



RUOLO DEI FATTORI OCEANOGRAFICI E DELLA SOSTANZA ORGANICA DISCIOLTA E PARTICELLATA NELLA FORMAZIONE DELLE MUCILLAGINI NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE ED EFFETTI SUL BENTHOS E SULLA MITILICOLTURA IN SOSPENSIONE

Tratto da: GIANI M. Ruolo della sostanza organica disciolta e particellata: 51-88; GIOVANARDI O. Interazione tra mucillagini e popolamenti: 187-207; in AA.VV., Sintesi progetto MAT (programma di monitoraggio e studio sui processi di formazione delle Mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno), 2003, Relazione Icram – Ministero dell'Ambiente: 266 pp.

La sostanza organica particellata sebbene costituisca solo il 3% circa della sostanza organica presente negli oceani, poiché include la componente planctonica vivente, è una frazione estremamente dinamica della sostanza organica presente nell'ambiente marino. La maggior parte della sostanza organica particellata è costituita da una frazione detritica che comprende gli organismi morti, il materiale fecale ed aggregati organici di vario tipo. Nelle aree dove c'è una intensa produzione primaria come le aree costiere dell'Adriatico settentrionale l'incidenza del carbonio organico particellato può arrivare al 16-17 % del carbonio organico totale presente nell'acqua marina. La sostanza organica particellata presenta un *continuum* nella distribuzione dimensionale delle particelle, speciali tipi di aggregati però ricadono in classi dimensionali distinte che spesso riflettono la loro origine, la loro rilevanza e destino. Operativamente si possono distinguere tre classi dimensionali: aggregati macroscopici > 500 µm, aggregati microscopici 1-500 µm e particelle submicrometriche, < 1 µm; le abbondanze delle più piccole microparticelle e dei più grandi aggregati variano da < 1 a >10⁸ L⁻¹ e sono inversamente correlati alla dimensione. Le particelle organiche e gli aggregati occupano un *range* dimensionale che va dai decimi di micron ai metri con una variazione superiore a 6 ordini di grandezza.

La frazione colloidale è una frazione che ricade nel *range* dimensionale tra 10⁻³ e 1 µm ma costituisce una vera e propria fase differente da quella disciolta e da quella particellata. Un colloide acquatico è ogni costituente che fornisce un ambiente molecolare nel quale e sul quale le sostanze chimiche possono fuoriuscire dalla soluzione acquosa ed il cui movimento non è significativamente influenzato dalla sedimentazione gravitazionale. L'aggregazione di colloidali è stata identificata come un importante meccanismo nel trasferire carbonio organico verso la parte superiore dello spettro dimensionale per formare microaggregati che poi possono coalescere per produrre macroaggregati. Recentemente è stato anche evidenziato che vi possono essere transizioni dalla fase disciolta a quella particellata. La frazione realmente disciolta comprende le molecole con peso molecolare minore di 1000 dalton aventi dimensioni dell'ordine dei nanometri o inferiori. Nel fornire un quadro sulla distribuzione della sostanza organica ci basiamo su una distinzione operativa tra sostanza organica disciolta e particellata basata sulla separazione delle due frazioni mediante filtrazione su filtri in fibra di vetro di circa 0,7 µm di porosità. Tale distinzione non consente di distinguere la frazione colloidale e le particelle submicrometriche inferiori a 0,7 µm ed il limite per la raccolta delle particelle è che siano di dimensioni tali ed in concentrazioni tali per cui possano essere campionate con bottiglie di tipo Niskin. Vengono qui riassunti i principali risultati ottenuti dalle osservazioni ed analisi sulla distribuzione spaziale e variabilità temporale della sostanza organica effettuate nelle crociere oceanografiche condotte nell'Adriatico settentrionale dal giugno 1999 al luglio 2002. Sono state considerate le osservazioni subacquee e da telerilevamento degli aggregati visibili, le misure di particelle esopolimeriche trasparenti, delle concentrazioni di carbonio organico disciolto e particellato, di azoto particellato, di azoto e fosforo organico disciolto, di carboidrati disciolti e particellati. Le variabili che sono state prese in considerazione sono: carbonio organico ed azoto particellato (POC e TPN), carbonio organico disciolto (DOC), azoto organico disciolto (DON) e fosforo organico disciolto (DOP), carboidrati disciolti e particellati (DCHO e PCHO), particelle trasparenti esopolimeriche (TEP) e clorofilla. Si riportano i metodi sviluppati nel progetto per l'osservazione degli aggregati gelatinosi visibili. Le osservazioni degli aggregati visibili sono state eseguite con videocamere subacquee dotate di una scala centimetrica di riferimento. La classificazione degli aggregati gelatinosi pelagici o mucillagini pelagiche è stata decisa dopo una serie di riunioni tra le Unità Operative partecipanti al progetto MAT che avevano effettuato osservazioni periodiche dirette o con videocamere di



aggregati. Sono state definite le tipologie di aggregati riportate nella tabella 1, basate sulle differenze morfologiche macroscopiche, partendo dalle definizioni di Stachowitsch (in: Stachowitsch, M., Fanuko

Valore	Tipologia di aggregato
0	Assenti
1	Fiocchi (<i>flocs</i>): aggregati di piccole dimensioni, lunghi da 0.5 mm a circa 1 cm.
2	Macrofiocchi (<i>macroflocs</i>): aggregati con forma subsferica, irregolare, generalmente biancastra delle dimensioni di 1-5cm.
3	Filamenti (<i>stringers, threads</i>): aggregati di forma allungata che presentano dimensioni da 2 a 25 cm circa. Lo spessore è dell'ordine di alcuni millimetri. Si presentano tipicamente nella forma a cometa , cioè consistono di una "testa" a forma sferica allungata od ovale e di una "coda" allungata.
4	Nastri (<i>ribbons</i>): aggregati di forma allungata con spessore dell'ordine dei centimetri, che possono essere lunghi da alcune decine di centimetri fino ad oltre un metro; possono presentarsi anche come festoni che si estendono orizzontalmente.
5	Ragnatele (<i>cobweb</i>): aggregati, in genere di colore bianco, formati da filamenti intrecciati che possono arrivare a dimensioni dell'ordine del metro estendendosi orizzontalmente su ampie aree.
6	Nubi (<i>clouds</i>): aggregati di grandi dimensioni tipicamente da 0.5 a 3-4 m. Possono affondare o risalire nella colonna d'acqua grazie alle bollicine di gas incorporati negli aggregati. Possono presentarsi in forma compatta allungata con una "testa" ed una o più "code" (di apparenza spettrale, <i>ghost-like</i>).
7	Falso fondo (<i>false benthos</i>): filamenti e macrofiocchi, in genere di colore biancastro, tendono a disporsi talvolta in uno strato ben definito in corrispondenza del picnoclino subsuperficiale formando una specie di orizzonte con spessore che va da alcuni millimetri ad alcune decine di centimetri in genere molto esteso. I filamenti o i macrofiocchi sono molto densi ma meno compatti rispetto allo strato cremoso superficiale.
8	Coltre o lenzuolo (<i>blanket</i>): strato di aggregati gelatinosi che copre in modo uniforme rocce ed organismi sessili
9	Strato cremoso superficiale (<i>creamy surface layer</i>): strato superficiale di filamenti o fiocchi liberi disposti all'interfaccia acqua-aria, di consistenza cremosa spesso fino a 15 cm di colore biancastro quando è di recente formazione. Lo strato cremoso non è propriamente galleggiante sulla superficie ma è piuttosto disposto al di sotto dell'interfaccia acqua-aria.
10	Strato gelatinoso superficiale (<i>gelatinous surface layer</i>): strato molto consistente e di aspetto spugnoso, galleggiante sulla superficie marina. Gli strati tendono ad essere prevalentemente di colore giallastro o marrone piuttosto che biancastri. Tali strati tendono a disporsi in bande larghe fino a 100 m e lunghe anche diverse decine di chilometri.

Tab. 1 - Scala numerica per la definizione degli aggregati visibili.

N., Richter M. - 1990. *Mucus aggregates in the Adriatic sea: an overview of stages and occurrences*. *Mar. Ecol.*, 11 (4): 327-350. È stata inoltre definita una scala semiquantitativa da 0 a 5 per indicare la concentrazione degli aggregati di dimensioni inferiori a 25 cm (fiocchi, macrofiocchi e filamenti) sulla base della distanza media tra i vari tipi di aggregati (Tab. 2). La traduzione in scale numeriche di tali informazioni adottata successivamente agli incontri MAT da varie Istituzioni ha reso possibile la rappresentazione grafica delle variazioni temporali e spaziali degli aggregati e correlazione di tali informazioni con quelli di altri parametri.

Valore	Definizione	Distanza d (cm)
0	Assenti	
1	molto radi	$d > 20$
2	Radi	$10 < d < 20$
3	mediamente abbondanti	$5 < d < 10$
4	Fitti	$2 < d < 5$
5	molto fitti	$d < 2$

Tab. 2 - Scala qualitativa dell'abbondanza degli aggregati osservati visivamente.

Distribuzione di macroaggregati visibili

Gli aggregati di piccole dimensioni presentano concentrazioni elevate sia nei periodi primaverili che autunnali sulla sezione delta del Po-Rovigno; macrofiocchi e filamenti sono presenti soprattutto nel periodo primaverile/estivo (Fig. 1). Gli aggregati di dimensioni maggiori quali nastri, ragnatele, nubi, falsi fondi sono stati osservati solo tra giugno e luglio/agosto. Nell'estate del 2000 e 2002 la formazione di mucillagini è stata più rilevante portando anche alla formazione di estesi falsi fondi. Nel 1999 non erano presenti aggregati di grandi dimensione ed anche quelli di piccole dimensioni erano poco abbondanti. Nei transetti a sud del Po sono stati osservati nubi, ragnatele e raramente falsi fondi, in misura maggiore sul transetto Cesenatico-Promontore e minore sul transetto Senigallia-Sansego. In quest'ultimo transetto in particolare si è evidenziato che il maggior numero di aggregati di grandi dimensioni si osservava verso la fascia costiera occidentale od orientale, mentre erano generalmente assenti al centro del transetto. La maggior formazione di aggregati lungo la sezione

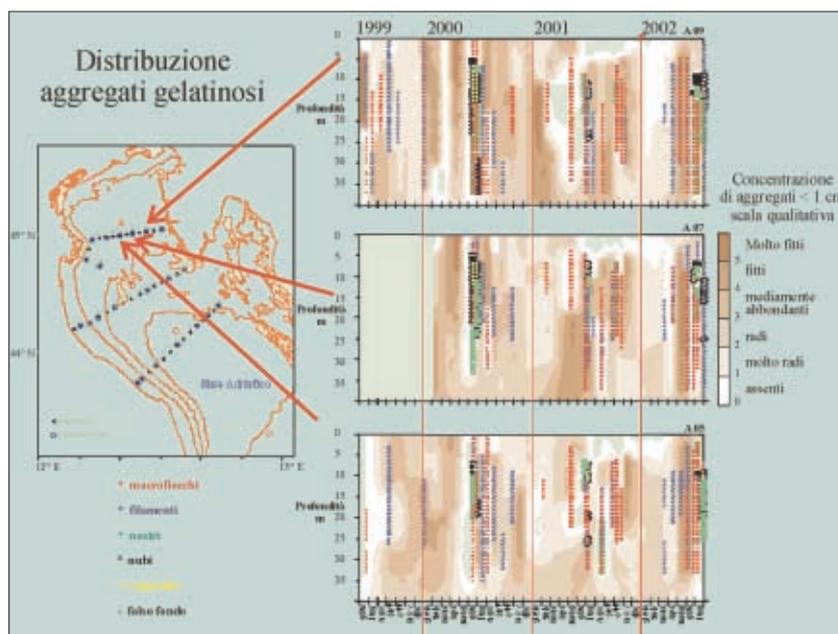


Fig. 1 - Variazioni mensili nella distribuzione degli aggregati visibili, rilevati mediante telecamer a subacquea sul transetto delta del Po – Rovigno (transetto A) per il periodo giugno 1999 - luglio 2002.

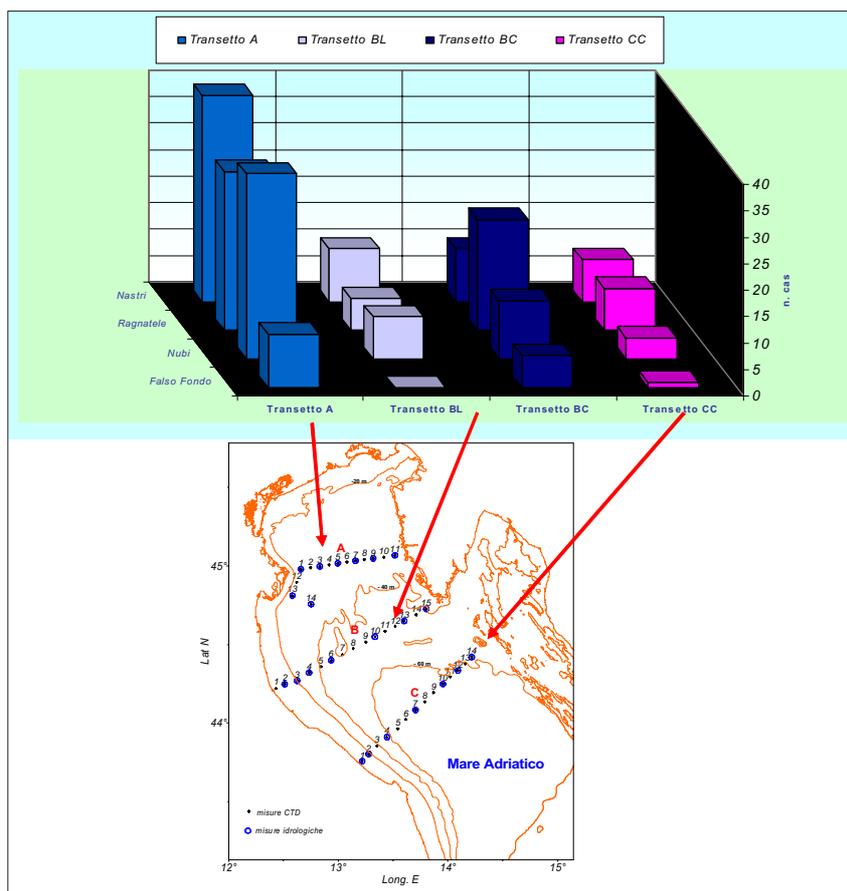


Fig. 2 - Distribuzione degli aggregati visibili osservati mediante telecamer a subacquea sui transetti A (delta del Po – Rovigno), BL (Cesenatico-Promontore), CC (Senigallia-Sansego) e Bc (Cesenatico-Promontore, stazioni 1-6) dal giugno 1999 al luglio 2002.

delta Po-Rovigno, rispetto alle sezioni Cesenatico-Promontore e Senigallia-Sansego è evidenziata nella figura 2. Vi sono naturalmente notevoli differenze tra i tre transetti infatti il maggior numero di casi, nel periodo giugno 1999 - giugno 2002, è stato osservato nel transetto delta del Po-Rovigno mentre un numero significativamente inferiore di casi è stato osservato sulle sezioni Cesenatico-Promontore e Senigallia-Sansego (Fig. 2). L'intensificazione temporale delle osservazioni sulla



direttrice Cesenatico-Promontore, fino a 25 miglia dalla costa ha permesso di individuare la formazione sia di ragnatele che di falsi fondi, mettendo in evidenza l'importanza di una osservazione su scala quindicinale od inferiore per seguire la dinamica di tali processi.

Oltre alla distribuzione areale è importante evidenziare anche la dinamica di formazione degli aggregati nel corso degli eventi massivi che hanno interessato il periodo di studio. Durante l'estate del 1999 non si è verificata la formazione di mucillagini, mentre nel 2000 e soprattutto nel 2002, il processo di formazione ha interessato aree molto estese dell'Adriatico. Nel 2000 gli aggregati si sono formati dapprima lungo le coste dalmate ed istriane e, successivamente, nel bacino nord adriatico ed al largo delle coste emiliano-romagnole (Fig. 3a). Gli accumuli di aggregati sulla plume del Po nel giugno del 2000 erano rilevabili su un ampio areale anche tramite le immagini nel visibile del satellite Landsat-5 (Fig. 4). Erano inoltre presenti falsi fondi ed aggregati subsuperficiali di grandi dimensioni che sono stati effettivamente rilevati nella crociera MAT del giugno 2000, al largo della punta meridionale dell'Istria (Fig. 5). Il processo di formazione massiva è stato interrotto dai venti di Bora che tra il 25 giugno e la terza decade di luglio hanno disperso gli aggregati che si erano formati, rimescolando completamente i primi 20 m della colonna d'acqua. Nel 2001 il processo di formazio-

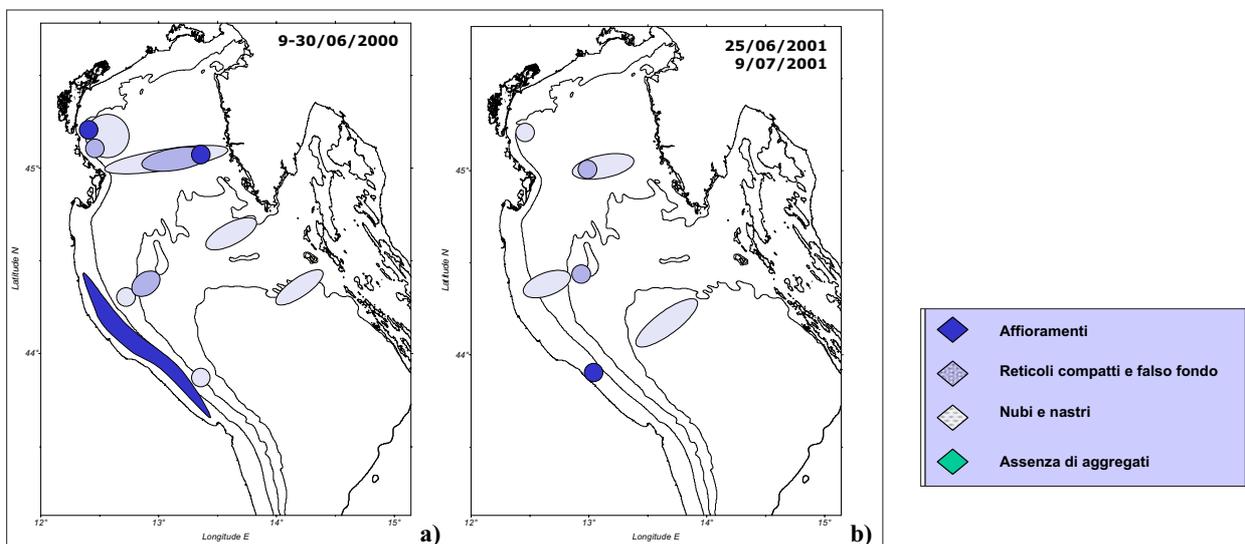


Fig. 3 - Rappresentazione schematica della presenza di aggregati mucilluginosi a) nel giugno 2000, b) tra il 25 giugno ed il 9 luglio 2001.



Fig. 4 - Accumulo di aggregati sul fronte creato dalla plume del Po e visibile nell'immagine Landsat-5 del 21 giugno 2000 (elaborazione Telespazio).

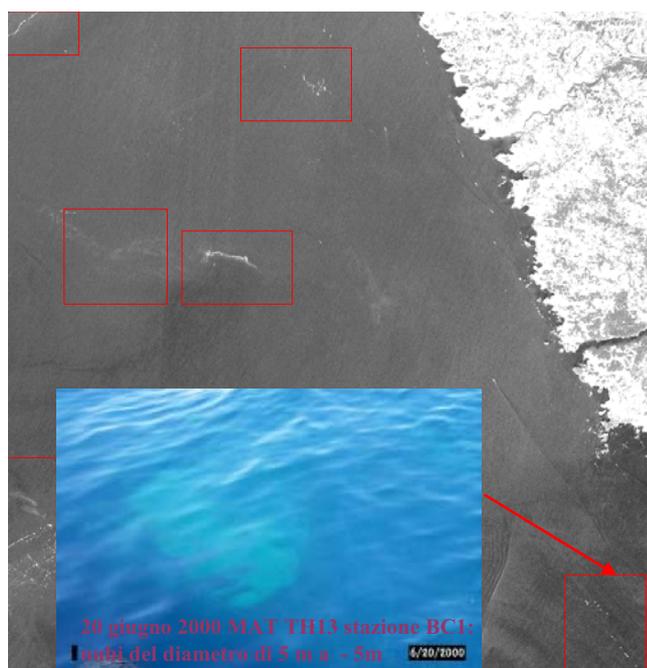


Fig. 5 - Immagine SPOT pancromatica del 21 giugno 2000 (elaborazione Telespazio) in cui è evidenziata la probabile presenza di aggregati subsuperficiali. Immagine di aggregati subsuperficiali di circa 5 m a 5 m di profondità rilevati a Sud della punta meridionale dell'Istria il 20 giugno 2000 nella crociera MAT.

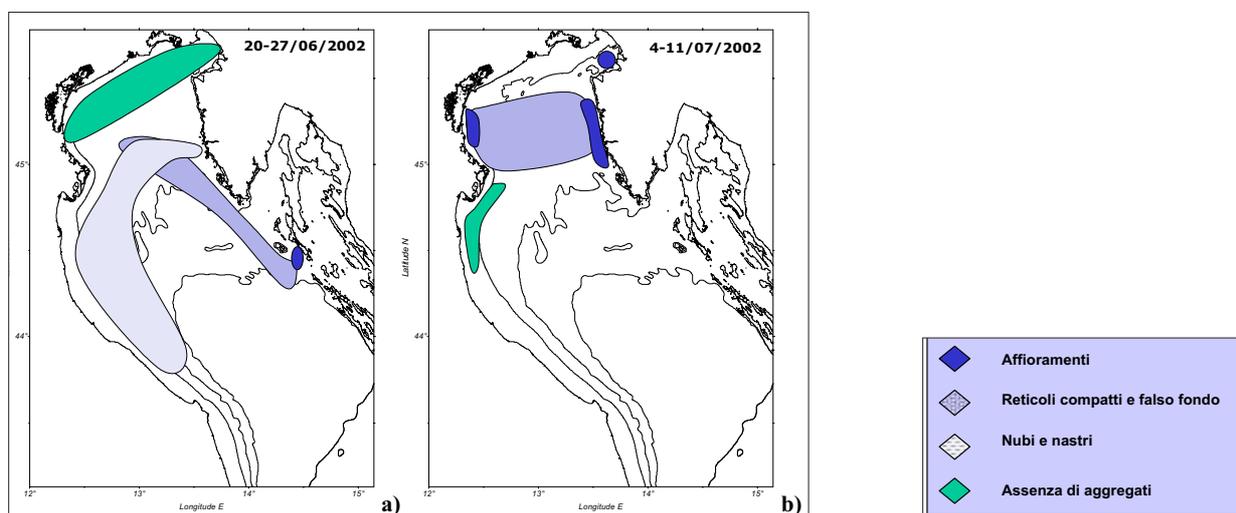


Fig. 6 - Rappresentazione schematica della presenza di aggregati mucilluginosi a) tra il 20 ed il 27 giugno 2002, b) tra il 4 ed il 9 luglio 2002.

ne di aggregati ha interessato solo limitate aree dell'Adriatico per un periodo breve. Nell'ultima decade di giugno 2001 si è verificato un intenso processo di aggregazione che ha portato alla formazione di reticoli e falsi fondi in prevalenza al largo delle coste romagnole e marchigiane, con affioramenti. Nella prima decade di luglio gli aggregati si sono concentrati nelle aree frontali di un vortice presente tra il delta del Po e l'Istria senza interessare le aree più settentrionali (Fig. 3b); le condizioni meteorologiche instabili caratterizzate da forti venti e temporali hanno portato alla dispersione degli aggregati nella seconda e terza decade di luglio. Nel 2002 la formazione delle mucillagini è iniziata in giugno lungo le coste dalmate, poi lungo le coste istriane (Fig. 6a) per arrivare ai primi di luglio al golfo di Trieste ed al litorale veneto (Fig. 6b). Solo dagli inizi di agosto il processo ha interessato le acque dell'Emilia Romagna (Fig 7).

I falsi fondi e gli affioramenti verificatisi nel luglio 2002 erano evidenziabili anche nel visibile tramite il satellite MODIS (Fig. 8). In tale periodo erano presenti falsi fondi che si estendevano su gran parte dell'Adriatico settentrionale a Nord del Po e che erano corrispondenti all'alocline principale a circa 7-8 m di profondità nelle acque centro-occidentali (Fig. 8). Gli aggregati che costituivano i falsi fondi erano evidenzabili anche tramite i comuni ecoscandaglio di bordo (Fig. 9) e affioravano soprattutto nelle ore pomeridiane in seguito al riscaldamento dell'acqua superficiale ed all'espansione dell'ossigeno prodotto dal fitoplancton inglobato negli aggregati. Nel mese di agosto gli affioramenti sono

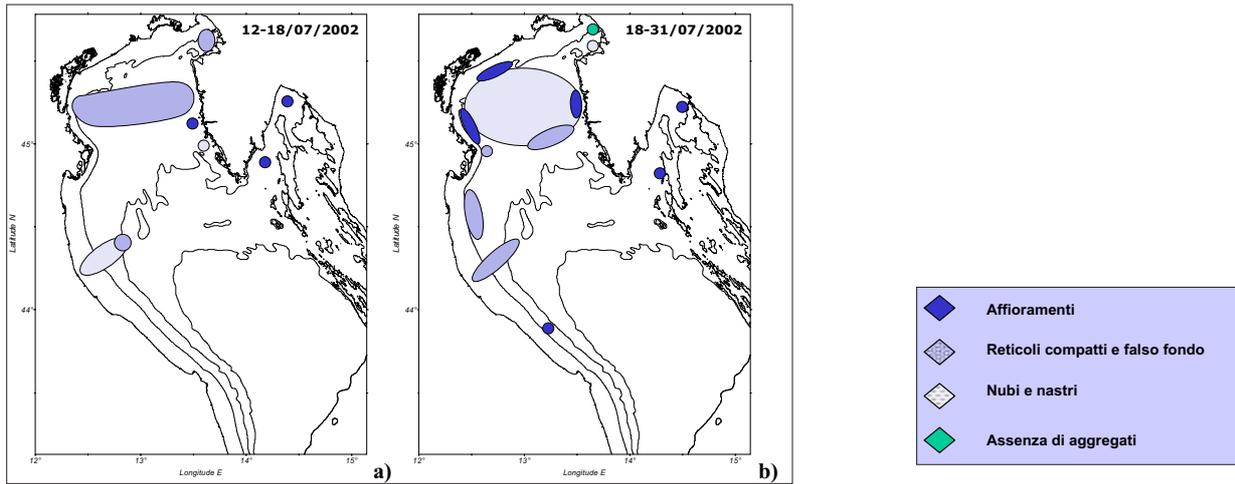


Fig. 7 - Rappresentazione schematica della presenza di aggregati mucillaginosi a) tra il 12 ed il 18 giugno 2002, b) tra il 18 ed il 31 luglio 2002.

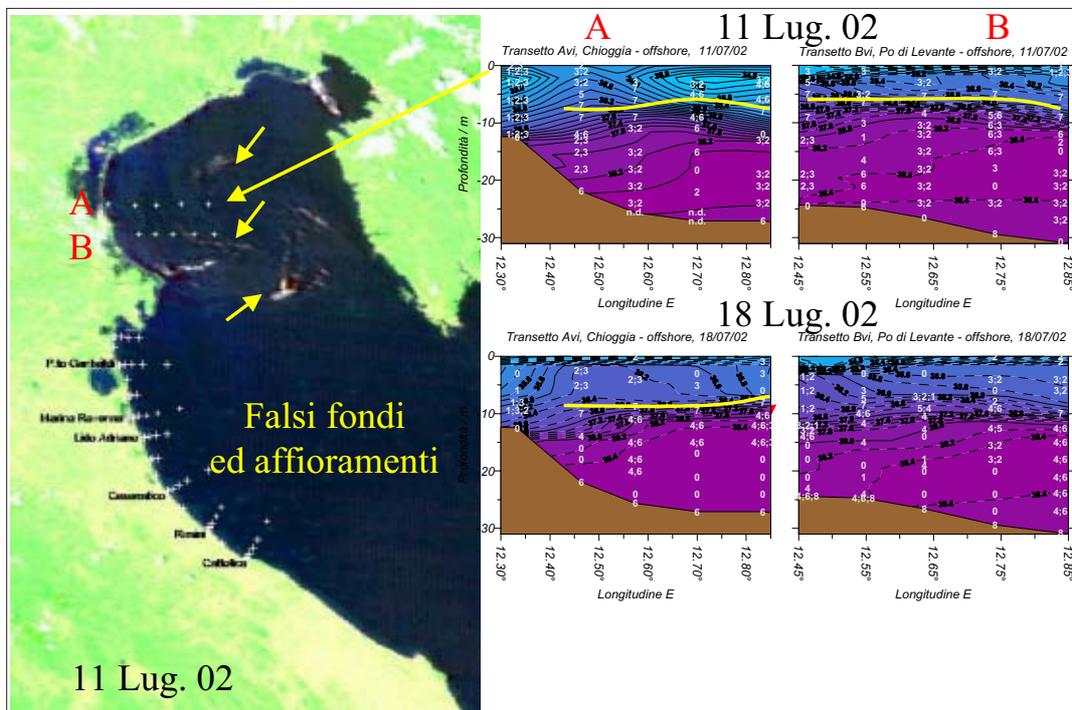


Fig. 8 – Immagine MODIS nel visibile (elaborazione F. Vescovi, ARPASMR Emilia Romagna) del bacino Adriatico dell'11 luglio 2002 in cui sono evidenziati aggregati superficiali o subsuperficiali tra il delta del Po-laguna di Venezia e l'Istria. Le tipologie di aggregati osservate mediante telecamera subacquea l'11 e il 18 luglio 2002 sui tr ansetti A e B dalla costa veneta fino a 15 miglia al largo sono riportate sulle isoaline. In giallo è indicata la presenza di un falso fondo che si estendeva tra stazioni contigue.

avvenuti principalmente a Sud del delta del Po lungo le coste emiliano-romagnole, come evidenziato dalle osservazioni condotte dalla struttura Oceanografica Daphne di Cesenatico e dalle immagini satellitari (Fig. 10). La successione temporale nella comparsa degli aggregati ha seguito sia nel 2000 che nel 2002 la circolazione generale ciclonica (in senso antiorario), fenomeno che si è ripetuto anche in anni precedenti agli eventi del 2000 e 2002 come ad esempio nel 1988 e 1989. I risultati delle osservazioni condotte confermano che il processo di formazione delle mucillagini è esclusivamente pelagico, come già era stato ipotizzato agli inizi degli anni '90. Gli aggregati di grandi dimensioni (>0,25 m) quali nastri, nubi, ragnatele, falsi fondi sono stati osservati soprattutto in corrispondenza di marcati picnoclini dovuti oltre che al gradiente termico anche ad un netto gradiente di salinità (alino). In un numero limitato di situazioni si sono osservati aggregati anche in presenza di deboli gradienti di densità però in questi casi non sono mai stati osservati falsi fondi. Il maggior numero di aggregati è stato osservato nelle acque a bassa salinità (<37) sovrassature di ossigeno, nelle acque ad alta salinità ($\geq 38,3$) sovrassature e nelle acque a salinità intermedie ($37,5 \leq S < 38,3$). In quest'ultimo tipo gli aggregati si trova-

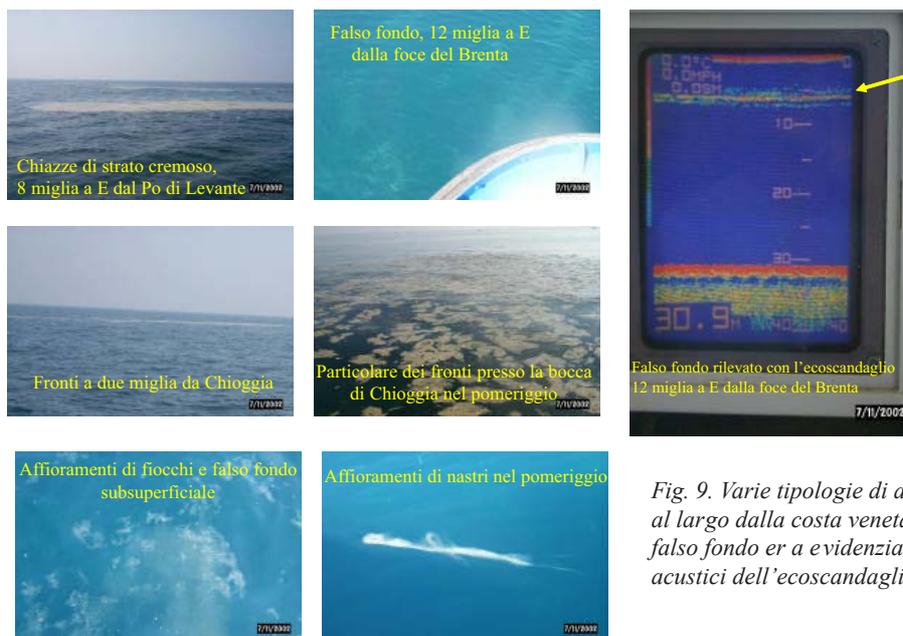


Fig. 9. Varie tipologie di aggregati osservati l'11 luglio 2002 al largo della costa veneta tra il delta del Po e Chioggia. Il falso fondo era evidenziabile anche dal riflesso dei segnali acustici dell'ecoscandaglio.

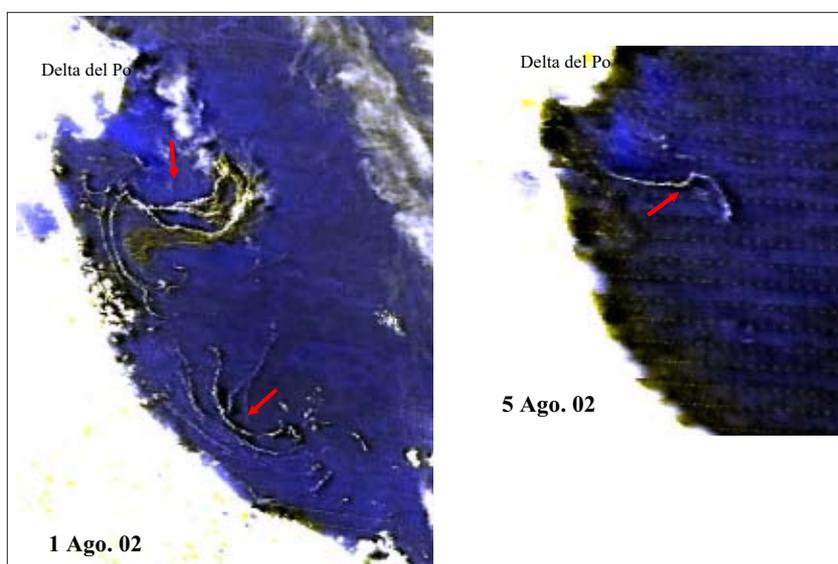


Fig. 10 – Immagini MODIS a 250 m di risoluzione del 1 e 5 agosto 2002 in cui si evidenziano accumuli di mucillagini in corrispondenza dei fronti creati dalle plume del Po. (Elaborazioni F. Vescovi, Servizio Meteorologico ARPA Emilia Romagna).

no sempre in acque sature di ossigeno (Fig. 11). La formazione degli aggregati pertanto sembra avvenire negli strati d'acqua caratterizzati da un'attiva produzione primaria. I falsi fondi si trovano solo nelle acque a bassa salinità, mentre le ragnatele si formano prevalentemente in tali acque e nelle acque a salinità intermedie e raramente in quelle ad alta salinità dove non si è osservata mai la formazione di falsi fondi. Nelle acque sottosature si sono riscontrati solo pochi casi di presenza di aggregati che corrispondono probabilmente alla sedimentazione degli aggregati dagli strati sovrastanti. Nelle acque dense Nord adriatiche gli aggregati erano assenti.

La formazione massiva di aggregati è un processo pelagico che non deriva dai fondali ma si forma nella zona fotica quando c'è un'attiva produzione primaria. Gli aggregati di grandi dimensioni si formano prevalentemente in zone di marcata stratificazione nei fronti tra le acque diluite e quelle ad elevata salinità. Alcune tipologie di aggregati quali le ragnatele, le nubi ed i nastri si possono formare in acque ad elevata salinità accumulandosi anche in corrispondenza di gradienti termoalini non molto marcati mentre la formazione di un falso fondo è determinata da un picnoclino netto e da una marcata variazione di salinità. I tempi di residenza delle acque ed il rimescolamento indotto dai venti del I quadrante condizionano fortemente la durata degli eventi di formazione delle mucillagini, come si è evidenziato chiaramente nel luglio 2000, quando lo spirare di venti di bora rimescolò la colonna d'acqua

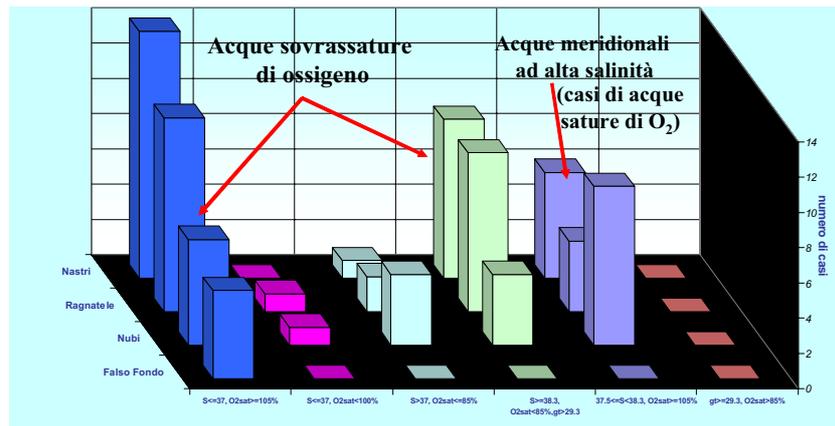


Fig. 11 – Distribuzione del numero di osservazioni di aggregati mucillaginosi visibili alle quote di campionamento per i vari tipi d'acqua nel periodo giugno 1999 – luglio 2002. Si nota che il maggior numero di osservazioni corrisponde con le acque sovrasature di ossigeno disciolto sia diluite che ad alta salinità.

riattivando l'export dal bacino settentrionale e ponendo termine alla formazione di mucillagini. Nel periodo invernale-tardo primaverile del 2002 si sono verificati nelle acque sovrasature a bassa salinità incrementi significativi e ben più elevati che negli anni precedenti di aggregati visibili di piccole dimensioni, delle concentrazioni di carbonio organico particellato e disciolto, di particelle esopolimeriche trasparenti e di carboidrati particellati. Nel 2002 il carbonio organico disciolto ha presentato variazioni con accumuli nel periodo invernale/primaverile che, nelle acque superficiali, sono stati superiori rispetto ad anni precedenti in cui non si erano verificate mucillagini. Le anomalie positive nei minimi invernali di carbonio organico disciolto indicano che gli accumuli interannuali di sostanza organica negli anni in cui si forma la mucillagine non sono molto rilevanti rispetto alle quantità di sostanza organica che viene prodotta su scala stagionale. Sembrano invece essere molto rilevanti i processi di accumulo di sostanza organica disciolta ma soprattutto particellata che si verificano nella preinsorgenza all'evento particolarmente nell'area tra il delta del Po e l'Istria ma anche sulla sezione Cesenatico-Senigallia. La maggior parte della sostanza organica è prodotta e si concentra nello strato superficiale (0-10 m) direttamente sottoposto all'influenza degli apporti del fiume Po ed è questo strato il più rilevante per i processi di aggregazione. Valori elevati del carbonio organico particellato che si rilevano nei periodi autunnali come conseguenza di elevate portate del Po (es. ottobre 2000) non causano accumuli di sostanza organica nel bacino tali da portare a processi di aggregazione poiché la corrente costiera verso Sud è attiva consentendo un efficiente *export* della sostanza organica prodotta dal bacino. Nel periodo estivo i massimi di sostanza organica riscontrati al centro del bacino Nord Adriatico sembrano indicare accumuli dovuti ad un ricircolo e ad una ridotta circolazione. La sostanza organica disciolta presenta elevati rapporti C:N:P che indicano una scarsa degradabilità da parte dei batteri ed il confronto con i rapporti nella mucillagine fanno ipotizzare un probabile ruolo della sostanza organica disciolta, probabilmente della frazione colloidale, nel processo di aggregazione. Gli aggregati concentrano la sostanza organica rispetto all'acqua circostante riducendo la quantità di particellato sospeso e modificando la partizione tra fase disciolta e particellata. Le variazioni delle concentrazioni di carboidrati disciolti non sono tali da indicare che vi sia una iperproduzione di polisaccaridi nei periodi di formazione degli aggregati. L'incidenza dei carboidrati nel carbonio organico sembra essere sempre rilevante nelle acque produttive soggette ad apporti fluviali ma non vi sono chiare indicazioni di variazioni correlate con la formazione degli aggregati. La concentrazione delle particelle trasparenti esopolimeriche fornisce delle importanti indicazioni sui processi che coinvolgono probabilmente particelle submicrometriche e colloidali oltre al particellato sospeso che sembrano essere indicatori migliori del processo di formazione delle mucillagini, soprattutto nelle aree di maggior concentrazione della sostanza organica come il centro della sezione delta del Po-Rovigno. Parametri quali carbonio organico disciolto e particellato e carboidrati disciolti e particellati non possono essere utilizzati da soli quali segnali di *early warning* della formazione di mucillagini. La concentrazione di particelle trasparenti esopolimeriche, i rapporti tra carbonio organico ed azoto nel particellato, e rapporti tra carbonio organico nella fase disciolta ed in quella particellata forniscono indicazioni di un cambiamento delle caratteristiche del particellato/colloidi in particolare nel periodo precedente all'evento del 2002. Non sono utilizzabili da soli come indicatori di formazione di mucillagini ma sono



parametri rilevanti assieme ai carboidrati per seguire la dinamica della sostanza organica. La scala temporale per seguire i processi biologici di formazione della sostanza organica e della sua aggregazione alla luce dei risultati ottenuti è dell'ordine delle settimane, o inferiore, nel periodo di insorgenza del fenomeno (marzo/aprile-maggio/giugno). Complessivamente sembrano rilevanti per il verificarsi dell'accumulo di sostanza particellata nel sistema l'incontro ed il mescolamento delle acque meridionali ad alta salinità con le acque costiere, mentre gli apporti fluviali non sembrano essere determinanti per il verificarsi del fenomeno che è di origine marina e non costiera come evidenziato anche dalle analisi delle frazioni organiche (Urbani, 2003).

Effetti sui popolamenti macrobentonici di substrato incoerente e sui mitili allevati in sospensione

In acque costiere tendenzialmente eutrofiche, come quelle dell'area interessata allo studio, influenzata dagli apporti fluviali dei fiumi Brenta e Adige, particolari condizioni climatiche e idrodinamiche possono condurre all'innescio di processi biologici con elevato consumo d'ossigeno, portando anche a stati di ipossia e anossia. Tra le possibili cause biologiche naturali che possono condurre a stati di ipossia, oppure aggravare situazioni già compromesse, rientra sicuramente l'affondamento degli aggregati mucillaginosi dagli strati subsuperficiali della colonna d'acqua. Le coltri mucillaginose depositate sul fondo possono provocare danni agli individui per soffocamento meccanico, riduzione o eliminazione degli scambi gassosi con gli strati d'acqua sovrastanti e, infine, consumo d'ossigeno nel processo di degradazione. Tale fenomeno può quindi influire sulla struttura e la funzione dei popolamenti bentonici. Osservando gli andamenti temporali della ricchezza specifica e dell'abbondanza numerica delle tre stazioni investigate (Fig. 12 e 13) non vi è nessuna evidenza diretta che i fenomeni di aggregazione mucillaginosa abbiano influenzato in modo negativo la comunità bentonica studiata. La diminuzione della densità registrata nel giugno 2000, mentre il fenomeno era in via di esaurimento, e nell'agosto 2002, a circa due settimane dalla fine dell'evento, potrebbe essere l'unico segnale di modificazione della comunità operato dall'affondamento delle mucillagini (Fig. 13). Il segnale in questione non è però rilevabile dagli indici utilizzati (Fig. 14 e 15) ed è di difficile discernimento dal "rumore di fondo" che caratterizza le comunità peculiari di ambienti instabili come quello studiato. Infatti, le specie più importanti come valori di abbondanza in tutte le stazioni sono specie

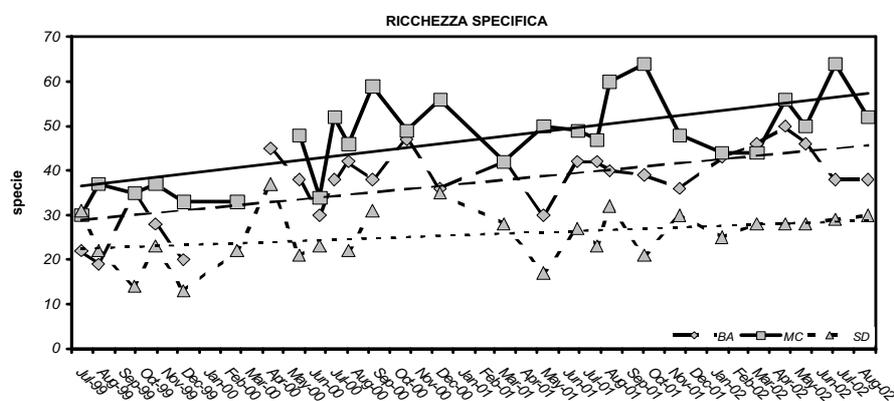


Fig. 12 – Andamento del numero di specie e linee di tendenza.

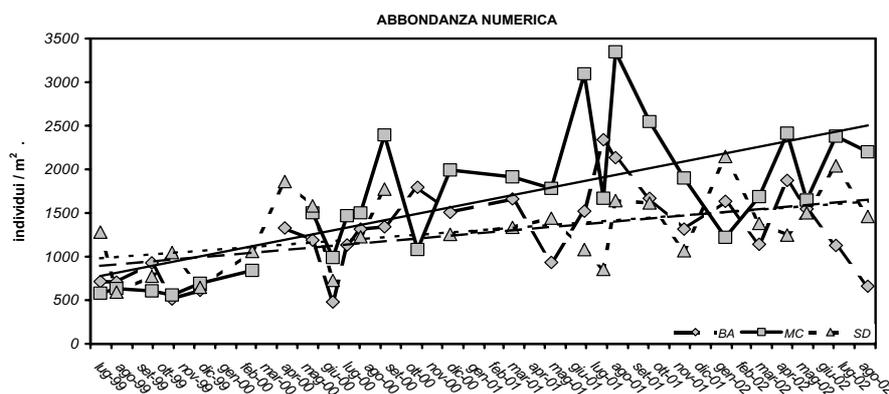


Fig. 13 – Andamento temporale del numero di individui / m² e linee di tendenza.

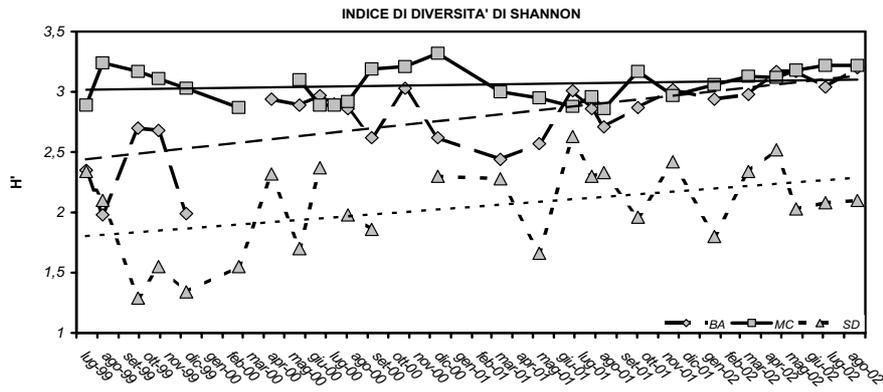


Fig. 14 – Andamento temporale dell'indice di Shannon e linee di tendenza

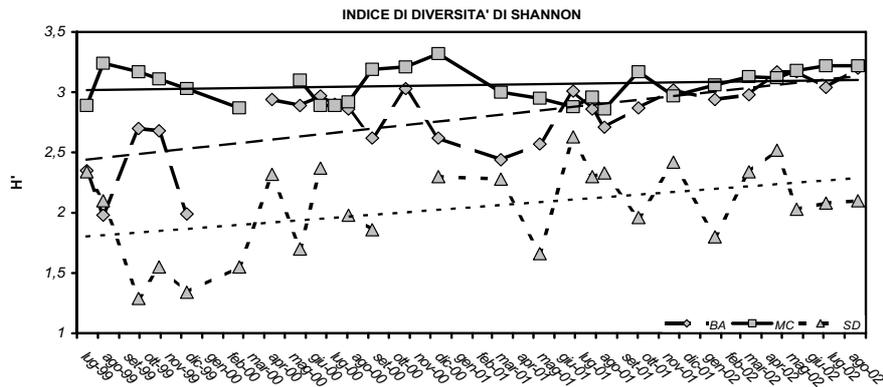


Fig. 15 – Andamento temporale dell'indice di Pielou e linee di tendenza

ad ampia ripartizione ecologica, caratteristiche di ambienti sottoposti ad instabilità sedimentaria ed a elevato carico organico. La diminuzione del numero di individui non è stata selettiva e non ha favorito nessuna delle specie presenti; non si è venuta, quindi, a creare la caratteristica situazione di dominanza che permette di individuare una possibile situazione di stress ambientale. La maggiore strutturazione e la conseguente stabilità della comunità della stazione MC, posta in un campo di coltura di *Mytilus galloprovincialis*, che emerge dai valori degli indici potrebbe essere imputata alla presenza dei filari di mitili. Feci e pseudofeci vanno ad incrementare le risorse disponibili, favorendo la biodiversità con un conseguente aumento della complessità della rete trofica, che si può tradurre, appunto, nella maggiore stabilità della comunità macrobentonica. Al fine di studiare i possibili effetti che gli aggregati mucilluginosi hanno sull'allevamento dei mitili sospesi *off-shore* su *long-line*, è stata seguita una popolazione di *Mytilus galloprovincialis*, determinandone il tasso di crescita, la relazione esistente tra le principali variabili corporee, la "pienezza delle carni" attraverso un pool di indici di condizione. *M. galloprovincialis* al momento attuale è la specie maggiormente allevata nell'ambito della maricoltura lungo le coste italiane, comprendendo circa il 48% dell'intera produzione nazionale derivante da acquacoltura (MIPAF, VI Piano Triennale della Pesca); è evidente quindi come sia importante poter essere in grado di valutare correttamente le possibili ripercussioni del fenomeno del "mare sporco" su tale attività economica. I tre anni presi in esame mostrano crescite in lunghezza variabili, in particolare nei primi mesi del ciclo produttivo (Fig. 16). Questo è fortemente collegato con la variabilità del seme di provenienza naturale che viene utilizzato per la formazione delle calze di allevamento. Nel periodo di aprile e maggio in tutti e tre gli anni i mitili raggiungono taglie simili, attorno ai 5,3-5,4 cm, mentre diversa appare la tendenza nei mesi estivi. Il periodo 2000-2001 negli ultimi tre mesi del ciclo produttivo presenta i valori medi di lunghezza più elevati rispetto agli altri due periodi (1999-2000 e 2001-2002) e risulta privo di blocchi di crescita evidenti. La crescita più elevata nel periodo 2000-2001 coincide con un periodo estivo in assenza di mucillagini, mentre il rallentamento di giugno e agosto, rispettivamente per il primo e terzo periodo di studio, coincidono con il verificarsi del fenomeno di aggregazione. Essendo i mitili degli attivi filtratori, la deposizione di aggregati mucilluginosi sulle reste potrebbe portare ad una chiusura delle valve per periodi lunghi quanto la durata del fenomeno sottoponendo gli organismi ad uno stato di stress. Nel terzo periodo di studio appare anomalo l'arresto di crescita che si ha

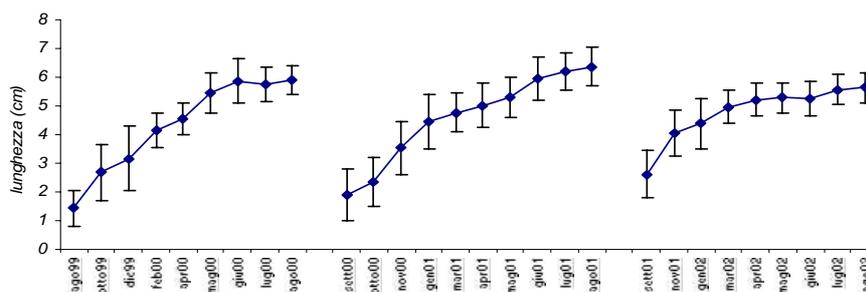
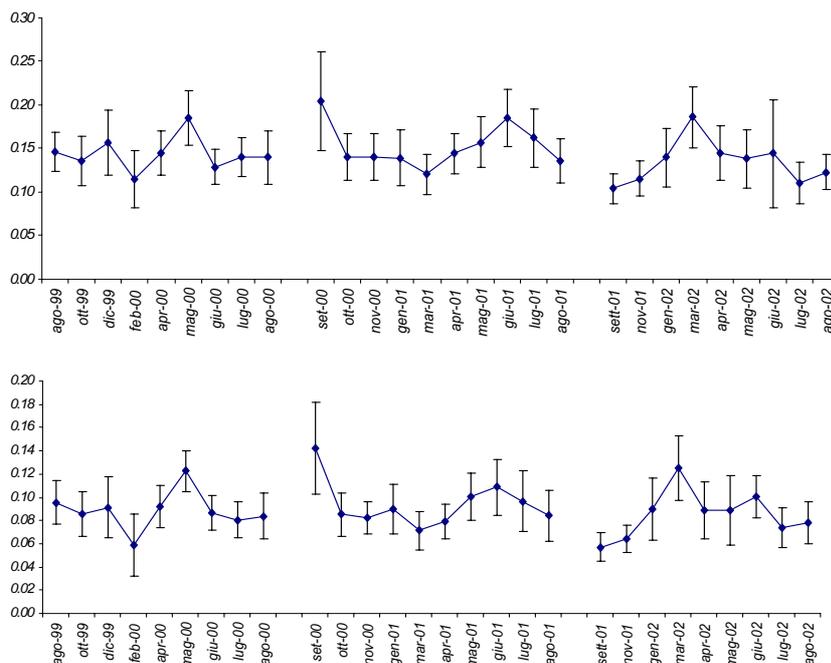


Fig. 16 - Andamento dei valori medi di lunghezza (\pm D.S.) dei mitili per i tre anni di campionamenti



A

B

Fig. 17 – Andamenti dei valori medi (\pm D.S.) degli indici di condizione PS/PC (A) e AFDW/PC (B) durante i tre anni di campionamento.

da aprile a maggio 2002, forse una conseguenza delle temperature particolarmente basse che si sono verificate nei mesi invernali precedenti. Con l'analisi della regressione multipla è emerso che al peso secco (PS) e al peso secco privato delle ceneri (AFDW) è maggiormente correlato il peso della conchiglia (PC). I rispettivi indici di condizione utilizzati PS/PC e AFDW/PC (Fig. 17) sono stati ampiamente presi in considerazione da numerosi autori. Questo può essere giustificato dal fatto che la crescita del mollusco nel tempo non è lineare ed omogenea per tutti i parametri (allometrica). Nei molluschi più giovani la maggior parte della crescita è a carico della lunghezza e dell'altezza, mentre in quelli più vecchi la crescita in lunghezza tende a diminuire e si registra un aumento del margine posteriore ventrale della conchiglia che assume quindi un aspetto reniforme. La deposizione di carbonato di calcio invece continua per tutta la vita, quindi il peso della conchiglia continua ad aumentare anche quando larghezza e lunghezza non si modificano più. Quello che si può rilevare è che gli indici di condizione considerati presentano andamenti variabili nei tre anni in relazione principalmente alle condizioni ambientali, agli stati riproduttivi e alla disponibilità di nutrimento. Focalizzando l'attenzione sul periodo estivo, risulta che nel mese di agosto di tutti e tre i periodi di studio si hanno valori simili, mentre per quanto riguarda i mesi di giugno e luglio l'anno 2001 presenta i valori più alti. Il decremento dei valori tra maggio e giugno 2000 e tra giugno e luglio 2002, coincidono, come già visto per la lunghezza, alla presenza di aggregazioni gelatinose.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con il contributo del programma di ricerca MAT (Processi di formazione delle Mucillagini in Adriatico e in Tirreno), finanziato dal Ministero dell'Ambiente.



DINAMICA TEMPORALE DEI POPOLAMENTI MACROZOOBENTONICI AL LARGO DI CHIOGGIA (VENEZIA) ED EFFETTI DELL'ATTIVITÀ DI MITILICOLTURA

Tratto da: CORNELLO M., GIOVANARDI O., 2003, *Biologia Marina Mediterranea*, 10 (2): 535-538.

Gli organismi bentonici, in base alla loro caratteristica limitata capacità di movimento, possono essere lo strumento ideale per studiare le ripercussioni che le modificazioni dell'ambiente hanno sul biota. Perturbazioni ambientali che provocano deficit nella struttura e nella funzione delle comunità sono relativamente comuni negli ecosistemi bentonici, sia per cause naturali che antropogeniche (Dauer, 1993; Pearson e Rosenberg, 1978; Weisberg *et al.*, 1997). Allo scopo di contribuire alla conoscenza delle dinamiche temporali pluriannuali della struttura dei popolamenti dei macroinvertebrati di substrato incoerente, anche in relazione al carico organico derivato dall'attività di mitilicoltura in mare aperto, tra luglio 1999 e agosto 2001 sono state effettuate 18 campagne di prelievo in tre stazioni collocate nel tratto di mare a sud di Chioggia. La stazione SD era collocata in corrispondenza della foce del fiume Adige a circa 2,5 miglia nautiche dalla costa ad una batimetrica di -18 m con sedimento pelitico-sabbioso. Le altre erano situate a circa 5 miglia nautiche da Porto Caleri (RO): una al centro di un campo di mitilicoltura, stazione MC, e l'altra nel suo perimetro, stazione BA, ad una batimetrica di -25 m con sedimento sabbioso-pelitico. Ciascun campione è costituito da cinque repliche raccolte con una benna Van Veen con superficie di presa di 0,05 m². Il sedimento è stato vagliato attraverso un setaccio con maglia di 1 mm di lato e gli organismi separati sono stati determinati al più basso livello tassonomico possibile. I dati di abbondanza numerica sono stati sottoposti a tecniche di analisi univariata (indici di Shannon-Wiener e di Pielou) e multivariata (*cluster analysis* e *non-metric multidimensional scaling*). La stazione MC risulta essere la più diversificata, in genere sostiene il più alto numero di specie ed i valori degli indici di diversità di Shannon e di omogeneità di Pielou sono i più elevati tra quelli calcolati. La stazione SD, invece, avendo un numero di specie inferiore e densità relativamente elevata risulta la stazione con la diversità più bassa (Fig. 1). La stazione SD è caratterizzata da una elevata abbondanza percentuale dei bivalvi e tale componente va riducendosi a favore dei policheti passando alla stazione BA e quindi alla MC (Tab. 1). Nelle stazioni del campo mitili sono relativamente importanti gli echinodermi e i crostacei: la stazione BA si distingue per gli anfipodi, mentre la MC per i deca-

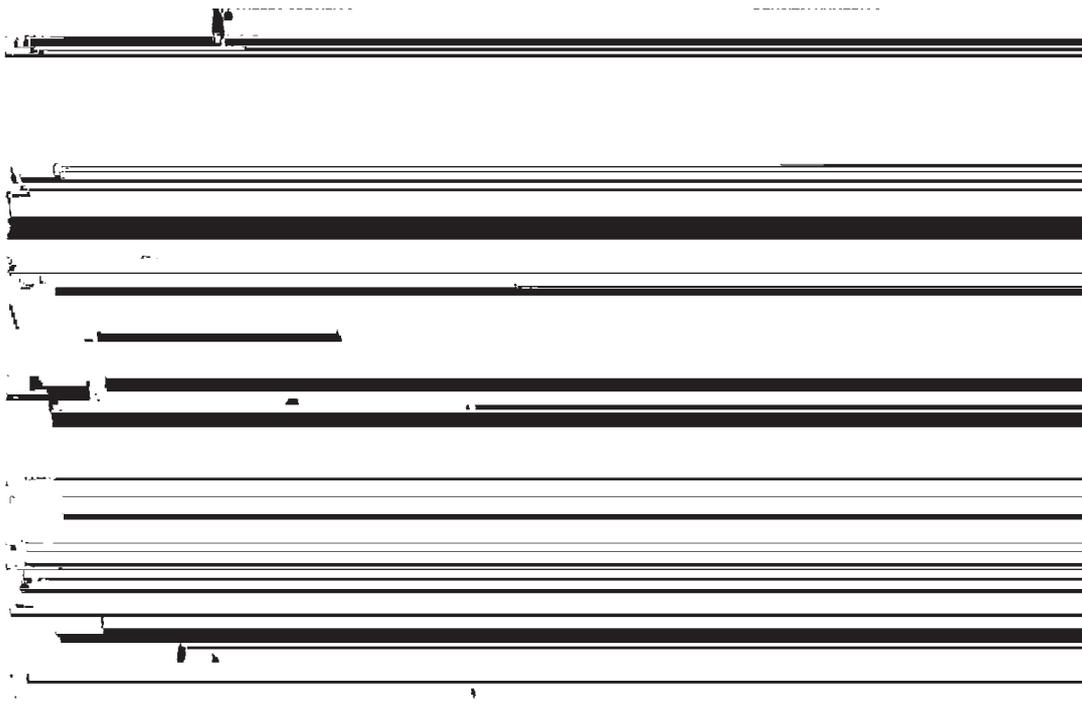


Fig. 1: A, ricchezza specifica; B, abbondanza numerica; C, indice di diversità di Shannon; D, indice di omogeneità di Pielou.

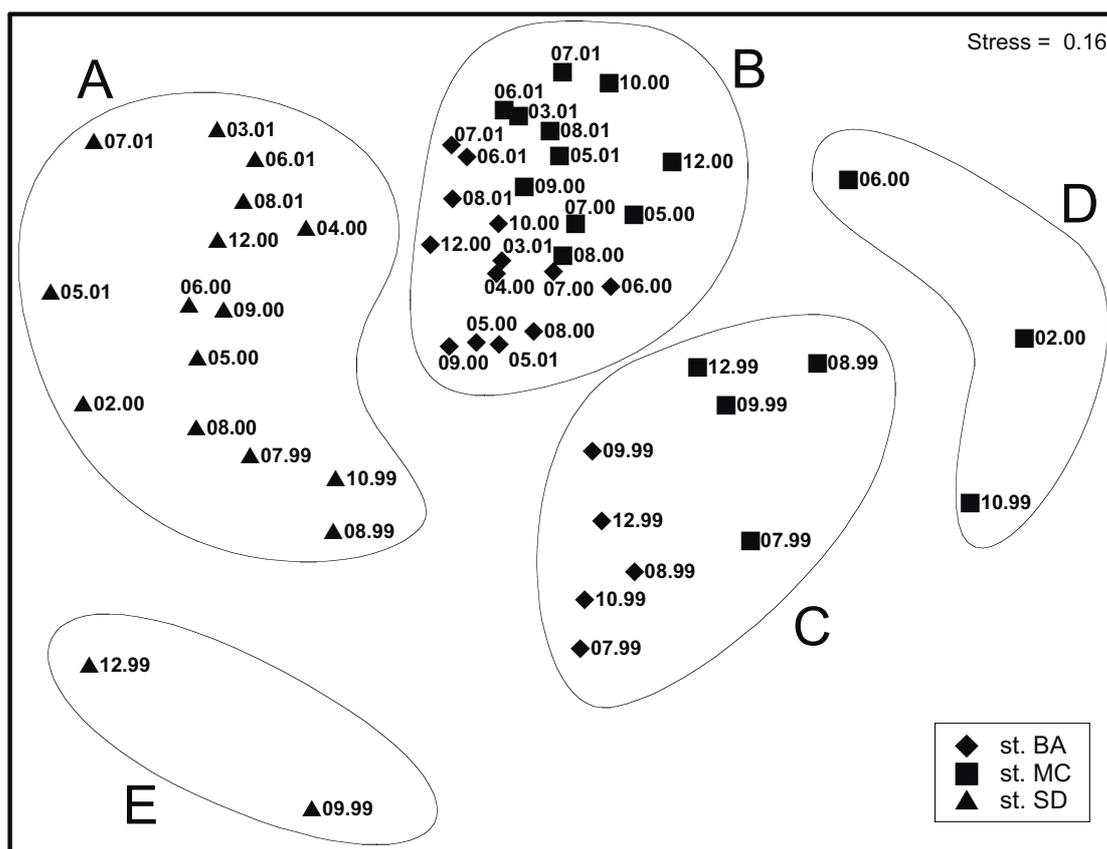


Fig. 2: Ordinamento MDS con sovrapposizione dei gruppi ottenuti con la cluster analysis.

podì. All'ordinamento MDS dei campioni (Fig. 2) sono stati sovrapposti i cluster ottenuti con il metodo del legame medio per un livello di similarità dell'indice di Bray-Curtis pari al 56%. Si vede che i campioni tendono a rimanere distinti sia per sito che per anno di campionamento. I tre gruppi più consistenti (A, B e C) sono definiti da una similarità interna media che va dal 60,2 al 66,9%; nel ristretto pool di specie che contribuiscono con almeno il 5% in tutti i gruppi troviamo il bivalve *Corbula gibba*, il polichete *Lumbrineris gracilis* e l'anfipode *Ampelisca diadema*. La dissimilarità media tra i gruppi è compresa tra il 45,8 e 55,2%. Nelle tre stazioni indagate, i valori della ricchezza specifica non sembrano avere un andamento ciclico ed a partire dalla primavera 2000 si osserva un evidente incremento nelle stazioni del campo mitili. I valori di densità si distribuiscono in modo analogo; solo tra agosto '99 e febbraio '00 le variazioni sono relativamente contenute e confrontabili. Anche gli indici di diversità e di omogeneità non identificano un andamento comune nelle tre stazioni: SD mostra ampie oscillazio-

	St. BA	St. MC	St. SD
MOLLUSCHI GASTEROPODI	1,39	1,48	2,45
MOLLUSCHI BIVALVI	31,12	22,57	47,95
POLICHETI ERRANTI	15,96	25,17	18,27
POLICHETI SEDENTARI	20,69	25,32	12,74
CROSTACEI ANFIPODI	20,23	13,43	14,65
ALTRI CROSTACEI	1,77	3,87	1,01
ECHINODERMI	7,64	7,35	1,99
ALTRI TAXA	1,21	0,83	0,95

Tab. 1: Composizione percentuale dei taxa principali.



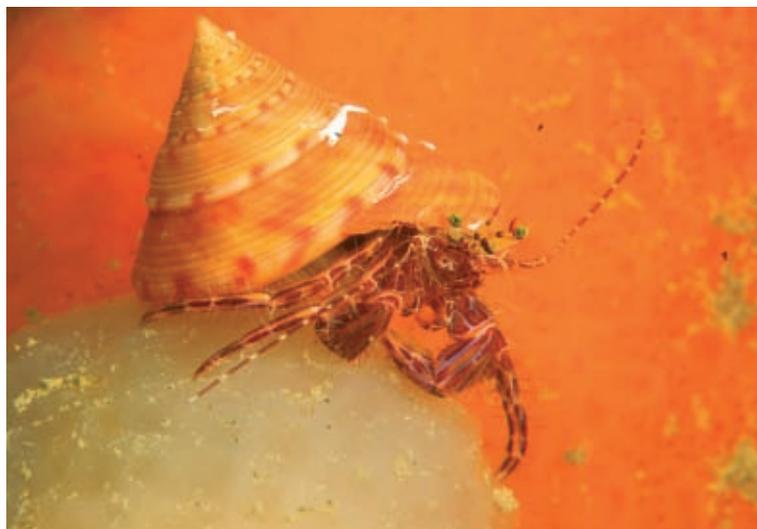
ni, mentre MC detiene in genere i valori meno variabili. Nell'ordinamento di Fig. 2 è possibile identificare un gradiente orizzontale, che permette di distinguere i campioni in base alla localizzazione delle stazioni, molto probabilmente determinato dalla diminuzione dei bivalvi e dall'aumento dei policheti, e un gradiente verticale che individua le modificazioni temporali dei popolamenti, che sembra influenzato dall'andamento della diversità. I gruppi individuati sono determinati da una similarità media interna non molto elevata e una ancor più bassa dissimilarità media tra i gruppi; ciò sta ad indicare che sono molte le specie a presenza sporadica e con pochi individui, mentre le specie dominanti e codominanti sono comuni nelle tre stazioni. Si tratta di organismi pelofili appartenenti alle biocenosi dei "fanghi terrigeni costieri" (Peres e Picard, 1964) in grado di tollerare condizioni di instabilità sedimentaria e di arricchimento organico. Tali raggruppamenti ci permettono di mettere in evidenza come nel biennio 2000/2001 le differenze tra le due stazioni del campo mitili si sono andate riducendo rispetto ai campioni del 1999. La stazione BA appare sottoposta alla colonizzazione dei popolamenti della stazione MC che beneficiano del carico organico generato dai mitili, malgrado la BA si trovi sopracorrente (in direzione NW) a circa 1,5 km di distanza. Feci e pseudofeci sono materiale organico biodisponibile per il comparto micro e meiobentonico e quindi ad elevato tasso di degradazione e turnover (La Rosa *et al.*, 2002; Mirto *et al.*, 2000). Le deiezioni dei mitili vanno ad incrementare le risorse disponibili, favorendo la biodiversità con un conseguente aumento della complessità della rete trofica che si può tradurre nella maggiore stabilità della comunità macrozoobentonica; ciò è soprattutto evidente nella stazione MC che si trova al centro dell'impianto di mitilicoltura.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con il contributo del programma di ricerca MAT (Processi di formazione delle Mucillagini in Adriatico e in Tirreno), finanziato dal Ministero dell'Ambiente.

Bibliografia

- DAUER, D.M. (1993) - Biological criteria, environmental health and estuarine community structure. *Mar. Pollut. Bull.*, **26**: 249-257.
- LA ROSA T., MIRTO S., FAVALORO E., SAVONA B., SARÀ G., DANOVARO R., MAZZOLA A. (2002) - Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. *Water Res.*, **36**: 713-721.
- MIRTO S., LA ROSA T., DANOVARO R., MAZZOLA A. (2000) - Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the western mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, **40** (3): 244-252.
- PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollutions of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**: 229-311.
- PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **47** (31), 137 pp.
- WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A. DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRITHSEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**: 149-158.



DISTRIBUZIONE E VARIAZIONI TEMPORALI DELLA SOSTANZA ORGANICA NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da: GIANI M., 2002, *Archivio Oceanografico e Limnologico*, 23: 29-41.

Relazione presentata al convegno "L'ADRIATICO SETTENTRIONALE: UN OSSERVATORIO PER LA GESTIONE DEL MARE" PROGETTO INTERREG II, Venezia, 26 Ottobre 2001.

La relazione che presento riguarda i risultati ottenuti nell'ambito di due progetti: il progetto MAT (Progetto di monitoraggio e studio dei processi di formazione delle Mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno) e il progetto INTERREG II, relativamente alla collaborazione con l'Istituto di Biologia del Mare. Questi due progetti hanno permesso di ottenere una buona copertura sia spaziale che temporale per un'ampia serie di parametri oceanografici: fisici, chimici, biologici e biochimici. Tali dati, soprattutto per le aree sudorientali indagate nel progetto MAT, sono completamente nuovi e permetteranno una migliore comprensione del ciclo della sostanza organica nell'Adriatico settentrionale. I dati che vengono presentati sono stati prodotti dai seguenti istituti: ICRAM, Istituto di Biologia del Mare di Venezia, Centro Ricerche Marine di Rovigno e Zagabria, Dipartimento di Biochimica Biofisica e Chimica delle Macromolecole dell'Università di Trieste, Servizio meteorologico dell'ARPA Emilia Romagna. I transetti su cui sono distribuite le stazioni del progetto MAT sono riportati nella figura 1. Questi in parte si sovrappongono (transetto A) a quelli del progetto Interreg II mentre in parte ne sono complementari in quanto i transetti Interreg coprono principalmente la zona a nord del delta del Po. I transetti A, B e C vengono ripetuti nel progetto MAT con frequenza mensile; inoltre il transetto B, viene ripetuto due volte al mese limitatamente ad una distanza fino a 26 miglia nautiche dalla costa.

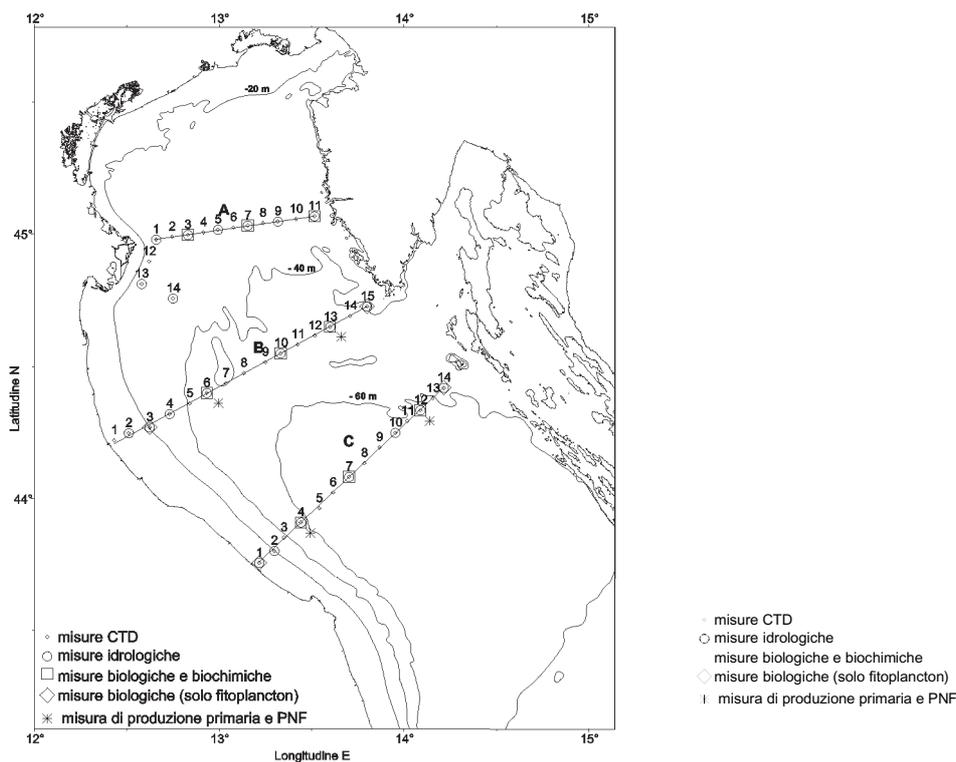


Fig.1. Ubicazione stazioni di rilievo e campionamento mensile del progetto MAT.

Distribuzione del carbonio organico disciolto

La variazione nella distribuzione spaziale risultante dalla combinazione dei transetti del Progetto MAT e del progetto Interreg II nel periodo primaverile di preinsorgenza della mucillagine 2000 fino all'agosto del 2000 è rappresentata nella figura 2. Si passa da una situazione di tipo invernale con minimi di carbonio organico disciolto (concentrazioni inferiori a 110 micromol/L), in marzo ed in aprile 2000 ad una situazione di arricchimento di sostanza organica in giugno e luglio, particolarmente nella parte centrale del bacino alto Adriatico. I valori minimi risultano prossimi ai valori riportati, per i mesi di

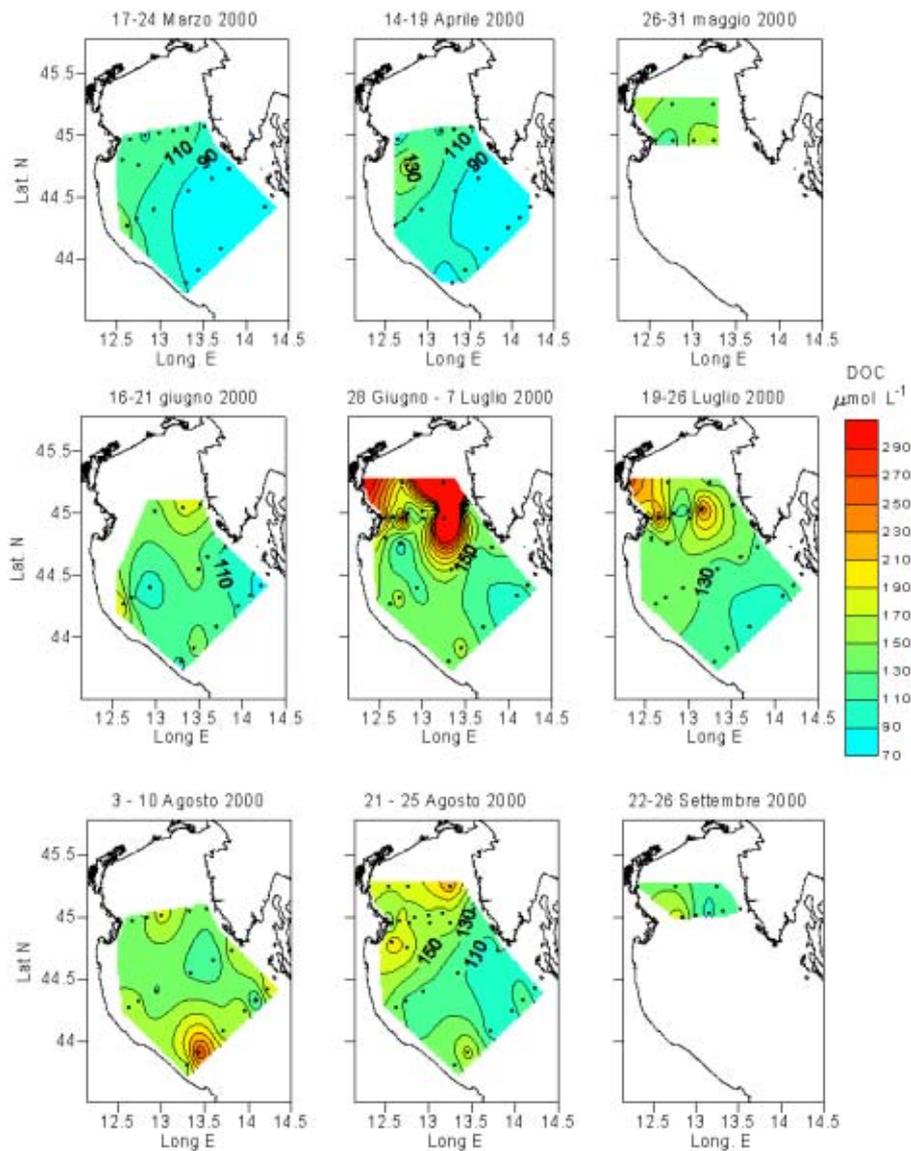


Fig. 2. Variazioni mensili nella distribuzione delle concentrazioni di carbonio organico disciolto nell'Adriatico settentrionale durante il periodo di formazione delle mucillagini nell'estate del 2000.

marzo del 1991 e 1992, da Vojvodic e Cosovic (1996) e, per il febbraio 1997, da Pettine e collaboratori (1999). Nel giugno 2000, periodo in cui sono iniziati gli affioramenti di mucillagini, si evidenzia un netto incremento di sostanza organica. Alla fine di giugno – inizi di luglio, nonostante ci sia stato un evento di bora il 24-25 giugno che ha parzialmente disperso gli aggregati, sono state rilevate concentrazioni molto elevate di carbonio organico disciolto con valori anche superiori a 300 micromol/L di carbonio. Verso la fine di luglio, dopo un ulteriore evento di bora che ha rimescolato ed omogeneizzato gli strati superficiali della colonna d'acqua in tutto l'Alto Adriatico disperdendo completamente le mucillagini, le concentrazioni sono rientrate nel range di variazione che si può considerare tipico per il periodo estivo in base ai dati riportati in precedenti lavori (Vojvodic e Cosovic, 1996, Pettine *et al.*, 1999). Le concentrazioni di carbonio organico disciolto tuttavia, anche nel mese di agosto continuavano a mantenersi su livelli elevati come normalmente avviene in luglio ed agosto, mesi in cui si raggiungono le concentrazioni massime.

Rapporti tra carbonio organico disciolto e particellato

Dall'analisi delle variazioni del rapporto molare DOC/POC, che serve ad evidenziare eventuali sbilanciamenti nella distribuzione del pool di carbonio organico, si può notare che le stazioni occidentali, quelle più costiere, dove la produzione primaria è maggiore, tendono ad avere sempre i rapporti DOC/POC più bassi (≤ 10) rispetto alle acque centro-orientali, dove si raggiungono valori anche superiori a 30. Si può notare come nell'estate del 1999, i valori del rapporto DOC/POC nelle acque centro-



orientali erano particolarmente elevati poiché la biomassa fitoplanctonica era molto bassa, in seguito all'ingressione di acque meridionali estremamente oligotrofiche (povere di nutrienti). È anche rilevante osservare che nelle stazioni più orientali, nel periodo tra la primavera e l'estate del 2000, si verifica un abbassamento del rapporto DOC/POC che non sembra tipico per questo periodo e per le acque orientali e che potrebbe indicare piuttosto uno sbilanciamento anomalo che risulta più evidente nelle stazioni orientali in quanto sono meno produttive. Il rapporto infatti si abbassa molto quando c'è una situazione di *bloom* (fioritura massiva) fitoplanctonica ed in questa situazione può arrivare a valori inferiori a 10. Anche la presenza di aggregati però può causare uno sbilanciamento che porta ad un abbassamento del rapporto. Determinando anche le variazioni della ripartizione fra DOC e POC nelle stesse stazioni in cui sono stati campionati gli aggregati, è risultato evidente che soprattutto nello strato tra 5 e 8 m di profondità, dove in un caso (stazione A7) è stato osservato un gel, il rapporto DOC/POC si abbassava. Questo sbilanciamento è dovuto ad una maggiore quantità di carbonio organico in forma di colloidale o di aggregato submicrometrico. Considerando la quantità di carbonio organico totale, come somma del carbonio organico disciolto e particellato, si osserva che dal campionamento con bottiglia Niskin si ottengono concentrazioni di 150-200 micromol/L mentre dai campionamenti subacquei specifici degli aggregati, otteniamo dei totali che sono fino a 40 volte più elevati, raggiungendo concentrazioni di 2600 - 6000 micromoli di carbonio per litro. Gli aggregati infatti funzionano da nuclei di aggregazione favorendo una concentrazione della sostanza organica particellata. All'interno degli aggregati di grandi dimensioni, quali le nubi, il rapporto DOC/POC diminuisce e diviene anche <1 . I rapporti all'interno degli aggregati mucilluginosi sono pertanto più bassi di quelli si otterrebbero dal campionamento dell'acqua libera con campionatori quali le bottiglie Niskin.

Rapporti tra carbonio organico ed azoto

Le variazioni temporali del rapporto tra carbonio organico ed azoto nel particellato sospeso possono fornire indicazioni sullo stato di degradazione della sostanza organica particellata. L'evoluzione temporale del rapporto C/N ci indica degli incrementi che, in certi periodi, corrispondono alla presenza di aggregati visibili, spesso di piccole dimensioni (dell'ordine dei centimetri) quali fiocchi o filamenti. È rilevante notare un notevole incremento nel periodo giugno-luglio 2000, particolarmente evidente sulle stazioni centro-occidentali del transetto Po-Rovigno, in concomitanza con la presenza di mucillagini. Sulla *plume* (pennacchio) del Po, dove tendono ad accumularsi sia le schiume che il materiale detritico portato dai fiumi, si accumulano anche gli aggregati gelatinosi come evidenziato dall'immagine satellitare Landsat (fig. 3) ed osservato negli stessi giorni nel corso delle misure effettuate *in situ* (fig. 4). Il rapporto atomico C_{organico}/N determinato su vari campioni di mucillagini prelevati sia nell'estate del 2000 sia nell'estate del 2001, risulta prossimo a quello di Redfield negli aggregati che possiamo ritenere abbastanza freschi, mentre in aggregati di grandi dimensioni, tipo "nubi", che sono probabilmente più vecchi, aumenta, presumibilmente per una degradazione preferenziale dell'azoto rispetto al carbonio, come era stato già trovato su campioni di mucillagini campionate nel 1989 (Giani *et al.*, 1992). I rapporti



Fig. 3. Immagine Landsat del 21 giugno 2000 in cui sono evidenti accumuli di aggregati lungo il fronte del plume del Po (elaborazione Telespazio).



Fig. 4. Strato cremoso superficiale affiorato in superficie al largo della costa emiliano-romagnola il 21 giugno 2001.

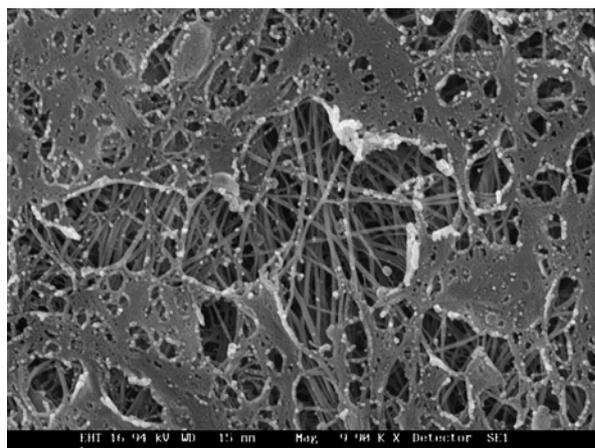


Fig. 5. Fibrille che compongono la matrice costituente gli aggregati osservate al microscopio a scansione elettronica.

C_{organico}/N nel particolato sospeso che si ottengono dal campionamento con bottiglia Niskin forniscono un quadro che, generalmente, è diverso rispetto al campionamento subacqueo degli aggregati. In molte situazioni i rapporti sono abbastanza simili a quelli della componente planctonica, generalmente tra 6 e 7 (Giani *et al.*, 2000), e quindi il rapporto C_{organico}/N non sembra un buon indicatore nella fase iniziale di formazione degli aggregati.

Silice biogenica negli aggregati

Per ottenere un'indicazione sul possibile contributo delle diatomee negli aggregati è stato anche determinato il rapporto tra silicio biogenico e carbonio organico sia nella mucillagine che nelle diatomee e in un *bloom* di diatomee. Abbiamo così potuto osservare che, almeno per i campioni finora analizzati, il contributo di silice biogenica è sempre in un rapporto abbastanza simile a quello di un *bloom* di diatomee. Questo significa che all'interno degli aggregati si trova un contributo sempre abbastanza rilevante di silice biogenica a parità di carbonio organico, però non si può stabilire se le diatomee siano l'origine principale degli aggregati oppure se c'è sempre un *bloom* opportunistico di diatomee nella mucillagine.

Componente polisaccaridica

Gli aggregati sono formati da una matrice amorfa costituita da fibrille come risulta evidente dalla fotografia al microscopio a scansione elettronica (fig. 5).

La composizione relativa in monosaccaridi delle mucillagini, cioè la percentuale dei monosaccaridi sulla quantità totale di carboidrati è stata determinata dal dr. Urbani del Dipartimento di Biochimica, Biofisica e Chimica delle macromolecole dell'Università di Trieste. I risultati indicano sempre una distribuzione abbastanza costante della composizione relativa dei vari zuccheri con la prevalenza di galattosio e di glucosio e, in concentrazioni decrescenti, anche di mannosio, xilosio, ramnosio, fucosio, ribosio (fig. 6). La quantità di carboidrati normalmente incide tra il 30 e il 40% sul carbonio organico totale presente nell'aggregato. Alcune misure mediante *laser light scattering* hanno evidenziato che i pesi molecolari dei polisaccaridi presenti all'interno degli aggregati erano di oltre 200.000 dalton. Un altro aspetto molto interessante è che il peso molecolare e la rigidità del polimero polisaccaridico aumentano all'aumentare della salinità, processo certamente importante in quanto gli aggregati si formano pro-

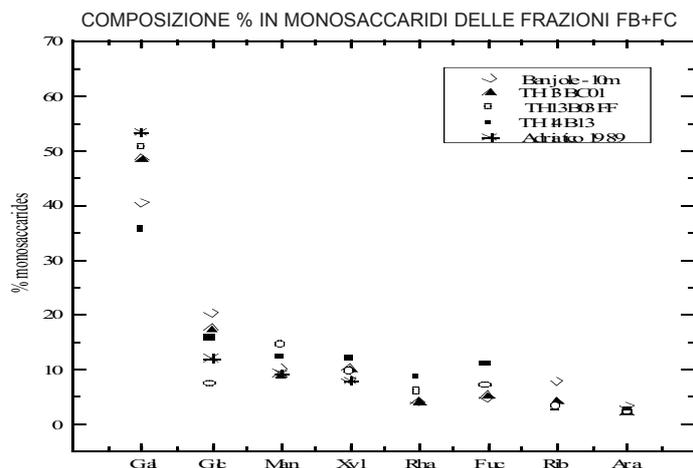


Fig. 6. Composizione in monosaccaridi di aggregati gelatinosi campionati nell'estate 2000 confrontati con la composizione riportata da Marchetti e collaboratori (1989) per campioni di mucillagini prelevate nell'estate del 1989.

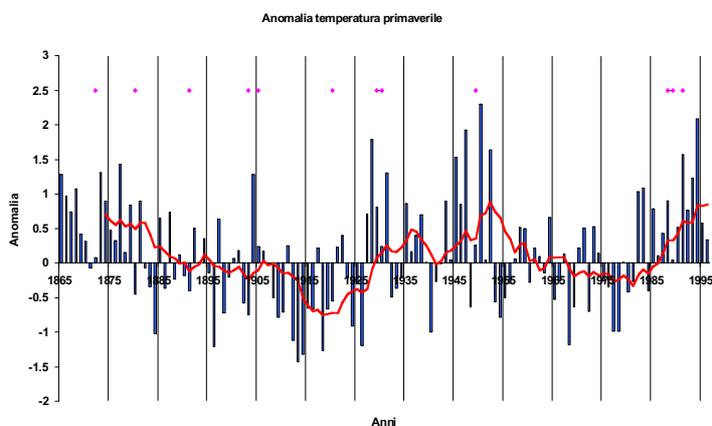


Fig. 7. Variazione annuale dell'anomalia della temperatura dell'aria primaverile dell'Emilia Romagna nel periodo 1865-1997 confrontata con gli eventi di mucillagine.

prio negli strati corrispondenti agli aloclini superficiali, in genere tra la superficie e 15 m di profondità.

Condizioni meteo climatiche

Poiché si è già accennato ai tentativi di correlazione delle variazioni climatologiche con gli eventi di mucillagine presento alcune elaborazioni grafiche prodotte dal servizio Meteorologico dall'ARPA Emilia Romagna (Deserti *et al.*, 2001) in cui si è evidenziato che gli eventi di formazione massiva di mucillagini avvengono generalmente in un momento di anomalia positiva della temperatura media primaverile dell'aria (fig. 7). Se consideriamo la tendenza della temperatura atmosferica, negli ultimi 20 anni si nota, a partire dall'anno '88-'89, una netta tendenza all'incremento delle temperature atmosferiche (fig. 8), tale tendenza è stata evidenziata anche per la temperatura dell'acqua marina soprattutto in primavera ed autunno (Russo *et al.*, *submitted*). Va inoltre evidenziato che è stato dimostrato che un aumento di temperatura porta ad un aumento dell'aggregazione delle cellule fitoplanctoniche (Thornoton e Thake, 1998). L'instaurarsi di tali condizioni climatiche particolari portano probabilmente ad un intensificarsi della frequenza dell'evento mucillagine per una serie di effetti quali: innalzamento della temperatura, aumento della stabilità della colonna d'acqua, aumento del tempo di residenza delle acque nel Nord Adriatico. Tali fattori favoriscono i processi di aggregazione in corrispondenza degli aloclini. Naturalmente basta solo qualche evento intenso di bora per disperdere gli aggregati, come è avvenuto nell'estate del 2000. Alcune variazioni climatologiche che potrebbero costituire una condizione necessaria per la formazione massiva delle mucillagini sono il richiamo intenso di acque meridionali nel bacino settentrionale durante il periodo invernale-primaverile (Crisciani *et al.*, 1990 e 1991) e l'aumento dell'irradianza solare e dell'alta pressione nel periodo 1989-1992, rispetto agli anni precedenti (Crisciani *et al.*, 1994). L'instaurarsi di una controcorrente costiera istriana nei periodi in cui si verificano i processi di aggregazione massiva è stata indicata da Supic e collaboratori (2000). Le basse portate del Po ed il loro effetto sulla circolazione e sull'impovertimento di nutrienti nei periodi autunno-primavera dei tre anni precedenti l'evento sono state invece evidenziate come condizione necessaria da Tomasino (1996). Degobbis *et al.* (1995) hanno anche ipotizzato l'importanza di un impulso rilevante delle portate del Po nel periodo maggio-giugno nello scatenare un *bloom* fitoplanctonico che origina gli

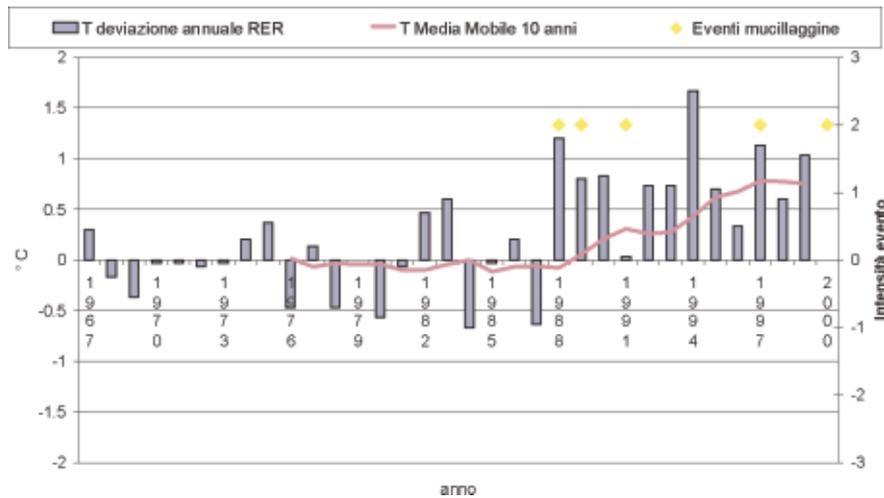


Fig. 8. Deviazione della temperatura media annuale dell'aria della Regione Emilia Romagna dalla media del periodo 1951-1980, confrontata con gli eventi di mucillagine segnalati nel periodo in esame.

essudati mucosi. Quindi vi sono molteplici evidenze di variazioni di fattori climatici che agendo nello stesso senso incrementano i processi di aggregazione della sostanza organica disciolta e particellata prodotta dal fitoplancton e trasformata dai batteri. Concludendo è stato osservato un aumento consistente del DOC nel periodo estivo e in particolare durante la formazione delle mucillagini, però c'è un concomitante aumento del POC che porta ad una diminuzione del rapporto DOC/POC in concomitanza alla formazione di mucillagini. Tale rapporto potrebbe risultare un utile indicatore, anche se non estremamente specifico. Gli aggregati gelatinosi condensano al loro interno una notevole quantità di carbonio organico ripartito tra particellato, frazione colloidale e frazione disciolta nell'acqua interstiziali con arricchimento di oltre 40 volte rispetto ai valori normali dell'acqua circostante. L'incremento del rapporto carbonio organico/azoto negli aggregati avviene soprattutto con l'aumento di dimensioni e con l'invecchiamento. È stato inoltre evidenziato il ruolo dell'incremento della salinità negli aloclini e nella stabilità della colonna d'acqua nel favorire i processi di aggregazione.

Bibliografia

- CRISCIANI F. AND S. FERRARO. 1990. Climatological aspects of the occurrence of "Mare sporco" (dirty sea) episodes in the northern Adriatic sea during the period 1841-1990. *Boll. Oceanol. Teorica Appl.*, 8 (4): 289-298.
- CRISCIANI, F., S. FERRARO, F. RAICICH. 1991. Climatological remarks on the algal bloom episodes of 1729 and 1991 in the northern Adriatic sea. *Boll. Oceanol. Teorica Appl.*, 9 (4): 367-370.
- CRISCIANI F., S. FERRARO, F. RAICICH. 1994. Evidence of recent climatic anomalies at Trieste (Italy). *Climatic Change*, 28: 365-374.
- DEGOBBIS D., S. FONDA UMANI, P. FRANCO, A. MALEJ, R. PRECALI, N. SMODLAKA. 1995. Changes in the northern Adriatic ecosystem and the hypertrophic appearance of gelatinous aggregates. *Sci. Total Environ.*, 165: 43-58.
- DESERTI M., C. CACCIAMANI, J. CHIGGIATO, S. MACCAFERRI, A. TASSINARI, A. ZUCCHERELLI. Indagini climatologiche. In: ICRAM, IV Rapporto Programma di monitoraggio e studio delle Mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno (MAT). Risultati del II anno di attività. Novembre 2001.
- GIANI M., GISMONDI M., SAVELLI F., BOLDRIN A., S. RABITTI. 2000. Variabilità temporale di carbonio organico, azoto e fosforo particellati nell'Adriatico settentrionale. *Atti Associazione Italiana Oceanologia e Limnologia*, 13(2): 55-65.
- 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. Supp.* 1992: 539-549.
- ICRAM. 2000. III Rapporto Progetto di monitoraggio e studio sulla formazione di Mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno (MAT). pp 1700.
- MARCHETTI R., M. IACOMINI, G. TORRI, B. FOCHER. 1989. Caratterizzazione preliminare degli essudati di origine fitoplanctonica raccolti in Adriatico nell'estate 1989. *Acqua-Aria*, 8: 883-887.
- PETTINE M., L. PATROLECCO, M. MANGANELLI, S. CAPRI, M.G. FARRACE. 1999. Seasonal variation of dissolved organic matter in the northern Adriatic sea. *Mar. Chem.*, 64:153-169.
- RUSSO A., S. RABITTI, M. BASTIANINI. Decadal climatic anomalies in the Northern Adriatic Sea inferred from a new data set. *Mar. Ecol.* Submitted.
- SUPIC N., M. ORLIC, D. DEGOBBIS. 2000. Istrian Coastal Countercurrent and its Year-to-Year Variability. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 51: 385-397.
- THORNTON D C.O., B. THAKE. 1998. Effect of temperature on the aggregation of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae) and the implication for carbon flux in coastal waters. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 174: 223-231.
- TOMASINO M. G. 1996. Is it feasible to predict "slime blooms" or "mucilage" in the northern Adriatic sea? *Ecol. Modelling*, 84: 189-198.
- VOJVODIC V., B. COSOVIC. 1996. Fractionation of surface active substances on the XAD-8 resin: Adriatic sea samples and phytoplankton culture media. *Mar. Chem.*, 54: 119-133.



SVILUPPO ED IMPLEMENTAZIONE DI UN SISTEMA INFORMATIVO GEOGRAFICO (GIS) APPLICATO AL BACINO ADRIATICO SETTENTRIONALE

a cura del dr. G. Franceschini

Alla Struttura Tecnico Scientifica dell'ICRAM in Chioggia si sta sviluppando un Sistema Informativo Geografico (GIS), implementato con dati provenienti in parte da progetti di ricerca interni ed in parte derivati dalla bibliografia scientifica nel campo delle scienze marine, centrato soprattutto sul bacino del Nord Adriatico. I Sistemi Informativi Geografici, meglio conosciuti come GIS (*Geographical Information System*) sono strumenti informatici sviluppati per gestire dati ed informazioni a venti un riferimento spaziale. Generalmente un GIS combina le funzioni amministrative di un database con strumenti analitici e tecnologie per l'analisi geografica e la cartografia computerizzata. Un GIS è un sistema informatico in grado di gestire su base cartografica dati georeferenziati qualitativi e quantitativi, permettendo di acquisire informazioni e di strutturarle su livelli diversi indipendenti tra loro, ma in grado di interagire in modo da arrivare, mediante processi di analisi, ad elaborazioni spaziali (mappe tematiche). Una mappa tematica è quindi una rappresentazione della dislocazione nello spazio di una determinata caratteristica, sia questa naturale (ad esempio, i sedimenti marini, la temperatura superficiale dell'acqua, le biocenosi di fondi mobili e duri) o creata dall'uomo (oleodotti, impianti di mitilicoltura, aree protette, ecc.). La cartografia tematica rappresenta uno degli strumenti più importanti per la gestione del territorio, sia ai fini produttivi, sia a quelli di conservazione, e tale applicazione sta sempre più interessando, dopo l'ambiente terrestre, anche quello marino. Infatti, data la sua enorme duttilità, un sistema GIS può essere applicato a numerosi settori, come la gestione di aree marine protette, la modellizzazione ed il controllo dell'inquinamento, l'identificazione di sabbie relitte *off-shore* per il ripascimento dei litorali, l'analisi di aree di conflitto tra attrezzi da pesca, la pianificazione degli spazi riservati alla mitilicoltura *off-shore*. Le mappe tematiche, oltre a fornire lo stato di una particolare risorsa o di una struttura creata dall'uomo in un determinato momento, permettono poi di stimarne l'evoluzione nel tempo grazie alla comparazione di carte elaborate in tempi successivi.

Software GIS

La gestione dei dati raccolti (cartografici e tematici) e la creazione di nuovi temi è stata realizzata con il software ArcView, 3.2a, uno dei più diffusi al mondo, prodotto dalla ditta californiana ESRI (*Environmental Systems Research Institute, Inc.*).

Cartografia di base

Per quanto riguarda la cartografia utilizzata come base per la rappresentazione dei dati (vale a dire il Medio e Alto Adriatico e, a scala più dettagliata, le coste della Regione Veneto), si è fatto ricorso ad un insieme di dati vettoriali e raster disponibili presso il nostro Istituto ed altre istituzioni pubbliche di ricerca (ad es., il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Venezia). Nel nostro caso abbiamo utilizzato una mappa vettoriale della linea di costa e delle batimetrie contenuta nel *General Bathymetric Chart of the Oceans Digital Atlas - GEBCO - (IOC et al., 1997)*, alcune immagini riprese dal satellite Landsat nel 1990 e la Carta Nautica 38 dell'Istituto Idrografico della Marina (ed. 1996) per ottenere una serie di mappe vettoriali che permettono di rappresentare l'intero bacino Adriatico, su scale di varie ed in diversi sistemi di coordinate. In particolare, il sistema di Coordinate Geografiche Latitudine/Longitudine (gradi decimali, Ellissoide WGS84) per i temi a grande scala ed il sistema UTM (proiezione Trasversa di Mercatore, coordinate chilometriche, Fuso 33N, Ellissoide WGS84) per le mappe di dettaglio (Figg. 1-2).

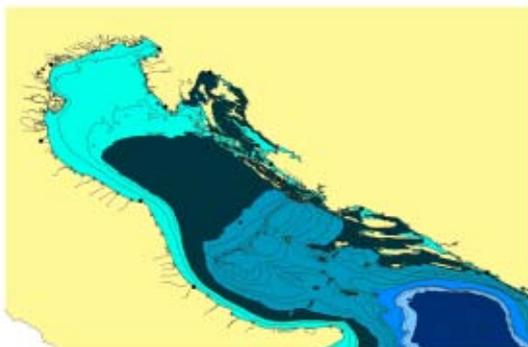


Figura 1. Mappa del bacino Alto e Medio Adriatico.

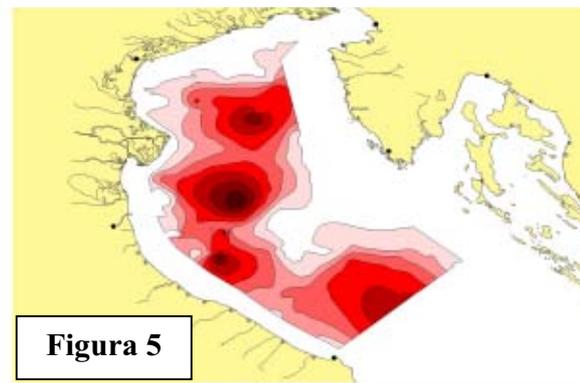
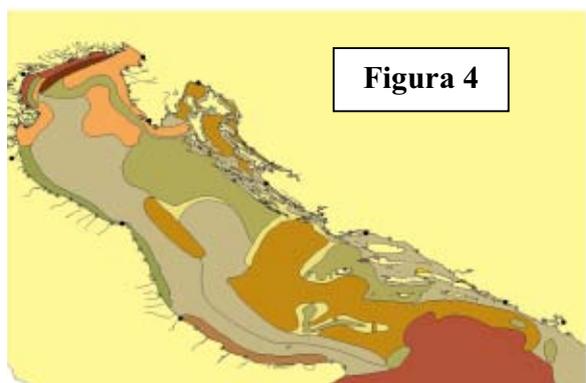
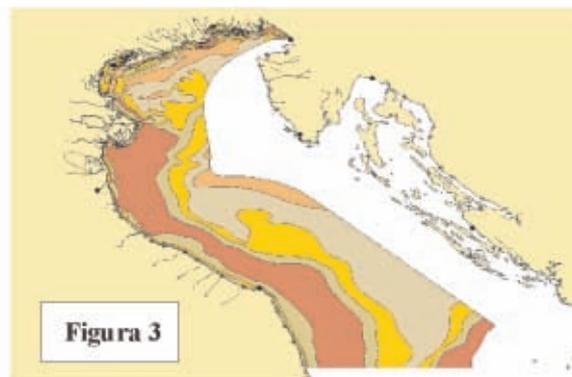


Figura 2. Mappa delle coste venete.



Mappe tematiche

Le pubblicazioni scientifiche nell'ambito delle scienze applicate all'ambiente marino (biologia, chimica, geologia) si sono rivelate una preziosa fonte di informazioni per alcuni dei temi di base del nostro sistema informativo, soprattutto per quanto riguarda mappe tematiche già elaborate. Attualmente sono state implementate sul GIS dell'ICRAM in Chioggia carte tematiche inerenti la sedimentologia, come la carta sedimentologica dell'Adriatico centrale e settentrionale (Brambati *et al.*, 1988 a-b; Fig. 3), e la biologia marina, come la distribuzione delle biocenosi bentoniche in Adriatico (Gamulin-Brida, 1967; Fig. 4) e la distribuzione di alcune specie bersaglio - in questo caso lo scampo - della pesca commerciale (Ardizzone e Corsi, 1997; Fig. 5).



Dai dati raccolti attraverso specifici progetti di ricerca interni abbiamo inoltre elaborato una serie di mappe tematiche riguardanti la distribuzione della vongola filippina (*Tapes philippinarum*) in Laguna di Venezia, la distribuzione delle specie bersaglio della pesca commerciale costiera nel Compartimento di Chioggia, la geomorfologia degli affioramenti rocciosi (Fig. 6) e la distribuzione dell'impatto della pesca a strascico nell'area 1 della Zona di Tutela Biologica di Chioggia (*Tegnùe*; Fig. 7), la distribuzione di alcuni parametri chimico-fisici e biologici nelle acque costiere venete.

Bibliografia

- ARDIZZONE G.D., CORSI F. (eds), 1997. Atlante delle risorse ittiche demersali italiane: Trawl Surveys 1984-1987. *Biol. Mar. Medit.*, 4 (fasc. 2), 568 pp.
- BRAMBATI A., CIABATTI M., FANZUTTI G.P., MARABINI F., MAROCCO R. (1988a). Carta sedimentologica dell'Adriatico Centrale. CNR, Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi Marini. Stampa a cura dell'Istituto Geografico de Agostini, Novara.
- BRAMBATI A., CIABATTI M., FANZUTTI G.P., MARABINI F., MAROCCO R. (1988b). Carta sedimentologica dell'Adriatico Settentrionale. CNR, Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi Marini. Stampa a cura dell'Istituto Geografico de Agostini, Novara.
- GAMULIN-BRIDA H. (1967). The benthic fauna of the Adriatic Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 5: 535-568.
- INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION, International Hydrographic Organization, British Oceanographic Data Centre (1997) – Supporting volume to the Gebco Digital Atlas. Published on behalf of the IOC of Unesco and the IHO as part of the General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO); British Oceanographic Data Centre, Birkenhead.



LE *TEGNÙE* DI CHIOGGIA: NUOVI DATI E OSSERVAZIONI SULLA BASE DI CAMPIONAMENTI ACUSTICI AD ALTA DEFINIZIONE (*MULTIBEAM* E *SIDE-SCAN SONAR*)

Tratto da:

GIOVANARDI O., CRISTOFALO G., MANZUETO L., FRANCESCHINI G., 2003, New data on biogenic reefs (*Tegnùe* of Chioggia) in Adriatic. Proceed. 6th Intern. Conf. *MEDCOAST03*, Ravenna: 1895-1904

GIOVANARDI O., CRISTOFALO G., MANZUETO L., FRANCESCHINI G., 2003, *Chioggia Rivista di Studi e Ricerche*, 23: 103-116.

Le prime ricerche specifiche sulle concrezioni organogene dell'Alto Adriatico (chiamate anche *tegnùe*) risalgono alla fine degli anni '60 (Stefanon, 1966, 1967, 1969; Braga e Stefanon, 1969; Segre, 1969) e successivamente negli anni '70 Stefanon pubblica molti contributi a riguardo (Newton e Stefanon, 1975a, 1975b, 1976, 1982; Stefanon, 1971a, 1971b, 1972, 1979; Stefanon e Mozzi, 1972, 1973). Inizialmente le concrezioni organogene dell'Alto Adriatico erano classificate in tre tipologie: concrezioni totalmente organogene, croste organogene impostate su strutture sedimentarie relitte, sottili ricoprimenti organogeni di affioramenti rocciosi di tipo *beachrock* (Stefanon, 1979, 1984; Newton e Stefanon, 1982). Le concrezioni organogene di Chioggia ricadevano nella prima categoria (Newton e Stefanon, 1975b). Un'ampia bibliografia sulle *beachrock* del mediterraneo è documentata in De Muro e Orrù (1998), Fanucci *et al.* (1974), Got *et al.* (1981) e Ulzega *et al.* (1980). Concrezioni organogene simili a quelle dell'alto Adriatico erano state comunque descritte da vari autori in altre zone del Mediterraneo, ma a differenti profondità e con ipotesi evolutive differenti (Taviani e Trincardi, 1987). Recentemente, Colantoni *et al.* (1997a, 1997b, 1998) e Gabbianelli *et al.* (1997) introducono l'ipotesi che le concrezioni organogene si siano impostate su lastroni di argilliti o marne, arenarie bioclastiche o su letti di conchiglie di molluschi di ambiente infralitorale. L'ipotesi è che questi livelli "duri" abbiano subito una prima fase di cementazione diagenetica, sepolti sotto una coltre di altri sedimenti, durante la fase di regressione marina nell'ultimo glaciale (Würm) per precipitazione di carbonato di calcio delle acque di falda in un ambiente di transizione alluvionale-deltaico, favorita dai processi di ossidazione batterica dovuta alla presenza di impregnazioni di gas metano. Questi livelli cementati sarebbero in seguito stati portati alla luce per erosione dei sedimenti soprastanti durante la fase di esposizione subaerea nel periodo di acme glaciale e di trasgressione e ulteriormente litificati per precipitazione di carbonato di calcio da acque meteoriche o da acque marine in ambiente di spiaggia (formazioni delle *beachrock*). Una volta sprofondati in mare ad una profondità di 10-15 m, questi lastroni, rimasti parzialmente scoperti dalla sedimentazione della fase di *High Stand* (alto stazionamento del livello marino, successivo alla fase di trasgressione), sarebbero stati interessati da una intensa crescita di alghe coralline di ambiente relativamente freddo resistenti ad intense condizioni idrodinamiche e di luce. Su questa prima "crosta" sarebbero poi attecchite, con il progressivo aumento della profondità fino all'attuale livello di stazionamento del mare, forme di organismi bentonici costruttori quali briozoi, serpulidi, coralli, policheti, ecc., meno tolleranti alle sopravvenute condizioni ambientali ma con popolazioni più diversificate. In sintesi si può dunque riassumere che attualmente le ipotesi più accreditate sull'origine delle *tegnùe* sono tre:

La prima, è che queste concrezioni organogene si siano impostate su dei lembi di *beach-rock* ovvero su delle paleospiegate cementate, un tempo emerse durante le varie fasi di oscillazione eustatica del tardo Pleistocene-Olocene, e definitivamente immerse alla fine dell'ultima ingressione marina (trasgressione olocenica o Versiliana).

La seconda, è che queste concrezioni si siano accresciute su nuclei concrezionati del fondale sabbioso limoso per precipitazione di carbonato di calcio legata alla fuoriuscita di fluidi contenenti frazioni gassose metanifere e sulfuree. Intorno a questi nuclei si sono avute inoltre delle probabili concentrazioni di taluni minerali e nutrienti che hanno innescato un ciclo di crescita di colonie solfo-batteriche e di conseguenza di una catena alimentare per organismi bentonici sia vegetali che animali.

La terza, è che le concrezioni si siano impostate su relitti di erosione, probabilmente sepolti e poi rierosi dalle correnti o dall'ultima fase di emersione costituiti da lembi calcarenitici non facilmente collocabili. Per meglio comprendere e quantificare le caratteristiche e le peculiarità delle *tegnùe*, l'ICRAM di Chioggia ha intrapreso delle indagini con metodi acustici che, in fase iniziale, hanno



previsto la caratterizzazione geomorfologica di un'area poi iscritta nella Zona di Tutela Biologica delle "Tegnùe di Chioggia" (area n° 1), dichiarata il 5 agosto 2002 con Decreto del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali su richiesta del Comune di Chioggia. Infatti, un qualunque intervento di ricerca ed indagine su un tale, ideale, laboratorio naturale richiede di base la conoscenza dettagliata dell'area e, se possibile, delle sue origini. Nell'Agosto 2001 e nel Febbraio 2002 sono stati eseguiti due rilievi batimorfologici nell'area oggetto di studio (Fig. 1), ubicata a circa 4,5 Km al traverso di Chioggia, utilizzando un apparato *Side-Scan Sonar* ed un apparato *Multibeam*.

Durante i campionamenti la rotta della nave impiegata è stata registrata con un sistema di posizionamento GPS Differenziale che ha permesso di ottenere un'accuratezza orizzontale inferiore al metro. Dai tracciati originali del side-scan sonar è stato realizzato un foto-mosaico del fondo in formato digitale, mentre i dati batimetrici ottenuti con il multibeam hanno consentito di ottenere un DTM (*Digital Terrain Model*) del fondo marino di estremo dettaglio. Dal DTM sono stati ricavati una carta batimetrica con isobate intervallate di 0,5 m, una carta con lo *shaded relief* del fondo con sorgente luminosa virtuale, e una carta batimetrica a fasce di colore. L'interpretazione geomorfolo-

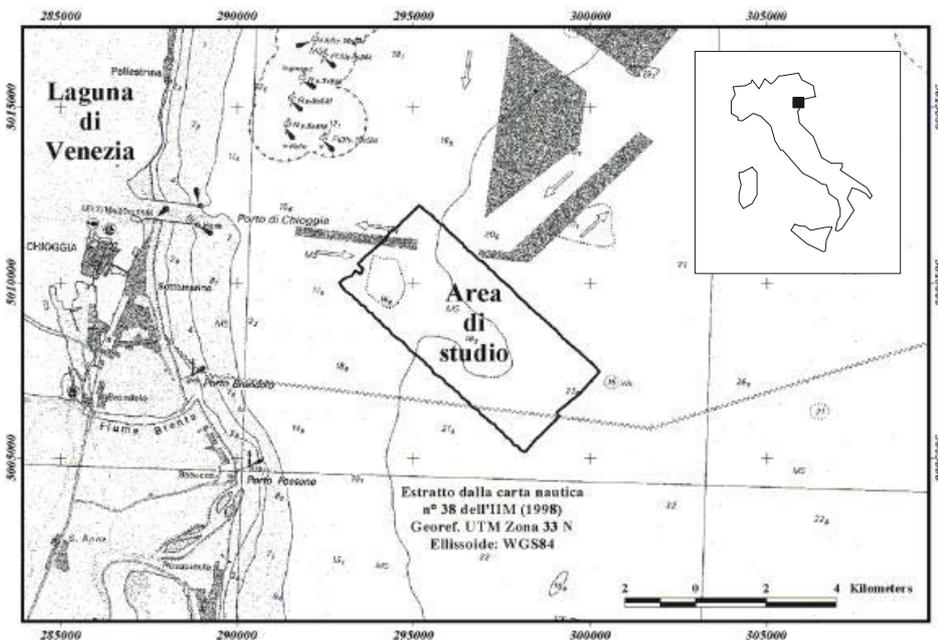


Fig. 1 - Ubicazione dell'area investigata.

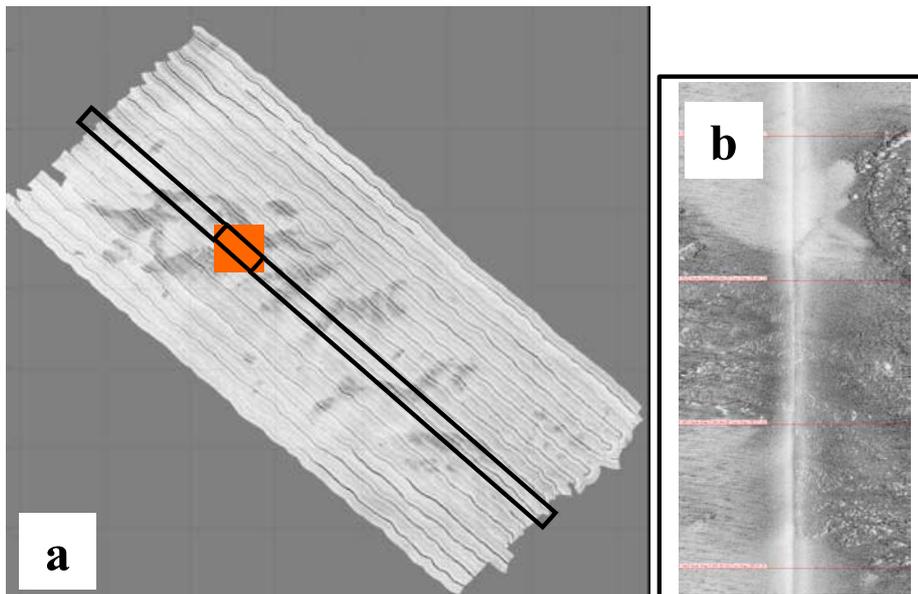


Fig. 2 - (a) Mosaico dei tracciati Side-scan Sonar (è evidenziata l'area esaminata con un singolo passaggio); b) Particolare del tracciato, la cui posizione è illustrata dal rettangolo ombreggiato in (a).



gica dei substrati presenti nell'area è stata condotta a schermo, confrontando e verificando ogni tracciato side-scan sonar anche con i dati del *Multibeam*, e trasferita successivamente su carta. Alla fine di questa fase, la carta risultante è stata digitalizzata e georeferenziata. L'area esaminata con il side-scan sonar (circa 23 Km²) è rappresentabile come un rettangolo di 7,16 x 3,18 Km, con il lato lungo orientato NO-SE. Le profondità (dati *Multibeam*) sono comprese tra un massimo di 23,5 m nel lato più meridionale ed un minimo di 17,5 m in corrispondenza di una cresta di una *tegnù* ubicata nella parte settentrionale dell'area. Il foto-mosaico dei tracciati side-scan sonar (Fig. 2) illustra la disposizione degli elementi delle *tegnù* sul fondo marino; un dettaglio delle strutture più consistenti e della loro profondità è mostrato nel rilievo dello *shaded relief* e nella carta batimetrica ottenuti dai dati *Multibeam* (Figg. 3 e 4). La carta geomorfologica (Fig. 5) evidenzia la presenza di concrezioni organogene assimilabili a formazioni rocciose vere e proprie giacenti su un fondale circostante tendenzialmente piatto ed omogeneo costituito da peliti e peliti sabbiose (frazione di argilla compresa tra il 95 e il 70%, frazione di sabbia compresa tra il 5 e il 30%). Le concrezioni rocciose si presentano con forme di solito allungate o, a volte, con forme a losanga. Altre piccole formazioni hanno

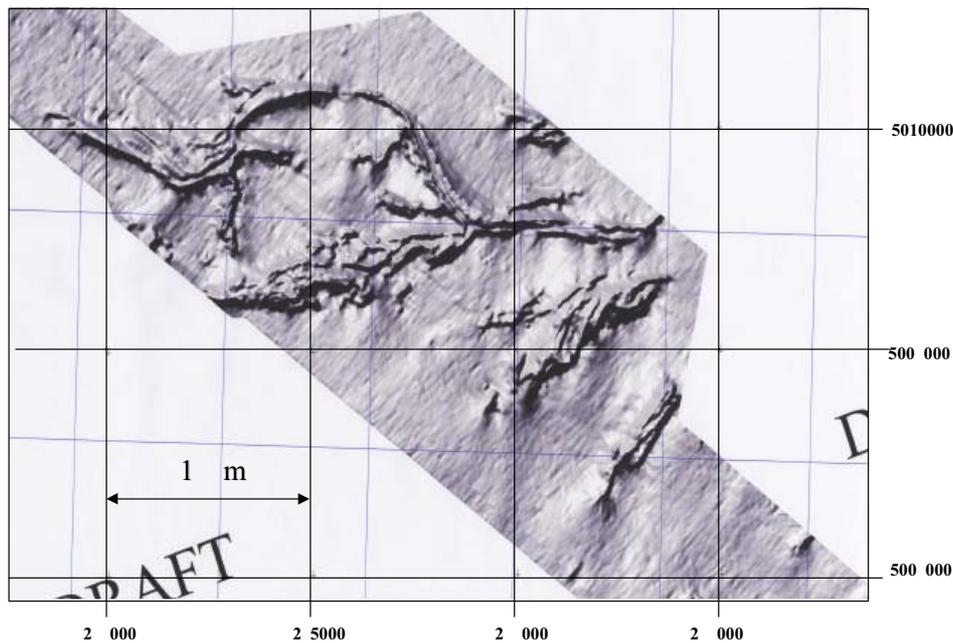


Fig. 3 - Elaborazione "shaded relief" dei dati Multibeam. Il reticolo geografico evidenziato è UTM.

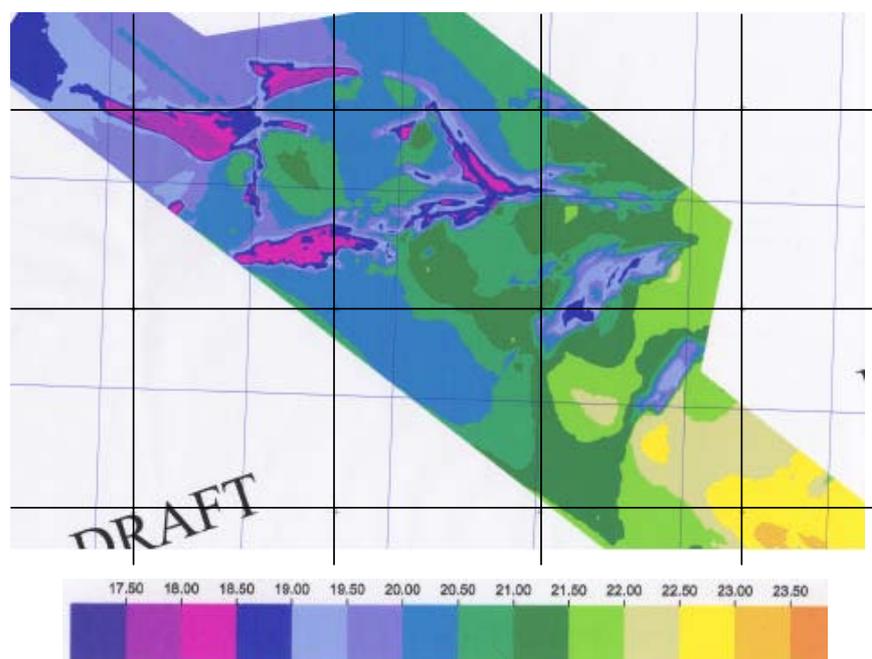


Fig. 4 - Carta batimetrica a fasce di color e elaborata dai dati Multibeam. Reticolo come nella fig. 3.



forma irregolare o anche a *patch* o addirittura puntiforme. Nella carta sono state inoltre evidenziate le creste principali delle concrezioni con forma lineare. Sono state anche individuate e mappate delle aree ad alta riflettività (*high backscatter*) alla base e nell'intorno delle concrezioni stesse che, non avendo rilievo, sono state interpretate come depositi clastici a prevalente frazione detritico-bioclastica derivante dal disfacimento delle concrezioni adiacenti e da tanatocenosi di organismi bentonici (molluschi bivalvi, gasteropodi, alghe calcaree, ecc.).

L'analisi della carta geomorfologica digitale effettuata con il software GIS ha permesso infine di misurare l'area occupata da queste due categorie di substrato (Tab. 1 e 2). La carta geomorfologica aggiunge nuovi dati e informazioni sulla geometria di queste biocostruzioni e quindi lascia spazio ad alcuni nuovi spunti di interpretazione sulla loro origine. Da questa carta, infatti, si evince che tali

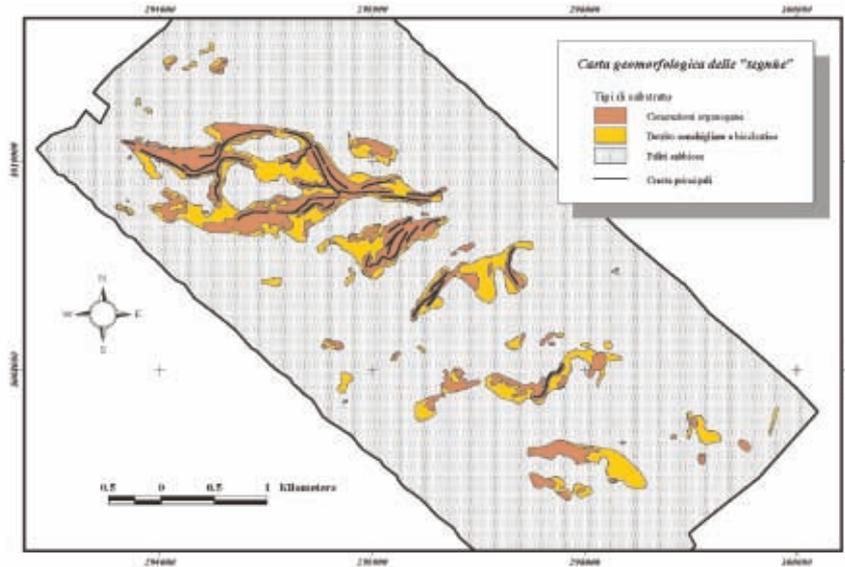


Fig. 5 - Interpretazione geomorfologica dei substrati presenti nelle *tegnùe* dai dati Side-scan sonar.

concrezioni affiorano sul fondale spesso con andamento lineare, dando luogo a volte a delle morfologie di tipo dendritico, soprattutto in quelle ubicate nella parte nord-occidentale dell'area investigata. Inoltre alcuni di questi allineamenti si presentano spesso accoppiati e con andamento curvilineo (Fig. 6) che ricorda l'andamento di piccoli meandri o canali attualmente presenti in laguna. Si fa notare inoltre che l'asse principale della *tegnùe* più estesa e rilevante, ubicata nella parte Nord-Ovest dell'area investigata, ha un andamento grossomodo Est-Ovest e quindi approssimativamente ortogonale all'attuale linea di costa. In sezione spesso le concrezioni presentano un profilo asimmetrico a triangolo scaleno con le creste spostate verso il lato più ripido. Questo andamento asimmetrico era già stato evidenziato da Stefanon (1979). Le biocostruzioni si elevano poi dal fondo mobile da 1 a 4 m a volte con margini piuttosto bruschi e ripidi. Una estesa concrezione evidente al centro dell'area si presenta invece con una forma a losanga con alcuni lineamenti tra loro paralleli e leggermente arcuati quasi a disegnare un complesso di dune. Le concrezioni più a sud-est hanno un carattere spesso irregolare con rare forme allungate con direzione NE-SW. Minuscole concrezioni puntiformi, con dimensioni a volte inferiore al metro sia in diametro che in altezza, sono disseminate nella parte marginale nord-occidentale dell'area. Facendo una ricostruzione dell'ambiente originario dove si sarebbero formate le *tegnùe*, va detto che il paesaggio di quest'area nell'ultimo periodo glaciale (acme glaciale "würmiano", 18000-20000 anni b.p.) doveva essere un'enorme valle alluvionale padana caratterizzata da un imponente sistema fluviale-lacustre controllato dai principali fiumi, che attualmente sfociano lungo le coste del nord-adriatico, e in particolare dal Po. Il livello del mare era più basso di -120 m dell'attuale e di conseguenza al termine della regressione marina la linea di costa in quel tempo si andava ad attestare intorno alla fossa meso-adriatica, grossomodo all'altezza di S. Benedetto del Tronto. Il livello di base dei fiumi, che drenavano l'appennino tosco-emiliano e le alpi sul versante padano, era dunque molto più in basso di oggi e dotava il sistema fluviale di una eleva-



Classe di superficie (km ²)	Numero elementi	% sul totale degli elementi	Area ricoperta in totale (km ²)	% sul totale della superficie	Area media (km ²)
< 0,01	29	65,9	0,094	6,8	0,003
0,01 – 0,1	12	27,3	0,395	28,6	0,033
0,1– 0,5	3	6,8	0,891	64,6	0,297
Tot.	44	100	1,380	100	0,031

Tabella 1. Caratteristiche spaziali degli elementi delle tegnùe: concrezioni organogene.

Classe di superficie (km ²)	Numero elementi	% sul totale degli elementi	Area ricoperta in totale (km ²)	% sul totale della superficie	Area media (km ²)
< 0,01	25	53,2	0,086	6,5	0,003
0,01 – 0,1	17	36,2	0,454	34,4	0,027
0,1– 0,5	5	10,6	0,780	59,1	0,156
Tot.	47	100	1,320	100	0,028

Tabella 2. Caratteristiche spaziali degli elementi delle tegnùe: aree di detrito conchigliare e bioclastico.

ta energia potenziale ed erosiva. Enormi quantità di detrito venivano trasportate e depositate a valle e in prossimità delle foci. La successiva ingressione del mare a partire da 16000 fino a 6000 anni or sono portò all'arretramento della linea di costa fino ad una quota di circa -25 m da livello attuale del mare. In quel periodo dunque (6000 b.p.) l'area in esame era ancora emersa e molto vicina all'allora linea di costa. L'ambiente doveva essere molto simile a quello del delta del Po attuale, con canali alternati a lagune, barre e dune. Da queste premesse e dalle osservazioni ricavate dalla carta geomorfologica delle *tegnùe* si potrebbe tentare di ipotizzare una ulteriore ipotesi sull'origine ed evoluzione di queste concrezioni rocciose organogene. L'ipotesi è che le concrezioni dendriformi si siano accresciute su dei nuclei sabbioso-ghiaiosi costituiti da relitti di argini naturali, con spiccata forma

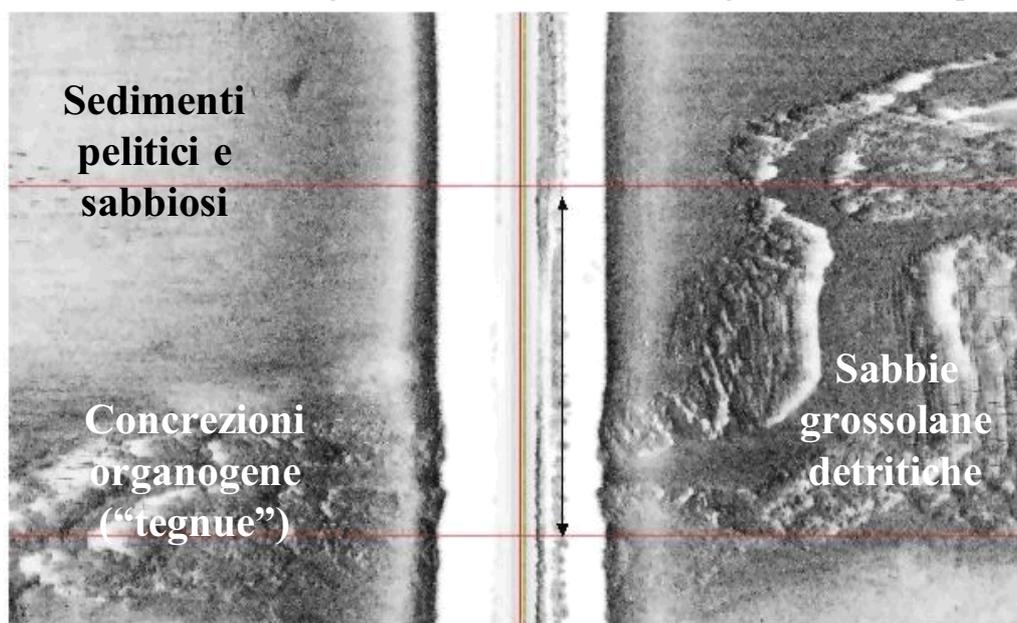


Fig. 6 – Immagine Side-scan Sonar in corrispondenza di due concrezioni organogene accoppiate ad andamento curvilineo. Il profilo dei margini delle concrezioni è brusco e asimmetrico.



asimmetrica, e di barre di centro-canale o di meandro (forma a losanga con cordoni e solchi) in un ambiente alluvionale o deltizio dopo essere stati definitivamente annegati e sommersi tra i 6000 e i 2000 anni fa, data alla quale il livello marino si è stabilizzato alle quote attuali. Questa ipotesi non escluderebbe che alcune di queste formazioni studiate o di altre simili presenti in alto adriatico si siano impostate su delle *beach-rock* e non escluderebbe neanche il fatto che alcune di queste, soprattutto quelle di forma puntuale o a *patch* si siano accresciute invece intorno a dei nuclei concrezionati per fuoriuscita di fluidi dal sottofondo collegata ad emissioni di idrocarburi gassosi.

Ringraziamenti

Si ringrazia in modo particolare la Communication Technology di Cesena e la Thales GeoSolutions Italia di Bologna per avere gentilmente fornito la strumentazione acustica e per la loro assistenza tecnica durante i rilievi batimorfologici (SSS e Multibeam).

Bibliografia

- BRAGA G. E STEFANON A. 1969. Beachrock ed alto-Adriatico: aspetti paleogeografici, climatici, morfologici ed ecologici del problema. *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze, Lettere e Arti*, A.A. 1968-69, Tomo CXXVII, Classe di Sc. Matematiche e Naturali.
- COLANTONI P., GABBIANELLI G. E CEFFA L. 1997a. Methane venting and authigenic carbonate formation in the Adriatic Sea. *Proceedings of Int. Field Workshop "Cold-event hydrocarbon seepage and chemiosynthesis"*, Bologna.
- COLANTONI P., GABBIANELLI G., RICCHIUTO T. E CEFFA L. 1997b. Methane-derived cementation on recent sediments from the adriatic continental shelf. *Proceedings of 18th IAS Regional European Meeting of sedimentology*. GAEA, Heidelberg.
- COLANTONI P., GABBIANELLI G., CEFFA L., CECCOLINI C. E RICCHIUTO T. 1998. Bottom features and gas seepages in the Adriatic Sea. *V Intern. Conf. On Gas in Marine Sediments*, Bologna, 9-12 Settembre 1998.
- DE MURO S. E ORRÙ P. 1998. Il contributo delle beach rock nello studio della risalita del mare olocenico. Le beach rock post-glaciali della Sardegna nord-orientale: il Quaternario. *Italian journal of Quaternary Sciences*, 11: 19-39.
- FANUCCI F., FIERRO G., OZER A. E PICCAZZO M. 1974. Ritrovamento di una beach rock a 70 metri di profondità nelle Bocche di Bonifacio. *Studi Sassaressi Sez. III, Annali della Facoltà di Agraria dell'Università di Sassari*, Vol. XXII.
- GABBIANELLI G., COLANTONI P., DEGETTO S., DINELLI E. E LUCCHINI F. 1997. Contributi sedimentologici, geochimici ed isotopici per una caratterizzazione ambientale dell'Adriatico Settentrionale. *GEOITALIA, 1° Forum FIST*, fasc. 2, sess. 11: 242-243.
- GOT H., ALOISI J.C. AND MONACO A. 1981. Sedimentary processes in Mediterranean Deltas and Shelves. In (F.C. Wezel, ed.) *"Sedimentary basins of Mediterranean Margins"*. CNR Italian project of Oceanography, Technoprint Bologna.
- NEWTON R.S. E STEFANON A. 1975a. Application of Side-Scan Sonar in Marine Biology. *Marine Biology*, 31: 287-291.
- NEWTON R.S. E STEFANON A. 1975b. The "Tegnue de Ciosa" area: Patch reefs in the northern Adriatic Sea. *Marine Geology*, 19: 27-33.
- NEWTON R.S. E STEFANON A. 1976. Primi risultati dell'uso simultaneo in Alto Adriatico di Side-Scan Sonar, subbottom profiler ed ecografo. *Mem. di Biogr. Adriat.*, suppl. V9: 33-60.
- NEWTON R.S. E STEFANON A. 1982. Side-Scan Sonar and subbottom profiling in the northern Adriatic Sea. *Marine Geology*, 46: 279-306.
- RICCI LUCCHI F. 1980. *Sedimentologia. Parte III: Ambienti sedimentari e facies*. Ed. CLUEB Bologna.
- Segre A.G. 1969. Linee di riva sommerse e morfologie della piattaforma continentale italiana relative alla trasgressione marina Versiliana. *Quaternaria*, 11: 141-154.
- STEFANON A. 1966. First notes on the discovery of outcrops of beachrock in the Gulf of Venice (Italy). *Rapp. Comm. Int. Mer Mediterr.*, 19 (4), pp. 469.
- STEFANON A. 1967. Formazioni rocciose del bacino dell'alto Adriatico. *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze, Lettere e Arti*, A.A. 1966-67, Tomo CXXXV, Classe di Sc. Matematiche e Naturali.
- STEFANON A. 1969. The role of the beachrock on the study of the evolution of the northern Adriatic Sea. *Mem. Biogeogr. Adriat.*, 8: 79-87.
- STEFANON A. 1971a. Beachrock and paleogeography in the northern Adriatic Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Mediterr.*, 20: 333-337.
- STEFANON A. 1971b. Submerged beachrock in the Gulf of Venice (Italy): key to the knowledge of the local coastline evolution in the last few thousand years. *Quaternaria*, 14: 191-193.
- STEFANON A. 1972. Beachrock and paleogeography in the northern Adriatic Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Mediterr.*, 20 (4): 605-608.
- STEFANON A. 1979. Gli affioramenti rocciosi dell'Alto Adriatico: considerazioni sulla loro distribuzione, struttura ed evoluzione, nel contesto della problematica del bacino. *Conv. Scient. Naz.le P.F. Oceanografia e Fondi marini*, Roma 5-7 marzo 1979
- STEFANON A. 1984. Sedimentologia del Mare Adriatico: rapporti tra erosione e sedimentazione olocenica. *Bollettino di Oceanologia Teorica ed Applicata*, 2 (4).
- STEFANON A. E MOZZI C. 1972. Esistenza di rocce organogene nell'alto Adriatico al largo di Chioggia. *Atti Ist. Veneto Sco.*, 130: 403-499.
- STEFANON A. E MOZZI C. 1973. Rock outcrops in the Northern Adriatic Sea. In (H.C. Flemming ed.) *"Science Diving"*, International. Proc. 3rd Scient. Symp. CMAS, BSAC: 203-206.
- TAVIANI M., TRINCARDI F. 1987. Post-glacial buildups on the eastern tyrrhenian shelf. Attempt of interpretation. *Coll. Intern. Oceanol.*, Perpignan, C.I.E.S.M. 1987.
- ULZEGA A., FAIS S., FERRARA C., LECCA L. E LEONE F. 1980. Il significato delle linee di riva sommerse nella ricerca dei placers. *Prog. Fin. Fondi Mar.*, Sottoprogram. Ris. Min., Trieste 25-26 Giugno 1980.



MINIMI TERMICI NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE DURANTE L'INVERNO 2001/2002 ED EFFETTI SULLA FAUNA MARINA

Tratto da: CORNELLO M., GIOVANARDI O., GISMONDI M., RINALDI A., 2003, "Minimal temperatures in the Northern Adriatic west coast during the winter 2001/2002 and effects on the sea fauna", *Acta Adriatica*, 44 (4): 27-31.

Nell'ultima decade si è assistito ad un riscaldamento generale del mare Adriatico con effetti sulla fauna marina (Dulčić *et al.*, 1999). Un caso rappresentativo è quello del clupeiforme *Sardinella aurita*, una specie termofila tipica del mare Mediterraneo centrale e meridionale, che in questi ultimi venti anni ha espanso il proprio areale verso Nord (Kacič, 1984), ma anche l'ecologia di specie comuni, come per esempio la sardina (*Sardina pilchardus*), sono influenzate dal mutamento delle proprietà idrologiche del mare Adriatico (Tičina *et al.*, 2000).

Nei mesi di gennaio e febbraio 2002 sono state registrate temperature delle acque adriatiche particolarmente basse con condizioni di spiccata omotermia sulla colonna d'acqua, in accordo con le condizioni climatiche del periodo caratterizzate da basse temperature dell'aria, con gelate e venti persistenti dai quadranti settentrionali. In tale contesto sono state segnalate diffuse morie di organismi appartenenti a diverse classi zoologiche, sia nelle acque di transizione (lagune e valli di pesca) che nelle acque costiere del mare Adriatico settentrionale e centrale.

Dall'analisi dei profili verticali della temperatura in quattro stazioni poste a 10 Km dalla costa nel tratto compreso tra Bagni di Volano (Ferrara) e Cesenatico (Forli-Cesena) (Daphne II, 2002) e di altre due stazioni, poste una a circa 5 Km davanti alla foce del fiume Adige (Venezia) e una a circa 10 Km da Porto Caleri (Rovigo) (Giovanardi *et al.* 2002), emerge che già nella seconda metà del mese di novembre 2001 i valori sono risultati notevolmente più bassi rispetto allo stesso mese dell'anno 2000. Nel tratto di costa emiliano romagnolo si sono registrate differenze di temperatura, tra l'autunno-inverno 2000/2001 e quello 2001/2002, che hanno raggiunto anche 10°C nel mese di dicembre, 7°C nel mese di gennaio e 4°C nel mese di febbraio (Fig. 1). Nelle due stazioni più settentrionali i valori di gennaio e febbraio 2002 sono risultati più bassi di 3 e 2°C rispettivamente, se confrontati con i 10°C misurati, lungo tutta la colonna d'acqua, nel marzo 2001, che rappresenta il valore di temperatura più basso per quell'anno.

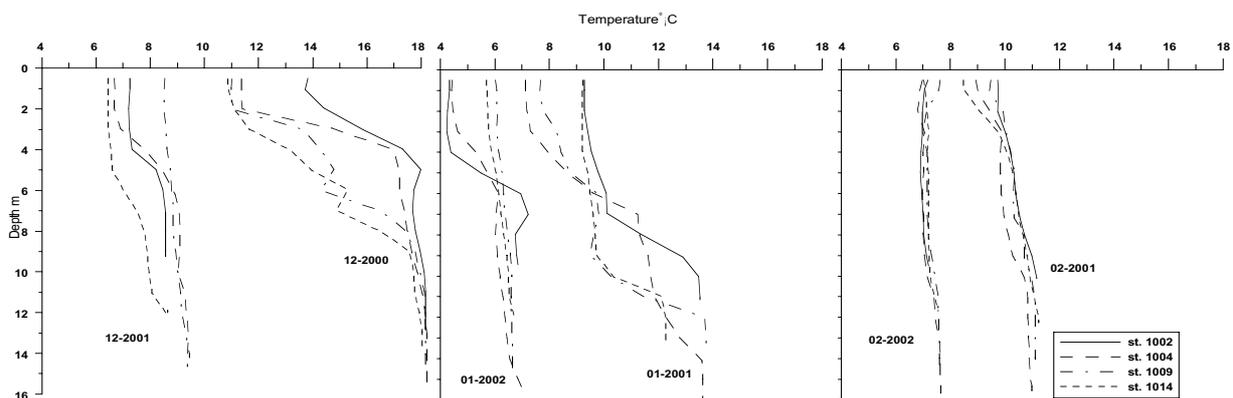


Fig. 1. Profili termici nelle 4 stazioni della costa emiliano-romagnola a 10 Km dalla costa.

Il fenomeno ha interessato l'intero bacino settentrionale ed il confronto con i dati di temperatura relativi agli anni precedenti (estrapolati dai rapporti dell'ARPA Emilia-Romagna, del progetto programma comunitario dell'Unione Europea INTERREG e del progetto e MAT del Ministero dell'Ambiente - ICRAM Chioggia) fa supporre che si sia verificato un elevato riscaldamento delle masse d'acque del bacino durante tutto il 2000 a cui è seguito un blando raffreddamento durante i primi mesi invernali del 2001. Un repentino e consistente fenomeno di raffreddamento si è invece verificato nell'autunno-inverno 2001/2002, come è anche possibile desumere dalle misure in continuo in



prossimità del fondo della stazione al largo di Porto Caleri (Fig. 2). In concomitanza a questo fenomeno di rapido e intenso raffreddamento delle acque sono pervenute segnalazioni relative a morie di

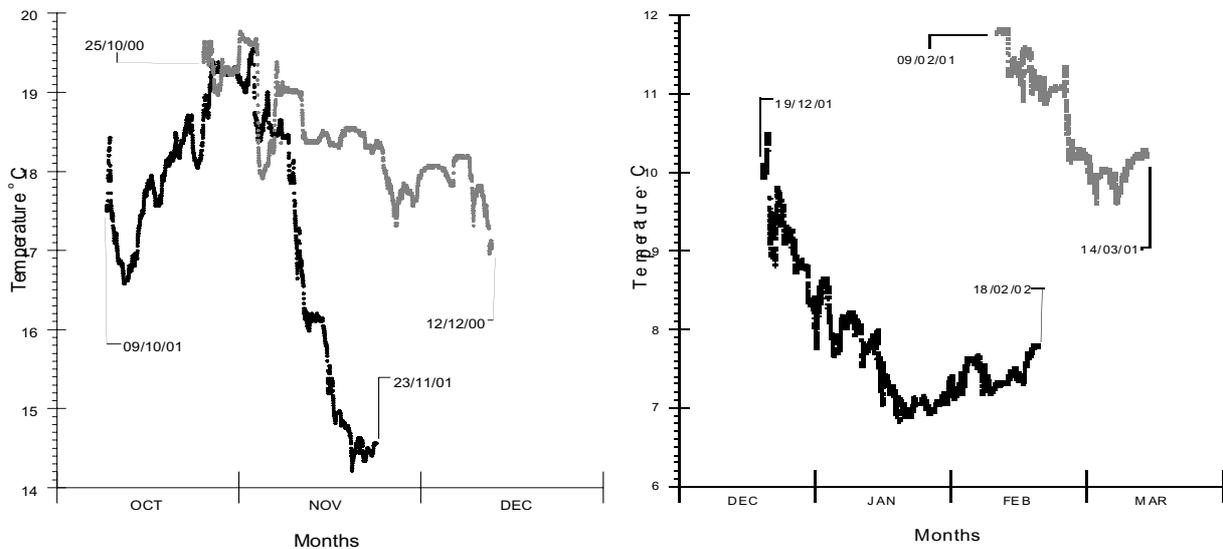


Fig. 2. Andamento della temperatura dell'acqua in prossimità del fondo (-23 m) in una stazione fissa posta 10 km al largo di Porto Caleri.

organismi marini nei mesi di gennaio e febbraio 2002. Nelle valli da pesca delle lagune di Grado e Marano (Udine) la moria ha interessato più dello 80% degli esemplari allevati; si stima che siano periti 220000 Kg di branzini, 246000 Kg di orate e 1200 Kg di cefali a cui va aggiunta la perdita di migliaia di avannotti, come riportato dalle associazioni di categoria, Direzione Generale Pesca e Acquacoltura). Sempre le associazioni nazionali di categoria pescatori, nei primi mesi del 2002 hanno inoltre inviato un'informativa al Ministero competente riguardante la moria di capesante e canestrelli (*Pecten jacobaeus* e *Aequipecten opercularis*), di pesce azzurro (*Sardina pilchardus* e *Engraulis encrasicolus*) e di mazzancolle (*Penaeus kerathurus*) a partire dalle 5 miglia fino alle 16 miglia dalla costa nelle acque del compartimento marittimo di Venezia, stimando una riduzione percentuale sul pescato totale rispetto a gennaio 2001 del 59%. Pure nel compartimento di Chioggia sono state segnalate morie di mazzancolle, sogliole e gronghi (*P. kerathurus*, *Solea* spp. e *Conger conger*).

Nella seconda metà di gennaio 2002 una coppia di motopesca "volanti" di Chioggia in poche cale effettuate in prossimità della bocca di porto hanno catturato alcune tonnellate di branzini adulti (*Dicentrarchus labrax*; con pezzatura compresa tra 1 e 10 Kg). Questa cattura inusuale, mai osservata a Chioggia a memoria di pescatore, oltre ad essere legata ad una aggregazione per scopi riproduttivi potrebbe anche essere riconducibile ad una reazione comportamentale all'eccezionale raffreddamento della laguna (ricoperta dal ghiaccio per un lungo periodo) e delle acque costiere. Nello stesso periodo, alcuni ricercatori veterinari dell'Università di Bari hanno accertato che la causa di morte di esemplari appartenenti alle specie *Sardinella aurita*, *S. pilchardus* e *Diplodus sargus sargus* raccolti in data 07/01/2002 in località Capitolo (presso Monopoli, Bari), era chiaramente imputabile alla permanenza degli individui in ambienti con temperature critiche o sottoposti a variazioni termiche improvvise. Morie di *S. aurita* sono state osservate nello stesso periodo anche sulle coste croate del bacino centrale, in particolare nella baia di Kastela, dove in alcune aree la superficie del mare era ricoperta di ghiaccio (Ticina, com. pers.). Favoriti dalle temperature particolarmente miti dell'inverno 2000/2001, i banchi di *S. aurita* potrebbero essersi inoltrati e mantenuti più a lungo in acque settentrionali (più ricche di alimento) rispetto alla loro normale distribuzione, per finire poi "intrappolati" dalla rapida diminuzione di temperatura verificatasi al finire dell'autunno 2001. La consistente presenza di questo piccolo pelagico nell'intero Adriatico settentrionale in questo periodo è confermata dai primi risultati della campagna di rilevamento acustico effettuata nel novembre 2001 nell'ambito del programma ADRIAMED (Ticina, com. pers.). *S. aurita* non è una specie com-



mercializzata in Adriatico ed il danno riportato dai pescatori è consistito nell'impossibilità di commercializzare il pescato che era rimasto a contatto nel sacco con gli esemplari di *S. aurita* in putrefazione. Un fenomeno di elevato raffreddamento delle acque del nord Adriatico occorso nell'inverno 1928/1929, e le conseguenti segnalazioni di morie di organismi marini, fu descritto da Vatova (1929, 1934). L'anomalia termica ha interessato i mesi di febbraio e marzo 1929 con valori minimi, su tutta la colonna d'acqua, compresi tra 5,9 e 6,2 °C (da rilevazioni a circa 2 Km dalla costa croata). Emerge una differenza temporale nel periodo di minimo termico tra il caso del 1929 e quello del 2002: nel 1929 il periodo più freddo ha interessato il mese di marzo, mentre nel 2002 è coinciso con la fine di gennaio e l'inizio di febbraio. Tale slittamento temporale ha influito in maniera diversa sulle specie colpite dalla moria nei due eventi. Vatova segnala una eccezionale moria di seppie (*Sepia officinalis*) nell'intero bacino centro settentrionale dell'Adriatico oltre alla eccezionale cattura di esemplari sofferenti di dentici (*Dentex dentex*), gronghi (*C. conger*), cefali (*Mugil spp.*), branzini (*D. labrax*) orate (*Sparus auratus*), rombi (*Bothus maximus*), fragolini (*Pagellus erythrinus*), cantere (*Cantharus spp.*) e salpe (*Boops salpa*). Riporta inoltre la quasi totale decimazione del pesce in nelle Valli di Comacchio (FE). La diffusa e massiva moria di seppie verificatasi nel 1929 è con probabilità legata al periodo (primavera) ed all'area (costiera) tipicamente riproduttivi della specie, che in queste aree costiere si è parzialmente sovrapposto ai minimi termici di quell'anno con ripercussioni sull'entità del pescato nel periodo compreso tra aprile e maggio 1929. Altre specie commerciali per cui si ebbe una riduzione del pescato anche negli anni successivi sono *Trachurus trachurus* (suro), *Morone D. labrax* (spigola), *Squilla mantis* (canocchia) e *Maja squinado* (grancevola). Dalle osservazioni e analisi dei dati di vendita all'ingrosso, non sembrerebbe che l'evento in questione sia risultato essere un fattore chiaramente negativo nella riproduzione delle specie commerciali, diversamente dal caso osservato da Vatova. Tuttavia, le basse temperature potrebbero aver aumentato la catturabilità e/o la vulnerabilità di alcune di specie. Il freddo potrebbe aver avuto influenze positive su questi fattori, come nel caso di *M. squinado* e *P. kerathurus*, o negative come nel caso di *S. mantis*, che essendo un organismo fossorio, potrebbe aver aumentato il tempo di permanenza all'interno della tana in risposta al calo di temperatura.

Bibliografia

- GIOVANARDI O., CORNELLO M., TIOZZO K., CASALE M., FRANCESCHINI G., 2002. Effetti degli aggregati mucilluginosi sulle comunità bentoniche. Programma di monitoraggio e studio sui Processi di formazione delle mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno (MAT). V Rapporto: 351-366.
- DULČIĆ, J., B. GRBEC AND L. LIPEJ. 1999. Information on the Adriatic ichthyofauna – effect of water warming? *Acta Adriatica*, 40 (2): 33-49.
- KAČIĆ, I. 1984. Gilt sardine (*Sardinella aurita* Val.) in the Adriatic Sea. *Nova Thalassia*, 6: 371-373.
- TICINA, V., I. IVANČIĆ AND V. EMRIĆ. 2000. Relation between the hydrographic properties of the northern Adriatic Sea water and sardine (*Sardina pilchardus*) population schools. *Period. biol.*, 102 (1): 181-192.
- VATOVA, A. 1929. Sui minimi termici verificatisi nell'alto Adriatico nel febbraio e nel marzo 1929 e loro effetti sull'ittiofauna. *Regio Comitato Talassografico Italiano, Memoria*, 157: 1-8.
- VATOVA, A. 1934. L'anormale regime fisico-chimico dell'alto Adriatico nel 1929 e le sue ripercussioni sulla fauna. *Thalassia*, 1 (8): 1-49.





LA SOSTANZA ORGANICA PARTICELLATA NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE E CENTRALE

Tratto da: GISMONDI M., GIANI M., SAVELLI F., BOLDRIN A., RABITTI S., 2002, "Particulate organic matter in the Northern and Central Adriatic", *Chemistry and Ecology*, 18: 27-38.

La circolazione delle acque costiere occidentali del mare Adriatico è fortemente influenzata dall'acqua dolce che il fiume Po getta in mare formando un pennacchio (*plume*) superficiale che rimane separato dalle acque adriatiche (Grancini e Cescon, 1973). Generalmente durante l'estate il plume si estende notevolmente verso il centro del bacino mentre in inverno è limitato al litorale occidentale (Orlic, 1989) con tendenza a spostarsi verso Sud. Nell'Adriatico settentrionale le concentrazioni di carbonio organico (POC) e di azoto (PN) particellati sono collegate agli apporti del fiume Po e le concentrazioni nelle acque di superficie sono direttamente proporzionali alla massa fitoplanctonica (Gilmartin e Revelante, 1991). La presenza di gradienti di densità verticale ed orizzontale dovuti all'input di acqua dolce ed il ciclo stagionale, con sviluppo di sistemi frontali nell'alto e medio Adriatico (Franco e Michelato, 1992) influenza pesantemente la distribuzione della sostanza organica sospesa. All'interno del progetto Prisma 2 sono state condotte quattro crociere in giugno 1996, febbraio 1997, giugno 1997 e febbraio 1998, (identificate come BC1, BC2, BC3 e BC4), in due aree del mare Adriatico: una a Nord, al largo del delta del Po, e una più meridionale lungo la costa tra Pesaro e Ancona (fig. 1). Le masse d'acqua delle due aree sono state suddivise in più classi in base alla loro salinità come mostrato in tabella 1. Durante le crociere nel nord Adriatico è stata osservata la stratificazione verticale ed orizzontale della

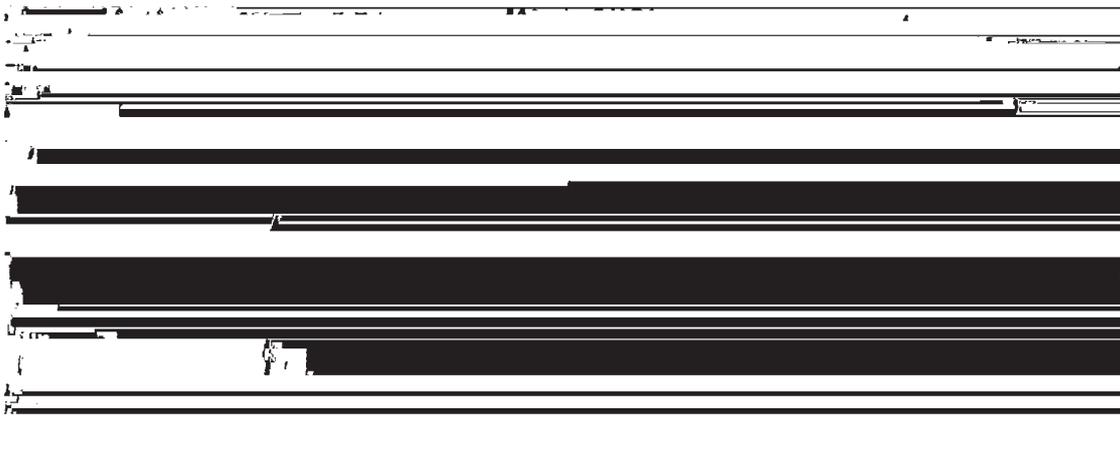


Fig. 1 – Siti di campionamento. LEGENDA: longitude = longitudine est; latitude = latitudine nord; cruise = crociera; February = febbraio; June = giugno.

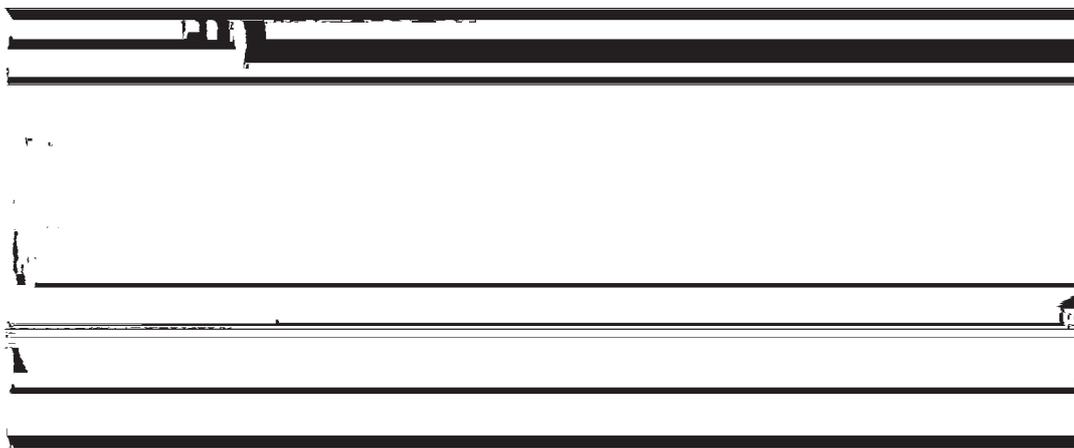


Tabella 1. Medie e deviazioni standard della salinità e temperatura nelle due aree di campionamento e distinzione nelle due classi di salinità.

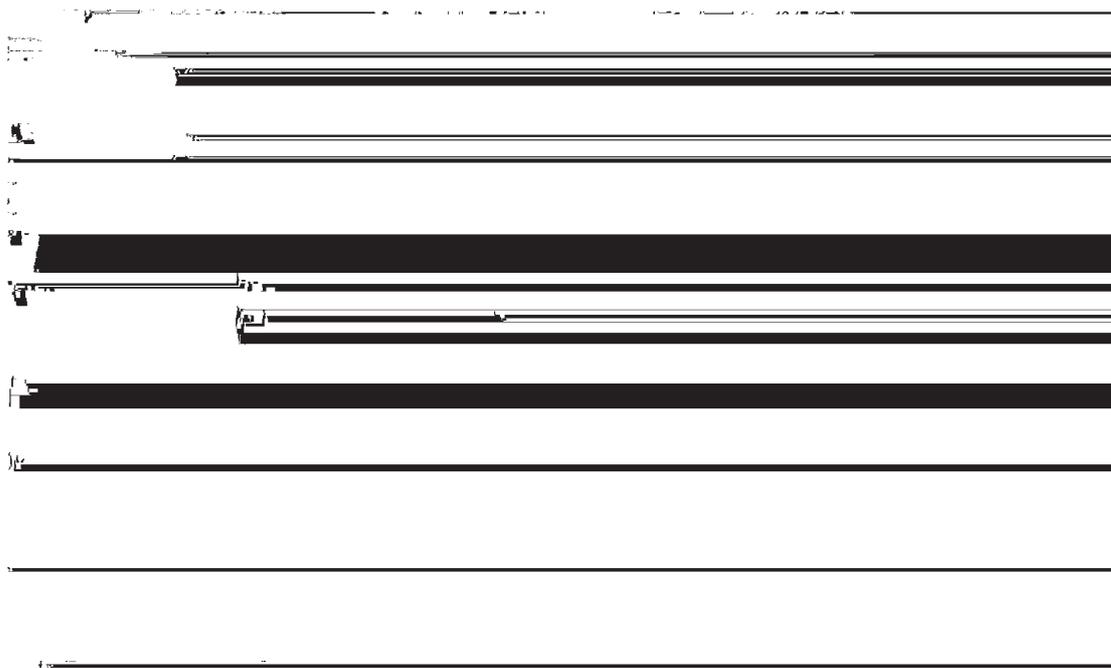


Fig. 2 - Concentrazioni (mmol dm^{-3}) del fosforo totale particellato (superiormente) e del carbonio organico particellato (inferiormente) nell'area Nord adriatica. Le isoplete rappresentano l'anomalia di densità (kg m^{-3}). LEGENDA: depth = profondità, sampling stations = stazioni di campionamento, June = giugno, February = febbraio.

colonna dell'acqua (fig. 2), con un forte contributo delle acque fluviali negli strati superficiali, che ha determinato un corrispondente gradiente della concentrazione della sostanza organica particellata. L'effetto di diluizione ha influenzato le stazioni litoranee e la struttura di densità delle masse d'acqua è stata caratterizzata da un gradiente orizzontale, che ha determinato un sistema frontale superficiale ben evidente nel giugno 1997 e febbraio 1998. In generale, in tutte le quattro crociere, è stato osservato un gradiente orizzontale di diminuzione delle concentrazioni di carbonio organico (POC), di azoto (PN) e del fosforo totale (TPP) particellati, andando dalla costa verso il largo. Le acque a bassa e intermedia salinità hanno sempre mostrato le più alte concentrazioni di tutti i parametri con l'eccezione dei solidi sospesi totali (TSM). Le concentrazioni massime di POC, PN e TPP sono state registrate in giugno 1997 ($24,8 \pm 25,5$ mM, $3,3 \pm 3,3$ mM e $0,098 \pm 0,094$ mM rispettivamente) quando un'area estesa è stata interessata dalla diluizione superficiale con un probabile incremento della biomassa fitoplanctonica.

Il contenuto di carbonio organico è stato massimo in giugno (36,1-41,5%), nelle acque meno saline, mentre nelle acque a più alta salinità i valori minimi di carbonio organico si sono misurati nelle crociere di febbraio (6,6-9,2%). Vicino al fondo è stato osservato, in tutte le situazioni esaminate, un aumento della sostanza organica sospesa con valori relativamente alti di POC, PN e TPP. In febbraio, queste alte concentrazioni erano presumibilmente dovute ad eventi di risospensione, poiché non si è avuto un concomitante aumento della fluorescenza (indice di biomassa fitoplanctonica e di attività fotosintetica), mentre a giugno la fluorescenza aumentando negli strati inferiori della colonna d'acqua segnalava la presenza di possibile attività biologica. Nell'area del medio Adriatico, durante febbraio 1997 e, soprattutto, febbraio 1998 la struttura della massa d'acqua è stata influenzata dalla presenza di un fronte verticale (fig. 3) che ha diviso le acque costiere, meno dense e ricche di sostanza organica particellata, dalle acque aperte, dense e caratterizzate da basse concentrazioni di TSM, POC, PN e TPP. Durante queste crociere un marcato gradiente orizzontale di concentrazione era presente all'interno del fronte, mentre al di fuori i valori variavano in un intervallo più limitato e la colonna d'acqua era abbastanza omogenea. Le più alte concentrazioni di POC, PN, TPP e TSM sono state rilevate in febbraio (POC: 25,4-38,4 mM; PN: 3,9-4,8 mM; TPP: 0,106-0,207 mM; TSM: 2,96-9,15 mg/l nelle acque a salinità bassa/intermedia), quando un trasporto di particolato diretto verso sud si è disposto lungo la linea di costa. Le concentrazioni più alte di carbonio organico e azoto sono state registrate in giugno, con un rilevante contributo della biomassa fitoplanctonica. In giugno 1997 la distribuzione della sostanza organica particellata ha riflesso principalmente la bio-

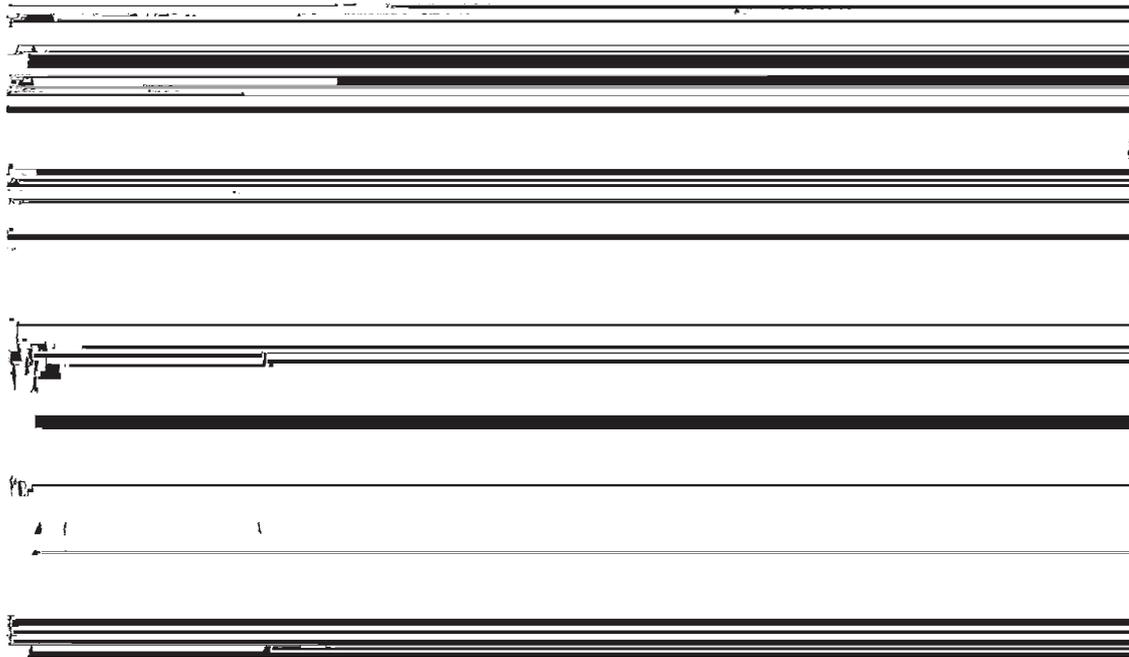


Fig. 3 - Concentrazioni (mmol dm^{-3}) del fosforo totale particellato (superiormente) e del carbonio organico particellato (inferiormente) nell'area medio adriatica. Le isoplete rappresentano l'anomalia di densità (kg m^{-3}). LEGENDA: in Fig. 2.

massa del fitoplancton. In giugno 1996 le alte concentrazioni di POC, PN e TPP sono state osservate vicino al fondo. La variabilità delle condizioni idrologiche e biologiche nell'alto Adriatico determina ampie variazioni nella quantità e nella qualità della sostanza organica sospesa. Le concentrazioni di POC, PN e TPP, espresse sul volume d'acqua, erano basse e variavano in un intervallo limitato nelle acque ad elevata salinità di entrambi i bacini, mentre nelle acque diluite i valori erano più alti e più variabili. Nelle acque a bassa salinità delle due zone la distribuzione dei TSM altamente è stata influenzata dalla diluizione ed ha mostrato una correlazione inversa con salinità in entrambi i casi.

Nelle alte acque più saline della zona settentrionale la distribuzione di TSM ha mostrato una correlazione inversa con i rapporti N/P e C/P probabilmente dovuta all'influenza dei processi di risospensione; le alte concentrazioni di POC, PN e TPP registrati in febbraio in queste acque, senza un aumento della fluorescenza, vanno a rafforzare questa ipotesi. In giugno 1997 e febbraio 1998, le acque diluite si sono estese su un'ampia superficie del Nord Adriatico e le concentrazioni di POC, PN e TPP (POC: 13,1-17,4 μM ; PN: 1,9-2,3 μM ; TPP: 0,059-0,083 μM) erano simili a quelle riscontrate in prossimità del delta del Po e della foce dell'Adige da Giani *et al.* (in stampa). Nell'Adriatico centrale è stata osservata una differenza fra i due periodi invernali: in febbraio 1997 il contenuto di carbonio organico delle acque diluite era elevato e inversamente correlato alla salinità e ciò fa presupporre un probabile contributo dell'attività biologica nella distribuzione e nelle caratteristiche dei TSM; questa relazione in febbraio 1998 non mancava fra i due parametri e l'influenza maggiore era da ricercarsi nel fenomeno di risospensione. In entrambi i bacini le concentrazioni di POC, PN e TPN sono significativamente correlati tra loro. Nell'Adriatico settentrionale i bassi rapporti N/P e C/P nelle acque più saline degli strati inferiori sono probabilmente collegati alla risospensione dei sedimenti inferiori, relativamente ricchi in fosforo rispetto a carbonio e azoto organici. Nelle acque diluite e generalmente altamente produttive gli alti rapporti di C/P possono essere dovuti a particelle esaurite in fosforo dall'opera dei batteri. In effetti, alte attività della fosfatasi, rispetto alle attività delle proteasi e glucosidasi, sono state segnalate per alcune aree del nord Adriatico, compreso il prodelta del Po.

Nelle acque diluite dell'Adriatico centrale i rapporti N/P e C/P erano molto alti soltanto nel mese di febbraio 1997, mentre nelle altre crociere i valori di C/P erano simili o più bassi dei rapporti di Redfield (Redfield *et al.*, 1963). Nelle acque ad alta salinità i rapporti C/P e N/P sono variati in intervalli limitati (67,8-86,1; 8,3-16,7 rispettivamente). Paragonando i rapporti N/P e C/P segnalati per il mare Mediterraneo occidentale (Copin Montegut e Copin Montegut, 1983) ai nostri rapporti, questi



ultimi risultano più alti nelle acque diluite della zona settentrionale, più simili nelle acque diluite della zona centrale e più bassi in quelle ad alta salinità. Le differenze fra l'inverno ed i periodi di estate sono evidenziate dall'analisi del discriminante (fig. 4) e sono principalmente dovute agli scambi termici stagionali e al diverso regime degli input d'acqua dolce. Le differenze fra i periodi invernali ed estivi sono molto marcati nelle acque a bassa salinità più che in quelle saline, in entrambe le aree studiate. Concludendo, nell'Adriatico settentrionale la distribuzione della sostanza organica particellata è soprattutto determinata dall'input d'acqua dolce. L'elevato contenuto in sostanza organica è associato all'alta produttività della biomassa fitoplanctonica nelle acque diluite durante l'estate, mentre i processi di risospensione producono una diminuzione della frazione organica durante l'inverno. Nell'Adriatico centrale durante l'inverno le acque costiere, ricche di solidi sospesi totali (TSM) e sostanza organica particellata (POM), sono separate dalle acque aperte da un sistema frontale, mentre in estate la distribuzione della sostanza particellata è maggiormente collegata alla stratificazione dell'acqua dolce. Generalmente durante l'inverno gli eventi di risospensione determinati dalle tempeste fanno diminuire il contenuto del carbonio organico nel particellato; un'eccezione è stata osservata nelle acque diluite di febbraio 1997 in presenza di una elevata biomassa fitoplanctonica. I rapporti N/P e C/P evidenziano un contributo della risospensione dei sedimenti del fondale soprattutto nelle acque di entrambi i bacini poiché i valori bassi sono stati registrati; gli alti rapporti C/P nelle acque diluite settentrionali probabilmente sono scollati alla frazione di POM che hanno subito l'azione batterica soprattutto a carico del fosforo.

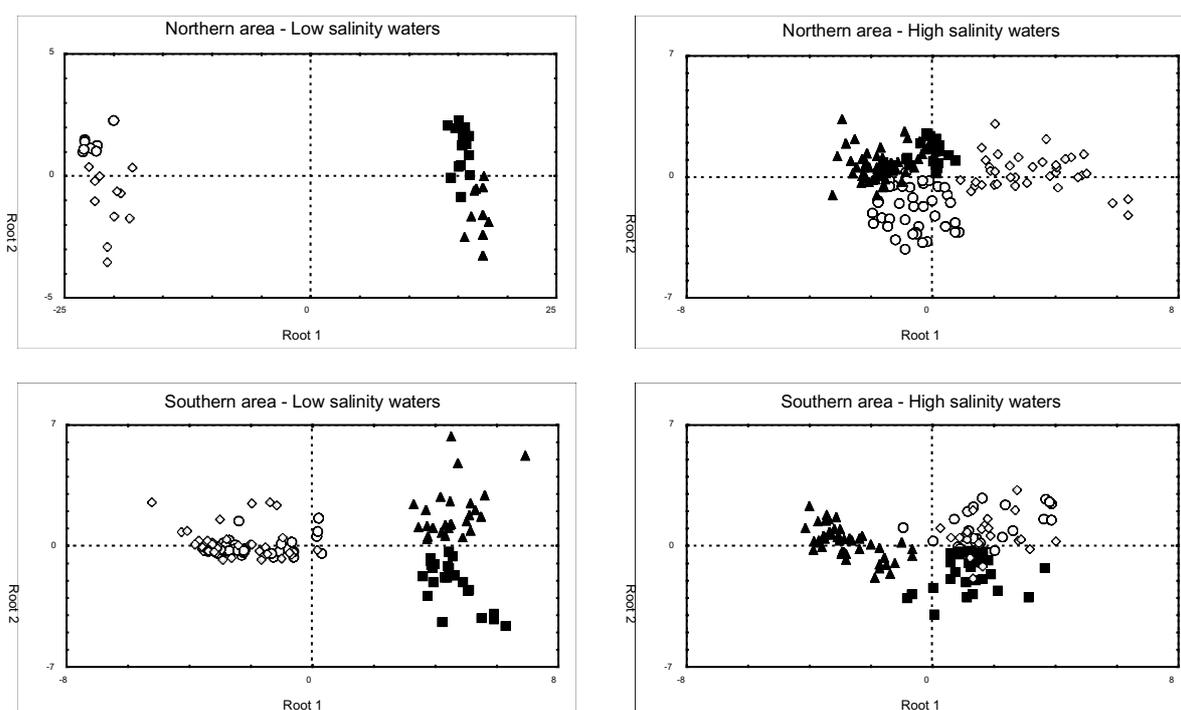


Fig. 4 – Analisi del discriminante di temperatura, salinità, solidi sospesi totali, carbonio organico particellato, azoto particellato e fosforo totale particellato. LEGENDA: ● = giugno 1996; ■ = febbraio 1997; ▲ = giugno 1997; ○ = febbraio 1998; northern area = area settentrionale, southern area = area meridionale; low salinity waters = acque a bassa salinità; high salinity waters = acque ad alta salinità.

Bibliografia

- COPIN-MONTEGUT C., COPIN-MONTEGUT G., 1983. Stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in marine particulate matter. *Deep-Sea Res.*, 30, 31-46.
- FRANCO P., MICHELATO A., 1992. Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper of the western coastal zone. *Sci. Tot. Environ.*, 35-62.
- GILMARTIN M., REVELANTE N., 1991. Observations on particulate organic carbon and nitrogen concentrations in the northern Adriatic sea. *Thalassia jugosl.*, 23, 39-49.
- GRANCINI G., CESCO B., 1973. Dispersal processes of freshwaters in the Po river coastal area. *Limnol. Oceanogr.*, 18 (5), 705 - 710.
- ORLIC M. 1989. Salinity of the north Adriatic: a fresh look at some old data. *Boll. Oceanogr. Teorica Applicata*, 7 (3), 219-228.
- REDFIELD A. C., KETCHUM B. H., RICHARDS F. A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In *The Sea*, vol. 2, edited by M. N. Hill, pp 26-77, Interscience, New York.



VARIABILITÀ TEMPORALE DI CARBONIO, AZOTO E FOSFORO ORGANICI PARTICELLATI NEL MARE ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da: GIANI M., SAVELLI F., BOLDRIN A., 2003, "Temporal Variability of Particulate Organic Carbon, Nitrogen and Phosphorus in the Northern Adriatic Sea", *Hydrobiologia*, 494: 319-325.

La sostanza particellata negli oceani è costituita da organismi viventi e da materiale detritico quali i frammenti organici, le argille ed i carbonati, su cui le sostanze organiche, i colloidali ed i metalli possono essere fissi o assorbiti. La sostanza particellata può avere un'origine autoctona provenendo dagli organismi viventi o dalle trasformazioni fisico-chimiche che coinvolgono i colloidali (Chin *et al.*, 1998) o può essere di origine alloctona è derivata dagli input fluviali o atmosferici. Nella zona litoranea poco profonda, la sostanza organica particellata subisce delle trasformazioni di degradazione sia durante la sedimentazione che nell'interfaccia acqua-sedimento che porta alla mineralizzazione dei nutrienti con consumo d'ossigeno. Nelle acque di superficie del nord Adriatico, le concentrazioni del carbonio organico particellato e dell'azoto sono influenzate dal fiume Po ed dall'abbondanza del fitoplancton (Gilmartin & Revelante, 1991). Il mare Adriatico è caratterizzato da concentrazioni molto basse di fosforo inorganico con il rapporto atomico dei sali inorganici disciolti di N/P significativamente maggiore al rapporto di Redfield (C:N:P=106:16:1, Redfield *et al.*, 1963) (Degobbis, 1990) e parecchi studi hanno indicato che sia il mare Mediterraneo (Krom *et al.*, 1991, Thingstad *et al.*, 1998) che il mare Adriatico (Pojed & Kveder, 1977) sono fosforo limitati.

Lo studio è stato effettuato tra aprile 1995 e gennaio 1996 in tre siti del nord Adriatico (fig. 1), due nella zona litoranea con profondità di circa 20 m e sotto l'influenza diretta dei fiumi Po (S1) e Adige (S2), mentre il terzo sito (S3) con una profondità di 30 m, si trovava più al largo ed era rappresentativo delle condizioni medie del bacino settentrionale.

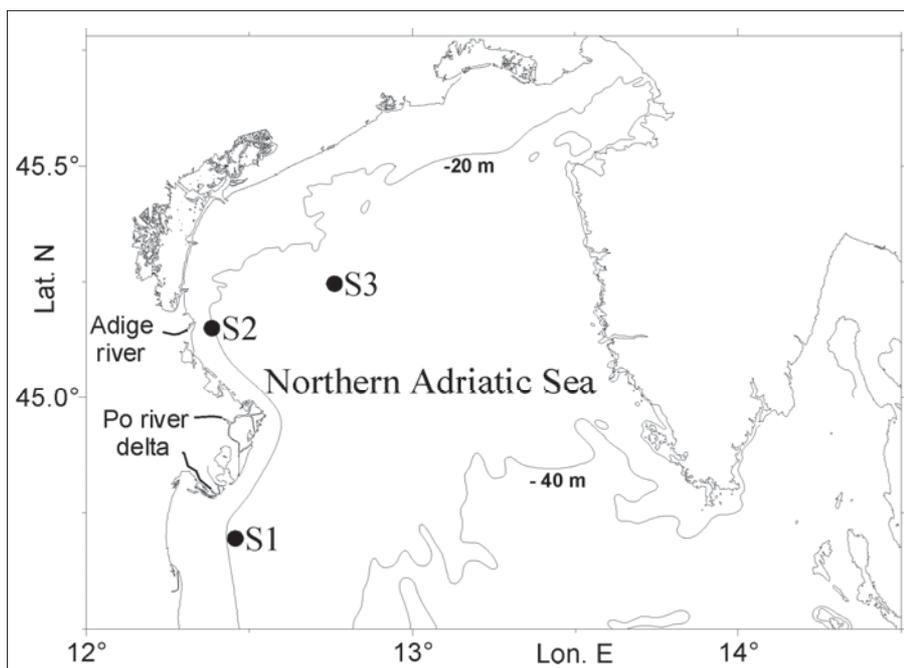


Fig. 1. Siti di campionamento nel bacino Adriatico settentrionale.

La gran quantità di acque fluviali che si riversano nel bacino del nord Adriatico producono un marcato aloclino nelle acque costiere durante tutto l'anno. Gli elevati scarichi dei fiumi Po, in ottobre e gennaio, e Adige, in luglio ed ottobre, favoriscono la stratificazione in modo diverso, influenzando i processi bio-geochimici marini. Di conseguenza, i dati sono stati divisi in due sottoinsiemi: acque superficiali a bassa salinità (per le stazioni S1 e S2: $S < 35$ in luglio ed ottobre, $S \leq 36$ in gennaio ed aprile; per la stazione S3: $S \leq 36,5$ in luglio ed ottobre e $S \leq 37$ in aprile) e acque profonde ad elevata salinità (per i siti S1 e S2: $S > 36$ in gennaio ed in aprile, $S > 35$ in luglio ed in ottobre; per il sito S3: $S > 37$ in gennaio ed aprile, $S > 36,5$ in luglio ed ottobre). Soltanto in gennaio nella stazione S3



non vi era stratificazione, le acque erano completamente rimescolate e caratterizzate da elevata salinità. Le acque superficiali erano sempre sovrassature di ossigeno tranne in gennaio in cui la biomassa del fitoplancton era più bassa (fig. 2), mentre nelle acque più profonde ad elevata salinità il tenore di ossigeno era vicino alla saturazione e i minimi si realizzavano nel periodo più caldo (luglio-ottobre). La biomassa del fitoplancton era sempre elevata nelle acque litoranee di superficie con i picchi da aprile ad ottobre, mentre in mare aperto le più alte biomasse si sono avute durante il periodo caldo (luglio-ottobre) (fig. 2). I massimi si sono registrati alla base del picnoclino, fra 15 e 20 m di profondità. Le concentrazioni di fosforo, azoto e carbonio organico particellati (rispettivamente PP, PN e POC) nelle acque costiere (siti S1 e S2) hanno mostrato una marcata diminuzione andando dalla superficie verso la il fondo e una certa variabilità nelle 48 ore, che era solitamente più grande nelle acque di superficie a seguito dell'avvezione delle acque dolci (fig. 2). Nelle acque al largo, del sito S3, le concentrazioni di POC, PN e PP nel periodo freddo (aprile) hanno raggiunto i loro



Fig. 2. Variabilità di salinità (Salinity, S , psu), temperatura (Temperature, T , °C), ossigeno disciolto (Dissolved Oxygen, DO , espresso come % di saturazione), trasmittanza (Transmittance, Tr , %), clorofilla a (Chlorophyll a , $Chl a$, mg/l), carbonio organico particellato (Particulate Organic Carbon, POC , mg/l), azoto particellato (Particulate Nitrogen, PN , mg/l) and fosforo particellato (Particulate Phosphorus, PP , mg/l), durante 48 ore nelle differenti stagioni per le acque a bassa (LS) and ele vata salinità (HS) per i siti costieri ($S1$ e $S2$) e al lar go ($S3$). Sono rappresentate le medie e le deviazioni standard.



massimi negli strati superficiali, mentre nel periodo caldo, quando il termocline si era consolidato (luglio ed ottobre), i massimi hanno coinciso con quello della clorofilla *a* (Chl *a*) alla base del picnocline. In ogni sito ed in ogni stagione Chl *a*, POC, PN e PP erano correlati inversamente con la salinità, tranne in luglio in mare aperto (S3), quando la correlazione era positiva, poichè la biomassa del fitoplancton era più alta nelle acque profonde. In gennaio la correlazione della Chl *a* contro la salinità non era significativa nei siti litoranei. Il POC era correlato quasi sempre significativamente con Chl *a*, tranne nei siti litoranei durante l'inverno.

Le concentrazioni di PN e di POC ricadono all'interno del *range* di valori riportati da Gilmartin & Revelante (1991) e da Faganeli *et al.* (1989) per le acque del mare Adriatico. Le concentrazioni attuali delle acque al largo sono 2-4-volte più alte di quelle riscontrate in acque estremamente oligotrofiche del Mediterraneo (Banoub & Williams, 1972, Rabitti *et al.*, 1994) e le concentrazioni di PP nelle stazioni litoranee sono maggiori di un ordine di grandezza rispetto alle acque al largo del sito S3. I due siti costieri sono rappresentativi di una zona chiaramente influenzata dagli input di fluviali in cui si realizza un'alta produzione primaria (Giani *et al.*, 1999) e quindi sono caratterizzati da una concentrazione elevata della sostanza organica sospesa, che è dello stesso ordine di grandezza sia nel prodelta del fiume Adige che nel prodelta del fiume Po. La sostanza organica sospesa è caratterizzata da tassi più elevati di $C_{org}:P$ e più bassi di $C_{org}:N$ rispetto alla sostanza organica sedimentata (fig. 3) e il più alto rapporto $C_{org}:P$ nella sostanza particellata si realizzava nella stazione S3. Durante l'inverno, quando le tempeste aumentano notevolmente il fenomeno della risospensione, soprattutto nelle acque costiere poco profonde, si assiste ad uno spostamento dei rapporti della sostanza organica particellata verso quello della sostanza sedimentata (fig. 3). Il rapporto $C_{org}:N$ aumenta in luglio nei siti S2 e S3, probabilmente in conseguenza al deperimento del fitoplancton e all'aumento dell'attività batterica (Puddu *et al.*, 1998). I rapporti N:P e $C_{org}:P$ nelle acque ossigenate diminuiscono in ottobre ed in gennaio (fig. 3), principalmente a causa dell'aumento del fosforo particellato dovuto sia agli input fluviali che alla risospensione dei sedimenti con un basso rapporto $C_{org}:P$ (fig. 3). I rapporti N:P e $C_{org}:P$ aumentavano verso il mare aperto come conseguenza di una

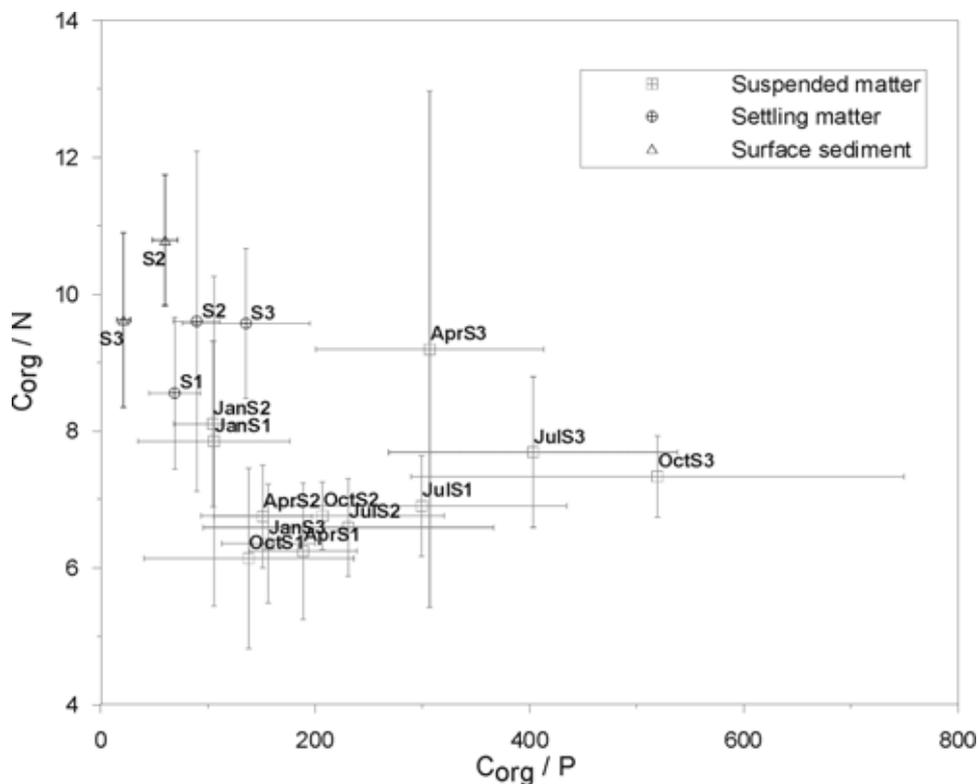


Fig. 3. Medie del rapporto C_{org}/N contro le medie del rapporto C_{org}/P nella sostanza particella sospesa, nella sostanza in deposizione e nello strato superficiale del sedimento, durante le differenti stagioni (Jan: gennaio, Apr: aprile, Jul: luglio, Oct: ottobre) per i tre siti. Le barre di errore rappresentano la deviazione standard.



marcata diminuzione delle concentrazioni di PP rispetto a C ed a N (fig. 2). La sostanza particellata al largo è, quindi, caratterizzata da rapporti di N:P e di $C_{org}:P$ più alti rispetto al rapporto di Redfield, confermando i risultati di uno studio recente effettuato da Gismondi *et al.*, 2002.

Le acque aperte dell'Adriatico settentrionale rappresentano, quindi, una area del Mediterraneo caratterizzata da rapporti N:P e $C_{org}:P$ nella sostanza particellata significativamente superiori a quelli riportati per il Mediterraneo occidentale (Copin-Montegut & Copin-Montegut, 1983) ed orientale (Abdel Moati, 1990). Il rapporto N/P sia dei nutrienti organici disciolti sia di quelli inorganici era più alto del rapporto di Redfield, specialmente nella stazione S3 durante il mese di luglio (Lipizer *et al.*, 1999), confermando la riduzione del fosforo, particolarmente nelle acque del largo, sia nella sostanza organica particellata che in quella disciolta. Le particelle trasparenti esopolimeriche (TEP, *transparent esopolymeric particles*) comuni nel mare Adriatico (Schuster & Herndl, 1995), sono caratterizzate da rapporti C/N maggiori di quello di Redfield (Mari *et al.*, 2001). I complessi mucilaginosi, che si formano frequentemente nell'Adriatico settentrionale durante l'estate, sono poveri di N e di P con conseguenti alti rapporti C/P e C/N (Giani *et al.*, 1992) e potrebbero coinvolgere il TEP e i colloidali nei processi di formazione. L'aumento di $C_{org}:P$ e di N:P nella sostanza particellata durante l'estate nelle acque al largo, quando l'attività batterica (Puddu *et al.*, 1998) ed enzimatica sui fosfati organici (Zaccone *et al.*, 2002) è più alta, potrebbe essere dovuto alla rimineralizzazione preferenziale del P confinato nella sostanza esopolimerica presente nelle fasi disciolte e particellate.

Bibliografia

- ABDEL-MOATI, A., 1990. Particulate organic matter in the subsurface chlorophyll maximum layer of the south-eastern Mediterranean. *Oceanol. Acta* 13 (3): 307-315.
- BANOUB, M.W. & P.J. LEB., WILLIAMS, 1972. Measurements of microbial activity and organic material in the Western Mediterranean Sea. *Deep Sea Res.* 19: 433-443.
- CHIN, W-C, M.V. ORELLANA & P. VERDRUGO, 1998. Spontaneous assembly of marine dissolved organic matter into polymer gels. *Nature* 391: 568-572.
- COPIN-MONTEGUT, C. & G. COPIN-MONTEGUT, 1983. Stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in marine particulate matter. *Deep Sea Res.* 30: 31-46.
- DEGOBBIS, D., 1990. A Stoichiometric Model of Nutrient Cycling in the Northern Adriatic Sea and its Relations to Regeneration Processes. *Mar. Chem.* 29: 235-253.
- FAGANELI, J., M. GACIC, A. MALEJ & N. SMODLAKA, 1989. Pelagic organic matter in the Adriatic sea in relation to winter hydrographic conditions. *J. Plankton Res.* 11: 1129-1141.
- GIANI, M., A.M. CICERO, F. SAVELLI, M. BRUNO, G. DONATI, A. FARINA, E. VESCHETTI & L. VOLTERRA, 1992. Marine snow in the Adriatic Sea: a multifactorial study. *Sci. Tot. Environ. Suppl.*: 539-549.
- GIANI, M., A. PUDDU & S. RABITTI, 1999. A preliminary approach to the carbon cycling in the Northern Adriatic Sea, Ecosystem research report N. 32: the Adriatic Sea, 251-267, European Commission, EUR 18834, Brussels.
- GILMARTIN, M. & N. REVELANTE, 1991. Observations on particulate organic carbon and nitrogen concentrations in the northern Adriatic sea. *Thalassia jugosl.* 23: 39-49.
- GISMONDI M., M. GIANI M., F. SAVELLI, A. BOLDRIN & S. RABITTI, 2002. Particulate organic matter in the Northern and Central Adriatic. *Chemistry and Ecology* 18: 27-38.
- KROM, M.D., N. KRESS, S. BRENNER & L.I. GORDON, 1991. Phosphorus limitation of primary production in the eastern Mediterranean sea. *Limnol. Oceanogr.* 36: 424-432.
- LIPIZER M., S. COZZI, G. CATALANO & C. FALCONI, 1999. Seasonal fluctuations of DIN/DIP and DON/DOP ratio in the Northern Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanità* 35: 383-388.
- MARI, X., S. BEAUVAIS, R. LEMÉE & M.L. PEDROTTI, 2001. Non-Redfield C:N ratio of transparent exopolymeric particles in the northwestern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.* 46:1831-1836.
- POJED, I. & S. KVEDER, 1977. Investigation of nutrient limitation of phytoplankton production in northern Adriatic. *Rapp. P.-V. Reun. Comm. Int. Mer Mediterr.* 24: 47-48.
- PUDDU A., R. LA FERLA, A. ALLEGRA, C. BACCI, M. LOPEZ, F. OLIVA & C. PIEROTTI, 1998. Seasonal and spatial distribution of bacterial production and biomass along a salinity gradient (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* 363: 271-282.
- RABITTI, S., F. BIANCHI, A. BOLDRIN, L. DA ROS, G. SOCAL & C. TOTTI, 1994. Particulate matter and phytoplankton in the Ionian Sea. *Oceanol. Acta* 17 (3): 297-307.
- REDFIELD, A.C., B. H. KETCHUM & F. A. RICHARDS, 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In Hill, N.M. (ed.), *The sea*, vol. 2, Wiley, London: 27-77.
- SCHUSTER, S. & G. J. HERNDL, 1995. Formation and significance of the transparent exopolymeric particles in the northern Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 124: 227-236.
- THINGSTAD T.F., U.L. ZWEIFEL & F. RASSOULZADEGAN, 1998. P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the north-west Mediterranean. *Limnol. Oceanogr.* 43: 88-94.
- ZACCONI, R., G. CARUSO & C. CALI, 2002. Heterotrophic bacteria in the northern Adriatic Sea: seasonal changes and ectoenzyme profile. *Mar. Environ. Res.* 54: 1-19.



DISTRIBUZIONE DEI METALLI PESANTI NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da: ZAGO C., CAPODAGLIO G., BARBANTE C., GIANI M., MORET I., SCARPONI G., CESCONE P., 2002, "Heavy metal distribution and speciation in the Northern Adriatic Sea", *Chemistry and Ecology* 18: 39-51.

Un elevato riciclo chimico e biologico degli elementi nutritivi e dei metalli è presente nella maggior parte degli estuari (Burton e Liss, 1976; Paulson *et al.*, 1993). La rimozione chimica dei metalli, dall'acqua ai sedimenti, frequentemente si ottiene laddove l'acqua dolce si mescola con quella salata (Paulson *et al.*, 1993; Millward e Glegg, 1997; L'Her Roux *et al.*, 1998). Le sostanze nutritive inoltre sono rimosse dall'acqua dal fitoplancton e, in estuari relativamente non inquinati, la miscelazione fisica sembra essere il processo dominante che interessa le concentrazioni nel nitrato (Burton e Liss, 1976).

L'accoppiamento dei cicli dei metalli e degli elementi nutritivi è stato ampiamente confermato negli oceani (Bruland, 1980; Bruland, 1989), mentre negli estuari sono scarse le osservazioni sulla rimozione dei metalli tramite i processi biologici (Church, 1986). La presenza di un forte rimescolamento fisico e gli input localizzati, che differiscono da estuario a estuario (Abe e Matsunaga, 1988; Paulson *et al.*, 1993; Owens e Balls, 1997), rendono difficile generalizzare sull'accoppiamento tra sostanze nutritive e metalli. Inoltre, in alcuni estuari sono i processi biologici che guidano i cicli dei metalli (Paulson *et al.*, 1993), mentre in altri sono gli input fluviali e antropogenici a dominare i cicli interni (Millward e Glegg, 1997; Owens e Balls, 1997). I processi biologici possono influenzare fortemente la chimica dei metalli, che a loro volta possono influenzare la produzione planctonica e la struttura della comunità (Bruland *et al.*, 1991). I metalli della prima serie di transizione, sono particolarmente importanti perché sono richiesti dal fitoplancton in varie funzioni metaboliche (manganese -Mn, ferro -Fe, cobalto -Co, rame -Cu e zinco -Zn). Una mancanza o un eccesso di questi metalli "bioattivi" può limitare la produzione del plancton (Brand *et al.*, 1983; Brand *et al.*, 1986). Negli ambienti d'estuario, la forma chimica in cui i metalli sono presenti durante la miscelazione fisica svolge un ruolo importante nei cicli geochimici (L'Her Roux *et al.*, 1998). È questo il fattore che svolge il maggior ruolo di controllo nel comportamento dei metalli compresa la complessazione con le specie disciolte organiche (van den Berg *et al.*, 1987) ed inorganiche (Comans & Van Dijk, 1988), e le interazioni con la sostanza particellata (Turner *et al.*, 1993; Owens e Balls, 1997) ed i sedimenti (Evans *et al.*, 1977). All'interno della zona d'estuario frequentemente avviene il partizionamento dei metalli fra le fasi disciolta e particellata, dovuto all'adsorbimento, il desorbimento, la precipitazione e la flocculazione (Sholkovitz, 1976; Hoyle *et al.*, 1984; Li *et al.*, 1984; Stumm, 1987; L'Her Roux *et al.*, 1998). Il tasso e l'estensione del fenomeno dipende da molti fattori compresa la reattività del metallo e l'idrodinamica dell'estuario (Morris, 1990; Millward e Turner, 1995); per questi motivi la speciazione dei metalli in acqua è un punto importante nella determinazione del comportamento dei metalli nell'ambiente d'estuario. In questo studio sono state valutate le concentrazioni di Co, Cu, Fe, Mn, Zn e la speciazione di Cu e Zn, in un campionamento invernale e uno estivo condotto in due aree del mare Adriatico settentrionale, una delle quali sottoposta all'influenza del fiume Po (fig. 1). Il rame e lo zinco sono stati scelti per l'analisi della speciazione perché forniscono gli esempi migliori dell'importanza delle interazioni tra i metalli e il biota (Bruland *et al.*, 1991).

Dati oceanografici

Durante la campagna di giugno-luglio 1996 le acque della zona costiera settentrionale hanno riportato la tipica stratificazione verticale con acque di superficie più calde e meno saline. I dati di temperatura e di salinità hanno indicato che durante il campione estivo, il fiume di Po faceva sentire la sua influenza sulla superficie fino a circa 30 miglia nautiche dal delta. Il termoclino ed il picnoclino erano quasi coincidenti nelle stazioni litoranee con una forte gradiente ad una profondità di circa 10 m. I più alti valori di fluorescenza (che può essere considerata un indice della biomassa fitoplanctonica) sono stati osservati a questa profondità, indicando che nella zona di miscelazione l'attività biologica è alta. Le stazioni oltre le 30 miglia nautiche dal delta del fiume Po presentavano un picnoclino superficiale (a meno di 10 m) e un termoclino più profondo (a più di 20 m profondità).



Fig. 1 - Mappa delle stazioni di campionamento: giugno-luglio 1996 •, febbraio-marzo 1997 (o).

Durante lo stesso periodo, nella zona a sud, le acque costiere con caratteristiche simili a quelle che provengono dal fiume Po sono limitate entro le 5 miglia nautiche dalla costa. Le misure di salinità e di temperatura del febbraio 1997, effettuate nella zona più settentrionale, hanno indicato che le acque meno saline e più fredde del fiume Po hanno raggiunto le 30 miglia nautiche dal delta anche in inverno. Il termoclino ed il pycnoclino sotto costa sono ancora presenti ad una profondità di 10 m. I più alti valori di fluorescenza sono stati osservati nelle acque costiere superficiali e i massimi hanno corrisposto a masse d'acqua poco saline e con temperature intermedie a circa 30 miglia nautiche dal delta del fiume.

Metalli totali disciolti e particellati

Le concentrazioni dei metalli totali disciolti e particellati dei campioni rientrano nella gamma osservata nell'Adriatico settentrionale, durante l'estate 1994, da Tankere e Statham (1996). Nell'area più a nord la distribuzione dei metalli totali disciolti, con l'eccezione del Fe, di entrambe le campagne (fig. 2) ha mostrato una relazione negativa con la salinità delle acque. Di conseguenza, le concentrazioni maggiori di metalli sono state rilevate nelle acque superficiali in prossimità della costa, e andavano diminuendo verso il mare aperto così come dalla superficie al fondo. Le concentrazioni del ferro nei campioni raccolti in giugno 1996 erano sotto il limite di rilevabilità della tecnica ICP-AES (5 nmol/l). Le concentrazioni del Fe durante la campagna di inverno diminuivano similmente agli altri metalli, dalla superficie al fondo, ma erano più alte nelle stazioni in mare aperto che in quelle litoranee (fig. 2b). Altri autori (Camusso *et al.*, 1997) analizzando le acque nel delta del fiume Po hanno trovato le più alte concentrazioni di Fe (12-87 nmol/L) nei campioni estuarini che in quelli costieri (5-33 nmol/L) ed hanno suggerito una rimozione per precipitazione del Fe(III). Guardando le concentrazioni del Fe misurate nella zona settentrionale (da 1 a 9 nmol/L) si può pensare che una grande quantità di ferro di origine fluviale è stata rimossa dalla fase dissolta entro le prime miglia



Fig. 2. Concentrazione dei metalli totali disciolti (nM) nell'area settentrionale ottenute in giugno-luglio 1996 (a) e in febbraio-marzo 1997 (b).

dalla costa. Nell'estate 1996, il manganese disciolto ha mostrato un aumento della concentrazione nelle acque più profonde dei campioni litoranei (fig. 2a) e nell'inverno ha avuto concentrazioni relativamente alte nelle regioni di miscelazione, dove anche il ferro ha mostrato i massimi valori. Ciò è probabilmente dovuto al rilascio di questi due metalli dalla sostanza organica particellata di origine fluviale (arricchita in metalli pesanti) dovuto all'aumento del gradiente di salinità e/o alle differenti caratteristiche chimiche legate all'origine delle masse d'acqua. Nei campioni estivi la concentrazione di Zn era elevata a profondità intermedie e in coincidenza con i picchi di fluorescenza. Nella zona più a Sud, come nelle stazioni settentrionali, le più alte concentrazioni di Co, Cu e Mn disciolti sono stati trovati nei prelievi caratterizzati da bassa salinità entro le 5 miglia dalla costa. Zn ha mostrato un netto profilo verticale di concentrazione, con le più alte concentrazioni in superficie. Le concentrazioni nel Fe sono aumentate dove il gradiente di salinità era più marcato, come riscontrato anche

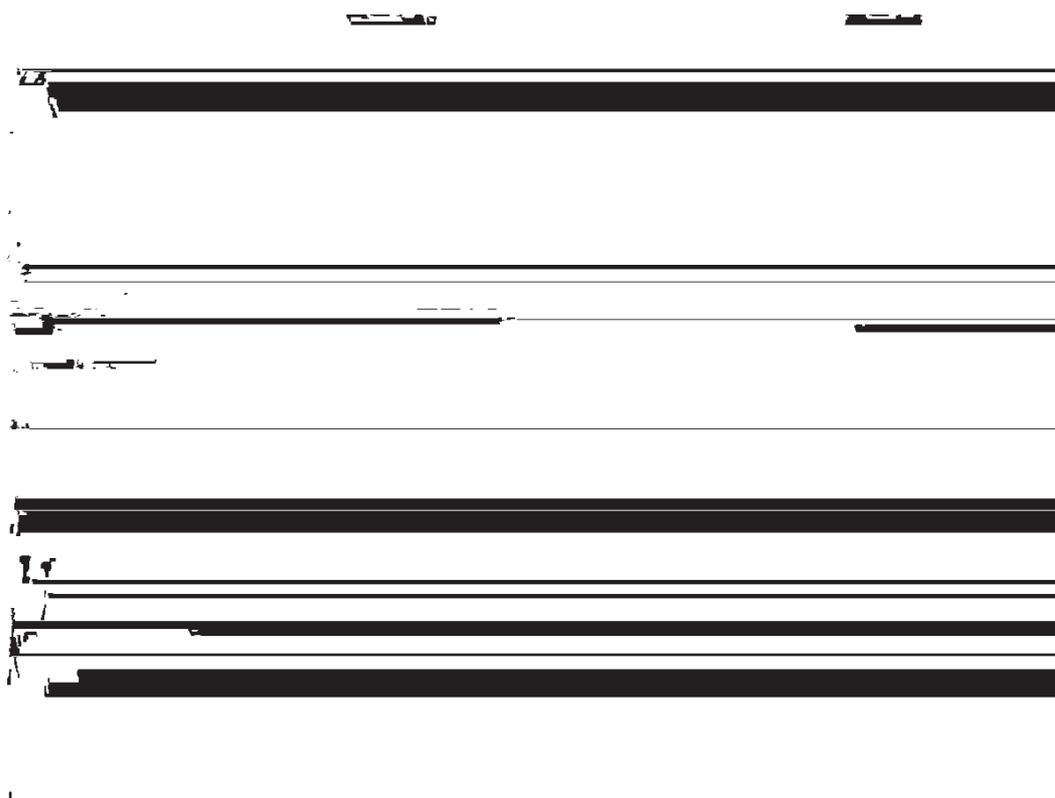


Fig. 3 - Concentrazione dei metalli particellati (nM) nell'area settentrionale nel periodo marzo-febbraio 1997.

da Kenney-Kennicutt e Presley (1986). L'analisi della sostanza particellata effettuata nella zona a nord nel campione di febbraio 1997 (fig. 3) ha indicato che i metalli entrano nel bacino dell'Adriatico collegati alla sostanza particellata di origine fluviale e che si realizza una variazione spaziale significativa del contenuto in metalli nella regione di miscelazione. Con l'eccezione del manganese, i campioni più allargati e meno influenzati dal Po hanno avuto concentrazioni sotto il limite di rilevanza (le concentrazioni di Cu e di Co erano sotto il limite di segnalazione in quasi tutti i campioni).

Speciazione di Cu e Zn

Le distribuzioni delle concentrazioni dei ligandi di Cu e di Zn nelle due zone e nelle differenti campagne sono indicate nella fig. 4. Nessuna concentrazione labile di $[Cu^{2+}]$ o $[Zn^{2+}]$ è stata generalmente rilevata nei campioni osservati e nei metalli totali disciolti erano esclusivamente presenti come complessi organici. È probabile che i ligandi nella zona osservata, ligandi extracellulari o chelanti organici, possano aver diminuito le concentrazioni libere dei metalli, come già osservato in altri estuari (Kozelka *et al.*, 1997). Il ligando del Cu nell'area settentrionale (fig. 4) tende a mostrare i valori massimi a circa 30 miglia nautiche dal delta, portando a supporre una sua origine marina. Invece le concentrazioni del ligando dello Zn sono generalmente elevate alle profondità intermedie delle acque costiere ed è quindi presumibilmente di origine fitoplanctonica essendo associato alla distribuzione della fluorescenza.

Considerando tutti i dati esaminati è possibile ricapitolare il comportamento geochemico dei metalli studiati. Il Fe arriva in questa regione dall'estuario collegato alla sostanza particellata e sembra passare dalla fase solida verso quella disciolta dove il gradiente di salinità è forte. Il Mn segue un processo simile, ma questo metallo, contrariamente al Fe, si è rivelato abbondante nella fase particellata delle acque marine più profonde. In estate lo Zn disciolto è abbondante alle profondità intermedie, mentre in inverno ha raggiunto la concentrazione massima nelle acque di superficie e la diminuzione di concentrazione con la profondità era meno evidente che per altri metalli. Il picco dello Zn

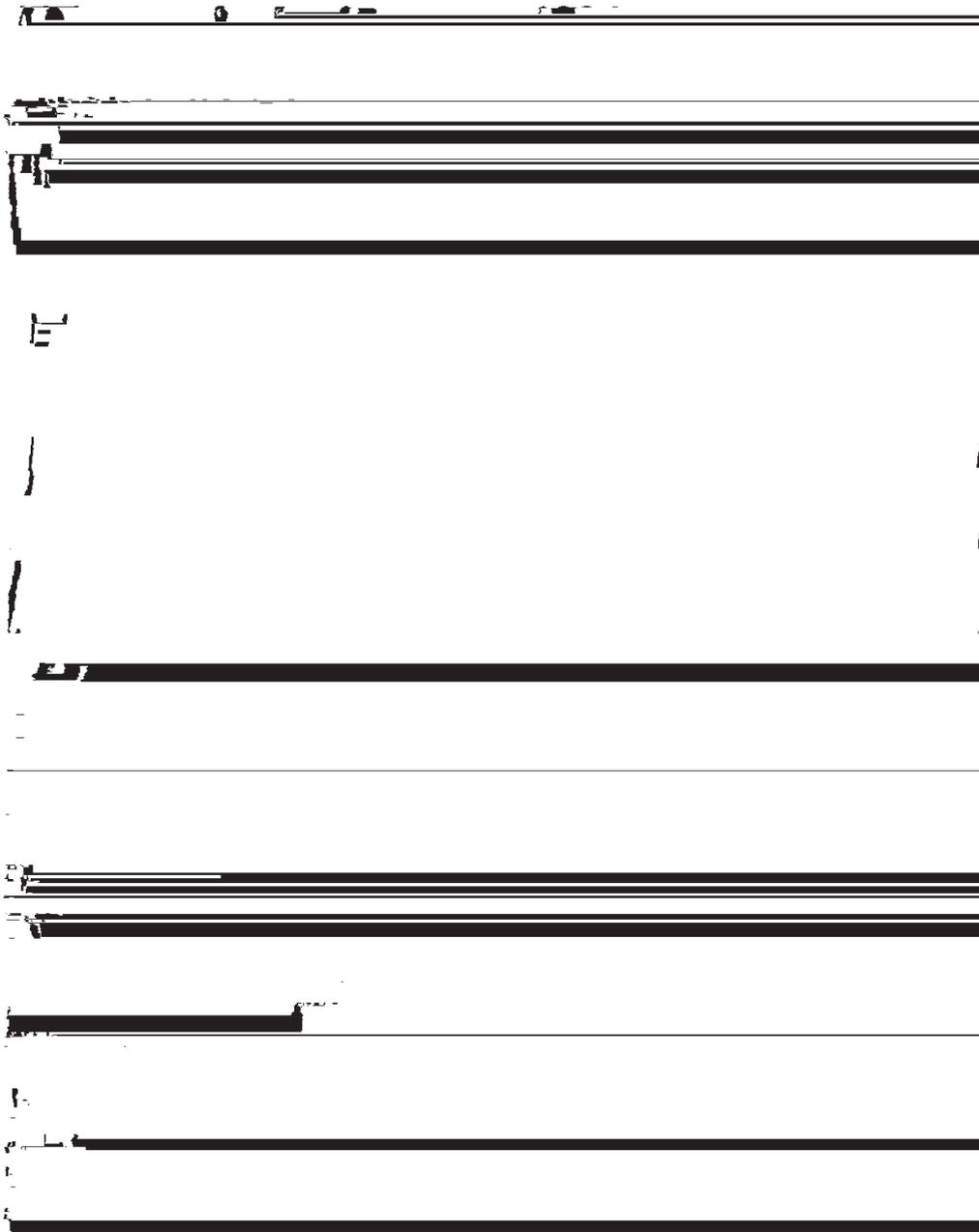


Fig. 4 – Concentrazione dei ligandi (nM) in entrambe le aree di campionamento durante le due crociere.

a profondità intermedia coincide con i picchi di fluorescenza, specialmente durante l'estate. Il Co è caratterizzato da un comportamento conservativo e le relative concentrazioni nella colonna dell'acqua sembrano essere influenzate soltanto dalla diluizione. Dal confronto con gli altri metalli, il Cu è l'elemento la cui fase dissolta ha la più alta importanza nel trasporto del metallo attraverso i gradienti di salinità. L'abbondante presenza dei ligandi non legati conferisce un potere tampone ai potenziali *input* dei metalli disciolti nel nord Adriatico. La speciazione del Cu e dello Zn nella fase dissolta è dominata dalla complessazione organica. Soltanto la concentrazione del ligando dello Zn è sembrata direttamente collegata alla attività biologica, mentre ulteriori elaborazioni dei dati sono necessari per il rame. Secondo Bruland (1989) la complessazione organica può contribuire a mantenere lo Zn in soluzione, riducendo l'adsorbimento nelle particelle e quindi la sedimentazione sul fondo. Ciò confermerebbe quanto osservato in questo studio in cui la quantità di Cu e Zn nella colonna dell'acqua caratterizzano un comportamento non-conservativo all'interno dell'estuario, mostrando una capacità di riciclo e mantenimento nella colonna d'acqua.



Bibliografia

- ABE K., & K. MATSUNAGA. 1988. Mechanism controlling Cd and PO₄ concentration sin Funka Bay, Japan. *Marine Chemistry*, 23: 145-12.
- BRAND L.E. SUNDA G.W., & GUILLARD R.R.L. 1986. Reduction of marine phytoplankton reproduction rates by copper and cadmium. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 96, 225-250.
- BRAND L.E., SUNDA G.W. & GUILLARD R.R.L. 1983. Limitation of marine phytoplankton reproductive rates by zinc, manganese, and iron. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 1182-1195.
- BRULAND K.W. 1980. Oceanographic distributions of cadmium, zinc, nickel, and copper in the North Pacific. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 37:38.54.
- BRULAND K.W. 1989. Complexation of zinc by natural organic ligands in the central North Pacific. *Limnol. Oceanogr.*, 34, 269-285.
- BRULAND K.W. DONAT, J.R. & HUTCHINS D.A. 1991. Interactive production of bioactive trace metals in oceanic waters. *Limnol. Oceanogr.*, 36(8), 1555-1577.
- BURTON J.D. & LISS P.S. 1976. *Estuarine Chemistry*, Academic Press, New York, pp.229.
- CAMUSSO M., CRESCENZIO S., MARTINOTTI W., PETTINE M. & PAGNOTTA R., 1997. Behaviour of Co, Fe, Mn, and Ni in the Po Estuary (Italy). *Water, Air and Soil Poll.*, 99, 297-304.
- CHURCH T.M. 1986. Biogeochemical factors influencing the residence time of micronutrients in a large tidal estuary, Delaware Bay. *Mar. Chem.*, 18:393-406.
- COMANS R.N.J. & VAN DIJK C.P.J. 1988. Role of complexations processes in cadmium mobilization during estuarine mixing. *Nature*, 336, 151-154.
- EVANS D.W. CUTSHALL, N.H., CROSS F.A. & WOLFE D.A. 1977. Manganese cycling in the Newport estuary, North Carolina. *Estuarine Coastal and Marine Science*, 5, 71-80.
- HOYLE J., ELDERFIELD H., GLEDHILL A. & GREAVES M. 1984. The behaviour of rare hearth elements during mixing of river and seawaters. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 48, 1879-1884.
- KENNEY-NENNICUTT W.L. & PRESLEY B.J. 1986. The geochemistry of trace metals in the Brazos River estuary. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 22, 459-477.
- KOZELKA P.B., SANUDO-WILHELMY S., FLEGAL A.R. & BRULAND K.W. 1997. Physico-chemical speciation of lead in South San Francisco Bay *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 44, 649-658.
- L'HER ROUX L., LE ROUX S. & APPRIOU P. 1998. Behaviour and speciation of metallic species Cu, Cd, Mn and Fe during estuarine mixing. *Mar. Poll. Bull.*, 36,1, 56-64.
- LI Y.H., BURKHARDT L. & TERAOKA H. 1984. Desorption and coagulation of trace elements during estuarine mixing. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 48, 1879-1884.
- MILLWARD G.E. & GLEGG G.A. 1997. Fluxes and retention of trace metals in the Humber estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44/A, 97-105.
- MILLWARD G.E. & TURNER A. 1995. Trace metals in estuaries. In: *Trace metals in Natural Waters* (Salbu, B. & Steinnes, E., eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 223-245.
- MORRIS A.W. 1990. Kinetic and equilibrium approaches to estuarine chemistry. *Science of the Total environment*, 97/98, 253-266.
- OWENS R.E., & BALLS P.W. 1997 Dissolved trace metals in the Tay estuary. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 44, 421-434.
- PAULSON A.J., CURL H.C., FEELY R.A. 1993. The biogeochemistry of nutrients and trace metals in Hood Canal, a Puget Sound fjord. *Marine Chemistry*, 43, 157-173.
- SHOLKOVITZ E.R. 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and sea water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 40, 831-845.
- STUMM W. 1987. *Aquatic surface chemistry. Chemical processes at the particle-water interface*. Ed. John Wiley & Sons, New York.
- TANKERE S.P.C. & STATHAM P.J. 1996. Distribution of dissolved Cd, Cu, Ni and Zn in the Adriatic Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 32, 623-630.
- TURNER A., MILLWARD G.E., BALE A.J. & MORRIS A.W. 1993. Application of the Kd concept to the study of trace metal removal and desorption during estuarine mixing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 1-13.
- VAN DEN BERG C.M.G., MERKS A.G.A. & DURSMAN E.K. 1987. Organic complexation and control of the dissolved concentrations of copper and zinc in the Scheldt estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 24, 785-797.





INDAGINE SULLA PRESENZA DI URANIO NELL'AMBIENTE MARINO ANTISTANTE LA COSTA EMILIANO-ROMAGNOLA

Tratto da: GAIDOLFI L., ACHILLI L., BETTINELLI M., FABBRI S., GAZZOLA A., GIOVANARDI O., REPETTI M., SPEZIA S., TERZONI C., VIOLANTI S., 2001, AIRP – Atti del Convegno Nazionale di Radioprotezione: Dosimetria personale ed ambientale.

Il recente conflitto nei Balcani del 1999 e le successive vicende sanitarie accusate da alcuni militari impiegati nelle forze multinazionali di pace hanno indotto la comunità scientifica ad approfondire le problematiche connesse all'impiego di proiettili all'Uranio impoverito (DU).

Nel 2000, nell'ambito del Programma Ambiente delle Nazioni Unite (UNEP), un gruppo di esperti provenienti da Istituzioni internazionali e laboratori nazionali ha svolto una missione nella regione del Kosovo per stabilire i livelli di contaminazione ambientale radioattiva in aree in cui erano stati utilizzati proiettili al DU. La missione è stata resa possibile dalla cooperazione della NATO, che ha fornito alle Nazioni Unite sia una mappa dettagliata di tutti i siti in cui erano stati impiegati tali proiettili che il loro numero preciso. A conclusione della missione, l'UNEP ha prodotto un rapporto finale nel quale sono riportate, fra le altre, le seguenti conclusioni:

- non è stata riscontrata la presenza di contaminazione rilevabile da DU diffusa sul terreno, ma risulta limitata ad aree circoscritte entro pochi metri dai "punti di contaminazione" localizzati e causati dall'impatto dei proiettili; la maggior parte della radioattività era concentrata su asfalto, cemento e suolo circostante i "punti di contaminazione";
- la presenza di tali "punti di contaminazione" non comporta tuttavia un rischio significativo in termini di possibile contaminazione di aria, acque e piante;
- i proiettili possono ossidarsi nel tempo e lo strato più esterno della loro superficie può essere rimossa più facilmente; parte del DU viene così a disperdersi nel terreno sottostante il proiettile e risulta misurabile fino ad una profondità di 10 – 20 cm;
- sono state rilevate tracce degli isotopi U236 e Pu239/240, anche se in basse concentrazioni che non pongono quindi rischi significativi; tuttavia ciò porta a confermare che, per la produzione dei proiettili utilizzati in Kosovo, è stato impiegato materiale derivante non solo dal processo di fabbricazione delle barre ad arricchimento usato nei reattori o armi nucleari, ma anche dal riprocessamento del combustibile nucleare.

Durante la guerra nel Kosovo sono stati sganciati nel mare Adriatico e nel lago di Garda dei proiettili inutilizzati. Nel mese di agosto del 1999, lo Stato Maggiore della Marina ha diffuso una nota informativa relativamente alla conclusione dell'attività di bonifica degli ordigni rilasciati nelle *Jettison Areas* in Adriatico. L'attività di bonifica si è svolta in due operazioni separate, in zone dell'Alto Adriatico e dell'Adriatico centro-meridionale. Nel primo caso, l'operazione si è svolta al largo di Chioggia sotto il Comando Nazionale ed ha portato alla bonifica di un'area di circa 200 miglia quadrate; nel corso di quest'attività sono stati localizzati e distrutti complessivamente 38 ordigni, 6 dei quali vecchi residuati bellici. La seconda operazione, svolta sotto il Comando NATO, ha bonificato un'area di circa 1050 miglia quadrate, localizzando e distruggendo 93 ordigni, una ventina dei quali vecchi residuati bellici.

A seguito di una richiesta del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, avanzata all'ICRAM, è stato avviato un progetto consistente nella verifica di un eventuale impatto sull'ecosistema marino a causa dei rilasci in mare Adriatico dei residui bellici al DU e delle conseguenti attività di bonifica, prevedendo pertanto una campagna di monitoraggio nelle acque del Mare Adriatico per la verifica dei livelli di contaminazione radioattiva imputabili alla presenza di proiettili al DU. È stata quindi concordata una prima indagine nelle aree dell'Alto Adriatico, ritenendo opportuno determinare gli isotopi dell'U in organismi filtratori di fondo. L'ICRAM ha richiesto la collaborazione di ANPA affinché coinvolgesse i laboratori delle regioni interessate al progetto. Vi è stata quindi l'adesione dei laboratori di riferimento per la radioattività ambientale dell'ARPA-Lombardia, ARPA-Piemonte ed ARPA-Emilia Romagna.



L'ICRAM ha quindi provveduto al prelievo di 10 campioni di *Aequipecten opercularis* (Canestrello) per ciascun laboratorio partecipante al progetto, composti ciascuno di almeno 2 kg di peso fresco di parte edule. Per la Regione Emilia Romagna, tramite la struttura oceanografica DAPHNE dell'ARPA, sono stati prelevati anche 2 campioni di *Scapharca inaequivalis* in due aree distinte dell'Alto Adriatico. La scelta di inserire anche questo tipo di mollusco nel progetto deriva dal fatto che questa matrice è già da qualche tempo compresa nella "Rete di controllo della radioattività ambientale nella regione Emilia Romagna" e pertanto potrà essere evidenziata, per questi organismi, la tendenza ad eventuali fenomeni di accumulo degli isotopi dell'Uranio. Sui campioni così raccolti sono state effettuate analisi di spettrometria γ e di spettrometria α (solo su 2 campioni di *Aequipecten opercularis*) presso la Sezione ARPA di Piacenza ed analisi di spettrometria di massa (ICP-MS) presso il Laboratorio di Piacenza di ENEL Produzione.

Nella Regione Emilia Romagna è stata istituita già dal 1982 una rete di sorveglianza della radioattività ambientale allo scopo di tenere sotto controllo il livello della contaminazione, le eventuali tendenze all'accumulo di particolari radionuclidi, le possibili situazioni anomale al fine di controllare l'esposizione della popolazione alla radioattività artificiale, cioè alla radioattività prodotta dall'uomo nell'impiego pacifico dell'energia nucleare (produzione di energia elettrica, impiego di radioisotopi in campo sanitario, ecc.). La rete di sorveglianza si prefigge quindi lo scopo di ottenere da un lato un quadro di riferimento del livello di radioattività attraverso il controllo di alcune matrici ambientali, dall'altro un controllo sui punti critici più rappresentativi delle vie di esposizione della popolazione nel suo insieme attraverso matrici alimentari. Pertanto, l'organizzazione della rete di sorveglianza tiene conto sia delle indicazioni e proposte provenienti dalle Reti Nazionali, sia della base di dati regionali concernenti l'uso del territorio e delle risorse idriche, le produzioni e le superfici delle principali colture legnose ed erbacee, il patrimonio zootecnico e le industrie trasformatrici. La rete regionale ha subito aggiornamenti nel corso degli anni, in particolare a seguito dell'incidente di Chernobyl. Per quanto concerne il mare Adriatico, la rete di controllo prevede il prelievo e la misura di spettrometria γ per le seguenti matrici: acqua di mare, sedimenti marini, molluschi, mitili e pesci di mare, prelevati sia dal Battello Oceanografico Daphne di ARPA che dagli operatori del Servizio Veterinario dell'AUSL di Rimini. Tramite la misura di spettrometria γ è possibile rilevare nei campioni anche il radioisotopo U235, mentre è possibile stimare l'attività di U238 e U234 presente dalla rilevazione dei prodotti di decadimento, in particolare Pa234^m, Th234 e Ra226. Dai rapporti ponderali e dalle attività specifiche è possibile stimare il rapporto tra le attività di U235, U238 e U234 presenti in un campione:

$$\begin{aligned} \text{U naturale} &\rightarrow \text{U235} : \text{U238} : \text{U234} = 1 : 20 : 20 \text{ (circa)} \\ \text{U impoverito} &\rightarrow \text{U235} : \text{U238} : \text{U234} = 1 : 70 : 6 \text{ (circa)} \end{aligned}$$

Dai dati raccolti è emerso che per le matrici molluschi, pesce e acqua di mare non si è rilevata presenza di U235 e Pa234^m superiore alla minima attività rilevabile: circa 0,1 Bq/kg di U235 e 10 Bq/kg di Pa234^m per pesci e molluschi, circa 0,5 mBq/L di U235 e 50 mBq/L di Pa234^m in acqua.

Sul campione di *Scapharca* del 15/12/00, ancora conservato presso il laboratorio di ARPA al momento del progetto ICRAM, si sono effettuate le misure di spettrometria α . Non è stato possibile determinare la concentrazione di U235 poiché gli spettri dei campioni non forniscono una risoluzione accettabile relativamente all'energia dell'U235, mentre concentrazioni confrontabili sono state rilevate per gli isotopi U234 e U238, a conferma dell'origine "naturale" dell'Uranio presente nella matrice analizzata. Va però sottolineata la migliore sensibilità di questo tipo di analisi rispetto alla spettrometria γ . Tramite spettrometria γ si possono più frequentemente osservare l'U235 e i prodotti di decadimento dell'U238 nei campioni di sedimenti. Nei campioni per i quali è stato possibile stimare la concentrazione di entrambi i radionuclidi dell'Uranio è stato calcolato il rapporto U238 (Pa234^m):U235; i valori risultano compresi nell'intervallo (15–25), valori che confermano che l'Uranio rilevato era di provenienza naturale. Inoltre, si può osservare che nel corso degli ultimi 3 anni non si sono osservate variazioni significative della concentrazione di Uranio: i valori rilevati di U235 risultano infatti compresi nell'intervallo 1,1 – 2,0 Bq/kg (peso secco), mentre per l'U238



(Pa234^m) si osservano valori compresi nell'intervallo 23 – 31 Bq/kg (peso secco) in una stazione di fronte a Cesenatico, 28 – 44 Bq/kg (peso secco) e 28 – 48 Bq/kg (peso secco) per due stazioni al largo di Porto Garibaldi. Concentrazioni intorno a 20 Bq/kg (peso secco) sono inoltre state rilevate per gli isotopi Bi214 e Pb214.

Presso il laboratorio di Piacenza dell'ENEL, campioni di pesci del dicembre 2000 e gennaio 2001 sono stati sottoposti alla spettrometria di massa (ICP-MS), che, con tecniche non radiometriche, permette di rilevare la quantità ponderale dei radionuclidi contenuti nei campioni. Anche in questi campioni non si è riscontrata presenza di U234, U235 e Pu al di sopra della sensibilità analitica; l'unico isotopo rilevato risulta l'U238, verosimilmente attribuibile alla presenza diffusa di Uranio naturale nell'ambiente. A titolo indicativo, si può stimare che il campione contenente 0,008 mg/g (peso secco) di U238 comporta una concentrazione di U238 nel campione fresco pari a circa 0,03 Bq/kg. Anche per questa tecnica, quindi, risulta più sensibile rispetto alla spettrometria α .

Le misure effettuate sulle matrici di origine marina, a seguito delle operazioni di bonifica degli ordigni rilasciati nel Mare Adriatico, non hanno evidenziato variazioni di concentrazione di radioattività nel corso degli ultimi 3 anni; inoltre, considerando che l'acqua di mare contiene circa 3 ppb di U (cioè 1 km³ contiene circa 3 t di U), non sono prevedibili rilevanti alterazioni ambientali a causa del lento processo di solubilizzazione del DU e la diffusione dovuta alle correnti marine.

Sperimentalmente, nei campioni esaminati si può escludere la presenza di U impoverito in quanto:

- il rapporto isotopico misurato sperimentalmente tramite ICP-MS è risultato simile a quello dell'U naturale ($U_{235}/U_{238} = 0,0072 \pm 0,0002$);
- le concentrazioni di U234 e U238 misurate tramite spettrometria α , risultano confrontabili;
- in molti campioni si è riscontrata la presenza anche di altri radioisotopi appartenenti alla catena dell'U238, successivi all'U234 (Ra226 fino a Pb214 e Bi214), anche se con concentrazioni diverse: durante il processo di estrazione dell'U dal minerale tutti i prodotti di decadimento radioattivi vengono separati, ad eccezione dell'U234.

Per quanto attiene alle tecniche di misura adottate, si può osservare un buon accordo fra i risultati ottenuti con la spettrometria α e l'ICP-MS; la tecnica della spettrometria α tende generalmente a sovrastimare il contenuto di U238, specialmente se si utilizza il radioisotopo Pa234^m ed in particolare per le matrici biologiche.





VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE DOPO L'ESTRAZIONE DI SABBIA AL LARGO DELLA COSTA DELL'EMILIA-ROMAGNA A SCOPO DI RIPASCIMENTO DEL LITORALE

Tratto da:

FANELLI E., NICOLETTI L., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., GABELLINI M., PRETI M., 2003, "Environmental impact assessment after sand extraction for beach nourishment: a methodological approach", MEDCOAST 03: 951-958.

FANELLI E., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., LATTANZI L., GABELLINI M., in stampa, "Fauna demersale e megabentonica di un'area da sottoporre ad escavo ai fini di ripascimento al largo di Ravenna", *Biologia Marina Mediterranea*.

Lungo il litorale del mare Adriatico settentrionale, il problema dell'erosione è particolarmente evidente. L'intervento antropico lungo il litorale adriatico, così come in tutto il litorale italiano e mediterraneo, ha indotto processi di ritirata e di erosione. L'intenso sviluppo del turismo ha portato l'esigenza di procurare materiale da utilizzare per il ripascimento degli arenili. Molti sono i fattori che contribuiscono a questi processi di erosione che principalmente sono correlati alle attività umane quali: diminuzione del trasporto solido dei fiumi dovuto alla costruzione di dighe, estrazione di sedimento dal letto dei fiumi, aumento dell'urbanizzazione litoranea e delle strutture permanenti sulla spiaggia, distruzione degli habitat naturali delle dune. Principalmente la protezione litoranea è stata realizzata per mezzo di strutture emerse o sommerse quali moli foranei, barriere. Queste strutture sono state realizzate lungo tutta la costa dell'Emilia Romagna e spesso hanno modificato l'idrodinamismo locale causando l'erosione. Recentemente si è utilizzata la sabbia relitta marina per recuperare le spiagge, sia nel bacino mediterraneo (mare di Catalogna, mare Tirreno) che in altre parti del mondo (Hong Kong, Cina; Miami, USA). Studi dettagliati di impatto ambientale dovrebbero essere svolti, sia nella zona dove la sabbia relitta verrà dragata sia nella area in cui verrà impiegata in seguito, per poter valutare la compatibilità ambientale dell'intervento di ripascimento. L'estrazione della sabbia può interferire nell'equilibrio sedimentario del sistema litorale ed influenzare le funzioni ecologiche del fondo marino (De Groot, 1979). Dopo l'estrazione della sabbia per il ripascimento, si può assistere ad una certa variazione strutturale dei sedimenti superficiali e a cambiamenti nella morfologia del fondale, come pure nelle comunità bentonica e ittiche (De Groot, 1979; Dalfsen *et al.*, 2000; Sarda *et al.*, 2000; Kenny & Rees, 1994). Durante il 1984, l'ARPA Emilia-Romagna ha condotto alcune ricerche per identificare siti di prelievo delle sabbie nel mare nord Adriatico, allo scopo del ripascimento degli arenili. Nel 2001 l'ARPAER ha affidato all'ICRAM il coordinamento di un progetto per la valutazione dell'impatto ambientale relativo alle attività di dragaggio in un sito al largo di Marina di Ravenna (RA). Saranno quindi studiate le caratteristiche ambientali del sito (morfologia, batimetria, sedimentologia, biologia e idrodinamismo) prima, durante e dopo le attività di dragaggio. La zona di studio era situata 55 Km al largo di Marina di Ravenna (Mar Adriatico settentrionale) compresa fra le latitudini 44,45 e 44,51° N e le longitudini 12,99 e 13,06° E; in questa zona la profondità della parte inferiore del mare varia da 38,8 a 42,3 m (Fig. 1). L'estrazione di materiale sabbioso è stata effettuata per mezzo di una draga idraulica aspirante fra marzo e maggio 2002.

Il progetto si è articolato in tre fasi (Tab. 1):

- fase I (marzo 2001): descrizione della fondale marino del sito, prima delle attività di dragaggio;
- fase II (marzo-maggio 2002), durante le attività di dragaggio, suddivisa in 3 sottofasi: II/1 (subito dopo dell'inizio delle attività), II/2 (dopo 15 giorni) e II/3 (in conclusione delle attività);
- fase III (iniziata a giugno 2002 e che proseguirà fino a giugno 2005): monitoraggio ad attività estrattiva terminata, suddivisa in 5 sottofasi: III/1-2-3-4-5 (rispettivamente dopo 2, 6, 12, 24 e 36 mesi).

In questo periodo, per descrivere i possibili effetti negativi a breve e a lungo termine delle attività di dragaggio, in una vasta area intorno alla zona di prelievo sono state considerate le seguenti attività e parametri (Tab. 1):

- Conformazione geofisica del fondale;
- Caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti;
- Caratteristiche idrologiche della colonna d'acqua;
- Caratterizzazione della comunità bentonica;
- Caratterizzazione della comunità ittica demersale;



- Filmati subacquei per mezzo R.O.V. (*Remotely Operated Vehicle*).

Il metodo multidisciplinare ha consentito di verificare le potenziali modifiche a livelli differenti: fondale, colonna d'acqua e comunità bentoniche.

L'utilizzo del *Side-Scan Sonar* e del *Multibeam*, prima, durante e dopo le attività di dragaggio (l'ultimo rilievo è stato effettuato sei mesi dal termine delle attività estrattive), ha permesso di identificare e tracciare i limiti delle zone dragate e notare le "fughe" del materiale dragato (fig. 2). Tutte le attività sono state effettuate nella zona autorizzata e ci sono state alcune piccole fughe di materia-

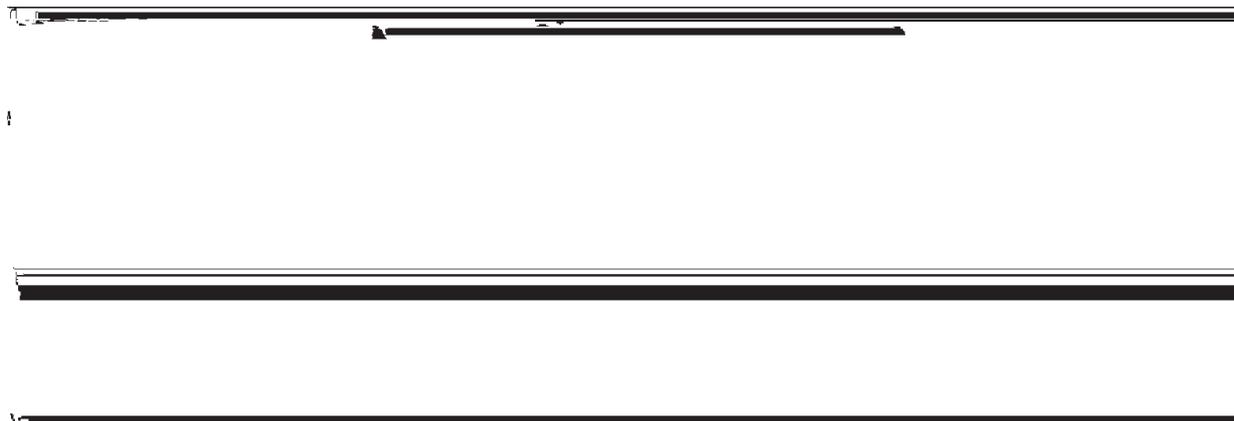


Fig. 1 – Area sottoposta al dragaggio e posizionamento delle stazioni di campionamento

	FASE I	FASE II			FASE III	
		1	2	3	1	2
<i>SOTTOFASE</i>						
Caratterizzazione geomorfologica (<i>Side-Scan Sonar</i> e <i>Multibeam</i>)	X	X	X	X	X	
Caratterizzazione fisico-chimica dei sedimenti	X					
Analisi granulometriche	X			X	X	
Caratterizzazione fisico-chimica della colonna d'acqua	X	X	X	X	X	
Caratterizzazione delle comunità bentoniche	X	X		X	X	
Pesca sperimentale con rete a strascico	X			X	X	
Pesca sperimentale con rete da posta	X				X	
Filmati subacquei (<i>R.O.V.</i>)	X				X	

Tab. 1 - Attività svolte durante le tre fasi di indagine.



VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE DOPO L'ESTRAZIONE DI SABBIA AL LARGO DELLA COSTA DELL'EMILIA-ROMAGNA A SCOPO DI RIPASCIMENTO DEL LITORALE

Tratto da:

FANELLI E., NICOLETTI L., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., GABELLINI M., PRETI M., 2003, "Environmental impact assessment after sand extraction for beach nourishment: a methodological approach", MEDCOAST 03: 951-958.

FANELLI E., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., LATTANZI L., GABELLINI M., in stampa, "Fauna demersale e megabentonica di un'area da sottoporre ad escavo ai fini di ripascimento al largo di Ravenna", *Biologia Marina Mediterranea*.

Lungo il litorale del mare Adriatico settentrionale, il problema dell'erosione è particolarmente evidente. L'intervento antropico lungo il litorale adriatico, così come in tutto il litorale italiano e mediterraneo, ha indotto processi di ritirata e di erosione. L'intenso sviluppo del turismo ha portato l'esigenza di procurare materiale da utilizzare per il ripascimento degli arenili. Molti sono i fattori che contribuiscono a questi processi di erosione che principalmente sono correlati alle attività umane quali: diminuzione del trasporto solido dei fiumi dovuto alla costruzione di dighe, estrazione di sedimento dal letto dei fiumi, aumento dell'urbanizzazione litoranea e delle strutture permanenti sulla spiaggia, distruzione degli habitat naturali delle dune. Principalmente la protezione litoranea è stata realizzata per mezzo di strutture emerse o sommerse quali moli foranei, barriere. Queste strutture sono state realizzate lungo tutta la costa dell'Emilia Romagna e spesso hanno modificato l'idrodinamismo locale causando l'erosione. Recentemente si è utilizzata la sabbia relitta marina per recuperare le spiagge, sia nel bacino mediterraneo (mare di Catalogna, mare Tirreno) che in altre parti del mondo (Hong Kong, Cina; Miami, USA). Studi dettagliati di impatto ambientale dovrebbero essere svolti, sia nella zona dove la sabbia relitta verrà dragata sia nella area in cui verrà impiegata in seguito, per poter valutare la compatibilità ambientale dell'intervento di ripascimento. L'estrazione della sabbia può interferire nell'equilibrio sedimentario del sistema litorale ed influenzare le funzioni ecologiche del fondo marino (De Groot, 1979). Dopo l'estrazione della sabbia per il ripascimento, si può assistere ad una certa variazione strutturale dei sedimenti superficiali e a cambiamenti nella morfologia del fondale, come pure nelle comunità bentonica e ittiche (De Groot, 1979; Dalfsen *et al.*, 2000; Sarda *et al.*, 2000; Kenny & Rees, 1994). Durante il 1984, l'ARPA Emilia-Romagna ha condotto alcune ricerche per identificare siti di prelievo delle sabbie nel mare nord Adriatico, allo scopo del ripascimento degli arenili. Nel 2001 l'ARPAER ha affidato all'ICRAM il coordinamento di un progetto per la valutazione dell'impatto ambientale relativo alle attività di dragaggio in un sito al largo di Marina di Ravenna (RA). Saranno quindi studiate le caratteristiche ambientali del sito (morfologia, batimetria, sedimentologia, biologia e idrodinamismo) prima, durante e dopo le attività di dragaggio. La zona di studio era situata 55 Km al largo di Marina di Ravenna (Mar Adriatico settentrionale) compresa fra le latitudini 44,45 e 44,51° N e le longitudini 12,99 e 13,06° E; in questa zona la profondità della parte inferiore del mare varia da 38,8 a 42,3 m (Fig. 1). L'estrazione di materiale sabbioso è stata effettuata per mezzo di una draga idraulica aspirante fra marzo e maggio 2002.

Il progetto si è articolato in tre fasi (Tab. 1):

- fase I (marzo 2001): descrizione della fondale marino del sito, prima delle attività di dragaggio;
- fase II (marzo-maggio 2002), durante le attività di dragaggio, suddivisa in 3 sottofasi: II/1 (subito dopo dell'inizio delle attività), II/2 (dopo 15 giorni) e II/3 (in conclusione delle attività);
- fase III (iniziata a giugno 2002 e che proseguirà fino a giugno 2005): monitoraggio ad attività estrattiva terminata, suddivisa in 5 sottofasi: III/1-2-3-4-5 (rispettivamente dopo 2, 6, 12, 24 e 36 mesi).

In questo periodo, per descrivere i possibili effetti negativi a breve e a lungo termine delle attività di dragaggio, in una vasta area intorno alla zona di prelievo sono state considerate le seguenti attività e parametri (Tab. 1):

- Conformazione geofisica del fondale;
- Caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti;
- Caratteristiche idrologiche della colonna d'acqua;
- Caratterizzazione della comunità bentonica;
- Caratterizzazione della comunità ittica demersale;



- Filmati subacquei per mezzo R.O.V. (*Remotely Operated Vehicle*).

Il metodo multidisciplinare ha consentito di verificare le potenziali modifiche a livelli differenti: fondale, colonna d'acqua e comunità bentoniche.

L'utilizzo del *Side-Scan Sonar* e del *Multibeam*, prima, durante e dopo le attività di dragaggio (l'ultimo rilievo è stato effettuato sei mesi dal termine delle attività estrattive), ha permesso di identificare e tracciare i limiti delle zone dragate e notare le "fughe" del materiale dragato (fig. 2). Tutte le attività sono state effettuate nella zona autorizzata e ci sono state alcune piccole fughe di materia-



Fig. 1 – Area sottoposta al dragaggio e posizionamento delle stazioni di campionamento

	FASE I	FASE II			FASE III	
<i>SOTTOFASE</i>		<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>2</i>
Caratterizzazione geomorfologica (<i>Side-Scan Sonar</i> e <i>Multibeam</i>)	X	X		X	X	X
Caratterizzazione fisico-chimica dei sedimenti	X					
Analisi granulometriche	X				X	X
Caratterizzazione fisico-chimica della colonna d'acqua	X	X	X	X	X	X
Caratterizzazione delle comunità bentoniche	X		X		X	X
Pesca sperimentale con rete a strascico	X				X	X
Pesca sperimentale con rete da posta	X					X
Filmati subacquei (<i>R.O.V.</i>)	X					X

Tab. 1 - Attività svolte durante le tre fasi di indagine.

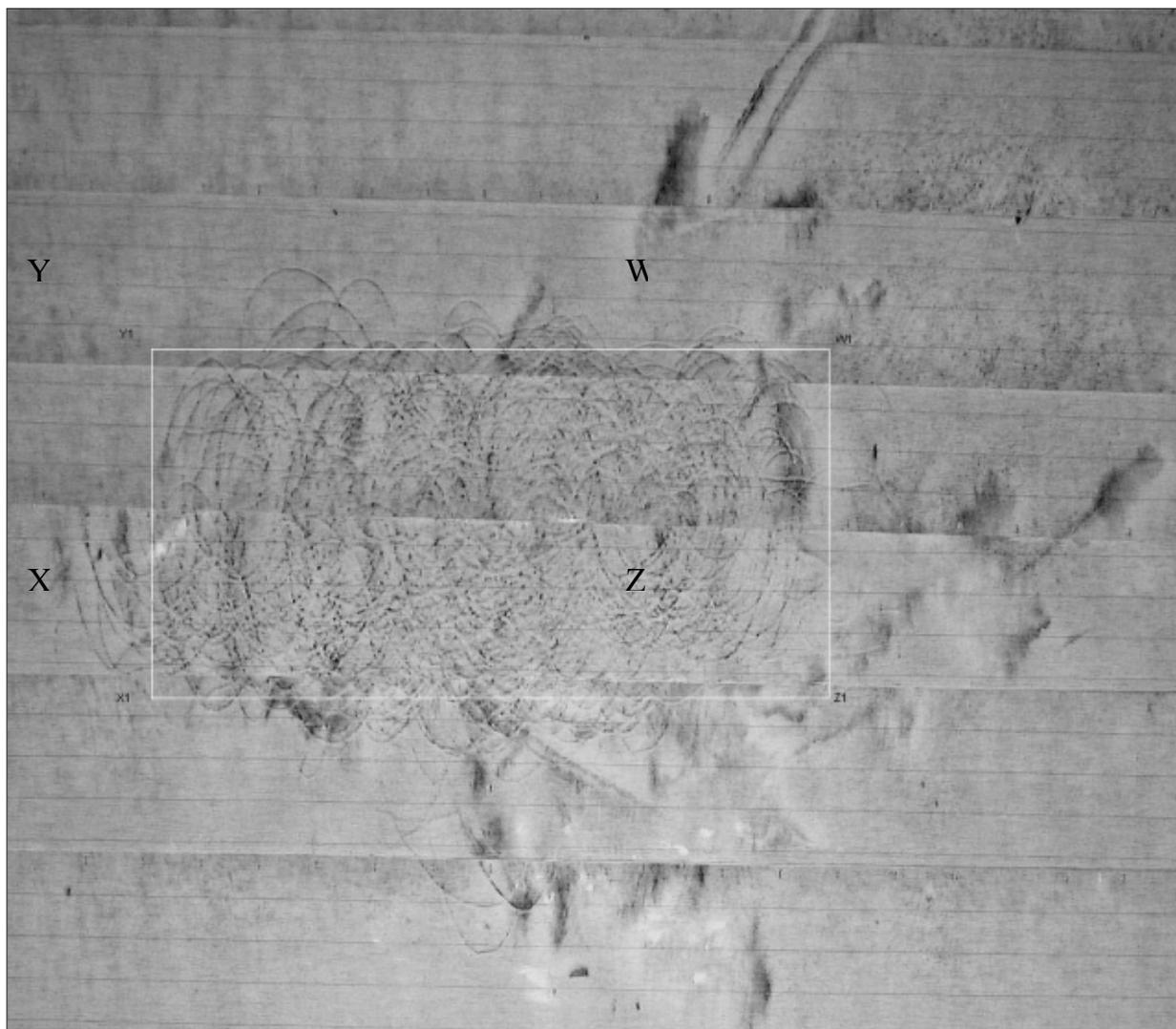


Fig. 2 - Elaborazione del S.S.S. impiegato durante la fase II: l'area dragata è racchiusa nel rettangolo bianco (per le coordinate si veda la fig. 1).

Stazione	Prima	Dopo
Y1
W1
X1
Z1

Tab. 2 - Granulometria del sedimento (%) delle stazioni più interne prima e dopo il dragaggio (6 mesi).



le dragato nella parte nord occidentale della area concessa, l'ultimo rilievo ha rivelato un'altra piccola fuga nella parte nord orientale della zona. In linea di massima con le apparecchiature a riflessione acustica è possibile determinare la corretta esecuzione delle attività. Le batimetrie registrate generalmente sono comprese fra 39,50 e 40,50 m. ed hanno raggiunto soltanto nella parte centrale di scavo i 41-41,25 m. L'approfondimento osservato di circa 1 m non ha alterato in modo grave l'originale batimetria dell'area. I cambiamenti della tessitura del fondale sono stati descritti confrontando le caratteristiche granulometriche dei campioni prelevati negli stessi punti in tempi differenti. In generale durante la fase I, la zona di prelievo era costituita da più del 90% di sabbia, dopo il dragaggio la composizione granulometrica non è sembrata cambiare in modo significativo (Tab. 2). Nelle stazioni interne si sono rilevate delle piccole variazioni con un aumento del 4% della frazione sabbiosa dopo due mesi (fase III/1), ma dopo sei mesi era già evidente un recupero graduale verso lo stato originale.

Cambiamenti nella comunità bentonica si sono avuti sia nell'area sottoposta all'attività di dragaggio sia nelle zone adiacenti. All'inizio dell'indagine la distribuzione della comunità bentonica risultava omogenea (in Fig. 3, tutte le stazioni sono identificate con il codice 0301 che precede la sigla della stazione). Durante le attività di dragaggio si è assistito ad una diminuzione dell'abbondanza in gran parte delle stazioni interne, come risultato del disturbo antropico. Nelle stazioni S3 e S4 si è osservata la quasi scomparsa della fauna bentonica (in figura 3, le stazioni sono identificate dal codice 0402 che precede la sigla della stazione). Anche le stazioni esterne sembrano subire un effetto negativo conseguente alle attività di dragaggio: infatti si assiste ad una diminuzione generale nell'abbondanza delle popolazioni bentoniche mentre la composizione tassonomica rimane pressoché invariata. La riduzione è risultata maggiormente evidente per alcuni policheti e crostacei che si alimentano principalmente del detrito superficiale. Questa diminuzione può anche essere stata influenzata dalle particolari circostanze marine registrate nel nord Adriatico tra gennaio e febbraio del 2002. Durante questo periodo una forte diminuzione della temperatura ha interessato tutta la colonna d'acqua causando la mortalità di alcune specie marine (Cornello *et al.*, 2003). Questo evento climatico potrebbe aver alterato il reclutamento causando la diminuzione nell'abbondanza. Dopo solo sei mesi

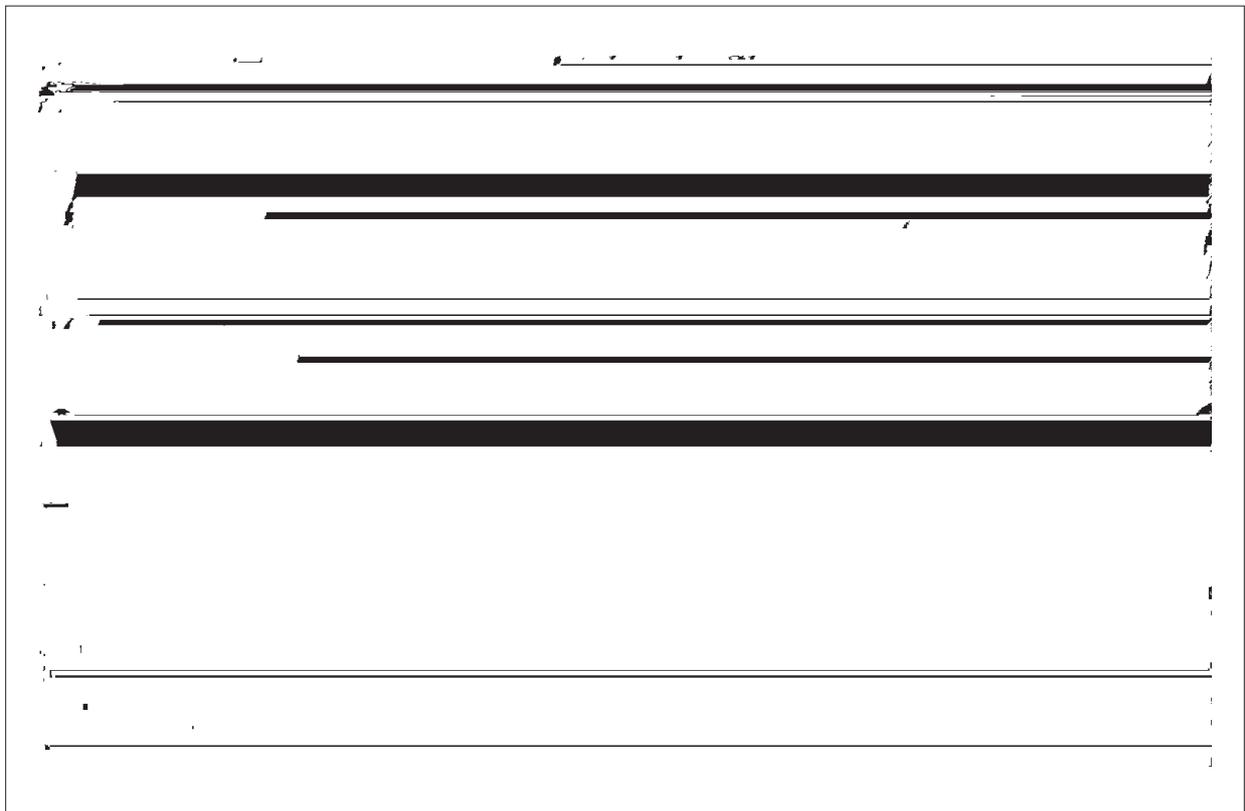


Fig. 3 – Dendrogramma delle comunità bentoniche durante le varie fasi e sottofasi. Le genda: 0301 = fase I; 0401 = fase II; 0602 = fase III/1; 1202 = fase III/2



la comunità bentonica risultava nuovamente simile alla situazione osservata nella fase I (in figura 3, le stazioni identificate con il codice 1202 e che si trovano raggruppate con le stazioni identificate dal codice 0301 della fase I). Le stazioni interne sono state ricolonizzate tramite il reclutamento di giovanili e l'espansione degli individui adulti dalle zone vicine. Le attività di dragaggio non sembra abbiano influenzato la comunità ittica demersale: ampie differenze sono state osservate soltanto per quanto riguarda la frazione di scarto non commerciale con un aumento delle oloturie. L'area è stata

COMMERCIALE	Kg/Km²	SCARTO	Kg/Km²
Molluschi		Poriferi	
<i>Pecten jacobaeus</i>	1,2	<i>Poriferi spp.</i>	57,4
<i>Allotheutis media</i>	0,3	Cnidari	
<i>Eledone moschata</i>	56,5	<i>Alcyonum palmatum</i>	1,0
<i>Illex coindetii</i>	2,0	Molluschi	
<i>Loligo vulgaris</i>	4,5	<i>Aequipecten opercularis</i>	7,7
<i>Octopus vulgaris</i>	6,4	<i>Atrina fragilis</i>	58,6
<i>Sepia elegans</i>	0,2	<i>Opisthobranchia spp.</i>	0,3
Vertebrati		<i>Scaphander lignarius</i>	6,0
Pesci cartilaginei		Anellidi	
<i>Galeorhinus galeus</i>	34,6	<i>Aphrodite aculeata</i>	1,9
<i>Raja clavata</i>	48,2	Artropodi	
<i>Scyliorhinus canicula</i>	16,1	<i>Liocarcinus depurator</i>	6,6
Pesci ossei		Echinodermi	
<i>Arnoglossus laterna</i>	4,1	<i>Anseropoda placenta</i>	11,3
<i>Boops boops</i>	1,1	<i>Astropecten irregularis</i>	0,2
<i>Cepola macrophthalma</i>	3,1	<i>Echinaster sepositus</i>	1,9
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	0,1	<i>Echinus acutus</i>	162,8
<i>Gobius niger</i>	0,4	<i>Holothuria forskali</i>	208,4
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	0,7	<i>Holothuria tubulosa</i>	14,2
<i>Lophius piscatorius</i>	22,6	<i>Marthasterias glacialis</i>	64,6
<i>Merlangius merlangus</i>	4,4	<i>Ocnus planci</i>	38,4
<i>Merluccius merluccius</i>	19,4	<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	6,2
<i>Microchirus variegatus</i>	2,2	Tunicati	
<i>Mullus barbatus</i>	4,5	<i>Phallusia mamillata</i>	3,0
<i>Pagellus erythrinus</i>	11,5	Vertebrati	
<i>Phrynorhombus regius</i>	0,1	<i>Arnoglossus laterna</i>	0,3
<i>Sardina pilchardus</i>	0,3	<i>Arnoglossus thori</i>	1,9
<i>Scomber scombrus</i>	0,7	<i>Cepola macrophthalma</i>	9,6
<i>Scorpaena notata</i>	6,7	<i>Gobius niger</i>	0,6
<i>Scorpaena porcus</i>	1,5	<i>Lepidotrigla cavillone</i>	0,6
<i>Serranus hepatus</i>	10,4	<i>Lophius piscatorius</i>	0,2
<i>Solea kleini</i>	5,1	<i>Pagellus erythrinus</i>	0,7
<i>Spicara flexuosa</i>	1,2	<i>Scorpaena notata</i>	0,6
<i>Spicara smaris</i>	1,2	<i>Serranus hepatus</i>	19,1
<i>Trachinus draco</i>	1,8	<i>Spicara flexuosa</i>	3,1
<i>Trachurus mediterraneus</i>	1,1		
<i>Trigla lucerna</i>	5,3		
<i>Trigloporus lastoviza</i>	2,2		
<i>Trisopterus minutus capelanus</i>	22,7		
<i>Zeus faber</i>	4,6		

Tab. 3 – Densità delle specie commerciali e dello scarto (aprile 2001).



campionata effettuando quattro cale di pesca, due interne e due esterne all'area prescelta, utilizzando il M/P "Pipeta" di Fano attrezzato con la "tartana", detta "coccia", per la pesca a strascico. L'analisi del pescato ha permesso di identificare in tutto 56 specie, delle quali 37 nella frazione commerciale e 19 nello scarto (Tab. 3). Delle sei specie commerciali considerate *Pagellus erythrinus* (Pagello fragolino) e *Trigla lucerna* (Capone gallinella) e, in minor misura, *Loligo vulgaris* (Calamaro comune) e *Trigloporus lastoviza* (Capone ubriaco), presentano rendimenti superiori a quanto osservato

Specie (nome volgare)	Relini et al., 1999 (area di riferim.)	Presente lavoro (area di cattura)
<i>Eledone moschata</i> (moscardino muschiato)	87,3 (Adriatico Sett.)	56,7 (esterna)
<i>Loligo vulgaris</i> (calamaro)	0,07 – 4,5 (Mari Italiani)	5 (esterna)
<i>Pagellus erythrinus</i> (fragolino)	12,5 (Adriatico Sett.)	22,2 (esterna)
<i>Trigla lucerna</i> (gallinella)	0,7 – 1 (Mari Italiani)	6,1 (interna)
<i>Trigloporus lastoviza</i> (capone ubriaco)	< 3 (Mari Italiani)	4 (interna)
<i>Trisopterus minutus capelanus</i> (merluzzetto)	56,6 (Adriatico Sett.)	21,3 (interna)

Tab. 4 - Confronto tra le densità delle biomasse note in letteratura (Relini et al., 1999) e quelle ottenute con la presente ricerca; i valori sono espressi in Kg/Km².

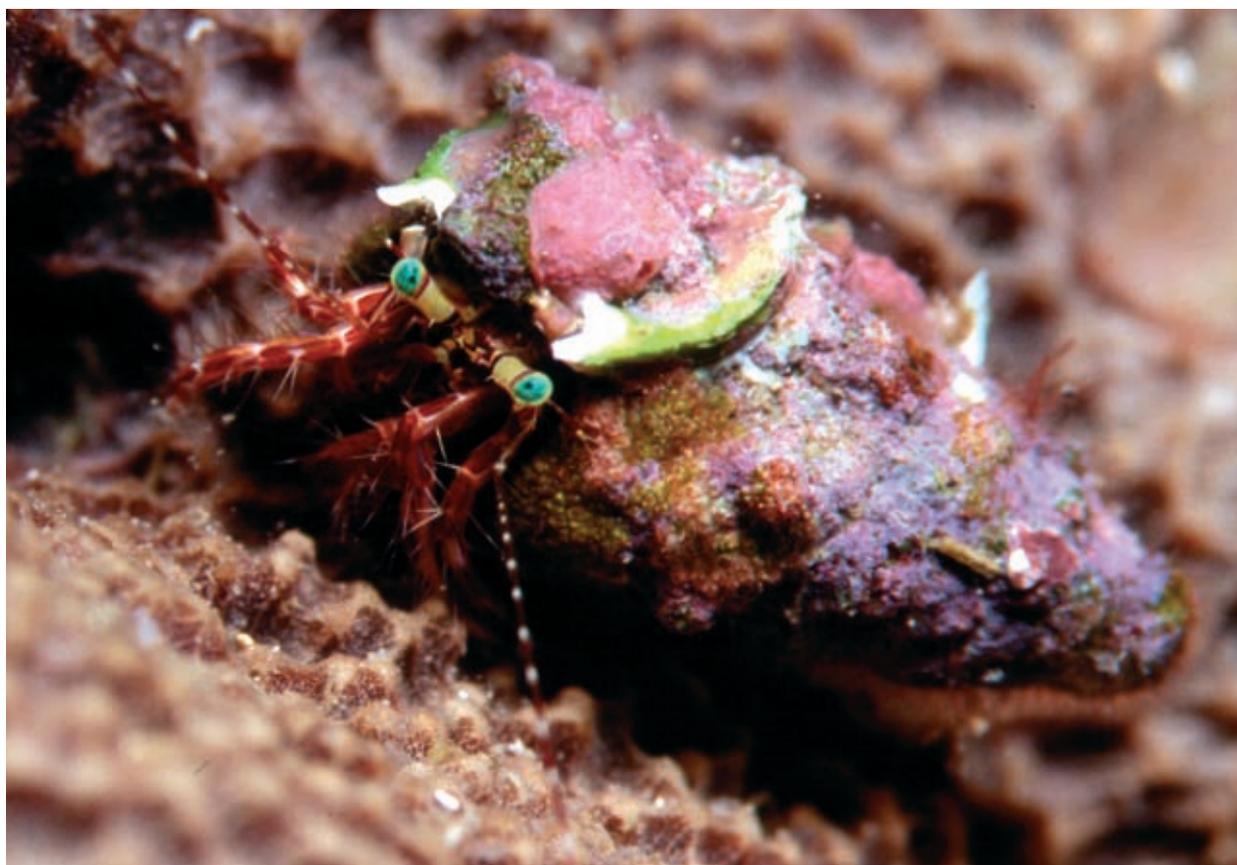
da Relini *et al.* (1999) per altre aree dell'Adriatico e in generale dei mari italiani (Tab. 4). I risultati ottenuti, una volta integrati, hanno fornito un'immagine ambientale esauriente delle situazioni del fondale prima e dopo le attività di dragaggio. Questo progetto ha seguito un altro progetto simile effettuato per la prima volta in Italia dall'ICRAM al largo delle coste di Anzio nel Tirreno centrale (Nonnis *et al.*, 2002). Rispetto a questo primo progetto "pilota", nello studio attuale sono state estese le fasi di controllo per valutare al meglio gli effetti di breve e di lunga durata che potenzialmente si potrebbero avere sull'habitat (Kenny e Rees, 1994, 1996). Il frequente controllo dei parametri idrologici è risultato fondamentale e durante la fase II/1 si è riusciti ad individuare una quantità moderata di materiale in sospensione trasportato dalle correnti in direzione Sud-Est. Si è quindi aggiunta una stazione (S10) a Sud della stazione S9 per seguire la dispersione dei sedimenti sospesi, ma il fenomeno si è esaurito in tempi brevi.

È stato considerato l'impatto ed i tempi di recupero sulla comunità bentonica e sulle risorse demersali utilizzando le tecniche di pesca commerciali e utilizzando un sistema teleguidato subacqueo munito di telecamera. Pescare a strascico nella zona dragata è risultato molto difficile a causa dell'eterogeneità del fondale, con parecchie differenze nella batimetria. I pescatori si trovano limitati nelle loro attività nelle zone dragate e ciò potrebbe rappresentare una perdita economica. In questo caso la perdita sembra sia stata molto limitata in quanto l'estensione della zona dragata è abbastanza ridotta e perché non rappresenta una zona abituale di pesca. Infatti, l'abbondante presenza del mollusco bivalve di grandi dimensioni *Atrina fragilis*, considerata un'importante specie "strutturale" in ambienti sedimentari (Warwick *et al.*, 1997; Cummings *et al.*, 1998), fa presupporre che l'area sia sottoposta ad una pressione di pesca inferiore rispetto ai fondali circostanti e l'elevate quantità di spugne, ricci ed oloturie rafforza questa ipotesi. *A. fragilis* è in grado di offrire un substrato adatto per l'insediamento degli stadi larvali o immaturi di molte specie bentoniche (ad esempio la cappasanta, *Pecten jacobaeus*; Hall-Spencer *et al.*, 1999), un rifugio ed un nido per alcuni crostacei decapodi, polpi e blennidi (Kuhlmann, 1998; Kelly *et al.*, 1999).



Bibliografia

- CORNELLO M., GIOVANARDI O., GISMONDI M., RINALDI A. (2003) – Minimal temperatures in the Northern Adriatic West coast during the winter 2001/2002 and effects on the sea fauna. *Acta Adriat.*, 44 (4): 27-31.
- CUMMINGS V.J., THRUSH S.F., HEWITT J.E., TURNER S.J. (1998) - The influence of the pinnid bivalve *Atrina zelandica* (Gray) on benthic macroinvertebrate communities in soft-sediment habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 228 (2): 227-240.
- DALFSEN J.A., ESSINK K., TOXVIG MADSEN H., BIRKLUND J., ROMERO J., MANZANERA M. (2000) -Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and Western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1439-1445
- DE GROOT S. (1979) - An assessment of the potential environmental impact of large-scale sand-dredging for the building of artificial islands in the North Sea. *Ocean Management*, 5, 211-232
- HALL-SPENCER J.M., FROGLIA C., ATKINSON R.J.A., MOORE P.G. (1999) – The impact of rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 111-124.
- KELLY S., MACDIARMID A.B., BABCOCK R.C. (1999) - Characteristics of spiny lobster, *Jasus edwardsii*, aggregations in exposed reef and sandy areas. *Mar. Freshwat. Res.*, 50 (5): 409-416.
- KENNY A.J., REES H.L. (1994) - The effect on marine gravel extraction on the macrobenthos: early post-dredging recolonization. *Marine Pollution Bulletin*, 28 (7): 442-447.
- KENNY A.J., REES H.L. (1996) - The effect on gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (8-9): 615-622.
- KUHLMANN M.L. (1998) - Spatial and temporal patterns in the dynamics and use of pen shells (*Atrina rigida*) as shelters in St. Joseph Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 62 (1): 157-179.
- NONNIS O., NICOLETTI L., LA VALLE P., CELIA MAGNO M., GABELLINI M. (2002) - Environmental impact after sand extraction for beach nourishment in an area off Latium coast (Tyrrhenian sea, Italy). Littoral 2002, The Changing Coast. EUROCOAST / EUCC, Porto – Portugal (Ed. EUROCOAST - Portugal), Vol. 3, 81-84.
- RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (EDS.) (1999) – Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.*, 6 (suppl. 1).
- SARDÀ R., PINEDO S., GREMARE A., TABOADA S. (2000) - Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1446-1453
- WARWICK R.M., MCEVOY A.J., THRUSH S.F. (1997) - The influence of *Atrina zelandica* Gray on meiobenthic nematode diversity and community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 214: 231-247.





DISPONIBILITÀ DI ALIMENTO E MORTALITÀ DELLE LARVE DI ACCIUGA RISPETTO ALL'AZIONE DI RIMESCOLAMENTO DEL VENTO NEL MARE ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da:

COOMBS H.S., GIOVANARDI O., HALLIDAY N.C., FRANCESCHINI G., CONWAY D.V.P., MANZUETO L., BARRETT C.D., MCFADZEN I.R.B., 2003, "Wind mixing, food availability and mortality of anchovy larvae (*Engraulis encrasicolus*) in the northern Adriatic Sea", *Marine Ecology Progress Series*, 248: 221-235.

GIOVANARDI O., 1998, "Analisi di condizione delle larve di acciuga, *Engraulis encrasicolus* L., per l'identificazione e la valutazione dei processi determinanti la variabilità del reclutamento (A.L.I.C.E.)", *Biologia Marina Mediterranea*, 5 (3): 361-371.

La disponibilità di cibo e la predazione sono riconosciute come due delle principali variabili che influenzano la mortalità larvale (Bailey e Houde, 1989) e, di riflesso, le variazioni nel reclutamento annuo (May, 1974; Leggett e Deblois, 1994). Le relazioni tra disponibilità di cibo e sopravvivenza larvale sono state studiate sia in termini di livelli generali di abbondanza di cibo (Economou, 1987) che in relazione all'evoluzione ed alla persistenza di concentrazioni di particelle di cibo localizzate (Nakata *et al.*, 1995; Lochmann *et al.*, 1997). Particolari condizioni fisiche come la stratificazione della colonna d'acqua e la turbolenza possono dare luogo ad una distribuzione verticale strutturata dello zooplancton (Peterman e Bradford, 1987; Kendall *et al.*, 1996; Lagadeuc *et al.*, 1997); il vantaggio in termini di sopravvivenza fornito da tali aggregazioni di cibo è stato messo in luce da Lasker (1975). Le condizioni meteorologiche influenzano sia la stabilità della struttura verticale (Lagadeuc *et al.*, 1997) che il tasso di incontro predatore/preda (Dower *et al.*, 1997; Sundby, 1997), fattori i quali sono in relazione con il successo delle larve nel procacciarsi il cibo e con la sopravvivenza (Rothschild e Osborn, 1988; Cury e Roy, 1989). Moser e Pommeranz (1999) hanno riscontrato una riduzione del numero di larve di *E. mordax* nelle acque californiane in seguito ad un evento meteorologico ventoso, dovuta presumibilmente alla dispersione dell'alimento su microscala locale. Similmente, Bergeron (2000) usando l'acido nucleico come misura della condizione in cui si trovano le larve di *E. encrasicolus* nel Golfo di Biscaglia, trovò che il rimescolamento dovuto all'azione del vento provocava uno stato più sfavorevole delle larve. Altri studi nella stessa area (Borja *et al.*, 1998, Allain *et al.*, 2001), descrissero che venti bassi erano favorevoli per il reclutamento dell'acciuga mantenendo un debole *upwelling* e favorendo l'estensione dei *plumes* o pennacchi fluviali. Tuttavia, nessuno dei suddetti studi ha incluso le misure dei tassi di mortalità larvale relativi alla disponibilità di alimento.

Nell'Adriatico, la deposizione delle uova dell'acciuga è ampiamente diffusa, ma generalmente a livelli più elevati nelle zone più settentrionali e, in particolare, nella zona in prossimità del delta del Po (Piccinetti *et al.*, 1980). In questa regione, lo scarico del fiume aumenta la stratificazione, condizionando la distribuzione e la produzione del plancton (Gilmartin e Revelante, 1981; Smodlaka e Revelante, 1983; Fonda Umani, 1996). Durante la principale stagione di deposizione delle uova delle acciughe, che avviene in estate, la situazione meteorologica è stabile e la colonna dell'acqua è generalmente stratificata. La stratificazione è disturbata con impulsi intermittenti da un intenso vento di nord-est (Bora), che è per lo più prevalente verso la fine dell'estate e l'autunno, ma che può soffiare anche in altri periodi dell'anno con durata. La Bora agisce sulla miscelazione degli strati e sull'advezione della massa d'acqua condizionando il regime di produzione (Malanotte-Rizzoli e Bergamasco, 1983; Zore-Armanda e Gacìć, 1987). In questo contesto si è avviato il progetto, il cui acronimo è "A.L.I.C.E.", *Anchovy Larvae In Contrasting Environments*, con lo scopo di approfondire le conoscenze sulla sopravvivenza delle larve di acciuga in relazione alle condizioni idro-meteorologiche ed alla disponibilità di cibo. L'area oggetto di studio, in corrispondenza del delta del Po, è stata scelta in quanto importante zona di deposizione dell'acciuga, relativamente ben delimitata e soggetta a periodici rimescolamenti indotti dalle condizioni meteorologiche; ciò ha offerto, quindi, le condizioni ideali per un esperimento in natura che permettesse di seguire l'andamento della mortalità larvale e della disponibilità di cibo in seguito a cambiamenti nell'ambiente fisico. Lo studio è stato pianificato in modo tale da comparare la disponibilità di cibo con la mortalità larvale, utilizzando sia stime dirette (variazione di abbondanza larvale nel tempo) sia utilizzando misure di condizio-



ne larvale come stima del potenziale di sopravvivenza (Ferron e Leggett, 1994). Varie misure delle condizioni larvali sono state in passato utilizzate in questa maniera: composizione elementare (Ehrlich, 1974), rapporto RNA/DNA (Clemmesen, 1987), contenuto lipidico (Håkanson, 1989), struttura istologica (O'Connell, 1980), tasso di crescita degli otoliti (Campana e Neilson, 1985). I principali metodi utilizzati in questo studio sono stati l'istologia e l'analisi dei microincrementi negli otoliti. A completamento dei campionamenti sul campo, è stato realizzato un programma sperimentale di allevamento di larve di acciuga. Questo è stato concepito principalmente per validare gli indici istologici di condizione a vari livelli di nutrizione come misure affidabili di condizione nutrizionale larvale e per determinare cronologicamente le varie fasi della deposizione degli incrementi negli otoliti. È stato possibile poi applicare queste tecniche alle larve campionate sul campo.

Il campionamento in mare è stato condotto in due fasi: una breve crociera pilota nell'agosto 1995 ed un campionamento più esteso nel giugno-luglio 1996, dove un reticolo di stazioni (distanti tra loro 5 mn) è stato campionato in due occasioni (Fig. 1). In alcune di queste stazioni (12, 14, 34 e 37), inoltre, sono stati effettuati una serie di campionamenti intensivi durante tutto l'arco delle 24 ore. Per il campionamento delle larve e per le misure della disponibilità di cibo sono stati utilizzati sia campionatori tipo "BONGO" 20 che 30 (cm Ø) con retini di maglia 200, 250 e 333 µm, insieme ad un retino da 1 m Ø con maglia da 250 o 500 µm. Per la raccolta del microzooplancton è stato utilizzato un BONGO 10 (cm Ø), con retini di maglia 53 µm. Il volume di acqua filtrata è stato misurato sia con flussimetri a contatore che con flussimetri elettronici collegati ad un PC di bordo. Sono stati ottenuti, inoltre, dei profili di profondità dei campionamenti BONGO per mezzo di sonde miniaturizzate e unità CTD, con sensore addizionale per il flusso, fissate ai retini. La distribuzione verticale del plancton è stata determinata con l'LHPR (*Longhurst-Hardy Plankton Recorder*), un telaio metallico su cui sono montati due retini (200 µm di maglia per l'ittioplancton e 53 µm per il microzooplancton) insieme ad alcuni strumenti collegati via cavo ad un PC di bordo per la registrazione in tempo reale di profondità, temperatura, clorofilla *a* e volume d'acqua filtrato dai retini. Dietro i retini sono stati montati due contenitori che hanno permesso di campionare in serie sequenziale, ad intervalli stabiliti, il plancton filtrato dai retini durante la cala effettuata in obliquo ad una velocità di 3,5 nodi. I profili CTD (*Conductivity Temperature Depth*) sono stati ricavati nelle stazioni selezionate utilizzando una sonda multiparametrica con l'aggiunta di sensori per la fluorescenza della clorofilla *a* e la trasmissione della luce. Profili supplementari sono stati inoltre ottenuti dal sistema CTD attaccato ai BONGO e all'LHPR. Alcuni transetti, della lunghezza di 30 Mn ciascuno, sono stati effettuati con l'UNDULATOR, un corpo idrodinamico con alettone posteriore controllato tramite servo-meccanismi, che permette, durante il traino, di seguire un profilo di immersione e di risalita a dente di sega. Lo strumento era equipaggiato con alcune sonde per la misura della temperatura, conducibilità, pressione e fluorescenza della clorofilla *a*. Allo strumento è stato fissato un retino di 200 µm di maglia per integrare queste misure con dati relativi all'abbondanza delle uova e delle larve di acciuga lungo l'intero transetto. L'analisi del particellato è stata effettuata a bordo su campioni prelevati dallo strato prossimo alla superficie (profondità di 1-5 m) e da strati di acqua di media profondità sotto il picnoclino (10-25 m di profondità). Un'ancora galleggiante sub-superficiale, munita di radio-boa ad onde corte per permetterne la localizzazione a distanza, ha permesso di effettuare più campionamenti nello stesso corpo d'acqua e, dal tracciato percorso, ottenere informazioni sulla direzione e velocità delle correnti.

Alimentazione larvale: le larve di acciuga si alimentano durante il giorno: quelle campionate durante la notte (tra le ore 21:34 e le 04:37 - ora solare) avevano infatti il tratto alimentare vuoto. La dieta delle larve esaminate era costituita in prevalenza da stadi di sviluppo di copepodi: uova, nauplii, copepoditi, e una piccola quantità di copepodi arpacticoidi.

Distribuzione verticale di uova e larve di acciuga: le uova di acciuga sono state osservate soprattutto nei primi 10 m della colonna d'acqua, sia nel 1995 (85,1 %) che nel 1996 (80,0 %), a concentrazioni maggiori in prossimità della superficie. Non c'era nessuna chiara correlazione tra la distribuzione verticale delle uova e la struttura idrografica. Generalmente, le uova erano disperse sopra il termocline, con un picco di concentrazione sub-superficiale (0-2 m) non sempre presente. Le larve si trovavano a maggiore profondità rispetto alle uova e, a differenza di queste ultime, erano maggiormente concentrate tra i 6 e gli 8 m (nel 1996). Similmente alle uova, invece, non è stata



osservata una relazione tra distribuzione verticale delle larve e struttura della colonna d'acqua; in generale, sono state osservate poche larve negli strati più superficiali (con valori di salinità più bassi) e/o a 20 m di profondità circa, limite inferiore dello strato di acqua che può essere rimescolato dall'azione del vento. La variabilità dei valori di distribuzione delle larve nelle varie cale si è rivelata maggiore rispetto a quella delle uova. All'aumentare delle dimensioni delle larve, aumenta progressivamente la profondità alla quale le stesse sono state campionate, e si può osservare una percettibile migrazione verticale nell'arco delle 24 ore delle larve più grandi (8-10 mm), trovate più in profondità nella colonna d'acqua durante il giorno rispetto alla notte. Non sono state notate differenze significative giorno/notte nelle distribuzioni delle larve di piccole dimensioni.

Abbondanza di uova e larve di acciuga

1995 - Nella stazione 4 (Fig. 1), sia le uova che le larve di acciuga sono state prelevate in quantitativi più abbondanti, rispettivamente 1817/m² e 256/m², che nelle altre stazioni; dove l'abbondanza di uova era notevolmente più bassa (<249/m²) e mostrava un decremento progressivo con l'aumentare della distanza dalla stazione 4. L'abbondanza di larve mostrava un andamento simile a quanto osservato per le uova ma con una prevalenza rispetto a quest'ultime nelle tre stazioni più al largo, tutte con una densità di larve compresa nell'intervallo di 124-198/m². Nella stazione 5 il 63,8 % delle larve appartenevano alla classe di lunghezza 2-4 mm, mentre nella stazione 1 è stato trovato solo il 29,5 % di larve della stessa classe di lunghezza. Viceversa, alla stazione 5 solo il 6,8 % delle larve appartenevano alla classe 6-8 mm di lunghezza, rispetto al 37,2 % della stazione 1.

1996 - L'abbondanza delle uova di acciuga (griglia BONGO del 16/18 giugno) mostrava una distribuzione della deposizione che si estendeva nelle acque a bassa salinità intorno al delta, con concentrazioni >400/m² nella zona sottocosta a nord del delta del Po; le uova, inoltre, erano anche distribuite a concentrazioni maggiori (>800/m²) in una più vasta area al largo, nelle acque più aline dell'Adriatico centrale. Durante i campionamenti effettuati nella seconda griglia (2-4 luglio), l'attività riproduttiva è stata maggiormente intensa sotto costa e, soprattutto, nell'area più direttamente influenzata dagli apporti del Po, con concentrazioni >800/m². In generale, le larve erano distribuite in base a zone più definite di concentrazione rispetto alle uova, e si trovavano a maggior distanza della costa, tranne a livello locale nella regione del delta. Questa situazione non cambiava di molto prendendo in considerazione classi di lunghezza successive, essendo forse tutte le larve localizzate, in qualche maniera, lungo il margine meridionale del fronte fluviale. Nella seconda griglia BONGO la distribuzione delle larve non si estendeva così al largo come nella prima griglia, pur rimanendo su valori di abbondanza sostanzialmente simili.

Distribuzione verticale del microzooplancton e disponibilità di cibo

1995 - Per quanto concerne l'analisi dei campioni di microzooplancton prelevati con LHPR, sia nella stazione sottocosta che in quella al largo (Fig. 1), la concentrazione dei nauplii mostra un picco negli strati subsuperficiali, proprio al di sotto del picnoclino (a 4-6 m di profondità nella stazione sottocosta e a 6-8 m in quella al largo), mentre gli stadi di copepodite erano presenti ad una profondità maggiore (a 18-20 m e a 10-12 m, rispettivamente). In generale, i copepoditi erano più dispersi lungo la colonna d'acqua rispetto ai nauplii. In entrambi i siti non c'era una grossa differenza tra i profili delle distribuzioni durante il giorno e la notte. È stato osservato un massimo di 82,8 ind./l a una profondità di 4-6 m nella stazione sottocosta e 43,8 ind./l a 10-12 m di profondità nella stazione al largo. In entrambi i siti, questi picchi di abbondanza corrispondevano a 1,7 volte la concentrazione media delle particelle di cibo all'interno della colonna d'acqua.

1996 - I valori medi della concentrazione degli organismi nei campioni LHPR giorno/notte sono risultati i seguenti: 62,7 ind./l (stazione 14), 18,6 ind./l (staz. 12), 21,7 ind./l (staz. 37) e 25,8 ind./l (staz. 34). Una caratteristica comune alle stazioni era la presenza di una banda di aggregazione all'interno dei primi 10 m della colonna d'acqua, più superficiale (2-6 m) ed accentuata nelle stazioni 14, 12 e 34; in questa banda, la concentrazione raggiungeva 1,5-2,5 volte il valore medio di abbondanza registrato per l'intera colonna. È stata riscontrata, infine, una significativa relazione lineare positiva ($p < 0,01$) tra la concentrazione "verticale" delle particelle di cibo e la struttura della colonna d'acqua, espressa dal rapporto tra i valori massimo/medio di abbondanza e la differenza di densità nella colonna d'acqua nell'intervallo di profondità 0-15 m.

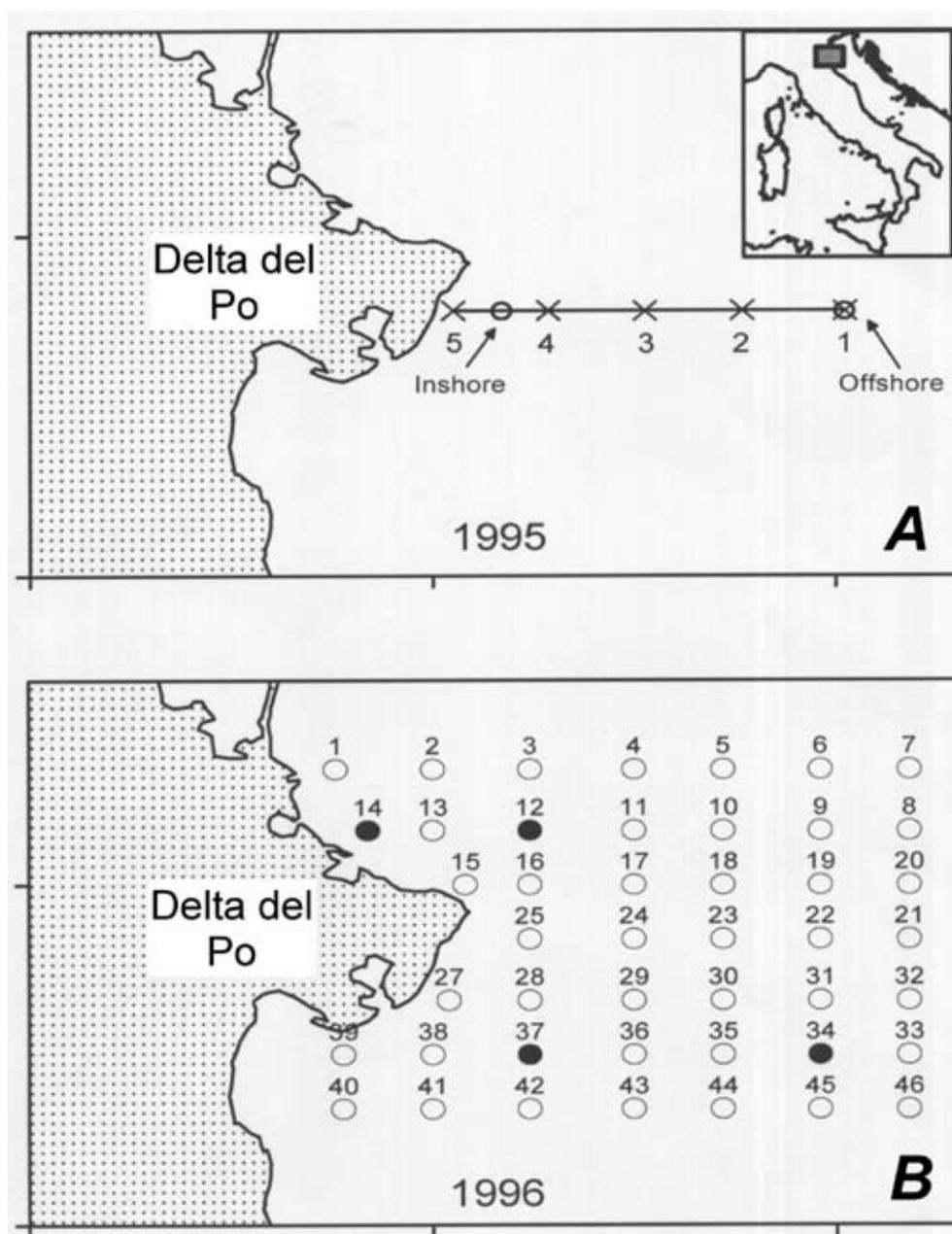


Fig. 1 – Sito di campionamento e disposizione delle stazioni. A) transetto del 1995, inshore = sottoscosta, offshore = al largo; B) griglia del 1996, in nero le stazioni campionate per 24 ore.

Mortalità di uova e larve di acciuga: i livelli di mortalità giornaliera rilevati dai campionamenti BONGO di giugno 1996 variavano tra il 54,3 ed il 23,9 %; non c'era evidenza di cambiamenti bruschi della mortalità tra stadi successivi, tanto che una retta con un tasso di mortalità del 44,8 % al giorno si adattava molto bene ai dati per tutti gli stadi di sviluppo ($r^2 = 0,99$). I valori di mortalità giornaliera per i campioni della griglia di luglio erano del 56,8 e del 49,2 % tra i primi tre stadi (uova, larve <3 mm, larve 3-4 mm) seguiti dal progressivo declino in mortalità a partire dal 66,5 % al giorno, ad un'età media di 2,8 giorni (fecondazione - larve 3-4 mm) fino all'11,1 % al giorno, ad un'età media di 10,23 giorni (fecondazione - larve 9-10 mm). Così durante i primi stadi di sviluppo (<5 mm) la mortalità era simile o leggermente più elevata nelle larve campionate a luglio rispetto a giugno, per poi diventare minore nei successivi stadi larvali. Dal momento che le larve di grosse dimensioni possono avere evitato la cattura, escludendo le due stime particolarmente basse di mortalità



giornaliera di 15,8 % e 11,1 % rilevate per le larve >8 mm di lunghezza nella seconda griglia, un tasso lineare di mortalità giornaliera del 44,0 % può essere adattato ($r^2 = 0,94$) ai dati illustrati in precedenza.

Condizioni nutrizionali e crescita di uova e larve di acciuga

1995 - Le analisi istologiche effettuate sul tratto digestivo, sul fegato e sul tessuto muscolare hanno dato i seguenti risultati: 1) indipendentemente dall'età, le larve campionate durante il giorno si trovavano in migliori condizioni nutrizionali rispetto a quelle campionate di notte; 2) all'interno di un'ampia scala di variabilità, il tessuto del tratto digerente era più spesso in cattive condizioni nelle larve prelevate al largo; 3) anche le condizioni globali del fegato erano altamente variabili tra individui, ma una maggior proporzione di larve campionate nella stazione al largo rispetto a quelle campionate nella stazione sottocosta indicava che le riserve epatiche erano state utilizzate, oppure non erano state prodotte; 4) le cellule della muscolatura del tronco mostravano le variazioni di minore entità in tutti gli esemplari catturati in entrambe le stazioni.

1996 - I risultati istologici del 1995 sono stati confermati da quanto osservato nei campioni 1996. È stato possibile, inoltre, effettuare le seguenti osservazioni: 1) c'era una significativa correlazione negativa tra presenza di cibo nell'intestino e condizioni di denutrizione, anche se per le larve <4 mm di lunghezza questa relazione era meno attendibile; 2) le patologie del tessuto muscolare, più resiliente rispetto a fegato ed intestino, indicano condizioni di privazione di cibo protrattesi per un periodo più lungo, e sono state rinvenute solo nelle larve di maggiori dimensioni (>4 mm). In maniera simile ai campioni del 1995, e in accordo con i risultati istologici, l'esame degli otoliti ha permesso di osservare una velocità di crescita significativamente più bassa nella stazione 34 (0,651 mm/giorno) rispetto alla 14 (0,737 mm/giorno).

Allevamento sperimentale di uova e larve di acciuga

Sviluppo ed istologia - Alla temperatura sperimentale di ~25 °C la schiusa delle uova di acciuga era altamente sincronizzata (>84,0 %), e avveniva intorno alle ore 05:30. Dopo la prima ora di alimentazione esogena, un numero elevato di nauplii e trocofore veniva ingerito dalle postlarve, il che dimostra come questo tipo di prede sia adatto per le larve di acciuga al riassorbimento del sacco vitellino e come, a questo stadio, le larve siano efficienti nel catturarle. È stata stimata nel 30 % la quantità di prelarve che prevedibilmente sopravvive fino al primo stadio di alimentazione esogena. I risultati in termini di sopravvivenza delle postlarve ai vari regimi alimentari sperimentati possono essere così riassunti: 1) senza cibo: 6 giorni; 2) solo trocofore (*Crassostrea gigas*): >18; 3) solo veliger (*C. gigas*): 5; 4) miscela di plancton e trocofore: >25 giorni, con percentuali di sopravvivenza di circa il 38 % a 21 giorni dalla schiusa. I criteri istologici per discriminare le condizioni nutrizionali delle larve, basati sulle condizioni dei tessuti del fegato e del tratto mediano dell'apparato digerente, sono stati validati attraverso l'esame degli esemplari allevati a tali regimi. Ad esempio, le larve private del cibo per 1 giorno hanno mostrato all'esame istologico segni di degenerazione del tratto digerente classificati come irreversibili.

Otoliti - La presenza continua della luce nell'arco delle 24 ore ha disaccoppiato la crescita somatica dalla deposizione dei microincrementi negli otoliti delle larve di acciuga. Alcune larve di varie età (da 6 a 12 giorni), prelevate da vasche di allevamento rimaste incidentalmente esposte a luce continua, non presentavano, infatti, alcun anello di accrescimento nelle sagitte. Dopo aver simulato in tali vasche un fotoperiodo (14 ore di luce e 10 ore di buio) per un periodo variabile da 11 a 16 giorni, è stato possibile osservare numerosi microincrementi negli otoliti delle larve campionate alla fine dell'esperimento. Alla conclusione dell'esperimento, nelle due vasche con larve che avevano già un'età di 7-8 giorni al momento della simulazione si è osservato un numero medio di incrementi (9,9 e 13,9) inferiore al numero di giorni di fotoperiodo sperimentati (13 e 16 giorni, rispettivamente). Al contrario, nelle due vasche in cui erano presenti larve con più di 12 giorni di età, il numero medio di incrementi è risultato superiore (13,1 e 16,8) al numero di giorni (11 e 15).

Gli elementi emersi dalle indagini svolte nelle acque prospicienti il delta del Po hanno chiaramente indicato che tale area è favorevole alle acciughe per la deposizione delle uova. La deposizione, come evidenziato dalla distribuzione delle uova, era strettamente associata alle aree di bassa salinità situate proprio sottocosta. Le larve di maggiori dimensioni sono state trovate a distanze crescenti



dalla costa, e ciò indica che lo spostamento iniziale è controllato dal regime idrodinamico delle masse d'acqua provenienti dal fiume. In base a studi derivati sia da osservazioni sul campo sia dall'applicazione di modelli (Barale *et al.*, 1986; Bergamasco e Barale, 1988), la diffusione delle larve in direzione Est all'interno del pennacchio del Po è uno degli eventi che ha più probabilità di verificarsi in condizioni di basso stress di vento. Gli spostamenti delle larve più grandi sono stati meno evidenti, probabilmente a causa di un certo livello di ritenzione larvale nel fronte del pennacchio fluviale dovuta ad una combinazione di fattori, legati sia all'idrodinamismo che al comportamento delle larve stesse. La dieta dedotta dai contenuti stomacali delle larve di acciuga è risultata simile a quella determinata per altre specie di clupeidi (Conway *et al.* 1994; Viñas e Ramirez, 1996). È stata osservata una selezione delle larve per i nauplii di calanoidi e ciclopidi, ed un'adattabilità a passare ad altre componenti della dieta quando le specie che costituiscono le prede preferite sono presenti soltanto a basse concentrazioni. I profili delle distribuzioni verticali del cibo hanno mostrato un effetto più profondo dei fenomeni di rimescolamento delle acque indotti dal vento sulla disponibilità delle risorse alimentari. Durante il campionamento del 1996, la struttura della colonna d'acqua è passata da una situazione di marcata stratificazione (all'inizio della campagna) ad un ristabilimento di tale struttura (fine crociera) attraverso diversi passaggi intermedi di rimescolamento. Questa evoluzione è stata rispecchiata dalla distribuzione verticale sia delle larve di acciuga che degli organismi facenti parte della loro dieta. Più specificatamente, la concentrazione massima delle particelle alimentari era positivamente correlata alla stratificazione della colonna d'acqua: i più alti valori di concentrazione delle particelle alimentari sono stati osservati quando la stratificazione era molto marcata. Queste aggregazioni erano invariabilmente nei primi 10 m della colonna d'acqua, dove si trovava anche la maggior parte delle larve di acciuga. L'esistenza di modesti picchi sub-superficiali dei valori di abbondanza di nauplii e di stadi di copepoditi è in accordo con informazioni pregresse relative all'Adriatico e ad altre zone (Krišinić, 1982; Revelante e Gilmartin, 1990). Nel presente studio, le concentrazioni verticali di microzoo-plancton osservate costituivano da 2 fino a 5,2 volte i livelli medi di cibo lungo l'intera colonna d'acqua. Probabilmente, se i campionamenti fossero stati effettuati con un maggior livello di risoluzione, sarebbe stato possibile rilevare valori anche più alti (Owen, 1981). Le larve, migrando verticalmente, sono potenzialmente capaci di ottimizzare la loro nutrizione aggregandosi a tali livelli di profondità. È probabile che, nel periodo preso in esame, il cibo non sia mai stato un fattore limitante per la sopravvivenza, e che, nelle stazioni maggiormente sottocosta, le caratteristiche ambientali siano state, nel complesso, particolarmente favorevoli alle larve di acciuga. È evidente che la minore o maggiore disponibilità del cibo adatto può condizionare il successo delle larve nel reperire fonti alimentari (Fortier *et al.*, 1995) ed il loro ritmo di crescita (Gotceitas *et al.*, 1996). La riduzione della proporzione di larve con cibo nell'intestino che si è avuta dove la concentrazione delle particelle alimentari era <50 particelle/l, ha suggerito che tali livelli cominciano ad essere limitanti per l'ingestione da parte delle larve. Tuttavia, esse potrebbero non subire necessariamente gli effetti di tale privazione, dal momento che esiste un equilibrio tra immissione di cibo, velocità del passaggio delle particelle stesse nell'intestino ed efficienza nell'assimilazione (Govoni *et al.*, 1986) così che, perfino quando la concentrazione di cibo raggiunge i livelli più bassi, le loro esigenze energetiche potrebbero essere ugualmente soddisfatte.

Nella biologia della pesca, relazionare gli effetti di disponibilità di cibo variabili a cambiamenti nella sopravvivenza delle larve è sempre stato uno dei passaggi più difficili e dagli esiti incerti. E' stato ipotizzato che la predazione e la disponibilità di risorse alimentari siano le cause più probabili di mortalità larvale, condizionando il successo del reclutamento nei pesci (Bailey e Houde, 1989). La mortalità può essere direttamente causata da condizioni di digiuno, o derivare da un livello sub-ottimale di disponibilità di risorse alimentari, che, riducendo la velocità di crescita, prolunghi la durata dei primi, più sensibili, stadi larvali (Anderson, 1988). La verifica di queste ipotesi sul campo viene resa più complicata da una conoscenza incompleta delle relazioni funzionali esistenti. Le ridotte differenze tra le due curve di mortalità elaborate dai dati raccolti nelle due griglie BONGO (almeno per quanto riguarda le larve più piccole - <8 mm di lunghezza - che sono state campionate in modo più efficiente), confermano il mantenimento di un certo grado di facilità nel reperimento del cibo da parte delle larve. Ciò lascia supporre che la disponibilità di risorse alimentari non sia stata la causa dominante della mortalità larvale. Accettando l'errore associato al presupposto che la velo-



cità di produzione delle uova sia costante, si ha un sostanziale accordo tra i livelli di mortalità generale osservati nel presente studio (44,8 % e 44,0 % nella prima e seconda griglia BONGO, rispettivamente), e stime pregresse relative agli stadi planctonici delle acciughe in Adriatico. Piccinetti *et al.* (1982) hanno fornito, come stima più accurata, valori di mortalità giornaliera del 30-35 %, mentre Regner (1994) ha osservato livelli di mortalità per le uova e gli stadi larvali del 38,7 % (fino a circa 4,5 giorni post-fecondazione) e del 40,4 % per le postlarve.

Le tecniche istologiche utilizzate nel presente studio sono state validate nel programma sperimentale condotto parallelamente in laboratorio. Inoltre, il loro legame con la disponibilità di cibo è stato corroborato sul campo dall'osservazione di una correlazione inversa tra presenza di prede nell'apparato digerente (incidenza della nutrizione) e numero di larve in condizioni di digiuno, accertate sulla base degli indici istologici elaborati. Le patologie dei tessuti che rispondono alla privazione di cibo in tempi molto brevi sono state rinvenute più frequentemente nelle larve di piccole dimensioni (<4 mm di lunghezza), come pure i più alti valori degli indici corrispondenti a situazioni di digiuno. Tali osservazioni sono in accordo con la accertata bassa capacità di recupero delle larve più piccole alle situazioni di carenza di cibo e con i loro livelli di mortalità relativamente alti (Pepin, 1991). Sono state osservate alcune relazioni generali tra condizioni nutrizionali delle larve, velocità di crescita e disponibilità delle risorse alimentari: le larve erano, in qualche modo, in condizioni migliori all'inizio e alla fine del periodo di campionamento (dati 1996), quando le condizioni meteorologiche e idrografiche erano più stabili rispetto alla situazione sfavorevole avuta durante il periodo intemedio; le larve erano relativamente in migliori condizioni e crescevano più in fretta nella stazione più sottocosta, dove la disponibilità di cibo era significativamente maggiore di quella al largo. Tuttavia, un esame più approfondito delle condizioni larvali e della crescita in rapporto all'abbondanza delle risorse alimentari, basato sulle situazioni incontrate nei singoli campionamenti, non mostrava una correlazione ben definita. Una più chiara corrispondenza, basata sempre su indici istologici, tra numero di larve in condizioni di digiuno e quantità di cibo è emersa dal ristretto set di dati relativi al transetto del 1995. In entrambi gli anni, comunque, è stata osservata una percentuale di patologie e una proporzione di larve in cattive condizioni nutrizionali a livelli simili a quelli riportati, per altre specie, in ricerche sul campo (Pitcher e Hart, 1982; Margulies, 1993). La paradossale mancanza di corrispondenza tra le misure dettagliate della disponibilità delle risorse alimentari e le condizioni nutrizionali delle larve può essere spiegata da vari fattori, collegati all'inadeguatezza dei campionamenti. In primo luogo, il campionamento relativo alla distribuzione verticale può non aver avuto una risoluzione che rappresentasse in modo soddisfacente l'effettiva struttura della disponibilità di cibo dal punto di vista delle larve (vedere Owen, 1981); in secondo luogo, non sono stati esaminati i rapporti dinamici delle interazioni preda/predatore (Sundby, 1997), e questo potrebbe spiegare il fatto che la capacità delle larve di percepire l'abbondanza del cibo nell'ambiente circostante sia diversa dai valori misurati. Queste limitazioni sono da inquadrare in un contesto di alta variabilità spaziale e temporale, nel quale la risposta delle larve ai livelli di cibo (dal punto di vista delle condizioni nutrizionali) era variabile nelle sfasature temporali ed in potenziale evoluzione. La variabilità dell'abbondanza delle uova di acciuga nella area influenzata dai fiumi è quindi anche funzione della grande variabilità delle diverse masse d'acqua. Da qui consegue anche l'importanza che ha la densità ed il numero delle stazioni di campionamento in tali aree nell'applicazione del metodo ittioplanctonico per la valutazione degli stock di piccoli pelagici. In conclusione le acque prospicienti il delta del fiume Po rappresentano un ambiente favorevole per la sopravvivenza delle larve di acciuga, per via di una combinazione di fattori quali l'aumento della produzione primaria e della stabilità della colonna d'acqua provocati dagli apporti di acqua dolce. È stato possibile osservare che la conservazione di una struttura stratificata della colonna d'acqua favorisce la concentrazione delle particelle nutritive in determinati strati, contrastando l'azione di rimescolamento ad opera del vento. Tuttavia, non è stato possibile dimostrare quale siano le esatte correlazioni tra la disponibilità delle risorse nutritive e la sopravvivenza delle larve. Una implicazione di quanto detto sopra è che una riduzione della portata del Po in seguito, ad esempio, ad esigenze di pianificazione del fabbisogno idrico da parte dell'uomo o alla diminuzione delle precipitazioni a causa di cambiamenti climatici, possa essere dannosa per la sopravvivenza delle larve di acciuga. Dal momento che la mortalità larvale si è mantenuta a livelli apprezzabili perfino nelle condizioni relativamente favorevoli per la nutrizione incontrate, è possibile che anche altre cause, come, ad esempio, i processi



che regolano la distribuzione e l'abbondanza del cibo, la predazione, o una particolare sensibilità alle variazioni ambientali provocata da agenti contaminanti, possano dare un contributo significativo alla mortalità delle larve di acciuga in questa regione.

Ringraziamenti

Il programma di ricerca denominato "A.L.I.C.E." è stato finanziato con il contributo della D.G. Pesca del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali nell'ambito del Terzo Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura.

Bibliografia

- ALLAIN G, PETITGAS P, LAZURE P (2001) The influence of mesoscale ocean processes on anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in the Bay of Biscay estimated with a three-dimensional hydrodynamic model. *Fish Oceanogr* 10:151-163
- ANDERSON JT (1988) A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *J Northw Atl Fish Sci* 8:55-66
- BAILEY KM, HOUE ED (1989) Predation on eggs and larvae of marine fishes and the recruitment problem. *Adv Mar Biol* 25:1-83
- BARALE V, McCLAIN CR, MALANOTTE-RIZZOLI P (1986) Space and time variability of the surface color field in the northern Adriatic Sea. *J Geophys Res* 91:12957-12974
- BERGAMASCO A, BARALE V (1988) Comparison between coastal runoff patterns from CZCS imagery and from a general circulation model. In: Marani A (ed) *Advances in environmental modelling*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, p 395-404
- BERGERON J-P (2000) Effect of strong winds on the nutritional condition of anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Bay of Biscay, Northeast Atlantic, as inferred from an early field application of the DNA/C index. *ICES J Mar Sci* 57:249-255
- BORJA A, URIATE A, EGAÑA J, MOTOS L, VALENCIA V (1998) Relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay (1967-1996). *Fish Oceanogr* 7:375-380
- CAMPANA S.E., NEILSON J.D. (1985) - Microstructure of fish otoliths. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1014-1032.
- CLEMMESSEN C.M. (1987) - A highly sensitive method to determine RNA and DNA contents in individual fish larvae. *ICES C.M.* 1987 /L:22, 14 pp.
- CONWAY D.V.P., COOMBS S.H., FERNADEZ DE DUELLES M.L., TRANTER P.R.G. (1994) - Feeding of larval sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum), off the north coast of Spain. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 10: 165-175.
- CURY P., ROY C. (1989) - Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 670-679.
- DOWER JF, MILLER TJ, LEGGETT WC (1997) The role of microscale turbulence in the feeding ecology of larval fish. *Adv Mar Biol* 31:169-220
- ECONOMOU AN (1987) Ecology of survival in some gadoid larvae of the northern North Sea. *Environ Biol Fish* 19:241-260
- EHRlich K.F. (1974) - Chemical changes during growth and starvation of herring larvae. In: J.H.S. Blaxter (Editor). *The early life history of fish*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 301-323.
- FERRON A, LEGGETT WC (1994) An appraisal of condition measures for marine fish larvae. *Adv Mar Biol* 30:217-303
- FONDA UMANI S (1996) Pelagic production and biomass in the Adriatic Sea. *Sci Mar* 60 (Suppl. 2):65-77
- FORTIER L., PONTON D., GILBERT M. (1995) - The match/mismatch hypothesis and the feeding success of fish larvae in ice-covered southeastern Hudson Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 120: 11-27.
- GILMARTIN M, REVELANTE N (1981) Regional variations in phytoplankton standing crops in the northern Adriatic Sea. *Rapp Comm int Mer Médit* 27:85-87
- GOTCEITAS V., PUVANENDRAN V., LEADER L., BROWN J.A. (1996) - An experimental investigation of the 'match/mismatch hypothesis using larval Atlantic cod. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 130: 29-37.
- GOVONI J.J., BOELHERT G.W. E WATANABE Y. (1986) - The physiology of digestion in fish larvae. *Env. Biol. Fish.*, 16 (1-3): 59-77.
- HAKANSON J.L. (1989) - Condition of larval anchovy (*Engraulis mordax*) in the southern California Bight, as measured through lipid analysis. *Mar. Biol.*, 102: 153-160.
- KENDALL AW JR, SCHUMACHER JD, KIM S (1996) Walleye pollock recruitment in Shelikof Strait: applied fisheries oceanography. *Fish Oceanogr* 5 (Suppl. 1):4-18
- KRŠINIČ F (1982) Microzooplankton in the Bay of Kastela and adjacent area. *Acta Adriat* 23:89-96
- LAGADEC M, BOULE M, DODSON JJ (1997) Effect of vertical mixing on the vertical distribution of copepods in coastal waters. *J Plankton Res* 19:1183-1204
- LASKER R (1975) Field criteria for survival of anchovy larvae: the relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding. *Fish Bull US* 73:453-462
- LEGGETT WC, DEBLOIS E (1994) Recruitment in marine fishes: is it regulated by starvation and predation in the egg and larval stages? *Neth J Sea Res* 32:119-134
- LOCHMANN SE, TAGGART CT, GRIFFIN DA, THOMPSON KR, MAILLET GL (1997) Abundance and condition of larval cod (*Gadus morhua*) at a convergent front on Western Bank, Scotian Shelf. *Can J Fish Aquat Sci* 54:1461-1479
- MALANOTTE-RIZZOLI P, BERGAMASCO A (1983) The dynamics of the coastal region of the northern Adriatic Sea. *J Phys Oceanogr* 13:1105-1130
- MARGULIES D. (1993) - Assessment of the nutritional condition of larval and early juvenile tuna and Spanish mackerel in the Panama Bight. *Mar. Biol.*, 115: 317-330.
- MAY R.C. (1974) - Larval mortality in marine fishes and the critical period concept. In: J.H.S. Blaxter (Editor). *The early life history of fish*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 3-19.



- MOSER GH, POMMERANZ T (1999) Vertical distribution of eggs and larvae of northern anchovy, *Engraulis mordax*, and of the larvae of associated fishes at two sites in the Southern California Bight. *Fish Bull* US 97:920-943
- NAKATA K, ZENITANI H, INAGAKE D (1995) Differences in food availability for Japanese sardine larvae between the frontal region and the waters on the offshore side of Kuroshio. *Fish Oceanogr* 4:68-79
- O'CONNELL C.P. (1980) - Percentage of starving northern anchovy *Engraulis mordax*, larvae in the sea as estimated by histological methods. *Fish. Bull.*, U.S., 78: 475-489.
- OWEN R.W. (1981) - Microscale plankton patchiness in the larval anchovy environment. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 178: 364-368.
- PAVLOSKAJA R.M. (1961) - La survie des larves de l'anchois de la Mer Noire en fonction de leur alimentation. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 16: 345-350.
- PEPIN P. (1991) - Effect of temperature and size on development, mortality, and survival rates of the pelagic early life history stages of marine fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 503-518.
- PETERMAN RM, BRADFORD MJ (1987) Wind speed and mortality rate of a marine fish, the northern anchovy (*Engraulis mordax*). *Science* 235:354-356
- PICCINETTI C, PICCINETTI-MANFRIN G, SPECCHI M (1980) The spawning of anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the north and central Adriatic Sea. *Mem Biol Marina e Oceanogr Suppl.* X:259-267
- PICCINETTI C, REGNER S, SPECCHI M (1982) Preliminary data on larval and postlarval mortality of anchovy *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) in the northern and central Adriatic. *Acta Adriat* 23:449-456
- REGNER S. (1994) - Spawning of the anchovy in the northern Adriatic in 1989, the year of intensive phytoplankton and benthic diatoms blooms. *Bios*, 2: 47-52.
- REVELANTE N, GILMARTIN M (1990) Vertical water column resource partitioning by a ciliated protozoan population under stratified conditions in the northern Adriatic. *J Plankton Res* 12:89-107
- ROTHSCHILD BJ, OSBORN TR (1988) Small-scale turbulence and plankton contact rates. *J Plankton Res* 10:465-474
- SMODLAKA N, REVELANTE N (1983) The trends of phytoplankton production in the Northern Adriatic Sea: A twelve year survey. *Rapp Comm int Mer Médit* 28:89-90
- SUNDBY S (1997) Turbulence and ichthyoplankton: influence on vertical distributions and encounter rates. *Sci Mar* 61 (Suppl. 1):159-176
- VINAS M.D. E RAMIREZ F.C. (1996) - Gut analysis of first-feeding anchovy larvae from the Patagonian spawning areas in relation to food availability. *Arch. Fish. Mar. Res.*, 43: 231-256.
- ZORE-ARMANDA M, GAČIČ M (1987) Effects of bura on the circulation in the North Adriatic. *Ann Geofis* 5b: 93-102

