.12	0.28	11.2	671	506	165	14.1	6.6	3.4	10.0	20.0	26.8	39.1	66.0
Cb dentro	513013	193	10018	8329	18	40	22	8.4	-75	48.4	8.54	2.79	5.75	0.34	9.6	611	434	177	11.0	4.1	2.8	12.4	19.3	32.8	36.8	69.7

Ottobre 2000

chimiche. Dai dati raccolti nelle due campagne risulta che, per quanto riguarda le componenti inorganiche, i processi deposizionali del bacino sono condizionati sia da un'attività biologica autoctona (i.e. produzione naturale di Bivalvi, Gasteropodi, Serpulidi) che da una produzione antropica, prevalentemente orientata alla mitilicoltura. Il maggior apporto esterno (componente terrigena) si trova lungo la costa settentrionale, nelle zone in cui sfociano sia il fiume Galese sia altri torrenti minori.

3.2. Caratteristiche del sedimento e stato trofico del bacino

I risultati di entrambe le campagne hanno evidenziato la presenza di grossi accumuli di sostanza organica, qui intesa come C organico (Tab. 1), nei fondali del bacino, in quantità più elevate rispetto ad altre aree lagunari (Frascari *et al.*, 1984, 1988 e 2002). Inoltre, per il Mar Piccolo il fatto straordinario, rispetto ad altri bacini lagunari, consiste nella presenza di alte quantità di C organico anche nei sedimenti costieri, molto ricchi di frazioni granulometriche grossolane sia biogeniche (in prevalenza aragonitiche o calcito magnesifere) che terrigene (silicatiche e carbonatiche). Questa caratteristica è chiaramente legata all'abnorme proliferare di impianti di mitilicoltura a cui sono sottoposte le zone costiere e ai frequenti scarichi lungo le coste di reflui urbani. Anche i valori di Eh, più bassi nelle stazioni costiere del bacino che in quelle centrali, mostrano una distribuzione anomala rispetto ad altri contesti lagunari (Barbanti *et al.*, 1991 e 1992). In pratica ciò dimostra una maggiore reattività della sostanza organica presente nei sedimenti superficiali delle fasce costiere, dove gli apporti alloctoni (da torrenti, fogne, scarichi) sono sicuramente associati ad una maggiore produzione autoctona. Infatti, la sostanza organica accumulata nei sedimenti risulta caratterizzata da rapporti di C/N che variano tra 7.3 – 13.8 nel 1999 e 9.6 – 14 nel 2000, con valori medi più alti al centro del bacino. Poiché il rapporto C/N è di 6-7 nella sostanza organica fresca molto reattiva di origine marina (Müller, 1977), valori di C/N medio-bassi in zone costiere indicano che in questo bacino esiste una intensa produzione primaria, parallelamente ad apporti diretti di sostanza organica alloctona naturale (dai fiumi) o antropogenica (da reflui urbani e da maricoltura). Dai risultati emerge che la sostanza organica meno reattiva (alti valori di C/N) è trasportata e depositata, assieme al particellato inorganico fine, nel centro del bacino. I sedimenti campionati nel 1999 sono caratterizzati da concentrazioni, in media, leggermente maggiori di C organico (tranne che nel sito MTL) e di N totale, e da valori inferiori del rapporto C/N e del potenziale redox. Da ciò si deduce che nel bacino, le quantità della componente organica autoctona più reattiva, anche se parzialmente degradata, sono maggiori nel 1999 rispetto al 2000.

3.3. Densità batteriche ed attività enzimatica

Il confronto dei valori medi delle diverse stazioni dei siti ha fatto rilevare nel 2000 un generale aumento di batteri eterotrofi aerobi, in parte giustificato dagli alti valori della temperatura, mentre la densità in clostridi solfito-riduttori risulta simile a quella osservata nel 1999 (Fig. 2). Il sito CI presenta nel 1999 i valori più alti del bacino di attività enzimatica extracellulare, probabilmente a causa dell'alta densità di batteri eterotrofi e clostridi assieme ad un'elevata disponibilità di materia organica. Nel 2000, l'incremento della percentuale delle frazioni inorganiche più grossolane, assieme ad un

rapporto C/N più alto, indicano un maggiore apporto di materiale detritico dalla costa, mentre la lieve riduzione dei clostridi e un valore di Eh vicino allo zero, fanno rilevare una migliore ossigenazione, condizioni favorevoli per lo sviluppo dei batteri eterotrofi. Il sito MTL mostra nel 2000, come gli altri siti, un aumento in eterotrofi aerobi e un miglioramento dell'ossigenazione (i valori di Eh variano da -306 a -190), in corrispondenza di un lieve aumento della componente sabbiosa rispetto a quella più fine. La LAP aumenta in relazione all'incremento del C org. e N, mentre le altre attività enzimatiche diminuiscono. Il sito CA, che in entrambe le campagne presenta i valori più bassi di C org. e di N tot., nel secondo anno di campionamento mostra una diminuzione sensibile delle attività batteriche e dei valori di Eh, indicando il passaggio ad un ambiente più riducente. Nelle stazioni al centro del bacino (sito A) si osserva nel 2000 un aumento dei batteri eterotrofi aerobi, a cui fa riscontro un incremento delle attività enzimatiche extracellulari. I valori medi di Eh passano da -175 a -75, indicando una migliore ossigenazione.

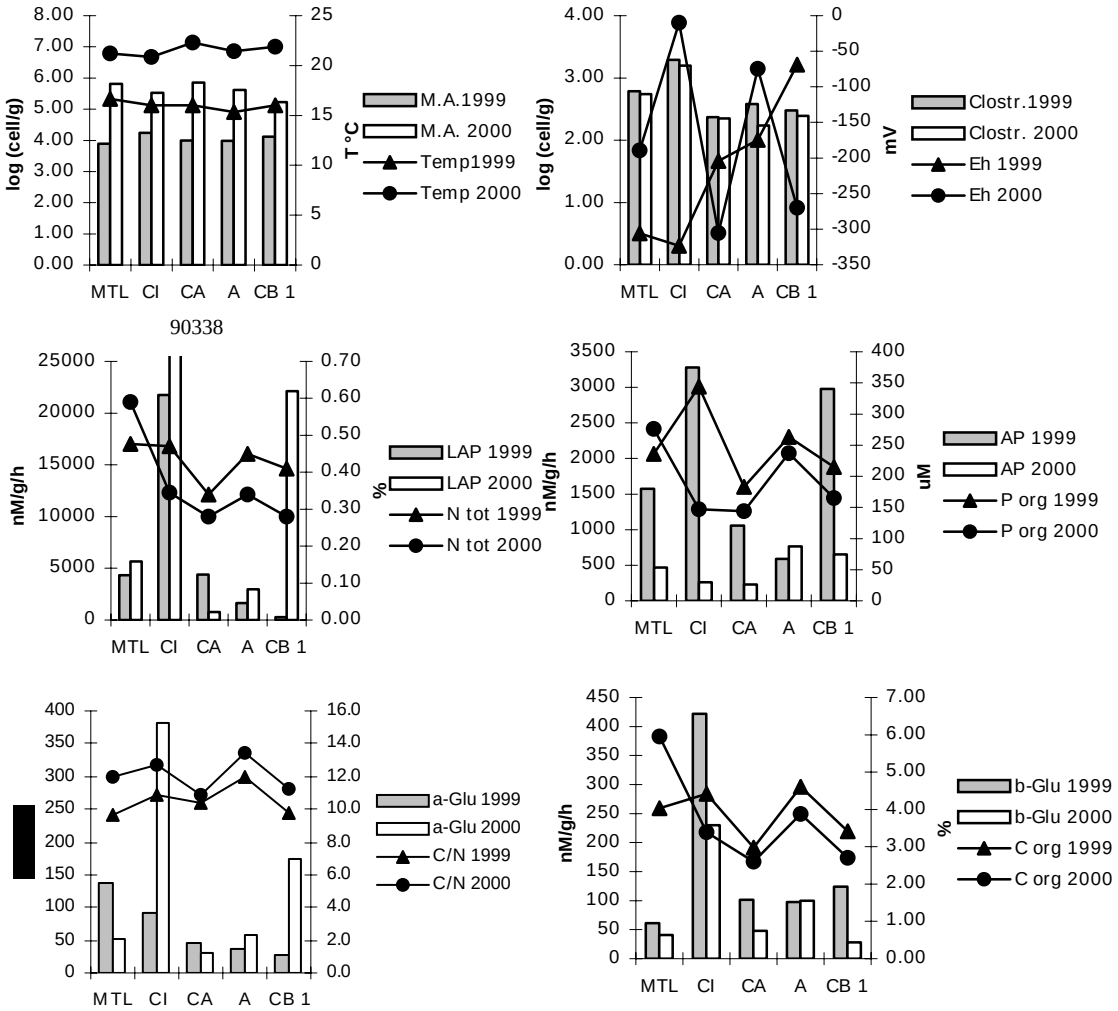


Fig. 2 - Distribuzione dell'abbondanza batterica e delle attività enzimatiche extracellulari in relazione

ai principali parametri fisici e chimici.

Confrontando l'attività dei 4 enzimi, si è osservato un aumento percentuale della LAP in quasi tutte le stazioni (fig. 3). Il rapporto medio LAP/β-Glu è di 21 in dicembre 1999 e aumenta a 140 in ottobre 2000, mentre il rapporto LAP/AP passa da 4 nel 1999 a 43 nel 2000. Il numero di batteri eterotrofi aumenta di 1 o 2 ordini di grandezza, e tenendo conto che l'attività enzimatica animopeptidasica è diffusa nella maggior parte dei batteri eterotrofi coltivabili (Zaccone *et al*., 2002), ciò può in parte giustificare gli elevati rapporti osservati nel secondo anno di campionamento. Al contrario più costante è il rapporto medio LAP/α-Glu durante le due campagne (110-112). Il confronto tra le due glucosidasi ha fatto rilevare un rapporto medio β-Glu /α-Glu di 3 in dicembre 1999 e 2 in ottobre 2000, indicando una prevalenza della componente mucopolisaccaridica tra i polisaccaridi presenti.

Nel 1999 gli elevati valori, nelle stazioni MTL1 e CB1, dell'attività di AP rispetto agli altri enzimi (Tab. 1, Fig. 3), possono essere legati, secondo alcuni autori (Hoppe *et al*., 2002), alla presenza di fitodetrito (C/N=7.3 e 9.8), in quanto la fosfatasi alcalina può essere sia di origine fitoplanctonica che batterica. Inoltre tale attività non sempre è regolata dalla quantità di P inorganico, il quale una volta liberato dalla componente organica può essere trattenuto a livello dei sedimenti dalla matrice inorganica (ad es. sito CI). Sicuramente una parte di P organico viene rimineralizzato velocemente dai livelli elevati di attività enzimatica e utilizzato da fitoplancton e batteri per la loro crescita.

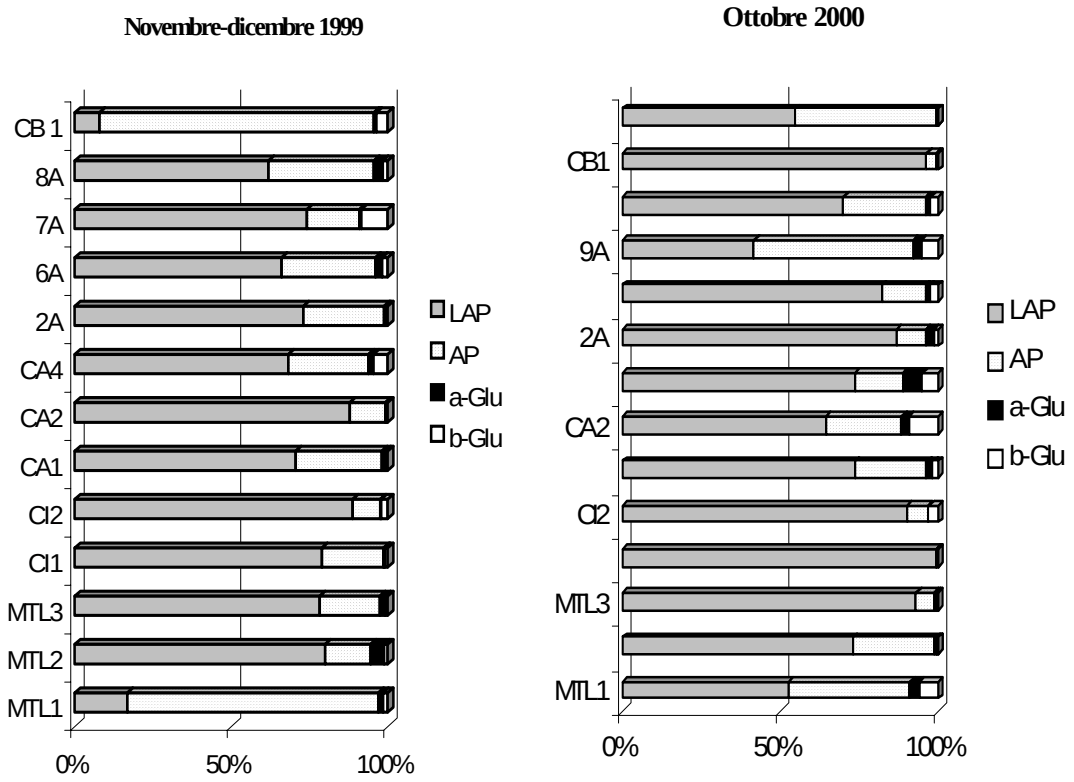


Fig. 3 - Contributo percentuale delle diverse attività enzimatiche extracellulari misurate nelle due campagne.

L'analisi statistica effettuata attraverso il coefficiente di correlazione ha fatto rilevare che nel 1999 l'attività enzimatica di LAP e β-Glu risulta correlata positivamente con l'abbondanza batterica eterotrofa ($r = 0.60$, $n = 13$, $P < 0.05$; $r = 0.73$, $n = 13$, $P < 0.01$, rispettivamente). I clostridi solfitoriduttori risultavano correlati positivamente con la frazione siltosa e con l'attività enzimatica di LAP ($r = 0.83$, $n = 13$, $P < 0.001$), AP ($r = 0.62$, $n = 13$, $P < 0.05$) e β-Glu ($r = 0.69$, $n = 13$, $P < 0.01$), indicando che la componente batterica anaerobica può contribuire in maniera significativa all'attività enzimatica extracellulare. L'attività aminopeptidasica risulta correlata nel 1999 con le altre attività enzimatiche e con il P organico, mostrando un accoppiamento dei cicli biogeochimici mediato dall'attività batterica. Inoltre LAP, AP e β-Glu mostrano correlazione positiva con la frazione siltosa dei fanghi nel 1999 ($r = 0.73$, $n = 13$, $P < 0.01$; $r = 0.64$, $n = 13$, $P < 0.05$; $r = 0.57$, $n = 13$, $P < 0.05$, rispettivamente), mentre nel 2000 si osserva una correlazione positiva di LAP e α-Glu con la frazione sottile delle sabbie ($r = 0.69$, $n = 14$, $P < 0.01$; $r = 0.63$, $n = 14$, $P < 0.05$) e negativa con le argille ($r = -0.70$, $n = 14$, $P < 0.01$; $r = -0.66$, $n = 14$, $P < 0.05$).

4. CONCLUSIONI

Gli apporti di sostanza organica autoctona, in un fondale in condizione più o meno ossigenate, hanno sicuramente effetti importanti sulla biomassa microbica, sui processi biogeochimici della sostanza organica e sui processi di scambio di nutrienti all'interfaccia acqua–sedimento, e di conseguenza anche sull'intera catena trofica bentonica.

Precedenti studi hanno messo in evidenza che i tassi di degradazione microbica dipendono da molti fattori tra i quali la temperatura, il pH, la salinità, il tasso di sedimentazione, la composizione del substrato (i substrati con composti organici molto refrattari rallentano la conversione di materia organica in biomassa batterica) (King, 1986; Meyer-Reil, 1987; Hoppe, 1993; Fabiano & Danovaro, 1998; Boetius & Lochte, 1999; Vezzulli *et al.*, 2001; Hoppe *et al.*, 2002). Mentre l'abbondanza batterica eterotrofa, nel nostro studio, sembra principalmente influenzata dalla temperatura e dall'ossigenazione, l'attività enzimatica extracellulare non mostra chiare interdipendenze con i parametri ambientali e con le caratteristiche chimiche e biochimiche del sedimento in modo diverso nei due anni. Nel 1999 l'attività enzimatica di LAP e β-Glu è correlata all'abbondanza in batteri eterotrofi e clostridi, come osservato in altri ambienti costieri (Kwon & Je, 2002).

I fondali del bacino mostrano di essere invasi da quantità enormi di sostanza organica in via di decomposizione, da ascrivere alla fortissima pressione antropica diretta ed indiretta. In condizioni naturali, l'energia del moto ondoso e, in misura minore, quella delle correnti avrebbero una notevole capacità di ossigenazione delle acque e di periodica risospensione e riossigenazione del materiale inorganico ed organico (che subirebbe una degradazione ossica e quindi più veloce), depositato nelle zone meno profonde del bacino. Tuttavia, nel caso specifico attuale del Mar Piccolo, il proliferare degli impianti di acquacoltura impedisce fisicamente alle mareggiate di eserci-

tare, con sufficiente energia, questo tipo di effetto proprio nelle fasce meno profonde, dove la produzione organica è eccessiva.

Solitamente quando la degradazione ossica è possibile, il P viene riciclato in quantità minori rispetto gli altri nutrienti in quanto esso tende ad essere catturato dalle matrici solide. Tuttavia, nelle condizioni anossiche delle acque di fondo attuali del bacino, questo elemento viene in gran parte rilasciato verso la colonna d'acqua e reso così biodisponibile.

BIBLIOGRAFIA

Aspila K.L., Agemina H. & Chau A.S.J. 1976. Semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.

Barbanti A., Buffoni G., Langone L., Paltrinieri D. & Rosso G. 1991. Nutrient profiles in the sediment of Po delta lagoon (Italy): methodological considerations and evaluation of benthic fluxes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 33: 361-382.

Barbanti A., Ceccherelli V.U., Frascari F., Rosso G. & Reggiani G. 1992. Nutrient release from sediments and the role of bioturbation in the Goro Lagoon (Italy). *Science of the Total Environment*, Supplement 1992: 475-487.

Boetius A. & Lochte K. 1999. Extracellular enzyme activity in marine sediments. 1st Workshop on "Enzymes in the environment: activity, ecology and applications". Granada, Spain: 114.

Cardellicchio N., Annichiarico C., Leone G., Marra C., Paterno P., Piraino S. & Ragone P. 1991. I mari di Taranto: problematiche di impatto ambientale. *S.I.T.E. Atti*, 12.

Caroppo C., Cardellicchio N. & Cavallo R.A. 1994. Ciclo annuale del fitoplancton nei mari di Taranto : influenza della qualità delle acque. *Biol. Mar. Medit.* 1(1): 201-206.

Cook H.E., Jonson P.D., Matti C. & Zemmels I. 1975. Methods of sample preparation and X ray diffraction data analysis. X ray mineralogy laboratory, Deep-sea dilling project, University of California, Riverside. *Init. Rep. DSDP*, 28: 999-1007.

Danovaro R., Armeni M., Dell'Anno A., Fabiano M., Manini E., Marrale D., Pusceddu A. & Vanucci S. 2001. Small-Scale distribution of bacteria, enzymatic activities, and organic matter in coastal sediments. *Microb. Ecol.*, 42: 177-185.

Fabiano M. & Danovaro R. 1998. Enzymatic activity, bacterial distribution and organic matter composition in sediments of the Ross Sea (Antarctica). *Appl. Environ. Microbiol.*, 64: 3838-3845.

Frascari F., Frignani M., Guerzoni S. & Ravaioli M. 1988. Sediment and pollution in the Northern Adriatic sea. *Annals of the N. Y. Academy of Sciences*, 534: 1000-1020.

Frascari F., Matteucci G. & Giordano P. 2002. Evaluation of a Eutrophic Coastal Lagoon Ecosystem from the Study of Bottom Sediments. *Hydrobiologia*, 475/476: 387-401.

Frascari F., Ravaioli M. & Rovatti G. 1984. Studio sedimentologico e geochimico nelle saline di Cervia e di Margherita di Savoia: valutazione dei rapporti fra stato di eutrofia e produzione di sale. *Mem. Soc. Geol. It.*, 27: 533-544.

Froelich P.N. 1980. Analysis of organic carbon in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 242-248.

Hedges J.I. & Stern J.K. 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 657-663.

Hoppe H.G. 1983. Significance of exsoenzymatic activities in the ecology of brackish water: Measurements by means of methylumbelliferyl-substrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 11: 299-308.

Hoppe H.G. 1993. Use of fluorogenic model substrate for extracellular enzyme activity (EEA) measurement of bacteria. In: Handbook of methods in aquatic microbial ecology (Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B. & Cole J.J. eds). Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.: 423-431.

Hoppe H.G., Arnosti C. & Herndl G.L. 2002. Ecological Significance of bacterial enzymes in the marine environment. In: Enzymes in the environment. Activity, ecology and applications (BurnsR.G. & Dick R.P. eds). Marcel Dekker Inc., New York, Barel: 73-107.

King G.M. 1986. Characterization of β-Glucosidase activity in intertidal marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 51: 373-380.

Kwon K.K. & Je J.G. 2002. Preliminary studies on the Relationship between Reed and Bacterial communities in the salt marsh environment of Namyang Bay, Korea. *Ocean and Polar Research*., 24: 47-53.

Meyer-Reil L.A. 1987. Seasonal and spatial distribution of extracellular enzymatic activities and microbial incorporation of dissolved organic substrates in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53: 1748-1755.

Müller P.J. 1977. C/N ratios in Pacific deep – sea sediments: Effect of inorganic ammonium and organic nitrogen compounds sorbed by clays. *Geochim and Cosmochimica Acta*, 41: 765 – 776.

Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd*. Canada, 167, 310 pp.

Tholosan O., Lamy F., Garcin J., Polychronaki T. & Bianchi A. 1999. Biphasic extracellular proteolytic enzyme activity in benthic water and sediment in the Northwestern Mediterranean Sea. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65: 1619-1626.

Vezzulli L., Marrale D., Misic C., Parodie P. & Fabiano M. 2001. Organic matter composition, bacterial response and functioning in well established fish farm sediments of the ligurian sea (western Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*: 36.

Zaccone R., Caruso G. & Calì C. 2002. Heterotrophic bacteria in the Northern Adriatic Sea: seasonal changes and enzyme profile. *Mar. Environ. Res.*, 54 (1): 1-19.

Ricevuto 29 dicembre 2002; revisionato 11 marzo 2003; accettato 17 marzo 2003.

Lavoro presentato al XV Congresso AIOL, Roma, 23-25 settembre 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 163-173, luglio 2003

VARIABILITA' STAGIONALE DI MATERIALE PARTICOLATO NELLE ACQUE MARINE ALLA FOCE DEL FIUME PO (NORD ADRIATICO)

Sergio TUCCI, Alessandra MARTINI

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse,
Università degli Studi di Genova.

ABSTRACT

Seasonal variability of particulate matter in the coastal sea off the Po River mouth (North Adriatic)

Seawater physical characteristics and suspended matter concentration values measured in the frame of seven oceanographic cruises performed in front of the Po river mouth on 1996 through 1998, have been analyzed. This study allowed us to know the different kinds of river plume diffusion and it put in evidence the high seasonal and monthly variability of the suspended material characteristics and concentration.

The distribution of the particulate matter, together with the water mass physical structure, highlighted two main spreading patterns for the river plume: southward, along the shoreline and eastward, moving sometimes uniformly away from the coast, sometimes pulsing and forming isolated cells containing high suspended load rates.

Moreover, an approximate estimate of the fluvial contribution have been carried out; this calculation shows a constant solid input in March, May and June, with values slightly above $40x10^3$ tons; the smaller input has been recorded during the summer with load rates of $25x10^3$ tons, calculated in July and $13x10^3$ tons in September. The concentrations of above matter, that is constituted by relatively big size particles and is basically unselected and rich of mineral components, depend on the plume spreading pattern.

It came finally out the key role of the North Adriatic Deep Water (NAdDW), that, flowing near the sea-bed, causes frequent phenomena of sediment resuspension; the resuspension rate, for sure increased by the sea waves, is high, with particulate material concentrations exceeding the 100% the quantities of same material in the intermediate waters above. This resuspended matter is mainly inorganic and is linked with the low rate of oxygen concentration in the water mass.

RIASSUNTO

Sono state analizzate le caratteristiche fisiche delle acque e le concentrazioni di materiale particolato rilevate in sette campagne di ricerca condotte dal 1996 al 1998 nel tratto di mare antistante la foce del fiume Po. Lo studio effettuato ha permesso di

passare in rassegna le principali modalità di diffusione della torbida fluviale mettendo in evidenza l'alta variabilità mensile e stagionale della concentrazione e delle caratteristiche del sedimento particolato.

La distribuzione del materiale particolato, associata alla struttura fisica della massa d'acqua, ha evidenziato, per la torbida fluviale, due modalità preferenziali di diffusio-ne: verso sud, lambendo la costa e verso est, allontanandosi dalla stessa; questa diffusio-ne verso il largo avviene talvolta uniformemente, talvolta ad impulsi, con la formazione di nuclei torbidi isolati. Si è inoltre effettuata una stima approssimativa del carico torbido legato all'input fluviale; è risultato un apporto solido costante nei mesi di marzo, maggio e giugno, con valori di poco superiori alle $40x10^3$ t; si è registrato un netto calo nel periodo estivo con quantità pari a $25x10^3$ t, stimate in luglio, e $13x10^3$ t relative al mese di settembre. Le concentrazioni di questo materiale, che è prettamente grossolano, poco selezionato e ricco di componente minerale, sono risultate dipendere dalle moda-lità di diffusione delle masse d'acqua.

Si è evidenziato, infine, il ruolo fondamentale della North Adriatic Deep Water (NAdDW) che, con il suo defluire sul fondo, provoca diffusi fenomeni di risospensione dei sedimenti; l'entità della risospensione, sicuramente incrementata dal moto ondoso, risulta sempre importante con concentrazioni di particolato che superano del 100% le quantità riscontrate nelle acque intermedie soprastanti. Questo materiale risospeso risulta essere principalmente inorganico ed è associato a minime concentrazioni di ossigeno disciolto nella massa d'acqua.

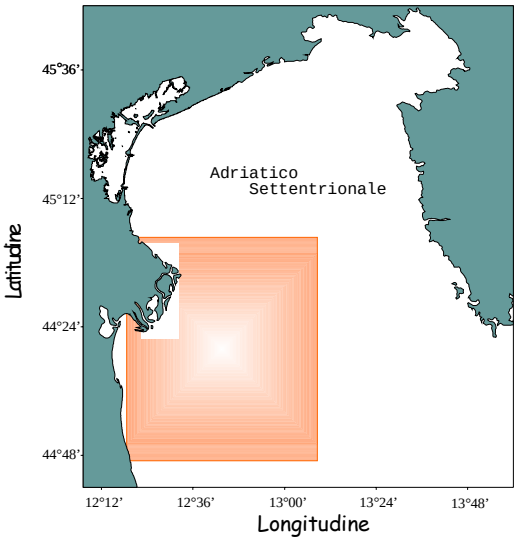


Fig. 1 - Area d'indagine.

1. INTRODUZIONE

La ricerca, condotta nell'ambito del Progetto PRISMA 2, è stata effettuata utilizzando misure e campioni prelevati in una serie di campagne oceanografiche che hanno

coperto un periodo compreso tra il 1996 ed il 1998; le indagini sono state svolte con cadenza stagionale nel tratto di mare prospiciente la foce del fiume Po (Fig. 1).

Lo scopo era quello di studiare le variazioni, a cui sono soggetti alcuni parametri che caratterizzano il materiale particellato, nell'arco della stessa stagione e durante il ciclo annuale; in particolare, si voleva indagare sulle diverse dinamiche sedimentarie presenti in un'area deltizia condizionata da forti strutture frontali determinate dall'interazione fra le acque legate all'apporto del fiume Po e le acque di mare aperto, rappresentate, in questo caso dalla "North Adriatic Superficial Water" (NAdSW), originata dalla "Levantine Intermediate Water" (LIW) (Artegiani *et al.*, 1997b); quest'ultima proviene dal Mediterraneo Orientale e si insinua, in parte, nel Mar Adriatico spingendosi verso l'estremo nord, dove giunge fortemente modificata (Artegiani *et al.*, 1997a).

Questo studio prende in considerazione la struttura fisica della massa d'acqua e le caratteristiche dei sedimenti sospesi determinate per ciascuna delle fasi d'indagine, trattando e confrontando i risultati ottenuti al fine di evidenziarne la variabilità.

2. STRUMENTAZIONE E METODI

Durante le sette campagne oceanografiche svolte sono state effettuate in totale 164 stazioni di misura con profili fisici in continuo e campionamenti a varie profondità, utilizzando una sonda CTD Sea Bird Electronics (SBE 911 Plus) dotata di sensori di pressione, temperatura, conducibilità ed ossigeno disciolto, corredata da Multisampler G.O. con bottiglie Niskin da 12 l. I profili CTD sono stati eseguiti secondo metodologie standard, concordate tra i responsabili e le distribuzioni di temperatura, salinità e densità sono state calcolate secondo la consolidata metodologia dell'analisi oggettiva (Berga-masco & Pierazzo, 1992). Per una descrizione esaustiva delle misure fisiche e dei profili si rimanda a Bergamasco *et al.* (in press).

Le analisi per la determinazione della concentrazione totale del particellato (TPM) e differenziazione in frazione organica (OPM) ed minerale (MPM) sono state condotte, su campioni filtrati immediatamente dopo il prelievo e conservati a –20°C, seguendo il metodo di Strikland & Parsons (1968) modificato da Piccazzo & Tucci (1983) mentre l'analisi dimensionale delle particelle è stata effettuata seguendo il metodo di Krank (1980), con l'utilizzo del Coulter Counter Multisizer II, su campioni d'acqua fissati con conservante Lugol; al fine di ottenere una classificazione dimensionale compresa tra 0.7 e 90 µm, per l'analisi è stato impiegato un capillare da 140 µm.

3. RISULTATI

3.1. Variabilità dei parametri relativi al materiale sospeso

I parametri considerati nell'ambito di questo studio sono le concentrazioni del materiale particolato: Total Particulate Matter (TPM), Organic Particulate Matter (OPM), Mineral Particulate Matter (MPM), composizione mineralogica, numero di particelle, e le caratteristiche delle particelle definite dai parametri statistici "Moda", "Media, "Mediana" e dalla tipologia della curva granulometrica. Con lo scopo di effettuare un confronto tra i dati ottenuti nelle diverse fasi d'indagine e valutare la variabilità

stagionale e mensile delle caratteristiche del sospeso nelle diverse masse d'acqua, sono stati scelti alcuni parametri significativi; per ciascuno di questi è stato calcolato il valore medio, riferendolo all'intera stagione o alla singola fase, tenendo conto anche dei valori minimo e massimo e della deviazione standard (σ); i risultati sono mostrati in figura 2.

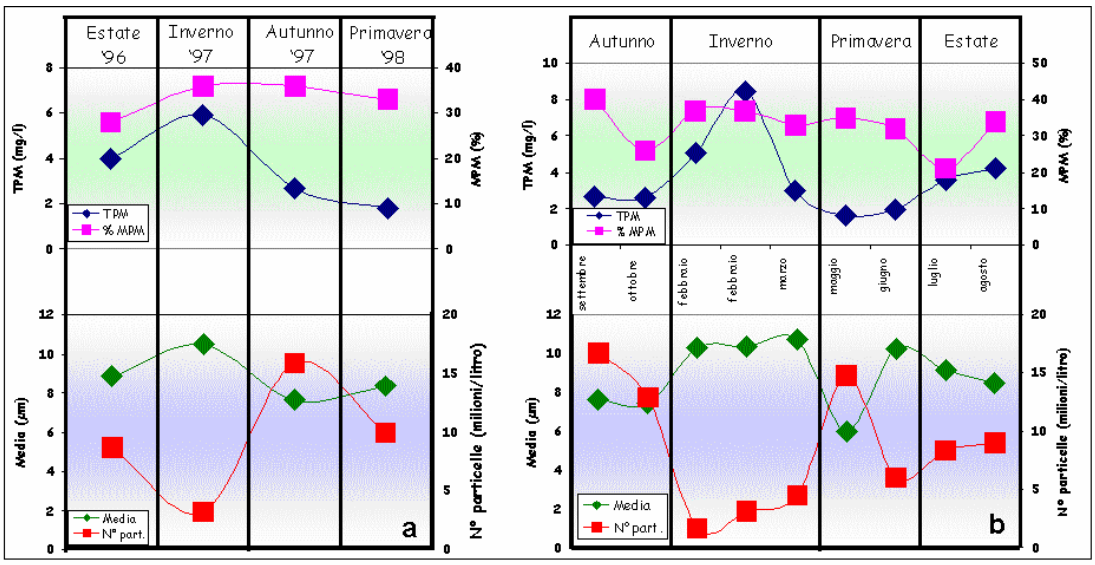


Fig. 2 - Variabilità stagionale (a) e mensile (b) di alcuni parametri relativi al materiale sospeso.

Nel grafico di fig. 2a è messa in evidenza la variabilità stagionale del TPM che sfiora il valore medio massimo di 6 mg/l in inverno mentre in primavera fa registrare le minime concentrazioni con 1,8 mg/l; la composizione del sospeso risulta piuttosto costante nell'arco dell'anno, con percentuali di MPM sempre inferiori al 40%, a sottolineare l'importanza della frazione organica, soprattutto in estate. Inoltre, si nota una buona correlazione tra il TPM ed il parametro dimensionale "Media" mentre quest'ultimo ed il numero delle particelle presentano un andamento opposto. In figura 2b sono indicate le variazioni degli stessi parametri ad una scala temporale più ridotta, ordinate secondo la normale sequenza annuale; si osserva che le concentrazioni medie del sospeso si mantengono piuttosto costanti nell'ambito di ciascuna stagione, con l'eccezione del mese di febbraio che fa registrare un picco di TPM essenzialmente dovuto a particelle organiche di grossa dimensione. Il numero delle particelle e le dimensioni medie delle stesse sono ancora correlate inversamente e variano particolarmente in primavera, pur restando costanti la concentrazione e la composizione del materiale.

3.2. Distribuzione del materiale sospeso e diffusione della torbida fluviale

Per comprendere gli aspetti dinamici che caratterizzano l'area marina antistante il delta, si sono scelti alcuni esempi rappresentativi della casistica riscontrata nei due anni dell'indagine. Di seguito verranno mostrate alcune distribuzioni esemplificative di parametri relativi al materiale particolato e delle caratteristiche fisiche della massa

d'acqua; questi esempi chiariscono le modalità di diffusione della torbida fluviale e definiscono la struttura della colonna d'acqua.

Il primo caso ricorrente mostra una *plume*, identificata dalle concentrazioni superficiali del particolato e dalla distribuzione della salinità, che si diffonde in parte verso est ed in parte verso sud, lungo la fascia costiera; il tratto di mare a SE non risulta interessato dalla torbida fluviale ma è dominato da acque di mare aperto, povere di particellato, che si incuneano tra le acque arricchite dagli apporti. Da un punto di vista dimensionale, il materiale contenuto nella torbida risulta caratterizzato da curve granulometriche "plurimodali" ad indicare una mancanza di classazione tipica dell'ambiente deltizio. Un chiaro esempio di questo tipo di diffusione della torbida è stato riscontrato nel luglio 1996 ed è discusso in Martini *et al*., 2000.

Il secondo caso ricorrente è illustrato in figura 3 e si riferisce al maggio 1998; questa situazione è caratterizzata da un fronte longitudinale alla costa, che confina le acque di origine continentale entro una fascia costiera di ampiezza approssimativamente pari a 20 miglia; queste acque dolci e cariche di particolato (le alte concentrazioni sono definite sia dal TPM, sia da un alto numero di particelle) fluiscono verso sud perdendo parte del carico solido.

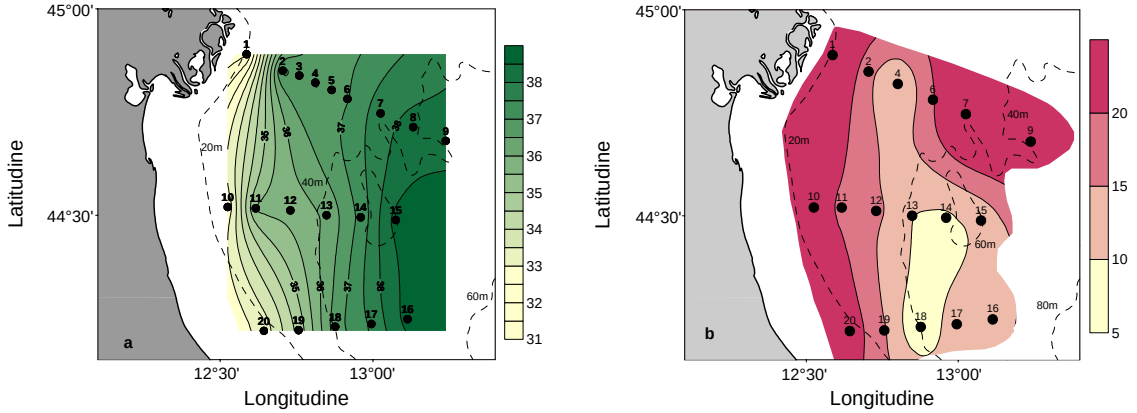


Fig. 3 - Distribuzione superficiale: a) della Salinità; b) del Numero di particelle ($10^6 l^{-1}$).

La distribuzione superficiale del numero di particelle (Fig. 3b) mette in evidenza, oltre al flusso di acque costiere più ricche, un nucleo torbido distale, localizzato sulla batimetrica dei 40 m, in acque con salinità superiore a 37 (Fig 3a); queste particelle sembrano avere origine diversa da quelle che compongono la *plume* fluviale; si distinguono per la composizione che risulta essere essenzialmente organica, con percentuali di OPM comprese fra 85 e 90% mentre nella plume si riscontrano percentuali mediamente prossime al 65%, e maggiori in superficie rispetto ai valori percentuali calcolati sul fondo, in accordo con i dati bibliografici riguardanti i flussi sedimentari misurati nella zona prospiciente la foce del Po, che riportano percentuali di materia organica pari all'8 – 63 % del flusso totale (Puskaric *et al*., 1992); anche le caratteristiche dimensionali sono diverse, trattandosi, al largo, di materiale ben selezionato (curve unimodali) e di piccola taglia; al contrario le acque immesse dal Po sono ricche in particellato di

varie dimensioni come definito dalle tipiche curve plurimodali.

Una ulteriore variante nella diffusione è data dalla presenza di nuclei torbidi distali caratterizzati da alte concentrazioni e parametri fisici tipici di acque influenzate dall'apporto fluviale: l'origine costiera è avvalorata anche dalle caratteristiche del sospeso, analoghe a quelle che contraddistinguono la torbida deltizia, dalla quale la "*bolla*" superficiale si è presumibilmente distaccata per diffondersi verso il largo. Situazioni di questo genere sono state riscontrate nell'agosto 1996 e nel febbraio 1997, di quest'ultimo evento abbiamo riportato la rappresentazione grafica in figura 4.

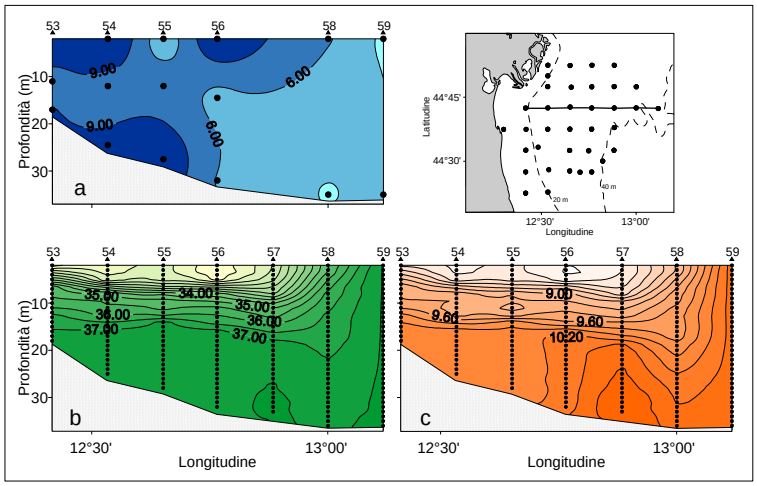


Fig. 4 - Distribuzioni verticali: a) del TPM (mg/l); b) della Salinità; c) della Temperatura (°C) (tratto da Martini *et al*., 2000).

In queste distribuzioni verticali, disposte lungo un transetto perpendicolare alla costa, si evidenzia, la diffusione verso est delle acque torbide fluviali in uno strato superficiale dello spessore di 10–12 m, ben definito da una salinità minore di 34; la formazione di un nucleo torbido superficiale e la presenza di uno strato nefeloide di fondo, in vicinanza della costa. Risulta evidente la "bolla" superficiale in staz. 56 e la presenza di concentrazioni elevate in prossimità del fondale; quest'ultima situazione risulta essere piuttosto ricorrente e legata a due diverse forzanti:

- formazione di strati nefeloidi di fondo non legati alla struttura fisica della massa d'acqua ma originati da fattori meteo-marini; è questo il caso evidenziato nella Fig. 4;
- strati o nuclei nefeloidi profondi associati a particolari caratteristiche fisiche della massa d'acqua (Fig. 5).

In quest'ultimo caso, a valori relativamente bassi della temperatura corrispondono alte concentrazioni di materiale sospeso; situazioni di questo tipo sono state rilevate solo in primavera e sembrano essere strettamente legate a fenomeni idrodinamici; in particolare, le caratteristiche fisiche del *blob* profondo (T<11.2°C, 37.5<S>38, σ_t = 29.2 kg/m^3) portano ad interpretarlo come il flusso d'acqua densa del Nord Adriatico NadDW (Artegiani *et al.*, 1997a); tale massa d'acqua ha origine nel Nord Adriatico, in

inverno, per l'effetto del raffreddamento operato dalla Bora in superficie; dopo il processo di formazione, l'acqua densa si approfondisce e nel periodo primaverile, sotto l'influenza della gravità e di Coriolis, fluisce verso sud, lungo la costa italiana, lambendo il fondale (cf. Vested *et al*., 1998). Il *blob* denso è stato misurato e campionato in diversi momenti; nel cuore del nucleo freddo, le concentrazioni del materiale in sospensione giungono ad essere doppie o triple rispetto a quelle rilevate nelle porzioni superiori della colonna d'acqua e diminuiscono lateralmente man mano che ci si allontana dal centro del nucleo stesso; questo materiale è caratterizzato da percentuali di sostanza minerale che eccedono di almeno il 20 % i valori medi calcolati per tutto il settore indagato e questo può essere spiegato dal forte effetto che la corrente di acqua fredda esercita sui sedimenti, inducendo meccanismi di risospensione fino ad una profondità di oltre 40 m.

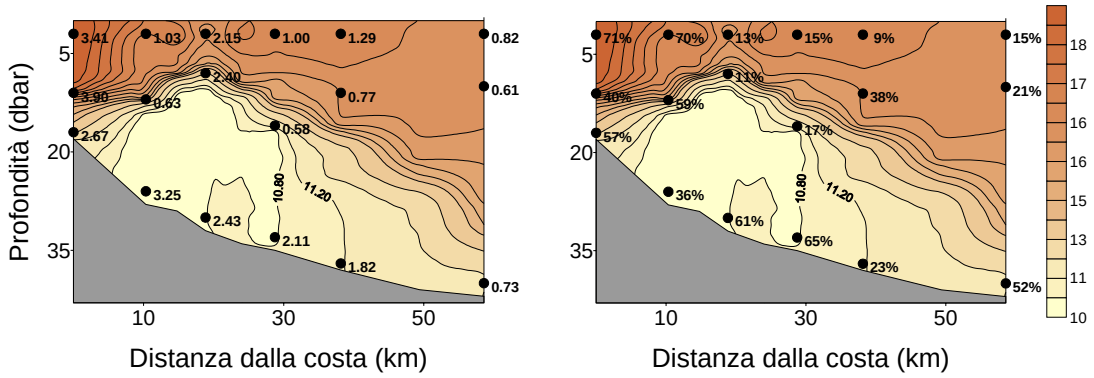


Fig. 5 - Distribuzioni verticali: a) del TPM (mg/l); b) dell'MPM (%) sovrimposte alla T (°C).

3.3. Valutazione complessiva delle concentrazioni di materiale sospeso nelle acque

Per completare il quadro delle informazioni, si è ritenuto significativo calcolare la quantità di materiale particellato presente nell'area influenzata dal fiume Po, durante i giorni di campionamento; a tal fine, sono state individuate masse d'acqua con caratteristiche fisiche diverse tra loro e calcolati i relativi volumi, tenendo presente che variando le stagioni variano anche i valori fisici di riferimento; per il fondale è stata utilizzata la batimetria GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans, 1982) controllata con i dati rilevati durante il campionamento; ad ogni massa d'acqua è stato quindi assegnato un carico torbido mediato nell'area stessa e questo ha portato ad acquisire i dati, in tonnellate, di materiale particellato totale ed inorganico. Si è optato per la valutazione dell'inorganico essendo l'area fortemente condizionata dal carico torbido del fiume Po. Infine per poter effettuare valutazioni comparative è stato introdotto il calcolo di TPM e MPM per km^3.

I calcoli eseguiti coinvolgono tutto il materiale sospeso presente nelle varie masse d'acqua e quindi si sommano apporti di varia natura ma soprattutto legati alle torbide fluviali ed al sospeso di origine primaria, con una forte componente organica.

Le masse d'acqua individuate possono essere così essenzialmente riassunte:

1) "Acque di torbida fluviale"; sono in genere le più prossime alla foce, direttamente influenzate dagli apporti continentali e quindi ricche in materiale sospeso. Sono

contraddistinte da valori di salinità minori e uguali a 35 e densità (σ_t) variabile ma sempre inferiore a 27.5 kg/m^3.

2) "Acque di transizione"; occupano un vasto tratto di mare e si riscontrano a tutte le profondità; in primavera sono presenti in tutto il campo d'indagine. Sono definite da valori di salinità compresi tra 35 e 37 e σ_t compresa tra 24 e 28.5 kg/m^3.

3) "Acque d'altura con caratteristiche prettamente marine"; sono acque presenti nel settore più lontano da costa e in profondità, a costituire il cuneo salino ed assumono maggiore importanza solo nel mese di settembre. Sono caratterizzate in genere da una densità maggiore di 27.5 kg/m^3 e da una salinità > 37.

4) "Acque di fondo nord adriatiche"; corrispondono al nucleo freddo profondo della NAdDW, di origine esterna all'area campionata e sono evidenti in primavera ad una distanza da terra compresa tra 10 e 20 km, con uno spessore massimo di una trentina di metri. Presentano una bassa temperatura con T< 11.2 C° e S> 37.5.

Per illustrare i risultati ottenuti, è stata scelta una fase rappresentativa per ogni stagione, indipendentemente dall'anno di campionamento. In particolare, per la primatera sono state riportate due situazioni allo scopo di rendere evidenti le possibili variazioni anche nell'ambito di uno stesso momento stagionale.

Le figure che seguono illustrano, tramite una ricostruzione grafica delle sezioni ideali, alcune delle condizioni tipiche e rappresentative dei periodi presi in esame; il materiale sospeso, presente nelle diverse masse d'acqua, viene indicato con le seguenti sigle definite per una migliore comprensione delle ricostruzioni:

- PTF: Particellato contenuto nella Torbida Fluviale
- PAT: Particellato contenuto nelle Acque di Transizione
- PAA: Particellato contenuto nelle Acque di Altura
- PR: Particellato Risospeso dal fondo
- PAF: Particellato contenuto nel nucleo di Acqua Fredda

Inoltre, nei riquadri della parte alta del disegno, sono indicati, in ordine dall'alto:

- TPM totale contenuto nella massa d'acqua (tonnellate)
- TPM medio in un chilometro cubo d'acqua di mare (t/km^3)
- MPM medio in un chilometro cubo d'acqua di mare (t/km^3)

Durante il campionamento effettuato nel mese di marzo (Fig. 6), la torbida fluviale, ricca di materiale sospeso, è limitata ai primi 10 m della colonna d'acqua e si

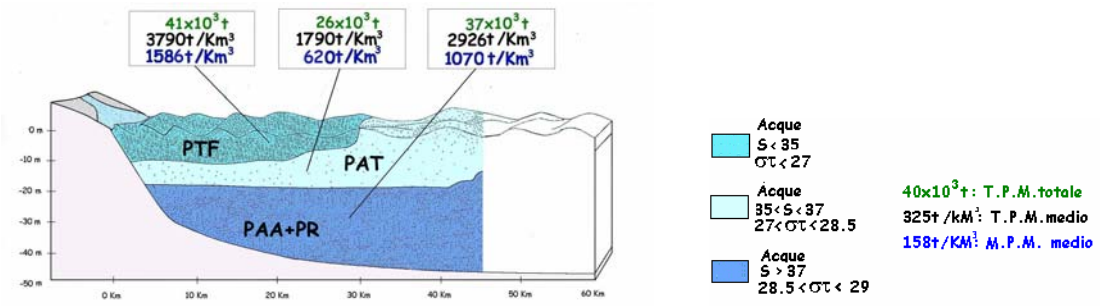


Fig. 6 - Ricostruzione grafica della situazione riscontrata in marzo alla foce del Po.

estende fino ad una distanza massima da costa di circa 30 km. Le acque di transizione presenti al largo e al di sotto delle acque dolci superficiali risultano più povere in sospeso, specie per quanto riguarda la frazione litogenica; avvicinandosi al fondo, troviamo le acque d'altura che s'insinuano sotto alle precedenti e contengono quantità di sospeso che non raggiungono i livelli di quelle riscontrate nelle acque della torbida ma sono comunque alte, per il contributo del particellato che viene risospeso; da questi valori può derivare un'idea dell'entità del meccanismo che induce la risospensione.

Nel mese di maggio (Fig. 7), appare evidente l'assenza di una stratificazione orizzontale della colonna d'acqua, con le acque portate dal fiume, cariche di sospeso, localizzate entro la fascia costiera e limitate da un fronte ben definito a circa 10 km dalla costa; inoltre, le acque d'altura risultano completamente escluse dal volume d'acqua indagato, occupato in gran parte dalle acque di transizione che sono ancora caratte-rizzate da scarse concentrazioni di materiale sospeso e frazione minerale; in prossimità del fondo, si noti la comparsa della NadDW; questa massa d'acqua contiene un carico solido complessivo doppio rispetto a quello legato all'apporto fluviale.

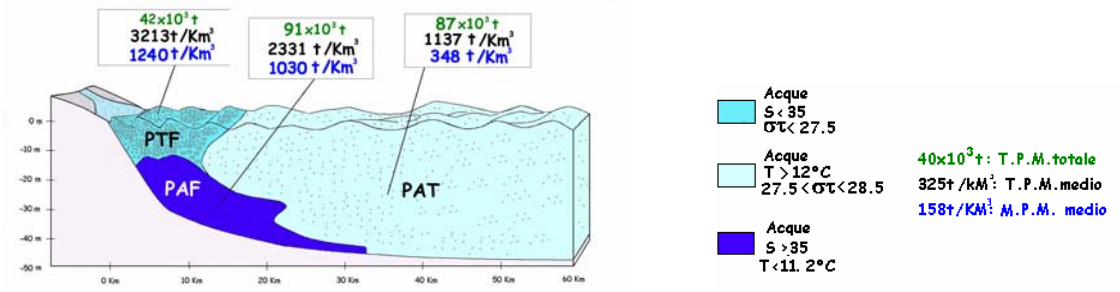


Fig. 7 - Ricostruzione della situazione riscontrata in maggio alla foce del Po.

Il mese successivo (Fig. 8) la struttura della colonna d'acqua si presenta totalmente variata, con la torbida fluviale estesa per uno spessore di 10 m, fino a 60 km dalla riva. Il carico solido complessivo, stimato all'interno di questa massa d'acqua è pressoché uguale a quello calcolato per il mese di maggio ma essendo stata possibile la diffusione verso il largo, il valore della concentrazione è nettamente inferiore. E' ancora

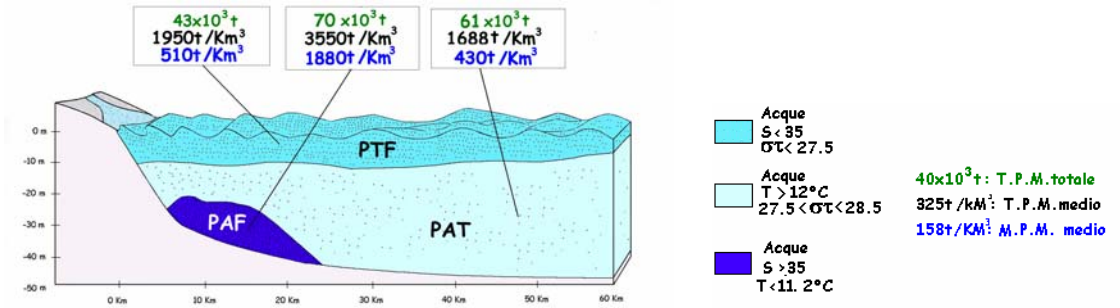


Fig. 8 - Ricostruzione grafica della situazione riscontrata in giugno alla foce del Po.

presente, in questa fase, il nucleo freddo della NAdDW che ha ristretto il suo campo d'azione, rispetto al mese di maggio ma, grazie al suo potere d'interazione con il fondale, è ancora carica di materiale che sta sedimentando che si somma a quello dovuto a risospensione; la somma delle due componenti porta a valori ancora superiori a quelli contenuti nella torbida fluviale.

Nel mese di luglio (Fig. 9), si evidenzia una torbida fluviale ancora limitata ai primi 10 m della colonna d'acqua ma meno diffusa verso il largo, rispetto a giugno; l'apporto solido complessivo da parte del Po, appare subordinato rispetto a quelli riscontrati nei periodi precedenti e, dal confronto tra i valori di TPM relativi alle acque di transizione e quelli delle acque d'altura, confinate sul fondo, risulta essere minore anche il contributo dei fenomeni di risospensione.

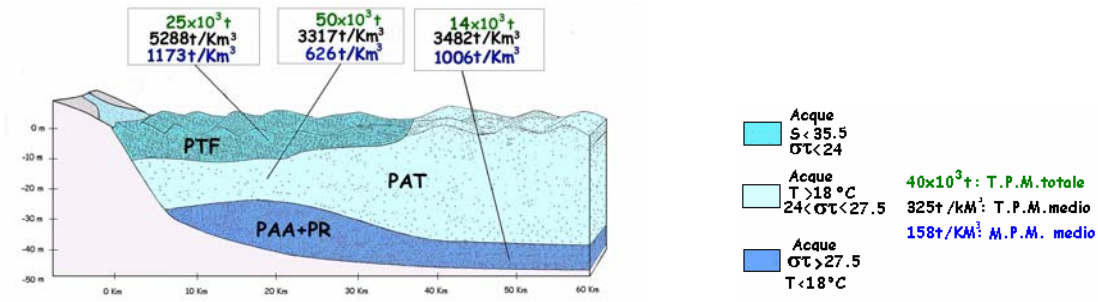


Fig. 9 - Ricostruzione grafica della situazione riscontrata in luglio alla foce del Po.

Infine, nella fase autunnale (Fig. 10), si rileva una forte stratificazione della colon-na d'acqua, con un sottile strato di acque influenzate dall'apporto fluviale molto diffuso verso il largo e contenente scarse quantità di materiale in sospensione, in accordo con i bassi valori di portata giornaliera del Po, relative al periodo; le acque d'altura occupano quasi tutta la colonna d'acqua sottostante con l'interposizione di una decina di metri di acque di transizione; queste acque provenienti dal largo risultano povere di materiale e basso risulta anche il contributo dello strato nefeloide di fondo.

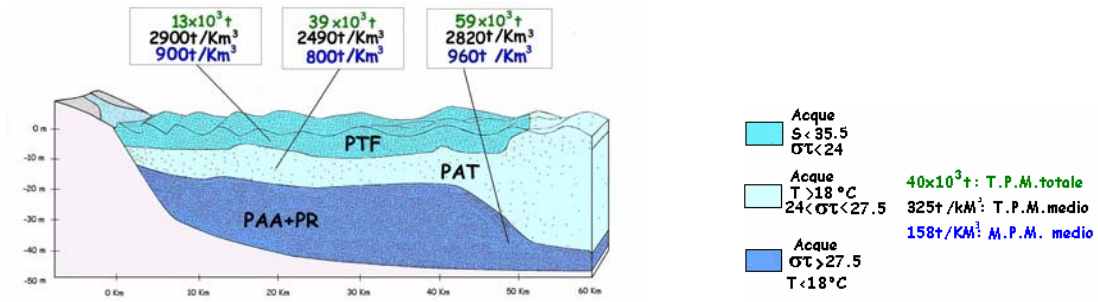


Fig. 10 - Ricostruzione grafica della situazione riscontrata in settembre.

4. CONCLUSIONI

La distribuzione del materiale particellato, associata alla struttura fisica della massa d'acqua, ha evidenziato, per la torbida fluviale, due modalità preferenziali di diffusione: verso sud, lambendo la costa e verso est, allontanandosi dalla stessa; questa diffusione verso il largo avviene talvolta uniformemente, talvolta ad impulsi, con la formazione di nuclei torbidi isolati. La torbida fluviale si estende nelle acque marine interessando volumi estremamente variabili passando dai valori minimi di circa 4.3 km^3, in estate e all'inizio dell'autunno, ai massimi di giugno con 22.0 km^3. Anche le acque di transizione risentono di questa variabilità passando da un volume complessivo di circa 12.6 km^3 a 76.5 km^3, sempre a giugno. In entrambe le masse d'acqua si ha un incremento dell'estensione di 5/6 volte il valore minimo; questa forte variabilità crea le condizioni per concentrare il materiale in volumi ridotti oppure per favorirne la diffusione su una massa d'acqua più ampia. La possibilità di diffusione è ovviamente legata alle caratteristiche meteomarine ed alle caratteristiche fisiche del corpo ricevente; nel nostro caso, in primavera, tutte le acque campionate sono risultate influenzate da apporti da terra mentre nelle altre stagioni alcune stazioni di campionamento, solitamente le più esterne, sono risultate in acque con caratteristiche d'altura. In questi casi nelle acque costiere abbiamo potuto stimare più correttamente gli apporti fluviali sottraendo il "fondo naturale". La stima approssimativa del carico torbido legato all'input fluviale ha mostrato un apporto solido costante nei mesi di marzo, maggio e giugno, con valori di poco superiori alle $40x10^3$ t; si è registrato un netto calo nel periodo estivo con quantità pari a $25x10^3$ t, stimate in luglio e $13x10^3$ t relative al mese di settembre. Le concentra-zioni di questo materiale particolato, che è prettamente grossolano, poco selezionato e relativamente ricco di sostanza minerale, sono risultate dipendere dalle modalità di diffusione delle masse d'acqua. Il contenuto di TPM, calcolato per km^3 d'acqua marina, è risultato essere mediamente di 2845 t/km^3, valutandolo in tutta la massa d'acqua mentre varia da 1950 a 5288 t/km^3, se consideriamo solo le acque superficiali, sicura-mente più influenzate dall'apporto fluviale. La variabilità del sistema è resa inoltre evidente dalle due situazioni di Maggio e Giugno uguali per TPM con $42x10^3$ e $43x10^3$ t ma completamente diverse per diffusione con una torbida estesa rispettivamente per 10 e 60 km con conseguente forte variazione dei valori di materiale particellato per km^3.

Si sottolinea, infine, il ruolo fondamentale della NAdDW in primavera per i fenomeni di erosione e trasporto di TPM che induce. Queste acque fredde in movimento sul fondo risospendono il materiale già sedimentato facendo raddoppiare il contenuto in sospeso, rispetto alle concentrazioni presenti normalmente nelle acque soprastanti. Questo ruolo della NAdDW risulta estremamente importante poiché induce la rimessa in circolo di sedimento anche oltre il limite critico delle interferenze con il fondale del moto ondoso.

RINGRAZIAMENTI

Questo studio è stato supportato dal Progetto PRISMA-2 (Programma di Ricerche

per la Salvaguardia del Mare Adriatico).

Si desidera inoltre ringraziare il Prof. Andrea Bergamasco (CNR - ISDGM, Venezia) per la messa a disposizione dei dati fisici e per il supporto scientifico offerto.

BIBLIOGRAFIA

Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F. & Russo A. 1997a. The Adriatic Sea General Circulation. Part I: Air-sea Interactions and Water Mass Structure. *J. Phys. Ocean.*, 27: 1492-1514.

Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F. & Russo A. 1997b. The Adriatic Sea General Circulation. Part II: Baroclinic Circulation Structure. *J. Phys. Ocean.*, 27: 1515-1532.

Bergamasco A., Arcari G., De Biasio F., Gacic M., Cardin V., Kovacevic V., Ursella L. & Perini L. (in press). Caratteristiche idrologiche e dinamiche della zona adiacente al delta del Po osservate nel periodo 04.02.1997 - 26.03.1997. *PRISMA2 Project Technical Report*.

Bergamasco A., Gacic M., Kovacevic V., Tomini I., Arcari G., De Biasio F. & Carniel S. (in press). Caratteristiche idrologiche della zona adiacente al delta del Po osservate nel periodo dal 17/07 al 10/09/1996 nell'ambito del Progetto PRISMA2, Sottoprogetto Oceanografia. CNR-ISDGM, Venice, *Technical Report n. 216*.

Bergamasco A. & Pierazzo E. 1992. Objective analysis of biochemical data from oceanographic POEM campaigns. Part I-Metodology. *Technical Report 162 (ISDGM-CNR, Venezia)*.

GEBCO, 1982. General Bathymetric Chart of the Oceans. *Can. Hydrogr. Serv.* Ottawa.

Krank K. 1980. Variability of particulate matter in a small coastal inlet. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1209-1215.

Martini A., Capello M., Ferrari M. & Carniel S. 2000. Alcune considerazioni sulle caratteristiche del materiale sospeso nelle acque del Nord-Adriatico. *Atti Associazione Italiana Oceanologia e Limnologia*, Vol. 13 (2): 43-54.

Piccazzo M. & Tucci S. 1983 Distribuzione e trasporto di materiale particolato sospeso nei canyons di Genova. *Atti V Congresso AIOL*: 675-690.

Puskaric S., Fowler S.W. & Miquel J.C. 1992. Temporal Changes in particulate Flux in the Northern Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35: 267-287.

Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 167, 311 pp.

Vested H.J., Uhrenholdt P.B. & T. 1998. Dense water formation in the Northern Adriatic. *Journal of Marine Systems*, 18: 135-160.

Ricevuto 21 novembre 2002; revisionato 17 febbraio 2003; accettato 29 aprile 2003.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 187-201, luglio 2003

MEIO-MACROBENTHIC INVERTEBRATES ASSOCIATED WITH SUBMERGED VEGETATION IN A *CHARA*-LAKE (LAKE MARTIGNANO, ITALY)

Luciana MASTRANTUONO, Teresa MANCINELLI

Department of Animal and Human Biology, University "La Sapienza" of Rome, Italy

ABSTRACT

A study of the littoral community associated with submerged vegetation in the volcanic Lake Martignano showed a plant-dominated stage, characterized by a wide area covered by vegetation, down to a depth of about 15-20 m. The almost complete dominance of macroalgae Charales at the 4-15m depth interval allowed to define Lake Martignano as a *Chara*-lake. In comparison with past observations (1972) the helophytes had been substantially eliminated to improve the recreational use of the shore, but the extensive coverage of submerged vegetation has so far supported the existence of a highly diversified invertebrate community (119 taxa in all, 52% of which identified at species level) characterized by a good proportion of taxa within different zoological groups. Faunal composition showed the predominance of littoral meiobenthic microcrustaceans (copepods and cladocerans), followed by considerable quantities of chironomids, and secondary abundances of oligochaetes, nematodes and water mites, while several other invertebrates together were present in lower densities, mainly represented by gastropods. A series of parameters related to the fauna structure, involving both bioindices and bioindicators defined the good environmental quality in the lake littoral, in agreement with indications coming from plant composition and transparency values.

RIASSUNTO

Gli invertebrati meio- e macro- bentonici associati alla vegetazione sommersa in un lago a Characeae (Lago di Martignano, Italia Centrale)

Lo studio della comunità litorale associata alla vegetazione sommersa del lago vulcanico di Martignano ha evidenziato l'esistenza di uno stadio dominato da ampia copertura di vegetazione del fondo, fino a una profondità di circa 15-20m. La quasi completa dominanza delle macroalgae Characeae, che coprono la fascia 4-15m, consente di definire il lago di Martignano come "lago a Characeae". Rispetto a dati raccolti in uno studio precedente (1972) il canneto ha subito una forte riduzione allo scopo di incrementare le attività ricreative lungo le sponde, ma la notevole estensione della vegetazione acquatica ha supportato una elevata ricchezza specifica (119 taxa

identificati, di cui il 52% a livello specifico) e una buona distribuzione delle specie fra i numerosi gruppi faunistici. L'analisi della composizione percentuale ha evidenziato la dominanza del meiobenthos (microcrostacei copepodi e cladoceri), seguiti da notevoli quantità di Chironomidi, e abbondanze secondarie di Oligocheti, Nematodi e Idracari, mentre i rimanenti invertebrati hanno presentato minori densità, da ascrivere in massima parte ai Gasteropodi. Una serie di parametri della comunità, rappresentati soprattutto da bioindici e bioindicatori, hanno messo in evidenza che il lago è ancora caratterizzato allo stato attuale da una buona qualità dell'acqua, che va però accuratamente monitorata nel prossimo futuro.

1. INTRODUCTION

Several studies on the food-chain in the lake littoral colonized by aquatic plants, mainly in shallow waters, has substantially increased our knowledges on the importance of this area in identifyng the trend of a lake ecosystem versus different trophic stages (Hough *et al.*, 1989; Schriver *et al.*, 1995; Blindow *et al.*, 2000). Analyses aimed at investigating environments subject to biomanipulation practices, carried out with the aim of recovering water quality in deteriorated freshwater systems have contributed in a special way to further clarifying the complex interactions among nutrients, plants, transparency, fish and invertebrate communities (Irvine *et al.*, 1989; Van Donk *et al.*, 1993; Schriver *et al.*, 1995; Jeppesen *et al.*, 1997, Søndergaard *et al.*, 2000). The role of aquatic plants is fundamental for foodweb models, mediated by the uptake of nutrients and its permanent storage in the plant tissues. This action influences nutrient availability in the sediments and in the water and consequently trophic levels, ultimately regulating water quality. Obviously also invertebrates associated with aquatic plants represent a basic component in the food-chain of littoral zones, and especially littoral herbivorous zooplankters and several benthic invertebrates, that contribute to maintaining high transparency by grazing actively on phytoplankton and on periphyton growing on plant substratum (Timm & Moss, 1984; Lodge, 1986; Brönmark, 1989; Blindow *et al.*, 2000; James *et al.*, 2000). High transparency supports presence and abundance of submerged vegetation which improves water clarity reducing the resuspension of sediments from the bottom and the erosion from the shore (Dieter, 1990; James & Barko, 1990; Horppila & Nurminen, 2001). Moreover aquatic plants provide refuge for the invertebrates against predation (Stansfield *et al.*, 1997), so we have a strong sinergy plants-zoobenthos which maintains high quality in the freshwater ecosystem through a complex series of feedback mechanisms acting on the top-down and bottom-up control of trophic resources. Moreover, zoobenthic composition depends on the presence and quality of plants and the fauna structure proved suitable both for defining the environmental condition of a lake at the time of study and for collecting the data necessary in the future to describe long-term changes in the community and consequently in the lake.

For all these reasons, studies on the composition of the invertebrates associated with aquatic vegetation are useful in understanding the littoral, a zone highly exposed to direct human impact for recreational activities especially in profundal lakes. The study

of this zoobenthic community in Lake Martignano is part of a series of similar investigations on lakes in Central Italy (Mastrantuono, 1986, 1987, 1990, 1991 and 1993; Mastrantuono & Mancinelli, 1999, Mastrantuono *et al.*, 2000), carried out over the last twenty years with the purpose of defining the biodiversity and of seeking community parameters useful for the biomonitoring of a lake ecosystem.

Lake Martignano is a small volcanic lake, used prior to 110 A.D. as a water supply for the city of Rome (Alsietino aqueduct) until Romans built the Trajan aqueduct (110 A.D.) from Lake Bracciano, one of the largest Italian lakes, located very close to Lake Martignano. The Trajan aqueduct was used uninterruptedly thereafter and for this reason it was restored in 1612. Later (1828) a connecting tunnel was built between Lake Martignano and Lake Bracciano to increase the aqueduct flow rate. After this connection the level of Lake Martignano dropped about 12m and after this reduction no further significant water level fluctuations occurred in the lake. The first biological data on Lake Martignano date back to the 1970s (Stella *et al.*, 1972). This analysis, carried out more specifically on zooplankton and incompletely on littoral and profundal zoobenthos, evidenced good conditions, typical of a lake relatively unaffected by human impact, although at that time cattle grazed in the surrounding land north and north-west of the lake. Other more recent studies (Margaritora *et al.*, 1999; Bazzanti *et al.*, 2001; Mastrantuono *et al.*, 2001) have involved the analysis of both zooplankton and zoobenthos associated with sublittoral and profundal sediments in order to verify changes occurring over time in the lake.

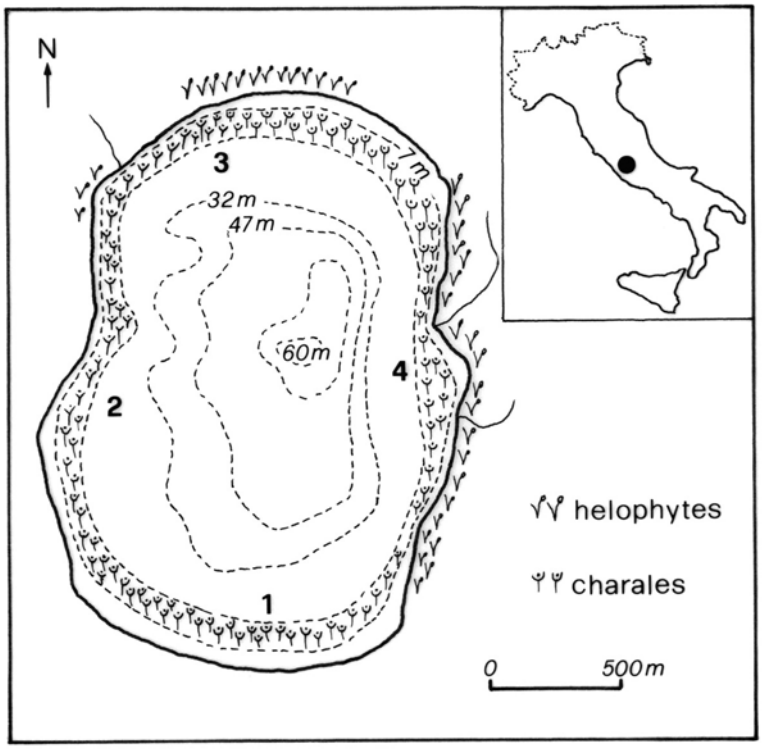


Fig. 1 - Map of Lake Martignano and location of the sampling stations.

2. METHODS AND PHYSICO-CHEMICAL DATA

Lake Martignano (Fig. 1) is located about 30 km north of Rome, at 207 m a.s.l., has a surface area of 2.4 km² and a maximum depth of 60 m. The estimated water renewal time is 29.6 years (Gaggino *et al.*, 1985). At present the lake is still characterized by a sparsely populated catchment area, but over the last decade the shore was increasingly modified not only due to the persistence of cattle grazing, but mainly to the improvement of bathing activities.

The material was sampled seasonally for one year (February, May and September 1996, January 1997) in four stations (Fig. 1). A total of 48 samples (12 for each sampling date) were taken using a sledge dredge (size: 35x20cm) at three depth intervals (0-4m, 4-8m, 8-15m) for each station. The dredge was dragged for about 50 m, parallel to the shore, following a sinusoidal path at the selected interval. The material collected was preserved in 5% formalin. In the laboratory the plants were separated and identified as far as possible at species level. The macroinvertebrates were sorted completely from the sample by the visual method and the meiobenthic organisms were separated by suitable subsamples at low magnification under a stereomicroscope. Shannon diversity (Margalef, 1957) and quantitative similarity (PSc, Renkonen, 1938) were applied to annual mean densities of the identified taxa. Qualitative similarity (QS, Sørensen, 1948) was applied to the list of taxa at the stations.

Monthly measures of Secchi disk carried out during the period of investigation were reported in Margaritora *et al.*, 1999. Transparency was high (range: 5.2-12 m, annual mean: 7,9 m). pH values, measured on the sampling dates in littoral waters, were basic (range: 7.4 -8.7). Only in one occasion, following the period of study (September 1998), some physico-chemical data referring to the entire water column (temperature, dissolved oxygen, pH and total phosphorus) were kindly supplied by Dr. Tartari (Irsa, Brugherio, Milan, unpubl. data). These values, reported in Mastrantuono *et al.* (2001), showed moderate total P values in the water column (mean: 20 µg/l, range: 9-56 µg/l), but an almost complete deoxygenation at greater depths (0.12 mg/l at -50m).

3. RESULTS

3.1. Aquatic vegetation

The analysis of the aquatic vegetation evidenced the presence of 8 taxa (Tab. 1), a composition similar to that observed previously (Stella *et al.*, 1972), as well as the same level of colonization, down to 15-20 m of depth. As observed in 1972, beds of Charales also currently extend over the 4-15m interval and constitute the most abundant taxa in all periods of the year. Charophytes comprise at least two different unidentified species. In the 0-4 m area a moderate abundance of macrophytes was observed during the period of maximum growth (spring and summer periods), although the number of taxa reached its highest value in that depth interval. The comparison with the previous data evidenced a remarkable reduction in the helophyte belt (Fig. 1), which in 1972 surrounded almost completely the lake and which was gradually eliminated to support a greater recreationnal use of the littoral.

Tab. 1 - Taxa of aquatic vegetation identified in the collected samples in lake Martignano at different depths and stations.

Depth intervals	0-4 m				4-8 m				8-15 m			
Stations	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Characeae	•	•	•		●	●	●		●	●	●	●
Elodea canadensis	•		•	●	•		•		•			
Myriophyllum spicatum	●	●	●	•	●	•						
Ceratophyllum demersum				•	•			●	●	•		
Potamogeton pusillus				•								
Potamogeton crispus	●	•	●									
Potamogeton perfoliatus			•				•		•			
Potamogeton sp.	●	•	•	•								

•: present; •: less abundant; ●: abundant; ● : very abundant

3.2. Invertebrate composition

The zoobenthos comprised 18 faunal groups including a large number of taxa (119, Tab. 2) most of which belonging to chironomids (25), oligochaetes (17) and cladocerans (16), followed by nematodes (12) and water mites (12). A strong qualitative similarity characterized the different sampling sites (nearly all values are actually higher than 80%, Tab. 3), in consequence of the small lake size and then of the homogeneous fauna colonization along the lacustrine perimeter. The previous study on invertebrates associated with vegetation (Stella *et al.*, 1972) took into consideration almost all faunal groups colonizing this substratum, but only some of them were identified at genus or species level. Only forty species were identified at that time and about half of them are found again at present. But, considering also genus and higher taxonomic levels it is likely that other taxa are still present today, so, the whole of taxa found again twenty years later can still be considered good.

The comparison in Lake Martignano between the qualitative composition of the zoobenthos associated with submerged plants and the zoobenthos associated with littoral sandy shores (Mastrantuono *et al.*, 2001) showed a poor species richness for this latter substratum (only 59 taxa). Most of these taxa (about 70%) are found also in the vegetation, and belong mainly to oligochaetes, nematodes and chironomids. The comparison among previous studies on lakes in Central Italy (Mastrantuono, 1986, 1987, 1990, 1991, 1993; Mastrantuono & Mancinelli, 1999, Mastrantuono *et al.*, 2000) reveals a high percentage of taxa colonizing both substrata (littoral sand and aquatic vegetation) and it suggests the possibility of a daily and/or seasonal migration of taxa between the two substrata, something that is worth investigating. Some migration phenomena between bottom and vegetation were evidenced for some macroinvertebrates (Kornijow, 1992; Marklund *et al.*, 2001) and for some microcrustaceans (Paterson, 1993) and it is likely that this phenomenon is more important than is currently believed.

Tab. 2 - Percentage values of the invertebrates associated with submerged macrophytes in Lake Martignano (1996/97). *: presence and relative abundance.

Stations	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	Total
PORIFERA	-	*	*	**	*
HYDROIDA					
Hydra sp.	0.08	0.4	0.3	0.2	0.2
TURBELLARIA					
Catenula sp.	-	-	-	0.6	0.1
Macrostomum sp.	0.03	0.04	0.06	0.09	0.05
Mesostoma sp.	0.003	0	0.002	0.01	0.004
Gyratrix hermaphroditus Ehremberg	0.05	0.1	0.05	0.03	0.06
Dugesia tigrina (Girard)	0.08	0.03	0.06	0.3	0.09
Dendrocoelum lacteum (O.F. Müller)	-	-	0.0008	-	0.0002
Polycelis sp.	-	-	0.002	-	0.0004
Turbellaria indet.	0.08	0.06	0.04	0.3	0.1
NEMATODA					
Theristus setosus (Bütschli)	0.3	0.02	0.02	0.1	0.1
Aphanolaimus aquaticus (Daday)	0.02	0.01	0.002	0.01	0.01
Chromadorita leuckarti (De Man)	0.06	-	0.02	-	0.03
Ethmolaimus pratensis De Man	0.9	0.9	2.1	1.6	1.3
Plectus palustris De Man	0.1	0.1	0.1	0.7	0.2
Tripyla glomerans (Bastian)	-	-	0.004	-	0.001
Tobrilus gracilis (Bastian)	0.001	0.004	0.03	0.3	0.07
Tobrilus helveticus (Hofmänner)	-	-	-	0.005	0.0009
Tobrilus stefanski (Hofmänner)	0.007	0.02	0.002	0.3	0.06
Ironus tenuicaudatus De Man	0.002	-	0.03	0.005	0.008
Mylonchulus sigmaturus (De Man)	0.002	0.01	-	-	0.003
Dorylaimina indet.	0.02	0.04	0.08	0.2	0.07
OLIGOCHAETA					
Aelosoma hemprichi (Ehremberg)	0.05	0.004	0.02	0.06	0.03
Chaetogaster diastrophus (Gruithuisen)	0.5	0.7	0.4	0.9	0.6
Amphichaeta leydigii Tauber	0.06	-	-	-	0.02
Uncinais uncinata (Orstedt)	-	-	0.008	0.005	0.003
Pristina aequiseta Bourne	0.008	-	-	-	0.003
Pristina foreli Piguet	-	-	0.003	0.07	0.01
Pristinella sp.	0.002	-	0.002	-	0.001
Stylaria lacustris (L.)	0.4	0.2	0.1	0.05	0.2
Nais variabilis Piguet	-	-	-	0.01	0.002
Nais communis Piguet	0.08	0.04	0.2	0.5	0.2
Nais christinae Kasparzak	-	-	0.01	-	0.004
Nais elinguis Müller	0.008	-	-	0.02	0.005
Dero obtusa Udekem	-	-	0.02	0.007	0.006
Dero sp.	0.09	0.07	0.09	1.4	0.3
Specaria josinae (Veidovsky)	-	-	0.02	-	0.005
Immature tubificids with hair chaetae	0.003	0.02	0.04	0.1	0.03
Immature tubificids without hair chaetae	0.007	-	0.03	0.2	0.04
CLADOCERA					
Bosmina longirostris (O.F. Müller)	1.1	4.3	35.2	2.8	12
Simocephalus vetulus (O.F. Müller)	1.4	0.09	0.009	0.5	0.6
Eurycercus lamellatus (O.F. Müller)	-	-	-	0.09	0.01
Ilyocryptus sordidus Lièvin	0.01	-	-	0.3	0.05
Pleuroxus laevis Sars	0.6	1.1	0.7	0.5	0.7
Alonella excisa (Fischer)	0.4	0.09	-	0.08	0.2
Alonella exigua (Lilljeborg)	0.4	0.5	0.3	3.8	1
Chydorus sphaericus (O.F. Müller)	4.3	5.8	3.8	2.4	4.2
Leydigia acanthocercoides (Fischer)	-	-	0.002	0.03	0.006
Acroperus harpae (Baird)	6.9	5.9	4.3	6.2	5.8
Alona quadrangularis (O.F. Müller)	0.03	0.01	0.08	0.08	0.05
Alona guttata (Sars)	0.08	0.3	0.7	1.5	0.5
Biapertura affinis (Leydig)	-	-	-	0.05	0.009
Disparalona rostrata (Koch)	0.04	-	0.1	0.4	0.1
Camptocercus uncinatus Smirnov	0.05	0.1	0.5	0.6	0.3
Alona sp.	0.4	0.08	0.007	0.1	0.2

Tab. 2 - continued

Stations	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	Total
COPEPODA					
Macrocyclops albidus (Jurine)	14.1	6.2	4.7	14.1	9.7
Eucyclops serrulatus (Fischer)	21.4	12.3	5.5	13.7	13.6
Eucyclops macruroides (Lilljeborg)	2.9	4.8	2	4.3	3.3
Paracyclops fimbriatus (Fischer)	0.01	0.2	0.2	0.1	0.1
Cyclops abyssorum Sars	0.2	0.04	0.005	0.4	0.2
Mesocyclops leuckarti (Claus)	34.7	42.4	26.9	28.1	32.9
Harpacticoida	1.3	4	5.3	2.2	3.2
OSTRACODA					
Darwinula stevensoni (Br. et Rob.)	-	-	-	0.005	0.0009
Potamocypris sp.	-	-	0.002	0.008	0.002
Limnocythere sp.	0.009	-	0.008	0.09	0.02
Candona sp.	-	0.001	0.02	0.003	0.006
AMPHIPODA					
Echinogammarus sp.	0.04	0.005	0.02	0.02	0.02
DECAPODA					
Palaemonetes antennarius (Milne Edwards)	0.04	0.06	0.06	0.06	0.05
ACARINA					
Oribatei	1.9	0.4	0.8	1.2	1.1
HYDRACARINA					
Limnesia sp.	0.2	0.2	0.07	0.05	0.1
Unionicola sp.	0.1	0.2	0.2	0.08	0.2
Neumania sp.	0.2	0.4	0.1	0.3	0.2
Hydrochoreutes sp.	0.07	0.004	0.02	-	0.03
Lebertia sp.	0.1	-	-	0.01	0.04
Oxus sp.	0.3	-	-	-	0.0009
Forelia sp.	0.1	0.02	-	0.003	0.04
Wettina sp.	0.006	-	-	-	0.002
Pionacercus sp.	0.03	-	-	0.003	0.01
Acercus sp.	0.2	0.2	0.05	0.02	0.1
Arrenurus sp.	0.1	0.2	0.03	0.2	0.1
EPHEMEROPTERA					
Cloeon gr. *simile*	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
ODONATA					
Coenagrionidae indet.	0.006	0.003	0.004	0.03	0.008
DIPTERA CHIRONOMIDAE					
Orthocladiinae indet.	0.02	0.005	0.03	0.02	0.02
Psectrocladius	0.4	0.3	0.2	0.6	0.3
Nanocladius	-	0.1	0.06	0.07	0.05
Cricotopus	0.1	-	0.02	0.1	0.06
Parametriocnemus	0.007	-	-	0.2	0.03
Labrundinia	0.1	0.4	0.3	0.8	0.3
Pentaneurini	-	0.002	-	-	0.0004
Tanipodinae indet.	0.05	0.1	0.01	0.04	0.05
Procladius	-	0.004	-	0.005	0.002
Tanytarsus	1	3.4	0.8	2.2	1.6
Cladotanytarsus	0.1	-	-	0.005	0.04
Paratanytarsus	0.6	0.5	0.4	1.9	0.8
Microtendipes	-	-	0.003	-	0.0009
Paratendipes	0.0007	-	0.02	0.02	0.008
Endochironomus	0.1	0.3	0.4	0.3	0.3
Polypedilum nubeculosum gr.	-	-	0.02	0.003	0.005
Polypedilum breviantennatum gr.	0.007	-	-	-	0.002
Polypedilum laetum gr.	0.004	-	0.009	-	0.004
Dicrotendipes	0.02	-	0.08	0.003	0.03
Micropsectra	0.04	0.003	0.01	-	0.02
Glyptotendipes	0.04	0.3	0.2	0.1	0.2
Chironomus	0.004	0.09	0.3	0.06	0.1
Parachironomus	0.04	0.2	0.03	0.1	0.09
Stictochironomus	-	-	-	0.005	0.0009
Cladopelma	-	-	-	0.008	0.001

Tab. 2 - continued

Stations	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	Total
LEPIDOPTERA					
Pyralidae indet.	0.003	0.004	0.005	0.001	0.004
TRICHOPTERA					
Orthotrichia costalis (Curtis)	0.006	0.03	0.004	0.03	0.01
Hydroptila sp.	0.03	0.005	0.005	-	0.01
Ecnomus tenellus (Rambur)	0.005	0.007	0.04	0.02	0.02
Leptocerus sp.	0.01	0.2	0.04	0,003	0.06
Trichoptera indet.	0.005	0.01	0.01	0.004	0.008
GASTROPODA					
Physa acuta (Draparnaud)	0.02	0.003	0.005	0.2	0.03
Lymnaea auricularia (Linneo)	0.001	0.001	0.002	-	0.001
Acroloxus lacustris (Linneo)	0.0007	0.001	0.0008	0.004	0.001
Theodoxus fluviatilis (Linneo)	0.02	0.01	0.0008	-	0.008
Bithynia tentaculata (Linneo)	0.5	1.1	1	0.8	0.8
Hydrobioidea indet.	0.04	0.04	0.1	0.2	0.08

The analysis of the total percentages of the zoological groups (Tab. 2) showed that littoral microcrustaceans (copepods and cladocerans) are largely predominant (88.6%), followed by secondary and highly comparable quantities of some invertebrate groups, and especially chironomids (4%), oligochaetes (1.5%), nematodes (1.9%) and water mites (1.9%), while the other invertebrates (considered together as alia), reached lower percentages, mainly represented by gastropods (0.9%). If we observe the percentage composition at the stations (Fig. 2) there is an evident strong similarity between the stations 1 and 2 where cladocerans were largely dominant, while the station 3 has a different composition, characterized by a comparable presence both of copepods and cladocerans. The station 4, located in an area with abundant helophytes, is the site with a better proportion of the abundances within the invertebrates due to a higher presence both of cladocerans, of chironomids and all other zoological groups together (alia).

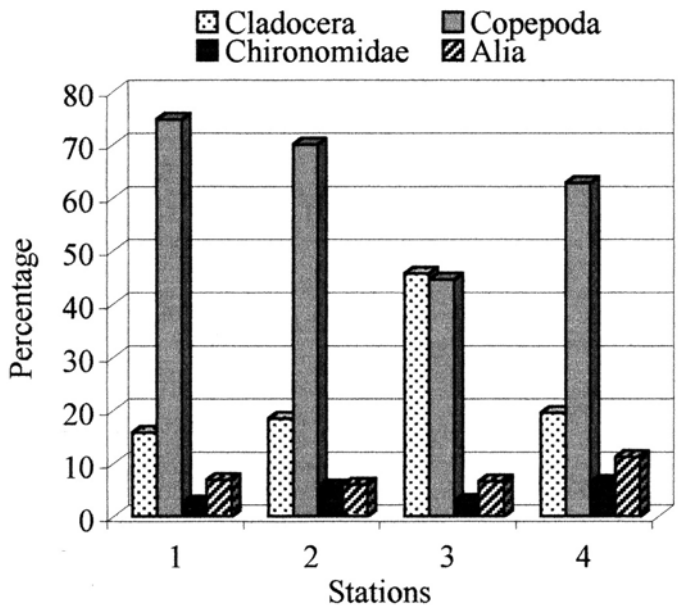


Fig. 2 - Percentage composition of the benthic fauna associated with aquatic vegetation in the sampling sites of Lake Martignano.

The quantitative similarity (PSc, Tab. 3) well evidences this strong similarity among the stations 1,2 and 4 (values higher than 70%) and the difference between station 3 and the others (values lower than 65%). No explanatory elements can be inferred about this difference, because station 3 has no specific characteristics regarding morphology or type of substratum. Certainly, random events must be taken into account in any investigation and particularly in this case, considering the seasonal frequency of the sampling.

Tab. 3 - Qualitative (QS) and quantitative (PSc) similarity among stations in Lake Martignano.

QS	1	2	3	4
1	-	84.7	81.9	82.7
2		-	83.7	77.7
3			-	83.9

PSc	1	2	3	4
1	-	76.6	56.6	78.6
2		-	64.0	74.3
3			-	60.6

The fauna distribution at different depths (Fig. 3) displays that percentages of cladocerans and chironomids decrease with increasing depths, while copepods increase in more profundal waters. The remaining faunal groups considered altogether (alia) show a quantitative diminution at the interval 4-15 m. The total number of counted individuals showed a gradual increase with depth (141739 at 0-4 m, 153573 at 4-8 m, 159496 at 8-15 m) and this density of fauna in more profundal waters could be supported by the persistence of vegetation (Charales) during the year over 4 m of depth.

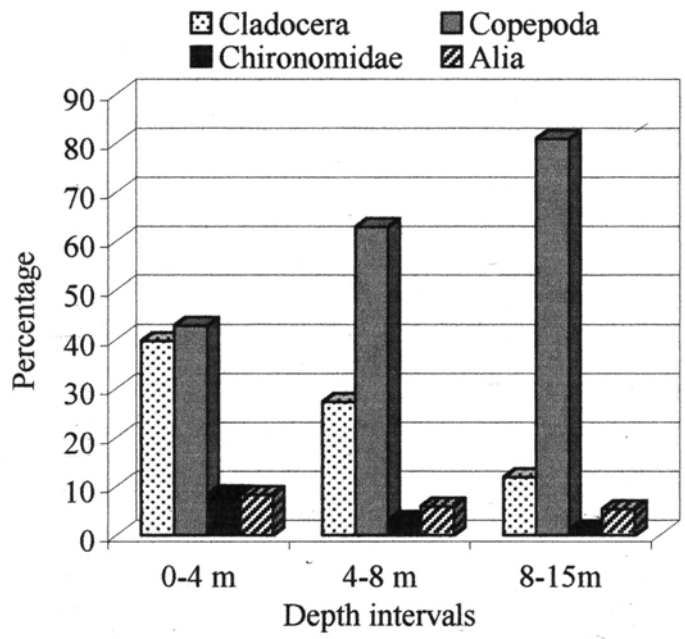


Fig. 3 - Percentage composition of the benthic fauna associated with aquatic vegetation at different depths of Lake Martignano.

This high abundance of Charales can also accounts for a more abundant presence of gastropods at greater depths (1,3% at 8-15 m of depth), as these invertebrates have been observed to be frequently associated with Charales owing the grazing activity on the peryphyton which grows on the macroalgae (Van den Berg *et al.*, 1997).

4. DISCUSSION

In the studies of the invertebrates associated with aquatic plants the analysis of the substratum is fundamental for a more complete picture of the benthic structure in both qualitative and quantitative terms. Besides, the importance of the plant substratum in the quality assessment of the ecosystem makes it essential to outline at least its general features. Data on composition and abundance of the aquatic vegetation in Lake Martignano emphasized two important facts: first, the strong reduction of the helophyte belt in comparison to past periods (Stella *et al.*, 1972). This reduction represents a highly negative factor for the future trophic trend of the lake since it increases the erosion of riparian materials, facilitates the washing away of nearshore sediments towards deeper littoral bottoms, reduces the phosphorus stored by aquatic plants, thus negatively altering the stability of the nearshore bottom, its grain size composition and nutrient recycling. It must be also remembered that the nutrient amount in the bottom and the possible oxygen decline in organically enriched sediments have a unfauvorable effect on macrophyte roots (Weisner, 1996). In Lake Martignano it may be hypothized that the somewhat scanty presence of vegetation observed at a depth of 2-4m in the periods of maximum development (Spring and Summer) could be also a consequence of the reduced stability of the bottom and of the modification of the grain size composition following the disappearance of the helophytes, although this aspect was not investigated in this study. The second relevant fact is the positive extention of Charales down to a depth of 15 and, in some cases of 20m, which still allows Martignano to be considered a *Chara*-lake. As clearly indicated in some papers (Pereyra-Ramos, 1981; Blindow, 1992), Charales represent one of the most important bioindicators of good water quality, because disappear rapidly when nutrients increase, partly owing to the altered condition of the sediment, but primarily as a consequence of the decrease in water clarity following dense phytoplankton growth and resuspension of organic material from the bottom, favoured by the disappearance of aquatic vegetation.

One positive condition of the invertebrate composition in Lake Martignano was the high species richness of the fauna (119 taxa, including two taxa reported as immature tubificids), which is remarkable considering the small size of the lake. This composition appeared very similar to that observed in Lake Bracciano (125 taxa, QS=71.3%, Mastrantuono, paper in preparation), probably as a consequence of the artificial connection constructed in historical times (1828) between the two lakes, located very close to each other. A similar species richness in both the small Lake Martignano and the large Lake Bracciano (max. depth: 165 m; surface area: 51 km²). may be explained only considering that aquatic plant coverage in Lake Martignano is very extensive and it is one of the most important factors improving species richness in the littoral lacustrine

community. In fact, it is well known that the presence of benthic invertebrates is closely dependent on the presence of vegetation. Moreover, data collected in different lakes in Central Italy (Mastrantuono, 1993) confirm that the size of the area colonized by aquatic vegetation is directly and positively related to invertebrate species richness, while no remarkable relations have been observed with the surface area and/or the maximum depth of a lake. The importance of the plant coverage was observed also for macrophytes by other authors (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000) who stressed that "the size of the colonized area is a better predictor of species richness than lake surface area".

In synthesis, some of the positive features of the qualitative invertebrate composition are certainly related to the extended colonization of the aquatic vegetation, especially at the 4-15 m belt, which is completely dominated by Charales. The moderate difference in species richness observed between the low water zone and deeper zones (101 taxa at 0-4 m; 93 at 4-8 m, 97 at 8-15 m), emphasizes the importance of the wide extention of vegetation with depth and its stable persistence throughout all seasons. On the contrary the appreciable decrease of biodiversity at greater depths (Shannon diversity: 3.8 at 0-4 m, 3.4 at 4-8 m, 2.9 at 8-15 m) clearly reflects the important ecological role of the riparian area, where the plant diversification is higher and consequently it involves a wider variety of niches and food sources for invertebrates. Therefore, this area must be preserved primarily to safeguard the lake quality and just this area in Lake Martignano suffered a deterioration owing to the widespread elimination of the reed thicket.

Compared with other lakes studied, the quantitative fauna composition displayed a very low presence of oligochaetes, which, mainly in sediments, represent one of the most important indicators of trophic increase. The considerable quantitative dominance of microcrustaceans (copepods and cladocerans) in comparison with other faunal groups observed in the lake is a positive feature, because microcrustaceans and especially cladocerans are the most successful inhabitants of littoral waters, and are mainly associated with macrophytes (Paterson, 1993; Pieczyńska *et al.*, 1999), which provide good shelter and epiphytic food for these invertebrates. High abundance of these organisms may be a sign of intense grazing activity in the littoral zone, a positive condition that improves high water clarity, which is fundamental for vegetation. The comparison of the percentage faunal composition in Lake Martignano with other studied lakes in Central Italy shows that the high frequency of microcrustaceans in Lake Martignano is similar to that observed in Lake Bracciano (paper in preparation) and in Lake Vico (Mastrantuono, 1991), which are lakes with larger areas covered by aquatic plants and have better water quality.

In addition to these basic indications of good littoral environmental quality, other biological parameters can be used to monitor the quality state, and these include measures of bioindices and presence of bioindicators, selected on observations made during previous investigations of the same community of lakes in Central Italy (Mastrantuono, 1986, 1987, 1990, 1991 and 1993; Mastrantuono & Mancinelli, 1999, Mastrantuono *et al.*, 2000). It clearly emerged from these studies the necessity to use several different measures to obtain a diagnosis of quality because each parameter alone would be unsufficient to define the situation fully, given the complexity of the littoral community, and the numerous and crossed interactions between different components

of the system. So, only a "weighted" picture, which allows the selected parameters to compensate each other, can ensure a reliable environmental diagnosis.

Tab. 4 - Bioindices and bioindicators of the community associated with submerged vegetation used for a quality evaluation. *: presence and relative abundance.

Stations	1	2	3	4
Plant colonization (m)	0-15	0-15	0-15	0-20
Total fauna	2511	1588	2210	1275
Number of taxa	94	77	95	98
Diversity (H)	3.2	3.2	3.1	3.9
Nr. of cladoceran species	13	11	12	16
Chydorus sphaericus (%)	4.3	5.8	3.8	2.4
Nr. of gastropod species	6	6	6	4
Hydrobioidea (%)	0.04	0.04	0.1	0.2
Decapoda (%)	0.04	0.06	0.06	0.06
Porifera (presence)	-	*	*	**

→ Increase of quality

Tab. 4 summarizes the most interesting parameters for each sampling station. One aspect immediately influenced by trophic resources is the number of organisms (semiquantitative data). These numbers, expressed as annual mean values per meter of depth covered by aquatic plants (a type of measure that allows comparisons among different lakes) revealed the presence of low quantities of invertebrates in all stations of Lake Martignano, which is a sign of moderate trophic level (see also the ranges proposed for this parameter in Mastrantuono, 1993). If we analyse the bioindices, species richness is good at all sites, although the value is lower at station 2, and Shannon diversity is everywhere over 3. The more useful bioindicators utilized in this case are represented by the microfilterer *Chydorus sphaericus*, which in high density is indicator of meso-eutrophy (Berzinš and Bertilsson, 1989) and by other invertebrates (Hydrobioidea, Decapoda, Porifera) which in number of species, abundance or pure and simple presence, can be considered related at good water quality. In addition, the high number of cladoceran species was found to have a positive meaning, owing the role of grazers on phytoplankton of these microcrustaceans (micro- and macrofilterers). So, if we evaluate the environmental situation at each station in the view of all these parameters, we find that quality increases on going from station 1 to station 4. The stations 1 and 2, the more frequently used for bathing, was the station in less good conditions, because they were characterized by higher percentage of *Chydorus sphaericus* and lower percentage or absence of other bioindicators; the 3 follows st. 1 and 2 in quality level, due to a major presence of bioindicators of good water quality (Hydrobiodea); finally we can consider in best conditions the station 4, characterized by very extended helophyte belt, and high values of diversity, species richness, number of cladoceran species, higher presence of Porifera and Hydrobioidea.

On the whole the benthic community in Lake Martignano revealed a positive

picture: the lake is even in a plant-dominated state, characterized by a significant extension of Charales, and the invertebrate fauna is highly diversified, characterized by a non negligible presence of bioindicators of good water quality and high percentages of grazing microcrustaceans. The good condition is confirmed by the only available datum on total phosphorus (mean in the water column: 20 μg/l, referring to a summer period following the biological study, in Mastrantuono *et al.*, 2001) which was in agreement with an evaluation of oligotrophy. Notwithstanding the positive quali-quantitative composition of this community, which represents a source of biodiversity in freshwaters, the water quality in the lake deserves to be accurately monitored in the near future, because the elimination of most of the reed thicket over the last decade in order to improve the recreational use of the littoral has caused significant damage to the environment, which could generate a cascade effect on all segments of the ecosystem.

REFERENCES

Bazzanti M., De Angelis P. & Seminara M. 2001. Indicatori ed indici biologici nella valutazione della qualità della zona ipolimnica del lago di Martignano (Italia Centrale). *Atti Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*, 14: 267-280.

Berzinš B. & Bertilsson J. 1989. On limnic microcrustaceans and trophic degree. *Hydrobiologia*, 185: 95-100.

Blindow I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperm. *Freshwat. Biol.*, 28: 9-14.

Blindow I., Hargeby A., Wagner B.M.A. & Andersson G. 2000. How important is the crustacean plankton for the maintenance of water clarity in shallow lakes with abundant submerged vegetation? *Freshwat. Biol.*, 44: 185-197.

Brönmark C. 1989. Interactions between epiphytes, macrophytes and freshwater snails: a review. *J. Moll. Stud.*, 55: 299-311.

Dieter C.D. 1990. The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *J. Freshwat. Ecol.*, 5: 467-473.

Gaggino G.F., Marchetti R., Cappelletti E. & Calcagnini T. 1985. La qualità delle acque dei laghi italiani negli anni '80. Atti Congr. Int. EWPCA, Andis ed.: 5-44.

Horppila J, Nurminen L. 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Tipha augustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwat. Biol.*, 46: 1447-1455.

Hough R.A., Fornwall M.D., Negele B.J., Thompson R.L. & Putt D.A. 1989. Plant community dynamics in a chain of lakes: principal factors in the decline of rooted macrophytes with eutrophication. *Hydrobiologia*, 173: 199-217.

Irvine K., Moss B. & Balls H. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwat. Biol.*, 22: 89-107.

James M.R., Hawes I. & Weatherhead M. 2000. Removal of settled sediments and periphyton from macrophytes by grazing invertebrates in the littoral zone of a large oligotrophic lake. *Freshwat. Biol.*, 44: 311-326.

James W.F., Barko J.W. 1990. Macrophyte infuences on the zonation of sediment accretion and composition in a north-temperate lake. *Arch. Hydrobiol*., 20: 129-142.
Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M. & Lauridsen T. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343: 151-164.
Kornijow R. 1992. Seasonal migration by larvae of an epiphytic chironomid. *Freshwat. Biol*., 27: 85-89.
Lodge D.M. 1986. Selective grazing on periphyton: a determinant of freshwater gastropod microdistribution. *Freshwat. Biol*., 16: 831-841.
Margalef R. 1957. La teoria de la information en ecologia. *Mem. Real Acad. ciencias y artes de Barcelona*, 32: 373-449.
Margaritora F.G., Ferrara O. & Vagaggini D. 1999. Le comunità zooplanctoniche del lago di Martignano (Lazio, Italia). *Atti A.I.O.L*., 13: 281-289.
Marklund O., Blindow I. & Hargeby A. 2001. Distribution and diel migration of macroinvertebrates within dense submerged vegetation. *Freshwat. Biol*., 46: 913-924.
Mastrantuono L. 1986. Community structure of the zoobenthos associated with submerged macrophytes in the eutrophic Lake Nemi (Central Italy). *Boll. Zool*., 53: 41-47.
Mastrantuono L. 1987. Invertebrate community in the littoral regulated area of a hydroelectric lake-reservoir (Lake Campotosto, Central Italy). *Riv. Idrobiol*., 26:17-32.
Mastrantuono L. 1990. Composition and distribution of the zoobenthos associated with submerged macrophytes in Lake Albano (Italy) and environmental quality in the littoral. *Riv. Idrobiol*., 29: 709-727.
Mastrantuono L. 1991. The zoobenthos associated with submerged macrophytes in littoral areas of Lake Vico (Italy): some relations between fauna structure and water quality. *Limnetica*, 7: 153-162.
Mastrantuono L. 1993. Zoobenthos associated with submerged macrophytes and evaluation of trophic status in lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25: 780-783.
Mastrantuono L. & Mancinelli T. 1999. Long-term changes of zoobenthic fauna and submerged vegetation in the shallow Lake Monterosi (Italy). *Limnologica*, 29: 160-167.
Mastrantuono L., Mancinelli T. & Sforza M. 2000. Composizione dello zoobenthos associato alla vegetazione sommersa del Lago di Bracciano (Italia Centrale) come indice del suo stato ambientale. XIV Congresso A.I.O.L., Garda: 84.
Mastrantuono L., Natale A. & Mancinelli T. 2001. The zoobenthos in sandy sediments of Lake Martignano (Central Italy) as a measure of quality state in the littoral. *Atti A.I.O.L*., 14: 49-61.
Mouthon J. 1981. Les mollusques et la pollution des eaux douces: ébauche d'une gamme de polluosensibilité des espéces. *Bij. Dierkd*., 51: 250-258.
Paterson M. 1993. The distribution of microcrustacea in the littoral zone of a freshwater lake. *Hydrobiologia*, 263: 173-183.
Pereyra-Ramos E. 1981. The ecological role of Characeae in the lake littoral. *Ekol. Pol*., 29: 167-209.
Pieczyńska E., Kołodziejczyk A. & Rybak I. 1999. The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities. *Hydrobiologia*,

391: 9-21.
Renkonen O. 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Kaferwelt der finnischen Bruchmoore. *Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn Vanamo*, 6: 1-231.
Schriver P., Bøgestrand J., Jeppesen E. & Søndergaard M. 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwat. Biol*., 33: 255-270.
Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. & Lauridsen T. 2000. Lake restoration in Denmark. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5: 151-159.
Sørensen T. 1948. A method of stabilizing groups of equivalent amplitude in plant sociology based on the similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr*., 5: 1-34.
Stansfield J., Perrow M.R., Tench L.D., Jowitt A.J.D. & Taylor A.A.L. 1997. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia*, 342/343: 229-240.
Stella E., Margaritora F.G., Palmegiano G.B. & Bazzanti M. 1972. Il Lago di Martignano: prime osservazioni sulla struttura e distribuzione delle biocenosi. *Rend. Acc. Naz. XL*, 22: 3-17.
Timms R.M. & Moss B. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish in a shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr*., 29: 472-486.
Van Den Berg M.S., Coops H., Noordhuis R., Van Schie J. & Simons J. 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara*-dominated lakes. *Hydrobiologia*, 342/343: 143-150.
Van Donk E., Gulati R.D., Iedema A. & Meulemans J.T. 1993. Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorous contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia*, 251: 19-26.
Vestergaard O. & Sand-Jensen K. 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Can. J. Fish Aquat. Sci*., 57: 2022-2031.
Weisner S.E.B. 1996. Effect of an organic sediment on performance of young *Phragmites australis* clones at different water depth treatments. *Hydrobiologia*, 330: 189-194.

Ricevuto 23 gennaio 2003; revisionato 28 marzo 2003; accettato 16 aprile 2003.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 16 pp. 203-225, luglio 2003

DETERMINAZIONE AUTOMATICA DEL MOTO ONDOSO AL LARGO DA CARTE ISOBARICHE PER LA STIMA DELLE CONDIZIONI MORFODINAMICHE DI UN PARAGGIO

Gian Camillo CORTEMIGLIA

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DIP.TE.RIS.)
Università degli Studi di Genova

ABSTRACT

Automatic determination of off-shore wave motion from isobaric charts for the estimation of the morphodynamic conditions in coastal waters

An archive of twice-daily (12GMT and 00GMT) isobaric charts of the surface of the Mediterranean will be used with the methodology described by Cortemiglia (2000) to reconstruct the wind fields to deduce the anemological characteristics 10 m above mean sea level to determine the off-shore wave motion.

It is proposed to automatically calculate the wave characteristics at a high-sea point (deduced inside the prevailing wind sector of the coastal waters, traced graphically on a bathymetric chart to reconstruct the geographic fetch of all its partial sectors) for long-term periods, using a procedure that reproduces stationary, transitory, and completely developed regimes, as proposed by Giacobello *et al.* (1979) and the Shore Protection Manual (1984) of the C.E.R.C., using the S.M.B. method.

The automatic procedure for the calculation of highsea wave motion characteristics will be applied to the coastal waters off Varazze and Celle Ligure (western Liguria) to determine the morphodynamic situation operating on the littoral in the period 1984 – 2000 on the basis of the evaluation of the surf scaling parameter (ε) of Guza & Inman (1975) and the environmental parameters (Ω) of Dean (1973) and of Dalrymple & Thompson (1977).

RIASSUNTO

Vengono ricostruiti, utilizzando un archivio di carte isobariche bigiornaliere (12GMT e 00GMT) di superficie dell'area mediterranea, i campi di vento con la metodica descritta da Cortemiglia (2002) per ricavare le caratteristiche anemologiche alla quota di 10 m sul l.m.m. da utilizzarsi per la ricostruzione del moto ondoso al largo.

In un punto di altura, ricavato all'interno del settore di traversia di un paraggio tracciato graficamente su una carta batimetrica per ricavarne il fetch geografico di tutti i suoi settori parziali, viene proposto il calcolo automatico per periodi pluriennali delle

caratteristiche ondametriche con una procedura in generazione di regime stazionario, di regime transitorio e di regime completamente sviluppato, proposta, secondo il metodo S.M.B., da Giacobello *et al.* (1979) e dallo Shore Protection Manual (1984) dal C.E.R.C.

Il procedimento automatico di calcolo delle caratteristiche del moto ondoso di altura viene applicato ai due paraggi di Varazze e di Celle Ligure (Liguria occidentale) per la determinazione sul litorale, nel periodo temporale 1984÷2000, degli stati morfodinamici sulla base della valutazione del parametro surf scaling (ε) di Guza & Inman (1975) e del parametro ambientale (Ω) di Dean (1973) e di Dalrymple & Thompson (1977).

1. INTRODUZIONE

La realizzazione di una banca dati di carte isobariche bigiornaliere (12GMT e 00GMT) di superficie della Deutscher Wetterdienst relative all'area mediterranea ha consentito, con la metodica descritta da Cortemiglia (2002), la ricostruzione di campi di vento da cui ricavare le caratteristiche anemologiche (direzione azimutale di provenienza, intensità e persistenza) alla quota di 10 m sul l.m.m.

L'analisi comparativa svolta tra serie anemometriche su punti dell'area mediterranea fornite dal E.C.M.W.F. (European Centre for Medium-range Weather Forecast) di Reading e risultati anemologici ottenuti per gli stessi punti con la metodica di Cortemiglia (2002), ha consentito di verificare che questa ricostruzione dei campi di vento sull'area mediterranea presenta accuratezza affidabile, per cui i relativi valori anemologici possono ritenersi utilizzabili per la ricostruzione del moto ondoso al largo. Tale ricostruzione, anche se principalmente finalizzata alla definizione degli stati morfodinamici delle spiagge deposite di un paraggio con il calcolo dei parametri di surf-scaling (ε) di Guza & Inman (1975) ed ambientale (Ω) di Dean (1977) e di Dalrymple & Thompson (1977), può essere altresì utilizzata più propriamente anche per la ricostruzione delle caratteristiche anemologiche di altura nell'ambito dei settori di traversia dei litorali mediterranei, per il loro confronto con quelle dei rilievi anemometrici a terra ed, infine, per un'analisi delle loro serie pluriennali ai fini di evidenziarne eventuali variabilità temporali.

Scopo quindi della presente nota è la messa a punto, nell'ambito del settore di traversia relativo ad un tratto di litorale, di una metodologia di elaborazione automatica dei dati delle carte isobariche bigiornaliere per la stima delle caratteristiche del vento e del moto ondoso di altura.

2. DETERMINAZIONE DEL FETCH GEOGRAFICO DI UN TRATTO COSTIERO DI PARAGGIO

La ricostruzione delle caratteristiche ondametriche agenti su un dato paraggio si basa sulla preliminare determinazione del settore di traversia del tratto costiero di pertinenza, che, com'è noto, definisce il suo fetch geografico (distanza sopravvento dalla costa più vicina).

La procedura di determinazione del settore di traversia del tratto costiero ove è sito il paraggio si basa sulla individuazione di quegli aggetti naturali a mare che contengono il paraggio e che sicuramente delimitano e caratterizzano la dinamica litorale, anche se possono non costituire, nell'ambito di quello stesso tratto costiero, una vera e propria unità fisiografica.

Tracciando la congiungente le punte più a mare di questi due aggetti si ottiene, rispetto all'andamento della linea di riva tra essi compresa, una corda dell'arco di litorale del paraggio. Eseguendo ora la perpendicolare a questa corda, se ne individua la porzione della saetta, che determina sul litorale il punto più rientrante di questo arco litoraneo. Congiungendo questo punto, delimitato sull'arco di litorale del paraggio dalla saetta, con le estremità a mare dei due aggetti naturali delimitanti il paraggio, si ottiene il vertice sotto costa del settore di traversia del paraggio con il relativo angolo di apertura, mentre la prosecuzione al largo delle sue direzioni azimutali (direzioni uscenti quindi dal vertice del settore di traversia del paraggio) delimita l'ampiezza del fetch geografico.

All'interno del settore di traversia così definito, le varie direttrici azimutali uscenti dal suo vertice e dirette verso i punti al largo che delimitano l'ampiezza di mare libero su cui soffia il vento, consentono inoltre di determinare anche i vari settori parziali di cui è costituito, ciascuno dei quali presenta una sua lunghezza di superficie marina libera, che rappresenta, quindi, la dimensione dello specchio marino libero o fetch geografico del settore parziale.

Tale ricostruzione grafica del settore di traversia relativo al tratto di litorale ove è sito il paraggio rappresenta pertanto la base su cui predisporre il calcolo di ricostruzione del moto ondoso.

3. RICOSTRUZIONE DELLE CARATTERISTICHE ONDAMETRICHE DAI CAMPI DI VENTO

Nella letteratura oceanologica sono stati proposti vari procedimenti di stima delle caratteristiche del moto ondoso al largo, ed, in particolare, per l'area mediterranea, sono stati proposti i modelli di Fantauzzo (1973), di Giacobello *et al.* (1979), di Stone Group (1984) e di Finizio (1988). Poiché la presente ricerca è finalizzata alla messa a punto, partendo da dati meteorologici, di un metodo indiretto di stima del moto ondoso al largo per periodi di tempo continui e sufficientemente lunghi, cioè in grado di fornire validi risultati nella caratterizzazione dei parametri morfodinamici dei litorali italiani, non risulta necessario ricorrere a metodi previsionali sofisticati di hindcasting, ma è sufficiente l'impiego di calcoli previsionali con formule che tengano conto del criterio della conservazione dell'energia dell'onda con venti di velocità diversa da quelli generatori, anche se, come è noto, tale formulazione, non prendendo in considerazione l'andamento del moto ondoso nel tempo di decadimento, penalizza l'effetto delle onde di più dolce pendenza, caratteristiche appunto dello smorzamento. Tale risultanza, mentre rappresenta sicuramente, ai meri fini di una completa e formalmente corretta ricostruzione dell'ondazione, una limitazione, non incide praticamente invece sull'accuratezza di stima del moto ondoso al largo, in quanto le onde di smorzamento, mentre potrebbero essere significative ai fini della quantificazione del trasporto solido, risultano meno qualificanti, sia nella valutazione degli stati morfodinamici dei litorali, sia nella rico-

struzione pluriennale, per indagini sulla variabilità climatica, di serie temporali anemologiche e mareometriche.

L'approssimazione così indotta nella ricostruzione del moto ondoso al largo in base alla conoscenza dei soli dati anemologici associati al concetto di fetch rappresenta pertanto, secondo la letteratura oceanologica ed in particolare secondo le indicazioni di Giacobello *et al.* (1979), una delle procedura di hindcasting del moto ondoso più utilizzata per il calcolo di situazioni meteorologiche pluriennali, in quanto in grado di fornire, con buona accuratezza, la stima delle caratteristiche mareometriche ed anemologiche.

Nella ricostruzione quindi del moto ondoso al largo è stato utilizzato il metodo SMB (Sverdrup, Munk & Bretschneider, 1958, in Larras, 1979) nelle due formulazioni proposte da Giacobello *et al.* (1979) e dallo Shore Protection Manual (1984) del C.E.R.C. (Coastal Engineering Research Center), in quanto, tra i vari modelli a due parametri che adottano la tecnica di hindcasting, è ormai entrato nell'uso comune, perché ritenuto il più attendibile.

La procedura si basa quindi sull'utilizzazione dei dati anemologici dell'area mediterranea realizzati da Cortemiglia (2002) sulla base di spline function bigiornaliere (12GMT e 00GMT) del valore (direzione azimutale di provenienza in gradi sessagesimali, velocità in m/s, frequenza in ore) del vento reale (U_{10}) alla quota di 10 m sul l.m.m..

Sulla base delle caratteristiche anemologiche così archiviate è stato quindi predisposto un programma di calcolo per la stima dello stato del mare conseguente allo spirare del vento sul fetch determinandone la tipologia ondosa del regime stazionario, del regime transitorio e del mare completamente sviluppato, con i due precitati procedimenti di calcolo che legano la lunghezza minima di fetch effettivo od efficace (F_m) con la velocità U_{10} del vento alla quota anemometrica di 10 m sul l.m.m..

3.1. Primo procedimento di determinazione dello stato del mare

Questo primo procedimento di calcolo dello stato del mare al largo si basa sulle relazioni di Giacobello *et al.* (1979), che, illustrate da Scarsi (1991) e ricavate dalle formule fornite dallo Shore Protection Manual (1984) con i relativi grafici di illustrazione, permettono di stimare, in generazione di regime stazionario, la durata minima (t_m) del vento e la lunghezza minima (F_m) di fetch effettivo o efficace con le formule

$$\frac{g\, t_m}{U_{10}} = 21{,}88 \left(\frac{g\, F}{(U_{10})^2}\right)^{0{,}797}$$

$$\frac{g\, F_m}{(U_{10})^2} = 19000$$

dove g è l'accelerazione di gravità
F è la lunghezza del fetch effettivo
U_{10} è la velocità del vento alla quota anemometrica di 10 m sul l.m.m.

In base quindi al confronto tra i valori di t_m ed F_m con la durata (t) del vento, calcolata sul fetch con le carte isobariche (Cortemiglia, 2002), e con la lunghezza F del fetch geografico, ricavata dalla determinazione del settore di traversia del paraggio, si definiscono i relativi stati del mare, quando si verificano le seguenti condizioni:

1 - regime stazionario

$$\frac{g\ t}{U_{10}} \geq \frac{g\ t_m}{U_{10}} \qquad e \qquad \frac{g\ F}{(U_{10})^2} \leq \frac{g\ F_m}{(U_{10})^2}$$

2 - regime transitorio

$$\frac{g\ t}{U_{10}} < \frac{g\ t_m}{U_{10}}$$

3 - regime completamente sviluppato

$$\frac{g\ F}{(U_{10})^2} > \frac{g\ F_m}{U^2}$$

Sulla base di queste risultanze si determinano i relativi parametri dell'onda adottando le seguenti formule

a) regime stazionario

$$g\ H_s/\ (U_{10})^2 = 0{,}00125\ [g\ F/(U_{10})^2]^{0{,}55} \qquad (1)$$

$$g\ T_s/U_{10} = 0{,}273\ [g\ F/(U_{10})^2]^{0{,}33} \qquad (2)$$

dove H_s e T_s rappresentano altezza e periodo significativo dell'onda

b) regime transitorio

$$g\ F_R\ /\ (U_{10})^2 = 0{,}0208\ (g\ t\ /\ U_{10})^{1{,}255}$$

dove F_R è il valore del fetch ridotto, in grado cioè di rendere stazionario il regime, da inserire quindi nelle (1) e (2) al posto del fetch effettivo (F)

c) regime completamente sviluppato

$$g\ H_s/(U_{10})^2 = 0{,}282$$

$$g\ T_s/U = 7{,}285$$

dove H_s e T_s rappresentano altezza e periodo significativo dell'onda.

3.2. Secondo procedimento di determinazione dello stato del mare

Questo secondo procedimento di calcolo dello stato del mare al largo si basa sulle relazioni che, fornite dallo Shore Protection Manual (1984), utilizzano la pressione (U_A) esercitata dal vento (U_{10}) espresso in m/s e calcolata, nelle applicazioni pratiche, con la formula

$$U_A = 0{,}71\ (U_{10})^{1{,}23}$$

La procedura di calcolo si basa quindi sulla determinazione, in generazione di regime stazionario, della durata minima (t_m) del vento e della lunghezza minima (F_m) di fetch effettivo od efficace con le formule

$$g\ t_m\ /\ U_A = 68{,}8\ [g\ F/\ (U_A)^2]^{0{,}667}$$

$$g\ F_m/(U_A)^2 = 23000$$

con cui si esegue, come nel precedente procedimento, il confronto con la durata (t) del vento, calcolata sul fetch con le carte isobariche (Cortemiglia, 2002), e con la lunghezza F del fetch geografico, ricavata dalla determinazione del settore di traversia del paraggio, allorché si verificano le condizioni date dalle relazioni:

1 - regime stazionario

$$g\ H_s\ /\ (U_A)^2 = 0{,}0016\ [g\ F\ /\ (U_A)^2]^{0{,}5} \qquad (3)$$

$$g\ T_s\ /\ U_A = 0{,}271\ [g\ F\ /\ (U_A)^2]^{0{,}33} \qquad (4)$$

dove H_s e T_s rappresentano altezza e periodo significativo dell'onda

2 - regime transitorio

$$g\ F_R / (U_A)^2 = 0{,}00175\ (\ g\ t / U_A)^{1,5}$$

dove F_R è il valore del fetch ridotto, in grado cioè di rendere stazionario il regime, da inserire quindi nelle (3) e (4) in sostituzione del fetch effettivo (F)

3- regime completamente sviluppato

$$g\ H_s / (U_A)^2 = 0{,}243$$

$$g\ T_s / U_A = 7{,}73$$

dove H_s e T_s rappresentano altezza e periodo significativo dell'onda

3.3. Utilizzazione dei risultati ondametrici ottenuti dai due procedimenti di determinazione dello stato del mare

I valori dei parametri caratteristici del moto ondoso di altura ottenuti con i due descritti procedimenti di calcolo ed analizzati su lunghi periodi temporali per vari settori di traversia dell'area mediterranea, forniscono risultati pressoché equivalenti e quindi praticamente assimilabili, per cui ai fini della loro pratica applicazione nel programma messo a punto per questa valutazione, se l'operatore non sceglie altrimenti, vengono utilizzati quelli ottenuti dal primo procedimento, in quanto, secondo le indicazioni di Giacobello *et al.* (1979), forniscono valori sufficientemente approssimati (errori del 2÷3 %) in un campo di variazione del rapporto $g\ F/ (U_{10})^2$ che comprende la quasi totalità dei casi pratici possibili nel Mediterraneo.

Ciò non di meno, il programma di calcolo, elaborando comunque entrambi i metodi e confrontandone tra loro i risultati ottenuti, segnala all'operatore, in via del tutto puramente preventiva e cautelativa, quelle eventuali discrepanze significative che ipoteticamente dovessero verificarsi nei valori, consentendo così di svolgere una mirata verifica al riguardo.

Inoltre, sulla base dei risultati così ottenuti, il programma, per meglio verificare i risultati analitici, realizza anche il diagramma che mostra la curva di variazione del parametro $[g\ H_s\ /\ (U_{10})^2]$ dell'altezza d'onda significativa in funzione del parametro $[gt / U_{10}]$ della durata d'azione continua del vento.

3.4. Procedura di stima automatica del moto ondoso di altura e dei parametri morfodinamici nell'ambito del settore di traversia

L'operatività del programma così predisposto per la stima del moto ondoso al largo di un paraggio prevede, quindi, come primi dati di input, le cordinate (latitudine e longitudine) del punto di altura, individuato sul settore di traversia, e le varie direzioni azimutali delimitanti i suoi settori parziali con le relative lunghezze di fetch geografico, in modo che, ricavando i dati anemologici dalle carte isobariche di competenza con l'applicazione della metodologia descritta da Cortemiglia (2002) e calcolando i relativi stati del mare in regime stazionario, transitorio e completamente sviluppato, per un intervallo pluriennale scelto dall'operatore, esegue la stima dei parametri caratteristici del moto ondoso e ne traccia i necessari grafici descrittivi.

Questa determinazione nell'ambito del paraggio dei parametri caratteristici del moto ondoso di altura per un intervallo pluriennale consente conseguentemente di definire, nei litorali sottesi al paraggio, il loro stato morfodinamico, che, nell'ambito delle

coste deposite, ne caratterizza la configurazione dovuta ai vari processi di interazione nella surf zone tra idrodinamismo, morfologia del fondale e caratteri tessiturali del sedimento di fondo mobile.

La tipologia dei vari stati morfodinamici viene valutata utilizzando una combinazione tra il parametro surf-scaling (ε) di Guza & Inman (1975), che mette in relazione l'altezza e la frequenza dei frangenti con la morfologia del fondo, ed il parametro ambientale (Ω) di Dean (1977) e di Dalrymple & Thompson (1977), che mette invece in relazione le caratteristiche ondametriche con i caratteri tessiturali del sedimento di fondo mobile.

Il programma di calcolo, ricevuti dall'operatore, come ulteriori parametri di input, i valori della pendenza media del fondale, ricavata dalle carte batimetriche, e del granulo medio, individuato con l'analisi sedimentologica dei campioni di fondo mobile, utilizza, quindi, automaticamente i parametri dell'onda di altura, ricavati sul settore di traversia dai valori anemologici, per la determinazione dei parametri ε ed Ω di caratterizzazione dei vari stati morfodinamici del litorale e ne realizza i relativi grafici.

Infine con i parametri T_s (periodo significativo) ed H_s (altezza d'onda significativa) del moto ondoso ricavati nel punto di altura con le descritte procedure di calcolo, il programma, a cui viene assegnata dall'operatore la profondità (z) della prima linea dei frangenti rilevata con dirette osservazioni sul campo, stima i valori, sia d'altezza d'onda (H_b) al frangimento con le relazioni ricavate dallo Shore Protection Manual (1984), da Dagnino *et al.* (1987) e da Palau & Dagnino (1994), sia della lunghezza d'onda (L_R) alla riva e della celerità (C_R) dell'onda alla frangenza con le seguenti formule riprese da Larras (1979)

$$L_R = T_s \sqrt{(g\, z)} \qquad C_R = \sqrt{[g\,(z + H_s)]}$$

dove g è l'accelerazione di gravità. Il diagramma a dispersione tracciato dal descritto programma di elaborazione tra i parametri della lunghezza d'onda (L_R) e della celerità (C_R), così calcolati nella zona di frangenza della spiaggia sommersa, consente, per il periodo temporale pluriennale preso in esame, di verificare quali sono le lunghezze d'onda massimali al frangimento e quali sono le correlazioni nella surf zone tra celerità dell'onda al frangimento e lunghezza d'onda alla riva.

4. VALUTAZIONE APPLICATIVA DELLA METODOLOGIA DI STIMA DEL MOTO ONDOSO DI ALTURA AL LITORALE DI VARAZZE E DI CELLE LIGURE (LIGURIA OCCIDENTALE)

Le conoscenze idrodinamiche, morfobatimetriche e sedimentologioche, acquisite sul paraggio di Varazze da Cortemiglia *et al.* (1999) e su quello di Celle Ligure da Cortemiglia *et al.* (2000) forniscono il necessario supporto di base per l'applicazione del descritto programma di calcolo automatico.

4.1. Litorale di Varazze

L'applicazione della descritta metodologia al litorale di Varazze prevede quindi, preliminarmente, la delimitazione del paraggio con promontori naturali, che sono già stati individuati, su base morfosedimentologica, da Cortemiglia *et al.* (1999), nella Punta dell'Aspera o Punta della Batteria ad W e nella Punta della Mola ad E. Questi due

promontori determinano quindi un tratto di litorale arcuato, che rappresenta così l'arco litorale del paraggio.

La congiungente l'estremità a mare di questi due promontori determina quindi la corda dell'arco di litorale di questo paraggio, la cui saetta individua (Fig. 1), nel punto della massima rientranza verso terra di questo arco, il vertice da cui far partire le due direttrici azimutali di 81° tangente la Punta della Mola e di 204° tangente la Punta

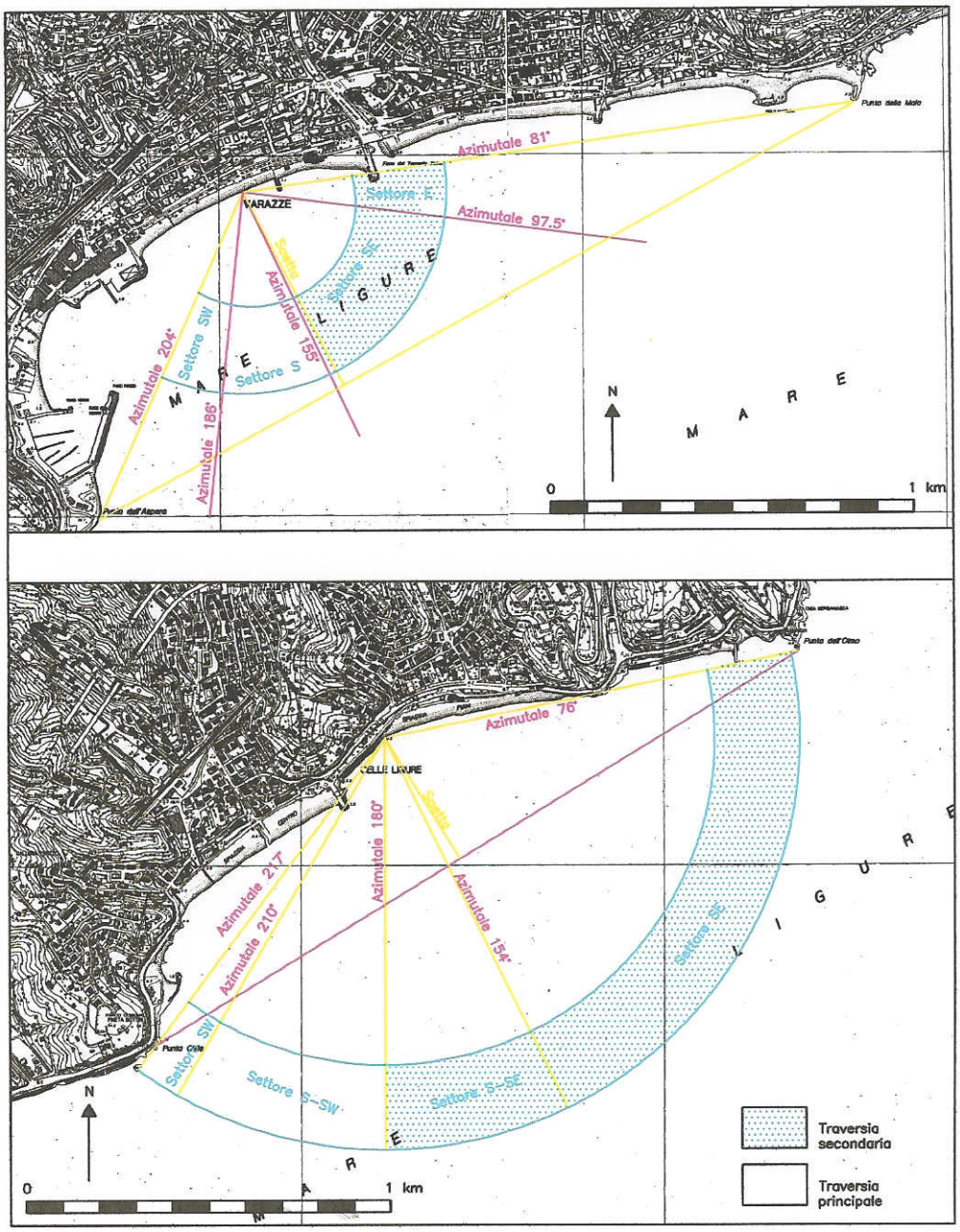


Fig. 1 - Tracciamento dei settori di traversia dei paraggi di Varazze in alto e di Celle Ligure in basso, le cui caratteristiche, utilizzate nella stima del moto ondoso di altura, sono riportate nella Tab. 1.

dell'Aspera, le quali così definiscono, con un'apertura angolare di 123°, l'ampiezza del settore di traversia del paraggio. All'interno poi di questo settore di traversia, le varie rette, uscenti dal vertice e tangenti con direttrice azimutale di 97,5° la Punta di Portofino, con direttrice azimutale di 155° l'Isola di Giraglia (Corsica) e con direttrice azimutale di 186° Capo dell'Argentiera (Sardegna), delimitano i vari settori parziali con i relativi fetch geografici. Nella Tab. 1 sono quindi riportati i dati relativi a questo settore di traversia, i cui valori sono appunto necessari al programma per lo sviluppo dei calcoli anemologici e mareometrici.

Tab. 1 - Settori di traversia di Varazze e di Celle Ligure utilizzati come dati di input nel programma di calcolo per la stima delle caratteristiche anemologiche ed ondametriche nel punto di altura di latitudine 45°15'00"N e longitudine 8°44'24"E per Varazze e di latitudine 44°34'45"N e longitudine 8°34'45"E per Celle Ligure.

Settori parziali	Azimutali di delimitazione	Lunghezza in km del fetch geografico
Settore di traversia (81°÷204°) di Varazze		
E	81°÷97,5°	45
SE	97,5°÷155°	214
S	155°÷186°	180
SW	186°÷204°	878
Settore di traversia (76°÷217°) di Celle Ligure		
SE	76°÷154°	220
S-SE	154°÷180°	200
S-SW	180°÷210°	840
SW	210°÷217°	20

Nell'ambito di questo settore di traversia vengono inoltre individuate al largo di Varazze le coordinate geografiche di latitudine 45°15'00"N e di longitudine 8°44'24"E, che indicano il punto di altura su cui effettuare la ricostruzione dei valori anemometrici ed ondametrici, in quanto il fondale, con un tirante d'acqua di 160 m, non esercita ancora, come si ricava dalle valutazioni di Bossolasco *et al.* (1968) e di Palau (1994), l'effetto shoaling con la conseguente successiva formazione della prima linea di frangimento. Parimenti la sua distanza dalla riva, scelta superiore a nove volte l'altitudine media (417,19 m sul l.m.m. quota media del bacino versante sotteso al paraggio) dei rilievi litoranei, consente anche, secondo Giuliacci (1988), di ritenere minimale, lungo la fascia costiera, l'influenza dell'orografia sull'intensità dei venti da terra e foranei.

Il programma di calcolo, con l'assegnazione delle coordinate geografiche del precitato punto d'altura, ricostruisce, quindi, per il periodo temporale assegnato di 17 anni e compreso tra 1.1.1984 ed il 31.12.2000, le caratteristiche anemologiche del paraggio (Fig. 2 e Tab. 2). Le frequenze anemologiche così ritrovate, qualora computate per i soli venti foranei (Tab. 3), consentono di individuare nei settori parziali di E e di SE (81°÷155°), con una frequenza media annua del 61,5 %, la traversia del vento regnante, e, nei settori parziali di S e di SW (155°÷204°), con una frequenza media annua del 38,5 %, quella dei venti dominanti. Inoltre l'andamento di queste frequenze anemologiche medie annue per gradini di velocità evidenza che gli episodi di massima intensità

(>17,1 m/s) rappresentano 1,94 % del totale, mentre quelli di massima frequenza (76,98 %) competono al gradino di velocità 0,3÷5,4 m/s.

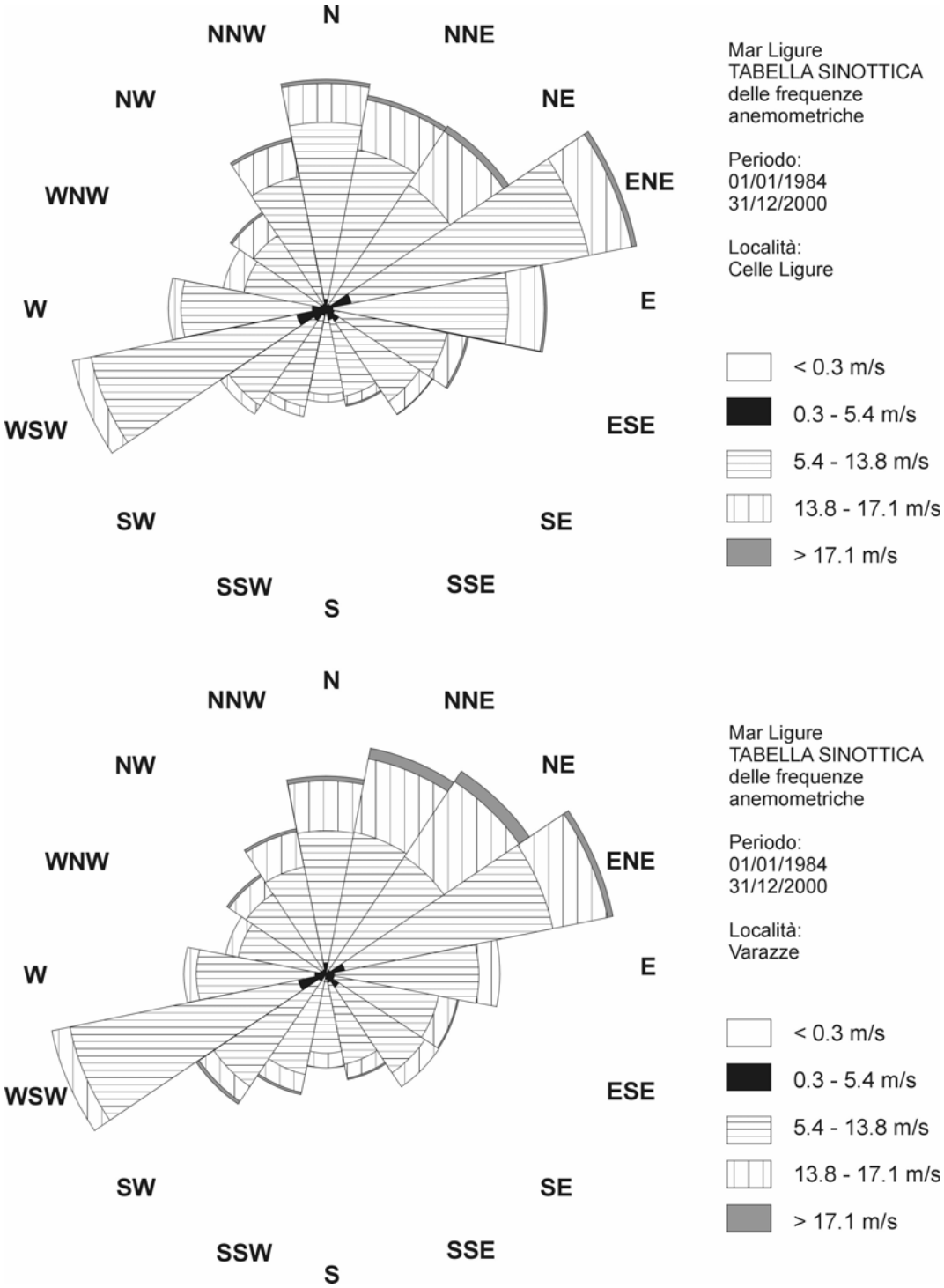


Fig. 2 - Diagrammi anemometrici per il periodo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.2000 ottenuti con i risultati della Tab. 2 per i punti di altura a 10 m sul l.m.m. di Varazze in basso e di Celle Ligure in alto.

Tab. 2 - Tabella sinottica delle frequenze anemometriche del vento a 10 m sul l.m.m. per gradini di velocità e per il periodo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.2000 calcolate con la metodologia di Cortemiglia (2002)
per i punti di altura di Varazze (Latitudine 45°15'00"N e Longitudine 8°44'24"E) e di Celle Ligure (Latitudine 44°34'45"N e Longitudine 8°34'45"E).

Direzioni di provenienza del vento	Varazze						Celle Ligure					
	Frequenze per gradini di velocità in m/s						**Frequenze per gradini di velocità in m/s**					
	<0,3	**0,3÷5,4**	**5,4÷13,8**	**13,8÷17,1**	**>17,1**	**Totali**	**<0,3**	**0,3÷5,4**	**5,4÷13,8**	**13,8÷17,1**	**>17,1**	**Totali**
N	0,30	4,96	1,23	0,07	0,02	**6,59**	0,43	5,88	1,28	0,05	0,04	7,68
NNE	0,43	5,79	1,37	0,19	0,15	**7,93**	0,20	6,03	1,92	0,14	0,12	8,41
NE	0,16	5,79	2,39	0,26	0,51	**9,11**	0,18	7,38	2,37	0,19	0,16	10,28
ENE	0,53	6,86	2,97	0,35	0,66	**11,36**	0,88	6,87	2,28	0,16	0,24	10,43
E	0,58	7,77	1,13	0,05	0,12	**9,65**	0,40	8,48	1,30	0,10	0,05	10,33
ESE	0,21	4,03	0,69	0,06	0,02	**5,01**	0,15	4,47	0,68	0,02		5,32
SE	0,53	3,64	0,50			**4,67**	0,37	3,28	0,40	0,03		4,08
SSE	0,38	3,08	0,31			**3,79**	0,42	2,56	0,25		0,02	3,25
S	0,20	2,73	0,21			**3,14**	0,25	2,79	0,28			3,32
SSW	0,20	3,20	0,45	0,03	0,02	**3,88**	0,17	3,03	0,32			3,53
SW	0,46	5,01	0,72	0,03	0,07	**6,29**	0,51	5,13	0,29			5,95
WSW	0,83	6,64	0,85	0,03	0,04	**8,38**	1,20	6,71	0,49			8,41
W	0,55	7,52	0,87	0,05		**8,99**	0,56	6,27	0,55	0,02	0,03	7,43
WNW	0,26	2,60	0,47	0,02		**3,35**	0,12	3,01	0,74	0,03		3,90
NW	0,15	3,06	0,34			**3,55**	0,10	2,43	0,71			3,26
NNW	0,20	3,43	0,60	0,05	0,02	**4,31**	0,18	3,39	0,84	0,04	0,02	4,47
Totali	**5,97**	**76,11**	**15,10**	**1,19**	**1,63**	**100,00**	**6,12**	**77,71**	**14,70**	**0,78**	**0,68**	**100,00**

Tab. 3 - Tabella sinottica delle frequenze anemometriche dei venti foranei per settori parziali e per gradini di velocità calcolate nei punti di altura di latitudine 45°15'00"N e longitudine 8°44'24"E per Varazze e di latitudine 44°34'45"N e longitudine 8°34'45"E per Celle Ligure.

Direzioni di provenienza	Gradini di velocità in m/s					Frequenza nel settore
	<0,3	0,3÷5,4	5,4÷13,8	13,8÷17,1	>17,1	
Settore di traversia (81°÷204°) di Varazze						
E	0,76	11,44	2,38	0,24	0,53	**15,35**
SE	2,91	35,67	6,06	0,80	0,71	**46,15**
S	1,15	18,22	3,22	0,13	0,45	**23,17**
SW	0,91	11,65	2,27	0,25	0,25	**15,33**
Totali	**5,73**	**76,98**	**13,93**	**1,42**	**1,94**	**100,00**
Settore di traversia (76°÷217°) di Celle Ligure						
SE	3,29	43,52	7,94	0,47	0,53	**55,75**
S-SE	1,04	14,17	2,25	0,16	0,12	**17,74**
S-SW	1,30	16,60	3,13	0,19	0,28	**21,50**
SW	0,26	4,03	0,65	0,02	0,05	**5,01**
Totali	**5,89**	**78,32**	**13,97**	**0,84**	**0,98**	**100,00**

Con le dimensionalità del settore di traversia di cui alla Tab. 1, il programma procede ora alla elaborazione, con la descritta procedura, dei valori anemometrici per la stima del moto ondoso di altura, calcolando, per i vari episodi ondosi di durata t succedutisi nell'intervallo temporale assegnato (1984÷2000) con direzioni di provenienza comprese in intervalli azumutali di 5°, le relative distribuzioni di frequenza delle altezze d'onda significative (H_s) e dei periodi significativi (T_s).

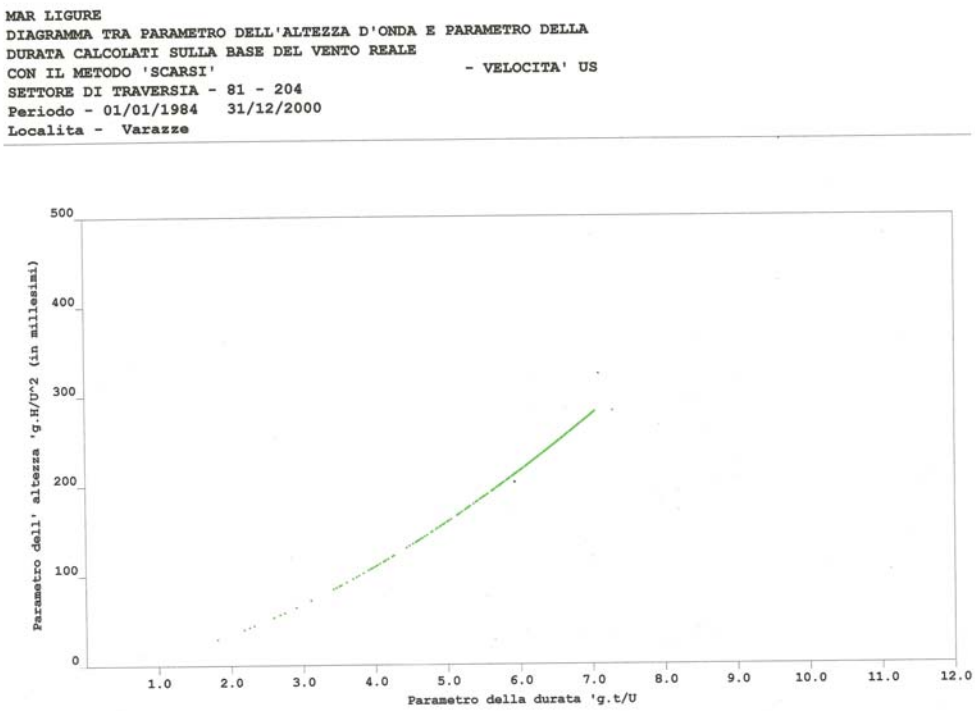


Fig. 3a - Curva di variazione del parametro dell'altezza d'onda in funzione della durata dell'azione del vento per il moto ondoso di altura calcolato al largo di Varazze.

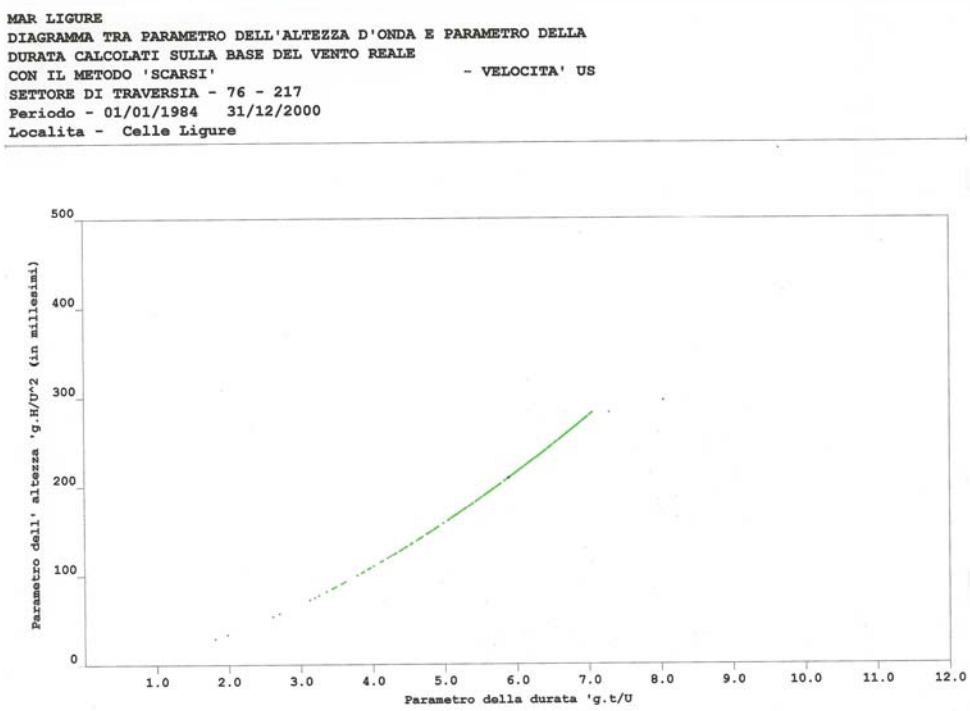


Fig. 3b - Curva di variazione del parametro dell'altezza d'onda in funzione della durata dell'azione del vento per il moto ondoso di altura calcolato al largo di Celle Ligure.

Sulla base dei valori ondametrici così acquisiti il programma traccia quindi il diagramma di variazione (Figg. 3a e 3 b) del parametro dell'altezza d'onda $[gH^2/(U_{10})^2]$ in funzione del parametro della durata dell'azione del vento $[gt/U_{10}]$.

L'analisi mareometrica evidenzia (Tab. 4) che le altezze d'onda significative (H_s) presentano massima frequenza, per la traversia secondaria (81°÷155°), nelle classi di direzione di provenienza tra 110° e 140° e, per la traversia principale (155°÷204°), nelle classi di direzione di provenienza tra 190° e 210°, mentre, complessivamente, le altezze d'onda significative H_s<1 m rappresentano la frequenza prevalente con 84,63 %, mentre quelle con H_s>3 m risultano il 4,33 % del totale. Correlativamente i periodi significativi (Tab. 5) dell'ondazione risultano per la massima parte (97,27 %) contenuti entro 8 s, mentre solo lo 0,24 % presentano periodo ≥12 s.

La ricostruzione della dinamica litoranea e l'analisi morfobatimetrica dei fondali descritte da Cortemiglia *et al.* (1999) sulla spiaggia sottomarina di Varazze consentono di ricavare per questo paraggio una pendenza media del fondale di 1,7°, un posizionamento della prima linea dei frangenti sulla fascia batimetrica di 8 m ed un granulo medio del sedimento di fondo mobile di 0,180 mm.

Questi parametri consentono, con la descritta elaborazione, di calcolare le caratteristiche ondametriche al frangimento, in particolar modo stimando, in funzione della assegnata pendenza di 1,7°, la celerità (C_R) dell'onda al frangimento e la relativa lunghezza d'onda (L_R) alla riva. Il diagramma a dispersione (Fig. 4) tra questi due parametri (lunghezza d'onda L_R alla riva e celerità C_R dell'onda alla frangenza)

evidenzia chiaramente come siano grandezze tra loro proporzionali e come le massime lunghezze d'onda alla riva risultino inferiori a 120 m.

Tab. 4 - Quadro sinottico della percentuale di apparizione delle altezze d'onda significative (H_s) nei punti di altura di Latitudine 45°15'00"N e Longitudine 8°44'24"E per il settore di traversia (apertura 123°) di Varazze e di Latitudine 44°34'45"N e Longitudine 8°34'45"E per il settore di traversia (apertura 141°) di Celle Ligure.

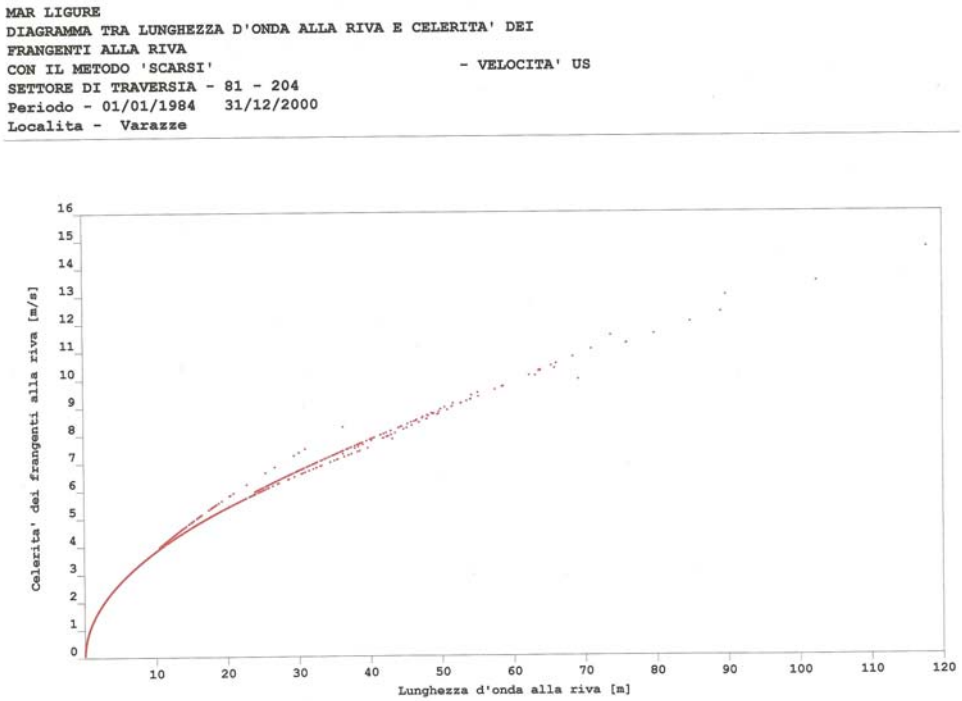
Settori parziali	**Classi direzionali di provenienza delle onde in gradi**	**Percentuale di apparizione delle Classi di altezze d'onda significative in m**							**Frequenze in %**	
		0÷1	**1÷2**	**2÷3**	**3÷4**	**4÷5**	**5÷6**	**>6**	**Parziali**	**Totali**
SETTORE DI TRAVERSIA (81°÷204°) DI VARAZZE										
E	81÷90	9,04	0,71	0,27	0,11	0,03	0,03		10,18	**18,08**
	90÷97,5	6,72	0,79	0,25	0,03	0,03		0,08	7,90	
SE	97,5÷100	0,95	0,14	0,08	0,03	0,03		0,03	1,23	**38,52**
	100÷110	4,87	0,57	0,33	0,19		0,03	0,11	6,21	
	110÷120	6,70	0,74	0,22	0,22	0,11	0,08	0,19	8,22	
	120÷130	7,48	0,41	0,22	0,22	0,08	0,05	0,05	8,57	
	130÷140	6,02	0,49	0,25	0,22	0,14	0,03	0,05	7,05	
	140÷150	4,30	0,30	0,30	0,05		0,03	0,16	5,17	
	150÷155	1,82	0,05	0,14		0,03			2,07	
S	155÷160	2,60	0,27	0,16		0,05	0,03	0,08	3,17	**24,29**
	160÷170	7,41	0,63	0,22	0,05	0,03	0,05	0,05	8,49	
	170÷180	7,54	0,54	0,11	0,14	0,08	0,05	0,03	8,44	
	180÷186	2,99	0,63	0,19	0,14	0,03	0,03	0,11	4,19	
SW	186÷190	3,29	0,54	0,11		0,11	0,03	0,08	4,10	**19,11**
	190÷200	9,31	0,65	0,30	0,35	0,05	0,05	0,08	10,84	
	200÷204	3,59	0,38	0,05	0,03	0,08	0,03	0,03	4,17	
Totali	**81÷204**	**84,63**	**7,84**	**3,20**	**1,78**	**0,900**	**0,52**	**1,13**	**100,00**	**100,00**
SETTORE DI TRAVERSIA (76°÷217°) DI CELLE LIGURE										
SE	76÷80	0,76	0,11	0,08	0,03				0,98	**41,43**
	80÷90	2,81	0,49	0,05	0,08	0,05	0,03	0,03	3,54	
	90÷100	4,28	0,54	0,19	0,14	0,03		0,03	5,20	
	100÷110	5,91	0,54	0,22	0,19	0,14	0,05	0,11	7,16	
	110÷120	6,65	0,84	0,27	0,25	0,08	0,05	0,03	8,17	
	120÷130	5,37	0,44	0,19	0,08	0,11	0,03	0,05	6,27	
	130÷140	4,11	0,16	0,22	0,14	0,11		0,03	4,77	
	140÷150	3,3	0,41	0,19	0,14	0,03		0,03	4,09	
	150÷154	1,09	0,11	0,03		0,03			1,25	
S-SE	154÷160	3,51	0,22	0,11					3,84	**23,57**
	160÷170	9,23	0,68	0,25	0,11	0,08	0,05		10,41	
	170÷180	7,96	0,71	0,38	0,14	0,11	0,03		9,33	
S-SW	180÷190	6,62	0,74	0,49	0,08	0,11	0,03	0,08	8,14	**27,05**
	190÷200	9,23	0,68	0,30	0,08	0,05	0,05	0,19	10,60	
	200÷210	7,08	0,76	0,25	0,14	0,03	0,03	0,03	8,31	
SW	210÷217	7,84	0,11						7,95	**7,95**
Totali	**76÷217**	**85,75**	**7,54**	**3,22**	**1,59**	**0,96**	**0,35**	**0,61**	**100,00**	**100,00**

Tab. 5 - Quadro sinottico della percentuale di apparizione dei periodi significativi (T_s) nei punti di altura di Latitudine 45°15'00"N e Longitudine 8°44'24"E per il settore di traversia (apertura 123°) di Varazze e di Latitudine 44°34'45"N e Longitudine 8°34'45"E per il settore di traversia (141°) di Celle Ligure.

Settori parziali	**Classi direzionali di provenienza delle onde in gradi**	**Percentuale di apparizione delle Classi di periodi significativi Ts in secondi**							**Frequenze in %**	
		0÷2	**2÷4**	**4÷6**	**6÷8**	**8÷10**	**10÷12**	**>12**	**Parziali**	**Totali**
SETTORE DI TRAVERSIA (81°÷204°) DI VARAZZE										
	81÷90	5,77	3,24	0,98	0,19				10,18	
E	90÷97,5	4,52	2,10	1,12	0,05	0,11			7,90	**18,08**
	97,5÷100	0,71	0,25	0,14	0,11		0,03		1,23	
	100÷110	3,40	1,36	0,71	0,44	0,22	0,03	0,05	6,21	
	110÷120	4,57	2,04	0,79	0,44	0,22	0,14	0,03	8,22	
SE	120÷130	5,00	2,40	0,44	0,46	0,22	0,05		8,57	
	130÷140	4,22	1,63	0,65	0,46	0,05	0,03		7,05	
	140÷150	2,94	1,25	0,41	0,35	0,05	0,14	0,03	5,17	
	150÷155	1,31	0,52	0,05	0,14	0,05			2,07	**38,51**
	155÷160	1,74	0,76	0,38	0,14	0,11	0,03			
	160÷170	5,23	1,93	0,87	0,27	0,16		0,03		
S	170÷180	5,47	1,91	0,68	0,22	0,14	0,03			
	180÷186	2,10	0,84	0,71	0,30	0,19	0,05			**24,29**
	186÷190	2,18	1,01	0,65	0,11	0,08	0,03	0,05		
	190÷200	6,49	2,45	1,09	0,54	0,19	0,03	0,05		
SW	200÷204	2,37	1,06	0,54	0,08	0,08	0,03			**19,12**
Totali	**81÷204**	**58,01**	**24,75**	**10,21**	**4,30**	**1,87**	**0,62**	**0,24**	**100,00**	**100,00**
SETTORE DI TRAVERSIA (76°÷217°) DI CELLE LIGURE										
	76÷80	0,52	0,22	0,14	0,11				0,98	
	80÷90	1,88	0,76	0,65	0,14	0,08	0,03		3,54	
	90÷100	3,19	0,95	0,68	0,30	0,05	0,03		5,20	
	100÷110	4,55	1,28	0,63	0,35	0,30	0,05		7,16	
	110÷120	4,52	1,93	0,95	0,54	0,19	0,03		8,17	
SE	120÷130	4,11	1,14	0,54	0,27	0,16		0,03	6,27	
	130÷140	2,83	1,12	0,33	0,35	0,11	0,03		4,77	
	140÷150	2,40	0,76	0,54	0,33	0,03	0,03		4,09	
	150÷154	0,76	0,33	0,11	0,03	0,03			1,25	**41,43**
	154÷160	2,70	0,71	0,33	0,11				3,84	
S-SE	160÷170	6,59	2,40	0,93	0,35	0,14			10,41	
	170÷180	5,69	2,12	0,87	0,46	0,16			9,32	**23,57**
	180÷190	4,69	1,77	0,93	0,52	0,16	0,05	0,03	8,14	
S-SW	190÷200	6,67	2,29	0,95	0,38	0,11	0,08	0,11	10,60	
	200÷210	5,01	1,96	0,84	0,41	0,05	0,03		8,30	**27,04**
SW	210÷217	5,18	2,70	0,08					7,96	**7,96**
Totali	**76÷217**	**61,29**	**22,44**	**9,50**	**4,65**	**1,57**	**0,36**	**0,17**	**100,00**	**100,00**

Il calcolo dell'altezza d'onda (H_B) al frangimento, con il valore di 0,180 mm del granulo medio, consente quindi di stimare i valori giornalieri dei parametri surf scaling (ε) ed ambientale (Ω), ricavandone le distribuzioni di frequenza espresse in classi ad

ampiezza differenziata (Tab. 6) per meglio evidenziarne gli stati morfodinamici di riferimento.



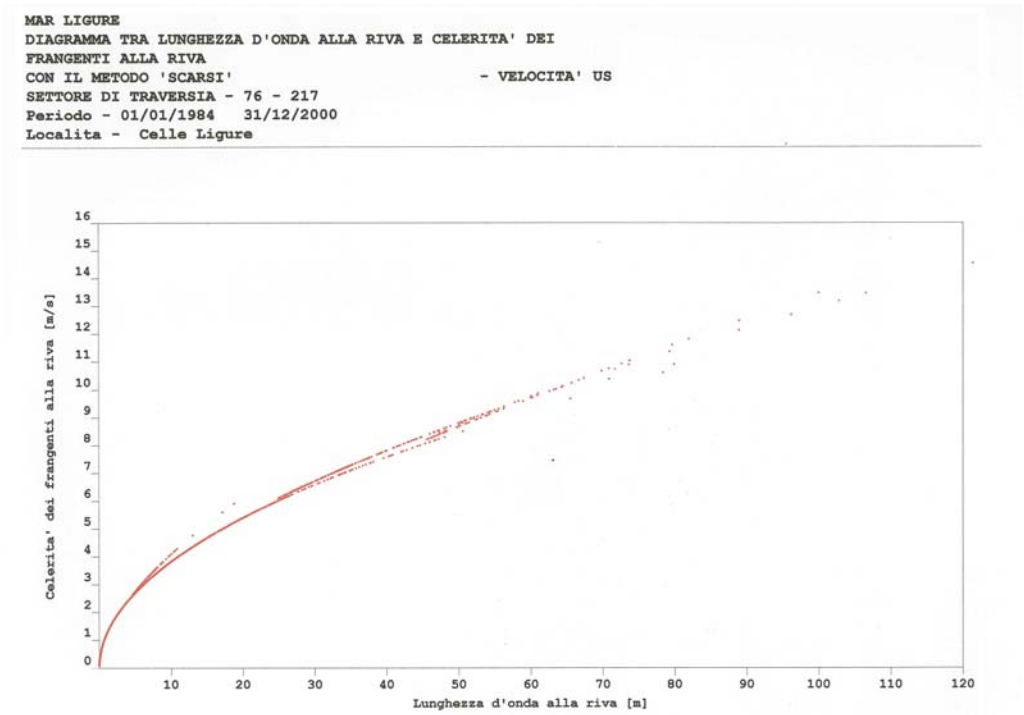


Fig. 4 - Diagramma a dispersione tra i parametri della lunghezza d'onda alla riva e della celerità dei frangenti alla riva calcolati nella surf zone di Varazze in alto e di Celle Ligure in basso per il periodo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.2000.

Tab. 6 - Quadro sinottico delle frequenze relative ai parametri morfodinamici di surf-scaling (ε) ed ambientale (Ω) calcolate per le surf zone di Varazze e di Celle Ligure.

Parametri Morfodinamici			
Surf-Scaling (ε)		Ambientale (Ω)	
Classi	Frequenze	Classi	Frequenze
Litorale di Varazze			
50÷100	0,30	0÷1	19,90
100÷150	0,74	1÷2	23,14
150÷200	1,36	2÷3	15,33
200÷250	1,77	3÷4	12,77
250÷350	2,99	4÷5	12,52
350÷500	6,86	5÷6	16,34
500÷650	85,98	6÷7	
Litorale di Celle Ligure			
50÷100	0,08	0÷1	16,62
100÷150	0,27	1÷2	23,07
150÷200	0,65	2÷3	15,12
200÷250	1,58	3÷4	10,84
250÷350	3,54	4÷5	8,44
350÷500	93,87	5÷6	6,18
500÷650		6÷7	4,93
		7÷8	8,58
		8÷9	6,21

Il grafico (Fig. 5) del parametro surf scaling (ε) mette in evidenza una distribuzione di frequenza prevalentemente contenuta nello stato morfodinamico dissipativo con moda (85,98 %) nella classe 500÷650 di dissipazione completa, (stato dissipativo estremo di Guza & Inman, 1975 e Guza & Bowen, 1977), per cui indica che il litorale di Varazze risulta sottoposto ad un regime di spiaggia dissipativa ad elevata energia, dove la surf-zone si caratterizza per la presenza, con numero di Iribarren $\xi<5$, di frangenti di espansione (Galvin, 1968 e 1972), per un aumento verso riva dei contributi delle oscillazioni infragravitazionali a bassa frequenza (periodo 100÷200 s) e per la scarsa e sporadica presenza, parallelamente alla battigia, di non ben definite barre sommitali e truogoli.

Correlativamente il grafico (Fig. 6) del parametro ambientalale (Ω), che tiene conto della velocità media di sedimentazione nella surf-zone, evidenzia una distribuzione di frequenza, che, prevalentemente contenuta (80,1 %) nello stato morfodinamico intermedio, indica una variabilità temporale centrata sul valore modale 2, quindi indicativa di spiagge sommerse in cui le correnti di risucchio (rip currents)

sviluppano pienamente le loro celle di circolazione con trasporto verso il largo del materiale di fondo mobile.

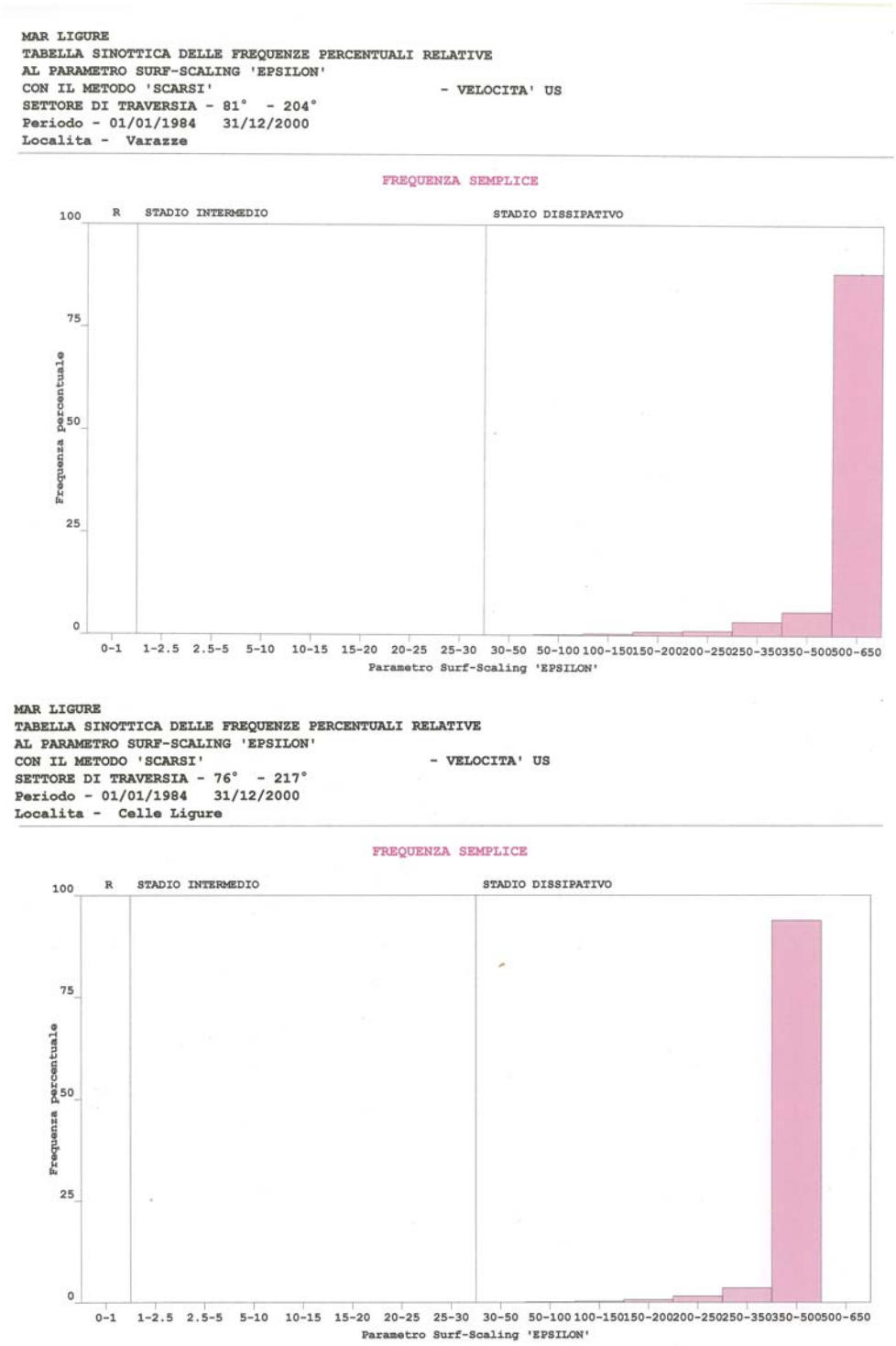
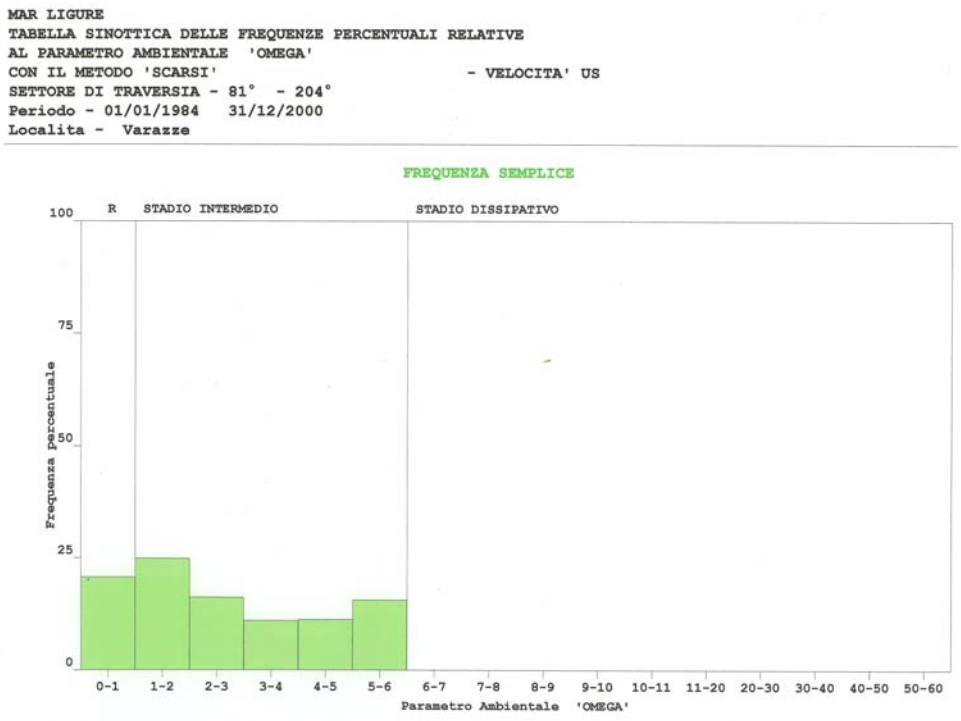


Fig. 5 - Grafico delle distribuzioni di frequenza del parametro surf scaling (ε) per l'intervallo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.2000 sui litorali di Varazze in alto e di Celle Ligure in basso.



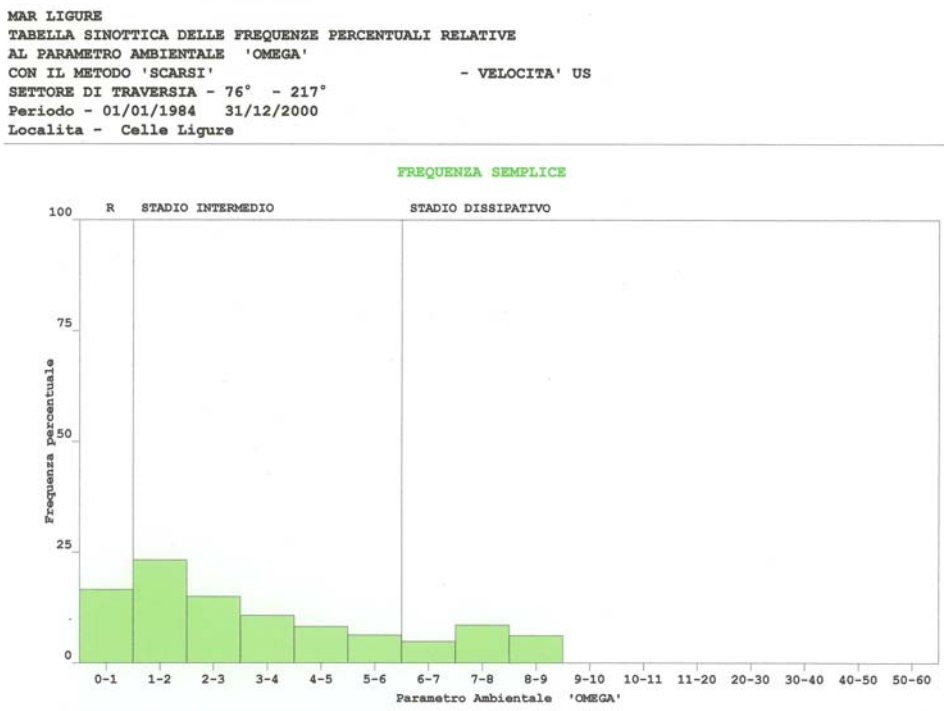


Fig. 6 - Grafico della distribuzione di frequenza del parametro ambientale (Ω) per l'intervallo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.2000 sui litorali di Varazze in alto e di Celle Ligure in basso.

4.2. Litorale di Celle Ligure

I promontori naturali, che delimitano il paraggio di Celle Ligure, sono stati indivi-

duati, con metodologia morfosedimentologica, da Cortemiglia *et al.* (2000) nella Punta di Celle ad W e nella Punta dell'Olmo ad E, il cui tratto di litorale arcuato, sotteso alla corda congiungente l'estremità di questi due aggetti naturali a mare, consente così di individuare, con il tracciamento della relativa saetta, il punto sulla riva più rientrante verso terra o vertice del settore di traversia del paraggio. Le direttrici azimutali, uscenti da questo vertice e tangenti le estremità a mare dei precitati promontori, definiscono (Fig. 1) un settore di traversia del paraggio con un angolo di apertura di 141°, mentre le rette, all'interno del settore di traversia, uscenti dal vertice e tangenti con direttrici azimutali di 154° l'Isola Finocchiarola (Corsica orientale), di 180° l'Isola Gargalo (Corsica occidentale), e di 210° Capo Noli, delimitano i vari settori parziali con relativi fetch geografici, di cui sono state riportate le caratteristiche nella Tab. 1.

Nell'ambito di questo settore di traversia vengono inoltre individuate nella latitudine 44°34'45"N e longitudine 8°34'45"E le coordinate geografiche del punto di altura, con tirante d'acqua di 200 m e con distanza dalla costa superiore a nove volte l'altitudine media (177,6 m sul l.m.m. quota media del bacino versante sotteso al paraggio) dei rilievi costieri, su cui effettuare la ricostruzione delle caratteristiche anemologiche e mareometriche del paraggio.

L'analisi poi della dinamica litorale sulla spiaggia sommersa di Celle Ligure, svolta da Cortemiglia *et al.* (2000), consente di completare i parametri necessari per la ricostruzione del moto ondoso di altura, delle caratteristiche ondametriche al frangente e degli stati morfodinamici, ricavando, per il fondale, una pendenza media di 1,9°, per il sedimento di fondo mobile, un granulo medio di 0, 134 mm e, per il posizionamento della prima linea dei frangenti, la fascia batimetrica dei 12 m.

Ottenuti in questo modo tutti i parametri necessari a sviluppare il calcolo descritto per la stima del moto ondoso d'altura e degli stati morfodinamici dei litorali del paraggio, viene quindi sviluppata un'elaborazione analoga a quella descritta per il paraggio di Varazze.

Le caratteristiche anemologiche (Tab. 2 e Fig. 2) evidenziano una netta prevalenza dei venti del I e III quadrante e, se vengono computate per i soli venti foranei di competenza del settore di traversia del paraggio (Tab. 3), indicano chiaramente come i venti dei settori parziali di E e di SE (76°÷180°), con una frequenza media annua del 73,43 %, rappresentino il vento regnante, mentre quelli dei settori parziali S-SW ed W (180°÷217°), con una frequenza annua del 26,51 %, si configurino come il vento dominante. L'andamento di queste frequenze anemologiche per gradini di velocità (Tab. 3) mostra come la massima frequenza (78,32%) competa al gradino di velocità 0,3÷5,4 m/s, mentre la massima intensità (>17,1 m/s) rappresenti lo 0,98% del totale.

La stima del moto ondoso di altura, per i vari episodi ondosi di durata t succedutisi nel periodo temporale 1984÷2000 con direzioni di provenienza comprese in intervalli azimutali di 5°, mostra le distribuzioni di frequenza delle altezze (H_s) e dei periodi (T_s) significativi nelle Tab. 4 e Tab. 5, da cui si evince come la massima frequenza (10,41 %) nella traversia secondaria competa alle onde della classe direzionale 160°÷170°, mentre quella della traversia principale competa alle onde della classe 190°÷200° con una fequenza del 10,60 %. Inoltre le altezze d'onda H_s <1 m rappresentano la frequenza prevalente (85,75%), mentre quelle con H_s>3m rappresentano il 3,51% del totale. Relativamente invece ai periodi significativi (T_s) delle onde,

questi risultano prevalentemente contenuti (97,88%) entro 8s e solo lo 0,17% presentano valori ≥12s.

Il grafico di variazione, nel moto ondoso di altura, del parametro dell'altezza d'onda $[gH^2/(U_{10})^2]$ in funzione del parametro della durata dell'azione del vento $[gH/(U_{10})^2]$ mostra (Fig. 3) tra loro una diretta proporzionalità, mentre il diagramma a dispersione (Fig. 4) tra i parametri della lunghezza d'onda alla riva e la celerità dell'onda al frangimento evidenzia massime lughezze d'onda alla riva <120m e massima frequenza di valori tra 10 e 50 m.

La distribuzione di frequenza nella surf zone di Celle Ligure dei parametri di surf scaling (ε) nel periodo temporale 1984÷2000 si mostra contenuta (Fig. 5) entro lo stato morfodinamico dissipativo, con moda (93,87%) nella classe 350÷500 (stato morfodinamico dissipativo estremo di Guza & Inman, 1975 e Guza & Bowen, 1977), per cui questa spiaggia sottomarina si caratterizza per la presenza di frangenti di espansione (Galvin, 1968 e 1972), che dissipano progressivamente l'energia con l'avvicinamento alla riva. Correlativamente il grafico (Fig. 6) dell'andamento del parametri ambientali (Ω) per il periodo 1984÷2000 mostra un'ampia distribuzione di frequenza, in cui il 19,72% dei valori (Tab. 6) ricade nello stato morfodinamico dissipativo (Ω>6), mentre la frequenza massimale (63,65%) ricade nello stato morfodinamico intermedio (Ω=1÷6) con moda (23,07%) nella classe 1÷2.

L'insieme complessivo di queste risultanze indica la presenza di una spiaggia sottomarina in cui si verifica sul fondale una significativa azione dell'ondazione che si accompagna alla crescita verso riva di onde stazionarie infragravitazionali.

5. CONCLUSIONI

La ricostruzione del moto ondoso di altura nei due paraggi di Varazze e di Celle Ligure sulla base delle caratteristiche anemologiche ricavate da carte isobariche con la metodologia descritta da Cortemiglia (2002) mostra valori medi di altezze significative (Tab. 4) e di periodi significativi (Tab. 5) rientranti nelle caratteristiche delle onde piane stazionarie di gravità registrate in svariati casi nel Mar Ligure (Bossolasco *et al.*, 1968 e Palau, 1994). Inoltre, l'insieme complessivo dei caratteri del moto ondoso fornisce risultati conformi ai processi idrodinamici, che, messi in evidenza con analisi morfobatimetriche e sedimentologiche da Cortemiglia e Alii (1999) e da Cortemiglia *et al.* (2000), si svipuppano sui litorali di Varazze e di Celle Ligure.

In particolare la ricostruzione per le spiagge sommerse di Varazze e di Celle Ligure nel periodo temporale 1984÷2000 degli stati morfodinamici, che definiscono la configurazione ottenuta dalle varie combinazioni di dissipazione e riflessione dell'energia delle onde incidenti, ha consentito di evidenziare la variabilità temporale delle condizioni di frangenza nella surf zone.

La surf zone di Varazze e di Celle ligure si caratterizza pertanto con uno stato morfodinamico altamente dissipativo, in cui le onde incidenti risultano accompagnate dalla crescita verso riva delle onde stazionarie infragravitazionali, quindi, nella parte più interna della spiaggia sottomarina, le correnti da moto ondoso della dinamica litorale, associate alle onde infragravitazionali, presentano velocità almeno 2÷3 volte più elevate della velocità orbitale delle onde incidenti.

RINGRAZIAMENTI

Lavoro svolto col finanziamento MUR 2001, nell'ambito del programma dell'Unità Locale di ricerca del Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DIP.TE.RIS.) dell'Università di Genova dal titolo "Analisi statistica e frattale delle serie termopluviometriche ultracentenarie del nord Italia e ricostruzione dalle carte isobariche bigiornaliere di superficie dei campi di vento sul Mediterraneo" afferente al Programma Nazionale di ricerca dal titolo "La variabilità del clima locale relazionata ai fenomeni di cambiamento climatico globale". Responsabile nazionale e locale dell'Unità di ricerca Prof. Gian Camillo Cortemiglia del DIP.TE.RIS dell'Università degli Studi di Genova, corso Europa 26, 16132 Genova.

BIBLIOGRAFIA

Bossolasco M., Dagnino I. & Palau C. 1968. Lo spettro delle onde marine a Genova. *Geofisica e Meteorologia*, vol. XIX, n. 3/4: 99-107.

Cortemiglia G.C. 2002. Ricostruzione da carte isobariche di superficie dei campi di vento sull'area mediterranea. *Atti Ass. It. Ocean. Limn.*, vol.15: 133-145.

Cortemiglia G.C., Firpo M. & Piccazzo M. 2000. Dinamica e caratteri evolutivi della spiaggia di Celle Ligure (Liguria occidentale, Italia). *Atti Ass. It. Ocean. Limn.*, vol.13(2): 411-129.

Cortemiglia G.C., Firpo M., Piccazzo M. & Poggi F. 1999. Dinamica e caratteri evolutivi della spiaggia di Varazze (Liguria occidentale, Italia). *Atti Ass. It. Ocean. Limn.*, vol. 13 (1): 347-362.

Dagnino I., Palau C. & Albert A. 1987. Analisi di registrazioni del moto ondoso in acqua bassa: riesame di dati registrati nel 1951, 1952 e 1953 a Genova-Prà. *Boll. Ocean. Teor. Applic.*, vol. V, n. 3: 221-236.

Dalrymple R.D. & Thompson W.W. 1977. Study of equilibrium beach profiles. *Proc. Intern. Conf. Coastal Eng.,* n.15, Honolulu, Ch.15: 1277-1296.

Dean R.G. 1977. Equilibrium beach profiles: U.S. Atlantic and Gulf Coast. Depart. of Civil Eng., Univ. Delaware, Newark, Delaware, *Ocean. Eng. Techn. Rep.*, v. 12, 46 pp.

Fantauzzo F. 1973. Introduzione ai modelli probabilistici per la previsione dello stato del mare. *Riv. Meteor. Aer.*, vol. XXXIII, n. 1: 13-22.

Finizio C. 1988. La ricostruzione del campo del vento sul mare come input di modelli di moto ondoso. Atti Conv. Roma, ENEA-SIMA 1985, Edit. ENEA, Roma: 17-24.

Galvin C.J.Jr. 1968. Breaker type classification on three laboratory beaches. *Journ. Geophys. Res.*, vol. 73, n. 12 : 3651-3659.

Galvin C.J.Jr. 1972. Wave breaking in scallow water. In : Waves on Beach. R.E. Mayer Ed., Academic Press, New York: 413-456.

Giacobello N., Lamberti A., Rossi G., Stura S. & Tomasicchio U. 1979. Indagine preliminare per la definizione ndel clima marino nella dinamica di un litorale. *Note Pubbl. Ing. Idraul.,* Ist. Ing. Civ. Univ. Firenze, n. 20: 1-26.

Giuliacci M. 1988. Influenza delle coste sulle caratteristiche del vento. Atti Conv. Roma, ENEA-SIMA 1985, Edit. ENEA, Roma: 115-128.
Guza R.T. & Bowen A.J. 1977. Resonant interactions from waves breaking on a beach. *Proc. Intern. Conf. Coastal Eng.*, n. 15: 560-579.
Guza R.T. & Inman D.L. 1975. Edge waves and beach cusps. *Journ. Geophys. Res.*, vol.80, n.21: 2997-3012.
Larras J. 1979. Physique de la houle et des lames. Edit. Eyrolles, Paris, 282 pp.
Palau C. 1994. Sulla distribuzione di frequenza dei dislivelli della superficie marina in acqua bassa. *Tecnica It.*, vol. LIX, n. 1: 15-23.
Palau C. & Dagnino I. 1994. Lezioni di Oceanografia Fisica. E.R.S.U, Regione Liguria, Genova, 310 pp.
Scarsi G. 1991. Appunti di idraulica marittima e costiera. Edit. Ist. Idraulica Univ. Genova, 163 pp.
Shore Protection Manual 1984. U.S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Government Printing Office, vol. I e II, Washington D.C.: 401 pp e 517 pp.
Stone Group 1984. Statistica delle onde estreme. Mare Tirreno. CNR, Padova: 86 pp.

Ricevuto 7 gennaio 2003; revisionato 17 aprile 2003; accettato 15 maggio 2003.