ATTI

DELLA

ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

VOLUME 13
Fascicolo 1

Genova 1999

Ditta Giuseppe Lang s.r.l.
Arti Grafiche
Salita delle Fieschine, 30 r.
16122 Genova

INDICE

MAZZOLDI A., DALLAPORTA G., GASPARI A. - Misure di correnti marine costiere superficiali mediante Radar Costiero HF Pag. 1

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. - Fluctuations of biomass of sardines: *(Sardina pilchardus,* Walb.) in the Adriatic Sea Pag 11

COZZI S., **CATALANO G., LIPIZER** M. **-** Importanza e distribuzione spazio-temporale delle frazioni organiche disciolte dell'azoto e fosforo nel bacino del nord Adriatico Pag. 21

ZACCONE R., LA FERLA R., CARUSO G., AZZARO M. - Attività proteasica e respiratoria microbica in due aree dell'Adriatico settenarionale Pag. 33

PENNA N., BERLUTI S., RIDOLFI F., PENNA A. - Determinazioni chimiche, fisiche e biologiche su alcuni campioni di mucillagine e sulle acque circostanti le masse mucillaginose comparse nel Mare Adriatico nell'estate 1997 Pag. 45

PUSCEDDU A. - Composition of particulate organic matter in two Mediterranean coastal lagoons Pag. 55

WELSH D.T., BARTOLI M., RIOU S.A., BENATTI M. - Variations in community primary productivity, inorganic-N fluxes and denitrifycation rates in seagrass meadows of coastal lagoons of differing eutrophication status. Pag. 65

AZZONI R., GIORDANI G., GAZZOLA S., BONOLI M. - Accumulation of phosphorus in relation to iron and sulphur contents in the surficial sediments of three coastal lagoons: Sacca di Goro, Valle Smarlacca (Italy) and Arcachon Bay (France). Pag. 75

BERTONI R. - Pubblicazione scientifica e Internet: esempi e prospettive in ecologia acquatica. Pag. 85

BRIZZIO M.C., GARIBALDI L., MOSELLO R. - Evoluzione dell'eutrofizzazione del Lago d'Iseo: l'anossia ipolimnetica ed il possibile instaurarsi di condizioni meromittiche Pag 91

MORABITO G., PUGNETTI A. - Long term changes of primary productivity during the trophic evolution of Lake Maggiore Pag 105

TARTARI G., QUATTRIN B. - Evoluzione limnologica del Lago di Pusiano negli ultimi decenni e prospettive future. Pag. 117

PEIRANO A., SA VINI D., BIANCHI C.N., FARINA G. - Long-term monitoring on the *Posidonia oceanica* meadow of Monterosso al Mare (NW Mediterranean): first results Pag 129

CUPPARI A., COLANTONI P., GABBIANELLI G., MORELLI D., ALPARONE R. - Assetto ed evoluzione morfostrutturale dell'area marina compresa tra il margine della Sicilia settentrionale e le Isole Eolie (Golfo di Patti) Pag 137

DECEMBRINI F., AZZARO F., LEONARDI M. - Variabilità a breve e lungo termine delle caratteristiche idrologiche nelle acque costiere di un sistema ad elevato idrodinamismo (Stretto di Messina) Pag. 151

MISIC C., ORSI M., MARRALE D., POVERO P. - Sostanza particeliata in un bacino oligotrofo: distribuzione e caratterizzazione (Mar Ligure, luglio 1997). Pag. 159

CENCI R.M., FACCHETTI S., MARTIN J.M. - II comportamento di Cd, Hg, Ni e Pb nel particolato e nei sedimenti del delta del Fiume Mekong. Pag. 169

ALIANI S., BERGAMASCO A. - Costal current variability in a hydrothermal vents area off Milos Island (Aegean Sea). Pag. 181

MOSELLO R., BOGGERO A., MARCHETTO A., TARTARI G.A., ROGORA M. - Evoluzione pluriennale dell'idrochimica di due laghi alpini (Laghi Paione, Val d'Ossola) in relazione agli apporti atmosferici. Pag 189

COCCO E. - Problematiche geoambientali costiere nell'Isola di Capri (Marina Piccola) Pag. 203

de MAGISTRIS M.A., MUSELLA F. - Evoluzione della linea di riva in relazione alle variazioni climatiche dell'ultimo secolo in Campania: 1 - II litorale del Fiume Alento (Cilento). Pag. 215

DELL'ANNO A., DANOVARO R., ARMENI M., LAMPITT R., FABIANO M. - Particulate DNA flux in the northeastern Atlantic: preliminary results. Pag. 225

DIVIACCO G., TUNESI L. - Cartografia dei fondali antistanti la Punta di Portofino (Mar Ligure) e osservazioni sui popolamenti bentici. Pag. 233

DIVIACCO G., SPADA E., VIR NO LAMBERTI C. - Descrizione e cartografia della prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Terracina (Lazio Meridionale). Pag. 241

BONANNO A., FERRARO S., MASELLI M., MAZZOLA S., PATTI B., BASILONE G., CUTTITTA A., SPROVIERI M., RIBOTTI A., SORGENTE R. - Analysis of sea level oscillations in Mazara del Vallo (south-western Sicily). Pag. 251

LA ROSA T., SARA' G., SINOPOLI M., MAUGERI T., MAZZOLA A. - Carbonio organico disciolto (DOC) e picoplancton totale in un sistema di maricoltura (Golfo di Gaeta - sud Tirreno). Pag. 261

MANINI E., DANOVARO R., FABIANO M. **-** Early diagenesis of sedimentary organic matter and bacterial response in a frontal system of the Adriatic Sea: preliminary results. Pag. 271

MARGARITORA F., FERRARA O., VAGAGGINI D. - Le comunità zooplanctoniche del Lago di Martignano (Lazio, Italia). Pag. 281

RODOLFO-METALPA R., PEIRANO A., MORRI C., BIANCHI C.N. - Coral calcification rates in the Mediterranean scleractinian coral *Cladocora caespitosa* (L., 1767). Pag. 291

MIRTO S., GAMBI C., CECCHI M., MANGANARO A. - Influences of biodeposition due to intensive mussel culture on coastal meiofaunal assemblages: preliminary results. Pag. 301

MORELLI E., SCARANO G. - Interazione di Zn, Cd, Pb e Cu con le superfici e gli essudati della diatomea marina *Phaeodactylum tricornutum.* Pag. 309

NIZZOLI D., WELSH D.T. - Influence of the polycheate worm *Nereis succinea* on fluxes of oxygen and inorganic nitrogen, and rates of denitrification and coupled nitrification-denitrification. Pag. 319

ACCORNERO A., PICON P., BUSCAIL R., MISEREZ K. -Use of ^{14}C-labelled molecules in studies of early diagenetic transformations of DOM at the sediment-water interface. Pag. 329

SAVINI D., SCONFIETTI R. - An example of individual growth dynamics in a semi-natural environment of three freshwater Gastropods: *Physa acuta* Drap., *Lymnaea stagnalis* (L.) and *Viviparus contectm* (Millet). Pag. 337

CORTEMIGLIA G.C., FIRPO M., PICCAZZO M., POGGI F.-Dinamica e caratteri evolutivi della spiaggia di Varazze (Liguria occidentale, Italia) Pag. 347

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 1-10, ottobre 1999

MISURE DI CORRENTI MARINE COSTIERE SUPERFICIALI MEDIANTE RADAR COSTIERO HF

Andrea MAZZOLDI, Gianfranco DALLAPORTA, Antonio GASPARI

C.N.R.- Istituto Studio Dinamica Grandi Masse - Venezia

ABSTRACT

The HF coastal radar, using back-scatter from sea waves of the electromagnetic waves emitted from land-based coastal stations, allows to map sea surface currents along the coast with a range of 50 km.

This paper describes the use of the HF radar System installed, within the framework of the MURST PRISMA 2 Project, to measure the surface current field in the coastal zone in front of the Monte Conero promontory in The Marches, Italy; it has been operating continuously since October 1997.

Its use is fundamental because of the possibility of monitoring an ample area of sea, that otherwise would be difficult, demonstrating its capability of being a useful supplement in data collection with standard oceanographic field measurements.

RIASSUNTO

II Radar Costiero HF, utilizzando la riflessione, da parte delle onde marine, delle onde elettromagnetiche emesse da opportune stazioni terrestri, permette di creare mappe delle correnti superficiali marine su tratti costieri fino a 50 km.

In questo lavoro viene descritto l'utilizzo di un sistema Radar HF installato, nell'ambito del Progetto MURST "PRISMA 2", per la misura del campo di corrente superficiale nella zona antistante il promontorio del monte Conero, nelle Marche; esso opera ininterrottamente dal mese di Ottobre 1997. Il suo impiego si è rivelato fondamentale per la possibilità, altrimenti difficile, di monitorare un ampio tratto di mare, dimostrando di poter essere un utilissimo complemento nella raccolta dati delle tradizionali campagne oceanografiche.

1. RADAR HF

La banda HF del radar oceanografico è compresa tra le frequenze f ≡ 3-50 MHz (lunghezza d'onda λ≡100-6 m), ed è situata tra la banda video e quella delle trasmissioni radio (Paduan *et al.,* 1997). Il meccanismo che permette ad un sistema radar HF di misurare le correnti superficiali coinvolge la fisica della riflessione e dispersione di onde elettromagnetiche da parte delle onde del mare. Sotto l'azione del

vento vengono generate onde marine di varie lunghezze; tra quelle che viaggiano radialmente all'antenna ricevente, solo quelle di lunghezza d'onda L riflettono indietro un segnale molto ampio quando L = λ, /2.

Crombie, nel 1955 (Crombie, 1955), osservando dalla costa le onde del mare con un radar HF ed analizzando lo spettro degli echi ricevuti, ha per primo evidenziato sperimentalmente la presenza di due picchi dominanti, simmetricamente spaziati attorno

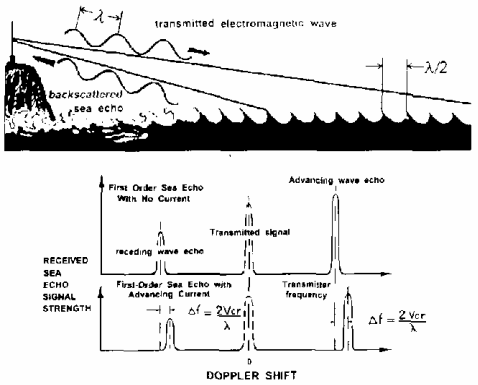


Fig. 1 - Meccanismo di generazione dello "shift doppler" (Barrick *et al.*, 1977)

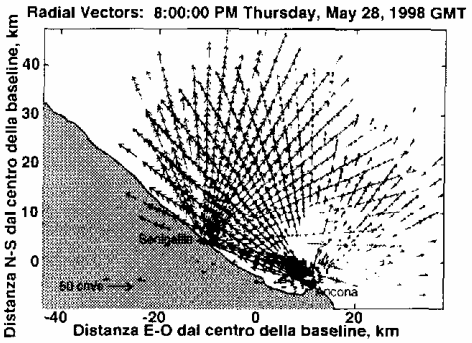


Fig. 2 - Mappa delle componenti radiali relative ai due siti remoti

alla frequenza di trasmissione (Fig. 1) (Gurgel *et al.,* 1998). Essi risultano essere i segnali HF generati dai treni di onde marine (effetto Bragg), radiali al radar, che hanno proprio lunghezza d'onda metà di quella trasmittente. Lo spettro delle onde continue trasmesse è uno stretto picco nella posizione della frequenza di emissione di lunghezza d'onda λ, (presa come valore di riferimento 0). In assenza di corrente, l'eco del primo ordine sul ricevitore appare come formato da due picchi simmetricamente spaziati dalla portante ("shift Doppler"), corrispondenti alla lunghezza d'onda marina L=λ/2. In presenza di corrente questi picchi risultano spostati di una discreta quantità dalla loro posizione simmetrica rispetto alla frequenza portante. Questo ulteriore sfasamento è dovuto al fatto che il "target" visto dal radar è in movimento, e quindi il segnale emesso dal trasmettitore ritorna ad una frequenza differente da quella trasmessa a causa della velocità radiale del "target". Tale velocità è il risultato della combinazione lineare di due componenti (Barrick *et al.,* 1977). La prima è dovuta alla velocità gravitazionale intrinseca ad ogni superficie marina che risulta essere $v_{ph} = (g\lambda/4\pi)^{1/2}$ dove g = 9.81 ms^{-2} (accelerazione di gravita) e λ, la frequenza radar di trasmissione. Il corrispondente "shift doppler" generato è $f_{ph} = 2v_{ph}/\lambda$, (Barrick, 1986). La seconda componente è data dalla corrente superficiale, in base alla quale i due picchi generati dalle onde risultano sfasati di una ulteriore quantità, proporzionale alla componente radiale della velocità della corrente. Questa quantità è $f_{cr} = 2v_{cr}A$, dove v_{cr} è l'effettiva componente radiale della corrente nella direzione del radar. Il totale "shift doppler" è quindi $\lambda f = f_{ph} + f_{cr}$.

Questi picchi indicano che di tutte le onde del mare osservate dal radar solo due tipi sono particolarmente significativi, come se ci fossero due target che producono lutto lo "scattering": sono solo le onde con periodo metà della lunghezza d'onda incidente e

che si muovono radialmente al radar in avvicinamento od allontanamento. La velocità di questi target viene quindi dedotta in base al totale "shift doppler" misurato, usando l'equazione $v_{cr} = \lambda, \Delta f /2 - v_{ph}$. Da notare che la esatta velocità di fase per le onde gravitazionali è data dalla relazione di dispersione $v_{ph} = (gL /2\pi \tanh(27\pi h/L)^{½}$ dove h è la profondità dell'acqua (Gurgel, 1998).

E stato dimostrato che lo spessore di superficie d'acqua che, in presenza di corrente superficiale, influenza lo "shift doppler" è entro 1/25 della lunghezza d'onda del radar (Gurgel, 1998). La relazione risulta essere approssimativamente $d = \lambda/8\pi$

Per esempio, usando onde elettromagnetiche di lunghezza di l0m, corrispondenti a 30 MHz, saranno le onde marine di 5m di lunghezza ad "essere viste" dal radar; perciò solo le correnti superficiali che si muovono in uno strato d'acqua di circa 40 cm possono essere misurate sfruttando l'effetto Bragg.

Ogni stazione radar può "vedere" solamente la componente vettoriale (proiezione del vettore corrente) che punta radialmente verso la stazione trasmittente. Quindi, per le misure sono richieste almeno due stazioni trasmittenti a terra, operanti simultaneamente. Il vettore somma dei due vettori radiali fornisce la corrente superficiale totale.

La Fig. 2 illustra il principio usando i dati radiali forniti da due stazioni di misura. Da notare che, denominando "baseline " la linea virtuale di collegamento dei due siti remoti, sorge un problema laddove entrambi i siti remoti misurano la stessa (o quasi) componente di velocità lungo tale direzione, ovvero quando la misura avviene a grande distanza da entrambi i siti. Generalmente i due radiali devono avere un angolo >30° e <I50° per risolvere correttamente il vettore di corrente.

1.1. Range di lavoro

II range di lavoro di un radar HF dipende sostanzialmente dall'attenuazione che le onde elettromagnetichc subiscono nel percorso tra trasmettitore, target e ritorno, dalla energia di diffusione generata dalla rugosità della superficie del mare, dal rumore atmosferico e dal rumore di interferenze radio.

Il range di lavoro, essendo legato al rapporto segnale-rumore, è influenzato dai parametri propri del mare e dell'atmosfera. La complessiva costante dielettrica vista dal sistema risulta essere $\varepsilon = f ((\mu, c, \sigma / f)$ dove μ è la permeabilità assoluta, e la velocità della luce, σ la conduttività ed f la frequenza HF (Gurgel, 1998). L'attenuazione della propagazione delle onde radar HF risulta direttamente proporzionale alla frequenza ed inversamente proporzionale alla conduttività, la quale è anche funzione, proporzionale, della salinità e della temperatura. I sistemi radar HF sono generalmente costruiti in un range di frequenze tra 5MHz e 50MHz. limassimo range assoluto per ogni frequenza dipende dai parametri del radar come la potenza, la banda, il modello dell'antenna, ecc.

La risoluzione della distanza è invece limitata dai disturbi da interferenze radio, che vengono minimizzati usando segnali di trasmissione a banda stretta. Questo problema è forte con radar HF operanti a bassa frequenza, vicina a quella delle trasmissioni radio. Non c'è interferenza con i segnali radio provenienti da lontano per frequenze VHF, più alte di 50 MHz; mentre possono invece esserci disturbi da stazioni radio molto vicine. In assenza di queste, si possono utilizzare bande molto ampie e realizzare alte risoluzioni spaziali; con un sistema a 150 MHz si può ottenere una risoluzione inferiore ai 100 m.

Concludendo, per i motivi elencati, è necessario trovare un compromesso tra range di lavoro e risoluzione spaziale: l'ottimale è lavorare tra 20 - 30 MHz.

La tabella 1 riassume le specifiche di sistemi radar HF esistenti.

Tab. 1:- *range di lavoro e range di risoluzione in funzione della frequenza di trasmissione.*

Frequenza di lavoro	Range di lavoro	Banda di Frequenza	Range di risoluzione	Interferenze radio
6 MHz	200 km	20 kHz	7.5 km	molto alte
25 MHz	60 km	125 kHz	1.2 km	variabile
27 MHz	50 km	125 kHz	1.2 km	bassa
30 MHz	40 km	500 kHz	0.3 km	bassa
55 MHz	15 km	600 kHz	0.25 km	bassa

1.2. Misura delle correnti con Radar Costiero

Le misure di corrente superficiale, ottenibili con un tipico radar HF, sono deducibili dai seguenti parametri: la distanza del "target", la direzione calcolata come angolo rispetto ad un azimuth di riferimento e lo "shift Doppler" (Teague, 1997).

a) Misura della distanza

Singolo Impulso: il metodo più semplice per determinare la distanza è inviare un breve impulso di energia e misurare il tempo di ritardo t_{rec} con cui viene ricevuto l'eco di ritorno; x_{eco}= ½ ct_{rec} (c essendo la velocità della luce); la lunghezza dell'impulso di trasmissione t_p da l'ampiezza spaziale del range di cella indagata Δx_p = ½ ct_p. La semplicità di questo metodo presenta però uno svantaggio: l'impulso deve essere breve per ottenere una buona risoluzione spaziale e, di conseguenza, la potenza inedia è piccola, e ciò limita la distanza massima di copertura ottenibile. Ad esempio, con un impulso di 20μs, Δx_p = 3 km e la banda passante richiesta per inviare tale impulso è l/t_p=50 kHz. Poiché prima di ritrasmettere bisogna attendere l'eco di ritorno dalla distanza massima desiderata, spegnendo successivamente il ricevitore, la potenza media nell'intervallo è bassa e quindi diminuisce il rapporto segnale / rumore.

FMCW: invece di trasmettere brevi impulsi, il radar può inviare un segnale relativamente lungo in onda continua (CW), modulato in frequenza (FM). Se la frequenza di trasmissione è modulata linearmente ed usata come riferimento per il segnale ricevuto, un target ad una data distanza produrrà una differenza di frequenza costante, che dipende dalla distanza: più distante è il target, più alto è tale valore. Con l'analisi spettrale del segnale ricevuto, mediante FFT (Fast-Fourier Transform) si possono rilevare target a diverse distanze, in funzione della frequenza.

Tipicamente, la frequenza può partire, ad esempio, da 13 MHz e subire una variazione lineare fino a 13MHz + 50 kHz in Vi secondo. E ciò si ripete nel tempo.

Ritornando all'esempio precedente , dove per una distanza di 3 km il tempo di ritorno dell'eco è t_{rec} = 20(μ.s, con una variazione di 50 kHz. in ½ secondo, si ha una variazione di frequenza di 2 Hz nel tempo t_{rec}. Quindi ogni step di risoluzione di 3 km (cella) produce una variazione di frequenza di 2 Hz. Con 32 steps si raggiungono 96 km di distanza con un t_{rec} = 640μs e variazione di frequenza di 64 Hz. Concludendo, 32 celle per una distanza totale di 96 Km occupano una banda di frequenza 0-64 Hz.

Quindi, in ricezione, è sufficiente campionare a 128 Hz per risolvere la Δf; in questo modo l'hardware necessario risulta molto più semplice.

Dovendo spegnere il trasmettitore in attesa di ricevere il segnale dalla cella più distante, si avranno 640µs di trasmissione e 640µs di accensione ricevitore, minimizzando così la potenza in gioco. Con una variazione in frequenza di 150 kHz, ed una risoluzione di 1 km ($t_{,ec}$ = 20µs /3), la copertura, con 32 celle, risulterà di 32 Km e la larghezza dell'impulso risulterà di 640µs 73 = 213.33µs.

b) Misura della velocità

Misura Doppler: la misura dello "shift Doppler" per determinare la velocità di un target, viene effettuata ripetendo la misura della distanza, ad intervalli regolari di tempo, e provvedendo ad una analisi dei campioni ottenuti dall'eco di ogni cella durante ogni singola misura. Singole FFT processano i dati delle diverse celle e questi vengono accumulati ogni ½ secondo. Alla fine si ottiene una matrice nella quale, se non ci fosse alcun movimento di onde, l'eco di ogni cella risulterebbe sempre uguale. L'analisi spettrale fornisce lo "shift Doppler" con $\Delta f_{cr} = 2\Delta v_{rec}/\lambda$. dove λ è la lunghezza d'onda del radar. Più lunga è la serie di dati, migliore è la risoluzione.

Normalmente si usa una serie di 256 secondi e quindi 512 campioni che forniscono una risoluzione di Δf_{cr}, di 1/256 = 0.004 Hz. Per esempio, con una frequenza di 13 MHz la risoluzione della velocità della corrente risulta: $\Delta v_{cr} = \lambda \Delta f_{cr}/2$ e con $\lambda = 3\ 10^8 / 13\ 10^6$ = 23 m e Δf_{cr} = 0.004, Δv_{cr} = 4.6 cm/s.

c) Misura dell'angolo azimutale

A causa delle lunghezze d'onda interessate, il radar HF non muove fisicamente l'antenna per "vedere" in differenti direzioni; vengono invece usate tecniche diverse.

Direction finding: i segnali di due o più antenne riceventi sottoposte precedentemente ad una precisa calibrazione, collocate vicine, spesso in un unico palo di sostegno, sono confrontati sia in fase che in ampiezza, utilizzando particolari algoritmi matematici. Questo è fatto per ogni frequenza della banda. Vengono così separati gli echi provenienti da differenti direzioni. Il vantaggio principale è che le antenne sono spesso di dimensioni ridotte e comunque occupano un'area piccola.

Phase array: concettualmente il sistema più semplice di antenne è il sistema lineare di eguali elementi di antenna, spaziati non più di λ /2 , con la linea di disposizione delle antenne perpendicolari alla direzione centrale desiderata. La direzione dell'eco considerato è determinata aggiustando ampiezza e fase dei segnali di ogni elemento e sommandoli coerentemente. La risoluzione angolare che si può ottenere da una serie di antenne con ampiezza totale D è approssimativamente λ/D radianti. Per ottenere una risoluzione di circa 6° (0.1 radianti, essendo $x_{rad} = 2\pi\alpha/360$) è richiesta una lunghezza di 10λ,. In pratica può succedere di non avere una spiaggia sufficientemente lunga per ottenere questa risoluzione; in particolare, per frequenze dell'ordine di 10 MHz, sono necessari 300m di spiaggia libera. Con entrambe queste tecniche è importante conoscere perfettamente la risposta in ampiezza e fase delle antenne. Normalmente il piano di terra dell'antenna, la conduttività del terreno, i cavi, gli ostacoli, contribuiscono a modificare il "pattern" dell'antenna e quindi non è sufficiente utilizzare il suo modello teorico. Con un generatore di segnali (transponder), si misura il

pattern reale, determinando il rapporto in ampiezza e fase per ogni singola direzione del segnale ricevuto in antenna.

2. IL SISTEMA "SEA SONDE"

Nell'ambito del progetto finalizzato "Prisma 2", l'Istituto I.S.D.G.M. del C.N.R. di Venezia ha provveduto all'installa/ione di un sistema radar HF costiero ("Sea Sonde" prodotto dalla ditta CODAR L.t.d.) per l'individuazione di fronti termoalini, dedotti da misure di correnti marine superficiali. L'area di interesse è quella centrale del mare Adriatico, al largo del Monte Conero, nelle Marche.

2.1. Caratteristiche del Sistema Sea Sonde

"Sea Sonde" è un sistema radar HF che lavora ad una frequenza attorno ai 24.7 MHz. Esso è composto da due unità remote che misurano le componenti radiali delle correnti superficiali nell'area in esame, e da una unità centrale, collegata alle unità remote mediante la rete telefonica, che provvede alla composizione dei vettori della corrente superficiale e, quindi, alla produzione delle relative mappe. Le unità remote effettuano le seguenti misure:

a) Misura della distanza, con il metodo FMCW
b) Misura della velocità radiale, come misura shift Doppler
c) Misura dell'angolo azimutale, con il metodo "direction finding"

II massimo range raggiungibile è circa 45 km. La risoluzione è di 32 celle da 1.5 km (aumentabile fino a 500 m. a scapito della distanza).

Al termine dei processamenti di misura viene creata, per ogni sito, una mappa polare rappresentante la corrente superficiale in intensità e direzione. In Fig. 2 sono state sovrapposte le mappe polari relative ai due siti remoti. Il sistema remoto è sempre attivo: esso acquisisce 512 campioni in 256 secondi. I dati estratti vengono poi mediati con quelli ottenuti da altre 15 acquisizioni complete. Quindi, ad intervalli orari, il sistema rende disponibili i dati relativi alla mappa polare del sito, che vengono trasferiti all'unità centrale via modem.

2.2. Strumentazione

Nella scelta dei siti remoti, il primo requisito da considerare è la copertura di mare che si può ottenere. Le condizioni da rispettare, come precedentemente accennato, si riassumono nei seguenti punti:

- vicinanza al mare, perché l'attenuazione del segnale sulla terra è molto elevata
- assenza di ostacoli quali linee elettriche nella visuale delle antenne o semplicemente di recinti metallici in un raggio di almeno 50 m, per non distorcere profondamente il "pattern" dell'antenna ricevente che andrà, comunque, calibrata con il transponder;
- le due antenne (trasmittente e ricevente) devono distare tra loro almeno 2 lunghezze d'onda; oggetti metallici entro quest'area ne influenzano il funzionamento;
- la strumentazione deve essere alloggiata in ambiente climatizzato; la lunghezza dei cavi di collegamento tra strumentazione ed antenne non deve superare i 200 m, per non introdurre attenuazione nel segnale.

Nel caso specifico i siti scelti sono: Palazzina sul lungomare di Senigallia e Molo Nord del porto di Ancona. La distanza in linea d'aria tra Senigallia ed Ancona è di circa 20 km e l'area di copertura complessiva risulta essere circa 1000-1200 km^2.

La strumentazione di ogni unità remota è composta da: Computer PowerPC Macintosh 7200, modem per il collegamento telefonico, stabilizzatore di alimentazione, unità di trasmissione e di ricezione, antenne di trasmissione e di ricezione.

Nella stazione di Ancona le antenne Tx ed Rx si affacciano direttamente sul mare e distano tra loro circa 30m ; si trovano quindi in condizioni ideali, mentre a Senigallia, pur essendoci condizioni abbastanza buone, l'ambiente attorno alla palazzina è molto vario, e più difficile è stata la calibrazione dell'antenna Rx. Ogni antenna ricevente è costituita da tre antenne, fissate sullo stesso palo di sostegno: una è del tipo omnidirezionale a stilo in verticale, le altre due, a stilo in orizzontale del tipo "crossed loop", hanno i lobi orientati nella direzione della costa.

L'unità centrale può essere posta in qualunque luogo attrezzato con linea elettrica e telefonica. Nel nostro caso, dopo il breve periodo di installazione dei sistemi remoti che, per motivi di praticità, richiedevano la vicinanza del sistema centrale, dal giugno 97' l'unità è stata trasferita presso l'Istituto del C.N.R. a Venezia.

La strumentazione è composta da: Computer PowerPC Macintosh 7200, modem per il collegamento telefonico, stabilizzatore di alimentazione e stampanti. Il recupero dei files radiali dai siti remoti può avvenire in modo manuale od automatico.

2.3. Elaborazione dei dati

Sono stati sviluppati alcuni programmi per elaborare i dati dei vettori radiali; le figure 3 e 4 rappresentano i risultati delle elaborazioni.

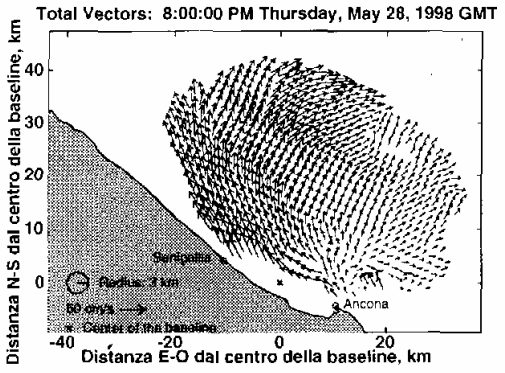


Fig. 3 - Mappa dei vettori della corrente superficiale

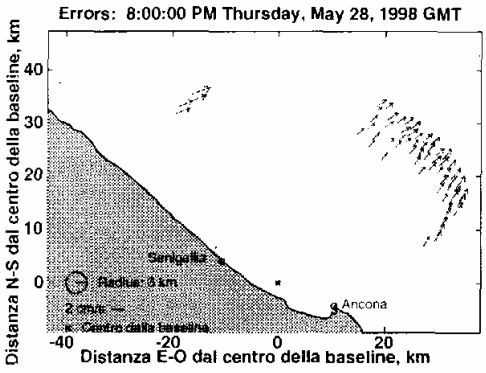


Fig. 4 - Mappa degli errori inferiori a 1 cm/s relativa alla mappa dei vettori di Fig. 3

In Fig. 3 si ha una mappa combinazione dei vettori radiali di Fig. 2, ovvero la mappa delle correnti superficiali. Da notare che nell'area di copertura dei due siti remoti i vettori radiali ricavati non sono sempre associabili al medesimo punto, quindi le celle nelle quali consideriamo suddivisa l'area totale forniranno un vettore combinazione dei vettori radiali, che è la media di più vettori, in funzione dell'ampiezza dell'area su cui si vuole mediare. Si può allora generare anche una mappa degli errori, con i valori dei

vettori il cui scarto quadratico medio risulta superiore ad un dato valore impostabile. A ciascun vettore di corrente è associato un errore, calcolato come descritto da Barrick (Lipa *et al.,* 1983) La mappa dei vettori di fig.4 fornisce una rappresentazione degli errori, che deve essere interpretata in questo modo:

a) l'errore sul vettore velocità è in valore assoluto, sia in direzione che in intensità;
b) si considerano solo errori, sulla velocità, superiori a 1 cm/s (o con soglie diverse);
c) l'errore sulla direzione viene rappresentato come deviazione, in gradi, rispetto al Nord; l'errore sull'intensità è proporzionale alla lunghezza del vettore errore.

Generalmente, sugli errori, si osserva quanto segue;

- l'area centrale è la meglio indagata dai due radar, con errori inferiori a 1 cm/s;
- errori superiori a 1 cm/s sono sistematici verso gli estremi dell'arca di copertura,
- dove minore è il numero di vettori radiali disponibili, per unità di area;
- l'errore sulla direzione sembra crescere spostandosi da sud verso il nord dell'area; ciò e compatibile con un'area di copertura non simmetrica tra i due radar.

3. VALIDAZIONE DEI DATI

Una prima validazione del sistema radar costiero "Sea Sonde" è stata fatta mediante confronto con misure *in situ,* rilevando sul luogo le posizioni di un drifter GDP/MINIMET al largo dell'area compresa tra Senigallia ed Ancona, nel periodo 22-25 Agosto 1997. Il drifter veniva rilasciato al mattino e recuperato alla sera, dopo averne rilevata la posizione ogni ora circa, mediante sistema GPS. Anche se lo scarso numero di dati (che non vengono qui riportati per motivi di spazio) non permette di fare un'analisi statistica, l'importanza di queste misure risiede nel fatto che esse consentono, in quanto misure orarie, di descrivere abbastanza bene la circolazione (oraria è infatti la valutazione media della corrente misurata dal sistema radar).

La figura 5 (a e b) mostra esempi di sovrapposizione del tracciato del drifter sulle mappe radar corrispondenti all'ora media, valutata sull'intero percorso giornaliero del drifter. La differenza massima riscontrata fra le velocità è di circa 29 cm/s, (con sottostima da parte del sistema radar) e lo scarto quadratico medio è di circa 17 cm/s. Le differenze maggiori si hanno per velocità del drifter molto basse o molto alte.

Per quanto riguarda la differenza fra le direzioni, bisogna fare alcune osservazioni: in corrispondenza di una corrente debole si hanno differenze superiori ai 100 gradi; in corrispondenza di zone con bruschi cambiamenti nella direzione, si hanno differenze fra i 60 e gli 80 gradi: ciò avviene in aree molto ristrette e caratterizzate da vortici antiorari locali (24/08/97). Quindi, escludendo questi casi particolari, le differenze nella direzione sembrano essere contenute entro i 10 gradi.

Al di là delle differenze numeriche fra le velocità, significative sono le concordanze fra il tracciato del drifter e la circolazione determinata dal radar nei seguenti tre casi:
23/08/97: il drifter ha un brusco cambiamento di direzione (di circa 10 gradi) in corrispondenza di una forte corrente diretta verso la costa (vedi fig.5a);
24/08/97: il drifter descrive una semirotazione antioraria, in corrispondenza di una circolazione antioraria vista dal radar (fig.5b);
25/08/97: il drifter non modifica la sua posizione in corrispondenza di un'area misurata dal radar come di totale assenza di corrente.

Le correnti superficiali misurate dal sistema "Sea Sonde" sono naturalmente affette da errore, in parte dovuto alla misura ed agli algoritmi di elaborazione del segnale radar ed in parte alla geometria del sistema (vedi interpretazione della mappa degli errori).

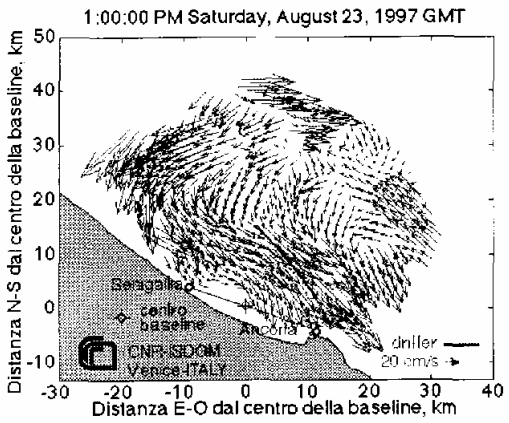


Fig. 5a - Sovrapposizione del tracciato del drifter del 23/8 su mappa radar dell'ora intermedia

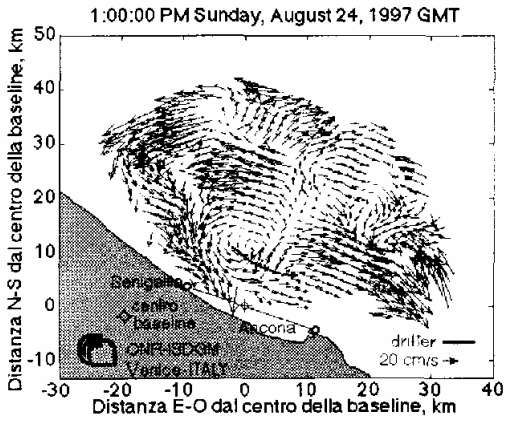


Fig. 5b - Sovrapposizione del tracciato del drifter del 24/8 su mappa radar dell'ora intermedia

L'errore si manifesta prevalentemente con la presenza, nella mappa delle correnti, di aree in cui si osserva una notevole divergenza dei vettori (con una differenza anche di 180° nella direzione), e con vettori di intensità spesso notevole, non giustificata, e non confrontabile con i vettori vicini.

Le caratteristiche sopra elencate si accentuano soprattutto in presenza di correnti e venti deboli. La necessità, quindi, di "ripulire" o correggere le mappe radar da vettori spuri e divergenze non realistiche costituisce il primo passo indispensabile per una corretta verifica dell'affidabilità del sistema radar. Tuttavia si è tentato lo stesso di effettuare una prima validazione utilizzando i dati così come sono stati forniti dal sistema. Il calcolo del vettore radar medio, per il confronto con il drifter, è stato fatto utilizzando i vettori primi vicini alla posizione media del drifter, in un'area di raggio 3Km, al fine di ridurre eventuali incongruenze. Tale area risulta però troppo ampia per risolvere al meglio eventuali caratteristiche cicloniche, anticicloniche, o frontali del campo di corrente, e l'errore può a volte essere ridotto oppure intensificato.

A ciò si aggiungono le differenze esistenti fra le diverse tecniche di misura (Barrick *et al.,* 1977) (Lipa *et al.,* 1983). Innanzitutto, la misura con i drifter è di tipo Lagrangiano, mediata solo su una linea retta, mentre la misura radar è di tipo Euleriano, mediata su un'arca di circa 3x3 Km (cella). Secondariamente, il radar osserva un cambiamento di velocità di fase dell'onda, dovuta a correnti comprese nei primi 50 cm circa dalla superficie media del mare, mentre il drifter, pur essendo progettato per risentire solo del trasporto dovuto alle correnti marine superficiali (e non degli effetti dovuti al vento e allo stato del mare), ha tuttavia una struttura che raggiunge il metro sotto il livello medio del mare e che determina una certa inerzia nel trasporto. Tutto ciò consente di interpretare, almeno in parte, le differenze maggiori osservate, per velocità molto alte o molto basse, fra le misure radar e del drifter. Divergenze fra le misure sono

anche da imputare a differenze fra la localizzazione geografica media del drifter e la localizzazione geografica attribuita alla velocità media del radar, ed a diversi intervalli temporali di riferimento delle due misure. Infine, di non minor importanza, è il fatto che questa validazione è stata condotta utilizzando un software di elaborazione del segnale radar adatto a mari con alti fondali. Dal 25 marzo 1998. è stato installato un nuovo software specifico per aree di mare con basso fondale (inferiore ai 100 m), quale è il nostro caso. Si renderà pertanto necessaria una nuova validazione del sistema.

4. CONCLUSIONI

Le correnti marine superficiali rivestono un ruolo importante sia nei processi costieri, sia nei processi di scambio tra acque di costa e acque di largo. La descrizione del campo di corrente superficiale è alquanto disagevole con la tradizionale strumentazione euleriana (ADCP, moorings. ecc.) mentre si può più facilmente ottenere con sistemi lagrangiani (drifters), anche se con bassa risoluzione spaziale.

La sperimentazione della tecnica radar è iniziata circa 25 anni fa, ma solo da pochi anni sono disponibili sistemi, anche commerciali, dotati di buona affidabilità e rivolti più all'utente che allo specialista. Essi permettono, rispetto alle tecniche tradizionali, di ottenere una buona risoluzione spaziale e lunghe serie di dati, a cadenza temporale oraria, consentendo quindi una analisi dei campi di corrente effettuata su molti cicli di marea, e l'individuazione di eventuali evoluzioni stagionali della circolazione costiera locale.

L'uso del sistema "Sea Sonde", infine, ha suggerito alcuni interessanti filoni di approfondimento scientifico su ulteriori possibilità del suo utilizzo, quali la ricostruzione del campo di onde dello specchio d'acqua e, soprattutto, il monitoraggio della corrente in zone nelle quali il fondale è particolarmente basso e, quindi, la corrente di superficie è fortemente influenzala dall'attrito con il fondo.

BIBLIOGRAFIA

Barrick D.E. 1986. The role of the gravity-wave dispersion relation in HF radar measurements of the sea surface. *Journal Oceanic Engineering,* vol OE-11 n.2.

Barrick D.E. *et al.* 1977. Ocean Surface Currents mapped by radar. *Science,* vol. 198.

Crombie D.D. 1955. Doppler Spectrum of sea echo al I 3.56 .Mc/s. .*Nature,* vol. 175.

G urge I K.W. 1998. Near-surface circulation in the Pomeranian Bay as measured by HF Radar. *Submitted to Oceanology.*

Gurgel K.W. *et al.* 1998. HF Radar Systems for wave and current measurement. *Oceanology*

Lipa B.J. & Barrick D.E. 1983. Least-Squares methods for the exlraction of surface currents from CODAR crossed-loop data, *,Jour. of Oceanic Eng.,* vol. OE 8, n.4.

Marmorino G.O. *et al.* 1999. An EOF analysis of HF Doppler radar current measurements of the Chesapeake Bay buoyant outflow. *Continental Shelf Research,* n. 19.

Paduan J.D. *&* Graber H.C. 1997. Introduction lo HF Radar, reality and myth. *Oceanography.* vol.2 n.10.

Teague C. 1997. HF Radar instruments. past to present. *Oceanography,* vol.2, n.10.

Atti Associazione Itallana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 11-20, ottobre 1999

FLUCTUATIONS OF BIOMASS OF SARDINES *(SARDINA PILCHARDUS,* WALB.) IN THE ADRIATIC SEA

Alberto SANTOJANNI, Enrico ARNERI, Andrea BELARDINELL1, Nando C1NGOLANI, Gianfranco GIANNETTI

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima (IRPEM - CNR)
Largo Fiera della Pesca, 60125 Ancona, Italy

ABSTRACT

Sardine *(Sardina pilchardus,* Walb.) is - together with anchovy *(Engraulis encrasicolus,* L.) - a very important commercial fish species in the Mediterranean Sea, and, in particular, in the Adriatic Sea. The mean value of the annual catch of sardine in the Adriatic Sea is over 50.000 tons, in the time period 1975-1996.

Since 1975, IRPEM is involved in research on sardine and anchovy abundance evaluation in the northern and central Adriatic Sea, by using population dynamic methods. In this paper, the biomass estimates obtained for the time interval 1975-1996 are discussed. These estimates were obtained using three different methods: Length Cohort Analysis (LCA), Virtual Population Analysis (VPA) and an "ad-hoc" modified version of the DeLury model with recruitment index.

A comparison among the biomass estimates derived from these methods, based on different assumptions and data input, is made. Values as. well as patterns of biomass over time are consistent. In particular, strong fluctuations of biomass as a function of time are always evident.

RIASSUNTO

Le sardine *(Sardina pilchardus,* Walb.) sono, insieme alle alici *(Engraulis encrasicolus,* L.), specie ittiche soggette a grande sfruttamento da parte della pesca nel mare Mediterraneo e, in particolare, nel mare Adriatico. Il valore medio della cattura annuale di sardine nel mare Adriatico è di circa 50.000 tonnellate, nel periodo 1975-1996.

L'IRPEM conduce dal 1975 una ricerca sulla valutazione della biomassa di sardine e allci nell'Adriatico settentrionale e centrale, mediante metodi di dinamica di popolazione. Nel presente lavoro vengono evidenziate le fluttuazioni della biomassa di sardine, sulla base della serie storica di dati dal 1975 al 1996.

Per ottenere le stime della biomassa di sardine sono stati utilizzati tre metodi che si basano su differenti assunzioni e che utilizzano differenti tipi di dati: Length Cohort Analysis (LCA), Virtual Population Analysis (VPA) e metodo di DeLury "ad-hoc". I valori e l'andamento della biomassa stimata mediante le suddette metodologie,

presentano nel corso degli anni una buona concordanza. Le fluttuazioni della biomassa sono sempre molto pronunciate anche su una scala temporale relativamente ristretta, ad esempio periodi di due/tre anni. La stima dell'abbondanza della risorsa in mare è massima nel periodo 1981-1985, con valori che hanno superato le 300.000 tonnellate, mentre le stime più basse sono state ottenute dopo il 1991, con un'abbondanza della risorsa al di sotto delle 100.000 tonnellate. Tale valore minimo è stato stimato anche in alcuni anni della seconda metà degli anni settanta, sulla base del modello di DeLury "ad-hoc". Le stime prodotte dalla LCA e dalla VPA nello stesso periodo di tempo non sono mai così basse, ma sono comunque decisamente inferiori al picco del periodo 1981-1985, analogamente a quanto osservato con il modello di DeLury "ad-hoc".

Le suddette fluttuazioni si verificano anche in condizioni di sforzo di pesca pressoché costante. Questo dato, combinato con quello relativo al comportamento della relazione stock-reclutamento, suggerisce una forte dipendenza dai fattori ambientali della mortalità nei primi stadi di vita, in linea con quanto si pensa in generale per gli stocks di piccoli pelagici.

l. INTRODUCTION

Sardine *(Sardina pilchardus,* Walb.) is - together with anchovy *(Engraulis encrasicolus,* L.) - the most important commercial species of the Adriatic Sea. Sardine catch, in 1992, in the Adriatic Sea was over 13 % of the Mediterranean sardine catch, and over 14 % of the total marine fishery catch in the Adriatic Sea (Stamatopoulos, 1995).

Stock assessments of sardine in the Adriatic Sea were performed on the basis of population dynamic methods by Alegría-Hernandez (1983 and 1984), Levi *et al.*. (1984 and 1985), Sinovcic (1986 and 1991). Assessments were also performed using other methods, such as echo surveys (Azzali, 1980) and egg and larvae surveys (Picchietti *el al.,* 1981 and 1984; Regner *et al.,* 1983).

Our research on stock assessment of sardine and anchovy in the northern and central Adriatic Sea has been carried out since 1975 (Arneri, 1996; Cingolani *el al.,* 1993, 1996a, 1996b, 1998a, 1998band 1998c; Santojanni *et al.,* submitted)

This paper deals with the estimate of sardine stock from 1975 to 1996. Analyses were performed to estimate sardine biomass in the sea, using Virtual Population Analysis (VPA), Length Cohort Analysis (LCA) and a modified "ad-hoc" version of the DeLury model with recruitment index.

Comparison among values of biomass as well as patterns over lime was made. In particular, fluctuations were pointed out.

2. MATERIALS E METHODS

2.1. Data

Data discussed in this paper are relative to the sardine stock in the northern and central Adriatic Sea and range from 1975 to 1996.

Monthly catches (i.e. landings) have been collected in the fishing ports for pelagic fish along italian coast (Trieste, Grado, Marano Lagunare, Caorle, Chioggia, Goro,

Porto Garibaldi, Cesenatico, Rimini, Cattolica, Fano, Ancona, S. Benedetto del Tronto, Giulianova, Vieste).

Catch data for ex-Yugoslavia have been derived from published sources (Morsko Ribarstvo, 1975-1996).

Effort data have been collected for vessels employed in the fishery of anchovy and sardine. Annual series of effort data were calculated taking into account the number of vessels, fishing days, potential fishing capability of single vessels, such as gear and engine power.

Standardisation of effort was performed following a procedure defined by Levi *et al.* (1985) and using the FPOW computer program (Abramson, 1971).

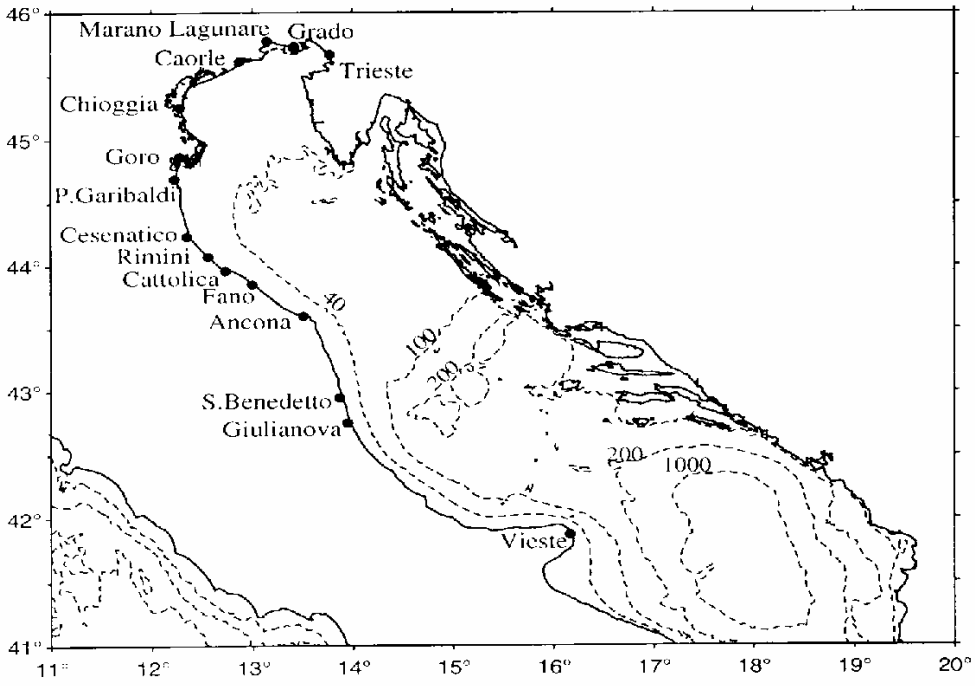


Fig. 1 - Geographic extent of the survey

Catch and effort data were utilized to calculate the time series of standardised catch-per-unit-effort (CPUE). The time series of CPUE calculated for Porto Garibaldi was used in this assessment because, in this port, the major amount of landed sardines is recorded. In addition, a large part of the catch was destined for meal reduction in the period 1977-1985. That implies a high Constant demand which could be associated to low discards.

This calculation of CPUE is based on an effort involving both anchovy and sardine. In our case, effort can be thought to be directed to sardine as well as anchovy (Cingolani *et al*., 1993).

Biological samples, required for length frequency, length-weight relationship, mean weight and recruitment index, have been collected in the major landing ports.

2.2. Methods: Length Cohort Analysis (LCA)

LCA is a method based on the distribution of the catch in length classes and

growth parameters (Jones, 1984). Il was previously utilized in stock assessments ('or sardine (Pertierra & Perrotta, 1993) and anchovy (Pertierra & Lleonart, 1996; Pertierra *et al.,* 1997) in the Mediterranean Sea. LCA is based on the steady state assumption, with the population being thought to be Constant over lime. Since steady state assumption may be not met, LCA was performed using average length distributions of the catch calculated for subsequent 3-year intervals (1975-1977, 1978-1980,.....,1994-1996).

The growth parameters were derived from a von Bertalanffy curve, reported by CGPM/GCFM (1980) for the sardine stock of the Northwestern Mediterranean Sea. The parameter values used were $L_\infty = 21$, $k = 0.35$, $t_0 = -2.42$. Length classes used in both LCA ranged from 9 to 21 centimetres, by step of cm 1.0. The 19, 20 and 21 centimetre classes were joined in a plusgroup. The value of the fishing mortality rate, F, in the last length class was assumed equal to 0.5. In LCA, natural mortality rate, M. is assumed constant as a function of length and lime. In our assessment, M was assumed equal to 0.50 on the basis of the estimate reported by Sinovcic (1984 and 1986) for the Adriatic Sea. It is worth noting that, for the Adriatic Sea, the same author also reported M = 0.30 (Sinovcic, 1991), whereas Alegría-Hernandez (1984) obtained a relatively high value, M = 0.74; Piccinetti *et al.* (1981) estimated M = 0.55, and Levi *et al.* (1984 and 1985) reported values of M ranging from 0.52 to 0.43, for the years since 1975 up to 1979 (0.32 for 1980).

LCA was performed using the software package V1T. developed by Lleonart & Salat (1992).

2.3. Methods: Virtual Population Analysis (VPA)

Virtual Population Analysis (VPA) is a common method in fishery stock assessment (Hilborn & Walters, 1992). Since it provides estimates of annual fish number in the sea, for each age class, an estimate of fishing mortality rate as a function of age and lime, $F_{age,year}$, is required. $F_{age,year}$ is estimated on the basis of the age distribution of annual catches. In our case, these distributions were derived from corresponding length distributions. At this aim, the von Bertalanffy equation was used riarranging terms in order to express age as a function of length. The parameter values were the same used for LCA. F value was assumed equal to 0.4 in the last age and in the last year (i.e. 1996), whereas in all the other years, F in the last age was calculated on the basis of relationship between F in the last age and in the last year and Porto Garibaldi effort (Cingolani *et al.*, 1998a and 1998c). AH the F values were tuned by the Laurec-Shepherd method. At this aim, CPUE values relative to each age class were used.

Natural mortality rate. M, is also required. This parameter is assumed Constant as a function of age and time: the same value (0.5) employed in LCA was taken into account.

VPA was performed using the software package MAFF-VPA, developed by Darby&Flatman (1994).

2.4. Methods: DeLury "ad-hoc" method

The DeLury "ad-hoc" method utilizes CPUE. which is an abundance index of the resource in the sea. We employed a modified "ad-hoc" version of the DeLury model with recruitment index, i.e. a depletion model used in fishery stock assessment (MRAG, 1992). The DeLury "ad-hoc" method does not utilize recruitment index and for this reason was preferred to the common version. In fact, a not sufficiently reliable estimate of recruitment index was available in some years.

The relationship between the individuals at the sea in the year t+l and previous year ones is given by:

$$N_{t+1}, = [(N_t + \lambda R_t) e^{-M/2} - C_t] e^{-M/2} \qquad (1)$$

where N(is the number of individuals at the beginning of the year t; Q is the number of individuals caught during the year t; $R_($ is the recruitment index during the year t; A, is the constant of proportionality between the recruitment index and the true annual recruitment; M is the natural mortality rate. On the basis of the DeLury "ad-hoc" method, the total number of fishes at the beginning of the year t , T_t , is obtained from the equation:

$$T_t = (N_t + \lambda R_t) = (CPUE_t / q + C_t / 2) e^{M/2} \qquad (2)$$

where q is the catchability coefficient. When the DeLury "ad-hoc" method is used Q , $CPUR_t$, M, and q are input data, whereas the fitting of the DeLury model gives the estimates of the catchability coefficient. In order to obtain an estimate of this parameter, it was assumed that the catchability coefficient for sardine, associated to a specific CPUE series, is equal to the corresponding coefficient for anchovy (Cingolani *et al.,* 1993). The catchability coefficient was then estimated using anchovy data from 1975 to 1996, i.e. q = 2.17E-5 (Cingolani *et al,* 1998a).

The natural mortality rate. M, was assumed equal to 0.5, such as for LCA and VPA.

3. RESULTS

LCA results are also reported in Figure 2. Biomass increases from 1975 (185.000 t) up lo 1982 (348.000 t, the maximum value). This increase is particularly sharp since 1980. Then, there is a small decline up to 1988 (303.000 t), whereas decline is strong in the time interval 1988-1991: biomass falls at 149.000 t. Decline is slower in the subsequent years and biomass reaches the minimum value in 1996 (85.000 t).

VPA results are reported in Figure 2. Biomass increases from 1975 (192.000 t) up to 1981 (313.000 t), and reaches the maximum value (332.000 t) in 1984. Then, it declines at 321.000 t in 1985 and 186.000 t in 1988 and reaches the minimum value (102.000 t) in 1992. Biomass is Constant in the time interval 1992-1995 and increases in 1996(148.0001).

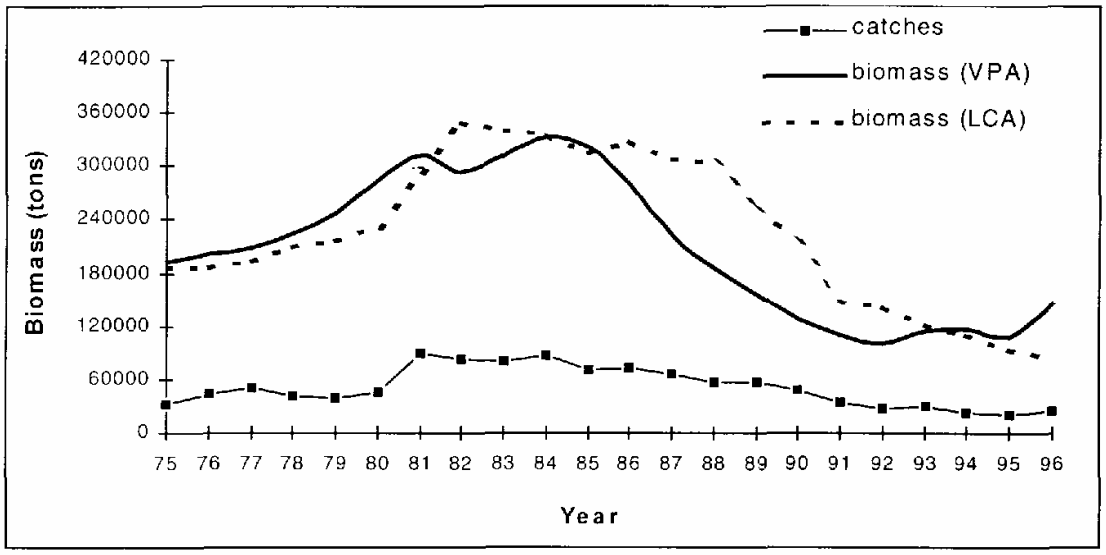


Fig. 2 - Total catches and biomass trends on the basis of LCA and VPA

DeLury "ad-hoc" results are reported in Figure 3. Biomass increases from 1975 (95.000 t, the minimum value) up to 1977 (237.000 t) and fall at 104.000 t in 1980 . Then, there is a strong increases in 1981: biomass is over 400.000 t, such as in the 1982 (i.e. the maximum values). After 1982, biomass decreases and is at 243.000 t in 1986 and 152.000 t in 1992. In the lime interval 1992-1996, biomass ranges from 131.000 t to 158.000 t.

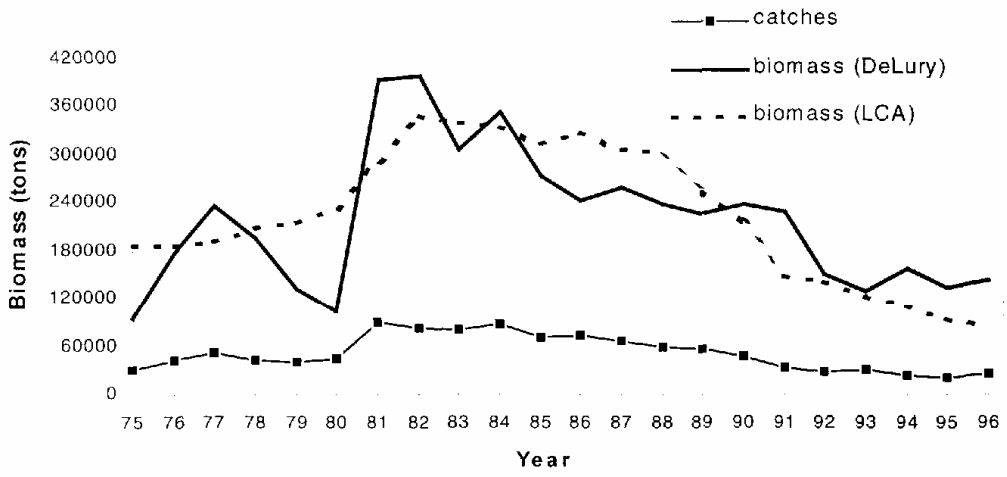


Fig. 3 - Total catches and biomass trends on the basis of DeLury "ad-hoc" method and LCA

4. DISCUSSION

VPA e LCA biomass patterns over time are quite similar. Fluctuations on a relatively small lime scale are evident (3-4-5 years). For example, biomass based on LCA decreases from 303.000 t to 149.000 t in the lime interval 1988-1991. These two biomass trends are also consistent with DeLury one, but in the latter case fluctuations happen also on a smaller time scale (1-2 years). An example is the increases in 1981 (over 400.000 t against 104.000 t in 1980).

Biomass fluctuations do not seem to be determined by fishery. In Figure 4, biomass estimated by VPA is displayed together with an index of fishing effort (Porto Garibaldi effort): a relationship between these two variables is not evident.

The stock dynamic of many fish species (in particular pelagic ones such as anchovy, sardines, herrings, etc.) is thought to be strongly influenced by environmental factors (Shepherd *et al,* 1984; Cushing, 1996). Environment determines food availability both in time and in space for those young larvae which have absorbed yolk sac and, as a consequence, finished own stored food resources. Hence, fluctuations of environmental factors cause variations in survival of these very young individuals.

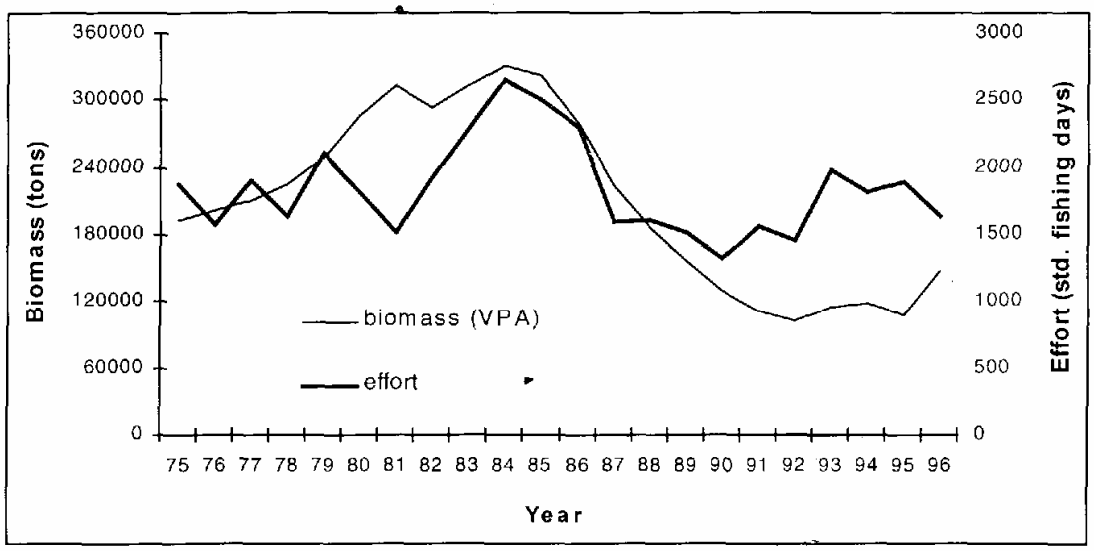


Fig. 4 - Biomass values estimated by VPA and fishing effort index (Porto Garibaldi effort)

The relationship between spawning stock biomass in the year n and recruits in the subsequent year, n+1, allows to outline interannual fluctuations of mortality in young individuals not yet belonging to the stock. This was obtained using VPA results and reported in Figure 5. Even if there 'is a trend in the distribution, data points shows a strong dispersion. That means a spawning biomass value may be associated to very different recruitment values. For example, in 1995 and 1996 spawning biomass shows the same value, but in 1996 the recruitment is double than in 1995. An analogous

example is represented by 1984 and 1987 data points. It is worth noting that in the time interval 1984-1987 both recruitment and total biomass decreased.

On the whole, the above mentioned interannual fluctuations of mortality in young stages are evident, as observed in the Adriatic anchovy stock (Santojanni et al., submitted).

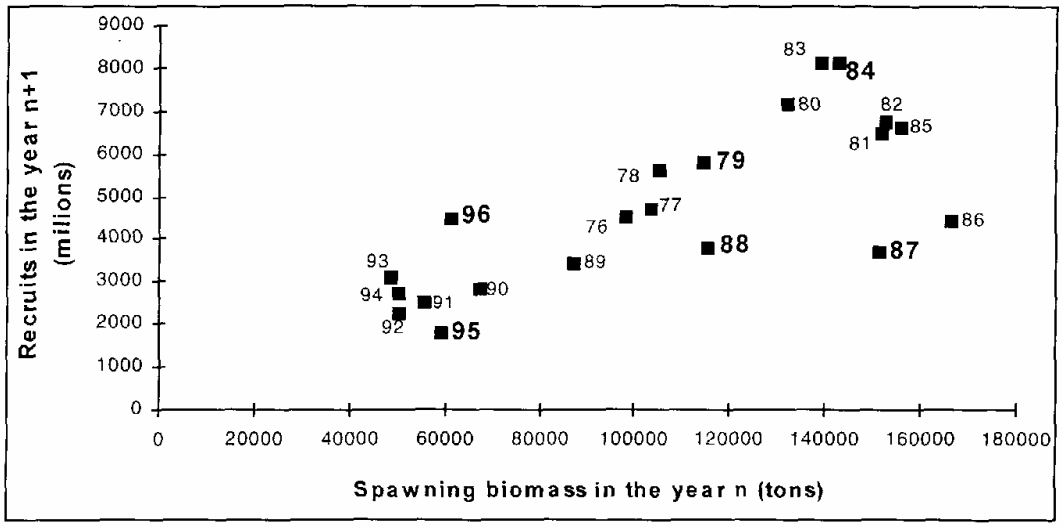


Fig. 5 - Stock-recruitment relationship on the basis of VPA estimates

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank Dr. G.P. Kirkwood of the Imperial College of London for helpful discussion, and the Direzione Generale della Pesca Marittima del Ministero per le Politiche Agricole, which partially funded this research.

REFERENCES

Abramson N.J. 1971. Computer programs for fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Pap.,* 101: 148 pp.

Alegría-Hernandez V. 1983. Assessment of pelagic fish abundance along the Eastern Adriatic coast with special regard to sardine *(Sardina pilchardux, Walb.)* population. *Acta Adriat.,* 24(1/2): 55-95.

Alegría-Hernandez V. 1984. Application of production model to the Eastern Adriatic sardine *(Sardina pilchardus,* Walb.) population. *FAO Fish. Rep.,* 290: 191-194.

Arneri E. 1996. Fisheries resources assessment and management in the Adriatic and Ionian Seas. FAO-GFCM 3rd Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterranean, Tunis 8-12 November 1994. *FAO Fish. Rep.,* 553(suppl.): 7-20.

Azzali M. 1980. Summary of the results of the research project «Evaluation of pelagic resources in Northern and Middle Adriatic using electroacoustic instruments» from 1975 to 1980. *FAO Fish. Rep.,* 239: 33-42.

CGPM/GFCM 1980. Stock assessment in the Balearic and Gulf of Lions statistical divisions, 1979. *FAO Fish. Rep.,* 227: 151 pp.

Cingolani N., Arneri E., Giannetti G., Santojanni A. & Belardinelli A. 1998a. Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. Rapporto per il Ministero per le Politiche Agricole, 137 pp

Cingolani N., Arneri E., Giannetti, G., Santojanni A. & Belardinelli A. 1998b. Assessment of anchovy and sardine stocks in the Adriatic Sea by means of population dynamics. *Biol. Mar. Medit.* 5(3): 321-330.

Cingolani N., Giannetti G. & Arneri E. 1996a. Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.,* 60(Supl. 2): 269-277.

Cingolani N., Giannetti G., Arneri E., Levi D. & Piersimoni A. 1993. Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. Rapporto per il Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali, 181 pp.

Cingolani N., Kirkwood G., Arneri E., Rousseau J., Belardinelli A., Giannetti G., Santojanni A. & Barry C. 1998c. Optimal allocation of effort in sampling for age and length from commercial fisheries. Final Project Report on European Community Funded Project EC XIV/95/33, 185 pp.

Cingolani N., Kirkwood G., Giannetti G., Arneri E. & Levi D. 1996b. Note on the stock assessment of *Engraulis encrasicolus* (L.) and *Sardina pilchardus* (Walb.) of the northern and central Adriatic sea. FAO-GFCM 3rd Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterranean, Tunis 8-12 November 1994. *FAO Fish. Rep.,* 553(suppl): 1-5.

Cushing D.H. 1996. Towards a science of recruitment in fish populations. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany, 175 pp.

Darby C.D. & Flatman S. 1994. Virtual Population Analysis: version 3.1 (Windows/Dos) user guide. Info. Tech. Ser. MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, (l):85pp.

Hilborn R. & Walters C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall. 570 pp.

Jones R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fish. Tech. Pap.,* 256: 118pp.

Levi D., Cingolani N., Giannetti G.F., Scorcelletti R., Peloni E. & Frontini N. 1984. Preliminary results on the assessment of two stocks of small pelagic fish in the north-central Adriatic Sea *(Sardina pilchardus,* Walb. and *Engraulis encrasicolus,* L.). *FAO Fish. Rep.,* 290: 195-198.

Levi D., Cingolani N., Giannetti G.F., Scorcelletti R., Peloni E. & Frontini N. 1985. Stock assessment *of Sardina pilchardus,* (Walb.) and *Engraulis encrasicolus,* (L). of the north Adriatic Sea: some preliminary results. *Quad. Ist. Ric. Pesca Maritima,* 4(1): 64 pp.

Lleonart J. 1992. Methods to analyse the dynamics of exploited marine populations: use and development of models. *Sci. Mar.,* 57(2-3): 261-267.

Lleonart J. & Salat J. 1992. VII Programa de Análisis de Pesquerías. *Inf. Tec. Sci. Mar.,* 168-169, ll6 pp.

Morsko Ribarstvo. Zagabria. 1975-1996.

MRAG 1992. Catch and effort data analysis. The CEDA package user manual. MRAG 27 Campden Street, London W8 7EP, UK, 90 pp.

Pertierra J.P. & Lleonart J. 1996. NW Mediterranean anchovy fisheries. *Sci. Mar.,* 60(Supl.2): 257-267.

Pertierra J.P., Lleonart J. & Lo N.C.H. 1997. Application of a stage-specific matrix model and length-cohort based analysis to assess the anchovy fishery in Catalan coastal waters (NW Mediterranean Sea). *Fish. Res.,* 30: 127-137.

Pertierra J.P. & Perrotta R. 1993. On the population dynamics of sardine, *Sardina pilchardus* Walbaum, 1792, from the Catalan Sea (northwestern Mediterranean). *Sci. Mar*, 57(2-3): 235-241.

Piccinetti C., Regner S. & Specchi M. 1981. Estimation préliminaire de la production maximale d'anchois et de sardine en Adriatique. *FAO Fish. Rep.,* 253: 155-158.

Piccinetti C. & Specchi M. 1984. Research and pelagic fishery in the Adriatic Sea: estimation of sardine and anchovy biomass by eggs and larvae survey. *Nova Thalassia,* 6 (suppl): 333-342.

Regner S., Piccinetti C. & Specchi M. 1983. Estimate of spawning biomass of sardine in the Northern and Central Adriatic from 1979 to 1982 by means of egg survey. *FAO Fish. Rep.,* 290: 223-232.

Santojanni A., Arneri E., Belardinelli A., Cingolani N. & Giannetti G. Small pelagic fish in the Adriatic: stocks fluctuations and environmental factors. Submitted to *Bollettino di Oceanologia Teorica ed Applicata.*

Shepherd J.G., Pope J.G. & Cousens R.D. 1984. Variations in fish stocks and hypotheses concerning their links with climate. *Rapp. P. -v. Réun. Cons. int. Explor.Mer.,* 185:255-267.

Sinovcic G. 1984. Summary of biological parameters of sardine *(Sardina pilchardus,* Walb.*)* from the Central Adriatic. *FAO Fish. Rep.,* 290: 147-148.

Sinovcic G. 1986. Estimation of growth, mortality, production and stock size of sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.), from the middle Adriatic. *Acta Adriat.,* 27(1-2): 67-74.

Sinovcic G. 1991. Stock size assessment of sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.) population from the central eastern Adriatic on the basis of VPA method. *Acta Adriat.,* 32(2): 869-884.

Stamatopoulos C. 1995. Trends in catches and landings. Mediterranean and Black Sea fisheries: 1972-1992. *FAO Fish. Circ.,* 855.4(suppl.): 55 pp.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 21-32, ottobre 1999

IMPORTANZA E DISTRIBUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DELLE FRAZIONI ORGANICHE DISCIOLTE DELL'AZOTO E FOSFORO NEL BACINO DEL NORD ADRIATICO

Stefano COZZI, Giulio CATALANO, Marina LIPIZER

CNR - Istituto Talassografico di Trieste

ABSTRACT

The effects of continental inputs and biological processes acting on dissolved inorganic (DIN and DIP) and organic (DON and DOP) nitrogen and phosphorus are discussed in the North-western Adriatic Sea. The allocthonous contributions of DIN are evidenced, particularly in winter, in the mixed layer (up to 18 µmol-N·dm^{-3}) while the other fractions of nitrogen and phosphorous show behaviours which depend more on the biological activity in the marine environment. The presented. data evidence the importance of DON and DOP which can constitute, in this basin, up to 93% and 96% of the available nitrogen and phosphorus, respectively. Moreover, the phosphorus deficiency, when compared to nitrogen, has been evidenced not only in the inorganic fraction (DIN/DIP ratios from 25 up to 3000) but also in the organic fraction (DON/DOP ratios from 50 up to 1500). At last, spatial and seasonal trends of these parameters suggest the uncoupling between these nutrients and indicate a faster recycling of phosphorus with respect to nitrogen through the biological compartments of the ecosystem.

RIASSUNTO

Nel presente lavoro vengono discussi, nella parte occidentale del bacino del nord Adriatico, gli effetti degli apporti continentali e dei processi biologici sulle frazioni inorganica (DIN e DIP) ed organica (DON e DOP) dell'azoto e fosforo disciolti. L'apporto alloctono del DIN è visibile in particolare in inverno nello strato superficiale diluito dalle acque continentali (fino a 18 µmol-N·dm^{-3}) mentre le altre frazioni hanno andamenti più correlati all'attività biologica *in situ.* I dati presentati sottolineano l'importanza del DON e DOP che possono costituire fino al 93% ed al 96% rispettivamente dell'azoto e fosforo disciolti disponibili nell'ambiente marino. In oltre, essi evidenziano, attraverso i rapporti di disponibilità, una carenza di fosforo in questo bacino non solo nella frazione inorganica (DIN/DIP da 25 a 3000) ma anche in quella organica (DON/DOP da 50 a 1500). Infine, le distribuzioni spaziali e stagionali osservate suggeriscono il disaccoppiamento tra questi elementi nutritivi ed un più veloce riciclo del fosforo rispetto all'azoto attraverso i diversi comparti biologici di questo ecosistema.

1. INTRODUZIONE

Il bacino del nord Adriatico, una delle aree più produttive del mare Mediterraneo, è stato spesso caratterizzato da ricorrenti crisi distrofiche quali la presenza di condizioni ipossiche nello strato di fondo (Marchetti *et al*, 1989; Justic, 1993) e la produzione di aggregati mucillaginosi (Relevante & Gilmartin, 1991; Vollenweider *et al*, 1992). Tra i diversi approcci alla valutazione di tali fenomeni, riveste particolare importanza quello dello studio della disponibilità e del destino dei maggiori nutrienti, come azoto e, soprattutto, fosforo. Tale disponibilità è regolata, su scala di bacino, dal trasporto dovuto alla circolazione delle masse d'acqua, dalla rigenerazione biologica e, nel caso del nord Adriatico, dagli apporti delle acque continentali, principalmente del fiume Po (Degobbis *et al.*, 1986; Degobbis & Gilmartin, 1990; Pettine *et al*, 1998). Questi ultimi, in particolare, oltre a favorire la produttività' delle zone costiere (Zoppini *el al.*, 1992), possono anche funzionare da fattori di stress verso entrambe le catene trofiche: quella autotrofa, basata su nutrienti inorganici e fitoplancton, e quella eterotrofa, basata sulla materia organica e batteri. Tra questi fattori di stress vi sono in primo luogo la variabilità e l'entità' degli apporti continentali ma anche lo squilibrio nel loro contenuto di azoto rispetto al fosforo (Degobbis, 1990; Vollenweider *et al*, 1992; Tommasino, 1996) rispetto a quello previsto dal rapporto di Redfield *et al* (1968) per la crescita del fitoplancton (C:N:P=106:16:1). Questo ultimo fattore, in particolare, secondo Myklestad (1977), Jenscn (1984) e Kaltenbock & Herndl (1992) favorisce il rilascio extracellulare da parte del fitoplancton di polisaccaridi che potrebbero concorrere alla formazione di aggregati mucillaginosi. Secondo Obernosterer & Herndl (1995), questa evenienza dipenderebbe anche dal verificarsi di una scarsità ambientale di fosforo (Chiaudiani & Vigni, 1982) rispetto al rapporto ottimale di assimilazione di C:N:P=45:9:1 richiesto dalla comunità batterica (Goldman *et al*, 1987) per una efficiente degradazione della materia organica.

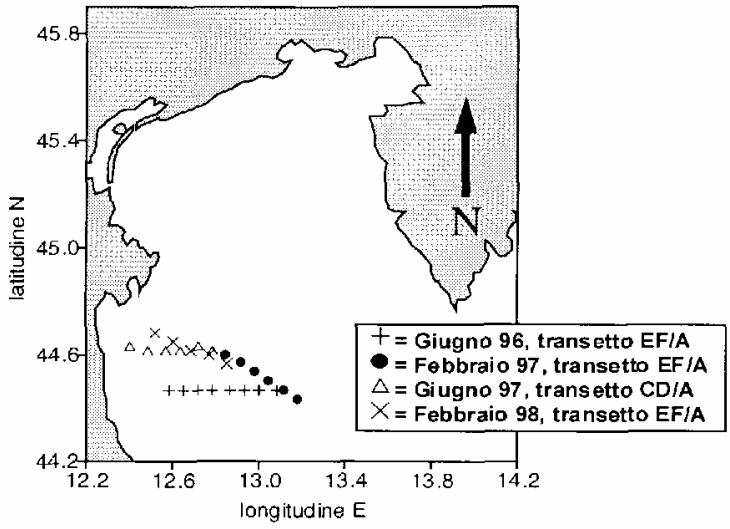


Fig. 1 – Stazioni di campionamento delle campagne "Cicli Biogeochimici" di PRISMA 2.

Nonostante l'importanza che in quest'ottica vengono ad assumere gli accumuli di materia organica disciolta, sono ancora relativamente poche le informazioni disponibili sulla dinamica temporale e spaziale delle concentrazioni dei nutrienti organici e sul loro effetto trofico nell'Adriatico Settentrionale. Il contributo che viene qui presentato intende, in particolare, mettere a confronto il peso delle forme organiche di azoto e fosforo disciolti (DON e DOP) rispetto a quelle inorganiche (DIN e DIP) nel determinare la consistenza dei pools di tali elementi. A tal fine nel presente lavoro sono riportate e discusse le rispettive variabilità stagionali, fra inverno ed estate, e quella spaziali, in quattro transetti costa-largo, dinanzi alla costa dell'Emilia-Romagna.

La zona studiata (Fig. 1) è situata a sud del delta del fiume Po e comprende il fronte alino originato dall'incontro tra le acque continentali e quelle mescolate su scala di bacino. I dati sono stati ottenuti durante le campagne "Cicli Biogeochimici" di PRISMA 2, svoltesi nel giugno 1996, febbraio 1997, giugno 1997 e febbraio 1998.

2. MATERIALI E METODI

Nelle 25 stazioni presentate in Fig. 1 sono stati raccolti dati di temperatura e salinità da sonda CTD e campioni d'acqua (alle quote corrispondenti al 100%, 30%, 12%, 4% e 1% della PAR) per l'analisi chimica dei nutrienti inorganici ed organici disciolti. Il campionamento è stato eseguito mediante un "rosette sampler" equipaggiato con bottiglie Niskin da 10 litri. Dopo filtrazione su filtri Whatmann GF/C premuffolati (4 ore, 450 °C), l'azoto inorganico disciolto (DIN = nitrato + nitrito + ammonio) ed il fosforo inorganico disciolto (DIP = fosfato reattivo) sono stati analizzati direttamente a bordo della n/o Urania mediante metodo spettrofotometrico (ALPKEM, 1992a; ALPKEM, 1992b). I campioni per l'analisi dell'azoto e fosforo totali disciolti (TDN e TDP rispettivamente) sono stati invece conservati congelati per la successiva analisi a terra. Questa è consistita nell'ossidazione delle frazioni organiche con il sistema UV+perossido di idrogeno (Walsh, 1989) e nella successiva analisi del TDP come fosfato reattivo e del TDN come nitrato + nitrito, con il medesimo metodo adottato per i nutrienti inorganici disciolti. I valori di DON e DOP sono stati ricavati sottraendo ai valori di TDN e TDP rispettivamente i valori di DIN e DIP. Nel presente lavoro tutti i valori di salinità sono stati riportati come valori adimensionali in accordo con l'adozione della scala pratica di salinità (UNESCO, 1981), mentre le concentrazioni dei nutrienti sono state espresse in $\mu mol \cdot dm^{-3}$.

3. RISULTATI

Nelle figure dalla 2 alla 5 viene riportato l'andamento delle concentrazioni di DIN, DON, DIP e DOP lungo i transetti presentati in Fig. 1, mentre la Fig. 6 illustra i rapporti di disponibilità DIN/DIP e DON/DOP nel febbraio 97 e giugno 96, considerati maggiormente rappresentativi delle due diverse situazioni stagionali. È noto che l'evoluzione spaziale e temporale di questi parametri viene influenzata sia da processi di tipo alloctono (advezione e mescolamento delle acque continentali) che autoctono (assimilazione e rigenerazione biologica nell'ambiente marino) che vengono qui distinti in base al confronto con l'andamento della salinità, scelta come indicatore degli apporti

delle acque fluviali. A tale scopo, come elemento di delimitazione della zona direttamente interessata dagli apporti fluviali, è stata scelta la posizione dell'aloclino lungo la colonna d'acqua, evidenziata, nelle figure dalla 2 alla 6, con un tratto continuo. Dai dati ottenuti, il massimo gradiente salino è risultato sempre collocarsi fra le salinità di 33,5 e 35,5, il campo di salinità attribuibile all'effetto degli apporti di acqua dolce (generalmente proprio dello strato superficiale) ha raggiunto valori minimi fino a 28,70, mentre quello attribuito all'acqua marina pre-esitente (generalmente tipico dell'acqua di fondo e di quella al largo) ha presentato valori massimi fino a 38,50.

3.1. Comportamento delle frazioni dell'azoto disciolto nel periodo tardo invernale

La Fig. 2 mostra una tipica distribuzione delle frazioni dell'azoto disciolto nell'area interessata dagli apporti del fiume Po durante il mese di febbraio. La presenza delle acque fluviali ricche di DIN (concentrazione media mensile del DIN nel fiume Po nel febbraio 98 pari a 212±27 µmol-N·dm^{-3}, ing. I. Graldi ARPA, Regione Emilia Romagna, Sede Provinciale di Ferrara, comunicazione personale) nello strato mescolato è evidenziata dalle elevate concentrazioni riscontrate in superficie (fino a 18 µmol-N·dm^{-3}) che decrescono verso il fondo (fino a 1 µmol-N·dm^{-3}) con un gradiente massimo pressoché coincidente con quella della salinità.

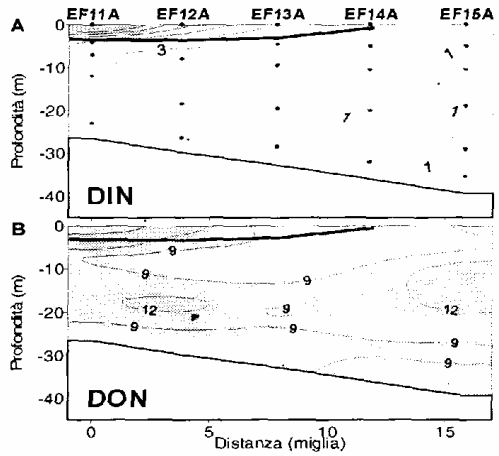


Fig. 2 – DIN (A) e DON (B) espressi in µmol-N·dm^{-3} durante la quarta campagna "Cicli Biogeochimici" di PRISMA 2, Febbraio 98, transetto EF/A.

In questa stagione il DON presenta una distribuzione più omogenea rispetto alla frazione inorganica lungo l'intera colonna d'acqua, con valori di concentrazione com- presi tra 6 a 14 µmol-N·dm^{-3}. La scarsa correlazione con l'aloclino è determinata dal minore apporto continentale di DON rispetto al DIN (il DON medio nel fiume Po nel biennio 1995-1996 è stato pari a 14,3 µmol-N·dm^{-3}, cioè solo il 7% dell'azoto totale disciolto nell'acqua di fiume, dott. Camusso IRSA Brugherio, comunicazione per- sonale) e dalla maggiore influenza dei processi biologici nel determinare l'entità del DON nell'ambiente marino. È importante notare come in questa situazione invernale, nonostante che la produzione di materia organica disciolta attraverso processi di

degradazione batterica del fotosintetato sia appena iniziata, la frazione organica già prevalga nettamente su quella inorganica tranne che nello strato di superficie, direttamente interessato dall'apporto di DIN delle acque dolci. Il DON costituisce infatti mediamente dal 53 al 79% del TDN nelle stazioni vicine alla costa per arrivare all'85 - 90% in quelle più lontane.

3.2. Comportamento delle frazioni del fosforo disciolto nel periodo tardo invernale

In Fig. 3 sono evidenziate le distribuzioni di concentrazione del DIP e DOP relativamente alle campagne oceanografiche del febbraio 1997 e 1998.

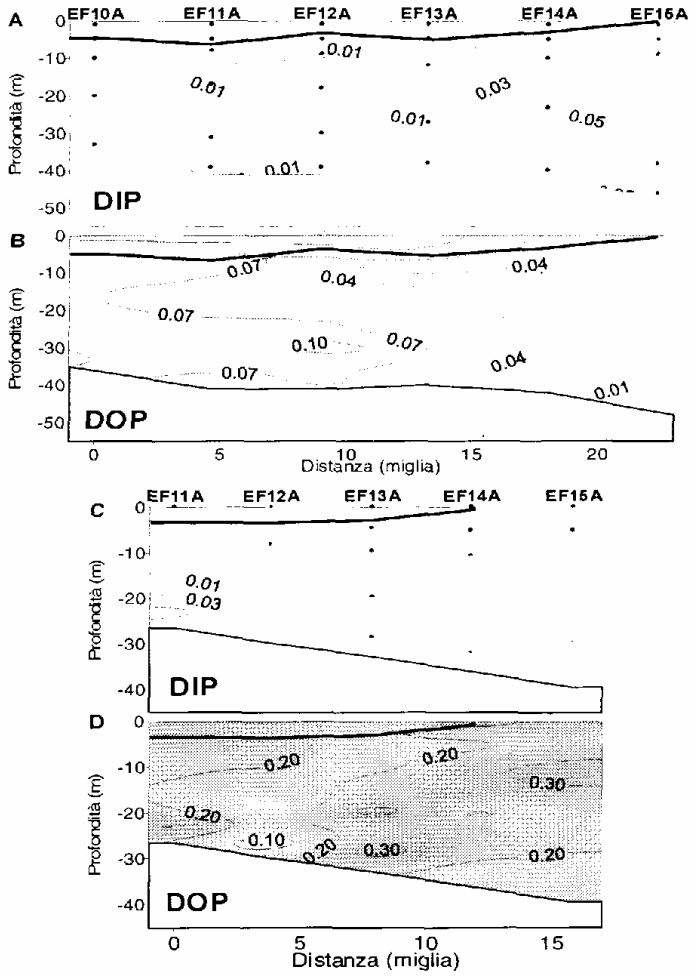


Fig. 3 – DIP e DOP espressi µmol-P·dm^{-3} durante le campagne "Cicli Biogeochimici" di PRISMA 2 del Febbraio 97, transetto EF/A (A, B) e febbraio 98, Transetto EF/A (C, D).

In entrambi i periodi, contrariamente al comportamento dell'azoto inorganico disciolto, la distribuzione del DIP non appare influenzata (valori sempre inferiori a 0,03 µmol-P·dm^{-3}) dagli apporti continentali evidenti nello strato al di sopra dell'aloclino

(Fig. 3A-C). Questo comportamento è imputabile, da una parte, al minore contenuto di DIP rispetto al DIN nelle acque fluviali (DIP medio mensile pari a 2,0±0,3 e 3,2±1,0 µmol-P-dm-^{3} nel fiume Po durante i due periodi considerati) e, dall'altra, soprattutto all'immediato utilizzo del fosforo nell'ambiente marino costiero. Si è calcolato che, nel febbraio 1998 in una zona antistante la foce del Po, in una fascia strettamente costiera larga 3,7 miglia, definita da un incremento di salinità da 1,16 a 33,20, il DIP apportato dall'acqua fluviale nello strato superficiale marino decresce del 98% (PRISMA 2, dati non pubblicati). Nei transetti considerati nel presente lavoro, le massime concentrazioni di DIP (fino a 0,05 µmol-P·dm^{-3}) si ritrovano, al contrario, nelle stazioni al largo non direttamente influenzate dall'apporto fluviale. Si deve pertanto ricondurre tale aumento più ad una attività di riciclo biologico dei nutrienti che ad un apporto alloctono.

Il DOP (Fig. 3B-D) costituisce, come nel caso dell'azoto, la frazione più consistente del fosforo disciolto nell'acqua di mare (concentrazioni comprese da 0,01 a 0,30 µmol-P·dm^{-3}) e mostra delle distribuzioni spaziali del tutto disaccoppiate da quelle delle acque diluite dall'apporto fluviale. L'intervallo di concentrazione osservato è comparabile a quello riscontrato nelle acque del fiume Po (DOP medio pari a 0,45 µmol-P·dm^{-3} nel biennio 1995-1996) ma è interessante notare che il peso della frazione organica sul TOP aumenta fortemente nell'ambiente marino rispetto a quello osservato nelle acque continentali. In queste ultime il DOP infatti rappresenta il 21% del TDP (biennio 1995-1996) mentre raggiunge valori compresi tra il 75 e 89% nelle stazioni più prossime alla costa, ed valori compresi tra il 56 e 96% in quelle più lontane. È inoltre importante notare come le distribuzioni di DIP e DOP siano complementari l'una rispetto all'altra: nel febbraio 97 (Fig. 3A-B) le variazioni spaziali delle concentrazioni, dalla stazione EF10A alla stazione EF15A, sono opposte: ad un aumento del DIP verso la zona più lontana dalla costa corrisponde una diminuzione del DOP, mentre nel febbraio 98 (Fig. 3C-D) si è notato il massimo spostamento del fosforo verso la frazione organica disciolta, con il relativo esaurimento di quella inorganica lungo quasi tutto il transetto.

3.3. Comportamento delle frazioni dell'azoto disciolto a fine primavera

Durante le campagne del giugno 96 e 97 si è osservata una forte variabilità interrannuale a carico delle frazioni inorganica ed organica nonostante che l'apporto continentale di DIN fosse simile in entrambi i periodi (portata media mensile del fiume Po pari a 783±29 m^{3}·s^{-1} e DIN pari a 126+35 µmol-N·dm^{-3} durante giugno 96, portata pari a 1035±76 m^{3}·s^{-1} e DIN pari a 125±26 µmol-N·dm^{-3} nel giugno 97).
Nella prima campagna estiva si osservano valori molto bassi del DIN (Fig. 4A) lungo quasi tutta la colonna d'acqua (concentrazioni inferiori a 0,25 µmol-N·dm^{-3}) nonostante l'advezione delle acque fluviali nello strato superficiale, mentre, come atteso, le maggiori concentrazioni sono state riscontrate in quello di fondo (DIN fino a 2 µmol-N·dm^{-3}). Tali osservazioni concordano perciò ad attribuire un maggior peso ai processi biologici, rispettivamente di assimilazione e rigenerazione, nel determinare la disponibilità di azoto inorganico nell'ecosistema. Durante il giugno 97 invece la distribuzione del DIN (Fig. 4C) è risultata simile a quelle invernali, caratterizzata da un gradiente maggiormente influenzato dalle fonti alloctone piuttosto che dai processi

biologici autoctoni (DIN compreso tra 3 a 10 µmol-N·dm^{-3} nello strato mescolato superiore e tra 1 a 5 µmol-N·dm^{-3} in quello al di sotto dell'aloclino).

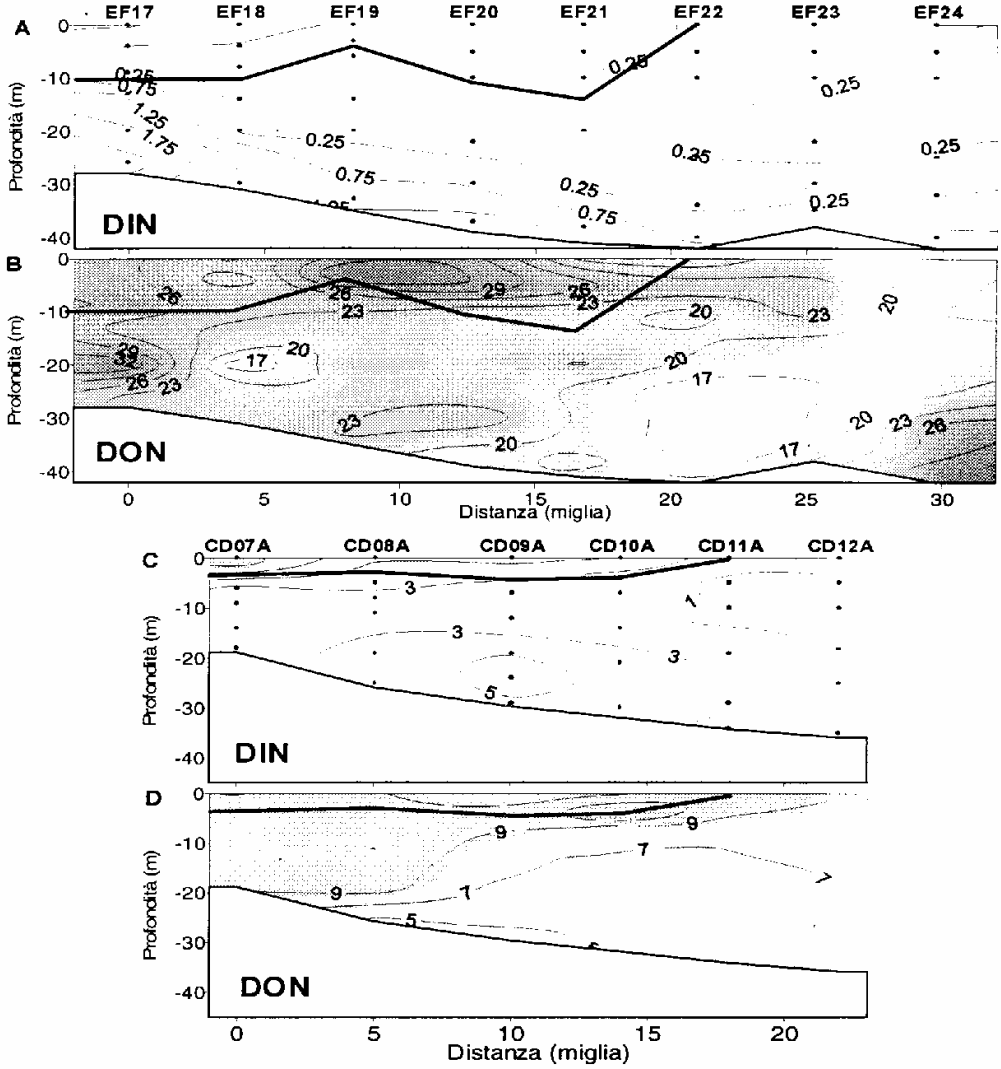


Fig. 4 - PRISMA 2 del giugno 96, Transetto EF/A (A, B) e giugno 97, Transetto CD/A (C, D).

Questa diversità interrannuale è visibile anche nel comportamento della frazione organica, per la quale si sono riscontrati valori estremamente elevati in entrambi gli strati durante la prima campagna estiva (Fig. 4B), non rilevati invece nel giugno 97 (Fig. 4D). Nel primo caso infatti le concentrazioni del DON hanno raggiunto valori compresi tra 18 a 35 µmol-N·dm^{-3}, mentre nel giugno 97 essi hanno oscillato tra 5 e 13 µmol-N·dm^{-3}.

Al di là di questa variabilità, i dati ottenuti sottolineano che la frazione organica del TDN rappresenta una parte importante dell'azoto disponibile nell'ambiente marino e che, in condizioni estive, caratterizzate dall'esaurimento dei nutrienti inorganici, essa può aumentare in modo generalizzato fino a costituire il 93% del TDN sia nelle stazioni più vicine che in quelle più lontane dalla costa italiana.

3.4. Comportamento delle frazioni del fosforo disciolto a fine primavera

L'andamento del DIP durante il giugno 96 (Fig. 5A) è caratterizzato da un gradiente di concentrazione non coincidente con il gradiente di diluizione. Pertanto la disponibilità del DIP risulta principalmente determinata dai processi di assimilazione e rigenerazione, con la zona più vicina alla costa (stazioni EF17 - EF21 in Fig. 5a) più ricca di DIP nell'intera colonna d'acqua (fino a 0,05 µmol-P·dm^{-3}) rispetto alla parte più esterna del transetto (stazioni EF21 - EF24, meno di 0,01 µmol-P·dm^{-3}).

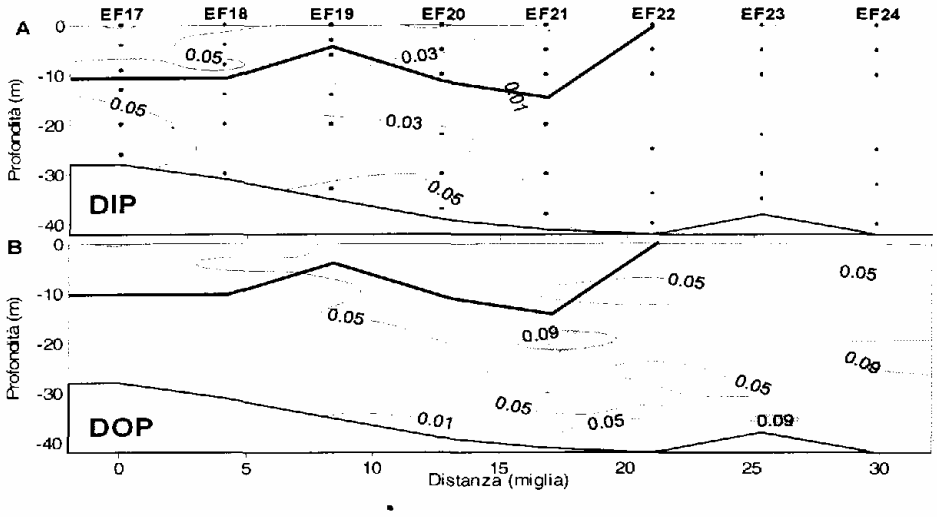


Fig. 5 – DIP (A) e DOP (B) espressi in µmol-P·dm^{-3} durante la prima campagna "Cicli Biogeochimici" di PRISMA 2 del Giugno 96, Transetto EF/A.

Il DOP (Fig. 5B), rappresenta anche in questo caso la frazione più importante del fosforo disponibile nell'ambiente marino (concentrazioni da 0,01 a 0,1 µmol-P·dm^{-3} pari al 66 e 87% del TDP rispettivamente nelle stazioni vicine e lontane dalla costa italiana) e mostra un distribuzione spaziale nettamente complementare a quella del DIP, caratterizzata da un incremento di concentrazione andando dalla zona costiera (stazione EF17) a quella più orientale del transetto (stazione EF24).

3.5. Confronto fra i rapporti di disponibilità azoto/fosforo

L'utilizzabilità biologica, nell'ambiente marino, di entrambe le frazioni, inorga nica ed organica, di questi nutrienti può essere ulteriormente discussa sulla base dei rapporti di concentrazione DIN/DIP e DON/DOP. Confrontando il loro andamenti (Fig. 6) con i rapporti N/P tipici dei maggiori organismi utilizzatori rispettivamente dei nutrienti inorganici e della materia organica disciolta, fitoplancton (N:P=16:1, Redfield *et al.*, 1968) e batteri (N:P=9:1, Goldman *et al.*, 1987), si può notare come l'ecosistema considerato presenti una carenza generalizzata di fosforo rispetto all'azoto (rapporti N/P compresi tra 25 e 3000) ed una significativa variabilità stagionale.
Durante l'inverno (Fig. 6A), il rapporto DIN/DIP mostra un gradiente (da 3000 nello strato mescolato a 100 in quello di fondo) correlato al contributo delle acque continentali. È interessante pero' notare come il disequilibrio tra l'azoto e fosforo

presente nelle acque del fiume Po (DIN/DIP pari a 105 nello stesso periodo) venga ad incrementarsi fortemente nell'ambiente marino costiero a causa del maggiore consumo biologico a cui è sottoposto il fosforo rispetto all'azoto. In questa stagione, anche la frazione organica disciolta (Fig. 6B) mostra una prevalenza dell'azoto rispetto al fosforo (DON/DOP compreso da 50 a 200) indicando il crearsi di un medesimo disequilibrio anche nel comparto organico che è stato già visto non dipendere direttamente dagli apporti alloctoni.

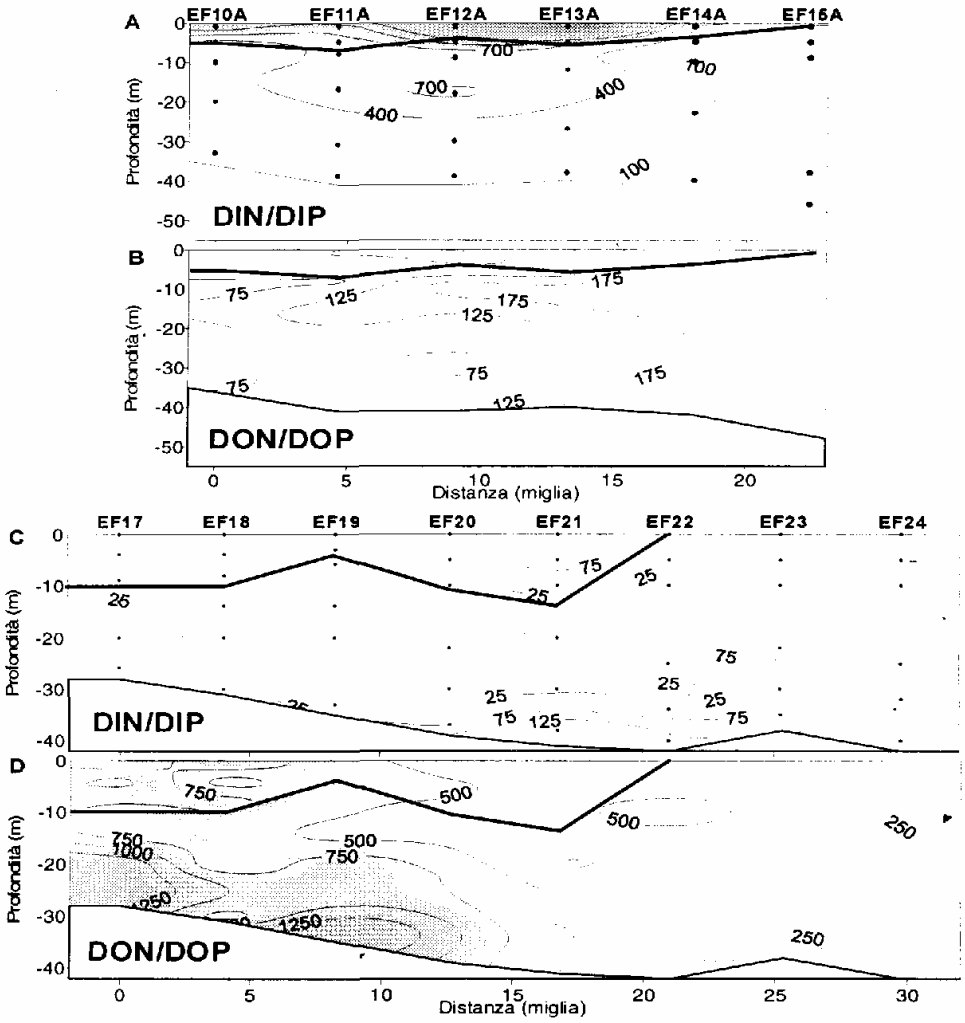


Fig. 6 – Rapporti di disponibilità DIN/DIP e DON/DON durante le campagne "Cicli Biogeochimici" di PRISMA 2 del Febbraio 97, Transetto EF/A (A, B) e giugno 96, Transetto EF/A (C, D).

Durante il giugno 96 (Fig. 6C-D), l'assimilazione del DIN da parte del fitoplancton riduce il rapporto DIN/DIP (25 in gran parte della colonna d'acqua) a valori inferiori a quelli osservati nel febbraio 97 e a quelli caratteristici delle acque del fiume Po (DlN/DIP=78 nel medesimo periodo). Questo comportamento può essere imputato ad una maggiore assimilazione netta del DIN rispetto al DIP nello strato mescolato rispetto a quello di fondo (valore del rapporto DBM/DIP fino a 125). In

accordo a questo disaccoppiamento tra i cicli biologici dei due nutrienti, il rapporto DON/DOP (Fig. 6D) diventa estremamente più elevato (da 200 a 1500) rispetto a quello invernale (Fig. 6B) a causa dell'accumulo di DON nell'ambiente marino non controbilanciato da un medesimo andamento del DOP. Si può pensare che il più veloce riciclo del fosforo rispetto all'azoto, attraverso i comparti del fitoplancton e batteri, abbia perciò trasferito il disequilibrio esistente tra questi due nutrienti dalla frazione inorganica a quella organica disciolta.

4. CONSIDERAZIONI FINALI

I dati presentati indicano che, in entrambi i periodi invernale ed estivo, le frazioni organiche disciolte dell'azoto e fosforo sono prevalenti nel determinare la concentrazione di questi elementi nel bacino. In tutte le stagioni considerate, DON e DOP infatti costituiscono dal 53% al 93% e dal 66% al 96% rispettivamente del TDN e TDP. L'apporto alloctono del DIN è visibile particolarmente in superficie ed in inverno (fino a 18 µmol-N-dm-^{3}), mentre le altre frazioni hanno andamenti più correlati all'attività biologica *in situ.* In particolare, per quanto riguarda il fosforo, il forte consumo del DIP già a poca distanza dalla foce del Po (98% entro 3,7 miglia), la mancanza di correlazione tra gli andamenti del DIP e DOP con la salinità e la complementarità dei gradienti spaziali di variazione di queste due frazioni (Fig. 3 e 5) depongono, in generale, per una carenza di fosforo disciolto ed, in particolare, fanno divenire lo stock di DOP la principale fonte di fosforo, utilizzabile attraverso la rigenerazione batterica.

Nel caso del giugno 96, in particolare, ad un forte consumo biologico del DIN ed ad un'elevata produzione di DON non ha corrisposto un medesimo andamento delle frazioni del DIP e DOP. Il verificarsi di tale sbilancio si può considerare come un risultato del disaccoppiamento fra i cicli dell'azoto e del fosforo e una indiretta conferma di un più veloce riciclo del DOP rispetto al DON attraverso il comparto microbico.

A causa della carenza generalizzata di fosforo, il disequilibrio tra il DIN ed il DIP tipico dell'apporto del fiume Po (valori da 78 a 105) viene ulteriormente accresciuto nell'ambiente costiero (valori fino a 3000) e trasferito, tramite l'attività biologica, anche alla frazione organica disciolta (DON/DOP compreso tra 50 e 1500) con uno sfasamento temporale che è in relazione con la successione tra produzione fitoplanctonica e batterica (Lipizer *et al,* 1997).

Infine, dai dati presentati, si deduce la necessità di tenere in considerazione, nella valutazione degli stock di azoto e fosforo, anche delle rispettive frazioni organiche disciolte e che ulteriori conoscenze dovranno essere acquisite a questo riguardo per una più completa conoscenza delle relazioni fra disponibilità di nutrienti e risposte trofiche del bacino nord Adriatico.

RINGRAZIAMENTI

Grazie alla dott. M. Camusso del IRSA di Brugherio ed al ing. I. Graldi del ARPA, Regione Emilia Romagna, Sede Provinciale di Ferrara peri dati di azoto e fosforo organici ed inorganici disciolti relativi al fiume Po.

BIBLIOGRAFIA

ALPKEM. 1992a. Nitrate plus Nitrite in seawater. In: The Flow Solution Methodology Alpkem (ed), Doc. No. 000630, 8/92 Rev. B. Wilsonville, Oregon, USA, 19 pp.

ALPKEM. 1992b. Orthophosphate in seawater. In: The Flow Solution Methodology Alpkem (ed), Doc. No. 000626, 4/92 Rev. A. Wilsonville, Oregon, USA, 16 pp.

Chiaudiani G. & Vighi M. 1982. Multistep approach to identification of limiting nutrients in Northern Adriatic eutrophied coastal waters. *Water research,* 16: 1161-1166.

Degobbis D. 1990. A stoichiometric model of nutrient cycling in the Northern Adriatic Sea and its relation to regeneration processes. *Mar. Chem.,* 29: 235-253.

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

Degobbis D., Gilmartin M. & Relevante N. 1986. An annoted nitrogen budget calculation for the Northern Adriatic Sea. *Mar. Chem.,* 20: 159-177.

Goldman J.C., Caron D.A. & Dennet M.R. 1987. Regulation of growth efficiency and ammonium regeneration in bacteria by substrate C:N ratio. *Limnol. Oceanogr.,* 32(6): 1239-1252.

Jensen A. 1984. Excretion of Organic Carbon as Fuction of Nutrient Stress. In: Marine Phytoplankton and Productivity (Holm-Hansen, Bolis & Giles Eds.). Springer-Verlag: 61-72.

Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E. & Wiseman W.J. 1993. Seasonal coupling between riverborne nutrients, net productivity and hypoxia. *Mar. Pollut. Bull.,* 26(4): 184-189.

Kaltenböck E. & Herndl G.J. 1992. Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. IV. Dissolved nutrients and the autotrophic community associated with marine snow. *Marine Ecol. Progr. Ser.,* 87: 147-159.

Lipizer M., Cozzi S. & Catalano G. 1997. Accumulation of DON and DOP and "new" production in the Northern Adriatic Sea. Atti Workshop "Integrated Marine System Analysis", Bruxelles 29-31 maggio 1997: 85-95.

Marchetti R., Provini A. & Crosa G. 1989. Nutrient load carried by the river Po into the Adriatic Sea. 1968-1987. *Mar. Pollut. Bull.,* 20: 168-172.

Myklestad S. 1977. Production of Carbohydrates by Marine Planktonic Diatoms. II. Influence of the N/P ratio in the Growth Medium on the Assimilation Ratio, Growth Rate, and Production of Cellular and Extracellular Carbohydrates by Chaetoceros affinis var. Willei (Gran.) Husted and Skeletonema costatum (Grev.) Cleve. *J. Exp. Mar., Biol. Ecol.,* 29: 161-179.

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

Pettine M., Patrolecco L., Camusso M. & Crescenzio S. 1998. Transport of carbon and nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the Po River. *Estuarine, Coastal and Shel Science,* 46: 127-142.

Redfield A.C., Ketchum B. & Richards F. 1963. The influence of organims on the composition of seawater. In: The Sea (Hill Ed.). Interrscience, New York: 26-77.

Relevante N.& Gilmartin M. 1991. The phytoplakton composition and population enrichment in gelatinous "macroaggregates" in the Northern Adriatic during the summer of 1989. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol,* 146: 217-233.

Tommasino M.G. 1996. Is it feasible to predict "slime blooms" or "mucillage" in the Northern Adriatic Sea? *Ecological Modelling,* 84: 189-198.

UNESCO. 1981. Background papers and supporting data on Practical Salinity Scale 1978. *Technical Papers in Marine Science,* 37, 144 pp.

Vollenweider R.A., Marchetti R. & Viviani R. 1992. Marine coastal eutrophication, Adriatic Papers, Elsevier Ed. Amsterdam-London-New York-Tokio, 21-598 pp.

Walsh T.W. 1989. Total dissolved nitrogen in seawater: A new-high-temperature combustion method and a comparison with Photo-oxidation. *Mar. Chem.,* 26: 296-311.

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

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 33-44, ottobre 1999

ATTIVITÀ' PROTEASICA E RESPIRATORIA MICROBICA IN DUE AREE DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

Renata ZACCONE, Rosabruna LA FERLA, Gabriella CARUSO, Maurizio AZZARO

Istituto Sperimentale Talassografico, C.N.R.- Messina

ABSTRACT

Spatio-temporal variations of both proteolytic and respiratory activities, microbial processes involved in the degradation of the organic matter, were studied in two different areas of the Northern Adriatic Sea (A area, located in front of the Po delta, and B area, near Ancona) within the CNR-MURST Prisma 2 project «Biogeochemical cycles». Enzymatic activity levels showed mostly a coast-offshore gradient and appear to be strongly affected by salinity values throughout the studied period, rising in the presence of diluted waters, whereas temperature affects positively the activities only in warm periods.

The study showed the presence of high variability between the two areas and, within each area, along the water column, between upper and bottom layers. Interannual variations occurred also during the sampling periods. The observed changes in the microbial activities are not always related to bacterial density.

RIASSUNTO

In due aree dell'Adriatico settentrionale (area A, situata davanti alla foce del Po, ed area B, vicino Ancona) sono state studiate le variazioni spazio-temporali delle attività proteolitica e respiratoria microbiche, coinvolte nei processi di degradazione della sostanza organica (Progetto CNR-MURST Prisma 2, sottoprogetto «Cicli biogeochimici»). I livelli di attività enzimatica mostravano un gradiente costa-largo ed apparivano fortemente influenzati dai valori di salinità durante tutto il periodo studiato, aumentando in presenza di acque diluite, mentre la temperatura influenzava positivamente le attività solo nei periodi caldi.

Il presente studio dimostra la presenza di un'alta variabilità tra le due aree e, entro ciascuna di esse, lungo la colonna d'acqua, fra gli strati superficiale e profondo. Variazioni interannuali sono state inoltre osservate durante i due anni di studio. I cambiamenti nelle attività microbiche non sempre risultano correlati alle variazioni nella densità batterica.

1. INTRODUZIONE

Lo studio dei processi biologici coinvolti nei cicli biogeochimici costituisce l'obiettivo principale delle più recenti ricerche condotte nel settore dell'ecologia micro-

bica. In particolare il bacino dell'Adriatico settentrionale è stato oggetto di numerosi studi circa le possibili relazioni fra le caratteristiche idrologiche e la disponibilità e il destino dei diversi pools di nutrienti e di sostanza organica presenti in questo ecosistema (Artegiani *et al.,* 1997). Tuttavia poco è ancora noto sul contributo dell'attività microbica nei processi di degradazione dei polimeri organici (Karner & Herndl, 1992). Secondo Azam *et al.* (1998), i batteri eterotrofi modificherebbero continuamente la struttura e l'aggregazione di una matrice organica simile a gel costituita da polimeri e colloidi definita «the oceanic dark matter» in cui i microrganismi creano «hot spot» di abbondanza e di attività. Essi agiscono quindi in modi diversi, idrolizzando il muco, liberando DOM, solubilizzando neve marina, liberando ioni ferro e metalli, nonché fosforo.

La decomposizione microbica dei polimeri organici mediante la produzione di enzimi costituisce la prima tappa mediante la quale i composti organici diventano facilmente utilizzabili per il metabolismo microbico e il successivo trasferimento di carbonio all'interno del «microbial loop»; di contro l'ossidazione della sostanza organica, attraverso la catena respiratoria, chiude il ciclo biogeochimico degli elementi.

Le indagini precedenti svolte nell'ambito del programma di ricerca PRISMA hanno evidenziato come nella comunità batterica siano presenti variazioni nella struttura (biovolume, morfologia e composizione in specie) e nell'attività piuttosto che nell'abbondanza (Zaccone & Caruso, 1997; La Ferla *et al.,* 1998a; Puddu *et al.,* 1998).

Tali ricerche hanno dimostrato anche come l'attività fondamentale dei batteri eterotrofi sia l'idrolisi dei composti proteici; l'enzima aminopeptidasi sembra essere un enzima costitutivo e quindi rappresentativo di un attività microbica generalizzata sulla componente proteica; esso è presente in più del 70% della comunità batterica (Zaccone *et al*, 1998).

Lo scopo della nostra indagine, condotta nell'ambito del Progetto Prisma 2 su due aree caratterizzate da diverso carico trofico, è stato quello di valutare la variabilità spazio temporale sui tassi di attività proteasica e respiratoria del microplancton.

2. MATERIALI E METODI

Durante 4 campagne oceanografiche dal giugno 96 al febbraio 98, in accordo con altre UU.OO. del sottoprogetto «Cicli biogeochimici» sono stati prelevati 236 campioni d'acqua a varie profondità, mediante multicampionatore rosette General Oceanics equipaggiato con bottiglie Niskin da 10 litri e interfacciato ad un CTD Seabird, in due aree poste rispettivamente in una zona influenzata dalla foce del Po (Area A) e in una zona più a Sud perpendicolare a Senigallia-Ancona (Area B) (Fig. 1).

Il saggio enzimatico per l'attività aminopeptidasica è stato condotto secondo il metodo di Hoppe (1983), mediante l'uso del substrato fluorogenico *L-leucine 7-amido-4-methyl coumarin* (Sigma) (Zaccone & Caruso, 1996). L'attività respiratoria è stata valutata secondo il metodo di Packard (1971) come riportato da La Ferla *et al.* (1996) e La Feria *et al* (1998b).

La densità dei batteri eterotrofi vitali è stata stimata sul terreno Marine Agar 2216 (Difco), mediante «spread plate» e incubazione a 22° C per 7 gg (Zaccone *et al.,* 1998).

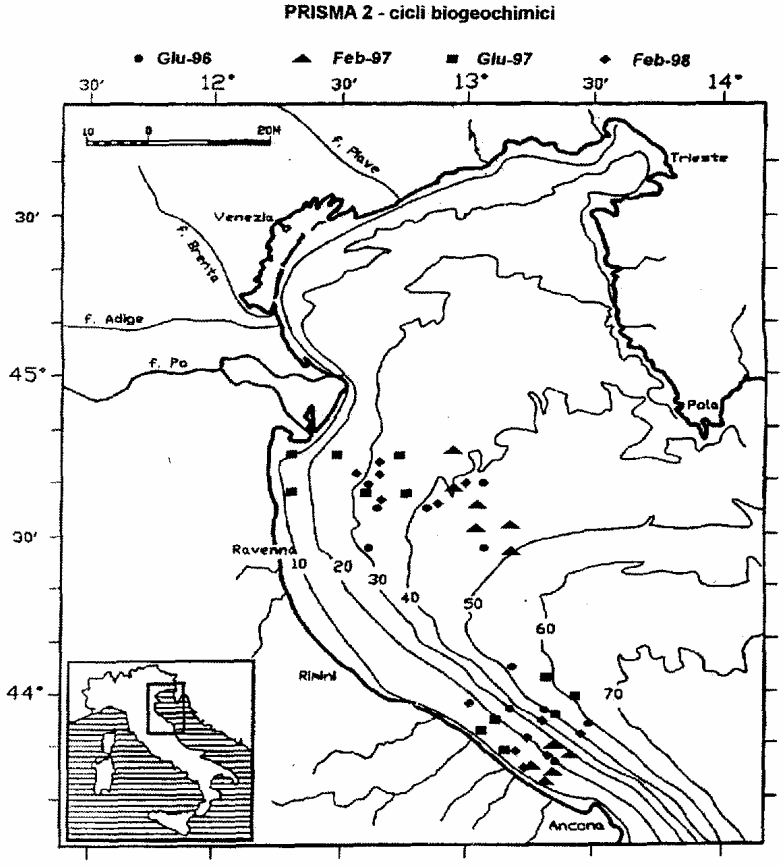


Fig. 1 - Stazioni di campionamento nelle due aree (area A, di fronte la foce del Po; area B, vicino Ancona).

3. RISULTATI

3.1. Area A

L'attività aminopeptidasica (EEA) presenta in generale una differente distribuzione tra le stazioni costiere e di largo. In giugno 1996 si osservano i valori massimi nelle stazioni costiere (max 44.25 µg C/l/h alla st. 17) e valori via via decrescenti andando verso le stazioni più lontane dalla costa (Fig.2). Lungo la colonna d'acqua delle stazioni costiere e centrali possiamo osservare picchi superficiali e sub-superficiali di attività e minimi al fondo. Più omogenea sembra la colonna d'acqua nelle stazioni più lontane da costa (Fig. 2). L'influenza degli apporti costieri sui livelli di attività si evidenzia anche nella campagna di Febbraio 97, con valori più elevati nella stazione 16A (salinità tra 34.53 - 37.59) lungo tutta la colonna con un picco nel campione di fondo (37.59 µg C/l/h) che rappresenta il massimo riscontrato. Le stazioni centrali 13A e

18B mostrano livelli di attività più elevati nello strato superficiale in corrispondenza di bassa salinità (<33); l'attività diminuisce negli strati sottostanti con lieve incremento al fondo. I minimi di attività sono stati riscontrati nelle stazioni di largo.

L'attività proteolitica in giugno 97 presenta i massimi in superficie con valori di 47.09 e di 59.45 µg C/l/h nelle stazioni costiere 1A e 7B rispettivamente. In tutte le stazioni i tassi di idrolisi diminuiscono bruscamente dallo strato superficiale o sub superficiale verso la colonna d'acqua sottostante.

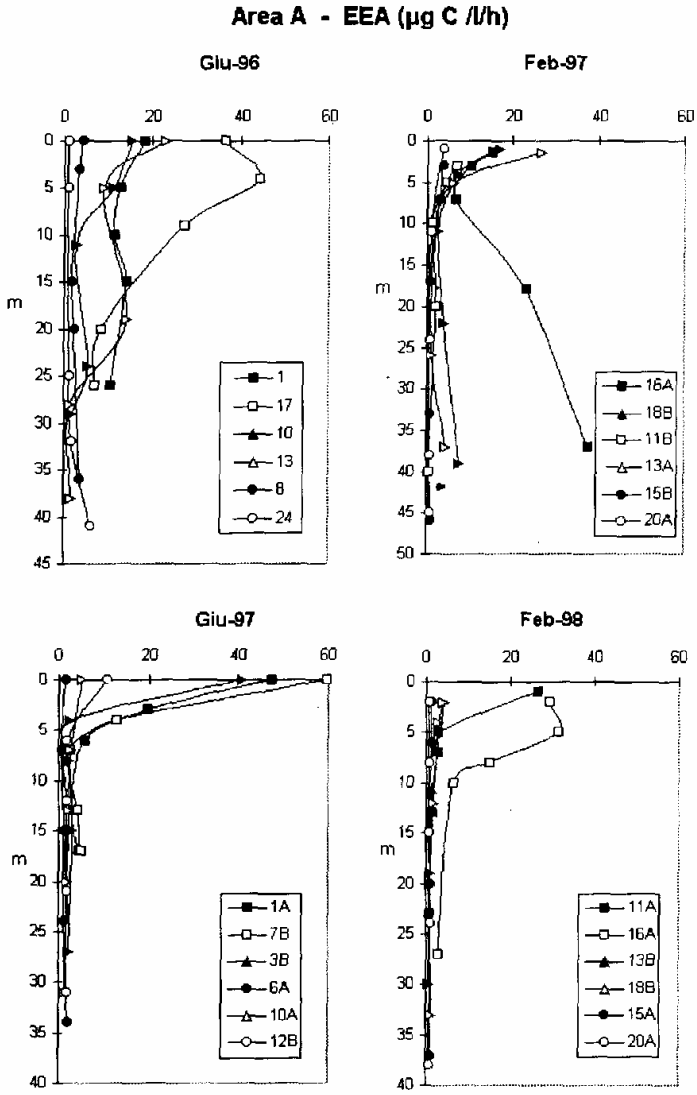


Fig. 2 - Distribuzione verticale dell'attività aminopeptidasica (EEA) durante le quattro campagne di prelievo; □ stazioni costiere, Δ intermedie, O di largo.

In febbraio 98 i valori di attività proteasica risultano compresi tra 0.51 e 31.08 µg C/l/h. L'effetto dell'influenza del Po si verifica nella stazioni costiere 11A e 16 A dove sono presenti acque dolci in superficie (salinità 31.43) e in cui si osserva un confinamento dell'attività proteasica microbica nello strato superficiale e sub- superficiale. I livelli di attività si mantengono su valori ridotti (inferiori a 4µg C/l/h) nelle altre stazioni.

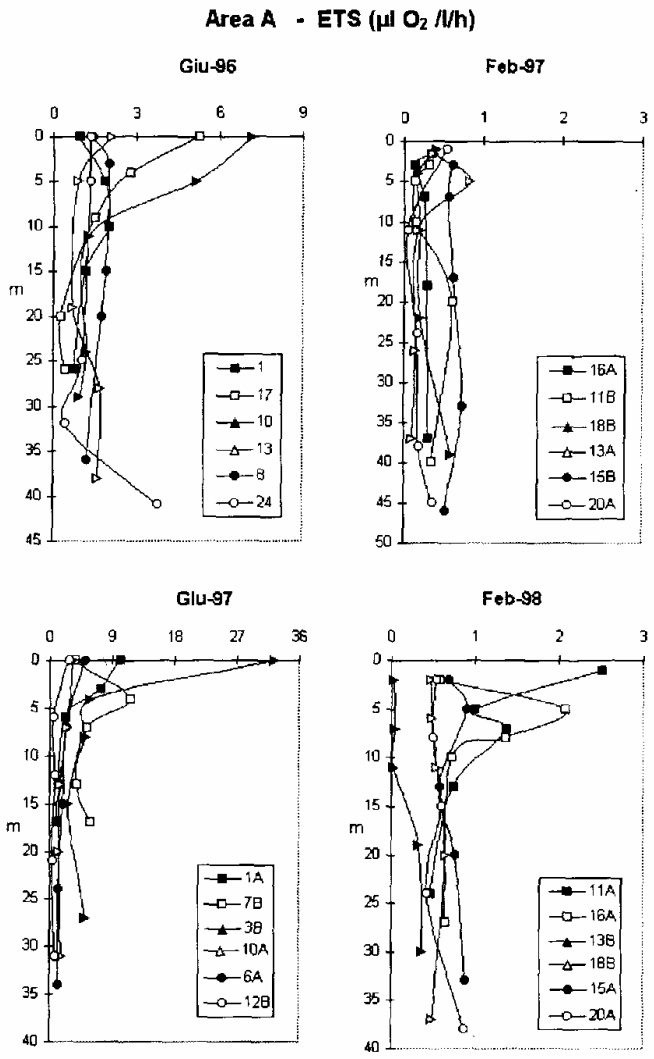


Fig. 3 - Distribuzione verticale dell'attività respiratoria (ETS) durante le campagne di prelievo; □ stazioni costiere, Δ intermedie, O di largo.

Correlazioni significative inverse tra i processi di proteolisi e la salinità si osservano in tutte le campagne (r= -0.74, -0.42, -0.94, -0.95, P<0.01, n=30), mentre con la temperatura la correlazione è significativamente positiva nei mesi estivi (r=0.49, 0.61); l'attività proteasica è correlata con i batteri eterotrofi solo in giugno 97 e febbraio 98 (r=0.63, 0.49 rispettivamente, P<0.01, n=30).

L'attività respiratoria (ETS) mostra valori più elevati in giugno 1996 nelle stazioni 10 e 17, a livello dello strato superficiale (Fig. 3). Nelle altre stazioni la colonna d'acqua mostra delle variazioni meno accentuate ad eccezione della staz. 24 che presenta un picco nella quota più profonda, corrispondente all'incremento osservato per l'EEA.

In febbraio 1997 i valori di ETS risultano più contenuti rispetto al giugno 96 (minori di lµl O_2/h/l); le colonne d'acqua sono più uniformi con qualche picco a quote intermedie alle St. 13A e 11B. Lieve aumento al fondo è stato osservato in alcune stazioni. La St. 15B di largo mostra valori più elevati lungo tutta la colonna.

Nel giugno 97 l'attività respiratoria raggiunge il massimo assoluto (32.47 µl O_2/h/1) nella st. 3 B centrale e mostra valori generalmente più elevati rispetto al giugno precedente. Lungo la colonna d'acqua l'ETS diminuisce progressivamente con l'aumentare della profondità. Nelle staz. 3B e 7B si osserva un leggero incremento in prossimità del fondo.

In febbraio 98 i valori di ETS sono più ridotti rispetto al giugno 97 ma più elevati rispetto al febbraio 97. Nelle stazioni costiere i tassi risultano maggiori in superficie e negli strati sub superficiali.

EEA ed ETS risultano tra loro correlate (giugno 96: r=0.39, P<0.05, n=30; giugno 97 e febbraio 98, r=0.55, 0.67 rispettivamente P<0.01, n=30); come per EEA, la distribuzione dell'ETS risulta dipendente dagli apporti di acqua dolce, mentre la temperatura delle acque può avere un effetto positivo sulla respirazione in estate (r=0.44 e r=0.47 rispettivamente in giugno 96 e 97).

La densità dei batteri eterotrofi aerobi risulta in genere dell'ordine di 10^2 - 10^3 CFU/ml, con un minimo di $4x10^1$ CFU/ml in giugno 97 ed un massimo di $1.15x10^4$ CFU/ml in giugno 96. Valori più elevati si osservano generalmente in superficie nelle stazioni costiere. Maggiore uniformità lungo la colonna d'acqua presentano le densità batteriche osservate nel mese di febbraio 98. Comunque non si osservano particolari variazioni in relazione alle condizioni stagionali.

3.2. Area B

Nell'area B l'attività proteasica (EEA) è generalmente più ridotta rispetto all'area A. In giugno 96 (range tra O e 27.27µg C/l/h), i massimi livelli di attività si osservano in superficie con una graduale diminuzione verso il fondo. Nelle st. 43 e 48 dislocate più a sud l'attività microbica mostra un andamento opposto con massimi di attività al fondo probabilmente dovuti ad apporti di acqua dolce (salinità compresa tra 35.3-38.12) (Fig. 4).

In febbraio 97 l'attività proteasica appare distribuita in superficie nelle stazioni più costiere (massimo nella staz. 5A, 28.8 µg C/l/h). Nella staz. 2A centrale l'attività proteasica risulta confinata nello strato superficiale più diluito (26.9 µg C/l/h, salinità 36.07) e con valori prossimi allo O nella colonna sottostante con salinità di 37.8. Le altre stazioni mostrano valori ridotti lungo tutta la colonna.

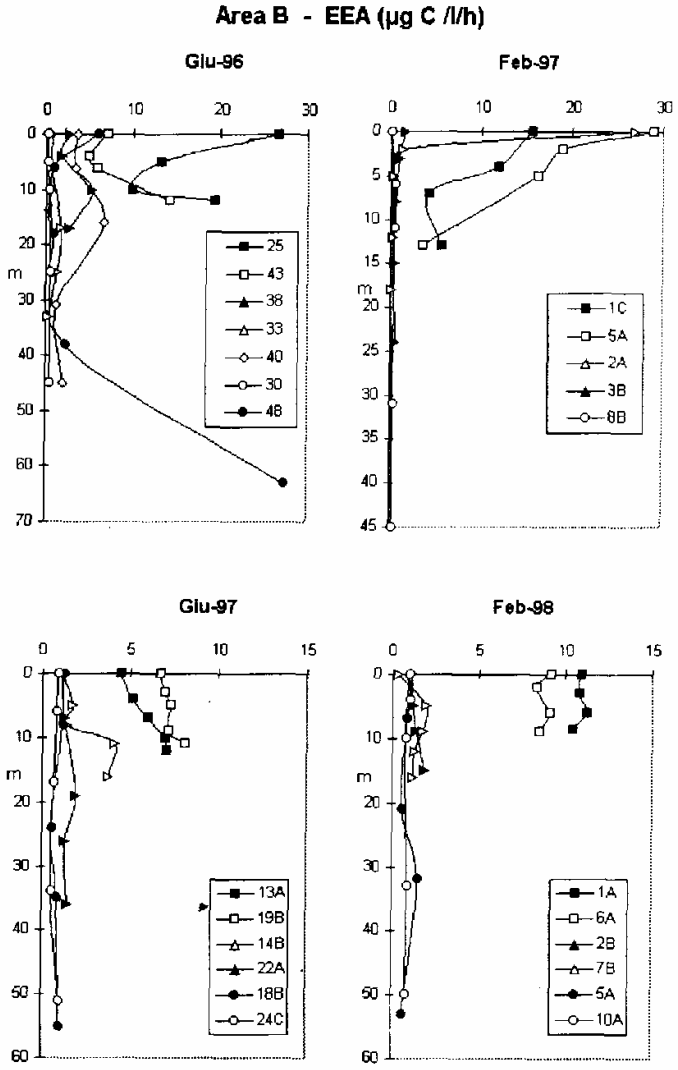


Fig. 4 - Distribuzione verticale dell'attività aminopeptidasica (EEA) durante le campagne di prelievo; □ stazioni costiere, Δ intermedie, O di largo.

In giugno 97 l'andamento dell'attività proteasica rimane simile, ma si rilevano in media valori inferiori rispetto al giugno precedente e ridotti di un ordine di grandezza rispetto all'area A. D valore medio è infatti il minimo dell'intera indagine.

Il range di attività proteasica in febbraio 98 oscilla tra un minimo di 0.35 µgC/l/h nella stazione centrale 7B in superficie ed un massimo di 11.16 µgC/l/h in corrispondenza delle stazioni costiere, mentre al largo si registrano valori inferiori all'unità.

Correlazioni significative negative dell'attività proteasica sia con i valori termici ($r = -0.90$ e $r = -0.93$ rispettivamente nelle due campagne di febbraio, $P<0.01$) che alini (r compreso fra -0.56 e -0.89 lungo l'intera indagine, $P<0.01$) dimostrano come nell'area

B i livelli di attività enzimatica risultino inversamente influenzati dalla temperatura e dalla salinità, prevalendo in acque fredde e diluite.

Analogamente a quanto sopra descritto per l'attività enzimatica, nell'area B anche i valori di attività respiratoria (ETS) in giugno 96 sono più ridotti rispetto all'area A; le stazioni costiere hanno i valori più elevati con un aumento al fondo, le stazioni centrali mostrano un lieve aumento a quote intermedie mentre quelle di largo presentano i valori più bassi al fondo (Fig. 5).

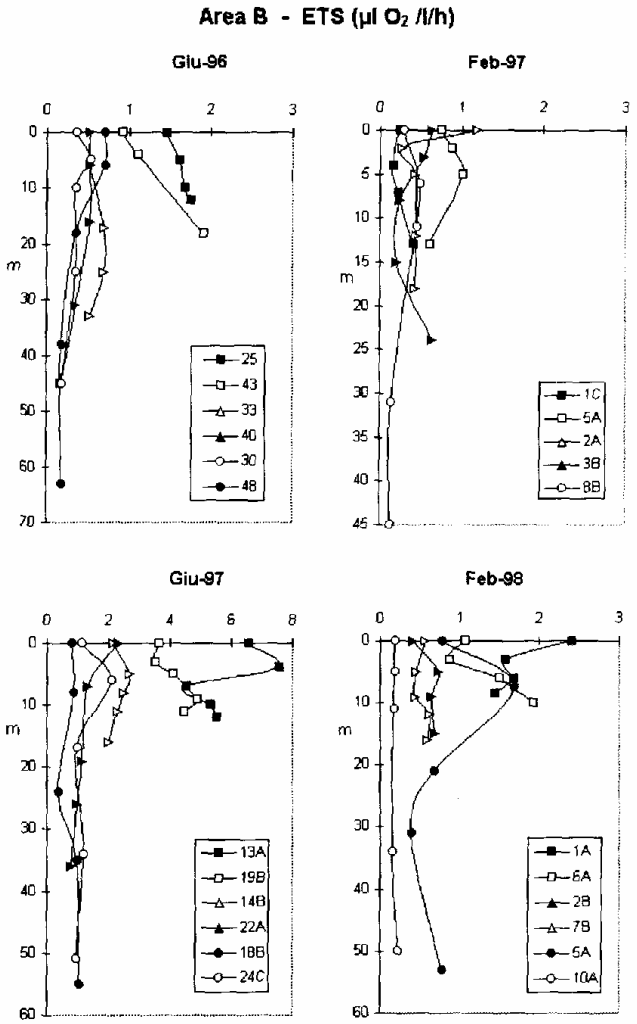


Fig. 5 - Distribuzione verticale dell'attività respiratoria (ETS) durante le quattro campagne di prelievo; □ stazioni costiere, Δ intermedie, O di largo.

In febbraio 97 la distribuzione dell'ETS risulta abbastanza omogenea con valori più ridotti rispetto al giugno precedente. I valori più elevati si osservano in superficie in una stazione centrale 2A e nella staz. 5A costiera lungo tutta la colonna.

Al contrario di quanto avviene per l'attività aminopeptidasica, per l'ETS in giugno 97 si osserva un aumento di valori rispetto al giugno 96. Le stazioni costiere presentano i livelli massimi di attività respiratoria.

I valori di ETS in febbraio 98 sono più bassi rispetto all'estate ma maggiori rispetto al febbraio precedente. Un gradiente costa largo è stato evidenziato ad eccezione della stazione 5A di largo che presenta un picco a 10 m. I dati di attività respiratoria evidenziano una elevata variabilità interannuale.

Le due attività microbiche, proteasica e respiratoria, sono sempre correlate tra loro; entrambe risultano correlate in tutte le campagne con le densità in batteri etero-trofi, fatta eccezione per giugno 97.

Come per EEA, l'attività respiratoria risulta in genere inversamente influenzata dalla salinità (r compreso fra -0.61 e -0.78, $P<0.01$), tranne in febbraio 97. Correlazioni negative tra ETS e temperatura sono state riscontrate solo nei mesi invernali ($r= -0.51$ e -0.74 rispettivamente in febbraio 97 e 98).

La carica in batteri eterotrofi aerobi appare in genere ridotta di un ordine di grandezza rispetto all'area A nei mesi estivi, mentre nei mesi invernali (febbraio 97 e 98) si rilevano densità superiori. La distribuzione quantitativa risulta maggiore nelle stazioni costiere e più ridotta al largo; i profili verticali evidenziano una notevole variabilità.

3. DISCUSSIONE

L'area di studio mostra una elevata variabilità spazio-temporale (profondità, distanza dalla costa, stagione) nella distribuzione dei parametri analizzati.

Confrontando i valori medi di attività proteasica e respiratoria ottenuti nello strato superficiale e alla quota più profonda per ciascuna campagna nelle due aree (Fig. 6), si può osservare che i valori di attività enzimatica subiscono oscillazioni stagionali in maniera inversa fra le due aree e le due quote. Infatti nell'area A l'attività proteasica rimane concentrata nello strato superficiale con oscillazioni estate - inverno ad eccezione della campagna di febbraio 97, a cui corrisponde un picco nei campioni di fondo, probabilmente in relazione ad un affondamento della sostanza organica determinato dalla rottura del termoclino o al trasporto di materiale organico verso sud. Un comportamento opposto si osserva nell'area B con il massimo di attività proteasica in superficie in febbraio 97 e il minimo al fondo.

Le variazioni riscontrate nei livelli di attività microbica non hanno sempre rispondenza nella densità in batteri eterotrofi che appare per lo più costante. Nell'area A i batteri eterotrofi presentano densità poco variabili nei diversi periodi esaminati, mentre nella B si osserva un incremento nei mesi freddi.

L'attività respiratoria (espressa come CO_2) presenta ampie oscillazioni estate - inverno e variazioni interannuali, con valori più bassi nell'area B (Fig. 6). In particolare l'attività respiratoria negli strati più profondi riflette i processi ossidatevi superficiali in entrambe le aree. Solo nell'area A in giugno 97 si osserva uno squilibrio tra l'attività respiratoria superficiale e profonda.

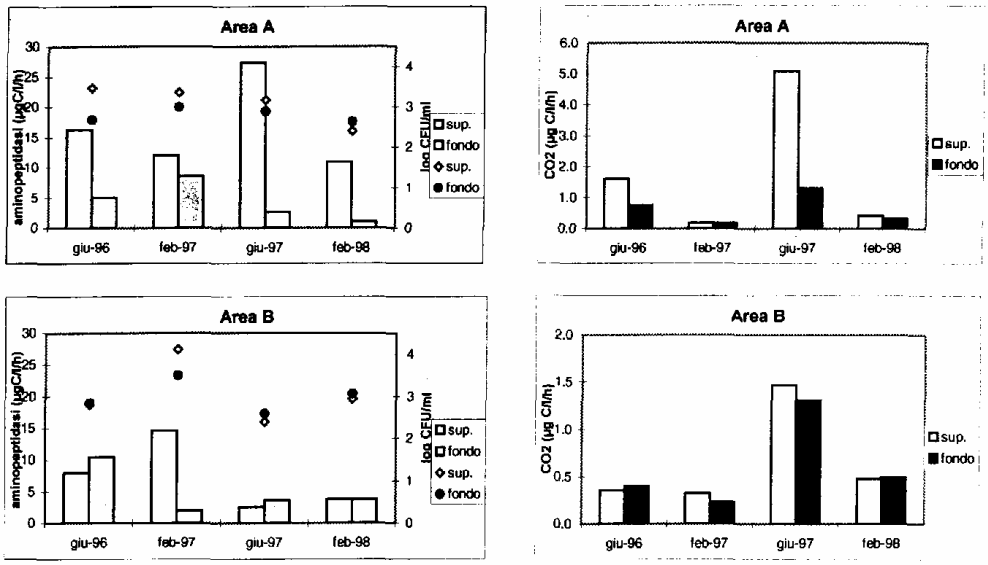


Fig. 6 - Andamento dei valori medi riscontrati nello strato superficiale (0.5 m) ed al fondo dell'attività aminopeptidasica (istogrammi), dei batteri eterotrofi (CFU) e dell'attività respiratoria (CO_2) nelle due aree.

La variabilità indotta dal rimescolamento delle acque fluviali con quelle a salinità maggiore sembra il fattore predominante che può influenzare le attività dei microorganismi. Calcolando il rapporto EEA/BCP tra la quantità di sostanza potenzialmente disponibile per idrolisi enzimatica (EEA) e quella che può essere incorporata in nuova biomassa (BCP, bacterial carbon production; dati forniti da Puddu IRSA-CNR, Roma), risulta che tale rapporto è maggiore in acque più diluite. Infatti è stata osservata correlazione negativamente significativa tra EEA/BCP e la salinità: nell'area A, durante i mesi di febbraio 97, 98 ($r= 0.54, 0.51, P<0.01$) e nell'area B nei campioni di giugno 96, febbraio 97 ($r= 0.45, 0.65 P<0.01$). Bassi.valori del rapporto in presenza di alti valori alini indicano un maggior accoppiamento dei processi di degradazione ed «uptake». In acque più diluite ricche di sostanza organica quindi un eccesso di idrolisi rispetto a quanto può essere incorporato dai batteri in nuova biomassa, porta ad un disaccoppiamento dei processi. Tale fenomeno è stato documentato da altri autori in presenza di aggregati (Karner & Herndl, 1992; Smith *et al.*, 1992; Unanue *et al.*, 1998).

In definitiva facendo una stima della quantità di carbonio veicolato attraverso i batteri per effetto delle attività microbiche, risulta che la quantità di carbonio che potenzialmente può essere potenzialmente utilizzata dai microorganismi varia fra le due aree in esame, essendo pari a 4,9 -9,9 µgC/l/h nell'area A; la quantità di carbonio che viene ossidata completamente e rimessa nell'ambiente come CO_2 ha un range di variazione più ampio (0.2 -2,29 µgC/l/h)

Nell'area B la quantità potenzialmente resa disponibile per il *microbiol loop* è più ridotta (3.1-7.6 µgC/l/h), e la frazione che viene ossidata a CO_2 oscilla tra 0.24 - 1.4 µgC/l/h, con un maggior tasso di mineralizzazione della sostanza organica nei periodi estivi.

RINGRAZIAMENTI

Il presente lavoro è stato realizzato nell'ambito del Progetto Prisma 2 «Cicli biogeochimici». Particolare ringraziamento va ai colleghi delle altre UU.OO. del Progetto (Dr. A. Puddu, IRSA-CNR, Roma; Dr. S. Rabitti, IBM-CNR, Venezia) per i dati gentilmente forniti.

BIBLIOGRAFIA

Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F. & Russo A. 1997. The Adriatic Sea general circulation. Part I: Air-sea interactions and water mass structure. *Journal of Physical Oceanography* 27: 1497-1514.

Azam F., Fandino L.B., Grossart H.P. & Long R.A. 1998. Microbial loop: its significance in Oceanic productivity and global change. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 35: 2-3.

Hoppe H.G. 1983. Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish water: Measuraments by means of methylumbelliferyl-substrates. *Marine Ecology Progress Series,* 11: 299-308.

Karner M. & Herndl G.J. 1992. Extracellular enzymatic activity and secondary production in free-living and marine-snow-associated bacteria. *Marine Biology.* 113:341-347.

La Ferla R, Azzaro M. & Chiodo G. 1996. Microbial respiratory activity in the euphotic zone of mediterranean Sea. *Microbiologica* 19: 243-250.

La Ferla R., Bacci C., Chiodo G., Panino S. & Zoppini A. 1998a. Stime di abbondanza e biovolume batterioplanctonico nell'Adriatico Settentrionale: confronto tra AO e DAPI. *Biologia Marina Mediterranea,* 5(1): 750-753.

La Ferla R., Zaccone R., Caruso G. & Azzaro M. 1998b. Estimation of the carbon flux through the microbial processes in the Adriatic Sea. I Convegno nazionale delle scienze del mare (CONISMA): Diversità e Cambiamento. Ischia 11-14 Novembre 1998.

Packard T.T. 1971. The measurement of respiratory electron transport activity in marine phytoplankton. *Journal of Marine Research,* 29: 235-244.

Puddu A., La Feria R., Allegra A., Bacci C., Lopez M., Oliva F. & Pierotti C. 1998. Seasonal and spatial distribution of bacterial production and biomass along a salinity gradient (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia,* 363: 271-282.

Smith D.C., Simon M. Alldredge A.L. & Azam F. 1992. Intense hydrolytic enzyme activity on marine aggregates and implications for rapid particle dissolution. *Nature* 359: 139-142.

Unanue M., Azùa I., Arietta J.M., Labirua-Iturburu A., Egea L. & Iriberri J. 1998. Bacterial colonization and ectoenzymatic activity in phytoplankton derived model particles: cleavage of peptides and uptake of amino acids. *Microbial Ecology* 35:136-146.

Zaccone R. & Caruso G. 1996. Stima dell'attività proteasica batterica in Adriatico Settentrionale mediante substrati fluorogenici. Atti SITE. 17: 87-90.

Zaccone R. & Caruso G. 1997. Variazioni nello spettro di enzimi idrolitici dei batteri eterotrofi dell'Adriatico Settentrionale. Atti SITE. 18: 527-529.

Zaccone R., Caruso G., Cali C. & Scarto R. 1998. Primi dati sulla caratterizzazione microbiologica delle acque dell'Adriatico Settentrionale. Atti XII Congresso AIOL, vol II: 487-497.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 45-54, ottobre 1999

DETERMINAZIONI CHIMICHE, FISICHE E BIOLOGICHE SU ALCUNI CAMPIONI DI MUCILLAGINE E SULLE ACQUE CIRCOSTANTI LE MASSE MUCILLAGINOSE COMPARSE NEL MARE ADRIATICO NELL'ESTATE 1997

Nunzio PENNA[1], Simone BERLUTI[2], Francesco RIDOLFI[2], Antonella PENNA[2]

[1]Istituto di Oceanografia Chimica, Università di Urbino, Loc. Crocicchia, 61029 Urbino (PS), Italia
[2]Centro di Biologia Ambientale, Università di Urbino, Via Saffi, 2 61029 Urbino (PS), Italia

ABSTRACT

In the summer. of 1997, mucilaginous masses appeared in the Adriatic Sea, although with a lesser intensity than that observed during the 1989-1991 episodes. This phenomenon was observed in the north-central portion of the Adriatic along both the Italian and Croatia/Slovenian coastlines.

In August and September 1997, two samples of mucilage from surface waters were examined to determine both their behaviour *in situ* and several physico-chemical characteristics. Tests of chemical, physical and biological nature were carried out on the sea waters surrounding the sampling point, as well as qualitative analyses of the phytoplankton species present.

Only a simple qualitative analysis of the mucilage was performed, in that a precise quantitative study was impossible due to the lack of homogeneity of the phytoplankton present in the exudate and to the fact that correct sedimentation of cells is difficult to achieve, marking the data obtained by microscopy difficult to.

A further aim of the present study was to apply an easily reproducible analytical approach to the study of mucilage samples taken on the water surface. This procedure foresees freezing of the mucilage, dialysis when necessary, centrifugation, determination of dry weight and, lastly, incineration in a muffle oven. We also carried out physico-chemical determination on the water surrounding the mucilage, including total carbohydrate content and a description of their *in situ* consumption of oxygen.

RIASSUNTO

Nell'estate del 1997, masse mucillaginose sono comparse in Adriatico anche se con minore intensità rispetto alle precedenti manifestazioni del 1989 -'91.

L'area dove il fenomeno si manifesta prevalentemente è quella dell'Adriatico centro-settentrionale, sia sulla costa Sloveno-Croata che su quella italiana.

Due campioni di mucillagine presi in superficie nell'agosto e nel settembre del 1997, sono stati esaminati sia per rilevare il loro comportamento *in situ*, che per determinare alcune caratteristiche chimico-fisiche.

Sulle acque di mare circostanti i campioni è stata effettuata una ricerca quali-quantitativa delle specie fitoplanctoniche presenti mentre sulla mucillagine si è compiuta una semplice ricerca qualitativa, non essendo possibile un'attendibile indagine quantitativa, perché il fitoplancton presente nell'essudato è fortemente disomogeneo ed inoltre viene impedita un'esatta sedimentazione delle cellule e quindi una difficile lettura al microscopio.

Lo scopo del lavoro è stato anche quello di determinare un approccio analitico di base che fosse facilmente riproducibile su campioni di mucillagine prelevati in superficie: congelamento delle mucillagini, eventuale dialisi, centrifugazione, peso secco, incenerimento in muffola. Inoltre abbiamo cercato di caratterizzare, con dati chimico-fisici e biologici, le acque circostanti le mucillagini e di determinare alcune caratteristiche chimiche delle mucillagini stesse, come il contenuto in carboidrati totali e di descrivere il loro comportamento m .*in situ* nei rispetti del consumo di ossigeno

1. INTRODUZIONE

La presenza di mucillagini, macroaggregati gelatinosi, nel Mar Adriatico è stata chiamata nei secoli scorsi "mare sporco". Questo fenomeno è conosciuto da lungo tempo: le prime segnalazioni documentate risalgono al 1729 e sono continuate fino ad oggi (Castracane, 1873; Forti, 1906; Fonda, 1989).

Negli ultimi anni, data la frequenza delle apparizioni, sono stati condotti numerosi studi (Rinaldi *et al*, 1995; De Angelis *et al*, 1993; Giani *et al*, 1992; Leppard. 1993; Pennata *et al*. 1993).

L'area dove il fenomeno si manifesta in forma prevalente è quella dell'Adriatico settentrionale interessando sia la costa occidentale che quella orientale (Herndl, 1992; Kovac *et al*., 1995; Kovac *et al*, 1998).

I macroaggregati in Adriatico si presentano con caratteristiche specifiche diverse rispetto a descrizioni che troviamo in letteratura su questo materiale in altre aree geografiche: in America (Alldredge *et al*, 1982; Alldredge & Gotschalk, 1989; Alldredge & Crocker, 1995), in altre zone del Mediterraneo (Fogg. 1990) e nel Mare del Nord (Lancelot, 1995). La principale differenza sta nella natura e nella pezzatura delle mucillagini stesse che, in Adriatico, riescono a raggiungere in alcuni casi stringhe di oltre 1 m (Stachowitsch *et al*, 1991). L'origine esatta del fenomeno è ancora di difficile interpretazione anche se la maggior parte degli studiosi la attribuiscono alle diatomee, anche bentoniche, che in particolari condizioni climatiche. alte temperature delle acque, assenza di venti e mari calmi, secernono sostanze mucillaginose che salgono in superficie (Degobbis *et al*, 1995). Particolare importanza può avere anche uno squilibrio nel rapporto di nutrienti N/P (Penna *et al*, 1993; Myklestad, 1995). Le mucillagini compaiono sempre nei mesi estivi, da luglio a settembre, e vengono disperse normalmente con le prime mareggiate di ottobre (Penna *et al*, 1989: Penna *et al*. 1991).

2. AREA DI CAMPIONAMENTO

L'area di campionamento (Fig. 1) è il tratto di costa antistante la città di Pesaro dove due campioni di mucillagine sono stati prelevati il 5/8/97 e il 2/9/97 sulla superficie del mare ad una distanza dalla linea di costa di 1000 metri (43°55.955'N - 12°53.880'E).

Le mucillagini nell'estate del 1997, sono comparse con caratteristiche di diffusione diverse rispetto alla volta precedente (1991) in cui erano state avvistate in Adriatico. La loro diffusione in superficie e lungo la colonna d'acqua è stata meno estesa e più localizzata.

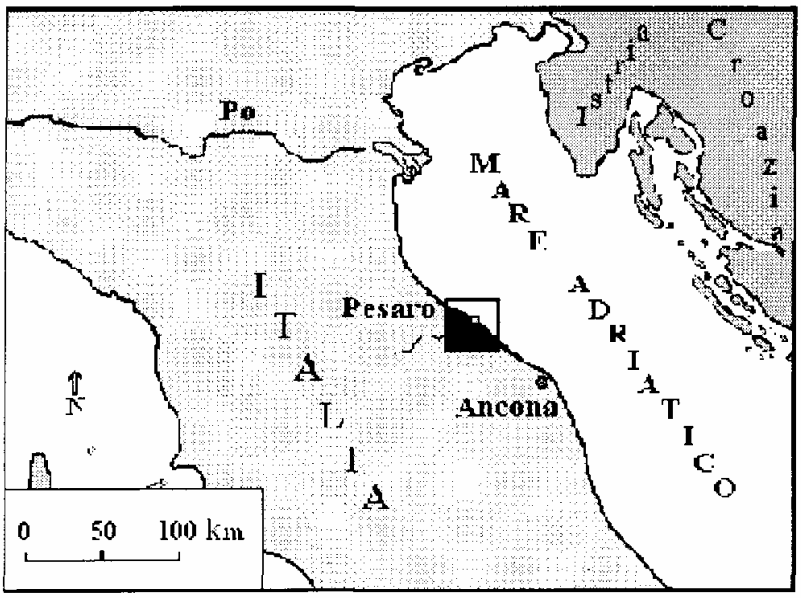


Fig. 1 - Area di ricerca

3. MATERIALI E METODI

Sull'acqua circostante il punto di prelievo della mucillagine sono stati misurati, in superficie e sul fondo, i seguenti parametri: ossigeno disciolto, temperatura, salinità e pH con una sonda multiparametrica (modello Ocean Seven 401). Inoltre sono stati prelevati dei campioni di acqua per le determinazioni chimico-biologiche, in superficie e sul fondo, alle profondità di 0,3 e 12 m con bottiglia di Niskin.

Le concentrazioni dei nutrienti ($N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NH_3$, N-tot., P-tot., $P\text{-}PO_4$, $Si\text{-}SiO_2$) sono state determinate secondo le metodiche riportate su "Standards Methods" (1995). La rilevazione della clorofilla "a" è stata eseguita con metodica spettrofotometrica (Strickland & Parsons, 1972). L'analisi quali-quantitativa del fitoplankton è stata effettuata usando un microscopio ottico a rovesciamento, secondo la metodica di Utermöhl(1958).

Le mucillagini sono state prelevate manualmente in superficie con bottiglie di

propilene. Questo tipo di campionamento permette di ;i vere a disposizione grandi quantità di materiale con caratteristiche omogenee.

Ogni campione di mucillagine è stato osservato al microscopio per il riconoscimento qualitativo delle principali specie fitoplanctoniche presenti e immediatamente congelato. Dopo decongelamento il campione è stato suddiviso in due aliquote, dializzato e non dializzato. La dialisi è stata effettuata con una membrana semipermeabile con cut-off di 12000-14000 contro acqua bidistillata. Successivamente le due aliquote sono state separate dall'acqua mediante centrifugazione a 4000 rpm per 20 minuti, quindi portate a secco a 105°C fino a peso costante.

La mucillagine seccata a 105°C è stata portata in muffola a 450°C e 800°C per valutare il contenuto in ceneri e parte combusta (Marchetti *et al.,* 1989). Sul residue secco a 105°C sono stati dosati i carboidrati totali col metodo di Dubois (1956).

4. DISCUSSIONE E RISULTATI

I campioni sono stati prelevati in due intervalli di tempo, nell'agosto e nel. settembre 1997 e si notano alcune differenze nei dati rilevati dovuti in parte ad una maggiore presenza, nel campione del 2/9/97. di ammassi mucillaginosi che creano un ambiente parzialmente ipossico. Notiamo (Tab. 1) che i valori $N\text{-}NH_3$, determinati nelle acque circostanti le mucillagini del 2/9/97, sono molto più elevati a causa dell'ambiente riducente, con basse concenti-azioni di ossigeno (3 mg/l - 42% di saturazione) e un abbassamento dei valori del pH dovuto ai processi di decomposizione di materiale organico.

Tab. 1 - Dati chimico-fisici dei campioni di acqua di mare

Camp.	Prof. m	Temp. °C	Sal.	O.D. mg/l	O.D. %	pH
5/8/97	0,3	25,44	33,92	6,56	97,42	8,34
	12	24,10	34,56	6,21	90,45	8,23
2/9/97	0,3	24,89	32,94	7,17	104,89	8,50
	12	20,54	36,60	3,02	41,77	7,98

Camp.	Prof. m	Cl"a" µg/l	$N\text{-}NO_3$ µg/l	$N\text{-}NO_2$ µg/l	$N\text{-}NH_3$ µg/l	$P\text{-}PO_4$ µg/l	P-tot µg/l	$Si\text{-}SiO_2$ µg/l
5/8/97	0,3	1,78	24,76	0,80	14,87	1,53	19,57	63,72
	12	1,70	24,23	1,33	18,00	3,82	14,98	70,26
2/9/97	0,3	2,15	40,59	0,84	23,50	4,34	48,79	148,12
	12	4,03	101,55	47,60	54,32	0,58	10,91	479,02

Tali valori indicano l'instaurarsi di fenomeni di ipossia, anche se non molto pronunciali; che solo parzialmente sono riconducibili alle masse mucillaginose, essendo an-

che provocati dalla simultanea presenza di termoclini. Nel campione del 5/8/97 non notiamo invece alcuna differenza nei valori di ossigeno tra superficie e fondo (Figg. 2 e 3).

Le masse mucillaginose in questo caso non erano addensate in forma vistosa. Anche in altre occasioni (1991) abbiamo riscontrato (Penna *et al.*, 1993) che le masse mucillaginose non danno origine di per se stesse a fenomeni di ipossia o anossia in forme estese; infatti, i bassi valori di ossigeno disciolto sono normalmente circoscrivibili a zone molto limitate in cui sono presenti forti e localizzati addensamenti di materiale mucillaginoso. Valori accentuati ed estesi di ipossia e anossia si notano quindi solo se, contemporaneamente alle mucillagini, sono presenti fenomeni eutrofici.

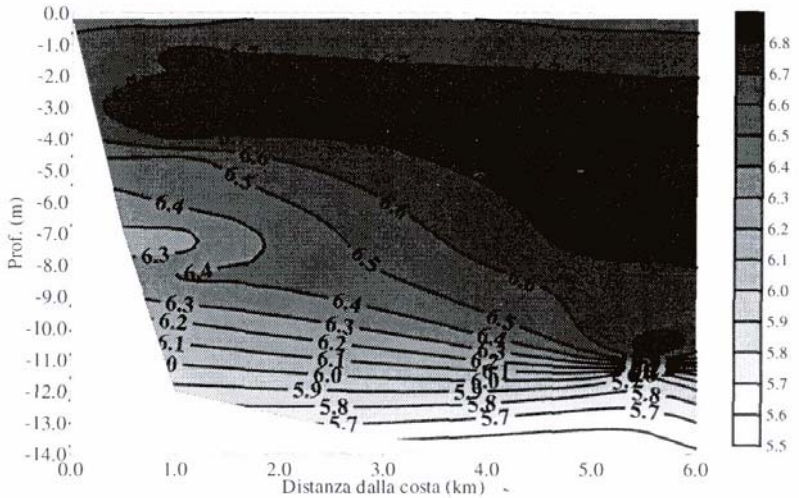


Fig. 2 - Profilo dell'ossigeno disciolto (mg/l) – 5/8/97

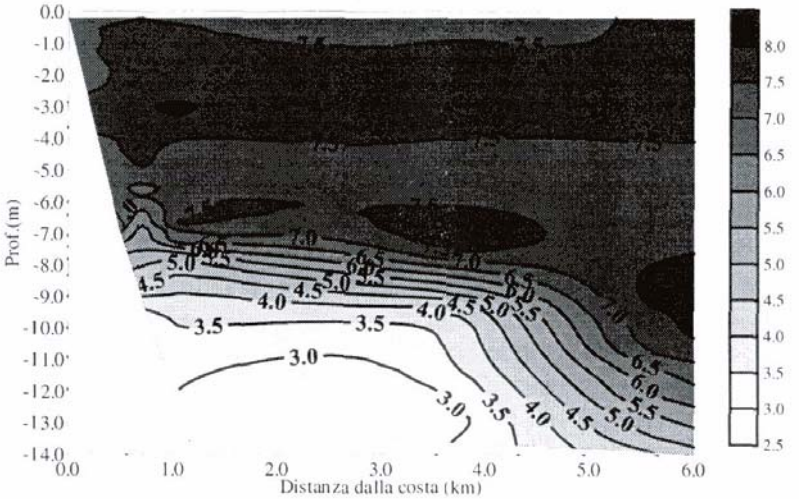


Fig. 3 - Profilo dell'ossigeno disciolto (mg/l) – 2/9/97

Su ambedue i campioni di acqua di mare è stata inoltre eseguita una conta algale (Tab. 2) per individuare il numero di elementi fitoplanctonici esistenti; la conta ha dato valori inferiori al milione di cellule per litro. Queste concentrazioni sono in linea con i valori trovati precedentemente in questo tratto di costa in assenza di mucillagini e di forme eutrofiche, e non mostrano particolare rilevanza.

Tab. 2 - Analisi quali-quantitativa del fitoplancton sulle acque

Campione del 5/8/1997	
Diatomee	cellule/litro
Cerataulina bergonii	2.820
Guinardia flaccida	2.820
Navicula sp.	11.280
Nitzschia spp.	222.780
Pseudonitzschia spp.	64.860
Rhizosolenia spp.	14.100
Synedra sp.	22.560
Totale	**341.220**
Dinoflagellate	cellule/litro
Ceratuim spp.	165
Dinophysis spp.	166
Totale	**331**

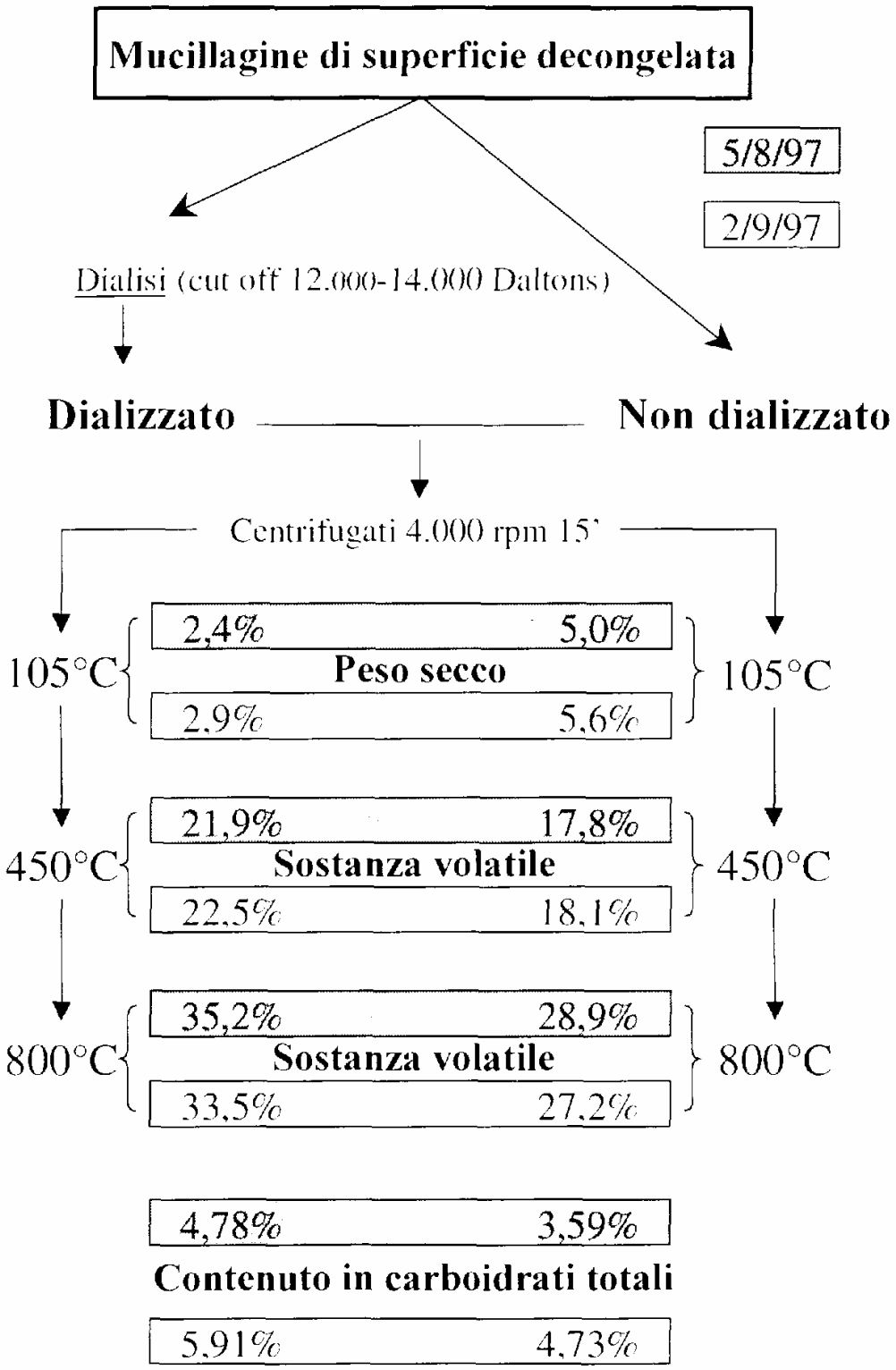
Campione del 2/9/1997	
Diatomee	cellule/litro
Cerataulina bergonii	4.514
Chaetoceros sp.	117.364
Nitzschia spp.	225.700
Pleurosigma sp.	31.598
Pseudonitzschia spp.	90.280
Rhizosolenia spp.	27.084
Skeletonema sp.	4.514
Totale	**501.054**
Dinoflagellate	cellule/litro
Gonyaulax spp.	139.914
Gymnodinium spp.	216.672
Prorocentrum spp.	9.028
Totale	**365.614**

I campioni di mucillagine prelevati in superficie sono stati esaminati comparativamente (Tab. 3) sul materiale dializzato e non dializzato per verificare le eventuali alterazioni dovute al contenuto salino e ad altre sostanze (DOC a basso peso molecolare) separate con una membrana semipermeabile a cut-off 12000-14000.

La diversità nei dati ottenuti nei due campioni in peso secco e perdita di sostanze volatili a 450°C e 800°C e lo stesso diverso contenuto in carboidrati totali sono da riferirsi, quasi esclusivamente, al solo contenuto salino ed in minima parte ad eventuali perdite in DOC a basso peso molecolare, d'altronde diffìcilmente individuabili.

Il diverso trattamento a 450 e 800°C mostra ovviamente una maggiore perdita di sostanza volatile ma anche una possibile volatilizzazione dei carbonati. È quindi preferibile, come raccomandato anche da numerosi autori (Innamorati *et al,* 1990), il trattamento a 450-500°C secondo le metodiche dello Standard Methods. La perdita di combusto a 450°C è da riferirsi al contenuto in sostanza organica; questo dato è confermato dalla concentrazione in carbonio organico ricavato con l'analisi elementare, tenuto conto che il rapporto sostanza organica/carbonio organico è di circa 2 (Millero, 1996). Successive verifiche da noi effettuate in lavori che stiamo portando a termine convalidano anche per la mucillagine la validità di questo assunto, del resto dimostrato anche in altri lavori (Pettine *et al,* 1995).

Tab. 3 - Schema analitico



Nei campioni di mucillagine, come giù accennato, non è possibile fare una determinazione esattamente quantitativa (Tab. 4) ma si è potuto evidenziare una prevalenza dei generi *Nitzschia* e *Pseudonitzschia,* specie algidi che anche in determinazioni effettuate in speciali condizioni in *vitro* sembrano dare degli essudati con una discreta produzione di materiale polisaccaridico (Penna *et al.,* in fase di stampa).

Tab. 4 - Analisi qualitativa del fitoplancton sulle mucillagini

Campione del 5/8/1997	**Campione del 2/9/1997**
Diatomee	**Diatomee**
Cerataulina bergonii	*Cerataulina bergonii*
Guinardia flaccida	*Chaetoceros* sp.
Navicula sp.	*Navicula* spp.
Nitzschia spp.	*Nitzschia* spp.
Pseudonitzschia spp.	*Pleurosigma* sp.
Rhizosolenia spp.	*Pseudonitzschia* spp.
Synedra sp.	*Rhizosolenia* spp.
	Skeletonema sp.
	Synedra sp.
	Thalassionema nitzschioides
Dinoflagellate	**Dinoflagellate**
Ceratium spp.	*Ceratium* spp.
Dinophysis spp.	*Diniphysis* spp.
Gonyaulax spp.	*Gonyaulax* spp.
Prorocentrum spp.	*Gymnodinium* spp.
Protoperidinium spp.	*Prorocentrum* spp.

5. CONCLUSIONI

E' stato messo a punto un protocollo analitico di base sulla conservazione e sul trattamento di campioni di mucillagine superficiale che mostra risultati ripetibili nei successivi trattamenti: contenuto in peso secco, in materia organica a 450°C. carboidrati totali. Il contenuto in materia organica è risultato di circa il 18% sul dializzato e 22% sul non dializzato ricavato dai dati a 450°C considerato il più valido. La concentrarne in materia organica è convalidata dal contenuto in carbonio organico che si può ottenere con analisi elementare ed e inferiore ai dati ricavati da precedenti lavori (Marchetti *et al.,* 1989; Giani *et al.,* 1992: Pettine *et al.,*. 1995: Kovac *et al.,* 1995; Kovac *et al.,* 1998) riferiti però quasi tutti alla mucillagine dell'89-'9l. Questi risultati potrebbero far supporre una diversa composizione del materiale mucillaginoso comparso nel 1997. I risultati sul consumo di ossigeno delle masse mucillaginose. ribadiscono quanto da noi verificato nel 1989 (Penna *et al.* 1993). e cioè che le mucillagini di per se stesse non danno origine a fenomeni ipossici o anossici. ma questi intervengono solo se sono contemporaneamente presenti episodi eutrofici.

BIBLIOGRAFIA

Alldredge A.L. & Cox J.L. 1982. Primary productivity and chemical composition of marine snow in surface waters of the Southern California Bight. *J. Mar. Res.* 4: 517-527.

Alldredge A.L. & Cracker K.M. 1995. Why do sinking mucilages aggregates accumulate in the Water column? *Sci. Tot. Environ.* 165: 15-22.

Alldredg A.L. & Gotschalk C.C. 1989. Direct observations of the mass flocculation of diatoms blooms: characteristics, settling, velocities and formatio of diatom aggregates. *Deep Sea Res.* 36: 159-171.

APHA - AWWA - WEF 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 19th Edition, Washington, DC, USA.

Castracane F. 1873. Sopra la straordinaria apparenza presentata dal mare Adriatico nella seconda metà del luglio 1872. *Proc. Acc. Pont. N. Lincei.* 26: 12-26.

De Angelis F.. Barbarulo M.V.. Bruno M., Volterra L. & Nicoletti R. 1993. Chemical composition and biological origin of "dirty sea" mucilages. *Phylochemistrv* 34: 393-395.

Degohhis D., Fonda Umani S., Franco P., Malej A., Precali R. & Smodlaka N. 1995. Changes in the northern Adriatic ecosystem and the hypertrophic appearance of gelatinous aggregates. *Sci. Tot. Environ.* 165:43-58.

Dubois N.K., Giles A., Hamilton J.K., Rebers P.A. & Smit F. 1956. Colorimetic method of determination of sugar and related sustances. *Analyt. Chem.* 18: 350-356.

Fonda-Umani S., Ghirardelli E. & Specchi M. 1989. Gli episodi di "mare sporco" nell'Adriatico dal 1729 ai giorni nostri. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Trieste.

Fogg G.E. 1990. Massive phytoplankton gel production. In: Eutrophication-related Phenomena in the Adriatic Sea and in Other Mediterranean Coastal Zones (Barth H. & Fegan L. eds). Commission of the European Communities: 207-212.

Forti A. 1906. Alcune osservazioni sul mare sporco ed in particolare sul fenomeno avvenuto nel 1905. *Nuovo Giorn. Bot. Ital.* 13: 5-56.

Giani M., Cicero A.M., Savelli F., Bruno M.. Donati G., Farina A., Veschetti E. & Volterra L. 1992. Marine snow in the Adriatic Sea: a multifactorial study. *Sci. Tot. Environ.* Supppl.: 539-550.

Herndl G.J. 1992. Marine snow in the norther Adriatic Sea: possible causes and conseguences for shalllow ecosystem. *Mar. Microb. Food Webs* 6: 149-172.

Innamorati M.. Ferrari I.. Marino D. & Ribera D'alcalà M. 1990. Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia* 11: 280-281.

Kovac N.. Faganeli J.. Bajt O. & Leskovsck H. 1995. Chemical caracterization of macroaggregates from the Northern Adriatic. In: Organic Geochemistry: Developments and Applications to Energy, Climate, Enviromental and Human History (Grimald J.O. & Dorronsoro C. eds.), A.I.G.O.A., Donostia- San Sebastian, Spain: 1153-1155.

Kovac N.. Faganeli J.. Sket B. & Bajt O. 1998. Charaeteritazion of macroaggregates and photodegradation of their water soluble fraction. *Org. Geochem.* 29: 1622-1634.

Lancelot C. 1995. The mucilage phenomenon in the Continental coastal water of the North Sea. *Sci. Tot. Environ.* 165: 83-102.

Leppard G.G. 1993. Organic flocs in surface waters: their native state and aggregation behavior in relation to contaminane dispersion. In: Particulate Matter and Acquatic Contaminants (Rao S.S. ed.),. Lewis Publ., Chelsea, MI: 169-195.

Marchetti R., Iacomini M., Torri G. & Foche B. 1989. Caratterizzazione preliminare degli essudati di origine fitoplanctonica raccolti in Adriatico nell'estate 1989. *Acqua-Aria*, 8: 883-887.

Myklestad S.M. 1995. Relase of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. *Sci. Tot. Environ.* 165: 155-164.

Millero F..T. 1996. Chemical Oceanography. 2nd ed., CRC Press, Florida, USA: 346-351.
Penna A., Berluti S.. Penna N. & Magnani M. In Press. Influence of nutrient ratios on the *in vitro* extracellular polysaccharides production by marine diatoms from the Adriatic Sea.,*J Plankton Res.*

Penna N., Di Paolo A. & Baffone W. 1989. Stato delle acque della costa marchigiana. *Studi urbinati* 31*:* 79-81.

Penna N., Di Paolo, A. Baffone W., Gandini C. & Penna A. 1991. Stale of the water along the Marche coast. *Studi Urbinati* 33: 80-81.

Penna N., Rinaldi A., Montanari G., Di Paolo A. & Penna A. 1993. Mucilaginous masses in the Adriatic Sea in the summer 1989. *Wat. Res.* 27: 1767-1771.

Pettine M., Pagnotta R. & Liberatori A. 1995. Composition of mucilaginous macro-aggregates and hypotheses for their formation. *Annali di Chimica* 85. 431- 441.

Rinaldi A., Vollenweider R.A., Montanari G., Ferra/i C.R. & Ghetti A. 1995. Mucilages in Italian Seas: the Adriatic and Tyrrhenian Seas, 1988-1991. *Sci. Tot. Environ.* 165: 165-183.

Stachowitsch M., Fanuk, N. & Richter M. 1991. Mucus aggregates in the Adriatic Sea: an overview of types and occurrences. P.S.Z.N.I. *Mar. Ecol.* 11: 327-350.

Strickland J.D.H. & Parson T.R. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. *Bull. Fish Res. Board Can.:* 185-192.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkomrnung der quantitativen Phytoplankton-Metodik. *Mitt. Int. Theor. Limnol.* 9: 1-38.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 55-64, ottobre 1999

COMPOSITION OF PARTICULATE ORGANIC MATTER IN TWO MEDITERRANEAN COASTAL LAGOONS

Antonio PUSCEDDU

Istituto di Scienze del Mare, Università di Ancona, Via Brecce Bianche, 6013 Ancona

ABSTRACT

In this paper the biochemical composition and the nutritional value of particulate organic matter in two Mediterranean coastal lagoons (Marsala lagoon, Sicily and S.Gilla lagoon, Sardinia) is compared. Sediment resuspension appeared a main factor regulating quantity and composition of particulate organic matter in the two lagoons. Particulate organic matter concentrations in S. Gilla lagoon were about four-fold higher than in Marsala lagoon. The biochemical composition of particles was quite different in the two lagoons, with proteins generally dominant (50 ± 4 and 66 ± 6 %, in S. Gilla and Marsala lagoon, respectively) followed by carbohydrates (31 ±3 and 11 ± 1 %) and/or lipids (19 ± 2 and 23 ± 1%). Differences in the contribution of phytoplankton to particulate organic carbon (17 and 13 %, in S. Gilla and Marsala, respectively) and in the biopolymeric to total suspended matter ratio (5 ± 1 %'and 11 ± 2 %, respectively) do not allow justifying differences in the benthic suspension feeding mollusks populations. By contrast, the contribution of the biopolymeric fraction to total POC (65 % and 50 %, in the S. Gilla and Marsala lagoon, respectively) appears a good descriptor of the actual availabilily of suspended food for benthic organisms.

RIASSUNTO

In questo lavoro sono confrontati composizione biochimica e valore nutrizionale del materiale organico particellalo in due lagune costiere Mediterranee (Stagnone di Marsala, Sicilia e Laguna di S.Gilla, Sardegna). In entrambi i siti considerati, la risospensione dei sedimenti è stata individuata come importante forzante su quantità e composizione del particellato sospeso. Nella Laguna di S. Gilla le concentrazioni di materiale organico particellato erano circa quattro volte più elevate che nella laguna di Marsala. La composizione biochimica delle particelle era differente nei due siti. Le proteine erano generalmente dominanti (50 ± 4 e 66 ± 6 %, in S. Gilla e Marsala, rispettivamente) seguite da carboidrati (31 ± 3 e 11 ± 1 %) e/o lipidi (19 ± 2 e 23 ± 1 %). Le differenze nel contributo del fitoplancton al carbonio organico particellato (17 e 13 %, rispettivamente in S. Gilla e Marsala) e nel rapporto tra frazione biopolimerica e materiale sospeso totale (5 ± 1% e 11 ± 2 %, rispettivamente), non sembrano in grado di

giustificare le differenze nei popolamenti di molluschi filtratori bentonici, diversamente dal contributo della frazione biopolimerica al POC (65 % e 50 %, in S. Gilla e Marsala).

1. INTRODUCTION

Coastal lagoons are generally characterized by a strong gap between primary and secondary production, the former exceeding largely the consumption by herbivores. In these environments, indeed, a large fraction of the primary production deriving from macrophytes and salt-marsh plants, due to the refractory nature of this material, needs to be processed by bacteria to become available to consumers (Hansen *et al.,* 1992; Tibbles *et al*., 1992).

Although a considerable fraction of this primary production could be exported towards nearshore coastal waters via wind-induced sediment resuspension and tidal exchange (Alpine & Cloern, 1992; Pusceddu *et al,* 1997), coastal lagoons can act as natural traps for organic materials produced within their fertile waters (Martens, 1992).

Il is recognized that ecological functions of Mediterranean coastal lagoons are dependent upon pathways of organic detritus produced within their waters (Carrada & Fresi, 1988). Several papers on coastal lagoons have emphasized the role of unpredictable fluctuations of physical variables on the quantity, size composition and functions of suspended particles (Troussellier *et al,* 1993; Arfi & Bouvy, 1995; Clavier *et al.,* 1995). By contrast only few Information has been gathered in lagoon environments on the role of particulate organic mailer biochemical composition as a main factor regulating the flux of materials and energy to the higher trophic levels (Navarro *et al.*, 1993; Pusceddu *et al.,* 1996).

In this paper a review of the main results of two different research programs carried out in the S. Gilla (Southern Sardinia) and in the Marsala (Western Sicily) lagoons is reported. This review illustrates differences in quality and quantity of particulate organic mailer in the two lagoons and aims lo identify some indicators of the nutritional value of food for benthic suspension feeders.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. General description of the S. Gilla lagoon

The lagoon of S. Gilla (Southern Sardinia, Italy) (12.5 km^2; average depth 1 m) is inserted between the Mannu-Cixerri fluvial complex and the Gulf of Cagliari. The lagoon is divided into two different areas (Masala Tagliasacchi *et al.,* 1992), due to the presence of fixed fishing structures. An upper region (10 km) is characterized by low water exchanges with the open sea whilst the pre-lagoon (2.5 km^2) is characterized by tidal fluxes and by eutrophic water inputs from the harbour of Cagliari (Serra, 1984). Here, water temperature generally shows clear seasonal fluctuations. Salinity displays episodically significant low peaks (down to about 2 psu of salinity) in relation lo rainfalls or river inputs (Pusceddu *et al.,* 1996).

2.2. General description of the Marsala lagoon

The Marsala lagoon is a semi-enclosed marine system characterized by two main communication channels with the open sea. The basin is very shallow, with a depth ranging from 2 m along the eastern shore of the platform to 0.5 m in the western area. Basin depth increases gradually to approximately 2.5 m in the southernmost area, close to the open sea. The northern channel is 450 m wide and characterized by occasional turbulent inputs of seawater. The southern mouth, which is 1450 m wide, is open to continuous seawater inflow and is characterized by internal tides. The hydrography of the central area is greatly influenced by two small islands, which act as mechanical obstacles to water circulation and generate turbulent currents. In this area a luxuriant *Posidonia oceanica* reef is present, influencing water circulation and silting. No Continental inputs are present and salinity, relatively Constant throughout the year, can reach values higher than 40.0 psu during summer (Pusceddu *et al.,* 1997).

2.3. Sampling and analytical methods

Surface water samples were collected using 10-litre PVC bottles, during a one-year period both in the S. Gilla (from November 1992 to October 1993) and in the Marsala (from January to December 1994) lagoon. In parallel, temperature and salinity were measured using a Hydrolab multiprobe, whereas rains precipitation data and wind speed (daily averaged) were kindly provided by the Elmas and Birgi Airports (for the S. Gilla and the Marsala lagoon, respectively). Details on station locations and environmental characteristics are reported in Pusceddu & Fabiano (1996) and Pusceddu *et al.* (1997).

For determination of quantity and biochemical composition of particulate organic matter 100-1000 ml of the samples were filtered under gentle vacuum onto Whatman GF/F glass-fibre filters (0.7 µm nominal pore size) and stored at -20°C until analysis. Total suspended matter concentrations (TSM), were determined gravimetrically according to Strickland & Parsons (1972). Chlorophyll-a (Chl-a) analyses were carried out according to Lorenzen & Jeffrey (1980). Particulate organic carbon (POC), nitrogen (FON), carbohydrates, proteins and lipids were determined according to standard protocols (for details see Danovaro & Fabiano, 1997).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Physical forcing on seston quantity and composition

Data reported by Pusceddu *et al.* (1996) and Pusceddu *et al.* (1997) indicate that total suspended matter (TSM) concentrations in the two investigated lagoons are mainly regulated by sediment resuspension. Indeed, they found in both lagoons that particulate matter was largely dominated by the inorganic fraction (up to 97 % during highest wind storming events, range 40-97 %), as observed al so in several estuarine ecosystems (Navarro *et al*, 1993).

In the S. Gilla lagoon a clear relationship between wind speed and TSM loads has been reported and related to the preeminent role of sediment resuspension on the water turbidity of this environment (Fig. 1, Pusceddu & Fabiano, 1996).

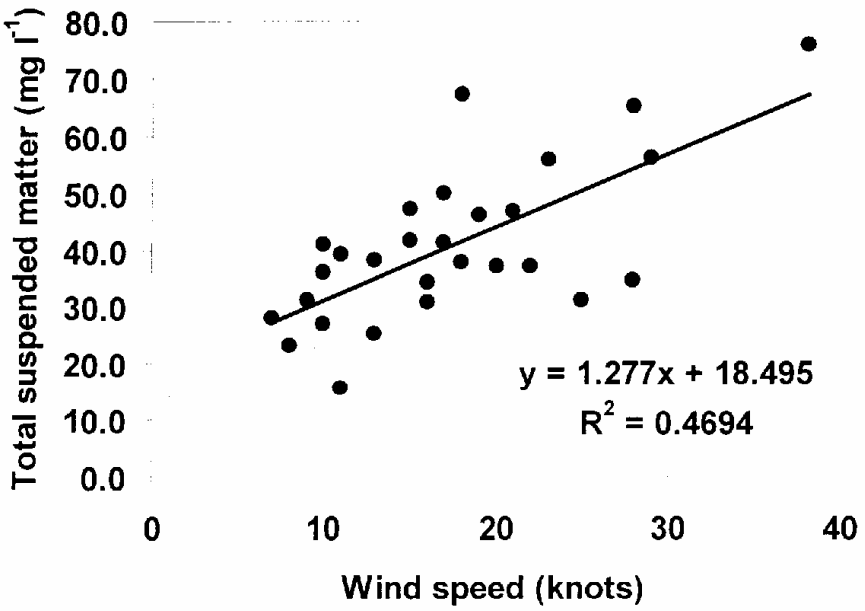


Fig. 1 - Linear relationship between total suspended matter concentrations and wind speed in the S. Gilla lagoon.

Such direct relationship has not been reported for the Marsala lagoon. However, TSM concentrations in the Marsala lagoon display a clear southward-decreasing pattern, concurrent with the increase in both water depth and macro-algae coverage (Fig. 2).

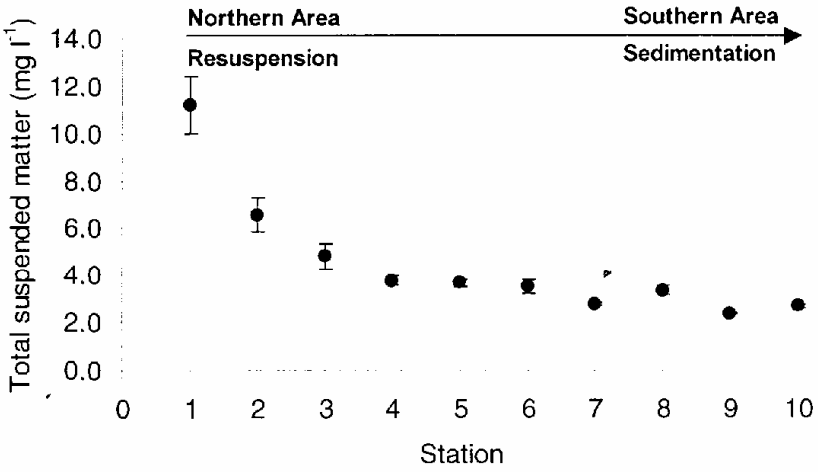


Fig. 2 - Spatial distribution of total suspended matter concentrations in the Marsala lagoon. Number of stations follows the indicated north to south transect, along the resuspension vs. sedimentation gradient, described by Pusceddu *et al.*, 1997. Standard errors are reported.

In the northern area, exposed to wind stress and only partially covered with vegetation, large amounts of suspended matter are present throughout the year. Here resuspension may be invoked as the major factor affecting the quantity of suspended matter. Moving southward, wind exposure decreasing and macro-algae coverage and water depth increasing, the concentration of total suspended matter gradually decreases. Although no continuous measure of water currents or downward fluxes of particulate matter are available for the Marsala lagoon, we might infer that these two contrasting conditions develop in a southward inverse gradient of resuspension vs. sedimentation processes (Fig. 2).

In the Marsala lagoon, sediment resuspension exerts clear effects on the biochemical composition of particulate matter, especially in the northern area (Fig. 3). On annual basis, the northern area is characterized by high concentrations of protein-enriched particles, which slightly decreased to the southern area. The observed gradient appears evident also when looking at the distribution of organic matter in the sediments, which displayed a clear organic matter accumulation pattern, with an increasing dominance of carbohydrates, moving to the central area (Pusceddu *et al,* 1999).

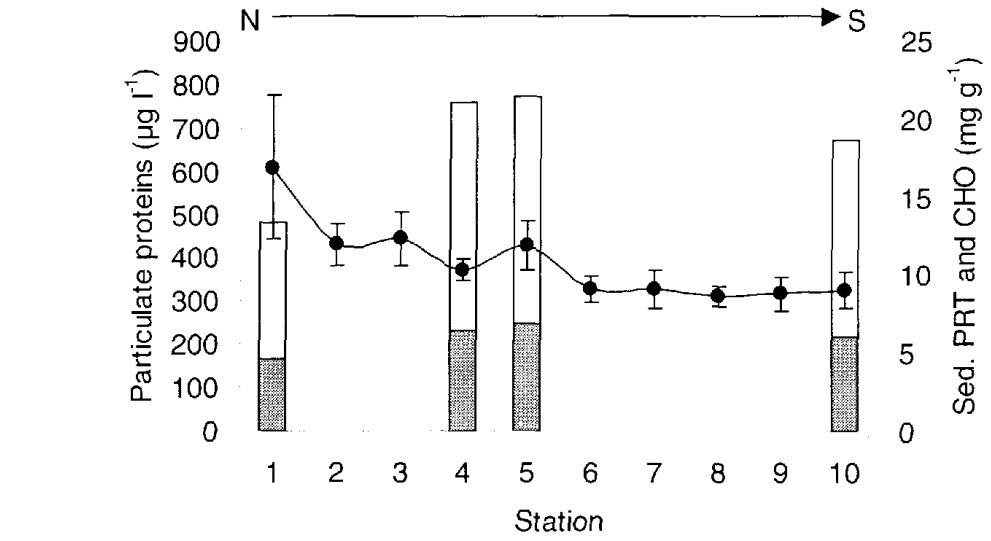


Fig. 3 - Spatial distribution of particulate protein concentrations (line ± standard error) and sedimentary carbohydrate (white bar) and protein (grey bar) content.

Sediment resuspension appears to be a regulating factor for the biochemical composition of suspended particles also in the S. Gilla lagoon. Here, a significant correlation ($r = 0.50$, $p < 0.01$) was found between the protein concentration and the wind speed (Pusceddu & Fabiano, 1996). Wind induced sediment resuspension in the S. Gilla lagoon, causing the gain of nitrogen-enriched settled material to the water column (Wainright, 1990), made available to consumers large amounts of suspended particles even rich in their labile fraction (i.e. protein fraction, Tenore, 1980).

3.2. Origin, biochemical composition and nutritional value of particles

Table 1 reports basic statistics of the concentrations of total suspended matter, chlorophyll-a, particulate organic carbon and nitrogen, particulate proteins, carbohydrates and lipids measured in the two investigated lagoons.

Tab. 1 - Basic statistics of the concentrations of total suspended matter (TSM), chlorophyll-a (Chl-a), particulate organic carbon (POC) and nitrogen (PON), particulate proteins (PRT), carbohydrates (CHO) and lipids (LIP) measured in the two investigated lagoons. Reported, within parentheses, is also the percentage contribution of each biochemical class to particulate organic matter.

S. Gilla Lagoon

	TSM mg l^{-1}	Chl-a µg l^{-1}	POC µg l^{-1}	CHO µgC l^{-1}	PRT µgC l^{-1}	LIP µgC l^{-1}
Range	16-524	1-80	5-155	55-2275	17-3149	52-3784
Avg	63	8.7	25	300 (31 ± 3)	566 (50 ± 4)	387 (19 ± 2)
Std	86	15.3	32	402	553	656
ES	15	2.7	6.0	71	98	116
Highest:Lowest	33.5	92	29	42	190	73

Marsala Lagoon

	TSM mg l^{-1}	Chl-a µg l^{-1}	POC µg l^{-1}	CHO µgC l^{-1}	PRT µgC l^{-1}	LIP µgC l^{-1}
Range	2-49	0-2.	33-1288	0-201	17-1096	5-1081
Avg	5	0.4	195	27 (11 ± 1)	189 (66 ± 6)	138 (23 ± 1)
Std	6	0.3	182	30	115	134
ES	0.5	0.1	16	2.6	10	12
Highest:Lowest	31	117	40	>200	66	200

Large amounts of particulate organic matter were present throughout the year in both lagoons, even with the highest values ever reported in the literature (Tab. 2).

Tab. 2 - Comparison of particulate carbohydrate (CHO), protein (PRT) and lipid (LIP) concentrations in marine coastal areas at different latitudes. Concentrations are reported as carbon equivalents according to Fabiano *et al.* (1996).

Area	Depth (m)	CHO µgC l^{-1}	PRT µgC l^{-1}	LIP µgC l^{-1}	References
Cretan Sea, E-MED	0-1500	5-60	3-45	3-47	Danovaro *et al.*, 1999
Ligurian Sea, W-MED	0-200	5-15	35-52	28-38	Fabiano *et al.*, 1984
Sicily Straits, W-MED	0-500	14-47	10-60	26-139	Fabiano *et al.*, 1987
Tyrrhenian Sea	0	6-108	9-152	6-473	Fabiano, 1994
Ross Sea, Antarctica	0-200	9-100	20-199	14-86	Fabiano *et al.*, 1995
Terra Nova Bay, Antarctica	0-750	3-58	5-304	, 2-6	Fabiano *et al.*, 1996
Beford Basin, Canada	2.5	64-252	98-319	97.5-330.0	Mayzaud *et al.*, 1979
Yaldad Bay, Chile	1	20-420	147-1103	22.5-420.0	Navarro *et al.*, 1993
Logy Bay, Canada	6	3-48	39-363	15-56	Navarro & Thompson, 1995
Castellammare Gulf, W MED	0-20	7-259	2-78	21-271	Sarà *et al.*, 1998
S. Gilla Lagoon	1	55-2275	17-3149	52-3784	This study
Marsala Lagoon	1	0-201	17-1096	5-1081	This study

Particulate organic matter concentrations in the S. Gilla lagoon were, on average, about 4 times higher than in the Marsala lagoon, indicating eutrophic conditions in the former and oligotrophic ones in the latter (Nixon, 1995). This was also evident in terms of chlorophyll-a concentrations that, in the S. Gilla lagoon, were more than 20 times higher than in the Marsala lagoon. The comparison of the biochemical composition of particulate organic matter revealed the dominance of proteins in both lagoons, although with slightly different contributions (Tab. 1). This was evident also from the particulate protein to carbohydrate ratio values that, on average, were 1.5 and 5.0, in the S. Gilla and in the Marsala lagoon, respectively. The dominance of particulate proteins and high values of the protein to carbohydrate ratio are characteristics of highly productive areas such as estuarine lagoons (Navarro *et al,* 1993; Sorokin *et al,* 1996) and river impacted areas such as the northern Adriatic Sea (Fabiano & Danovaro, 1994). Since high values of the protein to carbohydrate ratio suggest non-limiting conditions for the growth of benthic filler feeders (Danovaro & Fabiano, 1997), we can infer that particulate organic matter in the two investigated lagoons was characterized by relatively high food quality. In fact, in the S. Gilla lagoon high quality particles sustain very large populations of natural and cultured mollusks (such as *Tapes decussatus* and *Mytilux galloprovincialis;* Masala Tagliasacchi *et al.,* 1992) and sedentary polychaetes *(Phicopomatus enigmaticus,* Serra, 1984). By contrast, in the Marsala lagoon the abundance and biomass of benthic suspension feeding mollusks is very limited (Chemello, pers. comm.). These contrasting resuits indicate that other factors could be responsible for the presence/absence of mollusks in the two investigated lagoons.

The contribution of phytoplankton to the bulk of particulate organic carbon was relatively low both in S. Gilla and Marsala lagoons (about 17 % and 13 %, respectively). However, this difference appears loo limited to justify the absence of benthic filler feeding mollusks in the Marsala lagoon.

The ratio of particulate organic matter (POM, as sum of proteins, carbohydrates and lipids) to total suspended matter (TSM) has been widely utilized as an indicator of the fraction of suspended particulate- matter readily available for benthic suspension feeders (Navarro *et al,* 1993; Danovaro & Fabiano, 1997). In the S. Gilla lagoon the POM to TSM ratio was on average 5 + 1 % (range 1-10 %), being about two-fold lower than in the Marsala lagoon (on average 11 ± 2%). This surprising result would suggest better conditions for benthic suspension feeders occurring in the Marsala lagoon, that is not the case.

In marine environments, the contribution of the biopolymeric carbon (BPC, as sum of protein, carbohydrate and lipid carbon, Danovaro & Fabiano, 1997) to the total particulate organic carbon generally ranges from 60 to 70 %, reaching tip to 100 % when living material or bacterial-enriched detritus dominate (Danovaro *et al.,* 1999). In the S. Gilla lagoon the BPC to POC ratio, used as a measure of the readily available food (Sarà *el al.,* 1998) ranged between 19 and 100 % (on average > 65 %). In the Marsala lagoon the ratio was significantly lower (on average 50 %, t-Test $p < 0.05$, unpublished data). The illustrated comparison suggests that two main factors appear responsible of the lack of benthic filler feeding mollusks in the Marsala lagoon: 1) lower amounts of particulate organic mailer if compared lo the S. Gilla lagoon and 2) the persistence of relatively large amounts of complex organic mailer (COM, as the

fraction obtained from POC minus BPC, Fichez, 1991), as indicated by the relatively lower BPC to POC ratio. Further studies on bacterioplankton dynamics and the related role of the microbial loop in the two investigated lagoons will help to highlight the topic presented in this short review.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank Prof. M. Fabiano (University of Genoa) for his continuous scientific and human support. I am indebted with Prof. A. Mazzola (University of Palermo) for kindly providing data and information on the Marsala lagoon, Prof. M.L. Masala Tagliasacchi (University of Cagliari) and Prof. N. Della Croce (University of Genova) for providing laboratory facilities, Dr. Gianluca Sarà (University of Palermo) for very precious suggestions. I am indebted with an anonymous referee, for fundamental suggestions that largely improved the earlier version of the manuscript. Part of this work was undertaken in the frame of a grant to the author from C.I.S. (Credito Industriale Sardo - 1992-93).

REFERENCES

Alpine A.E. & Cloern J.E. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.* 37: 946-955.

Arfi R. & Bouvy M. 1995. Size, composition and distribution of particles related to wind-induced resuspension in a shallow tropical lagoon. *J. Plankton Res.* 17: 557-574,

Carrada G.C. & Fresi E. 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e sui metodi. In: Carrada G.C., Cicogna F. & Fresi E. (eds) *Le lagune costiere: ricerca e gestione.* CLEM, Massa Lubrense (Napoli), 35-56.

Clavier J., Chardy P. & Chevillon C. 1995. Sedimentation of particulate matter in the south-west lagoon of New Caledonia: spatial and temporal pattern. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 40:281-294.

Danovaro R., Dell'Anno A., Pusceddu A., Marrale D., Della Croce N., Fabiano M. & Tselepides A. (1999) Biochemical composition of pico-, nano- and microparticulate organic matter and bacterioplankton biomass in the oligotrophic Cretan Sea. *Progr. Oceanogr.,* in press.

Danovaro R. & Fabiano M. 1997. Seasonal changes in quality a quantity of food available for benthic suspension-feeders in the Golfo Marconi (Northwestern Mediterranean). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44: 723-736.

Fabiano M. 1994. La sostanza organica particellata delle acque superficiali del Golfo di Napoli. Anno Europeo dell'ambiente. Operazione "Verità Mare" 43-50.

Fabiano M., Danovaro R., Crisafi E., La Feria R., Povero P. & Acosta-Pomar L. 1995. Particulate matter composition and bacterial distribution in Terra Nova Bay (Anarchica) during summer 1989-1990. *Pol. Biol.* 15: 393-400.

Fabiano M., Danovaro R, Magazzù G., Acosta Pomar L., Decembrini F. & La Ferla R. 1987. Sostanza organica particellata e produzione primaria nelle acque superficiali del Canale di Sicilia. Anno Europeo dell'ambiente, Operazione "Isole Pelagie" 1-45.

Fabiano M., Danovaro R. & Povero P. 1996. Particulate organic matter composition in Terra Nova Bay (Ross Sea Antarctica) during summer 1990. *Antar. Sci.* 8: 7-14.

Fabiano M., Zavatarelli M. & Palmero S. 1984. Observations sur la matière organique particulaire (protéines, glucides, lipides, chlorophylle) en Mer Ligure. *Tethys* 11: 133-140.

Fichez R. 1991. Suspended particulate organic matter in a submarine cave. *Mar. Biol.* 108: 167-174.

Hansen J.A., Klump D.W., Alongi D.M., Dayton P.K. & Riddle M.J. 1992. Detrital pathways in a coral reef lagoon. 1. Detritus decomposition, benthic microbial biomass and production. *Mar. Biol.* 113: 363-372.

Lorenzen C.J. & Jeffrey S.W. 1980. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.,* 12:343-346.

Martens C.S. 1992. Biogeochemistry of organic-rich coastal lagoon sediments. Actes Symposium International sur les lagunes cotières, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, 8-14 September, 1981. *Oceanologia Acta* SP: 161-167.

Masala Tagliasacchi M.L., Fabiano M. & Cottiglia C. 1992. Seston ed accrescimento di mitili in ambiente lagunare. *Oebalia,* 17 (suppl.): 187-194.

Mayzaud J.B. & Taguchi S. 1979. Size spectral and biochemical characteristic of the particulate matter in Bedford Basin. *J. Fish Res. Board. Canada* 36: 211-218.

Navarro J.M., Clasing E., Umilia G., Asencio G., Stead R. & Herrera C. 1993. Biochemical composition and nutritional value of suspended particulate matter over a tidal fiat of Southern Chile. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 37: 140-146.

Navarro J.M. & Thompson R.J. 1995. Seasonal fluctuation in the size spectra, biochemical composition and nutritive value of the seston available to suspension-feeding bivalves in a cold ocean environment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 125: 95-106.

Pusceddu A., Sarà G., Armeni M., Fabiano M. & Mazzola A. 1999. Seasonal and spatial changes in sediment organic matter composition of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia,* in press.

Pusceddu A., Sarà G., Mazzola A. & Fabiano M. 1997. Relationships between suspended and sediment organic matter in a semi-enclosed marine System: the Stagnone di Marsala sound (Western Sicily). *Water, Air Soil Poll.* 99: 343-352.

Pusceddu A., Serra E., Sanna O. & Fabiano M. 1996. Seasonal fluctuations in the nutritional value of particulate organic matter in a lagoon. *Chemistry and Ecology,* 13:21-37.

Sarà G., Manganare» A., Cortese G., Pusceddu A. & Mazzola A. 1998. The relationship between food availability and growth in *Mytilus galloprovincialis* in the open sea (southern Mediterranean). *Aquaculture* 167: 1-15.

Serra E. 1984. Nutrienti e biomasse fitoplanctoniche nello "stagno" di S. Gilla. *Rend. Sem. Fac. Sci. Univ. Cagliari,* 54: 29-39.

Sorokin Y., Sorokin P., Giovanardi O. & Dalla Venezia L. 1996. Study of the ecosystem of the lagoon of Venice with emphasis on anthropogenic impact. *Mar. Ecol Prog. Ser.* 141:247-261.

Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Rea. Board Canada* 167: 310 pp.

Tenore K. 1983. What controls the availability to animals of detritus derived from vascular plants: organic nitrogen enrichment or calorie availability? *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 10: 307-309.

Tibbles B.J., Davis C.L., Davis J.M. & Lucas M.I. 1992. Estimates of bacterial productivity in marine sediments and water from a temperate salt-marsh lagoon. *Microb. Ecol.* 23: 195-20.

Troussellier M., Cahet G., Lebaron P. & Baleux B. 1993. Distribution and dynamics of bacterial production in relation to wind perturbations in a Mediterranean lagoon. *Limnol. Oceanogr.* 38: 193-201.

Wainright S.C. 1990. Sediment to water fluxes of particulate material and microbes by resuspension and their contribution to the planktonic food web. *Mar. Ecol. Progr.* Ser 62:271-281.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L., Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 65-74, ottobre 1999

VARIAT1ONS IN COMMUNITY PRIMARY PRODUCTIVITY, INORGANIC-N FLUXES AND DENITRIFICATION RATES IN SEAGRASS MEADOWS OF COASTAL LAGOONS OF DIFFERING EUTROPHICATION STATUS

David T. WELSH[1&2], Marco BARTOLI[1], Stephane A. RIOU[2], Monica BENATTI[1]

[1] Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma,
Viale delle Scienze, 43100 Parma, Italy.
[2] Laboratoire d'Océanographie, Université Bordeaux I, 2 rue Professeur Jolyet,
33120 Arcachon, France.

ABSTRACT

In this study, we have compared seasonal rates of gross community primary productivity, inorganic nitrogen fluxes and denitrification in a intertidal *Z. noltii* meadow in the moderately eutrophied macro-tidal Bassin d'Arcachon on the French Atlantic coast and a *R. cirrhosa* bed in the chronically eutrophied Valli di Comacchio, Italy, which is characterised by limited water exchange with the Adriatic Sea.

Despite lower water column nutrient availability and similar seagrass standing crops, gross community primary productivity was greater in Arcachon than in Comacchio, probably due to the greater instability of the later System which is subject to frequent anoxic and dystrophic events. In Arcachon, the plant/sediment system was a large net sink for both nitrates and ammonium in the water column and this sink was primarily due to the N-assimilation activity of the plants. In contrast, in Comacchio, whilst the plant/sediment System represented a small sink for nitrates, plant assimilation of ammonium was not sufficient to prevent effluxes to the water column. In both seagrass systems, losses of nitrogen via denitrification were extremely low (< 10 µmol m^{-2} h^{-1}). Thus, denitrification was not a significant "buffering" process against anthropogenic N-inputs and in Arcachon denitrification losses were compensated for by N-inputs from N-fixation. However, in Arcachon, there was a significant export of biomass and thus fixed-N from the System with the tides and this could act as a buffer against eutrophication. In contrast, in Comacchio due to the absence of water exchange, the primary producer biomass is remineralised *in situ,* regenerating inorganic-N, which acts as a positive feedback in the spiralling eutrophication regime in this lagoon.

RIASSUNTO

In questo studio, sono stati analizzati su base stagionale la produttività primaria, i flussi di azoto inorganico e i tassi di denitrificazione, in una prateria intertidale di *Z. noltii* e in un letto di *R. cirrhosa.* Lo studio è stato realizzato nel 1997 nel Bassin

d'Arcachon (*Z. noltii),* un ambiente macro-tidale moderatamente eutrofico (Francia, costa atlantica) e in un prateria di *R. cirrhosa* nelle Valli di Cornacchie (Italia), un ambiente eutrofico, caratterizzato da un limitato scambio d'acqua con l'Adriatico.

La produzione primaria di *Z. noltii* nel Bassin d'Arcachon è maggiore di quella misurato nella prateria di *R. cirrhosa* delle Valli di Cornacchie. In quest'ultimo sistema, la comunità dei produttori primari è probabilmente danneggiata dalle frequenti crisi distrofiche. Nella prateria di Z. *noltii* il sistema piante/sedimento controlla la disponibilità di nitrati e ammonio, soprattutto attraverso l'assimilazione. Nel ruppieto è stato invece osservato un notevole efflusso di ammonio dal sistema bentonico verso la colonna d'acqua. In entrambi i sistemi, le perdite di azoto per denitrificazione sono estremamente basse (<10µmol m^{-2} h^{-1}) e dimostrano che in questi sistemi la denitrificazione svolge un ruolo secondario nella regolazione del ciclo dell'azoto.

Il bilancio globale dell'azoto nel Bassin d'Arcachon, che è un sistema aperto, è influenzato in modo significativo dall'export di biomassa vegetale, mentre nel ruppieto, che è un sistema confinato, risente soprattutto dei processi di decomposizione delle biomasse.

1. INTRODUCTION

Seagrass meadows are important both ecologically, because of their high biodiversity and habitat values, and commercially as nursery environments for economically important fish and shellfish species (Stevenson, 1988; Coles *el al.,* 1993; Costanza *et al.,* 1997). Due to their extensive root and rhizome systems, seagrasses exploit both sediment and water column nutrient pools, and the high nutrient demand of their primary productivity can significantly modify nutrient cycling (Moriarty & Boon, 1989; Caffrey & Kemp, 1992).

In pristine seagrass meadows, primary productivity is considered to be limited by nitrogen availability. However, in recent decades there have been World-wide, often catastrophic losses of seagrass habitats and these have often been associated with increased eutrophication, particular increased inorganic nitrogen loads and consequent deterioration in the light environment (See Duarte, 1995; Hemminga, 1998). In general, increased nutrient loads lead to the replacement of stable seagrass communities by unstable plant communities dominated by fast growing ephemeral macro-algae (Cambridge & McComb, 1984; Neuendorfer & Kemp, 1993; Duarte, 1995). However, these changes in community structure are not a linear process, but occur as sudden dramatic shifts which are not directly linked to changes in nutrient loads (Cambridge & McComb, 1984; Duarte, 1995), indicating that inherent system buffering capacities and/or feedback mechanisms may play a significant role. Due to the non-linearity of these responses to increased N-loads, a profound understanding of the nitrogen dynamics of seagrass ecosystems and the impact of eutrophication on these dynamics is essential for the preservation and management of these valuable ecosystems.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study sites

The Bassin d'Arcachon is a macro-tidal coastal lagoon (155 km^2) situated on the French Atlantic coast, the lagoon is dominated by meadows of the seagrass *Zostera noltii* which colonises 70 km^2 of the intertidal mudflats. The Bassin receives moderate loads of nitrogen, mainly as nitrate, from the river "La Leyre". In recent years increasing eutrophication has been linked with sporadic blooms of ephemeral macroalgae, mainly in the Leyre Delta (Auby *et al.,* 1994). The sampling station used in this study was situated in a relatively homogenous seagrass meadow on the "ile aux Oiseaux" in the central well mixed portion of the Bassin (See Welsh et al., 1996 for a full description).

The Valli di Cornacchie is a series of shallow, man-made lagoons with a total surface area of 114.5 km^2 on the Adriatic coast of Italy, 40 km north of Ravenna. The lagoons receive high nutrient inputs from the Reno river and water exchange with the Adriatic is extremely limited and via man controlled sluices, which are generally only operated in spring and autumn (Dallocchio *et al.,* 1998). Increased eutrophication of the lagoon system has resulted in catastrophic losses of seagrass meadows which previously colonised most of the area, but which now persist only in some marginal areas (Piccoli, 1998). The sampling site used in this study was located in one of the residual *Ruppia cirrhosa* beds in the southern part of the lagoon, in the area known as Valli Smarlacca.

2.2. Rate, flux and biomass determinations

Sediment samples were hand collected using Plexiglass core tubes of various diameters. Cores were stored in the laboratory in mesocosms of water from the sampling sites at *in situ* temperature under either natural (Arcachon) or artificial light at the same intensity as measured in the field (Comacchio). Ali process and flux rates were measured within 36 hours of core collection. Samples were collected in Arcachon in February, May and October and in Comacchio in January, May and October 1997.

Denitrification rates were determined in 40 x 20 (internal diameter) cm cores, using the isotope pairing technique of Nielsen (1992) following a standard addition of 30 µM ^{15}N-nitrate to the water column. A small aquarium pump was fitted inside each core to ensure that the water column was well mixed and the incubation time was determined from the sediment oxygen demand such that the water column oxygen concentration remained above 80% saturation.

Fluxes of oxygen and nutrients were determined using the same System in cores sealed with floating lids. Flux rates were calculated using the general flux equation:

$$F = (C_0\text{-}C_T)V/A \cdot T$$

Where, C_0 and C_T are the species concentrations at time zero and time T; V is the volume of water in the individual core and A the sediment surface area.

Nitrogen fixation rates were determined as acetylene reduction rates, as previously described (Welsh *et al*., 1997). Biomass samples were sieved under running seawater to remove the sediment and the living shoots and, root and rhizome biomass hand sorted. The separate biomass fractions were briefly rinsed with freshwater to remove salts and dried at 70 °C for 24 hours to determine dry weights.

2.3. Analytical methods

Dissolved oxygen concentrations were determined by Winkler titration, (A.P.H.A., 1975), ammonium concentrations by the indophenol-blue method (Koroleff, 1970). Nitrate was determined as nitrite after reduction over cadmium columns on a Technicon II autoanalyser, following diazotation (A.P.H.A. 1975), data were corrected for the ambient nitrite concentration.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Water column concentrations of total dissolved inorganic nitrogen (DIN) were highest at both sites in winter and were somewhat higher in Comacchio compared to Arcachon (Tab. 1). In Arcachon, nitrate was the principal source of DIN in the water column due to the dominance of N-inputs from agricultural run-off (Auby *et al.,* 1994). Whereas, in Comacchio as a result of the limited water exchange with the Adriatic Sea, there was substantial reminerilisation of macrophyte and macroalgal biomass *in situ,* which resulted in higher water column ammonium concentrations (Tab. 1).

Tab. 1 - Water column temperatures and concentrations of total dissolved inorganic nitrogen (DIN), nitrate, ammonium (Amm) and biomasses of *Z. noltii* and *R. cirrhosa* over the sampling period.

Location and sample period	Temp (°C)	Seagrass biomass (g DW m^{-2})			Nutrients (µM)		
		Shoots	Roots & Rhiz	Total	DIN	Nitrate	Amm.
Arcachon (Feb)	12	36	25	61	27.4	22.4	3.4
Arcachon (May)	22	86	63	149	12.9	10.4	2.3
Arcachon (Oct)	17	88	66	154	10.3	1.7	7.9
Comacchio (Jan)	5	58	41	99	62.3	16.4	45.9
Comacchio (May)	15	117	46	163	7.5	4.8	2.7
Comacchio (Oct)	23	89	17	106	18.4	3.3	15.1

Despite the higher availability of DIN and the similar standing crops of *R. cirrhosa* and *Z. noltii* (Tab. 1), rates of photosynthetic oxygen production and gross community primary productivity in Comacchio were substantially lower than in Arcachon (Tab. 2). This lower productivity is probably due to the greater environmental instability associated with this chronically eutrophied System, which regularly suffers anoxic and dystrophic events (Sorokin *et al.,* 1996). The high ratios of photosynthetic oxygen production rates to dark respiration rates (P:R ratios) in Arcachon indicate that much of the carbon fixed by the community is exported from the System (Tab. 2). In contrast in Comacchio, P:R ratios were low (Tab. 2), indicating that the vast majority of the carbon fixed by the photosynthetic community was remineralised *in situ.*

Tab. 2 - Rates of light O_2 production rates, dark respiration rates, gross community primary productivity (calculated by difference) and photosynthesis to respiration (P:R) ratios at the two sites.

Location and sample period	Light O_2 evolution (mmol m^{-2} h^{-1})	Dark respiration rate (mmol m^{-2} h^{-1})	Gross production (mmol m^{-2} h^{-1})	P : R ratio
Arcachon (Feb)	5.9	-3.6	9.5	1.64
Arcachon (May)	29.6	-10.5	40.1	2.82
Arcachon (Oct)	18.8	-9.7	28.5	1.93
Comacchio (Jan)	1.0	-1.0	2.0	1.01
Comacchio (May)	2.4	-3.8	6.2	0.64
Comacchio (Oct)	9.8	-5.9	15.7	1.65

In both systems, fluxes of nitrate were always directed towards the plant/ sediment system (Tab. 3). However, despite lower nitrate concentrations (Tab. 1), the fluxes in the *Z noltii* meadows were greater than those in the R cirrhosa beds (Tab. 3), with the exception of the October incubations when the low water column nitrate concentration of 1.7 µM, severely limited fluxes. Indeed, the seagrass sediment System in Arcachon represented an large sink for nitrates and nitrate fluxes under both light and dark incubations increased linearly with increasing nitrate concentration (Fig. 1).

Tab. 3 - Sediment water column fluxes of dissolved inorganic nitrogen (DIN), nitrates and ammonium during light and dark incubations in 1997. All flux rates are in µmol m^{-2} h^{-1}; a negative flux value indicates that the flux was from the water column towards the plant/sediment system.

Location and	DIN		Nitrate		Ammonium	
sampling period	Light	Dark	Light	Dark	Light	Dark
Arcachon (Feb)	-1068	-839	-879	-695	-169	-126
Arcachon (May)	-2419	-936	-2153	-888	-213	-73
Arcachon (Oct)	-809	-841	-141	-105	-637	-707
Comacchio (Feb)	-207	-62	-104	-102	-103	41
Comacchio (May)	-235	-194	-163	-158	-72	-36
Comacchio (Oct)	-247	503	-32	-17	-215	520

Mechanistic studies were performed in Arcachon comparing inorganic N fluxes in cores of entire or defoliated plants, to elucidate the role of the seagrasses in regulating fluxes. The results, summarised in Figure 2, demonstrate that N-assimilation by the plants was the major determinant of the fluxes, as removal of the plant leaves essentially abolished nitrate fluxes and resulted in significant effluxes of ammonium, whereas, in incubations of whole plants ammonium influxes of greater than 500 µmol. $m^{-2}.h^{-1}$ were determined during both light and dark incubations. Thus, in Arcachon, the seagrasses represent a large sink for water column DIN and their activity may significantly reduce DIN concentrations in the water column, whereas, in Comacchio, this assimilation sink for DIN appears to be largely saturated and N-fluxes are low (Tab. 3).

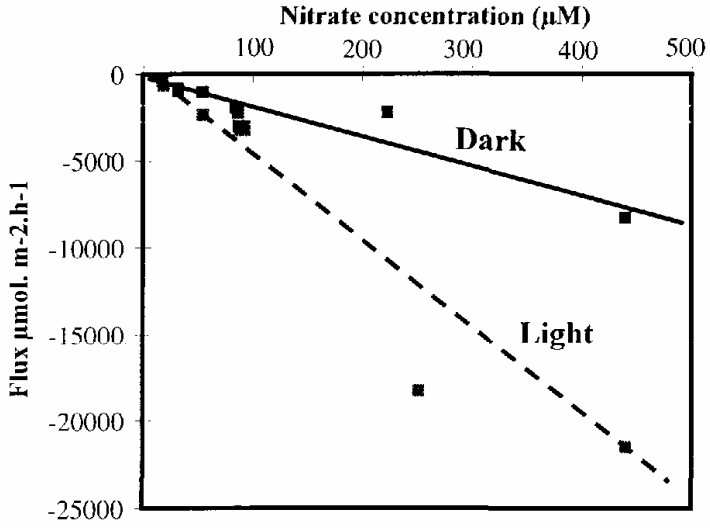


Fig. 1 - Effect of water column nitrate concentration on nitrate fluxes during light and dark incubations of *Z. noltii* colonised sediments from the Bassin d'Arcachon in May 1997. Data points represent individual cores and lines were determined by linear regression of the data.

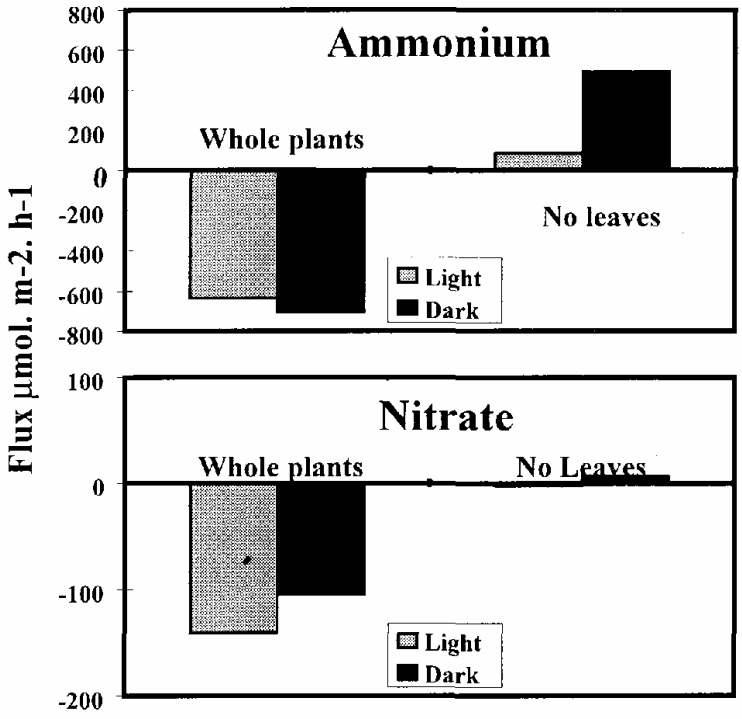


Fig. 2 - Effect of removing the *Zostera noltii* leaves on light and dark fluxes of nitrate and ammonium. Experiments were conducted in Arcachon in October 1997; Please note differences in scales.

In both seagrass beds, losses of nitrogen from the System via denitrification were extremely low (Tab. 4.), with total denitrification rates being consistently less than 10 and 6 µmol N m^{-2} h^{-1} in Cornacchio and Arcachon, respectively. Rates of denitrification based on nitrates diffusing from the overlying water column (D_W) were always below 6 and 2 µmol N $m^{-2}h^{-1}$ in Cornacchie and Arcachon respectively, and represented only a minor fraction of total nitrate fluxes. For example in Arcachon rates of D_W represented only 0.1 to 0.7 and 0.2 to 1.3% respectively, of the total light and dark nitrate fluxes. Similarly, rates of denitrification coupled to nitrification in the sediments were also low and thus in these seagrass beds, denitrification did not represent a significant loss process for fixed nitrogen.

Tab. 4 - Seasonal rates of total denitrification (Tot), denitrification based on water column nitrates (D_W) and coupled to nitrification in the sediment (D_N) measured in Arcachon and Comacchio during light and dark incubations using the isotope pairing technique.
All rates are expressed as µmol N. m^{-2} h^{-1}

Location and	Light incubations			Dark incubations		
sampling period	Tot	D_W	D_N	Tot	D_W	D_N
Arcachon (Feb)	2.9	1.0	2.0	3.6	1.2	2.4
Arcachon (May)	2.5	1.2	1.3	5.8	1.7	4.1
Arcachon (Oct)	3.1	0.7	2.4	4.1	1.2	2.9
Comacchio (Jan)	9.7	5.9	3.8	9.7	5.4	4.3
Comacchio (May)	5.4	2.2	3.2	4.7	2.0	2.7
Comacchio (Oct)	2.0	2.0	0.0	2.3	2.3	0.0

Indeed, in Arcachon, where nitrogen fixation rates were also determined, these inputs more than balanced the N-losses via denitrification during both light and dark incubations (Tab. 5.). These, results are in accord with those measured in temperate Z marina meadows, where N- inputs from nitrogen fixation were also observed to be greater than losses by denitrification (McGlathery et al., 1998) and underline the generally conservative nature of seagrass meadows with respect to nitrogen.

Tab. 5 - Rates of nitrogen fixation, total denitrification and net N_2 fluxes (N-fix - denitrification) measured during light and dark incubation of *Z. noltii* colonised sediments in Arcachon.
All rates are given in µmol N. m^{-2}. h^{-1}.

Time period	Light incubations			Dark incubations		
	N-fixation	Denitrification	Net N_2 Flux	N-fixation	Denitrification	Net N_2 flux
February	5.3	2.8	2.5	4.0	3.6	0.4
May	17.0	2.5	14.6	7.7	5.8	2.0
October	12.1	3.1	9.0	7.9	4.1	3.8

4. CONCLUSIONS

In the Bassin d'Arcachon, the seagrass beds are subject to moderate levels of eutrophication due to run-off of mainly nitrate from areas of intensive maize farming within the catchment area of the river La Leyre (Auby *et al.,* 1994). However, primary production within the seagrass beds remains limited by nitrogen availability, as evidenced by the high rates of nitrogen fixation and the large capacity of the seagrasses to assimilate inorganic nitrogen from the water column. This rapid assimilation of inorganic-N by the Z. *noltii* effectively limits its availability in the water column to other primary producers. Thus, opportunistic free-floating macro-algae are only able to proliferate in the confined eastern part of the Bassin close to the major freshwater inputs (Auby *et al.,* 1994). Losses of fixed nitrogen from the System via denitrification of water column nitrates and coupled nitrification-denitrification in the sediment compartment are negligible and are more than balanced by nitrogen inputs to the sediments from nitrogen fixation. However, the high ratios of photosynthetic oxygen production to respiration rates indicate that there is a substantial export of fixed carbon from the system as biomass (shed leaves). This large export of organic matter and thereby of organic nitrogen in this macro-tidal lagoon acts as buffer against eutrophication, due to the net loss of fixed nitrogen from the lagoon to the Atlantic Ocean. This net export of fixed nitrogen, maintains the nitrogen limitation within the seagrass beds and thus, the capacity of the plants to rapidly remove further anthropogenic nitrogen inputs from the water column.

In contras, due to the chronic levels of eutrophication in the Valle di Comacchio the nitrogen fluxes to the seagrasses are low and the assimilation capacity of the plant roots is insufficient to prevent ammonia effluxing to the water column during the dark period. Thus, the N-assimilation capacity of the *R. cirrhosa* is not sufficient to significantly reduce the availability of inorganic nitrogen sources in the water column and this leads to extensive growth of both free-floating and epiphytic micro and macro-algae. The proliferation of these opportunistic algae acts as a positive feedback for eutrophication by further limiting the production of the *R. cirrhosa* and thus their N-assimilation capacity, due to competition for light (Duarte, 1995; Hemminga, 1998). Additionally, the environmental instability which results from the high organic matter loads to the sediments, causes sporadic anoxic and dystrophic events in the water column during the warm summer months (Sorokin *et al.,* 1996), which have a further negative impact on the seagrass beds (Goodman *et al,* 1995). Similarly to in Arcachon, losses of fixed nitrogen from the System due to denitrification and coupled nitrification-denitrification are very low and have little effect on the overall level of eutrophication. Additionally, due to the extremely limited water exchange between the lagoon System and the Adriatic Sea, there is very little export of nitrogen as DIN or plant biomass as evidenced by the low ratios of photosynthetic oxygen production to respiratory oxygen demand, which demonstrate that most of the produced biomass is remineralised *in situ.* Thus, the nitrogen incorporated into primary producer biomasses, is regenerated *in situ* yielding high water column ammonium concentrations. This results in a feedback loop of eutrophication, as a major proportion of each years nitrogen inputs are accumulated

within the lagoon System. This spiralling eutrophication status, has resulted in the loss of the major part of the seagrass meadows in the Valle di Comacchio over the past 20 years (Piccoli, 1998) and threatens the continued existence of the few residual seagrass meadows which persist in the margins of the lagoon, as the highly variable primary productivity in these areas indicates that the general health of these meadows is poor.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study is a contribution to the European Union ELOISE programme (ELOISE No. 093) carried out within the frameworks of the NICE (Grant No. MAS3-CT96-0048) and ROBUST (Grant No. ENV4-CT96-0218) programmes. S. Riou was supported by a grant from EFREMER-UMR 13 and Region Aquitaine.

REFERENCES

A.P.H.A. 1975. Standard methods for the examination of water and wastewaters. 14th Ed. A.P.H.A., Washington, USA. 1193 pp.

Auby I., Manaud F., Maurer D. & Trut G. 1994. Elude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. Rapport IFREMER-CEMAGREF-SSA-SABARC. IFREMER, Arcachon, France. 163 pp.

Caffrey J.M. & Kemp W.M. 1992. Influence of the submerged plant, *Potamogeton perfoliatus,* on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.,* 37: 1483-1495.

Cambridge M.L. & McComb AJ. 1984. The losses of seagrasses in Cockburn Sound, Western Australia. I The lime course and magnetude of seagrass decline in relation to industrial development. *Aquat. Bot.,* 20: 229-243.

Coles R.G., Warren J.L., Watson R.A. & Derbyshire K.J. 1993. Distribution of seagrasses, and their penaid prawn communities, in Cairns Harbour, a tropical estuary, Northern Queensland, Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res,,* 44: 193-210.

Costanza R., D'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neil R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Suttom P. & van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature,* 387: 253-260.

Dallochio F., Ghion F., Milan C. & Viaroli P. 1998. Variazioni temporali delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque delle Valli di Comacchio. In: Risanamento e tutela delle Valli di Camacchio fra conservazione ambientale e valorizzazione produttiva. *Atti del Convegno Scientifico Comacchio:* 4-15.

Duarte C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia,* 41: 87-112.

Goodman J.L., Moore K.A. & Dennison W.C. 1995. Photosynthetic responses of eelgrass *(Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. *Aquat. Bot., 50:* 37-47.

Hemminga M.A. 1998. The root/rhizome System of seagrasses: an asset and a burden. *J. SeaRes.,39:* 183-196.

Koroleff F. 1970. Direct determinations of ammonia in natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methodology for seawater analysis. I.C.E.S. Inter laboratory Rep., No 3: 19-22.

McGlathery K.J., Risgaard-Petersen, N. & Christensen, P.B. 1998. Temporal and spatial variation in nitrogen fixation activity in the eelgrass *Zostera marina* rhizosphere. *Mar. Ecol Prog. Ser:.* 168: 245-258.

Moriarty D.J.W. & Boon P.I. 1989. Interactions of seagrasses with sediment and water. In: Larkum A.W.D., McComb A.J. & Shepard S.A. (Eds). Biology of seagrasses. Elsevier, Amsterdam. 500-535.

Neucndorfer J.V. & Kemp W.M. 1993. Nitrogen versus phosphorus enrichment of brackish waters: response of the submerged plant *Potamogeton perfoliatus* and its associated algal community. *Mar. Ecol. Prog. Set:,* 94: 71-82.

Nielsen L.P. 1992. Denitrification in sediment determined from isotope pairing. *FEMS Microb. Ecol..* 86: 357-362.

Piccoli F. 1998. Passato e presente della vegetazione delle Valli di Comacchio. In: Risanamento e tutela delle Valli di Comacchio fra conservazione ambientale e valorizzazione produttiva. *Atti del Convegno Scientifico Comacchio:* 24-27'.

Sorokin Y.I., Sorokin P.Y. & Gnes A. 1996. Structure and functioning of the anthropogenically transibrmed Comacchio lagoonal ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser:.* 133: 57-71.

Stevenson J.C. 1988. Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. *Limnol. Oceanogr.,* 33: 867-893.

Welsh D.T., Bourguès S., de Wit R. & Auby I. 1996. Seasonal variations in nitrogen-fixation (acetylene reduction) and sulphate reduction rates in the rhizosphere of *Zostera noltii:* nitrogen fixation by sulphate-reducing bacteria. *Mar Biol.,* 125: 619-628.

Welsh D.T., Bourguès S., de Wit R. & Auby I. 1997. Effect of plant photosynthesis, carbon sources and ammonium availability on nitrogen fixation rates in the rhizosphere of *Zostera noltii. Aquat. Microb. Ecol.,* 12: 285-290.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L., Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 75-84, ottobre 1999

ACCUMULATION OF PHOSPHORUS IN RELATION TO IRON AND SULPHUR CONTENTS IN THE SURFICIAL SEDIMENTS OF THREE COASTAL LAGOONS: SACCA DI CORO, VALLE SMARLACCA (ITALY) AND ARCACHON BAY (FRANGE)

Roberta AZZONI, Gianmarco GIORDANI, Samuele GAZZOLA, Michele BONOLI

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma

ABSTRACT

Interactions between the phosphorus, sulphur and iron cycles have been analysed in the sediments of three coastal lagoons. We have considered three stations in Sacca di Goro, one in Valle Smarlacca (Northern Adriatic coast, Italy) and two in Arcachon Bay (France), which differ with respect to their primary producer communities, sediment composition and total phosphorus loading. Sediment cores were collected in the Sacca di Goro in the July 1996, in the Valle Smarlacca in the October 1996 and in the Arcachon Bay in the August 1997. During 1997, at stations of the Sacca di Goro and Valle Smarlacca, sediment cores were collected at 2-3 months intervals. At each station benthic fluxes of phosphates, concentration profiles and speciation of P, Fe and S pools were determined.

The phosphorus content in the superficial sediments was related to the presence of rooted plants (organic P) and to the external loading (total P). The amorphous ferric iron pool was particularly important in regulating exchanges of phosphate between the sediment and water column. However, it did not significantly influence total sediment P concentrations, since calcium bound phosphate pool was dominant, representing more than 90% of the total inorganic-P pool. Changes in the sediment Fe, S and P pools were analysed in order to assess the role of iron in regulating, through the direct precipitation of sulphides and phosphate, their mobility in the sediment and between the sediment and water column. At stations where seasonally large pools of ferric iron and iron bound phosphate occurred, sulphate reduction rates and the accumulation/oxidation of iron sulphides were the dominant factors controlling phosphate mobility and hence its availability to primary producers.

RIASSUNTO

La disponibilità e la mobilità del P nei sedimenti sono legate ai processi di ossido-riduzione dei cicli sedimentari di zolfo e ferro (Roden & Edmonds, 1997). Nei sedimenti superficiali delle lagune costiere, elevati tassi di solfato-riduzione portano alla

produzione di elevate quantità di solfuri di sciolti che in presenza di ferro ferroso o ferrico vengono precipitati formando solfuri ferrosi insolubili (FeS_x). Il ferro ferrico, in particolare nella forma amorfa, è in grado di complessare lo ione fosfato accumulandolo nel sedimento. Le condizioni riducenti ed il consumo di ferro ferrico indotte dalla solfato riduzione possono favorire il rilascio del fosforo nell'acqua interstiziale e nella colonna d'acqua. In generale, il fosforo si accumula nei sedimenti marini come materiale organico parzialmente degradato, come fosfato inorganico forma minerali insolubili con Ca, Al, Fe e Mn e può essere adsorbito su particelle di argilla, ossidi idrati e carbonati.

Le interazioni tra fosforo, zolfo e ferro sono state analizzate nei sedimenti di tre lagune costiere. Sono state considerate tre stazioni nella Sacca di Goro, una nella Valle Smarlacca (Italia) e due nella Baia di Arcachon (Francia), che rappresentano diverse condizioni di copertura vegetale, composizione del sedimento e carico di fosforo. Carote di sedimento sono state raccolte nella Sacca di Goro nel luglio '96, nella Valle Smarlacca nell'ottobre '96 e nella Baia di Arcachon nell'agosto '97. Nel 1997, in tre stazioni della Sacca di Goro e in Valle Smarlacca sono state raccolte carote di sedimento ogni 2-3 mesi. Per ogni stazione sono stati misurati flussi bentici di fosfati e profili di concentrazione dei vari pool di P, Fe e S.

Il contenuto di fosforo nei sedimenti superficiali risulta essere legato alla presenza di piante radicate (P organico) e ai carichi esterni (P totale). La presenza di ferro ferrico amorfo è particolarmente importante negli scambi di fosforo tra acqua e sedimento, sebbene non influisca quantitativamente sul P accumulato, poiché il pool legato al calcio è largamente dominante (più del 90% del P totale inorganico). L'elevata produzione di solfuri, osservata in alcuni ambienti, quando è accoppiata ad elevate concentrazioni di P legato al Fe può portare alla mobilizzazione di elevate quantità di fosforo direttamente disponibili per i produttori primari.

1. INTRODUCTION

Phosphate availability and mobility in sediments is linked to oxidation/reduction processes of the Fe and S cycles (Roden & Edmonds, 1997). In the surficial sediments of coastal lagoons, elevated rates of sulphate-reduction lead to the production of dissolved sulphides which in the presence of ferrous or ferric iron precipitate as ferrous sulphides (FeS_x). Ferric iron, particularly in the amorphous form, is able to complex the orthophosphate ion leading to its accumulation and immobilisation in the sediment. Reducing conditions and the depletion of ferric iron as a result of sulphate reduction would favour the release of this phosphate to the pore water and thereby to the water column. In general, phosphorus accumulates in marine and coastal sediments as organic P in the detritus derived from organic matter pool, as insoluble phosphate minerals (Ca, Al, Fe and Mn-bound PO_4) and adsorbed onto clay, hydrated oxide and carbonate particles.

The aim of this study was to analyse the accumulation of phosphorus in the

sediment in relation to oxidation/reduction processes linked to sulphur and iron cycle in three different European lagoons. In particular, we focus on the speciation of phosphorus, iron and sulphur and its effects on pore water concentrations and benthic fluxes of phosphates.

2. STUDY AREA

The Sacca di Coro (44°47'N-44°50'N and 12°15'-12°20'E) is a shallow water embayment of the Po river delta (northern Italy) with a surface area of 26 Km^2. In this lagoon, three stations differing in sediment granulometry, hydrology and primary producer community were studied. Station G is affected by freshwater inputs from the Po di Volano river and colonised by benthic diatoms, the sediment is mostly clay. Station 4, located in the centre of the lagoon, is characterised by higher water exchanges with the sea; the sediment is mostly silt. Station 17 is positioned in the sheltered part of the lagoon, isolated from the sea by a sand bank; the sediment is mostly clay. At the latter two stations blooms of macroalgae, in particular *Ulva* spp., and annual dystrophic crises occur with release of free sulphides and phosphate to the water column when these blooms collapse and decompose at the sediment surface (Viaroli *et al.,* 1992).

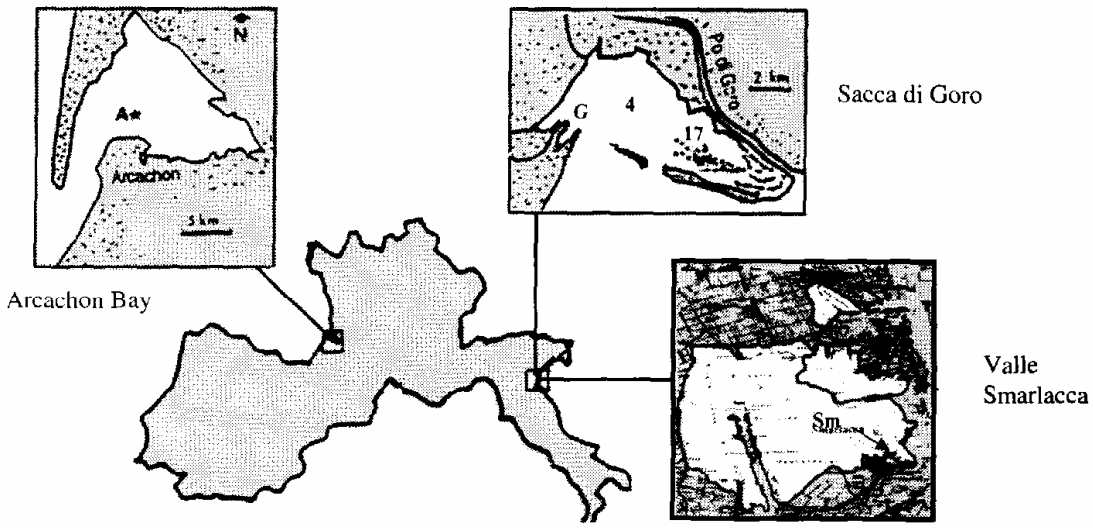


Fig. 1 - Map showing the location of the three lagoons investigated

The Valle Smarlacca lagoon is located in the south-east corner of the Valli di Comacchio lagoonal system (44°20'N and 12°10'E) and has a surface area of 2 km^2. The station named SM is located in an area partially covered by the phanerogam *Ruppia cirrhosa* and characterised by slow water renewal. The surficial sediment is mainly composed of silts and is rich in organic matter produced by *R. cirrhosa* and epiphytes which settle onto the sediment.

Arcachon Bay (44°40'N, 1°10'W) is a large macrotidal lagoon located on the French Atlantic coast. The tidal range is 2-3 m and at low water approximately 75% of

the total surface (155 Km^2) is exposed. Sediments are composed of fine clayish muds to muddy sands; samples were collected in 2 zones: the first (station Z), where the sediment is colonised by uniform meadows of *Zostera noltii,* and the second one (station N) where the sediment is not colonised by macrophytes and appeared bare.

3. METHODS

On July 1996 at 3 stations of the Sacca di Goro and on October 1996 in the Valle Smarlacca, triplicate sediment cores (i.d. 5 cm, length 30 cm) were collected using a hand corer. In these cores we have considered 6 layers: the thickness of the layers was 1 cm for the top one and 2 cm for the sections below. Furthermore, at these 4 stations, 7 samplings were conducted, approximately bimonthly from January 1997 to January 1998 collecting 5 sediment cores (i.d. 5 cm, length 30 cm) on each sampling date. In these cores we have considered 3 layers (0-2: 2-5: 5-10 cm). In this period, 10 additional cores (i.d. 8 cm, length 40 cm) were collected for each station, to measure light and dark benthic fluxes of phosphates. In August 1997, at low tide, 5 small cores (i.d. 5 cm, length 30 cm) were collected at stations Z and N of Arcachon Bay. In these small cores we, have considered just the first cm layer.

Cores were stored in an aerated water bath until analysed. Sedimentary pools of phosphorus, iron and reduced sulphur, organic matter and porosity were measured except for the cores collected for the benthic fluxes measurements. The sedimentary pools of phosphorus, iron and reduced sulphur were measured by sequential extractions methods since they are considered the more reliable and standardised methods (Lovely & Phillips, 1987; Fossing & Jorgensen, 1989; Ruttemberg, 1992; Barbanti *et al,* 1994).

Porosity and dry weight were measured as weight loss at 105°C for 24 hours of 1 ml of sediment. Porosity is expressed as mi of ..water per 1 mi of sediment and dry sediment as g of dry sediment in 1 g of wet sediment. Organic matter content was measured as loss of dry weight following incineration at 450 °C for 2 hours of 0.5 g of dry sediment. Porewater samples were obtained under anoxic conditions by means of squeezer extraction according to Reeburgh (1967) and were immediately acidified with 1 ml of 0.5M HC1 to prevent precipitation of Fe and PO_4. Ferrous iron was measured spectrophotometrically by the ferrozine method (Lovley and Phillips, 1987) and PO_4 using the molybdate method (Murphy & Riley, 1962). Three phosphorus pools were measured by sequential extractions on 1 ml of wet sediment. Exchangeable PO_4 (Exch. PO_4) was measured by two anoxic extractions of 2 hours with 1M MgC_2 buffered to pH 7.5. The PO_4 bound to Fe (Fe-PO_4) was extracted with 0.1M NaOH for 18 hours and the calcium bound PCU (Ca-PCU) was extracted with 0.5M HC1 for 1 hour. Following NaOH and HC1 extractions, the sediment was rinsed with 1M $MgCl_2$ to extract released PO_4 re-adsorbed onto sediment particles. After the extractions, the slurries were centrifuged and PO_4 was measured in the surnatant. In the sediment of Arcachon Bay, the calcium bound pool was separated into 2 pools according to Ruttemberg (1992). Authigenic Ca-PO_4 (extracted with 1M Na-acetate buffered to pH 4 with acetic acid in 6 hours) includes authigenic carbonate fluorapatite, biogenic apatite and $CaCO_3$-associated P. This pool represents the more reactive part of calcium bound P and can be

considered as a sedimentary sink for PO_4. Detrital Ca-PO_4 (extracted with 0.5M HC1 in 1 hour) includes apatite of igneous or metamorphic origin which is minimally reactive and not involved in the phosphorus recycling. Total phosphorus (TP) was measured after extraction from 0.1 g of ashed sediment with 37% HC1 and spectrophotometric determination at 700 nm (Aspila *et al.,* 1976). Total organic P (TOP) was calculated as difference between TP and the sum of the P pools extracted from the wet sediment. Iron pools were measured from 1 ml of wet sediment by 2 parallel extractions: with 0.5M HCl, for amorphous or poorly crystalline iron and with 6M HC1 for total minus pyrite and some stable iron oxides which do not react with 6M HC1. The latter is defined "reactive iron". Immediately after slicing, the sediment samples were fixed in 20 ml of acid and shaken for 12 hours. Ferrous iron was measured after centrifugation with the ferrozine method. Total extractable iron (ferrous and ferric iron) of each extraction, was determined following the reduction of ferric iron with 0.3M hydroxylamine chlorhydrate, by means of the ferrozine method. Amorphous and reactive ferric iron were calculated by difference between total extractable and ferrous iron. Reduced sulphur pools, namely acid volatile sulphide (AVS) and chromium reducible sulphur (CRS), were determined by means of two sequential distillations under anoxic conditions (Fossing & Jorgensen, 1989). AVS includes free sulphides and iron monosulphide and was measured as F^S released by the addition of 10 cm^1 of 6M HC1 to about 1 g of sediment fixed in 5 ml 2% w/w zinc acetate. CRS, which represents the remaining inorganic reduced sulphur, including pyrite and elemental sulphur, was extracted with 10 cm^3 1M $CrCl_2$ in 0.5M HCl. The latter extraction was carried out at room temperature for 20 minutes and at 100°C for 40 minutes. At each step, the sulphides produced were removed by an N_2 stream, fixed in 1 00 mi 2% w/w Zn-acetate trap and then measured by the methylene blue method (Cline, 1969).

Benthic fluxes of phosphates were measured during 1 hour light and dark incubations of intact sediment cores at *in situ* temperature. Phosphorus fluxes were measured as changes in water concentration versus lime (at last 3 points) according to the equation below:

$$F = \frac{(\alpha \times V)}{A}$$

Where F is the benthic flux of phosphate, a is the slope of the linear regression of concentration versus time, A is the sediment surface area and V is the water volume.

4. RESULTS AND DISCUSSION

The sediments of the Sacca di Goro were particularly rich in iron and phosphorus (Table 1) respect to the other lagoons. The total phosphorus content was approx. 2-fold greater than in the sediments of the other 2 lagoons. The reactive iron content (ferric and ferrous iron extractable with 6M HC1) was twice than that in Valle Smarlacca and higher than in the Arcachon Bay particularly in the bare sediment of station N. The latter appeared particularly rich in sand with low values of porosity and organic matter content.

The highest organic matter contents coupled with high concentrations of

organic phosphorus were observed at the stations colonised by rooted phanerogams (*Ruppia* and *Zostera* at the stations SM and Z respectively) and at station G which receives high detrital inputs from the Po di Volano river (Tab. 1, Tab. 2, Fig. 5, Fig. 6).

Tab. 1 - Porosity and concentrations of organic matter, reactive iron and total phosphorus in the surficial sediment of the 6 investigated stations measured in the '96 at Sacca di Goro and Valle Smarlacca and in the '97 at Arcachon Bay. Reactive iron of Sacca di Goro and Valle Smarlacca is relative to the top layer measured in the '97.

Lagoon	Station	Porosity	Organic matter (% d.w.)	Reactive Fe (µmol ml^{-1})	TP (µmol ml^{-1})
Sacca di Goro	G	0.80±0.03	14.7±1.1	189±25	16.5±1.8
	4	0.68±0.05	7.5±1.6	188±33	12.1±1.8
	17	0.72±0.06	7.1±0.6	209±54	12.2±2.0
Valle Smarlacca	SM	0.74±0.11	15.7±4.3	90±18	7.5±3.2
Arcachon Bay	Z	0.71±0.03	9.9±1.1	157±7	7.9±1.1
	N	0.37±0.02	1.9±0.7	57±21	5.0±0.9

Tab. 2 - Concentration of phosphorus and sulphide in the surficial sediments of Sacca di Goro (top layer): organic P and calcium bound PO_4 are indicated as means and standard deviations since they did not show seasonal changes. Iron bound, exchangeable and porewater phosphate, acid volatile sulphide (AVS) and chromium reducible sulphur (CRS) are indicated as seasonal ranges (min - max). All the values are in µmol ml^{-1} of wet sediment except porewater PO_4 (nmol ml^{-1}).

Station	TOP	Ca-PO_4	Fe-PO_4	Exch. PO_4	pw PO_4	AVS	CRS
G	3.1±1.5	14.0±0.9	0.1-0.5	0.5-1.9	1.2-118.7	4.2-30.6	54.4-98.0
4	2.4±2.9	7.5±1.7	0.0-0.1	0.2-0.9	1.5-30.2	6.6-25.5	22.8-37.4
17	4.2±1.1	8.9±1.4	0.0-0.1	0.3-0.8	1.9-40.2	3.4-30.0	12.0-85.9

In Sacca di Goro most of the phosphorus was present as organic and calcium bound phosphorus pools which were relatively Constant over the year (Tab. 2). Station G was richer in phosphorus than the other stations and the sediment had a higher capacity to accumulate phosphorus in the iron bound pool probably due to the presence of high concentrations of amorphous ferric hydroxides (up to 40 µmol ml^{-1}) in winter and spring. Large changes in the sulphide pools were observed in the sediment of these three stations, due to the combination of sulphides production by bacterial sulphate reduction and chemically or biologically sulphide oxidation. The higher concentrations of sulphide were observed in summer and fall due to the high temperature and the inputs of fresh organic matter coming from macroalgae (stations 4 and 17) or from the river (station G) that support high sulphate reduction rates. The lower concentrations of sulphides were

observed in winter and spring when the oxygen penetration into the sediment was high and low temperatures limited sulphate reduction rates favouring a net oxidation of the S-pools.

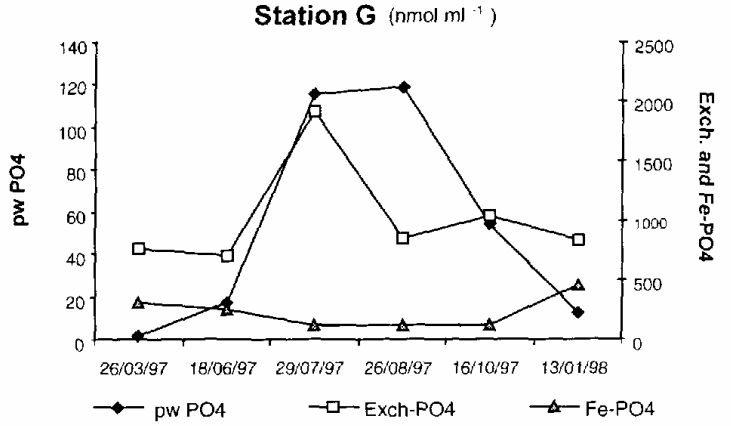


Fig. 2 - Seasonal variation of porewater, exchangeable and iron-bound phosphates in the first 2 cm of sediment of station G of the Sacca di Goro (nmol ml sed^{-1}).

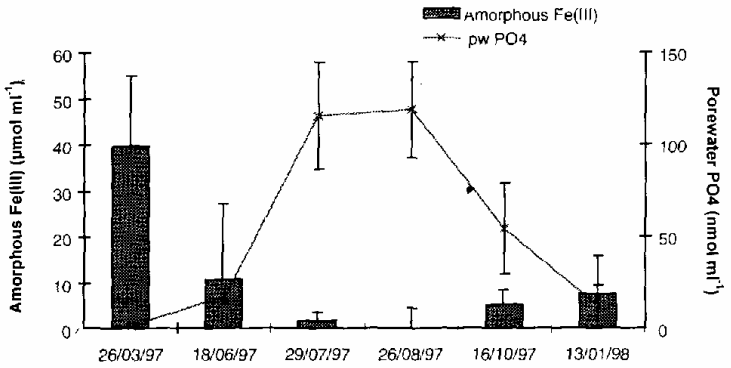


Fig. 3 - Amorphous ferric iron and porewater phosphate concentrations in the first 2 cm of sediment of station G of the Sacca di Goro.

In Sacca di Goro, the more reactive phosphorus pools (porewater, exchangeable and iron-bound phosphates) showed seasonal trends with summer maxima of exchangeable and porewater phosphates coinciding with the lowest iron bound phosphate pools (Fig. 2). Iron bound phosphates were released to the porewater during summer, when amorphous ferric iron was reduced due to the formation of iron sulphide (Fig. 3). These trends demonstrate the capacity of the ferric iron pools to act as a temporary sink for PO_4, which is liberated when iron is reduced. The summer increase of porewater and exchangeable PO_4 concentrations can be explained also considering the decomposition processes with higher summer regeneration of PO_4 from the organic pool, which can accumulate in these two pools or diffuse from the sediment.

Benthic fluxes measured at station G showed a release of PO_4 from the sediment

in spring and summer and a net uptake in autumn (Fig. 4). In autumn, this trend was not directly related to the porewater PO_4 concentrations and suggests the presence of other mechanisms affecting the benthic fluxes of PO_4 such as uptake by benthic microalgae from both the porewater and water column.

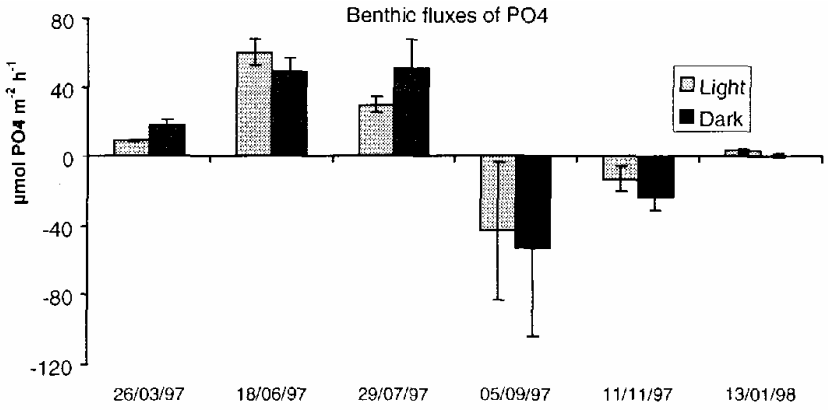


Fig. 4 - Light and dark benthic fluxes of phosphates; positive values indicate a release from the sediment.

Similar relationship between iron pools redox state and phosphate release or adsorption to the sediment were also observed at stations 4 and 17. However, the amplitude of these variations were much lower than at station G because of lower phosphorus and amorphous ferric iron concentrations. At station 17, the maximum porewater PO_4 concentration (42 ± 39 nmol ml^{-1}) was coincident with a summer dystrophic crisis when 2 mM dissolved sulphide was present at 2 cm depth in the sediment and all amorphous iron was reduced.

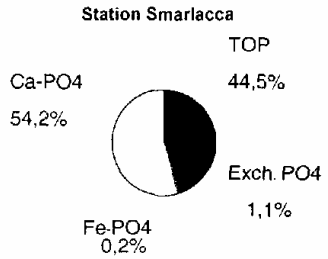


Fig. 5 - Percentage of the different pools of phosphorus in the surficial sediments (top cm) of Valle Smarlacca. TOP = total organic phosphorus; Exch. PO_4= exchangeable P; Fe-PO_4= iron bound P; Ca-PO_4= calcium bound P.

The distribution of the sediment pools of P in the surficial sediments of Valle Smarlacca are shown in Fig 5. Ca-PO_4 was the dominant pool and represented about 90% of the total inorganic P. Fe-PO_4 was negligible and the organic P content was high (2.2±1.9 µmol ml^{-1}; mean of the surficial 10 cm of sediment) due to the settling of

Ruppia leaves and epiphytes and to the presence of the plant roots.

In Arcachon Bay, we considered sediments colonised by *Zostera* and bare sediment (Fig. 6). Organic P was detectable only in the vegetated sediment where the concentration reached 2.0±0.8 µmol ml^{-1}. Fe-PO_4 pools were small and similar for the 2 conditions (0.1 µmol ml^{-1}). As in the other two lagoons, the main pool of inorganic P was Ca-PO_4 which accounted for more than 90%. In this sediment 2 pools of Ca-PO_4 were distinguished: the more reactive authigenic pool from the detrital part. The authigenic Ca-PO_4 represented 24% of the total P bound to calcium in the sediment colonised by *Zostera* but only 14% in the bare sediment. In Sacca di Goro similar measurements showed values of about 50% (Barbanti *et al.,* 1994) suggesting a higher sedimentary capacity to accumulate PO_4 since the authigenic Ca-PO_4 can be considered as the main sink for inorganic PO_4 in the sediment.

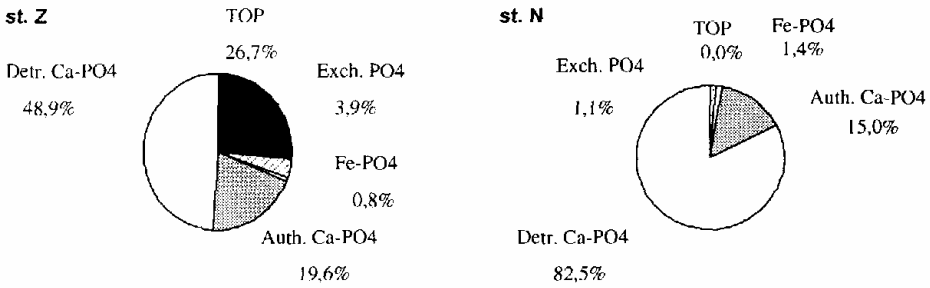


Fig. 6 - Percentage of the different pools of phosphorus in the surficial sediments during the summer period in Arcachon Bay. Left panel: vegetated sediment, right panel: bare sediment. TOP = total organic phosphorus; Exch. PO_4 = exchangeable PO_4; Fe-PO_4 = iron bound PO_4; Detr. Ca-PO_4 = Detrital calcium bound; Auth. Ca-P = authigenic calcium bound PO_4

5. CONCLUDING REMARKS

In the sediment of the investigated lagoons, organic-P and calcium bound phosphates were the main sedimentary pools of phosphorus. Calcium bound pools can be considered as a long terra sink for phosphorus due its low reactivity at over the relevant sediment pH range (7-8). Organic-P pool is dependent on the recalcitrance of the organic matter which control decomposition, mineralisation and turnover time. Although, iron bound phosphate is quantitatively less important, iron can play an important role in controlling the porewater phosphate concentrations and thus influences the availability of PCU to primary producers. This was particularly evident for station G (Sacca di Goro) where seasonally large pools of amorphous ferric iron and iron bound phosphate occurred. Furthermore, the sediment iron pools can buffer the summer peak of sulphides produced by sulphate reducing bacteria in the surficial sediments, as demonstrated by the increase in iron sulphide concentrations. However, in summer when sulphate reduction is at the maximum, this "buffering capacity" can saturate

allowing free sulphides accumulate in the porewater and diffuse to the water column leading to dystrophic crisis.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study is a contribution to the ELOISE programme (ELOISE No. 097), carried out within the framework of the EU project ROBUST: the ROle of BUffering capacities in STabilising coastal lagoon ecosystems (Grant No. ENV4-CT96-0218).

REFERENCES

Aspila K.I., Agemian H. & Chau A.S.Y. 1976. A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst,* 101: 187-197.

Cline J.D. 1969. Spectrophotometric determination of hydrogen sulphide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.,* 14: 454-459.

Barbanti A., Bergamini M.C., Frascari F., Miserocchi S. & Rosso G. 1994. Critical aspects of sedimentary phosphorus chemical fractionation. *J. Environ. Qual.* 23: 1093-1102.

Fossing, H. & Jorgensen B.B. 1989. Measurement of bacterial sulphate reduction in sediment: evaluation of a single-step chromium reduction method. *Biogeochemistry,* 8: 205-222.

Lovley D.R. & Phillips E.J.P. 1987. Rapid Assay for Reducible Ferric Iron in Aquatic Sediments. *Applied and Environmental Microbiology,* 53: 1536-1540.

Murphy J. & Riley J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta,* 27: 31-36.

Reeburgh W.S. 1967. An improved interstitial water sampler. *Limnol. Oceanogr.,* 12: 163-165.

Roden E.E. & Edmonds J.W. 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxides reduction versus iron-sulfide formation. *Arch. Hydrobiol,* 139 (3): 347-378.

Ruttemberg K.C. 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediment. *Limnol. Oceanogr.,* 37 (7): 1460-1482.

Viaroli P., Pugnetti A. & Ferrari I. 1992. *Ulva rigida* growth and decomposition processes and related effects on nitrogen and phosphorus cycles in a coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta). In: Marine eutrophication and population dynamics (G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli & R. Rossi eds.), Olsen & Olsen, Fredensborg: 77-84.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, **13)1), pp. 85-90, ottdore 1999**

PUBBLICAZIONE SCIENTIFICA E INTERNET: ESEMPI E PROSPETTIVE IN ECOLOGIA ACQUATICA

Roberto Bertoni
CNR- Istituto Italiano di Idrobiologia, Verbania Pallanza, Italy

ABSTRACT

Till few years ago the most common way to spread the results of the research activity of individual and institutions where books, journals and Congress presentations. With Internet, a much more flexible and accessible tool has become available which has greatly increased the possibility of publishing one's own research activity. This paper is a preliminary analysis of the structure of scientific publications in the field of Water Sciences offered via Internet by individual scientists, permanent and temporary institutions and publishers. The Internet addresses of many web sites are provided which are good examples of the above categories.

RIASSUNTO

La diffusione dei risultati dell'attività di ricerca di singoli ricercatori e di istituzioni scientifiche era, fino a pochi anni or sono, affidata ai libri, alle riviste scientifiche ed alle comunicazioni a congressi. In quantità assai modesta la divulgazione scientifica poteva fruire anche dei mezzi di comunicazione di massa. Con Internet si è reso disponibile uno strumento di pubblicazione assai più flessibile ed accessibile di quelli prima citati. Scopo di questo articolo è di offrire un panoramica iniziale delle forme di pubblicazione scientifica via Internet reperibili nell'ambito delle scienze acquatiche e realizzate da singoli scienziati, istituzioni permanenti e temporanee nonché da editori scientifici. Vengono proposti anche indirizzi di siti web che costituiscono esempi interessanti in quest'ambito.

1. INTRODUZIONE

Gli strumenti per rendere pubblica l'attività di ricerca erano, fino a pochi anni or sono, sostanzialmente i libri o le riviste scientifiche e le comunicazioni a congressi. In quantità assai modesta la divulgazione scientifica poteva fruire, oltre che degli strumenti citati prima, anche dei media (giornali di larga tiratura, radio e televisione). Con l'avvento di Internet la disponibilità di uno strumento assai più flessibile ed accessibile ha ampliato di molto le possibilità di pubblicazione della propria attività di ricerca, introducendo nuove forme, non canoniche e quindi meno appetibili da un punto di vista concorsuale, ma non per questo meno utili per il raggiungimento del vero obbiettivo della pubblicazione che è, appunto, di rendere pubblici i risultati conseguiti. In partico lare si sono aperte nuove opportunità di pubblicare rapidamente, includendo nella

pubblicazione scientifica nuovi materiali e nuovi media, aggiungendo caratteristiche di interattività e collegamenti con le informazioni correlate presenti in rete.
Mi sono proposto di analizzare le modalità di pubblicazione scientifica su Internet per individuare le forme di espressione utilizzate nell'ambito delle scienze acquatiche. tentarne una classificazione e offrire degli esempi. Questi possono essere raggiunti utilizzando gli indirizzi riportati in questo testo o selezionando i collegamenti attivi presenti nella sua versione elettronica, reperibile all'indirizzo:

http://www:,iii.to.cnr.it/pubb&web.

L'obbiettivo è di costituire una traccia utilizzabile da chi intenda semplicemente esaminare i contenuti di questo mezzo di pubblicazione e da chi è interessato ad usare la rete per pubblicare idee e risultati. Vale la pena di sottolineare che Internet offre pari possibilità di diffusione alla letteratura grigia, alla pubblicazione convenzionale ed alla divulgazione scientifica (Bertoni 1997, testo accessibile on line all'indirizzo [1]).

Infine, bisogna tenere presente che questa rassegna può essere in parte effimera, dato che questa è la caratteristica di una porzione non trascurabile del materiale esistente in rete. Infatti nel web esistono, accanto ad archivi storici consolidati, sorgenti di informazione che si rinnovano rapidamente e altrettanto rapidamente mutano di collocazione e di accessibilità per il rinnovarsi delle tecnologie e delle strategie di gestione dell'informazione.

2. DISCUSSIONE

Passando in rassegna le forme di pubblicazione scientifica in rete, la prima e la più diffusa è la **home page individuale del ricercatore.** Ne esistono moltissimi tipi e varianti ma in generale il ricercatore titolare della home page le struttura in modo da mettere a disposizione del lettore:

1. il proprio curriculum
2. l'elenco dei suoi temi di ricerca
3. una bibliografia essenziale
4. gli abstracts e/o il testo completo di alcune sue pubblicazioni cartacee
5. pubblicazioni elettroniche specificamente concepite per la rete
6. suggerimenti metodologici o tecnici
7. un elenco dei siti web che egli ritiene interessanti
8. illustrazione dell'organizzazione alla quale è affiliato o della quale è curatore

Non sempre gli oggetti appena elencati sono tutti contemporaneamente presenti. Esistono home pages telegrafiche che si limitano ad includere curriculum e bibliografia essenziale; questo è, ad esempio, il caso della mia home page [2]. Altre sono quasi completamente dedicate ad accogliere pubblicazioni elettroniche come, ad esempio quella di Rossi [3] . La maggior parte di esse, infine, include sia pur con diversa enfasi, un po' tutti gli oggetti prima elencati. Tre home pages particolarmente ricche ed articolate sono quelle di Wetzel [4], Sommaruga [5] e Motta [6].

Le **home pages di istituzioni permanenti** come università e centri di ricerca, di solito non veicolano direttamente pubblicazioni scientifiche ma possono costituire comunque un accesso ad esse, offrendo collegamenti alle home pages personali dei ricercatori (un esempio particolarmente efficace è offerto dal sito dell'Università di

Guelph [7]), alle proprie strutture editoriali (un esempio è il sito dell'Istituto Italiano di Idrobiologia [8]), alle biblioteche collocate in tali istituzioni (ad esempio, si veda il sito dell'Università di Bologna [9]).

Le **home pages di istituzioni temporanee,** com'è il caso di quelle messe in rete nell'ambito di progetti di ricerca sovranazionali che coinvolgono diversi enti, in alcuni casi non si limitano ad una mera illustrazione degli obbiettivi del progetto e all'elenco dei partecipanti ma pubblicano anche protocolli metodologici comuni, sviluppati con l'intento di migliorare la confrontabilità dei dati acquisiti dai diversi gruppi di ricerca. Un buon esempio è fornito dalla home page del MoLaR (Mountains Lake Research) [10], un programma dell'Unione Europea che promuove la ricerca sui laghi alpini e nel quale sono coinvolti 24 Istituti di Ricerca di 12 paesi europei o confinanti con l'U.E.

La rete sembra essere un buon silo di pubblicazione anche per **posters e tesi** di laurea, che, ospitati da qualche sito istituzionale, si vedono garantita una durata che va ben oltre il breve tempo di un congresso ed una diffusione ben più ampia di quella assicurata dai canali di distribuzione accademici. Un esempio per ciascuna di queste categorie è proposto in [11] e [12]. Un vantaggio aggiuntivo del quale godono posters e tesi di laurea diffusi via rete è dato dal fatto che l'editoria elettronica sul web permette, facilmente e con poche restrizioni, la pubblicazione di immagini, grafici e foto a costi accettabili e comunque di gran lunga inferiori a quelli della stampa convenzionale.

Proprio questa vantaggiosa caratteristica dell'editoria in rete ha permesso la **pubblicazione di cataloghi di immagini, collezione di organismi e data base,** ospitati da siti aziendali, istituzionali o creati ad hoc, che sarebbero rimasti segregati e poco accessibili se per pubblicarli si fossero dovuti sostenere i costi elevati della stampa convenzionale. Esempi di questo tipo di pubblicazione sono reperibili nell'apposita pagina del sito della Scripps Institution of Oceanography [13] o del Adirondack Aquatic Institute [14].

Un'altra forma non convenzionale di pubblicazione offerta da Internet è la **comunicazione a congressi virtuali in rete,** assai simili ai congressi reali tranne per il fatto che non implicano la compresenza dei partecipanti in uno spazio fisico ristretto. Ci sono relazioni ad invito, comunicazioni, posters e, ovviamente, una discussione via e-mail. Questo modo di affrontare la discussione presenta, tra l'altro, il vantaggio che c'è più tempo per riflettere prima di porre una domanda o di formulare una risposta. Per chi volesse rendersi conto di come funziona la cosa i Proceedings del "Primo Congresso Virtuale di Fotobiologia", tenutosi alla fine del 1997, sono disponibili in rete [15]. Nel sito sono reperibili i testi delle relazioni invitate, gli abstracts delle comunicazioni e dei posters, le discussioni sulle comunicazioni e le statistiche di frequentazione del Congresso. Altri congressi virtuali sull'argomento sono annunciati dal sito Internet Photochemistry and Photobiology [16]. Un'altra tipologia di congresso virtuale merita di essere citata anche se non e stata ancora adottata per congressi pertinenti gli ambienti acquatici. Si tratta dell'approccio adottato per il "Chemlnt'98 - Chemistry & the Inter net", tenuto ad Irvine, California, dal 13 al 15 Settembre 1998 e per la "10^{lh} Inter national Chemical Information Conference" tenuta a Nìmes (Francia), dal 18 al 21 Ottobre 1998. Al sito web del "Word Wide Club for the Chemical Community" [17] sono accessibili i programmi dei congressi futuri nonché abstracts e testi delle comunicazioni presentate al pubblico nella sede del Congresso e/o trasmesse dal vivo via Internet.

Un'altra possibile forma di pubblicazione via rete che potrebbe affermarsi è costituita dalle riviste scientifiche puramente elettroniche, prive cioè di una corrispondente versione a stampa. Per quanto mi risulta ne esiste una (The Alchemist [18]) di chimica generale, indirizzata alla divulgazione, che include anche articoli di chimica ambientale.

Anche l'editoria commerciale, rigorosamente scientifica o di alta divulgazione, sta approfittando delle potenzialità offerte da Internet. Stanno quindi apparendo **versioni elettroniche delle pubblicazioni a stampa**, offerte per intero e gratis da organizzazioni non profit oppure con limitazione di accesso o di contenuti (soltanto titoli e/o abstracts) dalle riviste a pagamento. Alcune di queste permettono di accedere, digitando una parola chiave ottenuta pagando un abbonamento, al testo completo e di scaricarlo via Internet come file .pdf, un formato leggibile da tutti i sistemi con un apposito programma distribuito gratuitamente. Altre riviste offrono, previa registrazione, un servizio gratuito di aggiornamento inviando per e-mail l'indice dei volumi che man mano vengono pubblicati. Alcune mettono a disposizione un servizio, a pagamento, di fotocopia degli articoli che interessano. Inoltre la maggior parte delle riviste nella home page illustra scopi e politica editoriale e fornisce agli autori le istruzioni per la preparazione del manoscritto. Alcune home pages sono dotate di sistemi per la richiesta via e-mail di copie di saggio, per la gestione degli ordini e per la ricerca all'interno del sito

Nella Tabella 1 ho cercato di sintetizzare queste informazioni per alcune riviste concernenti le scienze ambientali acquatiche (salvo qualche eccezione), aggiungendo anche l'indirizzo Internet (URL: Uniforme Resourches Locator) efficace al momento della stesura di questo manoscritto.

Tab. 1 - Per ogni rivista è indicato l'indirizzo Internet efficace al momento di compilazione delle tabella, nonché l'anno di disponibilità in rete dell'Indice (In.), dell'Abstract (Abs) e del Testo completo (Txt.), gratis (g) o a pagamento (p) desunti dai siti stessi. Gli indirizzi Internet (URL) vanno digitati senza spazi.

Titolo e URL	Editore	Ind.	Abs.	Testo	
Acqua & Aria http://ape.apenet.it/APE/ACQUA/index.html				97	g
Aquatic Microbial Ecology http://www.int-res.com/int-res/ame/	Inter-Research	95	95	95	p
Aquatic Sciences http://www.birkhauser.ch/fields/journals/2700/2700_tit.htm	Birkhäuser Verlag	97	97	97	p
Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences http://www.cisti.nrc.ca/cisti/journals/rjfish.html	NRC Research Press	96	96	96	p
Climate Research http://www.int-res.com/int-res/cr/	Inter-Research	90-94	95-98	98	g
Ecological Modelling http://www.elsevier.nl/inca/publications/store/5/0/3/3/0/6/	Elsevier	95		95	p
Ecological Research http://www.blackwell-science.com/~cgilib/jnlpage.bin?Journal=XERES&File=XERES&Page=aims	Blackwell Science	97		97	p

Estuarine, Coastal and Shelf Science http://www.hbuk.co.uk/ap/journals/ec.htm	Academic Press	vol. corr	vol. corr	vol. corr	p
FEMS Microbiology Ecology http://www.elsevier.nl/homepage/sah/fems/menu.htm	Elsevier	97	97		
Fresenius Environmental Bulletin http://www.edv.agrar.tu-muenchen.de/blm/cta/pub/feb.htm	CTA	97			
Galileo http://www.galileonet.it				nov 97	g
Global Change Biology http://www.blacksci.co.uk/~cgilib/jnlpage.bin?Journal=gcb&File=gcb&Page=aims	Blackwell Science	97			
Hydrobiologia http://www.wkap.nl/journalhome.htm/0018-8158	Kluwer	dic 94			
Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie http://journals.wiley.com/wilcat-bin/ops/ID0722632/0020-9309/prod	Wiley-VCH Publication				
Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery http://www.wkap.nl/journalhome.htm/1386-1980	Kluwer	95			
Journal of Ecology http://aes-info.open.ac.uk/OU/Academic/Biology/J_Ecol/JE menu.htm	Blackwell Science	97			
Journal of Paleolimnology http://www.umanitoba.ca/geoscience/paleolim/jopl.html	Kluwer	88			
Journal of Plankton Research http://www.oup.co.uk/jnls/list/plankt/	Oxford University Press	96	96		
Journal of Photochemistry and Photobiology http://cric.chemres.hu/POL/journals.html	Elsevier	95		95	p
Limnology and Oceanography http://www.aslo.org/lo/	L&O	95			
Marine Ecology Progress Series http://www.int-res.com/int-res/meps/	Inter-Research	95	95		
Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia http://www.iii.to.cnr.it/mem.htm	Mem. Ist. Ital. Idrobiol.	95	95	96	g
Nature http://www.nature.com/		96	vol corr		
Photochemistry & Photobiology http://cric.chemres.hu/POL/journals.html	Am. Soc. for Photobiology	95	95		
Revue des Sciences de l'Eau http://www.rse.uquebec.ca/	Lavoisier	95	95		
Ricerca & Futuro http://www.area.fi.cnr.it/r&f.htm	CNR			96	g
Science http://www.sciencemag.org/	AAAS	ott 95	ott 95	96	p
The American Naturalist http://www.journals.uchicago.edu/AN/home.html	ASN	92			
Trends in Ecology & Evolution http://www.elsevier.nl/inca/publications/store/3/0/3/3/9/:	Elsevier				

3. CONCLUSIONI

Lo scambio delle risorse generate dalla ricerca, cioè conoscenza, nuove competenze, dati, sviluppi tecnologici è, o almeno questa è l'aspirazione, ciò che serve ad affrontare e forse a risolvere i problemi e ad educare meglio e più efficacemente le generazioni future. Questo credo che sia lo scopo principale della pubblicazione scientifica. C'è anche uno scopo, forse secondario ma certo non irrilevante, che è quello di permettere un ragionevole avanzamento di carriera del ricercatore. Questo processo di scambio, di comunicazione, di interazione può essere molto agevolato dalle tecnologie,-oggi disponibili ed utilizzabili a basso costo sulla rete per diffondere e condividere, in modo rapido ed efficiente, testi, immagini ed idee. Oggi con queste tecnologie si è appena iniziato ad intaccare la superficie di una miniera di cooperazioni interattive possibili che, auspicabilmente, apriranno nuovi orizzonti al nostro modo di lavorare, di fare la ricerca, di educare gli studenti. Per raggiungere questo obbiettivo dobbiamo però fare lo sforzo di imparare ad utilizzare nuovi strumenti, di prendere in considerazione, con spirito critico ma senza pregiudizi, le nuove modalità e filosofie di scambio dell'informazione delle quali spero di aver fornito qualche esempio utile in questa comunicazione.

BIBLIOGRAFIA e INDIRIZZI INTERNET

Bertoni R., 1997. L'uso di Internet per la costruzione di una cultura ecologica: un esempio nell'ambito delle limnologia. Atti del 8° Congresso S.It.E.: 641-644

[1] http://w-ww.iii.to.cnr.it/pub&web/internel.pdf
[2] http://www.iii.to.cnr.it/curvitae/bertoni.htm
[3] http://www.igm.bo.cnr.it/~sergio/
[4] http://www.inhs.uiuc.edu/~mjwetzel/my_home.html
[5] http://pcwww.uibk.ac.at/s06subz2/c71986/
[6] http://www.icb.ufmg.br/~rmpc/
[7] http:/7\vww.uoguelph.ca/zoology/ocean/index.htm
[8] http://www.iii.to.cnr.it/mem.htm
[9] http://www.cib.unibo.it
[10] http://www.natur.cuni.cz/hydrobiology/molar
[11] http://www.iii.to.cnr.it/uv-b
[12] http://www.dsa.unipr.it/~giavelli/Tesi_Chierici/tesi.htm
[13] http://gdcmpl.ucsd.edu/sci_coil.html
[14] http://www.paulsmiths.edu/aai/phyto.html
[15] http://www.photobiology.com/vl/default.htm
[16] http://www.photobiology.com/index2.htm
]17] http://chemwcb.vci.co.uk
[18] http://www.chemweb.com/alchem/alchem98/homepage/hp_current_set.html

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 91-104, ottobre 1999

EVOLUZIONE DELL'EUTROFIZZAZIONE DEL LAGO D'ISEO: L'ANOSSIA IPOLIMNETICA ED IL POSSIBILE INSTAURARSI DI CONDIZIONI MEROMITTICHE

Maria Cristina BRIZZIO[1], Letizia GARIBALDI[2], Rosario MOSELLO[1]

[1] C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
[2] Dipartimento Scienze dell'Ambiente e Territorio Università degli Studi di Milano, Via Emanueli 15, 20126 Milano

ABSTRACT

Evolution of the eutrophication of Lago d'iseo: anoxic conditions in the deep waters and forecasted development of meromixis.

Like the other deep subalpine lakes - though to a different degree - Lago d'iseo has since the sixties undergone a progressive deterioration of its waters due to the eutrophication phenomenon. The effects of eutrophication on the water chemistry of this lake were for a long lime mitigated by the incidence of complete overturns, which enabled the oxygen deficit in the hypolimnion to be made up. These episodes, however, became less and less frequent, and the last mixing involving the deepest waters occurred at the beginning of the 80s. Consequently, there was a progressive decrease in oxygen concentrations to the point that outright conditions of anoxia became established in the water below 200 m, a situation recorded for the first lime in August 1994. At the same time there has been a decrease in nitrate concentrations and an increase in reactive and total phosphorus concentrations in the deep waters, whose density is also increasing due to the re-dissolution of calcium carbonate forming in the epilimnion and sedimenting towards the bottom. The increased density of the water means that more and more work is required for a complete mixing, and could lead to the establishment in Lago d'Iseo of the conditions of meromixis which are found in Lago d'Idro and Lago di Lugano.

RIASSUNTO

Analogamente a quanto avvenuto, sia pure in misura diversa, negli altri laghi profondi subalpini, anche il Lago d'iseo ha subito, a partire dagli anni sessanta, un progressivo deterioramento della qualità delle acque dovuto al fenomeno dell'eutrofizzazione. Gli effetti dell'eutrofizzazione sulla chimica delle acque lacustri sono stati a lungo attenuati dal verificarsi di fenomeni di completa circolazione delle acque, che permettevano di recuperare il deficit di ossigeno nelle acque ipolimniche. La frequenza di questi episodi è tuttavia progressivamente diminuita, tanto che dagli inizi degli anni '80 non si sono più verificati rimescolamenti tali da interessare anche le acque alle massime profondità. Come conseguenza si è verificata una progressiva diminuzione

delle concentrazioni di ossigeno sino all'instaurarsi di vere e proprie condizioni di anossia nelle acque al di sotto dei 200 m, registrate per la prima volta nell'agosto del 1994. Contemporaneamente si è assistito ad una diminuzione delle concentrazioni dei nitrati ed all'aumento di quelle di fosforo reattivo e totale nelle acque profonde, la cui densità sta inoltre aumentando per effetto della ridissoluzione del carbonato di calcio, formatosi in epilimnio e in sedimentazione verso il fondo. L'aumento di densità rende progressivamente più elevato il lavoro necessario per il completo rimescolamento delle acque e potrebbe condurre all'instaurarsi di una condizione di meromissi anche nel Lago di Iseo, in analogia a quanto verificatosi nei laghi di Idro e Lugano.

1. INTRODUZIONE

Il Sebino, con un'area di 61,8 km^2 e un volume di 7,57 km^3, è per dimensione il quarto lago italiano; la sua profondità massima, pari a 251 m, lo colloca nel gruppo dei laghi profondi, comprendente i laghi Maggiore, Lugano, Como e Garda. Dal punto di vista termico questi laghi, a causa della loro profondità, non raggiungono tutti gli anni una completa circolazione, con l'omogeneizzazione chimica dell'intera massa d'acqua. Una condizione estrema è presentata dal bacino nord del Lago di Lugano (248 m), che non ha mai subito episodi di completa circolazione (Barbieri & Mosello, 1992). Negli altri laghi questo fenomeno si verifica solo ad intervalli irregolari di anni, in concomitanza con inverni particolarmente freddi e ventosi (Ambrosetti *et al.,* 1982 e 1983a). Dettagliati studi eseguiti su questo fenomeno dimostrano inoltre che, a determinare l'estensione verticale dei processi circolatori interviene anche la quantità di calore accumulata durante il periodo estivo e solo parzialmente persa in quelli autunnale e invernale (Ambrosetti *et al,* 1983b e 1983c). Un diverso meccanismo di ricambio delle acque è costituito dall'immissione di acque fredde provenienti dai tributari, che a causa della più bassa temperatura e del contenuto di solidi sospesi, in particolari momenti stagionali ed in condizioni idrologiche eccezionali, possono andare ad interessare anche gli strati più profondi. Questo meccanismo idrologico di rinnovo delle acque profonde è stato dettagliatamente descritto nel caso del Lago Maggiore (Ambrosetti *et al.,* 1982), ma esistono elementi per sospettare che episodi analoghi si siano verificati anche in altri bacini lacustri (Barbieri & Mosello, 1992).

La permanenza di una stratificazione termica stabile ha naturalmente conseguenze importanti sulla chimica delle acque. In particolare gli effetti dell'eutrofizzazione sulle acque al di sotto del termoclino, quali il deficit ipolimnetico di ossigeno e l'accumulo di sostanze ridotte come idrogeno solforato, ammonio, metano, non possono essere recuperati dal mescolamento con acque superficiali più ossigenate. Nella situazione estrema della meromissi, si arriva a condizioni di completa anossia e di elevato accumulo di sostanze riducenti, come avvenuto nel bacino più profondo del Lago di Lugano e nel Lago d'Idro (Barbieri & Mosello, 1992; Garibaldi *et al.,* 1996).

Un aspetto importante nello studio dei laghi profondi è la valutazione delle cause che determinano la stratificazione delle acque, in altre parole l'importanza reciproca di fattori naturali quali la morfometria della conca lacustre e dei rilievi circostanti o la

presenza nella parte profonda delle conche lacustri di sorgenti con acque cariche di soluti e pertanto ad elevata densità, rispetto a fenomeni derivanti dalle attività antropiche, più importante fra le quali l'eutrofizzazione.

Questo lavoro considera l'evoluzione idrochimica del Lago d'Iseo nell'arco di un trentennio (1967-1997), ovvero a partire da un primo studio limnologico effettuato da Bonomi e Gerletti (1967). Numerosi studi hanno successivamente documentato il progressivo deterioramento delle acque lacustri, determinato dal fenomeno dell'eutrofizzazione (Bonomi, 1968; Cordella, 1973; Cordella & Paganelli-Cappelletti, 1975; Cordella *et al,* 1976, 1977, 1979, 1980 e 1982; Paganelli *et al.,* 1975, 1976 e 1979; Trevisan *et al,* 1979; Bonomi *et al,* 1979; Mescilo, 1983; Ambrosetti *et al,* 1983c e 1992). Lo studio si propone di discutere le variazioni idrochimiche intervenute nelle acque profonde del lago a seguito del lungo periodo di stratificazione e valutare la possibilità che s'instaurino condizioni permanenti di stratificazione delle acque. A tal fine saranno utilizzati dati termici e chimici raccolti annualmente a partire dal 1973, nei mesi tardo-invernali o primaverili, dal C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia. Saranno inoltre considerati i dati mensili o bimensili raccolti dal Dipartimento Scienze dell'Ambiente e del Territorio dell'Università di Milano, che hanno esaminato anche i popolamenti fitoplanctonici. I risultati di questi prelievi sono già stati presi in considerazione in lavori precedenti (Garibaldi *et al,* 1995 e 1997a), ai quali si rimanda per ìe metodologie di prelievo, eseguite su 12-15 profondità dalla superficie al fondo, e le metodiche analitiche. I dati relativi ai laghi di Lugano e di Idro usati per i confronti sono stati presentati in precedenti lavori (Barbieri & Mosello, 1992; Garibaldi *et al,* 1996el997b).

2. RISULTATI

2.1. Ossigeno e temperatura

I dati chimici di maggiore evidenza fra quelli raccolti sono senza dubbio costituiti dalle concentrazioni di ossigeno disciolto, presentate nella figura 1 come valori medi relativi a tre strati d'acqua, rispettivamente al di sotto delle profondità di 50 e 200 m. I volumi di questi strati sono rispettivamente il 68 e 8% dell'intero volume lacustre. L'evoluzione sul lungo periodo (Fig. 1) mostra valori compresi tra il 70 e l'80% di saturazione al primo prelievo, eseguito nel maggio del 1967. Negli anni successivi si assiste ad una prima fase di declino, con valori minimi tra 50 e 30% di saturazione per gli strati al di sotto dei 50 e 200 m, rispettivamente. Questa fase termina nell'autunno 1978, con un recupero di ossigeno sull'intera massa d'acqua sino a saturazioni superiori al 60%, situazione che continua negli anni successivi sino a raggiungere, nel 1981, un valore massimo di saturazione del 75%. Il primo aumento, nel 1978, è da imputare in gran parte a cause idrologiche: gli afflussi idrici eccezionali sono ben documentati dagli elevati valori dei deflussi dal lago (Garibaldi *et al.,* 1995). D'altra parte nel 1981 la ricarica di ossigeno è stata prevalentemente determinata dai moti convettivi determinati dal raffreddamento delle acque, conseguenza di un inverno particolarmente freddo. Gli stessi fenomeni sono stati osservati con maggior dettaglio nel Lago Maggiore nel 1978 e nel 1981 (Ambrosetti *et al,* 1982).

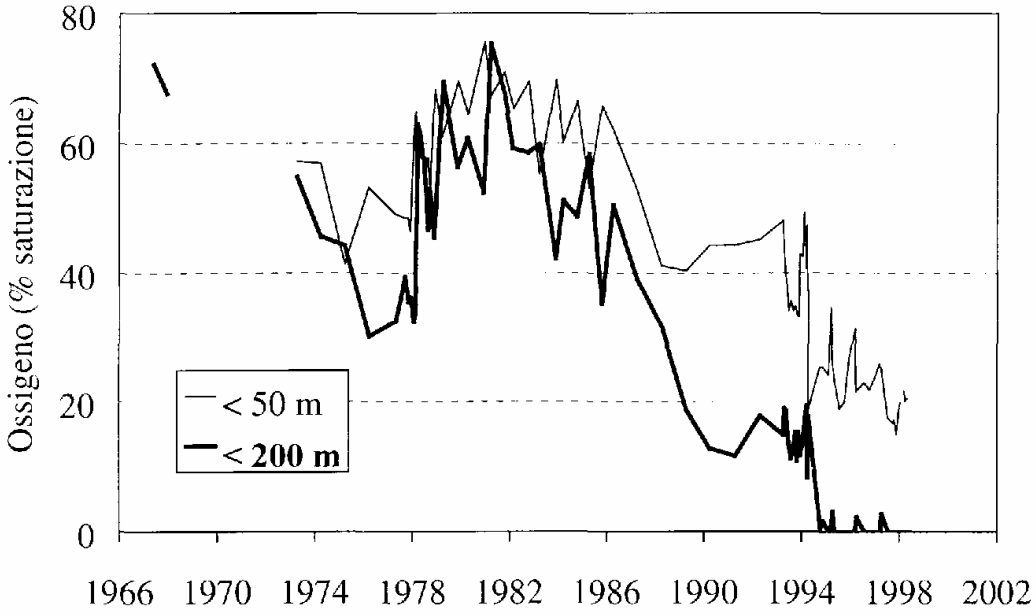


Fig. 1. – Valori medi di saturazione di ossigeno negli strati d'acqua 50 m – fondo e 200 m – fondo.

La temperatura nei due strati d'acqua (Fig. 2) conferma la diversa natura dei meccanismi di ossigenazione. Nel 1978 la ricarica di ossigeno, prevalentemente "idrologica", ha determinato solo modeste variazioni di temperatura, dell'ordine di 0,2-0,3 °C, mentre nel 1981, il meccanismo di tipo "convettivo" ha causato una diminuzione di temperatura di circa 0,6 °C. La più bassa temperatura di 5,86 °C per lo strato d'acqua al di sotto dei 200 m, è stata misurata nel 1986; da allora si è avuto un regolare e sostanziale aumento sino agli attuali valori, di poco superiori ai 7 °C.

Tornando alle saturazioni di ossigeno, negli anni successivi al 1981 si è assistito ad una progressiva diminuzione, che ha praticamente interessato l'intera massa d'acqua al di sotto dei 50 m di profondità. Nell'estate 1994 si sono raggiunte le condizioni di anossia nelle acque al di sotto dei 200 m, mentre la saturazione è inferiore al 20% nello strato 50-fondo.

Il complesso delle informazioni derivanti dalla termica e dall'ossigeno chiaramente testimonia l'assenza di processi circolatori delle acque o di immissioni idrologiche eccezionali di acque ossigenate nell'ipolimnio del lago.

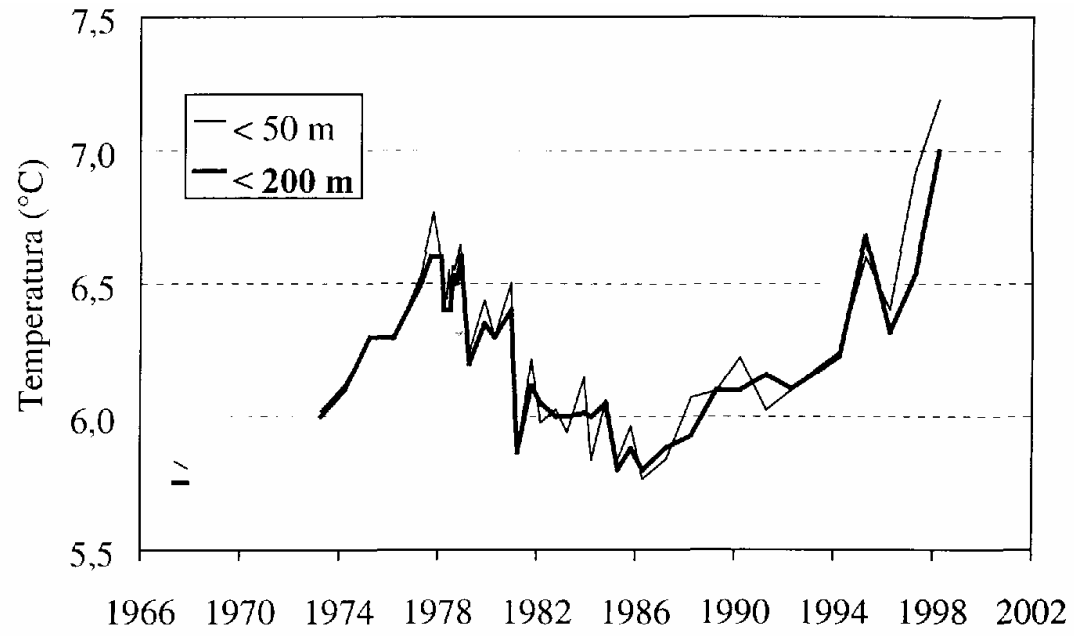


Fig. 2. - Valori medi di temperatura negli strati d'acqua 50 m – fondo e 200 m – fondo.

2.2. Nutrienti algali

Le condizioni di elevata trofia delle acque sono bene evidenziate dalle concentrazioni di fosforo reattivo (RP) nei due strati d'acqua di lago sopra considerati (Fig. 3). I valori medi relativi all'intera massa lacustre erano prossimi a 10 µg P l^{-1} nel 1967, giungendo a valori di circa 25 µg P l^{-1} nel 1974. Da allora si è assistito ad un graduale aumento, praticamente senza soluzione di continuità, sino agli attuali valori di circa 125 e 75 µg P l^{-1}, rispettivamente negli strati 200-fondo e 50-fondo. I corrispondenti valori medi per il fosforo totale sono di 130 e 86 µg P l^{-1} rispettivamente.

Leggermente più complessa è la lettura dei grafici per il nitrato, che costituisce la frazione più importante dell'azoto inorganico (Fig. 4). I valori evidenziano una tendenza all'aumento, da circa 600 a 850-900 µg N l^{-1} nel periodo 1967-1990. Tale aumento è comune ad altri laghi profondi, quali il Como ed il Maggiore, ed è in larga parte determinata da un accresciuto input di azoto dalle deposizioni atmosferiche (Ambrosetti *et al,* 1992b). A partire dal 1993 si è verificata una progressiva diminuzione dei nitrati, dapprima più accentuata nello strato d'acqua 200-fondo, quindi evidente anche nello strato 50-fondo (rispettivamente 250 e 600 µg N l^{-1} valori relativi al 1998). Contemporaneamente si verifica nei due strati d'acqua un aumento delle concentrazioni di azoto ammoniacale. Queste variazioni sono chiaramente da mettere in relazione alla accentuata diminuzione dell'ossigeno disciolto, che ha fatto sì che anche lo ione nitrato venga ad essere interessato nei processi ossido-riduttivi.

Non è stato sino ad oggi rilevata la presenza di idrogeno solforato.

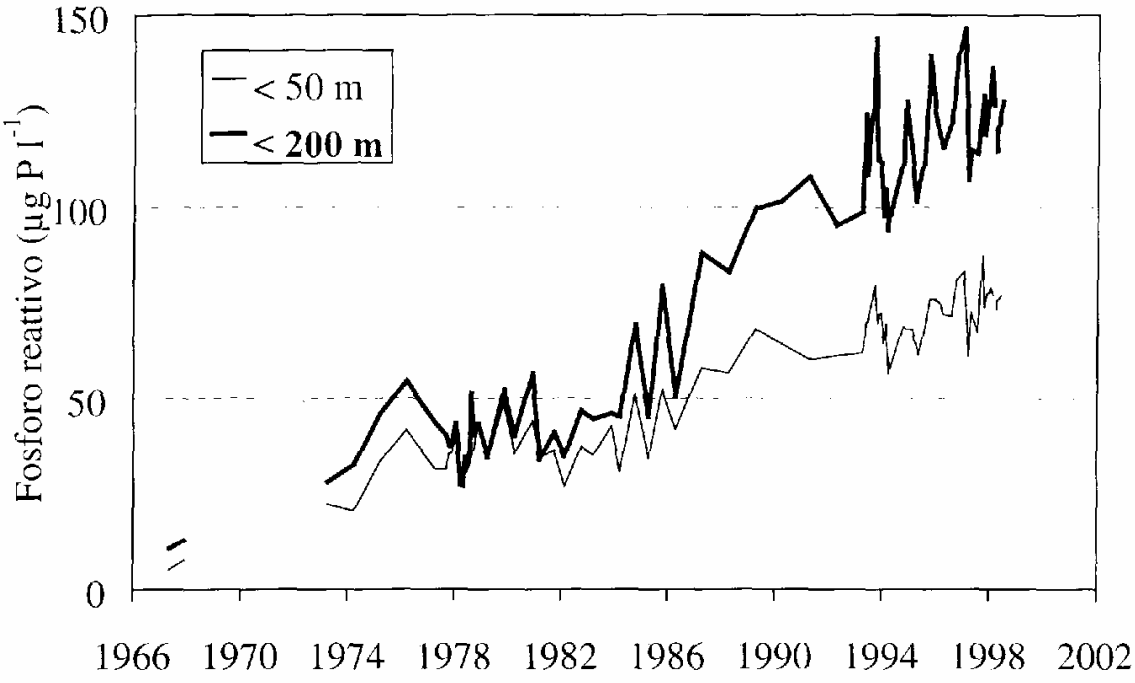


Fig. 3. – Concentrazioni medie di fosforo reattivo negli strati d'acqua 50 m – fondo e 200 m – fondo.

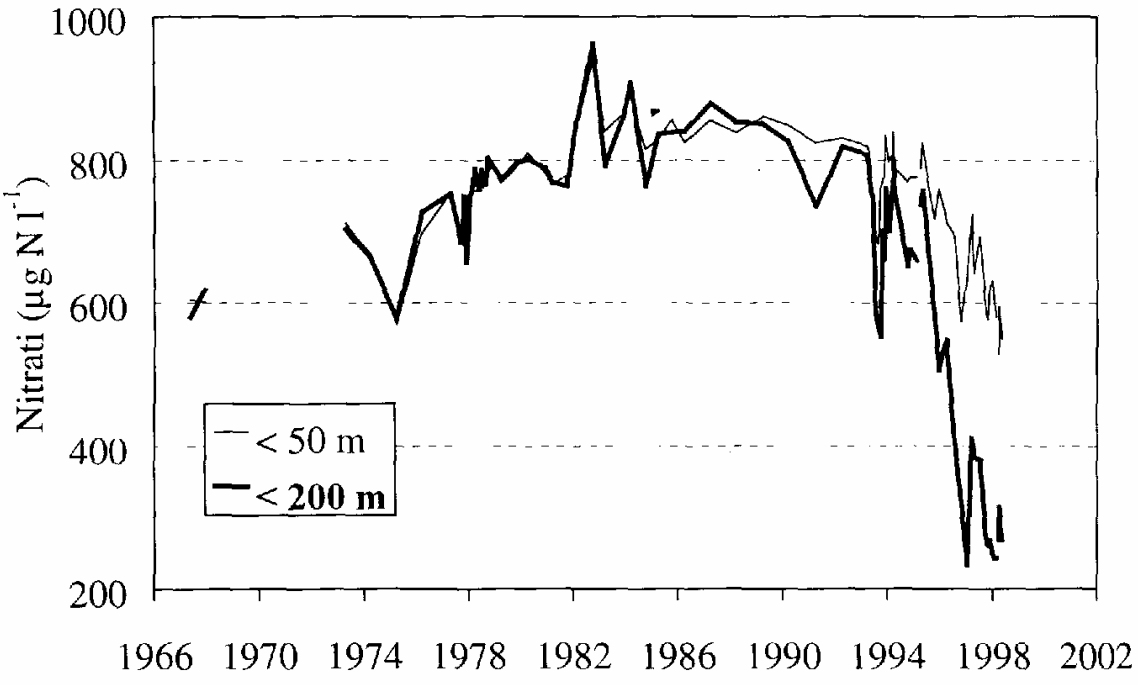


Fig. 4. – Concentrazioni medie di nitrati negli strati d'acqua 50 m – fondo e 200 m – fondo.

2.3. Ioni principali e conducibilità

Anche le varia/ioni nelle concentrazioni degli ioni principali presenti nelle acque lacustri risentono in misura sensibile del pluriennale periodo di stratificazione. Le loro concentrazioni sono in larga parte determinate dalle caratteristiche geologiche del bacino imbrifero, ma possono subire notevoli modificazioni in relazione alle condizioni di ossigenazione. Per una presentazione dello spettro ionico delle acque del Lago di Iseo si rimanda a Garibaldi *et al.* (1995); in questa sede ci si limita a rilevare che le sue acque presentano un contenuto di soluti elevato (6,0-6,2 meq l^{-1}), costituito per oltre il 90% da calcio, bicarbonati, solfati e magnesio. L'importanza degli ioni calcio e bicarbonato nelle acque è bene sottolineato anche dal fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio, conseguente alla sottrazione di CO_2 disciolta operata durante la produzione algale, che regolarmente si verifica nelle acque epilimniche del Lago di Iseo (Garibaldi *et al,* 1995 e 1996). L'elevata concentrazione dei soluti ha come conseguenza valori di conducibilità compresi tra 270 e 290 µS cm^{-1} a 20 °C.

La conducibilità presenta una stretta relazione con la concentrazione dei soluti, e può essere utilizzata come variabile di sintesi per evidenziare le loro variazioni. La figura 5 presenta le variazioni dei valori di conducibilità nei due strati d'acqua considerati. I valori oscillano tra 260 e 280 µS cm^{-1} nel periodo fra il 1974 e il 1993-94; successivamente si assiste ad un marcato aumento, che porta i valori nei due strati fra 280 e 290 µS cm^{-1}, con valori puntuali superiori ai 300 µS cm^{-1}.

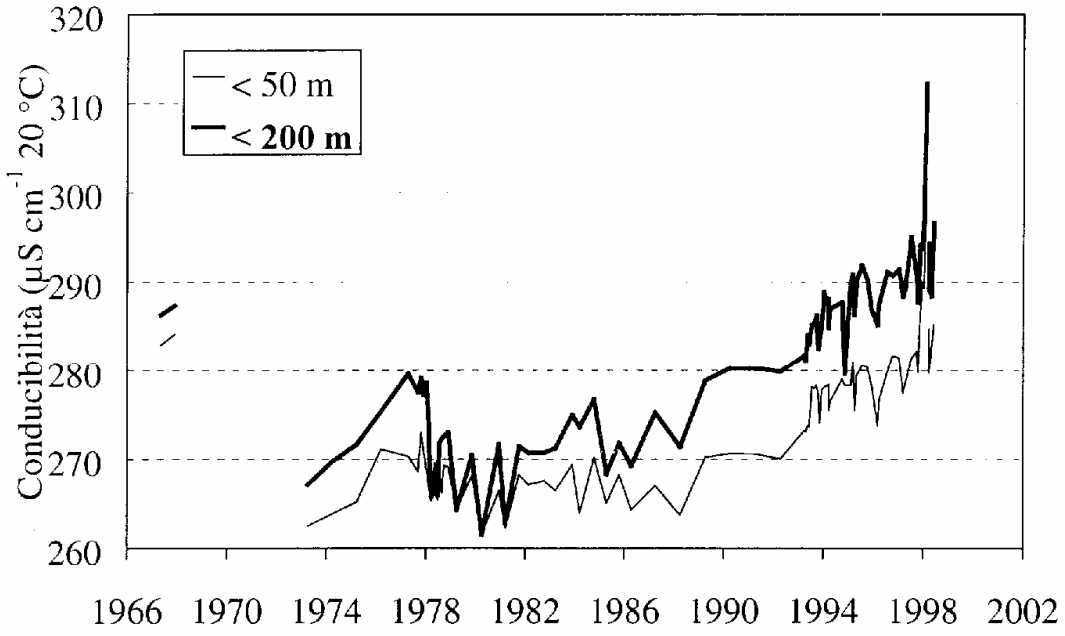


Fig. 5. – Concentrazioni medie di conducibilità negli strati d'acqua 50 m – fondo e 200 m – fondo.

Tenendo conto della composizione ionica delle acque e dell'importanza percentuale sul contenuto totale di soluti di calcio e alcalinità, non meraviglia che le variazioni di conducibilità siano strettamente parallele a quelle dell'alcalinità (Fig. 6).

L'aumento delle concentrazioni di alcalinità e calcio nelle acque profonde appare in larga parte legato al fenomeno della precipitazione del $CaCO_3$, che a sua volta è legato al livello di produttività delle acque, ovvero al loro livello trofico. Per una descrizione di questi processi, applicati al caso del Lago d'Idro, si rimanda a Garibaldi *et al.* (1996 e 1997b).

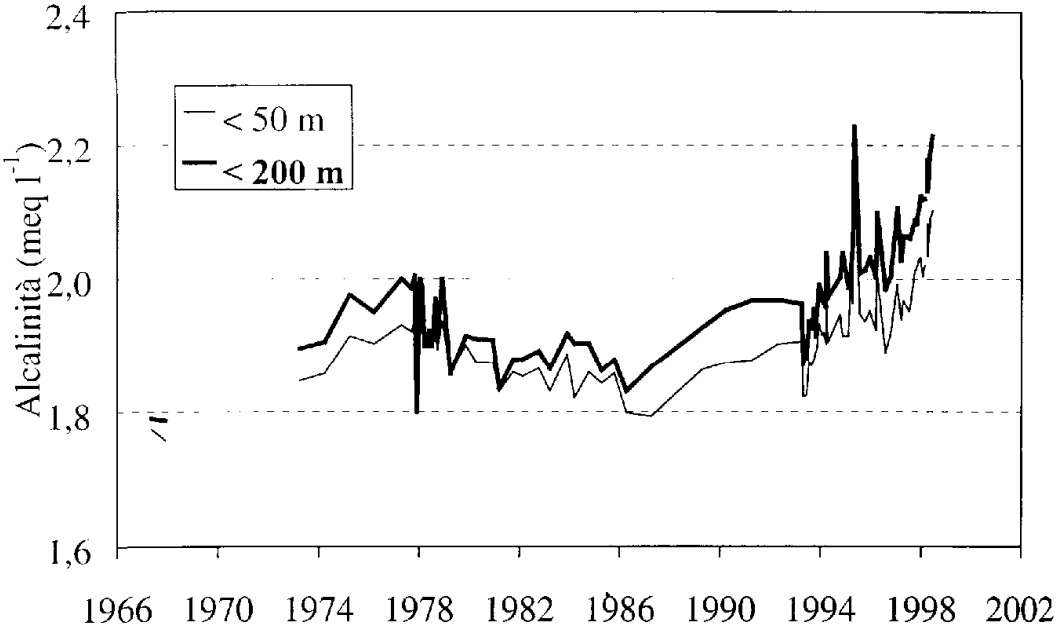


Fig. 6. – Valori medi di alcalinità negli strati d'acqua 50 m – fondo e 200 m – fondo.

2.4. Popolamenti fitoplanctonici

Poiché i maggiori cambiamenti che penano al degrado della qualità delle acque avvengono in strati al disotto dei 50 m la comunità fitoplanctonica, osservata a centro lago nei primi 10 m (Tab. 1), non presenta forti anomalie se non che la composizione in specie è formata per lo più da alghe a colonie filamentose che spesso si depositano sulle reti dei pescatori diminuendone l'efficacia. Tra i cianobatteri il genere *Oscillatoria* è presente per gran parte dell'anno, mentre è notevole la presenza di *Aulacoseira islandica* e *Melosira varians* tra le diatomee e la densità di colonie della cloroficea *Mougeotia viridis.* Se le condizioni a centro lago non sono particolarmente degradate non così accade nella fascia di acqua che costeggia le rive. Un'imponente fioritura di *Anabaena flos-acquae,* cionobatterio che può contenere vari tipi di tossine, si verificò da luglio a settembre del 1997. L'importanza e il perdurare del fenomeno resero necessaria

l'adozione, da parte del Ministero della Sanità, di drastici provvedimenti tra i quali il divieto di balneazione e di utilizzo delle acque a scopo irriguo.

Tab. 1 - Specie fitoplanctoniche predominanti in ciascuna classe. Ciano. = Cianobatteri; Bacill. = Bacillarioficee; Criso. = Crisoficee; Cripto. = Criptoficee; Dino. = Dinoficee; Cloro. = Cloroficee.

	Ciano.	Bacill.	Criso.	Cripto.	Dino.	Cloro.
apr 93	*O. rubescens*	*A. formosa*	assenti	*R. minuta*	assenti	*M. viridis*
mag	*O. rubescens*	*F. crotonensis*	*U. americana*	*R. minuta*	assenti	*A. falcatus*
giu	*O. rubescens*	*F. crotonensis*	*D. sociale*	*R. minuta*	assenti	*M. viridis*
lug	*C. minimus*	*F. crotonensis*	*U. americana*	*R. minuta*	*C. hirudinella*	*M. viridis*
ago	*C. minimus*	*F. crotonensis*	*T. minus*	*R. minuta*	assenti	*S. schroeteri*
set	*O. rubescens*	*C. comensis*	*C. globosa*	*R. minuta*	assenti	*S. schroeteri*
ott	*O. rubescens*	*C. comensis*	*C. globosa*	*R. minuta*	assenti	*M. viridis*
nov	*O. rubescens*	*A. formosa*	*T. minus*	*R. minuta*	*C. hirudinella*	*S. schroeteri*
dic	*O. rubescens*	*A. formosa*	*U. americana*	*R. minuta*	*C. hirudinella*	*M. viridis*
gen 94	*O. rubescens*	*A. islandica*	assenti	*R. minuta*	assenti	*M. viridis*
feb	*C. minimus*	*A. islandica*	assenti	*R. minuta*	assenti	*M. viridis*
mar	*O. rubescens*	*M. varians*	*U. americana*	*R. minuta*	assenti	*M. viridis*

3. DISCUSSIONE

Il complesso dei dati chimici rilevati in un arco di circa trent'anni evidenziano la mancanza di un completo rimescolamento delle acque del Lago di Iseo a partire dalla seconda metà degli anni ottanta. Le cause legate alla meteorologia che hanno contribuito a determinare questo stato di cose esulano dagli scopi del presente lavoro. In questa sede, partendo dai risultati sopra esposti, si intende invece considerare se esistono le condizioni perché le modifiche apportate nelle strutture chimiche e fisiche del lago dal prolungato periodo di stratificazione determinino la creazione di una stratificazione permanente, ovvero condizioni di meromissi.

Il verificarsi di episodi di completa circolazione in passato esclude la possibilità di una meromissi legata alla morfometria della conca lacustre e alla sua schermatura dai venti prevalenti da parte dei rilievi circostanti. D'altra parte la notevole profondità dei laghi subalpini è senza dubbio la causa più importante che si oppone alla completa circolazione, rendendo difficile raggiungere la condizione di omotermia e, una volta raggiunta tale condizione, rende necessaria una notevole quantità di lavoro meccanico per l'omogeneizzazione della massa lacustre. Tuttavia la densità delle acque non è solo funzione della temperatura, ma anche del contenuto in soluti e sostanze organiche presenti nell'acqua. Quale incremento di densità si è verificato nelle acque profonde come conseguenza di questo periodo di quindici anni di mancata circolazione?

Una valutazione è possibile per gli ioni in soluzione, facendo uso della loro relazione con la conducibilità. Sulla base di analisi complete delle acque del Lago d'Iseo, effettuate nel 1980, 1990 e 1998, si è calcolato il contenuto totale di soluti, comprensivo della silice considerata come SiO_2 (Fig. 7). La relazione lineare ottenuta, è stata usata per calcolare la densità delle acque dal 1980, periodo durante il quale il lago

presentava una quasi completa omogeneità sulla colonna d'acqua, al 1998, al termine del lungo periodo pluriennale di stratificazione (Fig. 8). I risultati evidenziano concentrazioni totali di soluti in epilimnio di circa 220 mg l^{-1}, che si mantengono praticamente invariate per l'intero periodo di osservazione. Nelle acque al di sotto dei 200 m i valori aumentano con il perdurare della stratificazione, sino ad un massimo di circa 260 mg l^{-1} nella primavera del 1988.

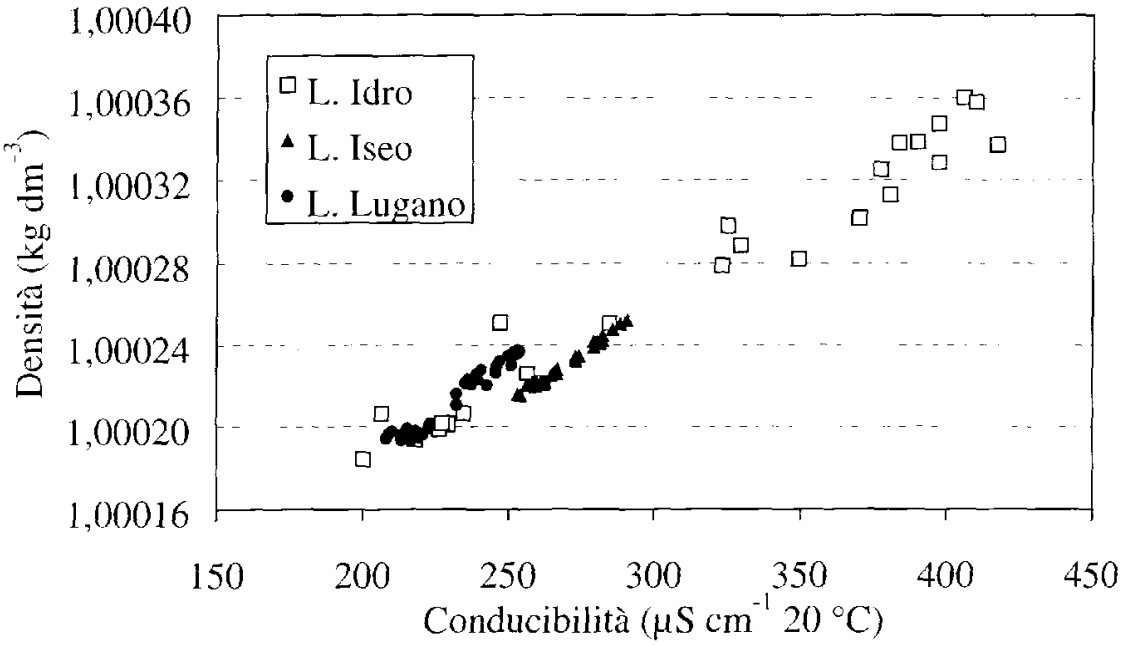


Fig. 7. – Relazione conducibilità-densità delle acque calcolata sulla base del contenuto in soluti per tre laghi italiani.

Le variazioni in densità dovute alla temperatura durante il periodo di stratificazione termica sono decisamente più elevate. Assumendo 7 e 20 °C come valori estivi per le acque ipo- ed epilimniche, i corrispondenti valori di densità sono 0,9999295 e 0,9982323 kg dm^{-3}, con una differenza di 1697 mg dm^{-3} (Hutchinson, 1957). In febbraio-marzo, quando si ha la maggiore probabilità di episodi di completa circolazione, la temperatura superficiale può variare fra 7,0 e 6,5 °C; nel primo caso, considerando solo la temperatura, si avrebbe una situazione di omotermia e iso densità ed i 260 mg dm^{-3} aggiuntivi derivanti dai soluti rendono comunque necessaria una quantità aggiuntiva di lavoro per l'omogeneizzazione dell'intera colonna d'acqua. Nel caso di una temperatura epilimnica di 6,5 °C, l'acqua superficiale risulterebbe più densa di quella ipolimnica di 211 mg dm^{-3} valore dello stesso ordine di grandezza di quello determinato dai soluti.

Queste considerazioni indicano dunque che l'aumento di densità delle acque ipolimniche, conseguente all'arricchimento in soluti, è dello stesso ordine delle

variazioni di densità determinate dalle temperature nel periodo tardo invernale, quando si presentano le condizioni più favorevoli alla circolazione.

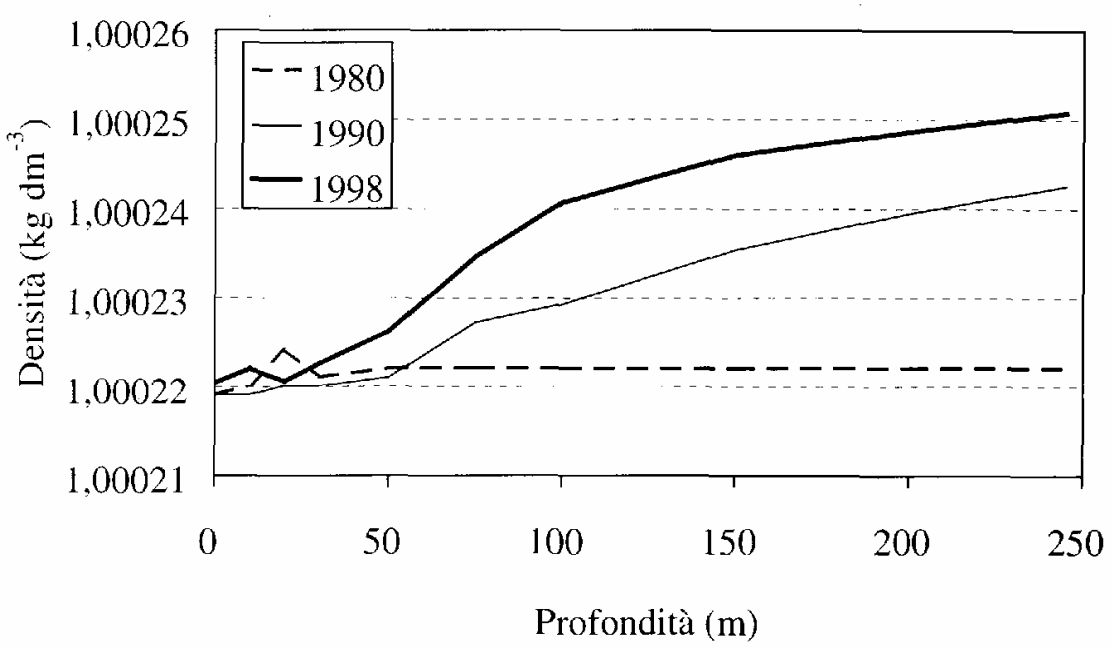


Fig. 8. – Valori di densità delle acque del Lago di Iseo a diverse profondità, calcolate sulla base del contenuto in soluti.

Per valutare se le concentrazioni raggiunte nel Lago d'Iseo sono già tali da rendere attuale il pericolo dell'instaurarsi di una meromissi, si sono confrontate le sue variazioni di densità e conducibilità con quelle rilevate in alcuni campionamenti nei laghi di Lugano (bacino di Gandria) e del Lago di Idro (Fig. 7), che da anni presentano una stratificazione permanente delle acque (Barbieri & Mosello, 1992; Garibaldi *et al,* 1996 e 1997b). I risultati evidenziano che l'intervallo di variabilità dei valori di densità e conducibilità riscontrati nel Lago di Iseo è dello stesso ordine di quello del Lago di Lugano, mentre quello del Lago d'Idro è considerevolmente maggiore. In questo ultimo lago sono presenti in ipolimnio sorgenti di acque ricche di solfato di calcio, che aumentano la stabilità degli strati profondi (Garibaldi *et al.,* 1996).

La condizione del Lago d'Iseo è invece più confrontabile con il Lago di Lugano (bacino Nord); a fronte di un intervallo di valori di conducibilità e densità delle acque dello stesso ordine, si osserva una meromissi nel Lago di Lugano, ma non nel Lago di Iseo. Tale differenza è verosimilmente spiegabile tenendo conto del diverso orientamento dei due bacini: l'asse maggiore del Lago di Lugano presenta un orientamento Est-Ovest, diversamente dagli altri laghi profondi, Lago di Iseo incluso, che risultano orientati Nord-Sud. Questa aspetto è rilevante in considerazione della

direzione prevalente dei venti che interessano i bacini lacustri, prevalentemente spiranti nella direzione Nord-Sud.

Tuttavia i dati presentati indicano che, a meno di importanti mutamenti meteorologici e idrologici, la possibilità dell'instaurarsi di una meromissi nel Lago di Iseo è tutt'altro che remota, e che un'importante causa determinante questo rischio è costituita dall'elevato livello trofico, che accentua il gradiente di densità fra acque superficiali e profonde attraverso una serie di processi, il più importante dei quali è la precipitazione del carbonato di calcio. Resta invece da valutare il contributo della componente organica in via di sedimentazione nel determinare un gradiente di densità fra acque superficiali e profonde.

4. CONCLUSIONI

I dati chimici e relativi ai popolamenti fitoplanctonici presentati in questo lavoro testimoniano che il Lago di Iseo si trova da decenni in una condizione di elevata trofia. Gli effetti negativi sull'idrochimica sono stati accentuati dalla mancanza di fenomeni di completa circolazione delle acque, con omogeneizzazione delle caratteristiche chimiche e riossigenazione degli strati profondi. La comparsa della situazione di anossia, verificatasi dall'estate del 1994, è solo una delle manifestazioni del progressivo deterioramento della qualità delle acque. Le condizioni di anossia innescano un pericoloso circolo vizioso, in quanto determinano un riciclo di nutrienti dai sedimenti, aumentando così il carico interno di fosforo e rendendo più problematico il risanamento del lago. L'assenza di circolazioni ha causato un progressivo accumulo di ioni che hanno aumentato la densità delle acque profonde, rendendo così progressivamente più difficoltoso il processo della completa circolazione. A questo arricchimento contribuisce la precipitazione del carbonato di calcio, determinato dall'elevata produttività delle acque superficiali, che parzialmente si scioglie durante la sua sedimentazione verso il fondo. Si può così affermare che l'eutrofizzazione contribuisce a creare i presupposti per rendere progressivamente più difficile la circolazione delle acque. Ulteriori apporti di soluti alla acque profonde derivano dai sedimenti, aumentati dalle condizioni di anossia. Non è invece nota la differenza di concentrazioni fra sostanze organiche in epi ed ipolimnio, e se questa può contribuire significativamente ad aumentare la densità delle acque profonde.

Il confronto fra i laghi di Iseo e di Lugano (bacino Nord), dimostra una notevole analogia nelle caratteristiche chimiche; a sfavore del Lugano, che ormai è da decenni meromittico, gioca tuttavia l'orientamento della conca lacustre, quasi perpendicolare a quello dei venti prevalenti. I risultati di questo studio sottolineano la possibilità che anche nel Lago di Iseo possano instaurarsi condizioni meromittiche, che costituirebbero un ulteriore ostacolo al recupero della qualità dell'acqua lacustre.

Allo stato attuale degli studi tuttavia non si intravedono possibilità di intervento diverse rispetto a quella della eliminazione dei carichi di fosforo provenienti dal bacino imbrifero, in quanto il complesso dei fenomeni che sono stati descritti dipendono comunque in larga parte dalle condizioni di eutrofia. Quanto è stato realizzato sino ad oggi in termini di interventi di depurazione si è infatti dimostrato largamente

insufficiente, alla luce delle evidenze sperimentali che testimoniano il progressivo deterioramento della qualità delle acque.

RINGRAZIAMENTI

Ringraziarne) il Prof. Luigi Barbanti, del C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, per la lettura critica del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

Ambrosetti W., Barbanti L. & Mosello R. 1982. Unusual deep mixing of Lago Maggiore during the winter 1980-1981. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.,*5*:* 183-191.

Ambrosetti W., Barbanti L. & Mosello R. 1983b. Relazioni tra variabili idro-meteorologiche e profondità di mescolamento nei laghi profondi sudalpini. *Atti 4° Congr. A.I.O.L.*, Chiavali*,* 1-3 Dicembre 1980: 19/1-11.

Ambrosetti W., Barbanti L., Mosello R. & Pugnetti A. 1992. Limnological studies on the deep southern Alpine lakes Maggiore, Lugano, Como, Iseo and Garda. In: Guilizzoni, P., G. Tartari & G. Giussani (Eds), Limnology in Italy. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 50: 117-146.

Ambrosetti W., Barbanti L., Mescilo R., Rolla A. & Ruggiu D. 1983c. Mescolamento, caratteristiche chimiche, fitoplancton e situazione trofica nei laghi profondi sudalpini. C.N.R.-P.F. "Promozione della Qualità dell'Ambiente", AQ/2/20: 11-51.

Ambrosetti W., Barbanti L. & Rolla A. 1983a. Considerazioni sulla dinamica del mescolamento nei laghi profondi sudalpini. *Atti 5° Congr. A.I.O.L.,* Stresa. 19-22 Maggio 1982: 101-112.

Barbieri A. & Mosello R. 1992. Chemistry and trophic evolution of Lago di Lugano in relation to nutrient budget. Aquatic Sciences, 54: 219-237.

Bonomi G. 1968. Le acque lacustri dell'Italia Settentrionale. La situazione attuale dei grandi laghi prealpini. In: *Il problema delle acque in Italia, parte seconda: le acque dolci superficiali.* FAST, Milano, 5-7 Luglio 1967: 23-105.

Bonomi G., Calderoni A. & Mosello R. 1979. Some remarks on the recent evolution of the deep Italian subalpine lakes. *Symp. Biol. Hung.,* 19: 87-111.

Bonomi G. & Gerletti M. 1967. Il lago d'Iseo: primo quadro limnologico generale (termica, chimica, plancton e benton profondo). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 22: 149-175.

Cordella P. 1973. Notizie generali e nuovi dati morfometrici per uno studio ambientale sul lago d'Iseo. *Riv. Idrobiol..* 12: 97-105.

Cordella P., Miola A., Trevisan R., Cappelletti E.M. & Paganelli A. 1980. Concentrazioni di fosforo e azoto inorganico in tre laghi del Nord Italia. Atti I Congr. Naz. S.It.E., Salsomaggiore Terme, 21-24 Ottobre 1980: 117-121.

Cordella P. & Paganelli Cappelletti E.M. 1975. Clorofilla a nella zona centrale del lago d'Iseo: relazioni tra la concentrazione superficiale e la concentrazione media nello strato eufotico. *Riv. Idrobiol.,* 14: 273-281.

Cordella P., Paganelli A., Cappelletti E.M. & Trevisan R. 1982. Primary production and Clorophyll a in the central zone of Lake Iseo (Northern Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 40:99-112.

Cordella P., Paganelli A., Paganelli Cappelletti E.M. & Trevisan R. 1977. Alcune considerazioni sul trofismo delle acque del Lago d'Iseo nell'ultimo decennio. Atti VII Simp. Naz., Conservazione della Natura. Bari, 20-23 Aprile 1977: 213-224.

Cordella P., Paganelli A. & Trevisan R. 1976. Ricerche idrobiologiche sul Lago disco. I. Lineamenti della ricerca, condizioni chimico-fisiche, nutrienti algali. *Riv. Idrobiol.,* 15:205-236.

Cordella P., Trevisan R., Miola A., Cappelletti Paganelli E.M. & Paganelli A. 1979. Carico di fosforo ed eutrofizzazione del Lago d'Iseo. Atti VIII Simp. Naz., Conservazione della Natura. Bari, 26-28 Aprile 1979: 403-411.

Garibaldi L. Brizzio M.C., Galanti G., Varallo A. & Mosci lo R. 1997b. Idrochimica fitoplancton del Lago d'Iseo. *Documenta Ist. ital Idrobiol.,* 61: 153-172.

Garibaldi L., Brizzio M.C., Mezzanotte V., Varallo A. & Mosello R. 1995. The continuing evolution of Lake Iseo (N. Italy): the appearance of anoxia. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 53: 191-212.

Garibaldi L., M.C. Brizzio, V. Mezzanotte, A. Varallo & R. Mosello. 1997a. Evoluzione idrochimica e trofica del Lago di Iseo. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.,* 61: 135-151.

Garibaldi L., Brizzio M.C., Varallo A. & Mosello R. 1996. Water chemistry of the meromictic Lake Idro (Northern Italy). *Mem. Ist. ital. Idrobiol,* 54: 77-95.

Hutchinson G.E. 1957. *A treatise on Limnology.* Wiley, J. & Sons (Eds), New York: 1015 pp.

Mosello R. 1983. Il livello trofico dei laghi profondi sudalpini sulla base delle loro concentrazioni di azoto, fosforo e ossigeno disciolto. *Atti 5° Congr. A.I.O.L.* Stresa, 19-22 Maggio 1982: 607-616.

Paganelli A., Cordella P. & Trevisan R. 1975. Ricerche idrobiologiche sul Lago d'Iseo: materiali e metodi sul campo. Proc. Int. Seminar, *Lacustrine Environment. Methods of Study.* Como, 28-30 Novembre 1975: 197-202.

Paganelli A., Cordella P., Trevisan R., Cappelletti E.M. & Ascensi F. 1979. Evoluzione delle condizioni trofiche del Lago d'Iseo nell'arco di un decennio (1967-1977). In: C.N.R.-P-F. "Promozione della qualità dell'ambiente". Atti del *Convegno sulla eutrofizzazione in Italia.* Roma, 3-4 ottobre 1978: 281-302.

Paganelli A., Cordella P., Trevisan Fertile R. & Ramon M.R. 1976. Ricerche sul fitoplancton e la chimica delle acque del Lago d'Iseo. *Giorn. Bot. Ital.,* 110: 458-460.

Trevisan R., Paganelli A., Cordella P., Cappelletti E.M. & Ascensi F. 1979. Ricerche idrobiologiche sul lago d'Iseo. III. Popolamenti fitoplanctonici. *Riv. Idrobiol.,* 18: 271-307.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (i), pp. 105-115, ottobre 1999

LONG TERM CHANGES OF PRIMARY PRODUCTIVITY DURING THE TROPHIC EVOLLTION OF LAKE MAGGIORE

Giuseppe MORABITO[1], Alessandri PUGNETTI[2]

[1]C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, 28922 Verbania Pallanza (VB)
[2]C.N.R. Istituto di Biologia del Mare, 30122 Venezia

ABSTRACT

Lake Maggiore, the second largest italian subalpine lake, underwent since the end of 70s an oligotrophication process, following the reduction of the nutrient loading. The implications of the trophic change on the time course of annual productivity are discussed in the present paper through the comparison of new and old data and the analyses of the relationships between primary productivity, daily solar incident radiation and chlorophyll *a.* The results show the reliability of the daily productivity as a trophic change index and point out the variability of the productivity - chlorophyll relationship according to the trophy of the lake. Therefore, the nature of this relationship should be carefully taken into account when primary productivity is estimated through predictive models, in particular in ecosystems which underwent trophic modifications.

RIASSUNTO

Il Lago Maggiore è andato incontro, dalla fine degli anni '70, ad un graduale processo di oligotrofizzazione, innescato dalla riduzione dei carichi di nutrienti in ingresso al bacino. Nel corso di questa evoluzione trofica la produzione primaria annua si è pratica-mente dimezzata (Bertoni *et al.,* 1997), passando, nell'ultimo trentennio, da circa 300 a circa 150 g C m^{-2} a^{-1}.
Il presente lavoro analizza le relazioni tra produzione primaria, radiazione luminosa giornaliera e clorofilla, in tre periodi della storia evolutiva del Lago Maggiore: le fasi iniziali della sua eutrofizzazione (primi anni '70), la fase di meso-eutrofia stabile (compresa nel decennio '75-'85) e, infine, l'attuale fase di meso-oligotrofia (anni '94-'95). Le relazioni tra le variabili mostrano che la radiazione luminosa è un buon stimatore della produzione giornaliera su tutto l'intervallo dei valori sperimentali, mentre la clorofilla consente di prevedere le variazioni della produzione solo per valori della variabile dipendente inferiori a circa 1000 mg C m^{-2} d^{-1}. Si osserva dunque l'esistenza di una relazione più stretta tra produzione e clorofilla in condizioni di trofia minore, mentre all'aumentare dello stato trofico sembra che i fattori fisici divengano più importanti nello spiegare le oscillazioni della produzione giornaliera. Inoltre dall'analisi

emerge chiaramente come la produzione primaria risponda più rapidamente di altri parametri (per es. la clorofilla) a variazioni delle condizioni trofiche, soprattutto nelle prime fasi di eutrofizzazione.

Le implicazioni delle modificazioni nei rapporti tra variabili a seguito di cambiamenti trofici sono state infine analizzate con l'uso di equazioni di regressione multipla per la stima della produzione primaria: i risultati ottenuti inducono a valutare con attenzione l'uso di modelli previsionali per lunghi periodi di tempo, soprattutto in ecosistemi che sono andati incontro ad importanti variazioni dello stato trofico.

1.INTRODUCTION

In the last 40 years Lake Maggiore, the second largest italian subalpine lake, underwent marked changes in its trophic state: cultural eutrophication during the 1960s and the 1970s drove the lake from its pristine oligotrophy to meso-eutrophy, then the reduction of the phosphorus inputs from the catchment progressively improved the water quality, so that at the beginning of the 1990s the lake could be defined oligo-mesotrophic. These trophic changes are documented by many papers (e.g.: Moselo, 1989; Manca *et al,,* 1992; de Bernardi *et al.,* 1996; Ruggiu *et al,* 1998); in particular, the studies have been conducted in a systematic and co-ordinated way since 1978, in the frame of the monitoring programs carried out with the financial support of the International Commission for the Protection of the Italo-Swiss Waters. At the end of the 1970s the total phosphorus concentration attained the maximum value (30 $\mu g\ 1^{-1}$ as weighted volume average at winter mixing) and then it slowly declined: therefore the bulk of the data on Lake Maggiore concerns the phase of recovery from eutrophication, while the information about its eutrophication (from the beginning of the 1960s to the end of the 1970s) are more sporadic, even though limnological data were gathered since the beginning of the century (Manca *et al,* 1992 and references therein). As regards the primary productivity, the oldest data on the yearly carbon fixation rates (44 g C m^{-2} y^{-1}) have been calculated from a regression with sedimentary pigments (Guilizzoni *et al,* 1983) and indicate which could have been the values around the 1920s, during the pristine oligotrophic state of Lake Maggiore. Lake Maggiore has been the first italian lake where, during the 1950s, primary productivity measurements were carried out (Vollenweider, 1956) using the ^{14}C technique (Steeman Nielsen, 1952). In the following years primary productivity has not been measured systematically, so that just "spot" information about its changes through the trophic evolution of the lake are available. However even though we do not have a true long-term series of data on the evolution of primary productivity of Lake Maggiore during ils trophic changes, the data gathered are well representative of different period: the pre-eutrophication phase, characterised by production values between 115 and 160 g C m^{-2} y^{-1} (Vollenweider, 1956 and 1960; Gerletti, 1972), the onset of eutrophication, during which the production showed a sharp increase, reaching almost 300 g C m^{-2} y^{-1} (Goldman *et al*., 1968; Gerletti, 1972; Ruggiu & Saraceni, 1977), the meso-eutrophic phase, when the yearly production showed stable values around 300 g C m^{-2} y^{-1} (Mosello & Ruggiu, 1985) and the recent meso-

oligotrophic condition, with values dose to those measured at the end of 1950s (Bertoni & Pugnetti, 1997; Bertoni *et al.,* 1997; Ruggiu *et al.,* 1998).

It's well known that in large lakes the photosynthetic activity and the phytoplankton growth may depend on the modifications of the physical environment (water temperature and mixing regime), on the amount of resources (light and nutrients) and on the features of the algal community (density, species composition, amount of chlorophyll) (see Tilzer, 1990). Anyway, the two parameters which probably show the clearest relationships with the fluctuations of the daily primary production are the amount of both chlorophyll in the euphotic zone and available PAR (Falkowski, 1981; Smith *et al.*. 1982; Sakshaug *et al,* 1997). Due to this reason we decided to analyse their changes together with those of the primary productivity during three periods, for which a complete set of data is available: the onset of the eutrophication (early 1970s), the phase of stable meso-eutrophy (1978-'81) and the recent meso-oligotrophic situation (1994-'95).

2. MATERFALS AND METHODS

In this paper both published and unpublished data will be reported and elaborated. As regards the data covering the period 1972-'73 the main reference paper is Ruggiu & Saraceni (1977), whereas the 1978-'81 data set was taken from the annual reports of the International Commission for the Protection of the Italo-Swiss Waters (Ruggiu & Saraceni, 1978; Ruggiu *et al,* 1979; 1980 and 1981). Sampling strategies and detailed description of the methods used are reported in those paper. In spite of some minor modifications, the methods recently adopted did not substantially differ from that applied in the past: during 1994-'95 primary productivity and chlorophyll *a* were measured fortnightly (monthly in January, November and December) at the deepest site of the lake. Usually live samples were taken to measure primary productivity, according to the surface PAR attenuation (100, 50, 25, 10 and 1%). Primary productivity has been measured with the ^{14}C technique (4 hours of incubation *in situ* and filtration of a 30 ml subsample on 0.2 µm Nucleopore filters) and chlorophyll *a* concentration was determined spectrophotometrically (90% acetone extraction) on a single integrated sample (0-20 m). Total daily radiation data were obtained using a solarimeter.

Data treatment has been carried out by means of the software StatSoft Statistica: the piecewise regression equations were obtained through an iterative calculation method which evaluates, at each step, the function at different points in order to estimate first-order derivatives (the slope of the function) and second order derivatives (which measure how fast the slope in a point is changing and in which direction). The calculation method uses this information to minimise the loss function as much as possible.

3. RESULTS AND DISCUSSION

During the '70s, despite a continuous increase of phosphorus inputs and in-lake total phosphorus concentrations, the carbon fixation rates remained fairly constant,

perhaps meaning that the maximum yearly productivity of Lake Maggiore was attained in the early eutrophication phase: in fact theca rate of photosynthesis increased very rapidly and markedly since the late 1950s lo the early 1970s, but then it attained a maximum value independent from further phosphorus increase (Fig. 1).

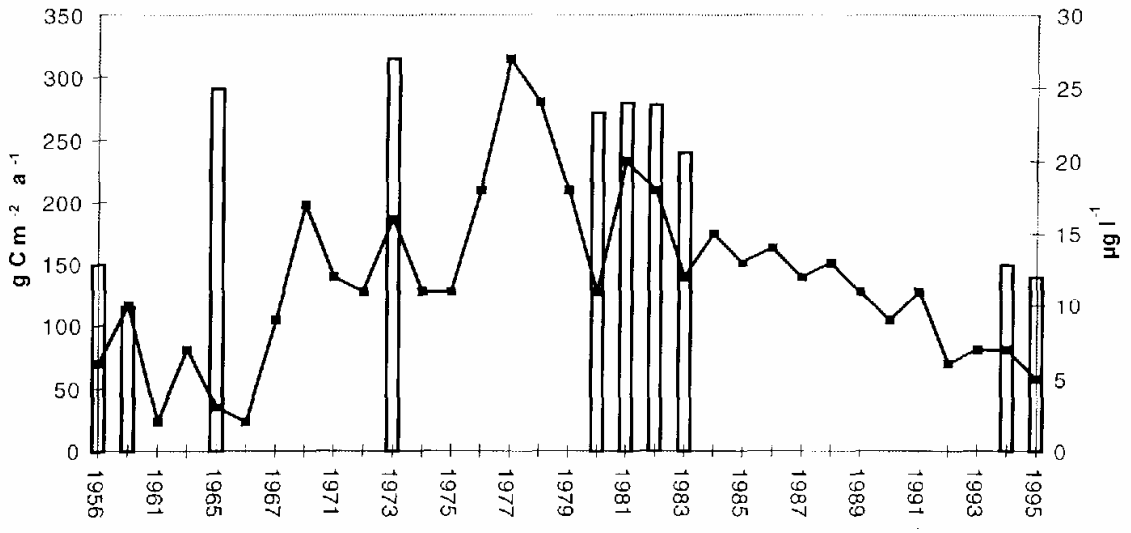


Fig. 1 – Long-term evolution of yearly primary productivity (vertical bars, left scale) and soluble reactive phosphorus at spring overturn (line, right scale)

Fig. 2 reports average values and standard deviation of primary productivity, chlorophyll *a* and total solar radiation recorded in the three periods considered. It's very clear the decrease of daily productivity in recent years, after the phase of stability which characterised the 1970-1980 decade, whereas the concentration of chlorophyll *a* in the euphotic zone did not follow the same trend, showing in the years !972-'73 values significantly lower than those recorded at the end of the 1970s and very dose to those measured in 1994-'95. The third parameter considered, total incident daily radiation, showed similar mean values and standard errors in all the three time periods.

The uncoupling between the time course of primary productivity and chlorophyll *a* concentration during the phase of eutrophication is not so easy to explain, due also to the Jack of primary productivity data covering the intermediate years. Long term variations of phytoplankton biomass (Ruggiu & Saraceni, 1977 and 1978; Ruggiu *et al,* 1979, 1980 and 1981) and particulate organic carbon (Bertoni, 1976 and 1979; Bertoni & Callieri, 1982) were comparable to those of chlorophyll.

A time-lag between the increase of the rate of production (the "potential" for growth) and the real biomass production in the lake seems to have occurred. This feature could also be inferred for 1965 from the data by Goldman *et al.* (1968): these Authors emphasised the high productivity, often exceeding 1 g C m^{-2} d^{-1} in correspondence with quite low biomass and estimated, for some months, percentages of biomass renewed by one day photosynthesis very high (up to 400%). Even though the factors regulating biomass yields (B) and production rates (P) are different or, being the same, act in

different ways and times, (Smith *et al* 1989; Tilzer, 1990), giving often rise to uncoupling (Brock, 1985), however this usually appears on monthly or weekly time scales. The long-term variations in the P/B ratio could be related to the changing trophic state of the lake: Lake Maggiore, which reached its higher trophic level at the end of the 1970s, could have been, during the 1972-'73 and, probably also during the late I960s, in a phase characterised by a greater energy flux associated to an higher P/B ratio, as hypothesised by the classical theories about ecosystem evolution (i.e. Margalef, 1974).

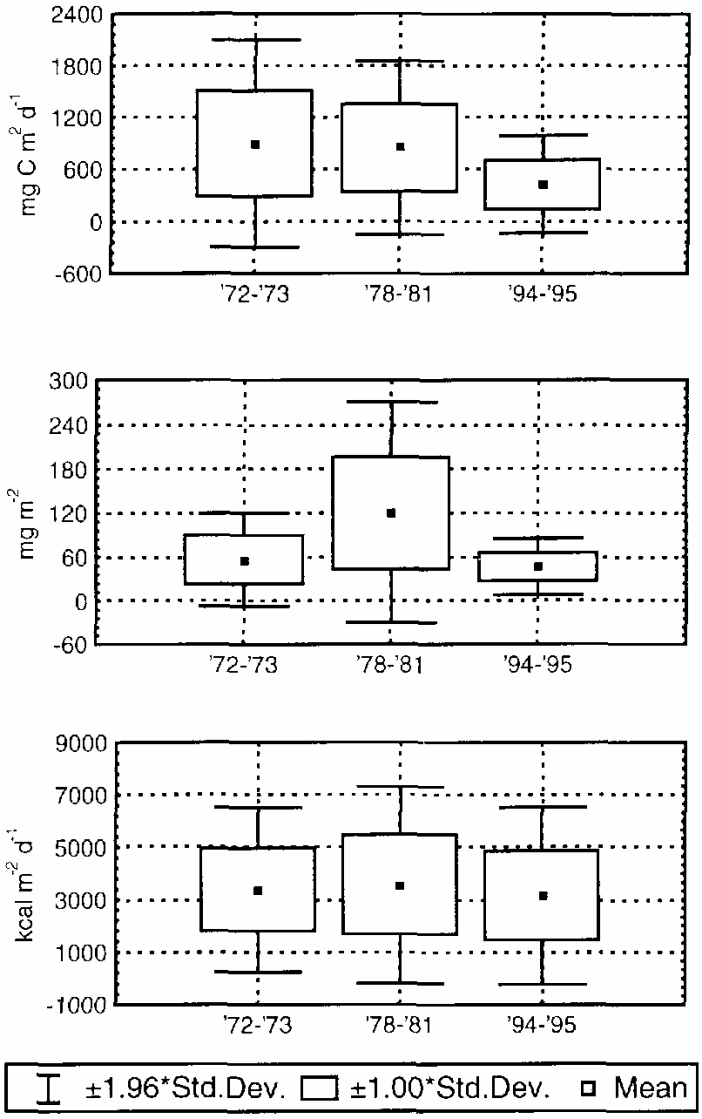


Fig. 2 – Comparison of mean and standard deviation of daily primary productivity (upper graph), chlorophyll a in the euphotic zone (middle graph) and total daily incident PAR (lower graph).

During the phase of eutrophication we have therefore indications that, at least on a yearly base, the photosynthetic rate has become less efficient respect to chlorophyll: in fact the same amount of carbon was fixed by an increased amount of chlorophyll *a.*

Moreover a larger amount of phytoplankton biomass and total particulate organic carbon corresponds to the same amount of carbon photosynthetically fixed. This picture seems to fit with the distinction between "growth" and "specific growth" and with their relative importance in oligotrophic versus eutrophic waters: along an increasing trophic gradient the "growth" of the biomass (that is the standing crop) should increase while the "specific growth" (or the "regenerated production", that is rate of the C flux through the carbon pool) should decline (Harris, 1986). Even though Lake Maggiore during the early 1970s could not at all he defined as oligotrophic, anyway something like that described by Harris (1986) seems to have happened during the eutrophication process. In the recent oligo-mesotrophic state the ratios between the carbon fixed and the chlorophyll *a* are higher than in the years 1978-'81 but quite lower than in the years 1972-'73; moreover the marked decrease of primary productivity doesn't correspond to a decrease of phytoplankton biomass and, particularly, of the POC (Bertoni *et al*., 1997) which showed a tendency to increase. Therefore, on a yearly basis and in comparison with the past, the System seems to have evolved, through oligotrophication, to a stricter coupling between photosynthetic carbon production and biomass production.

The next step of our work was the analysis of the relationships among daily primary productivity, chlorophyll *a* and daily radiation. Considering that primary production is linearly related with the other two parameters only up to a certain value of the independent variables (see i.e. Wojciechowska, 1989), we used a piecewise linear regression model to investigate these relationships: this approach takes into account that the nature of the relationship between dependent and independent variable could change over the range of the independent variable, giving different values of the curve parameters (slope and intercept). This assumption seems to be true even in our case, because the piecewise regression model fitted our data better than the simple linear regression (e.g. the variance explained for the regression $PP_{1978\cdot81}$ vs $Chl_{1978\cdot81}$ was 16% for the simple linear and 66% for the piecewise). By means of this regression technique the primary production has been estimated, in two distinct steps, according to the variations of chlorophyll a concentration and total incident radiation in the three lime periods. The relationships between observed and predicted production values are reported in Figures 3-4.

The total daily radiation is a good predictor of primary productivity, as indicated by the good agreement of predicted and observed values over the whole range of data (Fig. 3) and by the proportion of variance explained (86%, 71% and 80% respectively during 1972--73, 1978-'81 and 1994-'95)

The relationship with chlorophyll a concentration reveals, on the other side, some interesting differences among the three periods: even though the variations of chlorophyll *a* too can explain high proportion of the primary production variance (77% in 1972-'73, 66% in 1978-'81 and 81% in 1994-'95), however only during the last period the relationship between observed and predicted values shows a Constant slope over the entire range of primary production values. In the other two time periods it's very clear the separation of two groups of values (Fig. 4). The first includes the production values up to about 1000 mg C m^{-2} d^{-1}: over this range the chlorophyll a concentration seems to be a good predictor of the primary production, whereas over the

range of the highest values, included in the second group, the disagreement between observed and predicted values points out the poor predictive power of the chlorophyll a concentration.

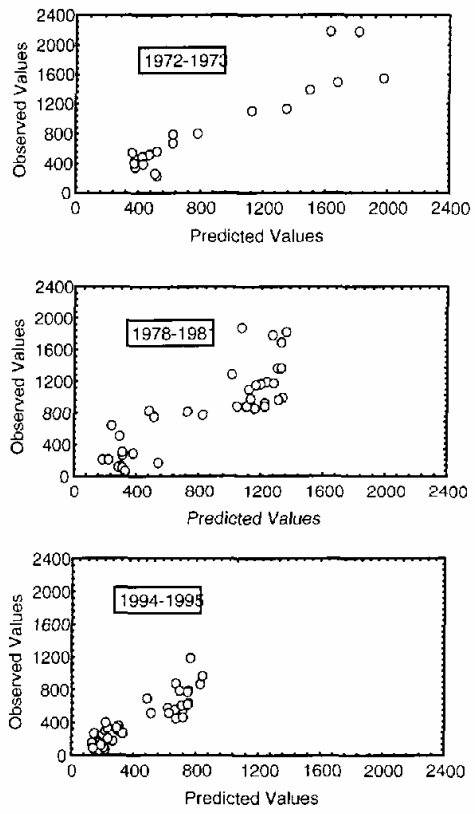


Fig. 3 – Plot of observed vs predicted primary productivity (mg C $m^{-2}d^{-1}$) obtained from the piecewise linear regression with total incident daily radiation used as the independent variable.

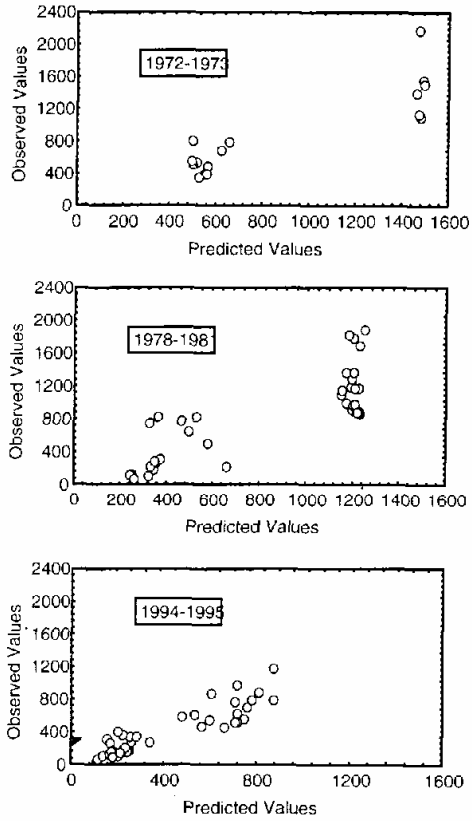


Fig. 4 - Plot of observed vs predicted primary productivity (mg C $m^{-2}d^{-1}$) obtained from the piecewise linear regression with mean chlorophyll *a* in the 0-20m water layer used as the independent variable.

This probably means that other factors rather than chlorophyll a concentration are more important in explaining the variations of primary production during the years of meso-eutrophy. Our findings seem therefore to confirm what already emphasised by other authors (Rugghi & Saraceni, 1977; Ruggiu et al., 1980) about the increased control of physical factors on the photosynthetic activity in an environment where the high nutrient availability did not represent a limit to the biomass growth. In this respect it should be remembered that total phosphorus was not included among the factors controlling the daily production in the period 1978-'81 (Ruggiu et al, 1981), whereas the two parameters result significantly correlated (r=0.69; p<0.001; n=23) in 1994-'95 (Morabito & Pugnetti, unpublished data).

Considering that the relationship between chlorophyll *a* concentration and primary productivity changed during the trophic evolution of the lake, it can be reasonably hypothesised that an equation estimating primary productivity from chlorophyll a and daily radiation will be reliable unless the trophic conditions modifies. To test this hypothesis we calculated three multiple linear regression equations, each corresponding to a different data set (1972-'73, 1978-'81, 1994-'95), where the daily primary productivity is the dependent variable, being the euphotic chlorophyll a concentration and the daily total incident PAR the independent variables. The following equations were obtained:

1972-'73:PP_g= 160.6+ 0.18 I+ 2.83 Chl	(n = 16; r = 0.59;p<0.06)	(1)
1978-'81:PP_g= 107.16+ 0.17 1+1.07 Chl	(n = 37; r = 0.72;p<0.0001)	(2)
1994-'95:PP_g =-192.33+0.091 I+ 7.09 Chl	(n = 39; r = 0.83;p<0.0001)	(3)

where PP_g: daily primary productivity (mg C m^{-2} d^{-1}); I: daily incident total radiation (kcal m^{-2} d^{-1}) and Chi: integrated chlorophyll a in the 0-20 m water layer (mg m^{-2}).

The regression coefficient linking primary productivity and chlorophyll a is higher in equation (3) than in equations (1) and (2), thus confirming the closer relationship between photosynthesis and biomass in recent years. The above equations (1-3) therefore allow to appreciate the modification of the productivity-chlorophyll relationship during the lake trophic evolution.

On the other hand, the application of the old predictive models (equations 1 and 2) to estimate the daily primary productivity from the chlorophyll and daily PAR data gathered in 1994-'95 gives a clear overestimation of the dependent variable (Fig. 5): the

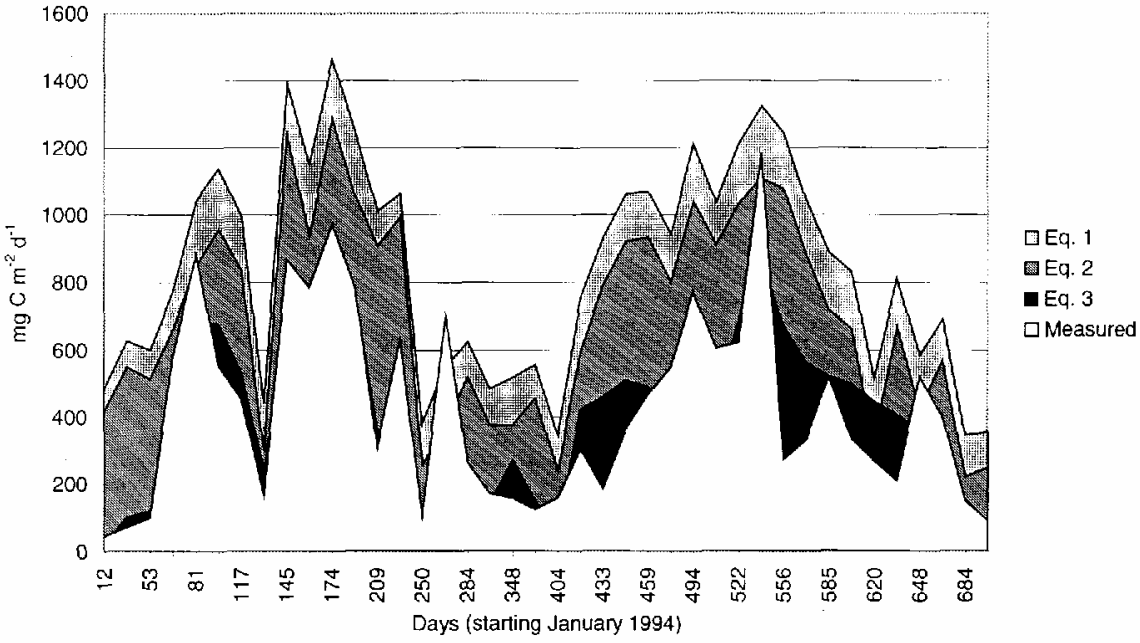


Fig. 5 – Daily primary productivity measured in 1994'-95 experiments and calculated according to the predictive equations 1-3. Note that the shaded areas are not stacked.

non-parametric Wilcoxon test demonstrate the significance of these differences, giving a $p<0.0001$ (n=40) for both comparisons (measured PP vs. estimated $_{eq}$.i and measured PP vs. estimated $_{eq\ 2}$).

4. CONCLUDING REMARKS

The data analysis presented here, though quite simple, allows anyway to draw a picture of the relationships between primary productivity and its main controlling factors in the course of the trophic evolution of Lake Maggiore.

Some points seem clear: the first is that primary production responds faster than biomass (such as chlorophyll) to the trophic changes. Secondly, the System, following oligotrophication, has evolved towards a strider coupling between photosynthesis and biomass. This probably means that the low nutrient availability prevents the reaching of high production rates, maintaining the daily production in the range of values where the relationship with the chlorophyll concentration works better. Moreover, the increased importance of the microbial loop in recent years (Bertoni *et al.,* 1997; Ruggiu *et al.,* 1998) could have contributed to these results.

Finally, in Lake Maggiore the annual course of the photosynthetic activity is certainly influenced by the light climate, regardless of the trophic conditions. This finding cannot be generalized: for instance, in Lake Constance, a large and deep pre alpine lake, comparable to Lake Maggiore with respect to its morphometric and biological features, other variables were perhaps more important than light as controlling factors in the course of the lake trophic evolution (Tilzer *el al,* 1991).

In conclusion, as stated by Goldman (1988), primary production is a valuable record of the change in the trophic state of an aquatic System, in particular during the early stages of eutrophication. In fact, a measure of chlorophyll or biomass gives a static picture of the System, whereas a measure of production can provide a more dynamic view of the System evolution, representing the immediate result of the interaction of physical, chemical and biological variables. Because of this reasons the use of predictive equations to estimate the primary productivity can be rarely extrapolated to long time periods and should be carefully evaluated when applied to ecosystems undergoing trophic changes.

REFERENCES

Bertoni R. 1976. A four year study of the spatial and temperai variations of microseston and heterotrophic microflora in Lago Maggiore. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 33: 433-443.

Bertoni R. 1979. Qualitative characterisation of organic microseston evaluating its thermal lability. *Mem. Ist. ital Idrobiol,* 37: 213-221.

Bertoni R. & Callieri C. 1982. Yearly variations of parameters involved in organic carbon cycle in pelagic and littoral zone of Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital Idrobiol.* 40*:* 181-199.

Bertoni R., Callieri C., Morabito G., Pinolini M.L. & Pugnetti A. 1997. Quali-quantitaive changes in organic carbon production during the oligotrophication of Lake Maggiore, Italy. *Verh. Internal. Verein. Limnol.,* 26*:* 300-304.

Bertoni R. & Pugnetti A. 1997. Cambiamenti qualitativi e quantitativi della produzione di carbonio organico durante l'oligotrofizzazione del Lago Maggiore. In: Atti del XII Congresso dell' Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (Piccazzo M. ed.). Isola di Vulcano, 18-21 Settembre 1996: 237-244.

Brock T.D. 1985. A Eutrophic Lake - Lake Mendota, Winsconsin. *Ecological Studies,* 55*:* 1-308.

de Bernardi R., Calderoni A. & Mosello R. 1996. Environmental problems in Italian lakes, and lakes Maggiore and Orta as successful examples of correct management leading to restoration. *Verh. Internal. Verein. Limnol.*,26: 123-138.

Falkowski P.G. 1981. Light-shade adaptation and assimilation numbers. *J. Plankt. Res.,* 3:203-216.

Gerletti M. 1972. Comparative trends of primary productivity in Lake Maggiore on a pluriannual basis. In: Productivity problems of freshwaters (Kajak Z. & Hillbricht-Ilkowska A. Eds), Proceedings IBP-Unesco Symposium, Kazimierz-Dolmy, Poland,May6-l2, 1970: 709-713.

Goldman C.R. 1988. Primary productivity, nutrients and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanogr.,33:* 1321-1333.

Goldman C.R., Gerletti M., Javornicky P., Melchiorri-Santolini U., De Amezaga E. 1968. Primary productivity, bacteria, phytoplankton and zooplankton in Lake Maggiore: correlations and relationships with ecological factors. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*,23: 49-127.

Guilizzoni P., Bonomi G., Galanti G. & Ruggiu D. 1983. Relationships between sedimentary pigments and primary production: evidence from core analysis of twelve italian lakes. *Hydrobiologia,* 103: 103-106.

Harris G.P. 1986. Phytoplankton ecology. Structure, Function and Fluctuations. Chapman and Hall, London, 434 pp.

Manca M., Calderoni A. & Mosello R. 1992. Limnological research in Lago Maggiore: studies on hydrochemistry and plankton. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 50: 171-200.

Margalef R. 1974. Ecologia. Ediciones Omega, Barcelona. 951pp.

Mosello R. 1989. The trophic evolution of Lake Maggiore as indicateci by its water-chemistry and nutrients loads. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 46: 69-87.

Mosello R. & Ruggiu D. 1985. Nutrient load, trophic conditions and restoration prospects of Lake Maggiore. *Int. Revue ges. Hydrobiol,* 70: 63-75.

Ruggiu D., Morabito G., Panzani P. & Pugnetti A. 1998. Trends and relations among basic phytoplanklon characteristics in the course of the long-term oligotrophi cation of lake Maggiore. *Hydrobiologia,* 399/370: 243-257.

Ruggiu D., Panzani P. & Candido A. 1980. Indagini sul fitoplancton. In: C.N.R. Ist. Ital. Idrobiol., Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore, campagna 1980 (Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere Ed): 185-215.

Ruggiu D., Panzani P. & Candido A. 1981. Indagini sul fitoplancton. In: C.N.R. Ist. Ital. Idrobiol., Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore, campagna 1981. (Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere Ed): 189-217.

Ruggiu D. & Saraceni C. 1977. Fitoplancton, clorofilla e produzione primaria nel Lago Maggiore durante gli anni 1972-1973. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.* 34: 57-78.

Ruggiu D. & Saraceni C. 1978. Indagini sul fhoplancton. In: C.N.R. Ist. Ital. Idrobiol., Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore, campagna 1978 (Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere Ed.): 223-234.

Ruggiu D., Saraceni C. & Panzani P. 1979. Indagini sul fitoplancton. In: C.N.R. Ist. Ital. Idrobiol., Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore, campagna 1979 (Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere Ed.): 213-240.

Sakshaug E., Bricaud A., Dandonneau Y., Falkowski P.G., Kiefer D.A., Legendre L., Morel A., Parslow J. & Takahashi M. 1997. Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation ofresults., *J. Plankt. Res.,* 19: 1637-1670.

Smith R.C., Eppley R.W. *&* Baker K.S. 1982. Correlation of primary producion as measured aboard ship in southern California coastal waters and as estimated from satellite chlorophyll images. *Mar. Biol.,6:* 281-288.

Smith R.C., Prezelin B.B. & Baker K.S. 1989. Bio-optical modelling of photosynthctic production in coastal waters. *Limnol. Oceanogr..* 34: 1524-1544.

Steeman Niclsen E. 1952. The use of radioactive carbon (^{l4}C) for measuring organic production in the sea. *J. Conx. Perni. Int. Explor. Mer,* 18: 1 17-140.

Tilzer M.M. 1990. Enviromnental and physiological control of phytoplankton produclivity in large lakcs. In: Large Lakes: Ecological Structure and Function (Tilzer M.M. & Serruya C. eds.), Springer Verlag, New York: 339-367.

Tilzer M.M., Gacdkc U., Schweizer A., Bccsc B. & Wieser T. 1991. Interannual variability of phytoplankton productivity and related parameters in Lake Constance: no response lo decreased phosphorus loading?, *J. Plankt. Res.,* 13: 755-777.

Vollenweider R.A. 1956. Das Strahlungsklima des Lago Maggiore und scine Bedeutung fur die Photosynlhese des Phytoplanktons. *Metri. Ist. ittil. Idrobiol,* 9: 293-362.

Vollenweider R.A. 1960. Beitrage zur Kcnntnis optischer Eigenschaftcn dcr Gewasser und Primarproduction. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 12: 201-244.

Wojciechowska W. 1989. Correlation between biomass, chlorophyll-a. photosynthcsis and phytoplankton structure in a lake. *Ekol. Pol..* 37: 59-82.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 117-128, ottobre 1999

EVOLUZIONE LIMNOLOGICA DEL LAGO DI PUSIANO NEGLI ULTIMI DECENNI E PROSPETTIVE FUTURE

Gianni TARTARI, Barbara QUATTRIN

Istituto di Ricerca Sulle Acque, CNR, Località Occhiate, 20047 Brugherio, Milano

ABSTRACT

Limnological evolution of Lake Pusiano in the last decades and future perspectives.

Lake Pusiano has become more and more eutrophic since the 1960's. In 1986 a wastewater treatment plant was installed. This act was followed by a remarkable decrease of the incoming loads and an improvement of trophic status from 1986 to 1995. Thus a drastic decrease of in-lake annual average concentration of total phosphorous (-74 µgP/1) was observed. This phenomenon was coupled with a reduction of sedimentation fluxes (-15% for nitrogen and -35% for phosphorous. respectively), a 50% reduction of hypolimnetic oxygen deficit and a remarkable increase of transparency (about 7 m). Phosphorous loads however are still high and Lake Pusiano is not mesotrophic yet. This situation is probably due to an internal load occurring during the persistent summer-autumn anoxic period.

RIASSUNTO

Dagli anni '60, il Lago di Pusiano è andato incontro ad un processo di intensa eutrofizzazione, che ha iniziato a regredire solo alla fine degli anni ottanta in seguito all'allestimento di impianti di trattamento dei reflui urbani. Ciò ha portato ad un miglioramento della situazione trofica durante la decade 1985-1995, con drastica diminuzione della concentrazione media ponderata annua del fosforo totale (-74 µgP/l). Contemporaneamente si è avuta la diminuzione dei flussi di sedimentazione (-15% per l'azoto e -35% per il fosforo), il dimezzamento del deficit ipolimnetico di ossigeno e l'aumento della trasparenza di circa sette metri. L'attuale carico di fosforo è però ancora superiore al carico critico limite della mesotrofia, probabilmente per la rilevante incidenza del carico interno prodotto durante il periodo anossico estivo.

1. INTRODUZIONE

Nella maggior parte dei Paesi europei tra il 1950 ed il 1970 si è verificata una netta crescita della trofia degli ambienti lacustri a seguito dell'aumento della popolazione, dell'introduzione dei detergenti sintetici e del diffondersi delle opere di colletta-

mento dei reflui urbani. Nel 1985 sono stati introdotti anche in Italia provvedimenti legislativi per la riduzione del fosforo nei detergenti, mentre negli ultimi 20 anni si è diffusa la realizzazione di imponenti opere ingegneristiche per il trattamento dei reflui urbani.

L'interesse dei limnologi è attualmente rivolto alla comprensione delle tendenze evolutive della qualità degli ambienti lacustri e dei fenomeni di resilienza che ritardano il raggiungimento di uno stato trofico compatibile con quello originale. In generale però l'interesse per i fenomeni di reversibilità dello stato trofico ha in buona parte riguardato e riguarda solo i maggiori corpi lacustri del nostro Paese (de Bernardi *et al.,* 1997). Pochi sono invece gli ambienti minori oggetto di regolari serie di osservazioni (Garibaldi *et al,* 1997; Paganelli, 1992).

Il Lago di Pusiano (Fig. 1), il maggiore dei laghi della Brianza (4,95 km^2 di superficie, 24 m di profondità massima ed un volume di 69 10^6 m^3), rientra in quei casi particolarrnente ricchi di informazioni. Nel bacino di questo lago sono stati realizzati importanti interventi di protezione culminati nel 1996 con il completamento della diversione fuori bacino dei reflui urbani (Quattrin *et al,* 1998).

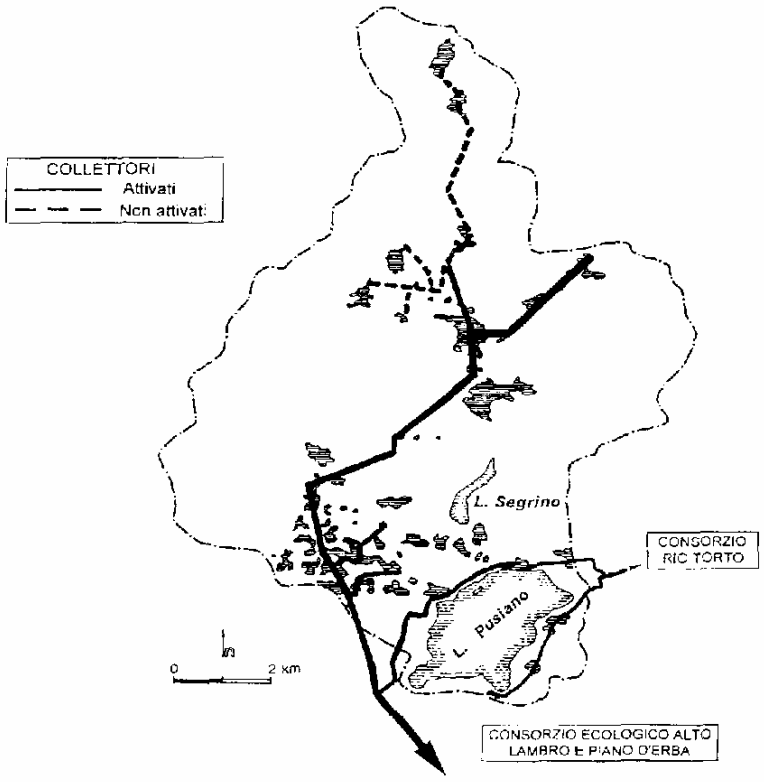


Fig. 1- Schema del sistema di collettamento dei reflui provenienti dal bacino del Lago di Pusiano.

Tab. 1- Quadro riassuntivo dei dati alla circolazione
relativi alle principali variabili idrochimiche nel periodo 1954-1998.

Sorgente dei dati	Δt	Data di	Trasparenza	Temperatura	Conducibilità	Ossigeno	Ossigeno	$N\text{-}NO_3$	$P\text{-}PO_4$	TP
	°C	campionamento	m	°C	µS/cm	mg/l	% sat.	mg/l	µg/l	µg/l
Bonomi *et al.*, 1967 (*)	6	mar-54		4,5	293	7,6 °	60			
Vollenweider, 1965	§	mag.giu-61			301			0,70		
Bonomi *et al.*, 1967	8	apr-67	2,1	6,1	347	10,5	92	0,79		
Parisi *et al.*, 1973	0,3	dic-71		5,6	319	10,1	83	0,75		
Chiaudani & Premazzi, 1992		(§)-72			308					
IRSA, 1977	C	gen-73	3,6	4,3	299	10,5	86	0,71	67	87
de Bernardi *et al.*, 1985	0,8	feb-77	1,5	4,6	305	8,1	66	1,16	89	133
IRSA	C	feb-84	3,0	4,0	312			0,25	169	198
"	2,3	mar-85	1,5	4,8	317			0,79	113	166
"	C	gen-86	5,0	4,4	296	7,1	55	0,15	149	174
"	C	feb-87	3,3	4,3	335 °	8,1	64 °	0,24	160	195
"	C	feb-88	4,0	*6,2*	315	*5,4*	*46*	0,69	145	172
"	0,5	gen-89	6,4	*4,6*	310	*5,4*	*44*		133	155
"	0,6	feb-90	7,5	*4,9*	292	*2,5*	*20*	0,22	127	133
"	C	gen-91	5,0	*4,6*	307	*5,0*	*41*	0,53	110	124
"	0,4	feb-92	6,0	*4,5*	343	*7,8*	*63*	0,78	92	118
"	C	gen-93	5,5	*5,4*	315	*6,0*	*49*	1,44	97	111
"	C	feb-94	7,5	*5,2*	315	*8,8*	*71*	1,43	76	86
"	C	gen-95	5,8	*6,6*	299	*6,5*	*55*	0,65	46	68
"	C	gen-96	6,8	*6,1*	299	*5,7*	*48*	0,73	81	96
"	C	gen-97	7,5	*5,7*	313	*6,8*	*56*	0,96	79	88
"	C	gen-98	7,8	*5,9*	*294*	*7,8*	*64*	0,51	74	91

NOTE: * valori ricavati da grafici ° valore calcolato § non disponibile
C completa circolazione *in corsivo:* *misura eseguita in tempo reale*

Imponenti opere idrauliche furono realizzate anche nel secolo scorso: nella prima metà del secolo fu attuata a scopo di bonifica la diversione delle acque del Lambro in un canale artificiale, l'attuale Lambrone, che fu fatto sfociare direttamente nel bacino lacustre, modificando in tal modo il regime idrologico del lago, che ora sottende un bacino imbrifero quadruplo rispetto a quello naturale. Alla fine del secolo fu invece costruito un emissario artificiale regolato da chiuse (Cavo Diotti) per consentire il controllo della quota del lago e delle portate del Lambro a valle dell'incile. L'influenza di questi interventi sulle caratteristiche limnologiche (morfometria, tempo di ricambio, idrochimica, ecc.) non è oggetto di questo lavoro ma dovrà essere tenuta in attenta considerazione nella definizione degli obiettivi di risanamento.

Questo lavoro si propone di affrontare lo studio dell'evoluzione temporale della qualità delle acque del Lago di Pusiano, prendendo in considerazione la serie storica delle misure disponibili, per un periodo di circa 40 anni, e tentando infine di individuarne le tendenze evolutive future, sulla base di un semplice modello ad un box.

2. ELEMENTI PER LO STUDIO EVOLUTIVO DEL LAGO DI PUSIANO: SELEZIONE DEI DATI

Lo studio del trend evolutivo del Lago di Pusiano costituisce un "caso intermedio" tra pianificazione *a priori* delle serie di misure e loro ricostruzione *a posteriori.* Sono infatti disponibili due gruppi di dati: quelli annualmente prodotti dall'Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA), a partire dal 1984, e quelli ricavati da una approfondita ricerca bibliografica che ha coperto il periodo dal 1954 ad oggi (Quattrin *et al,* 1998).

Dal 1984 l'IRSA esegue con regolarità un campionamento annuale del lago alla omeotermia invernale, che tipicamente si verifica a gennaio. Lo stesso istituto ha inoltre condotto indagini di durata annuale (IRSA, 1977; Scaglia, 1986; Quattrin *et al.,* 1998) nel 1972/73, 1985/86 e 1994/95, con campionamenti a cadenza mensile nella stazione di centro lago. Le due campagne più recenti sono state realizzate a cavallo dell'entrata in funzione delle opere di collettamento dei reflui urbani. In queste due occasioni, oltre alle stesse variabili limnologiche di base già considerate nella prima campagna degli anni settanta, è stato misurato il flusso di sedimentazione dei seston e dei nutrienti.

L'esame della letteratura ha portato ad individuare 27 lavori, tra i quali soltanto 6 contengono informazioni direttamente utilizzabili ai fini della valutazione dell'evoluzione lacustre. Negli altri riferimenti sono comunque presenti, oltre ad informazioni storiche, geomorfologiche e naturalistiche, molto utili per la caratterizzazione generale dell'ambiente studiato, anche dati limnologici interessanti per il loro ruolo di testimonianza dello stato del lago nel corso degli anni ma non corrispondenti ai criteri di confrontabilità adottati nel presente studio ed illustrati nel seguito.

Una prima selezione ha riguardato gli articoli con dati di fisica e di chimica lacustre. Le variabili confrontabili direttamente con quelle dell'IRSA sono risultate: la trasparenza, la temperatura, la conducibilità, l'ossigeno disciolto e, tra i nutrienti, le forme di fosforo (totale, TP, e reattivo, $P\text{-}PO_4$) e l'azoto nella forma di nitrato ($N\text{-}NO_3$). La scelta delle variabili è stata condotta sulla base di tre criteri: la rappresentatività come indicatori dell'evoluzione lacustre, la loro frequenza di misura e la completezza

nella descrizione delle caratteristiche dell'intera colonna d'acqua. Quale garanzia di base per la confrontabilità dei dati, sono stati infine considerati solo i lavori che, analogamente alle indagini annuali IRSA, riportano dati alla circolazione.

L'esame del materiale disponibile in letteratura merita alcune osservazioni critiche. In generale i lavori si riferiscono a campionamenti effettuati durante il periodo di massima stratificazione termica (da giugno ad agosto) o in primavera (marzo-aprile). Questo tipo di misure, raccolte con maggior frequenza negli anni '60 e '70, si prestano a valutazioni "istantanee" dello stato della qualità, in contrasto con le valutazioni di carattere più generale ottenibili con misure alla circolazione. Curiosa è l'insistenza in letteratura di dati relativi all'inizio della primavera, invece che in pieno inverno (gennaio-febbraio); ciò porta a pensare che la scelta del periodo fosse in certa misura legata di riflesso alla ciclicità dei grandi ambienti lacustri della regione insubrica. Essendo un piccolo ambiente lacustre, caratterizzato da un ridotto tempo di ricambio (0,7-1 a), il lago di Pusiano è invece molto sensibile alla temperatura dell'aria, non possedendo l'inerzia termica tipica dei grandi laghi. L'analisi dei profili di temperatura riportati in letteratura mostra spesso una situazione di incipiente o anche netta stratificazione. In tabella 1, dove è rappresentato il quadro riassuntivo dei dati utilizzati, sono quindi riportate, oltre alle date di campionamento, anche le variazioni di temperatura dalla superficie al fondo, in modo da sottolineare le situazioni "anomale" e rendere più agevole l'interpretazione dei risultati.

Poiché nella maggior parte dei lavori sono riportati i valori delle variabili alle singole profondità, è stato possibile calcolare le medie con un criterio uguale a quello adottato dall'IRSA: nel caso di completa circolazione si è utilizzata la media aritmetica delle concentrazioni lungo la colonna; nei casi di circolazione già avvenuta (1954, '61, '67, '77) o anticipata (1971) è stato invece individuato lo strato tra 10 e 22 m, situato sotto il salto termico, in cui le acque mantengono "memoria" dei valori alla circolazione. Le masse d'acqua al di sotto del termoclinio sono infatti soggette a scarsi scambi termici con l'acqua soprastante, nel caso di non eccessivo allontanamento temporale dal periodo della circolazione (non oltre aprile), con trasferimenti di energia e di materia che dipendono solo da fenomeni di rimescolamento legati a correnti diffusive (Rossi, 1996).

La validità di questa assunzione è stata condotta con i dati di 10 profili di temperatura di anni diversi e sulla base delle 3 campagne annuali condotte dall'IRSA. Le medie aritmetiche così ottenute sono state utilizzate per ricostruire il trend temporale (Tab. 1).

Dalla serie storica riportata in tabella 1 sono stati invece esclusi i dati, pur rilevati alla circolazione, relativi a lavori condotti in anni già considerati nelle indagini IRSA (Chiaudani & Premazzi, 1992). Queste informazioni sono comunque servite per effettuare un controllo incrociato della qualità dei risultati, che ha evidenziato un buon accordo, come indica l'elevato valore del coefficiente di correlazione lineare ($r = 0,96$) per la regressione tra i valori di tutte le variabili misurate nello stesso periodo e di conseguenza consolida l'attendibilità dei trend osservati.

3. CARATTERISTICHE LIMNOLOGICHE ATTUALI E PREGRESSE DEL LAGO DESUNTE DALL'OSSERVAZIONE DEI CICLI ANNUALI

Dal confronto delle medie ponderate annuali (Tab. 2) delle variabili di maggior interesse determinate dall'IRSA nelle Ire campagne annuali (1972/73; 1985/86 e 1994/95) è evidente come ad una notevole variazione del contenuto di nutrienti e di ossigeno corrispondano valori costanti della conducibilità, che testimoniano l'invarianza della matrice ionica nell'arco di circa venti anni. Nello stesso periodo, invece, il rapporto tra le componenti di sciolte di N/P oscilla da valori non elevati (mediamente pari a circa 7), indicativi di una non univoca assegnazione al fosforo del ruolo di specie limitante, a circa 13 nell'ultimo quinquennio. Ciò permette nel seguito di riservare un ruolo di rilievo al fosforo quale indicatore più significativo dello stato trofico. Questa variabile è inoltre utile per una valutazione degli effetti dovuti agli interventi gestionali avviati sui reflui urbani nel bacino imbrifero del lago.

Tab. 2 - Medie ponderate delle concentrazioni delle variabili trofiche principali misurate nei tre periodi annuali: 1972/73; 1985/86; 1994/95.

1972-73	Ossigeno mg/l	Conducibilità µS/cm	P-PO_4 µgP/l	TP µgP/l	N-NO_3 mgN/l	*Deficit ipolimnetico ossigeno mg/cm² d*
Minimo annuale	0,2	205	2	16	< 0,1	
Massimo annuale	17,7	318	234	267	1,1	
Medie ponderate annuali	**8,1**	**288**	**30**	**70**	**0,7**	***0,12***
1985-86						
Minimo annuale	0	200	3	29	< 0,1	
Massimo annuale	17,8	370	736	773	1,2	
Medie ponderate annuali	**6,9**	**285**	**88**	**132**	**0,5**	***0,11***
1994-95						
Minimo annuale	0	172	< 2	13	< 0,1	
Massimo annuale	16,1	333	407	430	1,7	
Medie ponderate annuali	**7,2**	**289**	**38**	**58**	**0,9**	***0,06***

Nelle tre campagne dell'IRSA il fosforo ha presentato un forte aumento tra il 1972/73 e il 1985/86 (circa 3 volte per l'ortofosfato e 2 volte per il fosforo totale) e una netta diminuzione nel 1994/95, con valori che si mantengono comunque su livelli tipici di ambienti con bassa qualità delle acque. Ciò è confermato dalle condizioni di anossia presenti nel 1985/86 e nel 1994/95, non riscontrate invece nel 1972/73, dove però era comunque evidente una marcata ipossia ipolimnica estiva. Le condizioni generali di ossigenazione del 1972/73 e 1985/86 sono in ogni caso molto simili, come evidenziato dal deficit ipolimnetico dell'ossigeno nei due periodi (0,12 mg/cm^2 d e 0,11 mg/cm^2 d rispettivamente). Tale valore diminuisce invece nettamente nel 1994/95 (0,06 mg/cm^2 d) e testimonia il miglioramento generale del lago intervenuto in questi anni. Anche i flussi di sedimentazione di azoto e fosforo (Tab. 3), misurati con cadenza mensile mediante trappole di sedimentazione nel 1985/86 e 1994/95 (Quattrin *et al,* 1998), mostrano una riduzione del 15% per l'azoto totale e del 35% per il fosforo totale, indice di una significativa modifica complessiva del bilancio dei nutrienti nel lago.

Tab. 3- Flussi di sedimentazione medi giornalieri di azoto e fosforo (mg/m^2 d) calcolati su periodi annuali (1985-86 e 1994-95).

Profondità (m)	FOSFORO TOTALE 1985/86	1994/95	AZOTO TOTALE 1985/86	1994/95
-7,5	7,8	5,1	45,2	38,5
-15		6,9		39,0
-22	10,8	7,1	52,5	45,7

4. EVOLUZIONE PLURIENNALE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE RILEVATA DAI DATI ALLA CIRCOLAZIONE

I primi dati limnologici disponibili per il Lago di Pusiano risalgono al 1954 (Bonomi *et al.,* 1967). Poiché essi sono relativi al mese di marzo e mostrano una pronunciata escursione termica tra superficie e fondo, hanno un interesse solo dal punto di vista storico, anche se possono essere di riferimento per stabilire le condizioni originali del lago.

I primi dati utili per una valutazione dell'evoluzione pluriennale del lago, condotta considerando i valori della trasparenza e del fosforo, come mostra la figura 2 risalgono agli inizi degli anni '70 (IRSA, 1977). Queste variabili presentano un andamento molto

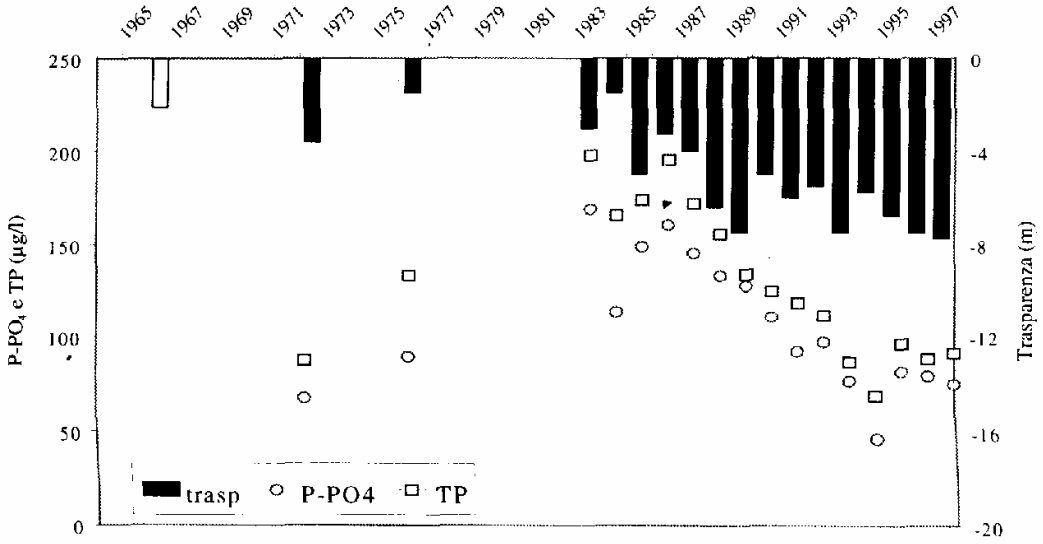


Fig. 2 - Evoluzione delle concentrazioni di ortofosfato e fosforo totale e della trasparenza alle circolazioni invernali negli anni compresi tra il 1967 e il 1998.

simile, come atteso per la loro nota correlazione con lo stato trofico e la produttività. I dati di fosforo del 1973 presentano valori di 67 µgP/l per l'ortofosfato e di 87 µgP/l per fosforo totale, con una trasparenza di 3,6 m. U precedente valore di trasparenza, di appena 2,1 m, indicato in figura, è sicuramente dovuto all'avanzata stratificazione; analoga considerazione vale per i valori minimi di 1,5 m del 1977 e del

1985. Nello stesso arco di tempo si registrano però anche i valori massimi di fosforo (169 µgP/l per l'ortofosfato e 198 µgP/l per il fosforo totale).

Dopo la metà degli anni '80 si assiste ad una costante ripresa della trasparenza, che raggiunge il massimo nel 1998 con 7,8 m, e contemporaneamente si ha la diminuzione delle concentrazioni di fosforo fino a valori prossimi a 70 µgP/l per l'ortofosfato e a 90 µgP/1 per il fosforo totale. Il trend rilevato per la trasparenza ed il fosforo dal 1984 ad oggi si può quindi scomporre in due fasi ben distinte: una prima fase dal 1984 al 1993 di rapido decremento delle concentrazioni (circa -8 µgP/l all'anno per l'ortofosfato e -9,5 per il fosforo totale) ed un contemporaneo aumento della trasparenza (0,2 m/anno), ed una seconda fase, dal 1993 al 1998, con valori tendenzialmente costanti (circa 75 µgP/l per l'ortofosfato, 85 µgP/l per il fosforo totale e 7 m per la trasparenza), che possono essere indicativi del raggiungimento di una situazione di stato stazionario, come già osservato in casi analoghi (Nùrnberg, 1991; Bossard & Gachter, 1997).

Le modifiche intervenute nel corso degli anni nella qualità delle acque trovano conferma nelle concentrazioni di ossigeno alla circolazione (Tab. 1). I valori massimi nel 1967 (10,5 mg/1 con 92 % di saturazione) cominciano a decrescere alla metà degli anni '70 e raggiungono i valori minimi circa 10 anni dopo, in concomitanza con il massimo contenuto di fosforo. Una situazione di scarsa ossigenazione delle acque lacustri era comunque già stata notata come anossia ipolimnica nell'estate del 1967 (Bonomi *et al.,* 1967). Gli stessi Autori sottolineavano che tale situazione non trovava riscontro nell'estate del 1954, con valori sul fondo di 1 mg/l di ossigeno. Nello stesso periodo altre misure confermano le situazioni anossiche (Parisi *et al,* 1973) mentre la prima indagine su scala annuale del 1972/73 riscontra solo una ipossia ipolimnica estiva, con valori di ossigeno da 0,2 mg/l a circa 2 mg/l. Alla fine degli anni '60 il Lago di Pusiano appare comunque ancora in condizioni migliori rispetto agli altri laghi briantei (Bonomi *et al*., 1967). hi tempi più recenti (primi anni '90) le concentrazioni di ossigeno alla circolazione hanno ripreso a salire dai minimi raggiunti negli anni '80 fino ai recenti valori di 6-8 mg/1 con il 50-70% di saturazione.

Un'ultima considerazione merita infine l'andamento delle temperature misurate alla circolazione: a partire dalla fine degli anni '70 la temperatura mostra un aumento costante, da circa 4 °C a circa 6 °C, con un incremento di 0,2 °C/anno, in linea con il generale riscaldamento che si osserva nei laghi profondi subalpini (Barbieri & Simona, 1997).

5. DISCUSSIONE

5.1. Considerazioni sulla variazione della qualità delle acque negli ultimi 25 anni

L'insieme delle informazioni raccolte sulla qualità delle acque del Lago di Pusiano permette di documentare in modo dettagliato, nonostante le notevoli lacune nel set di dati, le modifiche intervenute nelle condizioni trofiche nel corso degli ultimi due decenni. La scarsità e frammentarietà dei dati negli anni '50-'70 non permettono purtroppo valutazioni certe sullo stato originario di questo ambiente.

La storia più recente del lago (1973-1998) può essere invece riassunta in tre fasi (Fig. 2): una prima di rapido deterioramento (1973-1983), una seconda di condizioni

estremamente degradate (1984-1987) ed una terza di lento recupero. Questo tipo di andamento, analogo a quelli riscontrati in ambienti molto noti, come i grandi laghi subalpini (Mosello & Giussani, 1997) ed alcuni laghi svizzeri (Müller, 1997), suggerisce una similitudine dei fattori che hanno determinato lo scatenarsi dei fenomeni eutrofici e degli effetti dei rimedi adottati.

Nonostante il periodo critico di eutrofizzazione sia stato più o meno contemporaneo (fine anni '70-inizio anni '80), l'avvio della fase calante delle concentrazioni di fosforo nel Pusiano avviene però solo a partire dal 1985, qualche anno dopo rispetto agli altri laghi. Anche se è probabile che l'applicazione della normativa sull'impiego del fosforo nei detergenti domestici abbia influito in modo positivo sulle condizioni trofiche del Pusiano, il principale intervento che ha agito in modo positivo è comunque rappresentato, per questo lago, come per molti altri, dalla diversione dei reflui fuori bacino. L'efficacia di tale intervento è confermata dal confronto tra i due studi annuali del 1985/86, prima dell'avvio delle opere di collettamento, e del 1994/95, quando ormai il collettamento dei reflui urbani era esteso a circa il 75% degli abitanti ed il carico in ingresso ridotto a 8,5 t/anno (Quattrin *et al,* 1998).

5.2. Considerazioni sull'evoluzione a breve termine

Gli studi dei trend evolutivi di un ambiente lacustre acquistano particolare rilevanza nel momento in cui possono essere utilizzati per tentare valutazioni sulla sua evoluzione futura. Nel caso del Pusiano la disponibilità dei carichi in ingresso e dei valori di sedimentazione ha reso possibile la simulazione previsionale dell'evoluzione delle concentrazioni di fosforo mediante un semplice modello ad un box (Wehrli *et al.,* 1997), basato sul bilancio di massa tra contenuto di fosforo nel lago, carichi in ingresso, in uscita e sedimentazione. In condizioni non stazionarie la variazione nel tempo del contenuto di fosforo nel lago può essere stimata con la seguente equazione:

$$\frac{\Delta P_\lambda}{\Delta t} = P_{in} - \left(\frac{\beta}{\tau} + \sigma\right) P_\lambda$$

dove P_{in} (t/anno) rappresenta il carico di fosforo in entrata; P_λ (t) la massa in lago; τ (anni) il tempo di ricambio delle acque; (i (adimensionale) il coefficiente di deflusso, definito come rapporto tra le concentrazioni di fosforo in uscita dall'emissario e quelle nel lago; σ (1/anno) il coefficiente di sedimentazione netta, dato, in modo simile a (5, dal rapporto tra sedimentazione annua netta e massa in lago. (3 e a sono stati calcolati utilizzando i dati raccolti nell'indagine 1994/95. Non avendo stime dirette della sedimentazione netta, definita come differenza tra sedimentazione e rilascio dai sedimenti (Gächter & Imboden, 1985), si è utilizzato il valore di flusso di sedimentazione del fosforo alla profondità di 15 m che, essendo situata sotto il livello del termoclinio ed in prossimità della zona eufotica, è poco influenzata dagli errori dovuti sia alla sottostima della produttività algale dello strato epilimnico sia a fenomeni di risospensione dei sedimenti sul fondo (Kozerski, 1997).

Il risultato della modellizzazione è presentato in figura 3 nella quale è evidente un

buon accordo tra dati sperimentali e trend stimato, soprattutto nel periodo 1985-1995, durante il quale sono state effettuate a cadenza quinquennale stime dei carichi in ingresso (Camusso & Tartari, 1988; Rigamonti, 1991). La stessa equazione è stata utilizzata per la simulazione dell'evoluzione delle concentrazioni in lago nel decennio 1995-2005 ipotizzando un decremento costante del carico in ingresso dovuto all'allacciamento al sistema di collettamento dei reflui del 2% all'anno per gli abitanti finora non serviti, fino ad arrivare ad una ipotesi di collettamento massimo di circa il 95%, partendo dall'attuale 75%, sommando a ciò un decremento demografico dello 0,25% all'anno, come stimato in situazioni analoghe (Ge Rondi, 1998). Infine, poiché l'efficienza di sedimentazione aumenta col migliorare dello stato trofico (Gächter & Imboden, 1985), come confermato anche in questo lavoro con il passaggio da σ = 0,24/anno nel 1985/86 a σ = 0,31/anno nel 1994/95, si è applicato un incremento annuale di questo coefficiente pari a 0,01, senza raggiungere comunque valori tipici di ambienti a bassa trofia, dove si ha una efficienza di sedimentazione molto elevata, che non sono prevedibilmente da attendere per il Pusiano nel prossimo decennio. Sia τ sia β sono stati invece mantenuti arbitrariamente costanti, considerandoli meno critici nel breve periodo della previsione.

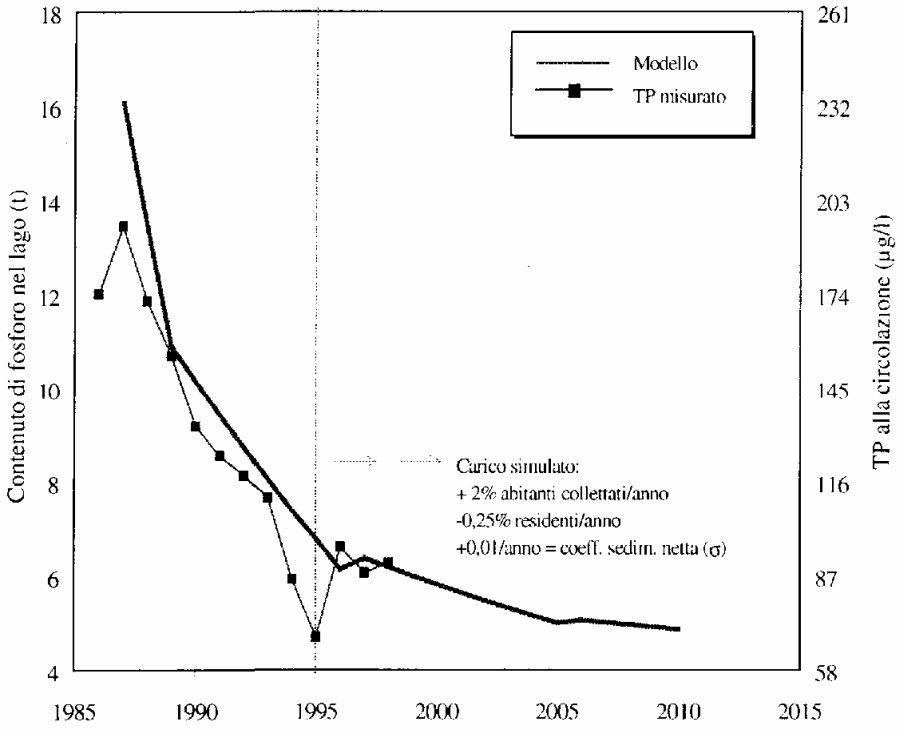


Fig. 3 - Previsione dell'andamento del fosforo nel prossimo decennio.

La simulazione ottenuta conferma che la riduzione della quantità di fosforo in ingresso dal bacino del Lambro ha portato ad una risposta immediata nell'abbattimento della concentrazione nel lago. L'attuale raggiungimento di concentrazioni costanti fa

ritenere che il lago sia ora in una fase in cui prevalgono i carichi interni rispetto a quelli esterni, con il possibile innesco di fenomeni di resilienza, che hanno come conseguenza un forte rallentamento nel recupero della qualità delle acque. Tra le molteplici cause di questo comportamento vi è la difficoltà nel diminuire ulteriormente il carico esterno, poiché ormai esso dipende perlopiù da fonti diffuse difficilmente controllabili e dall'efficienza del collettamento. Il Lago di Pusiano sembra quindi collocarsi su livelli di ancora elevata produttività per un lungo periodo, legati probabilmente anche alle profonde modifiche idrauliche cui è stato sottoposto.

6. CONCLUSIONI

Lo studio dell'evoluzione del Lago di Pusiano evidenzia un chiaro e significativo miglioramento della qualità delle acque nell'ultimo decennio, confermato da tutte le variabili esaminate in questo lavoro. Lo stato attuale risulta analogo a quello degli anni 1972/73 per quanto riguarda i valori di fosforo reattivo e totale e le condizioni generali di ossigenazione. Il recupero del lago, senz'altro dovuto all'installazione di impianti di collettamento dei reflui urbani, è comunque ora in fase di rallentamento, con condizioni di permanente eutrofia, anche se non così spinta come negli anni passati. Resta ora aperto il problema della definizione degli obbiettivi di qualità, a causa dell'impossibilità di stabilire il livello trofico originario. Per questo lago gli obbiettivi di risanamento dovrebbero quindi essere strettamente vincolati agli usi a cui si intende destinarlo, mentre meno realistici appaiono gli obbiettivi ricavabili da valutazioni prettamente limnologiche.

BIBLIOGRAFIA

Barbieri A. & Simona M. 1997. Evoluzione trofica recente del Lago di Lugano in relazione agli interventi di risanamento. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia,* 61:73-91.

Bonomi G., Bonacina C. & Ferrari I. 1967. Caratteristiche chimiche, plancton e benton nel quadro evolutivo recente dei laghi briantei. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 21: 241-287.

Bossard P. & Gächter R. 1997. Controversial hypotheses related to the ban on phosphates. Was banning phosphates in detergents a mistake? *EAWAG News,* 42 E: 18-21.

Camusso M. & Tartari G. 1988. An evaluation of point and non point source loads of nutrients to a highly eutrophic lake. In: *Advances in environmental modelling* (Marani A. Ed.). Elsevier, Amsterdam: 105-120.

Chiaudani G. & Premazzi G. 1992. I laghi briantei: situazione trofica e soluzioni scientifiche per il risanamento. *Centro Comune di Ricerca. Commissione delle Comunità Europee.* EUR 14548, 213 pp.

de Bernardi R., Calderoni A. & Mosello R. 1997. La situazione dei laghi italiani: problemi e prospettive per la ricerca limnologica in Italia. *Quaderni Istituto di*

Ricerca sulle Acque, 103:71-98.
de Bernardi R., Giussani G., Guilizzoni P. & Mosello R. 1985. Indagine conoscitiva per una caratterizzazione limnologica dei "piccoli laghi lombardi. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 8, 205 pp.
Gächter R. & Imboden D.M. 1985. Lake restoration. In: *Chemical processes in lakes* (W. Stumm Ed.): 365-388.
Garibaldi L., Brizzio M.C., Varallo A & Mosello R. 1997. The improving trophic conditions of Lake Endine (Northern Italy). *Mem. Ist. ital. Idrobiol*., 56: 23-36.
Ge Rondi C. 1998. La dinamica degli insediamenti umani in Val padana negli ultimi trent'anni. In: *La pianura padana e le ragioni degli insediamenti umani* (Brianta D. Ed.). Atti della "Giornata di studio", 15 ottobre 1996. Università degli Studi di Pavia: 35-43.
IRSA. 1977. Indagine sui laghi della Brianza. *Quaderni Istituto di Ricerca sulle Acque,* 19, 358 pp.
Kozerski H.P. 1997. Under which conditions can we expect realistic sediment trap measurements? *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 249-251.
Mosello R. & Giussani G. 1997. Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 61, 228 pp.
Müller E. 1997. Banning phosphates in detergents: preventing contamination at the source. *EAWAG News*, 42E: 3-5.
Nürnberg G.K. 1991. Phosphorus from internal sources in the Laurentian Great Lakes, and the concept of threshold external load. *J Great Lakes Res*., 17: 132-140.
Paganelli A. 1992. Lake Tovel (Trentino): limnological and hydrobiological aspects. *Mem. Ist. ital. Idrobiol*., 50: 225-257.
Parisi V., Bianucci G. & Ribaldone Bianucci E. 1973. L'inquinamento dei laghi briantei: i laghi del Segrino, di Pusiano e di Alserio. *Ecologia*, 9/73: 9-14.
Quattrin B., Garibaldi L., Prina M. & Tartari G. 1998. Evoluzione limnologica recente (1984-1996) del Lago di Pusiano. *Acqua e Aria*, (5): 89-101.
Rigamonti G.S. 1991. Carichi teorici di fosforo nel bacino imbrifero del Lago di Pusiano: origine, valutazione, evoluzione in relazione alle opere di risanamento. *Tesi di laurea*. Università degli Studi di Milano, 78 pp, inedito.
Rossi G. 1996. Ecologia dei laghi: modelli matematici e applicazioni.. F. Angeli Ed., Milano, 144 pp.
Scaglia E. 1986. L'evoluzione trofica del Lago di Pusiano negli ultimi 15 anni. *Tesi di laurea*. Università degli Studi di Milano, 110 pp, inedito.
Vollenweider R. 1965. Materiali ed idee per una idrochimica delle acque insubriche. *Mem. Ist. ital. Idrobiol*., 19: 213-286.
Wehrli B., Wüest A., Biihrer H., Gächter R. & Zobrist J. 1997. Decreasing eutrophication in swiss lakes. *EAWAG News*, 42E: 12-14.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 129-135, ottobre 1999

LONG-TERM MONITORING ON THE *POSIDONIA OCEANICA* MEADOW OF MONTEROSSO AL MARE (NW MEDITERRANEAN): FIRST RESULTS

Andrea PE1RANO, Dario SA VINI, C. Nike BIANCHI, Gianfranco FARINA

Marine Environment Research Centre, ENEA S.Teresa, PO Box 316,
I 19100 La Spezia, Italy
E-mail: peirano@estosf.santateresa.ena.it

ABSTRACT

The *Posidonia oceanica* meadow of Monterosso al Mare has been monitored since December 1991. This long-term monitoring project aims at following the evolution of the meadow through seasonal sampling in three stations at 5, 10 and 17 m depth, differing for shoot density and morphology. Data evidenced an increase in cover in all stations. Also the mean urea per shoot increased, due to the larger leaf width. The meadow showed a uniform vegetative cycle at all depths. Phenological parameters compared with climatological data indicated that only the mean leaf length and the number of leaves per shoot were related with irradiance and air temperature. Cover trend and the evidence of a shift in the start of lepidochronological years stressed the hypothesis of an internal, endogenous cycle regulating *P. oceanica* dynamics.

RIASSUNTO

Studio pluriannuale della prateria di Posidonia oceanica *(L.) Delile di Monterosso al Mare (NO Mediterraneo): primi risultati.*

La prateria di *Posidonia oceanica* di Monterosso è oggetto di monitoraggio dal Dicembre 1991. Tale progetto di monitoraggio si propone di seguire la dinamica temporale della prateria attraverso campionamenti stagionali su un transetto fisso in tre stazioni posizionate a 5, 10 e 17 in di profondità, differenti per morfologia e densità di fasci. Sono qui presentati i risultati della prima analisi sui dati fenologici raccolti in questi anni. E' stato registrato un aumento in tutte e tre le stazioni sia del ricoprimento della prateria (stima visuale) sia della superficie fogliare. Per quest'ultimo parametro l'aumento è da imputarsi a un incremento della larghezza media delle foglie. Nessun cambiamento si è registrato negli anni né nella densità di fasci né nel numero medio di foglie degli stessi. Le stazioni campionale hanno mostrato un comportamento uniforme nelle stagioni e negli anni a tutte e tre le profondità. Il confronto dei parametri fenologici con i dati climatici ha evidenziato una correlazione della lunghezza media fogliare e del numero di foglie per fascio con l'irradianza e la temperatura. Il variare del ricoprimento nelle tre stazioni non sembra essere associabile al variare dei parametri ambientali, e rafforza l'ipotesi, già avanzata in letteratura, sull'esistenza di un ciclo interno

endogeno che regola lo sviluppo di *P. oceanica.* Tale ipotesi è rafforzata, inoltre, dall'evidenza di un regolare slittamento negli anni dell'inizio del ciclo lepidocronologico.

1. INTRODUCTION

Posidonia oceanica (L.) Delile is a seagrass endemic to the Mediterranean Sea and occurs in extensive beds on coastal bottoms from the surface down to 40 m depth, depending on local transparency. It is a long-living species and it grows horizontally and vertically through rhizomes that, trapping sediments, form a durable bioconstruction called 'matte'. At the apex of the living rhizomes the plant develops shoots producing five to ten leaves per year that differ widely in their rate of growth (Giraud, 1977; Ott, 1980). When leaves die their proximal parts remain attached to the rhizome as 'scales'. Both rhizome elongation and scale thickness are strongly related (Pirc, 1983; Mossé, 1984; Cebrián *et al* 1994). Since 1990 the study of periodical variations of scale thickness, named lepidochronology on the analogy of terrestrial dendrochronology (the study of tree growth), gave the possibility to date *P. oceanica* rhizomes (Pergent, 1990). Hence *Posidonia oceanica* became the favourite Mediterranean species in multi-purpose studies on medium (years) to long (decades to centuries) term environmental variations. Lepidochronology was used to date fall-outs, metals and sediments trapped in rhizomes and in the matte and was utilised also in dating ancient wrecks (Calmet *et al.,* 1988; Romero *et al*., 1995; Mateo *et al*., 1997). Recently, the necessity of assessing the response of marine organisms Lo climate change and increasing anthropogenic pressure (Bianchi, 1997) stimulated studies all over the world on the relationships among seagrass growth and amount of tight and nutrients or modifications in temperature (Fitzpatrick & Kirkman, 1995; Masini & Manning, 1997; Solana-Arellano *et al*., 1997, Zupo *et al.*, 1997). Marbà & Quarte (1997) used lepidochronology to make large-scale comparisons among decadal *P. oceanica* growth and climatic records.

Even though all the authors agree on the general, primary importance of the solar cycle in determining growth of seagrasses, irregular seasonal patterns were frequently observed in . *P. oceanica* it was hypothesised that internal cycles of *P. oceanica* recorded through lepidochronological analysis (Pergent, 1990; Marbà & Duarte, 1997) were related to endogenous factors, whereas 'anomalies' in the seasonal growth of shoots noted since the first studies were related to differences within and between sites (Pergent, 1990; Buia *et al*., 1992) and to local factors (Pergent & Pergent-Martini, 1991; Alcoverro *et al*., 1995).

However, shoot dynamics was rarely followed *in situ* for more than two years and only an analysis on, at least, decadal time scale will allow differentiating internal variability from local disturbing factors. This is one of the aims of the on-going monitoring program we developed at Monterosso al Mare (NW Mediterranean Sea) since December 1991. Here, we present the first results on the analysis of six-year data and the comparison with local climatic factors.

2. MATERIAL AND METHODS

Posidonia oceanica meadow of Monterosso al Mare (La Spezia) is included in the Marine National Park of "Cinque Terre", a location that assures a fairly uniform and controlled environment, free from major human impacts. Seasonal samplings were performed by SCUBA diving in December, March, June and September in three stations, near the shallow (5 m) and the deep limit (17 m) of the meadow and at intermediate depth (10 m).

The sampling sites have a different morphology: patches of *P. oceanica* and bared blocks of eroded matte characterise the shallow zone, a 'hill-type' meadow colonises the intermediate, while dead and living matte covers the bottom in the deep part, from 12 m to the lower, regressed limit (Góngora Gonzàles *et al,* 1995).

Tab. 1 - Mean annual values (± standard deviations) of *P. oceanica* parameters. Differences among depths and years resulting from 2-way ANOVA (F) or Kruskall-Wallis test (K-W) are reported. Significant differences are evidenced with asterisks (* = 0.05 > P > 0.01; ** = 0.01 ≥ P > 0.001; *** P ≤ 0.001).

Year	Density (Shoot · m^{-2})			Shoot Leaf Area (cm^2)			Mean Leaf Lenght (mm)		
	5 m	10 m	17 m	5 m	10 m	17 m	5 m	10 m	17 m
1992	368 ± 163	331 ± 81	231 ± 49	152.5 ± 58.7	194.4 ± 72.9	139.3 ± 51.0	277 ± 102	385 ± 146	291 ± 97
1993	380 ± 47	312 ± 34	149 ± 22	177.9 ± 35.6	225.2 ± 75.7	235.3 ± 59.1	309 ± 91	358 ± 167	362 ± 102
1994	254 ± 33	307 ± 57	203 ± 28	164.0 ± 25.0	251.0 ± 60.0	230.5 ± 51.7	304 ± 62	420 ± 142	413 ± 144
1995	327 ± 48	232 ± 53	194 ± 19	179.2 ± 65.9	245.5 ± 43.7	188.0 ± 78.4	347 ± 80	400 ± 116	358 ± 131
1996	259 ± 67	233 ± 66	155 ± 46	188.2 ± 64.2	291.7 ± 85.5	233.1 ± 58.7	316 ± 132	438 ± 171	380 ± 154
1997	280 ± 78	229 ± 59	172 ± 18	238.7 ± 45.5	292.5 ± 55.0	251.8 ± 81.1	367 ± 189	470 ± 145	393 ± 143
		K-W							
	P	P	P	F	P		F	P	
Years	0.136	0.295	0.032*	3.313	0.011**		0.890	0.495	
Depth	0.004**			6.210	0.004**		1.946	0.153	
Years x Depth				0.467	0.904		0.260	0.987	

Year	Cover (%)			Number of Leaves x shoot^{-1}			Leaf Width (mm)		
	5 m	10 m	17 m	5 m	10 m	17 m	5 m	10 m	17 m
1992	10 ± 0	40 ± 0	15 ± 0	6.1 ± 0.3	5.9 ± 0.3	5.5 ± 0.5	8.8 ± 0.6	8.6 ± 0.5	8.7 ± 0.5
1993	21 ± 16	39 ± 2	23 ± 9	6.0 ± 1.0	6.8 ± 0.9	6.7 ± 0.2	9.9 ± 0.1	9.6 ± 0.3	9.9 ± 0.5
1994	65 ± 9	69 ± 26	39 ± 15	5.7 ± 0.7	6.4 ± 1.0	5.8 ± 0.9	9.5 ± 0.3	9.7 ± 0.3	10 ± 0.2
1995	57 ± 12	62 ± 10	58 ± 8	5.6 ± 1.8	6.4 ± 1.2	5.2 ± 1.2	9.6 ± 0.6	10 ± 0.5	9.5 ± 0.9
1996	57 ± 20	65 ± 10	57 ± 6	6.5 ± 1.1	6.7 ± 0.9	6.6 ± 1.9	9.6 ± 0.7	10.4 ± 0.4	10 ± 0.2
1997	56 ± 19	43 ± 25	56 ± 26	6.0 ± 1.4	6.4± 0.9	7.2 ± 0.7	9.5 ± 0.4	9.6 ± 0.5	9.6 ± 0.1
	F	P		F	P		F	P	
Years	16.526	0.0001***		1.438	0.226		11.848	0.0001***	
Depth	3.803	0.03*		1.026	0.365		0.674	0.514	
Years x Depth	1.73	0.105		0.542	0.852		1.093	0.384	

In each station twenty orthotropic shoots were collected, and density and percent cover were estimated by means of quadrats (18 replicates) and visual evaluation (3 replicates). Phenological parameters, as well as the number of leaves produced yearly, were computed following the methods of Drew (1971), Giraud (1977) and Pergent(1990).

Yearly diffcrences in density (D), mean leaf length (MLL), number of leaf per shoot (LN), mean leaf width (MLW), shoot leaf area (SLA) and number of scales or fallen leaves per shoot (SN) were compared on annual basis and between stations with 2-way ANOVA or Kruskall-Wallis test when variances were not homogeneous.

Phenological parameters were compared with climatic data recorded in Lerici, dose lo the study area, using Pearson correlation. Total irradiance, rainfall (as a measure of coastal terrigenous inputs) and air temperature (correlated to sea surface temperature, Astraldi *et al.,* 1995) were taken into account.

3. RESULTS AND DJSCUSSION

Notwithstanding the differences in density and cover between the three stations, *Posidonia oceanica* meadow of Monterosso showed a continuous increase in cover and shoot leaf area since 1992 (Tab. 1).This latter is due to a significant increase in mean leaf width (2-way ANOVA, P <0.0001) while mean leaf length and number of leaves per shoot did not showed significant differences among years and stations (Fig. 1). The comparison among phenological parameters and climatological data evidenced a strong correlation between mean leaf length and irradiance at all depths and a lower one with air temperature (Tab. 2).

Tab. 2 – Pearson correlation matrix of probabilities between environmental and *P. oceanica* parameters in the three stations. Significant correlation are indicated with asterisks (* = 0.05 > P > 0.01; ** = 0.01 ≥ P > 0.001; *** P ≤ 0.001).

Depth	5 m			10 m			17 m		
Parameter	Air Temp.	Irradiance	Rainfall	Air Temp.	Irradiance	Rainfall	Air Temp.	Irradiance	Rainfall
Cover	0.370	0.246	0.921	0.606	0.969	0.448	0.780	0.317	0.778
Density	0.726	0.727	0.869	0.101	0.156	0.603	0.925	0.868	0.330
MLL	0.027**	0.001***	0.443	0.032*	0.0001***	0.222	0.002**	0.0001***	0.208
MLW	0.923	0.956	0.783	0.299	0.936	0.640	0.671	0.449	0.768
LN	0.144	0.001***	0.347	0.063	0.0001***	0.240	0.711	0.077	0.639
SLA	0.113	0.125	0.653	0.207	0.001***	0.171	0.006*	0.009*	0.284
SN	0.135	0.188	0.912	0.160	0.236	0.785	0.076	0.323	0.617

P. oceanica showed a uniform seasonal growth in the three stations despite the market! difference in water transparency (Torricelli & Peirano, 1997). The meadow reacted in one, synchronous way also to seasonal change in temperature in agreement with Buia et al. (1992) who found differences in *P. oceanica* growth only in stands deeper than the seasonal thermocline. The start of the lepidochronological years, located in correspondence of each minimum scale thickness (Pergent, 1990), showed in our data a progressive shift from December-March in 1992 to June-September in 1997, with a shoot life span varying from twelve to fifteen months (Fig. 1). The shift may explain the

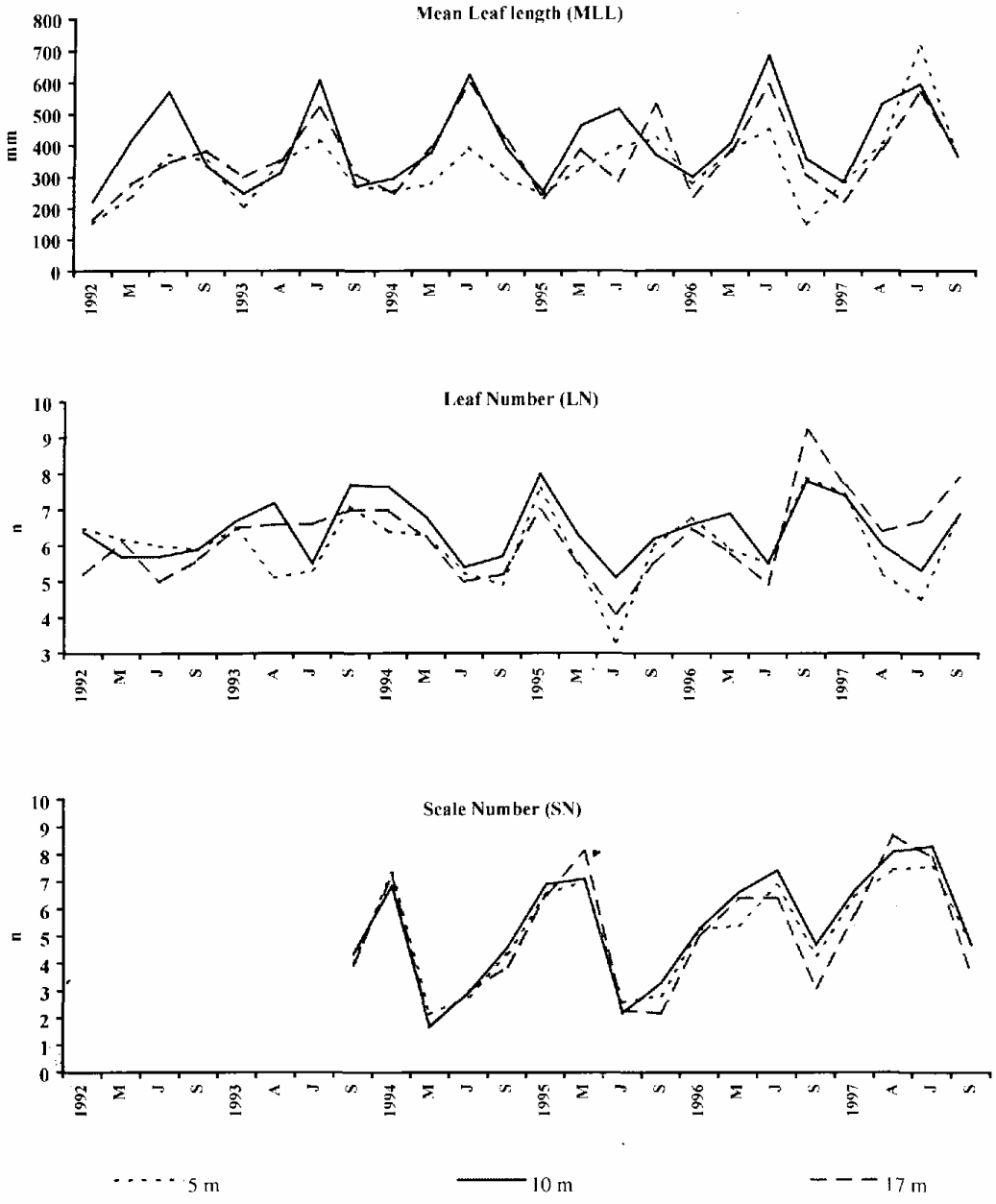


Fig. 1 - Seasonal variation of phenological parameters (mean leaf length, leaf number, scale number) in the *P. oceanica* meadow of Monterosso al Mare from December 1991 to September 1997.

discordance between the alleged strong seasonallty of *P. oceanica* growth and anomalies in shoot development recorded by Buia *et al.* (1992) and often reported in literature (Pergent & Pergent-Martini, 1991; Alcoverro *et al.,* 1995).

Our results are consistent with the findings of Alcoverro *et al.* (1995) on the importance of the solar cycle in *P. oceanica* growth, but also sirengthen the hypothesis of Pergent (1990) and Marbà & Duarte (1997) of an internal, endogenous cycle.

Only future data will confirm if the shift in lepidochronological years correspond to a six-seven years periodicity. If so, it will have to be taken into account in dating procedures, since the duration of lepidochronological year might not correspond to solar year.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank C. Silvestri, N. Stoppelli, L. Torricelli and R. Mauro for their help in collecting data. A special thanks to A. Pezzani (ENEA-La Spezia) and Mr. Tommaso Rossi (Lerici) l'or providing meteorological data.

REFERENCES

Alcoverro T., Duarte C.M. & Romero J. 1995. Annual growth dynamics of *Posidonia oceanica:* contribution of large scale versus local factors to seasonality. *Mar. Ecol. Prog. Ser:,* 120: 203-210.

Astraldi M., Bianchi C.N., Gasparini G.P. & Morri C. 1995. Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (north-west Mediterranean). *Oceanol. Acta,* 18 (2): 139-149.

Bianchi C.N. 1997. Climate change and biological response in the marine benthos. In: *Atti del XII Congresso dell'Associazione Italiana Oceanologia e Limnologia,* M. Piccazzo (Ed). AIOL, Genova, Italia: 395-404.

Buia M.C., Zupo V. & Mazzella L. 1992. Primary production and growth dynamics of *Posidonia oceanica. P.S.Z.N. I: Mar: Ecol.,* 13 (1): 1-15.

Calmet D., Boudouresque C.F. & Meinesz A. 1988. Memorization of nuclear atmospheric tests by rhizomes and scales of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Aquat. Bot.,* 30: 279-294.

Cebriàn J., Marbà N. & Duarte C. 1994. Estimating leaf age of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delilc using the plastochrone interval index. *Aquat. Boi.,* 49: 59-65.

Drew E.A. 1971. Botany. In: Underwater Science. An introduction to experiments by divers (Woods J.D. & Lithgoe J.N. Eds.), Academic Press, London: 175-233.

Fitzpatrick J. & Kirkman H. 1995. Effects of prolonged shading stress on growth and survival of seagrass *Posidonia australis* in Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Mar. Ecol Prog. Ser:,* 127: 279-289.

Giraud G. 1977. Contribution a la dcscription et a la phénologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Del. These de doctorat de spéciallté en oceanologie, Université Aix-Marscille II: 150 pp.

Góngora Gonzàles E., Immordino F., Peirano A. & Stoppelli N. 1995. Granulometrie and geomorphologic features of the Bay of Monterosso al Mare (SP) and their relationship with the evolution of *Posidonia oceanica* meadow. In: Atti del XI Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (Albertelli G., De Maio A. &. Piccazzo M Eds.), Genova, Italia: 395-404.

Marbà N. & Duarte C.M. 1997. Interannual changes in seagrass *(Posidonia oceanica)* growth and environmental changes in the Spanish Mediterranean littoral zone. *Limnol Oceanogr.*. 45 (5): 800-810.

Masini R.J. & Manning R. 1997. The photosynthetic responses to irradiance and temperature of four meadow-forming seagrass. *Aquat. Bot.,* 58: 21-36.

Mateo M.A., Remerò J., Pérez M., Littler M.M. & Littler D.S. 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean *seagrass, Posidonia oceanica. Estuar. Coast. Shelf Sci.,44:* 103-110.

Mossé R-A. 1984. *Les écailles des rhizomes plagiotropes de* Posidonia oceanica: *étude des variations cycliques.* In: International Workshop on *Posidonia oceanica.* (Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & Olivier J. Eds.), Beds. GIS Posidonie publ., Marseille, France, 1: 217-226.

Ott J.A. 1980. Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology,* 1: 47-64.

Pirc H. 1983. Belowground biomass of *Posidonia oceanica* (L.) Delile and its importance to the growth dynamics. *Proc. Int. Symp. Acquatic Macrophytes, Nijmegen (1983):* 177-181.

Pergent G. 1990. Lepidochronological analyses of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardized approach. *Aquat. Bot.,* 37: 39-54.

Pergent G. & Pergent-Martini C. 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the bay of Lacco Ameno (Ischia Italy) using lepidochronological analysis. *Aquat. Bot.,* 42: 49-66.

Romero M., Gnassia-Barelli, Juhel T. & Meisesz A. 1995. Memorization of heavy metal s by scales of the seagrass *Posidonia oceanica,* collected in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Pmg. Ser.,* 120: 211-218.

Solana Arellano M.E., Echavarria-Heras A. & Ibarra-Obando S.E. 1997. Leaf-size dynamics for *Zostera marina* L. in San Quintin Bay, México: a theoretical .study. *Estuar. Coast. Shelf Sci.,* 44: 351 -359.

Torricelli L. & Peirano A. 1997. Produzione primaria fogliare della prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Monterosso al Mare (SP): variazioni lungo un gradiente batimetrico. *Biol. Mar. Medit,* 4 (1): 81-85.

Zupo V., Buia M.C. & Mazzella L. 1997. A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature. *Estuar. Coast. Shelf Sci.,* 44: 483-492.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L., Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 137-149, ottobre 1999

ASSETTO ED EVOLUZIONE MORFOSTRUTTURALE DELL'AREA MARINA COMPRESA TRA IL MARGINE DELLA SICILIA SETTENTRIONALE E LE ISOLE EOLIE (GOLFO DI PATTI)

Angela CUPPARI[1], Paolo COLANTONI[1], Giovanni GABBIANELLI[2], Danilo MORELLI[1], Roberto ALPARONE[2],

[1]Università di Urbino
[2]Università di Bologna

ABSTRACT

Numerous high resolution profiles carried out in the Gulf of Patti allowed to improve the knowledge of the morphological and structural setting of the marine area which links the Aeolian volcanic System to the North-East Sicily. In this sector on land the most important structure is represented by the Tindari-Letojanni tectonic line. The general structural setting is characterised by NNW-SSE trending extensional faults. Many Authors have hyphotesized that the fault System is due to a strike-slip right movement. In this case compressive and transpressive phenomena could be found. On the contrary, in our seismic profiles we have detected only extensional faults, probably belonging to a recent tectonic phase, responsible, for the displacement of an ancient compressive or transpressive System caused by transcurrence.

RIASSUNTO

I numerosi profili sismici ad alta risoluzione effettuati nel Golfo di Patti hanno permesso di migliorare il quadro conoscitivo morfologico e strutturale dell'area marina che collega il sistema vulcanico eoliano alla Sicilia nord orientale, in cui l'elemento predominante è rappresentato dall'allineamento stutturale Tindari-Letojanni. Inoltre lo stile strutturale dell'area è caratterizzato da faglie dirette ad andamento NNW-SSE ad attività recente. Nell'ipotesi proposta da diversi Autori che considerano tutto il sistema di faglie come appartenenti ad una fascia di trascorrenza destrale, le stesse strutture dovrebbero essere di tipo compressivo o transpressivo, contrariamente a quello che è stato osservato sui profili a nostra disposizione. E' stato quindi ipotizzato che la natura diretta delle discontinuità individuate riguardi una fase tettonica recente, responsabile dello smembramento di una precedente struttura di tipo compressivo o transpressivo la cui conformazione e da associare alla fascia trascorrente.

1. INTRODUZIONE

E' stato affrontato uno studio sismostratigrafico dei fondali del Golfo di Patti, allo scopo di migliorarne le conoscenze dei caratteri morfostrutturali e dell'evoluzione tettonico-sedimentaria recente. Lo studio fa parte di un più vasto programma di ricerca svoto nel Tirreno meridionale dal progetto Eocumm del CoNISMa,

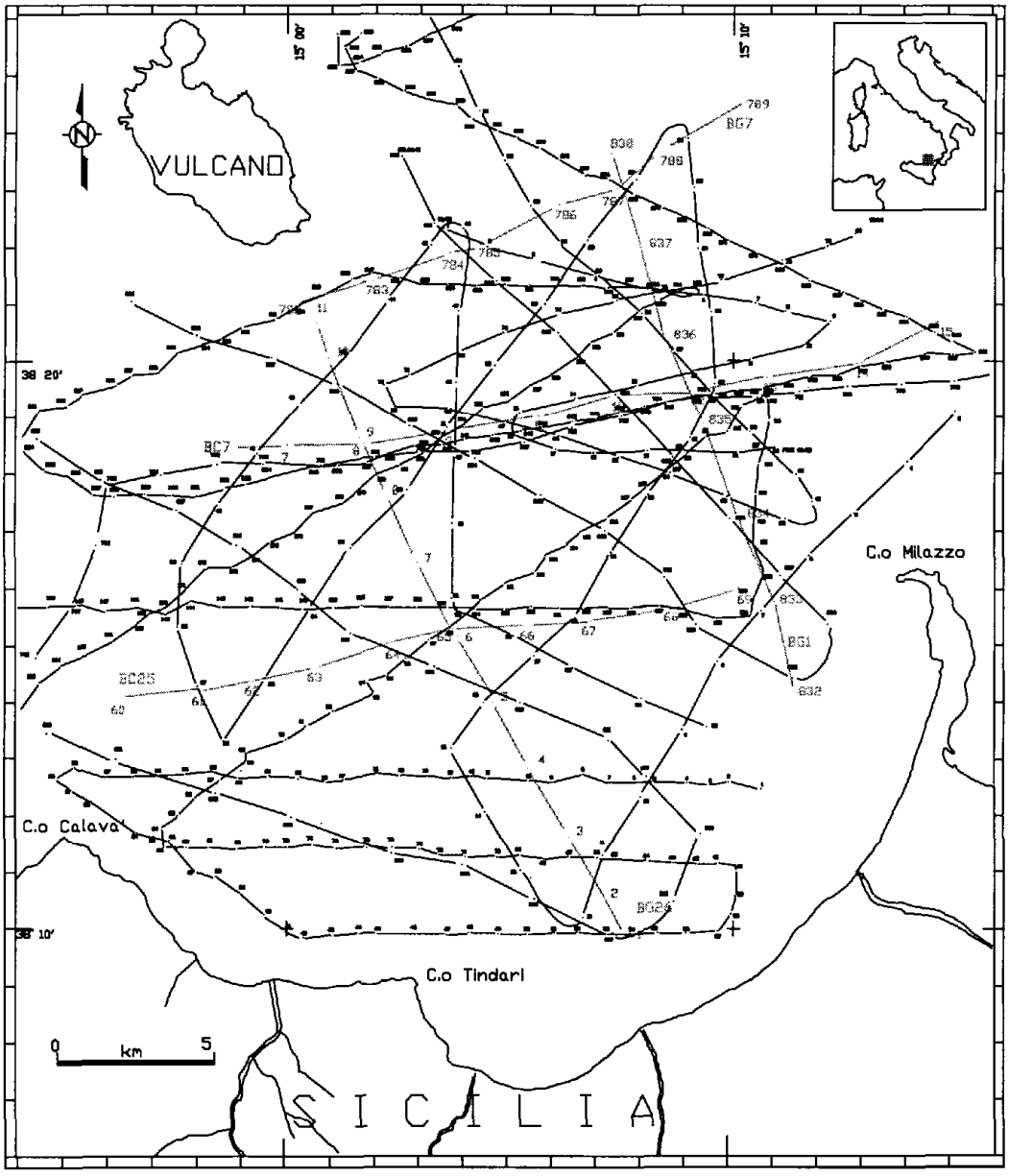


Fig. 1 - Carta di posizionamento dei profili sismici 1-4,5 kJ; 30 kJ.

In particolare si è cercato di definire il quadro deformativo dell'area di collegamento tra il settore nord orientale della Sicilia, nel tratto di costa compresa tra C. Calavà e C. Milazzo e la parte meridionale del sistema vulcanico eoliano.

Quest'area è caratterizzata da un importante allineamento tettonico noto in terra come Tindari - Letojanni (Atzori *et al.,* 1978: Ghisetti,1979).

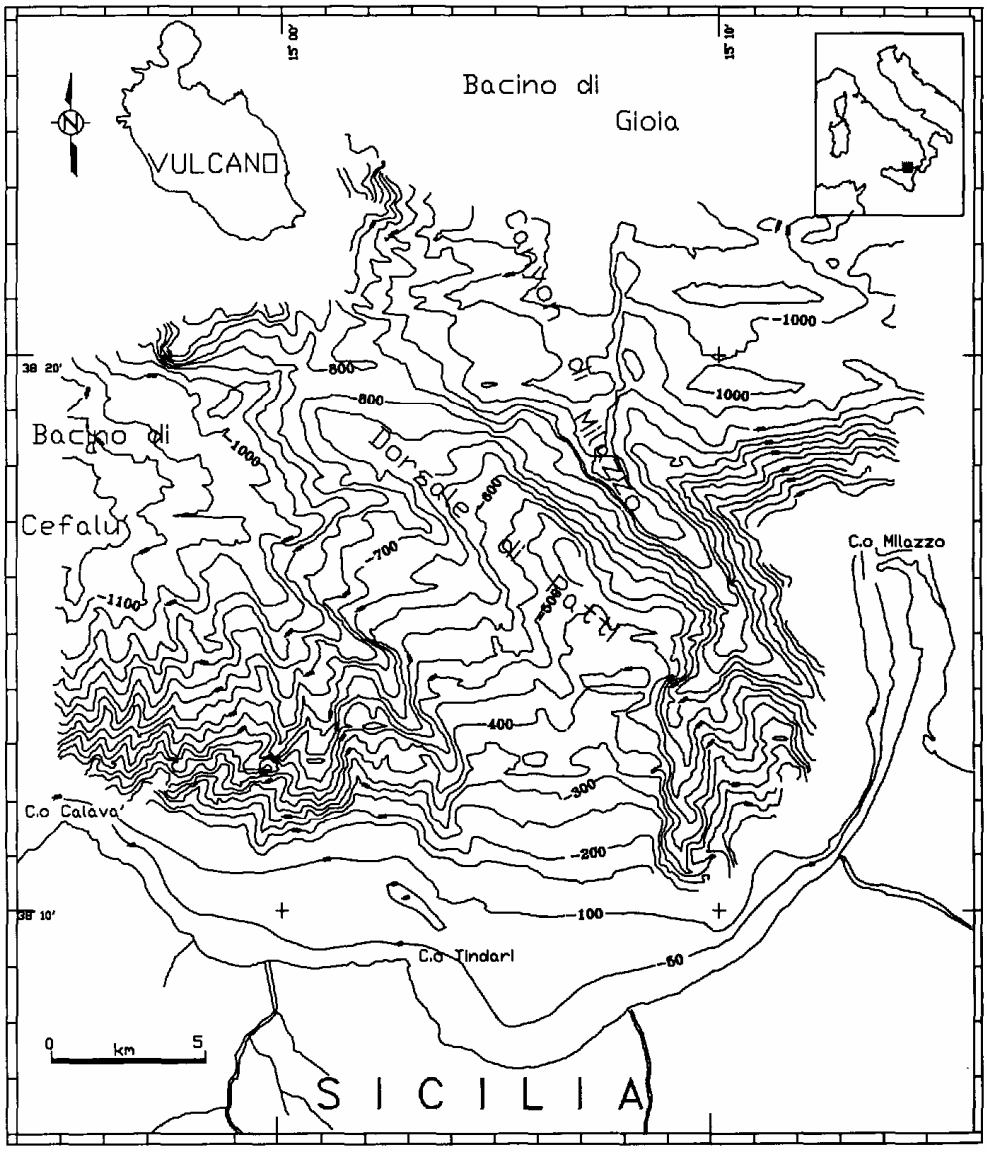


Fig. 2 - Carta batimetrica, dati originali "multibeam".

La zona di studio rientra nel Tirreno meridionale: bacino di recente formazione (post-Tortoniano), che da un punto di vista morfologico presenta sul margine siciliano una ristretta piattaforma continentale, di fronte alla quale sono impostati il bacino di Cefalù e il bacino di Gioia. La profonda incisione del Canyon di Stromboli solca l'articolata scarpata continentale (Gabbianelli *et al.* 1983; Curzi *et al.,* 1984).

2. MATERIALE UTILIZZATO

L'indagine sismostratigrafica è stata svolta sulla base di profili sismici ad alta risoluzione ottenuti mediante Sparker da 1000-4000 J che hanno permesso una dettagliata ricostruzione dell'andamento della copertura sedimentaria recente (Pilo-quaternaria) e di alcuni profili a maggiore penetrazione (30 kJ) che hanno consentito una migliore caratterizzazione del substrato.

I profili utilizzati provengono soprattutto da una serie di rilievi sismici ad alta risoluzione, effettuati dal 1990 al 1995 dall'U.R-GNV (Gruppo Nazionale di Vulcanologia) "Vulcanismo sottomarino" dell' Università di Bologna (Fig. 1).

Limitatamente all'area di studio è stata utilizzata la carta batimetrica realizzata con il sistema Multibeam nel 1994 dalla Nave Idrografica della Marina Militare “Ammiraglio Magnaghi” (EOCUMM 94) Fig. 2.

Sulla base delle indicazioni fornite dalla carta batimetrica e dall'interpretazione dei profili sismici sono state quindi elaborate una carta morfologica (Fig. 3), una carta delle isocrone (Fig. 4) e una carta strutturale (Fig. 5).

3. OSSERVAZIONI MORFOLOGICHE

La Fig. 3 illustrale caratteristiche morfologiche principali dell'area studiata. Come si può osservare, la struttura morfologica dominante è la Dorsale di Patti.
Sulla carta è evidenziato il suo asse che sui profili corrisponde alla zona sommi tale e marca il suo sviluppo preferenziale secondo una direttrice NNW-SSE. L'isola di Vulcano è collegata alla Sicilia attraverso questa Dorsale, la quale discende con una dolce pendenza dalla Sicilia verso Vulcano fino a 800 m di profondità dalla quale i fondali risalgono bruscamente verso l'isola.

Coincide con un alto strutturale del substrato che presenta caratteri acustici particolari. La sua natura è ugualmente ancora soggetta a discussione poiché nei limiti delle penetrazioni ottenute, attraverso il materiale sismico ad alta risoluzione, non appare alcuna continuità né con gli apparati vulcanici né con il substrato siciliano (Got *et al.,* 1978). 11 substrato della Dorsale di Patti potrebbe essere di natura magmatica. L'assenza di particolari anomalie magnetiche (Agip, 1982) è probabilmente legata al basso grado di risoluzione delle indagini magnetometriche.

La Dorsale di Patti risulta variamente deformata, come è ben evidente dalla morfologia riconosciuta sui suoi fianchi. A fenomeni gravitativi deve essere attribuita la depressione valliva che nella zona centrale della dorsale interrompe la sua continuità regolare. Tale depressione o infatti impostata in corrispondenza di una faglia diretta nel

substrato che determina un *half graben* cui fa riscontro nella copertura superficiale un limitato collasso (Gabbianelli, *et al.*, 1995) Fig. 5.

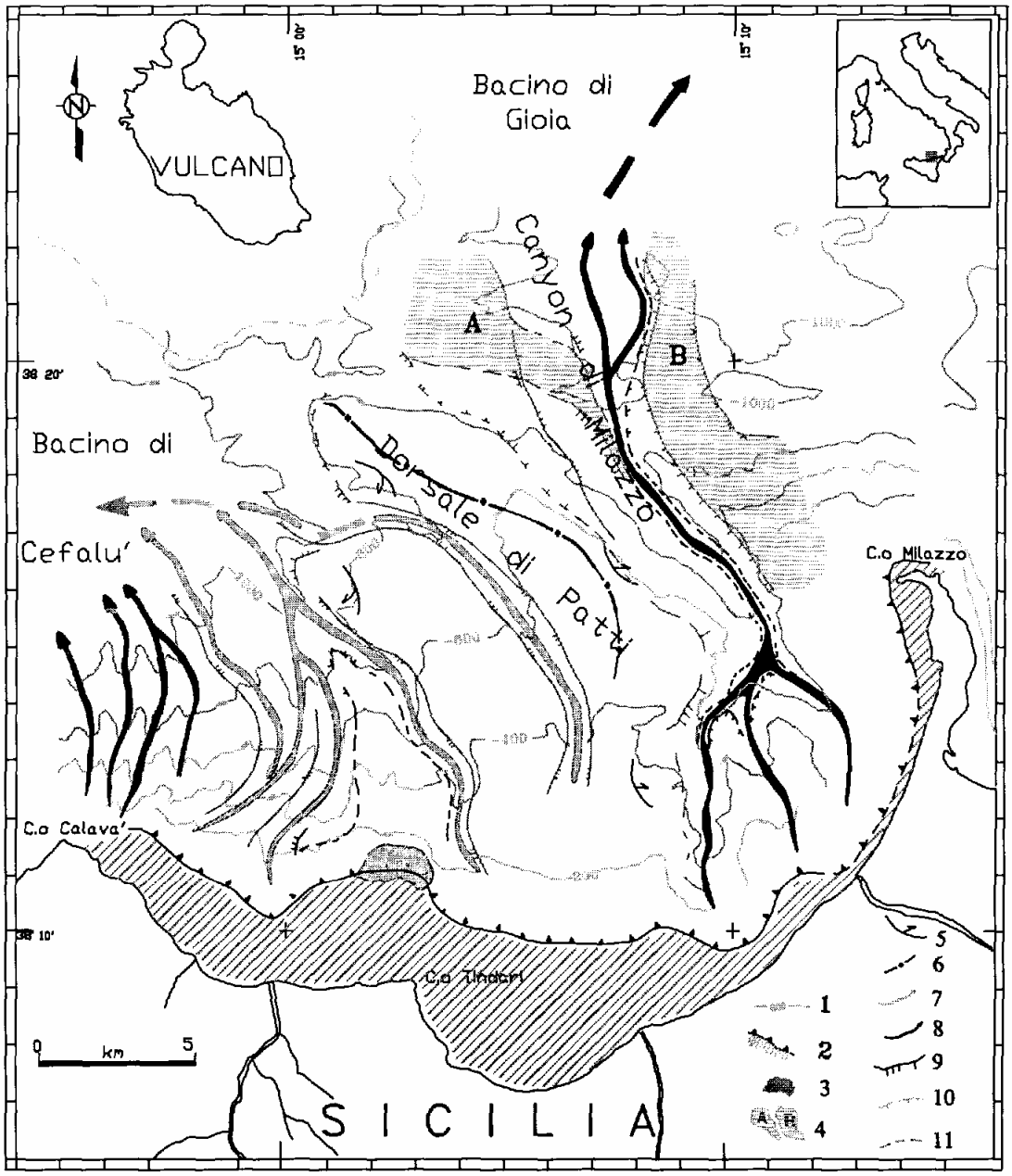


Fig. 3 - Carta morfologica: 1) isobate, equidistanza 200 m; 2) ciglio e piattaforma continentale; 3) prisma deposizionale; 4) depositi di argine: A tabulari B inclinati; 5) deformazioni gravitative; 6) asse della dorsale; 7) canyon; 8) depressioni vallive; 9) rotture di pendenza principali; 10) rotture di pendenza secondarie; 11) base morfologica complesso vulcanico.

La Dorsale di Patti è inoltre orlata da due canali principali: ad oriente il Canyon di Milazzo, che si raccorda a quello di Stromboli confluendo nel bacino di Gioia e assumendo la denominazione del Canyon Milazzo-Stromboli, ad occidente la Valle di Patti, confluente nella parte terminale del Bacino di Capo d'Orlando.

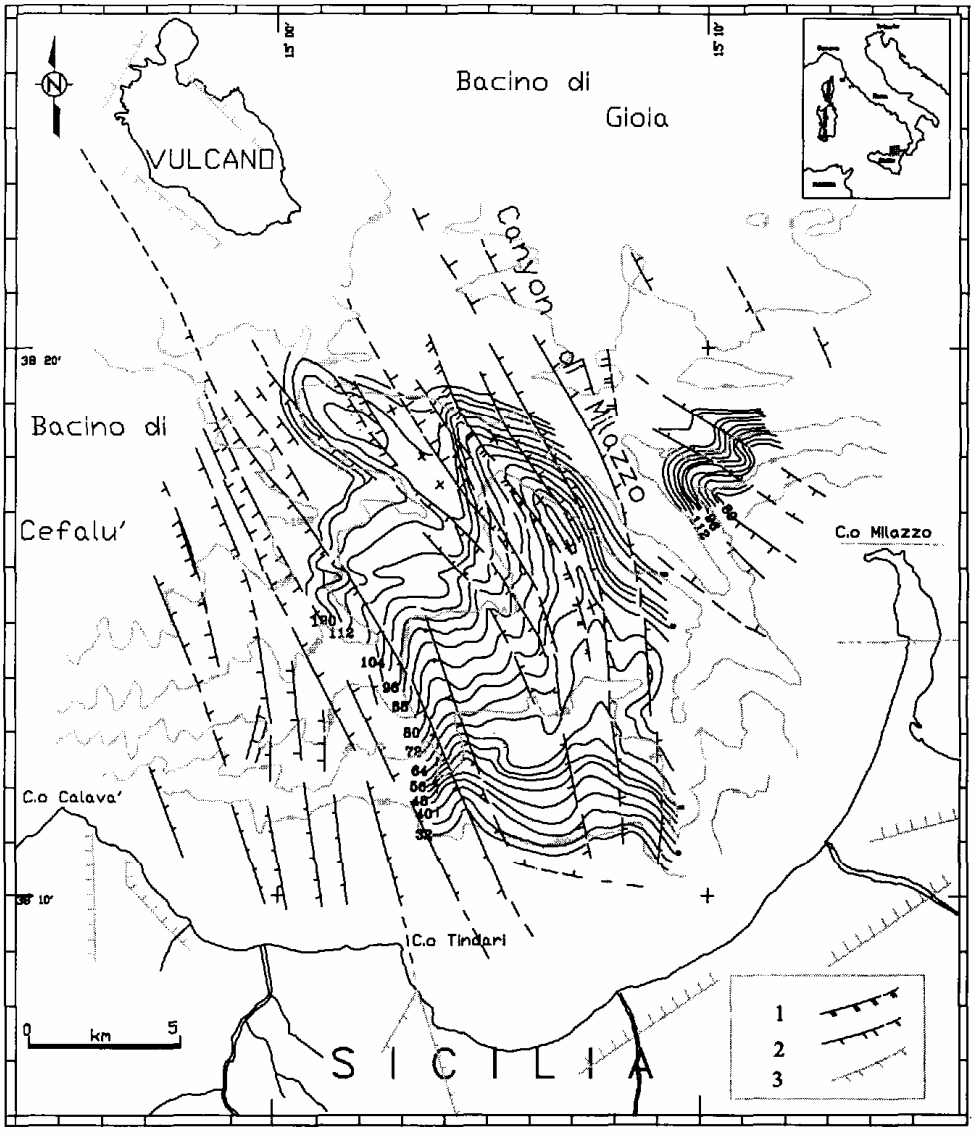


Fig. 4 - Carta delle isocrone del riflettore X1 (equidistanza 40 ms in tempi doppi) e dei lineamenti strutturali. In grigio sono indicate le Isobate (equidistanza 200 m). In legenda: 1) faglie dirette che dislocano il solo substrato acustico; 2) faglie dirette che dislocano tutta la sequenza deposizionale; 3) faglie dirette ricavabili dalla letteratura.

Il Canyon Milazzo-Stromboli nel suo segmento più costiero, rappresenta un'estesa struttura erosiva che, dopo aver inciso profondamente il margine nord siciliano a partire dalla ristretta piattaforma continentale, raggiunge gli oltre 3000 m.

Tale importante struttura presenta un'ampia zona di drenaggio, caratterizzata da tre principali testate erosive che operano un'intensa azione regressiva, probabilmente del tipo *grain o debris flow* del tutto simile a quella rilevata nel Canyon di Gioia (Colan-toni *et al,* 1992). A circa 600/700 m di profondità, l'incisione diviene unica e assume un andamento meridiano sino a raggiungere i fondali regolari del Bacino di Gioia.

Il Canyon di Milazzo-Stromboli incide profondamente la scarpata con una tipica sezione a V i cui fianchi sono interessati da diffuse e consistenti deformazioni gravitative.

Ad una profondità di 650/700 m, il fondo inizia ad allargarsi sensibilmente, ma è sempre possibile rilevare un'incisione assiale meandriforme.

E' inoltre possibile osservare l'organizzazione dei depositi di *overbank* in un ampio e ben sviluppato argine orientale del Canyon mentre sul lato occidentale si sviluppano depositi tabulari e suborizzontali. L'argine destro è sempre, ben delineato e riduce progressivamente le sue dimensioni sino ad annullarsi in prossimità della brusca variazione di direzione del Canyon.

Si è potuto osservare, da un'attenta analisi dei profili sismici, che la Valle di Patti è indipendente dagli altri sistemi, originariamente definita canyon si preferisce utilizzare il termine di "Valle" a causa della natura esclusivamente tettonica della stessa. Non sono infatti evidenziati processi erosivi in atto e intense attività di trasporto che caratterizzano i Canyon.

Sulla carta è inoltre evidenziato il fitto reticolo di canali di drenaggio,che caratterizza le porzioni più occidentali dell'area. Questi canali sono orientati paralle-lamente alla Dorsale di Patti; lungo i loro fianchi sono visibili troncature di strati sedimentari e possono essere pertanto definiti morfologicamente attivi. .

La comparazione tra i dati batimetrici e quelli sismici ha evidenziato che solo nella parte centro-occidentale del Golfo di Patti si sviluppa un'ampia piattaforma continentale, mentre nella parte orientale l'intensa azione erosiva operata dalle testate del Canyon Milazzo-Stromboli ha provocato un forte arretramento del ciglio della piattaforma.

Il ciglio della piattaforma al largo di C. Tindari è soggetto ad intensi fenomeni di progradazione legati ad un prisma deposizionale interpretabile come dovuto all'ultimo ciclo glacio-eustatico pleistocenico-olocenico (Trincardi & Field. 1991; Gabbianelli & Biasini, 1992).

La sequenza sismostratigrafica riconosciuta nei nostri profili conferma la classicicazione delle unità deposizionali e dei riflettori segnalati in letteratura *(Fabbri et al.* 1981). Su questa base si possono descrivere le unità deposizionali ricavate dall'interpretazione dei profili sismici del Golfo di Patti, dove è stato possibile individuare le tre maggiori unità sismostratigrafiche A.B.C, separate da tre marker X, Y ,Z corrispondenti a delle *unconformity* (Fig. 5).

Procedendo dal substrato acustico verso il fondale è stata individuata l'unità stratigrafìcamente più bassa: “C” che costituisce il basamento acustico. *L'unconformity* Z separa quest'unità dalla sequenza deposizionale superiore: “B”, in cui è stato

possibile riconoscere delle sottounità: "B3"= sedimenti preevaporitici del Miocene; "B2"= evaporiti messiniane. La sequenza deposizionale "B" è limitata superiormente *dall 'unconformìty* Y che segnalala fine dell'evento evaporitico messiniano. Sempre procedendo verso il fondale, riconosciamo la sottounità "Bl"= sedimenti che vanno dalla base del Pliocene al Pliocene medio, limitata dall' *unconformity* X che corrisponde alla discordanza medio pliocenica. Infine la sequenza deposizionale stratigraficamente più alta è correlabile con Punita "A", comprende i sedimenti che vanno dal Pleistocene medio all'Attuale.

Nell'unità "A" è stata riconosciuta un'altra *unconformity* indicata con la XI probabilmente corrispondente all'Emiliano (Pleistocene inferiore).

Di quest'ultimo riflettore è stata elaborata una carta di profondità (tempi doppi) (Fig. 4) dove è ben visibile il suo andamento fortemente controllato dall'attività tettonica recente. Si osserva in particolare un andamento abbastanza articolato con trend preferenziale orientato NNW-SSE che denota un marcato alto strutturale (Dorsale di Patti). A NE si osserva una netta scarpata che rappresenta la continuazione che costituisce il prolungamento in mare del promontorio di Capo Milazzo. A Sud si osserva una marcata rotazione dei trend "morfologici" del riflettore XI. Si individuano infatti direzioni preferenziali E-W come dimostrato dall'ampio terrazzo parallelo alla costa siciliana. Verso SW l'andamento delle isocrone evidenzia una depressione valliva che coincide con la valle di Patti che digrada ad ovest verso il bacino di Cefalù.

4. OSSERVAZIONI STRUTTURALI

E' stata realizzata una carta delle principali discontinuità strutturali (Fig. 4) caratterizzate in base all'età di attivazione, adattando come criterio di datazione quello relativo all'età dell'ultimo riflettore dislocato.

Il quadro deformativo dell'area è caratterizzato dalla presenza di un sistema di faglie disposte prevalentemente in direzione NNW-SSE. (Ghisetti e Vezzani, 1981; Del Pezzo *et al.,* 1984).

Una particolare importanza è riconosciuta alla linea che per estensione ed entità della dislocazione può essere considerata il prolungamento dell'allineamento di importanza regionale noto in terraferma con il nome di Tindari-Letojanni.

Questa linea coincide con una stretta fascia morfologicamente depressa ed estremamente tettonizzata. Partendo dalla costa, essa attraversa tutto il settore bacinale in direzione NNW-SSE per poi restringersi e convergere verso la scarpata occidentale dell'Isola di Vulcano. La stessa fascia delimita ad occidente un settore caratterizzato da faglie dirette con direzione N-S. Verso Nord anche queste faglie convergono nella prosecuzione in mare della Tindari-Letojanni

Ad oriente della suddetta fascia, separata da un'area morfologicamente e tettonicamente meno articolata, si individua la Dorsale di Patti, delimitata da faglie dirette anch'esse con direzione NNW-SSE che verso Nord appaiono deviare ad occidente, accompagnate da diffusi fenomeni gravitativi, in parte legati all'azione erosiva del Canyon di Stromboli, mentre all'interno della struttura, suturate da depositi recenti,

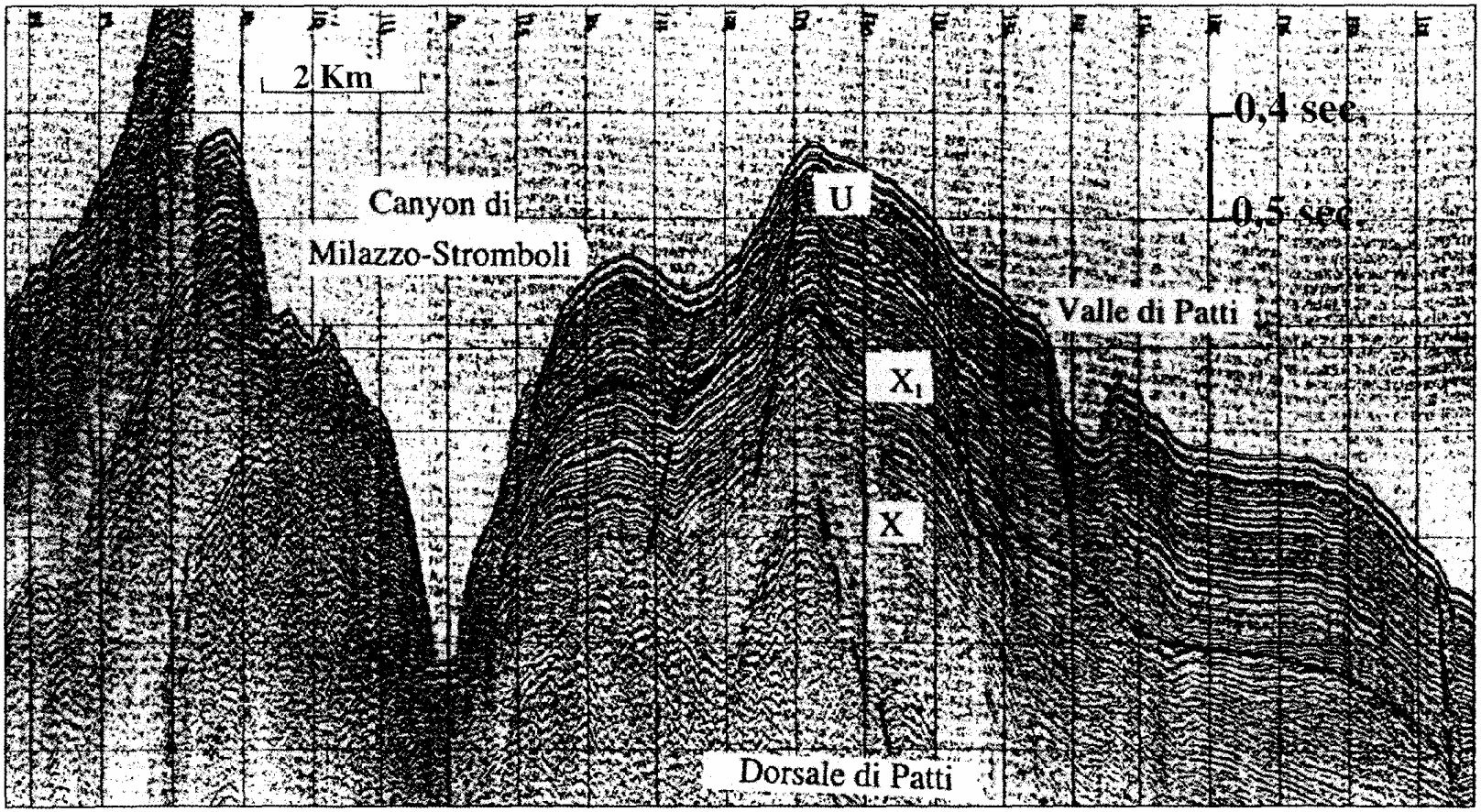


Fig. 5 - Tratto del profilo EOL95 in cui si evidenzia: la Dorsale di Patti variamente deformata; la marcata depressione valliva che nella zona centrale interrompe la continuità regolare sommitale; il riflettore "U" che separa i più recenti depositi tardo pleistocenici-olocenici; un riflettore X1 *Unconformity* dell'Emiliano (Pleistocene inferiore); il Canyon Milazzo-Stromboli con tipica sezione a V; la Valle di Patti.

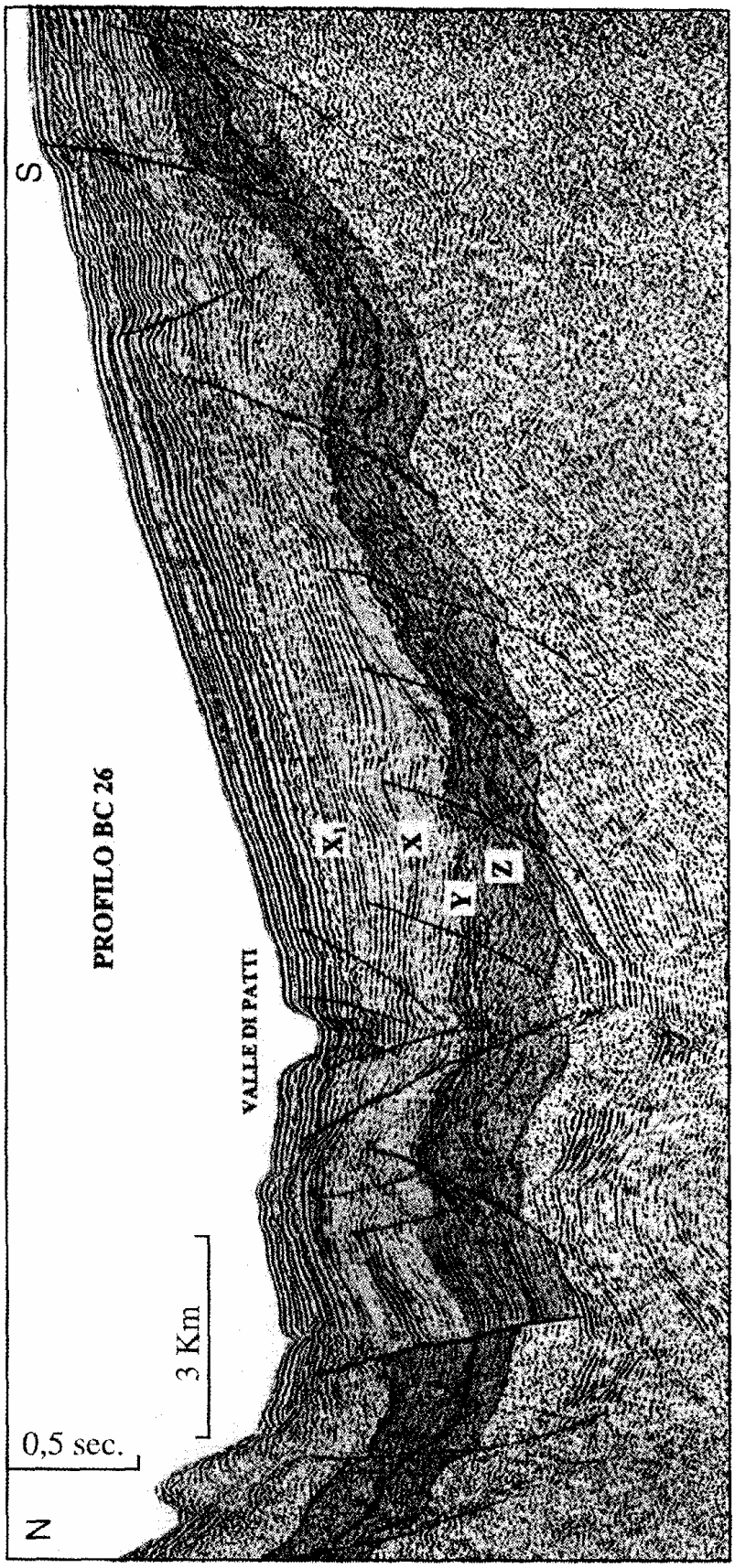


Fig. 6 - Profilo BC 26 (30 kJ) in cui è possibile osservare i riflettori principali X, Y, Z e X1. Per la spiegazione dei simboli vedi Fig. 5.

sono rilevabili strutturazioni riferibili ad una fase tettonica precedente esauritasi presumibilmente nel Pleistocene medio-inferiore (Fig. 4).

Sul bordo orientale della Dorsale un importante direttrice tettonica ha originato il Canyon di Stromboli il cui sviluppo successivo deve essere stato condizionato da processi erosivi solo indirettamente controllati dalla tettonica.

Il Canyon delimita un settore orientale del Golfo di Patti caratterizzato da uno stile strutturale a se stante, rispetto a quello dominante precedentemente descritto. Tale settore risulta infatti caratterizzato da faglie dirette di attività recente in direzione NW-SE.

Nel quadro generale dell'area infine sono da segnalare alcuni allineamenti E-W non particolarmente evidenti in mare, ma deducibili dall'assetto complessivo dello stesso margine siciliano. In realtà tutto il margine nord siciliano appare strutturato secondo linee E-W responsabili del progressivo sprofondamento e assottigliamento dello stesso verso il settore tirrenico a crosta oceanica (Fabbri *et al.* 1981; Barone *et al.*. 1982; Capozzi & Sartori, 1989). Una conferma è data anche dalla disposizione dell'arco Roliano sviluppatesi lungo un allineamento vulcano-tettonico in parte all'incirca E-W.

In un modello proposto da diversi Autori l'allineamento NNW-SSE si sviluppa lungo una fascia di trascorrenza destrale ad attività recente che interessa gran parte del Golfo di Patti.

5. ANALISI DEI DATI E CONCLUSIONI

I dati ricavati dall'interpretazione dei profili sismici confermano che la nota linea Tindari-Letojanni risulta proseguire all'interno dell'area esaminata e definiscono un suo ruolo predominante all'interno di un sistema strutturale che interessa gran parte del Golfo di Patti, a grandi linee compatibile con un modello che inserisce tale allineamento in una fascia di trascorrenza destrale.

In particolare risulta confermato che l'assetto morfo-tettonico dell'area indagata è direttamente controllato dall'attività recente di linee NNW-SSE. Le stesse linee possono essere responsabili di una riorganizzazione di questo settore di margine attraverso una rimobilizzazione e segmentazione dei lineamenti E-W.

La natura trascorrente di tale fascia è meglio evidenziata nelle aree esterne all'arca di studio: a Sud da dati di terreno riguardanti principalmente la Tindari-Letojanni, dalla disposizione della linea di costa e dall'andamento del ciglio della piattaforma, a Nord dalla dislocazione dell'arco eoliano.

Una *Flower structure* negativa, individuata in un unico profilo BC 26 (Fig. 6) potrebbe inoltre confermare la trascorrenza destrale in tale area.

Nell'ambito dello stesso modello, il particolare andamento della porzione settentrionale della dorsale di Patti disposta in direzione NW-SE potrebbe rappresentare il prodotto di una deformazione compressiva o transpressiva. risultante in una tipica curvatura di imbottigliamento o *restraining band.*

Se l'ipotesi di strutturazione della Dorsale di Patti legata ad una deformazione di tipo transpressivo fosse confermata, l'attuale carattere diretto delle discontinuità rappresenterebbe il risultato di una successiva riattivazione in distensione.

In base alle premesse fatte si propone quindi il seguente schema evolutivo preliminare (Fig. 7):

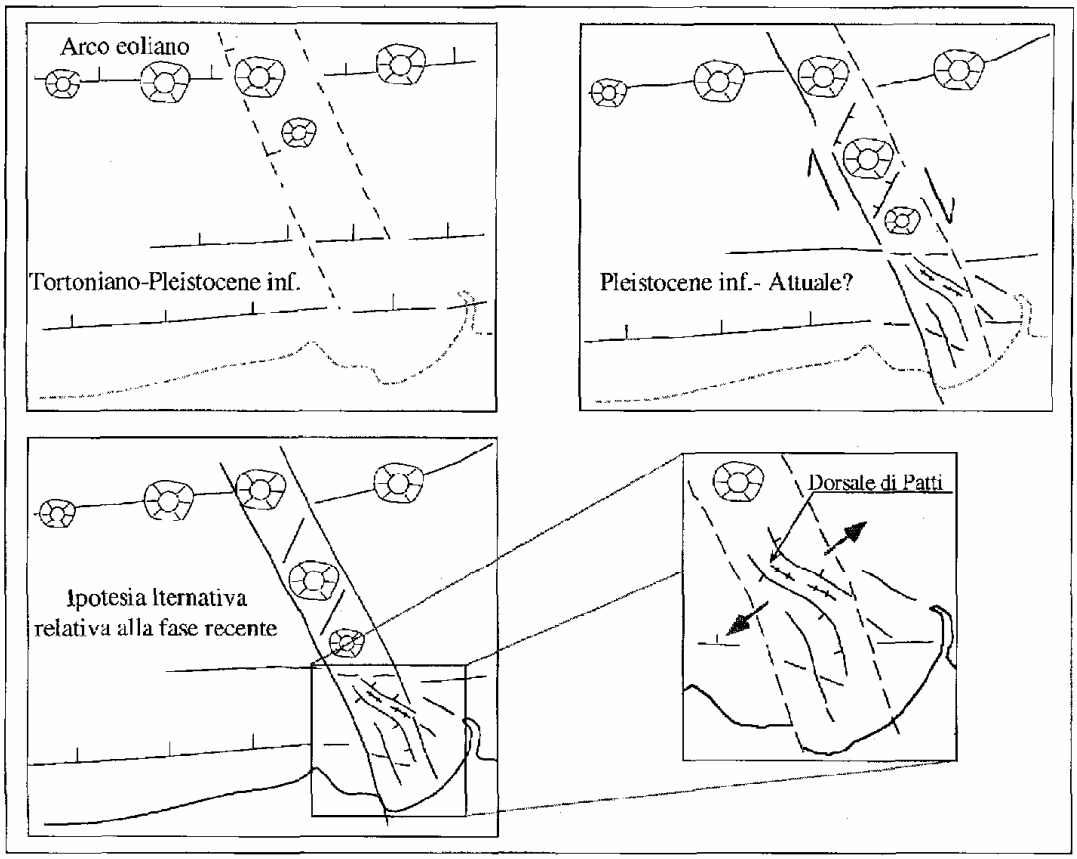


Fig. 7 - Schema di evoluzione strutturale.

1) Prima fase (Tortoniano-Pleistocene inferiore)

L'assetto iniziale del bacino in esame doveva essere caratterizzato dalla presenza di faglie normali E-W responsabili della conformazione del margine in progressivo approfondimento verso nord e tuttora riscontrabili a scala regionale. Durante tale fase le linee disposte in direzione NNW-SSR, ipotetiche prosecuzioni della Tindari-Letojanni. potevano funzionare come faglie di sblocco (Transfer) tra i lineamenti principali E-W.

2) Seconda fase (Pleistocene inferiore-Attuale?)

L'attivazione della fascia trascorrente connessa alla Tindari-Letojanni nel settore delle Isole Eolie deve aver dislocato un allineamento vulcano tettonico E-W, e proseguendo verso Sud, aver interessato gran parte del Golfo di Patti.

Per la fase più recente è ammissibile, come ipotesi alternativa, una riattivazione in distensione delle faglie che delimitano la Dorsale di Patti, successivamente alla strutturazione in transpressione della porzione settentrionale della Dorsale stessa.

BIBLIOGRAFIA

AGIP. 1982. Carta Magnetica d'Italia scala 1:500.000 Foglio M.

Atzori P., Ghisetti F., Pezzino A. & Vezzani L. 1978. Struttura ed evoluzione geodinamica recente dell'area peloritana (Sicilia orientale). *Boll. Soc. Geol. It.,* 97: 31-56.

Barone A., Fabbri A.. Rossi S. & Sartori R. 1992. Geological structure and evolution of the marine areas adjacent to the Calabrian Arc. *Earth Evol. Science,* 3: 207-221.

Colantoni P., Gennesseaux M., Vanney J.R., Ulzega A., Melegari G. & Trombetta A. 1992. Processi dinamici del canyon sottomarino di Gioia Tauro (Mare Tirreno). *Giornale di Geologia* serie 3ª, vol 54/2: 199-213.

Del Pezzo E. & Martini M. 1982. The April 1*5,* 1978 event of the Gulf of Patti. Sicily. and its aftershocks sequence. *Boll. Geof. Teor. Applic.,* 94: 109-119.

EOCUMM 94. 1955. Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi di Cefalù e Gioia. Data Report (Faranda F.M. ed.).

Fabbri A., Gallignani P. & Zitellini N. 1981. Geologie evolution of the peri-Tyrrhenian Basins In: Sedimentary Basins of the Mediterranean Margin (Wezel F.C. ed.). Tecnoprint. Bologna: 101-126.

Capozzi R. & Sartori R. 1989. La regressione medio-pliocenica in Italia: un'ipotisi di lavoro sulle possibili cause. *Giornale di Geologia,* Vol. 51 n. 2.

Gabbianelli G., Curzi P.V. & Selli L. 1983. The Stromboli canyon (Thyrrhenian Sea) Abstracts, 4th I.A.S. Regional Meeting. Abs.: 86-61.

Gabbianelli G., Tramontana M., Colantoni P. & Fanucci F. 1995. Lineamenti morto-strutturali e sismostratigrafici del Golfo di Patti (Margine nord siciliano). In: Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi Cefalù e Gioia (EOCUMM 1995) (Faranda F.M. ed.), *Data Report.*

Got H, Mirabile L., Monaco A. & Valette J.N. 1978. Structure du recouvrement sedimentaire enlre les Iles Eoliennes et la Sicile. *Rev. Geogr. Phys. et Geol Dinam..* XX. 5:415-422.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 151-158, ottobre 1999

VARIABILITA' A BREVE E LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE IDROLOGICHE NELLE ACQUE COSTIERE DI UN SISTEMA AD ELEVATO IDRODINAMISMO (STRETTO DI MESSINA)

Franco DECEMBRINI, Filippo AZZARO, Marcella LEONARDI

Istituto Sperimentale Talassografico CNR di Messina
Spianata S. Raineri 86, 98123 Messina, Italia.

ABSTRACT

Time-scale variability of hydrological parameters in temperate marine waters is more evident in some environments as well as the straits. In particular, the Straits of Messina is a turbulent zone where strong tidal current displacing water masses north- and southwards.

The time-space changes of water quality along the Sicilian coastline of the Straits of Messina were investigated from April 1996 to March 1997, according to different current directions. Concentration of ammonium, total suspended matter and particulate organic carbon and nitrogen showed wide oscillations and significant correlation in the stations dose to river outflows. It is evident, in general, a wide temporal variability (daily and yearly) of physical and chemical parameters linked to both hydrodynamic conditions and location of sampling stations. The high values of parameters measured are limited to space and lime and seem not be dangerous to the environment.

RIASSUNTO

La variabilità a breve e lungo termine dei parametri idrologici nelle acque marine temperate risulta più evidente in ambienti particolari come ad esempio negli stretti. Lo Stretto di Messina è uno degli ambienti a più elevato idrodinamismo nel Mediterraneo, in esso veloci correnti di marea si alternano con frequenza semidiurna e direzione opposta lungo l'asse principale determinando l'instaurarsi di condizioni idrologiche peculiari.

Le variazioni spazio-temporali della qualità delle acque costiere lungo il litorale siciliano dello Stretto di Messina sono state investigate dall'aprile del 1996 al marzo del 1997 in rapporto alle differenti direzioni di corrente. I risultati riferiti, che fanno parte di un più ampio studio multidisciplinare, sono stati ottenuti sia da misure in continuo che da campionamenti puntiformi per la determinazione dei parametri misurabili in laboratorio. In particolare, la concentrazione dello ione ammonio, del particellato organico di carbonio ed azoto hanno presentato ampie oscillazioni e correlazioni significati-

ve nelle stazioni poste in corrispondenza degli scarichi più rilevanti. In generale è evidente una più estesa variabilità temporale (giornaliera ed annuale) dei parametri chimico-fisici legata sia alle condizioni idrodinamiche che alla localizzazione delle stazioni di campionamento. Gli alti valori dei parametri misurati risultano localizzati nello spazio e nel tempo e non sembrano costituire un fattore di turbativa per l'ambiente esaminato.

1. INTRODUZIONE

Gli ecosistemi marini dei climi temperati presentano una ben marcata variabilità annuale dei parametri idrologici che li caratterizzano. Questa condizione si accentua in ambienti costieri e in sistemi particolari come ad esempio negli stretti. In quest'ultimi, infatti, l'elevato idrodinamismo che si genera rende più evidente l'azione esercitata dai fattori forzanti determinando una più ampia variazione dei parametri ambientali.

Lo Stretto di Messina si inserisce a pieno titolo tra questi ambienti presentando un'estrema variabilità dei parametri chimico-fisici e biologici che caratterizzano le sue acque. In particolare, questo è uno dei sistemi a più elevato idrodinamismo nel bacino del Mediterraneo; infatti le veloci correnti di marea che si alternano con frequenza semidiurna e direzione opposta lungo il suo asse principale determinano l'instaurarsi di condizioni idrologiche particolari (Bhom *et al.,* 1987; De Domenico *et al.,* 1995; Mosetti, 1995; Cescon *et al.,* 1997). Nell'ambito di questo sistema è stato eseguito uno studio rivolto ad acquisire ulteriori informazioni sulla qualità delle acque marine costiere del versante siciliano dello Stretto in rapporto ai fenomeni idrodinamici che si verificano nell'area. In particolare la ricerca si prefiggeva lo scopo di determinare le variazioni spazio-temporali a piccola e media scala delle caratteristiche idrologiche nelle acque costiere dello Stretto di Messina e di valutare l'impatto delle acque continentali sul sistema costiero in rapporto alle diverse condizioni idrodinamiche determinate dalle correnti di marea.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Area di studio

La ricerca è stata svolta nell'area dello Stretto di Messina lungo il litorale messinese (= 20 km) compreso tra Faro a Nord e Mili Marina a Sud (Fig. 1). Questa zona è ben nota per la forte turbolenza delle acque provocata dall'incontro tra quelle tirreniche superficiali e quelle ioniche intermedie, che risalgono repentinamente la scarpata della zona meridionale, affiorando nello strato superficiale. Questa condizione, che si verifica principalmente lungo l'asse centrale del sistema, si modifica lungo le coste calabrese e siciliana in rapporto ai movimenti trasversali, determinando controcorrenti litorali (Vercelli & Picotti, 1926). Inoltre la zona costiera messinese, caratterizzata dalla presenza di numerosi torrenti che convogliano anche acque di scarico cittadine, è concentrata la quasi totalità degli insediamenti urbani più importanti che, tuttavia, nella parte settentrionale risultano più contenuti.

2.2. Campionamento

II litorale della Città di Messina è stato monitorato nell'arco di un anno con frequenza mensile eseguendo, ciascun mese, due campagne di rilevamento in corrispondenza del predominare della corrente di marea con direzione S-N (montante) e N-S (scendente). La ricerca, eseguita dall'aprile '96 al marzo'97, fa parte di un più ampio studio multidisciplinare condotto nell'ambito del Programma Strategico del CNR: "Monitoraggio dell'inquinamento marino nel Mezzogiorno d'Italia".

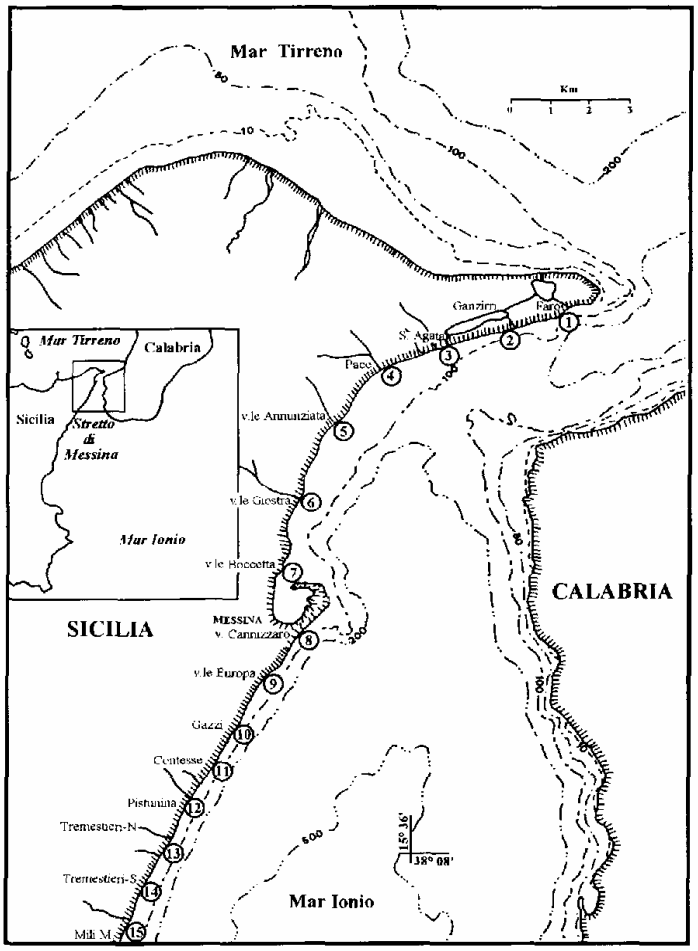


Fig. 1 - Stretto di Messina: posizione delle stazioni di campionamento.

Lo studio si è articolato nel rilevamento automatico in continuo dei parametri chimico-fisici e nel campionamento, mediante bottiglia Go-Flo della General Oceanic da 5 l, di acqua di mare superficiale in 15 stazioni fisse, per la determinazione dei parametri non rilevabili in modo automatico.

Temperatura e salinità (T, S) - Sul flusso di acqua di mare superficiale parvenuto a bordo è stata misurata, con frequenza di 30 sec., temperatura, conducibilità e salinità utilizzando una sonda CTD Me-Eco.

Ammoniaca ($N\text{-}NH_3$) - Dopo il prelievo, i campioni per le analisi sono stati filtrati su filtri in fibra di vetro Whatman GF/F e congelati a -20°C. Le determinazioni sono state effettuate per via spettrofotometrica come riportato da Aminot e Chassepied (1983).

Sostanza sospesa totale, carbonio organico particellato e azoto particellato (POC, PN, TSM) - Campioni volumetrici, previo passaggio su rete da 200 µm, sono stati filtrati su filtri in fibra di vetro Whatman GF/C, già calcinati in muffola (500 °C per 3-4 ore), pesati singolarmente. I filtri essiccati in stufa a 50 °C per 12, sono stati quindi ripesati per la stima del particellato totale, acidificati con vapori di HC1 concentrato, per

l'eliminazione del carbonio inorganico, ed analizzati mediante un CHN Autoanalizer Perkin Elmer 2400 (Iseki *et al.,* 1987). La procedura analitica si basa sulla combustione dei campioni ad una temperatura di 925 °C e sulla successiva misura della quantità di carbonio ed azoto presenti, attraverso i gas prodotti.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nell'area costiera considerata i valori di temperatura misurati sono oscillati da 14.2 a 26.7 °C con un'escursione termica pari a 12.5 °C. La salinità ha presentato un ampio intervallo di oscillazione variando fra 27.0 e 38.3. Questi due parametri, che determinano densità comprese tra 18 e 28, indicano chiaramente la presenza sia di acque continentali (con valori < 37.0) che di acque ioniche più profonde (> 38.2) in prossimità della costa. La concentrazione dello ione ammonio ($N\text{-}NH_4$) è risultata molto variabile e compresa fra il limite di rilevabilità del metodo (0.01 µM) ed un massimo di 28.98 µM rilevato in acque di scarico non trattate. La sostanza sospesa totale (TSM) è stato un ottimo descrittore ambientale dei siti dove le acque continentali influenzano quelle marine ed ha presentato valori compresi tra un minimo di 0.04 mg/l in acque non contaminate ed un massimo di 14.4 mg/l in prossimità delle foci dei torrenti. In generale l'incidenza del particellato di carbonio (POC) e di azoto (PN) nell'area indagata è risultata piuttosto elevata ed entrambi hanno mostrato un ampio ambito di oscillazione (17,0-9303,0 µg-C l^{-1} e 3,8-1337 µg-N l^{-1}).

Nel totale dei 378 campionamenti eseguiti l'analisi statistica individua una correlazione negativa significativa tra la salinità e gli altri parametri chimici (NH_4=0.50; TSM=0.29; POC=0.69 e PN=0.62 con P<0.01) indicando che le elevate concentrazioni misurate dipendono dal trasporto operato dalle acque continentali influenzate dalle attività umane. Nell'ambito della correlazione tra parametri e possibile evidenziare una generalizzata correlazione diretta più elevata tra POC e PN (r=0.97 con P<0.01) e inferiore tra lo stesso particellato e TSM (r=0.45). La correlazione tra lo ione ammonio e il POC e il PN è risultata elevata (r= 0.77) mentre più bassa è stata quella con il TSM (r=0.41 con P<0.01).

3.1. Variabilità temporale a piccola scala

Per illustrare la variabilità a piccola scala spaziale (0,2-0,3 NM) e temporale (giorno) sono stati riportati, quale esempio, i risultati ottenuti nel corso delle due campagne idrografiche dell'aprile '96 (Fig.2). In condizione di corrente con direzione N-S il campo termico individua temperature più alte (>15 °C) nella parte nord del sistema, mentre quella meridione è caratterizzata da acque più fredde. In fase di corrente opposta (S-N) le oscillazioni sono smorzate e la temperatura media si assesta sui 14.5 °C, con incrementi localizzati nella parte centrale dell'area indagata. In generale la salinità presenta valori costanti per entrambi le fasi di marca con piccole oscillazioni nella zona settentrionale, mentre quella centrale e meridionale sono caratterizzate da ampie e brusche diminuzioni in rapporto alla presenza di acque continentali.

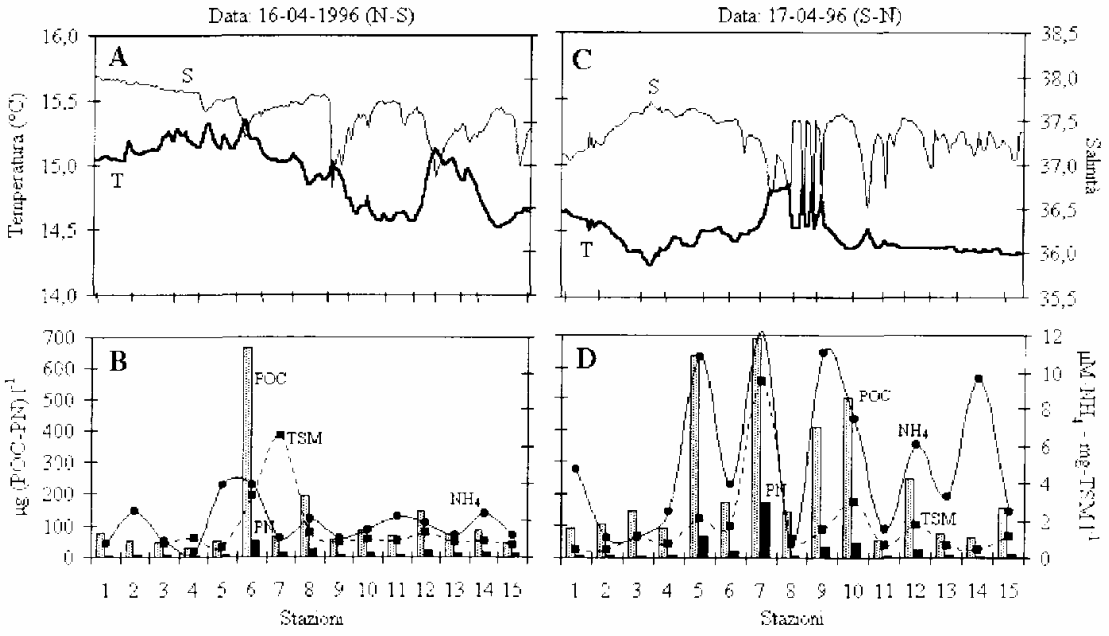


Fig. 2 – Distribuzione superficiale della temperatura e della salinità misurate in continuo in condizioni di corrente scendente (A) e montante (C). Andamento della concentrazione di NH_4, TSM, POC e PN nelle stazioni idrologiche al prevalere della corrente N-S (B) e S-N (D).

Lo ione ammonio ha presentato, in fase di corrente N-S, un valore medio di 1.8+1.07 µM con incrementi, fino ad un massimo di 4 µM nelle stazioni 5 e 6 nella zona centrale del sistema. In fase di corrente montante la concenti-azione media dell'ammoniaca, pari a 6,5 µM, indica un diffuso incremento con valori particolarmente elevati nelle stazioni 5, 7, 9 e 14 (>10 µM).

La sostanza sospesa totale (TSM) ha presentato, in entrambe le condizioni marcali un andamento del tutto simile a quanto descritto per lo ione ammonio con concentrazioni medie lievemente più elevate in condizioni di corrente S-N (1,75 mg l^{-1}). La distribuzione spazio-temporale dei valori di POC e PN è risultata abbastanza irregolare, seppure con alcune caratteristiche costanti, che ben si evidenziano in figura 2. In particolare, in fase di corrente scendente, i valori sono risultati decisamente più bassi ed omogenei con un picco isolato di POC pari a 666.0 µgC l^{-1} nella stazione 6. Nel resto dell'area, peraltro, i valori si mantengono al di sotto di 200 µgC l^{-1} , con un minimo pari a 28.4 µgC l^{-1} (Staz. 4). Valori decisamente più elevati ed eterogenei sono stati rilevati in fase di corrente montante, con un massimo ed un minimo rispettivamente di 690.0 e 53.5 µgC l^{-1}. L'incidenza media di POC, calcolata per la montante di aprile, pari a 330.2 µgC l^{-1}, evidenzia un diffuso innalzamento dei valori rispetto alla fase di corrente scendente (115.8 µgC l^{-1}). I valori di PN seguono generalmente un andamento analogo a quello del POC, infatti anche per l'azoto il massimo ed il minimo di aprile

rispettivamente di 172.8 µgN l^{-1} (Staz. 7) e di 3.8 µgN l^{-1} (Staz. 3) sono stati misurati in fase di montante.

3.2. Variabilità temporale a media scala

Per seguire l'andamento annuale dei parametri chimico-fisici sono state scelte due stazioni (1 e 10), rappresentative di condizioni ambientali differenti, mente indenne e l'altra ad elevato carico antropico (Fig. 3).

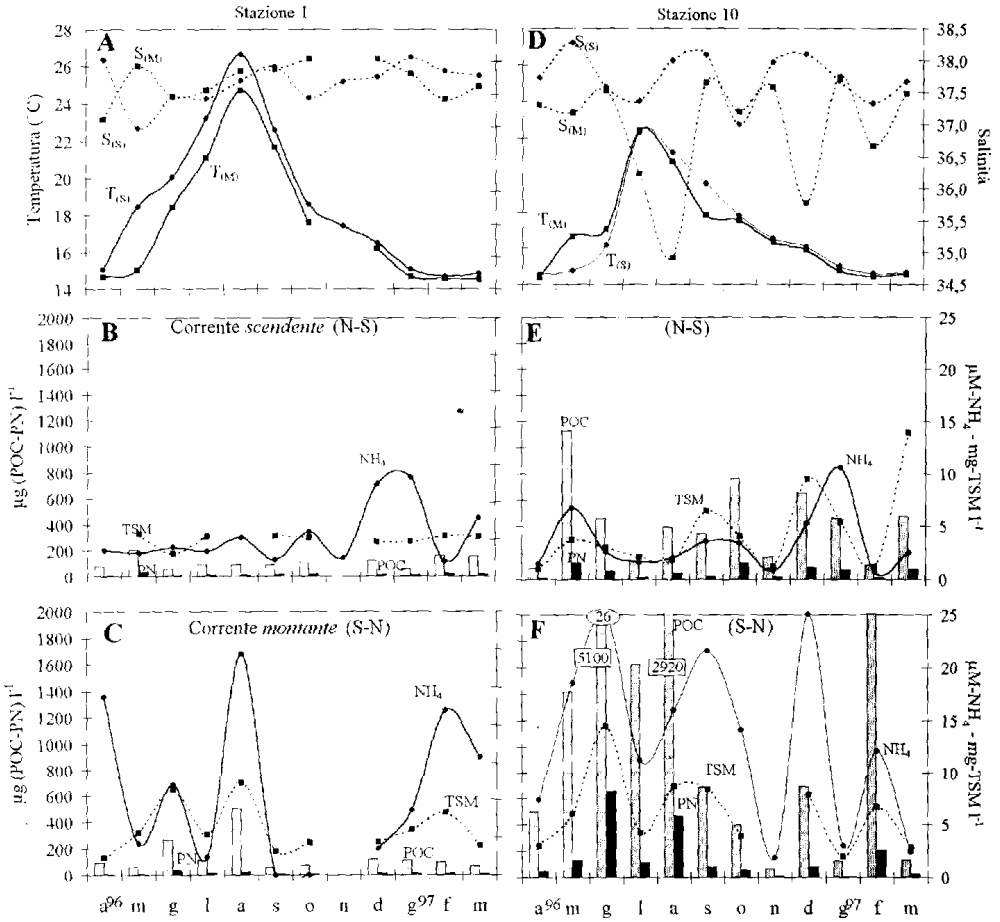


Fig. 3 – Andamento temporale della temperatura al predominare della corrente scendente ($T_{(S)}$) e montante ($T_{(M)}$) e della salinità ($S_{(S)}$, $S_{(T)}$) nelle stazioni 1 (A, B, C) e 10 (D, E, F). Variazioni temporali dello ione ammonio (NH_4) della sostanza sospesa totale (TSM) e del particellato organico di carbonio (POC) ed azoto (PN) al predominare della corrente scendente (B, E) e montante (C, F).

Il ciclo annuale della tempe-ratura ha mostrato i valori minimi nei mesi invernali ed i massimi in quelli estivi nella stazione 1 in corrispondenza della fase di corrente scendete. L'escursione annuale dei valori alini è più attenuata nella stazione 1, mentre la stazione 10 è soggetta a oscillazioni rilevanti, principalmente nella fase di corrente S-N.

Nel quadro termo-alino la salinità ha evidenziato meglio gli apporti di acque continentali risultando altamente correlata con tutte le variabili esaminate. In generale, i parametri chimici sono risultati per entrambe le stazioni più bassi nella fase di corrente scendente con valori massimi misurati principalmente nel periodo estivo. Il confronto delle medie tra le stazioni evidenza in modo netto la diversa condizione ambientale. In particolare, lo ione ammonio è risultato estremamente variabile con concentrazioni medie di 1,62±1,60 µM nella stazione 1 e di 8,32±7,90 µM nella 10. La sostanza sospesa totale ha confermato questo tipo di distribuzione media con valori nel sito più a nord di 1,12±0,49 mg l^{-1} mentre in quello a sud di 5,2913,79 mg l^{-1}. Anche il POC ed il PN hanno mostrato un andamento simile a quanto già descritto, con concentrazioni medie di 127199 µg-C l^{-1} e 15,518,4 µg-N l^{-1} nella stazione 1 e di 870+1135µg-C l^{-1} e 108+151 µg-N l^{-1}nella 10 confermando l'elevato carico antropico nella zona centro-meridionale dell'area studiata.

4. CONCLUSIONI

L'insieme dei risultati della ricerca evidenzia chiaramente un'elevata variabilità spazio-temporale dei parametri chimici studiati con una netta differenziazione nei livelli di concentrazione tra la zona settentrionale e quella centro-meridionale che risulta più influenzate da apporti antropici. La variabilità temporale a piccola scala (giornaliera) dei parametri misurati risulta legata ai movimenti marcali semidiurni delle acque dello Stretto di Messina.

La posizione geografica delle stazioni di campionamento e le condizioni idrodinamiche influenzano in modo diretto e sinergico la variabilità temporale annuale (media scala) in un ampio ambito di oscillazione.

Infine, il quadro emerso dall'analisi dei risultati permette di ipotizzare che le più elevate concentrazioni dei parametri misurate in condizione di corrente montante (direzione S-N), siano da ascrivere, anche all'orario di campionamento così come rilevato da altri autori (Zappala *et. al,* 1998). Infatti, questo tipo di corrente si genera, in fase lunare sizigiale nelle ore antimeridiane in cui si ha un maggiore afflusso di acque reflue urbane, la cui presenza influenza il sistema costiero in maniera marcata. Tale carico antropico, per quanto eccezionale, si attenua o annulla in condizione di corrente opposta (N-S) indicando un'elevata capacità di autodepurazione del sistema. Quindi, gli elevati valori misurati per alcuni parametri risultano limitati nello spazio e nel tempo e non sembrano costituire quindi un fattore di turbativa per l'ecosistema in esame.

BIBLIOGRAFIA

Aminot A. & Chassepied M. 1983. Mannel des analyses chimiques en milieu marin. *Centre Nationalpour l'Exploration des Oceans.* 395 pp.

Bhom E., Magazzù G., Wald L. & Zoccolotti M.L. 1987. Coastal currents on the Sicilian shelf south of Messina. *Oceanologica Acta,* 10 (2): 137-142.

Cescon B., Azzaro F., Creazzo S., Decembrini F. & Magazzù G. 1997. Processes aflecting upwelling and primary productivity of the Strait of Messina. *Boll. Geof. Teor. Appl,* 38(1-2): 137-147.

De Domenico E., Cortese G. & Pulicanò G. 1995. Chemical characteristics of waters in the Straits of Messina. In: The Straits of Messina Ecosystem. Proceedings of the Symposium held in Messina, 4-6 aprile 1991 (Guglielmo L., Manganare A. & De Domenico E. Eds): 31-41.

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.

Mosetti F. 1995. Tidal and other currents in the Straits of Messina. In: The Straits of Messina Ecosystem. Proceedings of the Symposium held in Messina, 4-6 aprile 1991 (Guglielmo L., Manganare A. & De Domenico E. Eds): 13-30.

Vercelli F. & Picotti M. 1926. Crociere per lo studio dei fenomeni nello Stretto di Messina. Il regime fisico-chimico delle acque nello Stretto di Messina. *Comm. Inter. del Mediterraneo,* Venezia, 161 pp.

Zappala G., Crisafi E., Caruso G., Azzaro F. & Magazzù G. 1998. Proc. IEEE of Oceanology International 98. The Global Ocean, Brighton (UK), 10-13 March 1998, 1:68-84.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 159-168, ottobre 1999

SOSTANZA PARTICELLATA IN UN BACINO OLIGOTROFO: DISTRIBUZIONE E CARATTERIZZAZIONE (MAR LIGURE, LUGLIO 1997)

Cristina MISIC, Marco ORSI, Daniela MARRALE, Paolo POVERO

Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (DIP.TE.RIS.)
Università degli Studi di Genova

ABSTRACT

Particulate organic matter (POM) distribution and characterisation and the relationships with physical and chemical characteristics of the water masses were investigated during July 1997 in the Ligurian Sea. Sampling was carried out in 13 stations, focusing on quantitative and qualitative features of POM (carbon and nitrogen content protein and carbohydrate content, autotrophic and bacterial contribution). Data analysis shows the influence of water masses dynamics and of continental inputs on the distribution and characterisation of POM. The low trophic value of POM, showed by the ratios of its biochemical fractions, is due to a low autotrophic supply and, mainly in the coastal stations, to the input of detrital particulate. Bacterial communities and activities may achieve a high importance in the organic matter composition and determine the preferential pathways of materials and energy in the biogeochemistry of oligotrophic areas.

RIASSUNTO

La distribuzione e la caratterizzazione della materia particellata organica (POM) e le relazioni con le caratteristiche fisico-chimiche delle masse d'acqua sono state studiate nel luglio 1997 nel Mar Ligure centro-orientale. Sono stati prelevati campioni in 13 stazioni, affrontando lo studio della POM sia da un punto di vista quantitativo che qualitativo (contenuto in carbonio ed azoto, frazioni proteica e glucidica, contributi della componente autotrofa e batterica). L'analisi dei dati evidenzia l'influenza della dinamica delle masse d'acqua e degli apporti dei margini continentali sulla distribuzione e caratterizzazione della POM. Il limitato contributo autotrofo e l'apporto, prevalentemente nelle aree prossime alle coste, di particellato di natura detritica determina un moderato valore trofico della POM, come evidenziato dall'analisi dei rapporti tra le sue principali componenti biochimiche. L'influenza delle comunità batteriche e delle loro attività possono risultare estremamente importanti per la composizione della materia organica e per la definizione dei percorsi preferenziali seguiti da materia ed energia nella biogeochimica delle acque oligotrofe.

1. INTRODUZIONE

Le aree oligotrofe sono caratterizzate da bassi livelli di produzione di materiali organici che, di conseguenza, influenzano notevolmente le attività biologiche negli strati più profondi della colonna d'acqua. Lo sviluppo biologico e le sue connessioni con i cicli biogeochimici devono avere quindi peculiarità tali da permettere che questi sistemi, quantitativamente poco consistenti, possano essere molto efficienti da un punto di vista qualitativo. I sistemi oligotrofi devono, inoltre, presentare una rilevante versatilità, in modo da non disperdere utili risorse che derivano da possibili elevati apporti, sia di materiali che di energia, spesso però localizzati spazialmente e temporalmente.

Il bacino ligure è caratterizzato da un generale abbassamento delle temperature superficiali, favorito dal globale vortice ciclonico delle correnti che insistono nell'area, che separa il Mar Ligure dal Mar Tirreno a livello dell'Arcipelago Toscano (Astraldi *et al.,* 1995). Tali condizioni e la generale assenza di una piattaforma continentale sviluppata, soprattutto nella sezione più settentrionale, determinano una situazione di diffusa oligotrofia (Minas *et al.,* 1988; Innamorati *et al.,* 1993). Le acque del Mar Ligure sono infatti caratterizzate da modeste concenti-azioni di materiali sospesi e bassi livelli di produzione di materiale organico. Tali situazioni possono essere modificate localmente da apporti costieri e relativi alla piattaforma continentale sia di natura inorganica che organica (Innamorati *et al.,* 1993) e dalla presenza di sistemi frontali (Bethoux & Prieur, 1983; Savenkoff *et al.,* 1993), che permettono un incremento della produzione primaria in grado di sostenere attività eterotrofe più consistenti. Tuttavia tali fenomeni sono caratterizzati da una grande variabilità spaziale e temporale (Goffart *et al.,* 1995).

Lo scopo del presente lavoro è quello di individuare le principali caratteristiche del materiale organico sospeso delle acque del Mar Ligure orientale, focalizzando l'attenzione sull'influenza esercitata dai fattori fisici sulla distribuzione e composizione biochimica del particellato e sui diversi aspetti trofici e funzionali dell'area.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Campionamento

I campionamenti sono stati eseguiti nel luglio 1997 nel Mar Ligure orientale (Fig. 13 stazioni localizzate in ire diverse aree: transetto E (da Piombino alla Corsica) comprendente due stazioni posizionate in area di platea (E4, E6) e due a livello del canale di Corsica (E2, E3); transetto A (sulla congiungente Portofino - Calvi), comprendente quattro stazioni (L2, A3, A5, A7) di batimetria compresa tra 600 ed oltre 2000 m; stazioni E (da FI a F5), posizionate nell'area compresa tra i due transetti e con batimetrie comprese tra 100 e 400 m.

I campioni d'acqua sono stati raccolti con una rosette GO attrezzata con bottiglie Niskin a diverse quote (da un massimo di 10 ad un minimo di 6) scelte in base all'analisi dei profili di temperatura, salinità e fluorescenza acquisiti con CTD SBE. In particolare in ogni stazione sono stati sempre prelevati campioni in superficie, a livello del massimo subsuperficiale di fluorescenza, a livello del minimo di temperatura, nello strato d'acqua prossimo al fondo.

I campioni d'acqua (1-3 1) sono stati prefiltrati con retino di maglia 200 µm e quindi nitrati su filtri Whatman GF/F in fibra di vetro per le analisi di carbonio ed azoto organici particellati, clorofilla-a e feopigmenti, proteine particellate, carboidrati particellati. Subcampioni di 10 ml sono stati fissati con formalina al 2 % per le analisi inerenti le abbondanze e biomasse batteriche.

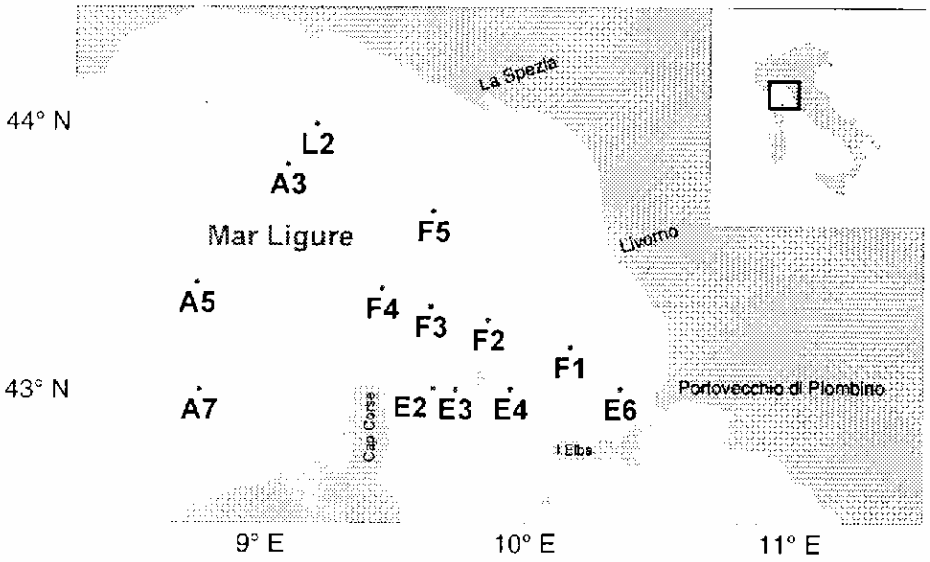


Fig. 1 - Area di campionamento.

2.2. Procedure analitiche

Clorofilla-a e feopigmenti (Chl-a e Feo): le determinazioni sono state effettuate seguendo la metodica riportata in Carrada & Mangoni (1995). La trasformazione in equivalenti di carbonio è stata effettuata secondo Nival *et al.* (1975).

Carbonio ed azoto organici particellati (POC e FON), proteine particellate (PRT) e carboidrati particellati (CHO): le analisi e la conversione dei valori di PRT e CHO in equivalenti di carbonio sono state condotte secondo quanto riportato in Fabiano *et al.* (1993 e 1995).

Abbondanza (TBN) e biomassa (BBM) batteriche: i conteggi sono stati effettuati secondo quanto riportato in Danovaro *et al.* (1996). I valori di BBM, sia in equivalenti di C che di N, sono stati estrapolati in accordo con Lee & Fuhrman (1987). Una stima della produzione batterica è fornita dalla *frequency of dividing cells* (FDC) come riportato in Newell & Christian (1981).

3. RISULTATI

I valori di clorofilla-a e feopigmenti, nello strato superficiale 0-100 m, non sono molto elevati (in media 0.07 µg/l, Tab.1), simili a quanto rilevato nell'area ad ovest della Corsica da Goffart *et al.* (1995) in giugno e da Innamorati *et al.* (1993) nelle aree costiere toscane. E' generalmente ben evidente la presenza di un *deep chlorophyll maximum* (DCM) posizionato attorno ai 75 - 100 m, limite inferiore delle acque superficiali, con valori di clorofilla maggiori di 0.2 µg/l

Tab. 1 - Valori medi del materiale organico particellato (PON: azoto, POC: carbonio, PRT: proteine, CHO: carboidrati) e dei rapporti tra le sue componenti biochimiche principali (C/N e PRT/CHO), dei contributi autotrofo (CHL a: clorofilla a, FEO: feopigmenti) e batterico (TBN: abbondanza, BBM: biomassa, FDC: *frequency of dividing cells*) nell'intera area campionata (1) nelle stazioni di costa (2: stazioni E4, E6, L2 e stazioni del gruppo F) e nelle stazioni del largo (3: stazioni A, stazioni E2 ed E3). I risultati sono presentati come valore complessivo nell'intera colonna d'acqua (tot), come valore nei 100 m superficiali (< 100 m) e nello strato 100 m-fondo (> 100 m).

Area	Prof.	PON µgN/l	POC µgC/l	C/N	PRT µgC/l	CHO µgC/l	PRT/CHO	CHL a µg/l	FEO µg/l	TBN cell*10^8/l	BBM µgN/l	BBM µgC/l	FDC %
1	Tot	5.3	37.9	7.1	17.7	8.2	2.5	0.05	0.09	4.3	2.1	8.6	6.5
	<100 m	6.3	45.9	7.2	21.4	10.7	2.3	0.07	0.12	5.5	2.8	11.1	6.6
	>100 m	3.6	24.1	6.9	11.5	4.2	2.8	0.01	0.02	2.0	1.0	4.1	6.0
2	Tot	5.7	41.2	7.2	19.9	8.8	2.7	0.05	0.11	5.7	2.9	11.4	7.0
	<100 m	6.4	46.7	7.3	22.5	10.7	2.4	0.07	0.14	6.2	3.1	12.4	7.3
	>100 m	4.3	28.5	6.9	14.1	4.3	3.3	0.01	0.04	2.4	1.2	4.7	4.4
3	tot	4.5	31.8	7.0	13.6	7.0	2.1	0.03	0.05	3.4	1.7	6.8	6.2
	<100 m	6.3	44.5	7.1	18.7	10.4	1.9	0.06	0.09	4.8	2.4	9.7	5.9
	>100 m	2.8	19.2	6.9	8.8	4.0	2.3	0.01	0.01	2.0	1.0	3.9	6.5

Le concentrazioni di POC e FON (Tab. 1) risultano essere basse nell'intera colonna d'acqua, analoghe a quanto riscontrato nello stesso periodo stagionale nel Tirreno meridionale (Povero *et al.,* 1998). Risultano- invece inferiori a quanto riscontrato per l'area costiera ligure (Fabiano & Povero, 1992). I valori di POC ammontano in media a 37.9 µgC/l, variando da 7.5 a 122.4 µgC/l. Le concentrazioni di FON, in media 5.3 µgN/l, variano da valori inferiori al limite di detenzione a 12.2 µgN/l. Le proteine ed i carboidrati mostrano valori medi (Tab. 1), rispettivamente di 17.7 (5.0 - 39.7) µgC/l e di 8.2 (2.0 - 35.4) µgC/l nell'intera colonna d'acqua, leggermente inferiori a quanto osservato da Fabiano *et al.* (1992) nell'area costiera ligure. Il contributo batterico nell'intera area (Tab. 1) in termini di abbondanza (in media 4.3 *108 cell/l con valori compresi tra 1.2 e 9.1*108 cell/1) è simile a quanto riscontrato in periodi stagionali analoghi nel mare di Creta (Danovaro *et al.,* 1996) generalmente definito come oligotrofo. La FDC, in media 6.5 % (3.0 - 11.4 %), confrontate con i risultati degli stessi Autori, indica un'attività produttiva non particolarmente elevata, confermata da valori di biomassa piuttosto contenuti, in equivalenti di carbonio pari a 8.6 (2.4 - 18.1) µgC/l e in equivalenti di azoto pari a 2.1 (0.6 - 4.5) µgN/l.

4. DISCUSSIONE

La regressione tra concentrazioni di sostanza organica particellata e profondità può essere un indicatore dei fenomeni di consumo-degradazionc-accumulo dei singoli

composti ed elementi nella colonna d'acqua e può indicare la profondità alla quale tali concentrazioni, in media, diventano trascurabili (Copin-Montegut & Copin-Montegut. 1983). E' noto inoltre che i composti azotati quali le proteine vengono rimossi con velocità maggiore nella colonna d'acqua rispetto a composti più refrattari al consumo ed alla degradazione come i polisaccaridi (Liebezeit, 1985). Nelle stazioni del transetto F, di parte del transetto E (E4 ed E6) e la stazione L2, influenzate dalla corrente costiera (Astraldi *et al.,* 1995), si osserva, con l'incremento della profondità, una generale prevalenza del carbonio sull'azoto (A profondità = 19.5 %, $p < 0.1$, $n = 32$) da relazionare ad una probabile più lenta dissoluzione dei composti glucidici (Dawson & Liebenzeit, 1983). Nelle stazioni dell'area centrale del Mar Ligure questo andamento non è però sempre osservato. Diversi processi fisici, chimici e biologici possono agire sinergicamente determinando una profondità media di scomparsa dei composti azotati uguale o maggiore rispetto a quella dei composti costituiti prevalentemente da carbonio (A profondità = 3.8 %, $p < 0.001$, $n = 30$).

Dal punto di vista fisico il sistema frontale ligure-provenzale, che mostra caratteristiche di permanenza e stabilità interannuale (Sournia *et al.,* 1990; Goffart *et al.,* 1995), determina la presenza di una regione di transizione nella quale la circolazione risulta essere estremamente complessa con una associazione di zone di divergenza e di convergenza (Boucher *et al.,* 1987). In tale area sono state posizionate le stazioni A. Le zone di divergenza permettono la risalita di acque profonde, assicurando la fertilizzazione delle acque superficiali e sub superficiali da parte dei nutrienti e, quindi, permettendo lo sviluppo locale di popolamenti fitoplanctonici più consistenti. Le zone di convergenza, invece, trasportano in profondità il materiale organico prodotto nella zona eufotica (Sournia *et al,* 1990). Tale trasporto, pur rallentato in estate, è rapido e gioca un ruolo estremamente importante nella distribuzione di materiale organico di recente formazione e nello sviluppo delle comunità microbiche (Frontier, 1985; Boucher *et al,* 1987; Sournia *et al.,* 1990; Savenkoff *et al.,* 1993).

Dal punto di vista chimico-biologico è stato osservato che, in generale, nelle acque del largo una parte rilevante del PON è costituita da aminoacidi o strutture oligopeptidiche spesso associate a molecole detritiche polimeriche (Tanoue *et al.,* 1995). Esistono cioè strutture azotate non proteiche o molecole proteiche strutturate in modo da essere poco attaccabili dai consumatori (Mayer *et al.,* 1995). Tali composti azotati,tuttavia, possono permettere lo sviluppo di organismi facilmente adattabili come i batteri, che migliorano la qualità trofica del materiale organico anche negli strati afotici della colonna d'acqua. I popolamenti batterici possono quindi influire notevolmente sulle concentrazioni di FON, organicando materiale azotato poco labile in composti di buona qualità. Nell'area centrale del Mar Ligure il contributo al FON delle biomasse batteriche è stato valutato in media del 41.8 % con valori compresi tra 17.8 e 63.0 % nello strato superficiale e tra 18.9 e 85.3 % in quello profondo. Nelle stazioni A, infatti, la qualità del materiale organico non sembra diminuire scendendo in profondità: il rapporto PRT:CHO è in media pari a 2.3 nello strato al di sotto dei 100 m, mentre nello strato superficiale è in media 1.9 (Fig. 2).

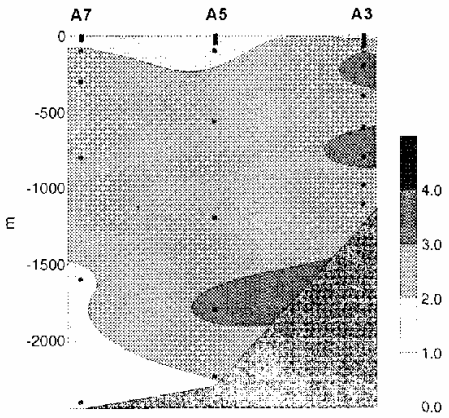


Fig 2 - Variazioni del rapporto PRT/CHO lungo la colonna d'acqua nelle stazioni del largo.

Anche le concenti-azioni di POC, generalmente piuttosto basse a causa della scarsa produttività dell'area considerata (Minas *et al.,* 1988; Innamorati *et al.,* 1993) e del periodo stagionale, sono caratterizzate da un rilevante contributo della componente batterica in accordo con quanto osservato da Cho & Azam (1988) e Tanoue *et al.* (1995) per le zone di acque aperte. Nell'intera area campionata i batteri costituiscono una porzione non trascurabile del POC (da un minimo di 8.8 % ad un massimo di 42.9 % lungo la colonna d'acqua). In particolare nello strato superficiale (O - 100 m) i batteri risultano essere una frazione estremamente importante del particellato (in media 23.9 % del POC) rispetto alle biomasse autotrofe (mediamente 8.3 % del POC). In profondità pur non variando la percentuale rispetto al POC (21.9 % del POC) diventa particolarmente rilevante il ruolo dei batteri all'interno del comparto vivente del particellato, poiché il contributo della frazione autotrofa diventa trascurabile.

Le relazioni che intercorrono tra la distribuzione del POC e la componente batterica lungo la colonna d'acqua evidenziano comportamenti differenti a seconda della dislocazione delle stazioni. Le stazioni posizionate nell'arca centrale del Mar Ligure (stazioni A) mostrano un andamento generalmente decrescente delle concentrazioni di materiale organico con la profondità (Fig. 3).

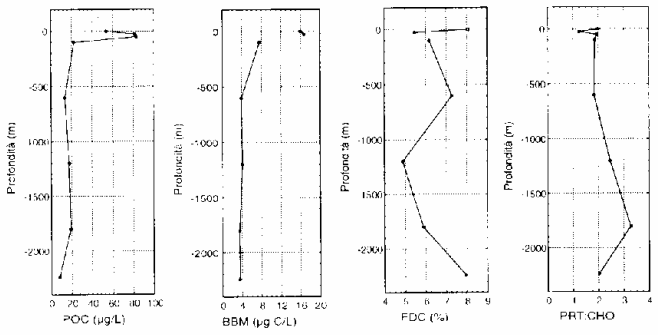


Fig. 3 - Distribuzione verticale di POC (µgC/l), BBM (µgC/l), FDC (%), PRT:CHO nella stazione del largo A5

Sono stati osservati fenomeni di accumulo subsuperficiali dovuti alla presenza del termoclino. A questa profondità si osserva una generale concomitanza dei massimi di POC e BBM (la Fig. 3 riporta ad esempio la stazione A5), sottolineando l'importanza della componente microeterotrofa nell'incremento delle concentrazioni di materiale organico. La presenza di massimi di FDC anche oltre i 500 m di profondità (Fig. 3), in accordo con quanto osservato da Savenkoff *et al.* (1993), suggerisce una maggiore capacità dei batteri a specializzarsi per adattarsi al tipo di substrato disponibile piuttosto che alla sua quantità.

La maggiore vicinanza a costa e la posizione all'interno della corrente ligure costiera (Astraldi *et al.,* 1995), caratteristiche della maggior parte delle stazioni E4 ed E6 a di quelle del gruppo F, rispetto alle stazioni del Mar Ligure centrale determinano la presenza di concentrazioni di POC più elevate (la Fig 4 riporta ad esempio la stazione E6).

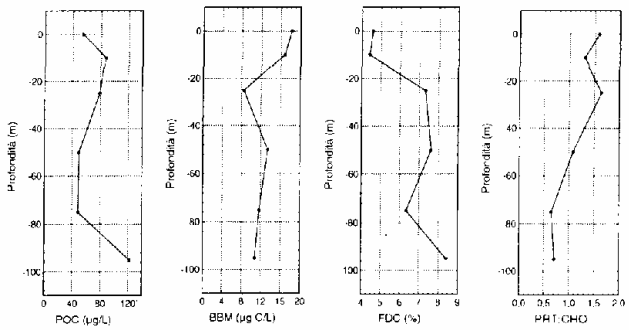


Fig. 4 - Distribuzione verticale di POC (µgC/l), BBM (µgC/l), FDC (%), PRT:CHO nella stazione di costa E6.

La ridotta batimetria permette un accumulo di materiale organico soprattutto a livello del fondo che in alcune stazioni coincide con il DCM. Nelle stazioni più costiere del transetto E gli apporti alloctoni superficiali e l'influenza dei fondali più bassi possono favorire la proliferazione microbica (valori di FDC più elevati, Fig. 4) anche se non è sempre è possibile rilevare una concomitanza tra i valori massimi di POC e di biomasse batteriche (Fig. 4). Ciò suggerisce una natura piuttosto refrattaria alla degradazione del materiale organico che si accumula in prossimità della costa, evidenziata soprattutto nella stazione E6 dove si osserva un andamento del rapporto C:N a crescere con la profondità (da 7.4 a 11.9) e del rapporto PRT:CHO a decrescere (da 1.6 a 0.7). E' noto infatti che i complessi glucidici tipici del detrito autotrofo e gli acidi umici, caratteristici delle acque continentali, sono piuttosto refrattari (Keil & Kirchman, 1993) ed inoltre i composti polimerici come le cellulose e la lignina sono degradati 2-10 volte più lentamente di quelli monomerici (Keil & Kirchman, 1993). Le popolazioni microbiche sono quindi spinte a concentrarsi in concomitanza di livelli meno ricchi di POC dove, probabilmente, è presente sostanza organica autoctona di più facile consumo; nella stazione E6 (Fig. 4) ad esempio, un incremento di POC ai 10 m

presenta valori del rapporto CN pari a 7.9 e del rapporto PRT:CHO pari a 1.3. rispetto al massimo assoluto di POC dei 95 m dove il rapporto CN è pari a 11.9 e il rapporto PRT:CHO a 0.7.

5. CONCLUSIONI

L'analisi dei dati ha permesso di trarre le seguenti conclusioni:

1. le concentrazioni e la distribuzione del materiale organico particellato e dei contributi autotrofi e batterici, influenzati fortemente dalla dinamica delle masse d'acqua, sono risultati analoghi a quanto osservato da altri Autori nella stessa area o in aree troficamente simili, inserendo il Mar Ligure centro-orientale nel gruppo delle zone oligotrofe;
2. l'influenza delle comunità batteriche e delle loro attività possono risultare estremamente importanti per la composizione della materia organica nell'intera colonna d'acqua;
3. i percorsi preferenziali seguiti da materia ed energia nelle acque oligotrofe sembrano essere quelli della preservazione dei composti azotati nella colonna d'acqua superficiale e di profondità, e nello sfruttamento degli stessi da parte di organismi estremamente adattabili (batteri), fenomeni che evidenziano l'elevata efficienza dei sistemi oligotrofi.

BIBLIOGRAFIA

Astraldi M., Bianchi C.N., Gasparini G.P. & Morri C. 1995. Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (North-West Mediterranean). *Oceanolog. Acta*, 18: 139-149.

Bethoux J.P. & Prieur L. 1983. Hydrologie et circulation en Méditerranée nord-occidentale. *Pétrole et Techniques*, 299: 35-34.

Boucher J.. Ibanez F. & Prieur L. 1987. Daily and seasonal variations in the spatial distribution of zooplankton populations in relation to the physical structure in the Ligurian front. *J. Mar. Res.,* 45: 133-173.

Carrada G. & Mangoni O. 1995. Distribuzione spaziale della clorofilla-a e dei feopigmenti di diverse frazioni dimensionali del fitoplancton del bacino delle Eolie (estate 1994). In: Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi di Cefalù e Gioia (EOCUMM94) (Faranda F.M. ed.). *Data Rep.*;.: 159-166.

Cho B.C & Azam F. 1988. Heterotrophic bacterioplankton production measurement by the tritiated thymidine incorporation method *Archiv. Fur Hydrobiologie Beihft.* 31: 153-162.

Copin-Montegut C. & Copin-Montegut G. 1983. Stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in marine particulate matter. *Deep-Sea Res.,* 30: 31-46.

Danovaro R.. Della Croce N.. Dell'Anno A.. Marrale D. & Pusceddu A. 1996. Seasonal and spatial distribution of pico-, nano-, micro-particulate organic matter and bacterioplankton in the Eastern Mediterranean Sea. In: C1NCS: Pelagic benthic

coupling in the Oligotrophic Cretan Sea. MAST II, Mediterranean Targeted Project (Tselepides A., Papadopoulou K.N. & Polychronaki T. eds.). *Final Report:* 68-81.

Dawson R. & Liebenzeit G. 1983. The determination of amino acids and carbohydrates. In: Methods of seawater analysis (Grasshoff K., Ehrhatdt M. & Kremling K eds.). Verlag Chemie, Weinheim (2nd ed.): 319-345.

Fabiano M. & Povero P. 1992. Particulate carbon and nitrogcn in Ligurian coastal waters (october 1985). *Boll. Oceanol Teor. Appl.,* 10: 65-71.

Fabiano M., Povero P. & Danovaro R. 1993. Distribution and composition of the particulate organic mailer of the Ross Sea (Antarctica). *Polar Biol.,* 13: 525-533.

Fabiano M., Povero P. & Medica D. 1992. Carbohydrates, proteins and chlorophylls in the particulate organic mailer of surface coastal waters of Ligurian Sea. *Boll. Oceanol Teor. Appl.,* 10: 41-51.

Frontier S. 1985. Les fronls hydrologiques: écosistèmes de contaci. In: Aspecls interdisciplinaires de l'Océanographie Mediterranee dans le domaine pélagique. Abstracts du colloquc Internaiional du CNRS, Villefranche-sur-Mer, 16-20/09/85.

Goffart A., Hecq J.-H. & Prieur L. 1995. Contròie du phytoplancton du bassin Ligure par le fronl liguro-provenc.al (secteur Corse). *Oceanol. Acta,* 18: 329-342.

Innamorali M., Nuccio C., Lazzara L., Mori G., Massi L. & De Poi M. 1993. Condizioni irofiche, biomassa e popolamenti fitoplanctonici dell'Alto Tirreno. In: PROGETTO MARE. Ricerca sullo stato biologico, chimico e fisico dell'Alto Tirreno Toscano (Nuccio C. ed.). Regione Toscana, Università di Firenze Firenze: 103-156.

Keil R.G. & Kirchman D.L. 1993. Dissolved combined aminoacids in marine waters: chemical form and utilization by heterolrophic bacteria. *Limnol. Oceanogr.,* 38: 1256-1270.

Lee S. & Fuhrman J.A. 1987. Relalionships between biovolume and biomass of naturally derived marine baclerioplanklon. *Appl Environ. Microb.,* 53: 1298-1303.

Liebezeit G. 1985. Residual amino acid fluxes in the upper water column in the Bransfield Strait. *Oceanol. Acta.,* 8: 59-65.

Mayer L.M., Schick L.L., Sawyer T & Piante C.J. 1995. Bioavailable amino acids in sediments: a biomimetic, kinetics-based approach. *Limnol. Oceanogr.,* 40: 511-520.

Minas H.J., Minas M., Coste B., Gostan J. Nival P. & Bonin M.C. 1988. Production de base et de recyclagc: une revue de la problématique en Mediterranee nord-occidentale. *Oceanol. Acta,* 9: 155-162.

Newell S.Y. & Christian R.R. 1981. Frequency of dividing cells as an estimator of bacterial productivity. *Appl. Environ. Microbiol.,* 42: 23-31.

Nival P., Nival S. & Thiriol A. 1975. Influcnces des condition hinvernales sur la production phyto et zoo plantonique en Mediterranee nord-occidentale. Biomass et production zooplanctoniquc: relations phyto-zooplancton. *Mar. Biol.,* 51: 249-270.

Povero P.. Misic C.. Accornero A & Fabiano M. 1998. Distribuzione e caratterizzazione biochimica della sostanza organica particellata nelle acque del Tirreno Sud

Orientale. In: *Atti 12° Congresso A.I.O.L.* (Isola di Vulcano, 18-21 settembre 1996) (Picazzo M. ed.). Genova, Vol II: 227-237.

Savenkoff C., Prieur L., Reys J.-P., Lefevre D., Dallot S. & Denis M. 1993. Deep microbial communities evidenced in the liguro-provencal front by their ETS activity. *Deep-Sea Res.,* 4: 709-725.

Sournia A., Brylinski J.-M., Dallot S., Le Corre P., Leveau M., Prieur L. & Froget C. 1990. Fronts hydrologiques au large des cotes l'rancaises: les sites-ateliers du programme Frontal. *Oceanol. Acta,* 13: 413-438.

Tanoue E., Nishiyama S., Kamo M. & Tsugita A. 1995. Bacterial membranes: possible source of a major dissolved protein in seawater. *Geochim. Cosrmochim. Acta,* 59: 3643-2648.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 169-179, ottobre 1999

IL COMPORTAMENTO DI Cd, Hg, Ni e Pb NEL PAR PIGOLATO E NEI SEDIMENTI DEL DELTA DEL FIUME MEKONG

Roberto Michele CENCI, Sergio FACCHETTI, Jean-Marie MARTIN

Joint Research Centre, Environment Institute, 21020 Ispra (VA) Italia

ABSTRACT

One of the principal aims of EU-INCO-CUULONG Project is to assess the role of some inorganic contaminants in the river Mekong Delta and coastal zone.

The concentration of Cd, Ni, and Pb was measured in samples taken during the wet and dry season (March and October 1997), both in suspended matter and superficial sediments. The mean values of the concentration of Cd in the suspended matter (0,61 mg kg^{-1} March and 0,8 mg kg^{-1} October) are of the same order of magnitude. while Ni (43,5 and 78,2) and Pb (35,4 and 58,6) present a more consistent increase in concentration. The correlation of the concentration of Ni and Pb with Al is linear in the two periods, confirming thus a certain constancy and uniformity of the events with lime, with the exception of Cd. What was said for the suspended particulate matter was confirmed by the analyses on the sediments, in which the concentration of the four elements is roughly Constant. The mean concentration values (March and Oclober) are, respectively: Cd 0,074 mg kg^{-1} and n.d.; Ni 31 and 34,6; Pb 25.8 and 35,9; Hg 0,034 and 0,028.

In conclusion, it is important to note that the concentrations of trace elements in suspended matter are comparable to those measured in the major world uncontaminated rivers, such as Arctic rivers. An exception can be observed in the station situated North of the Mekong Delta, where some concentrations were particularly high, probably due to potential pollution sources located in Ho Chi Minh region.

Keywords: sediments, trace elements, suspended matter. Mekong river

RIASSUNTO

Uno dei principali scopi del Progetto EU-INCO-CUULONG è di valutare il livello e il ruolo di alcuni contaminanti di origine inorganica presenti nel delta del fiume Mekong e dell'Area Costiera adiacente.

La concentrazione di Cd, Ni e Pb nel particolato sospeso e nei sedimenti superficiali è stata misurata in campioni prelevati durante la stagione secca e umida (Marzo e Ottobre 1997). I valori medi della concentrazione nel particolato sospeso pei Cd (0,61 mg kg^{-1} Marzo e 0,8 mg kg^{-1}Ottobre) sono nello stesso ordine di grandezza,

mentre per gli elementi Ni (43,5 e 78,2 mg kg^{-1}) e Pb (35,4 e 58,6 mg kg^{-1}) si osserva per il mese di Ottobre un aumento più marcato del valore della concentrazione.

La correlazione tra la concentrazione di Ni e Pb con l'elemento Al risulta lineare nei due periodi, all'aumentare della concentrazione degli elementi in tracce corrisponde un aumento della concentrazione di Al, a testimonianza di una costanza e uniformità degli eventi nel tempo; eccezione viene fornita dall'elemento Cd.

Quanto detto viene confermato dall'andamento, nello spazio e nel tempo, della concentrazione dei tre elementi presenti nei sedimenti che si è dimostrato costante. I valori medi di concentrazione (Marzo e Ottobre) sono rispettivamente: Cd 0,074 mg kg^{-1} e n.d: Ni 31 e 34,6; Pb 25,8 e 35,9; Hg 0,034 e 0,028.

In conclusione è importante notare come le concentrazioni degli elementi in tracce per il particolato sospeso siano paragonabili ai valori misurati nei maggiori fiumi mondiali incontaminati quali i fiumi artici. Una eccezione si osserva nelle stazioni a Nord del delta del fiume Mekong dove sono state riscontrate alcune elevate concentrazioni, probabilmente dovute alle potenziali fonti di inquinamento localizzate nella regione di Ho Chi Minh.

Parale chiave: sedimenti, elementi in traccia, particolato sospeso, fiume Mekong.

1. INTRODUZIONE

Uno dei principali intenti del progetto EU-INCO-CUULONG supportato dalla DG XII/B è la valutazione del livello e del destino di contaminanti di rilevante interesse per la salute dell'uomo nel delta del Mekong e nella Zona Costiera ad esso associata.

Il Mekong (uno dei maggiori fiumi del mondo) è lungo circa 4200 km: il suo grande delta, con nove ramificazioni, attraversa il Vietman del Sud sfociando nel Mar della Cina, con un notevole apporto di sedimenti dovuto al materiale terrigeno trasportato dal fiume. Non può in ogni caso venire escluso l'apporto di origine antropica di grandi città come Ho Chi Minh City e Vung Tau .

Questo articolo presenta la distribuzione della concentrazione di elementi in traccia in due comparti durante la stagione secca e umida: particolato sospeso (PS) e sedimenti superficiali nel delta del fiume Mekong e nella Zona Costiera.

2. MATERIALI E METODI

2.1. L'area di studio

II Mekong è classificato come uno dei primi dicci fiumi di importanza mondiale, la portata totale annua di acqua dolce è pari a 470 km^3, la stagione delle piogge incide per il 75% del totale delle acque. L'apporto solido è nell'ordine di 160 milioni di tonnellate all'anno, che consiste principalmente di materiale argilloso, fortemente alterato durante la migrazione dal bacino di captazione (795000 km^2) al fiume Mekong.

L'area con la maggior torbidità nell'acqua corrisponde approssimativamente a 100000 km^2, e il valore più alto di particolato sospeso è circa 340 mg l^{-1} (Alekseev *et*

al., 1989). Un rapido decremento del contenuto di particolato sospeso dall'acqua dolce alla zona a bassa salinità evidenzia una elevata velocità di sedimentazione.

2.2. Campionamento e metodo di analisi

Campioni di 0.5-7 l di acqua sono stati raccolti lungo il fiume e la zona costiera in ogni stazione durante due campionamenti (Fig. I) per permettere la valutazione della concentrazione degli clementi Cd, Ni e Pb nel particolato sospeso. Nella campagna di Marzo i campioni di acqua sono stati raccolti manualmente usando bottiglie di polietilene pretrattate e condizionate, mentre in Ottobre il campionamento è stato effettuato tramite una pompa di teflon collegata a un tubo di fluoropolimeri lungo 10 m per un lavoro di elevata purezza che minimizzasse le contaminazioni. La profondità di campionamento era compresa tra 30 e 60 cm sotto il livello dell'acqua. Complessivamente i campioni di PS raccolti sono stati quarantotto.

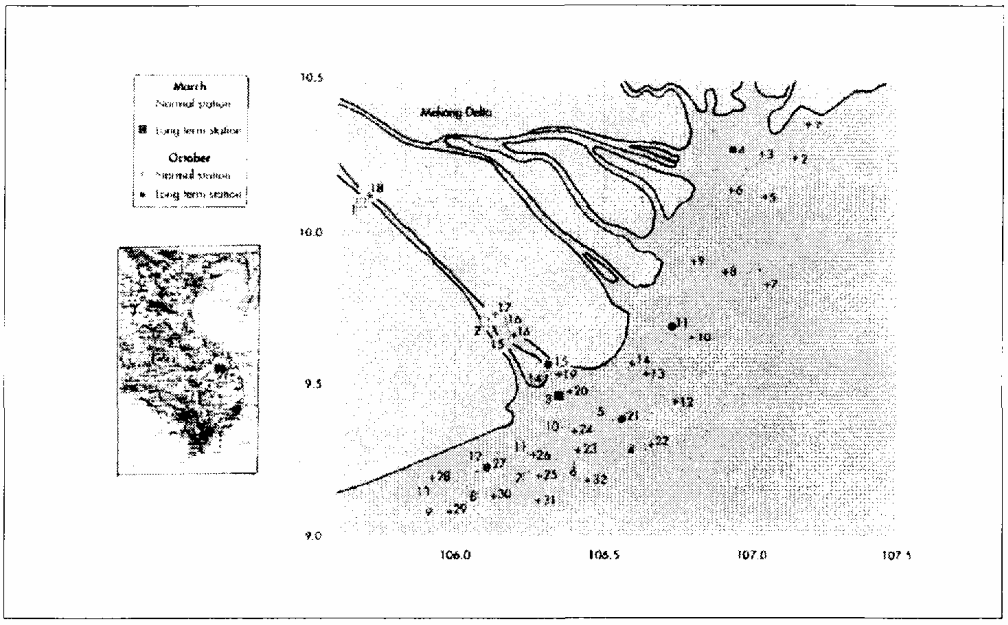
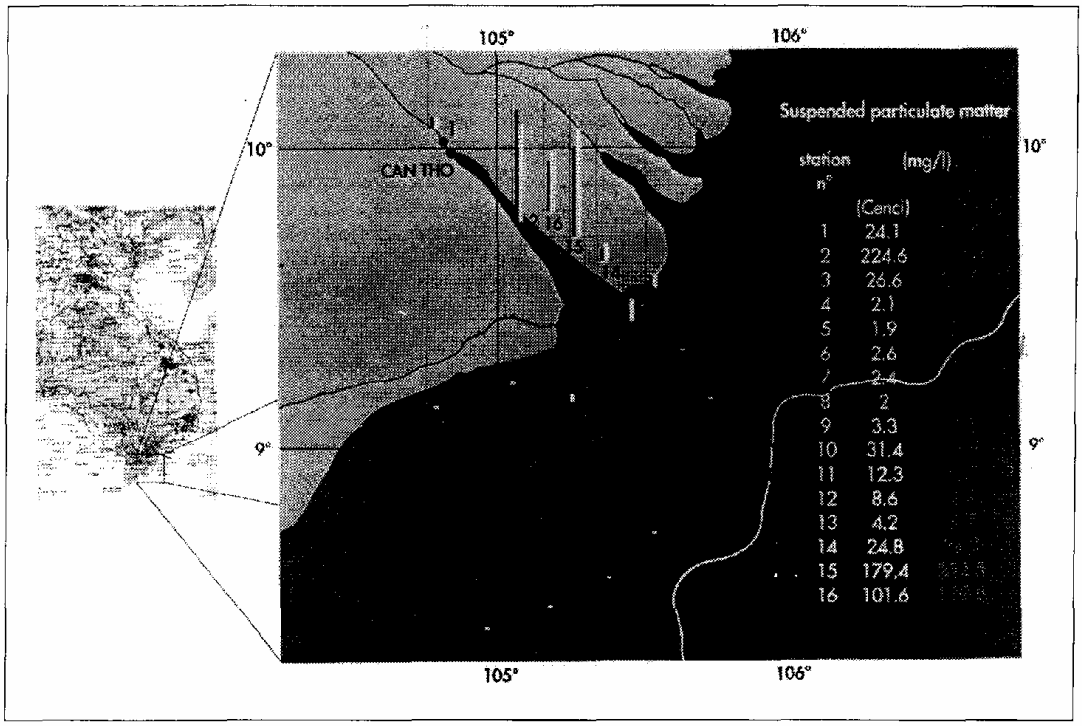


Fig. 1 - Stazioni di campionamento

I campioni di acqua sono stati filtrati usando filtri Millipore (0,45 p.m), i filtri asciugati a 45°C per due giorni in stufa ventilata. Le soluzioni ottenute dai filtri dopo dissoluzione in HNO_3-HF-$HClO_4$ (Merck Acido Suprapuro) usando un forno a microonde, sono state analizzate mediante Spettrometria di Assorbimento Atomico con l'effetto Zeeman (AAS) per determinare la concentrandone di Cd, Pb, Ni e Al. Per valutare accuratezza e riproducibilità dell'analisi del PS è stato usato lo standard MESS-1 della Commissione Europea, che presenta una matrice confrontabile a quella dei

campioni. Lo scostamento dei risultati dai valori certificati è compreso tra 0,93 e 1,05. Le analisi sono state eseguite in una camera bianca (Classe-100, in alcuni punti classe 10, norme U.S.)

Il controllo dei bianchi ha escluso ogni tipo di contaminazione mostrando livelli paragonabili al limite di detezione dello strumento.



(Valori riportati da Landman *et al.* 1998. 1) 22,4; 2) 193,4; 3) 28,9; 4) 3,3; 5) 3,2; 6) 3,4; 7) 2,9; 7) 2,9; 8) 2,3; 9) 3,4; 10) 43.2; 11) 15,1; 12) 4,9; 13) 4,7; 14) 34,3; 15) 212,5; 16) 119,6 mg l^{-1}.

Fig. 2 – Andamento e confronto della massa (mg l^{-1}) di particolato sospeso nella campagna di Marzo

Complessivamente 45 campioni di sedimento sono stati raccolti usando una benna, mentre due carote venivano prelevate usando un carotatore a gravita durante la campagna di Marzo nelle stazioni 8 e 12. La lunghezza delle carote era 58 e 70 cm rispettivamente, successivamente venivano sezionate ogni 2 cm di spessore. Tutti i campioni di sedimento sono stati asciugati a 45°C, tale temperatura è stata scelta per prevenire e minimizzare la perdita di elementi per volatilizzazione. Dopo frantumazione manuale dei campioni in un mortaio con corpo in agata, i sedimenti sono stati setacciati a 0,2 mm e quindi macinati e omogeneizzati utilizzando un mortaio automatico di agata (Cenci *et al.*, 1996). Le analisi degli elementi Al, Ni e Pb sono state effettuate su campioni solidi con Fluorescenza ai Raggi X (FRX), l'elemento Cd mediante

Spettrometria di Assorbimento Atomico con fornello in grafite, veniva inoltre valutata la concentrazione del Carbonio totale e organico mediante combustione in corrente di ossigeno. La concentrazione totale di Hg è stata determinata con Spettrometria di Assorbimento Atomicio (AMA 254) su campioni solidi. La deviazione standard relativa basata su 10 repliche dello standard CRM 280 era 0,5% per Al; 2.7% per Ni e 3,6 % per Pb.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Particolato sospeso

La prima osservazione riguarda la quantità di particolato sospeso nel fiume, essa diminuisce di quasi due ordini di grandezza nel mare aperto (Fig. 2). La quantità massima di particolato sospeso riscontrata nel fiume è stata di 302 mg l^{-1} in Ottobre, nel mese di Marzo si è ottenuto un valore pari a 225 mg l^{-1}.

La concentrazione di Cd, Ni e Pb nel PS è stata misurata in due campagne. I valori ottenuti per gli elementi in traccia sono stati correlati con la concentrazione di Al e le rette sono riportate nella figura 3.

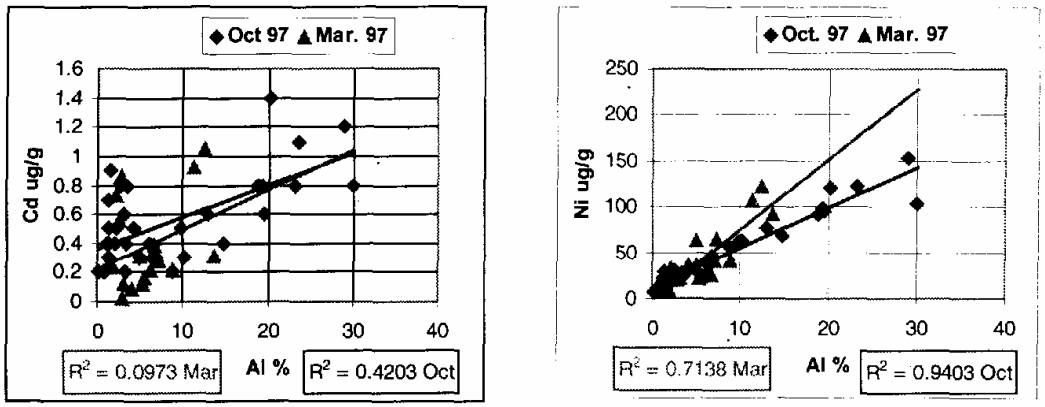


Fig. 3 - Correlazione della concentrazione di Cd e Ni nel particolato sospeso nei due periodi di campionamento versus Al

Gli elevati valori di R^2 confermano come le variazioni della concentrazione di Cd e Ni nel particolato sospeso siano prevalentemente controllate dall'abbondanza di minerali argillosi; tale fenomeno è maggiormente evidente nella stagione piovosa a seguito di un incremento della quantità di materiale crostale veicolato con le acque. I valori di R^2 per Cd, con un'attenzione particolare nella stagione secca, rappresentano una eccezione; si potrebbe ipotizzare un maggior contributo di origine antropica, la presenza di piattaforme per l'estrazione di greggio giustificherebbe i valori trovati. Un esempio viene presentato nella figura 4, dove i valori di concentrazione più elevati sono presenti nella Zona Costiera.

Le concentrazioni medie riferite a tutte le stazioni di campionamento per l'elemento Cd nel PS differiscono del 24% per i due periodi di osservazione. Una

percentuale maggiore all'elemento Cd è stata ottenuta per Ni e Pb, i valori più elevati si riscontrano durante la stagione umida. Contrariamente a quanto detto, se si esaminano i risultati delle singole stazioni, si osserva un incremento nella concentrazione degli elementi in traccia in mare aperto nel mese di Ottobre, probabilmente a causa di una più alta produzione algale, ipotesi che andrebbe supportata da ulteriori indagi al fine di ottenere dati sufficienti nelle differenti stagioni (Cenci *et al.*, 1998).

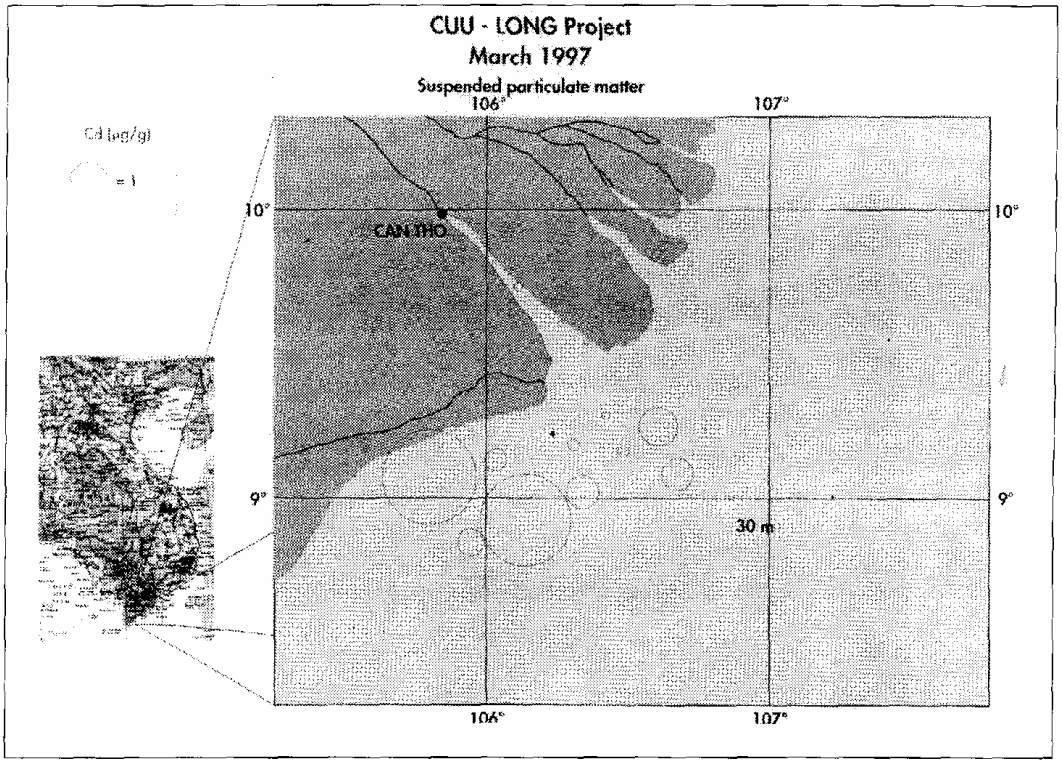


Fig. 4 - Distribuzione della concentrazione di Cd nel particolato sospeso nel mese di Marzo

I valori medi di particolalo (mg kg^{-1}) per i due campionamenti erano: Cd 0,61 (Marzo) e 0,8 (Ottobre); Ni 43,5 e 78,2; Pb 35,4 e 58,6; Al 6% e 8,2%. Queste concentrazioni sono in accordo con quelle di Martin e Windom (1991), Elbaz-Poulichet *et al.* (1996) e Kraepiel *et al.* (1997).

Le concentrazioni di Cd ottenute in questa ricerca risultano sovrapponibili con i valori di fiumi incontaminati quali i fiumi artici (Tab. 1), mentre Ni e Pb sono di poco superiori, ciò può essere imputabile alle attività agricole ed industriali.

Tab. 1 - Concentrazioni medie di Cd, Ni, Pb e Al nel particolato sospeso (mg kg^{-1}) del fiume Mekong e raffronto con alcuni dei maggiori corsi mondiali

River	Cd	Ni	Pb	Al
Mekong (Marzo)	0.61	43.5	35.4	60000
Mekong (Ottobre)	0.80	78.2	58.6	82000
Pearl (1)	2.10	59.7	95.1	
Lena (2)		31.0	23.0	74000
Yeniscy (3)	0.66	29.0	6.8	
Ob (3)	0.24	35.0	23.0	
Changjiang (4)	0.32	58.8	50.0	108000
Huanghe (5)	0.18	40.0	17.0	84000
Rhone (6)	1.10	51.3	43.0	69000
Garonne (7)	2.20	55.2	47.6	75100
Dordogne (8)	0.60	44.0	35.2	77300
Mackenzie (9)	0.81	22.0	24.0	78000
Mississipi (10)	1.40	50.5	39.0	88000
Seine (11)		21.0	110.0	18000
Nile (12)		267.0		98000
Orinoco (13)		34.0	23.0	11300
World aver. (14)	1.20	89.0	35.0	94000

(1) Martin & Trincherini (personal comunication).
(2) Martin *et al.* (1994).
(3) Dai & Martin (1995); Konovalov & Ivanova (1970).
(4) Huang & Zhang (1990).
(5) Huang *et al.* (1992).
(6) Elbaz-Poulichet *et al.* (1995).
(7) Kracpiel *et al* (1997); Martin *et al.* (1973); Martin *et al.* (1978).
(8) Kraepiel *et al* (1997).
(9) Martin & Meybeck (1979); Wageman *et al.* (1977).
(10) Presley *et al.* (1980); Trefry *et al.* (1986); Trefry & Presley (1976).
(11) Chiffoleau (1994).
(12) Abdel-Moati (1990); Ashry (1973).
(13) Eisma *et al.* (1978).
(14) Kraepiel *et al* (1997).

3.2. Sedimenti superficiali

Per quanto riguarda i valori ottenuti dall'analisi dei sedimenti raccolti con la draga, i risultati dei valori medi, sia per la stagione secca sia per la stagione umida, sono espressi in percento: C_{tot} 1 (Marzo); 1,34 (Ottobre); C_{org} 0,43; 0,55; Al 6,9; n.d. Le concentrazioni di Al, C totale e organico e degli elementi in traccia presi in considerazione (Cd, Ni, Pb e Hg) mostrano che la qualità della sedimentazione non è influenzata dalle stagioni e non varia in modo considerevole durante il periodo cui fanno riferimento le carote di sedimento. Le differenti condizioni climatiche non sembrano aver una significativa influenza sulla concentrazione degli elementi nei sedimenti. Fa eccezione l'elemento Pb nel periodo di Marzo, il cui valore medio è risultato pari a circa il 50% dei restanti valori ottenuti, valore che non trova una spiegazione attendibile. I risultati riportati in tabella 2 se raffrontati con le linee guida proposte da E.P.A (Anon,

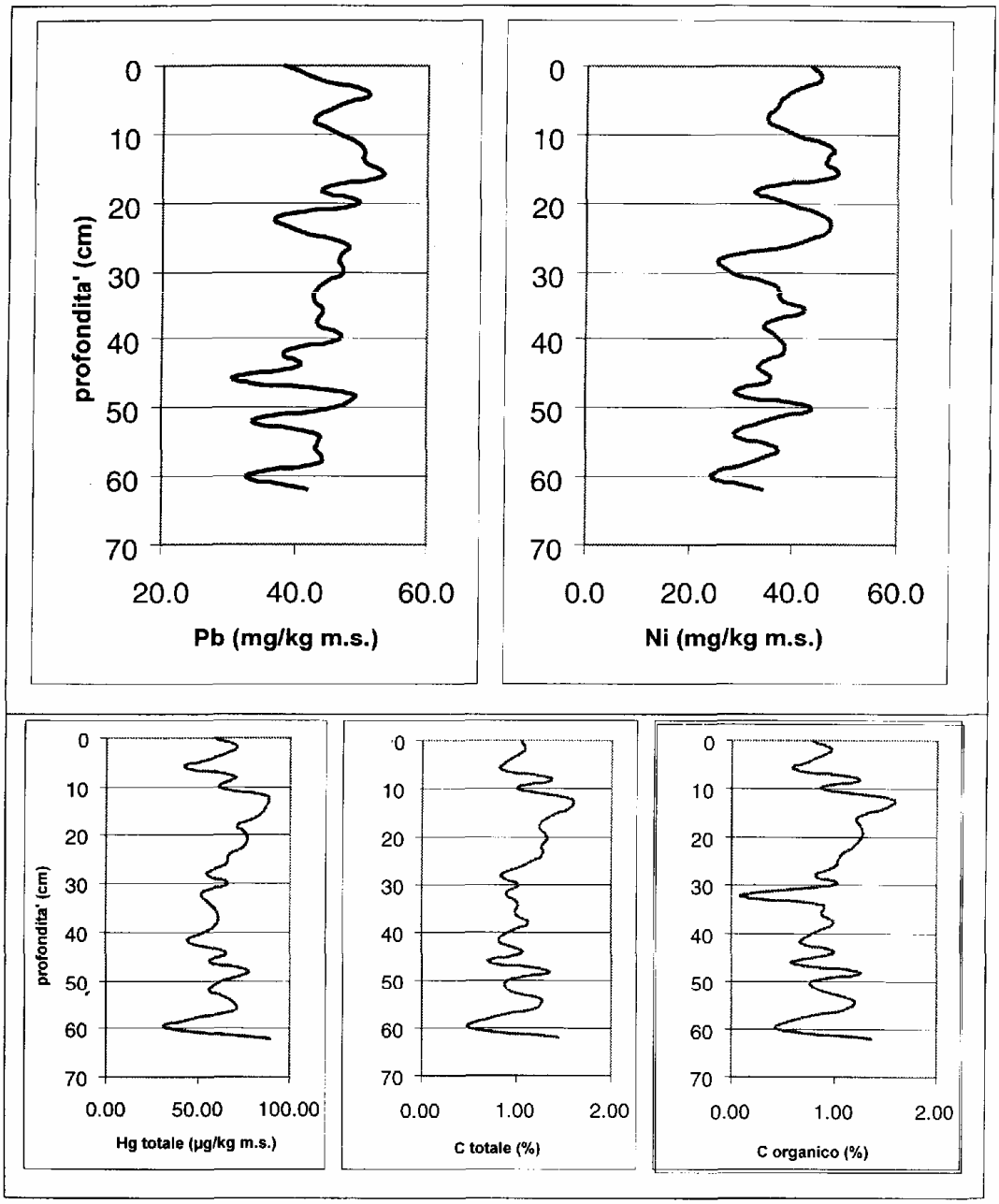


Fig. 5 - Andamento della concentrazione di Pb, Ni, Hg, C totale e C organico nella carota prelevata nella stazione 12

1977) e W.H.O. (Persaud *et al,* 1989) per sedimenti incontaminati, mostrano come le attività industriali abbiano poca influenza sull'intero bacino, in quanto i valori ottenuti sono inferiori ai valori guida. La distribuzione nel tempo della concentrazione di Hg, C_{tot} e C_{org} nella stazione 12 evidenzia un andamento qualitativamente sovrapponibile (Fig. 5); questo oltre a confermare l'affinità del Hg con la sostanza organica, illustra una costanza nel tempo degli apporti del metallo e della sostanza organica. Per tutti gli elementi gli strati di sedimento che presentano valori di concentrazione positivi rispetto al valore medio corrispondono ai periodi di spiccata piovosità caratterizzati da un più alto rateo di deposizione.

Tab. 2 - Valori medi di concentrazione nei sedimenti del fiume Mekong e della Zona Costiera

(%)	**Ctot**	**Corg**	**Al**
Marzo	1	0,43	6,9
Ottobre	1,3	0,55	n.d.

(mg kg^{-1})	**Pb**	**Ni**	**Cd**	**Hg**
Marzo	25,8	31	0,074	0,034
Ottobre	35,9	34,6	0,066.	0,028
Carota n. 8	37,6	25,1	0,021	0,022
Carota n. 12	43,8	37,5	0,042	0,064

4. CONCLUSIONI

Campioni rappresentativi del particolato sospeso e dei sedimenti superficiali sono stati raccolti nel fiume Mekong e nell'Area Costiera durante la stagione secca e umida. Le concentrazioni degli elementi nel particolato sospeso sono simili o inferiori alla concentrazione inedia riscontrata nei maggiori fiumi incontaminati quali i fiumi artici, quanto detto è giustificato solo da un ridotto carico di origine antropica. Una conferma viene fornita dai bassi valori di concentrazione degli elementi in tracce riscontrati nei sedimenti nell'intera area e nel profilo delle carote. La diluizione non condiziona né la quantità di materiale sospeso né la concentrazione degli elementi, questi sono in relazione lineare con l'alluminio convalidando e confermando la loro origine prevalentemente naturale. Il particolato sospeso raccolto in mare aperto mostra un aumento nella concentrazione degli elementi nel mese di Ottobre. Probabilmente l'aumento è dovuto alla maggiore quantità di biomassa planctonica; ma per la conferma di ciò sono necessarie ulteriori analisi e verifiche. Come conclusione generale si può comunque affermare che le acque veicolate dal fiume Mekong, per quanto riguarda gli elementi in traccia ricercati, non influenzano in modo negativo la qualità del Mare della Cina.

BIBLIOGRAFIA

Abdel-Moati A.R. 1990. Behaviour and flux of copper and lead in the Nile River estuary. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 30: 153-165.

Alekseev A.V., Shumilin E.N., Windom H.L., Smith R.L., Dudarev O.V. & Bostul A.I. 1989. Evaluation of the anthropogenic impact on trace element composition of sediments (south China Sea, Mekong River Delta). Fourth International Scientific symposium "Role of Ocean Sciences for sustainable development". 2-3 February. Okinawa, Japan.

Anon. 1997. Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged or Fill Material into Navigable Water. Interim Guidance for Implementation of Section 404(b) (1) of Public Law 92-500 (Federal Water Pollution Control Act Amendments of 1972). Misc. Paper D-76-17. U.S. Army Corps of Engineers, Water-ways Experiment Station, Vicksburg, MS:1-EZ.

Ashry M.M. 1973. Occurrence of Li, B, Cu and Zn in some Egyptian Nile sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta.* 37: 2449-2458.

Chiffoleau J.F., Cossa D., Auger D. & Truquet I. 1994. Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine estuary (France) in low discharge regime. *Marine Chemistry.* 47: 145-158.

Cenci R.M., Barbero S., Trincherini P., Pacchetti S. & Martin J.M. 1998. Trace Metal Behaviour in the Mekong Delta. Proceedings of the International Workshop on The Mekong Delta, 139,-149 pp.

Cenci R.M., Baudo R., Bianchi M. & Muntau H. 1996. Mercury deposition and redistribution patterns (southern lake Maggiore, Italy). *Environmental Technology.* 17:547-551.

Dai M. & Martin J.M. 1995. First data on trace metal level and behaviour in two major Artic river-estuarine systems (Ob and Yenisey) and in the adjacent Kara Sea, Russia. *Earth Planet. Sci. Lett.* 131: 127-141.

Eisma D., Van de Gaast S.J., Martin J.M. & Thomas A.J. 1978. Suspended matter and bottom deposits of the Orinoco Delta: Turbidity, mineralogy, and elementary composition. *Neth. J. Sea Res.* 12: 224-251.

Elbaz-Poulichet F., Garnier J.M., Guan D.M., Martin J.M. & Thomas A.J. 1995. The conservative behaviour of trace metals (As, Cd, Cu, Ni and Pb) in the surface plume of stratified estuaries: example of the Rhone River (France). *Estuarine Coastal Shelf Science,* in press.

Elbaz-Pouliquet F., Garnier J.M., Guan D.M., Martin J.M. & Thomas A.J. 1996. The Conservative Behavior of Trace Metals (Cd, Cu, Ni and Pb) and As in the Surface Plume of Stratified Estuaries: Example of Rhone River (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 289-310.

Huang W.W. & Zhang J. 1990. Effect of particle size on transition metal concentration in the Changjiang and the Huanghe, China. *The Science of the total Environment* 94: 187-207.

Huang W.W., Zhang J. & Zhu Z.H. 1992. Particulate element inventory of Huanghe (Yellow River): A large, high-turbidity river. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56: 3669-3680.

Konovalov G.S. & Ivanova A.A. 1970. River discharge of microelements from the territory of the URRS to the sea basins. *Oceanol.* 10: 4: 482-488.

Kraepiel A.M.L., Chiffoleau J.F., Martin J.M. & Morel F.M.M. 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironale estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61, No.7: 1421-1436.

Landman G., Hutflis V. & Ittekkot V. 1998. Distribution and behaviour of sospended matter and sediments in the Mekong river and adjacent sea. Proceedings of the International Workshop on The Mekong Delta: 100-115. 23-27 February, Chiand Rai, Thailand.

Martin J.M., Huang W.W. & Yoon Y.Y. 1994. Level and fate of trace metals in the lagoon of Venice (Italy). *Marine Chemistry,* 46, 371-386.

Martin J.M., Kulbicki G. & De Groot A.J. 1973. Terrigenous supply of radioactive and trace elements to the oceans. Proc. 1st. Symp. Hydrogeochem. Biogeochem., Tokyo, 1970. Clarke Co., Washington, D.C.: 463-483.

Martin J.M. & Meybeck M. 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry* 7: 173-206.

Martin J.M., Nijampurkar V. & Salvadori F. 1978. Uranium and thorium isotopes behaviour in estuarine systems. In: Biogeochemistry of Estuarine Sediments (Goldberg E.D. Ed.),. *Unesco* press: 111-126.

Martin J.M. & Trincherini P. (personal comunication).

Martin J.M. & Windom H.L. 1991. Present and future role of ocean margin in regulating marine biogeochemical cycle of trace elements. Proceding of Dahlem Conference Marginal Seas Processes in Global Changes (Mantoura R.F.C., Martin J.M. & Wollast R. eds): 45-67.

Persaud D., Jaagumagi R. & Hayton A. 1989. Development of Provincial Sediment Quality Guidelines. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Aquatic BiologySection, Toronto, Ontario, Canada, 19 pp.

Presley B.J., Trefry J.H. & Shokes R.F. 1980. Trace metal ouput to Mississipi Delta sediment. A historical view. *Water, Air and Soil pollut.* 13: 481-494.

Trefry J.H., Nelson T.A., Tracine R.P., Metz S. & Welter T. 1986. Trace metal fluxes through the Mississipi river delta System. In: Contaminants through the Coastal Zone (Kuilengberg Ed.),. *Rapp. Procès-Verbaux. Comm. Int. Exploit. Mer Médit* (CIESM), 186: 277-288.

Trefry J.H. & Presley B.J. 1976. Heavy metal transport from the Mississipi river to the Gulf of Messico. In: Marine Pollutants Transfer, Lexington Book (Windom H.L. &: Duce R.A Eds.), Lexington, Mass.: 39-76.

Wagemann R., Brunskill G.J.& Graham B.W. 1977. Composition and reactivity of same river sediments from the Mackenzie Valley, NWT, Canada. *Envir. Geol.,* 1: 349-358.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L., Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 181-187, ottobre 1999

COASTAL CURRENT VARIABILITY IN A HYDROTHERMAL VENTS AREA OFF MILOS ISLAND (AEGEAN SEA)

Stefano ALI ANI [1], Andrea BERGAMASCO[2]

[1] CNR-IOF, Pezzuole di Lerici SP - Italia
[2] CNR-ISDGM, Venezia - Italia

ABSTRACT

One year records of water currents were collected in a coastal area South of Milos Islands (Aegean Sea) characterized by hydrothermal venting. This work aims to explore the current pattern variability at Milos hydrothermal vent field.

The currents were directed mainly Southwestward with strong surface intensities decreasing to very low values dose to the bottom. Particles and chemicals coming out from Milos hydrothermal vents are influenced by a complex water circulation pattern with local and with depth-dependent variability with recirculation which is able to affect the residence time of particles in the vent area.

RIASSUNTO

Questo lavoro ha lo scopo di esplorare la variabilità delle correnti nei pressi di un'area con risorgenze idrotermali. Per questo scopo sono stati ormeggiati dei correntometri per acquisire serie temporali di misure di corrente per un anno in un'area costiera a Sud di Milos (Mar Egeo) ricca di questo tipo di emissioni.

La corrente è risultata diretta essenzialmente verso Sud Ovest con forti flussi superficiali e ridotta intensità sul fondo. Le sostanze emesse dalle risorgenze idrotermali risultano quindi soggette ad una circolazione complessa con una marcata variabilità che può indurre ricircoli locali ed aumentare il tempo di residenza delle particelle nell'area idrotermale

1. INTRODUCTION

The study of the exchange of water and associated matter between the Aegean sea and the Eastern Mediterranean is a major scientific goal. Many studies had been performed focusing on the formation of water masses in the Eastern Basin and their circulation; for updated information on Aegean water masses see Klein *et al.* (1999) and references therein. A crucial contribution of the Aegean waters to the global climate of the Mediterranean was recently reported (Malanotte-Rizzoli *et al.,* 1996; Roether *et al,* 1996). A complex hydrographic structure characterizes the general circulation: permanent and recurrent cyclonic, anticyclonic eddies and gyres, interconnected by jets and

currents, were the main features of the eastearn Mediterranean sea (Malanotte-Rizzoli *et al,* in press; POEM group, 1992). In particular the Cretan Sea, the largest and deepest basin of the South Aegean, presents unique 'physiographic and hydrodynamic characteristics. It plays a major role in the balance of the Levantine basin (Zodiatis, 1993). Relevant to this is the contribution from the northern Aegean, with flows of low salinity surface waters from the Black Sea (BSW) coming into the Sea of Crete through the passage between Andros and Euboea Islands, appearing in the NW Cretan Sea, or occasionally in the South, and then leaving the Aegean Sea through the straits of the Western Cretan Are. A second branch of this less saline water flows from the southern central Chios Basin through the passages between the islands of the Kiklades Plateau towards the Northern Cretan Sea (Zodiatis, 1993).

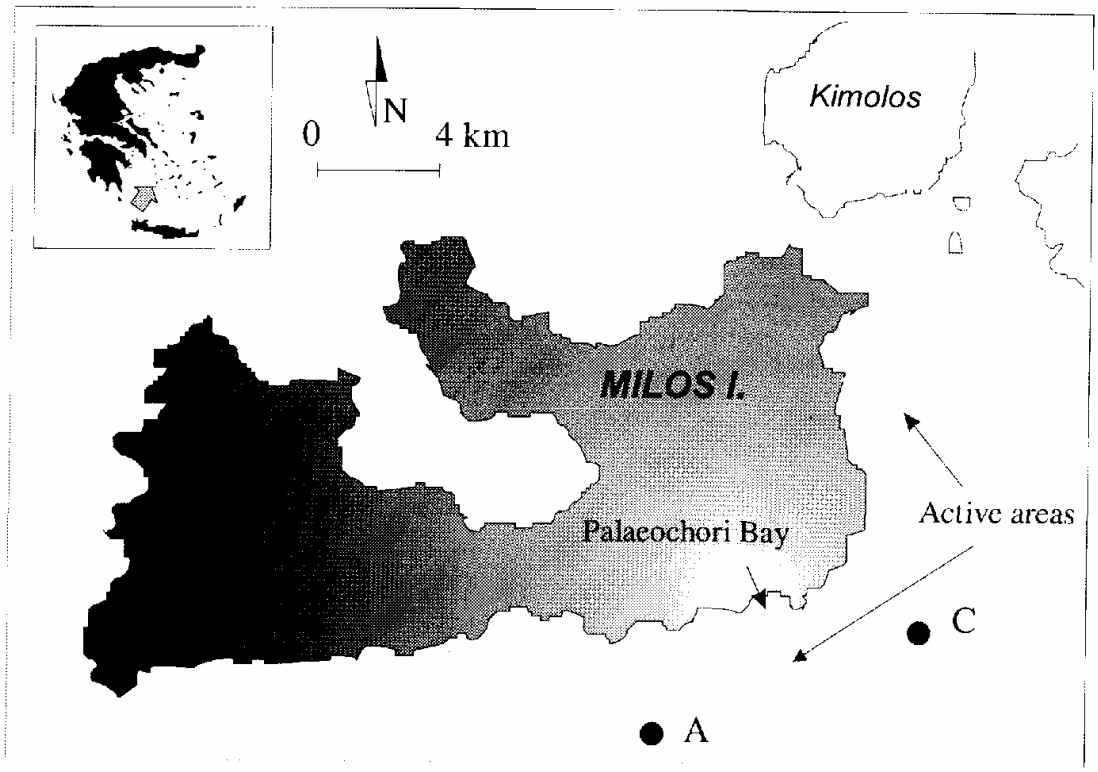


Fig. 1 - Map of Milos Island (Aegean Sea). A and C indicate mooring locations.

The South Aegean is interesting for the presence, along the so called Hellenic Volcanic Are, of areas with high volcanic activities with important submarine hydrothermal springs also at sea (Dando *et al.* 1994). Here, communities based on chemosynthetic prokaryotes can be found and many different chemicals spill from vents.to the surrounding marine area. The physical oceanography at shallow vents is definitely poorly studied. Some results on the contribution of tides in changing vent temperature had been reported (Aliani *et al.,* 1998) but despite its importance in advecting matter, the local patterns of water currents are unknown for the Aegean vents and inadequately studied worldwide for shallow vents. A lot of metals and gases, but also "bacteria" from chemosynthetic communities, are widely distributed by water currents from vent fields to the open sea (Miquel *et al.* 1998). Submarine gas venting has been reported from

many places along the Volcanic Are but systematic surveys have been performed only in few sites (Dando *et al.* 1994).

The venting in Milos Island is the most studied in the Aegean and the south eastern part of the island is the most hydrothermally active in the region.

This paper reports some results from one year long lime series of water currents measured from instruments moored dose to hydrothermal vents to the south east of Milos.

2. MATERIAL AND METHODS

In June 1996 two current meters moorings (A and C) were deployed to the South East of Milos Island from 16 June 1996 to 17 June 1997 (Fig.l). Sampling rate was 30 minutes and instruments were calibrated in the factory before deployment. Moorings were prepared and deployed in collaboration with IAEA-MEL (Monaco). The positions of the moorings were decided after echosoundings showing gas bubbles coming from the sea bottom. The large amount of gas bubbles coming from the sea bed is a typical feature of venting at Milos and often used to locate vent fields.

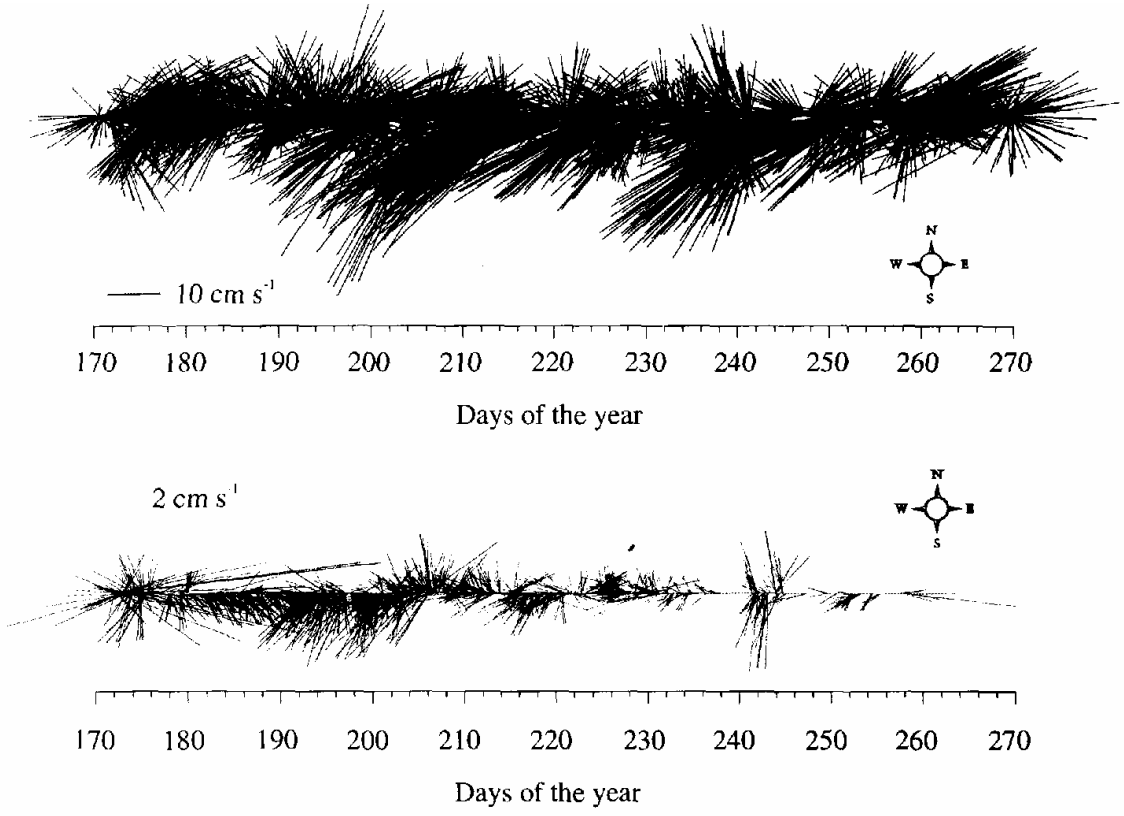


Fig. 2 - Stick diagrams of currents in mooring C at 10 m depth (above) and at 86 m depth (below).

Mooring A, deployed at 80 m depth, included a Sentinel WH300 ADCP from RD Instrument positioned dose to the bottom and looking upward. This instrument was set up to provide a complete water column profile with bins of 4 m each. Mooring C

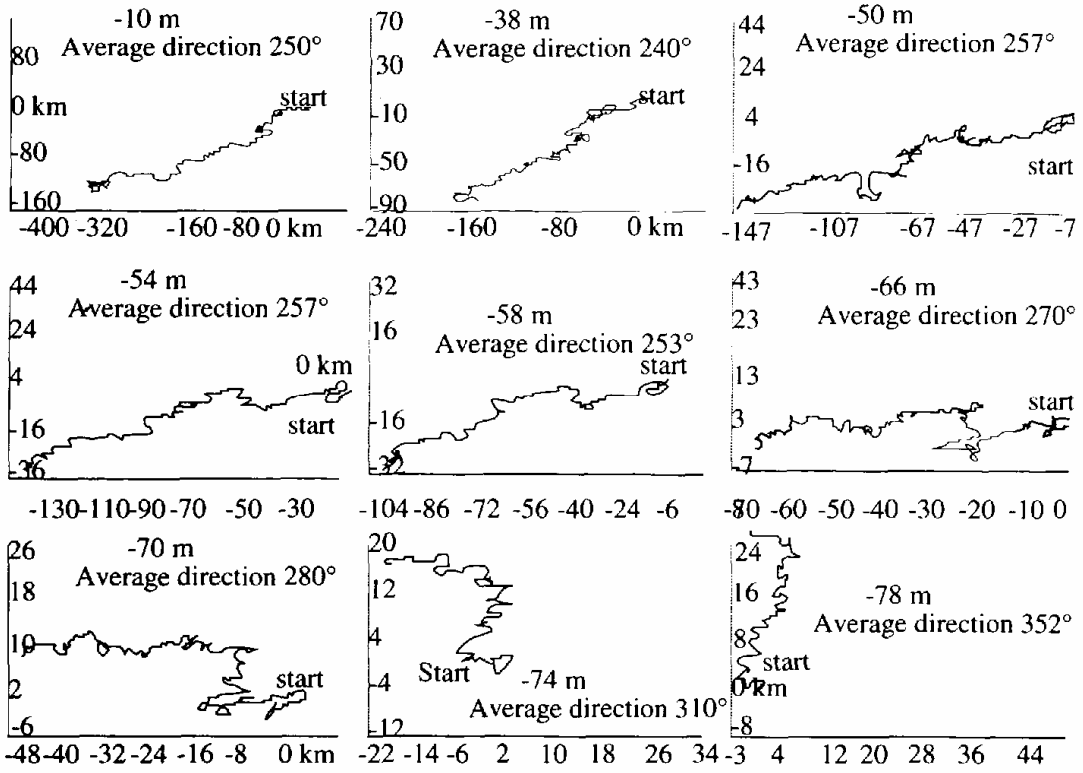
included a mechanical Aanderaa current meter positioned at 82 m depth (bottom was 90 m depth) and an electromagnetic InterOcean S4 current meter at 10 m depth

Mooring A provided one complete year of data of water current profiles, mooring C covered only the period from June to September 1996.

3. RESULTS

Mooring C. Fig. 2 shows the surface and bottom current changes during summer 96 at mooring C as a stick diagram of daily means. The general trend was southwestward with strong intensity and some variability existed. Some events toward the Northern sectors were also measured. Maximum speed was up to 50 cm/s in South-western direction while in Northern direction it was much lower (about 3 cm s^{-1}). During the first part of the summer season currents exhibited a great variability, resulting in low average currents. Monthly average intensities were respectively 9 (±7), 13.2 (±8) and 10.8 (±5) cm s^{-1} in July, August and September in surface layer and 1.3(±0.6), 0.9 (±0.9) and 0.3 (±1.6) cm s^{-1} in deep layer during the same periods.

Currents dose to the bottom were very low, sometimes below the threshold velocity of the Aanderaa mechanical current meter that is 0.2 cm s^{-1}. The average current was directed SW but SE currents were dominant in the first period and W currents were dominant in the end of summer. The central part of summer period was characterised by SW currents.



Mooring A. Fig 3 shows the variation of progressive vectors with depth during summer 1996. An average Southwestward current (max 50 cm s^{-1}) was found, although with some variability, from surface layers down to about 60 m deep. Deeper a clockwise vortex was seen: current rotated westward and was toward W at 70m, NW at 74 m and N at 78 m. This behaviour was recorded only during the summer.

The complete series of water current measurements at three depths from June 96 to June 1997 are reported in the stick diagrams of figure 4.

Fluctuations in current direction similar to those at mooring C were confirmed at the depth of 10 m but become less evident after 50 m depth. During winter in surface layer (-14 m) variability was very high producing a reduced average current. In deeper layers (50 - 78m) the current was often directed South-westward characterised by a reduced variability.

In surface water current variability is high and strong currents were recorded during summer 1996. In the remaining part of the year variability was lower but at the end of the measuring period (June 1997) a situation similar to that of the previous year was recorded. Bottom currents presented an opposite trend respect to the surface. When a high velocity was recorded in the surface layers, currents close to the bottom were weak, but increased when the surface waters had a reduced velocity.

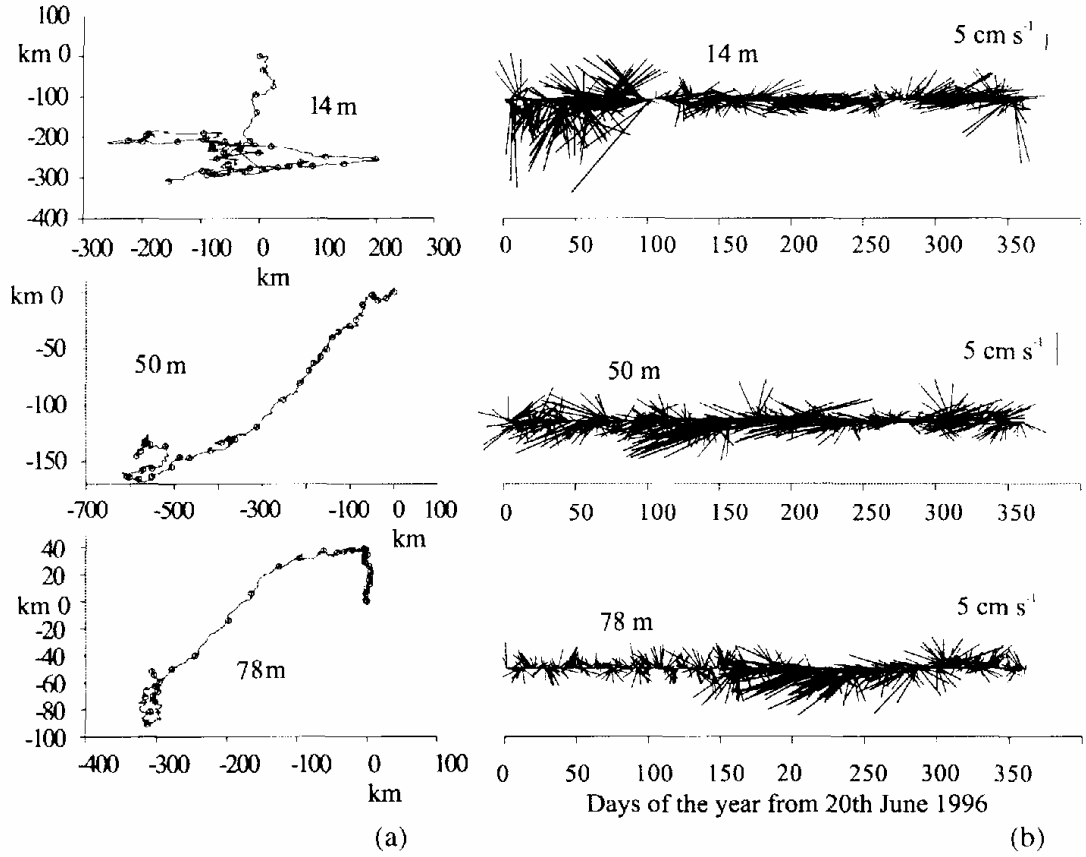


Fig. 4 - a) progressive diagram of velocity at different depths in mooring A (distances in km). b) current stick diagrams of current speed and direction at different depths from 16 June 1996 to 17 June 1997. Data were resampled every 12 hours but not filtered. Reduction of current speed with depth is evident.

4. CONCLUSIONS

The coastal current evolution along the south-western coast of Milos was analysed. During summer 1996 at mooring C, facing the channel between Milos and Kimolos, currents were strong on the surface, but dose to the bottom they decreased to values near the minimum resolution of the current meters.
Further to the west (mooring A) seasonal variability in current direction could be identified, although the lime series was too short to clearly demonstrate long term fluctuations. In this part of the continental shelf the topography is less complex and in summer, when the water column was stratified, bottom friction could create a vortex with currents in the deeper layers that have average direction from the open sea toward the coast. This recirculation increased the residence lime of water particles in the vent area and may explain the increasing planktonic productivity found by Miquel *et al.* (1998) in this area.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are indebted to F. Degl'Innocenti and Roberto Meloni (La Spezia, Italy) for field work and scientific supervision respectively. We also wish to thank P. Dando (Bangor, UK) for co-ordinating the project and the group of the University of Patras (Greece) for logistic support. We thank the captains and the crews of the ships Vasilios and Pantocratos, scientists and technicians from all the laboratories that directly or indirectly helped with the work. This work has been funded by the EC project "Hydrothermal fluxes and biological production in the Aegean" under contract MAS3 CT-950021.

REFERENCES

Aliani S., Amici A., Dando P.R. & Meloni R. 1998. Time series of water pressure and bottom temperature in a marine shallow water hydrothermal vent of Milos Island (Aegean Volcanic Are): preliminary result ,*Rapp. Comm. int. Mér Mèdit.* 35 (1): 46-47.

Dando P.R., Hughes J.A., Leahy Y., Niven S.J., Taylor L.J. & Smith C. 1994. Gas venting from submarine hydrothermal areas around the island of Milos, Hellenic Volcanic Are. *Cont. Shelf Res.,* 15 (8): 913-929.

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

Malanotte-Rizzoli M., Manca B., Bergamasco A., Boudillon G. & Theocaris A. (in press) General features of the Ionian sea circulation. *Progress in Oceanography.*

Malanotte-Rizzoli P., Robinson A.R., Roether W., Manca B., Bergamasco A., Brenner S., Civitarese G., Georgopulos D., Haley P.J., Kioroglou S., Kontoyannis H., Kress N., Latif M.A., Leslie W.G., Ozsoy E., Ribera d'Alcalà M., Salihoglu I., Sansone E. & Theocharis A. 1996. Experiment in the eastern Mediterranean Probes the origin of deep water masses. *EOS,* 77, 22: 305-306.

Miquel J.C., Fowler S.W., La Rosa J., Aliani S. & Meloni R. 1998. Particulate and organic fluxes in a coastal hydrothermal vent area off Milos Island, Aegean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 35,2: 276-277.

POEM group. 1992. The general circulation of the Eastern Mediterranean. *Earth Science Rev.,* 32: 285.

Roether W., Manca B., Klein B., Bregant D., Georgopulos D., Kovacecic V. & Lucchetta A. 1996. Recent changes in Eastern Mediterranean deep water. *Science: 227*: 333.

Zodiatis G. 1993. Circulation of Cretan Sea water masses (Eastern Mediterranean). *Oceanologia acta,* 16, 2:107-114.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L., Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 189-201, ottobre 1999

EVOLUZIONE PLURIENNALE DELL'IDROCHIMICA DI DUE LAGHI ALPINI (LAGHI PAIONE, VAL D'OSSOLA) IN RELAZIONE AGLI APPORTI ATMOSFERICI

Rosario MOSELLO, Angela BOGGERO, Aldo MARCHETTO,
Gabriele A. TARTARI, Michela ROGORA

C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, 28922 Verbania Pallanza

ABSTRACT

Pluriannual evolution of the hydrochemistry of two alpine lakes (Lakes Paione, Ossola Valley) in relation to atmospheric loads

This paper discusses the chemical characteristics of lakes Paione Inferiore and Paione Superiore, situated in the Bognanco Valley (Ossola Valley, Central Alps) at altitudes of 2002 and 2269 m a.s.l., and those of-atmospheric deposition collected at Domodossola, located at the mouth of the Bognanco Valley. The sensitivity of these lakes to acidification has led them to be used in several studies, and at present they are being considered in the context of the EU programme "MOuntain LAke Research" (MOLAR), along with 32 other lakes in 12 European Countries. Continuity in their study means that the evolution of the water chemistry can be evaluated for the period 1984-1997, while data on deposition chemistry are available for the period 1986-1997. The examination of long-term variations shows that alkalinity and pH in lake water have increased appreciably from 1984 to 1997. At the same lime there has been a slight decrease in sulphate and nitrate concentrations. These variations must be seen in relation to the decrease of acidity and sulphate concentrations in atmospheric depositions which has affected the whole Ossola area.

RIASSUNTO

Il lavoro considera le caratteristiche chimiche dei laghi Paione Inferiore (LPI) e Superiore (LPS), collocati in Val Bognanco (Val d'Ossola, Alpi Centrali), a quote di 2002 e 2269 m s.l.m., e delle deposizioni atmosferiche raccolte a Domodossola, situata allo sbocco della stessa valle. Per la loro sensibilità all'acidificazione, questi laghi sono stati considerati in numerosi studi, ed attualmente sono inseriti nel programma dell'EU "MOuntain LAke Research" (MOLAR), unitamente ad altri 32 laghi collocati in 12 Paesi europei. La continuità degli studi consente di valutare l'evoluzione delle caratteristiche chimiche delle acque per il periodo 1984-1997. Anche per la chimica delle deposizioni sono disponibili dati per un periodo pluriennale (1986-1997). L'esame

delle variazioni a lungo termine delle concentrazioni ha evidenziato per le acque dei laghi un sensibile aumento dei valori di alcalinità e di pH nel periodo 1984-1997. Contemporaneamente si è assistito ad una leggera diminuzione delle concentrazioni di solfati e di nitrati. Tali variazioni sono da mettere in relazione con la diminuzione dell'acidità e delle concentrazioni di solfati nelle deposizioni atmosferiche, che ha interessato l'intera area della Val d'Ossola.

1. INTRODUZIONE

Studi eseguiti nella seconda metà degli anni settanta hanno evidenziato un notevole livello di acidità nelle deposizioni atmosferiche che interessano l'area del Lago Maggiore, incluso il Canton Ticino, in Svizzera (Mosello *et al.,* 1993a; Mosello & Marchetto, 1995). Questi risultati hanno dato l'avvio ad una serie di ricerche volte ad evidenziare l'estensione geografica del fenomeno e gli effetti sulle acque superficiali. Questi ultimi sono risultati rilevanti solo nel caso di una ridotta percentuale di laghi alpini, grazie alle favorevoli caratteristiche geo-litologiche dei bacini imbriferi, che permettono una neutralizzazione pressoché completa dell'acidità atmosferica (Buggero *et al.,* 1993; Marchette *et al.,* 1995). Come conseguenza gli studi si sono concentrati sui laghi di alta quota, caratterizzati da bacini imbriferi di ridotte dimensioni e talvolta costituiti da rocce quali gneiss e graniti, poco adatte a tamponare l'acidità atmosferica. Dopo indagini di carattere estensivo,- sono stati scelti due ambienti lacustri che presentavano particolare sensibilità all'acidificazione e per i quali esistevano già circa 20 anni di dati pregressi, allo scopo di approfondire le conoscenze sui processi che interessano la chimica delle acque meteoriche una volta raggiunto il suolo e di seguire l'evoluzione nel tempo di questi fenomeni (Mosello *et al,* 1992; Marchette *et al.,* 1995).

Gli ambienti scelti sono stati i Laghi Paione Inferiore (LPI) e Superiore (LPS), collocati in Val Bognanco (Val d'Ossola, Alpi Centrali), già oggetto di dettagliate indagini negli anni '40 e '50 (Tonolli 1947 e 1949). Gli studi recenti su questi laghi sono stati svolti nel contesto di programmi promossi dall'Unione Europea, che hanno privilegiato gli ambienti d'alta quota in quanto ritenuti ottimi indicatori degli effetti dell'inquinamento atmosferico su scala regionale e della variabilità climatica. Essi infatti non risentono di altre forme di disturbo di origine antropica, come sorgenti puntuali di inquinamento o variazioni nell'utilizzo del suolo del loro bacino imbrifero (Wathne *et al.,* 1995). Le ricerche europee, tese a studiare e comprendere i meccanismi di regolazione della loro ecologia, sono: "*'Quantification of the susceptihilty of Alpine lakes to acidification"* (1988-1991), *"AL:PE, Acidification of mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology"* (1991-1994) e *"MOLAR: MOuntain LAkes Research"* (Wathne *et al.,* 1995 e 1997; Wathne & Hansen, 1997; Patrick *et al.,* 1998). Quest'ultimo progetto, tuttora in corso, interessa 34 laghi distribuiti in tutta Europa e coinvolge 22 laboratori in 12 diversi Paesi europei.

Il progetto MOLAR si propone di: (1) valutare la risposta dei laghi d'alta montagna ai fenomeni di acidificazione, (2) misurare e comprendere in un modello

matematico i flussi dei principali elementi e degli inquinanti ed i loro effetti sui pesci e (3) valutare la dinamica degli ecosistemi lacustri artici e di montagna nei confronti della variabilità climatica. I diversi obiettivi richiedono lo studio di numerosi aspetti dell'ecologia lacustre, dalla chimica delle acque superficiali e delle deposizioni atmosferiche alla composizione delle comunità pelagiche (batteri, fitoplancton, nanoflagellati eterotrofi, ciliati, zooplancton e pesci) e bentoniche (macroinvertebrati e diatomee), a misure di produzione primaria e di *grazing*.

Nel contesto di queste indagini, il presente lavoro considera i risultati delle analisi chimiche raccolti a partire dal 1984 sui Laghi Palone, in particolare le variazioni stagionali, in relazione al disgelo, all'intensità delle precipitazioni e all'attività algale, e le tendenze temporali di lungo periodo, confrontate con quelle della composizione delle deposizioni atmosferiche. Una descrizione dei Laghi Palone ed un quadro complessivo degli studi recenti sono riportati da Mosello *et al.* (1993b).

2. AREA DI STUDIO

I Laghi Palone Inferiore e Superiore sono situati entrambi in Val Bognanco, una valle tributaria della Vai d'Ossola, che si estende nella parte più settentrionale del Piemonte, nelle Alpi Pennine e Lepontine (Fig. 1).

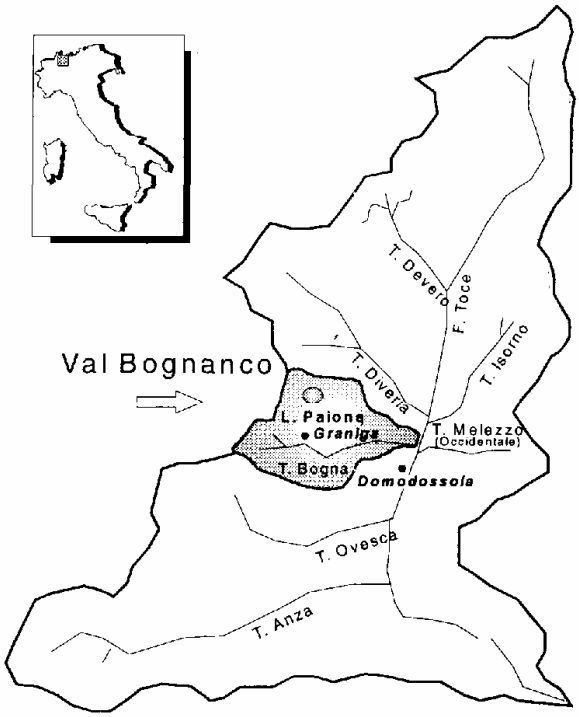


Fig. 1 - Localizzazione dei Laghi Paione e delle stazioni di prelievo delle deposizioni atmosferiche in Val d'Ossola.

La Val Bognanco è una valle interna, con una superficie complessiva di circa 91,8 km^2, orientata da ovest verso est, con una marcata asimmetria, ed è attraversata per circa 15 km dal Torrente Bogna. I Laghi Paione, situati alle quote rispettivamente di 2002 e 2269 m s.l.m., sono laghi di circo e fanno parte di un sistema formato da tre bacini, disposti a gradinata; sono situati in un ampio vallone, non interessato da alcuna forma di antropizzazione o di sfruttamento dei territorio, il cui asse morfologico è diretto a sud ed è approssimativamente perpendicolare a quello della valle di appartenenza. Dal punto di vista geolitologico, la maggior parte della superficie del bacino imbrifero è ricoperta da graniti gneissici, mentre la copertura vegetale è costituita principalmente da prateria alpina, limitata a piccole aree. La tabella 1 mostra le principali caratteristiche geografiche ed idrologiche dei due bacini lacustri.

La stazione pluviometrica di Graniga, situata in Val Bognanco a quota 1113 m s.l.m., dista circa 5 km dai laghi Paione, mentre Domodossola si trova allo sbocco della stessa valle, a 270 m s.l.m. (Fig. 1).

Tab. 1 - Principali caratteristiche geografiche ed idrologiche dei Laghi Paione.

		L. Paione Inferiore	**L. Paione Superiore**
Altitudine	m s.l.m.	2002	2269
Latitudine	Nord	46° 10' 14"	46° 11' 39"
Longitudine	Est	08° 11' 26"	08° 11' 26"
Area del lago (a)	km^2	0,0068	0,0086
Area del bacino imbrifero (lago incluso) (b)	km^2	1,26	0,50
Rapporto b/a		184,63	57,71
Profondità massima	m	13,5	11,7
Profondità media	m	7,36	5,12
Volume del lago	10^6 m^3	0,05	0,04
Tempo di ritenzione	giorni	23	33

3. CAMPIONAMENTI E METODI

I Laghi Paione sono stati campionati in prossimità del punto di massima profondità, con prelievi in tarda estate e, dal 1984 al 1988, al disgelo, mentre dal 1991 il campionamento è stato più frequente e ha considerato anche la stagione invernale. I prelievi sono stati effettuati alle profondità di O, 2,5, 5 e 8 m nel LPS e O, 2,5, 5, 10, e 13 m nel LPI. Le variabili analizzate ed i metodi utilizzati sono stati: pH e conducibilità elettrica; alcalinità per titolazione acidimetrica a due punti finali; anioni principali (solfati, nitrati, cloruri) per cromatografia ionica; cationi principali (calcio, magnesio, sodio e potassio) per assorbimento atomico e dal 1991 per cromatografia ionica; ammonio, silice reattiva e fosforo reattivo e totale per spettrofotometria, con i metodi al blu di indofenolo e al molibdato d'ammonio con acido ascorbico. In assenza di una marcata stratificazione termica, dai campioni prelevati alle diverse profondità è stato

calcolato per ciascun lago un valore medio ponderato sui volumi d'acqua rappresentati da ciascun campione.

Le deposizioni atmosferiche sono state prelevate settimanalmente nelle stazioni di Graniga e Domodossola, con l'utilizzo di un campionatore *wet-only.* 11 campionamento a Graniga ha avuto inizio nel gennaio 1994. Le concentrazioni misurate sono confrontate in questo lavoro con quelle rilevate nella stazione di Domodossola, disponibili a partire dal 1986.

Le metodiche di analisi utilizzate nel periodo 1984-1997, durante il quale è stato considerato l'andamento a lungo termine della chimica dei laghi e delle deposizioni atmosferiche, sono state accuratamente valutate per assicurare la perfetta confrontabilità dei dati, nonostante le variazioni intervenute nelle tecniche di analisi (Tartari & Mosello, 1997). Sulla base di questi confronti si è deciso di non utilizzare i dati raccolti sui laghi antecedentemente al 1984, quando si è iniziato a fare uso della cromatografia ionica per l'analisi degli anioni (Tartari & Mosello, 1997).

4. RISULTATI

Le caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche nelle stazioni di Graniga e Domodossola sono presentate in tabella 2, unitamente ai valori dei volumi di precipitazione. Considerando le medie del periodo 1994-1997, per il quale sono disponibili i dati di entrambe le stazioni, si osserva che il volume di precipitazione è leggermente più elevato nella stazione di Graniga, mentre le differenze nelle concentrazioni sono mollo modeste. Complessivamente le precipitazioni sono caratterizzate da un basso livello di acidità (pH 4,67-4,70), con la prevalenza di ammonio, ione idrogeno e calcio fra i cationi, mentre fra gli anioni prevalgono solfati e nitrati. Decisamente inferiori risultano le concentrazioni di sodio, magnesio e cloruri, giustificate dalla considerevole distanza di queste stazioni dal mare. Infine le concentrazioni dei bicarbonati, espresse dai valori di alcalinità totale (T.A.) risultano basse o del tutto trascurabili, su base annuale. Gli episodi caratterizzati dalla presenza di alcalinità sono modesti in numero, ma spesso caratterizzati da volumi considerevoli di precipitazione, trattandosi generalmente di eventi temporaleschi determinati da masse d'aria transitate sul Nord Africa, dove raccolgono pulviscolo atmosferico di natura calcarea.

Anche considerando le concentrazioni degli episodi settimanali, almeno limitatamente agli ioni più importanti, si osserva che i valori misurati a Graniga e Domodossola sono molto simili (Fig. 2). D'altra parte un esame più esteso delle caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche sul bacino imbrifero del Lago Maggiore mostra variazioni regolari, con un gradiente di valori in diminuzione da sud a nord (Della Lucia *et al.,* 1996; Marchette *et al.,* 1998). L'entità di questo gradiente, sensibile sulla distanza di circa 90 km relativa all'intera ampiezza del bacino imbrifero, giustifica le modeste differenze esistenti fra la chimica di Graniga e Domodossola, che distano fra loro circa 8 km e l'uso di questi dati per il bacino dei Laghi Palone che, come precedentemente indicato, dista circa 5 km da Graniga.

Tab. 2 - Volumi di precipitazione e medie annuali dei principali soluti nelle deposizioni atmosferiche di Graniga e Domodossola. Medie pesate sui campioni raccolti settimanalmente. Concentrazioni ioniche espresse in $\mu eq\ l^{-1}$.

Nome stazione	Anno	Volumi mm	pH	Cond. 20 °C $\mu S\ cm^{-1}$	H^+	NH_4^+	Ca^{++}	Mg^+	Na^+	K^+	Alc.	Cl^-	$SO_4^=$	NO_3^-
Graniga														
	1994	1717	4,8	17,5	17	29	31	5	5	2	13	6	44	30
	1995	1562	4,7	15,4	21	29	17	3	4	2	0	5	37	29
	1996	1853	4,7	13,9	20	26	9	2	4	1	1	4	28	25
	1997	1610	4,7	15,3	21	34	11	2	5	2	0	6	32	29
Media 1994-97		1686	4,7	15,5	20	30	17	3	5	2	4	5	35	28
Domodossola														
	1994	1709	4,7	16,1	20	25	26	4	5	2	9	5	37	26
	1995	1323	4,7	15,1	22	30	15	3	4	2	0	5	36	27
	1996	1459	4,6	15,1	23	23	10	2	4	1	0	4	29	25
	1997	1168	4,7	14,2	19	29	10	2	6	1	0	5	29	27
Media 1994-97		1415	4,7	15,2	21	26	16	3	5	1	3	5	33	26

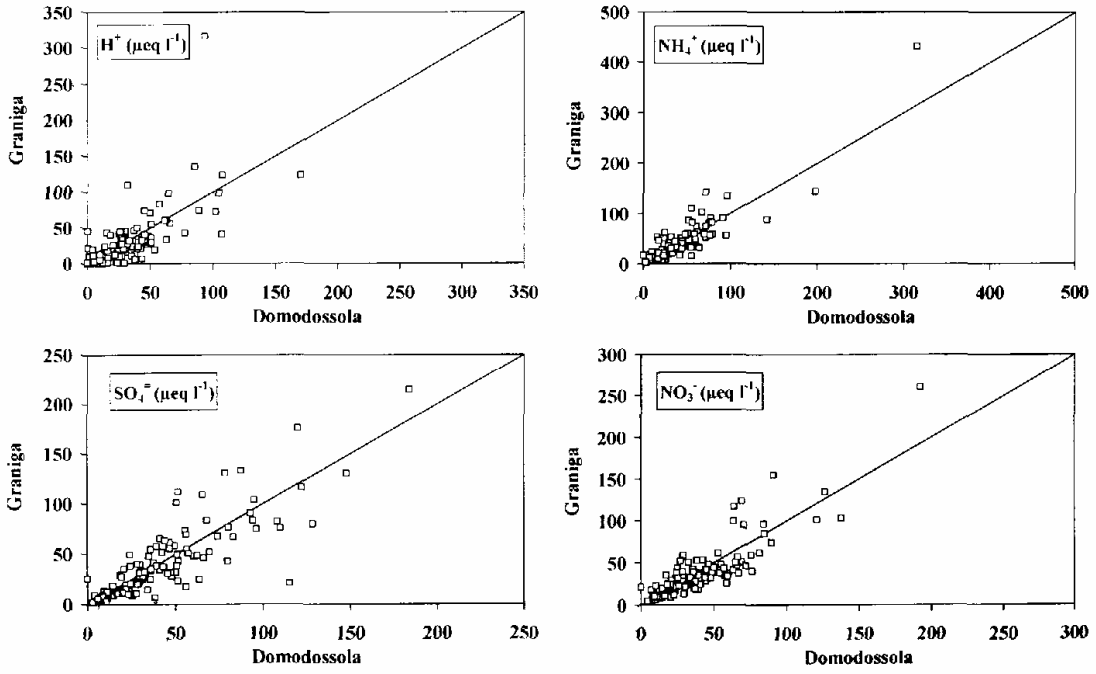


Fig. 2 - Confronto fra le concentrazioni delle deposizioni settimanali di Graniga e Domodossola.

L'idrochimica dei laghi LPS e LPI è caratterizzata da concentrazioni ioniche molto modeste, come evidenziato dai valori medi di conducibilità dell'anno 1997, pari a 9,4 e 12,3 µS cm^{-1} a 20 °C, alle quali corrispondono concentrazioni totali di soluti di 148 e 217 µeq l^{-1} rispettivamente. La differenza principale fra i due laghi, che si è mantenuta per l'intero periodo 1984-1997, consiste nel valore di alcalinità, che per anni ha oscillato intorno a zero nel LPS, che ha un bacino imbrifero composto esclusivamente da gneiss, mentre è sempre positiva nel LPI, il cui bacino contiene piccole quantità di micascisti, più solubili. Di conseguenza anche il pH del LPS è inferiore a quello del LPS, risultando il primo compreso fra 5,5 e 5,9, il secondo fra 6,3 e 6,6 (medie annuali). Le concentrazioni ioniche mostrano la prevalenza di calcio, sodio e magnesio fra i cationi, mentre fra gli anioni predominano solfati e nitrati; i valori di alcalinità sono relativamente importanti solo nel caso del LPI (26-36 µeq l^{-1}).

Un confronto fra le concentrazioni lacustri e quelle delle deposizioni atmosferiche è riportato nella figura 3. Come effetto dei fenomeni che si verificano nel bacino imbrifero, si osserva la scomparsa pressoché completa dell'ammonio, catione presente nelle precipitazioni in concentrazioni elevate, mentre permangono nelle acque lacustri concentrazioni sensibili di nitrati, che non possono essere completamente assimilati dalla scarsa vegetazione presente nel bacino imbrifero, e di solfati, che costituiscono gli anioni più importanti anche per le deposizioni. Il dilavamento delle rocce presenti nel bacino determina la completa neutralizzazione dell'acidità atmosferica; tuttavia solo nel caso del LPI le acque raggiungono una significativa riserva alcalina. Come effetto del dilavamento delle rocce si ha anche un aumento di calcio, sodio e magnesio nelle acque lacustri, rispetto ai valori delle deposizioni atmosferiche.

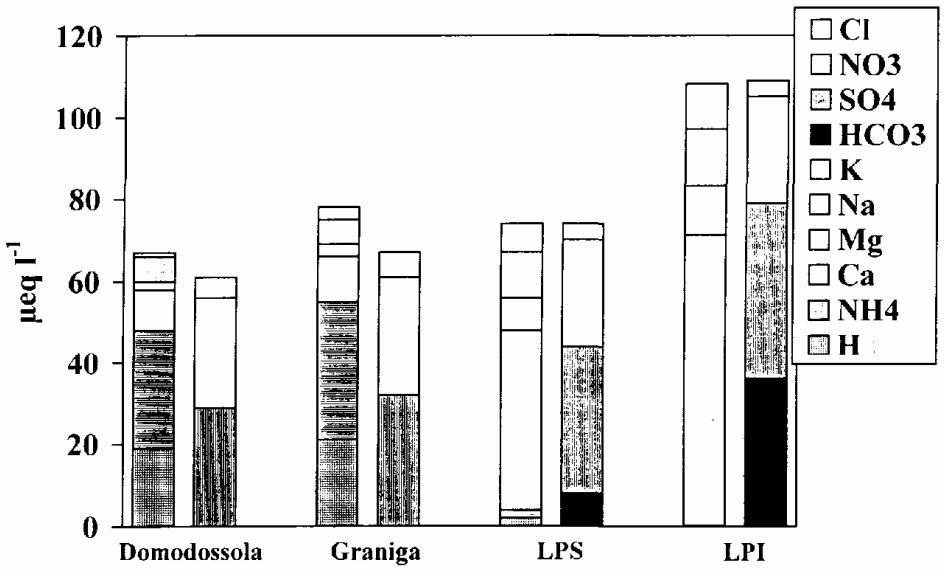


Fig. 3 - Concentrazioni medie nelle acque dei laghi LPS e LPI e nelle deposizioni atmosferiche di Graniga e Domodossola (medie annue del 1997).

Le variazioni stagionali delle concentrazioni ioniche nelle acque lacustri evidenziano minimi nel periodo al termine del disgelo, per effetto della diluizione apportata dalle ultime acque di scioglimento delle nevi, che solitamente presentano concentrazioni basse di inquinanti (Henriksen *et al.,* 1990). Queste variazioni sono particolarmcnte evidenti sui valori di alcalinità e pH, contribuendo a creare l'andamento segmentato mostrato dalla serie pluriennale (Fig. 4). Nei prelievi al disgelo si riscontrano frequentemente massime concentrazioni di azoto inorganico, la cui origine è legata prevalentemente agli apporti atmosferici. Nel periodo estivo ed autunnale i fenomeni di dissoluzione di ioni dai suoli e dalle rocce del bacino imbrifero determinano un aumento delle concentrazioni ioniche, principalmente nei valori di alcalinità e calcio, ma anche di solfati, magnesio, sodio e potassio. L'azoto nitrico, dopo i massimi al disgelo, non presenta variazioni stagionali sensibili nel periodo estivo in quanto l'utilizzo da parte del fitoplancton per i fenomeni di produzione primaria è molto ridotto. Un ulteriore aspetto interessante relativo all'azoto inorganico riguarda il fatto che le concentrazioni e le variazioni sono pressoché coincidenti nei due laghi, differentemente da tutti gli altri ioni principali; anche questo è dovuto all'origine meteorica dei nitrati, diversamente dagli altri ioni per i quali è importante il contributo derivante dal dilavamento delle rocce del bacino imbrifero.

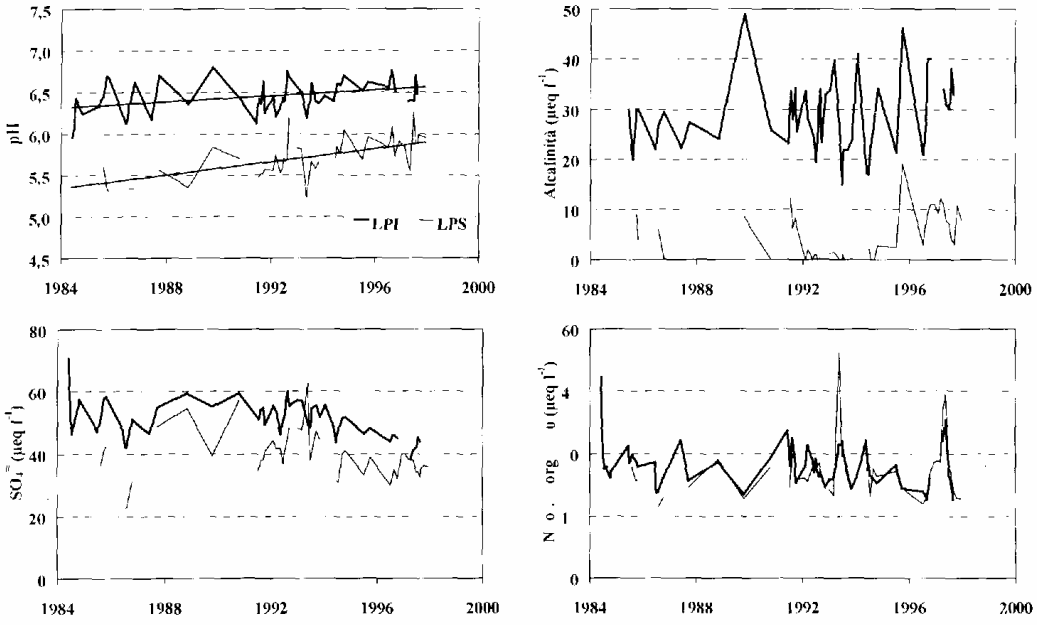


Fig. 4 - Variazioni a lungo termine di alcune variabili chimiche nei laghi LPI (linea spessa) e LPS (linea sottile).

Le variazioni a lungo termine delle caratteristiche chimiche delle acque lacustri sono evidenziate nella figura 4, che mostra un sensibile incremento nei valori di pH di entrambi i laghi. L'aumento è particolarmente evidente nel caso del LPS, che presentava prima del 1992 valori compresi tra 5,3 e 5,8, mentre i valori negli ultimi tre anni di campionamento sono risultati prossimi o leggermente superiori a 6,0. Nel caso del LPI i valori sono sempre risultati superiori a 6,0 e negli ultimi anni si collocano intorno a 6,5. L'aumento dei valori di pH trova riscontro in un analogo incremento dei valori di alcalinità, più accentuato nel caso del LPS; i valori risultavano infatti prossimi a zero nel periodo 1984-94, mentre dal 1995 sono sempre stati positivi, con medie annuali comprese tra 11 e 8 $\mu eq\ l^{-1}$ rispettivamente per il 1995 e il 1997. Anche nel caso del LPI si osserva un incremento di alcalinità; i valori medi annuali, compresi tra 25-27 $\mu eq\ l^{-1}$ nel periodo 1991-94, sono infatti saliti a 32-36 $\mu eq\ l^{-1}$ nel 1995-97. Le variazioni di solfati e nitrati non risultano altrettanto ben definite e non presentano un trend chiaramente rilevabile.

Tuttavia anche nel caso dei solfati le concentrazioni negli ultimi tre anni sembrano leggermente in declino rispetto al periodo 1988-1992; i rispettivi valori per il LPI sono 52-54 e 43-47 $\mu eq\ l^{-1}$ rispettivamente per gli anni 1991-93 e 1995-97; per il LPS gli analoghi valori sono 38-46 e 34-36 $\mu eq\ l^{-1}$. Un trend appare invece del tutto assente nel caso dell'azoto inorganico.

5. DISCUSSIONE

Le variazioni a lungo termine rilevate nella chimica delle acque dei Laghi Palone riguardano ioni che sono sensibilmente influenzati dagli apporti atmosferici e dai fenomeni di dilavamento delle rocce dei bacini imbriferi. Pertanto si sono esaminate le variazioni a lungo termine riscontrate nelle deposizioni atmosferiche della stazione di Domodossola, che sono risultate poco differenti da quelle della stazione di Graniga, collocata nelle immediate vicinanze dei laghi. I trend delle quattro componenti più importanti sono presentati nella figura 5, dove alle concentrazioni medie mensili sono sovrapposte le medie mobili di ordine 12, al fine di eliminare la variabilità stagionale. I grafici mostrano una sensibile diminuzione per lo ione idrogeno che passa da concentrazioni di 50-60 $\mu eq\ l^{-1}$ negli anni 1986-88 a circa 30 $\mu eq\ l^{-1}$ nel periodo 1995-97. Il corrispondente aumento di pH è da 4,43 a 4,66. Analoga diminuzione è presente nel caso dei solfati, le cui concentrazioni si dimezzano nel periodo considerato. Non altrettanto marcata è la diminuzione dell'azoto, sia nella forma ammoniacale che nella forma nitrica; i valori degli ultimi tre anni sono inferiori a quelli dei primi tre del 18 e 23% rispettivamente per nitrati e ammonio.

Per la valutazione dell'impatto sulle acque lacustri è forse più significativo considerare i flussi di ioni dall'atmosfera, piuttosto che le singole concentrazioni. I carichi dei principali ioni (Tab. 3) confermano un dimezzamento dei flussi per lo ione idrogeno ed i solfati; la diminuzione dei flussi è inferiore nel caso dei composti dell'azoto, che tuttavia si riducono di circa un terzo.

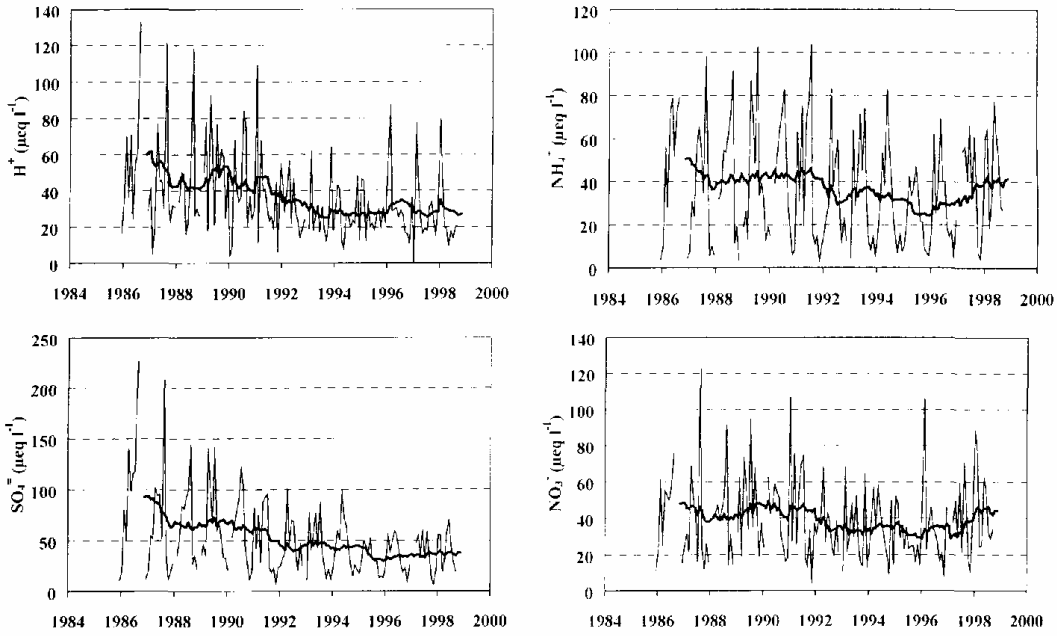


Fig. 5 - Variazioni a lungo termine di alcune variabili chimiche nelle deposizioni atmosferiche di Domodossola. Valori mensili e medie mobili di ordine 12.

Tab. 3 - Volumi di precipitazione e flussi di ioni (meq m^{-2} a^{-1}) nelle deposizioni atmosferiche di Domodossola nei primi e negli ultimi tre anni del periodo considerato.

	Anni	Volumi mm	H^+	NH_4^+	Ca^{++}	$SO_4^=$	NO_3^-
medie	1986-88	1606	60	56	36	89	50
medie	1995-97	1317	29	35	16	42	35

Queste diminuzioni appaiono sufficienti a giustificare la sensibile ripresa dell'alcalinità delle acque lacustri, anche se non escludono la presenza di altri meccanismi che possano aver facilitato la ripresa. Un processo è per esempio costituito dal verificarsi di intense precipitazioni temporalesche caratterizzate da elevati valori di alcalinità e dalla presenza di particelle calcaree che possono essere successivamente disciolte e contribuire al bilancio complessivo di alcalinità dei bacini imbriferi. Per verificare l'attendibilità di questa ipotesi, si sono considerati il numero ed il volume complessivo degli episodi di precipitazione atmosferica con valori di alcalinità misurabili (limite di quantificazione 0,001 μeq l^{-1}), generalmente accompagnati da valori di pH superiori a 5,0 e da

concenti-azioni di calcio sensibilmente superiori alla media. Su base settimanale, episodi di questo tipo si sono verificati 1-3 volte all'anno nel periodo 1986-1997, senza presentare una tendenza all'aumento negli ultimi anni.

Un ulteriore processo che potrebbe favorire l'aumento di alcalinità delle acque è un aumento della temperatura media atmosferica, che favorirebbe i processi di dissoluzione delle rocce e l'attività biologica da parte della vegetazione nel bacino imbrifero. Questa ipotesi è stata ad esempio avanzata per giustificare l'aumento di alcalinità, di calcio e silice in laghi d'alta quota nelle Alpi austriache (Sommaruga-Wögrath *et al* 1997). Benché non possa essere esclusa, non esistono al momento dati atti a suffragare questa ipotesi nel caso dei Laghi Paione.

6. CONCLUSIONI

I laghi LPS e LPI si confermano estremamente sensibili ai fenomeni di acidificazione e risultano pertanto dei validi indicatori delle variazioni del flusso di inquinanti atmosferici sui rispettivi bacini imbriferi. Le variazioni intervenute negli ultimi tre-quattro anni non appaiono il risultato di fluttuazioni stagionali o interannuali, ma sembrano presentare un carattere di stabilità. Certamente la causa più importante che ha determinato queste variazioni è costituita dalla diminuzione del carico di acidità atmosferica, praticamente dimezzatesi nell'arco dei dicci anni di osservazione. La presenza di una tendenza di questo tipo nelle deposizioni atmosferiche nell'area subalpina ed alpina nord-occidentale è confermata anche dai dati raccolti in altre stazioni, prima fra tutte quella di Pallanza, che presenta una più lunga serie di osservazioni (1975-1997, Mosello *et al*.. 1993a). D'altra parte la chimica delle deposizioni atmosferiche in questa area presenta gradienti regolari, con concentrazioni di acidità, solfati, nitrati ed ammonio più elevate nella parte meridionale, più prossima alle emissioni della Pianura Padana, e in progressiva diminuzione verso nord. Questa distribuzione giustifica l'uso dei dati delle deposizioni di Domodossola. come rappresentativi delle deposizioni sul bacino imbrifero dei Laghi Paione; i dati raccolti a Graniga, in posizione approssimativamente intermedia fra Domodossola ed i laghi, confermano la validità di questo approccio.

Resta da approfondire il ruolo che possono aver avuto nel determinare le variazioni idrochimiche dei laghi eventuali cambiamenti climatici, intesi come aumento della temperatura atmosferica, che potrebbero risultare in un maggior dilavamento dei minerali presenti in rocce e suoli, e da chiarire il ruolo che possono giocare singoli episodi di precipitazioni alcaline. In particolare resta da valutare la deposizione di materiale particellato di natura calcarea, che sfugge all'analisi chimica ma che può essere in seguito disciolto ed aumentare la riserva alcalina delle acque.

Infine, le mutate condizioni chimiche dovrebbero in breve tempo determinare sensibili variazioni nei popolamenti biologici dei laghi, soprattutto nel caso del LPS. che ha superato la soglia critica costituita dall'assenza di alcalinità nelle acque.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata parzialmente finanziata dall'Unione Europea nell'ambito del Programma IV Ambiente e Clima, contratto n. ENV4-CT95-0007. Si ringrazia la Comunità Montana Valle Ossola per la collaborazione prestata nei prelievi delle deposizioni atmosferiche.

BIBLIOGRAFIA

Boggero A., Barbieri A., Conedera M., Marchette A., Mescilo R. & Tartari G.A. 1993. Land Cover as a factor influencing the chemistry of mountain lakes in the western Alps. *Verh. int. Ver. Limnol.,* 25: 772-775.

Della Lucia M., Marchette A., Mosello R. & Tartari G.A. 1996. Studies on a chemical gradient of atmospheric deposition from the Po Valley to the Alps. *Wat. Air Sol Pollut.,XI:* 171-187.

Henriksen A., Joranger E. & Semb A. 1990. *The contribution of nitrogen to acidification.* The National Environmental Monitoring Programme Report 408/90, State Pollution Control Authority, Oslo.

Marchette A., Boggero A., Brizzio M.C., Mosello R. & Barbieri A. 1998. Nitrogen content in atmospheric deposition and headwater lakes in the Lake Maggiore drainage basin. *Hydrology, Water Resources and Ecology of Mountain Areas. (Proc. of the HeadWater Conference, Meran, Italy, April 1998).* Tappeiner U., Ruffini F.V. & Fumai M., eds.:218-221.

Marchette A., Mescilo R., Psenner R., Bendetta G., Boggero A., Tait D. & Tartari G.A. 1995. Factors affecting water chemistry of alpine lakes. *Aquat. Sci.,* 55: 81-89.

Mosello R., Barbieri A., Bendetta G., Boggero A., Marchetto A., Psenner R., Tait D. & Tartari G.A. 1993b. Quantification of the susceptibility of alpine lakes to acidification. *Meni. Ist. ital. Idrobiol.,* 52: 355-386.

Mosello R., Della Lucia M., Marchetto A. & Tartari G.A. 1993a. Trends in the chemistry of surface water in North-Western Italy: I. Atmospheric deposition. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 51: 147-166.

Mosello R., Guilizzoni P., Lami A., Manca M., Nocentini A.M., Pugnetti A., Buggero A., Marchetto A., Tartari G.A., Bettinetti R., Bonardi M. & Cammarano P. 1992. Limnological studies on two acid sensitive lakes in the South Western Alps (Lakes Palone Superiore and Palone Inferiore, Italy). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.,* 51: 127-146.

Mosello R. & Marchetto A. 1995. Chemistry of atmospheric deposition in Italy: results from a five year study. *Ambio,* 25: 21-25.

Patrick S., Battarbee R.W., Wathne B. & Psenner R. 1998. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystems to environmental change: an introduction to the MOLAR project. *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwater (Proc. of the Headwater Conference, Meran, Italy, April 1998), IAHSPubl.* 248:403-410.

Sommaruga-Wögrath S., Koining K.A., Schmidt R., Sommaruga R., Tessadri R. & Psenner R. 1997. Temperature effects on the acidity of remote alpine lakes. *Nature,* 387: 64-67.

Tartari G.A. & Mosello R. 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.,* 60, 160 pp.

Tonolli V. 1947. Gli alti laghi della Val Bognanco. Parte I. *Mem ist. ital Idrobiol.,* 3*:* 185-269.

Tonolli V. 1949. Gli alti laghi della Val Bognanco. Parte II. *Mem. Ist. ital Idrobiol.,* 5*:* 39-93.

Wathne B.V1. & Hansen H.E. 1997. *MOLAR Project Manual.* NIVA. Oslo.

Wathne B.M., Patrick S. & Cameron N.G. 1997. AL:PE - *Acidification of mountain lakes: palaeolimnology and ecology. Part 2 - Remote mountain lakes as indicators of air pollution and climate change.* NIVA Report 3538-97. Oslo.

Wathne B.M.. Patrick S.T.. Monteith D. & Barth H. 1995. *AL:PE - Acidification of mountain lakes: palaeolimnology and ecology. AL:PE 1 report far the period April 1991 - April 1993.* European Commission, Ecosystem Research Report 9. Luxembourg.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 203-213, ottobre 1999

PROBLEMATICHE GEOAMBIENTALI COSTIERE NELL'ISOLA DI CAPRI (MARINA PICCOLA)

Ennio COCCO

Dipartimento di Scienze della Terra, Università "Federico II", Napoli

ABSTRACT

The examined area lies in the south of the Capri Island between two headlands made of carbonate rocks, Punta Mulo on the west and Punta Tragara (the "Faraglioni") on the cast side. The western part of the area shows a more complex topography than the eastern part. The highest point rises for about 140 m above sea level and shows slighter slopes (a 25% gradient). The eastern part topography is wilder and rougher; cliffs of carbonate rocks rise for about 100/150 m just above the sea. Very small and narrow pebbly beaches (Marina di Mulo, Marina Piccola and Torre Saracena) are located on the western part of the area. They gradually change in a shore platform characterized by varying width (from 250 to 150 m) and steepness (from a 6% to 10% gradient) starting from west to east. Between 10 and 35 m depth, the seafloor shows more than 25% gradient; than beyond 50 m depth. it shows 7/8% gradient. The most common sediment grain size is represented by gravels (granules, pebbles and small cobbles) and by medium sands. Beyond 8/10 m depth, dense and homogeneous beds of Posidonia are costantly present.

Waves come mainly from 100/260° N azimuths, the longest fetch (450 nautical miles) occurs around 240° N whereas the highest frequencies of waves belong to the 100/120° N (34%), to the 180° N (8.6%) and 260° N (12%) azimuths. The maximum height of waves ranges between 2.73 and 5.22 m. Breaker zone is located between 1 and 7 m depth.

From a geoenvironmental point of view, in the last century many changes occurred in the western area. For example in 1842 and 1905 Marina Piccola -along which since than only a small fort and some depositories belonging to few fishermen had been built- was still characterized by the presence of many rock falls interrupted, now and than, by very narrow beaches. Only after World War I bathing establishments were built in Marina Piccola. In 1957 urbanization was already increasing expecially in the areas enabled by the favourable morphology. The environmental settlement is actually characterized by quite complete urbanization: powerfull retaining walls had been built along the coast to protect slopes, touristic and residential constructions. As to the marine context, seawall made of natural rocks and small wharfs in order to allow

docking of little boats during summertime, have been built nearby "Canzone del Mare" bathing establishment.

In order to protect the coastline, firstly the wave energy must he reduced by the construction of detached breakwater built parallel to the shore which, due to the beauty of landscape, will be submerged; at the same lime, eroded beaches could he artificially nourished by drawing sediments from the shore platform. However, alteration in the geoenvironmental settlement, make restoration and renaturalization of the specific area very difficult.

RIASSUNTO

L'area in esame, compresa tra le due protese propaggini carbonatiche di Punta Mulo ad W e di Punta Tragara ad E, nel settore meridionale dell'Isola di Capri, presenta un tratto occidentale ad andamento più articolato e con versanti meno acclivi, dove insistono spiaggette di rinomata bellezza (Marina Piccola, Torre Saracena) ed un tratto orientale ad andamento aspro e selvaggio con rupi aggettanti direttamente sul mare (Via Krupp, i "Faraglioni"). I rifornimento di materiale clastico dai versanti può ritenersi praticamente nullo; un certo contributo è circoscritto esclusivamente alla disgrega/ione delle falesie. Il settore risulta particolarmente esposto alle ondazioni provenienti da SE, da S e da W, con valori di altezze d'onda massime -con periodo di ritorno ventennale- compresi tra 2,73 e 5,22 m.

Profonde sono le modificazioni intervenute nel tratto occidentale nell'ultimo secolo: l'assetto geoambientale attuale è dominato da una urbanizzazione pressoché completa con imponenti muri di contenimento a difesa dei versanti e delle numerose infrastrutture turistiche e residenziali ivi allocate. Tali modificazioni rendono particolarmente complessa la rinaturalizzazione ed il recupero di questo settore; gli arenili erosi potrebbero essere ricostituiti attraverso ripascimenti artificiali di sedimenti prelevati dai fondali antistanti la zona di Via Krupp, senza perciò interferire con i processi morfodinamici dell'area. Contemporaneamente si deve necessariamente prevedere una riduzione dell'energia del moto ondoso attraverso la realizzazione di barriere sommerse disposte parallelamente alla costa.

1. PREMESSA

Vengono illustrati in questo lavoro i risultati delle indagini sui processi costieri del settore meridionale dell'Isola di Capri (Marina Piccola). E' stato eseguito il rilievo topografico-batimetrico della costa e dei fondali entro la profondità di 50 m, il prelievo e l'analisi sedimentologica di campioni di battigia e di fondo marino subsuperficiale e sono state determinate le principali caratteristiche del moto ondoso ed analizzate le modificazioni geoambientali intervenute nell'ultimo secolo.

Sulla base dei risultati raggiunti, vengono avanzate ipotesi di intervento a difesa e tutela della costa.

2. CARATTERI GEOMORFOLOGICI, SED1MENTOLOGICI ED IDRODINAMICI

L'isola di Capri, naturale prosecuzione della Penisola Sorrentina, costituisce il bordo carbonatico meridionale del Golfo di Napoli il cui limite settentrionale è rappresentato dalle strutture vulcaniche delle isole di Procida e Ischia in connessione ai Campi Flegrei (Fig. 1). Essa insiste sulla piattaforma continentale la quale presenta il suo massimo sviluppo di circa 18-20 km nella parte centrale del Golfo (Milia, 1995); la profondità media del ciglio *(shelf break)* è di 150 m, i sedimenti sono di tipo piroclastico e calcareo-organogeni, con banchi coralligeni particolarmente diffusi nell'area compresa tra la Penisola Sorrentina e Capri.

Dal punto di vista geomorfologico l'Isola è caratterizzata da due alti topografici a costituzione carbonatica (Monte Solaro ad occidente, con l'abitato di Anacapri ed il Capo ad oriente), separati da una zona depressa mediana ("sella", su cui sorge gran parte dell'abitato di Capri) a costituzione silicoclastica sulla quale si rinviene una discontinua copertura di materiali piroclastici provenienti dall'attività vulcanica campana e di materiali detritici calcarei provenienti dalla disgregazione dei rilievi carbonatici.

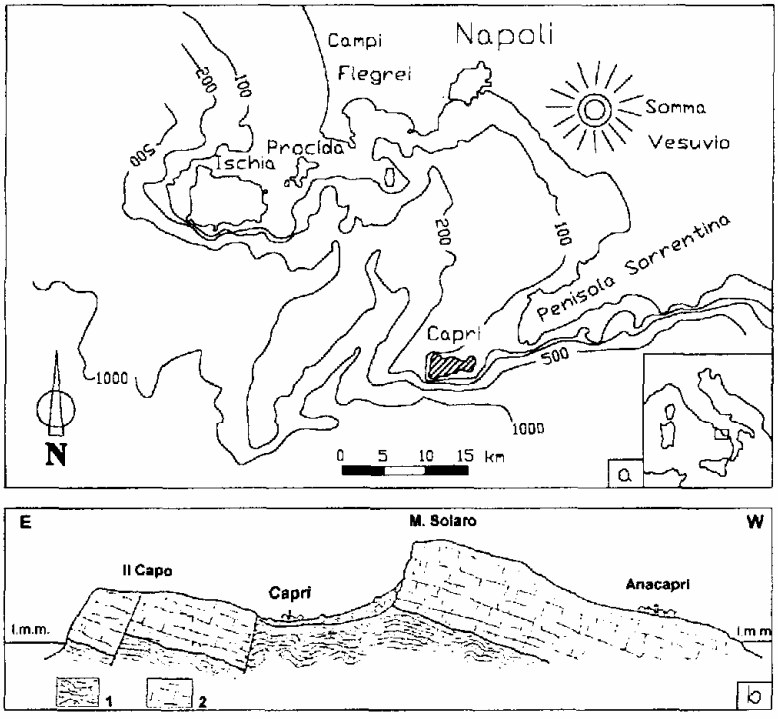


Fig. 1 - Ubicazione dell'area in studio (a) e profilo geologico schematico attraverso l'Isola di Capri (b, da Brancaccio *et al.*, 1988, modificato). 1. Unità terrigene mioceniche; 2. Unità carbonatiche mesozoiche.

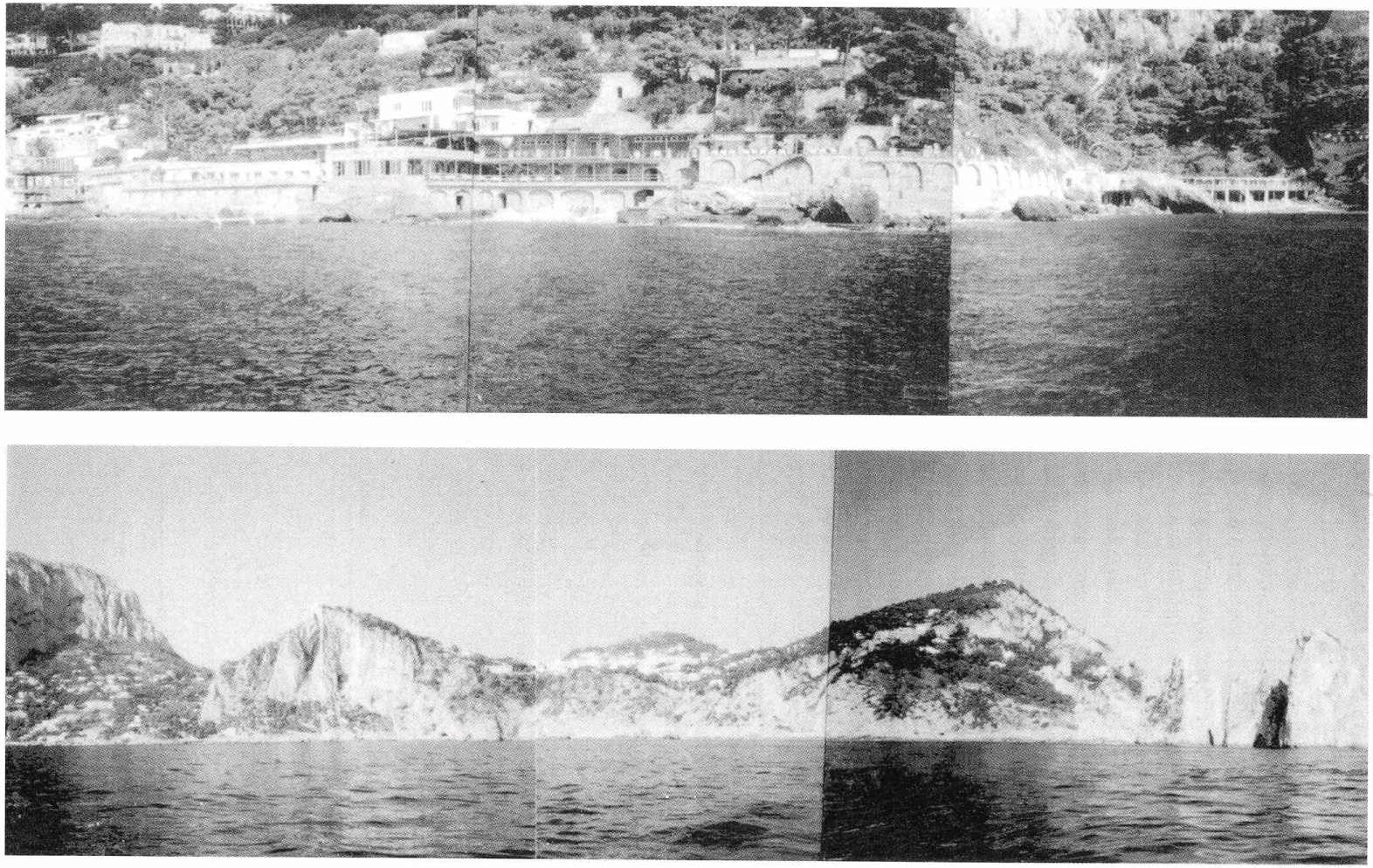


Fig. 2 - Panoramica (da mare) dell'area in esame. In alto: tratto occidentale, tra Marina Piccola e Torre Saracena, pressochè completamente irrigidito da imponenti muri di contenimento. In basso: tratto orientale, caratterizzato da un paesaggio rupestre; all'estrema sinistra è possibile osservare la "sella mediana" e Monte Solaro, a destra la terminazione carbonatica di Monte Tuoro con Punta Tragara ed i "Faraglioni".

Gli alti topografici costituiscono due blocchi strutturali, dislocati a varie altezze da faglie subverticali, di un'unica piastra carbonatica mesozoica sovrascorsa tettonicamente sui depositi terrigeni miocenici (Castelluccio e Napolitano, 1989); la sella mediana più che un "graben" può essere considerata come una zona messa a nudo dall'erosione morfoselettiva della copertura carbonatica (Brancaccio *et al,* 1988).

Tale azione ha determinato anche un notevole assottigliamento dell'isola in senso N/S, in corrispondenza di Marina Grande e di Marina Piccola dove si configura un paesaggio costiero meno aspro di quello delle alte falesie carbonatiche adiacenti e dove é possibile l'instaurarsi di spiagge di ampiezza ed estensione limitata. Numerosi lembi di terrazzi marini quaternari si riconoscono su tutta l'isola, fino alla quota di 300 m circa (Barattolo *et al,* 1992).

Il settore in esame (Fig. 2), compreso tra le due protese propaggini di Punta Mulo ad W e di Punta Tragara ad E, presenta un tratto occidentale ad andamento più articolato e con versanti meno acclivi (pendenza del 25% circa) dove insistono spiaggette di rinomata bellezza (Marina Piccola, Torre Saracena) ed un tratto orientale ad andamento aspro e selvaggio con rupi aggettanti direttamente sul mare (Via Krupp, i "Faraglioni"). Il rifornimento di materiale clastico dai versanti può ritenersi praticamente nullo; un certo contributo è circoscritto esclusivamente alla disgregazione delle falesie.

L'andamento morfologico dei fondali rispecchia fedelmente l'assetto morfostrutturale dell'area emersa (Figg. 3 e 4).

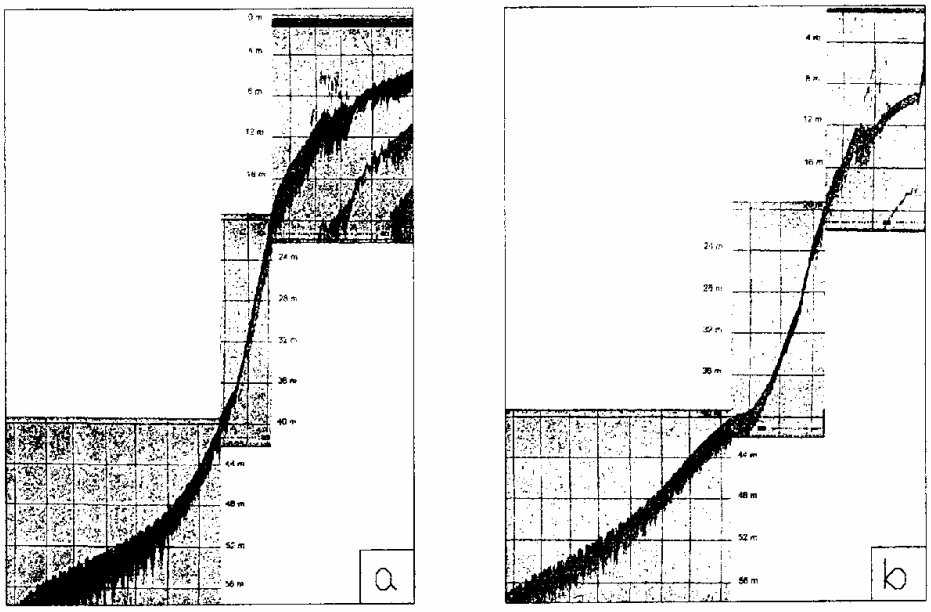


Fig. 3 - Tracciati ecografici in corrispondenza di Marina di Mulo (a), e di Torre Saracena (b).

In particolare nell'area occidentale (Figg. 3a e 4a), tra la riva e la profondità di 10 m, si individua una piattaforma costiera di estensione ed acclività variabile: procedendo

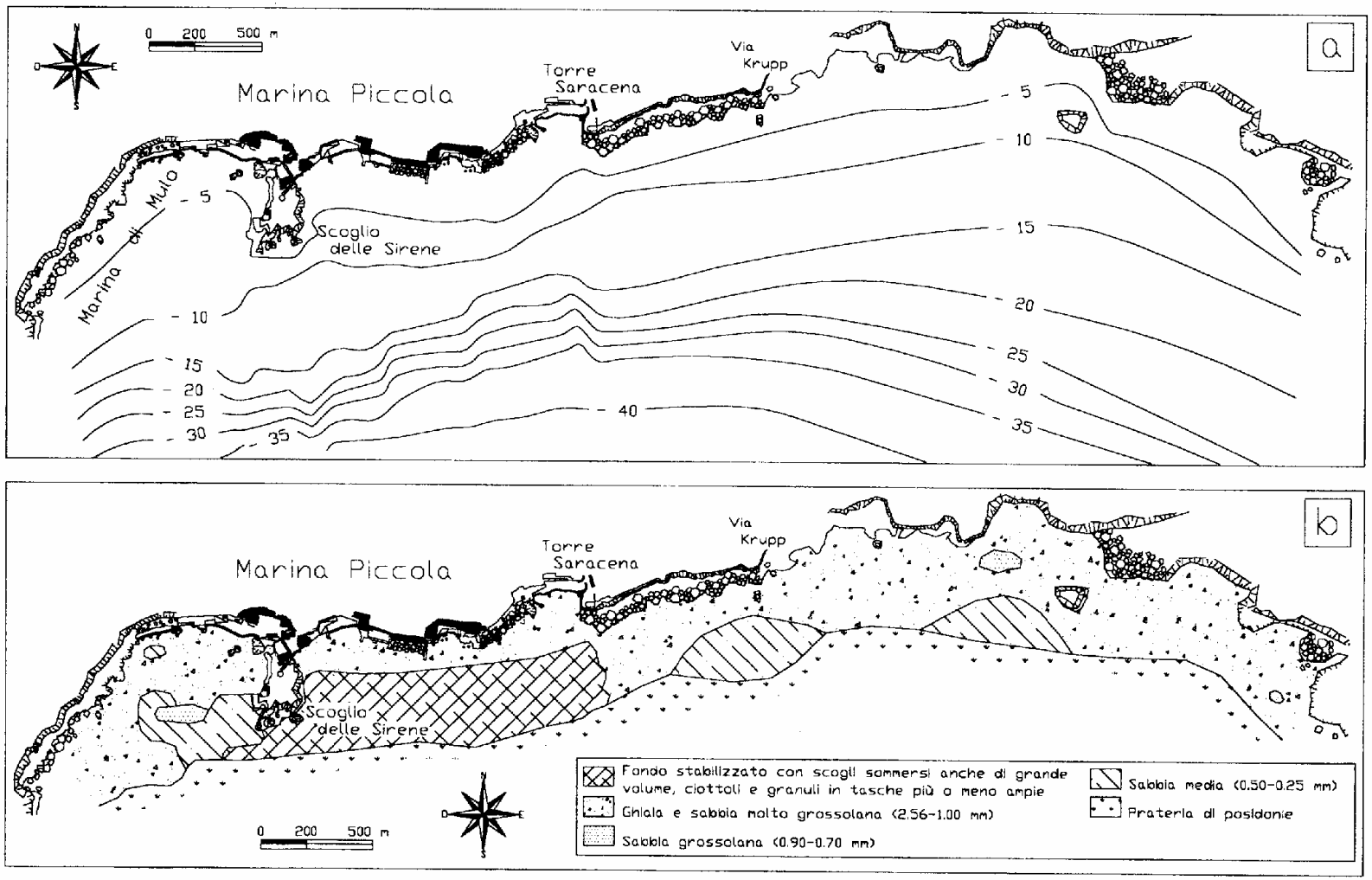


Fig. 4 - Carta delle isobate (a) e della distribuzione areale delle facies granulometriche (b).

da Marina di Mulo verso Torre Saracena la sua ampiezza si restringe da 250 a 150 m, nel contempo l'acclività aumenta dal 6% al 10%. Seguono fondali ad acclività superiore al 25% (tra -15 e -35 m) e quindi, a circa 500 m dalla riva, fondali ad acclività del 7-8% (tra -35 e -50 m). Nel settore orientale (Fig. 3b e 4a), una ristretta piattaforma costiera, con pendenza del 5-6%, è limitata verso riva direttamente dalla falesia.

Le facies granulometriche più frequenti, (Fig. 4b), sono rappresentate dalle ghiaie e dalle sabbie medie; presenti talvolta le sabbie molto grossolane e le sabbie grossolane, queste ultime specificamente nella zona prospicente Via Krupp. In maggior dettaglio nell'area di Marina di Mulo, tra la battigia e -5/-6 m, sono presenti i materiali più grossolani, seguiti dalle sabbie medie e quindi, a partire dalla profondità di 8/10 m, da una folta prateria di Posidonie. Il tratto compreso tra lo Scoglio delle Sirene e Torre Saracena presenta esclusivamente ghiaie con rari campioni di sabbie molto grossolane. Da rilevare che in quest'area i fondali, a partire da -3/-5 m, sono da ritenersi stabilizzati, a seguito dei lavori di ripristino degli stabilimenti danneggiati e delle opere di difesa realizzate dopo la mareggiata del gennaio 1987. Essi infatti risultano costituiti da massi e scogli sommersi con tasche più o meno ampie di ghiaietto "alloctono" a spigoli poco arrotondati, passanti, alla profondità di circa 10 m, alla prateria di Posidonie. Il settore orientale è caratterizzato dalla presenza di ghiaie e di sabbie medie (zona di Via Krupp, Fig. 4b) entro la profondità di 12 m e quindi dalle Posidonie.

L'analisi sedimentologica dinamica modale (Cortemiglia, 1986) ha evidenziato nella spiaggia sottomarina una mobilitazione dei materiali prevalentemente di tipo trasversale: le ghiaie entro la profondità di -3/-5 m, le sabbie tra -5 e -8/-10 m.

Dal punto di vista meteomarino (Tab. 1), il settore in esame risulta esposto ad ondazioni comprese nella traversia geografica 100^0/ 260° N; il fetch di maggiore ampiezza (450 miglia nautiche) corrisponde alla direttrice 240° N, mentre le più alte frequenze di apparizione degli eventi coincidono con il subsettore 100°/120° N (34%) e con le direttrici 180° N (8.6%) e 260° N (12%).

Tab. 1 - Principali caratteristiche del moto ondoso.

Direzione	Fetch		Eventi		Altezze d'onda				Energia/100	
di largo	Geog.	Eff.	n°	%	medie	10 anni	20 anni	60 anni	Totale	%
°N	Miglia nautiche				metri				m^2*s^2	
100	35	32	111	9,04	0,88	2,38	2,73	3,19	6 749,03	1,35
110	37	45	156	12,7	1,31	3,75	4,34	5,12	47 891,66	9,57
120	36	59	152	12,38	1,54	3,93	4,58	5,43	85 307,42	17,05
130	112	74	52	4,23	1,72	3,94	4,61	5,48	37 562,88	7,51
140	114	89	41	3,34	1,92	4,27	5,22	6,45	43 897,87	8,78
150	154	104	40	3,26	1,44	3,85	4,6	5,57	19 532,65	3,9
160	151	119	27	2,2	1,8	4,31	5,2	6,37	29 843,03	5,97
170	147	135	32	2,61	1,82	3,85	4,62	5,63	35 482,98	7,09
180	153	153	106	8,63	1,44	3,81	4,49	5,37	46 684,49	9,33
190	156	172	63	5,13	1,34	3,49	4,04	4,76	22 797,32	4,56
200	151	191	50	4,07	1,47	3,34	3,86	4,52	22 102,92	4,42
210	330	205	35	2,85	1,38	2,85	3,3	3,88	12 999,65	2,6
220	287	2112	36	2,93	1,15	2,71	3,12	3,64	5 467,63	1,09
230	338	210	43	3,5	1,26	3,01	3,5	4,13	9 449,84	1,89
240	450	196	59	4,8	1,24	3,04	3,48	4,05	10 643,01	2,13
250	235	173	75	6,11	1,64	4,42	5,34	6,53	42 875,05	8,57
260	219	142	150	12,21	1,15	3,83	4,49	5,35	20 923,67	4,18
Totali			1228	100					500 211,09	100

La direzione risultante di modellamento (160° N) è pressoché ortogonale alla costa, a conferma dei risultati dell'analisi dinamica modale; ad essa sono associate le seguenti caratteristiche: Hmm=l,80m Tmm = 5,40s.

La fascia dei frangenti risulta ubicata mediamente tra -1 e -7 m.

Le altezze d'onda massime per un periodo di ritorno ventennale (T_{20}) sono comprese tra 2,73 e 5,22 m. il più alto contenuto energetico coincide con la direzione all'intorno di 120° N e di 180° N. Si ricorda a tal proposito che la mareggiata straordinaria che nel gennaio 1987 ha colpito con estrema violenza la costa tirrenica centro-meridionale ha prodotto nel settore in esame (Fig. 5) una forte erosione degli arenili e notevoli danni alle infrastrutture.

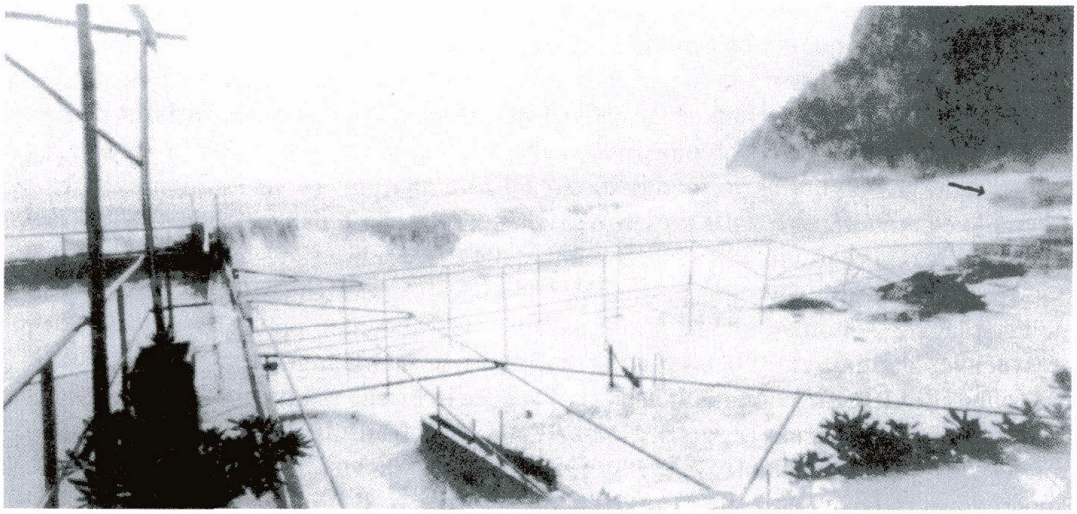


Fig. 5 - Marina Piccola investita dalla catastrofica mareggiata del 1987 (per gentile concessione del proprietario del complesso "Canzone del mare"): imponenti onde si apprestano ad abbattersi sulla costa. Notare come la zona di frangimento coinvolga la spiaggia sommersa già all'altezza dello Scoglio delle Sirene (a destra, marcato dalla freccia).

3. MODIFICAZIONI GEOAMBIENTALI DELLA FASCIA COSTIERA

Profonde sono state le modificazioni intervenute nel settore in esame nell'ultimo secolo. A tal proposito risulta emblematica l'osservazione del paesaggio di Marina Piccola al 1845 (Alisio, 1994, Fig. 6a) ed al 1905 (Cerio, 1993, Fig. 6b): sulla riva, costituita da innumerevoli massi franati dai versanti, tra i quali si aprivano esigue spiaggette, erano presenti soltanto un vecchio fortino ed i "magazzeni" di una minuscola colonia di pescatori.

Marina Piccola non era frequentata dai capresi di "città" (Cerio, 1993) e le solitarie e suggestive spiaggette si raggiungevano affrontando un impervio sentiero che terminava a mare con una ripida scala che, parzialmente mutata nel disegno, scende ancora oggi verso la spiaggia (Alisio, 1994). Solo dopo la 1ª Guerra Mondiale, la

spiaggia fu attrezzata con stabilimenti balneari; al 1957 l'urbanizzazione era già avanzata specialmente nella zona tra lo Scoglio delle Sirene e Torre Saracena, dove evidentemente le condizioni morfologiche si presentavano più favorevoli.

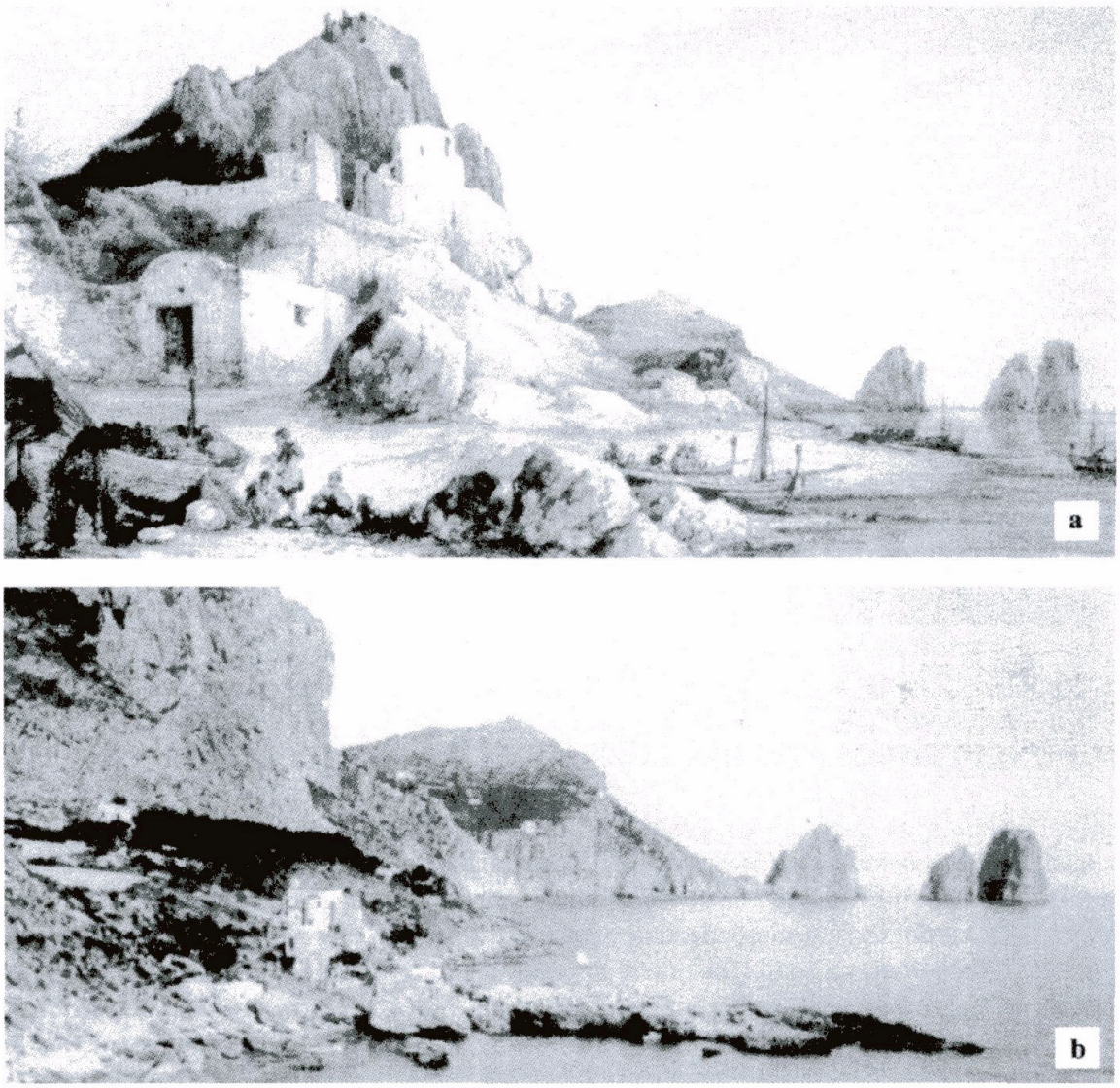


Fig. - 6. Marina Piccola come si presentava nel 1845 (a: acquerello di Consalvo Carelli, da Alisio, 1994) e nel 1905 (b: foto ripresa da Marina di Mulo, da Cerio, 1993): sulla riva, caratterizzata dalla presenza di grossi massi franati dalla rupe carbonatica, erano presenti solo un vecchio fortino ed i "magazzeni" a servizio dei pescatori. Sullo sfondo le inconfondibili sagome dei Faraglioni.

L'assetto geoambientale attuale, completamente stravolto, è dominato da una urbanizzazione pressoché completa (v. Fig. 2*)* con imponenti muri di contenimento a difesa dei versanti e delle numerose infrastrutture turistiche e residenziali ivi allocate (Fig. 7). Per quanto attiene alle variazioni della linea di riva, dai confronti cartografici emerge che l'area di Marina di Mulo (Lido "da Gioia") è soggetta a fasi alterne di

protendimento e di arretramento, mentre Marina Piccola è oggi praticamente scomparsa. La spiaggia di Torre Saracena infine, sembra mostrare una relativa stabilità.

Fig. 7 - Tratto tra "Canzone del mare" e Torre Saracena: la costa, caratterizzata da potenti accumuli di massi franati dai versanti, è bordata verso l'interno da alti muri di contenimento.

4. CONCLUSIONI

Sulla base di quanto esposto precedentemente possono essere fatte le seguenti considerazioni conclusive, riferite essenzialmente al settore di Marina Piccola:

1) l'assetto geomorfologico-strutturale dell'area ha determinato la formazione di una costa alta caratterizzata al piede dalla presenza costante di massi e scogli, anche di grandi dimensioni, ai quali si intercala una serie di esigue spiaggette ciottoloso-sabbiose;

2) la porzione sommersa *è* costituita da una piattaforma costiera ampia appena un centinaio di metri con fondali ghiaioso-sabbiosi, a luoghi consolidati, seguiti da una fitta prateria di posidonie e quindi, tra -15 e -35 m, da fondali ad alta acclività;

3) il rifornimento clastico alle spiagge può considerarsi oggi praticamente nullo a causa di una pressoché completa urbanizzazione dei versanti, stabilizzati da alti muri di contenimento. Un certo contributo è circoscritto alla disgregazione della falesia di Punta Mulo;

4) il settore risulta particolarmente esposto alle ondazioni provenienti da SE. da S e da W/SW, con valori di altezze d'onda massime, con periodo di ritorno ventennale, compresi tra 2,73 e 5,22 m. La zona di frangimento coinvolge praticamente tutta la spiaggia sottomarina, con una mobilitazione dei sedimenti di tipo essenzialmente trasversale;

5) la tendenza evolutiva attuale è di tipo chiaramente erosionale.

I processi costieri risultano pertanto condizionati da un deficit di sedimenti e da un "clima ondoso" poco favorevole, inoltre le modificazioni dell'assetto geoambientale rendono particolarmente complessa la rinaturalizzazione ed il recupero di questo settore.

Gli arenili erosi potrebbero essere ricostituiti attraverso ripascimenti artificiali di sedimenti prelevati dai fondali antistanti la zona di Via Krupp, senza perciò interferire con i processi morfodinamici in atto; contemporaneamente si deve necessariamente prevedere una riduzione dell'energia del moto ondoso attraverso la realizzazione di barriere disposte parallelamente alla costa le quali, per l'alto valore paesaggistico dell'area, non possono che intendersi di tipo sommerso.

RINGRAZIAMENTI

I dati di campagna esposti nel presente lavoro, sono stati acquisiti personalmente da chi scrive nell'ambito di una perizia studio eseguita per conto del Min. LL. PP., Genio Civile per le Opere Marittime di Napoli, con la partecipazione dei geologi F. Boscaino, C. Minopoli e F. Tarallo, che si ringraziano vivamente; la determinazione delle caratteristiche ondose è opera dell'ing. M. Serpico. Le ricerche sono state completate con il contributo di fondi M.U.R.S.T., quote ex 40 e 60% e di fondi dipartimentali.

BIBLIOGRAFIA

Alisio G. (a cura di) 1994. Capri nell'ottocento. Da meta dell'anima a mito turistico. Electa Napoli Edizioni La Conchiglia, 86 pp.

Barattolo F., Cinque A., D'Alessandro E., Guida M., Romano P. & Russo Ermolli E. 1992. Geomorfologia ed evoluzione tettonica quaternaria dell'Isola di Capri. *Studi Geologici Camerti,* Vol. Sp. (1992/1): 221-229.

Brancaccio L., Pescatore T.S. & Russo F. 1988. Periplo del Golfo di Napoli. Guida geologica al 74° Congresso Nazionale della Soc. Geol. II., Sorrento 13-17 sett 1988:19-66.

Castelluccio C. & Napolitano P. 1989. Nuovi dati sulla struttura dell'Isola di Capri. *Rend. Soc. Geol. It.,* 12: 25-28.

Cerio E. 1993. C'era una volta Capri. Un secolo di immagini 1857-1957. Electa Napoli, 222 pp.

Cocco E. 1996. Problematiche geoambientali costiere nell'Isola di Capri (Marina Piccola). In "Resoconto delle ricerche sull'erosione dei litorali della Campania", V Conferenza Scientifica Annuale sulle attività di ricerca dei Dipartimenti: 138-144.

Cortemiglia G.C. 1986. Dinamica dei sedimenti alla foce del Coriglianeto (G. di Taranto). Atti del convegno "Evoluzione dei litorali. Problematiche relative al Golfo di Taranto". Policoro 16-17/10/86: 117-160.

Milia A. 1995. Il sistema piattaforma-scarpata-bacino del Golfo di Napoli. V conferenza Scientifica Annuale sulle attività di ricerca dei Dipartimenti: 199-202.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 215-224, ottobre 1999

EVOLUZIONE DELLA LINEA DI RIVA IN RELAZIONE ALLE VARIAZIONI CLIMATICHE DELL'ULTIMO SECOLO, IN CAMPANIA: 1- IL LITORALE DEL FIUME ALENTO (CILENTO)

Maria Antonietta de MAGISTRIS, Felicia MUSELLA

Dipartimento di Scienze della Terra, Università "Federico II", Napoli

ABSTRACT

The present paper shows relationship between the climatic variations over the last century and the shoreline modifications between M. di Casalvelino and M. di Ascea (Cilento, Campania, Italy).

The hydrological analysis of Alento river, the "wave climate" and the coastline evolution between 1955 - 85 permitted the valuation of the natural factors acting on the studied area.

Without ignoring the influences that the man induced factors. which from the beginning the 900's had upon the coastal evolution, the analysis of the "wave climate" has permitted the hypothesis that the marked erosion which occurred within the area between 1955 - 75 was related to higher and more destructive energy regime. This could have induced, within the most critical period (early 60's) the considerate offshore transport sediments.

The increase of the critical erosion between 1975 -85 within the major part, as noted, is due not only to the man induced factors both on the drainage basin and the coastal zone, but also due to the natural variations within the hydrological regime - a 12% reduction of the total precipitation - and the variation of the "wave climate" - increse of events with H >1 m principaly from 220° N - 240° N and 250" N - 270° N.

These results are in concordance with the decreasing trend erosional towards the SE. To end the marked erosion between 1975 - 85 within the area of M. di Casalvelino after the construction of the port and coastal defences, resulted in the reduction of the events from 140° N - 210° N, sand trasport relationship towards the NW.

RIASSUNTO

Vengono analizzati i rapporti tra le variazioni climatiche intervenute nell'ultimo secolo e le modifiche della linea di riva del litorale compreso tra Marina di Casalvelino e Marina di Ascea (Cilento, Campania).

L'analisi del regime idrologico del bacino del F. Alento, lo studio del clima ondoso del paraggio e l'analisi comparata della tendenza evolutiva del litorale negli anni 1955-85 ha permesso di valutare i fattori naturali intervenuti nell'area in esame.

Senza trascurare l'influenza che le opere di bonifica, realizzate fin dagli inizi del '900 sul territorio, hanno avuto nell'evoluzione del litorale, l'analisi del regime meteomarino permette di ipotizzare che l'arretramento della linea di riva riscontrato nel periodo 1955-75 può essere anche legato agli eventi naturali più energetici e quindi più distruttivi. Questi, approcciando trasversalmente alla costa, potrebbero aver indotto nelle fasi critiche (primi anni '60) un allontanamento pressoché definitivo del sedimento dal sistema litoranee.

L'incremento della crisi erosiva tra il 1975-85 in gran parte dovuto, come è noto, all'azione antropica espletata a monte e a mare, può essere stato influenzato sia dal regime pluviometrico nel bacino del F. Alento - riduzione del 12% delle precipitazioni annue, sia dal clima ondoso del paraggio - aumento degli eventi con H d'onda media >1 m provenienti da 220°N-240°N e 250°N-270°N. Questi dati ben si accordano con la tendenza evolutiva negativa decrescente verso SE. Infine la forte crisi erosiva riscontrata presso M. di Casalvelino nel periodo 1975-85 in concomitanza della costruzione del porto e delle opere di difesa è risultata coeva alla riduzione del numero degli eventi provenienti da 140°N-210°N, responsabili dell'apporto sedimentario verso NW.

1. PREMESSA

Il litorale compreso tra M. di Casalvelino e M. di Ascea presenta un generale arretramento della linea di riva evidente già a partire dalla fine del secolo scorso. Le cause sono state identificate nelle opere di sistemazione idraulico-forestali nel bacino idrografico del Piume Alento, nella costruzione di numerose opere di sbarramento e nelle estrazioni di materiale sabbioso e ghiaioso dall'alveo del Fiume Alento e del Torrente Fiumarella, oltre che nella intensa urbanizzazione litoranea. Nessun peso è stato dato, sinora, ai fattori naturali come elementi destabilizzanti della cimosa litoranea. E' noto, infatti, che in un bacino idrografico, a parità dei fattori che controllano e condizionano lo sviluppo e l'entità dei processi erosivi quali la litologia, la pendenza media dei versanti, la permeabilità e la copertura vegetale, le variazioni del regime idrologico possono direttamente influire sulla capacità di erosione e di trasporto del materiale clastico alla spiaggia ad esso sotteso.
Le variazioni delle condizioni idrodinamiche del paraggio, che si esplicano nel numero e nella direzione degli eventi meteomarini e nell'energia sviluppata da questi ultimi, influiscono direttamente sull'entità e sulla direzione del trasporto sedimentano nell'area di frangimento.

In quest'ottica questo lavoro vuole essere un primo tentativo nel considerare gli clementi naturali, quali le fluttuazioni del regime pluviometrico e le variazioni idrodinamiche del paraggio, come possibili cause, combinate a quelle antropiche, della tendenza evolutiva del litorale nel periodo 1955-1985.

L'analisi storica del regime pluviometrico è stata eseguita dopo aver identificato le diverse stazioni termo-pluviometriche ubicate all'interno del bacino idrografico del Fiume Alento: in particolare, sono stati considerati i dati pluviometrici repenti presso il Min.LL.PP della stazione di Gioi Cilento (quota 685 m) registrati ininterrottamente dal

1921 al 1991. Fenomeno non trascurabile, ai fini dell'apporto solido a valle, è la variazione delle portate liquide dei fiumi dovute sia all'utilizzo delle acque fluviali per fini irrigui sia per la variazione degli afflussi meteorici. A 5 km dalla foce del Fiume Alento esiste un'unica stazione idrografica, con sede a Casalvelino Scalo, dove sono state registrate le portate idriche dal 1958 al 1981.

Per l'analisi storica delle condizioni idrodinamiche del paraggio, poiché mancavano rilievi diretti sullo stato del mare, è stata analizzata una serie storica di dati meteomarini scaturita dall'applicazione di un metodo indiretto basato sul trasferimento di energia dal vento al mare. Prendendo in considerazione i dati anemometrici triorari rilevati alla stazione I.T.A.V. di Ustica nel trentennio 1951-1981, i dati meteomarini scaturiscono dall'applicazione del metodo S.M.B., applicato ricorrendo ad un programma di calcolo sviluppato tramite un elaboratore elettronico, nel quale si sono considerati gli eventi eolici con durata non inferiore alle tre ore e velocità con soglia a 20 nodi. Per l'analisi storica dei dati tutte le direzioni di provenienza degli eventi sono state raccolte in tre gruppi che, per il loro angolo di approccio alla costa, inducono una diversa dinamica litoranea. Gli eventi di direzione 140°N-210°N determinano una deriva litoranea verso NW, quelli provenienti da 250°N-270°N verso SE, mentre quelli che approcciano ortogonalmente alla costa (220°N-240°N) inducono un modellamento trasversale alla riva.

2. INQUADRAMENTO GEOMORFOLOGICO

II tratto costiero tra M. di Casalvelino e M. di Ascea rappresenta la cimosa litoranea che borda la piana del Fiume Alento (Fig. 1).

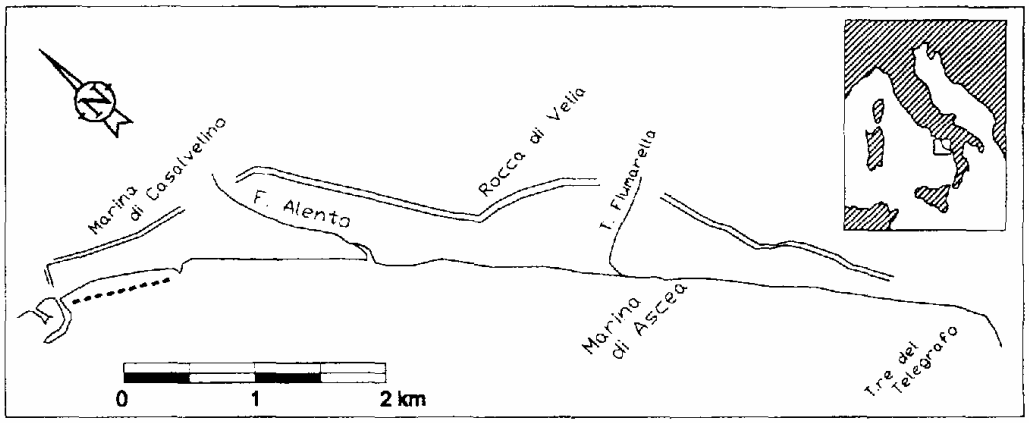


Fig. 1 – Ubicazione dell'area

La spiaggia bassa e sabbiosa, lunga circa 8 km, è in gran parte alimentata dal bacino idrografico del Fiume Alento che si estende per 400 km^2 in gran parte sulle successioni terrigene del Flysch del Cilento (Cocco, 1988). I terreni affioranti nel bacino idrografico con un elevato contenuto argilloso e una bassa permeabilità (Guida *et al*,

1980) favoriscono il deflusso superficiale delle acque e inducono un'elevata erodibilità che si manifesta con un elevato trasporto torbido. A carattere tipicamente torrentizio è il T. Fiumarella che con i suoi 42 km^2 d'estensione di bacino rappresenta la seconda fonte di alimentazione di materiale clastico alla spiaggia.

Il litorale in esame può essere distinto in due tratti alquanto diversi tra loro: a NW si individua il litorale di M. di Casalvelino, con spiagge basse e sabbiose, a tratti ghiaiose, limitate verso l'interno da cordoni dunari completamente urbanizzati, a cui fanno seguito vaste aree subpianeggianti: attualmente è sede di un porticciolo turistico e di 9 barriere frangiflutto. A SE, dopo un tratto caratterizzato da un'esile fascia litoranea a stretto contatto con le ultime propaggini del Monte Sacro, la spiaggia si amplia ed è delimitata da cordoni dunari ancora allo stato naturale.

3. ANALISI DEI DATI IDROLOGICI

Malgrado esistessero numerose stazioni termo-pluviometriche all'interno del bacino del Fiume Alento, è stata presa in considerazione solo la stazione di Gioì Cilento ubicata in sinistra orografica a quota 685 m in quanto l'unica funzionante ininterrottamente dal 1921 ai giorni nostri.

L'analisi della serie storica dei dati registrati in modo continuo dal 1921 al 1991 evidenzia che la precipitazione annua mediata nei 70 anni d'osservazione è pari a 1219 mm; un'analisi del diagramma in Fig. 2a mostra tra gli anni '20 e gli anni '40 e tra la fine degli anni '50 e la fine degli anni '70 una maggiore precipitazione annua (pari a ~1300 mm). Valori più bassi - pari a ~1100 mm - si osservano, tra gli anni '40 e la fine degli anni '50, infine dal 1977 al 1991 il valore di precipitazione si attesta sui 1000 mm.

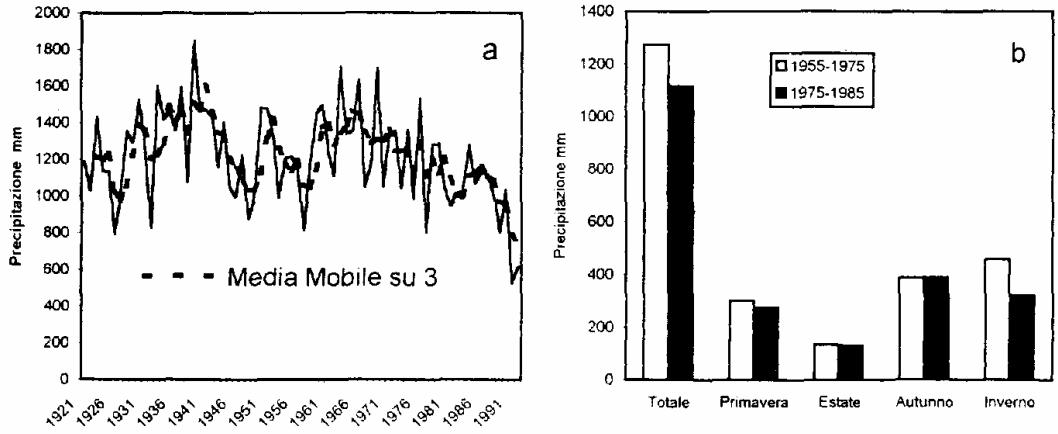


Fig. 2 – Distribuzione delle precipitazioni annue registrate presso la stazione di Gioi Cilento. Nel periodo 1921 – 1991 (a), confronto tra la media del totale annuo delle precipitazioni nel periodo 1955 – 1985 (b).

L'analisi dei dati misurati (media del totale annuo) nel periodo 1955-1985 mostra una riduzione della precipitazione annua pari al 12% nel periodo 1975-85 rispetto al

ventennio precedente, tale riduzione è maggiormente evidente nel periodo primaverile e invernale con variazioni comprese tra il 10% e il 30% (Fig. 2b).

L'analisi del numero di giorni piovosi nel periodo 1921-1991 mostra un aumento nel tempo del parametro considerato; nel periodo 1975-85 vi sono stati circa 106 giorni di pioggia in un anno, contro 98 nel ventennio precedente.

L'analisi delle portate idriche raccolte negli annali idrologici tra il 1958 e il 1981, indica che il Fiume Alento presenta una portata media giornaliera dell'anno pari a 4,4 m^3/s. Quest'ultima, negli anni d'osservazione, è variata tra 10,6 m^3/s nel 1963 e 2,2 m^3/s nel 1975. La serie storica dei dati mostra che tra il 1958 e il 1975 la portata liquida è stata minore rispetto al periodo successivo: la portata media giornaliera dell'anno è passata da 4,4 m^3/s tra il 1958-75 a 3,6 m^3/s nel periodo successivo, mentre la portata massima giornaliera dell'anno è passata da 104 m^3/s, nel periodo 1958-1975, a 85 m^3/s nel periodo 1975-1981. Il netto calo evidente in Primavera e in Inverno, ha indotto una riduzione compresa tra il 23% e il 30% sia nei termini idrici medi che in quelli massimi giornalieri dell'anno Fig. 3.

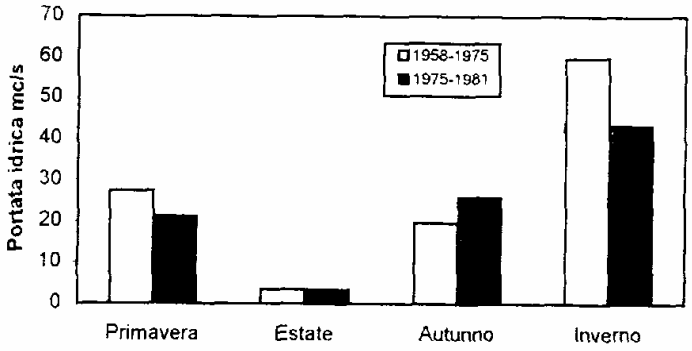


Fig. 3 – Confronto tra la media della portata idrica massima giornaliera

In conclusione si può dire che nel periodo 1975-1985 vi è stato una riduzione della precipitazione totale annua e una migliore distribuzione di questa nel tempo. Tale osservazione ben si accorda con la diminuzione della portata idrica verificatasi in questo periodo, legata in parte anche all'utilizzo delle acque ai fini irrigui e alla costruzione di invasi a uso promiscuo.

4. ANALISI DEI DATI METEOMARINI

Il litorale in esame è compreso nel settore di traversia aperto alle direttrici N 140° e N270°, tangenti rispettivamente a Punta del Telegrafo e Punta La Punta (Cocco & Musella, 1998).

L'analisi dei dati meteomarini ha evidenziato che tra il 1951 e il 1981 si sono verificati 2567 eventi, di questi il 32% ha avuto una provenienza 14()°N-210° N. il 30% 220°N-240°N, mentre lievemente più elevata (38%) è stata la percentuale degli eventi provenienti dalle direzioni 250°N-270°N.

Gli eventi hanno avuto in gran parte una durata inferiore alle 6 ore (62%) con una

direzione prevalente 250°N-270°N (41%) e secondariamente da 140°N-210°N (35%), mentre gli eventi di durata superiore alle 24 ore (7%) hanno avuto una provenienza 220°N-240°N per circa il 52%.

Il 55% degli eventi ha avuto un'altezza media delle onde inferiore alme, di questi, il 39% proveniva dalle direzioni 250°N-270°N, il 12% degli eventi verificatisi ha invece prodotto un'altezza media delle onde maggiore di 2 m e di questi il 40% ha avuto provenienza da 220°N-240°N.

L'energia media prodotta dagli eventi di direzione 220°N-240°N è stata pari a 1.930.000 m^2 s^2, di gran lunga superiore a quella prodotta dagli eventi provenienti dalle altre direzioni. L'analisi del clima ondoso del paraggio evidenzia pertanto che nel trentennio d'osservazione gli eventi più frequenti provenienti dalle direzioni 250°N-270°N hanno indotto un graduale smistamento dei sedimenti verso SE, mentre quelli più energetici, provenienti dalle direzioni 220°N-240°N, perdurando per un tempo maggiore e presentando altezze medie delle onde molto elevate, hanno determinato un notevole trasporto sedimentario trasversale alla spiaggia.

Dall'analisi dell'energia totale sviluppata da tutti gli eventi avvenuti tra il 1951 e il 1981 scaturisce che nei primi anni '60 e alla fine degli anni '70, l'energia totale è per il 50% più elevata rispetto alla media dei 30 anni (Fig. 4a). In particolare la media del totale annuo dell'energia sviluppata tra il 1955-1975 è pari a 70.971.116 m^2 s^2, mentre nel periodo successivo (1975-1981) è pari a 115.670.819 m^2 s^2, ciò si evidenzia in tutte le direzioni di modellamento con incrementi compresi tra il 60% e il 70% (Fig. 4b); risulta, quindi, che gli eventi succedutesi nel periodo 1975-81 sono stati molto più energetici di quelli avvenuti nel ventennio precedente.

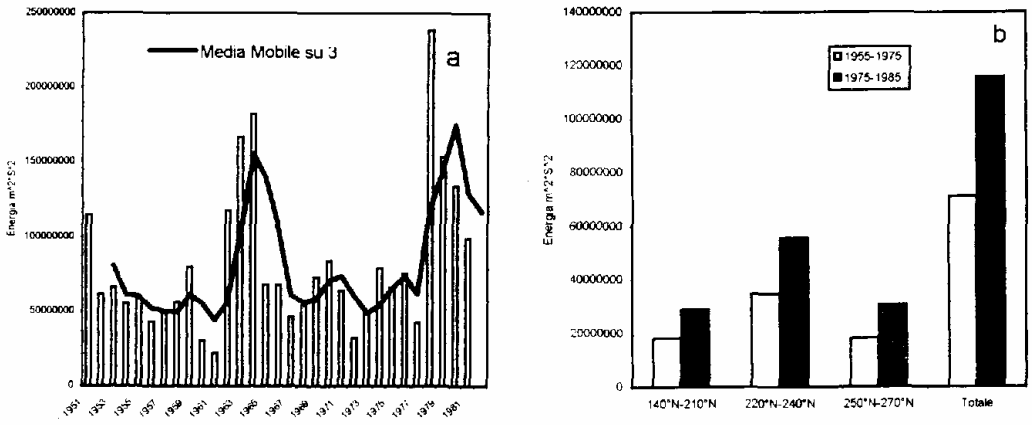


Fig. 4 – Energia sviluppata dagli eventi meteomarini. Nel periodo 1951 – 1981 (a), confronto tra la media del totale annuo dell'energia secondo le direzioni di provenienza (b).

Analizzando il numero degli eventi confrontando la media dei totali annui (Fig. 5a), si può osservare che negli anni 1975-81 il numero è lievemente diminuito (4%); la riduzione interessa essenzialmente le ondazioni che inducono uno smistamento dei sedimenti verso NW (140°N-210°N), direzioni dalle quali da 26 eventi avvenuti tra il

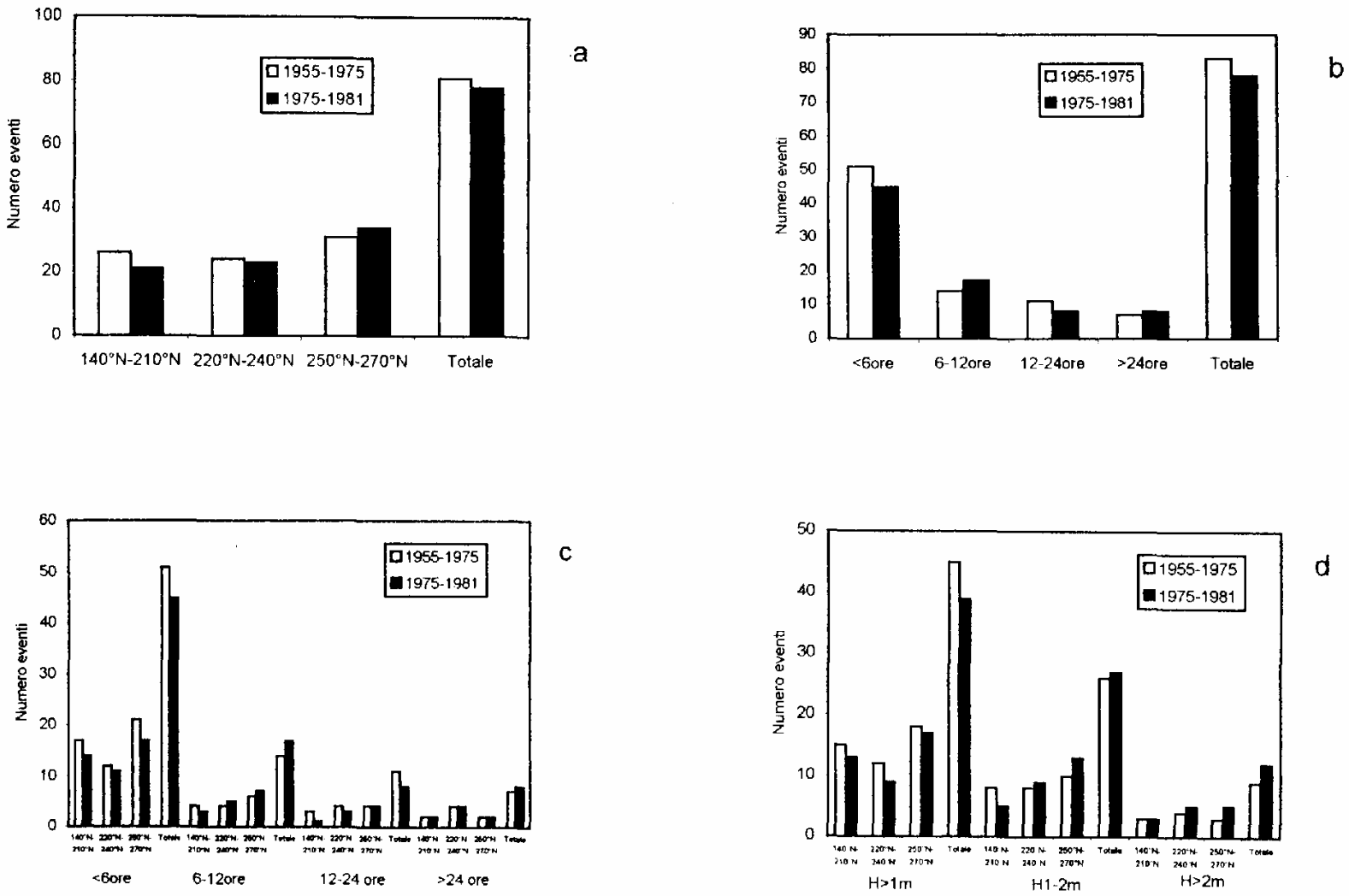


Fig. 5 – Confronto tra la media del totale annuo degli eventi. Secondo le direzioni di provenienza (a), secondo la durata (b), secondo le direzioni e la durata (c) e secondo le direzioni e le altezze medie delle onde (d).

1955-1975 si passa a 21 nel successivo periodo. Lievemente crescenti sono invece gli eventi di direzione 250°N-270°N (31 tra il 1955-75 e 34 nel periodo 1975-81).

Organizzando il numero degli eventi in 4 classi secondo la loro durata (<6, 6-12, 12-24 e >24 ore) viene fuori che gli eventi di durata inferiore alle 6 ore presentano un trend lievemente decrescente nel trentennio di osservazione (Fig. 5b). Infatti tra il 1975 e il 1981 gli eventi di durata inferiore alle 6 ore, molto più diffusi rispetto agli altri, sono lievemente ridotti rispetto al periodo 1955-1975. Viceversa gli eventi meno frequenti di durata superiore alle 24 ore aumentano nel loro numero (8 eventi ira il 1955-75 e 10 nel periodo 1975-81). In sintesi dal confronto storico emerge che negli anni 1975-81 il numero totale degli eventi meteomarini è lievemente diminuito, la riduzione interessa in gran parte gli eventi di breve durata che passano da 51, nel ventennio precedente, a 45, nel periodo 1975-81; viceversa crescenti sono gli eventi di maggiore durata (6-12 ore e >24 ore) che presentano un incremento compreso tra il 21% e il 14% (Fig. 5b).

La Fig. 5c mostra che lutti gli eventi di durata inferiore alle 6 ore diminuiscono nel tempo indipendentemente dalla direzione di provenienza, mentre in aumento sono gli eventi di durata compresa tra le 6 e le 12 ore provenienti dalle direzioni 250°N-270°N e dalle direzioni 220°N-240°N; una forte riduzione infine interessa gli eventi di breve e media durata provenienti dalle direzioni 140°N-210°N.

Nel periodo 1975-81 gli eventi meteomarini con altezza d'onda inedia minore di 1 m sono diminuiti del 13% rispetto agli anni successivi, mentre quelli con altezza superiore ai 2 m sono aumentati fino al 33% (Fig. 5d). Si osserva, inoltre, che la riduzione degli eventi con altezza d'onda media minore di 1 m riguarda tutte le direzioni di modellamento; gli eventi di direzione 140°N-210°N diminuiscono nel tempo anche per l’altezza delle onde superiori a 1 m; infine, per le direzioni di provenienza delle onde 220°N-240°N e 250°N-270°N la riduzione del numero degli eventi con altezza media minore di 1 m avviene in corrispondenza di un incremento degli eventi con altezza d'onda media maggiore di 1 m.

In conclusione nel periodo 1975-81 vi è stato un aumento del 63% dell'energia prodotta dagli eventi meteomarini, il numero degli eventi è nel tempo diminuito ed ha interessato quelli di breve durata, mentre vi è stato contemporaneamente una crescita degli eventi di maggiore durata e di altezza d'onda superiore a 1 m. In particolare la massima riduzione degli eventi ha interessato la direzione di provenienza l40°N-2 10°N. Un corrispondente incremento nel numero degli eventi particolarmente energetici, con altezza d'onda superiore a 1 m e di media e lunga durata, si è verificato per le direzioni 250°N-270°N e 220°N-240°N.

5. EVOLUZIONE COSTIERA NEL PERIODO 1955-1985

Lo studio della tendenza evolutiva della linea di riva ha mostrato che. a differenza della maggior parte dei litorali italiani, l'area è soggetta ad una tendenza recessiva già dalla fine del secolo scorso (Cocco & Musella, 1998)

Lo studio evolutivo della cimosa litoranea per il periodo 1955-1985 è stato eseguito utilizzando aerofotogrammi in scala compresa tra 1:37.000 e 1:5.000. Tra il 1955 e il 1975 il litorale di M. di Casalvelino e in parte quello di M. di Ascea presenta

un arretramento della linea di riva con velocità media pari a 1 m/anno, mentre l'estremo tratto sud-orientale presenta condizioni di maggiore stabiliti (-0,4 m/anno).

Negli anni 1975-1985 per il tratto di M. di Casalvelino l'evoluzione della linea di riva risulta influenzata da una serie d'interventi a mare, culminati negli anni '80 con la realizzazione di un porticciolo turistico e di successive opere di difesa alle spalle del molo di sottoflutto soggette a rapido arretramento (Cocco *et al.*, 1993). L'area a SE delle opere di difesa si presenta in forte arretramento con velocità comprese tra 1,5 e 2 m/anno. Anche lungo il litorale di M. di Ascea si assiste ad un incremento del tasso di arretramento della linea di riva che. regredendo con una velocità media di 0,9 m/anno, presenta un trend variabile lungo il settore compreso tra -1,3 m/anno nell'arca di Velia e -0,4 m/anno procedendo verso T. del Telegrafo.

6. CONCLUSIONI

L'analisi del regime idrologico del bacino del Fiume Alento, lo studio del clima ondoso del paraggio e l'analisi della tendenza evolutiva del litorale negli anni 1955-1985 hanno permesso di valutare le possibili cause naturali intervenute nel periodo in esame e ipotizzarne l'influenza nella dinamica litorale. In prima analisi, gli eventi di breve durata e maggiore frequenza di provenienza 250°N-270°N, smistando sedimento verso SE, indurrebbero un accumulo sedimentario presso T. del Telegrafo, del resto sia la presenza nella spiaggia sommersa di un'ampia barra-bassofondo (Cocco & Musella, 1998), sia la diversa tendenza evolutiva dei due settori contigui ne darebbe riprova.

Senza trascurare l'influenza che le opere di bonifica, realizzate fin dagli inizi del '900 sul territorio, hanno avuto nell'evoluzione del litorale, l'analisi del regime meteomarino permette di ipotizzare che l'arretramento della linea di riva nel periodo 1955-1975, può essere anche legato agli eventi naturali più energetici e quindi più distruttivi. Questi, avvicinandosi trasversalmente alla costa (220°N-240°N), potrebbero aver indotto nelle fasi critiche (soprattutto nei primi anni '60) un allontanamento pressoché definitivo del sedimento dal sistema litoranee.

L'incremento della crisi erosiva verificatasi tra il 1975 e il 1985 lungo tutto il settore, legato in gran parte all'intensa attività antropica svolta nel bacino idrografico del Fiume Alento, in parte alla costruzione di opere foranee lungo la cimosa litoranea e all'urbanizzazione della fascia costiera, può essere stato influenzato sia dal regime pluviometrico nel bacino del Fiume Alento, sia dal regime ondoso del paraggio. La riduzione del 12% della precipitazione annua nel periodo 1975-1985 e la migliore distribuzione di questa nel tempo ben si accorda con la riduzione del 18% della portata idrica giornaliera, probabilmente dovuta anche all'utilizzo irriguo delle acque e alla costruzione di invasi a uso promiscuo.

L'incremento del numero degli eventi di media e lunga durata (6-12 ore e >24 ore) e del numero degli eventi con altezza media delle onde maggiore di 1 m nelle direzioni 220°N-240°N e 250°N-270°N nel periodo 1975-1985 può aver indotto un incremento nello smistamento sedimentano trasversale e verso SE. Infine la forte crisi erosiva riscontrata presso M. di Casalvelino nel periodo 1975-85, in concomitanza alla costruzione del porto e delle opere di difesa, è risultata coeva alla riduzione del numero

degli eventi provenienti dalle direzioni I40°N-210°N responsabili dell'apporto sedimentario verso NW.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia ring. M. Serpico per l'indispensabile contributo fornito nell'elaborazione dei dati di vento.

Ricerche eseguite con il contributo di fondi ex M.U.R.S.T. quota 60%

BIBLIOGRAFIA

Cocco E. 1988. 11 Flysch del Cilento Auct. ed i suoi l'apporti con i terreni della piattaforma carbonatica campano-lucana. In: L'Appennino Campano-Lucano nel quadro geologico dell'Italia Meridionale: guida all'escursione del 74° Cong. Naz. S.G.I. (Cocco E. & D'Argenio B. eds). Ed. De Erede: 43-82.

Cocco E., de Magistris M.A., Bentivoglio C., Iacono I. & Serpico M. 1993. Processi erosivi, opere di difesa e riequilibrio dei litorali in Campania. In: La difesa dei litorali in Italia (Aminti P.L. & Pranzini E. eds.) Edizioni delle Autonomie. Roma: 175-194.

Cocco E. & Musella F. 1998. Variazioni della linea di riva e dinamica dei sedimenti tra Marina di Casalvelino e Marina di Ascea (Cilento. Campania). *Atti del XII Congresso A.I.O.L. (Isola di Vulcano. 18-21/9/1996):* 341-350.

Dal Cin R. 1983. I litorali del Delta del Po e alle foci dell'Adige e del Brenta: caratteri tessiturali e dispersione dei sedimenti, cause dell'arretramento e previsioni sull'evoluzione futura. *Boll. Soc. Geol. It.,* 102: 9-56.

D'Alessandro L.. Davoli L.. Lupia Palmieri E. & Raffi R. 1992. Recent dynamics of the Tyrrhenian beaches of Calabria (Southern Italy). *Boll., di oceanologia teorica ed applicata*, vol. X. n 2.3,4: 187-195.

Guida D.. Guida M., Lui se D., Salzano G. & Vallarlo A. 1980. Idrogeologia del Cilento (Campania). *Geol. Rom.*. 1 19: 349-369.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 225-231, ottobre 1999

PARTICULATE DNA FLUX IN THE NORTHEASTERN ATLANTIC: PRELIMINARY RESULTS

Antonio DELL'ANNO[1], Roberto DANOVARO[1], Monica ARMENI[1], Richard LAMPITT[2], Mauro FABIANO[3]

[1]Istituto di Scienze del Mare, Università di Ancona, Ancona, Italy
[2]Southampton Oceanography Centre, Southampton, England
[3]Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, Genova, Italy

ABSTRACT

Three sediment traps on the same mooring line, were deployed at depths of 1000-m, 3000-m and 4750-m in the northeastern Atlantic (4850-m depth), from January 5th to July 13th 1997 in the frame of the BENGAL programme. Trap samples were analyzed in order to estimate changes in DNA, protein and chloroplastic pigment fluxes. DNA flux varied seasonally with highest values (172 µg m^{-2} d^{-1}) in spring and lowest (2 µg m^{-2} d^{-1}) in winter. The highest DNA levels were related to the spring phytoplankton bloom as indicated by the significant increase of protein and chloroplastic pigment fluxes. DNA flux decreased between the traps at 1000 m to 3000 m depth (on average 51.3 and 36.9 µg m^{-2} d^{-1}, respectively) but increased in the deepest trap (on average 42.1 µg m^{-2} d^{-1}). Protein flux displayed a similar vertical pattern suggesting that the deepest trap collected organic particles from sediment resuspension and/or lateral advection.

RIASSUNTO

Campioni di trappole di sedimentazione, posizionate sulla stessa verticale alle profondità di 1000, 3000 e 4750 m nel Nord-Est Atlantico, sono stati raccolti tra il 5 gennaio ed il 13 luglio 1997 nell'ambito del programma BENGAL. I campioni sono stati analizzati al fine di valutare variazioni verticali e stagionali dei flussi di DNA, di proteine e di pigmenti fotosintetici. I flussi di DNA variavano stagionalmente con i più alti valori in primavera (172 µg m^{-2} d^{-1}) ed i più bassi in inverno (2 µg m^{-2} d^{-1}). I più alti valori di flusso di DNA sono stati messi in relazione ad una fioritura fitoplanctonica primaverile, come indicato dal significativo aumento dei flussi di pigmenti e di proteine. I flussi di DNA diminuivano da 1000 a 3000 m (in media 51.3 and 36.9 µg m^{-2} d^{-1}, rispettivamente) aumentando nuovamente a 4750 m di profondità (in media 42.1 µg m^{-2} d^{-1}). I flussi di proteine mostravano un andamento analogo, suggerendo che la trappola più profonda collezionava anche particelle organiche provenienti dalla risospensione del sedimento e/o da advezioni laterali.

1. INTRODUCTION

Large amounts of particulate DNA produced in the photic zone have been reported to be associated with non-living cells (i.e. detrital DNA) and apparently require quite long time to be degraded (Holm-Hansen *et al,* 1968; Winn & Karl, 1986). Previous studies have shown that relatively large amounts of DNA are supplied to the benthos throughout particle sedimentation. Bailiff& Karl (1991) reported a DNA flux of 2-4 mg m^{-2} d^{-1} in the Antarctic Peninsula region. In the NE Atlantic, Turley & Mackie (1995) estimated a bacterial-DNA flux of 0.01 mg m^{-2} d^{-1}. This "rain" of particulate DNA could represents an important source of labile organic N and P and/or nucleic acid precursore for benthic heterotrophs (Paul *et al,* 1987). This might have important consequences for deep-sea benthic environments, which are known to be characterized by extremely low inputs of labile organic compounds. However, quantitative information on particulate nucleic acid fluxes in deep ocean are very scant. The aim of the present study was to quantify particulate DNA fluxes to abyssal depths in the NE Atlantic. Seasonal changes in particulate nucleic acid flux were relatcd to seasonal varying primary organic inputs (i.e. Chloroplastic pigments and proteins) in order to provide information on the origin of particulate nucleic acids reaching the sea floor.

2. MATERIALS AND METHODS

Three sediment traps were deployed from January 5th to July 13th 1997 on a single mooring line at 1000 (Trap A), 3000 (Trap B) and 4750-m depth (Trap C) in the Porcupine Abyssal Plain (PAP) area (northeastern Atlantic 4850-m depth; 48° 50.2' N; 16° 29.9'W; Fig. 1).

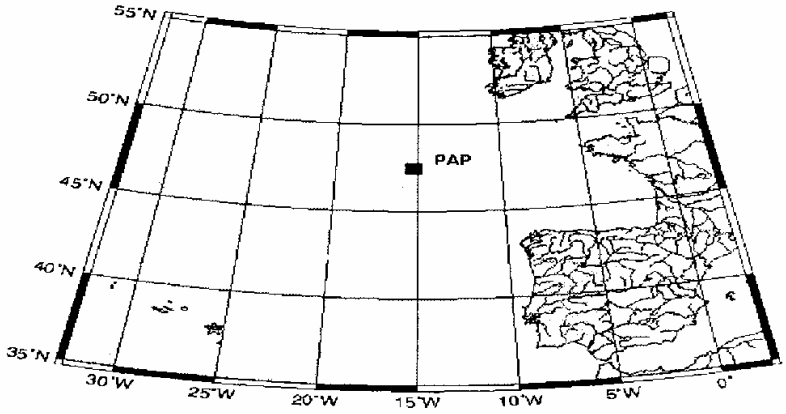


Fig. 1 - Location of the Porcupine Abyssal Plain (PAP)

This area is characterized by high sedimentation rates (Newton *et al,* 1994) and a strong seasonality (Rice *et al,* 1994). Trap material was poisoned *in situ* with a solution of 2% buffered and prefiltered formalin to minimize bacterial influence (Gardner *et al,*

1983). Trap open-close period ranged from 7 to 28 days. After recovery, sediment trap samples were split into eight fractions and subsamples were used for the analysis of DNA, protein and chloroplastic pigments.

2.1. DNA analysis

Duplicate subsamples (5-10 ml) of 1/8 of the total trap samples were filtered, under gentle vacuum, onto Millipore GS-type membrane filters (0.22 µm pore size). DNA was measured according to Holm-Hansen *et al.* (1968), modified by Bailiff & Karl (1991). Calf thymus DNA solutions were used as standard.

2.2. Chloroplastic pigment analysis

Subsamples (10-20 ml) were filtered onto Whatman GF/F glass fibre filters (0.45 µm pore size). Pigments were extracted in 90% acetone in the dark at 4°C and analyzed by reverse phase HPLC according to Roy (1987). Pigments were identified using commercial standards of chlorophyll-a (Chl-a) and chlorophyll-b (Chl-b; Sigma Chemical Company) and Phaeophytin a and b were obtained according to Mantoura & Llewellyn (1983). Total chloroplastic pigment fluxes were reported as the sum of the four pigments identified.

2.3. Protein analysis

Duplicate subsamples (2 mi) were filtered onto Whatman GF/F glass fibre filters (previously treated in muffle furnace at 450°C, 4h) and analyzed according to Hartree (1972). Albumin serum solutions were used as standard.

3. RESULTS

Spatial and seasonal changes in DNA fluxes are shown in Fig 2.

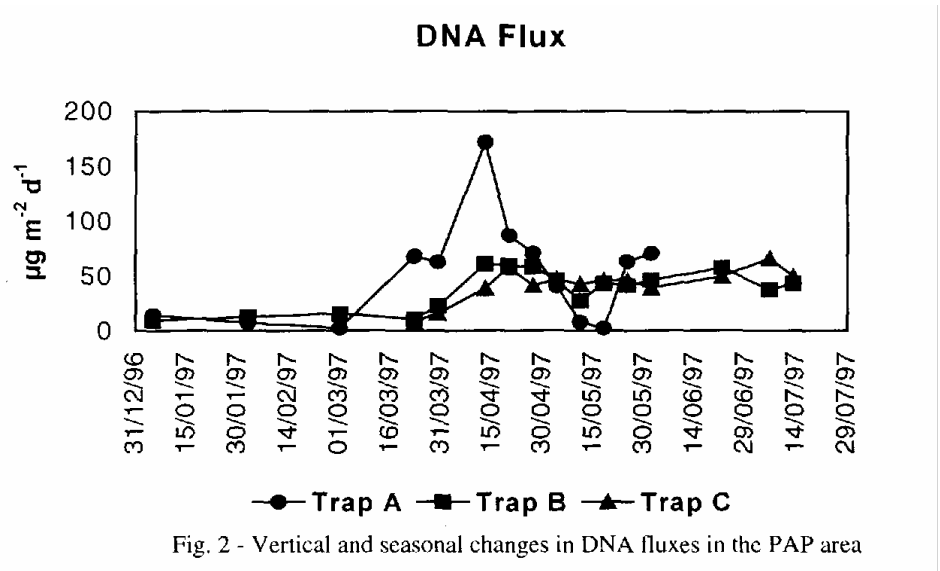


Fig. 2 - Vertical and seasonal changes in DNA fluxes in the PAP area

Highest DNA values were reported in the Trap A (172 µg m^{-1} d^{-1}) in April and lowest in February and May (2.0 and 2.3 µg m^{-1} d^{-1} respectively). DNA flux decreased from Trap A to Trap B (on average 51.3 and 36.9 (jg m^{-2} d^{-1}, respectively) but increased in the deepest trap (on average 42.2 µg m^{-1} d).

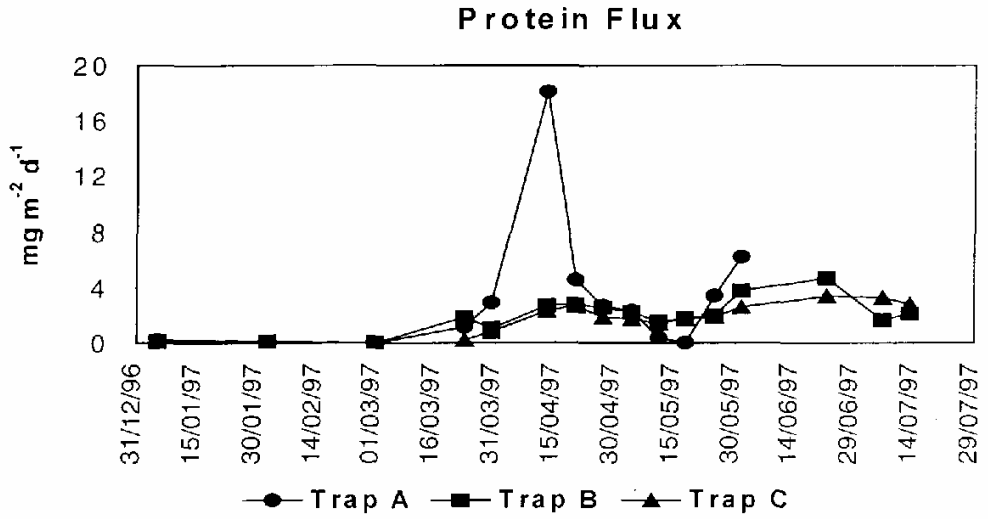


Fig. 3 - Vertical and seasonal changes in protein fluxes in the PAP area

Protein flux displayed wide seasonal and depth changes (Fig 3) with highest values in Trap A (18.2 mg m^{-1} d^{-1}) in April and lowest (<0.1 µg m^{-2} d^{-1}) in Trap A and B in February. Protein fluxes decreased from Trap A to Trap B (on average 3.2 and 1.9 mg m^{-2} d^{-1} respectively) to slightly increase in the deepest trap (on average 2.0 mg $m^{-2:}$ d^{-1}).

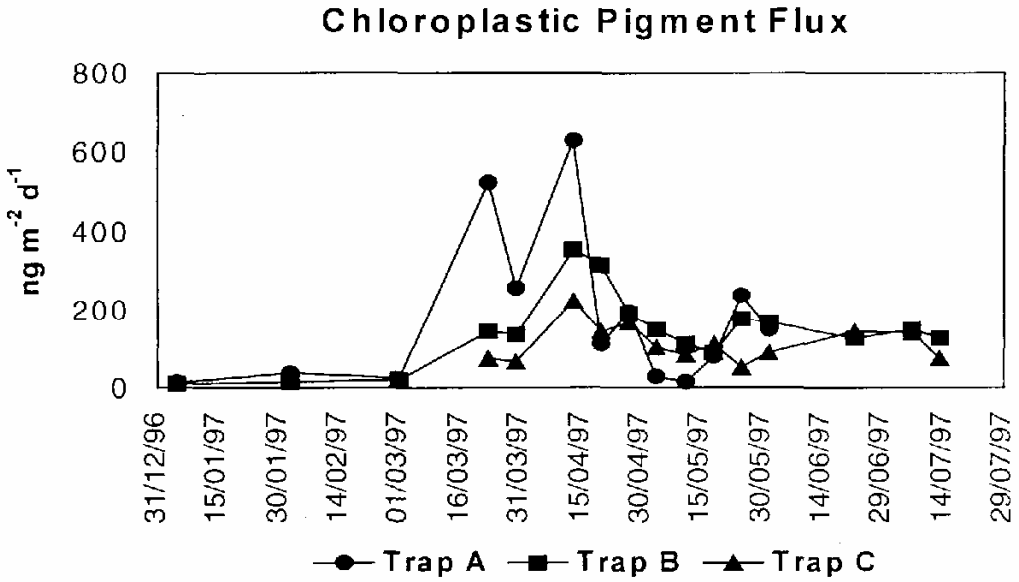


Fig. 4 - Vertical and seasonal changes in chloroplastic pigment fluxes in the PAP area

Chloroplastic pigment flux displayed highest value on middle April (627.1 ng m^{-2} d^{-1}) in the Trap A and lowest in January in Trap B (8.5 ng m^{-2} d^{-1}; Fig. 4) and clearly decreased from Trap A to Trap C (on average 176.4 and 112.2 ng m^{-2} d^{-1}, respectively).

4. DISCUSSION

DNA fluxes in the PAP area were characterized by clear seasonal changes with highest values in April and lowest in February (high to low ratio 86). DNA, protein and chloroplastic pigment fluxes showed similar temporal trends. Highest DNA fluxes are likely to be related to the spring phytoplankton bloom, as indicated by the concomitant significant increase of the protein and chloroplastic pigment fluxes. DNA fluxes were significantly correlated to chloroplastic pigment (Fig. 5a) and protein fluxes in Trap A and B (Fig. 5b) whilst no significant relationships were found in the deepest trap. This suggests that Trap C collected DNA not only from phytoplankton sedimentation.

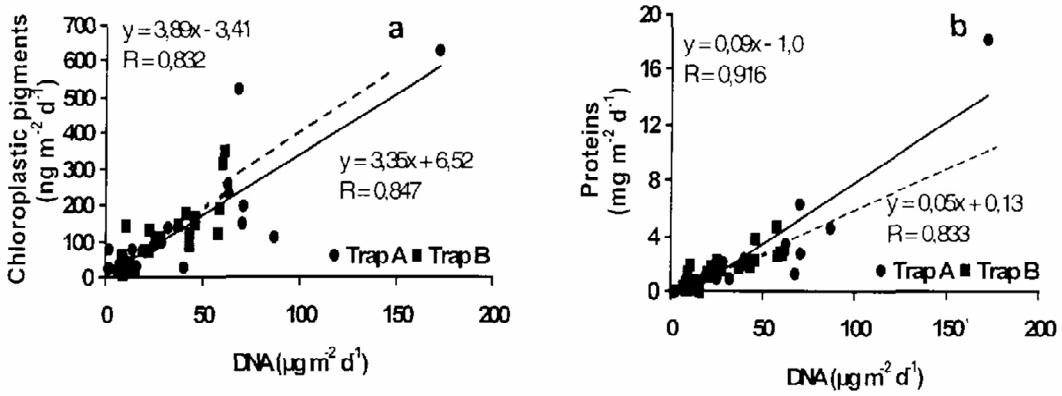


Fig. 5 - Relationships between DNA and chloroplastic pigment fluxes (a) and between DNA and proteins (b) in Trap A and B

DNA, proteins and pigment fluxes decreased from Trap A to Trap B for about 30, 40 and 20%, respectively. The limited decrease of the particle fluxes beetwen Trap A and B might suggest that organic particles were subjected to limited utilization during sinking. DNA and protein fluxes generally increased from Trap B to Trap C. Such vertical pattern suggests that the deepest trap collected organic particles from resuspension and/or lateral advection.

Literature information on DNA fluxes is too scarce to provide adequate comparisons. In a study carried out in the highly productive Antarctic Peninsula region, Bailiff & Karl (1991) reported a DNA flux of 2-4 mg m^{-2} d^{-1} at 100-m depth. In the NE Atlantic at 4465-m depth, Turley & Mackie (1995) estimated a bacterial-DNA flux of 0.01mg m^{-2} d^{-1}. DNA fluxes reported in this study, although lower than estimates

provided by Bailiff & Karl (1991), appear very high for abyssal depths. Since nucleic acids are phosphate-rich macromolecules (Paul *et al.,* 1988), it is possible to hypothesize that DNA fluxes represent one of the most important source of labile organic phosphorus for deep-sea benthic metabolism. Further studies are needed to fully evaluate the ecological significance of the nucleic acid fluxes to deep-sea benthic environments.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported by the EC in the frame of the programme BENGAL: "High resolution temporal and spatial study of the **BEN**thic biology and **G**eochemistry of a north-eastern **A**tlantic abyssal **L**ocality" MAS3-CT950018.

REFERENCES

Bailiff, D.M. & Karl D.M. 1991. Dissolved and particulate DNA dynamics during a spring bloom in the Antarctic Peninsula region, 1986-87. *Deep Sea Res.,* 38: 1077-1095.

Gardner W.D., Hinga K.R. & Marra J. 1983. Observations on the degradation of biogenic material in the deep ocean with implications on accuracy of sediment trap fluxes. *J. Mar. Res.,* 41: 195-214.

Hartree E.F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. *Anal. Biochem.,* 48: 422-427.

Holm-Hansen O., Sutcliffe W.H. & Sharp J. 1968. Measurement of deoxyribonucleic acid in the ocean and its ecological significance. *Limnol. Oceanogr.,* 13: 507-514

Mantoura R.F.C. & Llewellyn C. A. 1983. The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their break down products in natural waters by reverse phase HPLC. *Anal. Chim. Acta.,* 151: 297-314

Newton P.R., Lampitt R.S., Jickell T.D., King P. & Boutle C. 1994. Temporal and spatial variability of biogenic particle fluxes during the JGOFS NE-Atlantic process studies at 47°N 20°W. *Deep Sea Res.,* 41: 1617-1642

Paul J.H., Jeffrey W.H. & DeFlaun M.F. 1987. Dynamics of extracellular DNA in the marine environment. *Appl. Environ. Microbiol., 53:* 170-179.

Paul J.H., DeFlaun M.F., Jeffrey W.H. & David A. 1988. Seasonal and diel variability in dissolved DNA and in microbial biomass and activity in a subtropical estuary. *Appl. Environ. Microbial.,* 54: 718-727.

Rice A.L., Thurston M.H. & Bett B.J. 1994. The IOSDL DEEPSEAS programme: introduction and photographic evidence for the presence and absence of a seasonal input of phytodetritus at contrasting abyssal sites in the northeastern Atlantic. *Deep Sea Res.,* 41*:* 1305-1320.

Roy S. 1987. High-performance liquid chromatographic analysis of chloropigments. J. *Chromatogr.,* 391: 19-34.

Turley C.M. & Mackie F.J. 1995. Bacterial and cyanobacterial flux to the deep NE Atlantic un sedimenting particles. *Deep-Sea Res.*. 42: 1453-1474.

Winn C.D. & Karl D.M. 1986. Diel nucleic acid synthesis and particulate DNA concentration: conflicts with division rate estimates by DNA accumulation. *Limnol. Oceanogr.,* 31: 637-645.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (i), pp. 233-239, ottobre 1999

CARTOGRAFIA DEI FONDALI ANTISTANTI LA PUNTA DI PORTOFINO (MAR LIGURE) E OSSERVAZIONI SUI POPOLAMENTI BENTICI

Giovanni DIVIACCO[1] e Leonardo TUNESI

ICRAM, Via di Casalotti, 300 -1-00166 Roma

ABSTRACT

Cartography of the rocky bootoms in front of Portofino Paint (Ligurian Sea) and observations on benthic assemblages

The high natural value of Portofino Promontory is related to the biological richness of its bottoms. The importance of the assemblages on rocky bottoms in the area in front of Portofino Point was emphasized at the end of the 50's by the finding of colonies of false black coral *Gerardia sovaglia,* but the technology available at that time did not permit for a complete study.

To increase the knowledge on the above-mentioned aspects, in december 1996 a specific survey was made by means of Side Scan Sonar and R.O. V. between 50 and 100 m depth. The analysis of data collected permitted mapping of the rocky bottoms in front of Portofino Point and the characterization of their benthic assemblages.

RIASSUNTO

Il Promontorio di Portofino ha un elevato valore naturalistico per la ricchezza biologica dei suoi fondali. A partire dalla fine degli anni '50 è stata evidenziata per l'area l'importanza dei popolamenti profondi di substrato duro, con particolare riguardo al rinvenimento di formazioni rocciose antistanti la Punta di Portofino. L'interesse per queste emergenze rocciose fu allora notevole, anche in relazione alla segnalazione della presenza di specie come il falso corallo nero *Gerardia savaglia,* ma la strumentazione disponibile non ne permise lo studio di dettaglio. ,

La conduzione di una specifica campagna di studi nel dicembre 1996, con l'impiego di Side Scan Sonar e R.O.V., ha permesso di approfondire le conoscenze su questi tratti di fondo duro tra 50 e 100 m di profondità, consentendo di realizzare la cartografia delle formazioni antistanti la Punta di Portofino e di caratterizzarne il popolamento bentico.

---

[1]Indirizzo attuale: Ufficio Parchi e Aree Protette, Regione Liguria - Genova

1. INTRODUZIONE

Il Promontorio di Portofino riveste un elevato interesse naturalistico e la ricchezza biologica dei suoi fondali è legata all'azione di differenti fattori ecologici su di un sistema particolarmente articolato ed alla sua posizione strategica nel Mar Ligure e nel Mediterraneo occidentale (Tortonese, 1958; Rossi, 1969; Morri *et al,* 1986).

A partire dalla fine degli anni '50 è stata evidenziata per l'area l'importanza dei popolamenti profondi di substrato duro, con particolare riguardo al rinvenimento di formazioni rocciose antistanti la Punta di Portofino. L'interesse per queste emergenze rocciose fu allora notevole, anche in relazione alla segnalazione della presenza di specie come il falso corallo nero *Gerardia savaglia* (Bert.) (Rossi, 1958).

In quegli anni, immersioni condotte con autorespiratori ad aria, a profondità quasi proibitive, permisero di raccogliere alcune informazioni sulla presunta estensione delle formazioni rocciose (Melegari, 1973) e sulla presenza di specie proprie del coralligeno profondo. Da allora l'area è stata poco studiata e nonostante il suo notevole interesse scientifico e gestionale (Diviacco *et al.,* 1992; Tunesi & Diviacco, 1993), le notizie disponibili su di essa sono ancora molto scarse (Morri *et al.,* 1986; Tunesi & Diviacco, 1997).

Allo scopo di approfondire le conoscenze sull'estensione e sul popolamento bentico presente su questi tratti di fondo duro, nel mese di dicembre del 1996 è stata condotta una specifica campagna di studi mediante l'impiego di Sonar a Scansione Laterale (Side Scan Sonar) e di veicolo filoguidato (R.O.V.).

2. MATERIALI E METODI

La cartografia dei fondali antistanti la Punta di Portofino nell'intervallo batimetrico compreso tra 50 e 100 m di profondità è stata ottenuta mediante l'impiego di un- Side Scan Sonar (S.S.S.). modello "G & G 260", con una frequenza di 100 kHz, impostato per avere una scansione laterale di 100 m. I rilevamenti sono stati condotti ad una velocità di circa 5 nodi. Le rotte sono state pianificate in modo da permettere una parziale sovrapposizione dei sonogrammi e, in prevalenza, sono state condotte parallelamente alla costa (Fig. 1).

Le immagini di supporto all'analisi dei sonogrammi sono state ottenute mediante l'impiego di un veicolo filoguidato (R.O.V.), modello "Achille" (Fig.l).

Il posizionamento è stato effettuato tramite G.P.S. (errore compreso entro un range di circa 50 m), registrando, ad intervalli di tempo regolari, le coordinate dell'imbarcazione durante le rotte S.S.S., e tenendo conto, in fase di elaborazione dei dati, della lunghezza e dell'inclinazione del cavo del trasduttore.

La medesima procedura è stata seguita a supporto delle osservazioni con R.O.V.

3. RISULTATI

L'elaborazione dei dati raccolti ha permesso di realizzare una cartografia di dettaglio della disposizione delle formazioni rocciose antistanti la Punta di Portofino (Fig. 2);

l'analisi delle immagini ottenute mediante l'impiego del R.O.V. ha permesso di identificare le principali specie presenti nell'area di studio (Tab. 1) e quindi di descrivere i principali popolamenti bentici associati sia ai fondi duri sia a quelli mobili ad essi circostanti.

L'impiego di R.O.V. ha consentito di rilevare la presenza di una forte corrente di fondo in uscita dal Golfo Tigullio, che infatti ha creato problemi di manovra, rendendo difficoltose le relative osservazioni; la corrente sembra aumentare di intensità nella zona tra la base della falesia del Promontorio, a Nord, e l'area che ospita la maggiore concentrazione di emergenze rocciose, a Sud (Fig. 1). Nel corso della campagna le condizioni meteomarine sono inoltre peggiorate, con mare da poco mosso a mosso e vento in aumento da Est, interferendo ulteriormente con le operazioni di rilevamento.

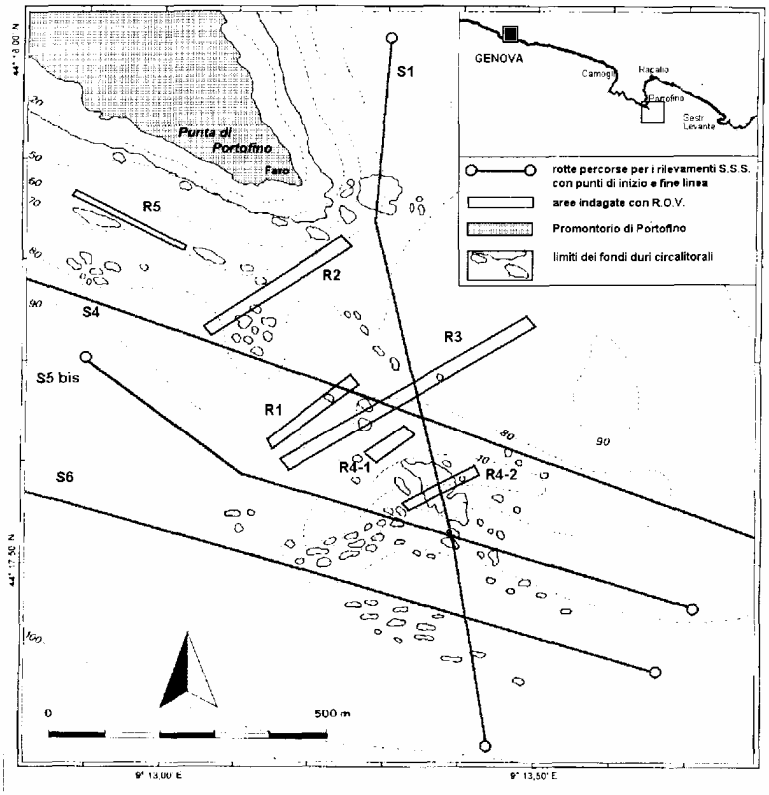


Fig. 1 - Area di studio e zone indagate con S.S.S. e R.O.V.

Tab. 1 - Lista delle specie identificate nel corso dei rilievi effettuati con R.O.V.; per ogni specie è fornita l'indicazione dell'intervallo di profondità nel quale è stata rinvenuta ed il tipo di fondo al quale è stata trovata associata

Taxa	Intervallo di profondità	Tipo di fondo
PORIFERA		
Axinella damicornis (Esper)	60-84	Duro
Clathrina clathrus (Schmidt)	87	Duro
CNIDARIA		
Alcyonum acaule (Kukenthal)	83	Duro
Antipathes subpinnata (Ell. Sol.)	64-81	Duro
Cerianthus membranaceus Spallanzani	62-92	Duro/mobile
Eunicella verrucosa Verr.	60-62	Duro
Leptogorgia sarmentosa (L.)	60-65	Duro
Lytocarpia myriophyllum (L.)	84-88	Duro
Parerytropodium coralloides (Pallas)	64-67	Duro/biologico
Paramuricea clavata (Risso)	60-84	Duro
Parazoanthus axinellae (O. Schmidt)	60-84	Duro/biologico
ECHIURIDA		
Bonellia viridis Rolando	79	Duro/mobile
ANNELIDA		
Sabella spallanzani Viviani	90	Mobile
TENTACULATA - Bryozoa		
Sertella beaniana (King)	80-90	Duro
ECHINODERMATA		
Antedon mediterranea (Lamarck)	90	Mobile
Cidaris cidaris (L.)	80-90	Duro
Echinaster sepositus (Retz.)	87	Duro
Echinus melo Lamarck	90	Duro
Holothuria forskali Delle Chiaje	79-84	Duro
Mesothuria intestinalis (Asc.-Rathke)	60-84	Duro
Paracentrotus lividus Lamarck	60-62	Duro
Stichopus regalis Cuvier	80-94	Mobile
VERTEBRATA		
Anthias anthias (L.)	60- 79	Duro
Aspitrigla obscura (L.)	60-70	Mobile
Mullus surmuletus L.	71	Mobile
Scorpaena sp.	90-91	Duro/mobile
Serranus cabrilla (L.)	60-90	Duro/mobile
Serranus hepatus (L.)	62	Mobile
Soleidae indet.	60	Mobile

Le osservazioni condotte hanno permesso di rilevare:

- un denso popolamento bentico sugli affioramenti rocciosi e sui fondali circostanti;
- ampi tratti di fondale roccioso caratterizzati da una *facies* ad Antipatari, rappresentati dalla specie *Antipates subpinnata* (Ell. Sol.), le cui colonie sono insediate anche su rocce di dimensioni ridotte, tra 64 ed 81 m di profondità, in corrispondenza della

parte nordoccidentale delle formazioni rocciose;

- una fascia di detrito organogeno di alcuni metri di ampiezza intorno ai singoli affioramenti rocciosi;
- una sedimentazione più importante sulla parte delle formazioni rocciose rivolta verso il Golfo del Tigullio rispetto al versante ovest.

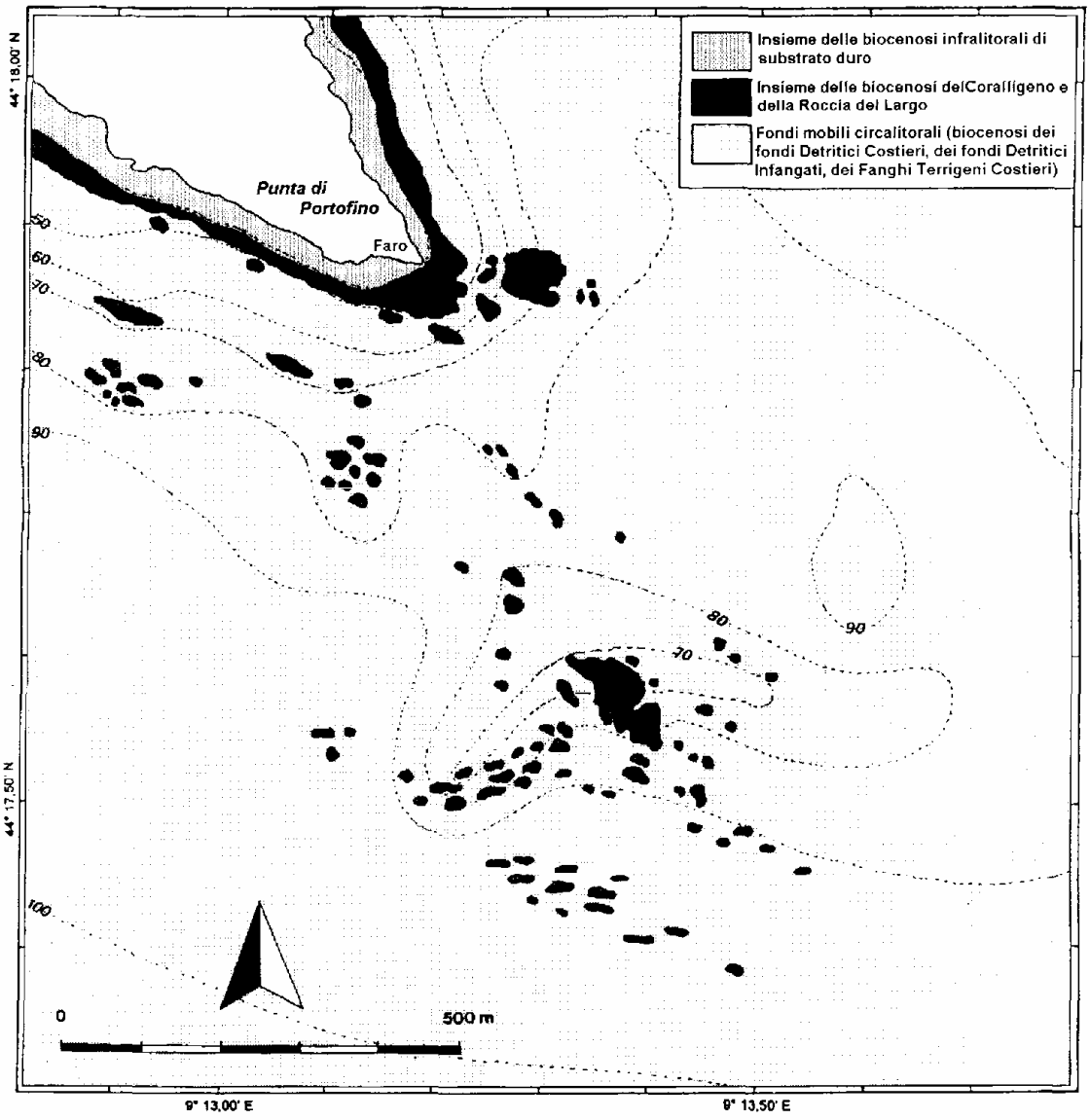


Fig. 2 - Rappresentazione cartografica dei fondali antistanti la Punta di Portofino e delle principali associazioni biologiche del benthos.

4. CONSIDERAZIONI E CONCLUSIONI

Le informazioni raccolte hanno permesso l'elaborazione di una cartografia di dettaglio dell'insieme degli affioramenti rocciosi antistanti la Punta di Portofino e di ottenere alcune informazioni sulle comunità bentiche ad esse associate (Fig. 2).

La lista delle specie identificate permette di rilevare nell'area di studio la presenza di un popolamento caratterizzato principalmente da appartenenti alle biocenosi della Roccia del Largo- (RL) e del coralligeno (C), anche se non mancano specie associate a corrente di fondo e ad elevata sedimentazione.

Il rinvenimento della *facies* ad Antipatari riveste notevole interesse perché non ci risulta sia stata trovata in precedenza sui fondali oggetto di studio, a parte una segnalazione al largo di Punta Chiappa, risalente agli anni Settanta (Tommei, comunic. pers.) e costituisce quindi un'ulteriore conferma della ricchezza e della particolarità dei fondali antistanti il Promontorio di Portofino. Il sito più vicino al Promontorio di Portofino nel quale è stata segnalata la *facies* ad *A. subpinnata* è costituito dai fondi coralligeni di Monaco (Rossi, 1971).

La particolarità di questo popolamento richiede a nostro avviso uno specifico approfondimento mirato a caratterizzare Con maggiore precisione l'estensione della *facies* ad Antipatari e ad identificare i principali fattori ambientali che ne permettono la presenza.

Nel corso dell'indagine non sono state individuate colonie di *Gerardia savaglia,* ma la presenza di questa specie sembra confermata da alcune segnalazioni anche recenti (Ghisotti, comunic. pers.).

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i tecnici delle Società Drafin Sub, Arena Sub e Nautilus, e le dott.sse Emanuela Spada e Claudia Virno Lamberti per la collaborazione alle attività di rilevamento ed Andrea Ghisotti ed Armando Tommei, per le utili informazioni.

BIBLIOGRAFIA

Diviacco G., Marini L. & Tunesi L. 1992. Parco marino di Portofino: Criteri metodologici per la stesura della proposta di zonazione. *Oebalia,* suppl. 17: 503-507.

Melegari G.E. 1973. *Portofino Sub. Guida alla conoscenza dei fondali del promontorio di Portofino.* e.r.g.a. Genova: 1-198.

Moiri C., Bianchi C.N., Damiani V., Peirano A., Romeo G. & Tunesi L. 1986. L'ambiente marino tra Punta della Chiappa e Sestri Levante (Mar Ligure): profilo ecotipologico e proposta di carta bionomica. *Boll. Mas. Ist. Univ. Genova,* 52 suppl: 213-231.

Rossi L. 1958. Contributo allo studio della fauna di profondità vivente presso la riviera

ligure di levante. *Ann. Mus. Civ, St. Nat. "G. Boria",* Genova, Voi. n, N 92:1-13.
Rossi L. 1969. Considerazioni zoogeografiche sul Bacino N.W. del Mediterraneo con particolare riguardo al Mar Ligure. *Archivio Botanico e Biogeografico Italiano,* Vol. XLV, 4ª serie, 14 (4): 139-152.
Rossi L. 1971. Guida a Cnidari e Ctenofori della Fauna Italiana. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano, 2:* 1-102.
Tortonese E. 1958. Bionomia marina della regione costiera fra Punta Chiappa e Portofino (Riviera ligure di Levante). *Arch. Ocean. Limnol.,* 11: 169-210.
Tunesi L. & Diviacco G., 1993. Environmental and socio-economie criteria for the establishment of marine coastal parks. *Intern. J. Environmental Studies,* 43: 253-259.
Tunesi L. & Diviacco G. 1997. Observations by submersible on the bottoms off shore Portofino Promontory (Ligurian Sea). Atti del 12° Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia. (Isola di Vulcano, 18-21 Settembre 1996), (Piccazzo M. ed.), Voi. I: 61-74.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 241-249, ottobre 1999

DESCRIZIONE E CARTOGRAFIA DELEA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE DI TERRACINA (LAZIO MERIDIONALE)

Giovanni DIVIACCO[1], Emanucla SPADA[2], Claudia VIRNO LAMBERTI

I.C.R.A.M.. Via di Casalolli, 300 - Roma

ABSTRACT

Description and cartography of the Posidonia oceanica *(L.) Delile heds of terracinu (Southern Lazio)*

Presence and distribution of the *Posidania oceanica* beds in the coastal zone between Circeo Promontory and Sperlonga, in the Southern Lazio, nave been examined. by means of side scan sonar, r.o.v. and scuba diving. The results of this survey have been reported on a thematic map, showing also the distribution of *Cymodocea nodosa* meadows and of other coastal benthic assemblages. The upper limit is generally included between 5 and 10 m depth, but sometime (e.g. in front of the S Felice Circeo tourist harbour) it can be deeper. The maximum depth of the lower limit is around 35 m. but it is more commonly included between 20 and 35 m.

RIASSUNTO

La presenza e la distribuzione della prateria di *Posidonia oceanica* nel tratto costiero tra il Promontorio del Circeo e Terracina (Lazio meridionale) sono state studiate tramite Side Scan Sonar, R.O.V. e immersioni subacquee. I risultati sono stati sintetizzati in una carta, riportante anche la distribuzione dei prati di *Cymodocea nodosa* e degli altri popolamenti bentici costieri. Il limite superiore è generalmente compreso tra 5 e 10 m di profondità, ma talvolta (ad esempio di fronte al porto turistico di S. Felice Circeo), esso può essere più profondo. La profondità massima del limite inferiore raggiunge i 35 m, ma e più comunemente compresa tra i 20 ed i 25 m.

1. INTRODUZIONE

L'importanza delle praterie di fanerogame marine del Mediterraneo ed in particolare di *Posidonia oceanica,* unitamente alla crescente preoccupazione per lo stato di diffuso degrado di una tra le biocenosi più produttive dell'ambiente costiero (Augier. 1985; Arata & Diviacco, 1989), ha indotto la comunità scientifica ad intraprendere lo studio sistematico delle praterie delle coste italiane e dei fenomeni di regressione in atto.

[1]Indirizzo attuale: Ufficio Parchi e Aree Protette. Regione Liguria. Via Fieschi. 15 - 16100 Genova
[2]Indirizzo attuale: ENEA Cosacela - Via Anguillarese. 301 - 00060 S. M. di Galena. Roma

Nell'ambito di un più ampio programma di mappatura delle praterie di *Posidonia oceanica* di alcune regioni italiane, svolto negli anni 1989-90 grazie ad un finanziamento dell'Ispettorato Centrale Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente, è stata condotta un'indagine sulle praterie del Lazio (responsabilità generale del progetto e tecnica: Snamprogetti; responsabile scientifico per il Lazio: G. Diviacco - I.C.R.A.M.), proseguita in seguito dall'I.C.R.A.M. per approfondire lo studio di alcune praterie e per esaminare anche i prati di *Cymodocea nodosa.*

Nel presente lavoro è stata presa in considerazione la situazione della prateria di Terracina.

2. MATERIALI E METODI

La strumentazione utilizzata per il rilevamento dei dati si componeva di un Side Scan Sonar (Gloux, 1984; Stefanon. 1985) modello Klein 590. e di R.O.V. (Remotely Operateci Vehicle) Robertson Tritech Sprint 101.

Per il Side Scan Sonar è stata scelta una frequenza di 100 kHz ed un i-auge di 200 m per lato, in modo da ottenere un buon compromesso tra definizione d'immagine e tempi di realizzazione limitati. Le rotte sono state condotte in prevalenza parallelamente alla costa, a profondità comprese tra le isobate dei 10 e 40 m e distanziate in modo da garantire una certa sovrapposizione.

Il R.O.V.. veicolo filoguidato dotato di telecamera, fotocamera, bussola e profondimetro (Virno Lamberti *et al.,* 1998). è stato utilizzato sia nelle aree non percorribili dalla nave sia in caso di dubbia interpretazione dei sonogrammi e per avere una periodica "verità-mure" di verifica dei sonogrammi stessi. Il posizionamento è stato effettuato tramite G.P.S.. che ha consentito un margine di errore compreso entro i 50 ml).

Successivamente alla campagna strumentale, una serie di immersioni con autorespiratore ha inoltre consentito l'esame della situazione dei fondali più costieri, soprattutto entro l'isobata dei 10 m.

La restituzione cartografica (Meinesz *et al..* 1981). eseguita in scala 1:25.000 e 1:10.000, è stata integrata e confrontata, per quanto riguarda le biocenosi presenti nell'area, con le informazioni tratte dalla letteratura (Fusco. 1961: Ardi/zone. 1982: Ardizzone & Miglinolo, 1982, Ardizzone & Pelusi. 1983a, 1983be 1984: Ardi/zone & Belluscio. 1996;Chimenze *et al.*, 1996).

3. RISIILI ATI

La prateria di *Posidonia oceanica* di Terracina (Fig. 1) si estende per un lungo tratto (lunghezza 32,5 km, larghezza 5000 m. superficie 4800 ha) dal faro di 'forre Cervia, sul promontorio del Circeo, fino all'arca tra il Lago Lungo e Sperlonga. La costa è caratterizzata dai centri abitali di S. Felice Circeo. Terracina e Fondi, dai Fiumi Sisto e Portatore e dai canali S. Anastasia. Pedemontano e da quello che collega il Lago Lungo al mare. I dati principali dei limiti della prateria sono riassunti in Tab. 1.

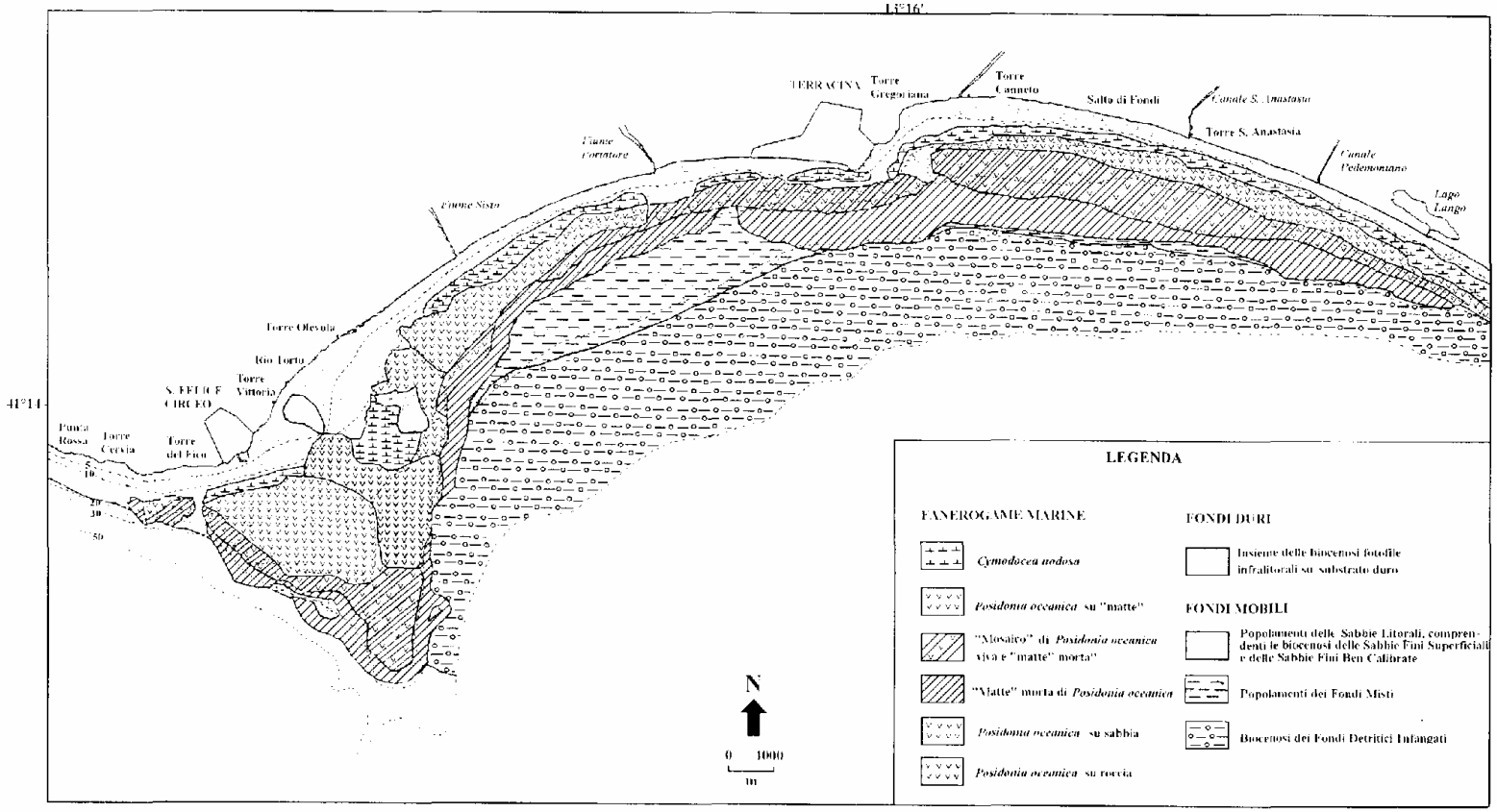


Fig. 1 – Rappresentazione cartografica della prateria di *Posidonia oceanica* di Terracina e degli altri principali popolamenti bentici costieri.

Il primo tratto di prateria, che si sviluppa a partire da Torre Cervia e termina presso Torre Vittoria, comprende una piccola zona, a circa 500 m dalla costa, composta da substrato duro circondato da un mosaico di *P. oceanica* viva e morta. In questo punto il R.O.V. ha permesso di osservare la fanerogama tra roccia e concrezione organogena con prevalenza di rodoficee incrostanti. Una striscia di sabbia di 500 m di larghezza separa tale area dalla prateria vera e propria, che si estende verso il largo. Di fronte al porto esiste un'ampia area di *P. oceanica* su "matte".

Tab. 1 - Dati principali dei limiti della prateria di Terracina.

	Prateria di Terracina	1° tratto: T. Cervia – T. Vittoria	2° tratto: T. Vittoria-Terracina	3° tratto: Terracina-T. Canneto	4° tratto: T. Canneto-Sperlonga
Profondità del limite superiore	5-20 m	10-20 m	10-20 m (aspetto frastagliato)	5-13 m (aspetto irregolare)	10 m (aspetto digitato)
Profondità del limite inferiore della "matte" morta	20-35 m	30-35 m (progressivo)	22-33 m (progressivo)	20-24 m	23-26 m

Tra le altre caratteristiche di questa zona, evidenziate dai sonogrammi, si possono citare la presenza di "matte" morta presso il limite superiore, gradini di erosione, causati probabilmente da moti di corrente, ed una secca di 12-13 m di profondità situata a circa 1,2 km dalla punta del porto turistico.

Verso Torre Vittoria, il fondo diviene eterogeneo, con roccette miste a "matte". Con il R.O.V. è stata osservata di fronte a Rio Torto, a circa 14 m di profondità, una grande area di erosione e a circa 1,5 km dalla costa una prateria su "matte" interrotta da canali "intermatte".

Tra i 20 ed i 31 m di profondità circa la prateria di *P. oceanica* è circondata da una sottile striscia a mosaico, che successivamente si estende verso sud con numerosi gradini di erosione. Il mosaico si colloca come punto di transizione verso una terza fascia di "matte" morta che si sviluppa tra l'isobata dei 30 m e quella dei 40 m. Tale sito, che raggiunge il suo confine di fronte a Torre Vittoria, contiene radure sabbiose anche di notevoli dimensioni, come mostrano i due rilevamenti con il R.O.V. Il primo, effettuato ad una profondità di circa 21 m, evidenzia un fondo sabbioso su "matte" morta ricco di *Sphaerechinus granularis* ed un gradino di "matte" di 0,5 m di altezza. Il secondo rilevamento evidenzia *P. oceanica* fra rocce che si alternano a radure sabbiose contenenti molto probabilmente foglie morte. Sembrano emergere dal fondo anche blocchi di substrato roccioso concrezionato. Le radure racchiudono frequentemente zone di "matte" morta ricoperte di sabbia e colonizzate da alghe fotofile.

Alcune osservazioni dirette in immersione condotte fra Punta Rossa e Torre del Fico hanno rivelato, intorno ai 5 m, la presenza di piccole chiazze sparse, non car-

tografabili, di *P. oceanica* su sabbia, mentre immersioni tra il porto turistico di San Felice Circeo e Torre Vittoria, a profondità variabili tra la superficie e i 10 m circa, hanno evidenziato presenza di mosaico di *P. oceanica* inizialmente a chiazze alternate a numerose radure sabbiose

Oltre Torre Vittoria, con cui inizia il secondo tratto e fino al centro abitato di Terracina, la prateria si assottiglia in direzione del largo, delimitando, con zone a "matte" morta e mosaico, un'ampia radura sabbiosa più superficiale che interrompe la zona superiore a *P. oceanica* viva. In seguito la prateria si allarga nuovamente estendendosi verso la costa. Anche in questo caso dalla costa verso il largo è presente la sequenza prateria di *P. oceanica,* mosaico di "matte" viva e morta, e "matte" morta. Ad ovest *P. oceanica* su e fra roccette si alterna a prateria su sabbia, seguita da una zona di *P. oceanica* su "matte" incisa da numerose radure sabbiose. A 16 m di profondità e a circa 650 m dalla costa è stato osservato con il R.O.V. che la prateria, inizialmente estesa e in buono stato ed in seguito mista a chiazze sabbiose, in corrispondenza del Fiume Portatore termina a ridosso di una radura sabbiosa.

Nella fascia batimetrica successiva (20 m) è presente mosaico di *P. oceanica* e "matte" morta, che al limite ovest s'impianta su sabbia, mentre più ad est, il mosaico si restringe in corrispondenza del Fiume Sisto, per terminare con la "matte" morta. Il mosaico continua verso est oltre Porto Badino, dove è interrotto da una striscia sabbiosa, e riprende verso Terracina. A ovest del Fiume Portatore il sonogramma indica prateria vitale, mentre ad est evidenzia "matte" morta. L'ampiezza massima di tale fascia è di circa 400 m, fra gli 11 e i 22 m di profondità.

Il tratto batimetrico successivo comprende una striscia di "matte" morta che presenta un gradino di erosione al limite inferiore. Con il R.O.V., a livello della foce del Fiume Portatore, a 21 m di profondità, si è constatata presenza di qualche chiazza di *P. oceanica* sparsa su una "matte" molto degradata e ricoperta di sabbia. Quest'area, situata a circa 20 m di profondità, ha un'ampiezza di circa 650 m.

Osservazioni subacquee in immersione hanno confermato in questo tratto la presenza, entro i 10 m, di fondi sabbiosi con prati di C *nodosa.*

Il terzo tratto, che dal fiume Portatore termina in corrispondenza di Torre Canneto, inizia con una fascia a mosaico che s'interrompe poco più a est, lasciando spazio ad una radura sabbiosa che s'insinua al suo interno, allungandosi ed invadendo in parte anche la successiva striscia di "matte" morta; il mosaico riprende quasi subito e prosegue quindi fino oltre Terracina ove, in corrispondenza di Torre Gregoriana, s'interrompe nuovamente per poi ricominciare, dopo aver superato una seconda radura sabbiosa ampia circa 500 m. Da questo punto in poi la fascia a mosaico continua fino a Torre Canneto.

La "matte" morta, la cui ampiezza varia fra i 500 m ed 1200 m circa, non s'interrompe quasi mai e presenta piccole chiazze di sabbia. In corrispondenza della grande radura, la "matte" morta risulta essere molto degradata. In questa zona, ad ovest di Terracina, il R.O.V. ha mostrato, ad una profondità di 25 m, un fondo fangoso con piccole chiazze di *P. oceanica* molto degradata.

Nell'ultimo tratto da torre Canneto, la prateria di *P. oceanica* ha un'ampiezza piuttosto ridotta, 200-500 m, e termina fra i 10 ed i 20 m di profondità. Partendo da ovest s'incontra dapprima una lingua di *P. oceanica* su e tra roccia, cui segue una zona

di *P. oceanica* a cordoni su sabbia; il rilevamento R.O.V. mostra a 12 m di profondità una situazione a mosaico, intervallato da radure sabbiose e cordoni di "matte" morta colonizzata da *Padina pavonica* e altre alghe fotofile. Proseguendo, si riscontra una situazione simile alla precedente, ma verso il limite superiore sono visibili anche roccette miste a *P. oceanica.* Sempre al confine con la formazione a mosaico, sono ben visibili gradini d'erosione, "intermatte" e ancora rocce. Da questo punto in poi, fino al termine della prateria, si ha *P. oceanica* su "matte".

La fascia a mosaico, che raggiunge gli 11 km di lunghezza circa, ha inizialmente un'ampiezza di circa 1 km, per poi restringersi molto ed estendersi nuovamente al termine della prateria. Partendo da ovest si osservano svariati gradini di "matte". In corrispondenza della foce del canale S. Anastasia la prateria degrada verso la formazione a mosaico, presentando numerosi gradini di "matte", come confermato anche dal R.O.V. Da questo punto la prateria inizia ad assottigliarsi, per terminare poco prima di Sperlonga, presentando canali e gradini di "matte".

La successiva fascia batimetrica a "matte" morta, inizialmente ampia (1 km), subisce una serie di restringimenti (fino a 250 m) e riespansioni fino al termine della prateria. La "matte" è praticamente uniforme, a parte una radura sabbiosa di circa 500 m a circa 30 m di profondità ed uno scalino di "matte", situato a 3 km circa dal termine della prateria. Ad 1,2 km dalla fine della prateria ed al confine con il mosaico, il R.O.V. ha evidenziato, a 25 m in direzione nord, un fondo di probabile "matte" morta ricoperto da sedimento fine, oltre a piccoli radi ciuffi di *P. oceanica* con roccette sparse; di seguito è visibile uno scalino di "matte" con poche alghe sparse ed infine, in direzione est-nord-est, la "matte" morta risulta ricoperta da sedimento fine e da pochi ciuffi di *P. oceanica,* che tendono ad aumentare procedendo verso terra.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I dati raccolti mostrano che la prateria di Terracina è soggetta a fenomeni di regressione, confermando le indicazioni già tratte dalla letteratura (Ardizzone, 1982; Ardizzone & Miglinolo, 1982; Ardizzone & Pelusi, 1983a, 1983b e 1984; Ardizzone & Belluscio, 1996); la regressione è evidenziata dalle zone piuttosto estese di "matte" morta, dalla presenza di numerose radure sabbiose e dalla scarsa densità di fasci riscontrata anche in aree superficiali.

II limite superiore, soprattutto fra il fiume Sisto e Terracina, attualmente molto frammentato, in passato era probabilmente situato molto più vicino alla costa; ciò sembrerebbe confermato dall'osservazione diretta di chiazze di *P. oceanica,* mista a "matte" morta riscontrate di fronte al porto turistico del Circeo, alla profondità di circa 5 m, oltre alla presenza di scarsi ciuffi della fanerogama individuati tra i 5-6 m di profondità sul substrato roccioso antistante Punta Rossa.

Il limite inferiore, evidenzia una prateria in regressione, in quanto attualmente è risalito fino alla profondità di circa 20 m, mentre dalla bibliografia (Fusco, 1961) esso risulta più al largo; si potrebbe quindi ipotizzare la presenza di "matte" morta sotto i *Fondi Misti* localizzati attualmente in quest'area da alcuni autori (Taramelli *et al.*. 1990:

Chimenz *et al.* 1996). I sonogrammi. almeno per alcuni punti di tale zona. sembrerebbero con l'erniario.

La causa di questa situazione non è provata, ma potrebbe dipendere da un concorso di fattori naturali ed antropici. Tra questi ultimi sembra giocare il ruolo principale la pesca a strascico illegale, che strappa ciuffi e rizomi della fanerogama, (Ardizzone & Belluscio. 1996), contribuendo anche all'erosione delle coste, come è avvenuto, ad esempio, per il litorale tra il promontorio del Greco e Terracinia.

Altre concause possono essere fatte risalire alle variazioni dell'idrodinamismo e della sedimentazione dovute alla costruzione di moli e dei porti dei C i reco e di Terracina, che hanno determinato fenomeni di progressivo insabbiamento; inoltre l'urbanizzazione crescente ha determinato l'aumento degli scarichi urbani riversati in mare; ad esempio sono presenti scarichi urbani sul molo del porto di S. Felice Circeo e poco oltre Torre Vittoria (Rio Torto, oggi coperto) oltre ad una condotta sottomarina, già citata da Fusco (1961), a Torre Olevola, lunga 1,5 km, e terminante proprio a ridosso della prateria, ad una profondità di 11 m. Proprio in quest'area, tra il porto turistico e Torre Olevola, si è venuta a formare una grossa radura sabbiosa, colonizzata da *Cvmodocea nodosa,* che incide profondamente la prateria.

Vanno poi citate le immissioni di acqua dolce dei fiumi e dei canali presenti lungo la costa che trasportano, oltre ai sedimenti, sostanze inquinanti di varia provenienza (campi agricoli, industrie, ecc.). In particolare infatti, in prossimità di Terracina. ove la prateria si presenta in condizioni piuttosto degradate, con mancanza di piante vitali e presenza di ampie radure sabbiose, sfociano i Fiumi Sisto e Portatore i cui ultimi tratti sono inoltre utilizzati come porti e sono soggetti ad intenso movimento di natanti.

La radura nella prateria antistante il porto di Terracina e le già citate alterazioni del tratto di prateria posta tra il Fiume Portatore (Porto Badino) e Terracina, potrebbero essere determinate anche dalla presenza dell'area portuale e dalle immissioni dei canali provenienti dal centro abitato.

Altri canali presenti sono quelli di Torre Canneto ed il Canale Ansetanio. che con il loro apporto idrico ed inquinante possono essere di un certo impatto sulla prateria; anche il canale che collega Lago Lungo al mare deve esercitare un'azione negativa, perché la striscia di prateria viva diminuisce sensibilmente in corrispondenza dello sbocco.

Lo studio condotto, evidenzia quindi la necessità di affrontare nuove ricerche sulla prateria di Terracina, la quale, come già detto, e una delle più grandi del Lazio, utilizzando il monitoraggio e la cartografia come indicatori della sua evoluzione temporale, allo scopo di comprendere le cause della regressione, ancora poco note, per salvaguardare uno dei patrimoni più importanti delle nostre coste e del Mediterraneo.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il comandante e l'equipaggio del S/V "Vir Service" ed i tecnici del side scan sonar e del rov per la costruttiva collaborazione durante le fasi di rilevamento

ed i Sig.ri Gino Darida e Luca Salvatori, tecnici dell'ICRAM. per l'assisienza e la partecipazione alle immersioni subacquee.

BIBLIOGRAFIA

Arata P. & Diviacco C. 1989. Importanza delle praterie di *Posidonia oceanica* nel sistema marino costiero e degli interventi per la loro salvaguardia. *Acqua. Aria.* 5: 555-571.

Ardizzone G.D. 1982. Osservazioni sulla pesca a strascico entro le ire miglia dalla costa fra Capo Circeo e Terracina (Medio Tirreno). *Naturalista Sicil.* S. 4, Suppl. 6 (2): 395-401.

Ardizzone G.D. & Belluscio A. 1996. Le praterie di *Posidonia oceanica* delle coste laziali. In: "11 mare del Lazio. Indagine e studi sul Mar Tirreno prospiciente le coste della Regione Lazio". Convenzione Regione Lazio. Università degli studi di Roma "La Sapienza": 194-217.

Ardizzone G.D. & Miglinolo A. 1982. Modificazioni di una prateria di *Posidonia oceanica:* (L.) Delile del medio Tirreno sottoposta ad attività di pesca a strascico. *Naturalista sicil.,* S.IV, VI (Suppl.). 3: 509-5 15.

Ardizzone G. D. & Pelusi P. 1983a. Regression of a Tyrrhenian *Posidonia oceanica* prairie exposed to nearshore trawling. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*. 28 (3): 175-177.

Ardizzone G.D. & Pelusi P. 1983b. Fish populations exposed to coastal bottom trawling along the Middle Tyrrehenian sea. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*. 28 (5): 107-110.

Ardizzone G.D. & Pelusi P. 1984. Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* meadows. Int. Workshop on Posidonia oceanica Beds (Boudouresqne C.F., Jeudy de Grissac A. & OlivierJ. eds.), *CIS Posidonie publ., Fr.*, 1: 63-72.

Augier H. 1986 (1985). L'herbier a *Posidonia oceanica,* son importance pour le littoral mediterranéen, sa valeur comine indicateur biologique de l'état de sante de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, le bilans ecologiques ci les études d'impact. *Vie marine.* 7: 85-113.

Chimenz Gusso C., Taramelli Rivosecchi E. & Gravina M.F. 1996. I popolamenti bentonici delle coste laziali. In "II mare del Lazio. Indagini e studi sul Mar Tirreno prospiciente le coste della Regione Lazio". Convenzione Regione Lazio. Università degli Studi di Roma "La Sapienza": 145-193.

Fusco N. 1961. Il fondo del mare da Capo Circeo a Capo Miseno con annessa carta da pesca n° 3. *Ministero della Marina Mercantile. Dire:ione generale della pesca marittima.*

Gloux B. 1984. Méthodes acousliques et informatiqucs appliquées a la cartographie rapide et détaillée des herbiers. In: "International Workshop Posidonia oceanica Beds" (Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & Olivier J. eds.) *GIS Posidonie pubbl.* 1: 45-48.

Meinesz A., Cuvelier M. & Laurent R. 1981. Méthodes récentes de cartographie et de surveillance des herbiers de phanérogames marines. Leur application sur les côtes

francaises de la Mediterranee. *Vie Milieu,* 31 (1): 27-34.
Stefanon A. 1985. Marine sedimentology through modern acoustical methods: I. Side Scan Sonar. *Boll. Oceanogr. Teor. Appl.,* 3(1): 3-38.
Taramelli E., Chimenz Gusso C., Fornaseri A.V. & Gioia L. 1990. Perizia e definizione progettuale di risanamento e protezione del litorale laziale: indagini e studi sul mare Tirreno prospiciente le coste della Regione Lazio. Relazione finale. Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza". Roma. 202 pp.
Virno Lamberti C., Diviacco G., Romano E., Pulcini M., Pellegrini D. & De Ranieri S. 1998. Osservazioni sul macrobenthos della Baia di Carini (Sicilia nord occidentale). *Biol. Mar. Medit.*. 5(1): 596-599.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 251-260, ottobre 1999

ANALYSIS OF SEA LEVEL OSCILLATIONS IN MAZZARA DEL VALLO (SOUTH-WESTERN SICILY)

Angelo BONANNO[1], Salvatore FERRARO[2], Mario MASELLI[2], Salvatore MAZZOLA[3], Bernardo PATTI[3], Gualtiero BASILONE[3], Angela CUTTITTÀ[3], Mario SPROVIERI[3], Alberto RTBOTTI[4], Roberto SORGENTE[4]

[1]Dipartimento di Energetica ed Applicazioni di Fisica, Università di Palermo, Palermo
[2]Istituto Sperimentale Talassografico-C.N.R., Trieste.
[3]Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e Ambiente-C.N.R., Mazzara del Vallo (TP)
[4]International Marine Center, Oristano.

ABSTRACT

Two time series with sampling intervals of one hour and 10 minutes respectively have been obtained from water level records carried out in Mazzara del Vallo during 1995. Daily mean sea level and the harmonic constants of astronomical tide, half-amplitudes (H, cm) and phases (g^0, degrees), have been estimated by applying to hourly data a low-pass filler and Doodson's analysis (based on 29 consecutive days) respectively. Spectral analysis has been carried out to study high frequency harmonic components, that can be related to the rapid sea level fluctuations locally known as "Marrubbio" events. The analysis, performed on 10 minutes time series, has pointed out the presence of some high frequency components that characterise the power spectrum of the observed "Marrubbio" episodes.

RIASSUNTO

Due serie storiche aventi intervalli di campionamento pari rispettivamente a un ora e a dieci minuti sono state ricavate da alcune registrazioni analogiche del livello del mare ottenute a Mazzara del Vallo nel corso del 1995, allo scopo di analizzare la struttura delle oscillazioni del livello marino, e in particolare il livello medio giornaliero, la marea astronomica e le onde di corto periodo. Il livello medio giornaliero e le costanti armoniche della marea astronomica, semi-ampiezze (H, cm) e fasi (g^0, gradi), sono stati stimati applicando ai dati orari rispettivamente un filtro passa-basso e l'analisi di Doodson (basata su 29 giorni consecutivi). L'analisi spettrale è stata applicata per studiare le componenti armoniche ad alta frequenza, che possono essere messe in relazione alle rapide fluttuazioni del livello marino conosciute localmente come eventi di "Marrubbio". L'analisi, basata sulla serie storica con intervallo di campionamento di 10 minuti, ha evidenziato la presenza di alcune componenti ad alta frequenza che sembrano caratterizzare lo spettro di potenza degli episodi di "Marrubbio" osservati.

1. INTRODUCTION

The installation of a tide gauge station inside the Port of Mazzara del Vallo was the first result of collaboration between I.R.M.A.-C.N.R. (former I.T.P.P.-C.N.R.) and I.S.T.-C.N.R.. In accordance with the data presented by other researchers (Colucci & Michelato, 1976; Drago & Ferrara, 1996), large and rapid fluctuations of the sea level, locally known as "Marrubbio" events, are sometimes observed. This type of oscillations, which can reach one meter of amplitude and go on for hours (so hiding the weak local astronomical tide), can often make troubles to local fishermen, breaking the mooring-ropes of their fishing boats and mixing up the water inside the harbour basin, and resuspending a large amount of anthropic waste accumulated on the bottom.

Objective of the present paper is to study the local sea level oscillations, with particular attention to the sometimes-dominant short period components.

2. MATERIALS AND METHODS

The tide gauge station was positioned inside of Mazzara del Vallo harbour, at the end of eastern pier, (37°38'54" N - 12°35'05" E). This is divided in outer harbour and canal harbour and the latter is constituted by the terminal part of Mazaro river.

Sea level heights were recorded by a mechanical tide gauge with floating sensor and analog output (PAGAN) able to record sea level fluctuations with reduction ratio 1/10 and sliding velocity 1.29 cm/hour. The reference zero (ZITPP) was set 2.5 m under the tide gauge reference (Bench Mark), under the lowest observed loci sea level. Reported sea level heights refer to ZITPP. The values can be related to the IGM (Geographic Institute of the Italian Armed Forces) n°103D2/l Bench Mark located in the front of the Mazzara Cathedral.

Data used in the present paper were recorded during the period January-October 1995. The sampling interval was set at 10 minutes to focus on high frequency oscillations ($T \geq 20$ minutes). For the study of astronomical tide, the original lime series was filtered using a low-pass filter (a 13 terms moving average) and then re-sampled in order to obtain hourly data. For each month of the considered period, half-amplitude values H (cm) and phases g (degrees) of the seven main harmonic components were calculated applying Doodson's method (Ferrara, 1987) to hourly data of 29 consecutive days. The height of astronomical tide $\eta(x,t)$, where x is geographical location and t is time, has been evaluated with the following expression:

$$\eta(x,t) = \sum_{i=1}^{7} f_i(t) \cdot H_i(x) \cdot \cos\left[\frac{2\pi}{T_i} \cdot t + \alpha_i(t) - g_i^0(x)\right] \qquad (2.1)$$

where H_i and g_i are the half-amplitudes and phases of the seven main harmonic components, f_i α_i, and T_i, are nodal factors, Greenwich initial phases and periods respectively (Schureman, 1958). The considered seven main harmonic constants are: M_2 and N_2 (lunar semi-diurnal), $S2$ (solar semi-diurnal), K_2 (luni-solar semi-diurnal), O_1 (lunar diurnal), P_1 (solar diurnal) and K_1 (luni-solar diurnal).

March 1995 period was considered to study short period fluctuations since frequent occurrence of "Marrubbio" events during this period. The calculated astronomical tide was removed from the original lime series (sampling interval 10 minutes), obtaining the detrended seiche.

To identify the main frequency components of the detrended seiche, Welch's averaged periodogram (Oppenheim & Schafer, 1975), as implemented by MATLAB software package, was calculated. The signal, in discrete form ($x(i)$, i = 1,...,N), is divided into M non-overlapping sections (N/M values), which are detrended, zero padded and windowed by the Hanning window (tapering technique). The "Fast Fourier Transform" routine is then applied to each section and the results are M vectors X_j in Hermitian form. The Power Spectral Density vector $\tilde{P}(k)$ is obtained by

$$\tilde{P}(k) = \frac{2}{N^2} \sum_{j=1}^{M} \left| X_j(k) \right|^2, \quad \text{k=0,1,...,N/(2M)} \qquad (2.2)$$

The used routine also allowed to derive the associated confidence intervals.

For a better comprehension of the evolution of detected spectral components during the considered period, we also used the spectrogram estimation method applied to the detrended seiche. The signal, stored in a vector, is split into overlapping segments, windowed by the Hanning window and transformed by the "Discrete Fourier Transform". Thus the result is a matrix B whose columns contain estimates of the short-term, time-localised frequency content of the original signal. Time increases linearly across the columns of B, from left to right. Frequency increases linearly down the rows, starting at 0 cpm. Results are presented into a grey levels contour map, where black is associated with the maximum value of matrix B.

For the evaluation of the daily mean sea level (low frequency components), a moving average (72 hours) has been applied to the hourly data set. The obtained daily mean, sea level has been compared with daily mean atmospheric pressure values recorded at the Astronomical Observatory University of Palermo.

3. RESULTS

3.1. Astronomical Tide

Table 1 shows half-amplitudes and phases of the seven main harmonic components, calculated for each month. The estimated mean values of the harmonic components (Tab. 2) have been used for the evaluation of the local astronomical tide (Fig. 2).

The observed astronomical tide has a mixed, predominantly semi-diurnal form with $F=(K_1+O_1)/(M_2+S_2)$=0.8868. Figures 1 and 2 show the measured sea level and the calculated astronomical tide (hourly data) for March 1995 respectively.

Tab. 1 - Half-amplitudes and phases of the seven principal harmonic components.

Month/ Year	Harmonic constants	M2	S2	N2	K2	K1	O1	P1
01/1995	H (cm)	5.2156	1.7290	1.5203	0.4668	5.0632	0.4024	1.6709
	g°	153.2474	150.6469	136.2224	150.6469	100.4222	64.7652	100.4222
02/1995	H (cm)	5.3357	1.7027	1.4881	0.4597	5.1703	2.2930	1.7062
	g°	151.1639	141.2178	160.9218	141.2178	108.7846	72.3768	108.7846
03/1995	H (cm)	5.4631	1.2304	1.1092	0.3322	5.4120	1.6958	1.7860
	g°	146.6707	136.6485	129.4048	136.6485	116.9807	45.5449	116.9807
04/1995	H (cm)	5.1059	1.2863	1.5519	0.3473	3.7337	1.1741	1.2321
	g°	132.3155	119.6489	134.6171	119.6489	93.0964	49.9663	93.0964
05/1995	H (cm)	5.3774	1.3758	1.3472	0.3715	3.2936	1.7766	1.0869
	g°	128.8976	110.8112	137.5376	110.8112	95.1948	57.8483	95.1948
06/1995	H (cm)	5.4894	1.1077	1.4739	0.2991	3.8485	1.7947	1.2700
	g°	129.1230	123.0424	127.5640	123.0424	86.4572	63.1180	86.4572
07/1995	H (cm)	5.2325	1.5049	1.3871	0.4063	3.7066	1.8995	1.2232
	g°	128.7369	116.3475	133.8583	116.3475	86.0101	57.8334	86.0101
08/1995	H (cm)	5.2343	1.5511	1.3740	0.4188	4.5767	1.6870	1.5103
	g°	128.8948	125.1341	134.4012	125.1341	83.5827	54.9982	83.5827
09/1995	H (cm)	5.1826	1.4649	1.4786	0.3955	4.6546	1.7472	1.5360
	g°	129.1631	112.8480	128.6717	112.8480	85.2260	62.5125	85.2260
10/1995	H (cm)	4.9530	1.6691	1.5387	0.4507	4.1731	1.5027	1.3771
	g°	107.0734	82.1103	117.6227	82.1103	77.9211	50.1873	77.9211

Tab. 2 - Mean values and standard deviations of the harmonic constants estimated in the period Jan.-Oct. 1995.

	M2	S2	N2	K2	K1	O1	P1
H (cm)	5.26	1.46	1.43	0.39	4.36	1.60	1.44
St. dev.	0.16	0.21	0.13	0.06	0.72	0.51	0.24
g°	133.53	121.85	134.08	121.85	93.37	57.92	93.37
St. dev.	13.66	19.01	11.06	19.01	12.25	8.09	12.25

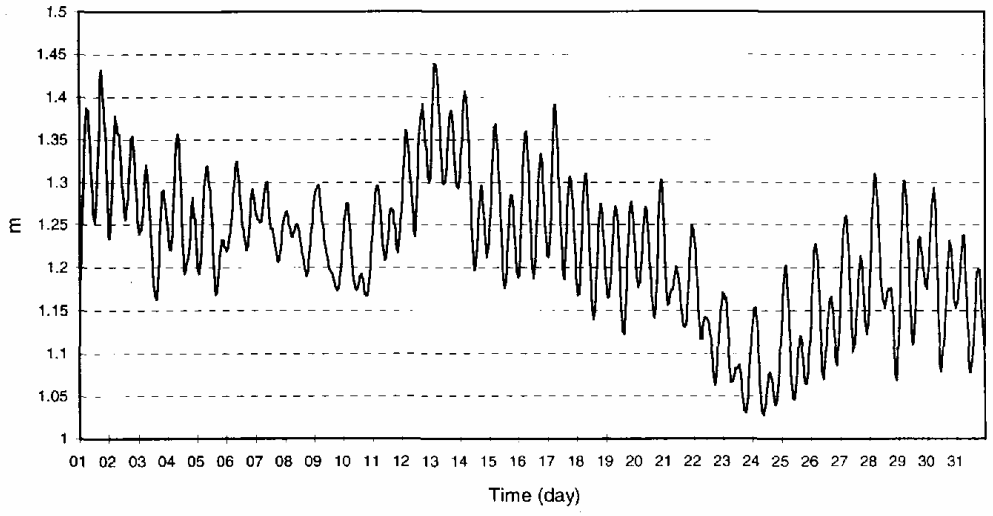


Fig. 1 - Measured sea level (hourly values) during March 1995.

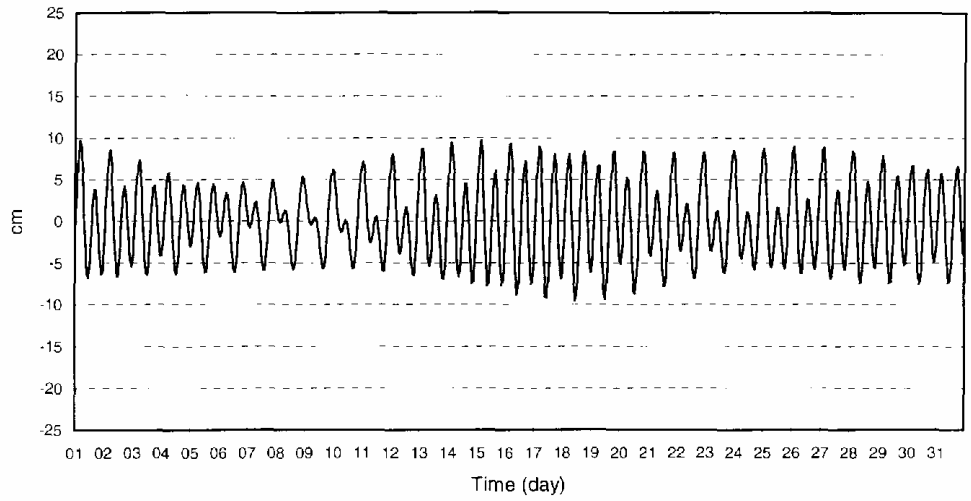


Fig. 2 - Estimated astronomical tide for March 1995.

3.2. Seiches

Great importance is attached to the seiches in Mazzara del Vallo, as short period oscillations have often a stronger amplitude than astronomical tide components. Figure 3 shows the observed sea level time series (sampling interval 10 minutes) during March 1995 and in figure 4 the first three days of the same month are displayed.

Welch's averaged periodogram method (24 hours time window), applied to the detrended seiche of March (Fig. 5), pointed out two dominant peaks corresponding to the periods 36 and 103 minutes (Fig. 6), although both characterised by large confidence intervals. A spectrogram, estimated for the same period (Fig. 7), revealed high power peaks corresponding to three large and rapid fluctuations episodes. These phenomena, often observed along the southern coast of Sicily and, particularly in Mazzara del Vallo, are the well-known "Marrubbio" events. The spectrogram of the detrended seiche recorded during the three considered episodes showed a very complex spectra structure. The main peaks (103 and 36 minutes - 0.009 and 0.0278 cpm) in the averaged periodogram (Fig. 6) correspond in the spectrogram (Fig. 7) to high power values for the three episodes. The 103 minute component has a low power in the second episode compared to the two other ones, whereas the 36 minute component is clearly displayed for all the observed events. It is noteworthy the high power associated to the 20.8 minute component of the first episode, which is clearly a dominant peak only for this episode. In addition, figure 7 reveals other weaker peaks characterising the structure of every single event. Welch's averaged periodogram was also estimated for the period 14-28 March, which displayed no "Marrubbio" events (Fig. 8). As expected, the spectral structure of the detrended seiche for this period showed no relevant peak, suggesting that only a few of the detected harmonic components are always associated to the observed Marrubbio events (and namely the 36 and 103 minute oscillation periods); the

other revealed components (Fig. 7) could be present in response to the different pattern of the external forcings.

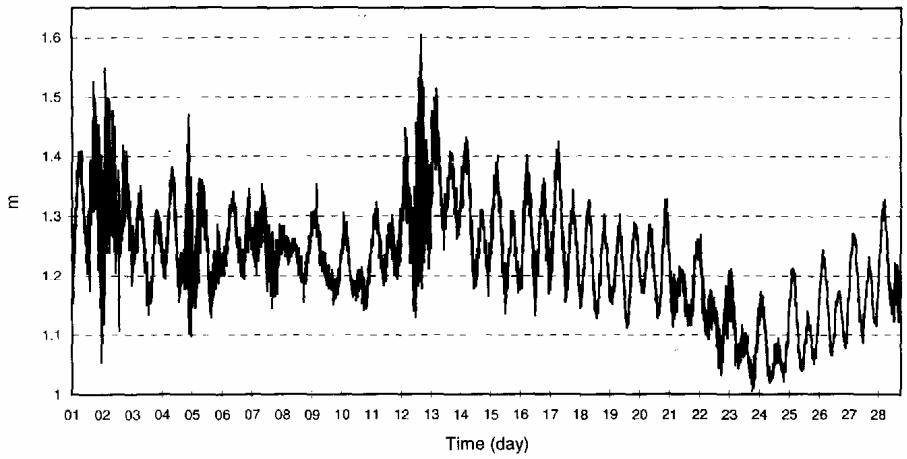


Fig. 3 - Observed sea level (March 1995).

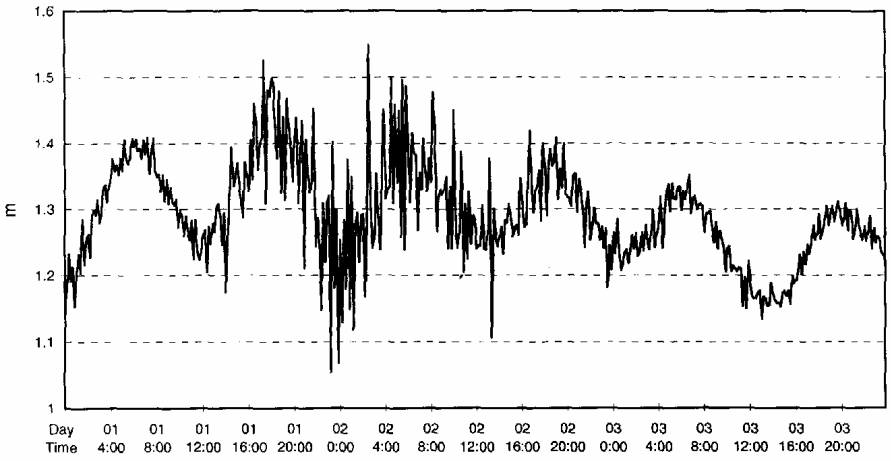


Fig. 4 - Observed sea level (1-3 March 1995).

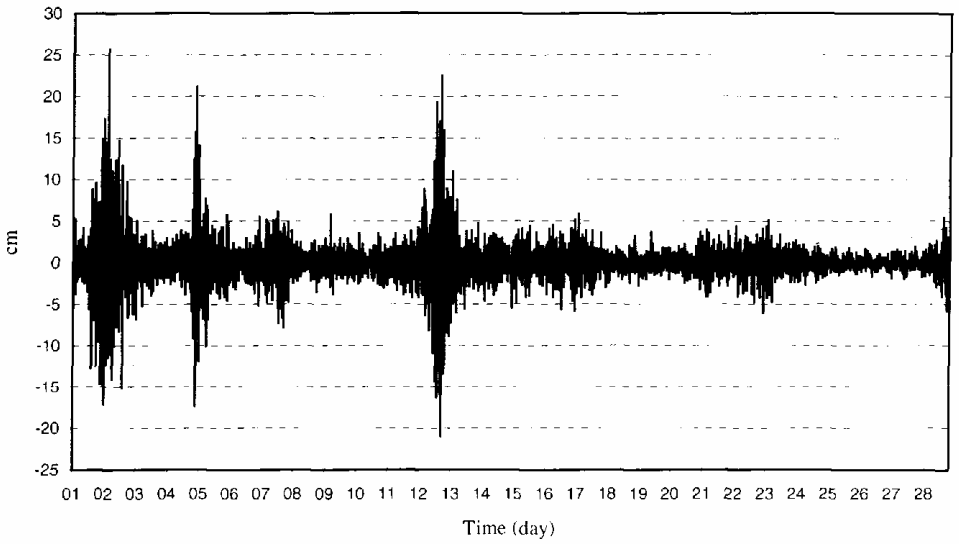


Fig. 5 - Detrended sea level (March 1995).

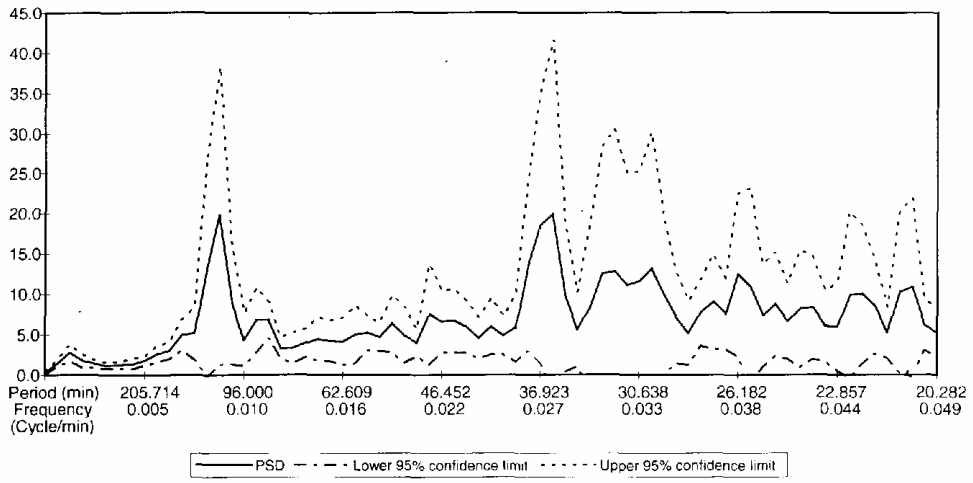


Fig. 6 - Power Spectral Density of sea level during March 1995.

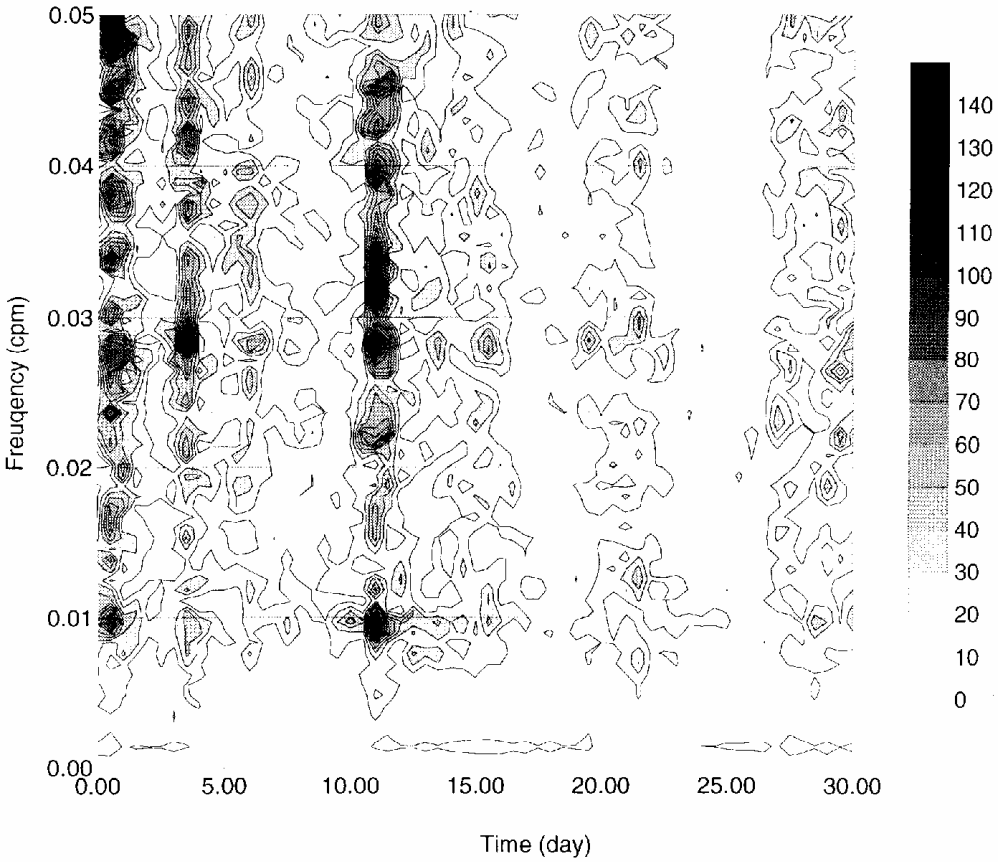


Fig. 7 - Spectrogram of sea level oscillations (March 1995).

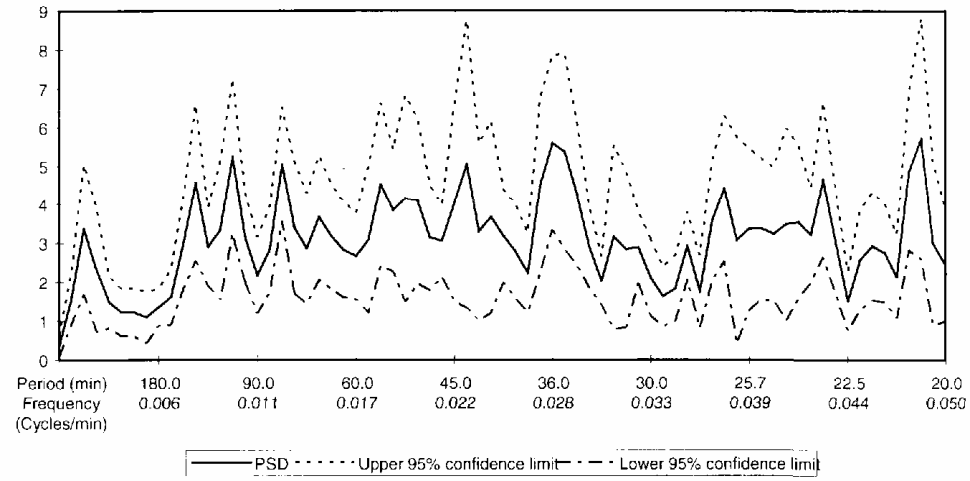


Fig. 8 - Power Spectral Density of detrended seiche for the period 14-28 March 1995.

3.3. Daily Mean Sea Level

Daily mean sea level has been superimposed to hourly data for the period 02/10-07/22 1995 (Fig. 9). Sea level fluctuations due to the inverted barometer effect are quite evident, as confirmed by the comparison between daily mean sea level and daily mean atmospheric pressure (three day running average) shown in figure 10.

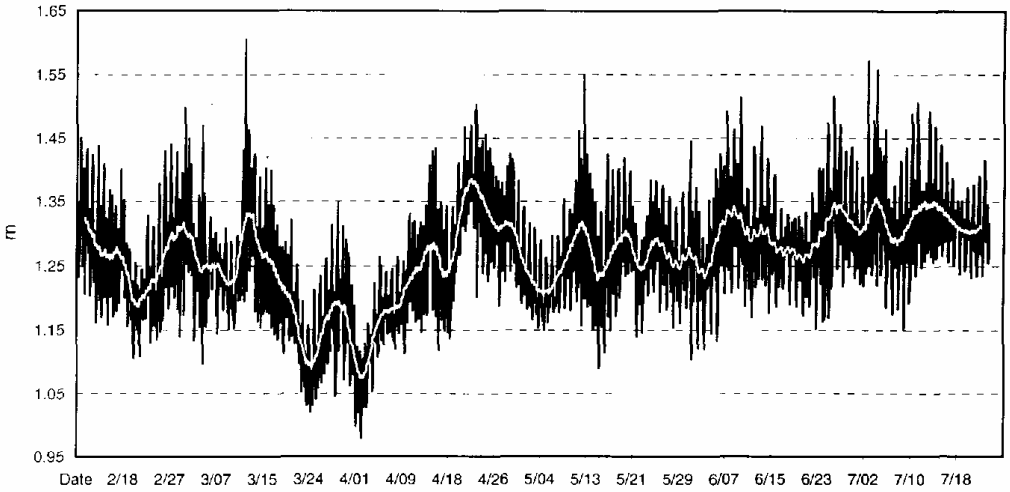


Fig. 9 - Observed sea level (—) and daily mean sea level (white curve), February-July 1995.

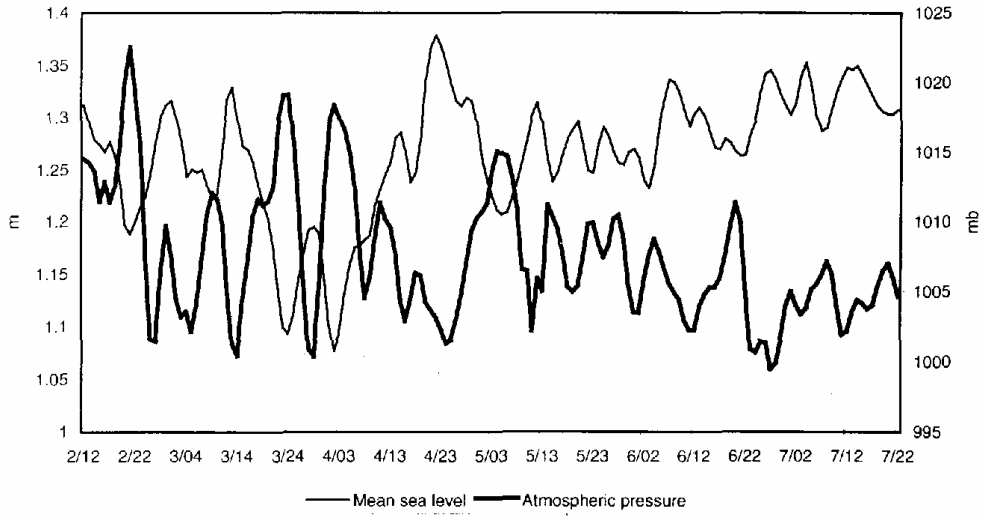


Fig. 10 - Daily mean sea level and atmospheric pressure values (February - July 1995).

4. CONCLUSIONS

The analysis of features and spectral structure of sea level records has pointed out:
1) 103, 36 and 20.8 minute sea level oscillation periods (seiches);
2) new values for the harmonic constants of the local astronomical tide;
3) strong correlation between daily mean sea level and atmospheric pressure (inverted barometer effect).

Among the considered phenomena, the high frequency oscillations resulted the most interesting for the amplitude that they can reach in comparison with the local astronomical fide. Detected periods and amplitudes are comparable to those ones reported for the southern coast of Sicily and for Malta harbour by other authors (Drago & Ferrare, 1996).

Spectral analysis on short period oscillations leads us to believe that seiches are constituted by several harmonic components. Some of them are related to the different pattern of the external forcings. This seems to be confirmed by the different spectral composition of the three observed "Marrubbio" events, which show similar power spectra but different dominant packs. Nevertheless, sea level and some meteorological parameters (as wind direction, wind intensity, atmospheric pressure, etc.) needs to be monitored at lower sampling intervals (< 2 minutes) for a deeper investigation of the mechanisms that excite "Marrubbio" events.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank the director of I.S.T.-C.N.R. Prof. D. Bregant who kindly provided the tide gauge and the president of Adina nautical circle Or. P. Di Giovanni who permitted us to install the instrumentation inside the port of Mazzara del Vallo.

REFERENCES

Colucci P. & Michelato A. 1976. An approach to the study of the "Marrubbio" phenomenon. *Bollettino di Geofisica Teorica ed Applicata,* vol. XIII n°60: 3-10.

Drago A.F. & Ferrara S. 1996. Oscillazioni del livello del mare nel porto di Malta. Atti 11° Congr. AIOL (Sorrento, 26-28 October 1994) - Genova, 1996 (Albertelli G., De Maio A. & Piccazzo M. eds): 235-246.

Ferrara S. 1987. A Fortran program to compile the harmonic constants from hourly tidal observations extending over 29 days by means of the Doodson method. *Boll. Ocean. Teor. Appl.*, 5: 149-159.

Oppenheim A.V. & SchaferR.W. 1975. Digital Signal Processing, Prentice-Hall p. 556.

Schureman P. 1958. Manual of harmonic analysis and prediction of tides. Special Publication N°98. Government printing office, Washington, 317 pp.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 261-269, ottobre 1999

CARBONIO ORGANICO DISCIOLTO (DOC) E PICOPLANCTON TOTALE IN UN SISTEMA DI MARICOLTURA (GOLFO DI GAETA - SUD TIRRENO)

Tiziana LA ROSA[1], Gianluca SARA'[2], Mauro SINOPOLI[2], Teresa MAUGERI[1], Antonio MAZZOLA[2]

[1]Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina
[2]Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo

ABSTRACT

In order to study the impact of organic enrichment due to intensive fish farming in coastal area, picoplankton abundance, dissolved organic and inorganic carbon were evaluated between March 1997 and February 1998 on monthly basis at two stations of the Gaeta Gulf. The most evident changes in this area were the large accumulation of dissolved organic carbon in correspondence to low values of total picoplankton, suggesting a significant utilisation by microbial community.

RIASSUNTO

Allo scopo di studiare gli effetti provocati dall'arricchimento organico proveniente da allevamento ittico sito in un'area costiera, sono stati investigati, l'abbondanza del picoplancton, il carbonio organico e inorganico disciolto. I campioni d'acqua sono stati prelevati mensilmente tra Marzo 1997 e Febbraio 1998 in due stazioni nel Golfo di Gaeta. I principali cambiamenti in questa area sono stati, l'elevato accumulo di carbonio organico disciolto in corrispondenza dei bassi valori di picoplancton totale, che suggeriscono un significativo utilizzo da parete della comunità microbica.

1. INTRODUZIONE

Gli effetti generati da attività di maricoltura sull'ambiente marino circostante possono essere di varia natura ed interessano, secondo le condizioni idrologiche, sia la colonna d'acqua sia i sedimenti.

Numerosi autori infatti hanno, dimostrato che l'*input* di sostanza organica derivante dalle attività di maricoltura ha un sostanziale impatto sul carico dei nutrienti in aree costiere (Beveridge, 1984; Gowen & Bradbury, 1987; Rosenthal *et al.,* 1987; Handy & Poxton, 1993), soprattutto se si tratta di aree marine a basso idrodinamismo, come baie o fiordi, dove la diluizione è limitata.

Il Golfo di Gaeta è un'area costiera riparata in cui sono presenti elevati apporti di natura organogena provenienti da allevamenti ittici e di molluschi. La materia organica proveniente da queste sorgenti entra nel sistema soprattutto sotto forma di materiale particolato come residui di mangime non consumato ed eiezioni.

L'accumulo di materia organica nella colonna d'acqua (Schroeder, 1978; Moriarty, 1986) e nei sedimenti (Rosenthal, 1985) determina un aumento della biomassa e della produttività batterica. I batteri utilizzano la materia organica particellata (detrito) solubilizzandola (Danovaro, 1998) e incidendo sulla composizione e sulla quantità della materia organica disciolta (DOM).

Normalmente, gli effetti sull'ambiente marino delle attività di maricoltura sono stati determinati studiando le caratteristiche chimico-fisiche e biologiche della colonna d'acqua e dei sedimenti, considerando le variazioni temporali nel sito dove è stabilito l'impianto (Brown *et al.,* 1987) e paragonando l'area impattata con un sito di controllo (Carss, 1990). I rischi di degrado degli ecosistemi marini, provocati da un dissennato ampliamento delle attività di maricoltura in alcune zone, hanno stimolato la ricerca tesa a valutare le influenze che un allevamento ittico in gabbia può avere sull'ambiente circostante. In questo lavoro sono descritte l'evoluzione e la risposta delle comunità microbiche e del carbonio organico disciolto (DOC) nella colonna d'acqua ad *input* di sostanza organica proveniente da un allevamento ittico (densità 10 Kg m^{-3}) di tipo *off-shore.* L'obiettivo è stato quello di verificare se in base all'entità dell'impatto si verificano cambiamenti ambientali significativi e se essi sono confinati ad un'area limitata circostante la gabbia o si estendono fino al sito di controllo posto ad 1 Km dalla zona impattata.

2. DESCRIZIONE DELL'AREA DI INDAGINE

Il Golfo di Gaeta è un'ampia ed importante insenatura della costa tirrenica. Il Golfo è influenzato da due fiumi, il Garigliano che sfocia nella zona nord e il Volturno a sud. La portata di entrambi i corsi d'acqua è modificata stagionalmente dall'irrigazione, anche se quella del Volturno è maggiore.

Le correnti predominanti del Golfo hanno direzione SE-NW e seguono la circolazione ciclonica del Mar Tirreno. Nei pressi della costa le correnti sono influenzate dai venti che spirano principalmente in direzione E-W (Astraldi *et al.*, 1983). La salinità dell'area risente delle acque dolci proveniente dai due fiumi; soprattutto quelle del Garigliano influenzano le zone costiere.

All'interno del Golfo, nell'area prospiciente il centro abitato di Gaeta, su una batimetrica di 10 m, sono situati allevamenti di molluschi eduli filtratori *(Mytilus galloprovincialis)* e di pesci (spigole, *Dicentrarchus labrax* e orate, *Sparus aurata).*

3. MATERIALI E METODI

Campioni d'acqua sono stati prelevati mensilmente (marzo 1997-febbraio 1998) con l'ausilio di una bottiglia Niskin (General Occanics, Inc.) in superficie e al fondo, in una stazione situata nell'area interessata dagli impianti di piscicoltura (Staz. Gabbia) e in un sito in mare aperto -considerato come controllo (Staz. Controllo). Temperatura,

salinità, ossigeno disciolto sono stati misurati utilizzando una sonda multiparametrica (Hydrolab, Inc.; Austin, USA). L'analisi del carbonio totale disciolto (TOC; mg l^{-1}) è stata effettuata nel filtrato di campioni d'acqua passati su Whatman GF/F (Fraga, 1976) con lo Shimadzu TOC-5000 (Shimadzu, Inc. Japan). Il carbonio organico disciolto (DOC; mg l^{-1}) è stato ottenuto come differenza tra il TOC e la sua frazione inorganica disciolta (DIC; mg l^{-1}) (Sugimura & Suzuki, 1988). La stima del picoplancton totale (TPP; celi l^{-1}) è stata effettuata al microscopio ad epifluorescenza (Olympus BX60M) su membrane filtranti di policarbonato con porosità di 0.2 µm (Maugeri *et al.,* 1990). L'analisi della varianza è stata utilizzata per studiare le fluttuazioni spazio-temporali dei parametri misurati (Underwood, 1997) e la correlazione di Spearman (Sokal & Rohlf, 1981) per studiare le correlazioni interne.

4. RISULTATI

Nelle tabelle 1 e 2 si riportano le statistiche dei parametri misurati durante l'anno di campionamento nel Golfo di Gaeta ed i risultati dell'analisi della varianza.

Tab. 1 - Statistiche dei parametri misurati nel Golfo di Gaeta.

	Media	d. s.	min	max
T (°C)	18.0	4.1	12.6	25.7
SAL (psu)	37.4	1.9	32.1	39.6
OD (mg l^{-1})	7.4	0.7	5.9	9.8
DIC (mg l^{-1})	60.2	39.5	8.8	165.3
DOC (mg l^{-1})	10.8	10.2	0.8	43.3
TPP (cell l^{-1})	$8.9*10^8$	$8.8*10^8$	$2.4*10^8$	$4.4*10^9$

Tutti i parametri hanno mostrato significative differenze temporali. In particolare, temperatura e salinità (Fig. 1) hanno mostrato una stagionalità tipica dell'area mediterranea con i valori maggiori nel periodo estivo, quando l'ossigeno disciolto raggiunge i livelli minimi.

Tab. 2 - Risultati dell'ANOVA. [(*= P≤ 0.05; **= P≤ 0.01; ***= P≤ 0.001); Ns = differenza non significativa (P≥ 0.05)].

Effetti	Mese ($df_{10,33}$)	Stazione ($df_{1,42}$)	Profondità ($df_{1,42}$)
T (°C)	51.2/0.00 (***)	0.00/0.97 (ns)	0.01/0.94 (ns)
SAL (psu)	2.4/0.03 (*)	0.12/0.73 (ns)	13.96/0.00 (***)
OD (mg l^{-1})	8.3/0.00 (***)	0.15/0.70 (ns)	3.58/0.07 (ns)
DIC (mg l^{-1})	8.0/0.00 (***)	0.01/0.92 (ns)	0.48/0.49 (ns)
DOC (mg l^{-1})	8.3/0.00 (***)	1.70/0.20 (ns)	0.05/0.83 (ns)
TPP (cell l^{-1})	3.51/0.00 (***)	0.39/0.54 (ns)	5.15/0.03 (*)

Gli andamenti stagionali delle concentrazioni di carbonio organico ed inorganico disciolti hanno presentato valori più alti ($p<0.05$) in maggio ed agosto, mentre i valori minimi sono stati registrati ad inizio primavera ed in autunno-inverno (Fig. 2).

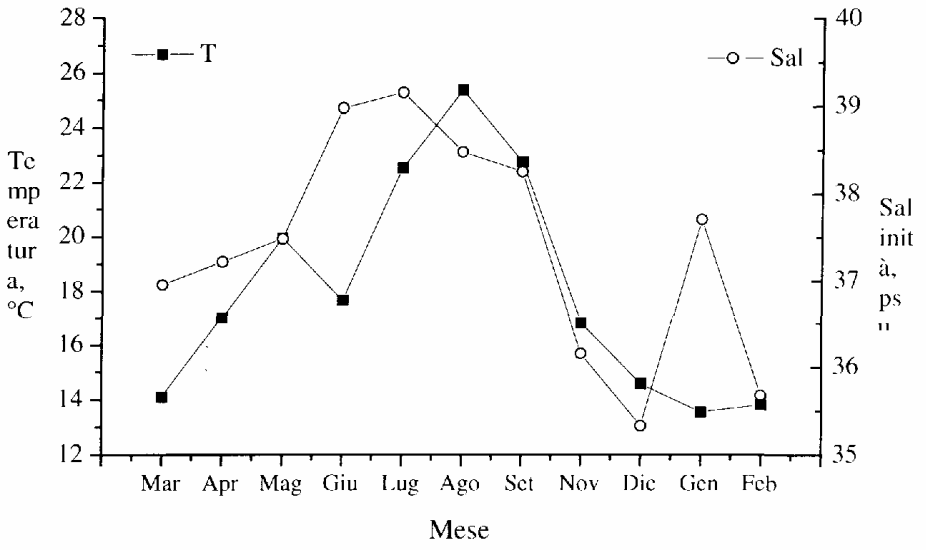


Fig. 1 – Andamento temporale della temperatura media e della salinità media nel Golfo di Gaeta.

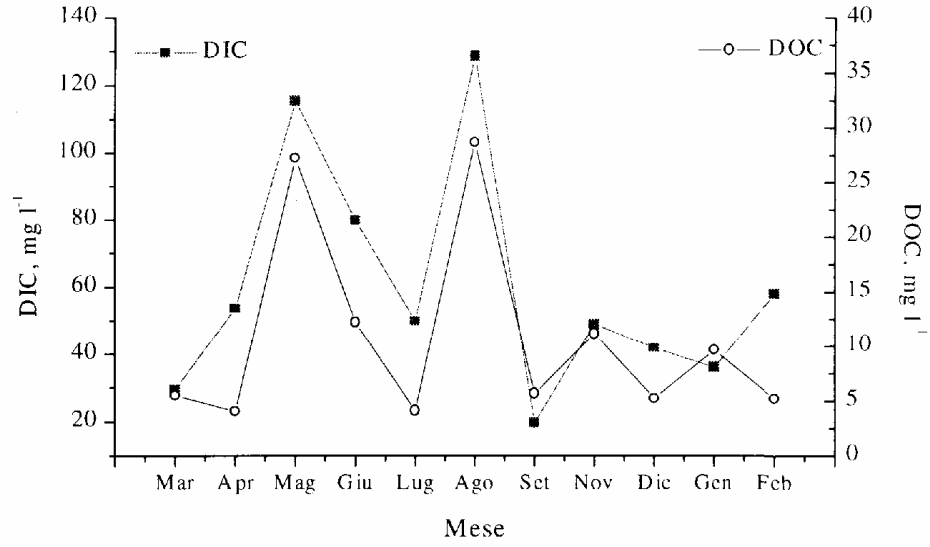


Fig. 2 – Andamento temporale delle concentrazioni medie di carbonio inorganico disciolto (DIC) e di carbonio organico disciolto (DOC) nel Golfo di Gaeta.

Le densità cellulari del picoplancton totale (Fig. 3) riscontrate nei siti indagati hanno oscillato tra valori di 10^8 cell 1^{-1} (maggio-febbraio) e 10^9 cell 1^{-1} (marzo-aprile).

Tutti i parametri non hanno mostrato differenze significative nel confronto tra le stazioni (Tab. 2).

Anche il confronto tra le profondità non ha mostrato differenze significative eccetto che per salinità (36.4 ± 2.1 psu in superficie e 38.5 ± 1.0 psu al fondo) e TPP (1.2* 10^9±1.18* 10^9cell l-^{1}e 6* 10^8 ±2.4 10^7 celi 1^{-1}, rispettivamente in superficie ed al fondo).

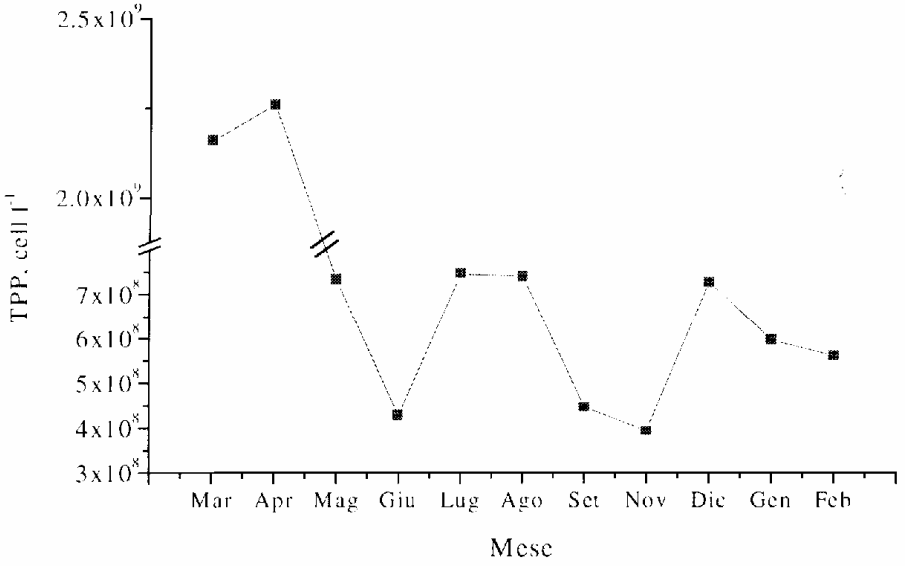


Fig. 3 – Andamento temporale delle concentrazioni medie di picoplancton totale (TPP) nel Golfo di Gaeta.

5. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il Golfo di Gaeta si presenta come un'arca costiera influenzata da apporti terrigeni continentali e antropici. I parametri chimico-fisici sono confrontabili con quelli misurati in altre aree costiere del basso Tirreno (Sarà *et al.,* 1998; Sarà *et al., in press).* Infatti sia salinità sia temperatura delle acque mostrano una stagionalità tipica mediterranea (Spezie *et al.,* 1995).

Il carbonio totale disciolto (TDC; frazione inorganica + frazione organica) raggiunge valori maggiori di circa 8-10 volte (range 12 - 191 mg 1-^{1}) rispetto ai valori medi mediterranei e di altre aree (Tab. 3).

Queste elevate concentrazioni sono dovute alla presenza dei molteplici apporti di materia organica presenti nel Golfo. E' probabile, infatti, che gli apporti terrigeni così come la risospensione dai sedimenti e gli *input* di materia organica provenienti dalle attività di maricoltura possano influenzare la quantità del TDC e di conseguenza il *pool*

del DOC. L'evidente accumulo di DOC nell'area di studio potrebbe essere causato dalla sua alta refrattarietà e quindi dalla sua bassa bio-disponibilità che ne aumenta i tempi di *turnover* (Gagosian & Lee, 1981), anche se è stato dimostrato che una frazione del DOC *land-derived* può essere usato dai batteri marini (Wetzel, 1992).

Tab. 3 - Stime della concentrazione di DOC in varie aree.

Area di Studio	mg DOC l^{-1}	Autori
Pacifico nord occidentale	0.3-3	Sugimura & Suzuki (1988)
Atlantico nord orientale	0.77-1.38	Aminot *et al.* (1990)
Mediterraneo Nord occidentale	1.1-1.2	Copin-Montègut &Avril (1993)
Mar di Cina	2.6	Fitzwater & Martin (1993)
Pacifico nord-orientale	1.2-1.8	De Baar, *et al.* (1993)
Mare di Bothnia	3.4	Zweifel *et al.* (1995)
Isole Egadi (Sicilia W)	4.15	Sarà (com. pers.)
Stagnone di Marsala (Sicilia W)	2.47	Sarà (com. pers.)
Golfo di Gaeta	10.8	Questo studio

Le caratteristiche del pool del DOC sembrano comunque correlate alla dinamica del picoplancton nel Golfo di Gaeta. Anche se è stato dimostrato che l'accrescimento batterico è supportato principalmente dall'azoto e dal fosforo inorganico piuttosto che dal DOC (Zweifel *et al.*, 1993), in primavera (marzo-aprile), in corrispondenza del periodo di produzione fitoplanctonica (La Rosa, com. pers.) al picco di concentrazioni di TPP corrisponde un minimo di concentrazione in DOC. Ciò suggerisce un attivo consumo batterico di DOC, che in questo periodo sarebbe prevalentemente composto da materiale labile proveniente dalla solubilizzazione di materia organica autotrofa di origine fitoplancionica. Questa situazione si ripete a luglio e a dicembre, ma non in maggio ed agosto quando a valori medio-alti di TPP corrisponde un accumulo di DOC. E' probabile infatti che in questo periodo si verifichi una bassa disponibilità di nutrienti e un'elevata refrattarietà del pool di DOC il cui consumo da parte dei batteri risulta pertanto limitato (Zweifel et al., 1995).

I valori di densità cellulare di picoplancton sono confrontabili con quelli riportati per altre aree costiere mediterranee (Tab. 4).

Tab. 4 - Stime delle densità di picoplancton in varie aree.

Area di Studio	10^9 cell l^{-1}	Autori
Coastal Georgia,USA	3.7-21.4	Newell & Christian (1981)
Baltic Sea	2.6-6.4	Gast (1985)
Delaware Bay, USA	0.1-8	Coffin & Sharp (1987)
Chesapeake Bay, USA	0.5-25	Kirchman, (1983)
Mar Jonio	0.1	Acosta Pomar & Maugeri (1990)
Canale di Sicilia	0.1-0.8	Acosta Pomar & Maugeri (1990)
Stretto di Messina	1.6	Maugeri *et al.*, (1992)
Mar Ligure	1.6	Maugeri *et al.*, (1992)
Golfo di Gaeta	0.4-2.3	Questo studio

L'assenza di differenze tra le stazioni (Gabbia e Controllo in mare aperto) e l'omogeneità delle caratteristiche della colonna d'acqua suggeriscono che *l'input* di materia organica (MO) proveniente dalle attività di maricoltura non determina modificazioni misurabili nella colonna d'acqua.

Piuttosto, *l'input* di MO dalle gabbie e la sua influenza sull'ambiente circostante verrebbero mascherati e resi trascurabili dai numerosi apporti di MO alloctona che insistono nell'area.

E' stato dimostrato che l'area indagata è soggetta ad un elevato tasso di sedimentazione che favorirebbe il veloce trasferimento della materia organica particellata ai sedimenti (Mirto, 1998). Infatti è stata messa in evidenza un'elevata densità batterica nei sedimenti (La Rosa, 1998) e un forte accumulo di materia organica nei sedimenti, soprattutto nell'area della gabbia rispetto al sito di controllo. In termini di pigmenti fotosintetici ciò corrisponde a 18 mg g^{-1} e a 10 mg g^{-1} rispettivamente (Mirto *et al.,* 1998). E' probabile quindi che gli effetti degli *input* di MO dalle gabbie esercitino la loro influenza sul comparto bentonico piuttosto che sulla colonna d'acqua.

RINGRAZIAMENTI

Un particolare ringraziamento per la collaborazione tecnica è rivolto ai Dr. E. Favaloro, Dr. S. Mirto e Dr. B. Savona (Università di Palermo).

La ricerca è stata svolta con fondi Mi.P. A.

BIBLIOGRAFIA

Acosta Pomar M.L.C. & Maugeri T.L. 1990. Distribuzione del picoplancton totale e fotosintetico in due aree del Mar Mediterraneo (Canale di Sicilia e Mar Jonio meridionale). *Oebalia, Suppl.* 16: 427-441.

Aminol A., El-Sayed M.A. & Kerouel R. 1990. Fate of natural and anthropogenic dissolved organic carbon in the macrotidal Elorn estuary (France). *Mar. Chem.,* 29: 255-275.

Astraldi M., Gasparini P.G. & Meloni R. 1983. Studio delle condizioni dinamiche del tratto di mare prospiciente il fiume Garigliano. In: Un esempio di analisi ecologica del sistema marino costiero da capo Circeo all'isola di Ischia (Zurlini G. & Damiani V. ed.), ENEA, Roma: 61-75.

Beveridge M.C.M. 1984. Cage and pen farming. Carrying capacity models and environmental impacts. *Fish Tech. Pap.,* 255: 1-133.

Brown J.R., Gowen R.J. & McLusky D.S. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* 109: 39-51.

Carss D.N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture,* 90: 29-40.

Coffin R.B. & Sharp J.H. 1987. Microbial trophodynamics in the Delaware Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 41: 253-257.

Copin-Montègut G. & Avril B. 1993. Vertical distribution and temporal variation of dissolved organic carbon in the North-Western Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res.* 40: 1963-1972.

Danovaro R. 1998. Do bacteria compete with phytoplankton for inorganic nutrients? Possible ecological implications. *Chem. and Ecol,* 14: 83-96.

De Baar H.J.W., Brussard C., Hegeman J., Schijf J. & Stool M.U.C. 1993. Sea-trials of three different methods for measuring non-volatile dissolved organic carbon in seawater during the JGOFS north Atlantic pilot study. *Mar. Chem.,* 41: 145-152.

Fitzwater S.E. & Martin J.H. 1993. Notes on the JGOFS North Athlantic Bloom Experiment dissolved organic carbon intercomparison. *Mar. Chem.,* 41: 179-185.

Fraga F. 1976. Distribuciòn del carbonio orgànico particulado en la regiòn de afloramiento del NW de Africa y su relaciòn con el nitrogeno particulado. I. marzo *1913.1nvest. Pesq.,5:* 10-30.

Gagosian R.B. & Lee C. 1981. Processes controlling the distribution of biogenic organic compounds in seawater. In: Marine organic chemistry (Duursma E.K. & Dawson R. eds.). Elsevier.

Gast V. 1985. Bacteria as a food source for microzooplankton in the Schlei Fjord and Baltic Sea with special reference lo ciliates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 22: 107-120.

Gowen R.J & Bradbury N.B. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,* 25: 563-575.

Handy R.D. & Poxton M.G. 1993. Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Rev. Fish Biol. Fish.,* 3: 205-41.

Kirchman D. 1993. The production of bacteria attached to particles suspended in a freshwater pond. *Limnol. Oceanogr.,* 28: 858-872.

La Rosa T. 1998. Comunità microbiche in aree interessate da impianti di maricoltura. Tesi di Dott. Se. Amb., Univ. Messina.

Maugeri T.L., Acosta Pomar M.L.C. & Bruni V. 1990. Picoplancton. *Nova Thalassia,* 11: 199-205.

Maugeri T.L., Acosta Pomar M.L.C., Bruni V. & Salomone L. 1992. Pieoplankton and picophytoplankton in the Ligurian Sea and Straits of Messina (Mediterranean Sea). *Botanica Marina,* 35: 493-502.

Mirto S. 1998. Risposta delle comunità meiobentoniche a biodepositi di impianti di maricoltura nel Golfo di Gaeta. Tesi di Dott. Se. Amb., Univ. Messina.

Mirto S., Fabiano M., Danovaro R., Manganare A. & Mazzola A. 1998. Use of meiofauna for detecting fish farming disturbance in coastal sediments: preliminary results. *Biol. Mar. Medit.,* 6: 328-330.

Moriarty D.J.W. 1986. Bacterial productivity in ponds used for the culture of penaeid prawns. *Microb. Ecol.,* 12: 259-269.

Newell S.Y. & Christian R.R. 1981. Frequency of dividing cells as an estimator of bacterial productivity. *Appl. Environ. Microbiol.,* 42: 23-31.

Rosenthal H. 1985. Contrains and perspectives in aquaculture development. *Geo Journal,* 10: 305-324.

Rosenthal H., Weston D., Gowen R. & Black E. 1987. Report of the *ad hoc* study group on "Environmental Impact of Mariculture". ICES Statutory Meeting, C.M. 1987/F:2.

Sarà G., Leonardi M. & Mazzola A. *(in prexs)* Spadai and temperai changes of suspended matter in relation to wind and vegetation in a Mediterranean shallow coastal environment. *Chem. and Ecol*.

Sarà G., Manganare A., Cortese G., Pusceddu A. & Mazzola A. 1998. The relationship between food availability and growth in *Mytilus galloprovincialis* in open sea (southern Mediterranean). *Aquaculture,* 167: 1-15.

Schrocder G.L. 1978. Autotrophic production of micro-organisms in intensely-manured fish ponds, and related fish yields. *Aquaculture,* 14: 303-325.

Sokal R.R. & Rohlf F.J. 1981. Biometry. Freeman, New York, 859 pp.

Spezie G. Sansone E., Budillon G. & Gallarato A. 1995. Caratterizzazione idro-dinamica del sistema Eolie e dei bacini limitrofi di Cefalù e Gioia. Campagna oceanografica 1994. In: Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi di Cefalù e Gioia (EOCUMM94) (Faranda F.M. ed.). *Data rep.,* Conisma: 1-82.

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

Underwood A.J. 1997. Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance. Cambrige University Press, 504 pp. Wetzel R.G. 1992. Gradient-dominated ecosystems: Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia,* 229: 181-198.

Zweifel U.L., Norrman B. & Hagstrom A. 1993. Consumption of dissolved organic carbon by marine bacteria and demand for inorganic nutrients. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 101:23-32.

Zweifel U.L., Wikner J., Hagstrom A., Lundberg, E. & Norrman B. 1995. Dynamic of dissolved carbon in a coastal ecosystem. *Limnol. Oceanogr.,* 40: 299-305.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 271-279, ottobre 1999

EARLY DIAGENESIS OF SEDIMENTARY ORGANIC MATTER AND BACTERIAL RESPONSE IN A FRONTAL SYSTEM OF THE ADRIATIC SEA: PRELIMINARY RESULTS

Elena MANINI[1], Roberto DANOVARO[1], Mauro FABIANO[2]
[1]Cattedra di ecologia, Università di Ancona, Via Brecce Bianche, 60131 Ancona, Italy [2]
Dipartimento del Territorio e delle sue Risorse (DIPTERIS), Via Benedetto XV 3, 16100, Genova, Italy

ABSTRACT

The biochemical composition of sedimentary organic matter (lipids, proteins, carbohydrates, nucleic acids and photosynthetic pigments) and the bacterial parameters (density, biomass, secondary production and eso-enzymatic activity) were studied in June 1996 and February 1997 in two areas of the northern Adriatic differently influenced by the Po river plume. Bacterial dynamics, eso-enzymatic activities and biochemical composition of sedimentary organic matter in two areas responded differently to the presence of the frontal System. In the northern area, dose to the Po delta, OM concentrations in the sediments clearly decreased toward the open sea, while in the southern area maximum values occurred on frontal stations. OM concentrations displayed high values with the dominance of proteins (PRT/CHO ratio ranging from *2* to 20). Microbial parameters in the sediments displayed a similar spatial pattern. Bacterial density (12.65-7.04x10^8 cell g^{-1}sed. in summer and winter respectively) and secondary production (1.77-0.75 µgC g^{-1} h^{-1} in summer and winter respectively) were higher in summer than in winter. Aminopeptidase (MCA) was higher than β-glucosidase activity (MFU). The ratio between the two activities showed highest values in winter (MCA/MFU ratio 4.3 and 27.7 in summer and in winter, respectively). Therefore, the rapid turnover of the protein pool in winter, coupled with the lower mobilisation of carbohydrates, determined the accumulation of refractory organic compounds, inducing a reduction of the bacterial growth rate and a possible malfunctioning of the benthic microbial loop.

RIASSUNTO

La composizione biochimica della sostanza organica (lipidi, proteine, carboidrati, acidi nucleici e pigmenti clorofilliani) e i parametri microbiologici (densità, biomassa, produzione secondaria e attività esoenzimatica) sono stati studiati nei sedimenti di due aree nell'Alto Adriatico in Giugno 96 e Febbraio 97, per valutare la risposta del sistema bentonico alla presenza di un sistema frontale. Nell'area nord, antistante la foce del fiume Po, si è osservato un marcato decremento della quantità di sostanza organica e dei

parametri microbiologici procedendo da costa verso il largo; nell'area sud, al contrario, i valori più elevati sono stati rilevati nelle stazioni posizionate in corrispondenza del fronte. Durante la stagione estiva, la densità (12.65-7.04x10^8 cell g^{-1}sed. rispettivamente in estate e inverno) e produzione batterica (1.77-0.75 μgC g^{-1} h^{-1} rispettivamente in estate e inverno) erano più elevate rispetto al periodo invernale. La sostanza organica nei sedimenti mostra una predominanza della componente proteica (rapporto PRT/CHO compreso tra 2 e 20). L'attività aminopeptidasica (MCA) è risultata sempre più elevata di quella β-glucosidasica (MFU), ma nel periodo invernale il rapporto tra le due attività è cresciuto significativamente (MCA/MFU 4.3 e 27.7 nel periodo estivo e invernale rispettivamente). Questo sbilanciamento nel periodo invernale ha contribuito alla formazione di una sostanza organica più refrattaria con conseguente riduzione dell'efficienza assimilativa e del tasso di crescita batterico, e probabile disfunzione del "microbial loop" bentonico.

1.INTRODUCTION

Frontal systems are generally characterised by high nutrient concentrations, enhanced primary production and high sedimentation rates. In particular, river-plume fronts, such as that of the river Po, provide large inputs of nutrients of agricultural and sewage origin. While a number of studies has been carried out on the front effects on pelagic communities, very little is known about the fate of the primary organic mailer produced in these areas. The northern Adriatic is characterised by eutrophic conditions, especially during summer (Boni & Solazzi, 1989). A combination of the strong seasonal stratification of the water column and high inputs of land derived nutrients contribute lo exacerbate these effects. In these areas, the large amounts of organic matter reaching the sediments, are expected lo induce a significant benthic response (Josenfson & Conley, 1997).

The timing and degree of microbial response (in terms of abundance, biomass, production or enzymatic acclivity) lo changes in the organic mailer quantity and composition are crucial for a predictive understanding of the main bio-geochemical pathways and elemental cycling. A rapid response of the benthic microbial activity in the frontal areas would enhance the efficiency of the System lo recycle primary organic inputs with important consequences also for the higher trophic levels. By contrast, the lack or a limited microbial response to the presence of frontal systems would increase the burial and accumulation of organic mailer on the sea floor, influencing also its availability lo benthic consumers.

This study has been carried out to test benthic microbial response lo the presence of plume fronts and consequently enhanced primary production value. Structural and functional microbial parameters (bacterial density and biomass, eso-enzymatic acclivities and bacterial production) have been investigated in relation lo the primary organic matler supply (chlorophyll-a and phacopigments) and lo changes in the biochemical

composition of the sedimentary organic matter (lipids, proteins carbohydrates and DNA).

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Sampling

Sediment sampling was carried out in the frame of the programme PRISMA2 in the northern Adriatic Sea on board of the R/V Urania, in June-July 1996 and February-March 1997 (Fig. 1). In both cruises, sampling schedule included two study areas with a

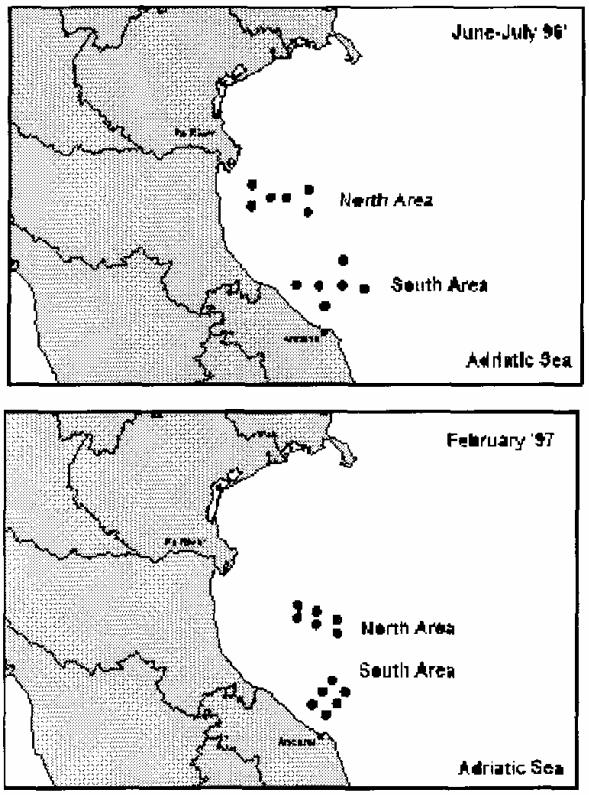


Fig. 1 - The study area and sampling sites

different impact of the river plume: the first was closed to the Po delta (northern area) while the second was located between Rimini and Ancona (southern area). Each sampling area included a grid of 6 stations selected after a preliminary hydrological survey to identify the presence of frontal systems. The grids were selected to cross the front line. In each grid 6 stations were sampled: 2 coastal stations, 2 stations crossing the front and 2 stations outside the front. Both coastal and open-sea stations were about 10-12 miles far from the frontal stations. Undisturbed sediment samples were collected using a multiple corer (Mod. Midi, n = 4 with 5.7 and 9.5 cm inner diameter). Immediately after sampling, sediment corers were divided into 3 layers: 0-1, 1-3, 3-6cm

depth. For microbial analyses, 3 replicates were collected using sterile syringes from each sediment layer, fixed with 2 % prefiltered and sterilised formalin solution, and stored at 4°C. For the analysis of the biochemical composition of the sedimentary organic matter, 2-3 corers were collected at each station, vertically sectioned as previously described, and frozen at -20°C.

2.2 Environmental, biochemical and microbiological analyses

Grain size and the depth of the redox potential discontinuity layer (RPD) were determined as described in Fabiano *et al.* (1995).

Chlorophyll-a and phaeopigment analyses were carried out according to Lorenzen and Jeffrey (1980). Carbohydrate, lipid and protein contents of the sediments were analyzed according to Fabiano *et al.* (1995). Nucleic acids (DNA and RNA) were determined according by Danovaro *et al.* (1998). ATP were extracted into phosphate buffer (40 mM, pH 7.70: Karl, 1993) and analysed by the firefly ("Firefly lantern" FLE 50, Sigma).

Bacterial abundance and the frequency of diving cells (FDC) were determined as described by Danovaro *et al.* (1994). Bacteria were divided into different size classes and their biovolume was converted to carbon content assuming 310 fg C per μm^3 (Fry, 1990). Bacterial production was measured using the ^{3}H-Leucinc incorporation method (Kirchman *et al.* 1986: Simon and Azam 1989) following the procedure for sediments described by Van Duyl and Kop (1994) with a few adaptations. Analyses of extracellular enzymatic activities: β-D-glucosidase (MFU- β-glucopyranoside, MUF-glu) and aminopeptidase (L-Leucine-4-methylcoumarinyl-7-amide, Leu-MCA) were carried out as described by Fabiano and Danovaro (1998).

3. RESULTS

3.1. Environmental parameters

In the northern area, during summer, the silt and clay fraction dominated in the coastal stations (accounting up to 99 %), while sands dominated in open sea stations. During winter, due to the different localisation of the grid, sands dominated at most stations accounting for up to 95 % (Tab. 1). The southern area, in summer, displayed the dominance of silt and clay sediments in frontal stations, whereas sand dominated coastal and open-sea stations. In winter, the pelitic fraction prevailed at all stations (up to 98 % in the open-stations).

3.2. Biochemical composition of sedimentary organic matter

The biochemical composition of the sedimentary organic matter showed similar patterns for all parameters (Tab. 2-3). In the northern area, OM concentrations decreased from the coast to the open sea, whereas in the southern area highest concentrations were observed in the frontal stations. Generally, all parameters displayed highest concentrations during summer.

Tab. 1 - Environmental parameters examined in the sampling stations (north and south area) in June- July 1996 and February-March 1997 : Redox potential discontinuity (RPD), Grain size.

Stations	RPD cm		Grain Size % sand		Grain Size % silt and clay	
	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97
North area:						
Coast	8	4	8.8	42.7	91.2	57.4
Coast	5	4	1.2	72.1	98.8	27.9
Front	3	6	69.4	88.1	30.6	11.9
Front	2	nd	51.0	94.9	49.0	5.1
Open sea	7	nd	87.7	86.0	12.3	14.0
Open sea	6	4	91.6	89.7	8.4	10.3
South area:						
Coast	3	2	38.2	30.2	61.8	69.9
Coast	2	4	56.5	32.3	43.5	67.7
Front	4	6	3.0	4.4	97.0	95.6
Front	4	3	5.9	5.2	94.1	94.8
Open sea	5	6	79.0	4.6	21.0	95.4
Open sea	4	5	57.7	1.7	42.3	98.3

Tab. 2 - Biochemical parameters examined in the sampling stations (north and south area) in June-July 1996 and February-March 1997: nucleic acids (DNA, RNA and RNA/DNA)

Stations	DNA µg/g sed.		RNA µg/g sed		RNA/DNA	
	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97
North area:						
Coast	109.3	47.7	61.5	15.7	0.5	0.4
Coast	92.9	19.7	4.0	12.1	0.1	0.7
Front	35.9	10.5	12.5	9.5	0.4	1.1
Front	128.6	8.1	37.2	16.9	0.3	2.6
Open sea	39.9	11.4	9.7	19.8	0.3	1.9
Open sea	33.6	10.1	2.6	15.4	0.1	2.1
South area:						
Coast	22.2	7.4	7.6	13.4	0.4	3.2
Coast	23.1	20.4	18.5	40.0	1.2	1.6
Front	76.4	26.3	0.8	14.1	0	0.6
Front	22.9	7.7	36.1	40.6	1.6	5.4
Open sea	32.0	13.6	3.5	70.0	0.4	6.7
Open sea	46.7	16.7	0.8	84.1	0	6.7

Tab. 3 - Biochemical parameters examined in the sampling stations (north and south area) in June-July 1996 and February-March 1997: chlorophyll-a (CHL-a), phaeopigments (FEO), carbohydrates (CHO), lipids (LIP) and proteins (PRT)

Stations	CHL-a µg/g sed		FEO µg/g sed		CHO µg/g sed		LIP µg/g sed		PRT µg/g sed	
	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97
North area:										
Coast	3.9	3.0	12.7	6.3	418.4	242.7	1046.2	407.1	4151.6	1600.4
Coast	3.0	0.7	10.2	3.0	333.4	95.5	1072.7	145.4	3665.7	822.4
Front	0.9	0.5	4.0	1.6	204.8	89.4	329.7	154.7	2112.9	339.9
Front	2.3	0.5	7.2	0.9	331.8	70.1	574.7	79.5	2681.4	216.8
Open sea	0.7	0.4	2.0	1.1	146.7	85.0	135.7	83.0	601.7	325.1
Open sea	1.1	0.5	1.5	1.5	65.9	78.9	120.9	74.9	425.2	353.4
South area:										
Coast	1.1	0.6	3.1	1.8	153.8	86.0	290.8	143.0	1946.8	944.3
Coast	2.2	0.9	3.6	3.0	177.8	108.9	254.9	219.5	1966.8	1150.6
Front	1.4	1.7	5.0	5.8	419.2	179.6	622.8	350.4	2996.0	1616.1
Front	1.5	0.9	6.2	4.3	645.7	118.7	592.0	280.1	3722.2	1222.2
Open sea	1.0	0.9	3.0	5.6	200.1	230.4	151.1	445.2	1046.9	1715.5
Open sea	0.8	0.7	2.8	4.3	174.4	200.3	191.2	432.7	1547.5	1777.8

Protein concentrations (0-6 cm on 12 stations), on average ranged from 953 ± 164 to 2239 ± 341 µg g^{-1}, in winter and summer respectively. Carbohydrates ranged from 122 ± 17 to 273 ± 45 µg g^{-1} , in winter and summer, respectively. Lipids ranged from 219 ± 40 to 449 + 93 µg g^{-1} in winter and summer, respectively.

Chlorophyll-a and phaeopigment concentrations showed highest values in winter (13.9 and 17.7 µg g^{-1} respectively) in the coastal station. However, phytopigment concentrations in summer were, on average, higher than in winter. Proteins were dominant in both periods, followed by lipids and carbohydrates. The biochemical composition of sedimentary organic matter revealed a high protein to carbohydrate ratio (PRT/CHO from 2 to 20).

DNA concentrations in the northern area displayed a similar spatial pattern with higher concentrations in coastal stations and were clearly higher during summer. RNA concentrations were dose to those reported for DNA. The RNA/DNA ratio, considered as a metabolic activity index, was generally higher during winter period and reached a maximum value on the open sea stations.

3.3. Microbial parameters

Bacterial density (TBN) and biomass (BBM) (Tab. 4) showed a pattern similar to the one observed for OM distribution. Generally, bacterial parameters displayed higher values during summer (with a ratio summer/winter of 1.65 and 6.8 for TBN and BBM, respectively). Bacterial production reflected bacterial biomass ranging on average from 0.14 to 5.11 µgC g^{-1} h^{-1} in winter and summer respectively. By contrast, enzymatic

activities displayed an opposite temporal pattern. Aminopeptidase (MCA) was higher than (3-glucosidase activity (MFU). The ratio between the two activities was higher in winter (MCA/MFU ratio 4.3 and 22.7 in summer and in winter, respectively) (Tab. 5).

Tab. 4 - Microbial parametrs examined in the sampling stations (north and south area) in June-July 1996 and February-March 1997: bacterial density (TBN), bacterial biomass (BBM), secondary bacterial production (PB)

Stations	TBN cellx10^8 g^{-1}sed		BBM µgC g^{-1}sed		PB µC g^{-1} h^{-1}	
	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97
North area:						
Coast	21.9	6.2	184.7	12.5	5.1	1.6
Coast	11.8	1.9	97.3	4.4	1.9	0.7
Front	13.06	2.0	117.6	4.0	1.6	0.3
Front	6.06	1.7	45.8	3.5	0.2	0.1
Open sea	11.97	2.5	113.3	5.0	0.3	0.2
Open sea	7.6	2.2	70.5	4.5	0.6	0.2
South area:						
Coast	10.9	7.0	88.9	14.1	1.2	0.4
Coast	5.6	5.5	49.9	11.0	0.9	1.1
Front	10.3	14.4	88.5	35.3	2.3	0.6
Front	12.1	12.2	98.2	23.3	2.2	1.0
Open sea	5.9	9.1	49.6	18.2	0.4	0.5
Open sea	9.4	11.1	70.6	22.2	0.7	0.6

Tab. 5 - Microbial parametrs examined in the sampling stations (north and south area) in June-July 1996 and February-March 1997: Aminopeptidase (MCA) and β-Glucosidase activity (MUF) and MCA/MUF ratio

Stations	MCA nM g^{-1} h^{-1}		MUF nM g^{-1} h^{-1}		MCA/MUF	
	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97	June'96	Febr.'97
North area:						
Coast	392.7	1293.7	176.5	301.1	2.2	4.3
Coast	150.3	234.2	209.5	28.0	0.7	8.4
Front	39.4	243.3	120.9	1.6	0.3	149.8
Front	38.3	45.0	5.8	10.8	6.6	4.1
Open sea	167.2	331.2	9.2	13.0	18.2	25.5
Open sea	41.1	199.4	16.5	11.0	1.6	18.1
South area:						
Coast	100.9	180.6	68.4		1.5	
Coast	21.7	446.1		52.0		8.6
Front	69.0	756.4	68.5	251.5	1.0	3.0
Front	60.4	1047.9	25.6	264.2	2.7	4.0
Open sea	56.9	1006.2	8.0	131.5	7.1	7.6
Open sea	24.6	1068.8	8.3	62.3	3.0	17.2

4. DISCUSSION

The Freshwater outflow due to the Po river plume influenced differently the two sampling areas. Microbial and biochemical parameters were highly sensitive to changes in environmental conditions. In the northern urea, organic matter concentrations showed a decreasing pattern from the coast to the open sea. By contrast, in the southern area. OM concentrations were generally higher at frontal stations. In both areas, a prompt response to the OM accumulation was observed for bacterial production and eso-enzymalic activities. Proteins dominated organic matter and the presence of high protein to carbohydrate ratio together with the high phytopigment concentration suggest the presence of strong inputs of primary organic matter.

The distribution of microbial parameters in the sediment displayed patterns similar to those observed for chloropigment and OM concentrations with highest values during summer. In the northern area, in both periods, strong river inputs provided large amounts of allochthonous OM with a coast-open sea gradient which was reflected by bacterial density, biomass and secondary production. By contrast. in the southern area, the frontal System induced an enhanced benthic microbial activity on frontal stations. It is likely That a similar effect was present at the frontal stations of the northern area, but was masked by the strong allochthonous river inputs.

The lowest values of biomass, bacterial production and sedimentary organic matter observed in winter, were probably due to the lower temperatures.

Studies carried out on eso-enzymes in the sediments highlighted, especially during winter, higher aminopeptidase than p-glucosidase activity rates. The highest value of aminopeptidasc activity together with a diminished glucosidase activity causes a rapid mobilisation of proteins. This results in an increased refractory OM composition due to the enhanccmcnt of the C/N ratio. Therefore, in winter, the rapid turnover of the protein pool, coupled with the lower carbohydrate mobilisation, determined the accumulation of refractory organic compounds, inducing a rcduction of the bacterial growth rates and a possiblc malfunctioning of the benthic microbial loop.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like lo thank Luigi Vezzulli, Monica Armeni, Antonio Dell'Anno, Antonio Pusceddu, and the crew of the R/V URANIA, for help during sampling and for providing comments on an early draft of the manuscript. This research has been carried out in the frame of the Programme PRISMA 2: work package *2* (biogeochemical cycles).

REFERENCES

Boni L. & Solazzi A. 1989. Alghe. In: L'eutrofizzazione nel Mare Adriatico. Atti del Convegno Nazionale, "'Per la difesa dell'Adriatico", Ancona, 4 aprile 1989: 44-48.

Danovaro R., Fabiano M. & Boyer M. 1994. Seasonal changes of benthic bacteria in a seagrass bed *(Posidonia oceanica)* of the Ligurian Sea in relation to origin, composition and fate of the sediment organic matter. *Marine Biology,* 119: 489-500.

Danovaro R., Dell'Anno A., Pusceddu A. & Fabiano M. 1998. Nucleic acid concentrations (DNA, RNA) in the Continental and deep-sea sediments of the Rastern Mediterranean: relationship with seasonal varying organic inputs and bacterial dynamics. *Deep Sea Research.* In press.

Fabiano M.. Danovaro R. & Fraschetti S. 1995. Temporal trend analysis of the elemental and biochemical composition of the sediment organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (NW Mediterranean): a three year study. *Continental Shelf Research,* 15: 1453-1469.

Fabiano M. & Danovaro R. 1998. Enzymaitic activity, bacterial distribution, and organic matter composition in sediments of the Ross Sea (Antartctica). *Applied and Environmental Microbiology,* 64: 3838-3845.

Fry J.C. 1990. Determination of biomass. In: B. Austin, J. Wiley & Sons LTD. (Eds.) *Methods in Aquatic Bacteriology:* 27-72.

Josefson A.B. & Conley D. J. 1997. Benthic response to a pelagic front. *Marine Ecology Progress Series.* 147: 49-62.

Karl D.M. 1993. Total microbial biomass estimation derived from the measurement of particulate adenosine-5'-triphosphate. In: Handbook of methods in Aquatic Microbiology. Kemp , Sherr & Sherr eds., Lewis Publisher: 359-368.

Kirchman D.L., Newell S.Y. & Hodson R.E. 1986. Incorporation versus biosynthesis of leucine: implications for measuring rates of protein synthesis and biomass production by bacteria in marine System. *Marine Ecology Progress Series,* 32: 47-59.

Lorenzen C. & Jeffrey J. 1980. Determination of chlorophyll in seawater. UNESCO *Technical Papers Marine Science,* 35: 1-20.

Simon M. & Azam F. 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Marine Ecology Progress Series,* 51: 201-213.

Van Duyl F.C. & Kop A.J. 1994. Bacterial production in North Sea sediments: clues to seasonal and spatial variations. *Marine Biology,* 120: 323-337.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 281-289, ottobre 1999

LE COMUNITÀ ZOOPLANCTONICHE DEL LAGO DI MARTIGNANO (LAZIO, ITALIA)

Fiorenza MARGARITORA, Omelia FERRARA, Darla VAGAGGINI

Dipartimento Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza" di Roma

ABSTRACT

This paper presents some preliminary results on the zooplankton, collected from November 1995 to February 1997 in three stations of Lake Martignano, lo verify some modifications in comparison with a previous research (1969/1971). During the last ten years agricultural and cattle browsing activities increased and some modifications of the south shore were made in order to favour the recreational use of the lake. A total of 25 species (13 Rotifers, 8 Cladocerans, 4 Copepods) with a wide ecological valence and frequently collected in Central Italy lakes was identified. The most frequent and abundant species were euplanktonic with a dominance of filter-feeders and secondarily of predators (particularly *Asplanchna priodonta* and *Leptodora kindtii).* Copepods dominated through the study, with a marked peack in spring belonging mainly to the calanoid *Eudiaptomus padanus etruscus.* Rotifers showed a seasonal trends like those recorded in many other deep lakes; the most common and abundant species were *Keratella cochlearis, Kellicottia longispina* and *Asplanchna priodonta.* Cladocerans were scarce and numerically dominated by *Diaphanosoma lacustris* and *Leptodora kindtii,* while *Daphnia hyalina* presented a strong reduction in summer because of fish predation (*Coregonus lavaretus. Perca fluviatilis, Atherina mochon*). On the whole, the comparison with the previous study shows no marked differences in species composition, vertical distribution and seasonal trend of the zooplankton.

RIASSUNTO

In questo lavoro vengono presentali i dati preliminari sulla biocenosi zooplanctoniche del Lago di Martignano, per evidenziare se l'apertura alla balneazione lungo la riva sud e l'aumento nelle altre zone delle pratiche agricole e pastorali abbiano prodotto modificazioni rispetto a quanto evidenziato in una precedente indagine (1969/1971). I prelievi sono stati effettuati da Novembre 1995 a Febbraio 1997. Sono state rinvenute 25 specie, (13 Rotiferi, 8 Cladoceri e 4 Copepodi), per lo più comuni nei laghi dell'Italia Centrale e caratterizzate da ampia valenza ecologica. I Copepodi rappresentano il gruppo dominante con un accentuato picco primaverile e, come i Rotiferi, presentano un andamento stagionale simile a quello di altri bacini profondi. I Cladoceri, rinvenuti abitualmente con densità limitate, subiscono una forte flessione soprattutto .in estate, a

causa della pressione esercitata dalla fauna ittica. Rispetto ai risultati della precedente indagine non si sono osservate sostanziali differenze nella composizione specifica, nella distribuzione verticale e nell'andamento stagionale dei gruppi. Sembrerebbe pertanto che la situazione ambientale non abbia ancora subito modificazioni, anche se l'aumento delle attività antropiche nella zona potrebbe accelerare in un immediato futuro l'evoluzione trofica del bacino.

1. INTRODUZIONE

Il Lago di Martignano appartenente al complesso vulcanico dei monti Sabatini, negli anni '70 era stato sottoposto ad un'indagine conoscitiva sulla composizione e distribuzione delle biocenosi zooplanctoniche e zoobentoniche (Stella *et al*. 1972). Il bacino era inserito in un paesaggio costituito da una fitta macchia boschiva sulle rive est ed ovest e da alcune zone di estensione limitata destinate a pratiche agricole e pastorali in vicinanza di due fattorie presenti sulle rive. Lungo il perimetro del lago si estendeva un fitto canneto, costituito dall'associazione *Scirpus lacustris e Phragmites communis*. interrotto in alcune zone da spiaggette sabbiose. Nell'ultimo decennio però oltre ad essere aumentate le attività agricole, la zona sud del lago è stata attrezzata per la balneazione e, per rendere più agevole questa attività ricreativa, si È provveduto al taglio del canneto lungo questa riva.

Pertanto ci è sembrato opportuno verificare se questa serie di eventi abbia influenzato la struttura e la composizione della biocenosi zooplanctonica, che nella precedente indagine aveva mostrato una notevole stabilità propria di comunità di acque in condizioni naturali. In questa sede si riportano i dati preliminari di un indagine che è ancora in corso di svolgimento e approfondimento.

2. AREA DI STUDIO

Il Lago di Martignano è situato a 30 km a nord di Roma, a soli 2 km dal lago di Bracciano che appartiene allo stesso complesso vulcanico. Il bacino, di cui si riportano le caratteristiche geo-morfologiche nella Tab. 1, è formato da due crafen ed ha una forma ellittica regolare (Barbanti & Carello, 1969). Le sponde scendono rapidamente verso la platea centrale situata tra i 50 e i 60 m. Non sono stati individuati emissari superficiali.

Attualmente si sta conducendo una nuova analisi batimetrica, poiché nella nostra indagine sono emerse discrepanze con i dati riportati in letteratura.

3. MATERIALI E METODI

I prelievi planctonici sono stati condotti in tre stazioni situate nella zona N-E (A), nella zona S (C) e in centro lago (B) (Pig. 1). Per le raccolte, effettuate con frequenza mensile da novembre 1995 a febbraio 1997, è stato utilizzato un retino (apertura delle maglie 100 µm) provvisto di un meccanismo a chiusura a doppio comando del tipo

"Standard Pagan". Le pescate quantitative sono state condotte in superficie, a 5 m, 10 m e 25 m di profondità. Il materiale raccolto è stato fissato in formalina al 5% e successivamente è stato conteggiato mediante microscopio a rovesciamento dividendo gli organismi per specie, sesso e stadio di sviluppo. Nella stazione B, oltre ad un'ulteriore raccolta a 45 m, è stata misurata la temperatura (dalla superficie a 50 m di profondità) con un termometro a rovesciamento e la trasparenza mediante un disco di Secchi di 25 cm di diametro.

Al fine di stabilire la similarità tra le tre stazioni di raccolta è stato utilizzato l'indice semiquantitativo PSc (Wittaker & Fairbanks, 1958).

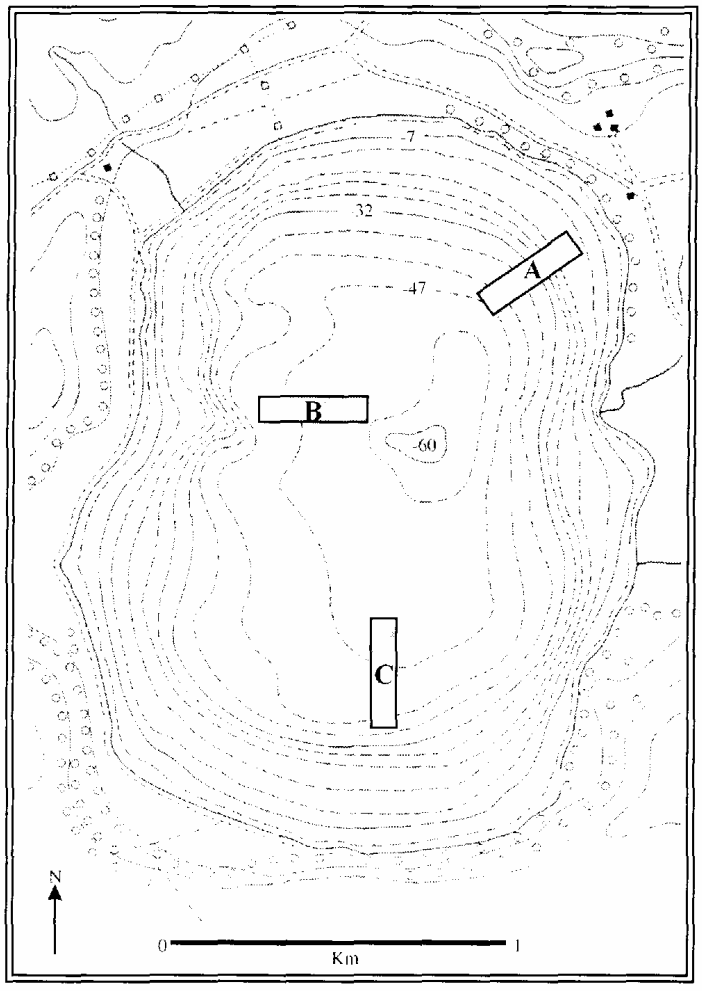


Fig. 1 - Carta batimetrica del Lago di Martignano con le stazioni di campionamento (da Barbanti & Carollo, 1969, modificata)

Tab. 1 - Principali caratteristiche geografiche e morfometriche del Lago di Martignano

Lat. NORD	42° 7'
Long. OVEST	0° 8'
Quota (m s.l.m.)	207
Sup. lago (km^2)	2,4
Prof. max (m)	60
Volume ($m^3 10^6$)	72,3
τ_w (anni)	29,6
Origine	Vulcanica

4. RISULTATI

I rilevamenti termici hanno messo in evidenza un andamento caratteristico di un lago monomittico caldo, con omotermia nei mesi invernali (dicembre-marzo) e stratificazione nel periodo estivo-autunnale (Fig. 2). La trasparenza delle acque raggiunge un valore medio di 8 m con un massimo estivo (12 m, giugno 1996) e un minimo misurato a novembre 1995 (5,75 m) (Fig. 3).

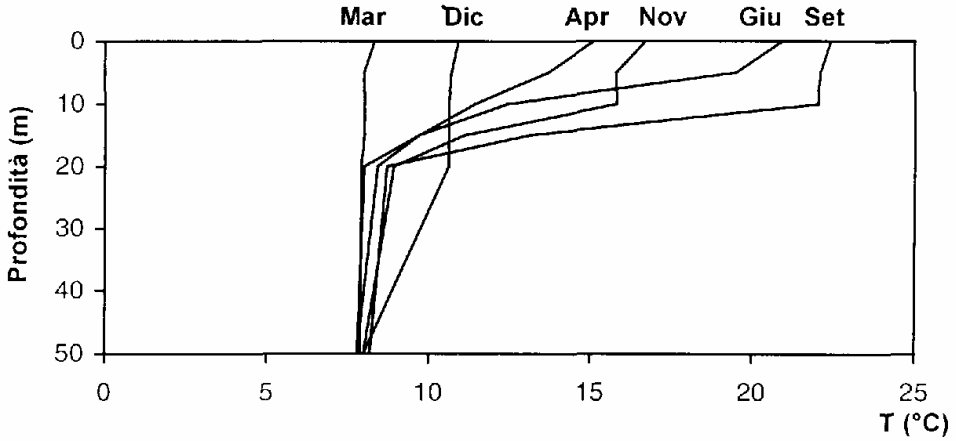


Fig. 2 - Dinamica della temperatura nel periodo di studio

Per quanto riguarda il popolamento zooplanctonico, data la notevole omogeneità delle tre stazioni di raccolta (PSc >80%), vengono riportati in questa sede esclusivamente i risultati che riguardano la stazione di centro lago (B). La struttura della biocenosi zooplanctonica è costituita da 25 taxa (13 Rotiferi, 8 Cladoceri e 4 Copepodi) per lo più caratteristici della zona pelagica, oltre a poche specie litorali rinvenute però solo occasionalmente (Tab. 2).

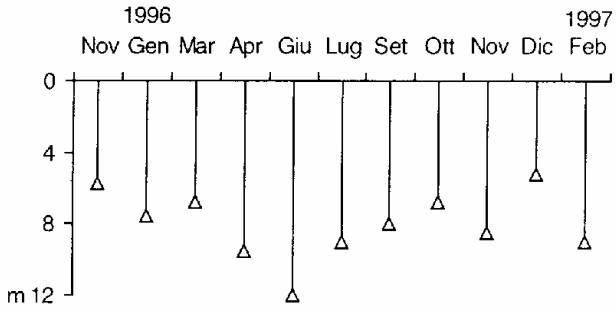


Fig. 3 - Valori di trasparenza registrati da novembre 1995 a febbraio 1997

Tab. 2 - Elenco delle specie zooplanctoniche pelagiche; con l'asterisco sono segnalate le specie litorali rinvenute occasionalmente

ROTIFERA
Keratella quadrata (O.F. Müller)
Keratella cochlearis (Gosse)
Kellicottia longispina (Kellicott)
* *Euchalanis dilatata* Koste
* *Lecane quadridentata* (Ehrb.)
Trichocerca capucina Wierzejski & Zacharias
Synchaeta sp.
Polyarthra gr. vulgaris dolichoptera Ruttner-Kolisko
Ploesoma truncatum (Levander)
Asplanchna priodonta Gosse
* *Testudinella patina* (Hermann)
Filinia terminalis (Plate)
Hexarthra mira (Hudson)
CLADOCERA
Diaphanosoma lacustris (Korìnek)
Bosmina longirostris (O.F. Müller)
* *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine)
Daphnia hyalina Leydig
* *Disparalona* sp.
* *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller)
* *Acroperus harpae* Baird
Leptodora kindtii (Focke)
COPEPODA
Eudiaptomus padanus etruscus Kiefer
Cyclops abyssorum Sars
* *Megacyclops viridis* (Jurine)
Termocyclops hyalinus (Fischer)

Tutte le specie esaminate sono ampiamente distribuite nei bacini laziali e sono per lo più caratterizzate da ampia valenza ecologia, ad eccezione di *Eudiaptomus padanus etruscus, Daphnia hyalina* e *Kellicottia longispina* che prediligono ambienti a bassa trofia. La comunità è rappresentata principalmente da specie macrofiltratrici tra le quali

spicca per densità e presenza durante l'intero periodo di studio il diaptomide in tutti i suoi stadi di sviluppo. E' rilevante anche la presenza delle specie predatrici *Termocyclops hyalinm, Cyclops abyssorum, Asplanchna priodonla* e *Leptodora kindtii.* In particolare quest'ultima specie, segnalata nell'indagine precedente con frequenza sporadica e con densità molto contenute (Stella *et al.,* 1972), è stata da noi rinvenuta in quantitativi apprezzabili nel periodo estivo-autunnale.

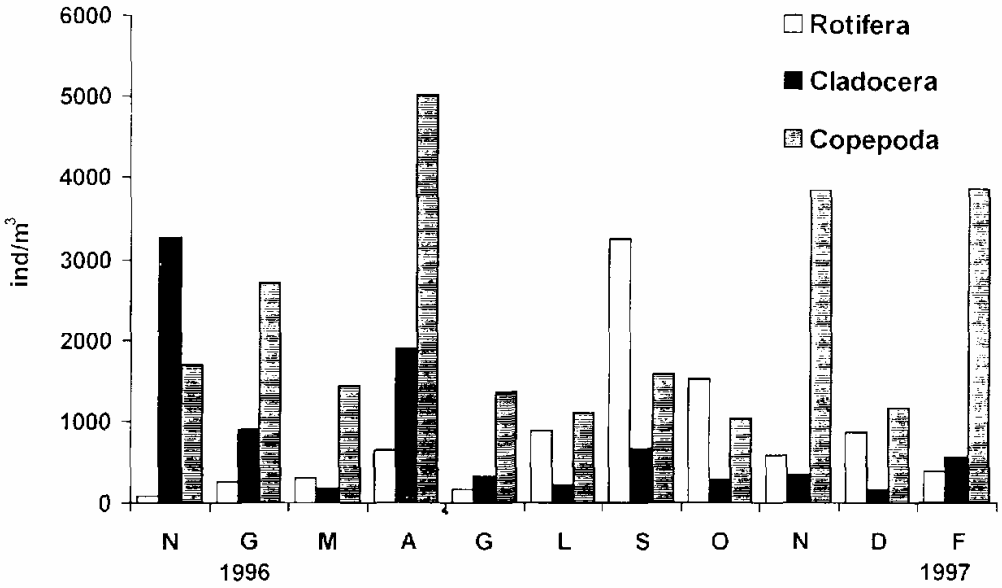


Fig. 4 - Variazione stagionale delle densità di Rotiferi, Cladoceri e Copepodi

Dal punto di vista quantitativo (Fig. 4) l'esame dei tre gruppi zooplanctonici ha mostrato una netta dominanza dei Copepodi con un picco primaverile (aprile 1996) ed uno meno accentuato nei mesi invernali (novembre 1996, febbraio 1997) imputabili soprattutto al diaptomide. I Rotiteli sono stati rinvenuti in densità più limitate; rappresentano infatti il gruppo dominante dell'intera biocenosi solo nei mesi autunnali grazie al picco stagionale di *Asplanchna priodonta* (settembre 1996). I Cladoceri sono dominanti a novembre 1995 a causa di un notevole sviluppo di *Diaphanosoma lacustris;* i valori di densità del gruppo nel restante periodo di studio sono però contenuti e non aumentano neanche nei mesi estivi, come di norma avviene nei laghi monomittici caldi. Ciò nonostante l'andamento stagionale delle singole specie segue un iter regolare con aumento di *Leptodora kindtii* e *Bosmina longirostris* in estate piena e l'incremento di *Diaphanosoma lacuxtris* in tarda estate. *Daphnia hyalina* invece, a differenza di quanto accade di solito, presenta una considerevole flessione nel periodo estivo e autunnale.

Per quanto riguarda la distribuzione verticale si può osservare una diversa strategia tra i vari gruppi; in superficie infatti la popolazione è rappresentata in massima

parte dai Roti Ieri mentre a partire dai 10 in profondità prevalgono nettamente i Copepodi. Solo a 5 m le densità relative dei tre taxa tendono all'equilibrio (Fig. 5).

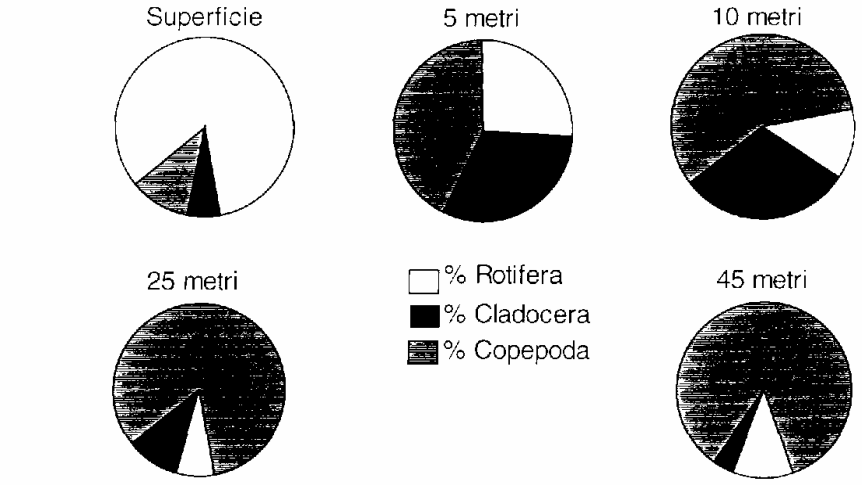


Fig. 5 - Densità relative di Rotiferi, Cladoceri e Copepodi in relazione alla profondità

5. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dai dati preliminari in nostro possesso risulta che la biocenosi zooplanctonica del Lago di Martignano rispecchia, come composizione e distribuzione verticale, quella presente in altri laghi laziali caratterizzati da notevole profondità (Bazzanti *et al..,* 1987; Margaritora *et al.,* 1988; Bazzanti *et al.* 1994). Ciò è vero in particolare per il Lago di Bracciano (Ferrara, 1984) che dista pochi chilometri da Martignano, a cui era collegato nel secolo scorso attraverso un canale sotterraneo artificiale. Un'altra caratteristica che accomuna il Lago di Martignano con gli altri bacini laziali è la dominanza dei Copepodi rappresentati in particolare da *Eudiaptomus padanus etruscus* che è stato rinvenuto in tutti i prelievi a tutte le profondità di campionamento. Rotiferi e Copepodi presentano un andamento stagionale che non si discosta da quanto segnalato in letteratura per gli altri laghi laziali, per i Cladoceri si è osservata invece una successione stagionale anomala rispetto agli schemi abituali. Nel periodo estivo infatti non si è verificata l'attesa crescita della popolazione ma anzi c'è stata una forte flessione con minimi di densità nel mese di luglio; un'analoga situazione è stata osservata anche nell'estate successiva (Zimei, com, pers.). Possiamo supporre che i limitati livelli di densità raggiunti dai Cladoceri siano dovuti principalmente alla presenza, tra la fauna ittica, di specie tipicamente planctofaghe (*Coregonus lavaretus, Perca fluviatilis, Atherina mochon*), alcune delle quali soggette a ripopolamento. La predazione selettiva da parte di queste specie è infatti ben documentata per quanto riguarda soprattutto *Daphnia hyalina* e *Leptodora kindtii* (Giussani, 1974; De Bernardi, 1981; Cryer *et al..,* 1986; Sommer *et al.,* 1986; Franzoi *et al.,* 1991; Ravera, 1996). I valori di densità raggiunti

dall'intera comunità zooplanctonica sono comunque contenuti e riferibili a situazioni legate a bassi livelli produttivi (De Bernardi & Soldavini, 1977; De Bernardi *et al,* 1985; Margaritora *et al.,* 1988). La mancanza di specie dominanti e di particolari fioriture, la presenza tra le specie più rappresentative di *Eudiaptomus padanus etruscus, Daphnia hyalina* e *Kellicottia longispina,* considerate tipiche di ambienti a bassa trofia (Patalas, 1954; Ruttner-Kolisko, 1974) suggeriscono che il livello produttivo di questo lago non abbia subito una sostanziale modificazione nonostante i cambiamenti gestionali che si sono verificati negli ultimi anni. Ad ulteriore conferma di quanto detto ricordiamo che i popolamenti delle tre stazioni mostrano una notevole omogeneità evidenziata dai valori elevati di PSc.

Mancando nella precedente indagine un'analisi quantitativa della comunità zooplanctonica, tra i due periodi è stato effettuato un confronto soltanto per quanto riguarda le valutazioni qualitative della biocenosi. A tale proposito possiamo affermare che non sono evidenziabili differenze nella struttura della comunità, nei reciproci rapporti tra le singole specie e nella distribuzione verticale; c'è solo da segnalare un possibile aumento di *Leptodora kindtii* e *Bosmina longirostris,* all'epoca indicate come rara l'una e occasionale l'altra e che hanno trovato probabilmente un ambiente favorevole al loro sviluppo. In particolare la pressione esercitata sulla popolazione di dafnia da parte della fauna ittica (Kerfoot & DeMott, 1980; Sommer *et al,* 1986; Gilbert, 1988), potrebbe aver favorito l'incremento della bosmina come conseguenza di una diminuita competizione alimentare tra le due specie.

Dai dati fino ad ora elaborati si può opinare che le condizioni del lago non abbiano subito modifiche sostanziali. Bisogna tuttavia tener conto che l'uso indiscriminato di pesticidi e fertilizzanti nelle aumentate pratiche agricole, il taglio del canneto e il disboscamento in alcune zone oltre alle attività ricreative, potrebbero accelerare in un immediato futuro l'evoluzione trofica del bacino. Si ritiene pertanto che un attento e costante monitoraggio, permettendo una corretta gestione ambientale, possa prevenire gli eventuali danni arrecati non solo alla biocenosi planctonica ma a tutte le comunità lacustri.

RINGRAZIAMENTI

Ricerca eseguita con i fondi M.U.R.S.T. 40% e 60%.

BIBLIOGRAFIA

Barbanti L. & Carello A. 1969. Batimetria e geomorfologia dei laghi Sabatini (Bracciano, Martignano e Monterosi). *Mem. Ist Ital. Idrobiol.,* 25: 161-196.

Bazzanti M., Ferrara O., Margaritora F.G., Mastrantuono L., Seminara M. & Stella E. 1987. Analisi della comunità zooplanctonica e zoobentonica litorale e profonda. In: Valutazione della situazione ambientale del Lago di Nemi (Avena G. ed.), Provincia di Roma e Università "La Sapienza"-Roma-: 173-215.

Razzanti M., Ferrara O., Mastrantuono L. & Seminara M. 1994. Water quality monitoring of Italiaiì lakes using zooplankton and zoobenthos: the case of Lake Vico (Central Italy). *Animal Uman. Biol,* 1: 145-158.

Cryer M., Peirson G. & Townsend C.R. 1986. Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus,* and zooplankton in a small lake: Prey dynamics and fish growth and recruitment. *Limnol. Oceanogr.,* 31 (5): 1022-1038.

De Bernardi R. 1981. Biotic interactions in freshwater and effects on community structure. *Boll. Zool*., 48: 353-371.

De Bernardi R., Giussani G., Lasso Pedretti E. & Ruffoni T. 1985. Population dynamics of pelagic cladocerans in three lakes with different trophy. *Verh. Internal. Verein. Limnol.,* 22: 3035-3039.

De Bernardi R. & Soldavini E. 1977. Seasonal dinamycs of the zooplankton community in Lago di Mergozzo (Northern Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 34: 137-154.

Ferrara O. 1984. Struttura e dinamica della comunità zooplanctonica in un'area del Lago di Bracciano (Lazio). *Riv. Idrobiol.,* 23 (2-3): 145-158.

Franzoi P., Trisolini R., Devoto G. & Rossi R. 1991. Biologia e regime alimentare del Persico (*Perca fluviatilis* L.) nei Laghi Suviana e Brasimone (bacini artificiali
dell'Appennino Tosco- Emiliano). *Riv. Idrobiol.,* 30 (1): 179-200.

Kerfoot W.C. & DeMott R. 1980. Foundations for evaluating community interactions: the use of enclosures to investigate coexistence of *Daphnia* and *Bosmina.* In: Evolution and ecology of zooplankton communities (Kerfoot W.C. ed.), Univ. Press of New England: 725-741.

Gilbert J.J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia:* a review of the evidence the mechanisms, and effects on zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.,* 33: 1286-1303.

Giussani G. 1974. Planctofagia selettiva del Coregone bondella *(Coregonus* sp.) del Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 31: 181-203.

Margaritora F.G., Stella E. & Ferrara O. 1988. Struttura e dinamica dello zooplancton in un lago vulcanico dell'Italia Centrale (Lago Albano, Lazio). *Riv. Idrobiol.,* 27 (1): 131-147.

Patalas K. 1954. Quantitative investigation of the diurnal and seasonal variations in the distribution of the pelagic crustaceans in the Charzykowo Lake. *Pol. Arch. Hydrobiol,* 21: 31-155.

Ravera O. 1996. Zooplancton and trophic state relationships in temperate lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 54: 195-212.

Ruttner-Kolisko A. 1974. Plankton Rotifers. Biology and taxonomy. *Die Binnengewasser,* 26 (1): 1-146.

Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W. & Duncan A. 1986. The PEG model of seasonal succession of planktonic events in freshwater. *Arch. Hydrobiol.,* 106: 433-471.

Stella E., Margaritora F.G., Palmegiano G.B. & Bazzanti M. 1972. Il Lago di Martignano: prime osservazioni sulla struttura e distribuzione delle biocenosi. *Acc. Naz. XL,* 22: 1-17.

Wittaker R.H. & Fairbanks C.W. 1958. A study of plankton copepods communities in a Columbia bacin, Southeastern Washington. *Ecology,* 39: 46-65.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 291-299, ottobre 1999

GORAL CALCIFICATION RATES IN THE MEDITERRANEAN SCLERACTINIAN GORAL *CLADOCORA CAESPITOSA* (L., 1767)

Riccardo RODOLFO-METALPA[1], Andrea PEIRANO[1], Carla MORRI[2], C. Nike BIANCHI[1]

[1]Marine Environment Research Centre, ENEA Santa Teresa, P O Box 316, I-19100 La Spezia
[2] DipTeRis, Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (Zoologia), Università di Genova, Via Balbi 5,1-16126 Genova

ABSTRACT

Cladocom caespitosa (Scleractinia, Faviidae) is the only zooxanthellate, colonial coral endemic in the Mediterranean Sea where it can occur in large formations of several square metres. In the present work the buoyant weight technique and alizarin red S staining technique, two methods largely used in tropical areas, were utilised to evaluate the coral's calcification rate and linear growth. The first method is simple and non-destructive. Colonies of *C. caespitosa* were maintained in aquaria under Constant conditions for one year and were weighted in water every fifteen days. The weight in air of each colony was calculated following equations derived from Archimede's Principle and normalised by the initial weight of the colony. Mean daily and annual growth rate were 0.192 ± 0.156 $mg \cdot g^{-1} \cdot day^{-1}$ and 65.89 ± 33.74 $mg\text{-}g^{-1} \cdot year^{-1}$ respectively. The second method (staining technique) allowed measurement of an average linear growth of 1.6 ± 0.43 mm in four months. The calculated yearly growth rate of 4.8 $mm \cdot year^{-1}$ was consistent with previous findings from Ligurian (X-ray technique) and Adriatic seas (alizarin method).

RIASSUNTO

Nel Mediterraneo è stata riconosciuta l'esistenza di numerosi biocostruttori che crescono a varie profondità e su diversi tipi di substrato. Tra queste, notevole importanza riveste *Cladocora caespitosa,* una madrepora coloniale zooxantellata appartenente alla famiglia Faviidae, che può formare banchi di diversi metri quadrati. In questo lavoro sono stati utilizzati due tra i metodi più usati per la valutazione dell'accrescimento dei coralli tropicali: la tecnica del peso galleggiante ("buoyant weight technique") e la marcatura con alizarina red S. La tecnica del peso galleggiante è semplice da usare, non richiede il sacrificio del campione e fornisce una misura diretta degli incrementi di peso. Le colonie di *C. caespitosa,* mantenute in acquario in condizioni costanti, sono

state pesate direttamente in acqua calcolandone il peso in aria tramite semplici equazioni derivate dal principio di Archimede. Dalle pesate, eseguite ogni due settimane per un periodo complessivo di un anno, è stata calcolata la media normalizzata dei tassi di crescita giornaliera (0,192 ± 0,156 mg-g^{-1}-$giorno^{-1}$) ed annuale (65,89 ± 33,74 $mg \cdot g^{-1} \cdot anno^{-1}$). Il secondo metodo (la marcatura con alizarina red S) ha confermato un tasso di crescita lineare di *C. caespitosa* simile a quello rinvenuto con altre tecniche in Liguria (raggi X) e in Adriatico (alizarina).

1. INTRODUCTION

Goral photosynthesis, respiration and calcification processes can alter carbon dioxide concentration not only in seawater (Gattuso *et al.,* 1995) but also in the atmosphere (Eceda & Miyachi, 1995), influencing the climate (Bianchi, 1997). Marine bioconstructional organisms are numerous in the Mediterranean (Laborel, 1987) but little is known about their carbonate budget.

Many approaches have been used to evaluate the carbonate produced by corals in the tropics: measurement of "Ca incorporation (Goreau & Goreau, 1959; Barnes & Crossland, 1982); evaluation of exchange of metabolic gas (Gattuso *et al.,* 1995; Ikeda & Myachi, 1995); analysis of X-rayed coral skeleton slices (Knutson *et al.,* 1972); alizarin staining (Barnes, 1970); buoyant weight (Jokiel *et al.,* 1978); and laser method (Stromgren, 1987; Vago *et al,* 1997).

In the present paper, two of these methods, the buoyant weight technique and the alizarin staining technique, were utilised to follow the growth in aquaria of *Cladocora caespitosa,* a zooxanthellate, scleractinian coral living in the Mediterranean on coastal bottoms from a few metres to 40 in in depth. The importance of this coral in the carbonate budget of the Mediterranean Sea is evidenced by the present occurrence of banks several square metres wide (Morri *et al.,* 1994; Ktihlmann, 1996) and by fossil records that prove the existence of *C. caespitosa* reefs in the past (see Peirano *et al,* 1998forareview).

The two techniques experimented in aquaria enabled calculation of the annual skeleton growth of *C. caespitosa* both in terms of calcium carbonate and of corallite elongation. The data were compared with the growth rates of tropical corals to evaluate the potential of the Mediterranean coral in reef edification.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Rearing

In our experiment eight colonies (8-16cm in diameter) of *C. caespitosa* were collected in August 1997 from a depth of 7 m in Fiascherino Bay (La Spezia). After an acclimatisation period of three weeks, the colonies were maintained in 3001 aquaria and fed with *Artemia salina* larvae. Throughout the experiment the temperature was kept Constant (23° C). Lighting was supplemented by two Duro Test 40 W lamps (model Tru-Lite) with a dark/light cycle of 12 hours. Irradiance (70 $\mu mol \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ on water

surface) was constantly controlled with a LI-COR LI 185 A irradiance meter and LI 192S sensor.

Circulation was carried out with two submersed pumps (1000 $l \cdot h^{-1}$), whereas filtering was ensured by an external System (1200 $1 \cdot h^{-1}$). Moreover, 25 % of seawater was changed every fifteen days.

2.2. Buoyant weight technique

The buoyant method is simple, does not submit the coral to stress and allows an estimate of coral skeleton increase over short time intervals. For instance, it was used by Davies (1989) to calculate night and day growth of the coral *Porites porites.* The method, described by Dodge *et al.* (1984), is based on the weighing of live coral in water. For this purpose, we utilised a Sartorius balance (model GMBH 1413 MP8-1, 0.01 g readability) that was positioned on the aquaria. Four living colonies, placed in Petri dishes, were attached to the scale during each weighing. Particles and debris, originating *in situ* from boring organisms, remained in the Petri dishes throughout the experiment, and were therefore weighed together with the colonies. During weighing the flow-through seawater System was shut down (20-30 minutes) to reduce errors introduced by water motion. The associated fauna and flora, with a density similar to seawater, did not influence the coral weight (Jokiel *et al.,* 1978; Dodge *et al.,* 1984).

The following formulae, based on Archimede's Principle, enabled calculation the coral weight:

$$Wa = Ww + (Va \cdot Dw) \qquad (1)$$

$$Wa = \frac{Ww}{1 - \left(\frac{Dw}{Da}\right)} \qquad (2)$$

Where: Dw = density of water
Wa = coral weight in air
Ww = coral weight in water
Va = coral volume (= volume of water)

Equation (2) was obtaincd substituting $Wa \cdot Da^{-1}$ for Va, where Da = aragonite density (2.94 $g \cdot cm^{-3}$) (Jokiel *et al.,* 1978; Dodge *et al.,* 1984; Rice & Hunter, 1992). Density of water (Dw) was computed on the basis of salinity and temperature, measured with an AUTO SAL 8400 salinometer (giving values accurate to 0.0005 ‰) and an Idronaut 32 thermometer (accurate to 0.01° C), respectively. The method was tested at the start of the experiment with an object of known weight (100 g). No differences were found between weight in air and in water with the buoyant method (mean weight = 100.018 g ± 0.147; n = 7).

Growth was calculated for one year and the differences between the colonies were analysed with Kruskal-Wallis test (chi-square approximation). To allow comparison with studies on tropical corals, the specimen growth rates were normalised by the initial

weight of the colony (Rice & Hunter, 19921).

2.3. Alizarin red S

The staining technique is based on the incorporation of a hydroquinone dye (alizarin red S) into the coral skeleton as a pink line. The method was largely used to study growth in tropical corals (Barnes. 1970 and 1972; Buddemeier & Kinzie, 1976) and was applied to C. *caespitosa* in the Adriatic Sea by Schiller (1993).

In our experiment, four colonies of C. *caespilosa* were previously stained with alizarin red S al a concentration of 10 mg · l^{-1} for 24 h (Lamberts, 1978; Dodge *et al.*. 1984; Schiller, 1993). Four months after the start of the experiment, some corallites were collected from each colony, rinsed and immersed in a 1:1 peroxide solution to remove organic material. Skeleton extension was calculated with callipers to the nearest 0.05 mm, measuring the distance from the upper limit of the alizarin line to the apex of the corallite. Mean growth values per colony were compared with one-way ANOVA.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The four colonies showed a continuous growth (Fig. 1) with an overall mean of 2.99 ±2.26 mg- g^{-1} in 15 days. Only the smallest colony (n° 2 in Table 1) showed a depression of the skeletal growth at the beginning of the experiment. This might be a symptom of stress, but we did not observe the mucus production described by Davies (1989) in *Porites porites.*

The Kruskal-Wallis test showed significant differences among the growth rates (15 day interval) of the colonies (χ^2 = 12.48; d.f. = 3; P = 0.006). The calculated daily and yearly mean growth rates were respectively 0.192 ± 0.156 mg-g^{-1} day^{-1} and 65.89 ± 33.74 mg · g^{-1} · $year^{-1}$ (Tab. 1).

Tab. 1 – Sizes in cm (maximum and minimum diameter and height) and initial weight in grams of the four colonies of *C. caespitosa* and their growth rates per day and per year (± S.D.).

Colony	Dimensions (cm) (dmax × dmin × h)	Initial weight (g)	Daily growth (mg · g^{-1} · day^{-1})	Annual growth (mg · g^{-1} · $year^{-1}$)
1	11 × 10 × 9	324.94	0.192 ± 0.146	65.61
2	9 × 7 × 5	680.31	0.089 ± 0.085	31.48
3	14 × 9 × 9	377.35	0.159 ± 0.092	54.67
4	9 × 8 × 6	148.17	0.328 ± 0.301	111.83

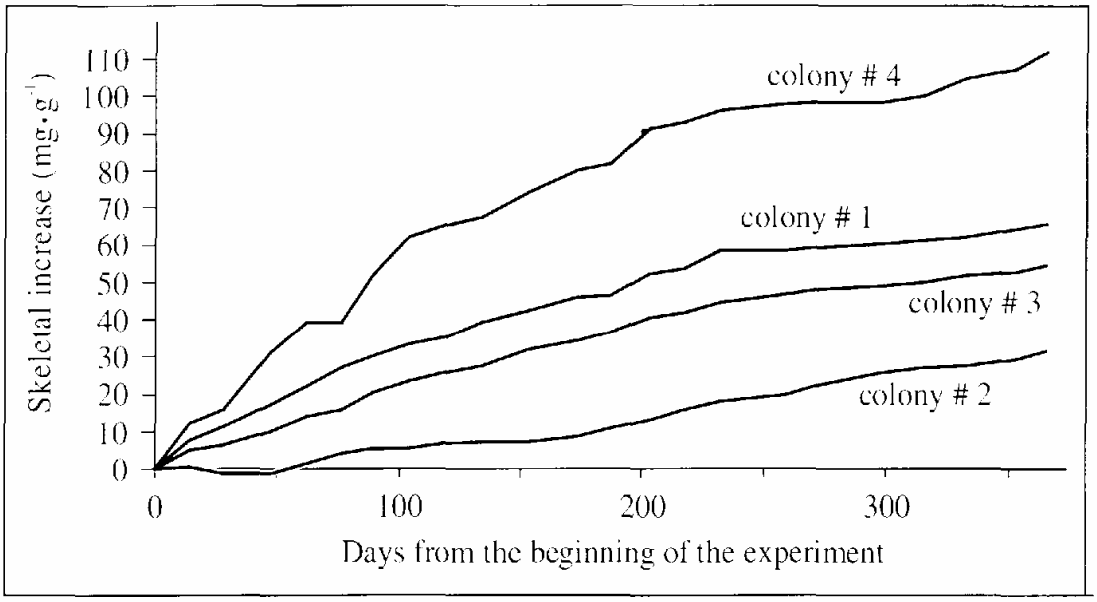


Fig. 1 – Skeletal growth of colonies of *C. caespitosa* calculated with the buoyant weight technique.

Corallites did not show differences in linear extension (one-way ANOVA, $F = 0.966$; $P = 0.424$). The mean growth rate was 1.60 ± 0.43 mm • 4 months^{-1} (Tab. 2) corresponding to an annual growth of 4.80 ± 1.72 mm · year^{-1}.

The skeleton growth rates of *C. caespitosa,* also evaluated through the buoyant technique, were in the range of tropical species (Tab. 3). Its daily growth rates are below the values recorded for *C. arbuscula* but similar to other Faviidae (*Manicina aereolata* and *Solenaslrea hyades*) living in patch reefs off west central Florida (Rice & Hunter. 1992).

Tab. 2 – Sizes in cm (maximum and minimum diameter and height) and mean growth rates (± S.D.) of corallites stained with alizarin red S during the four months experiment (in parenthesis number of corallites examined).

Colony (n° corallites)	Dimensions (dmax × dmin × h)	Measured growth (mm · 4 month^{-1})	Calculated growth (mm · year^{-1})
1 (6)	8 × 9 × 7	1.85 ± 0.35	7.40 ± 1.05
2 (11)	10 × 10 × 8	1.50 ± 0.40	6.00 ± 1.20
3 (8)	12 × 9 × 9	1.58 ± 0.50	6.32 ± 1.50
4 (5)	14 × 12 × 8	1.48 ± 0.48	5.92 ± 1.44

Tab. 3 – Daily growth rates of some scleractinian corals (± S.D.) measured with buoyant weight technique.

Coral species	Daily growth ($mg \cdot g^{-1} \cdot day^{-1}$)	Locality	Source
Manicina aereolata	0.267 ± 0.421	Florida	Rice & Hunter (1992) (recalculated)
Solenastrea hyades	0.540 ± 0.886		
Scolymia lacera	0.154 ± 0.538		
Stephanocoenia mitchelini	0.332 ± 0.568		
Isophyllia sinuosa	0.032 ± 0.290		
Cladocora arbuscula	0.661 ± 0.834		
Cladocora caespitosa	0.192 ± 0.156	Mediterranean Sea	Present work

Tab. 4 – Coral annual growth rates (± S.D.) measured with alizarin red S and other techniques (A r S = alizarin red S; X-r = X-ray; F b = fluorescent banding; Ar = autoradiography; D m = direct measurement; * = measures in the aquarium).

Coral species	Method	Annual growth ($mm \cdot year^{-1}$)	Locality	Source
Porites porites	A r S	13.3	Jamaica	Davies (1989)
Porites lutea	X-r	3.5 - 11.8	Marshall Islands	Highsmith (1979)
Porites lutea	F b	12 - 30	Phuket	Brown *et al.* (1990)
Porites lutea	Ar	12.0	Marshall Islands	Knutson *et al.* (1972)
Porites lutea	A r S	9.8 ± 0.8	Moorea	Guillaume (1990)
Porites lobata	X-r	6.8 ± 1.1	Red Sea	Klein *et al.* (1992)
Porites lobata	A r S	9.6 ± 2.3	Moorea	Guillaume (1990)
Porites spp.	X-r	7.8 - 11.3	Great Barrier Reef	Darke & Barnes (1993)
Favia speciosa	Ar	4.6 ± 0.2	Marshall Islands	Knutson *et al.* (1972)
Favia pallida	X-r	4.1 - 7.1	Marshall Islands	Highsmith (1979)
Goniastrea retiformis	X-r	4.9 - 8.5	Marshall Islands	Highsmith (1979)
Goniastrea retiformis	Ar	7.8 ± 0.3	Marshall Islands	Knutson *et al.* (1972)
Siderastrea siderea	X-r	7.6 ± 0.7	Panama	Guzmán & Tudhope (1998)
Solenastrea bournoni	X-r	8.9	Florida	Hudson *et al.* (1989)
Montastrea annularis	X-r	5.0 - 11.3	Florida	Hudson *et al.* (1989)
Cladocora caespitosa	A r S	2.9 - 5.2	Mediterranean Sea	Schiller (1993)
Cladocora caespitosa	X-r	5.2	Mediterranean Sea	Peirano *et al.* (1998)
Cladocora caespitosa	D m *	5.0	Mediterranean Sea	Oliver Valls (1989)
Cladocora caespitosa	A r S *	4.80 ± 1.72	Mediterranean Sea	present work

The annual growth rate, obtained with the staining technique. gave similar results to the other *in situ* findings on *C. caespitosa* (Tab. 4) and to tropical species of the same family (Faviidae), such as *Favia speciosa* and *Favia pallida.*

Our results seem to indicate that *C. caespitosa* has the same growth. potential of many tropical corals, although linear extension rate is usually lower than in most major reef-forming corals. Moreover, coral building in the Mediterranean Sea is probably limited by the dominance of soft algae in shallow water (Peirano *et al.,* 1998).

The local abundance of C *caespitosa* was linked by Herndl & Velimirov (1986) to the grazing activity of sea urchins and to water turbidity, both inhibiting algal growth. Low irradiance levels may favour suspension feeder having photosynthetic symbionts with respect to algae (Zabala & Ballesteros, 1989). This may explain the occurrence of C *caespitosa* banks only-below the compensation depth of photophilic algae (Morri *et al,* 1994) or in coastal turbid environments (Kühlmann, 1996).

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank D. Bacciola, E. Bassano, O. Lavarello and M. Zanardi (La Spezia) for technical support. R. Barrass (Sarzana) revised the English text. Thanks are also due to M. Mori (Genova) for help and advice. Studies on biocostructional organisms fall within the scope of the research project CL1MBIOCCA (influence of CLIMatic change on the activity of BlOConstructional organisms and on their role in the CArbon cycle of the marine environment) of the Marine Environment Research Centre (La Spezia).

REFERENCES

Barnes DJ. 1970. Coral skeletons: an explanation of their growth and structure. *Science.* 170: 1305-1308.

Barnes D.J. 1972. The structure and formation of growth ridges in scleractinian coral skeletons. *Proc. r. Soc. London.* Ser. B., 182: 331-350.

Barnes D.J. & Crossland C.J. 1982. Variability in the calcification rate of *Acropora acuminata* measured with radio-isotopes. *Coral Reefs,* 1: 53-57.

Bianchi C.N. 1997. Chinate change and biological response in the marine benthos. In: Atti del 12° Congresso dell'A.I.O.L. (Piccazzo M. Ed.). AIOL. Genova. 1: 3-20.

Brown B.E., Le Tissier M.D.A., Scoffin T.P. & Tudhope A.W. 1990. Evaluation of the environmental impact of dredging on intertidal coral reefs al Ko Phuket. Thailand, using ecological and physiological parameters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 65: 27.3-281.

Buddemeier R.W. & Kinzie R. A. 1976. Coral growth. *Oceanogr. Mar. biol. Ann. Rev.,* 14: 183-225.

Darke W.M. & Barnes D.J. 1993. Growth trajectories of corallites and ages of polyps in massive colonies of reef-building corals of the genus *Porites. Mar. Biol.*. 117: 321-326.

Davies P.S. 1989. Short-term growth measurement of corals using an accurate buoyant weighing technique. *Mar. Biol.,* 101: 389-395.

Dodge R.E., Wyers C., Frith H.R., Knap A.H., Smith S.R., Cook C.B. *&* Sleeter T.D. 1984. Goral calcification rates by the buoyant weight technique: effects of alizarin staining. *J. exp. mar. Biol. Ecol.,* 75: 217-232.

Gattuso J.P., Pichon M. & Franckignoulle M. 1995. Biological control of air-sea CO_2 fluxes: effect of photosynthetic and calcifying marine organisms and ecosystems. *Mar: Ecol. Prog. Ser.*. 129: 307-312.

Goreau T.F. & Goreau N.I. 1959. The physiology of skeleton formation in corals. II. Calcium deposition by hermatypic coral under various conditions on the reef. *Biol. Bull.*. 117:239-250.

Guillaume M. 1990. Growth and calcium carbonate production of massive *Porites* (barrier reef fiat of French Polynesia). *Proc. ISRS Congr. Nouméa:* 87-90.

Guzmán 11.M. & Tudhope A.W. 1998. Seasonal variation in skeletal extension rate and stable isotopic ($^{13}C/^{12}C$ and $^{18}O/^{16}O$) composition in response to several environmental variables in the Caribbean reef coral *Siderastrea siderea. Mar. Ecol. Progr. Ser.,* 166: 109-118.

Herndl G.J. & Velimirov B. 1986. Microheterotrophic utilization of mucus released by the Mediterranean coral *Cladocora caespitosa. Mar. Biol.,* 90: 363-369.

Highsmith R.C. 1979. Coral growth rates and environmental contral of density banding. exp. mar. Biol. Ecol., 37: 105-125.

Hudson J.H., Powell G.V.N., Robble MB. & Smith T.J. 1989. A 107-Year-Old Coral from Florida Bay: barometer of natural and man-induced catastrophes? *Bull. mar. Sci.,* 44(1): 283-291.

Ikeda Y. & Miyachi S. 1995. Carbon dioxide fixation by photosynthesis and calcification for a solitary coral, *Fungia* sp. *Bull, Inst. océanogr. Monaco,* n° special 14(2): 61-68.

Jokiel P.L., Maragos J.E. & Franziskel L. 1978. Coral growth: buoyant weight technique *In: Coral reefs. Research methods* (Stoddard D.R. & Johannes R.E. Eds). UNESCO. Paris: 529-541.

Klein R., Patzlod J., Wefer G. & Eoya Y. 1992. Seasonal variations in the stable isotopic composition and the skeletal density pattern of the coral *Porites lobata* (Gulf of Eilat, Red Sea). *Mar. Biol.,* 112: 259-263.

Knutson D.W., Buddemeier R.W. & Smith S.V. 1972. Coral chronometers: seasonal growth bands in reef corals. *Science,* 177: 270-272.

Kühlmann D.H.H 1996. Preliminary report on Holocene submarine accumulations of *Cladocora caespitosa* (L.. 1767) in the Mediterranean. In: Global and regional controls on biogenic sedimentation. I. Reef evolution. Research reports (Reitner J., Neuweiler F. & Gunkel F. Eds). Göttinger Arb. Geol. Palaont., Göttinger, Sb2: 65-69.

Laborel J. 1987. Marine biogenic constructions in the Mediterranean, a review. *Rep. sci. Parc natl Port-Cros,* 13: 97-126.

Lamberts A.E. 1978. Coral growth: Alizarina method. *In: Coral reefs: research methods* (Stoddard D.R.. Johannes& R.E Eds). UNESCO, Paris: 523-527.

Morri C., Peirano A., Bianchi C.N. & Sassarini M. 1994. Present-day biocostructions of the hard coral, *Cladocora caespitosa* (L.) (Anthozoa, Scleractinia), in the eastern Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Biol. mar. medit.,* 1 (1): 371-372.

Oliver Valls J.A. 1989. Développement de *Cladocora caespitosa* (Linné, 1767) en aquarium. *Bull. Inst. océanogr. Monaco,* 5: 205-209.

Peirano A., Moiri C., Mastronuzzi G. & Bianchi C.N. 1998. The coral *Cladocora causpitosa* (E., 1767) as a bioherm builder in the Mediterranean Sea. *Mem. descr. Carta geolog. It.,* 52 (1994): 59-74.

Rice S.A. & Hunter C.E. 1992. Effects of suspended sediment and burial on scleractinian corals from west central Florida patch reefs. *Bull. mar. Sci.,* 51 (3): 429-442.

Schiller C. 1993. Ecology of the symbiotic coral *Cladocora caespitosa* (L.) (Faviidae, Scleractinia) in the Bay of Piran (Adriatic Sea): I. Distribution and biometry. *PSZN I*: *Mar. Ecol.,* 14 (3): 205-219.

Stromgren T. 1987. The affect of light on the growth rate of intertidal *Acropora pulchra* (Brook) from Phuket, Thailand, lat. 8°N. *Coral Reefs,* 6: 43-48.

Vago R., Gill E. & Colingwood J.C. 1997. Laser measurements of coral growth. *Nature,* 386:30-31.

Zabala M. & Ballesteros E. 1989. Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scient, mar.,* 53 (1): 3-17.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L., Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 301-307, ottobre 1999

INFLUENCES OF BIODEPOSITION DUE TO INTENSIVE MUSSEL CULTURE ON COASTAL MEIOFAUNAL ASSEMBLAGES: PRELIMINARY RESULTS

Simone MIRTO[1], Cristina GAMBI[2], Michele CECCHI[2]. Antonio MANGANARO[1]

[1]Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia Marina, Messina
[2] Istituto di Scienze del Mare, Ancona

ABSTRACT

To investigate the effects of the mussels farm biodeposition, sediment samples were collected between March and June 1997 on monthly basis at two stations (mussel farm and control) in the Gaeta Gulf. The mussel farm had a considerable impact on the biochemical composition of the sedimentary organic mailer and resulted in significant changes of the meiofaunal assemblages. Meiofaunal analysis pointed out biological indicators of environmental quality in areas affected by the presence of mussel farms. The nematode/copepod ratio showed no difference between Control and Mussel station. By contrast we found significant differences in nematode/kinorhynch ratio that we proposed as tool for delecting the effects of OM accumulation on sediments.

RIASSUNTO

Allo scopo di studiare gli effetti provocati dalla biodeposizione proveniente da un allevamento di mitili sito nel Golfo di Gaeta (LT), mensilmente sono stati pi-elevati campioni di sedimento in due stazioni all'interno del golfo. Una stazione era posizionata al di sotto dei mitili posti in allevamento (stazione Mussel), mentre la stazione di controllo (stazione Control) era posta a circa I km dalla prima, in un'area non interessala dall'allevamento. I risultati hanno evidenziato accumulo di materia organica al di sotto dei mitili, e concentrazioni di pigmenti cloroplastici sino a 5 volte superiori nella stazione Mussel. L'analisi della struttura della comunità meiobentonica ha evidenziato diminuzione della densità della meioiauna e dominanza di alcuni *taxa* opportunisti nella stazione Mussel. Il rapporto nematode/copepodi non ha evidenziato differenze tra le due stazioni, mentre è stato proposto l'uso del rapporto nematode/chinorinchi come strumento per rilevare gli effetti provocati dall'accumulo di sostanza organica nei sedimenti

1. INTRODUCTION

The intensive biodeposition (i.e. faeces and pseudo-faeces production) from suspended mussel cultures, modify the physical and chemical characteristics of the

sediments beneath the farms (Baudinet *et al.,* 1990). The effects of organic enrichment have been reported to he generally localised and of limited extension. but able to affect benthic community structures, OM cycling and thus inducing the eutrophication of much wider area. Despite the increasing interest on the critical effects of coastal aquaculture on the environment, studies on the community response to this kind of organic pollution are extremely scarce (Dinet *et al.* 1990). To evaluate the actual impact of mussel farms on coastal systems, highly sensitive biological indicators. able to detect short and long-term disturbance effects, are needed. Due to their small size, high turnover and the lack of larval dispersion, meiofauna are becoming the most popular tool in environmental monitoring (Herman & Heip, 1988; Moore & Bett. 1989). Previous studies. have shown that some meiofaunal taxa, such as nematodes are extremely tolerant to organic enrichment, but others are particularly sensitive to environmental disturbance (Danovaro *et al.,* in press). To this regard investigations on the organic pollution effects on meiofauna revealed that harpacticoid copepods are among the most sensitive groups. The main effects of organic matter enrichment in the sediments can be summarised as: a general reduction of the number of taxa; and a reduced abundance of the most sensitive taxa. However, these effects have not been consistently reported in all studies. Danovaro *et al.* (1995) reported that nematodes and not copepods were the most sensitive organisms to hydrocarbon pollution; moreover. it is increasingly evident that there are many opportunist species of copepods that may become dominants in highly organic matter enriched environments.

2. METHODS: STUDY AREA AND SAMPLING

Sediment samples were collected between March and July 1997 on monthly basis at two stations of the Gaeta Gulf (Fig. 1). Both stations were located at 10 m depth: the first station (St. Mussel) was located under the mussel farm, while the second (St. Control) was located at about 1 km distance in an area not impacted by molluscs farming, and served as control. The area utilised for mussel cultivation is among the largest in the middle and the southern Italy, and was characterised by strong biode-positional regime (Mirto *et al.*. 1998).

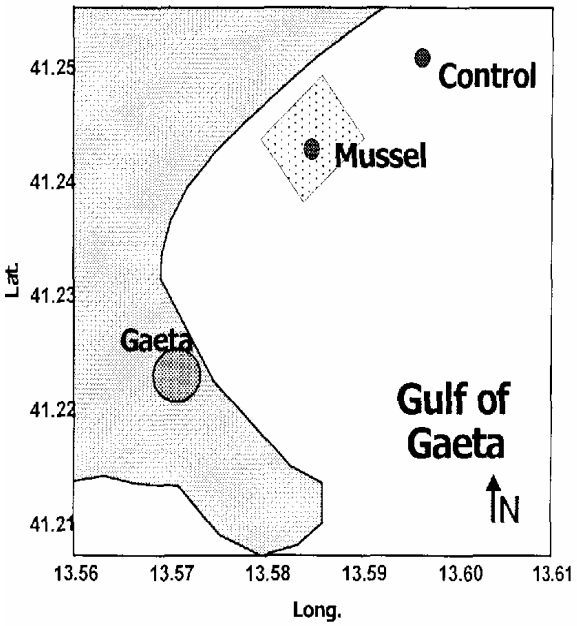


Fig. 1 - Study area and sample stations.

Meiofaunal samples were taken (n=3) manually by SCUBA divers using transparent PVC corers. After recovery, sediment cores were sliced

vertically into 3 sections (0-1, 1-5 and 5-10 cm), fixed in buffered formalin 4% and stained with Bengal Rose (0.5 mi of 1 g I ' stock solution). Additional corers (n=2) were collected for sedimentary organic matter composition and after the same vertical slicing, the sediments were placed in Petri at -20"C until analysis.

The depth of the Redox Potential Discontinuity layer (RPD) was assessed immediately after sampling as depth at which sediment colour turns from brown to black.

Meiofaunal extraction was carried out by density gradient centrifugation (three times, 10 min.) in Ludox HS40 (density arranged to 1.15). Meiofaunal counting was carried out at x40 under stereomicroscope in Delfuss cuvette.

Chloroplastic pigments were determined according to Lorenzen and Jeffrey (1980). Chloroplastic Pigment Equivalents (CPE) were defined as the sum of the chlorophyll-a and phaeopigments. Lipids were determined according Marsh & Weinstein (1959) and Bligh & Dyer (1959). Proteins were determined following the method Hartree *et al. (* 1972). Total carbohydrates determination was carried out using the method of Dubois *et al (* 1956).

3. RESUI.TS AND DISCUSSION

The most evident changes in the benthic compartment were the large accumulation of organic material and the strong reduction of the potential redox values under the mussel farm. Oxygen penetration into the sediment (measured as RPD depth) reached about 2.3 cm depth in the Control but only about 1.3 cm in farm sediments. Such highly reducing conditions were due to the strong accumulation of organic material in the study area. Biopolymeric carbon (BPC) concentrations reached about 2 mg C g^{-1} in the Control and 3 mg C g^{-1} at the Mussel station (Fig. 2).

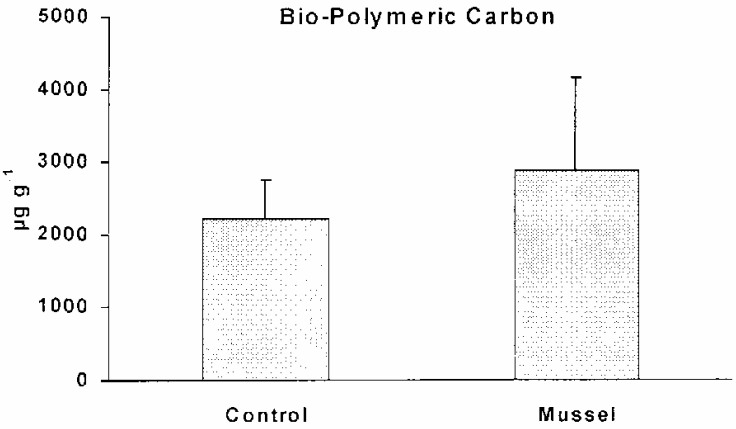


Fig. 2 - Biopolymeric carbon concentrations (as the sum of lipid, protein and carbohydrate carbon) in the top 1-cm of the sediment.

The biodeposition due to filter-feeding molluscs had a considerate impact on the biochemical composition of the sedimentary organic matter. While proteins and carbohydrates displayed similar significance in the two stations, in the Mussel station lipid contribution to the total organic pool was significantly higher that in the Control (t-test. p=0.03). The two stations were also characterised by a different productivity. In fact, the Mussel station recorded inputs of primary organic matter about 5 times higher (CPE about 35 µg g^{-1}) than in the Control (CPE about 7 µg g^{-1}) (Fig. 3). The analysis of the chloropigment content of the sediments (data not shown), pointed out higher values

during spring phytoplankton bloom. By contrast, temporal changes in the biochemical composition of the sedimentary OM, revealed generally)' higher concentrations in the mussel sediment, although significant higher than in the Control only in April and July.

Mussel biodeposition impact resulted in changes of the meiofaunal assemblages.

Faeces and pseudofaeces accumulation determined reduction, although not significant (t-test, p=0.13), of meiofaunal densities in the Mussel station (2307 and 1916 ind./l0 cm^2, in the Control and Mussel, respectively; Fig. 4).

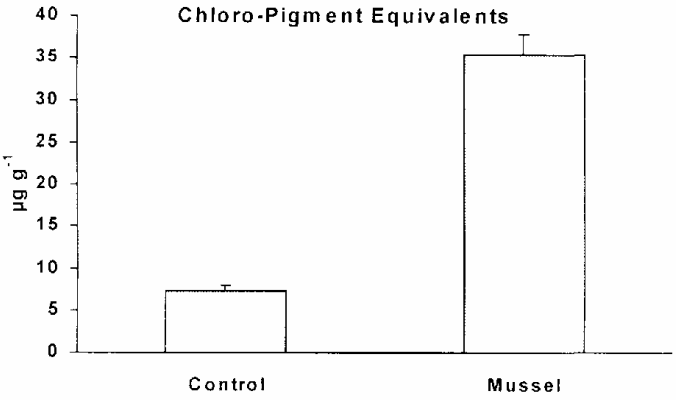


Fig. 3 - Chloroplastic pigment equivalent (as chlorophyll-a plus phaeopigments) in the top 1-cm of the sediment.

Vertical patterns in meiofaunal densities revealed a similar distribution in both stations, although at the Mussel station. a large meiofaunal fraction was observed also in deeper sediment layers, characterised by major grain size, due to the presence of bivalve-shell fragments.

Despite limited quantitative changes, farm effects were clearly evident in terms of community structure. In fact, while the percentage contribution of nematodes and polychaetes was similar in the two stations, the Mussel station was characterised by an increased importance of copepods vs. a much lower significance of gastrotrichs. Interestingly in the Mussel station ostracods and kinorhynchs disappeared, suggesting higher sensibility to OM accumulation.

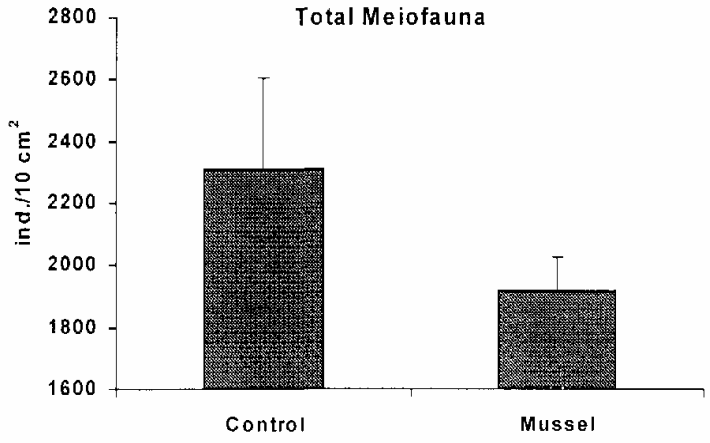


Fig. 4 - Comparison of mean meiofaunal density between Control and Mussel station.

Mussel farm impact did not determine an evident reduction of the number of taxa, but clearly affected the structural composition of the meiofaunal assemblages increasing the dominance of the most opportunist taxa. Fig. 5 points out, through a k-dominance analysis the differences between Mussel-sediment and Control, indicating the presence of evident disturb effects in the farm sediments.

The increased organic levels had no consequences on the nematode/copepod ratio which decreased from about 4 in the Control station lo about 2.5 in the Mussel station, indicating that this rat i o can not be applied to detect organic disturbance due to mussel farm biodeposition (fig. 6). By contrast we found significant differences between stations in the nematode/kinorhynch density ratio that appeared much higher in the organic rich sediments of the mussel culture (Fig. 7). Further studies on seasonal cycles and different locations are needed to fully evaluate the ecological relevance of the nematode/kinorhynch ratio as tool for detecting the effects of OM accumulation on marine sediments.

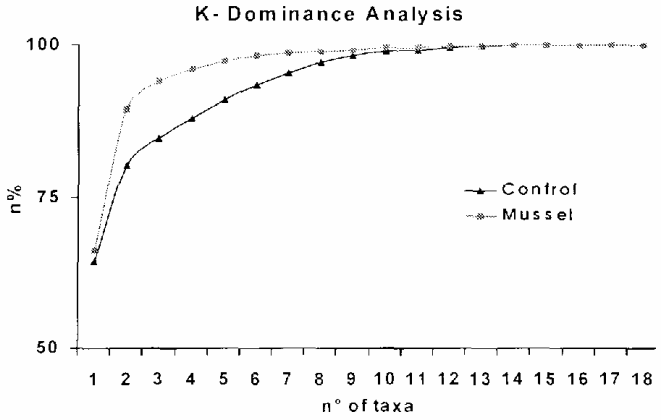


Fig. 5 - Comparison of meiofaunal assemblages between Control and Mussel station.

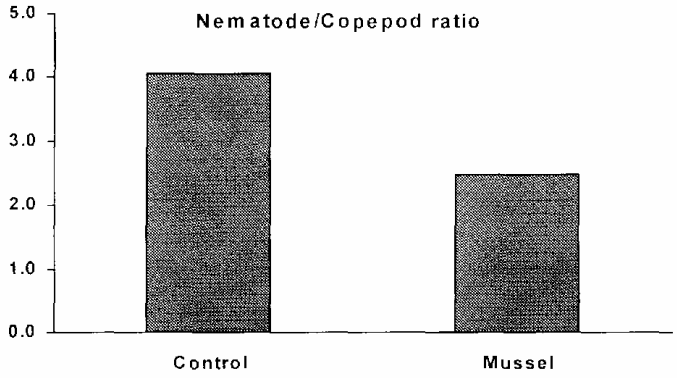


Fig. 6 - Patterns of the Nematode/Copepod density ratio in the sediments of Control and Mussel station.

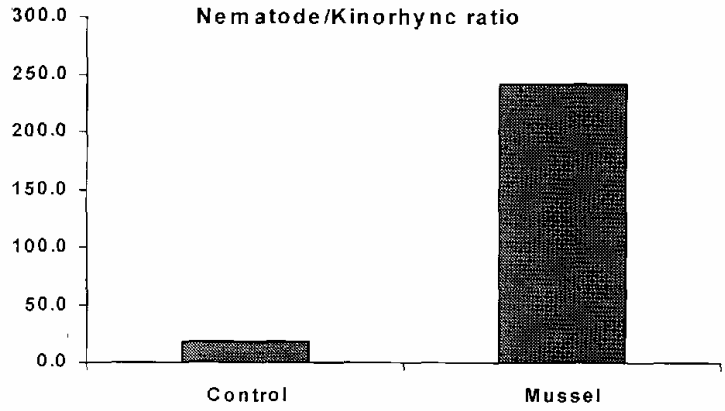


Fig. 7 - Patterns of the Nematode/Kinorhync density ratio in the sediments of Control end Mussel station.

AKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Dr. E. Favaloro, Dr. T. La Rosa and Dr. B. Savona. for help during the sampling.

This study was financially supported by *Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica e Tecnologica,* Italy.

REFERENCES

Baudinet D.. Alliot E., Berland B., Grenz C., Plante-Cuny M.R., Plante R. & Salen-Picard C. 1990. Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia,* 207: 187-196.

Bligh E.G. & Dyer W. 1959. A rapid method for total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol,* 37: 91 1-917.

Danovaro R., Della Croce N., Marrale D., Martorano D., Parodi P., Pusceddu A. & Fabiano M. In press. Biological Indicators of Oil Induced Disturbance in Coastal Sediments of the Ligurian Sea (NW) Mediterranean. *Proceedings of the International Conference Marine Science,* Kuala Terengganu, Malaysia 25-27 August, 1997.

Danovaro R. Fabiano M. & Vincx M. 1995. Meiofauna response to the Agip Abruzzo oil spill in subtidal sediments of the Ligurian Sea. *Mar. Poll Bull,* 30 (2): 133-145.

Dinet A., Sornin J.M., Sablière A., Delmas D. & Feuillet-Girard M. 1990. Influence de la biodéposition de bivalves filtrcurs sur les pcuplements méiobenthiques d'un marais maritime. *Cah. Biol. Mar.,* 31: 307-322.

Dubois M., Gilles K., Hamilton J.K., Rebers P.A. & Smith F. 1956. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Analytical Chemistry,* 28: 350-356.

Herman P.M.J. & Heip C. 1988. On the Use of meiofauna in ecological monitoring: who needs taxonomy? *Mar. Poll Bull,* 19 (12): 665-668.

Hartree E.F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Analytical Biochemistry,* 48: 42-427.

Lorenzen C.J. & Jeffrey S.W. 1980. Determination of chlorophyll and phacopigments by spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.,* 12: 343-346.

Marsh J.B. & Weinstein W.J. 1959. A simple charring method for determination of lipids. *J. Lip. Res.,* 7*:* 574-576.

Mino S., Fabiano M., Danovaro R., Manganare A. & Mazzola M., in press. Use of meiofauna for detecting fish farming disturbance in coastal sea sediments: preliminary results. *Biol. Mar. Medit.*

Moore C.C. & Bett B.J. 1989. The use of meiofauna in marine pollution impact assessment. *Zool J. Limn. Soc.,* 96: 263-280.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, **Portonovo** ***(Ancona), 28-30 settembre 1998***

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 309-317, ottobre 1999

INTERAZIONE DI Zn, Cd, Pb E Cu CON LE SUPERFICI E GLI ESSUDATI DELLA D1ATOMEA MARINA *PHAEODACTYLUM TRICORNUTUM.*

Elisabetta MORELLI, Gioacchino SCARANO

C.N.R. Istituto di Biofisica, via S. Lorenzo, 26 - 56127 PISA

ABSTRACT

The adsorption process of Cu, Pb, Zn and Cd to the cell surface of *Phaeoductylum tricornutum,* has been studied both in a simple System, as organic-free seawater, in order to obtain the adsorption isotherms, and in a complex System, as seawater enriched with exudates, in order to gel information on the ability of the exudates to affect the adsorption capacity of the cell surface. The experimental data, analysed as Langmuir isotherms, allowed the parameters Γ_{max} (maximum amount of metal adsorbed as mol· $cell^{-1}$) and k_{MeSi} (adsorption equilibrium coefficient) to be estimated. The results showed that the interaction metal ion - cell surface can be described by a two-site model, considering the presence of low and high affinity sites, and that the order of affinity of the metals is: Cu>Pb>Cd>Zn. Moreover, the parameters L_T (total ligand concentration) and k_{MeLi} (conditional stability Constant), describing the complexation capacity of the cellular exudates, have been obtained and the role of the cellular exudates in the adsorption process has been evaluated.

RIASSUNTO

E' stato studialo il processo di adsorbimento di Cu, Pb, Zn e Cd sulla superficie dell'alga *Phaeodactylum tricornutum,* sia in un sistema semplice, come l'acqua di mare deorganicata, allo scopo di ottenere le isoterme di adsorbimento, che in un sistema complesso, come l'acqua di mare arricchita di essudati cellulari, allo scopo di avere informazioni su come la presenza di complessi tra il metallo e gli essudati può influenzare la capacità di adsorbimento della superficie dell'alga. I dati, analizzali in termini di isoterme di Langmuir, hanno permesso di stimare i parametri Γ_{max} (massima quantità di meiallo adsorbito in mol · $cell^{-1}$) e k_{MeSi} (coefficienie di adsorbimento) del sistema all'equilibrio. E' emerso che l'interazione metallo-superficie cellulare può essere descritta da un modello a due sili di legame, ad alta e bassa affinità, e che l'ordine di affinità dei metalli è Cu>Pb>Cd>Zn. Inoltre, sono stati determinali i parametri L_T (concentrazione totale dei leganti) e K_{MeLi} (costante condizionale di stabilità), che descrivono la complessazione degli essudati cellulari ed è stato valutato il ruolo degli essudati nel processo di adsorbimento sulle superfici algali.

1.INTRODUZIONE

Negli ambienti aquatici naturali, l'adsorbimento e la complessazione dei metalli in tracce con i leganti naturali, sia organici che inorganici, presenti in fase disciolta così come in fase eterogenea, è un fattore critico che influenza sia la biodisponibilità che la tossicità verso gli organismi (Stumm, 1987).

Le superfici biologiche sono caratterizzate da vari siti capaci di adsorbire gli ioni metallici con alta affinità e, nei sistemi acquatici naturali, possono fornire un'ampia area per l'adsorbimento degli ioni metallici dall'ambiente circostante (Gonzales-Davila, 1995).

L'adsorbimento degli ioni metallici sulle superfici algali rappresenta il meccanismo iniziale del processo di uptake. Questa prima fase, che è molto rapida e permette agli ioni metallici di equilibrarsi con l'esterno della superficie cellulare, è seguita da una fase più lenta, dovuta al trasporto di membrana del metallo all'interno della cellula (Xue *et al.,* 1988).

In letteratura è ampiamente riportato che il fitoplancton rilascia sostanza organica extracellulare capace di complessare gli ioni metallici (van den Berg *et al.,* 1979; Seritti *et al.,* 1986. Morelli *et al.,* 1989). Di conseguenza, nei sistemi acquatici naturali, la presenza di sostanza organica disciolta di origine biologica, influenzando la speciazione dei metalli, può influenzare il processo di adsorbimento sulla superficie cellulare.

Pochi studi hanno considerato il ruolo degli essudati algali nel processo di adsorbimento degli ioni metallici sulle superfici algali (Xue & Sigg, 1990) e solo i lavori di Gonzales-Davila *et al.* (1995) and Santana-Casiano *et al.* (1995), riguardanti rispettivamente il Pb e il Cu, sono riferiti ad alghe marine.

Lo scopo di questo lavoro è di dare un contributo alla conoscenza delle interazioni tra gli ioni metallici legati a sostanza organica extracellulare di origine fitoplanctonica e i siti di adsorbimento sulle superfici algali. In particolare è stata studiata l'interazione di Cu, Pb. Zn e Cd con cellule viventi della diatomea marina *Phaeodactvlum triconutum.*

In questo lavoro, è stata usata la tecnica voltammetrica DPASV (differential pulse anodic stripping voltammetry) che, discriminando tra specie labili e inerti del metallo, permette di studiare direttamente il nostro sistema multilegante in fase eterogenea, evitando la fase di separazione del materiale particellato.

2. MATERIALI E METODI

11 microrganismo usato in questo studio è la diatomea marina *Phaeudactylum tricornutum,* Bohlin, 1897. Colture axeniche di mantenimento erano cresciute in acqua di mare arricchita con f/2 (Guillard, 1975), alla temperatura di 25° C e sotto illuminazione continua. Al microscopio l'alga ha la forma di un doppio cono lungo circa 20 µm e largo 3 µm. Dalla geometria apparente della cellula si può calcolare una superficie di 95 μm^2 e un volume di 47 μm^3. Il peso secco è di $6 \cdot 10^{-11}$ gr $\cdot$ $cell^{-1}$. La conta cellulare veniva effettuata al microscopio con la camera di Thoma.

Le alghe, che dovevano essere utilizzate per gli esperimenti di adsorbimento, venivano coltivate in acqua di mare arricchita con f/2 senza metalli ed EDTA. Da 4 a 6 giorni dopo l'inoculo, quando la concentrazione era di 1-2 • 10^9 cellule L^{-1}, le alghe

venivano raccolte per nitrazione su membrane di 0.8 µm (Sartorius) e risospese in un volume appropriato di acqua di mare deorganicata in modo da ottenere una sospensione di $1 \cdot 10^{10}$ cellule L^{-1}.

Sono stati eseguiti due tipi di esperimenti di adsorbimento: in acqua di mare deorganicata e in acqua di mare arricchita con essudati cellulari. Aliquote di Imi della sospensione concentrata di alghe venivano aggiunte a una serie di sottocampioni (10 ml ciascuno) di acqua di mare deorganicata o di essudati cellulari, precedentemente addizionati con il metallo. Nel caso degli essudati cellulari, i campioni venivano fatti equilibrare con il metallo per 14 ore. Le misure voltammetriche venivano eseguite prima e dopo l'aggiunta delle cellule.

L'acqua di mare era raccolta 3 miglia al largo dell'isola di Capraia (Arcipelago Toscano), filtrata con filtri da 0.45 µm e mantenuta al buio a + 4°C.

L'acqua di mare deorganicata era ottenuta riciclando l'acqua di mare naturale attraverso un letto di carbone attivo, per una settimana. L'acqua di mare contenente gli essudati cellulari era ottenuta rimuovendo le cellule da colture di *Phaeodactylum tricornutum* cresciute in acqua di mare arricchita con $NaNO_3$ ($8.8 \cdot 10^{-4}$ M) e NaH_2PO_4 ($3.5 \cdot 10^{-5}$ M). Per gli esperimenti con il Cu furono usati essudati provenienti da una coltura contenente 7 10^8 cellule $\cdot L^{-1}$ e, per gli esperimenti con Pb, Zn e Cd, essudati provenienti da una coltura contenente $1.6 \cdot 10$ cellule L^{-1}.

Le misure voltammetriche erano eseguite con un polarografo Metrohm Model 646 VA in connessione con lo stativo 647 VA. E' stato utilizzato un sistema convenzionale a tre elettrodi che consisteva in un elettrodo ausiliare di carbone vetroso, un elettrodo Ag/AgCl/KCI (3M) a doppia giunzione come elettrodo di riferimento e un elettrodo a goccia di mercurio (HMDE) come elettrodo di lavoro. Le misure erano condotte in voltammetria di ridissoluzione anodica ad impulsi differenziali (DPASV). T parametri strumentali erano: velocità di scansione 12 mV s^{-1}, durata dell'impulso 40 ms, ampiezza dell'impulso 50 mV, tempo di ripetizione dell'impulso 0.5 s. 11 tempo di deposizione era 150 s per Pb, Cd e Zn, e 300 s per il Cu; il potenziale di deposizione (E_{dep},) era -1 V per Pb e Cd, -1.25 V per lo Zn e -0.6 V per il Cu. Per quest'ultimo metallo, durante il tempo di riposo (15 s) prima della scansione anodica, il potenziale fu mantenuto a -1.4 V, allo scopo di minimizzare le interferenze prodotte dall'adsorbimento della sostanza organica alla superficie dell'elettrodo (Scarano & Bramanti, 1993). Le sensibilità voltammetriche, in acqua di mare deorganicata a pH naturale, erano: $1.6 \cdot 10^{-3}$, $4.0 \cdot 10^{-3}$, $3.0 \cdot 10^{-3}$, $4.7 \cdot 10^{-3}$ A $\cdot$ M $^{-1} \cdot s^{-1}$ per Cu, Pb, Zn e Cd, rispettivamente.

Soluzioni stock dei metalli erano preparate da $CdCl_2$, $Cu(NO_3)_2$, $Pb(NO_3)_2$, $ZnCl_2$ (Carlo Erba) in acqua Milli-Q (Millipore). Le celle polarografiche e i contenitori usati per gli esperimenti di titolazione erano lavati con acido e condizionati con acqua di mare alla stessa concentrazione del metallo del campione.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Determinazione dei parametri di adsorbimento di Cu, Pb, Zn e Cd sulla superficie cellulare

L'affinità degli ioni metallici Cu, Pb, Zn e Cd verso i siti di adsorbimento della superficie cellulare è stata valutata misurando la concentrazione del metallo labile prima

e dopo l'aggiunta di alghe ad acqua di mare deorganicata ed addizionata con quantità crescenti del metallo. Se si assume che il metallo legato alle superfici cellulari sia elettrochimicamente inerte, in presenza delle sole specie inorganiche del metallo la corrente di ridissoluzione anodica, prima dell'aggiunta delle cellule sarà:

$$i_p^{\circ} = k \cdot \Sigma[MeX_i]_o = k \cdot [Me_T] \qquad (1)$$

e dopo l'aggiunta delle cellule sarà:

$$i_p = k \cdot \Sigma[MeX_i]_C = k \cdot ([Me_T] - \Sigma[MeS_i]) \qquad (2)$$

dove ***k*** è una costante di proporzionalità relativa alla sensibilità (A· L· mol $^{-1}$), $\Sigma[MeX_i]_o$ e $\Sigma[MeX_i]c$, sono le concenti-azioni delle specie labili del metallo in acqua di mare deorganicata rispettivamente pi-ima e dopo l'aggiunta delle cellule, $[Me_T]$ è la concentrazione totale del metallo ed infine $\Sigma[MeS_i]$ è la concenti-azione molare del metallo adsorbito sulle cellule.

Allo scopo di determinare il tempo necessario al completamento del processo di adsorbimento, sono stati condotti esperimenti preliminari sulle cinetiche di adsorbimento. La Fig. 1, che riporta l'andamento della corrente di picco in funzione del tempo di reazione, mostra che uno pseudo-equilibrio tra gli ioni metallici e le superficie algale è raggiunto velocemente. In particolare, dopo che le cellule erano state aggiunte ad un'acqua di mare contenente i metalli, la corrente di picco decresceva rapidamente per 2-3 minuti per raggiungere un valore approssimativamente costante dopo 5 minuti per il Cu e il Pb, e dopo 15 minuti per lo Zii e il Cd, così indicando che il processo di adsorbimento era completato. Sulla base di questi risultati, è stato scelto un tempo di reazione di 15 minuti per tutti i metalli.

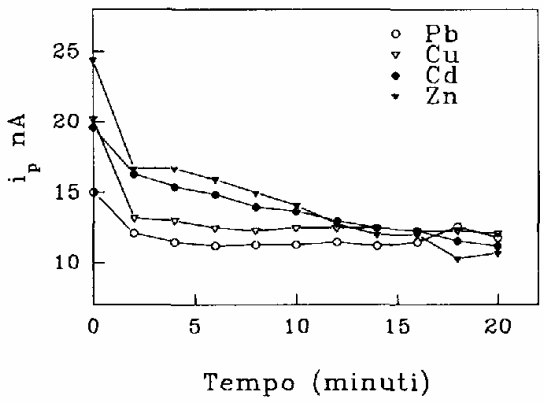


Fig. 1 - Cinetiche di adsorbimento di Cu, Pb, Zn e Cd sulle superfici di $1 \cdot 10^9$ cellule L^{-1} di *Phaeodactylum tricornutum*. $[Cu_T] = 200$ nM, $[Pb_T] = 50$ nM; $[Zn_T] = 100$ nM; $[Cd_T] = 50$ nM.

In Fig. 2 è riportato l'effetto delle alghe sulle concenti-azioni delle specie labili dei metalli. La figura chiaramente mostra che l'aggiunta di cellule all'acqua di mare deorganicata causa un abbassamento della i_p, così indicando che una frazione del metallo è diventata inerte, per essersi adsorbita sulle superfici cellulari.

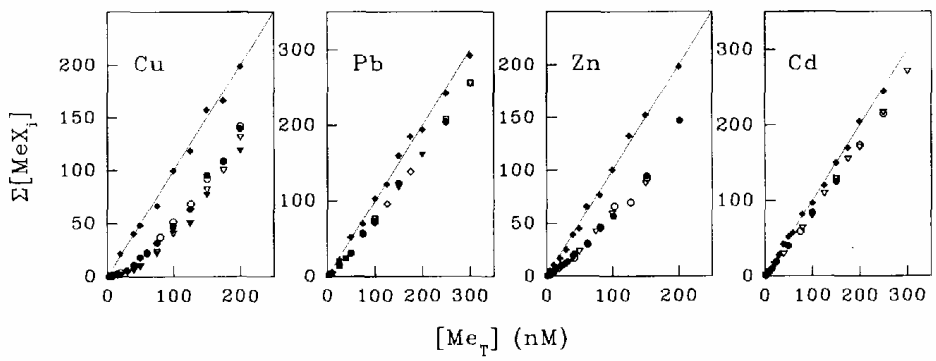


Fig. 2 - Curve di titolazione di cellule di *Phaeodactylum tricornutum* con Cu, Pb, Zn e Cd in acqua di mare deorganicata. Densità cellulare = $1 \cdot 10^9$ cellule·L^{-1}. I simboli diversi sono riferiti a repliche sperimentali. La linea retta e (◆) corrispondono alla calibrazione dei metalli in acqua di mare deorganicata.

Questi dati sperimentali permettono di calcolare i parametri di adsorbimento delle superfici cellulari. Infatti, l'adsorbimento di uno ione metallico su una superficie polifunzionale come quella cellulare, contenente n siti di legame con diversa affinità per il metallo, può essere interpretato in termini di una isoterma di Langmuir:

$$\sum_{i=1}^{n} \{MeS_i\} = \sum_{i=1}^{n} \frac{\Gamma_{max,i} \cdot K_{MeSi} \cdot [Me^{2+}]}{1 + K_{MeSi} \cdot [Me^{2+}]} \qquad (3)$$

dove $\Sigma\{MeSi\}$ è la concentrazione in moli · cellula^{-1} del metallo adsorbito. $[Me^{2+}]$ è la concentrazione del metallo ionico, calcolata da $\Sigma[MeX_i] \cdot \alpha_{Me}$ Γ_{max} è la massima capacità di adsorbimento dello ione metallico e k_{MeSi}, è il coefficiente di adsorbimento per la reazione $Me^{2+} + Si^{2-} <=> MeS_i$,. I valori di α_{Me} ($[Me^{2+}] / \Sigma[MeX_i]$ usati in questo lavoro sono: 0.039, 0.028, 0.54 e 0.087 per il Cu, Pb, Zn e Cd, rispettivamente (Millero & Hawke. 1992).

Allo scopo di determinare i valori di Γ_{max} e K_{MeSi}, nel nostro sistema, i dati sperimentali sono stati analizzati usando l'equazione lineare di Scatchard:

$$\Sigma \{MeS_i\} / [Me^{2+}] = -\Sigma(K_{MeSi} \cdot \{MeS_i\}) + \Sigma(\Gamma_{max,i} \cdot K_{MeSi}) \qquad (4)$$

I dati sperimentali, riportati secondo l'equazione di Scatchard hanno mostrato una relazione curvilinea, indicando che l'adsorbimento degli ioni metallici sulle superfici algali può essere descritto da un modello che prevede la presenza di due siti di legame, ad alta e bassa affinità. I coefficienti di adsorbimento, k_{MeS1} e K_{MeS2} e le massime capacità di adsorbimento, $\Gamma_{max,1}$ e $\Gamma_{max,2}$, per i due siti di legame, sono stati stimati dalla regressione dei punti sperimentali nelle parti lineari dello Scatchard plot. I parametri di adsorbimento così ottenuti sono riportati nella Tab. 1.

Come appare dai valori dei prodotti $Z(\Gamma_{max,1} \cdot K_{MeSi})$ il Cu mostra una affinità per le superfici di *Phaeodactylum tricornutum,* notevolmente più alta degli altri metalli studiati, dovuta sia ai più alti coefficienti di adsorbimento che alla maggiore $\Gamma_{max,1}$

relativa al silo più forte. Dai valori dei log K_{MeSi} riportati in Tab. 1, appare che l'affinità dei quattro metalli verso la superficie algale è: Cu >Pb > Cd > Zn. Lo stesso ordine di affinità, Cu> Pb > Zn è stato trovato da Goncalves & Lopes da Conceicao (1989) per la superficie cellulare dell'alga d'acqua dolce *Selenastrum capricornutum,* e l'ordine Cu > Pb da Gonzales-Davila *et al.* (1995) e Santana-Casiano *et al.* (1995) per l'alga marina *Dunaliella terctiolecta*

Tab. 1 - Massime capacità di adsorbimento e coefficienti di adsorbimento degli ioni metallici relativi alla superficie cellulare di *Phaeodactylum tricornutum*, insieme con i prodotti $K_{MeSi} \cdot \Gamma_{max,i}$

Metallo	$\Gamma_{max,1}$	$\Gamma_{max,2}$	$\log K_{MeS1}$	$\log K_{MeS2}$	$\Sigma(\Gamma_{max,i} \cdot K_{MeSi})$
	$(10^{-15}$ mol · cell$^{-1})$				$(10^{-9}$ L · cell$^{-1})$
Cu	29	51	9.82	8.64	210
Pb	6	57	9.78	8.40	50
Cd	3	50	9.16	7.76	7
Zn	6	124	8.65	7.17	4

I parametri di adsorbimento così calcolati possono essere utilizzati per studiare il processo di adsorbimento in un mezzo arricchito di sostanza organica.

3.2. Sistema alghe - essudati

Allo scopo di valutare come la presenza di sostanza organica di origine biologica influenzi il processo di adsorbimento, la concenti-azione di metallo (abile è stata misurata prima e dopo l'aggiunta di alghe ad acqua di mare contenente essudati precedentemente equilibrala con il metallo. Nella Fig. 3 è riportato l'effetto delle alghe sul metallo labile presente in soluzioni di essudati cellulari equilibrati per 14 h con Cu, Pb, Zn e Cd. La misura di metallo labile in presenza dei soli essudati (simboli aperti) mostra che una frazione del metallo aggiunto inizialmente è diventata inerte elettrochimicamente a causa della complessazione con i gruppi di legame degli essudati cellulari, in accordo con la reazione $Me + L_i <=> MeL_i$

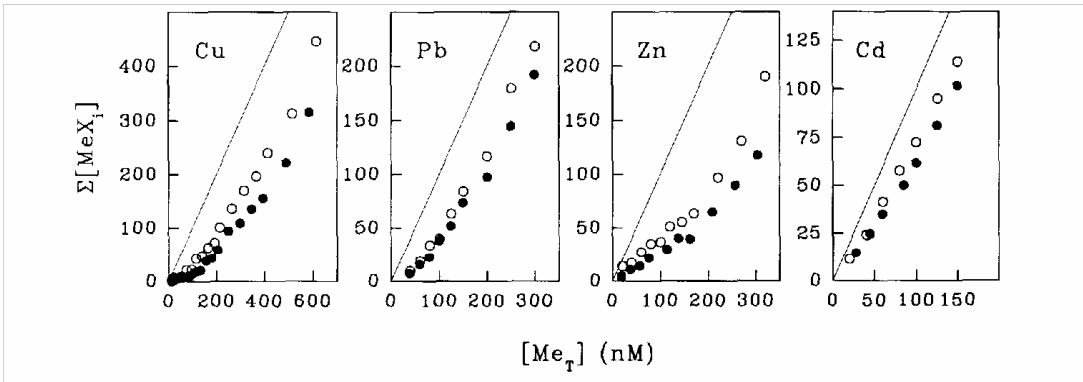


Fig. 3 - Curve di titolazione con Cu, Pb, Zn e Cd di acqua di mare contenente essudati cellulari, prima (o) e dopo l'aggiunta di $1 \cdot 10^9$ cellule·L^{-1} (•). Le linee rette si riferiscono alle curve di calibrazione ottenute in acqua di mare deorganicata.

La relativa corrente di picco sarà:

$i_{p,1} = k \cdot \Sigma[MeX_i]_L = k \cdot ([Me_T] - \Sigma [MeL_i]_o)$ (5)

La misura, effettuata dopo l'aggiunta di cellule, mostra un ulteriore abbassamento della corrente di picco, a causa dell'adsorbimento sulle superfici:

$i_{p,2} = k \cdot \Sigma[MeX_i]_{L,C} = k \cdot ([Me_T] - \Sigma[MeL_i]_C - \Sigma[MeS_i])$ (6)

dove $\Sigma[MeX_i]_L$ e $\Sigma[MeX_i]_{L,C}$ sono le concentrazioni delle specie labili del metallo prima e dopo l'aggiunta delle cellule, $\Sigma[MeL_i]_o$ e $\Sigma[MeL_i]_C$ sono le concentrazioni del metallo legato in complessi elettrochimicamente inerti agli essudati, rispettivamente prima e dopo l'aggiunta di cellule.

Le curve di titolazione dei soli essudati algali sono state elaborate con lo Scatchard plot e i parametri di complessazione sono riportati in Tab. 2.

Tab. 2 - Concentrazione totale e costanti condizionali di stabilità dei leganti presenti negli essudati cellulari, calcolati in accordo con lo Scatchard plot a un sito per Pb, Cd e Zn e a due siti per il Cu.

	Modello a due siti				Modello a un sito	
Metallo	$L_{T,1}$ (nM)	log $K_{MeL,1}$	$L_{T,2}$ (nM)	log $K_{MeL,2}$	L_T (nM)	logK_{MeL}
Cu	44	9.74	168	8.34	-	-
Pb	-	-	-	-	83	9.23
Cd	-	-	-	-	59	8.14
Zn	-	-	-	-	206	7.35

Nel sistema in fase eterogenea, quando le alghe sono in presenza di leganti disciolti (essudati cellulari), dalla misura della ip.2 possiamo ricavare solo la somma ($\Sigma[MeL_i]_C + \Sigma[MeS_i]$) come appare dall'equazione (6). Tuttavia, se si assume che la specie $\Sigma[MeS_i]$ sia in equilibrio con il metallo ionico misurato, la quantità di metallo adsorbito può essere calcolata impiegando i parametri $\Gamma_{max,i}$ e K_{MeSi} (Tab. 1) e l'equazione (3).

In Fig. 4, la relazione metallo adsorbito vs. metallo totale, ottenuta in presenza di essudati, è confrontata con quella ottenuta in assenza di leganti disciolti in soluzione (acqua di mare deorganicata). La figura mostra che la presenza di essudati cellulari diminuisce la quantità di metallo adsorbito sulla superficie cellulare, indicando che gli essudati competono con i siti di adsorbimento per il legame con il metallo. Infatti, può essere osservato che le costanti condizionali di stabilità per le reazioni di complessazione con gli essudati (Tab. 2) sono dello stesso ordine di grandezza dei coefficienti di adsorbimento per le superfici cellulari (Tab. 1), suggerendo che reazioni di competizione tra i due sistemi possono realmente avvenire.

Allo scopo di verificare se il nostro sistema può essere correttamente descritto da un sistema all'equilibrio, è stata calcolata la quantità di metallo adsorbito tramite un modello di speciazione chimica (MICROQL- Westall, 1986) che utilizza sia i parametri di adsorbimento della superficie cellulare che i parametri di complessazione degli essudati. La figura chiaramente mostra il buon accordo tra i valori sperimentali e quelli teorici, indicando così che il nostro sistema multilegante in fase eterogenea può essere descritto da un approccio termodinamico basato sulla conoscenza dei rispettivi parametri di complessazione e adsorbimento ottenuti separatamente in sistemi più semplici.

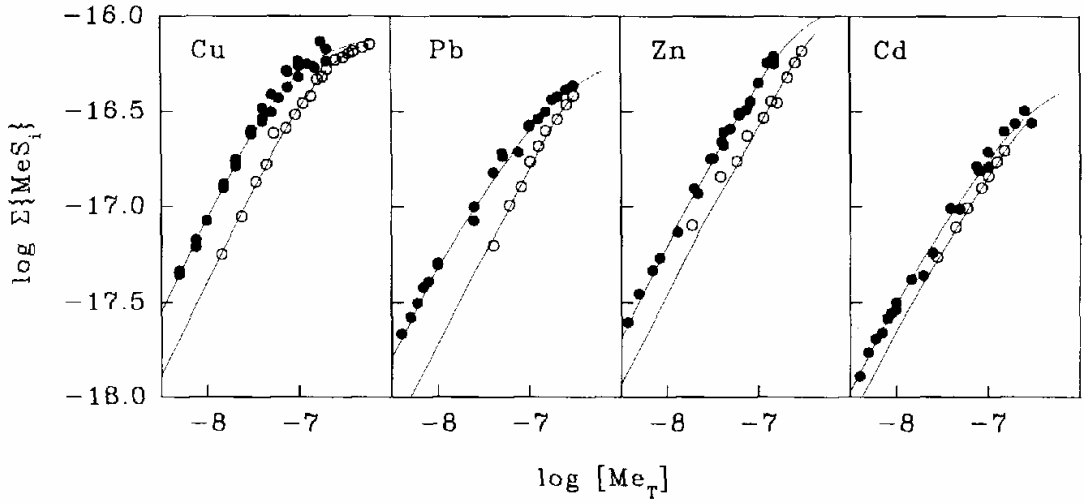


Fig. 4 - Concentrazione del metallo adsorbito sulla superficie di *Phaeodactylum tricornutum* (mol · cellula^{-1}) in funzione della concentrazione totale del metallo (M) in acqua di mare deorganicata (•) e in acqua di mare contenente essudati algali (o). Le curve sono state calcolate con un modello di speciazione chimica (MICROQL), utilizzando i parametri riportati nelle Tab. 1-2.

In conclusione, i nostri risultati suggeriscono che il rilascio da parte delle alghe di leganti capaci di legare gli ioni metallici con affinità simili a quelle delle superfici, può essere una importante strategia per il controllo del meccanismo di uptake dei metalli, n on solo perché mantiene bassa la concenti-azione del metallo ionico, ma anche perché la similarità delle costanti condizionali di affinità dei siti leganti gli essudati e delle superfici può rendere il metallo legato agli essudati potenzialmente biodisponibile.

BIBLIOGRAFIA

Goncalves M.L.S. & Lopes da Conceicao A.C. 1989. Metal ion binding of Copper (II), Zinc(II) and Lead(II) by the algae *Selenestrum capricornutum Printz. Sci. total Environ.,38:* 155-166.

Gonzales-Davila M. 1995. The role of phytoplanklon cells on the control of heavy metal concentration in seawater. *Mar. Chem.,* 48: 215-236.

Gonzalez-Davila M., Santana-Casiano J.M., Perez-Peña J. & Millero F.J. 1995. Binding of Cu(II) to the surface and exudates of the alga *Dunaliella terctiolecta* in seawater. *Environ. Sci. and Technol.,* 29: 289-301.

Guillard R.R.L. 1975. Cultures of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: Culture of marine Invertebrates Animals (Smith W.L. & Chanley M.H. eds.), Plenum, New York: 29-60.

Millero F.J. & Hawke D.J. 1992. Ionic interactions of divalent matals in natural waters. *Mar. Chem.*,40: 19-48.

Morelli E., Scartino C., Ganni M., Nannicini L. & Seritti A. 1989. Copper binding ability of the extracellular organic mailer released by *Skeletonema costatum. Chem. Spec. and Bioavail.,* 1: 71-76.

Santana-Casiano J.M., Gonzalez-Davila M., Perez-Peña J. & Millero F.J. 1995. Pb^{2+} interactions with the marine phytoplankton *Dunaliella terctiolecta. Mar. Chem.,* 48: 115-129.

Scarano G. & Bramanti E. 1993. Voltammetric behaviour of marine hydrophobic copper complexes: effect of adsorption processes al a mercury electrode. *Anal. Chim. Acta,* 271: 137-144.

Scritti A., Pellegrini D., Morelli E., Barghigiani C. & Ferrara R. 1986. Copper complexion capacity of phytoplanktonic cell exudates. *Mar. Chem.,* 18: 351-357.

Stumm W. (Ed.) 1987. Aquatic surface chemistry. Chemical Processes at the Particle-Water Interface. J. Wiley & Sons Inc., 520 pp.

Van den Berg C.M.G., Wong P.T.S. & Chau Y.K. 1979. Measurement of complexing materials excreted from algae and their ability to ameliorate copper toxicity. *J. Fish. Ras. Board Can.*. 36: 901-905.

Westall J.K. 1986. MICROQL-1. A chemical equilibrium program in basic. Report 86-02, Department of Chemistry, Oregon state University, Corvallis, OR 97331.

Xue H.B., Stumm W. & Sigg L. 1988. The binding of heavy metals to algal surfaces. *Water Res., 22: 911-926.*

Xue H.B. & Sigg L., 1990. Binding of Cu(II) to algae in a metal buffer. *Water Res., 24:* 1129-1136.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

L'aggiunta di N. Succinea stimola gli scambi di Oi e il rilascio di ammonio dal sedimento nonostante si osservi in tutti i trattamenti una generale diminuzione degli scambi di ammonio durante i tre giorni di incubazione. I tassi di denitrificazione del nitrato proveniente dalla colonna d'acqua sono stimolati dall'aumento delle densità di *N*, *succinea* e alla fine del periodo di incubazione sono simili a quelli determinati in carote intatte di sedimento con densità equivalenti di individui. Questi risultati indicano che i batteri denitrificanti, caratterizzati da un rapido tasso di accrescimento, sono in grado di colonizzare rapidamente le nuove tane costruite all'interno del microcosmo. I tassi di denitrificazione accoppiata alla nitrificazione invece non sono influenzati in modo significativo dalla presenza degli animali e sono minori rispetto a quelli determinati in carote intatte di sedimento e con una struttura delle tane matura. Questi dati riflettono i bassi tassi di accrescimento dei batteri nitrificanti che limitano la loro capacita di colonizzare nuove zone di sedimento. Questi dati mostrano soprattutto che la ricolonizzazione ad opera della macrofauna bentonica può giocare un ruolo importante nella riossidazione e detossificazione del sedimento. Il lento recupero del processo accoppiato di nitrificazione-denitrificazione favorisce il riciclo di azoto piuttosto che la perdita attraverso il processo di denitrificazione e può promuovere ulteriori fioriture di Ulva.

1. INTRODUCTION

Coastal marine sediments are permanently or periodically colonised by a wide variety of benthic infauna. These animals through sediment reworking and irrigation activities can profoundly modify the physical and chemical structure of the sediment. As a result bioturbated sediments are characterised by a dynamic three-dimensional mosaic of biogenic micro-environments (Aller, 1988). Sediment reworking due to macrofaunal displacement and burrowing activities mixes organic matter into the bulk sediment, stimulating mineralisation and respiration processes (Kristensen, 1988: Hansen et al., 1996) and in particular the mineralisation of "older" refractory organic matter (Andersen & Kristensen, 1988; Kristensen *et al*, 1992). Similarly, burrow formation and the irrigation activity of certain macrofauna promotes solute exchange between the sediment and water column (Aller, 1988, Kristensen, 1988) and influences the zonation and balance between aerobic and anaerobic processes (Aller, 1988; Kristensen, 1988; Hansen *et al*., 1996) due to the effective increase in the sediment surface area and the circulation of oxygenated water within the burrows (Davey, 1994). The area surrounding the burrow walls is a zone of high bacterial populations compared to the bulk sediment (Hyllberg, 1975; Hansen et al., 1996) and higher bacterial activities such as sulfate-reduction (Hansen *et al*., 1996), nitrification, denitrification and coupled nitrification-denitrification (Pelegrí *et al*., 1994; Pelegrí & Blackburn, 1995).

Whilst some effects of bioturbation, such as changes in water sediment flux rates, simply reflect the increased sediment surface area provided by the burrows and the irrigation activity of the animals, others are dependent upon the growth of specific bacterial groups within the burrow structures and would be expected to show some evolution with burrow age: Therefore, the effects of formation of new structures during

burrow extension, recruitment of individuals to the population or the recolonisation of areas defaunated by catastrophic events, such as the periodic anoxic and dystrophic events characteristic of highly eutrophied environments (Rosenberg *et al.,* 1990; Llansó, 1992), may be significantly different from those associated with mature burrow structures. In this study, we have investigated the effects of new burrow structures of *Nereis succinea* on sediment-water column fluxes, and denitrification rates in sediments from a highly eutrophic coastal lagoon, the Sacca di Goro, Italian Adriatic coast, where summer dystrophic crises, with release of toxic sulfides to the water column and prolonged periods of anoxia are annual events (Viaroli *et al.,* 1992; Viaroli *et al.,* 1993).

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site and sampling techniques

Samples were collected in the Sacca di Goro (44° 47-50' N 12° 15-20' E), a eutrophic coastal lagoon of the Po River Delta, on the Adriatic coast of Italy, which suffers annual summer dystrophic crises associated with the crash and decomposition of massive blooms of the macroalga *Ulva rigida* (Viaroli *et al.,* 1992 and 1993).

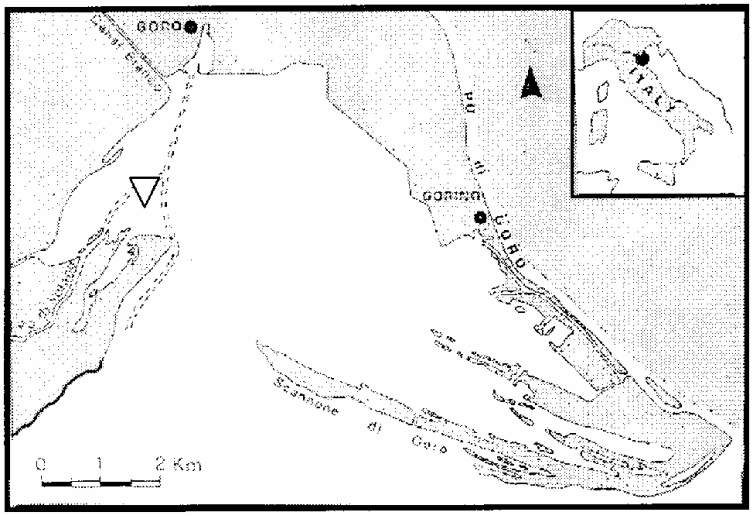


Fig. 1 - Map of the Sacca di Goro, indicating the sampling site (∇) used during the study.

The sampling station used was situated dose to the mouth of the Po di Volano canal (Fig. 1) in an area not normally subject to dystrophic crises, with high benthic populations of mature *N. succinea.* Samples for the preparation of defaunated sediments and collection and enumeration of *N. succinea* populations were collected in 40 x 20 cm plexiglass cores. Sediment, from the upper 20 cm layer, were sieved over a 500 µm mesh and *N. succinea* retained on the mesh were carefully collected using forceps. Samples for the determination of *in situ* populations were immediately fixed in 2% (v/v) formaldehyde and animals for use in experiments were transferred to small aquariums containing a few cms of sieved sediment and maintained under a Constant aeration.

The sieved sediment was mixed with an equal volume of water from the sampling station and dispensed to completely fill 40 x 8 cm plexiglass cores. The sediment was allowed to settle for 3 hours and the cores transferred to an incubation tank containing natural water from the sampling station. Small magnetic stirrers were fitted inside the cores 10-15 cm above the sediment surface, a central motor in the incubation tank carrying two large magnets was used to drive the stirrers and prevent stratification of the water column. The water in the incubation tank was constantly aerated to maintain oxygen saturation and the cores were pre-incubated in the dark for 3 days to allow establishment of an oxidised surface layer and solute gradients within the sediment. Medium sized *N. succinea* individual were added to triplicate cores to give final densities of O (control), 8 or 16 ind. $core^{-1}$, equivalent to 1600 or 3200 ind. m^{-2}.

Benthic fluxes of oxygen and inorganic-N species were determined al intervals over the following 3 days and denitrification rates after the final flux incubation. The water in the incubation tank was changed on a daily basis during the pre-incubation period and following each flux incubation during the experimental incubation.

2.2. Determination of sediment water column fluxes

In order to ensure similar initial conditions between cores at the beginning of incubations, the water in the individual cores was exchanged with that in the incubation tank, by repeatedly removing water from within the cores using a 100 ml syringe. To initiate flux measurements, the water level in the tank was lowered to below the top of the cores and initial time water samples collected for oxygen and inorganic nutrient concentrations. The cores were scaled with floating lids and incubated for 1 hour in the dark. At the end of the incubation period, the floating lid was removed and final time samples for oxygen and nutrients collected immediately.

Flux rates were calculated using the general flux equation:

$$F = (C_O - C_T)V/A*T$$

where, Co and C_T are the species concentrations at time zero and time T; V is the volume of water in the core; A is the sediment surface area and T the time of incubation.

2.3. Determination of denitrification rates

Rates of denitrification of water column nitrates and coupled nitrification-denitrification were determined using the isotope pairing technique of Nielsen (1992). Prior to experiments, the water column in the cores was exchanged with that in the incubation tank as described for flux determinations. To initiate the experiments, the water column in the incubation tank was lowered to below the level of the cores and a zero time sample collected from each core for the determination of the initial nitrate concentration. Sufficient of a stock solution of ^{15}N-nitrate (99 ^{15}N atom %) was added to give an nominal final concentration of 30 µM and a second water sample was collected for nitrate to determine the actual ^{15}N-nitrate addition by difference. The cores were closed with floating Plexiglas lids and incubated in the dark for 1 hour. Following incubation, activity was stopped by the addition of 7M $ZnCl_2$ to a final concentration of 10 mM and the cores were gently slurried using a metal bar in order to homogenise the

dissolved N_2 pools in the water column and porewater. Subsamples of the final slurry were transferred to completely filled 12 ml Exetainer vials (Exetainer, Labco, High Wycombe, UK.), fixed with 100 µl of 7M $ZnCl_2$ and stored at 4°C until analysed.

Samples were analysed for $^{14}N^{15}N$ and $^{15}N^{15}N$-N_2 by GC-mass spectroscopy as previously described (Rysgaard *et al.,* 1995) and production rates of the isotope pairs calculated from the combined volume of the water column and porewater (calculated by multiplying the sediment volume by the porosity). Denitrification rates were estimated from the production rates using the equations derived by Nielsen (1992).

2.4. Analytical methods

Dissolved oxygen concentrations were determined by the Winkler titration method as described (A.P.H.A. 1975), ammonium concentrations were determined as previously described (Bower & Holm-Hansen, 1980). Nitrate concentrations were determined following reduction over cadmium columns to nitrite (A.P.H.A. 1975)

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Oxygen fluxes

Temporal variations in sediment-water column fluxes of O: over the entire incubation period are shown in Figure 2. The addition of *Nereis* resulted in an immediate increase in the water column-sediment oxygen fluxes, with flux rates in the presence of 8 and 16 worms being on average 1.9 and 3.3 -fold greater than the controls and these increases remained stable over the 3 day incubation period.

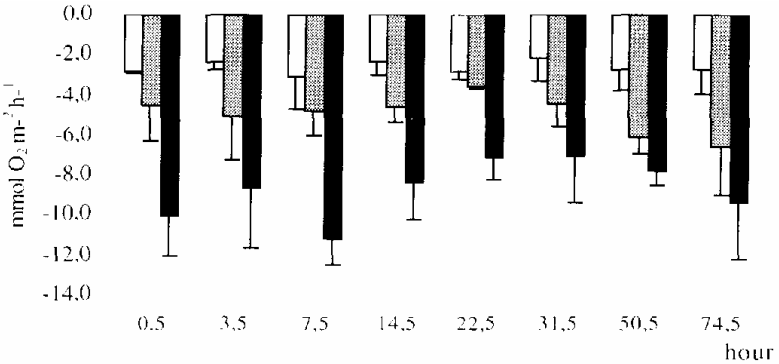


Fig. 2 -Temporal variations in water column sediment oxygen fluxes during the experimental period for the three treatament. Open bars (controls); grey bars (8 worms); black bars (16 worms). Numbers on the x-axis indicate the time elapsed since the addition of the infauna, error bars indicate one S.D. (n=3).

The enhancement in O_2 uptake between the controls and cores with 8 and 16 worms were considerably greater than would have been expected if they were due solely to the *N. succinea* respiration rate of 0.525 µmol O_2.ind^{-1} . h^{-1}, determined by incubating known numbers of worms in sterile substrate. Thus, of the increases in oxygen following addition of 8 or 16 worms, only 19 and 21% respectively of these increases were due to the respiration of the worms themselves.

Therefore, 31 and 47% of the increase in oxygen fluxes was associated with the burrow walls (See Fig. 3. for details of calculations). Similar increases in total sediment oxygen demand and partitioning of these increases between worm respiration and burrow surfaces have previously been reported for *Nereis* species (Hansen & Kristensen, 1997).

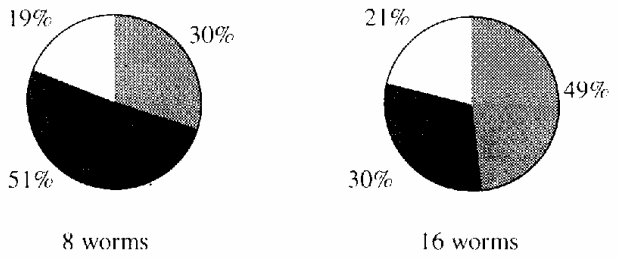


Fig.3 - Contributions of the surficial sediment, burrow walls and the *Nereis* respiration to the total oxygen fluxes. Open, grey and black slices correspond to the contributions of worm respiration, burrow walls and the surficial sediment, respectively. The contribution of oxygen diffusion to the surficial sediment was calculated to be equivalent to that of controls, worm respiration was determined experimentally to be 0.525 µmol. O_2. ind^{-1}. h^{-1}, the contribution of the burrow surfaces was calculated by difference.

Oxygen consumption associated with the burrow walls is due to both chemical oxidation by O_2 of reduced components in the sediment, such as sulfides and to the activity of aerobic bacteria. Burrow formation by *N. succinta,* therefore results in a shift in the balance between anaerobic and aerobic metabolism and their zonation in the sediment (Aller, 1988; Kristensen, 1988; Hansen *et al.,* 1996). Thus, recolonisation by macrofaunal species including *N. succinea,* following the annual dystrophic crises in the Sacca di Goro, may play an important role in oxidising and thereby detoxifying the highly reduced sediment formed during these crises (Giordani *et al.,* 1997).

3.2. Ammonium and nitrate fluxes

Ammonium fluxes in worm amended cores were stimulated over those of control cores especially during the first 7.5 hours where the fluxes in cores with 8 and 16 worms were on average 1.4 and 2.2 -fold greater respectively than those of the control cores. However, in all treatments including controls there was steady decline in ammonium fluxes with the time of incubation, although fluxes in worm amended cores remained greater than those of the controls (Fig. 4). The decline in ammonium effluxes with time may be due to a number of factors. Firstly, the formation of an oxidised sediment horizon at the sediment surface and around the burrows would increase the diffusional path-length for ammonium from the anoxic sediment to the water column, resulting in a corresponding reduction in flux rates, which are proportional the square of the path-length. Additionally, ammonium consuming processes such as nitrification and N-assimilation by colonising bacteria would increase within this oxidised zone, creating a net sink for ammonium and thus further reducing the overall fluxes.

The fluxes of nitrate (data not shown) were more variable and not clearly influenced by the presence of *Nereis.* During all the experimental period the fluxes were

from the water to the sediment but showed no clear trends with time or between control and amended cores. This high variability may reflect several factors, including variations in the water column nitrate concentrations between incubations and the differences of net sources and sinks for nitrate (nitrification, denitrification, assimilatory and assimilatory nitrate reduction) between the treatments and with time.

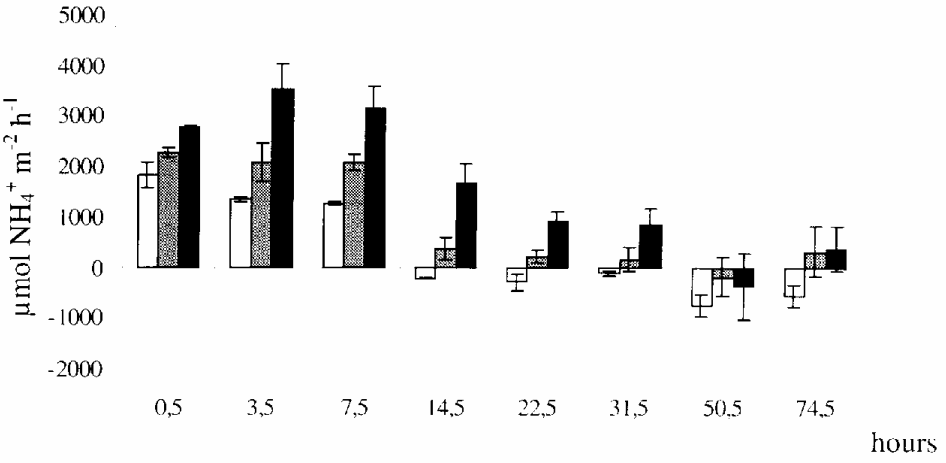


Fig. 4 - The influence of *Nereis* density on sediment water column fluxes of ammonium. Open bars (controls); grey bars (8 worms); black bars (16 worms). Numbers on the x-axis indicate the time elapsed since the addition of worms, error bars indicate one S.D.

3.3. Denitrification

The presence of *Nereis* stimulated denitrification activity over of control cores (Fig. 5), as has been observed for other sediment infauna (Pelegrí *et al.,* 1994; Pelegrí & Blackburn, 1995). Total denitrification rates were 2.11 and 3.07 times higher in cores amended with 8 and 16 worms compared to controls. This stimulation of denitrification was due principally to increased denitrification of nitrate from the water column (Dw_{14}) which accounted of 75% and 80% of total denitrification in cores with 8 and 16 worms respectively, and rates were 2.6 and 4.1 times higher than those in the control cores. Denitrification rates of water column nitrates in cores amended with 8 worms, which was approximately equivalent to the natural *in situ* populations yielded similar rates to those measured in intact cores with the *in situ* macrofaunal community (Fig. 5).These data indicate that in the experimental cores, populations of denitrifying bacteria rapidly established within the new burrow walls and attained an activity similar to that of *in situ* populations within the 3 day experimental period.

In contrast, rates of denitrification coupled to nitrification in the sediment (Dn), although 1.3 and 1.5 higher in worm amended, compared to control cores, were nevertheless much lower than those in intact cores containing mature natural burrow structures (Fig. 5). This effect reflects the relatively slow growth rates of nitrifying bacteria (Henriksen & Kemp, 1988) compared to those of denitrifiers. Thus, the 3 day incubation period was insufficient to allow the re-establishment of nitrifier populations to levels and activities equivalent to those in natural mature burrows in the intact cores.

The slow growth of nitrifiers in the burrows, may have significant consequences for nitrogen losses in the Sacca di Goro, during recolonisation of the sediments by macrofauna following the summer dystrophic crisis. Since, in this period water column nitrate concentrations are low, whilst sediment and water column ammonium pools are large due to the degradation of the *Ulva* biomasses (Viaroli *et al.,* 1992), thus coupled nitrification-denitrification potentially represent the most significant pathway for N-removal. However, this loss process may be limited by the slow growth rates of nitrifiers, which would limit rates of ammonium oxidation and thereby supplies of nitrate for denitrification. *In situ*, this effect may be more severe, as the conditions during dystrophic crisis, namely, prolonged anoxia with presence of toxic free sulphides are not amenable to the growth and survival of obligatory aerobic nitrifying bacteria (Henriksen & Kemp, 1988) and thus the populations of these bacteria which could serve as an inoculum for new burrow structures would be expected to be extremely low. This combination of low water column nitrates, low populations of nitrifiers and their slow growth rates, may severely limit N-losses by denitrification and favour N-retention within the ecosystem, which would further fuel subsequent macro-algal blooms.

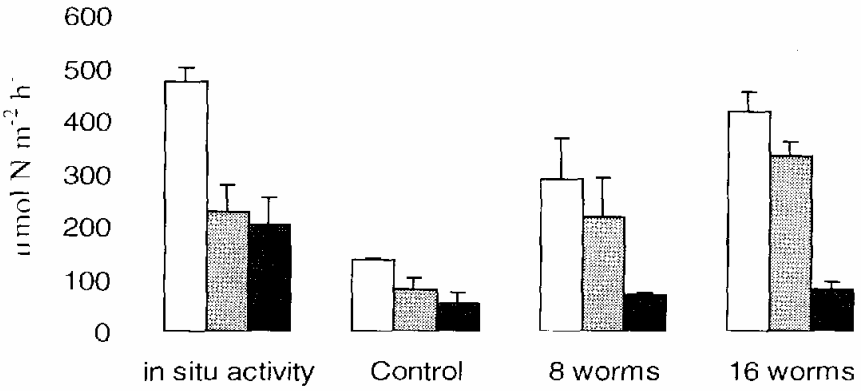


Fig. 5 - Denitrification rates of total denitrification (open bars), denitrification of water column nitrates (grey bars) and denitrification coupled to nitrification in the sediment (black bars) determined in intact cores collected *in situ* and experimental control cores and worm amended cores. Error bars represent one S.D. (n=3 for experimental cores and 5 for *in situ* rates).

4. CONCLUSIONS

The addition of populations of .V. *succinea* to experimental mesocosms of defaunated sieved sediments, significantly increased exchanges of oxygen, ammonium and to a much lesser extent nitrate between the sediment and water column. These effects are due principally to the increased surface area provided by the burrow walls for exchanges and the circulation of water within the burrows due lo the activity of the animals. However, changes in the populations and activities of bacteria colonising the surficial sediments and the burrow walls, also influenced these exchanges, due to changes in the relative sizes of the sources and sinks for individual components and this

was particularly evident for ammonium fluxes, which showed a steady decline in all treatments over the 3 day experimental period (Fig. 3.).

The effects of changes in bacterial populations associated with the burrow structures were evident when considering denitrification rates. These data demonstrate that denitrifying bacteria, which inherently exhibit high growth rates were rapidly able to colonise fresh burrow surfaces and rates of denitrification of pre-formed nitrate in the water column were similar for cores with natural macrofaunal populations and mature burrow structures and experimental 3 day old burrows at similar *N. succinea* population densities (Fig. 4). In contrast, rates of denitrification coupled to nitrification in the sediment, which are dependent on active nitrifying populations, did not recover to *in situ* levels within the incubation period, reflecting the longer lime period required for the growth of autotrophic nitrifier populations.

Overall, our data indicate that re-establishment of macro-faunal communities following the annual dystrophic crisis in the Sacca di Goro may play an important role in the re-oxidation and detoxification of the surficial sediments. However, the probable low inoculum size and inherently low growth rates of nitrifying bacteria, would mean that rates of coupled nitrification-denitrification may require a long period to recover to pre-dystrophic crisis levels. This situation could severely reduce N-losses during the period of N-regeneration leading to the retention of N within the lagoon ecosystem, which would favour further *Ulva* blooms and dystrophic crises.

AKNOWLEDGEMENTS

This study is a contribution to the ELOISE programme (ELOISE No. 098), carried out within the framework of the projects NICE (Grant No MAS3-CT96-0048) and ROBUST (Grant No ENV4-CT96-0218).

REFERENCES

A.P.H.A. 1975. Standard methods for the examination of water and wastewaters. 14th Ed. A.P.H.A., Washington, USA. 1193 pp.

Aller R.C. 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: The role of burrow structures. In: Nitrogen cycling in coastal marine envirortments (Blackburn. & Sørensen. Eds). John Wiley & Sons Etd, Chichester: 301-339.

Andersen FØ. & Kristensen E. 1988. The influence of macrofauna on estuarine benthic community metabolism: A microcosm study. *Mar. Biol.,* 99: 591-603.

Bower C.E. & Hohn-Hansen T. 1980. A salicylate-hypochlorite method for determining ammonia in seawater. *Can. J. Fish Aquat. Sci.,* 37: 794-798.

Davey J.T. 1994. The architecture of the burrows of *Nereis diversicolor* and its quantification in relation to sediment-water exchange. *J. Exp. Mar. Biol. EcoL,* 179: 115-129.

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 319-328, ottobre 1999

INFLUENCE OF THE POLYCHEATE WORM *NEREIS SUCCINEA* ON FLUXES OF OXYGEN AND INORGANIC NITROGEN, AND RATES OF DENITRIFICATION AND COUPLED NITRIFICATION-DENITRIFICATION

Daniele NIZZOLI, David T. WELSH

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma,
Parco Area delle Scienze 33/A, 43100 Parma

ABSTRACT

The influence of the polycheate worm *N. succinea* on water exchanges of O_2 and inorganic-N, and denitrification was studied in experimental microcosms. The experiments were designed to investigate the role of macrofaunal recolonisation on sediment re-oxidation and N-cycling in the Sacca di Goro, Italy, a coastal lagoon which suffers annual dystrophic crises due to the collapse of massive *Ulva* blooms.

Addition of *N. succinea* stimulated O_2 exchange and ammonium effluxes, however overall ammonium fluxes declined with time in all treatments over the 3 day incubation period. Rates of denitrification of water column nitrate, were stimulated by increasing *N. succinea* population densities and at the end of the incubation were similar to rates in undisturbed sediments at equivalent macrofaunal densities. These results indicate that fast growing denitrifying bacteria were able to rapidly colonise the new burrow structures. In contrast, whilst there was a small stimulation of rates of coupled nitrification-denitrification, rates were very much lower than those in cores with natural macrofaunal populations and mature burrow structures. These data reflect the inherently low growth rates of autotrophic nitrifying bacteria, which limits their ability to colonise new burrow structures. Overall, the data indicate that macrofaunal recolonisation may play an important role in the reoxidation and detoxification of the sediment. However, the slow recovery of coupled nitrification-denitrification, favours N-recycling over N-loss via denitrification, which may promote further *Ulva* blooms.

RIASSUNTO

L'influenza del polichete *N. succinea* sugli scambi acqua-sedimento di ossigeno, nutrienti inorganici e sui tassi di denitrificazione è stato studiato in microcosmi di sedimento omogeneizzato. Lo scopo è stato quello di analizzare il ruolo potenziale della ricolonizzazione della macrofauna sulla riossidazione del sedimento e sul ciclo dell'azoto nella Sacca di Goro una laguna costiera situata nella parte meridionale del Delta del Po e soggetta a crisi distrofiche estive causate dal collasso di elevate biomasse di *Ulva.*

Giordani G., Azzoni R., Bartoli M. & Viaroli P. 1997. Seasonal variations of sulphate reduction rates sulphur pools and iron availability in the sediment of a dystrophic lagoon (Sacca di Coro, Italy). *Wat. Air Soil Poli,* 99: 363-371.

Hansen K., King G.M. & Kristensen E. 1996. Impact of soft-shell clam *Mya arenaria* on sulfate reduction in an intertidal sediment. *Aquat. Microb. EcoL,* 10: 181-194.

Hansen K. & Kristensen E. 1997. Impact of macrofaunal recolonisation on benthic metabolism and nutrient fluxes in a shallow marine sediment previously overgrown with macroalgal mats. *Est. Coast. ShelfSci.,* 45: 613-628.

Henriksen K. & Kemp W.M. 1988. Nitrification in estuarine and coastal marine sediments. In: Nitrogen cycling in coastal marine environments (Blackburn T.H. & Sørensen J. Eds). John Wiley & Sons Ltd, Chichester: 207-249.

Hyllberg J. 1975. Selective feeding by *Abarenicola pacifica* with notes *Abarenicola vagabunda* and a concept of gardening in lugworms. *Ophelia,* 14: 113-137.

Kristensen E. 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. In: Nitrogen cycling in coastal marine environments (Blackburn T.H. & Sørensen J. Eds). John Wiley & Sons Ltd, Chichester: 275-299.

Kristensen E., Andersen F.0. & Blackburn T.H. 1992. Effects of benthic macrofauna and temperature on degradation of macroalgal detritus: the fate of organic carbon. *Limnol. Oceanogr.,* 37: 1404-1419.

Llansó R.J. 1992. Effects of hypoxia on estuarine benthos: the lower Rappahannock Rivcr (Chesapeake Bay), a case study. *Est. Coast. Shelf Sc.,* 35: 491-515.

Nielsen E.P. 1992. Denitrification in sediment determined from isotope pairing. *FEMS Microb. Eco.,* 86: 357-362.

Pelegrí S.P. & Blackburn T.H. 1995. Effect of bioturbation by *Nereis* sp., *Mya arenaria* and *Cerastoderma* sp. on nitrification and denitrification in estuarine sediments. *Ophelia,* 42: 289-299.

Pelegrí S.P., Nielsen L.P. & Blackburn T.H. 1994. Denitrification in estuarine sediment stimulated by the irrigation activity of the amphipod *Corophium volutator. Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 105: 285-290.

Rosenberg R., Elmgren R., Fleischer S., Johnsson P., Persson G. & Dahlin H. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio,* 19: 102-108.

Rysgaard S., Christensen P.B. & Nielsen L.P. 1995. Seasonal variations in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Mar. Ecol. Prog. Set:.* 126: 111-121.

Viaroli P., Naldi M., Christian R. & Fumagalli 1. 1993. The role of macroalgae and detritus in the nutrient cycles in a shallow water dystrophic lagoon. *Verh. Int. Ver. Limnol.,* 25: 1048-1051.

Viaroli P., Pugnetti A. & Ferrari I. 1992. *Ulva rigida* growth and decomposition processes and related effects on nitrogen and phosphorus cycles in a coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta). In: Marine eutrophication and population dynamics (Colombo G., Ferrari I., Cecherelli V.U. & Rossi R. Eds). Olsen & Olsen. Fredensborg: 77-84.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (i), pp. 329-336, ottobre 1999

USE OF ^{14}C-LABELLED MOLECULES IN STUDIES OF EARLY DIAGENETIC TRANSFORMATIONS OF DOM AT THE SEDIMENT-WATER INTERFACE

Alessandra ACCORNERO[1], Philippe PICON[2], Roselyne BUSCAIL[2], Katleen MISEREZ[3]

[1] Istituto di Meteorologia ed Oceanografia, Istituto Universitario Navale, Napoli, Italia
[2]Ce.F.R.E.M., Centre de Formation et de Recherche sur l'Environnement Marin, Universite de Perpignan, Perpignan, France
[3] Laboratorium voor Microbiele Ekologie en Technologie, Universiteit Gent, Gent, Belgie

ABSTRACT

The present study focuses on describing the experimental procedure we have devised to study organic matter transformations at the sediment-water interface. The method basically consists in simulating the input of organic compounds at the seafloor by incubating ^{14}C-labelled molecules in mesocosms containing undisturbed collected sediment-water interfaces. After the incubation, radioactivity is counted in the overlying water and in the different geochemical fractions extracted from the sediment. The proposed method allows to identify the main pathways followed by dissolved organic matter (DOM) during its evolution, discriminating among its mineralization, reworking or preservation in the sediment. In addition to a protocol for the sequential extraction some results are presented, to illustrate the usefulness of the technique.

A comparison is made between the diagenetic behaviour of two compounds, the glutamic and the benzoic acid, respectively chosen to simulate the input of labile compounds of marine origin and refractory material of Continental origin. Finally, a budget is established between the amount of the injected labelled compound and the burial, mineralization or reworking of its carbon atoms.

RIASSUNTO

Il presente articolo descrive la procedura sperimentale messa a punto per lo studio delle trasformazioni del materiale organico all'interfaccia acqua-sedimento. Il metodo consiste essenzialmente nel simulare l'input di composti organici sul fondo marino tramite l'incubazione di molecole marcate con ^{14}C in mesocosmi rappresentati da porzioni di tale interfaccia raccolte tramite campionamento. Terminata l'incubazione, la radioattività viene misurata sia nell'acqua sopranatante che nelle diverse frazioni geochi-

miche estratte dal sedimento. Il metodo proposto permette di identificare i percorsi seguiti dalla materia organica disciolta (DOM) durante la sua evoluzione, discriminando altresì le frazioni che vanno incontro a processi di mineralizzazione, rimaneggiamento e preservazione nel sedimento. Oltre ad un protocollo per l'estrazione sequenziale, vengono presentati alcuni risultati, al fine di illustrare l'utilità della metodica proposta.

Viene inoltre messo a confronto il comportamento diagenetico di due composti, l'acido glutamico e l'acido benzoico, scelti rispettivamente per simulare l'input di composti labili di origine marina e materiale refrattario di origine continentale. Un bilancio viene infine stabilito tra la quantità di composto marcato utilizzato per l'incubazione e il seppellimento, mineralizzazione e rimaneggiamento che subiscono i suoi atomi di carbonio.

1. INTRODUCTION

The sediment-water interface is the site of important biogeochemical processes involved in the early diagenesis of organic matter. These processes can occurr on short time scales and result in qualitative and quantitative changes of organic matter in the upper sediment (Berner, 1980; Henrichs, 1992). The comprehension of the different mechanisms through which these transformations take place can significantly contribute to understand the marine carbon cycle on longer time scales (Jφrgensen, 1983). Monomers are essential intermediates during biogeochemical processes (Henrichs, 1993). They are used by micro-organisms as a source of energy, and by this way led to mineralization, and for the synthesis of cell constituents, which implies their transformation into lipids and hydrocarbons (Rowe & Deming, 1985; Deming & Baross, 1993; de Leeuw & Largeau, 1993). They may also undergo random polymerization and condensation processes leading to their transformation into geopolymers such as humic matter (Harvey *et al.,* 1983).

The purpose of this work is to describe the experimental procedure we have devised to study organic matter transformations at the sediment-water interface. The proposed method allows to identify the main pathways followed by dissolved organic matter (DOM) during its evolution, by discriminating among its mineralization, reworking or preservation. In addition to a protocol for the sequential extraction some results are presented, to illustrate the usefulness of the technique. This kind of investigation represents a dynamic approach to ascertain the kinetics of simple organic compounds al the sediment-water interface and in surficial sediment.

2. MATERIALS AND METHODS

The method we chose to study the above processes basically consists in simulating the input of organic compounds at the seafloor by incubating ^{14}C-labelled molecules in mesocosms containing undisturbed collected sediment-water interfaces (Buscail & Gadel, 1988 and 1991). After the incubation, ^{14}C-activity is quantified in the overlying water and in different chemical fractions of the sediment with a Wallac 1409 liquid

scintillation counter, after addition of a scintillation cocktail (Optiphase Hisafe III). This experimental procedure is derived from radioisotopic experiments in pedology (Helweg, 1981) and has also been applied in the marine environment (Cahet, 1980; Daumas, 1984; Buscali, 1991).

The injected compounds are [U-^{14}C]-glutamic acid (GA) and [ring-U-^{14}C]-benzoic acid (BA), respectively chosen to simulate labile DOM of marine origin derived from phytoplankton metabolism (Henrichs & Farrington, 1980; Rowe & Deming, 1985; Buscail, 1986) and refractory DOM of terrestrial origin resulting from lignine decomposition (Steinberg *et al.,* 1987).

The sediment was collected at 35 m depth in the Bay of Banyuls (Gulf of Lions, Northwestern Mediterranean) by the use of a maxicorer; subsamples were obtained by gently driving a bevelled plexiglas tube into the maxicorer tube. The ^{14}C-labelled substratum was immediately injected in the overlying water and the mesocosm was kept at *in situ* temperature (13°C) and in darkness. In order to avoid oxygen depletion an air flux was flushed above the overlying water throughout the incubation lime and it was then bubbled in a solution of ethylene glycol monoethylether/ethanolamine (7/2 vol.) to trap the released CO_2. After 36 hours of incubation, water was transferred into clean bottles: a part was filtered on 0.2 µm Nuclepore black filters to estimate the ^{14}C uptaken by bacteria and radioactivity was then counted in the remaining water before and after removal of inorganic carbon ($T^{14}CO_2$ = $^{14}CO_2$ + $NaH^{14}CO_3$ + $Na_2{}^{14}CO_3$) by acidification with few drops of 36 % HCl and bubbling. $T^{14}CO_2$-activity was calculated by difference. The sediment was cut into depth slices: O to 0.5, 0.5 to 1 cm and then every centimeter down to 10 cm depth; each slice was then submitted to a sequential extraction aimed at obtaining different chemical fractions: a) inorganic, b) acid-soluble, c) lipidic, d) alkali-soluble, e) fulvic acids, f) hydrolysable humin, g) residual humin.

a) In order to assess the inorganic fraction radioactivity, approximately 1 ml of sediment is placed into a 150 ml-bottle, where 5 mi 2N HCl are then injected in order to transform carbonate into volatile CO_2. A paper filter is soaked with 200 µl phenylcthylamine and put into a nacelle fixed under the stopper that hermetically closes the bottle, with the aim of trapping the released CO_2. The bottle is then submitted to orbital agitation during 24 h, after which the radioactivity of the filter, accounting for the fraction of ^{14}C-labelled substratum that has been mineralized during the experiment, is measured.

b) To extract the acid-soluble fraction, a known volume of 2N HCl is added to the remaining sediment, until complete decarbonatation is reached. After 2 h-agitation and subsequent centrifugation, 1 ml of the overlying aqueous phase is collected for radioactivity counting. (Centrifugation is always performed at 4000 rpm for 10 min.). This fraction contains the metabolites derived from the initially injected compound and eventually some heteropolymers weakly adsorbed on carbonate and subsequently liberated by the acid treatment (Gadel *et al,* 1983). The sediment is then rinsed three times with distilled water, in order to eliminate the acid residues, centrifugated after each rinsing and finally dried at 50°C for 48 hours.

c) The next step of the sequential extraction consists in extracting the lipidic fraction by adding 30 ml of a methanol/chloroform solution (1/2; vol.) to the dry sediment obtained from the previous operation (Blight & Dyer, 1959). After agitation (20 min), followed by centrifugation, 1 ml of the liquid phase is collected for radioactivity counting. The residue is then rinsed with 30 ml of the same organic solvent and completely dried after supernatant removal.

d) 30 ml of a 1 % 0.1N NaOH/$Na_4P_2O_7$ 10 H_2O solution are then added to extract the alkali-soluble fraction, consisting in humic substances belonging to two groups, humic and fulvic acids, with different condensation characteristics (Harvey *et al.,* 1983). After 24 h-agitation and subsequent centrifugation supernatant is removed and 0.5 ml is used for counting. The residue is then treated as at step b).

e) The alkaline solution resulting from the latter extraction (i.e. the supernatant) is acidified until reaching pH = 1 by the addition of few drops of 36 % HCl. As a consequence of this acidification, humic acids precipitate within few hours (Langvik, 1994) and can thus be separated by centrifugation. 1 ml supernatant is submitted to counting to assess fulvic acid radioactivity. Humic acid radioactivity is obtained by subtracting fulvic acid (e) from alkali-solublc fraction (d) radioactivity.

f) The dry sediment recovered after the alkaline extraction (d) contains the insoluble residue (humin), made up of strongly adsorbed or condensed compounds. It is submitted to hydrolysis in sealed ampulcs with 6N HCl for 16 h at 110 °C. This treatment breaks peptidc bonds without modifying the aromatic nuclcus (Gadcl *et al.,* 1983). After centrifugation, 0.5 mi of the supernatant including the hydrolysable humin is collected for counting, then the residue is washed and dried as previously explained.

g) The residual humin is what remains from the above operations and include polycondensation products totally insoluble and resistant to acid attack (Gadel *et at* 1983), as well as macromolecules adsorbed between clay sheets. The ^{14}C-activity in this fraction is evaluated as follows: approximately 500 mg of the sediment resulting from the f) step are combusted in an induction furnace (LEGO GS 125). An oxygen flow is bubbled in a tube filled with ethanolamine/ethylene glycol monoethylether (2/7; vol.), a solvent able to trap the released $^{14}CO_2$; 1 ml is collected for radioactivity counting.

Extraction and counting of steps a) and g) were submitted to calibration. Known amounts of $NaH^{14}CO_3$ and ^{14}C-glutamic acid were respectively added to the sample in the case of step a) and g). Extractions allowed us to construct calibration curves in order to apply adequate correction coefficients.

3. RESULTS

The following results are presented to illustrate the usefulness of the above described technique to achieve the proposed goal, i.e. to evaluate early diagenetic transformations of DOM at the sediment-water interface.

Experiments were carried out with a two-pronged aim: i) to follow the fate and transformations of the labelled compound carbons and ii) to compare the diagenetic behaviour of GA and BA. This comparison allows us to ascertain whether the chemical structure of the injected compound affects its early diagenetic evolution.

Results concerning incubations with labelled glutamic and benzoic acids are illustrated in Fig. 1.

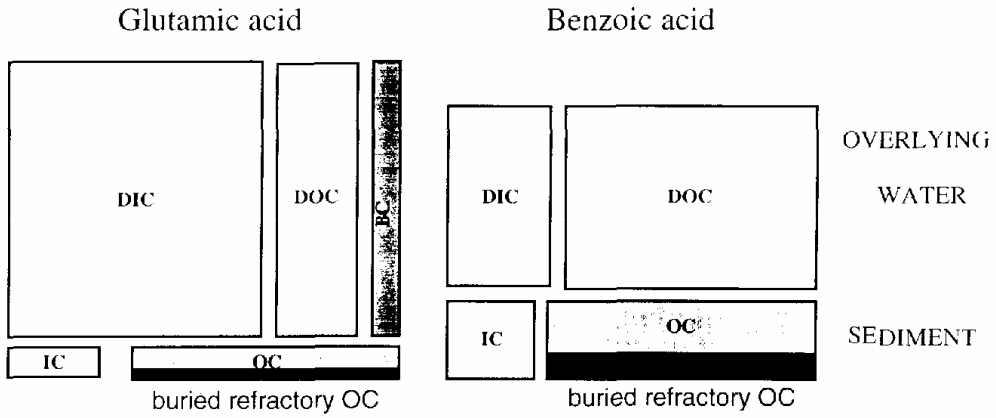


Fig. 1 - Radioactivity partitioning between organic and inorganic fractions in the sediment and overlying water. (DIC = dissolved inorganic carbon; IC = inorganic carbon; DOC = dissolved organic carbon; OC = organic carbon; BC = bacterial carbon). Surfaces are representative of the relative amounts of recovered radioactivity. The ratio of recovered to injected radioactivity is 77.4 % and 67.8 % for GA and BA respectively.

3.1. Overlying water

The mineralized fraction is more important for the GA, as shown by the higher amount of dissolved inorganic carbon (DI^{14}C) in the overlying water of the incubated core (49.8 vs 13.6 % of the BA). Moreover when incubations are performed with GA a significant (5.0 %) percentage of labelled carbon is recovered in the form of bacterial carbon. Conversely in experiments with BA this fraction only represents 0.1 % of the total recovered ^{14}C.

3.2. Sediment

Fig. 2 shows radioactivity partitioning, expressed as the percentage of total recovered radioactivity, in the different geochemical fractions extracted from the sediment after incubation. Organic mailer undergoes remarkable modifications while migrating towards deeper layers, however the substratum.

Four main points are worth observing:

- the same proportion of ^{14}C-inorganic carbon is recovered for BA and GA (respectively 25 and 24 %)
- a higher proportion of ^{14}C-acid-soluble fraction (mainly constituted by the initial substratum) is measured for BA (21 %) than for GA (8 %), showing a better preservation of the substratum simulating Continental inputs
- the same proportion of ^{14}C-humic compounds is counted for both fulvic and humic acids, i.e. independently of the employed substratum
- a higher proportion of ^{14}C-hydrolysable humin (biopolymers) forms from BA (21 %) than from GA (8 %).

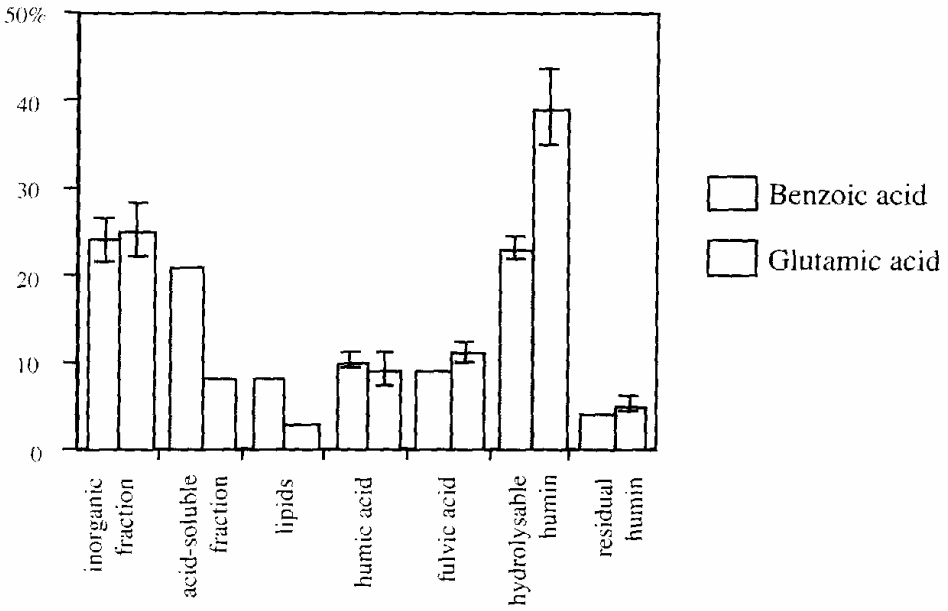


Fig. 2 - Geochemical fractions extracted from the sediment after incubation: percentage of the total recovered radioactivity. Error bars are obtained by triplicates.

4. CONCLUDING REMARKS

The addition of simple ^{14}C-labelled organic molecules in water overlying the deposit may significantly help in understanding processes of incorporation, transformation and migration of organic compounds and/or their metabolites at the sediment-water interface and in surficial sediment.

The "marine origin" simulating compound (GA) undergoes stronger biological transformations than the "terrestrial input" simulating compound (BA), as shown by the higher mineralization rate, the greater bacterial uptake (i.e. bacterial carbon) and the bigger proportion of recovered biopolymers (hydrolysable humin fraction).

We can hypotesize GA is the substratum preferred by bacteria, as shown by the three times as high amount of mineralized ^{14}C ($DI^{14}C$) in the core water and by the significant percentage of radioactivity recovered in the form of bacterial carbon ($B^{14}C$). Incubation time is too short to permit significant microbial degradation of such a refractory compound as BA, with characteristics similar to lignine decomposition products.

Once in the sediment, the fraction of labelled compound transformed into refractory organic carbon is similar for both substrata. The attempt of establishing a budget between the carbon injected in the System (i.e. the labelled carbon of the injected compound) and the buried, remineralized and reworked carbon fractions results in what represented in Fig. 3. While most of the "marine material" has already been mineralized (in the overlying water or at the sediment-water interface) and can thus not be integrated

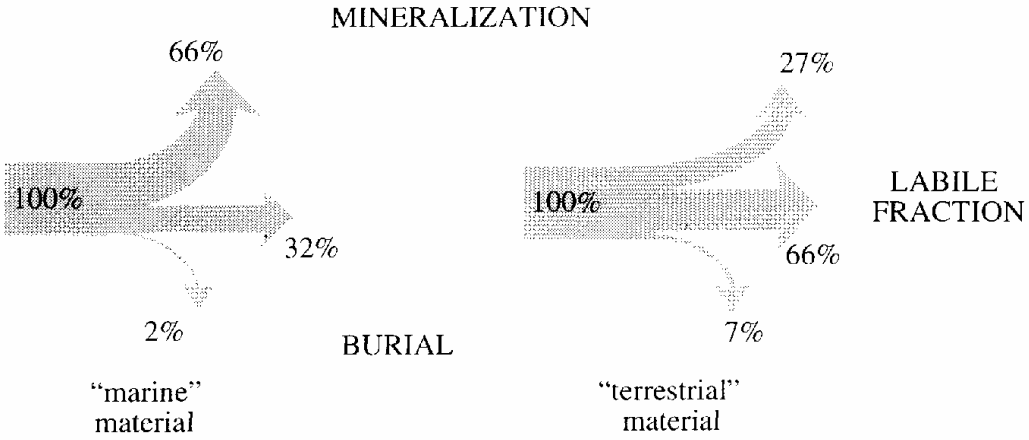


Fig. 3 - Carbon budget at the sediment-water interface, resulting from experiments conducted on sediments collected at 35 m depth in the Bay of Banyuls (France, Gulf of Lions).

ACKNOWLEDGEMENTS

This study is part of the research undertaken in the framework of the Mediterranean Targeted Project (MTP)-phase I. We acknowledge the support from the European Commission's Marine Science and Technology Programme (MAST II) under contract MAS2-CTP93-0053. We are grateful to the researchers and technicians of the Observatoire Oceanologique de Banyuls sur mer (Université de Paris VI) for their assistance and for ship and laboratory facilities.

REFERENCES

Berner R.A. 1980. Early diagenesis: a theoretical approach. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 241 pp.

Blight E.G. & Dyer W.J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology,* 37: 911-917.

Buscail R. 1986. Biochemical processes of incorporation, transformation and migration of organic matter at the marine water-sediment interface: simulation by ^{14}C labelled compounds. Organic Geochemistry, 10: 1090-1097.

Buscail R. 1991. Le cycle du carbone sur une marge continentale: aspects biogéochimiques du transfert de la matière organique a l'interface eau-sédiment. These de Doctorat d'Etat, Université de Perpignan, 642 pp.

Buscail R. & Gadel E. 1988. Behaviour of labelled organic molecules at the sediment-water interface of Mediterranean lagoonal and coastal deposits. In: Current

Perspectives in Environmental Biogeochemistry (Giovannozzi-Sermanni G. & Nannipieri P. eds.), C.N.R.-I.P.R.A., Roma.

Buscail R. & Gadel F. 1991. Transfer and biogeochemistry of organic matter at sediment-water interface on the Northwestern Mediterranean margin. In: Diversity of Environmental Biogeochemistry (Berthelin J. ed.), Elsevier: 113-130.

Cahet G. 1980. Influence de l'aclivilé baclcrienne sur la répartilion des composés labiles marqués dans les sédimenls. In: Biogéochimic de la madóre organique a l'interface eau-sédimenl marin. C.N.R.S., Paris: 141-154.

Daumas R. 1984. Dégradalion d'acides aminés a l'interface eau-sédimenl reconslilué d'une lagune médilerranéenne (Golfe du Lion). *Int. Rev. Gesamplen Hydrobiol.,* 69:201-213.

Deming J.W. & Baross J.A. 1993. The early diagenesis of organic mailer: bacterial activity. In: Organic Geochemistry, Principles and Applications (Engel M.H. & Macko S.A. eds.), Plenum Press, New York: 119-144.

Gadel F., Buscail R. & Cahel G. 1983. Réaclivité de dépôts marins profonds au contact de composés organiques marqués: processus biogcochimiques. In: Géochimie organique dcs sédiments marins (C.N.R.S. ed.), D'Orgon a Misedor, Paris: 73-98.

Harvey G.R., Boran D.A., Chesal L.A. & Tokar J.M. (1983).The structure of marine humic and fulvic acids. *Marine Chemistry,* 12: 119-132.

Helweg A. 1981. ^{14}C-Maleichydrazide degradation in soil: influence of temperature, moisture, clay and organic material. *Soil, Biology and Biochemistry,* 13: 401-407.

Henrichs S.M. 1992. Early diagenesis of organic mailer in marine sediments: progress and perplexily. *Marine Chemistry,* 39: 119-149.

Henrichs S.M. 1993. Early diagenesis of organic mailer: the dynamics (rates) of cycling of organic compounds. In: Organic Geochemistry, Principles and Applications (Engel M.H. & Macko S.A. eds.), Plenum Press, New York: 101-116.

Henrichs S.M. & Farrington J.W. 1980. Amino acids in interstitial waters of marine sédiments: a comparison of results from varied sedimentary environments. *Physics and Chemistry of the Earth,* 12: 435-443.

Jφrgensen B.B. 1983. Processes at the sediment-water interface. In: The major biogeochemical cycles and their interactions (Bolin B. & Cook R.B. eds.), SCOPE 21, J. Wiley & Sons, Chichester: 477-509.

Langvik V. 1994. Characterization of aromatic structures in humic and fluvic acids. *Environment International,* 20: 61-65.

de Leeuw J.W. & Largeau C. 1993. A review of macromolecular organic compounds that comprise living organisms and their role in kerogen, coal and petroleum formation. In: Organic Geochemistry, Principles and Applications (Engel M.H. & Macko S.A. eds.), Plenum Press, New York: 23-63.

Rowe G.T. & Deming J.W. 1985. The role of bacteria in the turnover of organic carbon in deep sea sediments. *Journal of Marine Research,* 43: 925-950.

Sleinberg S.M., Venkalesan M.I. & Kaplan I.R. 1987. Organic geochemistry of sediments from the continental margin off southern New England, USA - Part I: Amino acids, carbohydrates and lignin. *Marine Chemistry,* 21: 249-265.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 337-346, ottobre 1999

AN EXAMPLE OF INDIVIDUAI, GROWTH DYNAMICS IN A SEMI-NATURAL ENVIRONMENT OF THREE FRESHWATER GASTROPODS: *PHYSA ACUTA* DRAP., *LYMNAEA STAGNALIS* (L.) AND *VIVIPARUS CONTECTUS* (MILLET)

Dario SAVINI, Renato SCONFIETTI

Sezione di Ecologia, Dip. Genetica e Microbiologia, Università di Pavia,
via Sant'Epifanio, 14 1-27100 Pavia

ABSTRACT

We considered the individual growth dynamics of three freshwater Gastropods. The experiment was carried out within experimental boxes in a concrete fishpond near our laboratories. The peculiarity of this environment, very similar to a natural lentic microenvironment but characterized by a low annual thermical excursion, evidenced once again that water temperature may be a relevant factor in controlling the biological cycle of these molluscs.

RIASSUNTO

Si sono prese in considerazione le dinamiche d'accrescimento individuale in tre specie di Gasteropodi d'acqua dolce. Lo studio è stato condotto con camere sperimentali collocate in una vasca di cemento attigua ai nostri laboratori, sotto molti aspetti comparabile ad un microambiente lentico naturale, ad eccezione di una minore escursione termica durante l'anno. Si è rilevato ancora una volta come la temperatura dell'acqua possa giocare un ruolo determinante nel controllo del ciclo biologico di questi molluschi.

1. INTRODUCTION

Our laboratories have been studying molluscs in terrestrial, freshwater and marine environments for many years (Sacchi *et al.,* 1987; Sacchi & Sconfietti, 1992; Sacchi, 1993). One of the last autoecological works on individual growth of the freshwater Pulmonates *Physa acuta* Drap, and *Lymnaea stagnalis* (L.) in natural environment, was particularly interesting for the original methods proposed and for the importance of results (Cattani & Sconfietti, 1993). The aim of the present work was to verify

individual growth dynamics of the two species of Pulmonates and of the Prosobranc *Viviparus contectus* (Millet) experimentally, and then to evaluate changes in their behaviour in relationship with different environmental conditions. The study site is represented by a concrete fishpond. This environment can be considered almost naturalized; in fact, after the last repairs in 1972 and a first introduction of vegetal and animal communities from the natural ponds bordering on Pavia (Lombardy, northern Italy), the three populations of Gastropods have developed and recruited spontaneously, without any human effort. Water comes from the main water supply of the town of Pavia Italy), and a skimming siphon maintains the water level in the fishpond, determining a very light current of Constant direction. This peculiar feature was very important to observe and explain the particular behaviour in the dynamic growth of the three examined populations of Gastropods. In the fishpond we found a high primary production and a large biomass of hydrophytes that give protection and food to macroinvertebrates and small fishes.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Chemical and physical parameters

We considered four fundamental parameters: water and air temperature, pH, O_2. Data were collected e very 15 days from 20 November 1995 to 25 November 1996 at 10 o'clock in the morning (Fig.l).

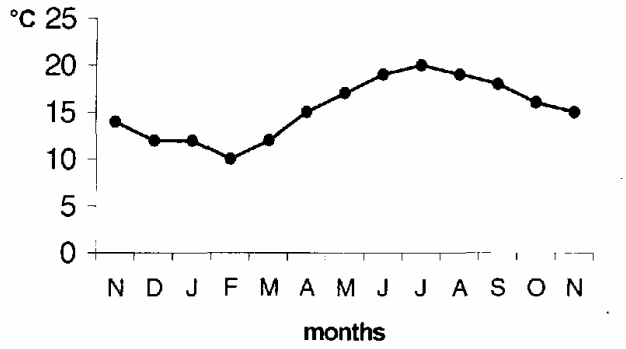


Fig. 1 – Mean temperature values at the water surface from November 1995 to November 1996.

2.2. Individuai growth

We took from the three populations of Gastropods a starting sample of 50 individuals for each species. Every single animal was marked with an indelible atoxic paint in order to originate a simple recognizing code of symbols and colours. The molluscs subsequently were put in a plasticized floating wire netting (50 x 30 x 50 cm), internally covered by a nylon netting of 0.5 mm mesh, in order to avoid animals'escape and to allow necessary exchanges with the external environment. The wire netting, containing a large biomass of macrophytes, was anchored partially floating in the fishpond, to allow air exchanges for Pulmonates. From November '95 to November '96,

every 15 days, all the individuate had been collected from the wire netting. Three fundamental biometrics parameters (Moreteau, 1995) were measured: height (h) and maximum diameter of snail (D), using a hundredth of millimetre accurate callipers, and wet-weight (W), using a tenth of milligram accurate analytical scales, after a standard lime of dripping of 5' (Mantilacci & Mearelli, 1980). During the whole studying time, every dead individual has been replaced by a new one collected from the fishpond. At the end of the work, 203 *Physa acuta,* 132 *Lymnaea stagnalis,* 88 *Viviparus contectus* specimens were analysed.

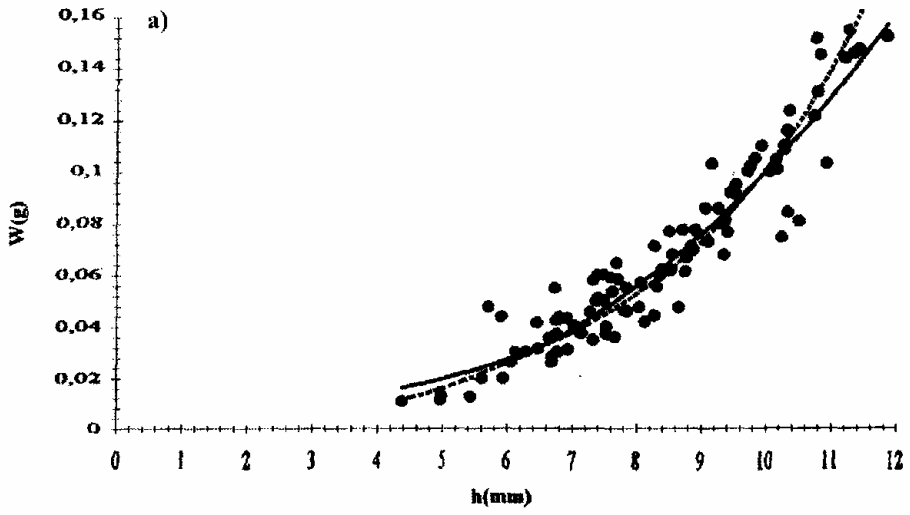
2.3. Analysis of biometrics data

Data were computed using correlating equations. Every couple of parameters was compared using the equation of the curve which best fitted the dispersion of data (Mantilacci & Mearelli, 1980). Moreover, snail volume (V) was estimated, comparing ideally the shape of the snail to a cone with D as base and h as height. This approximation was justified by the necessity of finding a three-dimensional parameter, in order to follow the whole growth of the molluscs in a better way. The "allometric law" of equation: $y = cx^b$ (Batschelet, 1975) and the common exponential regression ($y = ce^{bx}$) were used to analyse the correlation between h and W.

3. RESULTS

3.1. Biometrics correlation (Table 1)

A strong linear relation between h and D was found for all studied species (*P. acuta:* $R^2 = 0.9219$; *L. stagnalis:* $R^2 = 0.9658$; *Viviparus contectus:* $R^2 = 0.9884$). Also h and W were strongly related. Fig. 2 shows a comparison between the analysis of this correlation computed using the allometric law and the exponential regression. This confirmed what Cattani and Sconfietti (1993) had just observed: notwithstanding its variability due to the experimental error, the wet-weight is a good instrument of research for these studies, permitting to analyse living individuate.



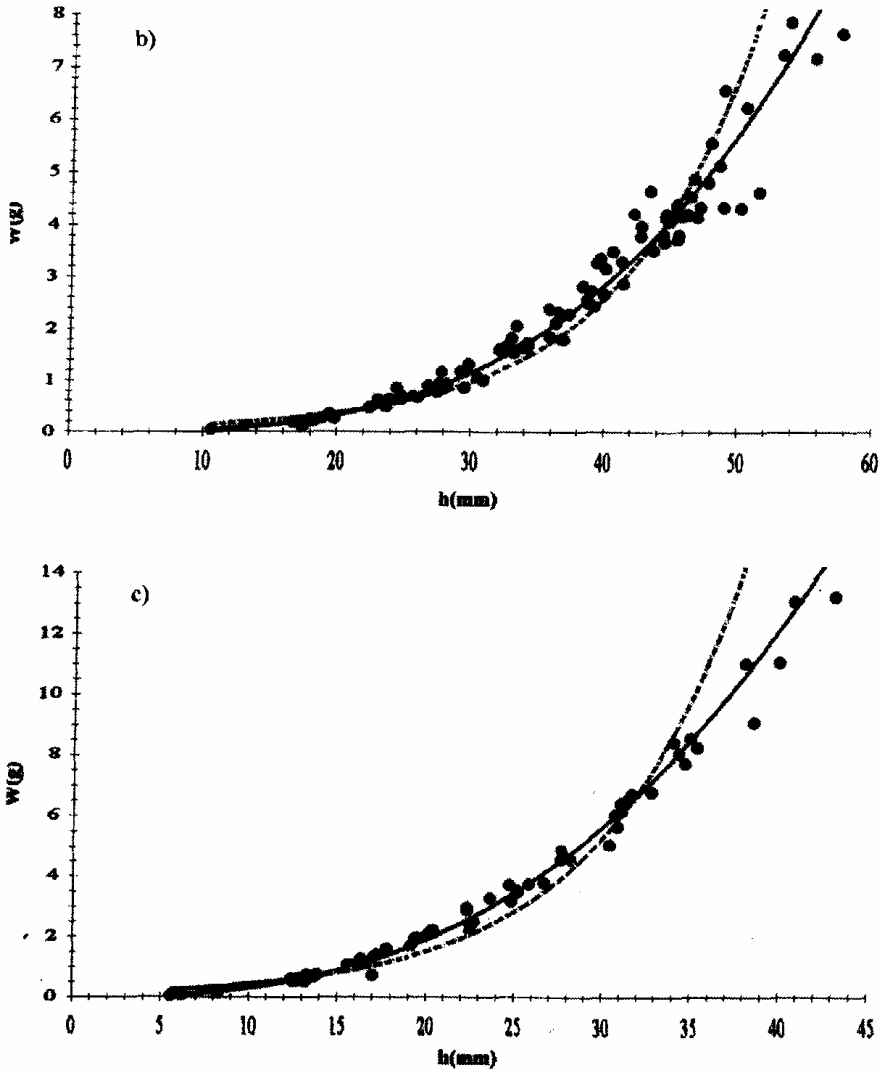


Fig. 2 – Comparison between the use of the "allometric law" (continuous line ——) and the exponential regression (discontinuous line ----) in computing the correlation between h and W. a) *Physa acuta*, b) *Lymnaea stagnalis*, c) *Viviparus contectus*.

Tab. 1 – R^2 values ($0 \leq R^2 \leq 1$) obtained from the correlation between the biometrics parameters for the three populations analysed. (D) maximum diameter, (h) height, (W) weight, (V) volume, (1) exponential regression, (2) "allometric law".

Correlations	*P. acuta*	*L. stagnalis*	*V. contectus*
h - D ($y = cx + b$)	0.9219	0.9658	0.9884
h – W (1) ($y = ce^{bx}$)	0.8722	0.9346	0.9088
h - W (2) ($y = cx^b$)	0.8678	0.9807	0.9912
h – V ($y = cx^b$)	0.9653	0.9894	0.9961
V – W ($y = cx + b$)	0.9465	0.9009	0.9842

3.2. Individual growth

With the exception of the youngest individuals, which showed a high growing rate like in natural conditions (Cattani & Sconfietti, 1993), a slower growth was observed in the medium aged individuals, whereas the oldest one showed a condition of near stability.

a) *Physa acuta* (Fig. 3)

The growth began in March and stopped in the first wintry months. The wintry physiological stasis period was shorter than in full natural environment, where Cattani and Sconfietti (1993) had observed a biological pause from October to February. The smallest individuals grew quickly and inconstantly until 9-10 mm heights, then their growths became very slow and Constant. Besides, a high mortality associated to a continuous reproductive process was observed. The individuals grew uniformly in h and W until winter, then W seemed to lessen (Fig. 3, n. 1, 26). Considering the correlation between h and W at the end of the growth period (September-November) and during the stasis period (December-February) (Fig. 4), a wintertime general loss of weight was confirmed for all the individuals of the population (an 8 mm individual underwent a weight loss of 6.75%).

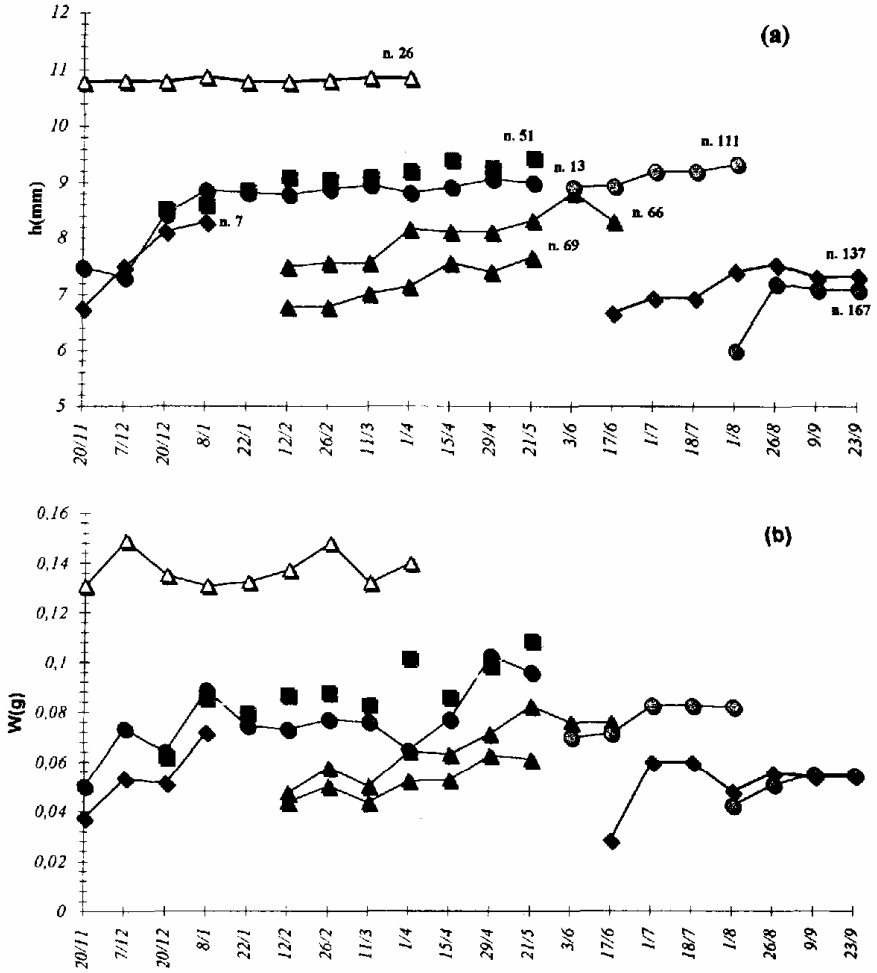


Fig. 3 – Example of individual growth in h (a) and W (b) for *Physa acuta*.

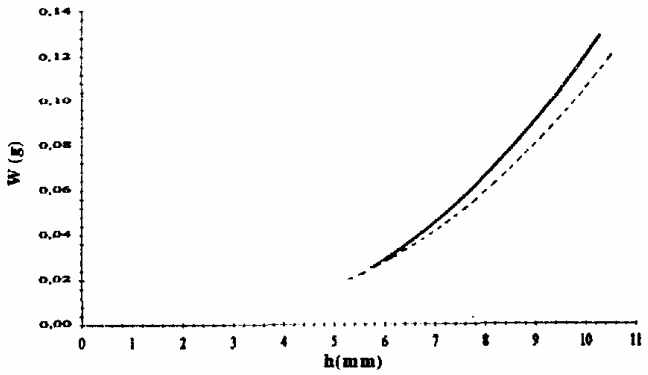


Fig. 4 – Correlation h – W for *Physa acuta*: at the end of the growth period (continuous line ——), during the stasis period (discontinuous line ----).

b) *Lymnaea stagnalis* (Fig. 5)

Two different growth patterns were pointed out. The youngest snails (10-20 mm h) showed a high growing rate in Spring, and the medium aged snails (20-35 mm h) in Summer. This suggested that mature individuals allocated metabolic energy for reproduction to the detritment of growth, during the springtime. Previous studies demonstrated that *L. stagnalis* is able to reproduce only for precise values of temperature and height (15-20° C, 20 mm) (Letelier & Ciolpan, 1980). The temperature of water in the fishpond in April was 15° C; this confirmed what the other authors had observed. When an individual reached a dimension of 30 mm, the growth rate was inferior to 1 mm.

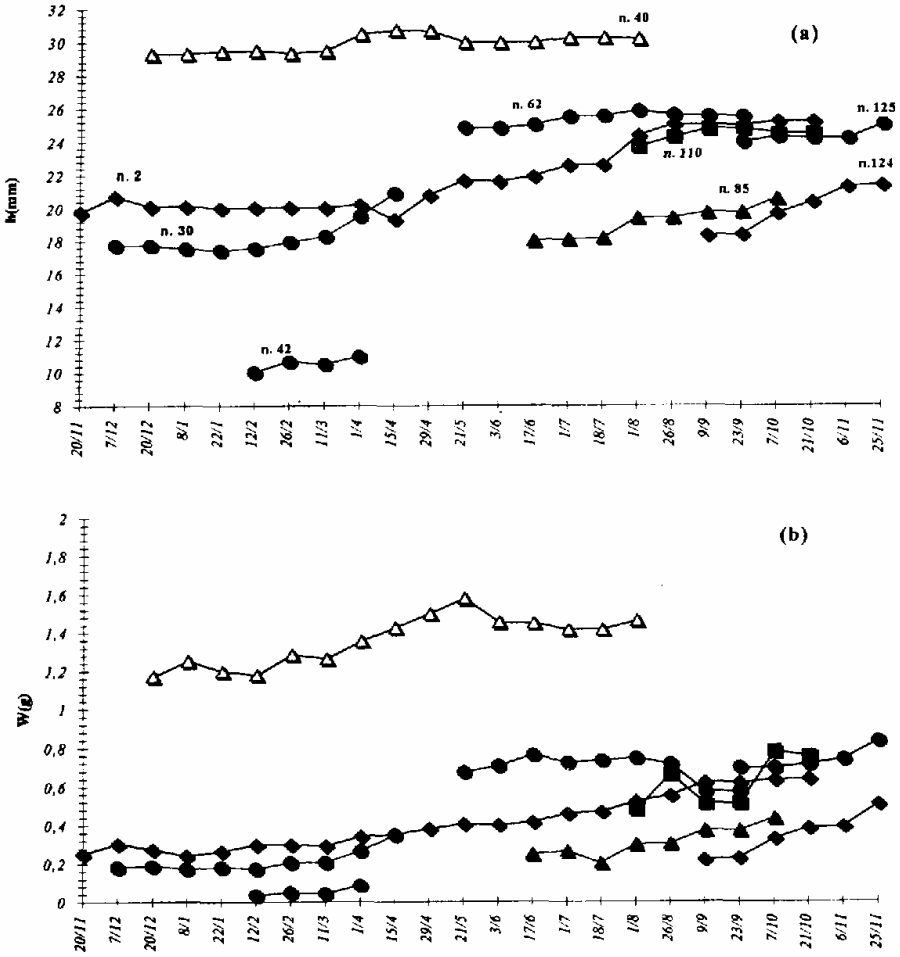


Fig. 5 – Examples of individual growth in h (a) and W (b) for *Lymnaea stagnalis*.

e) *Viviparus contectus* (Fig. 6)

This Prosobranc showed a different behaviour compared to the other two species analysed. First of all, this Gastropod was characterized by a life cycle "iteroparus G"

(*sensu* Cole, 1954 in Calow, 1978): after reproduction the adults didn't die, but they were ready to hold up another reproductive season. Besides, the species showed a slight sexual dimorphism, being the females lightly bigger than males (Girod *et al.,* 1980). The growth dynamic was very precise: in the birth lime (Spring) all individuals showed a rapid growth, doubling their starting size in only three months, then they maintained their dimensions until next Spring, when a further weak growth was observed.

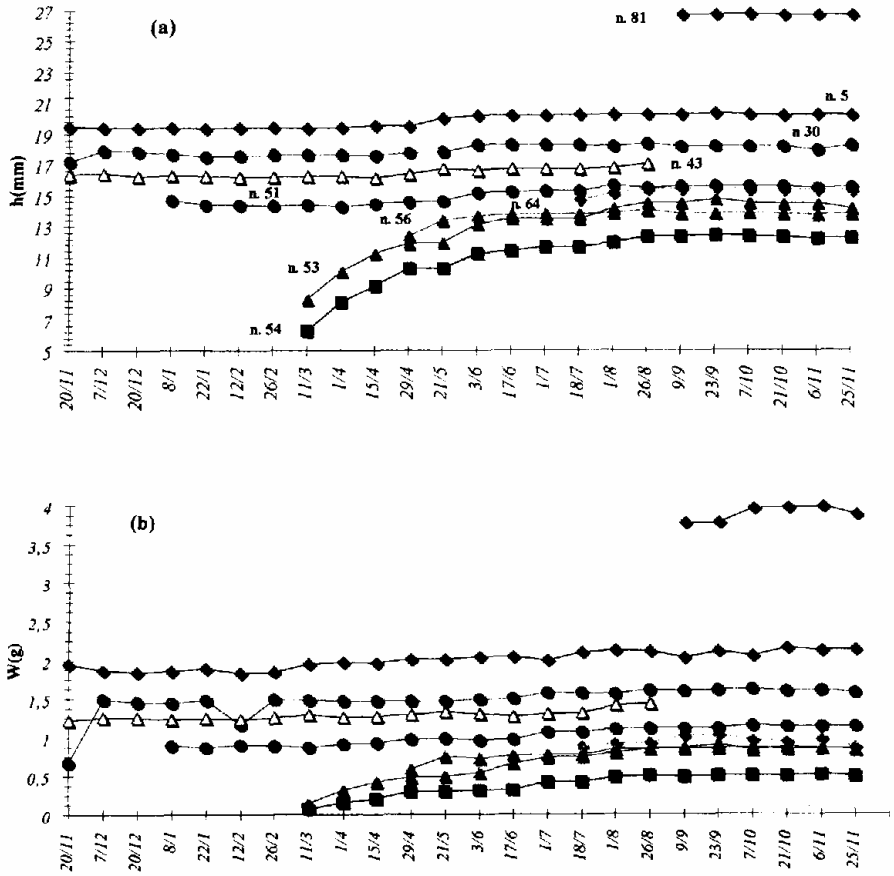


Fig. 6 – Examples of individual growth in h (a) and W (b) for *Viviparus contectus*.

4. CONCLUSIONS

The good values of R^2 obtained in biometrics analysis using the equation of Batschelet (1975), suggested that this was a good statistical approach to analyse the correlation between two and three-dimensional parameters (h-W, h-V), with the exception of *Physa acuta* which was best represented by the common exponential regression (Tab. 1, Fig. 2). Wet-weight was confirmed to be a correct parameter, as dry-weight, in those kind of studies, where it was necessary to work on living animals.

Our results strengthen the relevance of water temperature in regulating the growth of these molluscs. The biological cycle is almost based on temperature values, rather than linked to endogenous regulation factors:

a) Despite the comparatively high temperatures in Winter, which show their minimum at 10° C in opposition to the ice cover observed under natural conditions (Cattani & Sconfietti, 1993), *Physa acuta* has a wintertime weight loss. Even if the individuals have a great food availability, slow down their metabolism, ceasing to eat and utilising the energy resources accumulated during the warm season for getting over the coldest season.

b) For *Lymnaea stagnalis* the Winter temperatures weren't low enough to cause the weight loss.

c) In Winter the minimum temperature of water was 10° C, and in Summer the maximum was 20° C; these particular warm conditions, similar to the one of a thermo-regulated aquarium, induced a continuous cycling reproduction and a consequent high rate of mortality (Cattani, 1989). Furthermore, we can suppose that the shortest period of wintertime stasis, observed in *Physa acuta* and *Lymnaea stagnalis,* was determined by the reduced thermical excursion of the fishpond. The two Pulmonates show a high mortality rate which can justify the smaller size reached in the fishpond respect to what was observed in natural ponds by Cattani and Sconfietti (1993): a maximum of 11 mm versus a maximum of 14 mm for *Physa acuta* and a maximum of 30 mm versus a maximum of 50 mm for *Lymnaea stagnalis.*

d) The lack of informations about growth dynamics of *Viviparus contectus* in natural environment doesn't allow us to make useful comparisons, but our study can be considered as a first approach to the problem for future researches.

REFERENCES

Batschelet E. 1975. Introduction to Mathematics for Life Scientist. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York.

Calow P. 1978. The evolution of life-cycle strategies in fresh-water Gastropods. *Malacologia,* 17: 351-364.

Cattani S. 1989. Autoecologia di *Physa acuta Drap,* e *Lymnaea stagnalis L.*: ricerche sperimentali sull'accrescimento individuale. Tesi di laurea, Università di Pavia, 159pp.

Cattani S. & Sconfietti R. 1993. Autoecological investigation on *Physa acuta Drap,* and *Lymnaea stagnalis (L.):* individual growth under natural conditions (Gastropoda, Pulmonata). *Lavori S.I.M.,* 24: 69-81.

Girod A., Bianchi I. & Mariani M. 1980. Gasteropodi I. *Guide Ric. Sp. anim. Acque int. ital.,* AQ/1/44 CNR, 7, 88 pp.

Letelier S. & Ciolpan O. 1980. Contribution to the study of prolificyty of the Molluscs *Lymnaea stagnalis* (L.) and *Planorbarius corneus* (L.) (Gasteropoda, Pulmonata) in natural conditions. *Trav. Mus. Hist. nat. "Grigore Antipa",* 22: 229-233.

Mantilacci L. & Mearelli M. 1980. Relazione lunghezza-peso e produzione in *Physa acuta* Ramò, del Lago Trasimeno. *Riv. Idrobiol.,* 19: 61-74.

Moreteau J. C. 1995. Méthodes d'elude de la croissance chez les mollusques. *Mém. Inst. océanogr. Paul Ricard:* 65-76.

Sacchi F. C. 1993. Le polymorphisme de la coquille dans une métapopulation de *Cepaea nemoralis* (L.): Gastropoda, Pulmonata, Helicidae, dans le sud de l'Insubrie (Lombardie, Italie): 1975-1990. *Mem. Soc. Tic. Sci. Nat.,* 4: 59-72.

Sacchi F. C. & Sconfietti R. 1992. Recherches sur l'ecologie comparée de *Littorina obtusata* (L.) et de *L. mariae* Sacchi & Rast. dans la Rìa de Arosa, Espagne nord-occidentale. IV. Dimorphisme sexuel et gradients de taille en *Littorina mariae* (Gastr. Prosobranchia). *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Star. nat. Milano,* 132 (9): 105-118.

Sacchi F. C., Sconfietti R. & Saglio G. 1987. *Pirenella conica* (Blainville) en Sardaigne: recherches écologiques et microsystématiques (Gastropoda, Prosobranchia). *Thalassia Salentina,* 17: 47-62.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 13 (1), pp. 347-362, ottobre 1999

DINAMICA E CARATTERI EVOLUTIVI DELLA SPIAGGIA DI VARAZZE (LIGURIA OCCIDENTALE, ITALIA)

Gian Camillo CORTEMIGLIA, Marco FIRPO, Mauro PICCAZZO. Flavio POGGI

Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse
DIP.TE.RIS.
Università degli Studi di Genova, Corso Europa 26, 16132 GENOVA

ABSTRACT

Recent evolution of Varazze shoreline can he reconstructed down to 1892 and it is, on the whole. characterized by an erosive trend, more evident in the eastern part: comparing some bathimetric charts, drawn up during different years since 1967. it can be seen that such a trend has involved the offshore and shoreface area, too. where 92,200 m^3/year of sediment have been on average removed during the latest 30 years. The sediment load of the T. Teiro, the main stream flowing in Ibis stretch of coast. makes up only for about the 70 % of this loss; so an average deficit of 38,950 m^3/year in the budget of littoral sediment is resulting.

Sediment dynamics in the offshore and shoreface area is mainly characterized by littoral drift, influencing especially a shallower landward belt. and by rip currents, which move thinner materials offshore. The evidences outlined by these studies seem to point out artificial nourishment as a suitable tool to mitigate the heavy deficit of the sediment budget. This intervention will have to be accurately planned in order to exactly forecast the features (mean size, sorting ratio, etc.) of the borrow sediments, which will have to build up a new sea-bed cover in the shoreface coarse enough to minimize the impact of the offshore transport by rip currents.

RIASSUNTO

L'evoluzione della linea di riva, documentabile a partire dal 1892, ha evidenziato una tendenza all'arretramento, soprattutto nella parte orientale, con erosione anche della spiaggia sottomarina; quest'ultima, in particolare, è stata soggetta, nel corso degli ultimi trenta anni, ad una sottrazione volumetrica media di 92.200 m^3/anno, dei quali solo il 70 % circa viene reintegrato dagli apporti del Torrente Teiro, principale corso d'acqua presente lungo il tratto di costa in esame, con un deficit medio di 38.950 m^3/anno.

La dinamica sedimentaria risulta caratterizzata prevalentemente da una deriva litoranea con correnti lungo costa (*longshore current*), nella fascia prossimale alla linea di riva, e correnti di risucchio (*rip current*). che trasferiscono le frazioni fini nella fascia batimetria distale. Le indagini eseguite hanno consentito di individuare nel ripascimen-

to artificiale il possibile strumento di mitigazione del cospicuo deficit del bilancio sedimentario, prevedendo l'utilizzo di materiali di dimensioni idonee a costituire un fondale sufficientemente grossolano e ridurre al minimo il trasporto verso il largo operato dalle correnti di risucchio.

1. CARATTERISTICHE DEL BACINO IDROGRAFICO

Il litorale di Varazze (Fig. 1) risulta compreso tra Punta dell'Aspera a W e Punta della Mola ad E e ad esso sottende un bacino versante costituito dall'insieme di sei bacini idrografici di cui, quello del Torrente Teiro. (Fig. 2), mostrando un'area di 31,5 km^2 (circa 86 % della superficie), è considerato come la più significativa fonte di apporti solidi.

La gerarchizzazione del reticolo idrografico evidenzia che l'asta principale appartiene al 5° ordine e lo stesso reticolo, presentando una complessiva lunghezza dei canali di 107,5 km, si caratterizza per una densità di drenaggio (*D*) di 4,05 km per km^2. con frequenza di drenaggio (*F*) di 11,14. Le condizioni di sviluppo vengono più specificatamente evidenziate analizzando la distribuzione dei diversi ordini di canali: infatti, calcolando per il bacino il numero di anomalia gerarchica (G_a), si ottiene il valore di 246. da cui si ricava un indice di anomalia gerarchica (Δ_a) di 0,99.

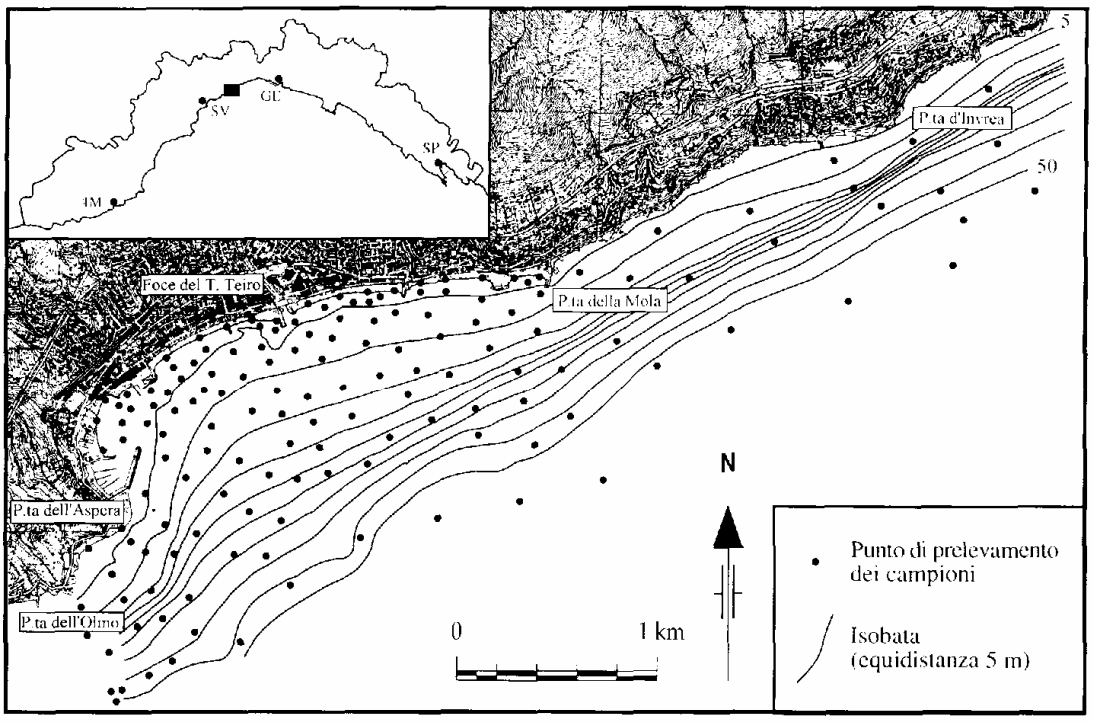


Fig. 1 - Il litorale di Varazze con la batimetria e il posizionamento dei campioni di fondo relativi al 1996.

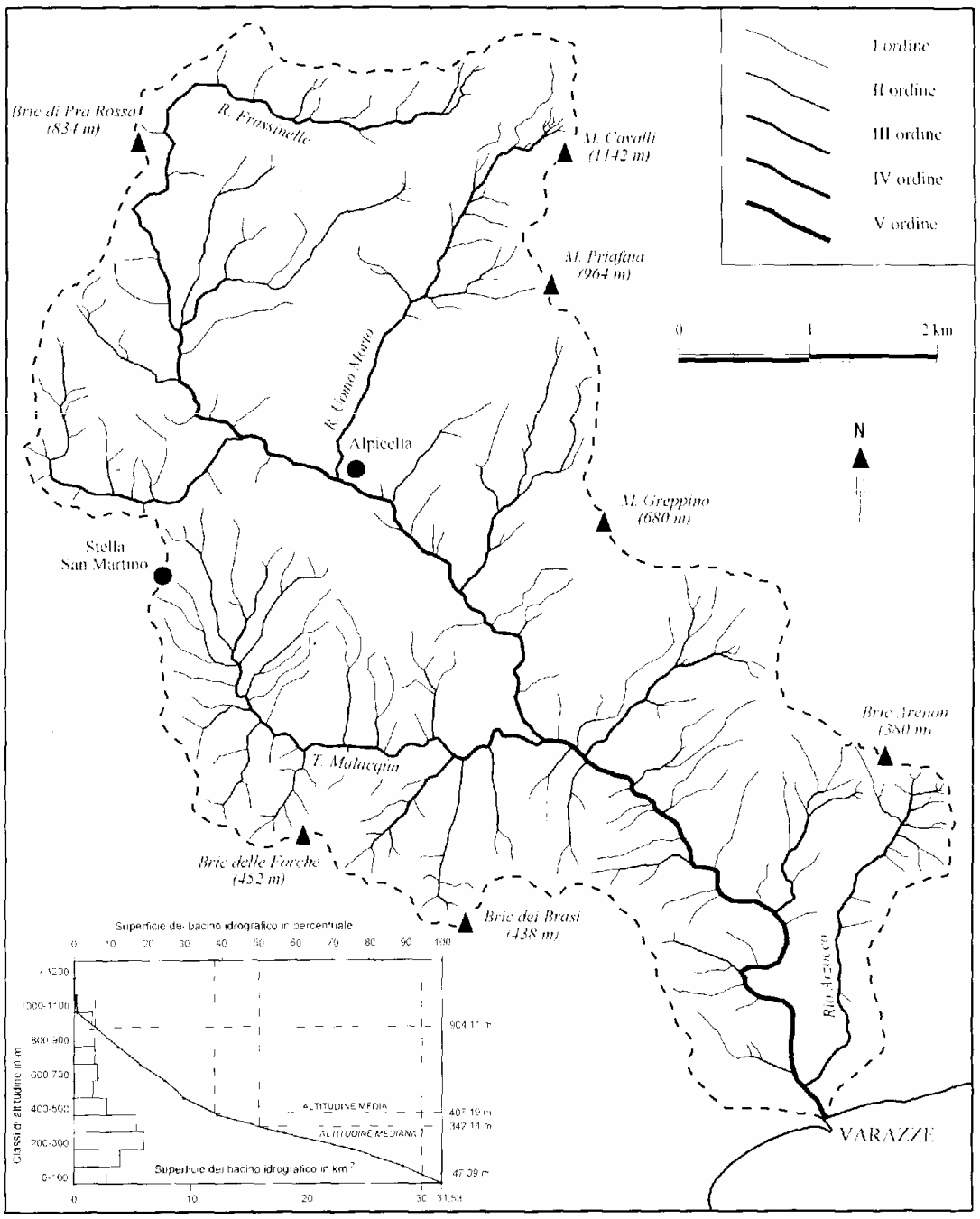


Fig. 2 - Il bacino idrografico del T. Teiro e la gerarchizzazione del reticolo idrografico.
In basso è riportata la curva ipsometrica del bacino.

I parametri geomorfìci calcolati hanno consentito, applicando la metodologia indicata per bacini analoghi in Lupia Palmieri *et al.* (1998 con bibliografia), di valutare, approssimativamente, l'entità dei processi erosivi in atto che ammonta a 742 t/km^{2}anno. da cui si ricava un deflusso torbido complessivo alla foce di 23.400 t/anno.

Relativamente al trasporto solido, utilizzando la metodologia descritta da Cortemiglia (1989), si ricava una stima di 54.500 t/anno che, sommata a quella torbida, evidenzia un trasporto solido alla foce di 77.900 t/anno. Inoltre, l'analisi tessiturale sul sedimento raccolto alla foce ha consentito di stimare che. nell'ambito del deflusso torbido di 23.400 t/anno, il 60 % è rappresentato da una dimensione < 0,031 mm, cioè da materiale di scarsa o nulla efficacia per il ripascimento.

Al fine di completare le risultanze emerse dall'analisi geomorfica sono state individuate le stazioni meteorologiche di competenza. Le serie pluviometriche consentono di ricavare la distribuzione media mensile delle piogge e di determinare le precipitazioni medie annue (Tab. 1).

Tab. 1 – Precipitazioni medie annue ricavate dalle serie pluviometriche delle stazioni di competenza del Bacino del T. Teiro.

Varazze (22 m s.l.m.)	740,6 mm/anno
Sciarborasca (112 m s.l.m.)	1.341,5 mm/anno
Sanda (138 m s.l.m.)	1.080,9 mm/anno
Stella S. Martino (330 m s.l.m.)	879,5 mm/anno
Alpicella (405 m s.l.m.)	866,6 mm/anno

Sulla base di questi dati si ricava, con l'uso del metodo dei topoieti di Thiessen, una precipitazione media annua sul bacino di 844 mm, 'cui corrisponde un afflusso meteorico annuo di circa 26.614.000 m^3. Tenendo conto di un coefficiente medio di deflusso di 0.92, ricavabile dall'idrometrografo di Bolsine, posto sull'asta principale del T. Teiro a 2,2 km dalla foce, si deduce un deflusso medio annuo di circa 24.219.000 m^3, cui corrisponde una portata media annua di 0,78 m/sec. Malgrado questa capacità di trasporto, la morfologia dei depositi di foce e la loro tessitura evidenziano che, durante le piene, il materiale prevalentemente grossolano mostra, per la presenza di sponde armate nel tratto finale del torrente, una tendenza a formare una barra di foce, per cui solo la parte più fine arriva ad alimentare direttamente la deriva litoranea; successivamente parte del materiale della barra di foce viene ripreso dall'azione del mare e ridistribuito nell'area immediatamente antistante.

2. CARATTERISTICHE DEL LITORALE

2.1. Caratteristiche meteomarine

Il litorale di Varazze non costituisce un'unità fisiografica, in quanto il materiale in deriva litoranea transita da entrambi i promontori che lo delimitano (Punta dell'Aspera e Punta della Mola); il settore di traversia presenta un angolo di apertura di 133°, compreso tra le azimutali 81 ° e 214°, ed è costituito da quattro settori parziali (Tab. 2).

Tab. 2 – Settori parziali di traversia con il relativo fetch.

Denominazione dei settori parziali	Azimutali di delimitazione	Lunghezza in km del fetch geografico
E	81° - 97,5°	45
SE	97,5° - 155°	214
S	155° - 186°	180
SW	186° - 214°	878

E' stata condotta, per il periodo 1984-1995, un'analisi anemologica sulle carte isobariche bigiornaliere di superficie (00 e 12 UTC) del Bollettino Meteorologico Europeo (Deutscher Wetterdienst) che ha determinato, nel punto di altura al largo di Varazze (Lai. 45°15'00"N, Long. 8°44'24"E), la frequenza dei venti foranei (U_{10}), calcolati secondo le indica/ioni del C.C.R.C. (1984) e del W.M.O. (1988), riportata in fabella 3; quest'ultima mostra, per i vari settori parziali in cui è suddivisibile il settore di traversia, le relative frequenze anemologiche che, nel settore dominante, raggiungono il 42,99 %, mentre, in quello regnante, mostrano una frequenza del 57,01 %.

L'analisi anemologica è stata eseguita individuando i periodi di durata del vento con la stessa direzione di provenienza su cui sono state calcolate le relative variazioni di intensità per determinarne la velocità media; la statistica delle frequenze in gradini di velocità riportati risulta, appunto, basata su questa velocità media da cui si evidenzia come le massime intensità medie superino, per la traversia regnante, i 17,1 m/sec.

Tab. 3 Frequenze anemometriche calcolate dalle carte isobariche bigiornaliere di superficie per il periodo 1984-1995.

Traversia regnante

Settore calme	*Gradini di velocità (in m/sec)*					*Totale*
	< 0,3	0,3÷5,4	5,4÷13,8	13,8÷17,1	>17,1	
E	0,08	13,34	2,41	0,09	0,18	13,83
SE	0,62	35,36	6,39	0,27	0,14	43,18
					Totale	57,01

Traversia dominante

Settore calme	*Gradini di velocità (in m/sec)*					*Totale*
	< 0,3	0,3÷5,4	5,4÷13,8	13,8÷17,1	>17,1	
S	0,25	18,28	3,47	0,04		22,03
SW	0,37	18,19	2,36	0,04		20,96
					Totale	42,99

2.2. Variazioni storiche della linea di riva

Le variazioni della linea di riva possono, in linea generale, fornire indicazioni sugli effetti prodotti dall'ondazione sul litorale e sull'andamento della sua tendenza evolu-

tiva per cui sono stati presi in considerazione i seguenti rilievi:

- 1892 - (Ascari *et al.*)
- 1901 - (I.G.M.)
- 1934 - (Ascari *et al.*)
- 1951 - (N.C.E.U.)
- 1967 - (I.G.M.)
- 1976 - (C.T.R.L.)
- 1986 - (SIL.MET)
- 1990 - (C.T.R.L.)
- 1996 - (Università di Genova)

Sulle linee di battigia individuate si è provveduto ad eseguire il calcolo per la determinazione della dimensione frattale delle lunghezze. La diminuzione della dimensione trattale della lunghezza della linea di battigia in un rilievo rispetto al precedente indica che, in tale intervallo temporale, è diminuito il grado di articolazione o di irregolarità, cui corrisponde, come dimostrato da Cortemiglia (1993 e 1994), una situazione caratterizzata da fasi di erosione e di depauperamento della spiaggia sottomarina che procura, appunto, una regolarizzazione dell'andamento arcuato della linea di battigia. Al contrario, allorché da un rilievo al successivo la dimensione frattale subisce un incremento, il grado di articolazione o di irregolarità della battigia risulterà aumentato ed a tale indicazione fa riscontro una generale fase di accrescimento e di rinascimento della spiaggia sottomarina.

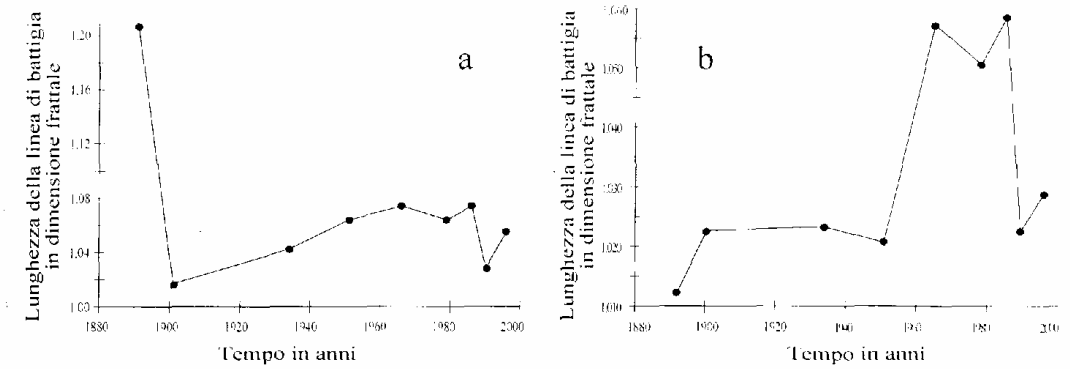


Fig. 3 - Andamento temporale della dimensione frattale della linea di battigia a W (a) e ad E (b) della foce del Teiro.

La Figura 3a pertanto rivela che, per il tratto a W della foce del T. Teiro, si è avuta, tra il 1892 ed il 1901, una significativa diminuzione della dimensione frattale. con conseguente fase di depauperamento ed erosione della spiaggia sottomarina; parimenti, tra il 1986 ed il 1990 se ne constata un'ulteriore diminuzione, cui corrisponde un'altra fase d'erosione dei fondali. Al contrario nei periodi 1901-1986 e 1990-1996, si evidenzia un aumento della dimensione frattale, che indica una fase di stabilità o accrescimento della spiaggia sottomarina.

Il tratto di spiaggia ad E della foce del T. Teiro (Fig. 3b) rivela invece una tendenziale crescita della dimensione frattale dalla quale si deduce l'esistenza di una sostanziale fase di ripascimento o stabilizzazione della spiaggia sottomarina, ad eccezione degli intervalli 1967-1976 e 1986-1990. In particolare si può notare come la fase di ripascimento della spiaggia sottomarina nella zona ad E della foce risulti particolarmente significativa ed importante nell'intervallo 1951-1986, in quanto l'incremento della dimensione frattale della lunghezza della linea di battigia appare consistente.

Un'analisi condotta sulla spiaggia emersa di Varazze nell'anno 1992 (Corradi *et al.,* 1994) ha messo in evidenza che la berma di tempesta ha raggiunto quote oscillanti da 2 a 3,6 m s.l.m. con distanze dalla battigia comprese tra 18 e 40 m. Inoltre i cordoni di ciottoli generati dalle onde di tempesta si caratterizzano per un aumento del penecentile procedendo da W verso E, consentendo di individuare in tale direzione la deriva dovuta al getto di riva. Complessivamente, quindi, la spiaggia emersa di Varazze risulta interessata da significativi effetti erosivi di scalzamento con trasferimento di materiale grossolano verso levante lungo la fascia mediolitorale.

2.3. Variazioni batimetriche della spiaggia sottomarina

L'andamento della spiaggia sottomarina e la sua evoluzione sono stati analizzati sulla base di quattro rilievi batimetrici di dettaglio:

- 1967 - Rilievo I.I.M.
- 1978 - Rilievo I.G.M.
- 1986 - Rilievo SILMET
- 1996 - Rilievo Università di Genova

II rilievo più recente è stato realizzato tramite apposite sezioni batimetriche trasversali alla riva eseguite con interasse medio di 50 m'e con linee di rotta guidate da specifici capisaldi monografati lungo riva.

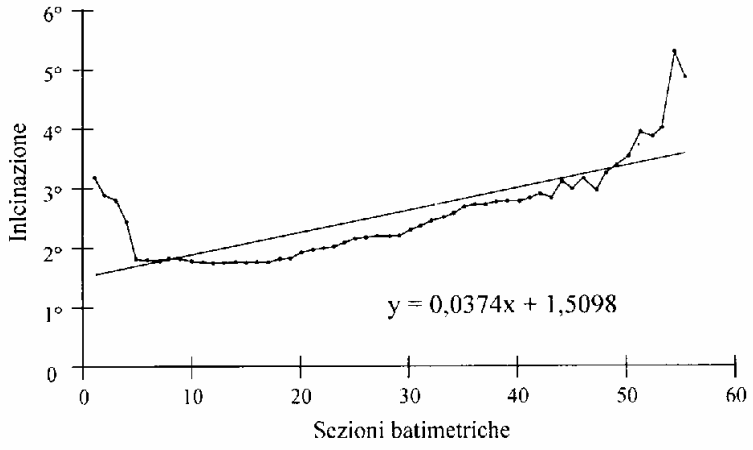


Fig. 4 - Andamento dell'inclinazione delle sezioni batimetriche trasversali alla linea di costa (rilievo 1996).

La Figura 4 riporta l'andamento dell'inclinazione ricavata dalle sezioni battimetriche tracciate, da cui si evincono valori compresi tra un massimo di 5,3° ed un minimo

di 1.8° e una chiara tendenza all'aumento procedendo da W verso E, con un gradiente di circa 1,7° al km; l'inclinazione media, calcolata tra la battigia e l'isobata di 60 m, risulta di 2,6°.

La comparazione tra i quattro rilievi batimetrici indica che dal 1967 al 1978 e dal 1986 al 1996 la spiaggia sottomarina, nell'ambito della fascia compresa tra la battigia e l'isobata di 60 m. ha complessivamente subito un significativo processo erosivo, la cui stima è riportata in Tabella 4.

Tab. 4 – Variazioni areali e volumetriche della spiaggia sottomarina.

DATA RILIEVI	VARIAZIONI	
	Areali in m^2	Volumetriche in m^3
1967 - 1978	11.226	- 2.082.204
1978 - 1986	87.055	2.583.799
1986 - 1996	298.650	- 3.175.705

L'analisi volumetrica dei fondali per fasce batimetriche (Tab. 5) evidenzia che, nell'intervallo 1986-1996, è stato asportato un volume di materiale pari a 2.655.000 m^3, tra le isobate di 5 e 30 m su un'area di 1.596.800 m^2, e prodotto un deposito di 1.813.500 m^3, tra le isobate di 30 e 40 m su un'area di 142.300 m^2.

Tab. 5 Analisi volumetrica dei fondali per fasce batimetriche.

FASCE BATIMETRICHE (in metri)	RILIEVI BATIMETRICI		
	1967 - 1978 (in m^3)	1978 - 1986 (in m^3)	1986 - 1996 (in m^3)
0 - 5	119.632	16.564	59.509
5 - 10	-382.357	170.701	-1.842.331
10 - 15	858.896	-1.101.227	-150.307
15 - 30	-1.141.871	2.508.742	-661.963
30 - 40	-2.124.233	255.521	1.813.497
40 - 50	826.994	596.319	-2.164.417
50 - 60	-239.264	137.178	-229.693
TOTALE	-2.082.204	2.583.799	-3.175.705

La Tabella 5 rivela inoltre che tutto il fondale, sino all'isobata di 60 m, subisce modificazioni e, in particolare, risultano attualmente interessate da costanti variazioni volumetriche le fasce batimetriche comprese tra le isobate 5 e 10 m e tra 40 e 50 m. In linea di larga massima si può dedurre che nell'arco di 29 anni si è verificata, sulla spiaggia sottomarina, una sottrazione volumetrica complessiva netta di 2.674.000 m^3, da cui si evince un'erosione media del fondale pari a 92.200 m^3/anno. In base ai dati emersi dallo studio morfologico del bacino del T. Teiro, se alla stima di un apporto solido me-

dio annuo di 77.900 t/anno è sottratta la frazione < 0.031 mm calcolata in 14.000 t/anno, in quanto facilmente allontanata dalle correnti da moto ondoso, si ottiene un apporto solido medio annuo di 63.900 t/anno (pari a 53.250 m^3/anno), in grado di produrre un efficace ripascimento. Pertanto, rispetto all'erosione media annua precedentemente valutata in 92.200 m^3/anno, il bilancio sedimentario risulta negativo, con un deficit medio di 38.950 m^3/anno.

Queste risultanze, emerse dalle variazioni batimetriche della spiaggia sottomarina, confermano la presenza di un processo erosivo in atto, già evidenziato dallo studio delle variazioni della linea di riva, precisandone però le modalità, non solo come fenomeno di asporto e sottrazione di materiale, ma anche come mobilizzazione e trasferimento di frazioni granulometriche da batimetrie prossimali alla riva a batimetrie più distali.

3. CARATTERISTICHE TESS1TURALI E DINAMICA SEDIMENTARIA

I tenori in carbonati dei 153 campioni prelevati sulla spiaggia sottomarina mettono in evidenza un campo di variabilità compreso tra un minimo del 3 % ed un massimo del 22 % (Fig. 5).

La modesta presenza di frazione carbonatica nel sedimento conferma le caratteristiche composizionali delle rocce presenti nel bacino del T. Teiro, in cui risultano prevalenti le ofioliti e scarsi i litotipi carbonatici.

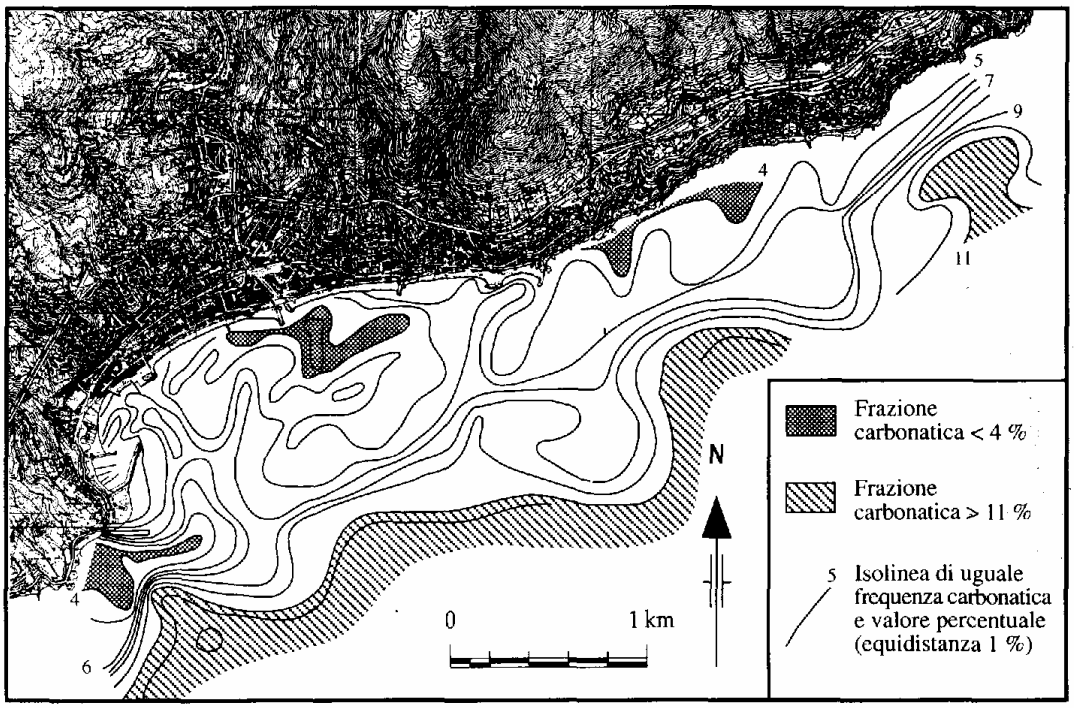


Fig. 5 - Distribuzione della frazione carbonatica.

Utilizzando per ogni campione il valore del granulo medio, determinato come *mean size* da McCammon (1962), ne è stato tracciato l'andamento distributivo (Fig. 6) che, pur evidenziando una generale tendenza di *slope sorting,* mostra comportamenti differenziati nell'area interessata dall'insediamento portuale e nella zona antistante lò svincolo autostradale. Infatti, nella zone a N ed a S del porto, tra la sabbia fine della fascia batimetrica costiera (0 - 10 m) e la sabbia molto fine della fascia batimetrica superiore a 20 m disposte parallelamente alla riva, si interpongono sabbie da medie a molto grosse. Parimenti, nella zona E della spiaggia sottomarina antistante lo svincolo autostradale, una lingua di sabbia molto fine si allunga verso mare, spingendosi dalla batimetrica di 40 m verso il largo, all'interno di un'area caratterizzata da depositi di silt grosso e di silt medio. Tale distribuzione rivela quindi, per le aree più prossimali, un'influenza diretta nella mobilizzazione e sedimentazione delle correnti da moto ondoso e ne individua mediamente, nella fascia compresa tra 35 e 40 m, il suo limite di separazione verso mare con i depositi influenzati dallo *slope sorting.*

La frazione più fine (< 0,063 mm) è presente con concentrazioni > 40 % solo oltre la batimetrica di 28 m, mentre i più bassi tenori (< 5 %) sono presenti in prossimità della costa, confermando l'esistenza di fenomeni di trasporto verso il largo.

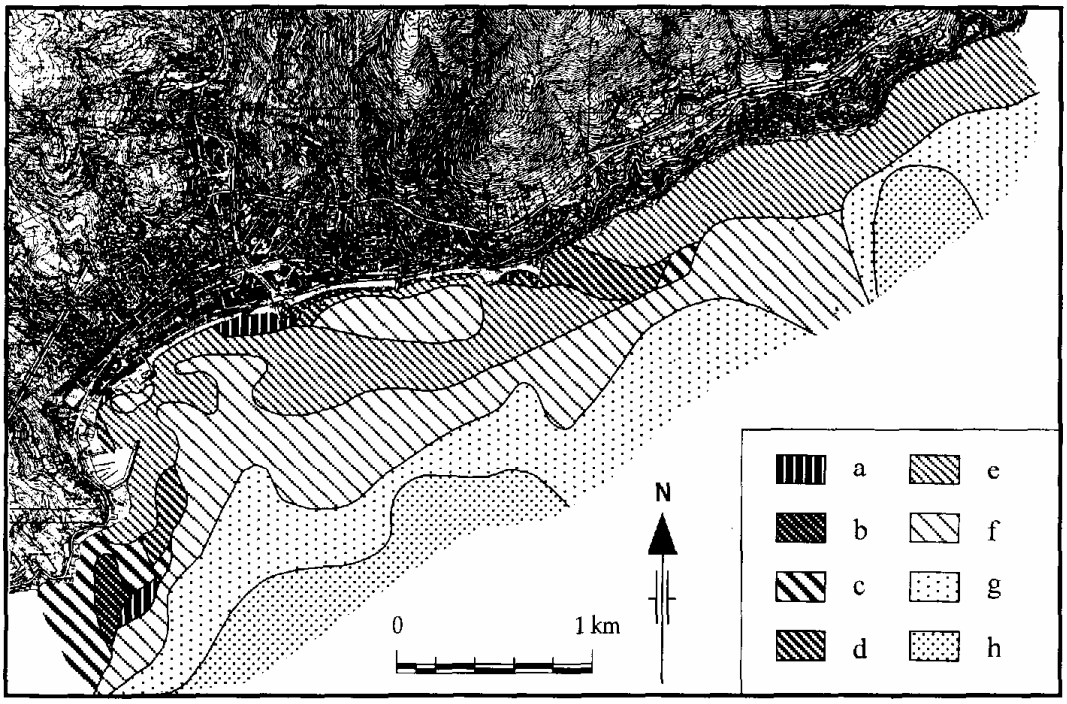


Fig. 6 - Distribuzione del granulo medio del sedimento (scala di Udden-Wentworth).
In legenda: a) ciottoli, ghiaia e granuli; b) sabbia molto grossa; c) sabbia grossa; d) sabbia media; e) sabbia fine; f) sabbia molto fine; g) silt grosso; h) silt medio.

I diagrammi di Doeglas (1946) e di Visher (1969) della percentuale cumulata in ordinate di probabilità e delle dimensioni in scala logaritmica in ascisse permettono di

evidenziare la presenza di punti di troncatura verso la dimensione di 0,1 mm, nei cam- , pioni prelevati al di là dell'isobata di 20 m, e verso le dimensioni tra 0,5 ed 1 mm, in quelli della fascia prossimale alla riva. L'insieme dei campioni che rivelano la presenza dei precitati punti di troncatura rappresenta complessivamente il 10 % del totale ed indica una mobilizzazione del materiale per rotolamento, mentre il restante 90 % evidenzia un trasporto per saltazione.

Gli andamenti dei diagrammi di Doeglas e di Visher risultano realmente correlati alle dimensioni in quanto, per i campioni raccolti, i diagrammi di Pearson (1916), Craig (1936) e Leroy (1981), ottenuti sulla base dei momenti matematici che esprimono le curve granulometriche indipendentemente dalle condizioni fisiche deposizionali, rivelano una prevalente distribuzione nell'area di materiale poco selezionato o nella forma indeterminata per curve Pearson di tipo J ed U.

I diagrammi di Shepard (1954) e di Blanpied *et al.* (1979) indicano che questo sedimento risulta caratterizzato dalle due prevalenti subpopolazioni della sabbia più o meno siltosa e del silt più o meno sabbioso. La distribuzione delle varie classi granulometriche in funzione della profondità, evidenzia una tendenza alla diminuzione con la profondità della sabbia fine (0,125 ÷ 0,250 mm) e all'aumento per il silt (< 0,063 mm).

I vari diagrammi sedimentologici, relativi all'andamento con la profondità della deviazione standard, dell'eterometria, dell'eterometria interquartile, dell'indice di posizione, della deviazione interquartile, dell'indice di Trask e dell'asimmetria, rivelano la presenza di un ambiente idrodinamico ad elevata energia che provoca una selezione dei diametri con presenza di una maggior classazione nel sedimento più prossimale alla riva (O ÷ 30 m) rispetto a quello presente oltre la batimetrica dei 30 m.

II diagramma di Passega (1964) mostra una prevalente distribuzione nell'area della sospensione gradata (saltazione) con associato, per i campioni della fascia battimetrica compresa tra la battigia e l'isobata dei 30 m, anche un trasporto per rotolamento e sospensione uniforme.

L'analisi dinamica di Rivière (1977) evidenzia facies sedimentologiche prevalentemente paraboliche (90 %), cioè legate a mobilizzazione per correnti di fondo tipiche di un'evoluzione regressiva correlata alla saltazione, per le frazioni grossolane, ed alla sospensione uniforme, per quelle più fini. Oltre l'isobata dei 60 m i campioni di sedimento rivelano, invece, facies iperboliche (6,5 %) e logaritmiche (1,5 %) che indicano sedimentazione per eccesso di carico da correnti di trasporto.

L'analisi granulometrica e l'analisi dinamica rivelano, quindi, che la mobilizzazione del sedimento di fondo avviene per correnti da moto ondoso e risulta particolarmente significativa soprattutto nella fascia compresa tra la battigia e l'isobata dei 30 m. La correlazione con i risultati ottenuti dall'analisi morfobatimetrica permette di specificare che questa fascia risulta caratterizzata da un ambiente dinamico dominato da correnti da moto ondoso in grado non solo di trasferire il sedimento lungo riva, ma anche di asportare le frazioni più fini verso il largo, oltre l'isobata dei 30 m, dove avviene la loro deposizione.

In particolare, per discriminare quali subpopolazioni vengano mobilizzate e trasportate dalla descritta dinamica, è stata svolta l'analisi modale della distribuzione granulometrica dei sedimenti, secondo le indicazioni metodologiche descritte da Cortemiglia (1978, 1986 e 1991), che ha consentito di individuare quattro subpopolazioni:

subpopolazione 1 = 0,003 ÷ 0,124 mm (silt e sabbia molto fine)
subpopolazione 2 = 0,126 ÷ 0,235 mm (sabbia fine)
subpopolazione 3 = 0,352 ÷ 0,942 mm (sabbia media e grossa)
subpopolazione 4 = 1,053 ÷191 mm (sabbia molto grossa, granuli, ghiaia e ciottoli)

Tenendo conto delle frequenze delle singole mode si ricava la seguente formula modale media:

(0,096) 47,78 % + (0,201) 29,43 % + (0,579) 9,83 % + (96) 12,94 %

dalla quale si può stimare che la frazione granulometrica modale quantitativamente più importante (47,78 %) risulta quella della subpopolazione 1 (silt e sabbia molto fine) e, in subordine (29,43 %), quella della subpopolazione 2 (sabbia fine). Le subpopolazioni 3 e 4 sono quindi da considerarsi attualmente piuttosto legate a mobilizzazioni locali e selettive, ma non importanti ai fini della deriva litoranea.

Utilizzando pertanto i risultati dell'analisi modale sono state tracciate le curve di isodensità modale relative a ciascuna delle quattro subpopolazioni ricavandone, conseguentemente, l'andamento degli assi di transito principali e secondari lungo i quali ciascuna subpopolazione trasferisce la propria frazione granulometrica modale. Le Figure 7, 8, 9 e 10 riportano, per ciascuna delle subpopolazioni, l'andamento delle relative curve di isodensità modale sulla base delle quali sono stati ricavati e tracciati gli assi principali e secondari del loro transito sedimentario.

Appare quindi evidente come le subpopolazioni 1 e 2 (Figg. 7 e 8) presentino una dinamica che interessa tutto lo sviluppo della spiaggia sottomarina, mentre la subpopolazione 4 (Fig. 10) mostri la sua più importante azione a ridosso della battigia e la subpopolazione 3 (Fig. 9) risulti localizzata solo in specifiche aree.

In particolare la Figura 7 evidenzia come nella zona a W della foce del T. Teiro il silt e la sabbia molto fine vengano trasferiti per correnti di risucchio (*rip current*) dalla spiaggia verso il largo in direzione SE, superando l'isobata di 30 m ed andando a distribuire il materiale a ventaglio sulla fascia batimetrica distale (> 30 m). Inoltre, da questa stessa area, il silt e la sabbia molto fine vengono trasferiti verso E da una corrente lungo riva (*longshore current*) che, dopo aver ricevuto apporti dal litorale, si dirige verso levante al di là della batimetrica di 30 m, allontanando così questa frazione modale dal paraggio di Varazze; di minore importanza possono considerarsi gli assi secondari che questa subpopolazione presenta all'altezza dell'area portuale.

La mobilizzazione della sabbia fine, rappresentata dalla subpopolazione 2, secondo gli assi di transito indicati sulla Figura 8, risulta chiaramente confinata all'interno della fascia batimetrica prossimale (0-30 m). Tale trasporto si configura principalmente come un'importante corrente lungo riva che trasferisce la sabbia fine dalle spiagge site a W e ad E della foce del T. Teiro verso levante al di là di Punta della Mola.

Un altro analogo importante transito risulta essere rappresentato da una corrente di risucchio che allontana la sabbia fine verso il largo dalla spiaggia sita a N del porto, contribuendo, così, alla formazione dell'area sabbiosa evidenziata in Figura 6 a S della radice del molo di sopraflutto del porto.

Gli assi di transito ricavati per la frazione modale relativa alla sabbia media e grossa (subpopolazione 3), riportati sulla Figura 9, evidenziano come la dinamica di questa subpopolazione sia piuttosto localizzata, nella zona a S del porto mentre, nel

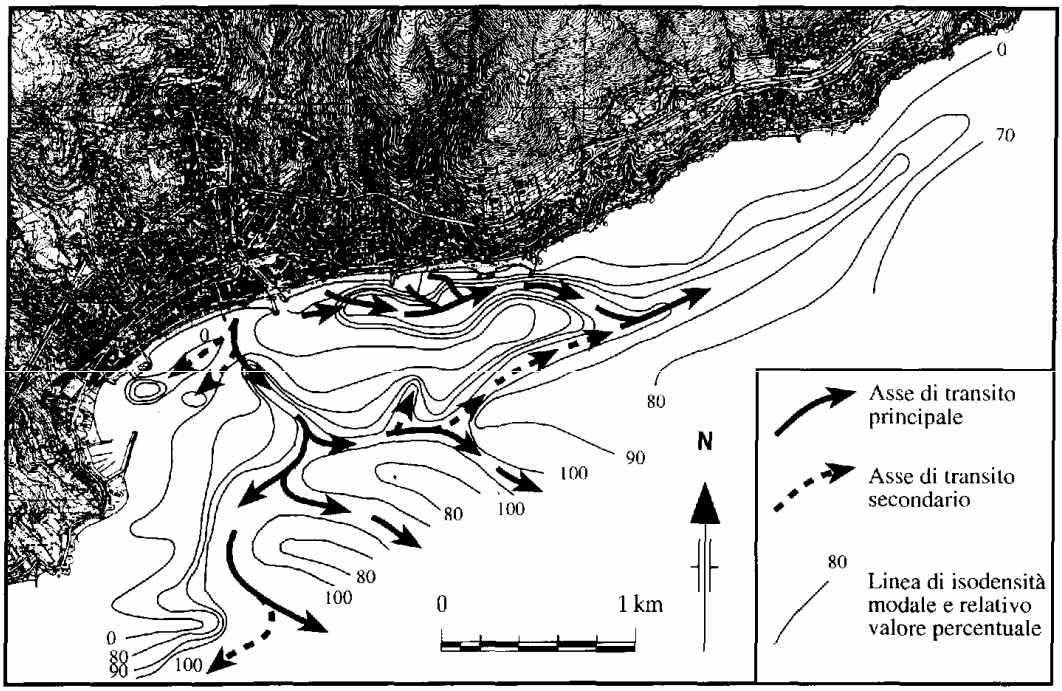


Fig. 7 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 1.

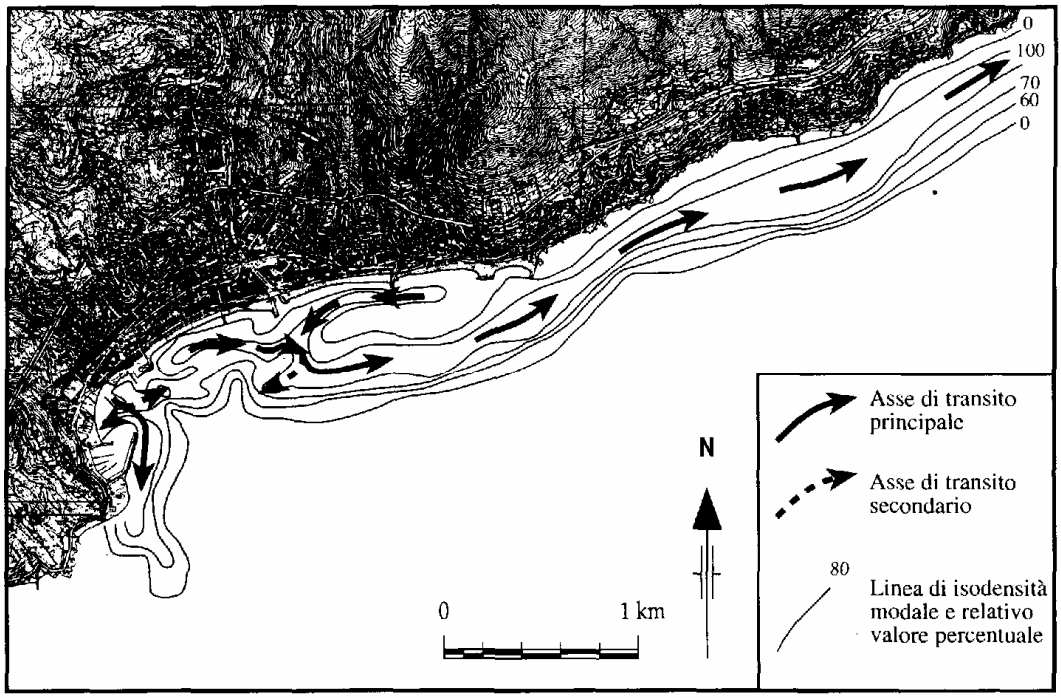


Fig. 8 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 2.

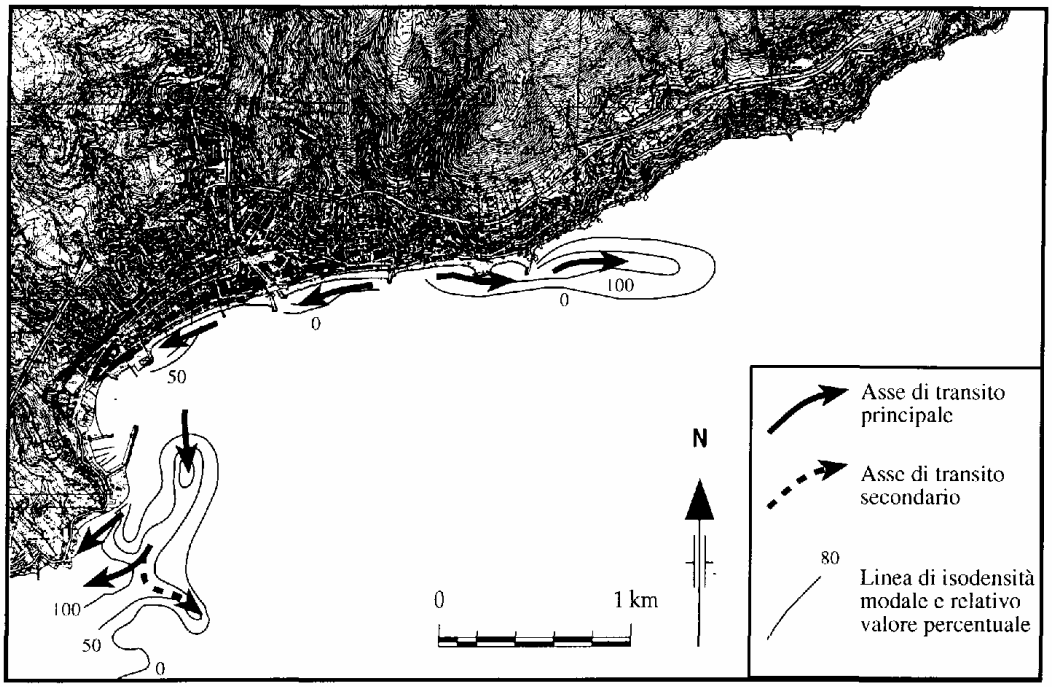


Fig. 9 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 3.

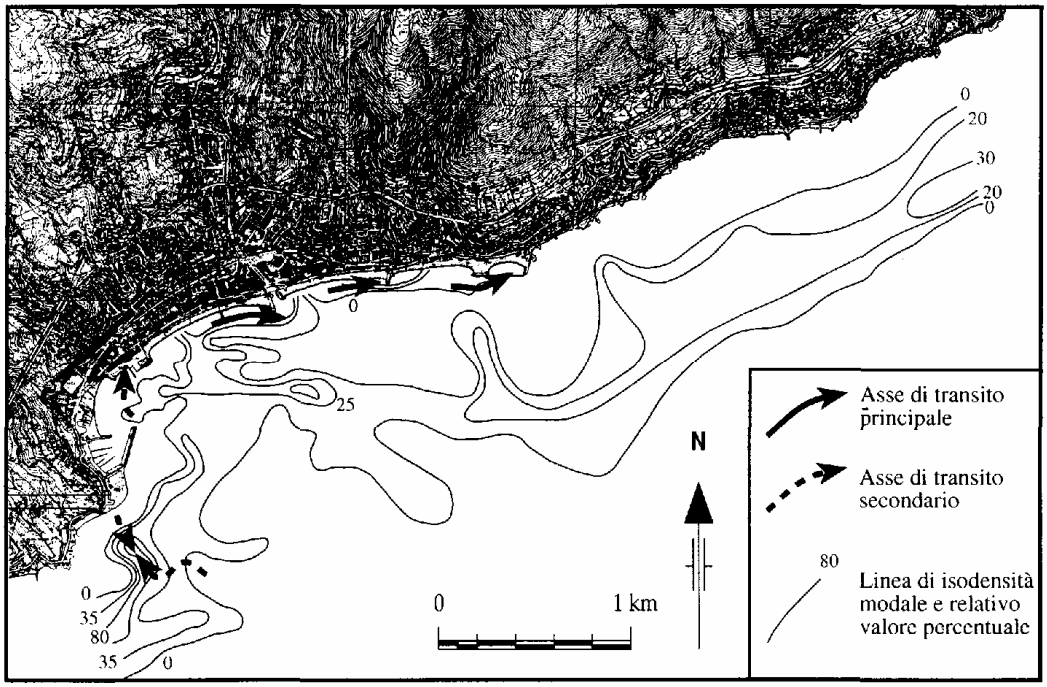


Fig. 10 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 4.

tratto di spiaggia ad E della foce del T. Teiro, rappresenti una vera e propria deriva litoranea dipendente da correnti lungo riva.

La subpopolazione 4, come mostra la Figura 10, è trasportata a ridosso della battigia e per getto di riva verso E lungo tutto il litorale formando modeste barre.

4. CONCLUSIONI

La conoscenza delle caratteristiche idrodinamiche ha consentito non solo di determinare le condizioni e le modalità dell'erosione che condiziona il bilancio sedimentario del paraggio, ma anche di ipotizzare l'effettuazione di ripascimenti, con versamento di materiali di dimensioni idonee da eseguirsi a mare nella zona ad E della foce del T. Teiro, come possibile rimedio. Tali ripascimenti consentiranno di fornire materiali tali da costituire un fondale sufficientemente grossolano da resistere alla mobilizzazione operata dalle correnti di risucchio.

BIBLIOGRAFIA

Ascari M., Baccino L. & Sanguineti G. 1937. Le spiagge della Riviera Ligure (Ricerche sulle variazioni delle spiagge italiane). *Cons. Naz. Rie. Com. Geogr. Ing.,* 312 pp.

Blanpied C., Burollet P.F., Clairefond P., Shimi M. 1979. Sédiments actuels et holocènes. *Geologie Méditerranéenne,* VI, 1: 61-82.

C.E.R.C. 1984. Coastal Engineering Rsearch Center: Shore Protection Manual. U.S. Army Corps of Engineers, Washington D.C., voll. I e II, 401 pp..

Corradi N., Piccazzo M., Tucci S., Ferrari M., Cavallo C. & Rosso F. 1994. Evoluzione delle spiagge nel tratto di costa compreso tra Varazze e Veltri (Liguria occidentale). *Il Quaternario,* 7, I: 515-522.

Cortemiglia G.C. 1978. Le modificazioni dell'assetto strutturale del litorale di Lavagna quale fattore erosivo della spiaggia. *Mem. Soc. Geol. It.,* 19: 369-380.

Cortemiglia G.C. 1986. Dinamica dei sedimenti alla foce del Coriglianeto (Golfo di Tarante). Atti del Convegno "Evoluzione Litorali Problematiche Golfo Taranto", ENEA: 117-160.

Cortemiglia G.C. 1989. Determinazione delle caratteristiche granulometriche dei depositi alluvionali dell'Entella valutate con il tracciamento della curva dei centili. *Mem. Acc. Lun. Sci. G. Cappelli,* LVII-LVIII: 123-133.

Cortemiglia G.C. 1991. Ristrutturazione morfologica per ripascimento della spiaggia di Ronchi (Litorale apuano) quale tecnica di difesa dagli effetti erosivi. *Centro Cult. R. Consani,* mem. 1: 7-58.

Cortemiglia G.C. 1993. L'evoluzione della dinamica litorale sulla spiaggia sommersa di Marinella - Fiumaretta (Litorale Apuano - Toscana) nell'intervallo temporale 1974-1989 ricostruita sulla base dei risultati dell'analisi modale. Atti del Convegno "La Sardegna nel mondo mediterraneo", Pàtron Ed., Bologna: 23-39.

Cortemiglia G.C. 1994. Aspetti generali della morfologia costiera quali basi di riferimento per l'impostazione di una legenda di rilevamento dei relativi morfotipi.

In: Studi geografici in onore di Domenico Ruocco (Citarella F. ed.). Loffredo Editore, Napoli: 117-130.

Craig C.C. 1936. A new exposition and chart for the Pearson System of frequency curves. *Annals Math. Statistics,* 7: 16-28

Doeglas DJ. 1946. Interpretation of the results of mechanical analysis. *Jour. Sed. Petr.,* 16: 19-40.

Leroy S.D. 1981. Grain size and moment measures: a new look at Karl Pearson's ideas on distribution. *Jour. Sed Petr.,* 37, 1: 625-630.

Lupia Palmieri E., Centamore E., Ciccacci S., D'Alessandro L., Del Monte M., Fredi P. & Pugliese F. 1998. Geomorfologia quantitativa e morfodinamica del territorio. abruzzese: II - Il bacino idrografico del Fiume lordino. *Geogr. Fis. Dinam Quat.,* 21: 113-129.

McCammon R.B. 1962. Efficiencies of percentile measures for describing the mean size and sorting of sedimentary particles. *J. Geol,* 70, 4: 453-465.

Passega R. 1964. Grain size representation by CM patterns as a geological tool. *Jour. Sed Petr.,* 34, 4: 830-847.

Pearson K. 1916. Second supplement to a memoir on skew variations. *Phil. Trans. Royal Soc. London,* ser. A, 216: 429-457.

Rivière A. 1977. Méthods granulométriques. Techniques ed interprétation. Masson Editeur, 170pp.

Shepard F.P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay rations. *Jour. Sed Petr.,* 37, 1: 151-158.

Visher G.S. 1969. Grain size distributions depositional processes. *Jour. Sed Petr.,* 39, 3: 1074-1106.

W.M.O. 1988. World Meteorological Organisation - Guide to wave analysis and forecasting. Secretariat of the W.M.O., Geneve, Switzerland, 201 pp.

Wentworth C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Jour. Geology,* 30: 377-392.

Lavoro presentato al XIII Congresso A.I.O.L, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998