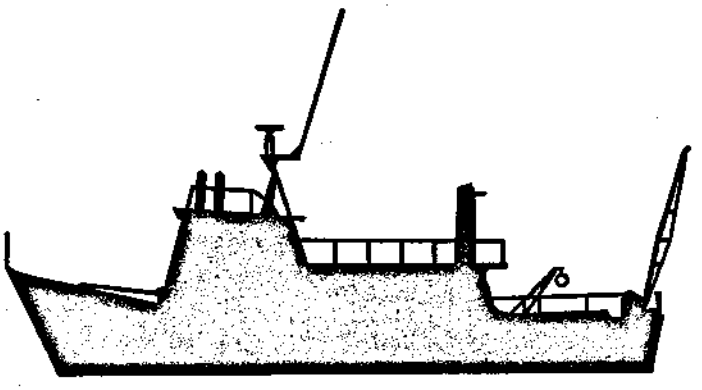
vol. 18 - 1976
supplemento 3

archivio di
Oceanografia e Limnologia

oceanografia e limnologia



Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto di Biologia del Mare
Venezia

ARCHIVIO DI OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
pubblicato dall'Istituto di Biologia del Mare
del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Venezia

Direttore

BRUNO BATTAGLIA

Redattori

ALESSANDRA COMASCHI
LUISELLA DALLA VENEZIA

NORME PER GLI AUTORI

Verranno presi in considerazione per la pubblicazione, e sottoposti all'esame del Comitato redazionale, lavori originali ed inediti su ricerche in oceanografia, limnologia e biologia marina, scritti in italiano o in una lingua congressuale e redatti in stile conciso. *Non saranno accettati manoscritti non compilati secondo le norme qui elencate.*

Saranno distinti dalla redazione i « lavori originali di ricerca » dalle « note »: queste ultime, di non più di quattro pagine a stampa, sono dedicate alla descrizione di tecniche o metodi, e di risultati preliminari o accessori di ricerche in corso.

Manoscritto

I testi devono essere dattiloscritti, con doppia spaziatura, su carta extra Strong (22 × 28 cm) senza correzioni o aggiunte a mano, ed inviati in duplice copia: devono equivalere a non più di 24 pagine a stampa (due pagine a stampa corrispondono a circa tre pagine dattiloscritte) in cui siano comprese tabelle e figure, che non possono superare il 20% della lunghezza complessiva. Le eventuali spese supplementari saranno a carico dell'autore.

Le misure devono essere espresse in unità metriche.

La sequenza del manoscritto è la seguente: titolo, estratto, testo, riassunto, bibliografia, note a pié di pagina, didascalie delle illustrazioni.

1) Pagina per il titolo: deve includere: titolo, breve e con chiaro riferimento al contenuto del testo, nome ed organizzazione scientifica cui appartiene l'autore.

2) Estratto: redatto in inglese, limitato al 3% della lunghezza complessiva, non deve contenere riferimenti al testo.

3) Testo: deve essere distinto in « introduzione », « materiali e metodi », « risultati » e « discussione » e/o « conclusioni ». I ringraziamenti vanno preferibilmente formulati come nota al titolo. Le citazioni bibliografiche indicate col nome dell'autore e la data fra parentesi. Le spese per eventuali modifiche del testo, ri-

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 1-21
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

INDICATORI BIOLOGICI DI INQUINAMENTO MARINO: FITOPLANCTON

CARLO R. LENZI GRILLINI

Laboratorio di Ecologia Vegetale, Istituto Botanico, Università di Firenze.
Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The identification of phytoplanktonic organisms as indicators of marine pollution has not yet attained satisfactory results. This is due to the characteristics of the planktonic communities, to the various ways of marine pollution and to the lack in the past of comparable researches concerning the same marine areas that are now polluted.

Actually the researchers dealing with this problem follow essentially: a) the variations of the phytoplanktonic populations as a function of the environmental pollution by means of suitable diversity indexes, or: b) the behaviour of pure cultures of phytoplanktonic organisms growing in laboratory conditions in presence of pollutants. Also useful at this purpose appears the study of some sessile and epiphytic diatoms species.

Le sostanze inquinanti per l'ambiente marino, indipendentemente dalla loro concentrazione nelle acque di scarico, possono essere comprese dal punto di vista degli effetti sulle popolazioni fitoplanctoniche tra due categorie limite: quella dei prodotti immediatamente tossici, come metalli pesanti, alcuni composti organici come benzene, fenolo o creosolo, o inorganici come il cloro, l'acido solfidrico, i cianuri ecc., e quella dei prodotti di rifiuto non tossici, ma anzi spesso ricchi di sostanze favorevoli allo sviluppo delle popolazioni fitoplanctoniche, come ad esempio i fosfati, i nitrati, la silice e anche alcuni composti di azoto organico.

In entrambi i casi l'immissione di tali sostanze nelle acque marine porta a più o meno gravi alterazioni biologiche, procedendo però attraverso fasi qualitativamente e quantitativamente diverse in funzione e della concentrazione e della continuità nel tempo. Le acque di scarico contenenti maggiori quantità di sostanze della prima categoria producono, con effetto immediato, l' abbassamento della produzione primaria con la scomparsa di molte specie fitoplanctoniche. Viceversa, nel secondo caso, può accadere che la produzione primaria aumenti ad opera, ad esempio, della scomparsa dell'effetto limitante degli elementi nutritivi, che nelle acque non inquinate compaiono in dosi minime.

Sia nella prima condizione che nella seconda si verificherà gradualmente ed in funzione delle concentrazioni crescenti, la riduzione della diversità specifica accompagnata però nel primo caso da riduzione della biomassa e, nel secondo, dal suo eccessivo sviluppo (eutrofizzazione ed inquinamento «secondario» o in fase grave: Štirn 1970).

La situazione di alterazione ambientale dovrebbe essere rilevabile in entrambi i casi, indipendentemente o no dalle analisi chimiche, attraverso la presenza di poche o pochissime specie, rappresentate o meno da molti individui, che esercitano in quel particolare momento la funzione di specie indicatrici.

Se sia giusto generalizzare per quelle specie la funzione di indicatori o se invece tale funzione sia da ritenersi valida solo per quella particolare condizione ambientale, è tuttora incerto.

Diversamente accadrebbe (e non si avrebbero dubbi) se nel caso del fitoplancton ci si trovasse in presenza di individui trasportati in mare insieme alle acque inquinanti, come avviene ad esempio per i batteri coliformi, mentre invece nella realtà accade che debbono essere considerati indicatori fitoplanctonici dell'inquinamento praticamente soltanto quegli individui appartenenti a specie più resistenti delle altre e già presenti nell'ambiente invaso e che, pur non traendo sempre beneficio diretto dalle sostanze inquinanti, possono svilupparsi meglio in quanto vengono a trovarsi favorite dalla eliminazione di gran parte delle specie competitrici.

Per il fitoplancton marino non si è ancora raggiunta una soddisfacente generalizzazione obbiettiva della funzione indicatrice delle diverse specie, nonostante le segnalazioni di casi di dominanza specifica rilevati sia in natura che in esperienze di laboratorio. Se ciò sia dovuto alla scarsa attenzione al problema rispetto a quanto è avvenuto ad esempio nel caso delle componenti bentoniche sia vegetali che animali,

oppure a reali difficoltà oggettive inerenti alle caratteristiche stesse delle popolazioni fitoplanctoniche, è tuttora da appurarsi.

Wass (1967), riportando anche opinioni di Lackey (1957), nota la scarsa disponibilità di conoscenze sugli indicatori planctonici rispetto a quanto osservato in zone di estuario e di baia « arricchite » dall'immissione di acque di scarico, sui mutamenti delle popolazioni bentoniche.

Per ciò che riguarda il fitoplancton delle zone oggi inquinate non si dispone infatti quasi mai di rilevamenti delle caratteristiche fisiche e chimiche delle acque e della composizione qualitativa e quantitativa delle popolazioni, effettuati in passato, che ci diano possibilità di confronto con l' equilibrio delle popolazioni quale era in condizioni ancora non alterate. Quest'ultima constatazione è una giustificazione per le incerte conclusioni ancora oggi disponibili, ma ancor più importante è a questo proposito la considerazione che nel caso del fitoplancton la funzione di indicatore può essere esercitata da individui di carattere completamente opposto, dal punto di vista delle esigenze ambientali. Infatti può essere considerato « indicatore » in primo luogo ogni organismo fitoplanctonico dalle esigenze ambientali molto rigorose, che cioè non tollera variazioni anche piccole delle caratteristiche fisiche e chimiche delle acque dalle quali viene passivamente trasportato, e questa sua caratteristica ne fa un prezioso indicatore della provenienza delle masse d'acqua (indicatori idrologici: Furnestin 1970) ma indubbiamente non sarà possibile ritrovarlo ad esercitare lo stesso ufficio come indicatore di inquinamento. In questo ruolo saranno invece più facilmente riscontrabili fitoplanctonti dalle ampie possibilità di adattamento, (soprattutto alle variazioni di salinità) capaci di svilupparsi laddove organismi più esigenti scompaiono.

Le specie fitoplanctoniche caratterizzate da ampie possibilità di tolleranza sono d'altra parte molto ben rappresentate anche in condizioni di mare non inquinato, e, specialmente nelle zone di estuario, non possono con la loro sola presenza fornire prova di inquinamento.

È soltanto nel caso di una loro assoluta dominanza su tutte le altre specie che si rende giustificabile l'ipotesi della alterazione ambientale, e, anche in questo caso, soltanto allorché risulti con certezza che a breve distanza ed in quello stesso momento la stessa specie è affiancata da altre in ben diverso rapporto di equilibrio. A questo punto si può porre il problema sotto un'altra luce, considerando cioè se non sia in alcuni casi più opportuno rivolgere l'attenzione non alle specie presenti, ma a quelle assenti.

In linea di massima però è opinione di vari ricercatori (Moore 1960 ;

Patrick e Strawbridge 1963; Stein e Denison 1967) che sia un rischio non indifferente trarre conclusioni dalla presenza di un solo indicatore, ma che il principio fondamentale da adottare sia lo studio delle intere comunità, poiché è ormai fuori di ogni dubbio che negli ambienti non inquinati la struttura delle popolazioni è caratterizzata da una maggiore diversità specifica. Ne viene di conseguenza che, ad eccezione di alcuni casi, attraverso l'impiego di opportuni indici di diversità specifica sarà possibile caratterizzare adeguatamente le popolazioni fitoplanctoniche indicatrici di alterazioni dell'ambiente marino. Tanto più proficuamente ciò avverrà quanti più rilevamenti verranno effettuati a diversa distanza dalle sorgenti di inquinamento. Si potrà così pervenire ad una compilazione di mappe delle condizioni del mare, che, a nostro avviso, oltre ad essere utili per l'identificazione delle eventuali comunità indicatrici tipiche di un determinato ambiente, sono fondamentali per la verifica dei « gradienti di diffusione » dei danni ambientali.

Margalef (1958) propone a tal fine diversi indici utilizzabili, fra i quali, ad esempio, l'indice *I* di Branson (1953) :

$$I = \log (N ! / S_1 ! S_2 ! \ldots\ldots\ldots\ldots S_i !)$$

ove N è il numero totale di organismi, ed S_1 ecc. sono i numeri di individui delle *i* specie. Questo indice varierà da un minimo di I = o nel caso di area inquinata con una sola specie presente, ad un massimo di log N ! nel caso di area a diversità massima, con un individuo per specie. È inoltre possibile secondo Stein e Denison (1967), utilizzare un indice di diversità relativa.

$$I_r = I / I \text{ max} \qquad (I_{max} = \log N !)$$

il quale varierà da I_r = o nel caso della presenza di una sola specie ad I_r = I in presenza della massima diversità. L'indice I_r inoltre, secondo gli stessi autori, oltre ad avere dato buona prova nello studio delle comunità di diatomee, può essere utilizzato anche per altri gruppi di organismi con buone possibilità di confronto.

Per un accurato esame delle caratteristiche dei più diversi indici si rimanda al lavoro di Margalef (1958) e a quello di Travers (1971). Va però tenuto presente che in tutti i casi, qualunque sia l'indice prescelto è necessario il lungo lavoro di osservazione e di conta dei cam-

pioni prelevati, che tutti coloro che si occupano di fitoplancton sanno non poter essere effettuato altro che da personale preparato. La speranza che tale oneroso lavoro possa portare a risultati sicuri è però buona e sicuramente le conclusioni saranno meno arbitrarie di quelle tratte dalla considerazione di un unica specie fitoplanctonica.

Un'altra possibilità di elaborazione dei dati raccolti è quella grafica. Patrick, Hohn e Wallace (1954) propongono una rappresentazione grafica che pone la frequenza di specie (in scala lineare in ordinate) in funzione di classi di numeri di individui per ogni specie (in ascisse in scala logaritmica). Si ha così per le zone inquinate una curva caratterizzata dalla moda che è spostata verso le classi maggiori e che ha minor frequenza di specie rispetto a quella delle zone ancora indenni.

Un altro esempio fra i tanti è riportato da Štirn (1971), il quale confronta graficamente i risultati di campionamenti su acque non inquinate ed inquinate ponendo in ordinate l'incremento del numero di specie fitoplanctoniche rilevabili in funzione del numero di campioni esaminati riportati in ascisse. In questo caso si ha una curva più alta, paragonabile ad una parabola di Arrhenius per le acque non inquinate ed una curva più bassa, che tende a disporsi parallela all'asse delle ascisse, per le altre.

Dagli esempi fin qui riportati appare una maggior probabilità di rilevare tempestivamente una situazione di danno ambientale dalle caratteristiche delle popolazioni più che dalla presenza di una sola specie, poiché sulla base di numerose comunicazioni si può rilevare come in generale accade che se vengono individuate nelle aree inquinate una sola o poche specie fitoplanctoniche, il processo di degradazione dell'ambiente è già a stadi molto avanzati e difficilmente riparabile.

Naturalmente si verificano differenti possibilità anche in funzione delle caratteristiche delle zone prese in esame. È evidente che in aree di mare molto delimitate e protette, come nel caso di golfi profondi od addirittura di porti, è più facile arrivare a situazioni di inquinamento che consentono lo sviluppo di una sola o di pochissime specie, mentre ciò è più difficile in estuari e baie con maggiori possibilità di scambio con il mare aperto.

Ad esempio si può citare quanto è stato constatato nei porti ove, per i limitati scambi con le acque esterne, è possibile che le concentrazioni di sostanze inquinanti arrivino molto vicine, ad esempio per le alghe, a quelle che in laboratorio sono state riscontrate come letali per le varie specie. A questo proposito sarà molto difficile poter distinguere,

nel corso della rassegna dei lavori sull'argomento, fra le osservazioni svolte esclusivamente in natura e quelle frutto di elaborazione sperimentale in colture artificiali, poiché spesso esse sono strettamente associate sia da un punto di vista teorico che pratico nella maggior parte dei lavori che verranno citati in seguito.

Ryther (1954), partendo dalla constatazione di un cambiamento della popolazione fitoplanctonica verificatosi per parecchi anni nelle zone di Great South Bay e Moriches Bay, a Long Island, cambiamento che vedeva una quasi uniforme popolazione di piccole alghe verdi unicellulari (*Nannochloris atomus* e *Stichococcus* sp.) sostituirsi per gran parte dell'anno (ad eccezione dell'inverno) alle tipiche popolazioni locali di diatomee, dinoflagellate e flagellate verdi, ed attribuendo questo cambiamento agli scarichi in mare di alcuni grandi allevamenti di anatre situati lungo le coste, riporta risultati ottenuti in laboratorio sulla competizione fra colture artificiali di *Nitzschia closterium* e delle due specie dominanti suddette. Le forme di azoto organico, l'aumento del fosforo, le basse salinità e le alte temperature, sia isolatamente che nel loro complesso, favorivano la crescita delle due specie di alghe verdi e aumentavano invece il tempo di riproduzione di *Nitzschia closterium,* fornendo così una prova delle ragioni dell'alterazione riscontrata in natura.

Esclusivamente su prove di laboratorio si basa invece Ukeles (1962) per stabilire la resistenza di cinque specie di alghe fitoplanctoniche marine (*Monochrysis lutheri* Droop., *Dunaliella euchlora* Lerche, *Chlorella* sp., *Protococcus* sp. e *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin) a 17 sostanze tossiche comprendenti erbicidi, insettici, solventi organici e fungicidi. La specie più resistente risultava *Protococcus* sp. mentre particolarmente delicate si dimostravano *Monochrysis* e *Phaeodactylum.*

Blanc et al. (1969) nel corso di un ampio lavoro di prospezione delle caratteristiche idrologiche e biologiche della zona di mare antistante la foce del Rodano, rilevando gli effetti eutrofici ben evidenti nella zona in questione, segnalano la abbondante presenza di *Nitzschia closterium* Smith, specie considerata eurialina, in tutte le stazioni esplorate, e soprattutto ove più direttamente si risente l'effetto eutrofico provocato dallo sbocco del fiume.

Segnalazione di una singolare fioritura di *Nitzschia seriata* (anche se non associata dagli Autori a fenomeni di inquinamento) viene effettuata da Bernhard et al. (1969) per il mese di giugno del 1959 nel mar Ligure, tale fioritura (159.000 cell./l), non è stata più successivamente riscontrata.

Solazzi e Andreoli (1971) citano un ritrovamento di 780.000 cell./l

di *Nitzschia seriata* su un totale di 850.000 cell./l nel mese di ottobre del 1965 in Medio Adriatico occidentale, e 485.000 su un totale di 500.000 cell./l per il mese precedente. Anche in questo caso tale ritrovamento non viene associato ad alcun fenomeno di inquinamento.

Pur riferendosi esclusivamente alle popolazioni zooplanctoniche presenti nelle acque molto inquinate del Porto di Civitavecchia, il lavoro di Levi (1969) riporta alcune interessanti considerazioni introduttive sulla carenza di lavori specifici sugli indicatori planctonici dell'inquinamento marino, le informazioni sui quali, anche a nostro avviso, si è costretti a trarre da lavori effettuati con intenti più generici. L'Autore auspica inoltre un approfondimento delle indagini specifiche sulla depressione della produttività primaria riscontrata nelle zone più inquinate del Porto.

All'effetto delle acque portuali di Barcellona sulle zone di mare vicine, Margalef e Blasco (1970) attribuiscono la grande fioritura di fitoplancton rilevata nell'Agosto 1969 con dominanza di *Thalassiosira salvadoriana,* che è specie normalmente rara per il Mediterraneo.

Blanc e Leveau (1970) hanno rilevato nelle acque di superficie del Golfo di Fos (presso la foce del Rodano) una fortissima concentrazione di alghe planctoniche, tra le quali *Skeletonema costatum* ed *Exuviaella* sp. sono percentualmente le più rappresentate; la selezione specifica ed il grande sviluppo delle popolazioni sono da porsi in relazione con la presenza di forti quantità di sali nutritivi e con le basse salinità riscontrate. Pur non essendo specificamente correlata tale dominanza specifica a una precisa condizione di inquinamento marino, è plausibile in questa sede considerare il forte afflusso di acque dolci ad alta concentrazione di sali nutritivi alla stregua di altri casi di inizio di eutrofizzazione (Blanc et al. 1969) o di inquinamento « primario » da sostanze organiche non tossiche (Štirn 1970). Quest'ultimo autore, riesaminando in sintesi molti altri suoi precedenti lavori considera fra i produttori primari più adattabili e più numerosi negli ambienti pelagici pesantemente inquinati da « sostanze organiche non tossiche », alcune specie dei generi *Nitzschia, Skeletonema, Navicula* e vari fitoflagellati. In situazioni di ulteriore aggravamento delle alterazioni ambientali, anche dal punto di vista fisico (ipo od ipersalinità, ipo od ipertermia), quali quelle rilevate nel Lago di Tunisi, i produttori primari si riducono ulteriormente e vengono rinvenuti soltanto *Phaeodactylum tricornutum,* una diatomea naviculoide indeterminata e *Nannochloris oculata,* la cui posizione sistematica è molto incerta e che secondo l'A. potrebbe essere uno stadio microsporiale di diatomea.

Un diverso ruolo indicatore rappresentano secondo *Zattera* e Bernhard (1970) le alghe pelagiche *Asterionella* e *Chlorella,* in quanto capaci di accumulare prodotti radioattivi. Sarebbero quindi specie fitoplanctoniche da considerare, secondo la classificazione di Oglesby (1967) come « rivelatrici » di inquinamento radioattivo.

Una posizione simile svolgerebbero, ma nei riguardi dell'accumulo di mercurio, secondo Glooschenko (1969) in Keckes e Miettinen (1972), *Chaetoceros costatum, Chlamidomonas angulosa* e *Phaeodactylum tricornutum.*

Al fenomeno delle « Acque rosse » e delle fioriture improvvise di fitoplanctonti sono dedicate le segnalazioni di: Gangemi (1971) per il litorale presso Messina, Lopez e Arte (1971) per le coste della Catalogna e San Feliu et al. (1971) per il porto di Castellon, tali fioriture sono dovute nei tre casi rispettivamente a Volvocales, a *Noctiluca scintillans* e a *Scripsiella* sp.

Štirn (1971) approfondendo ancora le considerazioni sulle conseguenze ecologiche dell'inquinamento marino da parte di sostanze organiche, cita le seguenti specie come caratteristiche delle situazioni di ridotta diversità specifica dovuta all' « inquinamento primario»: *Nannochloris oculata, Skeletonema costatum, Thalassiosira fluviatilis, Nitzschia closterium, Eutreptia* sp., *Chlamidomonas* ssp. *Tetraselmis* ssp. e *Prorocentrum micans.* Queste specie, insieme ad altri componenti del fitobentos ed ai consumatori, non sono, secondo l'A., da un punto di vista sinecologico, in competizione fra loro, o lo sono minimamente. A questa impoverita popolazione succederà una ulteriore riduzione delle specie come conseguenza dell'« inquinamento secondario », portando alla presenza di *Nannochloris oculata* e di *Skeletonema costatum,* unici rappresentanti dei produttori primari rispettivamente delle acque mediterranee meridionali e settentrionali.

Un lavoro dall'impostazione interessante che potrebbe portare molti contributi alla chiarificazione del ruolo degli indicatori fitoplanctonici, è dovuto a Niemi (1972). In tale lavoro vengono prese in considerazione le variazioni delle popolazioni fitoplanctoniche al variare delle stagioni in zone diverse dal punto di vista dell'inquinamento e dell'eutrofizzazione, situate nelle acque dell'arcipelago della costa meridionale finlandese. Una prima breve fioritura di *Chlamydomonas,* subito dopo la rottura dei ghiacci, caratterizza le acque inquinate, nelle quali inoltre, compare in primavera *Stephanodiscus Hantzchii,* che è specie lacustre. Le differenze maggiori si riscontrano però in estate ed autunno allorché in luogo della popolazione ricca di specie di diatomee, dino-

flagellate ed alghe verdi e azzurre che caratterizza le zone non inquinate, si riscontra nelle acque eutrofiche *Oscillatoria Agardhii* che domina su di una popolazione fitoplanctonica molto più monotona.

Genovese et al. (1972), riscontrano nel porto di Palermo una situazione di alta produzione primaria, imputandola ad un processo di eutrofizzazione, senza constatare però la presenza di specie nettamente dominanti sulle altre.

Mironov (1972), in relazione con l'inquinamento da petrolio nel Mar Nero, riporta la grande vulnerabilità delle alghe fitoplanctoniche alle sostanze contaminanti, pur con grandi differenze fra le specie. *Melosira moniliformis* appare fra le più resistenti.

Da parte di Voltolina (1973 a e b) si ha la segnalazione di fioriture improvvise di fitoplanctonti nella laguna veneta, dovute a *Skeletonema costatum, Eutreptiella Pascheri* e *Pyramimonas cruciata.*

Lehmusluoto e Pesonen (1973) riportano per le aree eutrofiche nelle vicinanze di Helsinki, *Oscillatoria Agardhii* come specie più rappresentata, in accordo con le osservazioni di Niemi (1972).

L'effetto di detergenti sulfonati (ABS ed LAS) su *Isochrysis galbana* e *Tetraselmis suecica* è stato studiato da Renzoni (1973). Mentre *Tetraselmis* non risente apprezzabilmente l'effetto di concentrazioni dei detergenti fino a I p.p.m., *Isochrysis* appare molto più sensibile (specie a LAS), anche a partire dalla concentrazione di 0,2 p.p.m.

Subba Rao (1973) osserva che *Thalassiosira subtilis* e *Chaetoceros curvisetus* sono le uniche specie fitoplanctoniche capaci di « fiorire » nei 4 anni di inquinamento prodotti in una baia tropicale dallo scarico di scorie di dragaggio.

In un lavoro in cui suggerisce l'impiego delle acque di scarico domestiche come fertilizzanti per le acquaculture, Štirn (1973), riporta le densità di organismi fitoplanctonici rilevate nel 1965 in due stazioni dell'Adriatico, delle quali una ad acque pulite al largo della penisola d'Istria, e l'altra ad acque inquinate nel Golfo di Trieste. In questa seconda stazione le densità fitoplanctoniche sono molto maggiori ma dovute solo a poche specie di flagellate verdi *(Eutreptia* e *Chlamidomonas),* forme coccali *(Nannochloris),* alcune dinoflagellate *(Prorocentrum)* ed a pochissime specie di diatomee *(Nitzschia seriata, N. closterium* e *Skeletonema costatum).*

Magazzù et al. (1973) hanno riscontrato, pur senza una netta dominanza, una notevole abbondanza di diatomee *(Chaetoceros, Skeletonema costatum, Nitzschia seriata, N. closterium, Talassionema nitzschioides, Rhizosolenia alata)* in una area marina costiera della Sicilia orientale

inquinata da scarichi di cartiere. *Skeletonema costatum* è stato inoltre ritrovato in concentrazioni abbondantissime in ragione, secondo gli Autori, dell'influenza di scarichi cloacali.

Magazzù e Andreoli (1973) non hanno invece rilevato alcun effetto apprezzabile dell'inquinamento da idrocarburi sul fitoplancton dell'avamporto di Milazzo. Gli apporti di sostanze inquinanti di origine industriale e cloacale modificano chimicamente le acque ma non sembrano apportare sensibili danni alla produzione primaria.

Kerzan et al. (1974) nell'ambito di ricerche destinate ad utilizzare acque di scarico per la fertilizzazione della maricoltura, hanno identificato gli organismi fitoplanctonici locali (costa slovena del Golfo di Trieste) meglio adattati all'inquinamento. Le specie indicate come più tipiche sono le seguenti: *Nitzschia closterium, Skeletonema costatum, Thalassiosira fluviatilis, Nannochloris oculata, Chlamidomonas tetraolata.* Le colture artificiali di queste specie effettuate con acque di scarico ed acque pulite in proporzioni variabili, hanno dato risultati migliori di quelle ottenute nei migliori mezzi artificiali. Secondo gli Autori ciò potrebbe essere dovuto ad un fattore di crescita sconosciuto presente nelle acque di scarico, da assimilarsi ad un fitormone.

Goldman e Stanley (1974), ai fini di sviluppare un impianto di depurazione terziaria delle acque combinato con la maricoltura, constatano un effetto di dominanza di *Phaeodactylum tricornutum* su tutte le altre specie nelle coltivazioni all'aperto. Tale effetto si manifesta anche allorché monocolture di altre alghe (*Dunaliella tertiolecta* e *Thalassiosira pseudonana)* vengono artificialmente contaminate con *Phaedocty¬ lum tricornutum.* Nella serie di complessi fattori che possono influire sulla dominanza di alcune specie su altre, gli Autori ritengono di poter individuare la forma di azoto presente nell'ambiente.

Renzoni (1974) riferisce sull'effetto di acque contenenti mercurio provenienti da scarichi industriali, su colture di *Dunaliella tertiolecta* e *Phaeodactylum tricornutum,* oltre che su specie animali. Le colture di *Phaeodactylum* risultano stimolate da concentrazioni fino al 5 % delle acque inquinate nella soluzione di coltura. Viceversa accade allorché le due specie sono allevate in presenza di un sale di mercurio ($HgCl_2$) : *Phaeodactylum* risulta più sensibile di *Dunaliella,* che tollera concentrazioni del sale fino a 0,3 p.p.m.

Per meglio sintetizzare alcune delle conoscenze disponibili sull'argomento, vengono ripetute in sommario in tab. I le segnalazioni considerate in sede di questa relazione, in ordine alfabetico per specie ed in funzione delle varie situazioni di inquinamento riscontrato.

Va tenuto presente che i lavori considerati non nascono specificatamente come ricerche sugli indicatori, e quindi nella schematizzazione seguente le segnalazioni delle specie in relazione alle diverse caratteristiche dell'inquinamento vanno considerate spesso come estrapolazioni tratte da risultati ottenuti ai fini più diversi. In considerazione di questo, anche le caratteristiche dell'inquinamento, pur rispettando il più possibile le definizioni degli Autori, sono state schematizzate.

Una prima osservazione, che appare dall'esame della letteratura citata in questa limitata rassegna, è la insicurezza dimostrata dalla quasi totalità degli autori nell'attribuire chiaramente la funzione di « indicatori » alle specie segnalate, prova evidente che per ciò che riguarda il fitoplancton sussistono forti perplessità a questo riguardo.

Tuttavia le perplessità rilevate, a volte palesi, a volte solo trapelanti, riguardano anche gli indicatori zooplanctonici o di altro genere anche se in minor misura, come appare da Stein e Denison (1967), Ghirardelli (1969), Levi (1969), Ghirardelli e Fenaux (1974) e Battaglia (1974).

Nel nostro caso non si è ancora giunti a poter dire con sicurezza e senza timore di affermazioni arbitrarie che l'apparizione di una determinata specie fitoplanctonica sia sicuro indice di un determinato stato di inquinamento. Dai rilevamenti di cui si dispone in letteratura ciò è fattibile soltanto in casi estremi, allorché cioè certe specie sono praticamente le sole presenti in un ambiente marino già profondamente alterato.

La funzione più interessante degli indicatori sarebbe invece quella di una diagnosi precoce delle degradazioni ambientali senza necessità di dover ricorrere ad altre analisi, tanto più che è plausibile pensare che i sintomi di disagio degli organismi che vivono in un determinato ambiente siano strumenti di rilevamento molto più sensibili di qualsivoglia apparecchiatura od analisi chimica.

Purtroppo invece appare anche dalla elencazione delle specie correlate con le varie forme di inquinamento, che le specie più frequentemente segnalate sono in gran parte presenti nelle popolazioni fitoplanctoniche anche in condizioni di mare non ancora alterato. Ad esempio valgano i casi di *Skeletonema costatum, Nitzschia seriata* e *N. closterium f. minutissima* (sinonimo di *Phaeodactylum tricornutum).* Una eccezione si può fare per le poche specie che raramente od in minor misura appaiono rappresentate in natura in condizioni normali come ad es. *Oscillatoria Agardhii* od alcune cloroficee. Anche in questi casi però le incertezze

permangono poiché non è possibile basarsi sulla specie rinvenuta indipendentemente dalla località e dalla stagione, e sarebbe un errore prescindere dalle caratteristiche più generali dell'ambiente in cui si trova l'area sospetta.

Si ritorna quindi alle considerazioni fatte presenti inizialmente, e relative cioè all'opportunità di non trarre conclusioni dalla presenza di una sola specie, ma dal rilevamento della struttura dell'intera popolazione.

Se infatti non bastano i sintomi derivanti dalla presenza di uno o di pochi organismi a diagnosticare con sicurezza l'entità dei danni ambientali, è più plausibile pensare che tali danni si riflettano con maggior evidenza sui mutamenti dei rapporti fra le specie delle popolazioni caratteristiche delle aree sospette.

Per rilevare però le variazioni, nel tempo e nello spazio, subite dalle popolazioni fitoplanctoniche, occorre poter disporre di elementi di controllo, i quali spesso mancano. In passato infatti non sono stati effettuati rilevamenti delle composizioni delle popolazioni fitoplanctoniche e dei loro cicli annuali in molte delle aree costiere oggi inquinate. Ed è noto che sono proprio le aree costiere le più variabili da luogo a luogo ed anche le più soggette a pericoli di inquinamento.

Occorrerà quindi incrementare per quanto possibile i rilievi qualitativi e quantitativi delle comunità fitoplanctoniche nei più vari ambienti e particolarmente in quelle zone che ancora possono essere rinvenute in condizioni ambientali non alterate; solo così, ed adottando opportuni indici di diversità specifica, sarà possibile disporre in futuro di maggiori informazioni, e di elementi di controllo, anche perché non è detto che si debbano pensare come indicatori esclusivamente individui presenti nell'ambiente, bensì è possibile che sia più valido in molti casi il carattere « assenza » o « scomparsa » di una o più specie per diagnosticare un'alterazione ambientale.

Un'altra possibilità, suggerita anche da Goldberg (1972) e già adottata da molti ricercatori (si segnala a questo proposito la rassegna di North et al. 1972), è di effettuare in laboratorio su colture pure di organismi fitoplanctonici, esperienze di « tolleranza » degli agenti inquinanti principali anche per rilevare eventuali modificazioni strutturali conseguenti, questo nella eventualità di poter poi utilizzare tali organismi « test » per saggiare l'effetto delle acque sospette. A questo proposito viene anche auspicato, da parte di diversi autori, Stein e Denison (1967), Goldberg (1972), l'utilizzazione delle forme epifitiche e sessili, ad es., di diatomee, che presentano il vantaggio di essere fisse e già

disponibili negli ambienti costieri, per eventuali confronti con i risultati di laboratorio.

Il problema degli indicatori fitoplanctonici dell'ambiente marino verrà presumibilmente molto chiarificato dall'attuazione delle linee di ricerca sopra proposte, e, soprattutto, se si potrà arrivare ad una cooperazione internazionale che permetta di standardizzare i metodi, facilitandone la scelta e l'esecuzione. È infatti fondamentale, a nostro avviso, che le metodiche e gli indici (nel caso del rilevamento quantitativo e qualitativo delle componenti specifiche delle popolazioni fitoplanctoniche) e le condizioni di allevamento (nel caso delle esperienze di laboratorio su colture di alghe) vengano diffuse presso i ricercatori in forma ben definita ed il più possibile inequivocabile, non diversamente da quanto si realizza ad esempio per i test biologici di dosaggio, e da quanto è ora già disponibile per ciò che concerne le tecniche analitiche delle componenti non biologiche delle acque.

RIASSUNTO

L'individuazione di specie fitoplanctoniche indicatrici di situazioni di inquinamento marino non ha raggiunto risultati soddisfacenti. Le ragioni sono molteplici e stanno sia nelle caratteristiche proprie delle comunità planctoniche, sia nelle molte e diverse forme di inquinamento esistenti, sia nella scarsità di studi di confronto effettuati in passato nell'ambito delle aree marine oggi inquinate.

Le direzioni attualmente seguite dai ricercatori consistono principalmente nella constatazione in natura delle variazioni nello spazio e nel tempo delle popolazioni in funzione dell'inquinamento, adottando opportuni indici di diversità specifica e nell'osservazione in laboratorio del comportamento di colture artificiali in presenza di sostanze inquinanti. Non privo di interesse appare inoltre a questo proposito lo studio delle forme sessili ed epifitiche di diatomee.

SUMMARY

Our knowledge about the role played by phytoplanctonic species as indicators of marine pollution is still very poor. The reasons are many. Some of them are due to the characteristics of phytoplankton itself, and some to the lack of knowledge about the natural populations which lived in the same marine areas now damaged, when the pollution agents were absent or negligible.

From a literature review it appears that in the opinion of several authors, the identification of one or even few species as pollution indicators could lead to mistaken conclusions. The best way would be the survey of the relative frequencies

of the phytoplanktonic species as they change with time as function of the distance from the pollution sources. For this purpose several numerical indexes are proposed. Certainly this approach is rather difficult and time consuming, as it needs the work of a specialized staff well trained in the systematic identification of the phytoplanktonic organisms, nevertheless it seems to give a better contribute to the research development.

Another way also pursued is the identification of the single pollutants effects on pure cultures of planktonic algae and its comparison with what is revealed by the same species living in coastal and bay waters interested by suspect wastes.

In the included table are listed the algal species wich, from laboratory experiments or in nature, are in some instances correlated with pollution sources. It must be pointed out that only in few cases the reported species can be of real significance as indicators (i; e. *Oscillatoria Agardhii* or some Chlorophyceae), almost all the algae being generally well represented among natural populations even in non-polluted areas.

The future development of the research in this field will be satisfactorily pursued by increasing our surveys of the natural communities either from the qualitative or the quantitative point of view, particularly in coastal areas still considered as non-polluted ecosystems. In many cases the indicator role may be better exerted by an «absent» species, provided that one can assume that its presence can undoubtedly be expected from a well documented knowledge of the natural population dynamics in the same concerned areas or in surrounding ones.

A very useful tool would be the standardization of sampling and counting methods and the unification of the culture methods for what concerns the laboratory tests. At the same time it would be of great interest to have at hand the criteria to be adopted for the use of the most suitable indexes for expressing results when studying the phytoplanktonic populations in nature.

TABELLA 1.

Specie segnalate	*Caratteristiche dell'inquinamento*	*Luogo di segnalazione*	*Autori*
a - *Bacillariophyta*			
Asterionella sp.	Radioattività (accumulo)	—	Zattera e Bernhard 1970
Chaetoceros costatum	Mercurio (accumulo)	—	Glooschenko 1969
Chaetoceros curvisetus	Scorie di dragaggio	Lawson's Bay	Subba Rao, 1973
Melosira moniliformis	Petrolio	Mar Nero	Mironov, 1972
Navicula sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1970
Nitzschia closterium	Eutrofizzazione da acque fluviali	Foce del Rodano	Blanc et al. 1969
Nitzschia closterium	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Golfo di Trieste	Štirn, 1973
Nitzschia seriata	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Costa slovena e Golfo di Trieste	Kerzan et al. 1974
Nitzschia seriata	Non specificate	Mar Ligure	Bernhard et al. 1969
Nitzschia seriata	Non specificate	Medio Adriatico Occ.	Solazzi e Andreoli, 1971
Nitzschia sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Golfo di Trieste	Štirn, 1973
Phaeodactylum tricornutum	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1970
Phaeodactylum tricornutum	Acque di scarico ma in fase più grave (« secondaria »)	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1970
Phaeodactylum tricornutum	Mercurio (accumulo)	—	Glooschenko, 1969
	Scarichi industriali contenenti Mercurio	—	Renzoni, 1974

TABELLA 1 *(segue)*

Specie segnalate	*Caratteristiche dell'inquinamento*	*Luogo di segnalazione*	*Autori*
Phaeodactylum tricornutum	Scarichi urbani	—	Goldman e Stanley, 1974
Skeletonema costatum	Eutrofizzazione da acque fluviali	Golfo di Fos	Blanc e Leveau, 1970
Skeletonema costatum	Sostanze organiche non tossiche (inquinamento «secondario»)	Nord Adriatico	Štirn, 1971
Skeletonema costatum	Scarichi industriali e portuali	Laguna di Venezia	Voltolina, 1973
Skeletonema costatum	Scarichi industriali e portuali	Laguna di Venezia	Voltolina, 1973
Skeletonema costatum	Scarichi cloacali	Coste Orient. Sicilia	Magazzù et al. 1973
Skeletonema sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Costa slovena e Golfo di Trieste	Kerzan et al. 1974
Thalassiosira fluviatilis	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1970
Thalassiosira salvadoriana	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Costa slovena e Golfo di Trieste	Kerzan et al. 1974
Thalassiosira subtilis	Acque portuali	Barcellona	Margalef e Blasco, 1970
Diatomea naviculoide indeterminata	Scorie di dragaggio	Lawson's Bay	Subba Rao, 1973
	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1970
b - *Chlorophyta*			
Chlamidomonas angulosa	Mercurio (accumulo)	—	Glooschenko, 1969
Chlamidomonas tetraolata	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Costa slovena e Golfo di Trieste	Kerzan et al. 1974

TABELLA 1 *(segue)*

Specie segnalate	*Caratteristiche dell'inquinamento*	*Luogo di segnalazione*	*Autori*
Chlamidomonas sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Golfo di Trieste	Štirn, 1973
Chlorella sp.	Radioattività (accumulo)	—	Zattera e Bernhard, 1970
Dunaliella tertiolecta	Scarichi industriali	—	Goldman e Stanley, 1974
Protococcus sp.	Erbicidi, insetticidi, ecc.	—	Ukeles, 1962
Stichococcus sp.	Acque di scarico ricche di N organico	Long Island	Ryther, 1954
c - *Cyanophyta*			
Oscillatoria Agardhii	Eutrofizzazione	Coste Merid. Golfo di Finlandia	Niemi, 1972
Oscillatoria Agardhii	Eutrofizzazione	Coste Merid. Golfo di Finlandia	Lehmusluoto e Pesonen, 1973
d - *Dinophyta*			
Exuviaella sp.	Eutrofizzazione da acque fluviali	Golfo di Fos	Blanc e Leveau, 1970
Prorocentrum sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Golfo di Trieste	Štirn, 1973

TABELLA 1 *(segue)*

Specie segnalate	*Caratteristiche dell'inquinamento*	*Luogo di segnalazione*	*Autori*
e - *Euglenophyta*			
Eutreptia sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Golfo di Trieste	Štirn, 1973
Eutreptiella Pascheri	Scarichi industriali e portuali	Laguna di Venezia	Voltolina, 1973
f - Altre forme			
Isochrysis galbana	Detergenti ABS e LAS	—	Renzoni, 1973
Nannochloris atomus	Acque di scarico ricche di N organico	Long Island	Ryther, 1954
Nannochloris oculata	Acque di scarico contenenti sostanze organiche non tossiche (inquinamento « secondario »)	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1970
Nannochloris oculata	Acque di scarico contenenti sostanze organiche non tossiche (inquinamento « secondario »)	Adriatico e Lago di Tunisi	Štirn, 1971
Nannochloris oculata	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Costa slovena e Golfo di Trieste	Kerzan et al. 1974
Nannochloris sp.	Acque di scarico con sostanze organiche non tossiche	Costa slovena e Golfo di Trieste	Štirn, 1973
Pyramimonas cruciata	Scarichi industriali e portuali	Laguna di Venezia	Voltolina, 1973
Tetraselmis suecica	Detergenti ABS e LAS	—	Renzoni, 1973

BIBLIOGRAFIA

BATTAGLIA, B. 1974. Aspetti biologici dell'inquinamento nella laguna di Venezia. *Monti e Boschi, 25* (6), 3-10.

BERNHARD, N., L. RAMPI e A. ZATTERA 1969. La distribuzione del fitoplancton nel Mar Ligure. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 37* suppl., 73-114.

BLANC, F. e M. LEVEAU 1970. Effect de l'eutrophie et de la dessalure sur les populations phytoplanctoniques. *Mar. Biol.,* 5, 283-293.

BLANC, F., M. LEVEAU e K. H. SKEZIELDA 1969. Effects eutrophiques au débouché d'un grand fleuve (Grand Rôhne). *Mar. Biol., 3,* 233-242.

BRANSON, H. R. 1953. Cit. da MARGALEF (1958).

FOURNESTIN, M. L. 1970. La notion d'indicateur. Journées Etud. Planctonol., *21-26.* Monaco, *CIESM.*

GANGEMI, G. 1971. Apparizione di «acque rosse» a Volvocales sul litorale del Golfo di Patti (Messina). *Rev. Intern. Oceanogr. Med., 24,* 149-150.

GENOVESE, S., G. GANGEMI e E. DE DOMENICO 1972. Campagna estiva della n/o «Bannock» nel Mar Tirreno. Misure di produzione primaria lungo la trasversale Palermo-Cagliari. *Boll. Pesca Psiscic. Idrobiol., 27,* 139-157.

GHIRARDELLI, E. 1969. Lo zooplancton dell'Alto Adriatico ed il problema degli indicatori. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 37* Suppl., 25-39.

GHIRARDELLI, E. e R. FENAUX 1974. Bassin méditerranéen. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit., 22,* 15-32.

GLOOSCHENKO, W. A. 1969. Rip. da KECKES e MIETTINEN (1972).

GOLDBERG, E. D. 1972. A guide to marine pollution. Gordon and Breach Sci. Publ. N. Y. (X + 168).

GOLDMAN, J. C. e H. J. STANLEY 1974. Relative growth of different species of Marine Algae in Wastewater-Seawater Mixtures. *Mar. Biol., 28,* 17-25.

KECKES, S. e J. K. MIETTINEN 1972. Mercury as a marine pollutant. in: Marine pollution and sea life. M. Ruivo ed. Fishing news (Books) Ltde. 1972, 276-282.

KERZAN, I., M. LENARCIC e J. STIRN 1974. Recycling of organic pollutants in maricultures. III. Mass cultures of selected phytoplankters fertilized by sewage and utilization of crops in secondary productivity. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 34,* 73-94.

LACKEY, J. B. 1957. Protozoa as indicators of the biological condition of a body of water. In: Biological problems in water pollution C. M. Tarzwell Ed. ist Seminar V. S. Public Health Serv., R. A. Taft Sanitary Engr. Center, Cincinnati, Ohio, 50-59.

LACKEY, J. B. 1960. The status of plankton determination in marine pollution analyses. In: «Waste disposal in the marine environment» Pearson E. A. ed.; Proc. ist Intern. Conf. Pergamon, N. Y. 404-414.

LEMMUSLUOTO, P. O. e L. PESONEN 1973. Eutrophication in the Helsinki and Espoo sea area measured as phytoplankton primary production. *Oikos,* Suppl. 15, 202-208.

LEVI, D. 1969. Osservazioni sul plancton del porto di Civitavecchia. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 37,* 421-433.

LOPEZ, I. e P. ARTE 1971. Acquas rojas en las costas catalanas. *Investigacion pesq., 35,* 699-708.

MAGAZZÙ, G. e C. ANDREOLI 1973. Ciclo annuale della produzione primaria e del fitoplancton in una zona di avamporto (Milazzo). Atti del 5° Coll. Intern. Oceanografia Medica, Messina. Licosa, Firenze, 379-398.

MAGAZZÙ, G., N. CRESCENTI, L. AINIS e N. CALAFIORE 1973. Plankton e produzione primaria in una zona costiera inquinata da scarichi di cartiere. *Memorie Biol. mar. Oceanogr., 3,* 107-135.

MARGALEF, R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: Perspectives in Marine Ecology. A. A. Buzzati Traverso Ed. University of California Press, Berkeley, 323-347.

MARGALEF, R. e D. BLASCO 1970. Influencia del puerto de Barcelona sobre el fitoplancton de las area vicinas. Una mancha de plancton de gran densidad con dominancia de Thalassiosira, observada en agosto de 1969. *Investigacion* pesq. *34,* 375-380

MIRONOV, O. G. 1972. Effect of oil pollution on flora and fauna of the Black Sea. In: «Marine Pollution and sea life» M. Ruivo ed. Fishing News (Books) Ltd. 1972, 222-224.

MOORE, B. 1960. The risk of infection through bathing in sewage polluted water. In: Proc. ist. Intern. Conference Waste disposal in the Marine Environment. Pearson E. A. ed. Pergamon Press, N. Y., 29-34.

NIEMI, A. 1972. Observations on phytoplankton in autrophied and non-eutrophied archipelago waters of the southern coast of Finland. *Memo. Soc. Fauna Flora fenn., 48,* 63-74.

NORTH, W. J., G. C. STEPHENS e B. B. NORTH 1972. Marine algae and their relation to Pollution problems. In: «Marine Pollution and sea life» M. Ruivo ed. Fishing News (Books) Ltd. 1972. 276-282.

OGLESBY, R. T. 1967. Biological and physiological basis of indicator organisms and communities. I-Biological Basis. In: Pollution and marine ecology. T. A. Olson & F. J. Burges ed. Interscience Publishers, N. Y. (XVI + 364), 267-269.

PATRICK, R., M. H. HOHN e J. H. WALLACE 1954. A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Notul. Nat., 259,* 1-6.

PATRICK, R. e D. STRAWBRIDGE 1963. Methods for studying diatom populations *J. Wat. Pollut. Control Fed., 35,* 151-162.

PERKINS, E. J. 1974. The Biology of Estuaries and Coastal waters. Academic Press, London, (X + 678).

RENZONI, A. 1973. The influence of some detergents on the larval life of marine bivalve larvae. Atti 5° Coll. Intern. Oceanografia Medica, Messina, 101-104.

RENZONI, A. 1974. Influenza delle acque di scarico di un effluente industriale su alcuni organismi marini. Atti del VI Congr. Naz. della Società Italiana di Biologia Marina, Livorno 22-25 Maggio 1974, in: *Memorie Biol. mar. Oceanogr., 4,* 495-516.

RYTHER, J. H. 1954. The ecology of phytoplankton blooms in Moriches Bay and great South Bay, Long Island, New York. *Biol. Bull., 106,* 198-209.

SAN FELIU, J. M., F. MUNOZ e P. SUAU 1971. Sobre la aparicion de una «Punga de mar» en el puerto de Castellon. *Investigacion pesq., 35,* 681-685.

SOLAZZI, A. e C. ANDREOLI 1971. Produttività e ciclo annuale del fitoplancton nel medio Adriatico occidentale. *Quaderni del laboratorio di tecnologia della pesca, I,* Suppl., 1-90.

STEIN, J. E. e J. G. DENISON 1967. Limitations of Indicator Organisms. In: Pollution and Marine Ecology. T. A. Olson e F. J. Burges ed. Interscience Publi¬shers, N. Y. (XVI + 364), 323-335.

ŠTIRN, J. 1970. Further contributions to the study of the bioproductivity in polluted marine ecosystems. *Rev. Intern. Oceanogr. Med., 18-19,* 21-27.

ŠTIRN, J. 1971. Ecological consequences of marine pollution. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 24,* 13-46.

ŠTIRN, J. 1973. Organic pollution as the main factor causing biological disequilibria in coastal waters. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* Suppl., 111-119.

SUBBA RAO, D. V. 1973. Effects of environmental perturbation on short-term Phytoplankton production off Lawson's Bay, a tropical coastal embayment. *Hydrobiologia, 42,* 77-91.

TRAVERS, M. 1971. Diversité du microplancton du Golfe de Marseille en 1964. *Mar. Biol., 8,* 308-343.

UKELES, R. 1962. Growth of pure cultures of marine Phytoplankton in the presence of toxicants. *Appl. Microbiol., 10,* 532-537.

VOLTOLINA, D. 1973 a. Osservazioni sulla composizione qualitativa del fitoplancton durante un fenomeno di fioritura nella laguna di Venezia. *Atti Ist. veneto Sci., 131,* 119-146.

VOLTOLINA, D. 1973 b. A Phytoplankton bloom in the lagoon of Venice. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* 19-37.

WASS, M. L. 1967. Indicators of pollution. In: Pollution and Marine Ecology T. A. Olson & F. J. Burgess ed. Interscience Publishers, N. Y. (XVI + 364), 271-283.

ZATTERA, A. e M. BERNHARD 1970. The role of algae in cycling of radionuclides. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 20,* 29-52.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 23-44
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

INDICATORI BIOLOGICI DI INQUINAMENTO MARINO: ZOOPLANCTON

MARIO SPECCHI

Istituto di Zoologia e Anatomia Comparata dell'Università, Trieste

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The possibility that a community indicative of pollution settles in a particular habitat is analysed this is the case of ports where in addition to benthic communities there are also pelagic communities indicative of pollution.

The concept of plankton as an indicator of particular environmental conditions is examined and in particular the distribution of plankton organisms in the Adriatic is considered. Here it can be observed that there is a distinct diminution in the numbers of the species as one travels from south to north from east to west, which is accompanied by a strong increase of number of individuals. This situation is even more pronounced in water near the coasts where a community represented by few species of the broad ecological spectrum and by species with a pronounced preference for waters near the shores has been formed. Phenomena of accumulation cannot be excluded. This must therefore be a pelagic community of coastal areas, bays and closed gulfs probably independent of polluted conditions.

Researches on this subject concerning the italian coasts are considered and also that carried out in the mediterranean basin. A final chapter is devoted to the effects which particular substances have on plankton organisms.

INTRODUZIONE

Lo studio della fauna pelagica delle zone inquinate e in particolare delle baie chiuse e dei porti, fortemente sottoposti all'azione antropica, sotto forma di carichi inquinanti sia urbani che industriali, è stato affrontato con ricerche sistematiche solo recentemente.

Una serie di circostanze ha invece favorito da tempo le ricerche sulle biocenosi bentoniche che sono formate da specie fisse o poco mobili la cui distribuzione è condizionata soprattutto dalla natura del substrato e dalla profondità. Ciò ha permesso di individuare e di descrivere con precisione le biocenosi tipiche dei fondi marini, biocenosi che pur presentando talune variazioni stagionali mantengono una notevole stabilità. Le variazioni sono di solito lente nel tempo a meno che non intervengano taluni fattori modificanti che alterino rapidamente le caratteristiche ambientali o che agiscano su tutti i componenti della biocenosi o su alcuni di essi, eventualmente anche nella fase planctonica.

Si devono a Petersen (1918) le prime descrizioni delle biocenosi bentoniche del Mare del Nord, studiate anche per la loro importanza pratica in relazione con le catene trofiche del mare e la produttività della pesca. Con la stessa metodologia Vatova (1949) ha descritto i popolamenti dell'Adriatico. Attualmente, almeno per il Mediterraneo, è la scuola francese di Endoume (Pérès e Picard 1964) che ha definito con grande chiarezza le caratteristiche delle biocenosi bentoniche. Alla classificazione proposta dagli Autori francesi si sono uniformate le ricerche recenti degli Autori jugoslavi e di quelli italiani. Il poter disporre di dati di confronto abbastanza precisi, rilevati in tempi più o meno recenti su aree non ancora inquinate, ha permesso di seguire in alcuni casi la evoluzione naturale delle biocenosi ed in altri casi, purtroppo sempre più numerosi, è stato possibile avanzare fondate ipotesi sull'azione di fattori inquinanti di diversa natura sulle biocenosi o su alcuni degli organismi che ne fanno parte. Sono stati individuati popolamenti tipici di ambienti inquinati e talvolta si sono stabilite significative correlazioni fra la caratteristica dei popolamenti bentonici e la natura delle sostanze inquinanti.

Si possono ricordare, ad esempio, i popolamenti a *Capitella capitata* indicatrice di inquinamento organico e da idrocarburi; la sostituzione progressiva di *Cystoseira* sp. con *Pterocladio-Ulvetum* tipica associazione di ambiente nitrofilo (Giaccone e Rizzi Longo 1974) e resistente a moltissimi agenti inquinanti. La progressiva scomparsa delle Fanerogame marine è dovuta probabilmente anche ad altri fattori indipendenti dall'azione dell'uomo quali ad esempio l'aumento della temperatura ed alcune malattie (Rasmussen 1973), ed alla diminuzione della trasparenza — che può anche essere dovuta a inquinamenti — che innalza il livello di compensazione e di conseguenza la soglia inferiore del piano infralitorale.

Osservazioni sull'azione di sostanze inquinanti si trovano già in

Stossich (1876) che segnala modificazioni della fauna del Vallone di Muggia (Golfo di Trieste) dovute a scarichi di una conceria ed in Issel (1918) che con parole che potrebbero essere scritte oggi dice a proposito del porto di Genova « i veli oleosi galleggianti alla superficie, il pulviscolo di carbone, i rifiuti di ogni qualità vanno scacciando dalle gettate e dai fondi melmosi le ultime vestigia delle faune e l'inquinamento prodotto dall'uomo si rende sensibile a distanza sempre più grande dalla riva ». Ricerche specifiche sulle faune bentoniche portuali che subiscono attualmente l'azione di un inquinamento molto più pesante di quello dei tempi di Issel sono invece relativamente recenti e riguardano alcuni tra i principali porti italiani quali quello di Genova, in cui sono state studiate in modo particolare le biocenosi del fouling su pannelli artificiali per merito di Relini e Coll. (Relini e Giordano 1969; Relini e Orsi 1971); quello di Livorno con lavori sulle facies di inquinamento ed in particolare sui Policheti e sulle modificazioni della loro biologia riproduttiva in rapporto all'ambiente inquinato (Cognetti 1972; Cognetti e Taliercio 1969; Cognetti-Variale 1971); quello di Civitavecchia in cui Taramelli e Chimenz (1965) studiano le biocenosi fouling; ed infine di Trieste (Ghirardelli e Pignatti 1968 ; Specchi e Orel 1968 ; Orel e Mennea 1968; Ghirardelli, Orel e Giaccone 1973). Un caso ben documentato è quello di Barcola nel Golfo di Trieste sull'arretramento del fronte delle Fanerogame marine (Ghirardelli, Orel e Giaccone 1974).

Le prime ricerche sul plancton marino risalgono al 1828 e sono dovute al Thompson (Hardy 1962) ma solo dall'ultima metà del secolo scorso sono state condotte in modo sistematico e con continuità in alcune stazioni zoologiche come quelle di Napoli e Villefranche-sur-Mer e durante le grandi crociere oceanografiche come quelle dello « Challenger » (1872-1879) che hanno esplorato tutti i mari del globo. Come è logico, la prima fase delle ricerche sul plancton ha avuto come scopo soprattutto l'inventario degli organismi planctonici e lo studio della loro distribuzione orizzontale e verticale. Solo in una fase successiva sono state studiate le correlazioni tra la distribuzione spaziale degli organismi ed i fattori ambientali. Bisogna però dire subito che per il plancton le difficoltà sono molto maggiori di quelle che si incontrano studiando il benthos al quale, come si è detto, appartengono molte specie fisse o poco mobili distribuite sul fondo, mentre il plancton è distribuito in uno spazio a tre dimensioni. La distribuzione verticale non è costante perché nel corso di una stessa giornata, per effetto di migrazioni nictemerali, si possono avere spostamenti anche considerevoli ed inoltre la sua distribuzione, come lo stesso termine plancton lo dice, dipende in larga

misura dalle correnti. Infine, nei diversi punti di una determinata massa d'acqua la densità degli organismi planctonici può essere molto differente.

Anche i metodi di raccolta sono ben lontani dal dare risultati soddisfacenti. Retini diversi, anche per caratteristiche apparentemente poco importanti, possono dare risultati qualitativi e quantitativi molto differenti. Addirittura, ed è cosa ben nota a coloro che si occupano di plancton, due pescate verticali anche su piccole profondità fatte contemporaneamente in una stessa stazione danno spesso risultati diversi per effetto della distribuzione non omogenea, sovente accentuata dalla presenza di sciami o da altri particolari condizioni quali la predazione da parte di grossi branchi di pesce pelagico e l'accumulo di organismi (dovuto a zoocorrenti frequenti nelle baie e nelle insenature).

Le ricerche sul plancton fatte tra la fine del 1800 ed i primi decenni del 1900, anche se condotte con continuità, ci appaiono quasi sempre insufficienti per la mancanza di dati idrologici e danno spesso solo indicazioni di carattere generale come quelle fornite dai calendari planctonici nei quali le successioni delle specie hanno valore largamente indicativo per ciò che si riferisce al momento della comparsa ed alla massima frequenza. Risultati quantitativi comparabili e indicazioni attendibili sulle caratteristiche dei popolamenti si ottengono con rigorose metodiche di campionamento ovviamente protratte nel tempo, come si sta facendo da anni a Trieste ed in altre località e come è raccomandato dalle Commissioni Plancton dell' I.C.E.S. e del C.I.E.S.M.M.

GLI INDICATORI

Da qualche decennio si parla molto di indicatori planctonici. Sono indicatrici di correnti molte specie che indicano un trasporto da parte di corpi d'acqua in movimento nell'ambito di altri corpi d'acqua con caratteristiche diverse. Questi indicatori di correnti possono essere considerati alla stessa stregua di passivi galleggianti. Di esempi se ne possono trovare infiniti; basti pensare alle numerosissime specie di Copepodi e di Chetognati, che penetrano in Mediterraneo dall'Atlantico e che vengono raccolti sul tragitto della corrente Atlantica (Furnestin 1968; Seguin 1973) nel mare di Alboran e lungo le coste settentrionali dell'Africa. Anche in Adriatico molte specie sono soggette a trasporto passivo da parte della corrente dalmato-istriana che porta talvolta fino al Golfo di Trieste specie tipiche del Medio e Basso Adriatico

(anche se Hure e Scotto di Carlo 1969, non escludono la possibilità di una attiva migrazione di alcune specie).

Il concetto di indicatore va applicato di fatto a specie che vivono unicamente in acque con determinate caratteristiche fisico-chimiche che non riguardano necessariamente soltanto quei parametri che normalmente vengono determinati. Indicatori ecologici sono organismi che « segnalano » condizioni locali di temperatura, di salinità, di inquinamento o ampi fenomeni idrologici » (M. L. Furnestin 1970). Esistono infine indicatori alieutici la cui presenza mostra correlazioni particolarmente significative con quelle di alcune specie di pesci sia che esse costituiscano il loro alimento sia che esse abbiano le stesse esigenze biologiche e si trovino nelle stesse acque (M. L. Furnestin 1970). In qualche caso è anche possibile che l'abbondanza di una specie pelagica indichi che le condizioni ambientali non sono favorevoli alla pesca di determinate specie ittiche. È il caso ad esempio di *Sagitta lyra* la cui abbondanza nelle acque subartiche del Pacifico alla profondità di 150 m con temperatura maggiore di 6° C e salinità maggiore del 25 ‰ indica la scarsità del Salmone *Onchorrhynchus* sp. Ancora M. L. Furnestin (1970) fa osservare come talvolta è impossibile trovare precise correlazioni tra specie caratteristiche e condizioni ambientali; malgrado questa mancata correlazione esisterebbero acque aventi « qualità biologiche » non ben definite che favorirebbero l'instaurarsi di comunità planctoniche differenti in corpi d'acqua aventi caratteristiche idrologiche simili.

Particolarmente importante, prima di definire una specie come indicatrice, è la conoscenza della fisionomia planctonica di una ampia regione marina contigua a quella oggetto di ricerca. Così per il plancton dell'Alto Adriatico e del Golfo di Trieste in particolare, sono indispensabili conoscenze relative al plancton del Medio e Basso Adriatico che ci hanno consentito di valutare le modificazioni quantitative e qualitative dal sud al nord e, nel Golfo di Trieste, per le acque al largo, quelle costiere e le acque portuali. Solo in questo modo potranno essere identificate una o più specie pelagiche indicatrici o meglio una comunità indicatrice (M. L. Furnestin 1970). Questa comunità per un insieme di delicati giochi di equilibri che non interessano solo lo zooplancton può accomunare specie indicatrici vere e proprie con specie cosmopolite che, essendo a largo spettro ecologico, contribuiscono a determinare l'equilibrio della comunità. È anche importante sottolineare il fatto che se una specie è riconosciuta come indicatrice di un dato corpo d'acqua può essere indicatrice anche in altre località ma non è detto

che indichi gli stessi valori dei parametri ambientali. Così ad esempio *Sagitta setosa* è per J. Furnestin (1938) indicatrice in Atlantico di acque con salinità minori del 35 ‰. I classici lavori di Fraser (1952) e Russel (1935; 1939) su *Sagitta setosa* e *Sagitta elegans* hanno dimostrato ancora che queste specie indicano movimenti di corpi d'acqua con caratteristiche ben definite. Nel Mediterraneo *Sagitta setosa* si trova invece dappertutto dove le condizioni ambientali e in particolare la salinità sono soggette ad ampie variazioni. Nell' Adriatico la specie indica chiaramente acque costiere.

Individuate le caratteristiche dei popolamenti di una regione più o meno estesa potrebbe essere possibile valutare l'influenza che certe variazioni delle caratteristiche ambientali possono avere sui popolamenti stessi. Questo può valere per talune aree costiere o baie più o meno chiuse nelle quali in Mediterraneo, anche in zone lontane, si possono avere popolamenti simili i quali, analogamente a quanto avviene per il benthos (Thorson 1957) potrebbero venir considerati « comunità parallele ». Se questa ipotesi fosse valida per le acque costiere potrebbe venir estesa anche alle acque portuali che presentano un insieme di caratteristiche simili.

Nell'Adriatico, interessante da studiare per la sua conformazione e per la varietà dei suoi ambienti (da quello decisamente di altura a quello strettamente neritico), si sono notate variazioni nella composizione del plancton di grande importanza. In senso trasversale nel Medio Adriatico recentemente gli Autori jugoslavi (Gamulin, inf. pers.) hanno notato come, procedendo dal largo verso la costa Est, lo zooplancton vari passando in poche miglia da plancton tipico delle acque di altura a plancton neritico. Sempre in senso trasversale nell'Alto Adriatico Specchi (1973), studiando i Cladoceri, ha visto che nelle acque di altura prevalgono le specie del genere *Evadne* mentre nelle acque più vicine alle coste — sia orientale che occidentale — è prevalente il Sidide *Penilia.* Nel bacino occidentale della parte più settentrionale dell'Alto Adriatico questa diversità della fisionomia planctonica è messa in evidenza anche da Štirn (1969) che distingue nei mesi più caldi due corpi d'acqua: quello orientale, caratterizzato da acque più salate e di origine meridionale, in cui prevalgono i Copepodi e quello occidentale, corrispondente alle zone influenzate dalle acque padane e dai numerosi fiumi che sboccano nel golfo di Venezia caratterizzato da una catena trofica che ha come elementi principali la diatomea *Nitschia,* il Cladocero *Penilia avirostris* e l'Acciuga. Anche nel Quarnero le cui acque ad una certa distanza dalla costa possono avere caratteristiche di altura

(per la presenza della corrente dalmata che risale la costa orientale dell'Adriatico e per gli alti fondali) esistono zone con popolamenti a Cladoceri molto simili a quelli riscontrati nelle zone costiere del Golfo di Venezia (Specchi 1973) e ciò è verosimilmente dovuto alla presenza di numerosissime polle sottomarine che sboccano lungo la costa da Fiume a Senj (Štirn 1965).

Nel senso longitudinale le differenze tra i popolamenti planctonici dell'Adriatico sono ancora più marcate. È stato visto p. es., che il numero delle specie di Copepodi si riduce via via che si risale l'Adriatico (135 specie nel Medio Adriatico: Hure e Scotto di Carlo 1968; 67 specie nell'Alto Adriatico: Hure e Scotto di Carlo 1969; 30 specie a Trieste: Specchi e Lestuzzi, in preparazione). Lo stesso fenomeno si osserva anche per i Chetognati; infatti Ghirardelli 1975 studiando i Chetognati raccolti nel 1965 dall'« Argonaut » nell'Alto Adriatico nota una progressiva riduzione del numero delle specie mano a mano che si sale dal parallelo di Lussino al Golfo di Trieste. L'Autore segnala soprattutto un aumento importante di *Sagitta setosa* che come è detto è tipica di acque comunque soggette ad ampia variabilità ed una diminuzione di *Sagitta minima* e *Sagitta inflata* che, al contrario, sono specie che preferiscono acque con caratteristiche idrologiche stabili come quelle al largo. I Chetognati nel Basso Adriatico sono rappresentati da 10 specie mentre al Nord solo tre sono frequenti e una sola, *Sagitta setosa,* vi riproduce. Anche Rottini (1969) e Rottini e Gamulin (1969) notano lo stesso fenomeno per i Sifonofori. Gli Anfipodi pelagici subiscono parimenti notevoli riduzioni nel numero delle specie; infatti le ventisei specie del Basso Adriatico si riducono a cinque nelle acque di Rovigno (Gamulin, inf. pers.) mentre la comparsa di questi Crostacei a Trieste è accidentale. Si potrebbero citare ancora altri esempi di questo fenomeno di diminuzione o addirittura di scomparsa progressiva di specie pelagiche e bentoniche. Per contro, altri gruppi assumono importanza quantitativa man mano che ci si addentra nella parte più settentrionale dell'Alto Adriatico e sono ben rappresentati nel Golfo di Trieste. Ci si riferisce in particolare ai Cladoceri che qui sono rappresentati da sei specie che, in primavera, in autunno ma soprattutto in estate hanno importanza quantitativa rilevantissima (Specchi 1970 e 1973).

È probabile che la fioritura dei Cladoceri sia in larga misura influenzata dalle più alte temperature e da salinità relativamente più basse; però è anche possibile che altri fattori possano avere un'importanza notevole come la quantità del detrito organico in sospensione. Non si può escludere che anche quelle « qualità biologiche delle acque », alle

quali si è accennato, possano influenzare le caratteristiche del ciclo dei Cladoceri.

L'AMBIENTE PORTUALE

Gli ambienti portuali hanno, pur nella loro diversità, alcune caratteristiche comuni. Sono in genere situati in baie o alle entrate di golfi dove mediante opportune opere (dighe e moli) vengono create condizioni favorevoli all'attracco e alla sosta delle navi. In questo modo viene modificata l'idrologia locale e si verificano condizioni favorevoli al ristagno delle acque. I porti sono situati presso agglomerati urbani spesso molto estesi e le loro acque ricevono oltre a scarichi provenienti dalle navi anche quelli delle città le cui fogne, spesso, scaricano direttamente senza aver subito alcun trattamento.

Per la facilità di comunicazioni, dove esistono porti ci sono anche industrie; infatti le maggiori concentrazioni industriali si trovano spesso vicino ai porti con frequenti scarichi in mare di acque residuali. Come già aveva detto Issel (1918) i fondali dei porti sono profondamente alterati perché su di essi si depositano materiali di varia natura. Dai tempi di Issel la situazione si è ulteriormente aggravata per il progressivo aumento di idrocarburi, detergenti e altre sostanze chimiche che si sono aggiunte alle vecchie cause di inquinamento; sul fondo vi è spesso carenza o mancanza di ossigeno che può talvolta essere estesa agli strati di acqua sovrastante. In tal caso i fenomeni di degradazione delle sostanze organiche avvengono in anaerobiosi con produzioni di metano, idrogeno solforato ed ammoniaca. Abbondanti sono i sali nutritivi che in particolari condizioni termiche danno luogo a fenomeni di eutrofizzazione o a distrofia. In estate le acque possono riscaldarsi più di quelle del mare aperto a causa dello scarso ricambio. In qualche caso l'apporto di acque dolci tende a mantenere bassi i limiti di salinità che tuttavia presentano forti oscillazioni. Vi sono però porti come quello di Trieste in cui il ricambio delle acque può essere rapido e totale per effetto delle maree e dei venti (Bora in particolare). Vedremo in seguito con più dettaglio come variano taluni parametri chimico-fisici in qualcuno dei porti meglio studiati.

Anche se i popolamenti delle aree portuali sono stati, come abbiamo visto, oggetto di ricerche fino dal secolo scorso, una sistematica raccolta di dati idrologici è stata fatta solo in epoca recente e in qualche caso proprio per la necessità di poter meglio valutare il grado di in-

quinamento delle acque e ricercarne le cause. Il mare aperto invece è stato oggetto di estese ricerche fatte durante lunghe e numerose crociere. In particolare l'Adriatico è stato oggetto di ricerche idrologiche già dagli inizi di questo secolo per merito dei ricercatori austriaci, italiani e jugoslavi (Specchi 1965). I risultati di questo lavoro ci hanno fornito preziosissime notizie sull'idrologia e sulla circolazione delle masse d'acqua in Adriatico (Zore Armanda 1963, Vucetic 1970, Mosetti 1972). Per i porti Adriatici invece, eccezion fatta per alcuni casi (Scaccini-Ciccatelli 1968; Specchi e Famiani 1974) sono sconosciuti anche i parametri idrologici più importanti quali temperatura, salinità, ossigeno disciolto, ecc. Nelle nostre ricerche nel Golfo di Trieste abbiamo preso in considerazione tre dei parametri idrologici fondamentali e cioè temperatura, salinità e ossigeno disciolto in tre stazioni e cioè nell'antico porto di Trieste (Sacchetta), nel porticciolo turistico di Grignano e in una stazione fissa al largo del promontorio di Miramare che è stata considerata stazione di riferimento. Le differenze tra le condizioni idrologiche della stazione fissa che è posta in un punto relativamente centrale del Golfo e quelle delle altre due stazioni non sono rilevanti. L'andamento e le medie termiche annuali sono quasi uguali e anche l'andamento della salinità delle due stazioni portuali è simile a quello della stazione campione al largo ; si hanno al largo e nel porto variazioni anche imponenti delle salinità con periodo di diluizione primaverile e periodi di forte salinità (maggiori del 38 ‰) nel periodo tardo autunnale e invernale legate all'ingressione di acque meridionali nel golfo di Trieste (Zore Armanda 1963; Mosetti 1972; Specchi e Famiani 1974). Per il Sacchetta variano dai 4,98 cm^3/l ai 4,75 cm^3/l e sono, come era prevedibile, più bassi che non nella stazione al largo. Ciò è dovuto, come si è detto, al ristagno delle acque portuali ed ai conseguenti fenomeni ossidativi. Nella stazione della Sacchetta il contenuto di ossigeno al livello del fondo è un poco superiore a quello superficiale e ciò probabilmente è in rapporto con i fenomeni ossidativi più intensi in superficie dove stratificano le acque delle fogne cittadine. Anche in altre località portuali vengono studiate le condizioni ambientali. Vatova (1972) studia i principali parametri chimici e fisici dei mari di Taranto, Levi (1969) nel porto di Civitavecchia, Della Croce e Coll. (1971, 1972) nel porto di Genova, Patriti (1972) e Citarella (1972, 1973) in quello di Marsiglia. In particolare Citarella nel golfo di Marsiglia nota una diminuzione della salinità ed una maggiore variabilità di questo parametro man mano che dal largo si procede nelle zone più interne del porto; lo stesso fenomeno avviene per il carbonio organico solubile e

per l'azoto minerale disciolto. Esiste, secondo l'Autore francese, un gradiente crescente di inquinamento delle acque dal largo verso il settore portuale. Per Patriti, l'andamento della salinità è pressocché uguale a quello descritto da Citarella e cioè fuori dal porto le salinità sono più elevate e il loro andamento nel tempo è più stabile; al contrario, mano a mano che ci si addentra nel porto le variazioni saline sono notevoli e la salinità diminuisce come valore medio. Anche la temperatura presenta una diminuzione all'interno del porto. Il detrito, indicatore di ambienti inquinati, aumenta anch'esso mano a mano ci si addentra nelle acque portuali e lo stesso avviene per il carbonio e l'azoto (in una delle stazioni più interne del porto di Marsiglia questi ultimi parametri hanno valori quaranta volte superiori a quelli delle stazioni campione in acque più aperte.

PLANCTON ED INQUINAMENTO

Per ciò che si riferisce al fitoplancton in numerosi lavori è ormai dimostrata l'azione dei sali nutritivi sull'accrescimento delle popolazioni.

Vatova (1972) nel Mar Piccolo trova valori medi della produttività primaria; rilevati in otto anni, di 137 gC/mq e nel Mar Grande di 148 gC/mq contro i 75 gC/mq riscontrati in media negli Oceani. Questi alti valori sono correlabili con la piovosità e cioè con i cambiamenti di salinità ed anche, evidentemente, con l'effetto degli scarichi urbani.

Franco (1970, 1972, 1973) ha studiato accuratamente le relazioni che intercorrono tra la idrologia e la distribuzione dei sali nutritivi ed ha visto che in generale la produttività fitoplanctonica più elevata si ha nelle zone dell'Alto Adriatico interessate dai processi di diluizione fluviale e che la distribuzione spaziale del fitoplancton è in diretta relazione con le condizioni idrologiche. Anche Voltolina (1969, 1970a, 1970b, 1971a, 1971b, 1973) ha studiato le variazioni annuali del fitoplancton dell'Alto Adriatico. Di particolare interesse sono le correlazioni esistenti tra plancton di mare aperto e quello di laguna. Studiando il fitoplancton del Canale di Malamocco, Voltolina (1973) ha visto che le fioriture osservate in mare aperto possono aver avuto origine in laguna. Normalmente però le concentrazioni del fitoplancton lagunare non sono molto diverse da quello del mare aperto. Voltolina ha individuato nell'aumento della temperatura un fattore limitante la fioritura; tuttavia non gli è stato possibile identificare i fattori che hanno innescato il fenomeno e che ne

hanno regolato la dinamica. Anche Gangemi (1973) osserva e descrive lungo la costa settentrionale della Sicilia, nel golfo di Patti, due popolazioni di Clamidomonadacee, una a pigmento verde, l'altra a pigmento blu-verde. Queste alghe sono responsabili delle cosiddette maree rosse che, secondo l'autore, potrebbero avere effetti nocivi sulle popolazioni costiere. Sono anche messi in rilievo alcuni fattori idrologici e climatici, tra i quali la diminuzione delle salinità, che possono favorire la moltiplicazione delle alghe. Per ciò che si riferisce più specificatamente all'inquinamento Magazzù, Crescenti, Ainis, Calafiore (1973) e Magazzù (1974), hanno notato che in acque costiere la presenza di detrito sospeso abbassa in modo sensibile (circa il 70 %) la produttività primaria. Magazzù e Andreoli (1973), studiando il ciclo della produzione primaria e del fitoplancton dell'avamporto di Milazzo, hanno visto che l'inquinamento industriale e quello cloacale determinano variazioni sensibili nelle condizioni fisico-chimiche delle acque. Tuttavia, il ciclo della produzione primaria, non è risultato qualitativamente modificato nel suo normale svolgimento; la produzione annua invece è raddoppiata rispetto alle stazioni non soggette all'influenza del porto. Il fitoplancton nel quale sono state riconosciute 108 specie non sembra dunque risentire l'influenza negativa del porto e l'azione degli idrocarburi. Crisafi (1973) correlando con osservazioni biologiche i dati fisico-chimici delle acque della rada e del porto di Augusta, del porto di Messina, dello Stretto e dei laghi di Faro e Ganzirri, ha messo in evidenza l'adattabilità di alcune specie di Copepodi del genere *Acartia* a condizioni di ambiente turbato. Così, ad esempio, *Acartia josephinae* ed *Acartia enzoi* sono presenti in acque costiere influenzate soprattutto da scarichi di origine industriale. (Crisafi e Crescenti 1972). Crisafi (1974) segnala alcune anomalie quali la ptosi intestinale osservata in femmine di *Acartia discaudata* var. *mediterranea,* in *Acartia italica* ed in altri Copepodi e la attribuisce all'ingestione di alimenti nocivi quali gli idrocarburi o di altre sostanze alterate dalle modificazioni ambientali. Crisafi, Bacellieri e Fabiano (1973), analizzando le variazioni dei singoli gruppi di planctonti nel corso di un anno, mettono in evidenza che lo zooplancton nei laghi Faro e Ganzirri è attualmente molto più povero che in passato, sia sotto l'aspetto quantitativo che qualitativo. Essi ritengono che il depauperamento sia dovuto a fattori ambientali.

Dello zooplancton delle aree portuali inquinate di Milazzo ed Augusta si è occupato anche Guglielmo (1973). Anche questo autore ha constatato la presenza di *Acartia latisetosa* e *Acartia clausi* nelle acque portuali, dove, con *Evadne tergestina,* sono le specie dominanti. Tintinnidi,

Misidacei e qualche altro gruppo sono presenti con singole specie ed in quantitativi irrilevanti. Guglielmo non ha trovato nell'avamporto di Messina differenze significative nella biomassa zooplanctonica rispetto alle aree circostanti. Nella zona interna del porto di Milazzo invece, l'influenza negativa degli scarichi è particolarmente sensibile negli strati superiori che sono più poveri di zooplancton. Sempre in tema di acque portuali Levi (1969) ha studiato la composizione stagionale del plancton del porto di Civitavecchia. Fra i Copepodi è stata riconosciuta una comunità costituita da specie caratteristiche delle acque delle baie (Yamazi 1964) che potrebbe essere considerata indicatrice. In effetti, il 97,7% di tutti i Copepodi è rappresentato da *Acartia discaudata, Oithona nana, Euterpina acutifrons, Paracalanus parvus.* Della Croce, Galleri e Semeria (1971), Della Croce, Salemi-Picone e Zunini-Sertorio (1972) hanno studiato l'idrologia del porto di Genova ed hanno dato le prime informazioni sui suoi popolamenti zooplanctonici: *Oithona nana* ed *Euterpina acutifrons* rappresentano il 94 % di tutti i Copepodi del porto di Genova. Lakkis (1971), nei pressi del porto di Beyrouth ha visto che il plancton è formato prevalentemente da Copepodi, il 70 % dei quali è rappresentato da *Acartia clausi* e *Paracalanus parvus.*

A Trieste Ghirardelli e Rottini (1974) trovano che nella zona portuale sono percentualmente più abbondanti le forme giovanili di *Sagitta setosa* che non in una stazione non influenzata dalle acque portuali in cui invece prevalgono le forme sessualmente mature. Secondo Citarella (1973) sia qualitativamente che quantitativamente lo zooplancton di Marsiglia è estremamente povero, cosa del resto notata da Yamazi nel Golfo di Napoli. La frazione oloplanctonica è preponderante ed è costituita da Copepodi e da Cladoceri. L'Autore segnala alcune specie come caratteristiche della fauna planctonica portuale di Marsiglia; esse sono: *Acartia latisetosa, Acartia clausi, Oithona nana, Podon polyphemoides, Cypridina mediterranea, Oikopleura dioica,* larve di *Balanus amphitrite, Zoee* di *Crangon Crangon e Portunus puber;* Veliger di *Mytilus galloprovincialis e Venus gallina,* larve di *Polydora ciliata, Pygospio elegans, Prionospio mamgrenii,* larve di *Ciona intestinalis e Phallusia mamillata.* Tutte queste specie secondo questo Autore, devono essere neritiche e superficiali olo- e meroplanctoniche, eurialine ma con preferenza per acque diluite e stagnanti, resistenti ad inquinanti organici, minerali e batterici.

Per Patriti (1972) la comunità planctonica del porto di Marsiglia è caratterizzata dalla massiccia presenza di *Podon polyphemoides,* e dalla abbondanza di larve di Cirripedi, di Brachiuri, dei Copepodi *Acartia*

clausi, Oithona nana, Acartia latisetosa e di Copepodi Arpacticoidi semibentonici.

Appare evidente che nelle aree portuali vi sono elementi comuni nei popolamenti nei quali sono presenti molte specie tipiche delle baie e delle acque litorali. Ancora per Patriti la selezione operata dalle condizioni ambientali dei porti potrebbe determinare l'instaurarsi nei porti stessi di comunità con caratteristiche simili. Tuttavia, anche se vi è la possibilità di individuare popolamenti tipici delle acque portuali, le nostre conoscenze sono ancora insufficienti per descrivere le caratteristiche di un plancton portuale che possano indicare fenomeni specifici di inquinamento e ciò perché:

I) Nell'ambito dei gruppi sistematici che formano la comunità neritica, il « grado di neriticità » è diverso a seconda della specie. In una stessa specie, ancora, si può avere un gradiente di densità di popolamento crescente dal largo verso la costa e legato a condizioni idrologiche ed ecologiche che non sono ancora note. Per es. *Podon polyphemoides* è una forma strettamente neritica ed addirittura « ripicola » con massimi di frequenza che si trovano addirittura a pochi centimetri dalla riva (Specchi e Zitter 1973-1974). Questo fatto si osserva indipendentemente che si tratti di ambienti portuali più o meno inquinati o di tratti di costa con acque pulite. Il Cladocero è quindi una specie neritica indipendentemente dalle condizioni di inquinamento purché le acque abbiano quelle, per ora ignote, « qualità biologiche » di cui parla M. L. Furnestin (1966, 1970) indispensabili alla sua esistenza. Lo stesso discorso vale anche per *Penilia avirostris* e ancora, anche se meno nettamente, per *Acartia clausi* e *Oithona nana.* Tutte queste specie oloplanctoniche si trovano anche al largo ma sono molto meno frequenti. Il loro alto grado di neriticità non indica però in modo specifico le acque portuali. Neppure le altre componenti olopanctoniche delle comunità di cui esse fanno parte sono esclusivamente portuali; alcune forme meroplanctoniche si possono invece raccogliere più frequentemente nei porti e sono le forme larvali di organismi tipici delle faune bentoniche dei porti. Questo vale specialmente per gli stadi naupliari di *Balanus amphitrite* e delle Ascidie *(Styela* e *Ciona).* Bisogna però far rilevare che *Balanus amphitrite* non è l'unica specie di Cirripide portuale essendo accompagnato da *Balanus perforatus* e da altre specie che sono abbondanti nei porti ma che sono presenti con un elevato numero di individui anche nelle zone costiere in acque pulite. In pescate nel golfo di Trieste, in acque pulite a qualche metro dalla riva,

sono state raccolte grandi quantità di stadi naupliari di Balanidi e di specie bentoniche tipiche delle rive, specie frequenti anche in porto. La cattura di Arpacticoidi bentonici e di altre specie è un fatto altrettanto frequente anche in acque basse, costiere non portuali poiché questi copepodi, impropriamente chiamati semibentonici, talvolta abbandonano il substrato per portarsi nell'ambiente pelagico.
2) In ambienti chiusi evidentemente l'alto grado di neriticità di queste specie sembra ancora più evidente per fenomeni di accumulo che si possono osservare in qualunque baia con scambi ridotti con il mare aperto.
3) Nelle ricerche sulle faune portuali finora, tranne poche eccezioni, sono state stabilite comunità planctoniche portuali senza una sufficiente conoscenza delle caratteristiche biologiche e della distribuzione delle specie che ne fanno parte riferendosi soprattutto alle forme oloplanctoniche che ne rappresentano la frazione più importante. Oltre alla scarsa conoscenza proprio dei gradi di neriticità delle varie specie mancano, in generale, pescate di controllo fatte oltre che al largo anche in regioni costiere come baie e insenature scarsamente antropizzate.

Nei casi in cui si è tenuto conto di questi fatti sembra si possa ravvisare una fisionomia comune dei popolamenti planctonici dei porti del Mediterraneo.

EFFETTI DEGLI INQUINAMENTI SUGLI ORGANISMI PELAGICI

Vi sono numerose esperienze di laboratorio fatte per saggiare l'azione di sostanze inquinanti su specie pelagiche. I risultati di questi lavori possono aiutarci a comprendere i meccanismi attraverso i quali agiscono le varie sostanze inquinanti presenti in grandi quantità nelle acque portuali.

È impossibile passare in rassegna tutti questi lavori. Mi limiterò pertanto a ricordare alcuni a titolo di esempio.

Ho già citato le osservazioni di Crisafi sulle anomalie trovate in alcune specie di Copepodi. Altri lavori, Renzoni (1973a), riguardano l'azione dei detergenti ABS e LAS su due alghe *Isochrysis galbana* e *Tetraselmis suecica.* Alla concentrazione di I ppm entrambi i detergenti hanno un marcato effetto su entrambi i Fitoflagellati; 0,2 ppm di ABS non hanno alcun effetto su entrambi i Fitoflagellati; 0,2 ppm di LAS avrebbero un leggero effetto su *Isochrysis.* I detergenti di tipo

LAS hanno un'azione più marcata degli ABS sulle larve di *Ostrea edulis.* Infatti dopo sei ore la dose tossica per la larva di ostrica è di 2 ppm per gli ABS e di I ppm per i LAS. Concentrazioni lievemente superiori hanno gli stessi effetti su *Crassostrea gigas.* Concentrazioni più basse ritardano in modo evidente lo sviluppo delle larve. Il petrolio grezzo, i suoi derivati ed i disperdenti hanno una azione nociva sulle larve di alcuni bivalvi marini: *Crassostrea angulata, C. gigas, Mytilus galloprovincialis* (Renzoni 1973b). Le concentrazioni usate vanno da I ppm a 1000 ppm. Soltanto le concentrazioni più elevate sono letali. Anche se in mare aperto è molto difficile che si raggiungano i valori sperimentali è invece possibile che ciò possa verificarsi presso la costa dove sono numerosi gli allevamenti dei molluschi. Infatti vicino alla riva si hanno spesso spandimenti di greggio con fenomeni di accumulo dovuti alle correnti e che imbrattano le coste ed i molluschi che vivono nella zona di marea. Per pulire le coste ed eliminare le macchie si usano talvolta disperdenti e solventi la cui azione è talvolta più nociva di quella del greggio. Sensibili all'azione del greggio e dei derivati sono anche gli spermatozoi dei bivalvi il che può influire in modo negativo sulla riproduzione. Bernhard e Zattera (1970) hanno controllato il potere inibitore e tossico di sei detergenti e settanta sostanze utilizzate per le vasche di allevamento e per i tubi delle vasche di collegamento. I saggi sono stati fatti su sei specie di fitoplanctonti, sul Copepode *Euterpina acutifrons* e su larve di *Arbacia lixula.* Il caucciù ed i cloruri polivinilici non dovrebbero essere usati per gli allevamenti e per la raccolta degli organismi marini.

Anche i fenomeni di concentrazione specialmente di metalli pesanti, possono più facilmente che altrove essere osservati nelle acque portuali. Ricorderemo le ricerche della Vucetic e coll. (1974) sui Copepodi delle acque di Spalato e l'accumulo di Pb osservato da Favretto e Tunis (1974) e Majori e Petronio (1973) nei Mitili di Trieste.

Il trattare a fondo questo argomento ci porterebbe troppo lontano; d'altra parte il fenomeno dell'accumulo è più intenso nei porti rispetto alle acque al largo.

Nelle acque portuali può essere importante studiare anche gli organismi che vivono a livello dell'interfacies aria-acqua e nello strato sottostante dello spessore di qualche millimetro appena che a mare piatto è addirittura visibile a occhio nudo e che gli AA anglosassoni chiamano slick e che è sede di importanti scambi tra aria ed acqua. In questo ambiente vive una grande quantità di batteri presenti nonostante il potere battericida della luce ed inoltre nelle acque costiere ed ancor

di più in quelle portuali è abbondante il detrito organico derivato da scarichi urbani e fluviali. In prossimità della costa, in certe stagioni sono anche molto abbondanti i pollini ed il detrito inorganico. In questo ambiente vivono stabilmente o periodicamente molti organismi planctonici facenti parte di quella comunità definita come comunità iponeustonica. In acque non inquinate la presenza dei batteri e del detrito organico favorisce lo sviluppo di questa comunità che può essere considerata, non a torto, uno dei più importanti anelli della catena alimentare del mare. La presenza di sostanze inquinanti o il rapporto anormale tra i vari componenti dello «slick» o, ancora, l'eventuale presenza di sostanze radioattive provocate da « fall out » o da scarichi radioattivi potrebbero alterare in modo significativo questo tratto della catena alimentare del mare con conseguenze deleterie sull'andamento dei vari trasferimenti di energia. Anche gli organismi vegetali oltre allo zooplancton possono venir danneggiati nello stesso modo dal velo di idrocarburi e in più essi possono subire le conseguenze derivanti dalla scomparsa o dalla riduzione dei batteri di cui si nutrono.

Questi dati anche se molto incompleti ci aiutano a capire il meccanismo di azione dei fattori inquinanti sul plancton e possono fornirci lo spunto per ulteriori ricerche in laboratorio e in campagna.

CONCLUSIONI

Il grado di inquinamento non può essere valutato solo determinando quanti ppm di una determinata sostanza sono presenti nelle acque ma soprattutto rilevando le caratteristiche dei popolamenti e come questi vengano influenzati dagli inquinamenti stessi.

Ambienti particolarmente interessanti sono sotto questo aspetto i porti. Il loro studio però è complicato dalle particolari condizioni idrologiche che, anche nella ipotetica assenza di inquinamento, potrebbero caratterizzare la fauna portuale. A questo proposito ricordo che il plancton portuale in gran parte è formato da specie oloplanctoniche neritiche. In Adriatico abbiamo un interessante modello del come possono formarsi le comunità portuali planctoniche. Infatti da Sud a Nord e da Est a Ovest per molti gruppi quali Copepodi, Chetognati, Sifonofori, Appendicularie, ecc. si nota una diminuzione delle specie. Quelle rimaste sono per contro rappresentate da un gran numero di esemplari. Fanno eccezione i Cladoceri la cui importanza si fa via via

più rilevante in specie e in individui mano a mano che si procede verso Nord e verso Occidente.

È evidente che le particolari condizioni dell'Alto Adriatico, che praticamente è un'estesa platea continentale le cui acque sono soggette a variazioni considerevoli delle condizioni idrologiche, operano una severa selezione che permette la sopravvivenza delle specie euricore. Una ulteriore selezione può essere operata nei porti o nelle baie. È dunque evidente che, partendo da popolamenti di altura simili si abbiano, alla fine nei porti popolamenti le cui caratteristiche si assomigliano e che potrebbero forse essere interpretate come comunità parallele di ambiente portuale senza per questo poter dire che si tratta di specie portuale in senso stretto.

Ai fattori suddetti però si aggiungono gli inquinamenti che nei porti possono avere poche o molte caratteristiche in comune e la cui azione anche per le inevitabili differenze non può ancora essere vista con sufficiente chiarezza.

Sono pertanto necessarie molte altre ricerche che basandosi sulle caratteristiche dei popolamenti di origine e quelle di un determinato porto potranno forse illuminarci sull'azione dei fattori ambientali e di quelli inquinanti nel loro complesso.

RIASSUNTO

Viene analizzata la possibilità che in un determinato ambiente si stabilisca una comunità indicatrice di inquinamento. Nel caso dei porti, oltre a comunità bentoniche, si prospetta la possibilità che si possano identificare anche comunità pelagiche indicatrici di inquinamento.

Viene preso in esame il concetto di plancton come indicatore di determinate condizioni ambientali ed in particolare viene esaminata la distribuzione degli organismi planctonici nell'Adriatico. Qui si può notare una netta diminuzione del numero delle specie mano a mano che si procede da Sud a Nord e da Est ad Ovest cui si accompagna un forte aumento di individui. Questa situazione è ancora più evidente nelle acque prossime alla costa dove si forma una comunità rappresentata da poche specie a largo spettro ecologico o da specie con netta preferenza per le acque prossime alle rive. Non si possono escludere anche fenomeni di accumulo. Si tratterrebbe quindi di una comunità pelagica di zone costiere, di baie e di golfi chiusi probabilmente indipendente dalle condizioni di inquinamento.

Vengono prese in considerazione le ricerche su questo argomento relative alle coste italiane e quelle svolte nel bacino del Mediterraneo. Un ultimo capitolo viene riservato a notizie sugli effetti che determinate sostanze hanno sugli organismi planctonici.

BIBLIOGRAFIA

BERNHARD, M. e A. ZATTERA 1970. The importance of avoiding chemical contamination for a successful cultivation of marine organisms. *Helgoländer wiss. Meeresunters, 20,* 655-675.

CITARELLA, G. 1972. Gradient de pollution dans les eaux du Golfe de Marseille. *Naturaliste can., gg,* 271-278.

CITARELLA, G. 1973. Zooplancton et pollution. *Cah. Biol. Mar., 14,* 57-63.

COGNETTI-VARIALE, A. M. 1971. Sur un Syllidien des eaux polluées du port de Livourne: *Syllides edentula* Claparède. *Cah. Biol. Mar., 12,* 111-115.

COGNETTI, G. 1972. Distribution of Polychaeta in polluted water. *Rev. Intern. Oceanogr. Med., 25,* 23-24.

COGNETTI, G. e P. TALIERCIO 1969. Policheti indicatori dell'inquinamento delle acque. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 37,* Suppl. 2, 149-154.

CRISAFI, P. 1973. Eurivalenza e tollerabilità di specie del genere *Acartia (Copepoda: Calanoida)* in acque inquinate. *Atti del 5° Colloquio Internazionale di Oceanografia Medica, Messina.* Licosa, Firenze, 369-378.

CRISAFI, P. 1974. Some responses of planktonic organisms to environmental pollution. *Rev. Intern. Océanogr. Med., 34,* 145-154.

CRISAFI, P. 1974. Sur les Copépodes prédominants dans les eaux polluées: A) La famille des Acartiiadae (Systématique, Biologie, Espèces nouvelles). *Rapp. Commn. int. Mer. Médit., 22* (9), 155.

CRISAFI, P. e M. CRESCENTI 1972. Comportamento, morfologia, sviluppo, misure, confronti e revisione di otto specie della famiglia Acartiidae, incontrate in acque marine inquinate soprattutto da scarichi industriali. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 27* (2), 221-254.

CRISAFI, P., BACELLIERI, P. e N. FABIANO 1973. Successioni stagionali e rilievi sulla progressiva riduzione qualitativa e quantitativa dello zooplancton dei Laghi di Ganzirri e di Faro (Messina). *Atti Soc. Pelorit. Sci. Fis. Mat. Nat., 19,* (I-II), 101-115.

DELLA CROCE, N., GALLERI, G. e V. SEMERIA 1971. Caratteristiche ecologiche e popolamenti zooplanctonici del porto di Genova. I. - Caratteristiche ecologiche. Università di Genova - Cattedra di Idrobiologia e Piscicoltura. *Rapporto tecnico* n. I, 38.

DELLA CROCE, N., SALEMI PICONE, P. e T. ZUNINI-SERTORIO 1972. Popolamenti planctonici nel Mar Ligure. *II Convegno « Côte d'Azur - Riviera dei Fiori»: Pollution et aménagement,* Genova 28-30 marzo 1972, 1-4.

FRANCO, P. 1970. Oceanography of Northern Adriatic Sea. I Hydrologic features: Cruises July-August and October-November 1965. *Archo Oceanogr. Limnol.,* Suppl. 16, 1-93.

FRANCO, P. 1972. Oceanography of Northern Adriatic Sea. 2 Hydrologic features: Cruises January-February and April-May 1966. *Archo Oceanogr. Limnol.,* Suppl. 17, 99-113.

FRANCO, P. 1973. L'influenza del Po sui caratteri oceanografici e sulla distribuzione della biomassa planctonica dell'Adriatico settentrionale. *Ann. Univ. Ferrara N. S. Sez. I, Ecol.,* Suppl. I, *I,* 95-117.

FRASER, J. 1952. The Chaetognatha and other zooplankton of the Scottish area

and their value as biological indicators of hydrological conditions. *Mar. Res., 2,* 5-52.

FRASER, J. 1962. Nature adrift, the Story of marine Plankton. Foulis, London.

FURNESTIN, J. 1938. Influence de la salinité sur la repartition du genre *Sagitta* dans l'Atlantique nord-est. *Revue Trav. Off. (scient. tech.) Pech. marit., II* (3), 425-439.

FURNESTIN, M. L. 1966. Plancton et Hydrologie. Le plancton indicateur hydrologique. In: Elements de planctonologie appliquée. Edito da M. L. Furnestin, C. Maurin, J. Y. Lee e R. Raimbault. *Inst (scient. tech.) Péch. marit. Paris,* 7-30.

FURNESTIN, M. L. 1968. Le zooplancton de la Méditerranée (Bassin occidental). Essai de synthèse. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer, 33* (I), 25-69.

FURNESTIN, M. L. 1970. La notion d'indicateur. I. Présentation du thème. *J. Etud. Planctonol., Monaco. Comm. int. Explor. scient. Mer Médit.,* 21-26.

GANGEMI, G. 1973. Apparizione di « acque rosse » a *Volvocales* sul litorale del Golfo di Patti (Messina). *Atti del* 5° *Colloquio Internazionale di Oceanografia Medica,* Messina, Licosa, Firenze, 475-486.

GHIRARDELLI, E. 1969. Lo zooplancton dell'Alto Adriatico ed il problema degli indicatori. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* Suppl. 37, 25-39.

GHIRARDELLI, E. 1972. La protezione del Mare e dell'Adriatico in particolare. *Boll. Zool., 39* (4), 427-456.

GHIRARDELLI, E. 1975. North Adriatic plankton-Chaetognatha, occurrence and distribution. *Proc, 9th Europ. mar. biol. Symp.,* 609-627.

GHIRARDELLI, E., GIACCONE, G. e G. OREL 1974. Evolution des peuplements benthiques du Golfe de Trieste. *Rev. Intern. Oceanogr. Méd., 25-26,* 111-114.

GHIRARDELLI, E., OREL, G. e G. GIACCONE 1973. L'inquinamento del Golfo di Trieste. *Atti Mus. Civ. Stor. nat. Trieste, 28* (2), 430-450.

GHIRARDELLI, E.; OREL, G. e G. GIACCONE 1974. Esperienze sullo scarico a mare di Trieste. Parte I. Metodologie e ricerche per la valutazione degli effetti sul benthos. *Atti Convegno S. Remo.*

GHIRARDELLI, E. e S. PIGNATTI 1968. Consequences de la pollution sur les peuplements du «Vallone de Muggia » pres de Trieste. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 10,* 111-122.

GHIRARDELLI, E. e L. ROTTINI 1974. I Chetognati di Trieste. Frequenza e stadi di maturità. *Atti* 5° *Congresso S.I.B.M. Nardò.*

GIACCONE, G. e L. RIZZI-LONGO 1974. Structure et evolution de la vegetation marine dans les environnements pollués. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 34,* 67-72.

GUGLIELMO, L. 1973. Distribuzione quantitativa dello zooplancton in aree portuali inquinate della Sicilia orientale (Milazzo ed Augusta). *Atti del* 5° *Colloquio Internationale di Oceanografia medica, Messina.* Licosa-Firenze, 399-422.

HARDY, A. 1962. The Open Sea. The world of plankton. Collins, London.

HURE, J. e B. SCOTTO DI CARLO 1968. Comparazione tra lo zooplancton del Golfo di Napoli e dell'Adriatico meridionale presso Dubrovnik. I. Copepoda. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 36,* 21-102.

HURE, J. e B. SCOTTO DI CARLO 1969. Copepodi pelagici dell'Adriatico settentrionale nel periodo gennaio-dicembre 1965. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* Suppl. 37, 173-195.

ISSEL, R. 1918. Biologia marina. Hoepli, Milano.

LAKKIS, S. 1971. Contribution a l'étude du zooplakton des eaux libanaises. *Mar. Biol., II* (2), 138-148.

LEVI, D. 1969. Osservazioni sul plancton del porto di Civitavecchia. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 37* (3), 421-433.

MAGAZZU, G. 1974. Inquinamento da solidi sospesi e attività fotosintetica in ecosistemi marini. *Atti IV Simposio naz. Conservazione Natura,* 411-425.

MAGAZZU, G. e C. ANDREOLI 1973. Ciclo annuale della produzione primaria e del fitoplancton in una zona di avamporto (Milazzo). *Atti del* 5° *Colloquio Internazionale di Oceanografia Medica, Messina.* Licosa, Firenze, 379-398.

MAGAZZÙ, G., CRESCENTI, N., AINIS, L. e N. CALAFIORE 1973. Plancton e produzione primaria in una zona costiera inquinata da scarichi di cartiera. *Mem. Biol. mar. Oceanogr.,* N.S., *3* (2-3-4), 107-137.

MAJORI, L. e F. PETRONIO 1973. Fenomeno di accumulo nel Mitilo *(Mytilus galloprovincialis* JMK) stabulato in ambiente artificialmente inquinato. Verifica di un modello semplificato per l'equilibrio dinamico di ripartizione dei metalli fra Mitilo e acqua marina. Nota III: Inquinamento da Piombo. *Igiene moderna, 56* (I), 1-20.

MOSETTI, F. 1972. Alcune ricerche sulle correnti nel Golfo di Trieste. *Riv. Ital. Geofisica, I* (2), 33-38.

OREL, G. e B. MENNEA 1969. I popolamenti bentonici di alcuni tipi di fondo mobile del Golfo di Trieste. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* Suppl. 37, 261-276.

PATRITI, G. 1972. Etude préliminaire des effects de la pollution globale sur le peuplement planctonique des Ports Nord de Marseille. *Mar. Biol., 12* (4), 300-308.

PERES, J. M. e J. PICARD 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume, 47* (31).

PETERSEN, G. G. J. 1918. On the Animal Communities of the Sea Bottom in the Skagerak, the Christiania Fjord and the Danish Waters. *Rep. Dan. Biol. St., 23.*

RASMUSSEN, E. (1973. Systematic and ecology on the Isefjord Marine Fauna (Denmark) with a survey of the Edgrass *(Zostera)* vegetation and its communities (401-429). *Ophelia, 11* (1-2), 1-507.

RELINI, G. e E. GIORDANO 1969. Distribuzione verticale e insediamento delle quattro specie di Balani presenti nel porto di Genova. *Natura, 60* (4), 251-281.

RELINI, G. e L. RELINI ORSI 1971. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel porto di Genova: 5) I Cirripedi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* Suppl. 38, 125-144.

RENZONI, A. 1973. The influence of some detergents on the larval life of marine bivalve larvae. *Atti* 5° *Colloquio intemazionale Oceanografia medica,* Messina, 101-104.

RENZONI, A. 1973b. Influence of crude oil and dispersants on larvae. *Mar Pollut. Bull., 4* (I), 9-12.

ROTTINI, L. 1969. I Sifonofori quali indicatori idrologici. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 24,* 165-169.

ROTTINI, L. e T. GAMULIN 1969. La distribuzione dei Sifonofori in Adriatico a nord della trasversale Fano-Lussino. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 24,* 79-89.

RUSSEL, F. S. 1935. On the value of certains plankton animals as indicators of water movements in the English Channel and North Sea. *J. mar. Biol. Ass. U. K., 20* (2), 309-332.

RUSSEL, F. S. 1939. Hydrographical and biological conditions in the North Sea as indicated by plankton organisms. *J. Cons. perm. int. Expl. Mer, 14* (2).

SCACCINI-CICCATELLI, M. 1968. Un anno di osservazioni idrologiche in una stazione fissa nelle acque dell'Adriatico occidentale presso Fano. *Note Lab. Biol. Mar. e Pesca Fano, 2* (9), 181-228.

SEGUIN, G. 1973. Cycles comparés du zooplancton dans l'ouest africain et la Méditerranée sud-occidentale. Étude systématique, quantitative et écologique. *Thèse de Docteur ès-Sciences Naturelles.*

SPECCHI, M. 1965. La stazione zoologica di S. Andrea a Trieste. *Boll. Soc. Adriatica Sc. Trieste, 53,* 183-196.

SPECCHI, M. 1970. Cladoceri raccolti dall'« Argonaut » in Alto Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 25* (1), 95-108.

SPECCHI, M. 1973. Osservazioni sui Cladoceri raccolti dall'« Argonaut » nel Quarnero. Alcune Comparazioni con la Cladocerofauna del Bacino occidentale dell'Alto Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 28,* 45-57.

SPECCHI, M. e L. FAMIANI 1974. Osservazioni idrologiche su una stazione fissa del Golfo di Trieste. *Archo Oceanogr. Limnol.* (in stampa).

SPECCHI, M. e G. OREL 1968. I popolamenti dei fondi e delle rive del Vallone di Muggia presso Trieste. *Boll. Soc. Adriat. Sc. nat. Trieste, 56* (I), 137-161.

SPECCHI, M. e M. ZITTER 1973-74. I Cladoceri del genere *Podon* nel Golfo di Trieste. Notizie sul ciclo biologico di *Podon polyphemoides* e *Podon intermedius. Boll. Soc. Adriat. Sc. nat. Trieste, 59,* 173-182.

ŠTIRN, J. 1965. Contribution to the ecological study of the Adriatic littoral. *Rapp. Commn. Int. Mer Médit., 18* (2).

ŠTIRN, J. 1969. The North Adriatic Pelagical. Its oceanological characteristics, structure and distribution of the biomass during the year 1965. *Razprave Slovenska Akad. Zanosti in Umetnosti, IV, 12,* 43-132.

STOSSICH, M. 1876. Breve sunto sulle produzioni marine del Golfo di Trieste. *Boll. Soc. Adriat. Sci. Nat. Trieste, 2* (3), 349-371.

TARAMELLI, E. e C. CHIMENZ 1965. Studi sperimentali e sistematici sul fouling di Civitavecchia. *Rc. Accad. Naz. XL, 16,* 1-37.

THORSON, G. 1957. Bottom Communities (sublittoral or Shallow Shelf,) *Bull. Soc. Am., 67* (1), 461-534.

VATOVA, A. 1949. La fauna bentonica dell'alto e medio Adriatico. *Nova Thalassia,* I (3).

VATOVA, A. (1972. La produttività delle acque del Mar Grande e del Mar Piccolo di Taranto (1962-1969). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol,* 27 (1) 81-103.

VOLTOLINA, D. 1969. Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. I. Estate 1965. *Archo Oceanogr. Limnol., 16* (2), 173-187).

VOLTOLINA, D. 1970a. Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. II. Autunno 1965. *Archo Ocenogr. Limnol., 16* (3), 227-246.

VOLTOLINA, D. 1970 b. Fioritura di fitoplancton nella laguna veneta. *Archo Oceanogr. Limnol., 16* (3), 275-279.

VOLTOLINA, D. 1971 a. Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. III. Inverno 1966. *Archo Oceanogr. Limnol., 17* (1), 71-93.

VOLTOLINA, D. 1971 b. Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. IV. Primavera 1966. *Archo Oceanogr. Limnol., 17* (2), 166-177.

VOLTOLINA, D. 1973. A phytoplankton bloom in the lagoon of Venice. *Archo Oceanogr. Limnol., 18* (1), 1937.

VUČETIČ, T. 1970. Les principales messes d'eau en Adriatique et leur influence sur les communautés pélagiques. *Rapp. Commn. Int. Mer Medit. Journées Etudes Planctonol.,* 105-114.

VUCETIC, T., VERNBERG, W. B. e G. ANDRESON 1974. Long-term annual fluctuations of mercury in the zooplankton of the East Central Adriatic. *Rev. Inter. Oceanogr. Méd., 33,* 75-81.

YAMAZI, I. 1964. Structure of the netted plankton communities in the inner area of the gulf of Naples in September 1962. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 34,* 98-136.

ZORE ARMANDA, M. 1963. Les masses d'eau de la Mer Adriatique. *Acta Adriatica, 10,* 3-93-

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 45-53
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

INDICATORI BIOLOGICI DI INQUINAMENTO MARINO: FITOBENTHOS

FRANCESCO CINELLI

Reparto di Ecologia marina della Stazione Zoologica di Napoli, Punta S. Pietro - Ischia Porto.

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Under the influence of pollutants, vegetal marine settlements evolve in different ways those of soft-bottom and those of hard-bottom.

Biocenoses evolution seems to follow pollutants action with the result of a qualitative reduction in the biocenosis which occurs beyond certain limits. In this process great importance is to be attributed to interspecific competition and growth rate. A correspondence between a given type of pollutant and the structure of vegetal settlements is not possible at present state of the research.

« Depuis plusieurs années d'assez nombreux chercheurs de divers pays (États-Unis, France, Grande-Bretagne, Italie, pays Scandinaves, essentiellement) ont été amenés à considérer que l'étude de la distribution de diverses espèces animales et végétales benthiques peut permettre de caractériser des niveaux différents de pollution en milieu marin (estuaires compris)..... »

Con queste parole inizia l'ultima fatica di J. M. Pèrés e di G. Bellan (1972) relativa all'influenza che gli « inquinamenti » possono avere sui popolamenti bentonici marini. Stiamo assistendo infatti alla ricerca sempre più attuale di conoscenze approfondite sui popolamenti legati all'inquinamento, della loro delimitazione e, se possibile, dell'utilizzazione di specie, dette indicatori di inquinamento, non solo per giudicare il livello di polluzione raggiunta ma anche per poter pre-

vedere quella che sarà l'evoluzione futura di questo o di quel tipo di popolamento.

Se il discorso è apparso in parte abbastanza facile per quanto riguarda lo zoobenthos ed esistono numerosi lavori relativi agli indicatori zoologici di inquinamento, non ci sentiamo, perlomeno al momento attuale, di poter affermare altrettanto nei confronti del fitobenthos.

La constatazione che alcune specie vegetali marine (soprattutto alghe) sembrano legate a certe condizioni di « eutrofizzazione » [1] delle acque fu fatta già dai primi algologi che si occuparono non solo della sistematica delle alghe ma anche della loro distribuzione. Funk (1927) nella classificazione delle associazioni vegetali del Golfo di Napoli, oltre a considerare altri fattori ambientali, considera come molto importante per la distribuzione delle alghe la diversa concentrazione di sali nutritivi nelle acque interne ed in quelle esterne al Golfo stesso. Egli infatti era stato tra i primi a rilevare, ad un livello forse non ancora ben preciso, una correlazione più o meno stretta tra un « tipo » di acqua ed il corrispondente « tipo » di associazione vegetale.

Ollivier (1929) studiando la flora marina della Costa Azzurra, dedica un intero capitolo alla composizione chimica dell'acqua ed all'influenza che le variazioni di questa composizione possono avere sulla distribuzione dei vegetali marini. Viene osservato anche (vedremo quanto questo possa essere importante) che la presenza di sorgenti di acqua dolce provenienti dall'entroterra permettono l'innalzamento del livello di accrescimento di alcune specie di *Enteromorpha* fino a circa due metri al di sopra del limite medio del mare. Questo viene constatato sia a Nizza che a Monaco che in altre zone del litorale.

Per quanto concerne invece l'accumulo di sostanze organiche in determinate aree marittime, Ollivier, rileva che questo accumulo, dovuto essenzialmente allo sversamento dei sistemi fognari degli agglomerati urbani, sembra avere una influenza considerevole sulla flora specialmente sulla invasione crescente di *Caulerpa prolifera* sui fondi mobili, a detrimento della maggior parte delle altre alghe, anche di *Ulva* e di *Enteromorpha.*

Altra importante osservazione fatta da Ollivier, è che nelle acque reflue esistono particolati solidi in sospensione che, giocando un ruolo di schermo ai raggi solari, permettono l'installazione di vegetali sciafili

[1] Il termine « eutrofizzazione » viene qui inteso come il processo di arricchimento in sostanze nutritive di un determinato ambiente relativamente carente, sia tramite attività umana sia per cause naturali.

in luoghi soggetti ad una buona illuminazione. Questo effetto attenuante nei confronti della luce è piuttosto importante nello stabilirsi di determinate specie in condizioni che non siano le loro « normali » o addirittura nell'indirizzare l'evoluzione dei popolamenti algali verso tipi di strutture completamente anomale. Ollivier aveva avuto anche modo, da vero pioniere per i suoi tempi, di constatare l'azione comunque nociva degli oli e dei petroli derivati dalle navi da guerra francesi ancorate in buon numero nella rada di Villefranche.

Fu J. Feldmann (1937) che affrontò, nello studio della vegetazione marina della Cote des Albères (Pirenei Orientali), il problema dell'esistenza di vere e proprie associazioni di alghe nitrofile, legate cioè strettamente alla eutrofizzazione delle acque. Feldmann infatti individua e stabilisce quattro tipi di associazioni algali, legate, secondo lui, ad una certa concentrazione ambientale di sali azotati:

— Associazione a *Porphyra leucosticta*
— Associazione a *Enteromorpha intestinalis*
— Associazione a *Ulva lactuca*
— Associazione a *Petalonia fascia.*

La prima associazione è caratterizzata da tre specie di *Porphyra: P. leucosticta, P. umbilicalis* e *P. linearis,* di cui la prima è la più costante e generalmente la sola dominante. Questa associazione non è, per Feldmann, una vera e propria associazione di tipo « nitrofilo » di acque calme o poco battute, ma di solito è localizzata sulle rocce battute del mesolitorale anche se, come nel caso del porto di Port-Vendres, è possibile osservarla lungo le gettate dei moli o lungo i moli stessi. Si tratta evidentemente di specie resistenti sia al disseccamento che alle variazioni della pressione osmotica (essendo essenzialmente eurialine), che possono altrettanto bene adattarsi a vivere in acque inquinate dove, rileva Feldmann, esse raggiungono spesso grandi dimensioni. Va qui detto per inciso che sia le *Porphyra* che molte delle specie ritenute « nitrofile » debbono essere eurialine ed euriterme e crescere rapidamente e raggiungere la maturità sessuale in tempi anche molto brevi. Si tratta, come vedremo anche in seguito, di specie di solito laminari, ad alta produttività e con una attività fotosintetica eccezionalmente efficiente.

Anche *Enteromorpha intestinalis,* specie caratteristica della seconda associazione, è una specie dotata di un ampio « range » ecologico e di

notevoli possibilità di accrescimento. Questa associazione è rappresentata soprattutto da Cloroficee *(Enteromorpha* e *Cladophora)* capaci di vivere sia nelle pozze di scogliera sottoposte ad evaporazione con conseguente aumento della salinità dell'acqua, sia nelle zone in cui arrivi una certa quantità di acqua dolce. Oltre a questo possono egualmente trovarsi ed accrescersi abbondantemente nelle zone ricche di sostanze organiche o allo sbocco di corsi d'acqua ricchi di composti azotati. Feldmann conclude, a proposito di questa associazione, che le alghe che la caratterizzano, vivendo sia in acqua inquinata che in zone a salinità variabile ed a temperatura variabile sono tra le specie più eurialine ed euriterme.

« Nelle stazioni poco profonde, fortemente illuminate laddove l'acqua è inquinata da apporti di materie organiche.....» così inizia Feldmann il discorso sulla prima delle due associazioni definite sicuramente « nitrofile » della Côte des Albères: l'associazione a *Ulva lactuca.* Sebbene Feldmann consideri questa associazione tipica di zona eutrofizzata egli dice che lo stock di specie che la compongono non rappresentano un gruppo molto omogeneo e che l'associazione stessa è assai mal caratterizzata floristicamente. A parte *Ulva* ed altre ulvacee che dominano nettamente, è possibile trovare, in primavera, *Scytosiphon lomentaria,* oppure *Cystoseira barbata* e molte altre feoficee suscettibili di vivere *anche* in acque inquinate. Le *Ulva* stesse, caratteristiche ma *non esclusive* di questo raggruppamento, si trovano in quasi tutte le associazioni dell'infralitorale dove ci sia una buona illuminazione ed una moda calma o ipercalma, come nei porti o nelle baie profonde. I popolamenti con prevalenza di specie del genere *Ulva* o *Enteromorpha* sono stati definiti « nitrofili » in quanto, da prove effettuate in laboratorio ormai da molti anni, le specie che li caratterizzano sembrano particolarmente sensibili alla presenza di ioni NO_3 ed NO_2 in alte concentrazioni nell'acqua in cui vivono (Foster 1914). Feldmann quindi considera questa associazione come una vera e propria associazione di « tipo ruderale » favorita dalla presenza di sostanze organiche.

La quarta associazione « nitrofila », quella a *Petalonia fascia* è per Feldmann egualmente caratteristica di zona eutrofizzata ma localizzata in luoghi meno soleggiati e più battuti di quella precedente. Lo spettro floristico è rappresentato anche in questo caso da molte specie ubiquiste ed a larga ripartizione. Gli unici elementi abbastanza legati a queste particolari condizioni ecologiche sembrano essere *Petalonia, Corallina officinalis* che, secondo Feldmann, dovrebbe rimpiazzare *Corallina mediterranea* (= *C. elongata)* nelle stazioni in cui l'acqua è inquinata

e da *Erytrotrichia ciliaris,* una protofloridea comune anche attualmente nelle aree portuali.

Bisogna risalire però fino al 1960 per trovare un ulteriore approfondimento del problema delle biocenosi vegetali marine « nitrofile ». Si tratta dello studio delle Biocenosi marine di Capo Corso effettuato appunto attorno agli anni 1958-60 da R. Molinier.

Anche in questo caso si cerca di riconoscere un certo numero di specie legate a condizioni di eutrofizzazione delle acque, raggruppandole in una biocenosi *(Pterocladio-Ulvetum* Molinier 1960) caratterizzata dalle seguenti specie vegetali: *Ulva lactuca, Pterocladia pinnata, Colpomenia sinuosa, Gigartina acicularis, Nithophyllum punctatum, Corallina mediterranea.*

Bisogna dire subito che lo studio di Molinier è centrato particolarmente sulle aree portuali, dove, secondo lui, questo tipo di biocenosi è di solito concentrato. Anche se molte delle specie algali considerate da Molinier come caratteristiche della biocenosi sono invece da considerarsi non necessariamente legate a fenomeni di inquinamento organico delle acque, alcune osservazioni dell'Autore francese concernenti la rarefazione del numero di specie concomitante all'aumento del fattore inquinante, con sparizione progressiva delle specie meno tolleranti, e aumento del tasso di ricoprimento percentuale delle specie più strettamente « nitrofile », sono indiscutibilmente esatte. È stata anche rilevata una notevole abbondanza di una Rodoficea, *Halopitys incurvus,* in zone inquinate soggette a forte sedimentazione, considerandola non tanto una specie nitrofila quanto piuttosto una specie fissatrice di sedimento, legata però ai popolamenti nitrofili portuali di determinate zone biogeografiche.

A questo punto ci sembra, nonostante gli sforzi effettuati dagli A.A. citati fino qui, che l'individuazione di precisi indicatori di inquinamento, sia ancora abbastanza problematico.

Dati certi sulla effettiva ecologia di molte specie algali non sono emersi con particolare evidenza; le Ulvales, abbiamo visto, dai dati di Ollivier e Feldmann, sono abbondanti anche in zone non necessariamente inquinate ma soltanto dissalate o ipersalate. Anche in ambienti molto lontani da fonti di inquinamento in tutto il Mediterraneo esiste una cintura molto diffusa a *Enteromorpha compressa* (Boudouresque 1971) ed estesi popolamenti a Ulvacee si trovano anche a notevoli profondità nello Stretto di Messina, nel Mare di Alboran (Giaccone 1972) e in Sardegna. *Ulva rigida* è un elemento comune delle associazioni galenofile delle Pelagie e delle Eolie, sicuramente lontano

da fonti di inquinamento organico. Recenti studi effettuati da Giaccone e Coll. (1974) sembrano dimostrare addirittura un accrescimento più rapido, una produzione di zoidi più elevato ed una germinazione più abbondante da parte di *Ulva* e di *Enteromorpha* coltivate in acqua di mare diluita con acqua distillata. La conclusione a cui Giaccone e Coll. giungono è che: « le osservazioni di laboratorio confermano le osservazioni fatte in mare che hanno riscontrato uno sviluppo ottimale ed una netta competitività di specie (in particolare Ulve ed Enteromorphe) in presenza di acqua dolce ed in assenza di inquinanti (vedi anche Ollivier); cioè le Ulve e le Enteromorphe non debbono essere sempre considerate come specie indicatrici di inquinamento ». C'è da dire però che di solito, in presenza di sorgenti di eutrofizzazione, sono spesso le Cloroficee laminari o tubolari a fare la parte del leone. Oltre a questioni di valenza ecologica e di competitività interspecifica, c'è anche da tener presente che alcune specie algali oltre ad essere « per definizione » organismi autotrofi, possono anche possedere un certo grado di eterotrofia. Il vecchio concetto che non esistano alghe eterotrofe deve essere in parte modificato (Round 1973). Oltre all'uso di semplici sorgenti inorganiche e di energia luminosa e di acqua come donatore di idrogeno, per la fotosintesi, alcune specie algali sono capaci di utilizzare composti organici come fonti di energia per realizzare una sorta di chemiosintesi organotrofica che può avvenire anche all'oscuro; in più la fotosintesi può anche essere stimolata dalla presenza nell'acqua di sostanze organiche e questo spiegherebbe anche l'eccezionale accrescimento di molte specie in zone eutrofizzate in maniera massiva. Queste specie, qualora fossero capaci sia di chemio-organotrofizzare all'oscuro che di fotosintetizzare alla luce sarebbero senz'altro favorite su altre specie semplicemente autotrofe.

Per quanto riguarda anche molte delle altre specie citate addirittura come caratteristiche di biocenosi nitrofile, il discorso deve rifarsi alla loro effettiva ecologia mediterranea e non solo di porzioni più o meno ristrette di questo bacino. Molte specie infatti, per fenomeni di deriva ecologica, possono vivere in condizioni diversissime a seconda del settore geografico in cui vengono a trovarsi. Esempio notissimo quello di *Caulerpa prolifera,* specie di fondi mobili e resistentissima agli inquinamenti secondo Ollivier, che è stata trovata in pieno rigoglio su pareti rocciose a più di 30 metri di profondità nel Golfo di Taranto.

Altro caso difficilmente risolvibile in senso di « indicatore » è quello di *Pterocladia pinnata* che, considerata caratteristica di popolamenti nitrofili da Molinier, è stata da Boudouresque (1972) inserita nel gruppo

ecologico delle specie sciafile di zona battuta su substrato duro (SSB), ma forma anche dei popolamenti densi ed eccezionalmente rigogliosi su fondi mobili nelle vicinanze del porto de La Valletta nell'isola di Malta. *Colpomenia sinuosa* è altrettanto comune in zona battuta superficiale che in profondità in luce attenuata. E questo si potrebbe dire di molte delle specie fin qui citate come caratteristiche di ambienti nitrofili.

Forse la maniera più corretta di procedere, almeno al momento attuale delle conoscenze sull'effettiva ecologia di molte specie algali bentoniche, è quello di usare le modificazioni che si possono constatare sia nella composizione specifica e individuale che nel metabolismo, per evidenziare eventuali fonti di inquinamento. È quello che è stato fatto fino ad oggi da molti Autori, sia italiani che stranieri (Štirn 1970; Giaccone e Rizzi-Longo 1974; D. Bellan-Santini 1968; Ghirardelli Orel e Giaccone 1973; Copeland 1967; Golubic 1970; Pèrés e Bellan 1972; Pignatti e De Cristini 1967; Carrada, Cinelli, Rigillo e Saggiomo 1973).

Questo modo di operare serve ancora più egregiamente qualora esistano, ma questo di solito non avviene, una serie di dati di riferimento preesistenti sulla zona interessata. È stato in parte possibile a Ghirardelli e Coll. nello studio delle modificazioni del Vallone di Muggia o del Golfo di Trieste; è stato possibile per Carrada e Coll., date le numerose notizie lasciate sulla flora e sulla vegetazione del Golfo di Napoli da Funk. Questo perché le particolari condizioni ambientali del Golfo di Trieste da una parte e quelle altrettanto favorevoli del Golfo di Napoli, dall'altra, avevano permesso lo studio approfondito delle biocenosi costiere da parte di studiosi, in questo favoriti anche dalla presenza nelle due zone di istituti di ricerca marina.

La conoscenza sempre più approfondita delle situazioni «normali», la composizione biocenotica dei diversi ambienti (specie presenti e loro rapporti quantitativi) può essere utilizzata come parametro per la misura di eventuali attacchi da parte di agenti inquinanti. E questa analisi deve interessare l'intero complesso biocenotico in quanto l'assenza di una certa specie non può necessariamente far ritenere anormale l'ecosistema.

È infatti abbastanza probabile che se si trova solamente un film di Cianoficee e di Diatomee e Batteri laddove c'era da aspettarsi una biocenosi a *Cystoseira mediterranea,* le condizioni ambientali siano diverse da quelle normali. Così come la mancanza dei tipici abitatori della roccia mesolitorale quali Patelle, Ctamali, Littorine, Alghe brune incrostanti ecc. faccia supporre variazioni ambientali di un certo rilievo.

Questo è quanto si può concludere sull'argomento « indicatori » fitobentonici al momento attuale:
1) Le Ulvacee indicano in genere condizioni di eutrofizzazione ma possono altresì segnalare la presenza di una zona dissalata o supersalata.
2) Molte specie ritenute caratteristiche di zone eutrofiche sono in realtà specie a larghissima valenza ecologica che possono adattarsi anche a condizioni di un certo inquinamento.
3) La presenza di patine di Cianoficee o di Diatomee, specie su substrato duro, in zone in cui si sa che esistevano biocenosi ben sviluppate o in cui si può supporre che vi si sarebbero potute sviluppare, è quasi sicuramente una buona indicazione che le condizioni ambientali sono state profondamente alterate rispetto a quelle « normali ».
4) Nello studio delle biocenosi portuali del Porto d'Ischia che stiamo conducendo da tempo, ci sembra di aver potuto individuare un certo numero di specie particolarmente e statisticamente legate a questo specifico ambiente: moda ipercalma con un certo grado di inquinamento. L'estensione delle ricerche e la conoscenza sempre più approfondita dell'ecologia, della corologia e dell'evoluzione di queste particolari specie potrà forse permetterci di separarne alcune capaci di darci delle indicazioni più precise di quelle di cui disponiamo oggi (Cinelli, Fresi, Mazzella 1975, in stampa).

RIASSUNTO

Sotto l'influenza dei fattori inquinanti, i popolamenti vegetali bentonici marini, evolvono in maniera diversa. L'evoluzione delle fitocenosi sembra seguire parallelamente l'azione degli agenti inquinanti. Oltre certi limiti, abbastanza elevati, la competitività interspecifica ed il sinergismo dei fattori di inquinamento sposta le strutture vegetali verso stadi sempre più ridotti qualitativamente ma non quantitativamente. Specie ad alta valenza ecologica e con possibilità di veloce accrescimento, specialmente in presenza di un inquinamento di tipo organico, vengono favorite e subentrano a specie più sensibili. Un parallelismo comunque tra vegetali marini bentonici e specifici tipi di inquinamento (nel senso di « indicatori ») non è, per il momento sufficientemente dimostrabile.

BIBLIOGRAFIA

BOUDOURESQUE, C. F. 1971. Contribution a l'étude phytosociologique des peuplements algaux des cotes varoises. *Vegetatio, 22,* 83-184.

BOUDOURESQUE, C. F. 1971a. Methode d'etude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys, 3* (1), 79-104.

CARRADA, G. C. F. CINELLI, M. RIGILLO-TRONCONE e V. SAGGIOMO 1974. Contributo alla valutazione dei fenomeni di inquinamento del Golfo di Napoli. *Fond. Politecn. Mezzogiorno,* Quaderno, 92.

CINELLI, F., E. FRESI e L. MAZZELLA Ricerche sui popolamenti bentonici di substrato duro del porto d'Ischia. I - Infralitorale fotofilo (Macrofite ed Isopodi liberi). VII Congresso S.I.B.M. 21-24 maggio 1975 (in stampa).

COPELAND, B. J. 1967. Biological and physiological basis of indicator Communities: in Olson. T.A. and Burges F. J.: Pollution and Marine Ecology. Interscience Pubblisher N. Y., 285-288.

FELDMANN, J. 1937. Recherches sur la vegetation marine de la Méditerranée: la Cote des Alberes. *Rev. Algol., 10,* 1-139.

FOSTER, G. L. 1914. Indications regarding the source of combined nitrogen for *Ulva lactuca. Ann. of the Missouri Botanical Garden, 1,* 229-235.

FUNK, G. 1927. Die Algenvegetation des Golfs von Neapel nach neuern oekologischen Untersuchungen. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* 7 (suppl.), 1-507.

GIACCONE, G. 1972. Struttura ed evoluzione della vegetazione sommersa dell'alto Adriatico in rapporto all'inquinamento. Atti del convegno parlamentare Italo-iugoslavo sull'inquinamento dell'alto Adriatico. Roma. *(Documentazione della Regione Friuli-Venezia-Giulia, 1* (5), 1-19).

GIACCONE, G. e L. RIZZI-LONGO 1974. Structure et evolution de la vegetation marine dans les environnements pollues. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 34,* 67-72.

GHIRARDELLI, E., G. OREL e G. GIACCONE 1973. L'inquinamento del Golfo di Trieste. *Atti Mus. civ. Stor. Nat. Trieste, 28* (2), 431-450.

GOLUBIC S., 1970. Effect of organic pollution on benthic communities. *Mar. Pollut. Bull., 1* (4), 56-57.

MOLINIER, R. 1960 Etude des biocénoses marines du Cap. Corse. *Vegetati,* 9, 121-312.

OLLIVIER, G. 1929. Etude de la Flore marine de la Cote d'Azur. *Annates de l'Institut Océanographique,* 7.

PERES, J. M. e G. BELLAN 1972. Aperçu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques.

PIGNATTI, S. e P. DE CRISTINI 1967. Associazione di alghe marine come indicatori di inquinamento delle acque nel Vallone di Muggia presso Trieste. *Archo Oceanogr. Limnol., 15,* (suppl.), 185-191.

ROUND, F. E. 1973. The biology of the Algae. Edward Arnold, London.

STIRN, J. 1971. Ecological consequences of marine pollution. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 24.*

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 55-72
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

INDICATORI BIOLOGICI DI INQUINAMENTO MARINO: ZOOBENTHOS

MICHELE SARÀ

Istituto di Zoologia dell'Università, Genova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Present knowledge on the Zoobentic indicators of pollution has been reviewed. The methodological aspects referring to the utilization as indicators of single species and of community features (zonation, trophic structure, species diversity) have been also evaluated.

INTRODUZIONE

Gli organismi bentonici, in quanto in generale sessili, sedentari o comunque dotati di limitate capacità di spostamento, sono particolarmente adatti per essere utilizzati quali indicatori biologici d'inquinamento, come è stato più volte rilevato (Stein e Denison, 1967; Reish, 1972). Infatti non potendo evitare le zone inquinate essi sono sottoposti durante tutto il loro ciclo vitale agli effetti delle sostanze inquinanti e il loro studio consente di rilevare le condizioni ambientali (e tossiche nel caso specifico) che sono prevalse lungo una certa durata di tempo. Ciò vale tanto per il fitobenthos, quanto per lo zoobenthos sedentario; quest'ultimo offre però: a) una più ampia e diversificata serie di organismi, sia per il numero delle specie, che per la loro appartenenza a tipi biologici differenti per alimentazione, capacità di spostamento, rapporti col substrato; b) la possibilità di estendere l'indagine

a quegli ambienti fangosi e sabbiosi dove manca una vegetazione macrofitica mentre sono presenti esponenti dello zoobenthos. Occorre però sottolineare che l'indagine sugli indicatori fitobentonici e zoobentonici d'inquinamento può risultare complementare negli ambienti di substrato duro coperto da una ricca vegetazione algale.

L'importanza di talune specie zoobentoniche come indicatori d'inquinamento è stata riconosciuta sin da quando Wilhelmi (1916) rilevò che il polichete *Capitella capitata* poteva essere utilizzato a tal fine in acque marine al posto dell' oligochete *Tubifex* delle acque dolci; successivamente (Blegvad, 1932) fu però riconosciuto che anche l'aspetto complessivo della comunità bentonica è un importante indicatore d'inquinamento.

METODI D'INDAGINE

Nell'utilizzazione dello zoobenthos quale indicatore di inquinamento possono essere seguiti, in effetti, due diversi indirizzi metodologici, che pur avendo dei punti di contatto è bene considerare distinti.

Un primo indirizzo prende in esame singole specie tolleranti delle quali viene segnalata la presenza-assenza in determinate zone. A questo riguardo sono stati utilizzati particolarmente taluni Policheti Sedentari come *Capitella capitata*. È possibile che alla base della diffusione di queste specie nelle acque inquinate ci sia, accanto ad una loro particolare tolleranza, anche la riduzione o mancanza di competizione da parte di altre specie meno tolleranti. Il meccanismo biologico che porta queste specie ad essere tolleranti non appare in complesso molto approfondito: tale lacuna rappresenta una grave remora anche ai fini pratici, ossia ai fini del loro uso quali indicatori biologici d'inquinamento. Infatti essa rende difficile la valutazione critica dell'opportunità di utilizzare una o l'altra specie in una data condizione ambientale e il reperimento di ulteriori specie (che possono essere più adatte in talune situazioni) anche di gruppi non ancora studiati da questo punto di vista.

L'approfondimento delle conoscenze scientifiche di base è anche richiesto quando lo studio di singole specie zoobentoniche viventi nelle acque inquinate è indirizzato all'analisi di particolari tipi d'inquinamento e dei loro effetti su specifici caratteri morfologici, fisiologici o biologici dell'organismo.

Un secondo indirizzo prende in esame la fisionomia complessiva del

popolamento zoobentonico (spesso, ove possibile, in unione con quello fitobentonico). Questa fisionomia risulta più o meno alterata a seconda del grado e/o tipo d'inquinamento ed è quindi possibile ripartire in base ad essa una data area in zone differenti.

La fisionomia di un popolamento deriva dalla sua composizione in specie, ma anche dall'abbondanza e rarefazione di determinati suoi componenti. È chiaro che lo studio può essere eseguito a differenti livelli di precisione quantitativa: ci si può limitare, come si è fatto — anche per motivi pratici — nella maggioranza dei casi, a rilievi puramente qualitativi, cioè ad elenchi di specie e ad una valutazione soggettiva del tipo di popolamento, oppure approfondire l'indagine con rilievi semi-quantitativi o quantitativi valutando alcuni indici del popolamento come la dominanza, la frequenza, la fedeltà delle singole specie nelle diverse zone, queste a loro volta più o meno rigorosamente definite nei loro parametri idrologici e nel loro contenuto in sostanze inquinanti. Utile ai fini comparativi appare soprattutto un'indagine precisa sulla struttura della comunità e sulle sue catene alimentari. Infatti come osserva Jones (1973) l'eliminazione o rarefazione di specie ad opera degli inquinanti determina rimaneggiamenti della comunità con sostituzione (totale o parziale) di catene trofiche; è una reazione della comunità nel suo complesso, che consentendo nuovi equilibri la salva, quando è possibile, dalla totale estinzione.

Nell'ambito dell'indirizzo biocenotico è bene tener distinto il metodo basato sul fenomeno, ben noto e generalmente osservato, di una riduzione del numero di specie col crescere dell'inquinamento, cioè sulla diminuzione della diversità specifica. L'utilizzazione di opportuni indici di diversità o di particolari indici biotici ad essa collegati, può, infatti, a differenza di altri parametri, prescindere dalla composizione in specie, caratteristica di una data area, e assumere quindi il valore di un parametro comparativo di applicazione molto vasta esteso anche a luoghi fra di loro molto distanti.

Ci si può infine servire anche d'interventi sperimentali, utilizzando superfici standardizzate per area, tipo di substrato, immerse per periodi di tempo diversi e con orientamento diverso in acque a differente grado d'inquinamento. Tale metodo, largamente utilizzato in Italia, soprattutto nelle aree portuali liguri (Relini e coll.) per lo studio dello zoobenthos fisso di substrato duro, consente anche un più facile rilevamento di dati quantitativi sulla struttura della comunità e sulla biologia riproduttiva e d'insediamento di determinate specie in aree inquinate.

LE SPECIE

Fra i più noti indicatori zoobentonici d'inquinamento marino sono alcuni Policheti delle famiglie Capitellidi, Spionidi, Nereidi. Essi vivono essenzialmente nei substrati melmosi inquinati che si trovano nelle aree portuali e in quelle d'estuario. La loro distribuzione geografica è vasta, talora cosmopolita e la loro presenza è legata ad un'elevata quantità di sostanza organica e ad un conseguente abbassamento del tenore in ossigeno delle acque. Si tratta in sostanza di specie con ampia tolleranza di tali condizioni ambientali, che diventano dominanti laddove queste condizioni eliminano le altre specie meno tolleranti. Da notare che l'inquinamento di tipo portuale è un fenomeno complesso in quanto alle sostanze organiche tipiche delle acque cloacali urbane si aggiunge la presenza di idrocarburi e sostanze chimiche di tipo industriale, queste ultime però in quantità non troppo rilevanti. La presenza di queste specie è stata quindi utilizzata per diagnosticare un inquinamento generico più che per individuare un particolare tipo d'inquinamento. Inoltre affinché una singola specie costituisca di per se un attendibile indicatore d'inquinamento occorre che la sua distribuzione venga studiata in modo approfondito in rapporto ai parametri idrologici, in modo da identificarne con cura i requisiti ambientali, le funzioni fisiologiche, le caratteristiche biologiche e della riproduzione.

Uno studio piuttosto esauriente in questo senso è stato fatto con *Capitella capitata,* specie ad ampia diffusione mondiale. In varie acque portuali vari AA. (Bellan, 1967a, b; Kitamori et al., 1958, 1959, 1960; Crippen e Reish, 1969; Cognetti, 1970) segnalano la specie come dominante nella seconda zona di forte inquinamento, quella cioè che segue la zona di totale scomparsa della macrofauna bentonica. Reish e Barnard (1960), in uno studio sperimentale, rilevano livelli differenti di tolleranza alla deficienza di O_2 nelle fasi di pura sopravvivenza delle specie (2,5 p.p.m.), di nutrizione (2,9 p.p.m.) e di riproduzione (3,5 p.p.m.).

Questi dati (che si riallacciano ad un fatto ben noto in ecologia, e cioè che i requisiti ambientali di una specie rispettivamente per la sua mera sopravvivenza, per la sua alimentazione e per la sua riproduzione sono diversi) pur se limitati a *Capitella capitata* sono interessanti. Essi infatti mostrano che per segnalare differenti livelli d'inquinamento cloacale legati a deficienza di O_2, e quindi a eutrofizzazione delle acque, possono essere utilizzati al di là della semplice presenza — assenza di una specie anche la sua abbondanza e le sue capacità alimentari e riproduttive. Per altri Policheti le conoscenze a questo riguardo sono però scarse e

la loro utilizzazione come indicatori d'inquinamento, più che dalla semplice presenza deriva dal fatto che si tratta di specie caratterizzanti determinate biocenosi. Stein e Denison (1967) opportunamente osservano che affinché si possa utilizzare una specie come indicatrice d'inquinamento occorre avere dati quantitativi sulla sua abbondanza relativa; la sola constatazione della presenza non ha importanza in quanto la specie poteva esistere nella zona prima che vi pervenisse l'agente inquinante.

Tenendo presenti le suddette limitazioni di carattere generale si possono citare come Policheti d'inquinamento in acque mediterranee, oltre a *Capitella capitata, Scolelepis fuliginosa, Staurocephalus rudolphi, Audouinia tentaculata, Nereis caudata, Polydora ciliata, Heteromastus filiformis* (Bellan, 1967a, b, 1968; Cognetti, 1970). Nei porti nordamericani sono state citate varie specie di *Polydora, Streblospio benedicti, Nereis succinea* ed *Heteromastus filiformis* ; questa ultima specie si trova ad Alamitos Bay in acque con solo 1 ‰ di salinità (Reish e Winter, 1954). In taluni estuari americani si trovano associati Policheti ed Anfipodi con Tubificidi, fenomeno che indica livelli estremamente bassi di salinità. Come osserva Cognetti (1970) le specie di acque salmastre mostrano una notevole tolleranza alle variazioni ambientali e quindi un particolare preadattamento a sopportare l'azione di fattori inquinanti, anche se non legati a tali variazioni; così *Nereis diversicolor* nell'estuario di Corrish sopporta concentrazioni da 20 p.p.m. a 40 p.p.m. di rame (Bryan e Hummerstone, 1971).

Passando ad altri gruppi sistematici, importanti indicatori d'inquinamento si trovano fra i Crostacei: ad esempio il granchio *Rhithropa¬ nopeus harrisi* (Filice, 1954) indicatore, in acque nordamericane (Baia di S. Pablo, presso San Francisco), d'inquinamento cloacale e industriale, alcuni Anfipodi tubicoli dei generi *Corophium* ed *Erichthonius* (Barnard, 1958), alcuni Isopodi come *Sphaeroma serratum*, ecc.

Forme indicatrici d'inquinamento sono state ritrovate anche nella meiofauna fra i Turbellari, i Nematodi, i Nemertini, gli Archianellidi, gli Oligocheti e Crostacei (Wass, 1967): uno studio più approfondito della meiofauna potrebbe in effetti risultare molto utile per arricchire l'elenco delle specie utilizzabili come indicatrici (Sanders, 1960). È stata utilizzata anche la microfauna: in un'area inquinata presso Los Angeles i Foraminiferi sono 10-20 volte più abbondanti che in aree affini ma non inquinate e inoltre si osserva, al confronto, una variazione nella frequenza relativa delle varie specie (Bandy et al., 1965).

I dati fin qui riportati si riferiscono essenzialmente a fondi mobili

(in cui più note sono le specie indicatrici d'inquinamento) ma specie utilizzabili, sia pure con le limitazioni prima indicate, si ritrovano anche sui fondi duri. Su di essi Molluschi come *Mytilus edulis, M. galloprovincialis, Modiolus depressus,* Tunicati come *Ciona intestinalis* prediligono acque ricche di sostanza organica e « dolcificate », anche se non necessariamente inquinate. Del resto nel fouling delle zone portuali si ritrovano varie specie utilizzabili come indicatori d'inquinamento. Fra i Cirripedi nel porto di Genova *Balanus amphitrite* è la specie più resistente nella stazione limite posta in prossimità degli scarichi urbani, che oltre a presentare valori elevatissimi di ammoniaca, nitrati, fosfati e detersivi ha valori di O_2 estremamente bassi e talora prossimi allo zero (Relini e Relini Orsi, 1970). Si tratta comunque in queste zone di una comparsa sporadica d'individui per i quali non esistono possibilità di sopravvivenza. Anche fra i Briozoi (Geraci e Relini, 1970), i Serpulidi (Rossi, Bazzicalupo e Relini, 1970) e i Poriferi (Sarà, 1961; Pronzato, 1972) possono essere trovate specie indicatrici di condizioni d'inquinamento. I Poriferi, ad esempio, sono caratterizzati nelle acque portuali, da un particolare assortimento di specie, diverso da quello delle acque contigue non inquinate: così nel fouling del porto di Genova è presente un caratteristico complemento di una ventina di specie con particolare abbondanza delle Calcispongie *Sycon ciliatum* e *Leucosolenia variabilis.*

In molti lavori sul fouling di acque inquinate si è utilizzato il metodo dei pannelli, che consente di ricavare informazioni sui cicli di insediamento larvale e di riproduzione delle specie, fornendo dati che, come si è detto, sono molto importanti per rilevare gradienti di progressiva alterazione delle acque. Tuttavia è opportuno, affinché gl'indubbi vantaggi del metodo non vengano almeno in parte vanificati (dalle condizioni selettive dovute al tipo di substrato, al suo orientamento, alla delimitazione della superficie) che il metodo dei pannelli sia sempre accompagnato, nelle medesime aree, da campionamenti eseguiti sugli insediamenti in condizioni naturali. Anche per i substrati duri, studiati particolarmente in Mediterraneo, è importante comunque che le ricerche siano estese ad altre zone geografiche per poter formulare conclusioni di ordine più generale. Un punto, a mio avviso significativo nella tematica degli indicatori, già segnalato da Cognetti (1970) a proposito dei Policheti ed estensibile a tutti i gruppi del benthos, è quello di sfruttare ai fini pratici non solo i dati sulla presenza in zone inquinate di specie tolleranti, ma anche quelli sull'assenza nelle medesime zone delle specie non tolleranti e invece comuni nelle acque contigue non inqui-

nate ; tali specie sono indicatrici in quanto danno per così dire in « negativo » anziché in positivo il profilo dell'area inquinata.

Gli organismi bentonici, come quelli planctonici, possono essere utilizzati anche come indicatori di particolari tipi d'inquinamento o di specifiche sostanze inquinanti. Ad esempio i metalli pesanti e i pesticidi possono essere rilevati dall'accumulo in particolari tessuti ed organi; è ben noto che le sostanze presenti nell'acqua di mare vengono concentrate negli animali filtratori, detritivori, ecc. e che attraverso la rete alimentare, pervengono a valori talora superiori di migliaia o centinaia di migliaia di volte superiore a quelli del medium (Noddack e Noddack, 1939; Bryan, 1971). Così gli organismi bentonici possono segnalare particolari tipi d'inquinamento chimico non rilevabili mediante i comuni mezzi d'indagine analitica; fra gli organismi bentonici più utilizzati a questo riguardo sono i Molluschi Bivalvi, ad esempio in Mediterraneo *Mytilus galloprovincialis* (Majori e Petronio, 1972; Fossato e Siviero, 1974). Talora non sono necessari metodi sofisticati di analisi, ma la presenza di metalli tossici può rivelarsi dal semplice aspetto dell'organismo; ad esempio un colore blu-verde nelle ostriche indica una contaminazione da zinco o da rame (Mc Farren et al., 1961). Un inquinamento di tipo cloacale può essere rivelato dalla concentrazione di coliformi nei filtratori; quest'indagine anche se più laboriosa di quella derivante dalla semplice analisi idrologica ha comunque il vantaggio di dare rilievi non puntiformi ma estesi ad una certa durata di tempo.

Poiché gli inquinanti alterano, e spesso in modo specifico a seconda del loro tipo e concentrazione, le diverse funzioni fisiologiche dell'organismo, come la nutrizione, la respirazione, l' osmoregolazione e iono¬ regolazione, la riproduzione, lo sviluppo e la crescita, le alterazioni di tutte queste funzioni possono servire da tests diagnostici per il fenomeno dell'inquinamento (Fontaine, 1972). L'utilità d'indicatori basati non sulla presenza — assenza di specie ma sulle funzioni fisiologiche risulta particolarmente evidente quando si tratta d'individuare al loro inizio i processi inquinanti. Naturalmente l'utilizzazione di questi tests richiede indagini laboriose ed approfondite, che tengano conto dell'interazione fra sostanze inquinanti e parametri ambientali, degli inquinanti fra di loro, e del loro impatto con le condizioni fisiologiche dell'organismo.

Altri tests diagnostici d'inquinamento possono essere ricavati dalla funzione neuro-muscolare e quindi dal comportamento; i casi più noti di alterazione del comportamento riguardano i pesci, ma sono noti anche fenomeni relativi ad animali bentonici sedentari. Ad esempio

gli idrocarburi esercitano un'azione narcotica sul sistema muscolare dei Molluschi e inibiscono la formazione del bisso nei mitili (Griffith, 1970). Anche l'alterata specificità di substrato, ad esempio in taluni Policheti (Cognetti e Taliercio, 1969), le variazioni dimensionali degli organismi di una popolazione in rapporto alla distanza da una sorgente inquinante (Oglesby, 1967), quelle morfologiche (Zunarelli Vandini, 1971, in *Podarke pallida),* quelle dei tassi di fertilità, natalità e mortalità e, in genere, le alterazioni del ciclo biologico di una specie possono essere sfruttate come indicatori d'inquinamento. Nel Polichete *Syllides edentula,* ad esempio, gli individui delle aree inquinate del porto di Livorno differiscono da quelli di acque normali oltre che per minuti caratteri morfologici anche perché mancano di stadi larvali pelagici (Cognetti, 1970; Cognetti Varriale, 1971).

LE COMUNITÀ

Il fenomeno dell'inquinamento porta alla rarefazione o scomparsa delle specie meno tolleranti, mentre quelle più tolleranti hanno possibilità di sopravvivere e anche di diffondersi maggiormente per assenza o riduzione di competizione. Ne risulta quindi un'alterazione della composizione e dell'aspetto complessivo della comunità tanto più che altre grosse variazioni conseguono alla distruzione di alcune catene alimentari, per scomparsa di taluni anelli, e alla formazione di nuove catene.

L'esame delle alterazioni complessive della comunità, che prende in considerazione globalmente dati relativi a più specie, anziché a singole specie, costituisce un secondo e più complesso approccio al problema degli indicatori biologici. In questo caso l'intera comunità fornisce infatti l'indicatore biologico cercato. Nella prassi comune, in cui la comunità è studiata a livello qualitativo e solo in taluni suoi costituenti più caratteristici, i due approcci (quello basato su singole specie e quello basato sul complesso di specie) di fatto spesso si confondono. I due indirizzi metodologici sono però ben distinti, quando da una parte si analizzi la distribuzione e l' autoecologia di una singola specie in rapporto ai parametri idrologici, come nel caso di talune ricerche su *Capitella capitata* e dall'altra invece si studi quantitativamente e nella struttura e composizione un'intera comunità o qualcuna delle sue componenti significative.

La zonazione di facies bentoniche legate al fenomeno d'inquinamento urbano e cloacale è stata recentemente studiata — sono citati

solo alcuni esempi — per l' area portuale della grande Marsiglia (Bellan, 1967a, b; Arnoux, Auclair e Bellan, 1973), per il porto di Livorno (Cognetti, 1970), per la baia di Biscayne (Mac Nulty, 1970), per le acque costiere di San Francisco (Filice, 1954) e di Los Angeles (Reish, 1959). Un identico schema fondamentale sembra che in sostanza possa essere applicato a tutti i fondi mobili soggetti a fonti complesse d'inquinamento di tipo cloacale, industriale e da idrocarburi quali si ritrovano nelle aree portuali.

Bellan a partire dal centro di diffusione delle sostanze inquinanti distingue :

a) una zona « morta » dove il macrobenthos, e quasi sempre anche il microbenthos, sono scomparsi;

b) una zona definita « inquinata » in cui il popolamento è qualitativamente molto impoverito e dove si trovano i Policheti indicatori più caratteristici, talora diffusi in migliaia d'individui per m^3, con oscillazioni di diversità specifica molto irregolari da punto a punto: non si tratta — secondo Bellan — di una vera biocenosi perché il complemento di specie è legato alla tolleranza dei valori dei fattori edafici e non ad interazione biotica fra le specie;

c) una zona « subnormale » in cui la diversità specifica aumenta gradualmente come ci si allontana dalla fonte d'inquinamento; in essa si hanno popolamenti vari a seconda delle zone geografiche e delle condizioni edafiche. Questi popolamenti, secondo Pèrés e Picard (1971), differiscono da quelli normali di acque pure, che si troverebbero nelle medesime zone se non ci fosse inquinamento, per l'assenza quasi completa delle specie caratteristiche « esclusive » delle biocenosi normali e per la proliferazione di specie euriecie e quindi meno sensibili alle variazioni ambientali;

d) una zona « indenne » in cui si trovano comunità non alterate.

I dati relativi a questa distribuzione e in particolare a quella del settore di Cortiou sono stati recentemente ripresi, elaborati quantitativamente e messi in relazione ai parametri idrologici da Arnoux, Auclair e Bellan (1973).

Per quanto riguarda i fondi duri Pèrés e Bellan (1972) sulla base di ricerche di Bellan Santini (1968, 1969) — in cui i gradi d'inquinamento sono distinti a seconda della percentuale di coliformi — e di Golubic (1968), quest'ultime limitate alla fitocenosi, distinguono una situazione grosso modo parallela a quanto esposto per i fondi molli. Cioè per gradi decrescenti d'inquinamento: a) una zona sprovvista di macrobentonti vegetali ed animali; b) una zona di popolamenti oligospecifici con un

mitilide dominante (in Europa *Mytilus edulis* o *galloprovincialis* a seconda della regione), un insieme di specie fra cui le più costanti e caratteristiche sono Policheti del genere *Polydora* e Anfipodi dei generi *Corophium, Eilasmopus, Jassa,* abbondanti soprattutto in moda calma (Reish, 1964); c) una zona normale. Non vi sarebbe comunque, sui substrati duri (secondo Pèrés e Picard), una zona equivalente a quella b) (= a *Capitella),* dei substrati molli, a meno che ulteriori studi non ne indichino come equivalente il popolamento esclusivo di Cianoficee (Golubic, 1960) sui substrati solidi ben illuminati.

In aree a ricca sedimentazione, come in alcune zone portuali, è possibile che le specie indicatrici d'inquinamento dei substrati molli si riinstallino entro la biocenosi di substrato duro utilizzando la pellicola di sedimento (Crippen e Reish, 1969). Particolarmente complessa è la situazione dei substrati duri nei porti, dove secondo Pèrés e Picard (1972) vi è un popolamento in cui convergono specie tolleranti d'inquinamento, specie fouling pioniere e specie sciafile diffuse più superficialmente che altrove a causa della torbidità (e quindi opacità) delle acque: specie endobionti come *Cirratulus cirratus* e *Polydora ciliata* possono così divenire epibionti (Ledoyer, 1968).

In mare aperto l'azione dell'inquinamento può determinare soppressione di facies; in Mediterraneo, nella zona a popolamenti oligospecifici, vi è soppressione della facies a *Cystoseira stricta* dai substrati di moda battuta e forte insolazione e della facies a *Plocamium coccineum* e *Petroglossum nicaense* da quelli a moda battuta e illuminazione attenuata (Bellan Santini, 1969; Gamulin Brida et al., 1969). Il popolamento di zone inquinate con assenza di *Cystoseira stricta* è seguito da una zona subnormale con qualche esemplare soltanto della specie e infine da zone a normale popolamento di *Cystoseira* (Bellan e Bellan Santini, 1972). Vi sarebbe inoltre, secondo Pèrés e Bellan, impoverimento di specie nei popolamenti a *Mytilus* (76 specie nelle acque inquinate rispetto alle 98 di acque pure) e in quelli a *Corallina* (108 rispetto a 127). Mancando, negli ambienti sopra indicati, le tipiche specie indicatrici d'inquinamento delle acque portuali, il che non esclude che con indagini appropriate non se ne possano trovare altre, è soprattutto la scomparsa di talune facies o specie a segnalare le condizioni d'inquinamento.

L'applicazione dello studio delle biocenosi al problema degli indica¬ tori d'inquinamento non può limitarsi ai soli aspetti qualitativi: gli aspetti quantitativi o strutturali, per quanto di più difficile investigazione, possono fornire elementi di notevole importanza. Un approccio quantitativo è ad esempio quello del rapporto di frequenza fra i diversi

gruppi sistematici ; mentre interessanti risultati si sono avuti per i grandi gruppi algali (Pignatti e De Cristini, 1968) per lo zoobenthos non si sono osservate variazioni percentuali molto significative (Bellan Santini, 1969); le ricerche andrebbero estese comunque a livello di gruppi sistematici minori e nei confronti della microfauna. Interessante, in quanto si riallaccia ad uno studio sugli effetti dell'inquinamento sulle catene trofiche e quindi sulla struttura dell'ecosistema è l'analisi della frequenza relativa delle categorie trofiche di bentonti. Analizzando la comunità delle « foreste » di Laminarie lungo la costa britannica in stazioni con diversa qualità delle acque e diverso grado d'inquinamento Jones (1973) osserva una netta predominanza di forme sospensivore, specialmente in rapporto all'ambiente degli estuari inquinati. Complessivamente le specie possono essere ripartite in sette gruppi ecologici a differente distribuzione in rapporto alle variazioni nelle condizioni fisiche e chimiche delle acque e le principali dislocazioni nella rete alimentare riguardano la rimozione di parti della catena che porta dai produttori primari agli erbivori, la soppressione di alcuni carnivori, la rimozione di taluni onnivori e una selezione a vantaggio dei sospensivori.

Gli aspetti complessivi del popolamento (anche planctonico) con uno studio della micro-, meio- e macrofauna e quelli delle catene trofiche sono presi in esame da Persoone e De Pauw (1968) e Persoone (1971) nel porto di Ostenda in acque estuarine ad inquinamento essenzialmente domestico, con abbondanza di coliformi. La biocenosi fouling è studiata immergendo substrati artificiali; il sedimento sottostante è un fango nero, completamente anossico, ricco di solfuri, abiotico salvo che per la presenza di batteri anaerobi e con molta sostanza organica. Carattere generale oltre all'abbondanza d'individui e alla scarsezza di specie, è la netta dominanza delle specie appartenenti ai particle-feeders (sospensivori e detritivori) rispetto alle altre categorie trofiche. Ciò si manifesta già nella microfauna, fra i Ciliati, dove il numero dei microfagi prevale nettamente sui macrofagi carnivori ed erbivori; nella meiofauna dominano i Nematodi che per l'80-100 % appartengono a due specie di *Monhystera* limivore (deposit-feeders) non selettive secondo la classificazione di Wieser e gli Arpacticoidi (fino a 100.000-150.000 per m^3) essenzialmente detritivori. Forme caratteristiche della macrofauna sono l' oligochete *Paranais littoralis,* i Policheti *Polydora ciliata, Fabricia sabella, Nereis succinea* e *Nereis ker¬ guelensis,* il Bivalve *Mytilus edulis,* i Cirripedi *Balanus improvisus* e l'anfipode *Corophium insidiosum.* La principale conclusione è che la maggior parte degli organismi del fouling si sviluppa grazie alla grande

abbondanza di batteri e di detrito organico contenuto nell'acqua. Invece delle normali catene trofiche si forma una comunità che dipende interamente dal flusso di cibo all'esterno e nella quale quindi il numero di anelli si riduce notevolmente rispetto alle normali biocenosi planctoniche e bentoniche.

Le ricerche sulle variazioni di biomassa eseguite in ambienti portuali e inquinati da Reys (1968), Ghirardelli e Pignatti (1968), Bellan Santini (1969), Bellan e Bellan Santini (1972) non hanno portato finora a risultati facilmente applicabili al problema degli indicatori biologici d'inquinamento. Infatti la biomassa in aree inquinate può diminuire come aumentare in rapporto al rigoglio di popolamenti oligospecifici; i dati sono comunque molto variabili.

Più promettente è l'approccio quantitativo basato sull'utilizzazione degli indici di diversità specifica (Sarà, 1972). Infatti la diversità specifica, cioè il grado di eterogeneità di una biocenosi che costituisce un aspetto fondamentale della sua struttura in quanto è in rapporto con la sua maturità e stabilità (Margalef, 1968) è fortemente affetta dalle perturbazioni a cui la biocenosi è sottoposta e quindi dagli effetti dell'inquinamento. È stato più volte rilevato che il numero di specie si riduce progressivamente col crescere dell'inquinamento; inoltre la diversità specifica presenta il vantaggio, rispetto ad altri indicatori, di permettere di comparare situazioni relative ad aree geografiche diverse, in quanto un determinato tipo di comunità conserva in tutti i mari la sua struttura fondamentale perché le specie che la costituiscono cambiano ma vengono sostituite da specie vicarianti. Naturalmente bisogna eseguire i confronti entro la medesima comunità o le comunità « parallele » e non dimenticare le varie limitazioni del metodo. Queste ultime vanno dal corretto calcolo degli indici e dalla scelta degli indici appropriati, su cui è ancora aperta la discussione, a un impoverimento di specie dovuto a cause stressanti diverse dalle fonti d'inquinamento, ad oscillazioni anche positive della diversità che possono verificarsi nell'ecosistema soprattutto nei primi periodi d'azione delle cause perturbatrici (Abbott, 1967). Le stesse, e anche più gravi limitazioni, a cui fa riscontro una più semplice applicazione, si verificano nel caso di utilizzazione d'indici biotici collegati genericamente ai valori di diversità. L'applicazione della diversità specifica al problema degli indicatori bentonici d'inquinamento è stata finora molto limitata (Bellan, 1957a, b; Leppakoski, 1968; Štirn, 1971a, b; Bellamy et al., 1972). Senza una applicazione più generalizzata il metodo perde efficacia comparativa e soprattutto non è suscettibile della migliore messa a punto: è evidente

comunque che si tratta di un obiettivo del massimo interesse, e non soltanto per le comunità bentoniche, nella tematica relativa agli indicatori biologici d'inquinamento.

CONCLUSIONI

Concludendo, è evidente che ci troviamo ancora in una fase di studio e di messa a punto per quanto riguarda gl'indicatori bentonici marini, suscettibili di essere utilizzati praticamente. Essi possono essere presi da singole specie, aspetti qualitativi e quantitativi di una comunità, parametri di carattere generale, come gli indici di diversità specifica. Ritengo che sia opportuno non trascurare nessuno di questi aspetti, anche perché si riferiscono a differenti possibilità di diagnosi del fenomeno d'inquinamento. Mi sembra utile poi sottolineare, oltre al coordinamento degli sforzi, la necessità che l'utilizzazione pratica degli indicatori per il rilevamento e quindi la prevenzione e la lotta contro gli inquinamenti, sia sempre più basata su di un approfondimento delle conoscenze di base degli effetti che le sostanze inquinanti hanno sugli organismi e sulle comunità.

RIASSUNTO

Le specie zoobentoniche, sessili o dotate di scarse capacità di movimento, sono fra i migliori indicatori d'inquinamento in quanto non possono evitare, per la maggior parte del loro ciclo vitale le fonti d'inquinamento a cui risultano quindi continuamente sottoposte.

Indicatori zoobentonici possono essere singole specie o aspetti della comunità. Come singole specie sono stati più spesso utilizzati, particolarmente sui fondi molli, i Policheti sedentari delle famiglie *Capitellidae, Spionidae* e *Nereidae,* in primo luogo *Capitella capitata,* i quali sembrano rimpiazzare ecologicamente nelle acque marine i tubificidi.

Le specie zoobentoniche, che concentrano metalli pesanti, pesticidi, microorganismi patogeni, ecc., possono essere anche utilizzate come indicatrici di particolari tipi d'inquinamento. Inoltre attraverso lo studio delle alterazioni della loro morfologia, fisiologia, biologia riproduttiva e comportamento, gli organismi zoobentonici, oltre a fornire importanti informazioni sugli effetti delle varie sostanze inquinanti sulle funzioni biologiche, possono rivelare la presenza di fenomeni d'inquinamento incipienti e di livello tale da non avere ancora interessato la composizione e la struttura delle comunità.

Tipico aspetto delle comunità sottoposte ad inquinamento è la loro zonazione in fasce in cui diventa gradualmente minore il numero di specie macrobentoniche,

fino ad una loro totale scomparsa nelle zone più inquinate, e ciò sia sui fondi molli che su quelli duri. Un altro aspetto importante è l'alterazione della loro struttura trofica. Il metodo dei pannelli sperimentali può essere un utile mezzo per lo studio delle diversità e di altri parametri quantitativi nelle comunità fouling sottoposte a fenomeni d'inquinamento. Poiché col crescere dell'inquinamento diminuisce in genere gradualmente il numero delle specie gli indici di diversità specifica hanno una grande importanza nel rilevamento della presenza e del grado d'inquinamento.

SUMMARY

Zoobenthic species, sessile or with little motility, are among the best indicators of pollution as they cannot avoid, for the majority of their life cycle, the pollution field and so are continuously exposed to the waste under consideration.

Zoobenthic indicators may be represented by single species or community features. As single species have been more often used, particularly on the soft bottoms the Polychaeta Sedentaria of the families *Capitellidae, Spionidae* and *Nereidae,* in the first place *Capitella capitata,* which appear to ecologically replace tubificids in marine waters.

Zoobenthic species, which concentrate heavy metals, pesticides, pathogenic microorganisms, etc., may be used also as indicators of the types of pollutants present in the waters. Furthermore, through the study of alterations in their morphology, physiology, reproductive biology and behaviour, zoobenthic organisms, in addition to their importance in detecting the impact of the different pollutants on the biological functions, may indicate the occurrence of starting and low level pollution phenomena which have not still affected the community composition and structure.

As community features, a zonation with a gradual diminution of macrobenthic species to their total lack in the most heavily polluted areas, has been reported for the soft as well as for the hard bottoms. Another important aspect is the alteration of the trophic structure of the community. The method of experimental panels may represent an useful tool for evaluating diversities and other quantitative items of fouling communities in polluted waters. Because the variety of species is generally decreasing from the unpolluted to the polluted waters, diversity indices become very important in detecting the occurrence and degree of pollution.

BIBLIOGRAFIA

ABBOTT, W. 1967. Discussion to: Stein & Denison - Limitations of indicator organisms. In: Pollution and marine ecology (Olson & Burgess, ed.) Interscience, New York, 237.

ARNOUX, A., D. AUCLAIR e G. BELLAN 1973. Étude de la pollution chimique des sediments marins du secteur de Cortiou (Marseille): relations avec les peuplements macrobenthiques. *Téthys,* 5, 115-124.

BANDY, O. L., J. C. INGLE JR. e J. M. RESIG 1965. Modification of foraminiferal distribution by the Orange Comity outfall, California. *Oceanogr. Sci. Oceanogr. Engr., I,* 54-76.

BARNARD, J. L. 1958. Amphipod crustaceans as fouling organisms in Los Angeles - Long Beach harbors, with reference to the influence of sea-water turbidity. *Calif. Fish Game, 44,* 161-170.

BELLAMY, D. J., D. M. JOHN, D. J. JONES, A. STARKIE e A. WHITTIK 1972. The place of ecological monitoring in the study of pollution of the marine environment. In: Marine Pollution and Sea Life (M. Ruivo, ed.), Fishing News (Books) London, 421-425.

BELLAN, G. 1967 a. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la region de Marseille. Ie partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. Int. Oceanogr. Med., 6-7,* 53-110.

BELLAN, G. 1967 b. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la region de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Revue int. Océanogr. Méd., 8,* 51-95.

BELLAN, G. e D. BELLAN SANTINI 1972. Influence de la pollution sur les peuplements marins de la region de Marseille. In: Marine Pollution and Sea life (M. Ruivo, ed.), Fishing News (Books), London, 395-403.

BELLAN SANTINI, D. 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Rev. int. Océanogr. Méd., 10,* 27-54.

BELLAN SANTINI, D. 1969. Contribution a l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux (étude qualitative et quantitative de la frange supérieure). *Recl. Trav. Stn. mar. Endoume, 63* (47), 5-294.

BLEGVAD, H. 1932. Investigations of the bottom fauna at outfall of drains in the Sound. *Rep. Dan. biol. Stn., 37,* 1-20.

BRYAN, G. W. 1971. The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine environment. *Proc. R. Soc. Lond. Biol. Sci., 177,* 389-410.

BRYAN, G. W. e L. G. HUMMERSTONE 1973. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentration of zinc and cadmium. *J. mar. Biol. Ass. U. K., 53* (4), 839-857.

COGNETTI, G. 1970. Influenza degli inquinamenti sulle popolazioni del benthos marino. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* Suppl., 1-20.

COGNETTI, G. e P. TALIERCIO 1969. Policheti indicatori d'inquinamento delle acque. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 37* suppl. 2, 149-154.

COGNETTI VARRIALE, A. M. 1971. Sur un Syllidien des eaux polluées du port de Livorne: *Syllides edentula* Claparède. *Cah. Biol. mar., 12,* 11-115.

CRIPPEN, R. W. e D. J. REISH 1969. An ecological study of the Polychaetous annelids associated with fouling material in Los Angeles Harbour, with special reference to pollution. *Bull. South Calif. Acad. Sci., 68* (3), 170-87.

FILICE, F. P. 1954. An ecological survey of the Castro Creeck area in San Pablo Bay. *Wasmann J. Biol., 12* (1), 1-24.

FONTAINE, M. 1972. L'action des polluants sur la vie marine. Du Choix de critères expérimentaux. In: Marine pollution and sea life (M. Ruivo, ed.), Fishing News, London, 194-203.

FOSSATO, V. U. e E. SIVIERO 1974. Oil pollution monitoring in the lagoon of Venice using the mussel *Mytilus galloprovincialis. Mar. Biol., 25,* 1-6.

GAMULIN BRIDA, H., C. GIACCONE e S. GOLUBIC 1967. Contribution aux études des biocoenoses subtidales. *Helgolander wiss. Meeresunters, 15,* 429-44.

GERACI, S. e G. RELINI 1970. Osservazioni nel Porto di Genova. I Briozoi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* Suppl., 21-32.

GHIRARDELLI, E. e S. PIGNATTI 1968. Consequence de la pollution sur les peuplements du «Vallone di Muggia» prés de Trieste. *Rev. int. Océanogr. Méd., 10,* 111-122.

GOLUBIC, S. 1960. Vegetecija cijanofita a lukarna Sjevenog Jadrana. *Thalassia Jugosl., 2* (2), 5-36.

GOLUBIC, S. 1968. Die Verteilung der Algenvegetation in der Umgebung von Rovinj (Istrien) unter dem Einfluss hauslicher und industrieller Abwasser. *Wass. Abwass. Forsch, 3,* 87-97.

GRIFFITH, D. DE G. 1972. Toxicity of crude oil and detergents to two species of edible molluscs under artificial tidal conditions. In: Marine Pollution and Sea life (M. Ruivo, ed.), Fishing News (Books), London, 224-229.

JONES, D. J. 1973. Variation in the trophic structure and species composition of some invertebrate communities in polluted kelp forests in the North Sea. *Mar. Biol., 20,* 351-365.

KITAMORI, R. e S. KOBAYASHI 1958. The benthic community in polluted coastal waters. I. Fukuyama inlet. *Bull. Naikai reg. Fish. Res. Lab., II,* 1-16.

KITAMORI, R., S. KOBAYASHI e K. NAGATA 1959. The benthic community in polluted waters. 2. Mikara Bay, *Bull. Naikai reg. Fish. Res. Lab., 12,* 201-214.

KITAMORI, R. e K. FUNAC 1959. The benthic community in polluted coastal waters. 3. Osaka Bay. *Bull. Naikai reg. Fish. Res. Lab., 12,* 215-222.

KITAMORI, R. e Z. KOBE 1959. The benthic community in polluted coastal waters. 4. Kanzaki River. *Bull. Naikai reg. Fish. Res. Lab., 12,* 223-226.

KITAMORI, R. e K. FUNAE 1960. The benthic community in polluted coastal waters. 5. Hiro Bay. *Bull. Naikai reg. Fish. Rzs. Lab., 13,* 11-18.

LEDOYER, M. 1968. Ecologie de la faune vagile des biotopes méditerranées accessibles en scaphandre autonome. (Region de Marseille principalement). 4. Synthèse de l'étude écologique. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume, 60* (44), 125-295.

LEPPAKOSKI, E. 1968. Some effects of pollution on the benthic environment of the Gullmarsfjord. *Helgolander wiss. Meeresunters, 17* (1-4), 291-301.

MAJORI, L. e F. PETRONIO 1972. Marine pollution by metals and their concentration by biological indicators (accumulation factor). *Journées Etudes Pollutions, Athènes, C.I.E.S.M.,* 103-104.

MARGALEF, R. 1968. Perspectives in ecological theory. *Chicago, University Press,* III pp.

Mc FARREN, E. F., J. E. CAMPBELL e J. B. ENGLE 1961. The occurrence of copper and zinc in shellfish. *Proc. shellfish Sanitation Workshop,* 229-234.

Mc NULTY, J. K. 1970. Effects of abatement of domestic sewage pollution on the benthos. Volumes of zooplankton and the fouling organisms of Biscayne Bay. *Fla. Stud. Trop. Oceanogr.,* 9, 107.

NODDACK, J. e W. NODDACK 1939. Die Haufigkeiten der Schwermetalle in Meerestieren. *Ark. Zool., 32,* 1-35.

OGLESBY, R. T. 1967. Biological and physiological basis of indicator organisms and communities. Sect. IV. In: Pollution and marine ecology (Olson & Burgess, ed.), Interscience Publishers, 289-290.

PERES, J. M. e G. BELLAN 1972. Apercu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques. In: Marine pollution and sea life (M. Ruivo, ed.), Fishing News (Books), London, 375-386.

PERSOONE, G. 1971. Ecology of fouling on submerged surfaces in a polluted harbour. *Vie Milieu, 22,* Suppl. 2, 616-634.

PERSOONE, G. e N. DE PAUW 1968. Pollution in the harbour of Ostend (Belgium). Biological and hydrographical consequences. *Helgolander wiss. Meeresunters, 17,* 302-320.

PIGNATTI, S. e P. DE CRISTINI 1968. Associazione di alghe marine come indicatori d'inquinamento delle acque marine nel vallone di Muggia presso Trieste. *Archo Oceanogr. Limnol., 15* Suppl., 186-191.

PRONZATO, R. 1972. I poriferi del «fouling» del porto di Genova. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 40,* 89-98.

REISH, D. J. 1959. An ecological study of pollution in Los Angeles Long Beach Harbors, California. *Occ. Pap. Allan Hancock Fdn., 22,* 119.

REISH, D. J. 1964. Studies in the *Mytilus edulis* community in Alamitos Bay. California. I. Development and destruction of the community. *Veliger, 6* (3), 124-31.

REISH, D. J. 1972. The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution. In: Marine pollution and sea life (M. Ruivo, ed.). Fishing News, London, 203-207.

REISH, D. J. e J. L. BARNARD 1960. Field toxicity tests in marine waters utilizing the Polychaetous annelids *Capitella capitata* (Fabricius). *Pacif Nat., I* (21-22), 1-8.

REISH, D. J. e H. A. WINTER 1954. The ecology of Alamitos Bay, California, with special reference to pollution. *Calif Fish Game, 40,* 105-121.

RELINI, G. e L. RELINI ORSI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova. I Cirripedi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* Suppl., 125-144.

REYS, J. P. 1968. Quelques données quantitatives sur les biocoenoses benthiques du Golfe de Marseille. *Rapp. Commn, int. Mer Médit., 19* (2), 121-3.

Rossi, G. G., G. BAZZICALUPO e G. RELINI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: Alghe e Policheti sedentari. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* Suppl., 146-173.

SANDERS, H. L. 1960. Benthic studies in Buzzard's Bay. III. The structure of the soft bottom community. *Limnol. Océanogr.,* 5, 138-153.

SARÀ, M. 1961. Poriferi di scogliera artificiale nel Golfo di Napoli. *Annali Pont. Sup. Sci. Lett. Santa Chiara, 10,* 259-269.

SARÀ, M. 1972. I popolamenti bentonici marini e gli effetti dell'inquinamento. *Atti II Simp. Naz. Cons. Natura,* 17-32.

STEIN, J. E. e J. G. DENISON 1967. Limitations of indicator organisms. In: Pollution and marine ecology (Olson & Burgess, ed.), Interscience, New York, 323-335.

ŠTIRN, J. 1971. Ecological consequences of marine pollution. *Rev. Int. Oceanogr. Méd., 24,* 13-46.

WASS, M. L. 1967. Biological and physiological basis of indicator organisms and communities. Sect. II. Indicators of pollution. In: Pollution and Marine Ecology. (Olson & Burgess, ed.), Interscience, New York, 271-281.

WILHELMI, J. 1916. Ubersicht uber die biologische Beurteilung des Wassers. *Ges. naturf. Freunde Berl.,* 297-306.

ZUNARELLI VANDINI, R. 1971. Observations on a population of *Podarke pallida (Polychaeta Haesionidae)* in heavily polluted waters. *Boll. Zool., 38,* 177-180.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 73-82
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

INQUINAMENTO DA IDROCARBURI NEL BACINO SETTENTRIONALE DELLA LAGUNA VENETA[1]

V. U. FOSSATO, F. DOLCI

Istituto di Biologia del Mare del C.N.R., Venezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

This paper reports the results of the first part of a program designed to study the pattern of oil pollution in the Laguna Veneta using the mussel, *Mytilus* sp., as a pollution-monitoring tool. During 1974, samples from wild populations of mussels were collected bimonthly at fifteen stations in the northern basin of the Laguna and analysed for their hydrocarbon content. Aliphatic hydrocarbon concentrations ranged from 0.3 to 8.5 mg/100 g wet weight. The data are discussed with reference to their implications for commercial mussel culture.

INTRODUZIONE

Per generale ammissione, gli idrocarburi rappresentano uno dei principali polluenti delle acque superficiali e marine. Nel caso della Laguna Veneta questo problema risulta di particolare evidenza ove si consideri che all'interno di essa sorge uno dei principali porti commerciali e petroliferi italiani e che nella Laguna vengono direttamente e indirettamente versate le acque di un vasto comprensorio densamente popolato e altamente industrializzato.

La distribuzione degli idrocarburi nelle acque lagunari è eterogenea

[1] Gli autori sono grati al sig. G. Antonini per l'aiuto fornito durante il prelievo dei campioni.

per la loro scarsa solubilità, perché le fonti di inquinamento sono molteplici e disperse e perché la Laguna rappresenta un sistema idrologico molto complesso e variabile. Queste considerazioni sono sufficienti per rendere ragione della difficoltà e dispendiosità di una ricerca che si proponga di dare un quadro del grado di inquinamento da idrocarburi nelle diverse aree lagunari attraverso il sistema classico di campionamento e analisi diretta delle acque.

Un metodo alternativo è rappresentato dalla possibilità di usare quale substrato di analisi gli organismi filtratori: da vari anni alcune specie di bivalvi sono state proposte e utilizzate quali rivelatrici della presenza in acque dolci e marine di determinate sostanze inquinanti (isotopi radioattivi di metalli pesanti e pesticidi) a livelli di concentrazione altrimenti difficilmente determinabili (Bedford, Roelofs e Zabik 1968; Schulz-Baldes 1973; Butler 1974; Sheppard e Bellamy 1974).

Ricerche condotte negli ultimi tre anni presso l'Istituto di Biologia del Mare hanno permesso di accertare come i mitili, i più diffusi organismi filtratori presenti nell'area lagunare, possano accumulare ed eliminare gli idrocarburi alifatici così da riprodurre, esaltandole, le condizioni medie di inquinamento delle acque in cui essi si sono sviluppati (Fossato 1975; Fossato e Canzonier 1976). Adottando questo metodo di indagine, è stata quindi impostata una ricerca con lo scopo di valutare il grado di inquinamento da idrocarburi delle acque lagunari.

I risultati qui presentati si riferiscono al bacino settentrionale della Laguna, che è stato studiato durante il 1974.

MATERIALI E METODI

I campioni di mitili (lunghezza cm 3,0-5,0) sono stati prelevati ogni due mesi nella fascia intertidale dalle briccole che delimitano i canali lagunari. L'analisi è stata eseguita su 70 g di polpa umida; le valve ed il liquido intervalvare sono stati scartati.

La separazione degli idrocarburi è stata realizzata per saponificazione dei molluschi con potassa alcoolica e successiva estrazione con n-esano. L'estratto, concentrato a bassa pressione con un evaporatore rotante, è stato ripartito in due frazioni per cromatografia su colonna di gel di silice e allumina. La prima, ottenuta per eluizione con n-esano, è concentrata, portata al volume di 0,5 cm^3 con isoottano e sottoposta ad analisi gas cromatografica. Questa frazione contiene un miscuglio molto complesso di idrocarburi alifatici; fra gli aromatici sono presenti gli

alchilderivati del benzene mentre è da escludere, in base agli spettri di fluorescenza, la presenza di idrocarburi aromatici polinucleari, che vengono invece raccolti nella frazione successiva, eluita con un solvente più polare. Per cromatografia su colonna di gel di silice e allumina si ottiene inoltre la completa eliminazione della matrice biologica, verificabile sottoponendo a gas cromatografia la frazione alifatica prima e dopo un ulteriore trattamento di purificazione con acido solforico concentrato (Murphy 1972).

Il procedimento di saponificazione, di estrazione e di separazione per cromatografia su colonna è già stato descritto in dettaglio in una nota precedente (Fossato e Siviero 1974).

Condizioni gas cromatografiche : blocco di iniezione a 320 °C ; rivelatore a due fiamme a 330 °C ; gas di trasporto elio a 30 cm^3/min. La temperatura delle colonne è programmata fra 100 e 300 °C a 8 °C/min. Le colonne sono in acciaio, dimensioni 180 × 0,32 cm, impaccate con il 10 % di Silicone UCC-W-982 (metil-vinil) su Chromosorb W AW-DMCS, 70-80 mesh. Standard di n-paraffine da C_{14} a C_{24} .

RISULTATI

Nel bacino settentrionale della Laguna, le cui acque sono tributarie della bocca di porto del Lido, sono state distribuite quindici stazioni in modo da coprire il più possibile l'area maggiormente soggetta all' inquinamento; di preferenza sono stati scelti punti già utilizzati per campionamenti nel corso di indagini precedenti (Fossato e Siviero 1974). Come risulta dalla fig. 1, in cui è indicata la posizione delle stazioni di prelievo, ampie zone non sono state adeguatamente campionate per l'impossibilità di reperire i mitili; fra queste, le acque fra Tessera e Fusina prossime agli scarichi della città di Mestre e dell'area industriale di Porto Marghera e la parte più settentrionale del bacino, occupata prevalentemente da valli da pesca recintate. I risultati sono visualizzati nella stessa figura 1, ove l'area dei cerchi è proporzionale in ogni stazione alla media dei valori ivi misurati.

I dati, variabili fra 0,3 e 8,5 mg/100 g di polpa umida di mitili (tab. 1), e le caratteristiche dei gas cromatogrammi ottenuti permettono chiaramente di delineare il grado di inquinamento nelle diverse aree lagunari.

La zona Nord-Est della Laguna, in cui sono situate le stazioni 4-5-6, ha mostrato costantemente valori dello stesso ordine di grandezza di quelli contemporaneamente ottenuti da mitili prelevati nel Golfo di

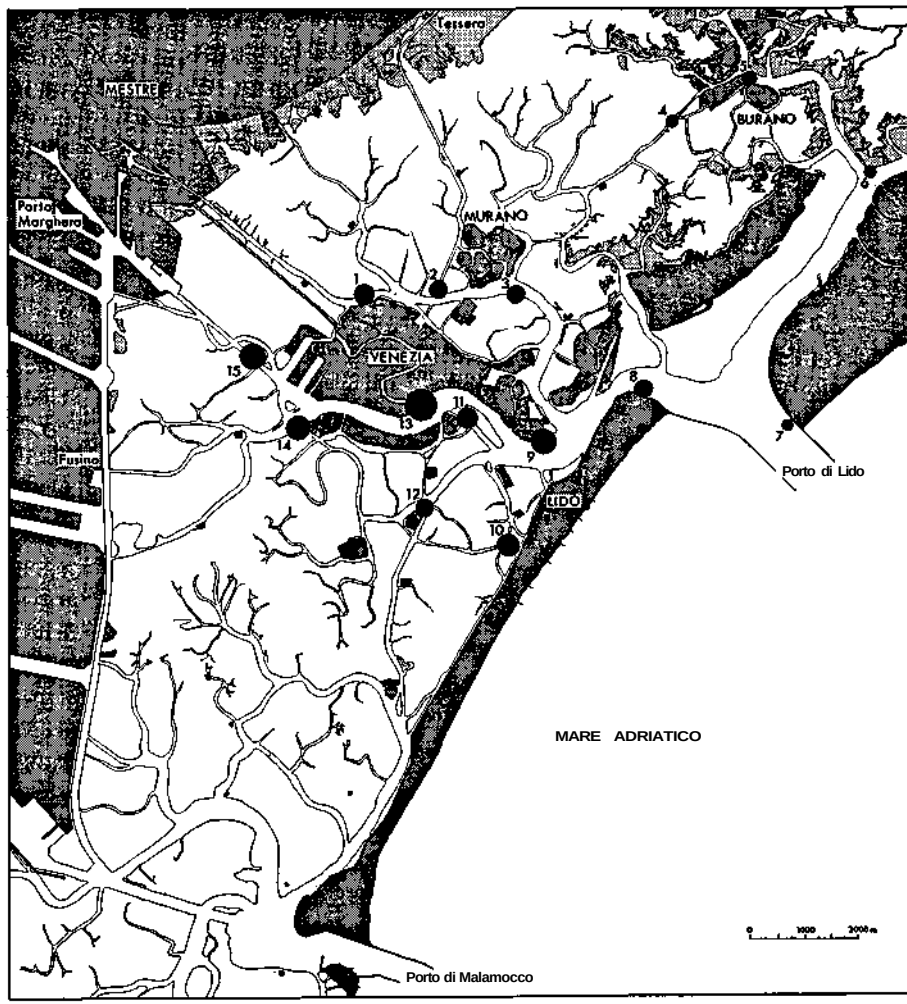


FIG. 1. Posizione delle stazioni di campionamento di *M. galloprovincialis* nel bacino settentrionale della Laguna Veneta. L'area dei cerchi è proporzionale al contenuto medio di idrocarburi alifatici nei mitili.

Venezia (0,65 ± 0,11 mg/100 g, Fossato e Siviero 1975). Solo a Burano, con una media di 0,9 mg/100 g, c'è segno di contaminazione da idrocarburi.

Le stazioni 1-2-3, situate fra il centro storico di Venezia e l'Isola di Murano, presentano un grado intermedio di inquinamento, imputa-

bile sia alle acque che provengono dal nucleo urbano, sia all'intenso traffico di piccoli natanti che gravita in questa zona.

L'area indubbiamente più inquinata è quella immediatamente a Sud della Città di Venezia, attraverso cui fluiscono gran parte delle acque dell'area industriale di Porto Marghera e del centro storico di Venezia ed è soggetta ad un intenso traffico portuale e locale. Nonostante le stazioni 9-13-14-15 siano poste in canali profondi e con un notevole ricambio di acque, si raggiungono i valori più elevati con medie fra 2,6 e 4,5 mg/100 g. Alto è pure il livello di contaminazione (2,4 mg/100 g) alla stazione 10, situata in vicinanza del centro abitato del Lido su un canale percorso da numerose imbarcazioni.

Le stazioni 11 e 12 evidenziano come, allontanandosi verso Sud dal bacino di S. Marco (staz. 13), il fenomeno di inquinamento tenda a diminuire. Di particolare interesse è infine il confronto fra le stazioni situate alla bocca di porto del Lido: la stazione 7, posta nella linea di corrente che in marea uscente arriva dalla Laguna settentrionale, conferma il basso livello di contaminazione di questa parte del bacino, mentre la stazione 8, posta in acque che provengono dalla parte meridionale del bacino, mostra come esso sia mediamente inquinato.

DISCUSSIONE

Per una adeguata comprensione del significato dei dati analitici, bisogna premettere che:

(I) Gli idrocarburi sono una classe estremamente numerosa di composti con caratteristiche chimiche e fisiche fra loro molto diverse, per cui non esiste un metodo di analisi con il quale ottenere una misura complessiva.

(II) Con il metodo adottato, si determina una frazione formata da paraffine a catena lineare e ramificata, cicloparaffine e alchilderivati del benzene con un punto di ebollizione fra 253 °C (tetradecano) e 391 °C (tetracosano). Questa frazione viene solo parzialmente risolta nei componenti per gas cromatografia sulle comuni colonne impaccate da 180-300 cm. Una risoluzione del miscuglio nei singoli componenti è possibile solo per gas cromatografia su colonne capillari.

(III) Gli idrocarburi che bollono a temperatura inferiore a 250 °C vengono perduti durante le manipolazioni che precedono l'analisi strumentale; il momento critico è rappresentato dalla doppia concentrazione, che precede e segue la cromatografia in fase liquida, durante la

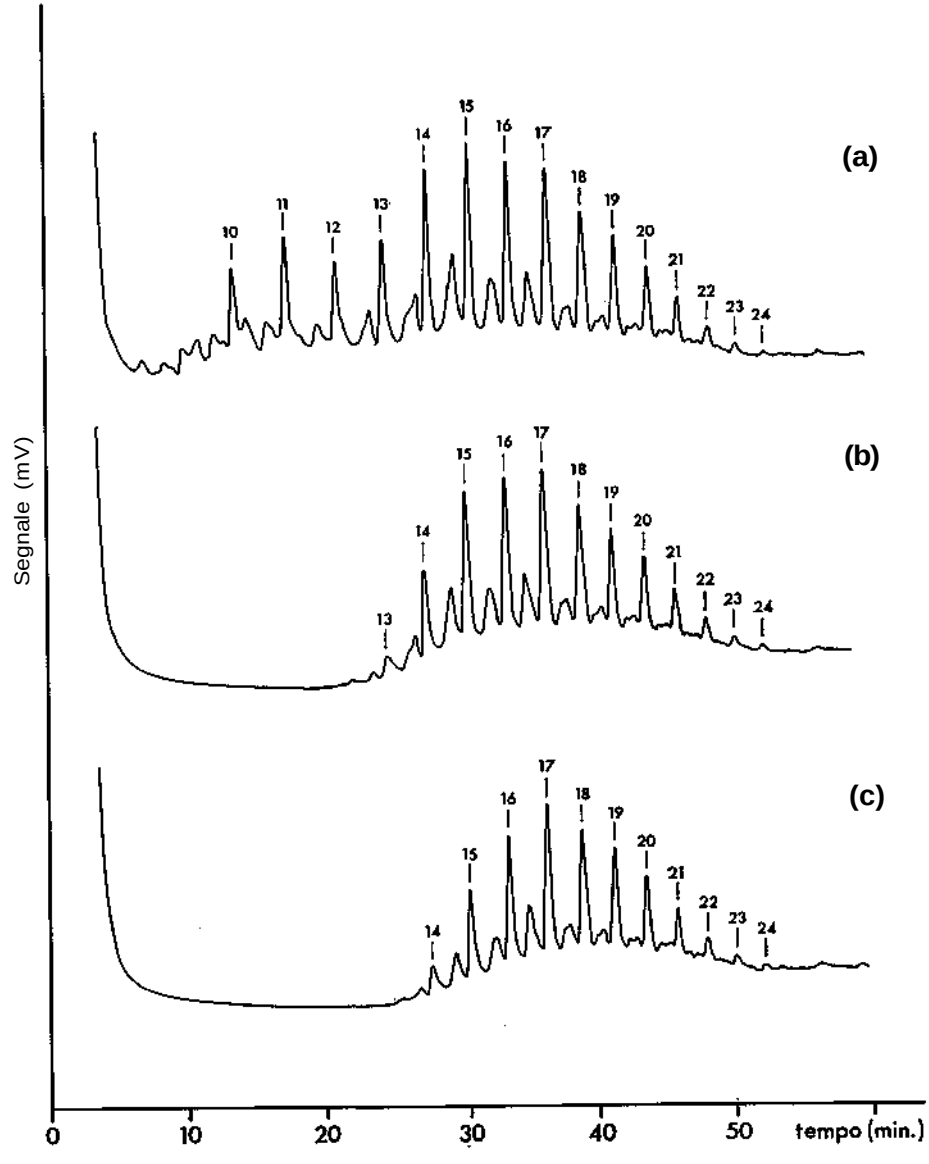


FIG. 2. Gas cromatogrammi di un campione di gasolio per motori marini: analisi diretta del campione diluito 200 volte con isoottano (a); analisi del campione nelle stesse condizioni dopo diluizione per due volte con pentano (b) ed esano (c) e concentrazione a bassa pressione con un evaporatore rotante.

quale questi composti coevaporano con il solvente. La fig. 2, in cui sono riportati i gas cromatogrammi di un campione di gasolio per motori marini (a) e dello stesso campione diluito per due volte in pentano (b) ed esano (c) e successivamente concentrato con la tecnica consueta, chiarisce quanto sopra esposto.

Dai dati sul contenuto di idrocarburi nei mitili è possibile ricavare delle informazioni sul loro livello di concentrazione nelle acque in cui questi organismi si sono sviluppati. Ricerche compiute recentemente in acquario, adottando un modello sperimentale a circuito aperto, hanno dato un fattore di concentrazione (mg/Kg: mg/l) prossimo a 1000 (Fossato e Canzonier 1976). Su questa base è prevedibile che i valori di concentrazione degli idrocarburi alifatici nelle acque di questo bacino siano compresi fra 3 e 85 µg/l.

La presenza di quantità rilevanti di idrocarburi alifatici nei molluschi probabilmente non rappresenta un serio pericolo sanitario per l'uomo, mentre è certo che gli idrocarburi, a queste concentrazioni, creano dei grossi problemi alla molluschicoltura e alla pesca, in quanto conferiscono alle carni uno sgradevole sapore con conseguente deprezzamento del prodotto (Nitta 1972). È evidente che i risultati, ottenuti dall'analisi diretta dei mitili, sono di particolare utilità per giudicare l'idoneità di una determinata area per questo tipo di coltura ed in generale per la pesca. Il bacino settentrionale della Laguna Veneta, a differenza di quello centrale e meridionale, non è molto sfruttato per l'allevamento intensivo dei mitili: le uniche mitilicolture si trovano in prossimità di Burano, zona da classificare positivamente. Più praticata è invece la pesca e la raccolta di altri molluschi eduli; queste attività, ora vietate solo lungo i canali del centro storico e in quelli interessati dal traffico portuale, dovrebbero essere interdette in tutta l'area più inquinata.

RIASSUNTO

Indagini precedenti hanno dimostrato che i mitili *(Mytilus* sp.) possono accumulare e successivamente eliminare notevoli quantità di idrocarburi e che il livello nei loro tessuti riflette il grado di contaminazione delle acque in cui essi si sono sviluppati. Usando questo metodo d'indagine, si è impostato un programma di ricerca allo scopo di dare un quadro del grado di inquinamento da idrocarburi nella Laguna Veneta. Nel presente lavoro sono riportati i risultati relativi al bacino settentrionale della laguna, oggetto di studio durante il 1974·

La concentrazione di idrocarburi nei mitili è compresa fra 0,3 e 8,5 mg/100 g di polpa umida; i valori più elevati normalmente sono stati rilevati in prossimità

dell'area industriale di Porto Marghera e della città di Venezia. La parte più settentrionale del bacino risulta essere la meno inquinata: i valori in questa area sono paragonabili con quelli rilevati in una zona adiacente nel Mare Adriatico.

SUMMARY

Up to date studies have indicated that mussels *(Mytilus* sp.) can accumulate, and subsequently eliminate, considerable quantities of petroleum hydrocarbons. Furthermore, hydrocarbon concentrations in Mytilus tissues seem to be related to the degree of contamination of the waters where the mussels were collected from. A monitoring scheme using mussels as indicators has been developed as part of a research programme designed to study the pattern of hydrocarbon pollution in the Lagoon of Venice. The results relevant to the northern basin, which was studied during 1974, are reported and discussed herein.

Hydrocarbon concentrations in mussels ranged from 0.3 to 8.5 mg/100 g wet weight; the highest values were normally encountered in waters adjacent to the industrial zone of Porto Marghera, in the City of Venice and its neighbourhood. The northernmost portion of the basin had the lowest hydrocarbon pollution levels; values in mussels were comparable to those observed in the adjacent Adriatic Sea.

TABELLA 1.

Valori di idrocarburi alifatici in mitili campionati nel bacino settentrionale della Laguna Veneta durante il 1974. La posizione delle stazioni, indicate con un numero progressivo, è ricavabile dalla fig. 1. I dati sono espressi in mg/100 g di polpa umida di mitili.

Data	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*
16/ 1	1,9	1,8	2,3	0,8	1,4	0,6	0,6								
29/ 1								2,9	4,1		1,9		4,7	2,6	5,2
26/ 3	1,2	1,1	1,5	0,4	1,1	0,7	0,7								
4/ 4								1,0	2,5	3,0	1,0	2,4	4,4	2,3	4,6
29/ 5	1,9	1,0	1,1	0,5	0,7	0,3	0,5								
7 /6								1,4	3,3	4,8	3,2	1,6	8,5	2,8	4,0
30/ 7	1,1	0,9	1,8	0,6	0,8	0,5	0,6								
5/ 8								1,1	1,3	1,2	1,0	1,0	3,0	2,7	1,9
25/ 9	1,2	1,0	0,8	0,3	0,9	0,4	0,3								
9/10								0,9	1,3	1,1	1,5	0,9	3,5	1,6	1,9
26/11	4,3	2,2	1,2	0,7	0,9	0,5	0,4								
12/12								1,6	4,3	1,8	2,3	1,0	3,1	3,4	2,0
Media	1,9	1,3	1,5	0,6	1,0	0,5	0,5	1,5	2,8	2,4	1,8	1,4	4,5	2,6	3,3

BIBLIOGRAFIA

BEDFORD, J. W., E. W. ROELOFS e M. J. ZABIK 1968. The fresh-water mussel as a biological monitor of pesticide concentrations in a lotic environment. *Limnol. Oceanogr., 13,* 118-126.

BUTLER, P. A. 1974. Trends in pesticide residues in shellfish. *Proc. natn. Shellfish. Ass., 64,* 77-81.

FOSSATO, V. U. 1975. Elimination of hydrocarbons by mussels. *Mar. Poll. Bull., 6,* 7-10.

FOSSATO, V. U. e W. J. CANZONIER 1976. Hydrocarbon uptake and loss by the mussel *Mytilus edulis. Mar. Biol., 36,* 243-250.

FOSSATO, V. U. e E. SIVIERO 1974. Oil pollution monitoring in the Lagoon of Venice using the mussel *Mytilus galloprovincialis. Mar. Biol., 25,* 1-6.

FOSSATO, V. U. e E. SIVIERO 1975. Idrocarburi alifatici in mitili prelevati da una Stazione del Golfo di Venezia, scelta quale riferimento nella valutazione del grado di inquinamento della Laguna. *Atti Accad. naz. Lincei Rc., 58,* 641-646.

MURPHY, P. G. 1972. Sulfuric acid for the clean-up of animal tissues for analysis of acid-stable chlorinated hydrocarbon residues. *J. Ass. off. agric. Chem., 55,* 1360-1361.

NITTA, T. 1972. Marine pollution in Japan. In Marine Pollution and Sea Life, ed. Ruivo M., Fishing News (Books), London, pp. 77-81.

SCHULZ-BALDES, M. 1973. Die Miesmuschel *Mytilus edulis* als Indikator fur die Bleikonzentration im Weserästuar und in der Deutschen Bucht. *Mar Biol., 21,* 98-102.

SHEPPARD, C. R. C. e D. J. BELLAMY 1974. Pollution of the Mediterranean around Naples. *Mar. Poll. Bull.,* 5, 42-44.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 83-111
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

LA DISTRIBUZIONE DI ALCUNI POLLUENTI NELL'AMBIENTE MARINO CON TENTATIVI DI STIMA DELLE CONSEGUENZE[1]

M. BERNHARD, A. ZATTERA

Laboratorio per lo studio della contaminazione radioattiva del mare, CNEN-EURATOM, Fiascherino, La Spezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The concentrations of some heavy metals (Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr, As) and pesticides (Aldrin, DDT, Dieldrin, Endrin, Heptachlor epoxide, Lindane, Ma¬lathion, Parathion, PCB's, Sevin, Toxaphene) in sea water and marine organisms are discussed. Where possible, concentrations in polluted and unpolluted areas are compared.

From the data presented and from the available provisional intake, recommended for man, the maximum consumption of fish is estimated.

Considering the available data on toxicity of these pollutants to marine organisms some «Safe concentrations» (minimum risk concentrations) are suggested.

INTRODUZIONE

Gli aspetti della contaminazione dell'ambiente marino riguardano il pericolo che può derivare all'uomo dal consumo di prodotti della pesca contaminati ed il danno indotto agli organismi marini ed agli ecosistemi. Il deterioramento dell'ambiente, inteso come luogo di svago, e la possibile interferenza con le attività marittime possono, sotto il profilo sanitario protezionistico, rivestire una minore importanza.

[1] Lavoro svolto nell'ambito del Contratto di associazione CNEN-EURATOM.

Il rischio che può derivare all'uomo dal consumo di prodotti contaminati della pesca si può stimare comparando, ove esiste, l' « Incorporazione tollerabile » di una sostanza tossica con la quantità ingerita col consumo di prodotti della pesca. Quanto più grande sarà la differenza fra l' « Incorporazione tollerabile » e l'ingestione effettiva tanto più piccolo sarà il rischio di pericolo per l'uomo. Similmente il danno potenziale agli organismi marini ed agli ecosistemi può essere stimato comparando la concentrazione dei polluenti negli organismi e nel loro intorno, che in condizioni di esposizione acuta e cronica avrà un effetto sugli organismi stessi e la concentrazione effettivamente presente. Si potrà ancora osservare che una grande differenza fra le concentrazioni presenti nell'ambiente e negli organismi e le concentrazioni che indicano effetti tossici sugli organismi sarà indice di minore rischio.

Indicazioni sulla diversa importanza di sostanze tossiche nell'ambiente marino si possono trovare in resoconti della FAO (FAO 1970) e del GESAMP (GESAMP 1973). Nel 1972 il Comitato per i criteri di qualità delle acque dell'Accademia delle Scienze degli USA ha fornito raccomandazioni sulle concentrazioni (« Concentrazioni di sicurezza ») di alcuni polluenti in acqua di mare che sono assunte, sulla base di parametri biologici, come quelle che danno minor rischio di effetti deleteri sugli organismi marini (WQC-1972, 1973). Tali valori per alcuni polluenti selezionati sono riportati in tabella 6.

I METALLI PESANTI

L'accumulo diretto dall'acqua di mare dei metalli pesanti, e di altre sostanze tossiche negli organismi è solo una delle possibili vie di contaminazione in quanto i metalli pesanti oltre che agire come tossici disciolti nell'acqua di mare possono agire in quanto già presenti o accumulati nel cibo degli organismi stessi. Generalmente la sostanza tossica è più concentrata negli organismi se l'accumulo avviene attraverso il cibo che non semplicemente dall'acqua di mare. Se, ad esempio, il Copepode *Euterpina acutifrons* viene trasferito da una coltura di massa, con alghe usate come supporto alimentare, in ambienti di coltura a diverse concentrazioni di zinco e senza alghe, alla minore concentrazione di zinco, ad esempio quella dell'acqua di mare naturale, il 40 % dello zinco inizialmente presente nei copepodi viene rilasciato nell'ambiente (fig. 1). Per concentrazioni più elevate la percentuale di zinco stabile rilasciata nell'ambiente dall" *Euterpina* è minore. A

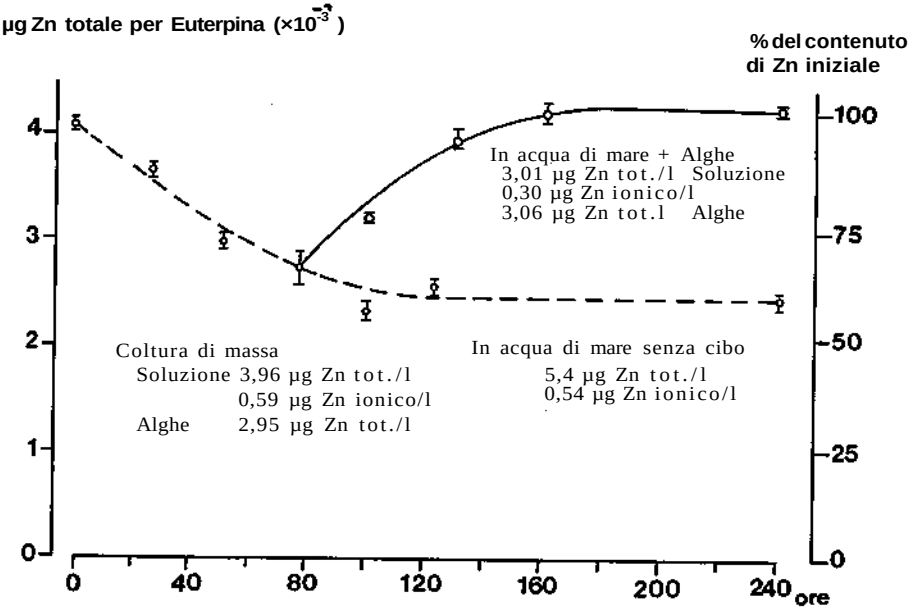


FIG. 1. Rilascio di zinco stabile da *Euterpina acutifrons* in acqua di mare naturale senza cibo e successivo accumulo in presenza di cibo (*Platymonas suecica)* (Nassogne 1972).

concentrazioni 20 volte più elevate di quelle considerate normali per l'acqua di mare (circa 10 µg Zn/l) non contaminata corrisponde un carico corporeo minore di quello dovuto a concentrazioni normali di zinco quando queste siano dovute a zinco contenuto nelle alghe (Nassogne 1972). Incidentalmente nel caso di cui alla fig. 1 la concentrazione nei copepodi della coltura di massa, contenente alghe come cibo era, grosso modo, simile a quelle riscontrate nelle popolazioni naturali. Nella stessa guisa se i copepodi vengono esposti a Zn^{65} con e senza alghe come supporto alimentare nella coltura si nota un notevole aumento del radioisotopo nei copepodi quando questi lo assorbono da alghe contaminate (Nassogne 1972). Si può quindi notare che la valutazione dell'accumulo di possibili sostanze tossiche dal cibo presenta alcuni problemi.

Comunque anche la valutazione dell'assorbimento diretto dell'acqua di mare non è senza difficoltà. Sono conosciuti da tempo gli aspetti connessi con l'influenza di certi complessanti, quali EDTA, estratto di

terra ecc., sull'accumulo e la tossicità dei metalli pesanti. Ciò è da tenere nella migliore evidenza sia in esperimenti di accumulo che in esperimenti di tossicità. Solo per citare qualche esempio osserviamo che Bernhard (1955) ha osservato che il Cu 10^{-6}M inibisce fortemente lo sviluppo di larve di *Arbacia lixula* mentre con l'aggiunta di EDTA 10^{-4}M gli effetti di inibizione vengono notati solo a partire da concentrazioni di Cu $0{,}9\ 10^{-4}$M . La letteratura sull'accumulo di radioisotopi è ricca di esempi in cui la presenza di un agente complessante riduce l'accumulo (es. Hiyama e Shimizu 1964). Bernhard e Zattera (1969) hanno osservato che lo zinco è accumulato da *Phaeodactylum tricornutum* in via preferenziale in forma ionica e che lo zinco presente in stati fisico-chimici diversi è accumulato a livelli diversi. Successivamente Piro e collaboratori (1973) hanno dimostrato che lo zinco ionico aggiunto ad acqua di mare non si ripartisce uniformemente nell'insieme dello zinco presente; infatti lo zinco radioattivo ionico aggiunto ad acqua di mare naturale non si scambia con lo zinco stabile inglobato in complessi naturali.

Una notevole importanza sia sull'accumulo che sulla tossicità dei metalli pesanti può essere rivestita dalla loro possibilità di regolazione. Bryan (1964, 1967) ha dimostrato, ad. es., che *Homarus* e *Carcinus* possono regolare la concentrazione di zinco nei tessuti muscolari quando sono esposti a concentrazioni elevate. Steele e collaboratori (1973) esponendo pesci piatti a polluzione di rame trovano incrementi nelle concentrazioni di rame solo nei visceri. Non è irragionevole aspettarsi che i pesci possono avere la possibilità di regolare tutti quegli elementi le cui concentrazioni in condizioni naturali sono o troppo basse o troppo alte. La contaminazione può essere influenzata dalla regolazione in vari modi. Se un organismo è capace di regolare un certo elemento non ne influenza la sua trasmissione nella catena alimentare e determinando la concentrazione dell'elemento nell'organismo non si mette efficacemente in risalto il rischio della contaminazione e quindi un tale organismo non può essere usato come specie indicatrice anche se concentra notevolmente l'elemento. Inoltre la regolazione può rendere difficile o impossibile l'estrapolazione dei dati di ittiotossicità ottenuti per concentrazioni elevate a concentrazioni minori. In questa ottica potrebbe essere di notevole interesse, negli esperimenti di tossicità, determinare la concentrazione del contaminante simultaneamente nell'acqua di mare, nel cibo, quando fornito, e negli organismi. Con le relazioni fra la sorgente esterna del contaminante e la concentrazione nell'organismo dovrebbe essere possibile, da un lato mettere in relazione il carico cor-

poreo con la concentrazione esterna e dall'altro rilevare una possibile regolazione del contaminante. Dal confronto fra il carico corporeo corrispondente al livello di tossicità determinato in laboratorio e il carico corporeo e gli eventuali effetti tossici osservati in ambienti contaminati può essere facilitata l'estrapolazione di risultati sperimentali di laboratorio all'ambiente naturale. A supporto di quanto sopra possono essere utilizzati i dati di Eisler e collaboratori (Eisler 1971, Eisler et al. 1972). Tali autori hanno studiato la tossicità del cadmio in *Fundulus heteroclitus* determinando anche le concentrazioni di Cd nel pesce per diverse concentrazioni dell'ambiente. Ponendo in grafico i loro dati (concentrazioni nell'acqua verso concentrazioni in *Fundulus)* si può notare (vedi fig. 2) che, grosso modo, fino a 200 µg Cd/l la concentrazione nell'organismo è praticamente costante. A concentrazioni più elevate in acqua di mare corrispondono concentrazioni parallele o leggermente più elevate nell'organismo. Per confronto sono indicate in

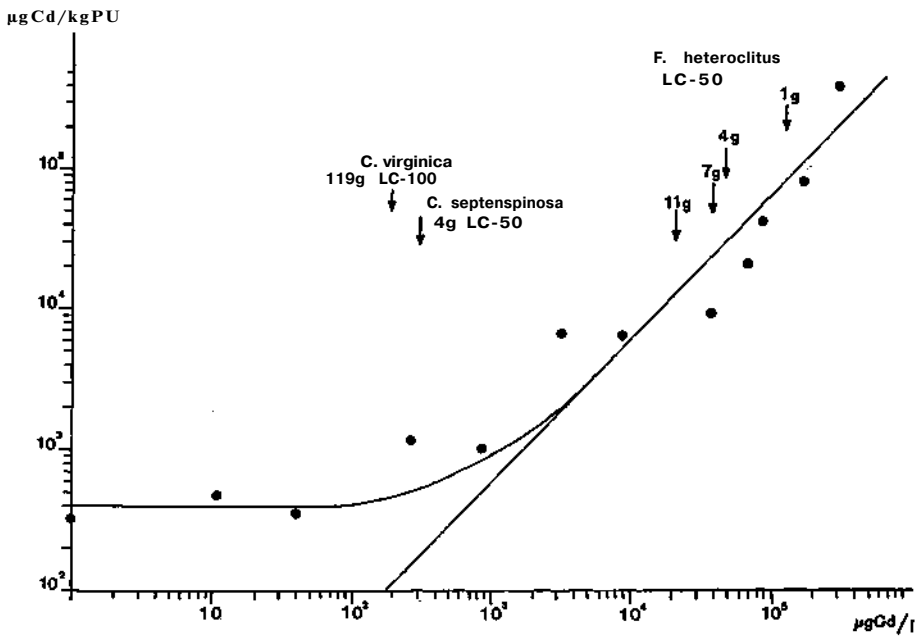


FIG. 2. Concentrazione di cadmio in *Fundulus heteroclitus* in relazione al contenuto in acqua di mare. Le frecce indicano diversi valori di LC per *F. heteroclitus, Crassostrea virginica* e *Crangon septemspinosa* (Bernhard e Zattera 1975).

figura con delle frecce le concentrazioni dei valori di LC-50 (lethal concentration in inglese, cioè quelle concentrazioni che in un determinato tempo sono letali al 50 % per gli individui) per il *F. heteroclitus* a vari tempi e le 119-g-LC-100 e 4-g-LC-50 rispettivamente per *Crassostrea virginica* e *Crangon septemspinosa.* Il tempo di esposizione più lungo è stato di 264 h (circa 11 giorni) e ha dato una 11-g-LC-50 di 20 000 µg/l. Questo ed altri dati ottenuti per tempi di esposizione minori stanno nell'intervallo nel quale le concentrazioni del Cd nel pesce sono praticamente uguali a quelle dell'acqua circostante (vedi fig. 2). Osservando ancora la fig. 2 si può notare che per concentrazioni inferiori a 100 µg Cd/l il pesce può controllare la concentrazione interna del Cd; perciò 100 µg Cd/l dovrebbe essere il limite superiore di concentrazione per il pesce adulto. Ciò implica che le concentrazioni di Cd nei tessuti muscolari del pesce possono rivelare contaminazione da cadmio nell'acqua circostante solamente quando la concentrazione è maggiore di 200 µg/l.

La concentrazione di contaminanti in acqua di mare e in componenti abiotici e biotici dell'ambiente può dare valide indicazioni sul possibile rischio da contaminazione per gli organismi marini e per l'uomo. La distribuzione di un gruppo di otto metalli pesanti per diverse località del mondo e per acqua di mare, sedimenti e organismi marini è stata recentemente ampiamente analizzata da Bernhard e Zattera (1975) e non è quindi il caso di entrare in troppi dettagli nel presente lavoro; caso mai può essere utile esporre solo qualche aspetto generale rivolgendo maggiormente l'attenzione a talune località o situazioni particolari che per una certa ricchezza di dati possono presentare aspetti interessanti. Nell'istogramma di figura 3 sono riportati in sommario gli intervalli delle concentrazioni di otto elementi in acqua di mare e in grossi raggruppamenti di organismi. Dai dati (tratti dal lavoro di Bernhard e Zattera (1975) al quale si rimanda per una esposizione completa e per gli opportuni riferimenti bibliografici) si può notare l'ampio margine di variabilità sia nei gruppi che fra i gruppi. Nel grafico sono messe in evidenza, quando possibile per l'esistenza di informazioni, le differenze, talvolta molto ampie, nelle concentrazioni riscontrate in organismi campionati in località o siti non contaminati e contaminati. Sempre osservando l'istogramma citato si può notare come generalmente, almeno per gli otto elementi considerati, non sia evidente, o presente, l'incremento delle concentrazioni lungo la catena alimentare.

Esistono areali del globo che sono stati particolarmente studiati a

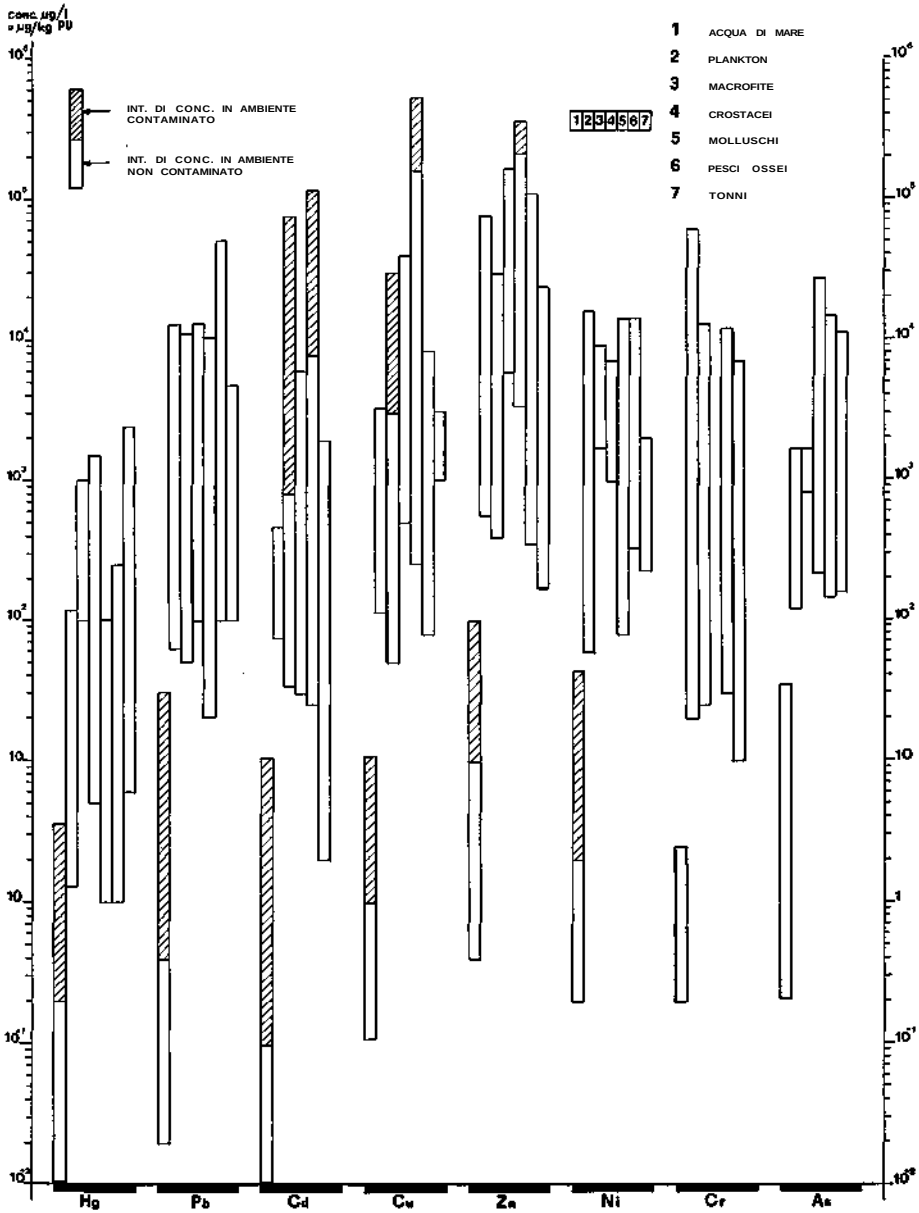


FIG. 3. Intervalli di concentrazione per alcuni metalli pesanti in acqua di mare (µg/l) e in componenti biotici (µg/Kg PU) di ecosistemi marini. I dati sono solo un grossolano sommario tratto dalla esposizione di Bernhard e Zattera (1975) alla quale si rimanda per dettagli e referenze.

riguardo della polluzione da metalli pesanti. Diversi autori hanno studiato gli effetti della polluzione dovuta a diversi elementi (esempio Pb, Cd, Zn, Cu, Hh, ecc.) in acque costiere ed in estuari delle coste occidentali dell'Inghilterra e della Scozia (Abdullah et al. 1972, Bryan e Hummerstone 1973, Butterworth et al. 1972, Elderfield et al. 1971, Nickless et al. 1972, Dutton et al. 1973, Peden et al. 1973, Preston et al. 1972). Fatta eccezione per il cadmio le concentrazioni più elevate sono state riscontrate nelle acque costiere (Dutton et al. 1973). Una attenzione tutta particolare è rivolta al canale di Bristol. In fig. 4 sono riportate le concentrazioni di Cd e Zn in acqua di mare e in alcuni organismi lungo l'ambiente costiero del Canale di Bristol (referenze in Bernhard e Zattera 1975). In figura le concentrazioni dei due metalli in acqua di mare sono riportate, per le varie località in cui esistono i dati, a coppie: il primo valore si riferisce alla concentrazione (µg/l) del cadmio il secondo a quella (µg/l) dello zinco. Come si può facilmente osservare le concentrazioni del Cd aumentano progressivamente da 0,2 µg/l ad ovest di Morte Point fino a 5,8 µg/l presso Portishead mentre quelle dello zinco passano da 12 a 52 µg/l. Ad aumenti delle concentrazioni in acqua di mare corrispondono aumenti significativi di Cd e Zn in *Patella vulgata* fino a Stalford dopo di che per i punti di Weston-

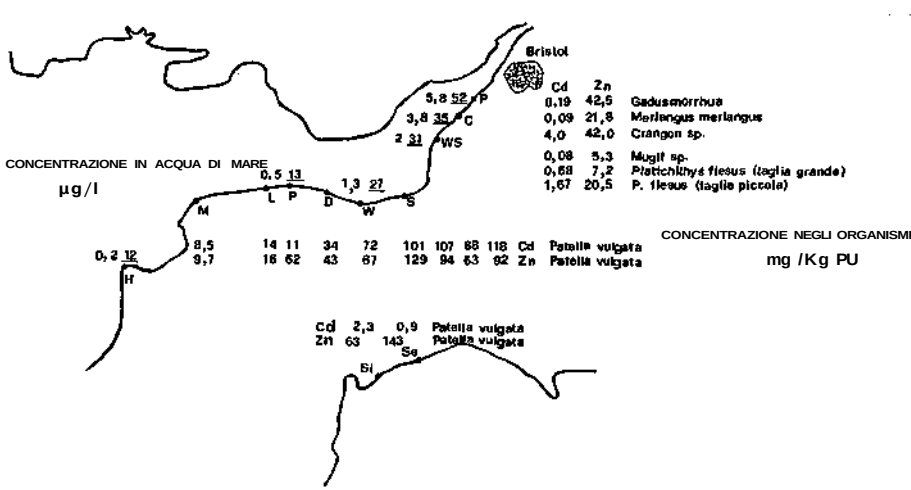


FIG. 4. Canale di Bristol. Concentrazioni di Cd e Zn in acqua di mare µg/l e organismi marini (µg/Kg PU). (Da dati di Abdullah et al 1972 e Peden et al. 1973).

super-Mare, Clevedon e Portishead ad aumenti della concentrazione del Cd in acqua non corrisponde un aumento in *Patella vulgata* mentre per lo Zn si osserva (per gli stessi punti) che pur aumentando la concentrazione in acqua, quella in *Patella vulgata* ha una marcata tendenza a diminuire o a porsi in equilibrio intorno a 78-80 mg Zn/kg PU. Per Stalford, Weston-super-Mare e Clevedon sono disponibili dati anche per alcuni pesci e per *Crangon* sp.; si può notare che le concentrazioni sono notevolmente inferiori di quelle di *Patella vulgata.*

Un aspetto interessante della polluzione è rappresentato dalla distribuzione del mercurio. In tabella 1 sono riportate le concentrazioni di mercurio in acqua di mare in diverse località e il contenuto in alcuni organismi campionati nell'Atlantico e nel Mediterraneo. Si può notare che la concentrazione del mercurio nel Mediterraneo non è significativamente diversa da quella di altri mari. Tuttavia il contenuto di Hg (µg/kg PU) nelle specie elencate nel Mediterraneo è sempre, e talvolta notevolmente, maggiore negli esemplari campionati nel Mediterraneo rispetto ai corrispondenti campionati nell'Atlantico. Cumont e collaboratori (1972) hanno analizzato un notevole numero di esemplari di tonno *(T. thynnus).* Il confronto del contenuto di Hg del *T. thynnus* catturato nel Mediterraneo e nell'Oceano Atlantico mostra che la variazione delle concentrazioni di Hg è minore nei tonni dell'Atlantico e che il valore medio per il Mediterraneo (1145 µg Hg_T/kg PU) è 2,35 volte quello dell'Atlantico. Questa differenza non si può spiegare facilmente se si considera, come già osservato e come dimostra la tabella 1, che il contenuto di mercurio in acque del Mediterraneo non è significativamente diverso da quello di altre località. Il mercurio può essere considerato come contaminante a comportamento cumulativo, cioè la concentrazione del mercurio aumenta con l'età o, più precisamente, con la lunghezza in molte specie di pesci (Cumont et al. 1972, Barber et al. 1972, Forrester et al. 1972). Per quanto appena osservato le differenze fra il contenuto di mercurio dei campioni dell'Atlantico e del Mediterraneo potrebbero essere dovute a pesci appartenenti a classi di età (o lunghezza) diverse. Cumont e collaboratori (1972) hanno studiato l'influenza delle dimensioni sulla concentrazione del mercurio in tre tonni: *Euthunnus pelamis, Thunnus alalunga* e *T. thynnus* e in un pescecane *Lamnia cornubica.* Di questi solo per *T. thynnus,* cioè la specie di tonno che aveva il maggior contenuto di Hg nel Mediterraneo, non è stata osservata una differenza significativa fra dimensioni e contenuto di mercurio. Quindi le differenze nel contenuto in mercurio nel tonno del Mediterraneo e dell'Atlantico non possono essere attribuite alle diverse

TABELLA 1.

Contenuto di Hg in acqua di mare (µg Hg_T/l) e in alcuni organismi marini (µg Hg_T/kg PU). Dati da Robertson, 1972 e Cumont et al., 1972.

		Media	*Intervallo*	*Località*	
Acqua di mare	superficie	0,11	0,072-0,17	Atlantico tropicale NW	
		0,1	0,058-0,14	Mare d'Irlanda	
		0,099	0,062-0,14	Mare del Nord	
		0,11	0,086-0,13	Canale della Manica	
	15-300 m	0,094	0,062-0,14	Mare Mediterraneo	
	superficie	0,14	0,061-0,19	1 km al largo della costa di Monaco	
				Atlantico	Mediterraneo
Conger conger				190	510
Gadus morrhua				76	—
G. capelanus				—	840
Merlangus merlangus				70	200
Morone labrax				160	540
Pagellus centrodontus				180	—
P. erythrinus				—	390
Solea solea				42	420
Thunnus thynnus				485	1145

età dei pesci pescati. Rimarrebbe così come possibile spiegazione l'ipotesi che le maggiori concentrazioni del mercurio nel tonno del Mediterraneo siano dovute ad una maggiore età del tonno per dimensioni comparabili col tonno dell'Atlantico e/o al maggior contenuto di mercurio negli organismi predati dal tonno. Come è già stato osservato Cumont e collaboratori (1972) hanno trovato anche in altri pesci del Mediterraneo concentrazioni di mercurio più elevate che in quelli dell'Atlantico.

La maggior parte dei dati sugli effetti dei polluenti inorganici riguarda i tests sulla tossicità acuta e soprattutto la determinazione della LC-50 (lethal concentration) ossia della concentrazione che, in un determinato tempo, è letale al 50 % degli individui. Tali dati ed il loro utilizzo sono stati messi in discussione da diverso tempo. Le maggiori insufficienze possono essere dovute (Barber et al. 1971) al limitato numero di specie in uso, all'impiego di organismi più resistenti e quindi meno sensibili, alla densità di microorganismi (es. Phytoplankton) che spesso è troppo elevata (es. oltre 10^4 cellule/ml), agli scarsi controlli che vengono

effettuati sul terreno di coltura ecc. Di particolare importanza sono le concentrazioni dei tossici usate per la valutazione della tossicità acuta.

Queste sono (si veda la tabella 5) talvolta largamente più elevate delle concentrazioni di saturazione. I dati che si ottengono in tali condizioni, o per tali concentrazioni, sono di scarso utilizzo. È pratica abbastanza comune utilizzare i dati raccolti dai tests di tossicità acuta (LC-50) per stimare il livello o, meglio, le « concentrazioni di sicurezza » dei contaminanti attraverso l' uso di un fattore di applicazione variabile da 0,01 a 0,05 (Sprague 1971). Ora, a titolo di esempio, si osservi la figura 2 relativa al cadmio. Si può notare che la 96-h-LC-50 è per il *Fundulus heteroclitus* di 50 000 µg Cd/l. Se si moltiplica tale concentrazione per un fattore di 0,01 si ottiene una « concentrazione di sicurezza » di 500 µg Cd/l mentre dalla figura, 100 µg Cd/l sembra essere la concentrazione di sicurezza più elevata per i pesci adulti. Sembra più appropriato, ed opportuno, usare un fattore di applicazione di 0,01 per la concentrazione di 100 µg Cd/l (che è la concentrazione più elevata, nell'acqua, alla quale il pesce può ancora controllare la concentrazione, interna) per garantire riproduzione, sviluppo larvale, risposte comportamentali ecc. Con tale criterio la concentrazione di sicurezza sarebbe così di 1 µg Cd/l ; 10-100 volte la concentrazione « normale » del Cd in acqua di mare. Si dimostra così che la moltiplicazione della 96-h-LC-50 con un « fattore di applicazione » di 0,01 non è sufficiente per portare la concentrazione al di sotto dei valori ai quali il pesce adulto sembra capace di tenere la concentrazione del cadmio più o meno sotto controllo e non tiene conto degli stadi di sviluppo più sensibili. Se dai dati di 96-h-LC-50 si vuole la concentrazione di sicurezza per il Cd si deve usare un fattore di applicazione di 0,00002 (50 000 µg Cd/l × 0,00002 = 1 µg Cd/l). L'esempio che abbiamo or ora discusso dimostra quanto, anche per un solo aspetto, sia complessa la problematica connessa con l'utilizzo dei dati di tossicità acuta per scopi protezio¬ nistico-ambientali. Con i criteri esposti e tenendo conto anche di altri parametri abbiamo valutato (Bernhard e Zattera 1975) per Cd , Hg , Cu, Zn, Ni, Pb rispettivamente le « concentrazioni di sicurezza » 1 ; 0,01 ; 0,05 ; < 10 ; 1 ; 2 µg/l. Il WQC-1972 (1973) per gli stessi elementi suggerisce (vedi anche tabelle 5 e 6) i valori 0,2; 0,1; 10; 20; 2; 10 µg/l. Esposizione di dati di tossicità si trovano in Anonimo 1971, Eisler (1973), Becker e Thatcher 1973, e Bernhard e Zattera (1975). In tabella 2 è riportato un sommario molto ristretto dei dati analizzati da Bernhard e Zattera (1975) cui si rimanda per dettagli e referenze. In tabella sono indicate le concentrazioni alle quali, per i diversi ele-

menti, sono state valutate le LC per *Fundulus heteroclitus,* in quanto è stato usato per quasi tutti gli elementi e le concentrazioni più basse, fra tutte quelle considerate (vedi Bernhard e Zattera 1975) che ancora inducono qualche effetto sugli organismi. È facile osservare che, per ogni elemento, fra le prime e le seconde concentrazioni esistono ampie differenze. Se si tiene conto che le seconde concentrazioni non possono essere considerate di « sicurezza » in quanto inducono ancora degli effetti, risulta chiaro, come già del resto detto in precedenza, come non si possono usare acriticamente per i dati di tossicità acuta dei « fattori di applicazione » prefissati ma questi vanno scelti caso per caso. Sempre in tabella 5 sono indicate, per utili confronti e valutazioni, le concentrazioni « normali » in acqua di mare, le concentrazioni di saturazione, quando disponibili, e le « concentrazioni di sicurezza », intese come quelle concentrazioni che presentano il minor rischio, suggerite da WQC-1972 (1973). Dalla tabella 2 si può notare come per Hg e Zn (dalla letteratura da noi analizzata non possiamo al presente riportare altri esempi) i dati di LC valutati per gli stadi larvali siano notevolmente più bassi di quelli ottenuti per gli adulti. Anche questo conferma la necessaria cautela nell' utilizzo dei dati di tossicità acuta.

TABELLA 2.

Effetti di Hg, Zn, DDT, e Dieldrin su organismi adulti e loro stadi larvali (da Bernhard e Zattera 1975).

Elemento o pesticida	*Organismi*		*Concentr. µg/l*	*Effetti*
Hg ($HgCl_2$)	*Crangon crangon*	larve	10	48-h-LC-50
		adulti	5700	
	Ostrea edulis	larve	10	48-h-LC-50
		adulti	4200	
	Carcinus maenas	larve	14	48-h-LC-50
		adulti	1200	
Zn	*Carcinus maneas*	larve	1000	48-h-LC-50
		adulti	14500	
DDT	*Artemia salina*	larve	12	5-h-LC-50
		adulti	142000	
Dieldrin		larve	595	
		adulti	1172	

Pesticidi

Solo pochi pesticidi, tutti idrocarburi clorurati, sono determinati nei mari. La quantità di idrocarburi clorurati che può pervenire annualmente ai mari, dalle più diverse vie di contaminazione, è stimata in circa 5.10^4 T/anno (Bernhard e Zattera 1975). I dati sulle concentrazioni di pesticidi disciolti in acqua di mare sono praticamente inesistenti. Cox (1971) trova 0,0023 µg DDT/l in acque della corrente di California, Raybaud (1972) in prossimità di Marsiglia determina 0,19 µg Σ DDT/l e concentrazioni di PCB (Bifenili policlorurati o Polychlorinated byphenil in inglese), considerati come pesticidi anche se non usati con lo stesso scopo, variabili da 42 a 121 µg/l, nella pellicola superficiale, che a soli 40 cm di profondità è di 0,21 µg/l.

Dato che i componenti biotici dell'ambiente dovrebbero essere più contaminati in acque di mare altamente inquinate la concentrazione negli organismi può essere considerata come un buon indice della polluzione dell'acqua in cui gli organismi stessi vengono campionati. Secondo Risebrough (1969) una concentrazione di 10 µg di pesticidi per kg PU è una bassa contaminazione dell'ambiente, mentre ad es., 100 µg/kg PU è indice di polluzione elevata e indicativa di contaminazione locale. Una analisi piuttosto ampia sul contenuto in pesticidi degli organismi marini è stata fatta recentemente da Bernhard e Zattera (1975). In tabella 3 sono riportati gli intervalli di concentrazione riscontrati in natura. Come ci si può aspettare le concentrazioni più elevate sono state riscontrate per il DDT e i PCB. La concentrazione più alta (14 000 µg/kg PU) di DDT è stata osservata in *Engraulis mordax* campionato a Terminal Island, quella per i PCB (1500 µg/kg PU) in *Clupea harengus* campionata nello stretto di Clyde. In aree mediterranee si sono determinate concentrazioni di 120-480 µg DDT/kg PU in *Mytilus* e 400-880 µg DDT/kg PU in *Squalis*. Sulla base dei dati raccolti da Bernhard e Zattera (1975) si può osservare che, a parte taluni casi specifici quali quello rappresentato da Terminal Island già segnalato, il Mediterraneo è fra i mari più contaminati. Per gli altri pesticidi i dati sono così scarsi da non permettere conclusioni valide; solo per il dieldrin si può notare che l'area più contaminata sembra essere rappresentata dallo stretto di Clyde in cui sono state misurate concentrazioni di 270 µg/kg PU nel plankton e 240 µg/kg PU in *Clupea harengus* (Holden 1972). Nello stretto di Clyde è stato osservato (Williams e Holden 1973) che le concentrazioni di DDT, PCB e Dieldrin nel plankton diminuiscono con l'aumentare della distanza dalla costa.

TABELLA 3.

Concentrazione (µg/kg PU) di alcuni pesticidi in alcuni componenti biotici dell'ambiente marino. La tabella fornisce l'intervallo di concentrazione trovato in natura da diversi autori per svariati siti marini. Un'ampia raccolta di dati con le referenze relative al sommario riportato in tabella si può trovare in Bernhard e Zattera (1975).

	Plancton	*Crostacei*	*Molluschi*	*Pesci ossei*
DDT	1- 600	1,4 -213	8,4-480	20-14000
Dieldrin	1- 270	0,6 - 0,7	1 - 40	3- 240
PCB	30-1400	5 - 85	37 - 84	25-1500
Eptacloro epossido		0,12- 0,3		0,5
BHC ($\alpha + \gamma$)		0,6 - 2		0,4- 4,9

L'accumulo di pesticidi, come già osservato per i metalli pesanti, può avvenire direttamente dall'acqua o dal cibo usato dagli organismi. Esponendo il *Salvelinus fontinalis* ad acqua e cibo contaminati con DDT è stato osservato che la trota accumula con la dieta una quantità di DDT che è dieci volte più elevata di quando il DDT viene accumulato solo dall'acqua (Macek e Korn 1972). Simile indiretta dimostrazione dell'importanza della somministrazione via catena alimentare è stata osservata somministrando Multanin al Copepode *Euterpina acutifrons* in presenza o assenza di alghe nel terreno contaminato. Come si può osservare dalla figura 5 la tossicità del Multanin è più elevata in presenza di alghe usate come cibo per l'Euterpina. Per i pesticidi sono stati osservati, per ambienti ristretti, aumenti nelle concentrazioni dai livelli trofici più bassi a quelli più alti. Woodwell e collaboratori (1967) in misurazioni sistematiche di DDT in vari organismi di un ambiente salmastro delle coste sud di Long Island (New York) hanno notato un aumento della concentrazione dei residui di DDT con l'aumento del livello trofico. I livelli trofici più bassi, *Cladophora* e zooplankton, avevano concentrazioni fra 40 e 85 µg DDT/kg PU mentre quelli più alti (rappresentati da uccelli marini predatori) raggiungevano 75 5000 µg DDT/kg PU. Osservazioni simili sono state fatte da Robinson e collaboratori (1967) per DDT e HEOD (che è il maggior costituente del Dieldrin tecnico).

A riguardo degli effetti dei pesticidi sugli organismi marini si può notare che possono essere esplicati a livelli diversi (a livello cellulare,

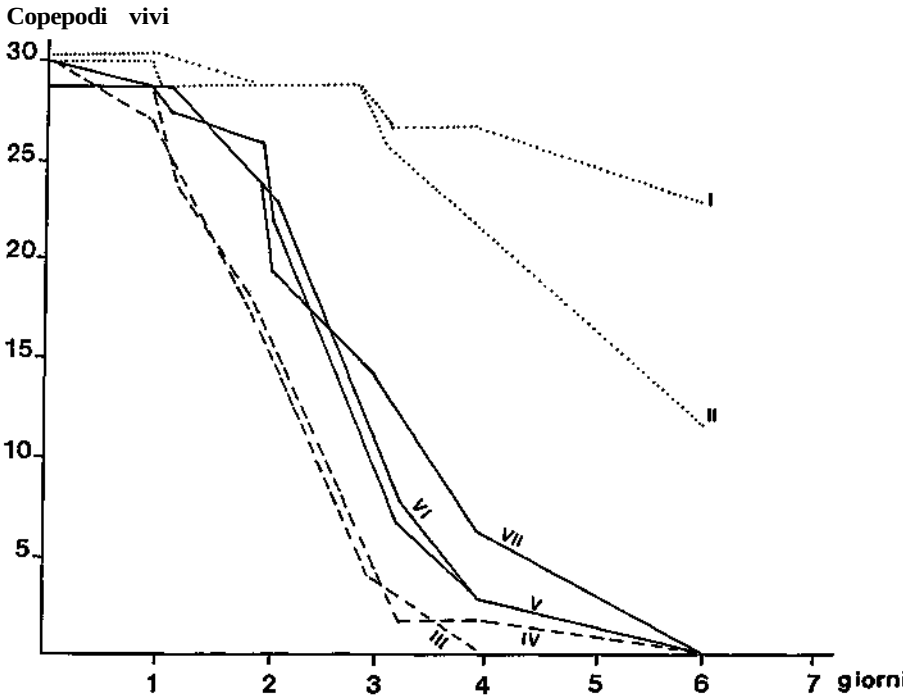


FIG. 5. Sopravvivenza di *Euterpina acutifrons* in soluzione di Multanin (10^3 µg/l) senza cibo e con *Platymonas suecica* contaminata per vari periodi prima di immettere i copepodi. (Nassogne 1971).

I Acqua di mare + Alghe
II Soluzione senza cibo
III Soluzione + alghe non previamente contaminate
IV Soluzione + alghe contaminate per 1 giorno
V Soluzione + alghe contaminate per 3 giorni
VI Soluzione + alghe contaminate per 5 giorni
VII Soluzione + alghe contaminate per 8 giorni

tissulare, di individuo e comunità). Esposizioni selettive possono alterare le composizioni di popolazioni naturali. Wurster (1968) studiando gli effetti di pp' DDT su popolazioni naturali di fitoplancton ha notato che a 10 µg/l la fotosintesi è ridotta al 40 % in 24 h. Lo sviluppo da nauplio ad adulto del Copepode *Pseudodiaptomus cornatus* è bloccato se si studiano gli sviluppi a partire da uova prelevate da femmine esposte a 10 µg DDT/l (Menzel et al. 1970). Concentrazioni di pesticidi cloru-

rati e PCB di soli 1 µg/l deprimono del 20 % la crescita di conchiglie di ostriche (Duke et al. 1970). Una miscela di DDT, toxafene e para¬thion a concentrazioni di 1 µg/l di ogni pesticida influisce sulla crescita di *Crassostrea virginica* e ne riduce la resistenza contro funghi parassiti, infiltrazioni di leucociti, ritarda la maturazione delle gonadi e induce iperplasia dell'epitelio germinale (Lowe et al. 1971). I dati disponibili sugli effetti di 12 pesticidi su organismi marini sono analizzati ed esposti da Bernhard e Zattera (1975) e a questo lavoro si rimanda per infor-mazioni dettagliate e referenze bibliografiche. La tabella 4 fornisce

TABELLA 4.

Effetti di 11 pesticidi su alcuni organismi marini. I dati sono solo una selezione di quanto raccolto da Bernhard e Zattera (1975).

	Conc. µg/l	*Effetti*	*Organismi*
Aldrin	5.5	48-h-EC-50	*Leistomus xanthurus*
	8	96-h-LC-50	*Crangon septemspinosa*
DDT	2	48-h-LC-50	*Leistomus xanthurus*
	2	96-h-LC-50	*Palaemonetes vulgaris*
Dieldrin	5.5	48-h-EC-50	*Leistomus xanthurus*
	7	96-h-LC-50	*Crangon septemspinosa*
Endrin	0.6	48-h-EC-50	*Leistomus xanthurus*
	1.7	96-h-LC-50	*Crangon septemspinosa*
Eptacloro	25	48-h-EC-50	*Leistomus xanthurus*
	8	96-h-LC-50	*Crangon septempsinosa*
Lindane	30	48-h-LC-50	*Leistomus xanthurus*
	5	96-h-LC-50	*Crangon septemspinosa*
Malathion	550	48-h-EC-50	*Leistomus xanthurus*
	33	96-h-LC-50	*Crangon septemspinosa*
Parathion	1000	Inibizione crescita 22 % in 96 h	*Crassostrea virginica*
	1	48-h-EC-50	*Panaeus aztecus*
PCB	35000	LC-50 Inibiz. fotos-50 %	Comunità fitoplanctoniche naturali
	1	Diminuzione crescita conchiglia (20 %)	Ostriche
Toxafene	1	48-h-EC-50	*Leistomus xanthurus*
	0,015	Inibizione crescita 20 % in 10 giorni	*Monochrysis lutheri*
Sevin	7300	24-h-EC-50	*Clinocardium nutullii*
	30	48-h-EC-50	*Calinassa californiensis*

solo un sommario molto ristretto di tutti i dati considerati da Bernhard e Zattera. Nella tabella citata sono posti a confronto, per un buon numero di pesticidi, e in quanto esistono informazioni, i dati di tossicità acuta relativi al *Leistomus xanthurus* con gli organismi che, a parte il *Leistomus,* hanno mostrato la maggiore sensibilità. Si può osservare che la maggiore sensibilità è dovuta al Toxafene per *Leistomus xanthurus* e *Manochrysis lutheri.*

L'utilizzazione dei dati di tossicità è complicata da diversi fattori, ad es.: differenza nella sensibilità di specie simili, problemi di metodologia connessi con la solubilità in acqua dei pesticidi e, talvolta, insufficienti informazioni per valutare criticamente le condizioni sperimentali ecc. Il WQC-1972 (1973) suggerisce di utilizzare i dati di tossicità, per valutare le « concentrazioni di sicurezza », usando un fattore di applicazione solo di 0,01. Però nello stesso tempo il WQC avverte che con tale fattore non sono protetti mammiferi e uccelli predatori e che nella eventualità di un effetto di amplificazione via catena alimentare tale fattore deve essere ridotto, in modo da valutare le singole « concentrazioni di sicurezza ». Comunque in prima approssimazione possiamo tentare di utilizzare i dati per *Artemia salina* della tabella 2. Da tale tabella si può notare che gli adulti di *Artemia salina* hanno una 5-h-LC-50 di 142 000 µg DDT/l mentre la corrispondente concentrazione per le larve è di 12 µg di DDT/l. Così le larve sono circa 10000 volte più sensibili degli adulti. Se, in questo caso, si volessero utilizzare i dati ottenuti per gli adulti per proteggere gli stadi più sensibili degli stessi organismi o organismi diversi ma più sensibili si dovrebbe usare un « fattore di applicazione » inferiore a 0,0001. Sebbene sia difficile estrapolare i dati ottenuti per un organismo ad altri si può tentare, in assenza di migliori informazioni e in via di prima approssimazione, di utilizzare i dati raccolti per la valutazione delle « concentrazioni di sicurezza » attraverso un fattore di applicazione di 0,00001 (che è 10 volte inferiore al precedente) e le concentrazioni più basse che nelle prove di tossicità hanno messo in evidenza effetti sugli organismi marini. Fra i diversi organismi controllati il più sensibile ad Aldrin, DDT, Dieldrin ed Endrin è il *Leistomus xanthurus* per il quale i dati di 48-h-EC-50 sono rispettivamente (vedi Tab. 5) 5,5; 2; 5,5 e 0,6 µg/l. Le concentrazioni di sicurezza dovrebbero pertanto essere: 0,000055; 0,00002; 0,000055 e 0,000006 µg/l di Aldrin, DDT, Dieldrin e Endrin rispettivamente. Il *Crangon septemspinosa* è l'organismo più sensibile, fra quelli controllati, a Eptacloro, Lindano e Malathion con 96-h-LC-50 di 8 ; 5 e 33 µg/l. Con gli stessi criteri usati per gli altri pesticidi si ottengono le « concentrazioni di

sicurezza » di 0,00008 ; 0,00005 ; 0,00033 µg/l di Eptacloro, Lindano e Malathion rispettivamente. Per le rimanenti quattro sostanze le specie più sensibili sono: per il Parathion *Penaeus aztecus* con una 48-h-EC-50 di 1 µg/l; per i PCB le ostriche per le quali la crescita delle conchiglie viene influenzata da 1 µg PCB/l ; per il Toxafene *Manochrysis lutheri* la cui crescita è inibita alla concentrazione di 0,015 µg/l; per il Sevin *Upogebia pugettensis* con una 48-h-EC-50 di 30 µg/l. Le « concentrazioni di sicurezza » per Parathion, PCB, Toxafene e Sevin dovrebbero quindi essere 0,00001 ; 0,00000015 ; 0,00030 µg/l rispettivamente.

Consumo di prodotti della pesca, concentrazione di sicurezza e consumo massimo per settimana

I prodotti edibili della pesca non costituiscono una parte notevole della dieta del pubblico. In molti paesi le proteine dei prodotti ittici contribuiscono per meno del 10 % sul consumo totale delle proteine; nel caso di Stati Uniti e Canada sono minori del 5 %. Esistono comunque paesi, che, anche se sono una minoranza, hanno consumi eccezionalmente elevati (Norvegia, Portogallo, Giappone, Formosa, ecc.). Nel mercato comune il consumo di prodotti della pesca varia mediamente da 9 g PU per persona e per giorno (Frisia e Friuli) a circa 20 g PU (Fiandre) con l'eccezione della Vandea dove vengono consumati 31 g PU per giorno e per persona di pesce assieme a notevoli quantità di mitili e ostriche, 32 g PU/giorno/persona, e crostacei, 9,5 g PU/giorno/persona (Cresta e Lacourly 1966).

Non molti dati sono pubblicati sul consumo massimo di prodotti della pesca da gruppi particolari della popolazione (Gruppi Critici). Preston (1967) trova che il consumo diretto di pesce può essere anche di 807 g/persona/giorno. Jokelainen (1967) osserva che in certi gruppi delle popolazioni finlandesi vengono consumati 308 g/persona/giorno di prodotti della pesca. Nel Golfo di Taranto abbiamo potuto rilevare (Bernahrd et al. 1972) che taluni gruppi di pescatori locali consumano direttamente sulle imbarcazioni, dove il pesce non costa nulla, circa 2 × 300 g in due pasti per circa 20 giorni ogni mese. Per ulteriori dati si rimanda ad altre pubblicazioni (es. Bernhard e Zattera, 1975) o a raccolte organiche di dati (es. FAO 1969). Annotiamo qui ancora che il pubblico in generale consuma fra 1 e 84 g di pesce per giorno mentre i gruppi o le popolazioni critiche possono consumare fino a 800 g di pesce per giorno.

Cercando ora di concludere si può tentare, sulla base di quanto esposto, di valutare, a fini protezionistico — sanitari, la quantità di prodotti ittici consumabili in condizioni di « sicurezza » e, a fini protezio¬nistico-ambientali le « concentrazioni di sicurezza » dei polluenti intese come quelle che pongono il minor rischio per gli organismi. Per tali fini può essere utile confrontare le concentrazioni di sostanze potenzialmente tossiche nei pesci con l'assorbimento massimo permissibile per l' uomo e la concentrazione di tali sostanze in acqua di mare che può essere considerata « sicura » per gli organismi marini. Nella seconda colonna di tabella 6 sono riportate le concentrazioni, o gli intervalli di concentrazione, di alcuni tossici nelle parti edibili dei pesci. Nella colonna successiva (3) è riportato, quando disponibile, il limite provvisorio del tossico ingeribile dall'uomo standard (70 kg di peso) per settimana. Sulla base dei due dati precedenti si può stimare la quantità massima di pesce che una persona può consumare senza eccedere la quantità limite stabilita in via provvisoria per i vari contaminanti. Come si può osservare dalla tabella 6 per Hg , Pb la massima quantità di pesce che può essere consumata è minore del consumo medio di pesce per le popolazioni della maggior parte dei paesi non mediterranei. Comunque il valore medio per il mercurio eccede i consumi medi dell'estremo oriente; infatti in Giappone il consumo medio di pesce è circa 0,6 kg/settimana/persona. Per i pesci catturati nel Mediterraneo si hanno dati di consumo permissibile che rientrano nell'intervallo dei consumi dell'Europa Occidentale (Portogallo 0,4 kg, Svezia 0,4 kg, Danimarca 0,4 kg). Fra i paesi mediterranei la Spagna consuma 0,27 kg/persona/settimana, l'Italia solo 0,11 kg, la Francia 0,16, la Grecia 0,19; fra i paesi africani prospicenti al Mediterraneo il Marocco con 0,028 kg ha il consumo medio più elevato. Comunque se consideriamo la quantità di prodotti ittici consumata dai gruppi critici si nota che per il mercurio essa supera la quantità massima permissibile. La conclusione è in linea con le raccomandazioni del Comitato di esperti sugli additivi negli alimenti della FAO/WHO (FAO 1973). L'ingestione provvisoria tollerabile per settimana per il mercurio non è probabilmente al momento attuale raggiunta dal pubblico in generale di qualsiasi paese ma è certamente minore di quanto incorporata da talune minoranze delle popolazioni di alcuni paesi (gruppi critici).

Considerando i dati sui residui dei pesticidi contenuti negli organismi marini edibili e l'assorbimento settimanale provvisorio come suggerito dalla FAO/WHO (1971), si può stimare, analogamente a quanto fatto per i metalli pesanti, il massimo consumo giornaliero o settimanale di

pesci o di altri prodotti edibili. La colonna 2 della tabella 6 da il contenuto dei pesticidi nei pesci. Le concentrazioni di DDT variano da 400 a 880 µg/kg PU in *Squalis* catturato nel Mediterraneo da 230 a 680 µg/kg PU nelle aringhe del Baltico e da 170 a 1280 µg/kg PU in pesci campionati in ambiente salmastro di Long Island. Le concentrazioni più elevate di Dieldrin (80-240 µg/kg PU) sono state determinate in *Clupea harengus* pescato nello stretto di Clyde quelle di epta¬ cloro (0,5 µg[5]kg PU) in pesci piatti delle acque dell'Oregon. A riguardo del Dieldrin si può notare che il consumo di pesce in Giappone (0,6 kg/settimana per il pubblico in generale) raggiunge il consumo massimo permissibile valutato, tuttavia, sulla base del contenuto in Dieldrin in pesci catturati in aree diverse da quelle interessanti l'ambiente marino del Giappone. In ogni caso si può dire che il Dieldrin è da considerare con attenzione dato che può certamente presentare problemi per i gruppi critici e anche per il pubblico generale di quelle nazioni che hanno, un consumo medio sostenuto. Se si assume che taluni areali marini giapponesi siano contaminati come le aree menzionate precedentemente e per le quali si dispongono dei dati sui contenuti nei pesci il DDT e l' eptacloro non sembra che pongano particolari problemi per il pubblico in generale ma il DDT può presentare aspetti preoccupanti per i gruppi critici causa l'elevato consumo di questi.

Nelle ultime due colonne della tabella 6 sono elencate le « concentrazioni di sicurezza » che dovrebbero salvaguardare il normale sviluppo degli organismi marini e, per confronto, le concentrazioni considerate « normali » in acqua di mare. Dividendo le seconde per le prime si ha un « fattore di sicurezza ». Se questo fattore è uno, la concentrazione del contaminante coincide con la « concentrazione di sicurezza » e non dovrebbe essere accettabile nessuna polluzione, se il fattore è maggiore di uno è accettabile un aumento di concentrazione oltre quella presente naturalmente, se invece è minore di uno la cosiddetta « concentrazione naturale » del polluente può già causare effetti inibenti. Per il mercurio il fattore è uno e, come già discusso precedentemente per il consumo da parte dell'uomo il contenuto in mercurio nei pesci è già abbastanza elevato; così si può solo concludere che contaminazioni da mercurio non dovrebbero essere più possibili. Il Nichel ha un fattore minore di uno; ciò significa che già le « concentrazioni naturali » sono elevate per gli organismi marini. Comunque si dovrebbe considerare che per diversi elementi solamente la frazione ionica è tossica e che questa è spesso, solo una piccola parte della concentrazione totale dell'elemento. Ad esempio non tutto lo zinco presente in acqua di mare è disponibile per

gli organismi marini ma solo la frazione ionica. Se nel caso specifico dello zinco si considera solo la frazione ionica il fattore di sicurezza passa da 2 a 20 (vedi ultima colonna di tabella 6).

In tabella 6 sono pure riportate le « concentrazioni di sicurezza » per i pesticidi valutate con le ipotesi discusse nel capitolo riguardante i pesticidi. Per queste ultime sostanze non si può, per ovvie ragioni, effettuare nessun confronto fra « concentrazioni di sicurezza » e naturali.

RIASSUNTO

Sono presentati e, ove possibile, discussi ed analizzati i dati relativi alla distribuzione, in acqua di mare e in grosse categorie di organismi, di otto elementi (Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr, As) presenti nell'ambiente marino e che possono essere importanti per la contaminazione. Sono stati considerati anche i dati relativi ad alcuni pesticidi (Aldrin, DDT, Dieldrin ecc.).

I dati di tossicità acuta, e non, relativi alle sostanze di cui sopra sono stati presi in considerazione per una analisi critica e per una stima delle « Concentrazioni di sicurezza » considerate come quelle che possono dare il minor rischio per gli organismi marini.

Considerando la quantità di prodotti della pesca consumati dal pubblico comune e dalle popolazioni o Gruppi Critici con i dati, ove esistono, sull'assorbimento settimanale provvisorio massimo tollerabile è stata valutata la quantità settimanale massima di prodotti della pesca che può essere consumata. I risultati mostrano che per un certo numero di contaminanti (es. Hg, Aldrin ecc.) l'assorbimento settimanale dai prodotti edibili della pesca per certi Gruppi Critici, come taluni pescatori che consumano quantitativi piuttosto elevati di prodotti della pesca, può essere troppo elevato.

Dal confronto fra la concentrazione dei polluenti alla quale si ha il minimo rischio («Concentrazione di Sicurezza») con le concentrazioni «Naturali» si può osservare, ad esempio, che il mercurio già alla concentrazione « naturale » può avere qualche influenza sugli organismi e quindi per questo polluente non potrebbero essere ammessi ulteriori incrementi nell'ambiente naturale.

Zinco e Nichel agiscono negativamente sugli organismi anche a concentrazioni molto basse.

Per quanto riguarda i pesticidi quelli che pongono le maggiori limitazioni, particolarmente per i Gruppi Critici, sembrano essere DDT e Aldrin. Per i pesticidi, ovviamente, non si possono fare confronti fra concentrazioni naturali e di sicurezza. In ogni caso a causa delle notevoli difficoltà che si incontrano nella estrapolazione dei risultati degli esperimenti di tossicità alle condizioni naturali sono necessarie altre ricerche per stabilire i limiti di tossicità in natura.

SUMMARY

The concentration in sea water and in marine organisms of eight elements (Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr, As) and some pesticides (Aldrin, DDT, Dieldrin, etc.) which are important from the point of view of marine pollution are reviewed.

Data on acute and chronic toxicity are used to arrive at an estimation of a « safe concentration » which is defined as the concentration which poses a minimal risk to the marine organisms.

Taking into consideration the amount of fishery products consumed by the general public by the critical populations and the data available on maximum permissible weekly intake of pollutants the maximum amount of fish which can be consumed by man is estimated. The estimations show that for some pollutants (e. g. Hg and Aldrin) the intake with fishery products by critical groups, which consume large amounts of fish, exceeds the maximum permissible weekly allowance.

Comparing the « minimum risk » concentration of pollutants to marine organisms with the natural concentrations one notes that again mercury is highly effective on marine organisms and that only slight increases in mercury, but also in zinc and nickel can affect marine organisms. However, due to the great difficulties encountered in extrapolating the results of toxicity experiments to natural conditions more research is needed to establish toxicity limits in nature.

TABELLA 5.

Effetti di alcuni metalli pesanti su organismi marini. (Dati estratti da Bernhard e Zattera (1975)). Tutte le concentrazioni (« normali », di saturazione, di « sicurezza e di sperimentazione) sono in µg/l. Gli effetti sono indicati come vengono forniti dai diversi autori, le referenze sono in Bernhard e Zattera (1975).

		Conc. «normali» in acqua di mare	*Conc. di satur.*	*« Conc. di sicur. »*	*Conc. di speriment.*	*Effetti*	*Organismi*
Hg	$HgCl_2$	0,1		0,1	170	96-h-LC-50	*Fundulus heteroclitus*
					1	Inibizione dell'accumulo di C^{14}	Popolazione naturale di fitoplancton
	acetato di fenilmercurio				0,06	Inibizione crescita (~ 10 %)	*Chlorella* sp.
Cd		0,02	4 000-1 000 000	0,2	55 000	96-h-LC-50	*F. heteroclitus*
					100	105-d-TLm	*Crassostrea virginica*
Pb		0,02	300-700	10	40 000	96-h-LC-50	*F. heteroclitus*
					200	Anormalità nelle uova	*Psamechinus miliaris*
Cu		1	400-800	10	3 200	96-h-LC-50	*F. heteroclitus*
					0,68	Inibizione della crescita	*Thalassiosira pseudonana*
					0,25	300-h-LC-50	*Nereis diversicolor*
Zn		10	1 200-2 500	20	60 000	96-h-LC-30	*F. heteroclitus*
					30	Inibizione nello sviluppo larvale	*Paracentrotus lividus*
Cr		0,04		10	200 000	168-h-LC-0	*F. heteroclitus*
					1 000	Riduzione (5-10 %) attiv. fotosint.: 5 g	*Macrocystis pyrifera*
Ni		5	20 000-450 000	2	100 000	168-LC-0	*F. heteroclitus*
					1 180	48-h-LC-50	*Crassostrea virginica* (larve)
As		2		10	2 600	Conc. toll. per 10 giorni	*Oncorhynchus gorbuscha*

TABELLA 6.

Massimo consumo settimanale di pesce e concentrazioni di sicurezza in acqua di mare per alcuni metalli pesanti e pesticidi (da Bernhard e Zattera 1975).

	µg/kg PU pesce	*Incorporaz. Sett. prov. µg/70 kg*	*Consumo Mass. pesce kg/sett.*	*« Conc. sic. » µg/l (*)*	*AM µg/l*	*« Fattore di sicurezza »*
Metalli pesanti						
Hg-T (95 % metil)	42- 500	200	0,42- 4,5	0,1	0,1	1
Hg-T (Med)	200- 2 000	200	0,1- 1,00	0,1		
Cd	20- 1 670	400	0,23-20,0	0,2	0,2	10
Pb	100	2 800	28	10	0,02	300
Ni	500- 7 200			2	5	0,4
Zn (Zn **)	3 100-40 000			20	10 (1)	2 (20)
As	300-11 500	2 450	0,2- 8,2	10	2	5
Cu	200- 9 000	24 500	2,7 -12,2	10	1	10
Mn	250- 5 700			20	2	10
Cr	960-11 000			10	0,04	250
Pesticidi						
Aldrin		49		0,000 055		
DDT		2 450		0,000 02		

TABELLA 6 *(segue)*

	µg/kg PU pesce	*Incorporaz. Sett. prov. µg/70 kg*	*Consumo Mass. pesce kg/sett.*	*« Conc. sic. » µg/l (*)*	*AM µg/l*	*« Fattore di sicurqzza »*
Metalli pesanti						
Mediterraneo	400- 880		2,78- 6,12			
Baltico	230- 680		3,60-10,63			
Estuario dell'Oc.	170-1 280		1,91-14,41			
Atlantico Ovest						
Dieldrin		49		0,000 055		
Stretto di Clyde	80- 240		0,26- 0,61			
Endrin		98		0,000 006		
Eptacloro	0,5	245	490	0,000 08		
Oceano Pacifico						
Lindano		9 800		0,000 05		
Malathion		9 800		0,000 33		
Parathion		2 450		0,000 01		
PCB	37- 1 500			0,000 01		
Sevin				0,000 40		
Toxafene				0,000 000 15		

(*) La « concentrazione di sicurezza » è considerata come quella concentrazione che pone il minimo rischio di effetti deleteri per gli organismi marini. Le concentrazioni di sicurezza sono date secondo WQC-1972 (1973) per i metalli pesanti, per i pesticidi sono state valutate da dati di tossicità con l'uso di un fattore di applicazione di 0,00001.
AM = Concentrazioni « normali » in acqua di mare.

BIBLIOGRAFIA

ABDULLAH, M. I., L. G. ROYLE e A. W. MORRIS 1972. Heavy metal concentration in coastal waters. *Science, 235,* 158-160.

ANONIMO 1971. Oceanography of the nearshore coastal waters of the pacific northwest relating to possible pollution. Vol. *I* and *II Water Pollution Control Research Series 16070 EOK 07/71* Environmental Protection Agency. Water Quality Office.

BARBER, RT., A. VUAYAKUMAR e F. A. CROSS 1972. Mercury concentration in recent and 90 years-old benthopelagic fish. *Science, 178,* 636-639.

BARBER R. T., I. BARRET, J. BLAXTER, H. W. JANNASCH, J. Mc GOWAN, J. A. QUINN, L. POMEROY e L. PROVASOLI 1971. The effects on marine organisms. In: Marine Environmental Quality: National Acad. of Sciences Wash. D.C. pp. 63-81.

BECKER, C. D. e T. O. THATCHER 1973. Toxicity of power plant chemicals/aquatic life. U. S. Atomic Energy Commission Wash. Wash. 1249 and Battelle N. W. Richland.

BERNHARD, M. 1955. Die Kultur von Seeigellarven *(Arbacia lixula* L.) in kunstlichem und naturlichem Meerwasser mit Hilfe von Ionen-austauschsubstanzen und Komplexbildnern. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 14,* 80-95.

BERNHARD, M. e A. ZATTERA 1969. A comparison between the uptake of radioactive and stable zinc by a marine unicellular alga. In: Nelson, J. D. and Evans (Eds.) pp. 389-398. II Nat. Symp. on Radioecol., Ann Arbor 1967 US AEC.

BERNHARD, M. e A. ZATTERA 1975. Major pollutants in the marine environment. In: Pearson and Frangipane: Marine Pollution and Marine Waste Disposal. Pergamon Press Oxford and N. Y., pp. 195-300.

BERNHARD, M., P. CAGNETTI, A. NASSOGNE, C. PERONI, A. PIRO e A. ZATTERA 1972. Radioecological investigations in the Gulf of Taranto. 2. Preliminary estimation of the receptivity for low level radioactive wastes of the site in the Gulf of Taranto: pp. 347-380. In: Radioecology applied to the Protection of Man and his Environment. EUR 4800 d-f-i-e. Proc. of a Symp. Rome 7-10 Settembre 1971.

BRYAN, G. W. 1964. Zinc regulation in the lobster *Homarus vulgaris.* I. Tissue zinc and copper concentrations. *J. Mar. Biol. Ass. U. K., 44,* 549-563.

BRYAN, G. W. 1967. The metabolism of Zn in crabs, lobster and freshwater crayfish. Pages 1005-1016. In: Aberg, B. e F. P. Hungate (Ed.) Radioecological concentration process. Pergamon Press.

BRYAN, G. W. e L. G. HUMMERSTONE 1973. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England. *J. Mar. Biol. As. U. K., 53,* 705-720.

Cox, J. L. 1971. DDT residues in sea water in particulate matter in the California current system. *Fish Bull. Calif., 60,* 443-450.

CRESTA, M. e O. LACOURLY 1966. Determination des regimes alimentaires des populations de onze regions de la Communauté européenne en vue de l'étude des

niveaux de contamination radioactive. Methodologie-resultats des enquetes familiales. *Rapport CEA-R 2979 Centre d' Etude Nucleaires de Fontenny-nux-Roses,* Paris 1-289.

CUMONT, G., G. VIALLEX, H. LELIEVRE e P. BONENRIETH 1972. Contamination des poissons de mer par le mercure. *Rev. int. Océanogr. Méd., 28,* 95-127.

DUKE, T. W., J. I. LOWE e A. J. WILSON 1970. A Polychlorinated biphenyl. (Aroclor. 1254) in the water, sediment and biota of Euscambia Bay, Florida. *Bull. Environ. Contam. & Toxicol.,* 5, 171-180.

DUTTON, J. W. R., D. F. JEFFERIES, A. R. FOLKLAND e P. G. JONES 1973. Trace metals in the north Sea. *Mar. Poll. Bull., 4,* 135-138.

EISLER, R. 1971. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. *J. Fish. Res. Bd. Can., 28,* 1225-1234.

EISLER, R. 1973. Annotated bibliography on Biological Effects of Metals in Aquatic Environments. Nat. Environ. Res. Center Off. of Res. and Monitoring U. S. Env. Prot. Agency Corvallis Ore. EPA-R3-73-007 U. S. Gov. Printing Office, Washington.

EISLER, R., G. E. FAROOGIAN, R. J. HENNKEY 1972. Cd uptake by marine organisms. *J. Fish. Res. Bd Can., 29,* 1367-1379.

ELDERFIELD, H., L. THORNTON e J. S. WEBB 1971. Heavy metals in oyster culture in Wales. *Mar. Poll. Bull., 2,* 44-47.

FAI 1969. The States of Food and Agriculture 1969. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome 1-196.

FAO 1970. Seminar on methods of detection, measurements and monitoring of pollutants in the marine environment. Pages 1-94, FAO FIR: TPME/70/6 Rev. Rome.

FAO 1973. Evaluation of Hg, Pb, Cd and the food additives Amarans, Diethyl, Procarbonate and Octyl-gallate. Pages 1-84 FAO Nutrition Meeting Rep. Ser. No. 51 A FAO, Rome.

FAO/WHO 1971. 1970 Evaluations of some pesticides residues in food. Pages 1-571, FAO/WHO AGP: 1970/M/12/1 Rome.

FORRESTER, C. R., K. S. KETCHUM e C. C. WONG 1972. Mercury content of spiny dogfish *(Squalus acanthias)* in the State of Giorgia, British Columbia. *J. Fish. Res. Bd Can., 29* 1487-1490.

GESAMP 1973. Joint group of experts on the scientific aspect of marine pollution. Pages 1-87. Report of the fifth session, Vienna 18-23 June 1973. IMCO/FAO/WHO/WMO/IAEA/UN.

HIYAMA, Y. e M. SHIMIZU 1964. On the concentration factors of radioactive Cs, Sr, Cd, Zn and Ce in marine organisms. *Records of Oceanogr.* Work in Japan, *7,* 43-77.

HOLDEN, A. W. 1972. Organochlorine residues in plankton from the west coasts of Scotland. Pages 515-521. In: Goldberg, E. D. (Ed.) Baseline Studies of Pollutants in the Marine Environment. Background papers for a Workshop Sponsored by Nat. Sci. Found. for the Int. decade of Oceanography-Brookhaven National Lab. 24-26 May 1972.

JOKELEINEN, M. P. 1973. Result of fluvial zinc pollution on the zinc content of littoral and sublittoral organisms in Cardigan Bay-Wales. *Env. Poll., 4,* 27-36.

LOWE, J. jr., P. D. WILSON, A. J. RICK e A. J. jr. WILSON 1971. Chronic exposure of oysters to DDT, Toxaphene and Parathion. National Shellfisheries Association 61, 71-79.

MACEK, K. J. e S. KORN 1970. Significants of food chain in the DDT accumulation by fish. *J. Fish. Res. Bd Can, 27,* 1496-1498.

MENZEL, D. W., J. ANDERSON e A. RANDTKE 1970. Marine phytoplankton vary in the response to chlorinated hydrocarbons. *Science, 167,* 1724-1726.

NASSOGNE, A., 1971. First heterotrophic level of food chain. Pages 22-37. In: Bernhard, M. Studies on the Radioactive Contamination of the Sea. *Annual Report 1970. CNEN Report No RT/BIO, (71),* 4.

NASSOGNE, A. 1972. First heterotrophic level of food chain. Pages 33-54. In: Bernhard, M. Studies on the Radioactive Contamination of the Sea. *Annual Report 1971, CNEN Report No RT/BIO, (71),* 7.

NICKLESS, G., R. STENNER e N. TERRILLE 1972. Distribution of cadmium, lead, and zinc in the Bristol channel. *Mar. Poll. Bull., 3,* 188-190.

PEDEN, J. D., J. H. CROVERS, C. E. WATERFALL e J. BEASLEY 1973. Heavy metals in Sommerset marine organisms. *Mar. Poll. Bull., 4* (1), 7-9.

PIRO, A., M. BERNHARD, M. BRANICA e M. VERZI 1973. Incomplete exchange reactions between radioactive ionic zinc and stable natural zinc in sea water. Pages 29-45. In: Radioactive Contamination of the Marine Environment. Proceedings of a Symposium Seattle 10-14 July 1972, IAEA.

PRESTON, A. 1967. Site evaluation and discharge of aqueous radioactive wastes from civil nuclear power stations in England and Wales. In: Disp. Radioact. Wastes in the seas, Oceans and Surface waters. Pages 725-IAEA, Vienna.

PRESTON, A., D. F. JEFFERIES, J. W. R. DUTTON, B. R. HARVEY e A. K. STEELE 1972. British isles coastal waters: the concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators. - a pilot survey. *Environ. Pollut., 3,* 69-82.

RAYBAUD, H. 1972. Les biocides organochlorines et les detergents anioniques dans le milieu marine. In: These de Doctorat de Specialite 64 pp.

RISEBROUGH, R. W. 1969. Chlorinated hydrocarbons in marine ecosystems. Pages 5-23. In: Miller, M. W. e G. G. Berg (Eds.), Chemical fallout. Charles C. Thomas publisher Springfield Illinois.

ROBERTSON, D. E., L. A. RANCITELLI, J. C. LANGFORD e R. W. PERKINS 1972. Battelle north-west contribution to the IDOE Baseline Study. In: Workshop on Baseline Studies of Pollutants in Marine Environment-Brookhaven Nat. Lab. 24-26 May 1972.

ROBINSON, J. A., RICHARDSON, A. M. CADTREE, J. C. COULSON e G. R. POTTS 1967. Organochlorine residues in marine organisms. *Nature, 214,* 1307-1311.

SPRAGUE, J. B. 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish. III Sublethal effects and « safe » concentrations. *Water Res.,* 5, 245-266.

STEELE, J. H., A. D. Mc INTYRE, A. D. JOHNSTON, R. BAXTER, I. G. TOPPING e H. D. DOOLEY 1973. Pollution studies in the Clyde sea area., *Mar. Poll. Bull., 4,* 153-157.

«W. Q. C. - 1972 » 1973. Water quality criteria 1972. Report of the Committee on water quality criteria. Nat. Acad. Sc. Nat. Acad. Engineering Superint. Doc. U.S. Govern. Print Office Washington D. C. Stock No 5501-00520.

WILLIAMS, R. e A. W. HOLDEN 1973. Organochlorine residues from plankton. *Mar. Poll. Bull. 4* (7), 109-111.

WOODWELL, G. M., C. F. WURSTER e P. A. ISAACSON 1967. DDT residues in an east-coast estuary: a case of biological concentration of persistent insecticide. *Science, 156,* 821-824.

WURSTER, C. F. 1968. DDT reduces photosynthesis by marine phytoplankton. *Science, 159,* 1474-1475.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 113-140
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

PRIME FASI DI INSEDIAMENTO SU SUBSTRATI DURI IMMERSI IN ACQUE DEL PORTO DI GENOVA A DIVERSO GRADO DI INQUINAMENTO[1]

G. RELINI, M. MONTANARI, S. VIALE, E. PISANO

Laboratorio per la Corrosione Marina dei Metalli, Reparto di Biologia Marina, C.N.R., Genova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Organisms present on primary film (bacteria excluded), on primary growth and secondary growth of atoxic panels immersed in zones with different pollution, were investigated in the Genoa harbour.

INTRODUZIONE

Sui substrati immersi in mare, in tempi variabili e in funzione di molti fattori, si insediano e si sviluppano diversi organismi i quali costituiscono una associazione denominata « *fouling* » quando il substrato è artificiale o comunque legato all'attività umana.

La fisionomia dell'insediamento e l'evoluzione delle associazioni sono

[1] Gli Autori ringraziano vivamente: i Dott. Ettore Sessi ed Ugo Odello del Reparto di Chimica Analitica del Laboratorio per avere cortesemente messo a disposizione i dati fisici e chimici. Il Prof. Guido Persoone del Laboratorium voor Oecologie, Rijksuniversiteit, Gent (Belgio) per la conferma di alcune determinazioni. Il Prof. Attilio Solazzi ed il Dr. Claudio Tolomio dell'Istituto di Botanica e Fisiologia Vegetale dell'Università di Padova per la determinazione di alcune Diatomee.

legate tra l'altro al grado di alterazione e di antropizzazione degli ambienti marini, come è stato rilevato anche da ricerche svolte nel Porto di Genova, in sette stazioni a diverso tipo e grado di inquinamento (Mor, Sessi e Relini 1970; Montanari e Relini 1970; Geraci e Relini 1970; Rossi, Bazzicalupo e Relini 1970; Relini e Relini Orsi 1970). Queste indagini compiute nel 1970 hanno permesso di scegliere quattro zone ben differenziate (fig. 1) nelle quali condurre una ricerca atta a valutare l' efficacia di alcune pitture antivegetative in ambienti alterati. I risultati ottenuti sul comportamento delle pitture saranno oggetto di un prossimo lavoro mentre in questo scritto vengono trattati solo alcuni aspetti riguardanti la caratterizzazione degli ambienti di studio da un punto di vista chimico, fisico e biologico con particolare riferimento all'insediamento degli organismi.

È stato inoltre eseguito un tentativo di descrizione delle prime fasi di colonizzazione di substrati duri artificiali in due situazioni ambientali profondamente diverse (Stazione Spinola e Zattera) esaminando gli insediamenti settimanali e giornalieri, considerando cioè la cosidetta pellicola primaria. Mentre per una rassegna bibliografica sull'argomento rimandiamo ad Huvè (1970) e Relini (1974), ci limitiamo a ricordare che la pellicola primaria (velo biologico, slime film, peloglea) è costituita dal complesso degli organismi microscopici che ricoprono i substrati appena immersi, insieme alle fini particelle organiche ed inorganiche che vi aderiscono.

Molti Autori, come è stato recentemente confermato da Corpe (1972), affermano che i batteri sono i primi colonizzatori. Persoone (1968) ha conteggiato sin dal primo giorno decine di migliaia di batteri per cm^2 sui vetrini immersi nel Porto di Ostenda, ambiente ad elevato inquinamento urbano, ove dopo 4 giorni era possibile rinvenire sugli stessi vetrini 10 milioni di batteri per cm^2. Lo stesso Autore tra il 1963 e il 1965, aveva eseguito una serie di osservazioni nel Porto di Ostenda che è, come noto, situato in un estuario mixoalino, nettamente polisaprobo, con un deficit molto alto in saturazione di ossigeno (Persoone e De Pauw 1968). In base ai rilevamenti compiuti egli giunse a distinguere diverse fasi di insediamento alle quali abbiamo ritenuto valido riferirci data la somiglianza fra i due ambienti portuali e le analogie incontrate nella problematica.

A differenza di Kawakara (1962), Persoone (1971) riconosce tre fondamentali momenti, di durata e composizione variabile con le stagioni, che potrebbero essere considerati altrettante fasi dello stadio iniziale secondo la terminologia di Huvé (1970) :

a) film primario: si forma nei primi giorni di immersione delle superfici ed è costituito unicamente da Batteri e detrito;
b) ricoprimento primario: si costituisce intorno ai quindici giorni e comprende oltre ai Batteri e al detrito, in inverno Protozoi e *Diatomeae*, in primavera e in estate Ciliati Peritrichi seguiti da Balani, Policheti tubicoli, Copepodi e Nematodi;
c) ricoprimento secondario: si forma dopo il primo mese di immersione ed è caratterizzato dalla presenza di *Balanus improvisus, Balanus crenatus, Polydora ciliata, Fabricia sabella, Nereis virens, Nereis succinea* e *Mytilus edulis.*

Nella ricerca da noi eseguita nel Porto di Genova, data la nostra migliore conoscenza degli organismi del macrofouling e le difficoltà di avere in Italia specialisti di alcuni gruppi sistematici, non tutte le determinazioni sono complete e lo stesso elenco degli organismi microscopici e di quelli della meiofauna non risulterà, per gli esperti del settore, esente da lacune. D'altra parte lo scopo del lavoro, nell'ambito delle ricerche fondamentali del laboratorio, non era tanto quello sistematico, ma quello di fornire una descrizione, sia pur preliminare, della fisionomia delle prime fasi di colonizzazione, delle loro variazioni stagionali, e soprattutto delle eventuali differenze esistenti in due ambienti a diverso grado di inquinamento.

Conoscenze di questo tipo possono essere utili anche per lo studio delle alterazioni iniziali di substrati immersi in mare e per quello di eventuali sistemi antifouling. Infatti, per quanto lo studio della composizione e della struttura della pellicola primaria sia ancora lungi dall'essere esaurito, è fuori dubbio il ruolo ben preciso che il velo biologico esercita sia sulle modificazioni dei substrati sia sulla loro colonizzazione iniziale. Tuttavia, secondo Huvé (1970) le prime fasi di insediamento non influenzano la costituzione della comunità finale la quale dipende dalle caratteristiche dell'ambiente e soprattutto da quelle climatiche.

MATERIALI E METODI

Dall'agosto 1973 al luglio 1974, nelle quattro stazioni indicate nella fig. 1 e descritte nel successivo paragrafo sono stati mensilmente rilevati dal nostro Reparto di Analitica alcuni parametri fisici e chimici (temperatura, salinità, pH, torbidità, ossigeno disciolto, ossigeno in

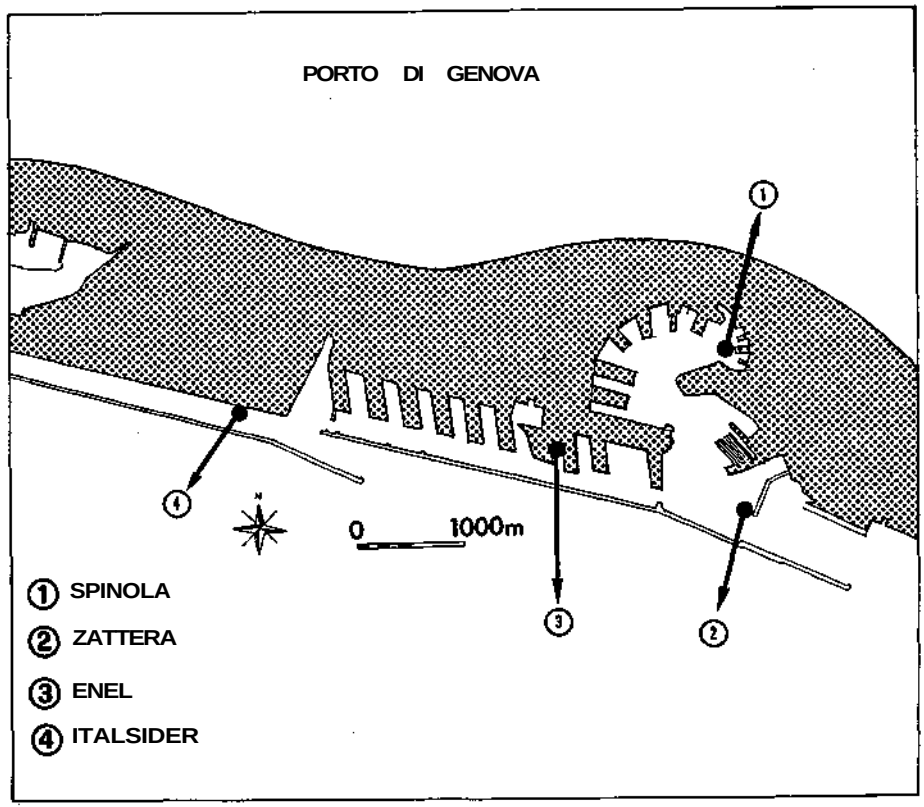


FIG. 1. Porto di Genova: ubicazione delle quattro stazioni esaminate nel corso della ricerca.

percentuale di saturazione, azoto ammoniacale, nitroso, nitrico, fosfati, detergenti, ferro) secondo le metodiche standard riportate in Mor, Sessi e Relini (1970). Per le analisi batteriologiche sono stati eseguiti test per la determinazione di tutti i Coliformi tipici (*Escherichia coli),* seguendo la tecnica delle membrane filtranti ed usando il terreno selettivo Tergitol 7 Agar al TTC; l'incubazione è avvenuta per 24 ore a 37°C per i Coliformi e a 44° C per *E. coli.* Per ulteriori informazioni si rimanda ad Aubert (1969) e a Relini, Montanari, Viale e Di Cintio (1975).

Contemporaneamente sono stati immersi, ogni mese, ad 80 cm di profondità, pannelli di fibrocemento (200 × 300 × 3 mm), seguendo

le modalità esposte in precedenti lavori (Relini 1964). Per l'esame dell' insediamento settimanale e giornaliero, dal febbraio 1974 al gennaio 1975, sono stati utilizzati comuni vetrini portaoggetto (25 × 75 mm), con i lati minori inseriti in telai scanalati di PVC ed immersi ad una profondità di 80 cm. Al momento del prelievo, che avveniva dopo tempi variabili da 4 settimane a 24 ore, i vetrini venivano posti in appositi contenitori di vetro colmi di acqua marina e trasportati, in borsa termica, in Laboratorio per l' osservazione in vivo, sia al binoculare da dissezione che al microscopio. In questa fase si procedeva ad una prima identificazione dei vari organismi e, per quanto era possibile, ad una valutazione quantitativa. Inoltre i vetrini venivano fotografati e riprodotti in disegni schematici nei quali si cercava di rappresentare l'aspetto generale dell'insediamento mentre per i particolari venivano eseguite foto al microscopio.

RISULTATI

Descrizione degli ambienti di studio

Stazione Spinola

La Stazione è localizzata all'estremità del Ponte Spinola (fig. 1), in uno dei punti più interni del vecchio porto. Ad essa arrivano le acque provenienti da due collettori della rete fognaria urbana che sfociano in Calata Porto Franco. Le acque si presentano sempre torbide, spesso maleodoranti e stagnanti; sul fondo, variabile da 3 a 5 metri, sedimenta lentamente una fanghiglia nerastra ricca di materiale organico che serve da substrato ad una intensa attività batterica; si determina così un notevole consumo di ossigeno, per cui spesso l'ambiente diventa anossico.

Dalla serie di analisi compiute risulta che questa stazione è la più inquinata, soprattutto a causa degli scarichi fognari, come è documentato dall'elevatissimo contenuto in batteri fecali, dai bassi valori di ossigeno, salinità e pH, dall'alto tenore in ammoniaca, nitriti e nitrati, fosfati (tab. 1) e detergenti. I Coliformi sono sempre presenti in concentrazioni intorno a 10^6, con un massimo di $2{,}2 \times 10^7$ colonie batteriche per 100 cc di acqua esaminata (registrato il 5.8.1974) ed un minimo di $6{,}5 \times 10^5$ (registrato il 5.11.1973). Anche i valori di *Escherichia coli*

sono molto elevati, con punte massime di 10^6 e minime di 10^5 colonie in 100 cc di acqua (tab. 1).

Stazione di controllo, Zattera

La stazione Zattera (fig. 1), situata nell'Avamporto Orientale, è da più di un decennio oggetto di studio dal punto di vista idrologico e biologico, con particolare riguardo ai parametri fisici e chimici e agli organismi del macrofouling.

Essa viene considerata come stazione di controllo nell'ambito portuale in quanto presenta acque relativamente poco inquinate, come è confermato sia dai dati idrologici che batteriologici (tab. 2). Per l'intero periodo esaminato si osservano, infatti, valori di ossigeno, salinità e sali nutritizi relativamente normali; inoltre i Coliformi ed *Escherichia coli,* pur presentando variazioni occasionali, non superano mai, rispettivamente, 3×10^4 e 1×10^4 colonie in 100 cc d'acqua.

Stazione Enel

Questa stazione è situata presso la calata Concenter in corrispondenza dello sbocco delle acque di raffreddamento della centrale termoelettrica dell'Enel (fig. 1) che provoca nella zona una forte turbolenza ed una temperatura costantemente superiore a quella delle altre acque portuali (vedi tab. 3).

Nelle vicinanze non vi sono scarichi fognari o di altro tipo tali da influenzare il contenuto in azoto ammoniacale, nitroso, nitrico nonché dei fosfati. L'analisi batteriologica delle acque (tab. 3) ha rilevato concentrazioni relativamente poco elevate; per i Coliformi si registrano valori intorno a 10^3; un massimo eccezionale di $9{,}5 \times 10^5$ colonie in 100 cc di acqua è stato rilevato il 5.8.1974. Per *Escherichia coli* le concentrazioni risultano generalmente intorno a 10^2 colonie in 100 cc di acqua esaminata.

Stazione Italsider

Il tratto di mare antistante la stazione, localizzata in corrispondenza del canale di presa dell'acqua marina dello stabilimento siderurgico

Italsider (fig. 1), presenta talora una colorazione rossastra a causa dello scarico, circa 600 metri a ponente, di acque con un alto tenore di materiale ferroso provenienti dai sistemi di raffreddamento dell'acciaieria.

Inoltre, a seconda delle correnti, la zona può risentire del forte apporto di materiale inquinante, sia di natura industriale che urbano proveniente dalla foce del torrente Polcevera posta a circa 400 metri a levante del punto considerato e di un collettore della rete fognaria della zona di Cornigliano che sbocca a 600 metri a ponente della stazione, in corrispondenza dello scarico delle acque rosse sopra ricordate.

Dall'esame dei parametri considerati (tab. 4) risulta che questa stazione è caratterizzata da un forte inquinamento di tipo industriale, che prevale sulle altre forme di contaminazione; infatti le elevate quantità di nitrati, nitriti e sali ammoniacali, che si avvicinano a quelle registrate alla Stazione Spinola, non sono affiancate da altrettanto alti tenori in fosfati e le concentrazioni di Coliformi ed *E. coli,* al massimo 10^4 colonie in 100 cc, pur essendo piuttosto elevate risultano nettamente inferiori a quelle riscontrate alla Stazione Spinola (tab. 1).

Osservazioni sul fouling

a) Descrizione del fouling mensile di pannelli di fibrocemento immersi nelle quattro stazioni.

Le diverse condizioni ambientali che caratterizzano le quattro stazioni determinano notevoli differenze a livello del popolamento mensile che può essere considerato, secondo Persoone (1971), ricoprimento secondario. Nella stazione di controllo Zattera, un substrato immerso per un mese viene completamente ricoperto da un numero molto vario di organismi del fouling, con accentuate variazioni stagionali. Una situazione analoga si riscontra nella stazione Enel dove le alte temperature registrate durante l'anno non sembrano influenzare né quantità né varietà del ricoprimento secondario né sembrano provocare sostanziali alterazioni nei cicli stagionali d'insediamento. L'intenso inquinamento presente alle stazioni Italsider e Spinola determina una notevole riduzione del numero degli organismi che si insediano sulle superfici immerse, forse anche in seguito al rapido depositarsi della fanghiglia.

Poiché dati relativi al popolamento mensile sono già stati forniti in precedenti lavori citati nell'introduzione, ci limitiamo a riportare solo alcune informazioni riassuntive.

Stazione Spinola

I pannelli immersi in questa stazione appaiono quasi sempre ricoperti da una patina di fanghiglia nerastra, mista a *Chlorophyceae* filamentose, in particolare *Ulvaceae.* Tra i Policheti si notano alcuni Serpulidi, *Hydroides elegans* e *Serpula concharum* e diverse specie indicatrici di inquinamento quali *Staurocephalus rudolphii, Capitella capitata, Podarke pallida, Nereis caudata, Polydora ciliata.* Tra i Crostacei esemplari di *Nebalia bipes* e alcuni Balani, generalmente poco sviluppati. Assenti gli Idroidi, gli Ascidiacei e i Briozoi (fig. 2, tab. 5). Nella stazione Spi-

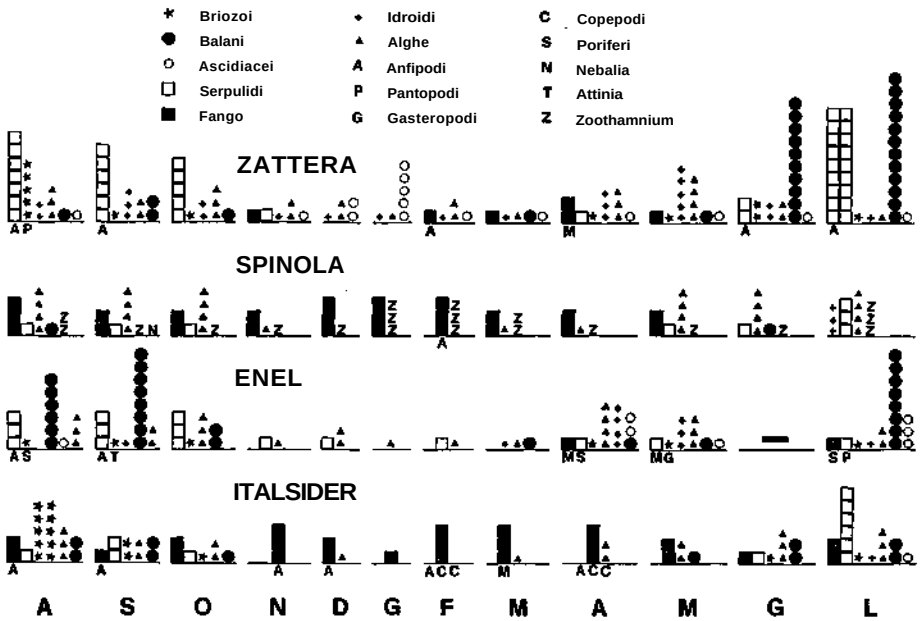


FIG. 2. Rappresentazione schematica degli organismi presenti su pannelli immersi mensilmente nelle quattro stazioni, dall'agosto '73 al luglio '74.

nola quindi l'insediamento del macrofouling è il più povero e uniforme tra quelli osservati nelle quattro stazioni e non presenta rilevanti variazioni stagionali.

Stazione Zattera

È la stazione con l'insediamento più vario ed abbondante (fig. 2 e tab. 5). Oltre a numerose Alghe microscopiche, sono presenti *Chlorophyceae, Phaeophyceae* e *Rhodophyceae*. I principali animali del fouling sono rappresentati dalle quattro specie di Balani, in prevalenza *Balanus amphitrite,* da Policheti tra cui predominano *H. elegans* e S. *concharum,* da diversi Briozoi *Bugula stolonifera, B. neritina, Schizoporella errata, Watersipora subovoidea* e dagli Idroidi *Clytia johnstoni, Obelia dichotoma, Obelia geniculata, Ventromma halecioides, Bougainvillia ramosa.* Tra gli Ascidiacei sono presenti *Ciona intestinalis,* Botrilli, Didemnidi e *Styela partita* mentre sono piuttosto scarsi i Molluschi bivalvi e assenti i Poriferi. Non mancano organismi vagili, quali Isopodi, Anfipodi, Pantopodi.

Come ampiamente descritto in precedenti lavori (Relini 1964, 1968), in questa stazione esiste un andamento stagionale marcato (fig. 2).

Stazione Enel

Gli organismi osservati sui pannelli immersi in questa stazione appartengono ad un numero vario di specie che risultano per lo più quelle che si sono insediate anche alla Stazione Zattera (fig. 2 e tab. 5). Sono presenti Alghe microscopiche e macroscopiche appartenenti a tutti i principali gruppi. Tra gli animali sono ben rappresentati i Policheti con S. *concharum* e *H. elegans,* i Balani e i Briozoi soprattutto del genere *Zoobotryon.* Meno numerosi che alla Zattera risultano invece gli Idroidi e gli Ascidiacei. In alcuni mesi si osservano Poriferi (*Sycon* sp. e più raramente *Leucosolenia variabilis)* nonché piccoli Molluschi Bivalvi (tab. 5).

Stazione Italsider

Questo ambiente risulta caratterizzato da un numero di specie superiore solamente a quelle osservate alla Stazione Spinola (fig. 2 e tab. 5). La parte più cospicua del ricoprimento è quasi sempre rappresentata da fanghiglia di colore rossastro o marrone, mista ad Alghe e nella quale si osservano un numero ridotto di forme, variabili a seconda delle stagioni, di Policheti *(S. concharum* e *H. elegans),* Balani e Briozoi *(Schi-*

zoporella errata e *Watersipora subovoidea).* Sono inoltre presenti Copepodi bentonici, alcuni Policheti erranti, Anfipodi, mentre risultano scarsamente rappresentati gli Idroidi e gli Ascidiacei.

b) Ricoprimento primario in due ambienti diversamente inquinati: stazione Spinola e stazione Zattera

Avendo riscontrato un ricoprimento secondario molto diverso nelle quattro zone esaminate ci siamo proposti di analizzare anche substrati immersi per 1, 2, 3, 4 settimane nella zona meno ricca di organismi del macrofouling (Spinola) e nella stazione di controllo (Zattera).

Dall'esame dei vetrini risultano, tra le due zone, diversità (es. fig. 4), che sono più o meno accentuate nel corso delle stagioni e che riguardano oltre l'aspetto qualitativo e quantitativo, i rapporti animali-vegetali e organismi-detrito.

Tra gli organismi della stazione Zattera presenti su vetrini di una settimana (fig. 3) si annoverano Ascidiacei, Balani, Serpulidi, Idroidi,

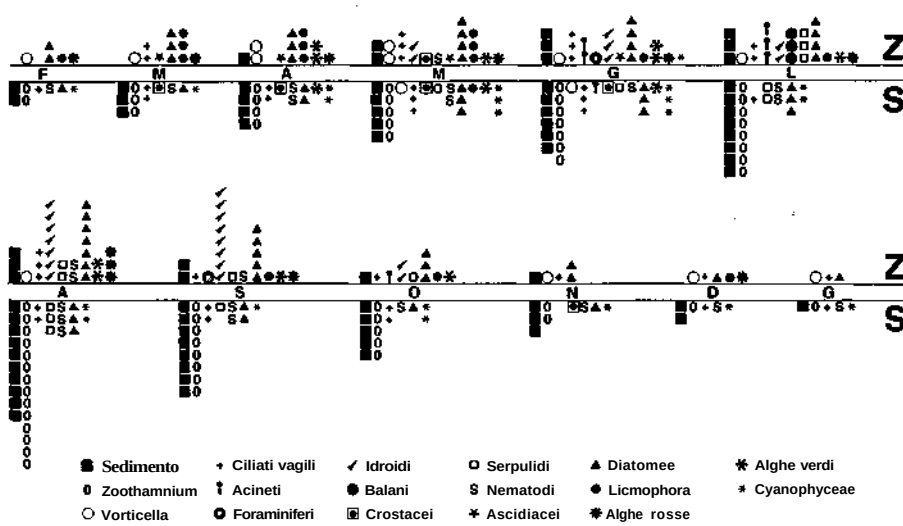


FIG. 3. Rappresentazione schematica dei principali organismi presenti su vetrini immersi per una settimana, dal febbraio 1974 al gennaio 1975, nelle due stazioni Zattera (Z) e Spinola (S).

Crostacei, Turbellari e Nematodi (tab. 6). Questi ultimi, legati all'abbondanza di fanghiglia, alla Zattera diventano numerosi solo in estate, dopo che sui vetrini si è depositata una sufficiente quantità di fango, mentre sono quasi sempre presenti alla Stazione Spinola.

Qui, come era stato già rilevato sui substrati immersi per un mese, gli Ascidiacei e gli Idroidi risultano completamente assenti ed anche gli altri organismi macroscopici sono poco rappresentati.

Dall'esame degli organismi microscopici (tab. 6) si può constatare che alla Stazione Zattera sono presenti Protozoi, in particolare Flagellati e Ciliati. Tra questi ultimi il Peritrico sessile *Vorticella* sp. sembra essere caratteristico di questo ambiente sebbene alcuni esemplari siano stati osservati anche allo Spinola, dove invece predomina un altro Peritrico del genere *Zoothamnium* (probabilmente la specie più frequente è *Z. commune).* Tra le *Diatomeae* si osserva una maggiore varietà di forme alla Zattera, dove i generi più comuni sono *Licmophora, Nitzschia, Tabellaria, Grammatophora, Achnanthes, Cocconeis, Navicula* e numerose altre Naviculoidi, accompagnate dai generi *Striatella, Amphora, Scheletonema, Coscinodiscus, Fragilaria* e *Chaetoceros.* È stato osservato che alla Stazione Zattera i vegetali, a differenza di quanto si vedrà per la Spinola (dove sono rappresentati solo da *Diatomeae, Cyanophyceae* e poche *Ulvaceae),* prevalgono molto spesso sulle forme animali (figg. 5, 6, 7, 8), in particolare in primavera, a causa del grande sviluppo di *Licmophora flabellata* e di altre *Diatomeae,* e di *Cyanophyceae,* di *Chlorophyceae* e di *Rhodophyceae* incrostanti ed erette (tra queste ultime *Ceramium* sp.).

Caratteristica della Stazione Spinola è la fanghiglia nerastra, putrida e spesso maleodorante presente tutto l'anno sui vetrini di una settimana e, che, nel periodo invernale, a causa dell'estrema riduzione degli organismi, rappresenta la componente più cospicua del ricoprimento (figg. 9, 10) ; anche alla stazione Zattera si osserva, in alcuni periodi dell'anno, una discreta quantità di materiale sedimentato che però risulta diverso come colore e granulometria.

Esaminando più in dettaglio l'insediamento nelle due stazioni (fig. 4) si rileva che la complessità massima dei due ambienti si raggiunge ad agosto. In questo mese alla stazione Zattera i vetrini appaiono ricoperti da *Chlorophyceae* e *Rhodophyceae,* Serpulidi, Nematodi, Balani e Idroidi e, alla stazione Spinola, da *Diatomeae* miste a fanghiglia, Nematodi, pochi Serpulidi e da uno spesso strato di *Zoothamnium* sp. che raggiunge lo sviluppo massimo, con colonie « arborescenti » formate da decine di zoidi che sporgono in modo caratteristico dai bordi dei ve-

trini (fig. 2). A partire dal mese di settembre alla Stazione Zattera si osserva una costante e progressiva diminuzione della quantità degli organismi fissati sui vetrini nonché delle loro dimensioni, in particolare di *Chlorophyceae, Rhodophyceae* incrostanti e Idroidi *(Obelia* sp.) ; negli ultimi mesi dell'anno, oltre ai Protozoi permangono le *Diatomeae* che a dicembre e a gennaio, seppur in numero molto ridotto, sono ancora rappresentate da varie Naviculoidi e soprattutto dai generi *Licmophora, Tabellaria, Cocconeis.* Alla stazione Spinola *Zoothamnium* sp. presenta in inverno colonie costituite da un numero inferiore di zoidi riunite in gruppi relativamente poco addensati, sui cui peduncoli si rendono evidenti filamenti batterici epibionti (fig. 12). L'elevata quantità di fango che maschera la povertà dell'insediamento, consente la permanenza dei Nematodi sui vetrini della Stazione Spinola per un periodo più esteso rispetto alla Stazione Zattera.

Nei due ambienti esaminati il minor numero di forme fissate si rinviene nel mese di gennaio quando i vetrini, dopo l'immersione di una settimana, appaiono quasi trasparenti, con pochi organismi riuniti per lo più in corrispondenza dei bordi. Col mese di febbraio lentamente la colonizzazione aumenta; alla Stazione Zattera si ha un numero progressivamente maggiore di *Diatomeae* rappresentate da aggregati di Naviculoidi e da rigogliose colonie di *Licmophora flabellata* la quale, a maggio, raggiunge il massimo sviluppo. A queste si aggiungono poi i generi *Coscinodiscus, Striatella, Tabellaria, Scheletonema, Nitzschia,* con svariate specie. Tra i Protozoi aumentano gli Acineti, i Foraminiferi e i Ciliati; tra questi ultimi sono numerosi i Peritrichi del genere *Vorticella* e gli Spirotrichi del genere *Folliculina.* A maggio, oltre alle Alghe incrostanti, cominciano a fissarsi Idroidi e Ascidiacei e, con l'aumentare del materiale sedimentato i Nematodi. Procedendo verso la stagione calda, oltre a *Diatomeae, Chlorophyceae* e *Rhodophyceae* di tipo incrostante si rinvengono forme erette quali *Ceramium* sp., Protozoi, Idroidi, Serpulidi e Balani; la ricchezza del ricoprimento richiama allora sui vetrini alcuni componenti vagili quali Pantopodi, Anfipodi, Copepodi bentonici ecc. Nei mesi primaverili sui vetrini della stazione Spinola, insieme a quantità crescenti di fanghiglia si riscontrano colonie sempre più numerose e complesse di *Zoothamnium* sp., accompagnate da *Vorticella* sp., Ipotrichi vagili, Acineti, Nematodi e in seguito Crostacei e Serpulidi. Contemporaneamente aumentano *Cyanophyceae* e *Diatomeae* che a maggio e a giugno raggiungono, nei limiti determinati dall'ambiente, la maggiore varietà di forme, essendo rappresentate da numerose Naviculoidi tra cui i generi *Pleurosigma* ed *Amphora.* La

stagione primaverile risulta, inoltre, la più favorevole allo sviluppo di alcune *Ulvaceae,* che da aprile a giugno assumono una certa importanza nel ricoprimento.

Si può quindi affermare che a livello del ricoprimento primario e su substrati di una settimana di immersione, esiste, per la stazione Spinola, un andamento stagionale molto più netto di quello rilevato nel ricoprimento secondario (confronto figg. 2 e 3).

Attraverso le informazioni forniteci dalla serie di vetrini immersi per due, tre, quattro, settimane è stato possibile esaminare il passaggio dal ricoprimento primario a quello secondario e seguire la sequenza primaverile ed estiva (fig. 13 A-B), autunnale ed invernale (fig. 13 C-D), che permettono una visione globale e comparativa degli insediamenti nelle due stazioni.

Nell'ambiente più inquinato gli organismi appartengono ad un numero limitato di specie, con netta prevalenza di piccole forme animali. Ne risulta un ricoprimento pressoché uniforme in tutte le stagioni e per i diversi tempi di immersione, monotono e costituito da quantità diverse di *Zoothamnium* sp., Ciliati vagili, Nematodi, alcune *Diatomeae* (Naviculoidi), *Cyanophyceae* e da molta fanghiglia.

Nella stazione di controllo le numerose specie animali e vegetali variano secondo la stagione e la durata dei tempi di immersione; aumentando il tempo di esposizione dei vetrini, i Ciliati vagili e sessili (fig. 14), i Flagellati e gli Acineti (fig. 15), alcune *Diatomeae* (fig. 16) tra cui *Licmophora flabellata* addensata ai bordi (fig. 17), diventano progressivamente più numerosi. *Rhodophyceae* e *Chlorophyceae* si accrescono costituendo estese incrostazioni, soprattutto nel periodo estivo e primaverile mentre si determina un aumento progressivo del numero e delle dimensioni di Balani, Idroidi, Ascidiacei, Serpulidi. Si è quindi osservato in entrambe le stazioni una variazione quantitativa del ricoprimento in corrispondenza delle stagioni con diminuzione progressiva passando dal periodo estivo a quello invernale. Il numero degli organismi e la quantità di fango variano in relazione alla durata dell'immersione dei vetrini; prolungando i tempi di esposizione si constata sia per gli organismi macroscopici che microscopici, un diverso accrescimento o sviluppo.

c) Film primario

Le serie di osservazioni a tempi brevi di immersione sono state effettuate in luglio (figg. 18, 19, 20 e 21) e in gennaio, in corrispondenza rispettivamente del periodo di massimo insediamento e di minimo. Esse hanno evidenziato per ambedue le stazioni l'aumento progressivo del ricoprimento col passare da uno a quattro giorni di immersione (tab. 7). Non essendo stato possibile eseguire, per il momento, una accurata analisi dei batteri presenti nello « slime » il nostro esame ha rivelato soltanto batteri coloniali costituenti lunghi filamenti i quali, unitamente a *Cyanophyceae* e talora *Diatomeae,* sono risultati i primi colonizzatori dei vetrini.

Per quanto riguarda il fitobentos, alla Zattera, dopo solo 24 ore nel periodo estivo, oltre alle *Diatomeae,* con i generi *Nitzschia, Cocconeis, Licmophora, Tabellaria* ed altri, si riscontrano *Rhodophyceae,* affiancate più tardi, da *Chlorophyceae,* mentre nell'ambiente più inquinato si fissano solo filamenti di *Cyanophyceae,* di batteri coloniali e poche specie di Naviculoidi.

Tra le forme animali, le prime osservate, in entrambi gli ambienti, sono Protozoi ciliati, Peritrichi vagili, relativamente più abbondanti allo Spinola. Tra i Peritrichi sessili *Vorticella* sp. compare alla Stazione Zattera nel periodo invernale, fin dal primo giorno di immersione. Alla Stazione Spinola si fissano rapidamente le colonie di *Zoothamnium* sp. che occupano progressivamente sia i bordi che la superficie centrale dei vetrini, associate a masserelle di fango e a Nematodi. Solamente alla Stazione Zattera, dopo due o tre giorni si evidenziano i primi stadi post metamorfici di Ascidiacei coloniali (Botrilli) ed alcuni Idroidi.

Nell'esame delle modalità secondo le quali le superfici vengono progressivamente colonizzate, si è osservato che gli organismi si fissano dapprima lungo i bordi maggiori (i minori sono protetti dalla struttura portavetrini) dove la scabrosità del vetro fornisce loro un appiglio maggiore e contemporaneamente trattiene materiale in sospensione che potrebbe favorire il loro attacco.

Anche lungo gli angoli formati tra i vetrini ed i telai contenitori si assiste ad una più rapida colonizzazione e ad un addensamento di varie specie. Questo effetto-bordo, ben noto per il macrofouling e osservato sui vetrini anche da Genovese e da Gangemi (1966), generalmente si attenua con l'aumentare dei tempi di immersione; inoltre è risultato molto meno evidente alla Stazione Spinola dove i detriti sospesi nelle acque si depositano immediatamente su tutto il vetrino per cui, fin dal

primo giorno, gli organismi, ed in particolare quelli legati alla fanghiglia, trovano il substrato adatto all'insediamento sull'intera superficie.

DISCUSSIONE

Nell'ambito di questa ricerca è stato possibile confermare che il fouling formatosi mensilmente in ambienti portuali a diverso grado e tipo di inquinamento presenta una diversa composizione del popolamento ed in particolare risulta tanto più povero di specie macroscopiche quanto più intenso è l'inquinamento (Mor, Sessi e Relini 1970; Relini, Montanari, Viale e Di Cintio 1975).

Inoltre si può affermare, sebbene le osservazioni sull'insediamento di substrati immersi per periodi inferiori al mese siano del tutto preliminari, mancando una precisa lista floristica e faunistica, che il fouling presente in due ambienti diversamente inquinati è differente fin dai primi giorni di immersione, per cui le diversità sono rilevabili oltreché a livello dei ricoprimenti secondario e primario, anche nel film primario.

Il tempo necessario per la formazione del film primario, del ricoprimento primario e di quello secondario varia con le stagioni e con l'ambiente e quindi, più che definire la durata di queste fasi, è opportuno riferirsi alla fisionomia del popolamento.

Le forme riconoscibili a 300 ingrandimenti, dopo un solo giorno di immersione dei vetrini, risultano alla stazione Zattera in estate, vegetali (prevalentemente *Diatomeae)*; in inverno si riscontrano anche Protozoi del genere *Vorticella*. Alla stazione Spinola dopo le prime 24 ore di immersione si possono osservare in estate Protozoi Peritrichi Vagili e filamenti di *Cyanophyceae* e *Diatomeae;* l'inverno è caratterizzato da *Zoothamnium* sp. e, in conseguenza, del molto materiale sedimentato, dalla presenza di Nematodi. Con l'aumentare dei giorni di esposizione il popolamento dei vetrini diventa più vario solamente alla stazione Zattera dove compaiono *Chlorophyceae* e *Rhodophyceae, Vorticella* sp., varie specie di Protozoi vagili e, solamente in inverno, Ascidiacei ai primi stadi postmetamorfici. Alla Stazione Spinola, il ricoprimento, caratterizzato dall'abbondante sedimento, risulta ancora costituito da *Cyanophyceae,* Protozoi vagili, *Zoothamnium* sp. oltre che da *Diatomeae* in estate e Nematodi in inverno.

Aumentando il periodo di esposizione dei substrati si rendono più

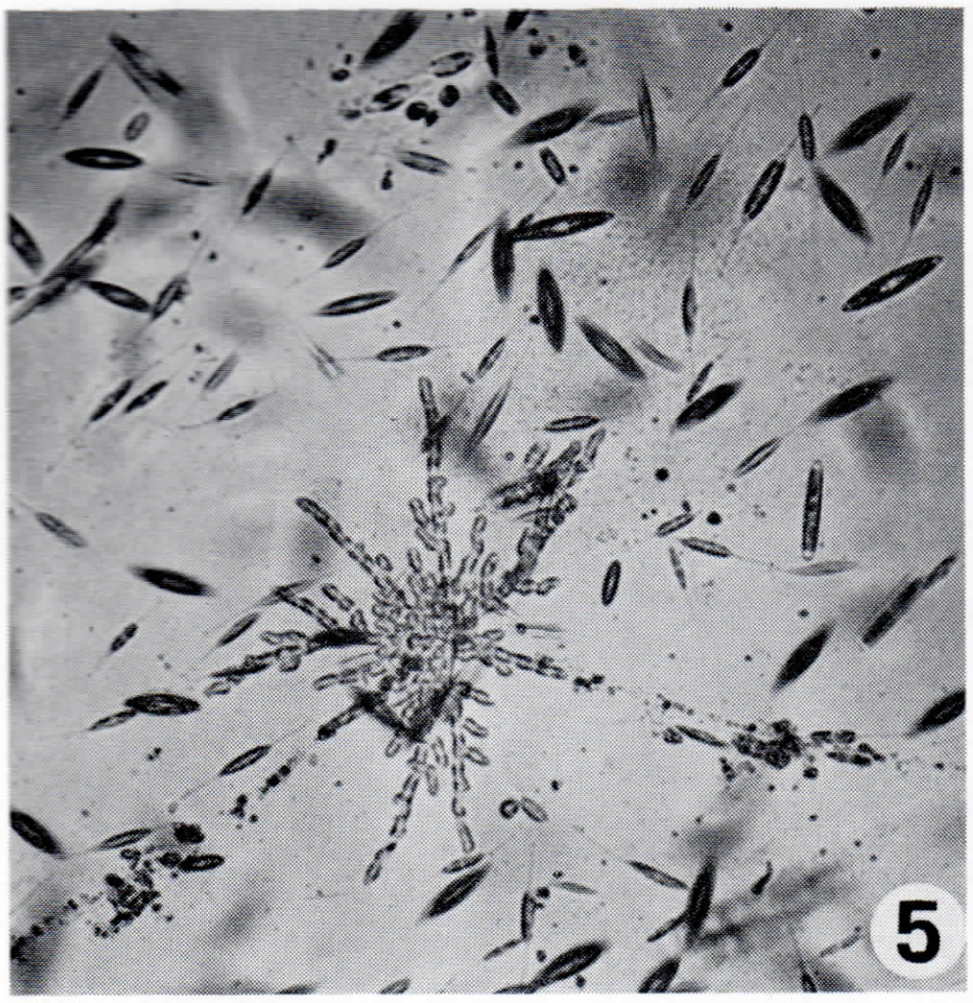
evidenti le differenze tra le due stazioni; sui vetrini settimanali immersi alla Zattera si possono riscontrare un rilevante numero di specie di *Rhodophyceae* e *Chlorophyceae,* incrostanti ed erette, molte forme animali, variabili con le stagioni, quali Protozoi ciliati (Ipotrichi vagili o Peritrichi sessili come *Vorticella* sp.), Foraminiferi, Flagellati, Ame¬ bozoi oltre ad Idroidi, Serpulidi, Balani, Ascidiacei e forme vagili. Sui vetrini immersi allo Spinola per sette giorni la parte vegetale è rappresentata da pochissime specie di *Diatomeae* e da filamenti di *Cyanophyceae;* per contro le colonie di Ciliati Peritrichi sessili (*Zoothamnium* sp.) si sviluppano rapidamente tanto da sporgere dai bordi del vetrino, costituendo una sorta di orletto fittissimo che a volte raggiunge i 3 mm; inoltre il depositarsi di quantità sempre maggiori di fanghiglia nerastra facilita la presenza di Nematodi, Ciliati Ipotrichi, Policheti e forme vagili.

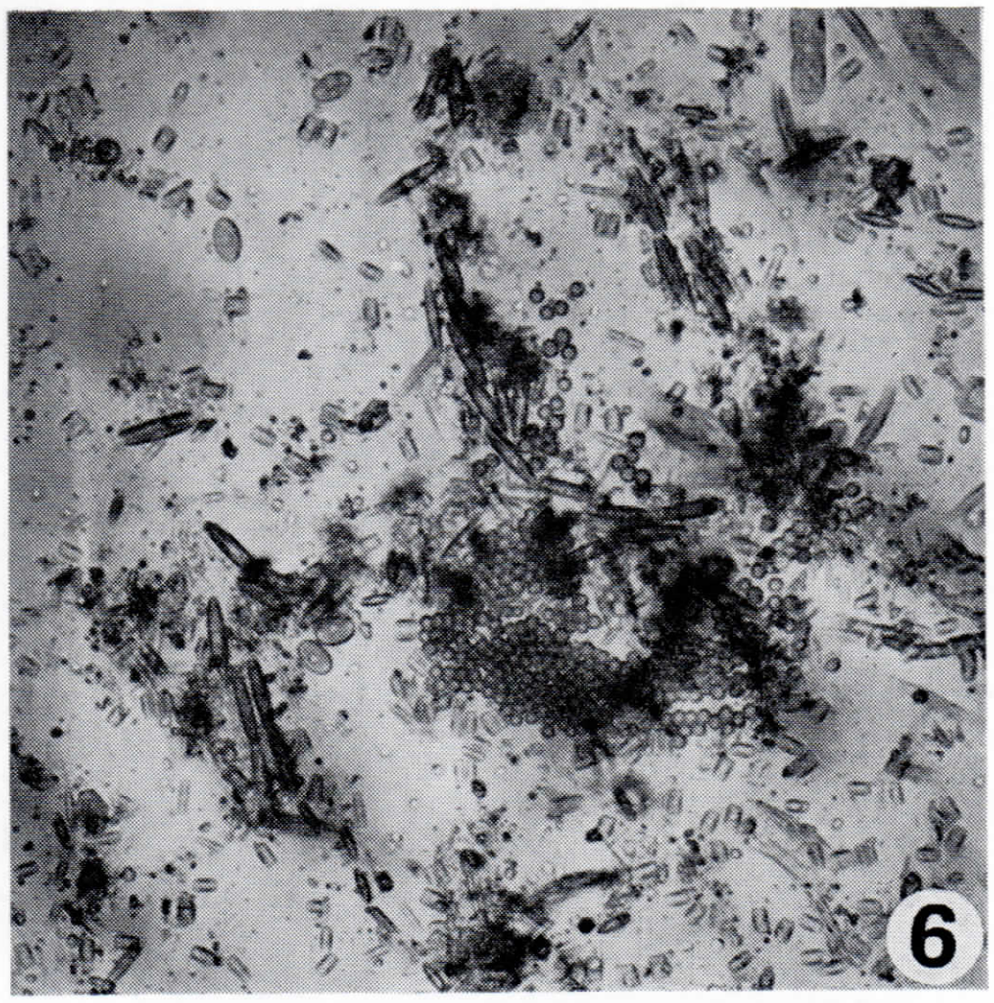
Le disparità fra le due stazioni risultano ancora più accentuate per i vetrini immersi per due, tre e quattro settimane e per i pannelli di cemento-amianto prelevati mensilmente. Infatti alla stazione Spinola anche il ricoprimento secondario è povero, uniforme e non presenta rilevanti variazioni stagionali mentre alla stazione Zattera le specie vegetali ed animali sono più numerose e variano in relazione ai tempi di immersione e alle stagioni.

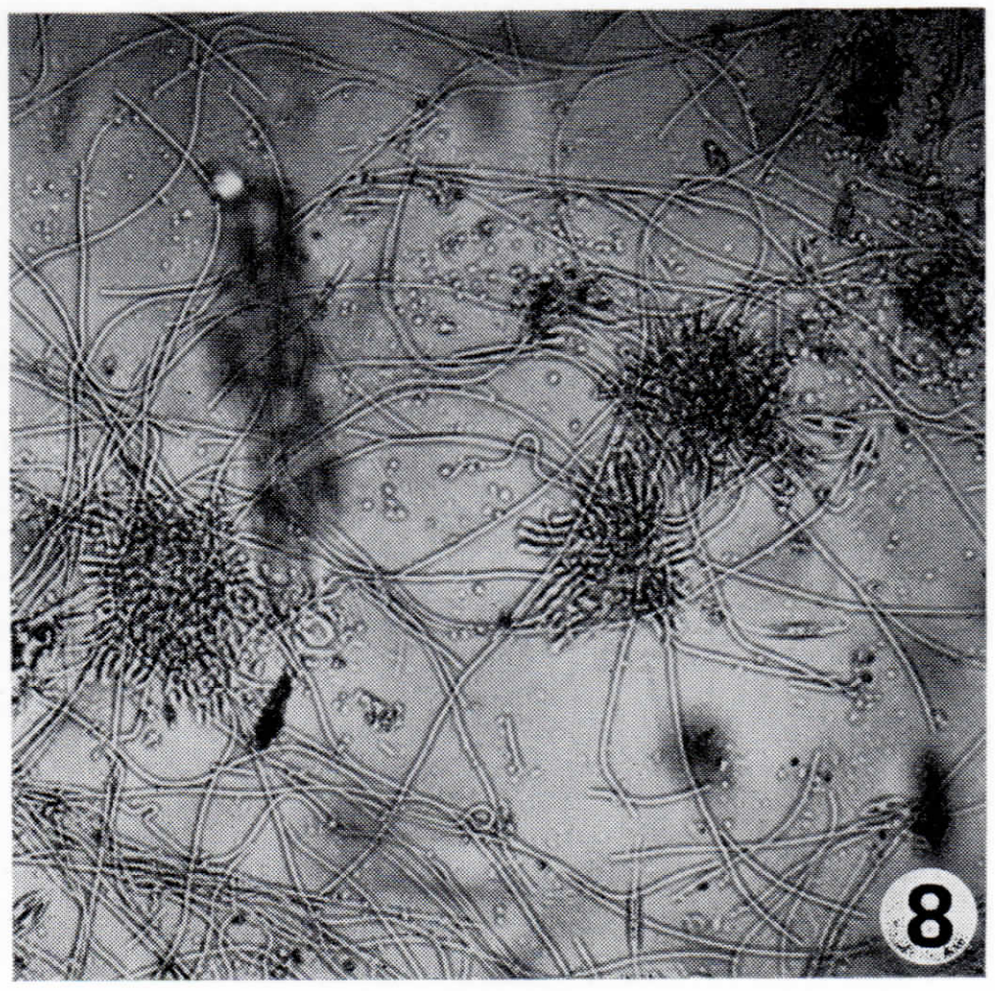
Il sedimento risulta sempre più abbondante alla stazione Spinola dove crea un substrato adatto per organismi legati alla fanghiglia quali in particolare i Nematodi. Alla Zattera la minor quantità di sedimento rende più evidente l' effetto bordo che, nella stazione maggiormente inquinata, in seguito al continuo depositarsi di materiali, è spesso attenuato poiché gli organismi trovano subito adatta all'insediamento non solamente la zona del vetrino vicina ai bordi ma l'intera superficie. Si può aggiungere che, anche in inverno ed in autunno, quando gli organismi sono in minore quantità, le differenze fra le due stazioni appaiono, ad un esame ad occhio nudo dei vetrini, nettissime; i vetrini immersi alla Zattera risultano ricoperti da una tipica patina di colore giallo dorato dovuto al prevalere delle *Diatomeae* mentre quelli della Spinola sono ricoperti da una patina nerastra più o meno uniforme con sfumature bianche date da *Zoothamnium.*

La prevalenza degli animali alla Stazione Spinola può essere determinata in parte dalla difficoltà per i vegetali di ricevere la luce a causa della grande torbidità delle acque e in parte alla grande disponibilità, di materia organica, fatto che può favorire lo sviluppo dei consumatori a scapito dei produttori primari. A questo punto è interessante

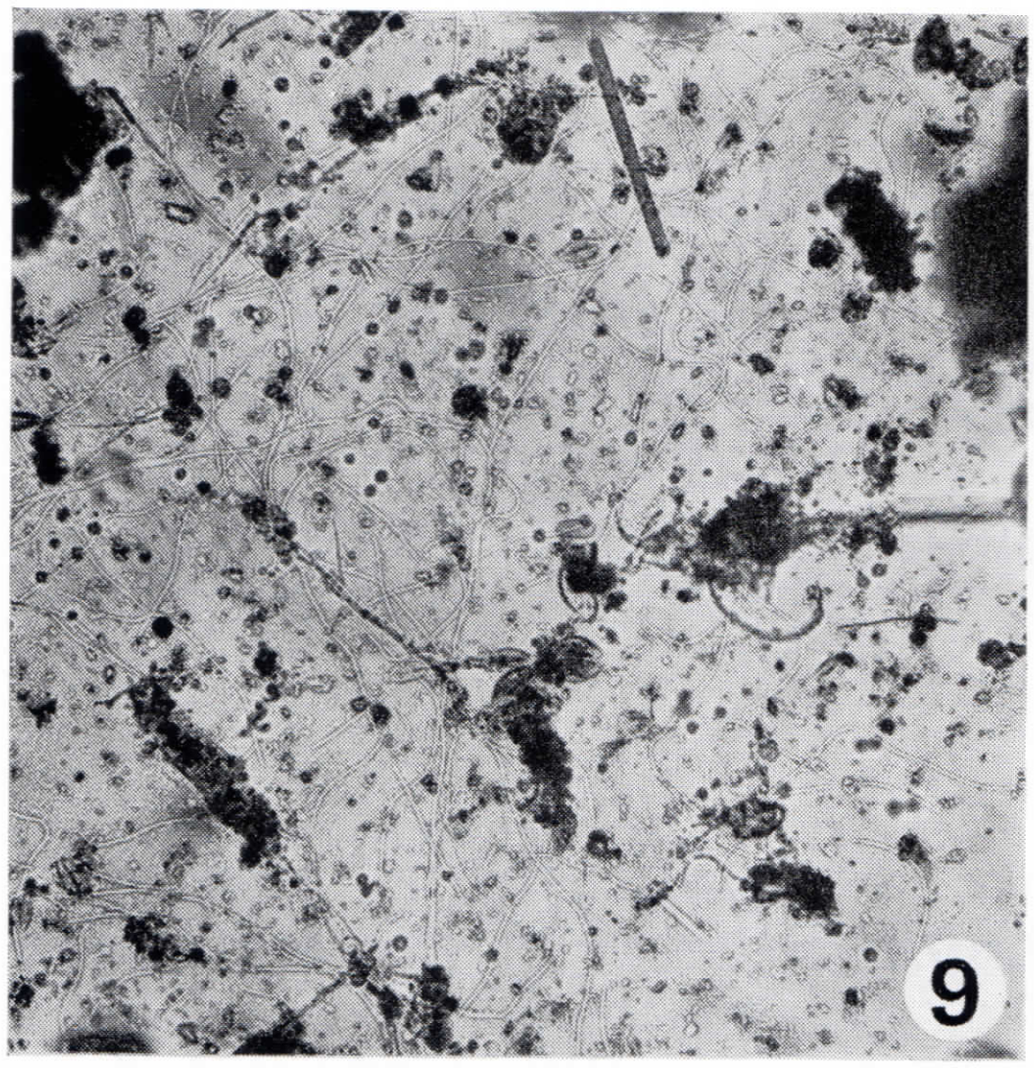
FIG. 4. Vetrini immersi per tre settimane, dal 12-9-74 al 3-10-74 alla stazione Zattera (destra) e alla stazione Spinola (sinistra).

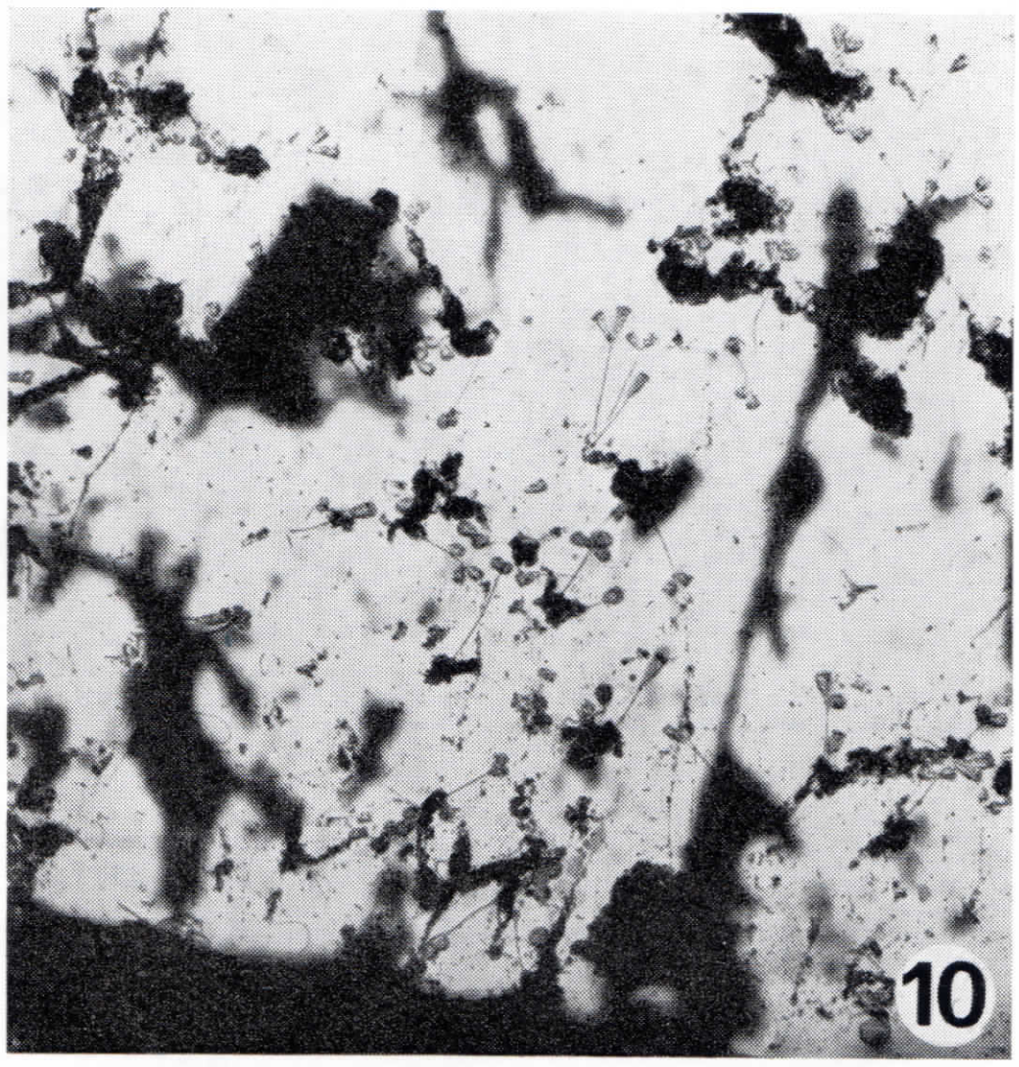




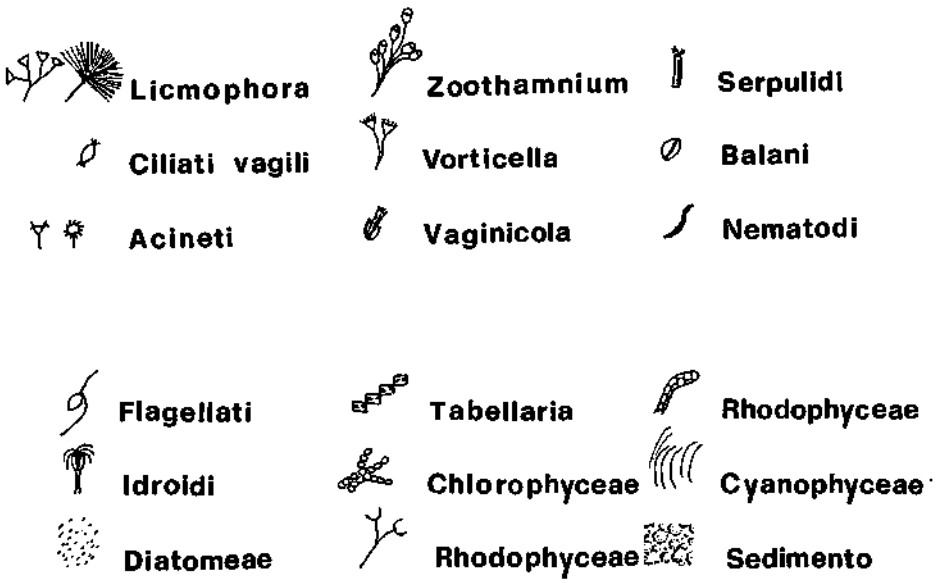


FIGG. 5-6-7-8. Alcuni particolari degli insediamenti di vetrini immersi per una settimana alla stazione Zattera. Le immagini si riferiscono a vetrini prelevati rispettivamente il 16-5-74, 20-6-74, 1-8-74 e il 13-8-74.





FIGG. 9-10. Aspetto dell'insediamento su vetrini immersi per una settimana alla stazione Spinola in ottobre e in gennaio. Le foto sono state eseguite in zone dei vetrini in cui il materiale sedimentato era meno denso.
FIG. 11. Colonie di *Zoothamnium* sp. sporgenti dai bordi di un vetrino prelevato alla stazione Spinola nel mese di agosto, dopo immersione per una settimana.
FIG. 12. Filamenti di batteri coloniali su peduncoli di *Zoothamnium* sp.



FIGG. 13 A-B-C-D. Rappresentazione schematica delle sequenze delle associazioni su vetrini immersi da una a quattro settimane, in primavera, estate (13 A-B) e in autunno, inverno (13 C-D).

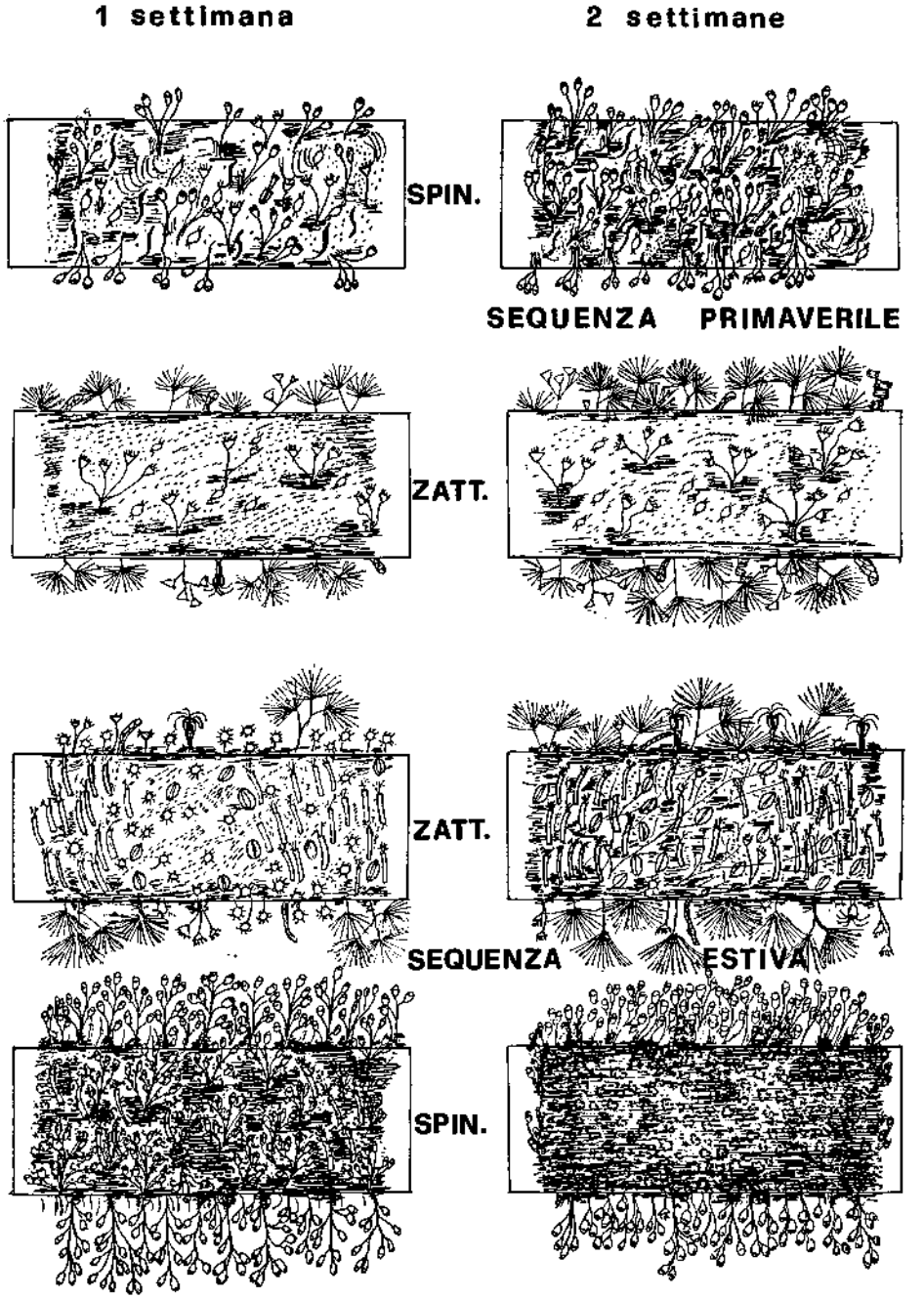

1 settimana
2 settimane
SPIN.
SEQUENZA PRIMAVERILE
ZATT.
ZATT.
SEQUENZA ESTIVA
SPIN.

FIG. 13 A.

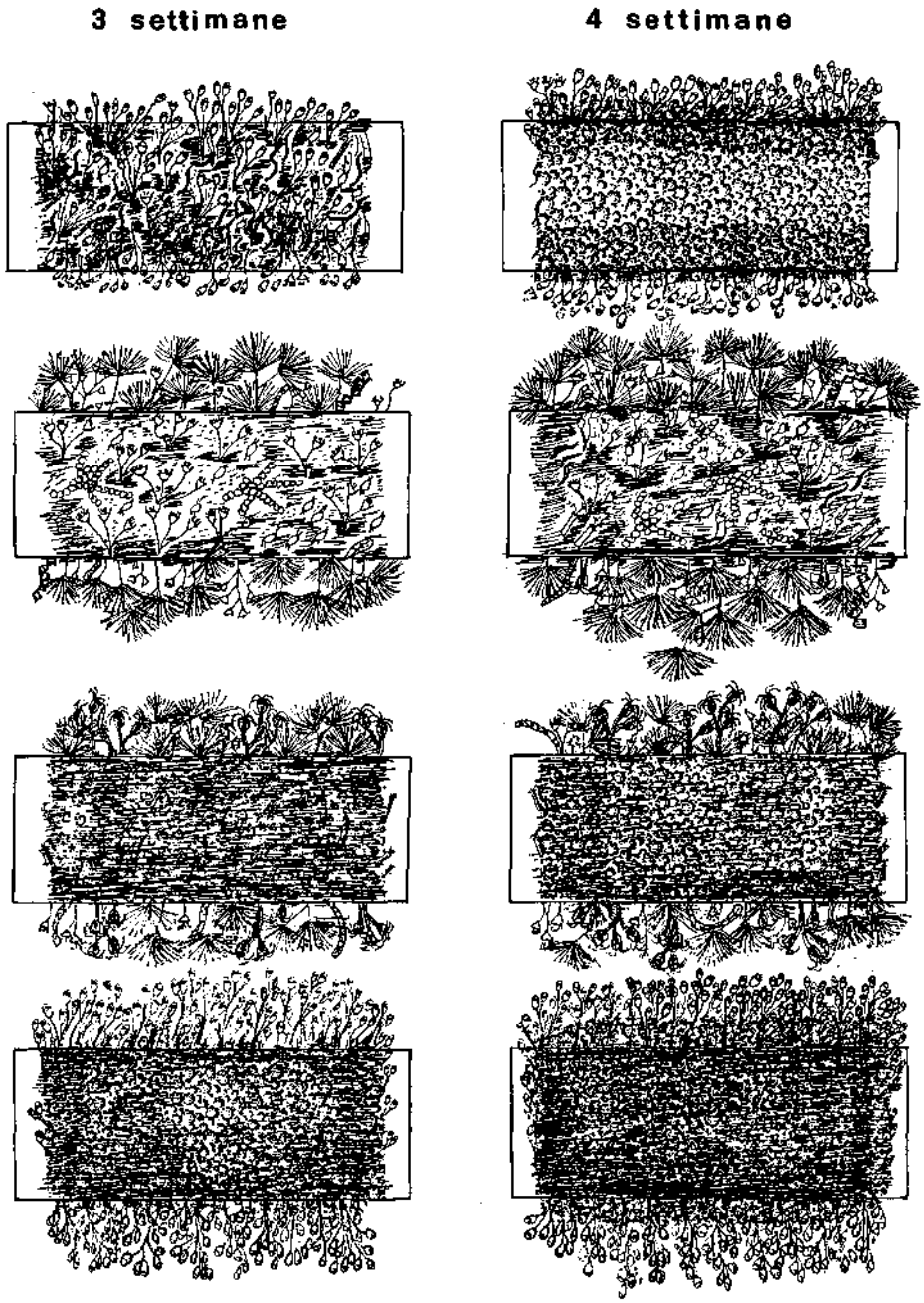


FIG. 13 B.

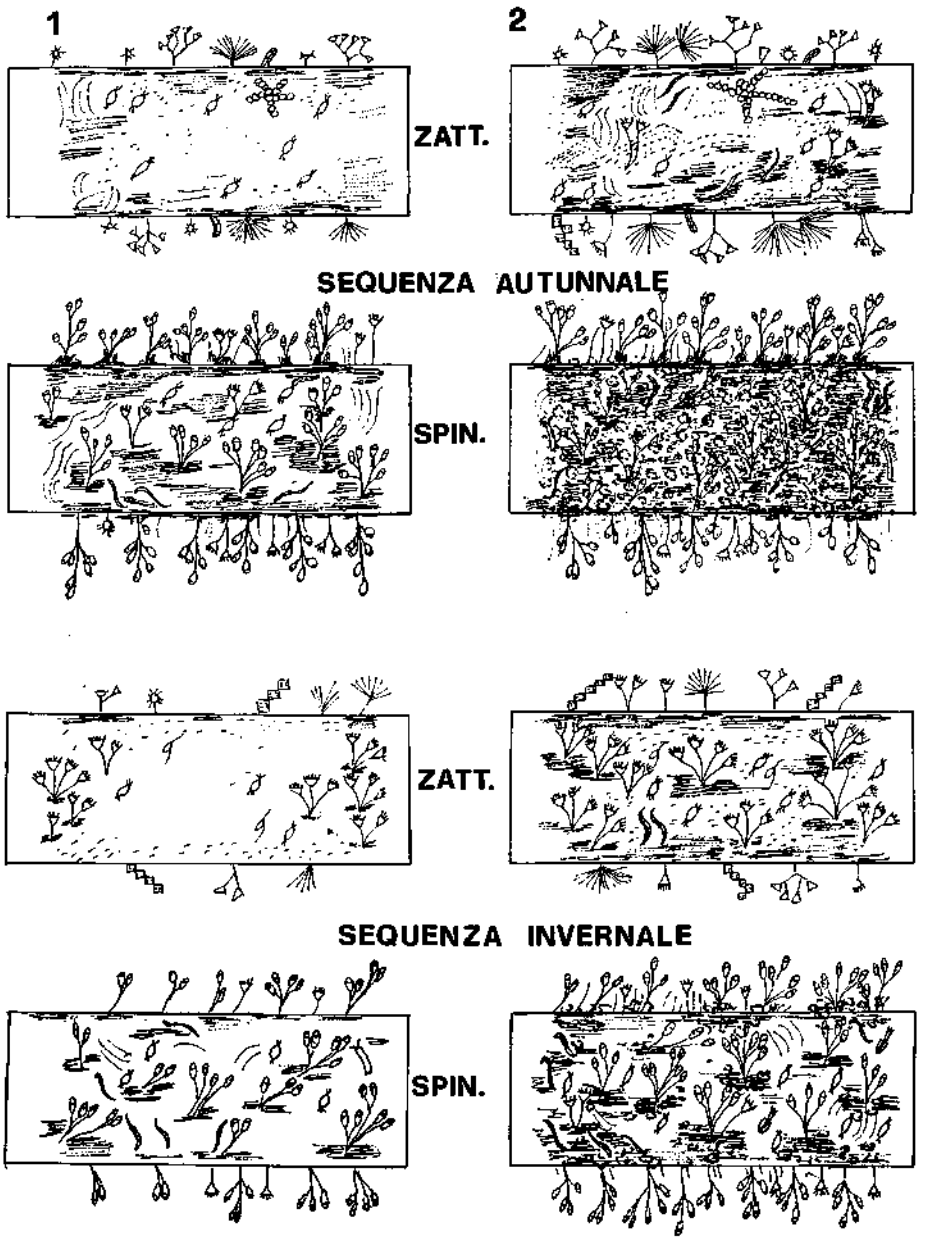

1
2
ZATT.
SEQUENZA AUTUNNALE
SPIN.
ZATT.
SEQUENZA INVERNALE
SPIN.

FIG. 13 C.

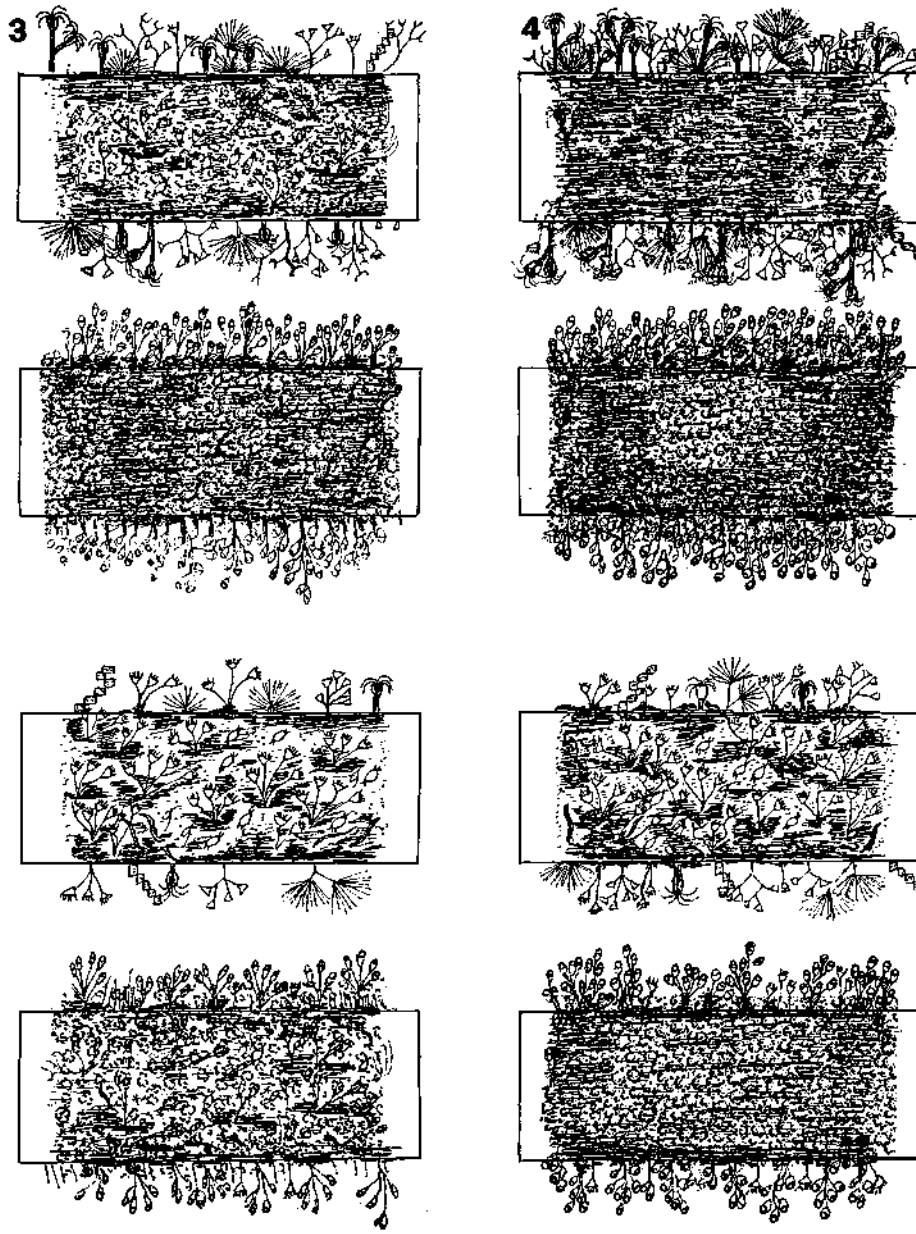
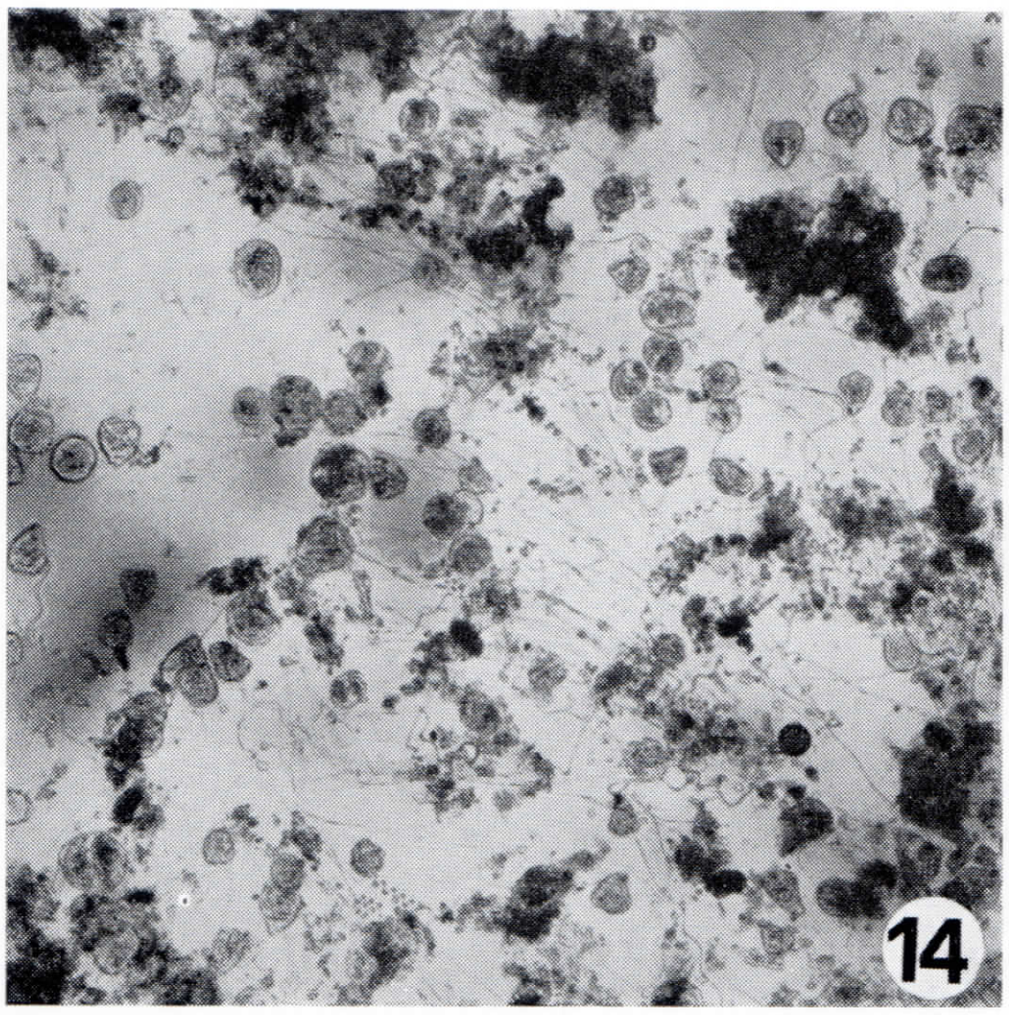
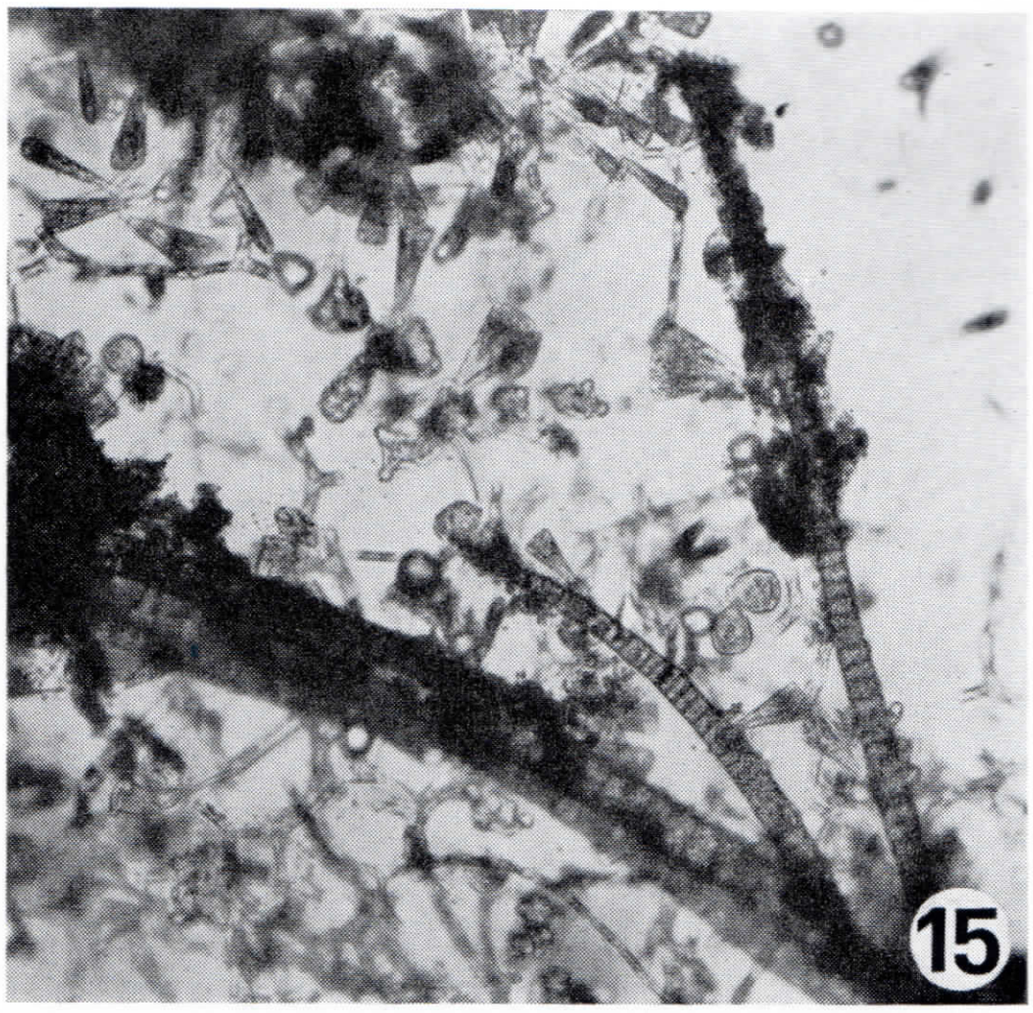
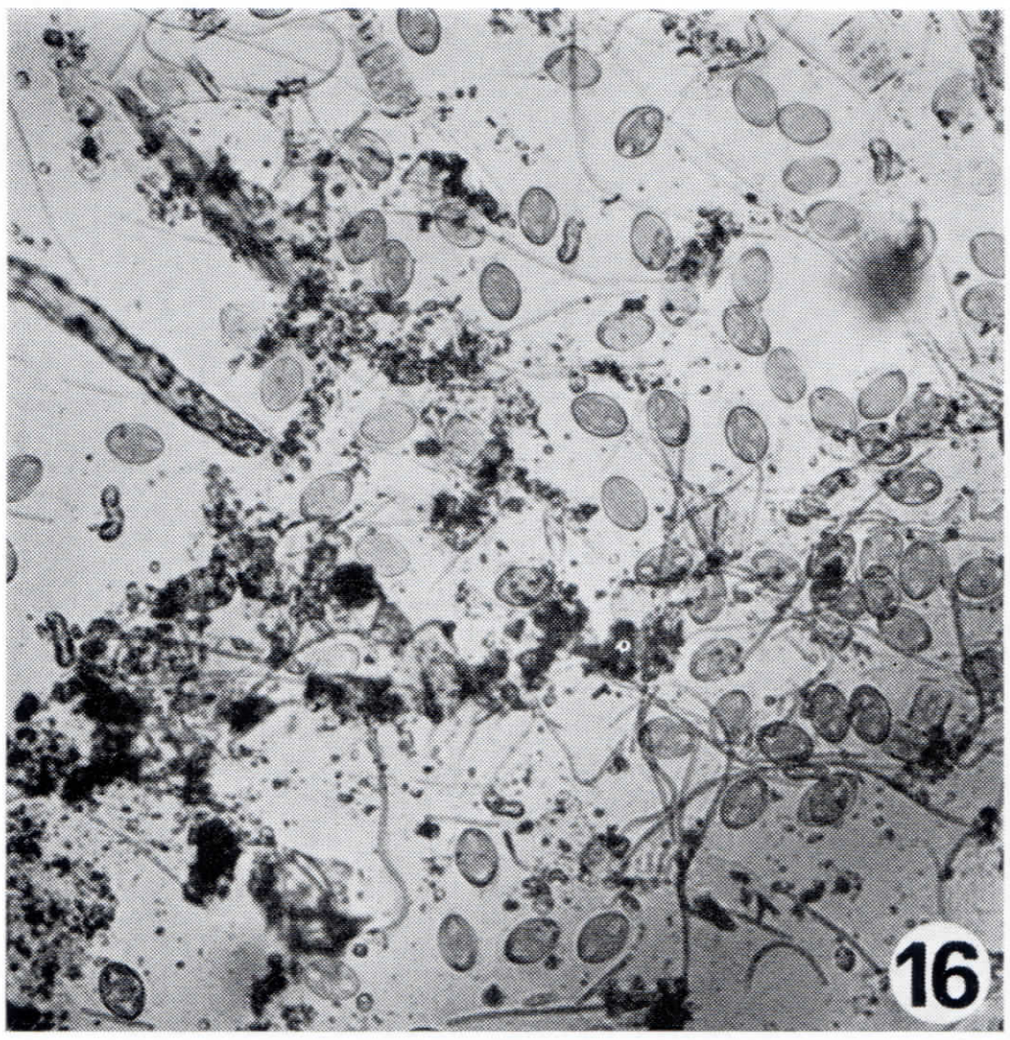
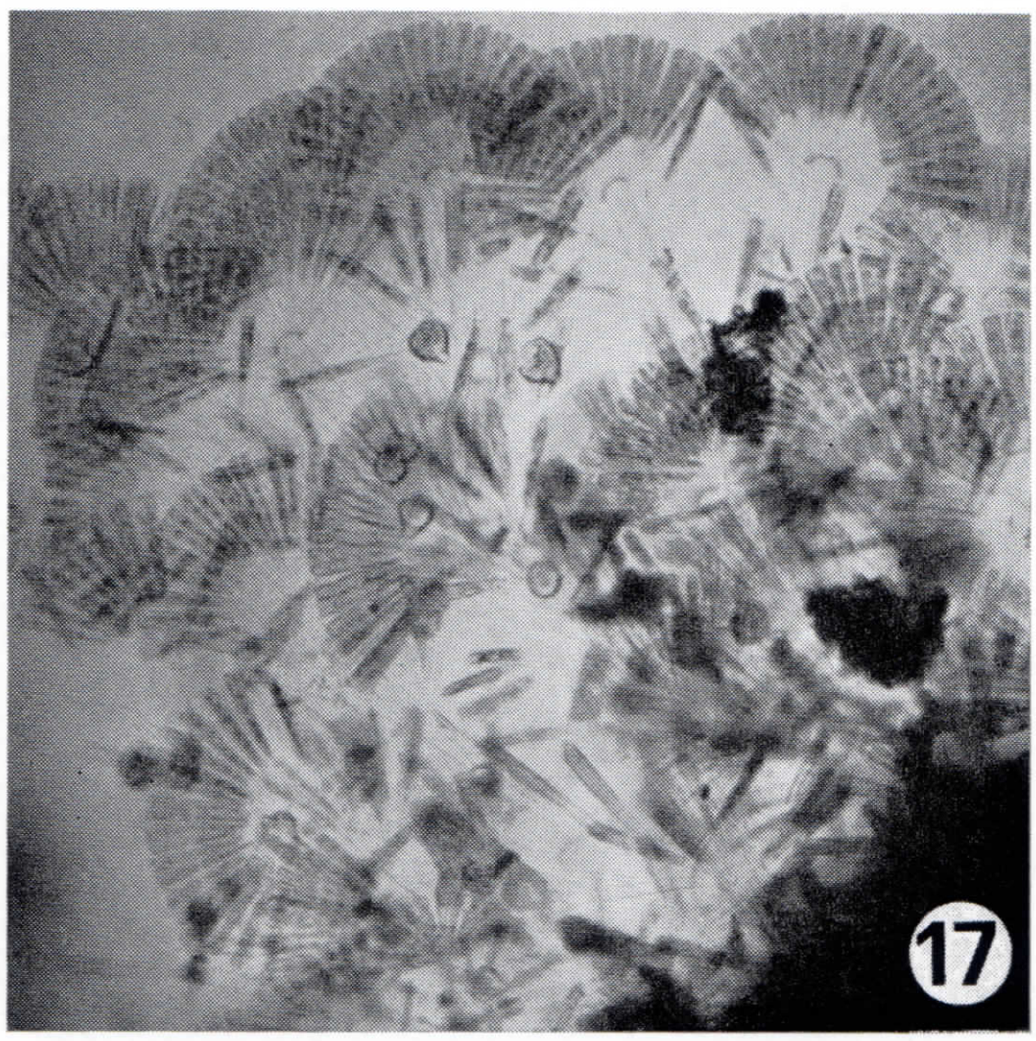


FIG. 13 D.



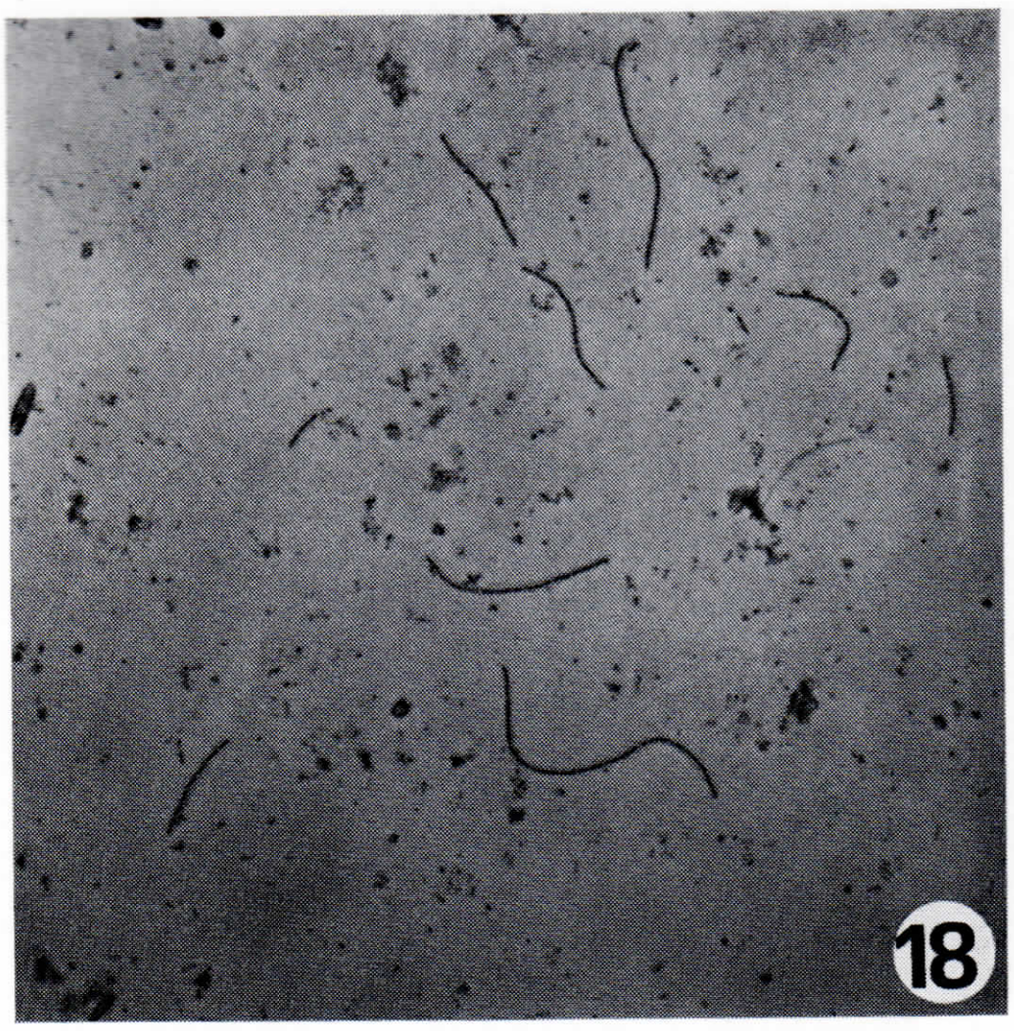


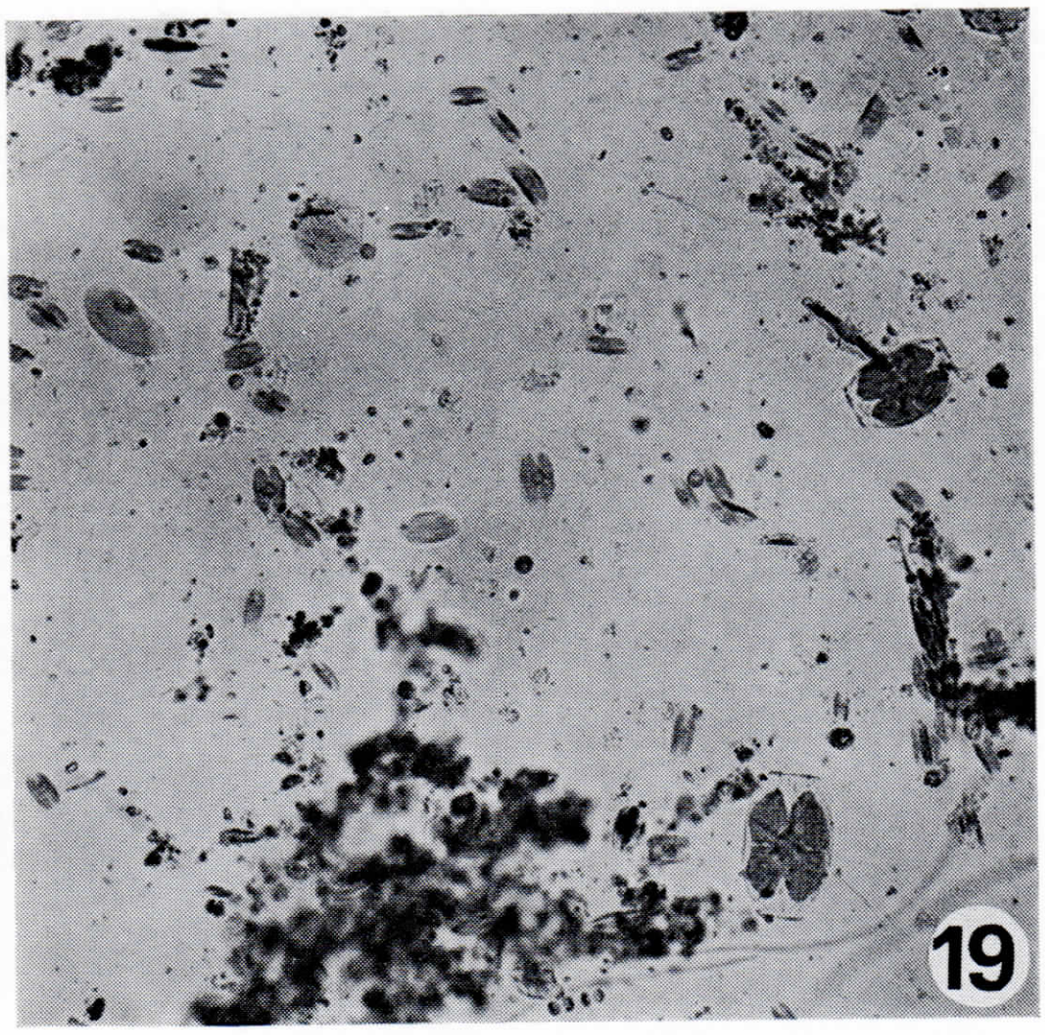


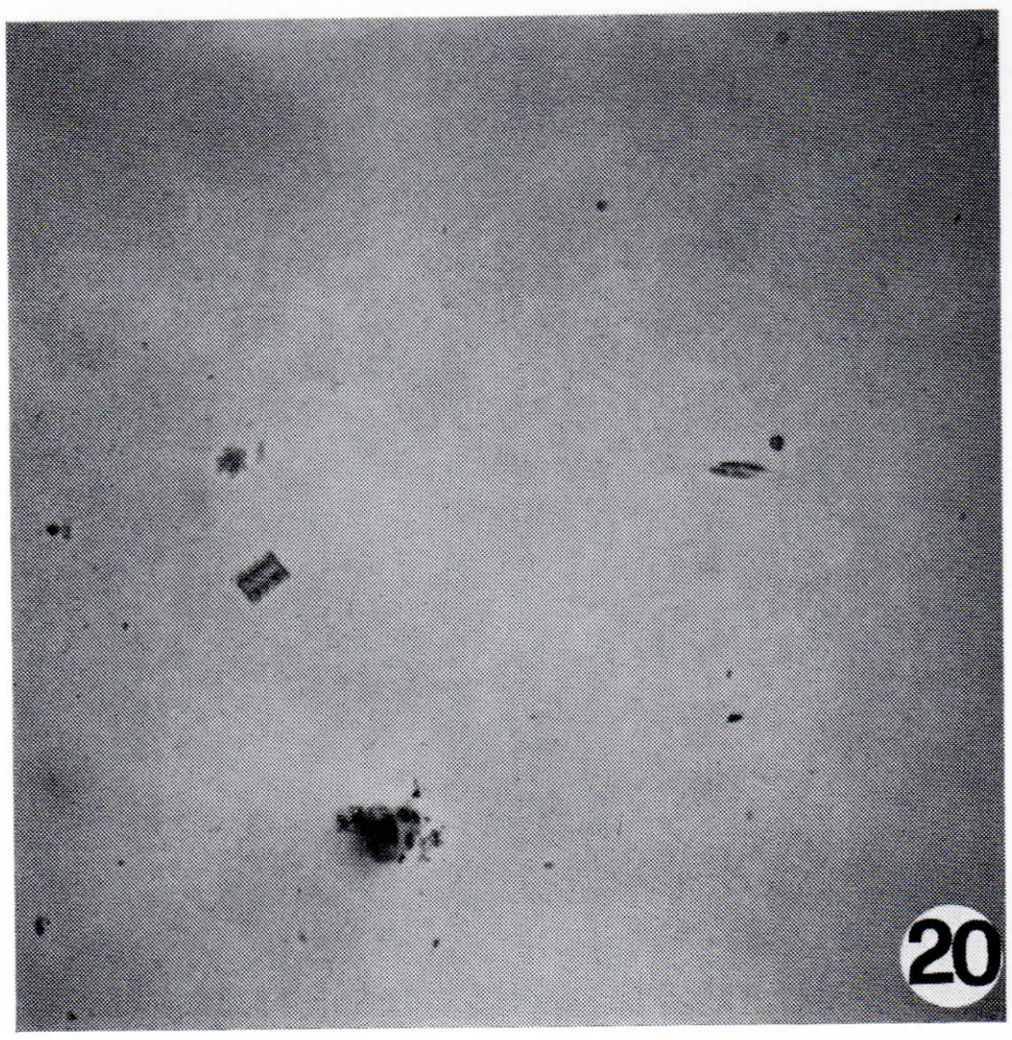


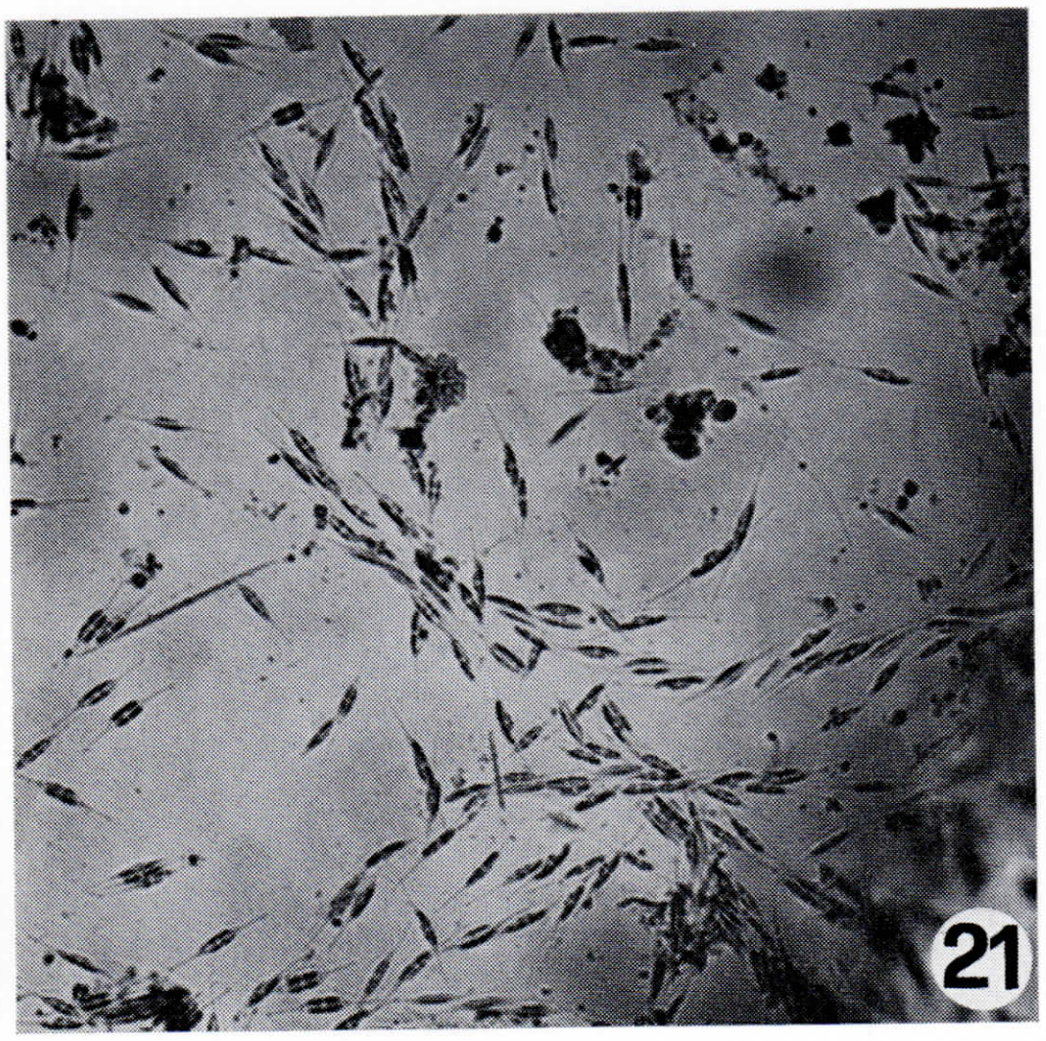
FIGG. 14-15-16. Aspetti del ricoprimento primario su vetrini immersi per due settimane alla stazione Zattera e prelevati rispettivamente il 28-3-74, 10-5-74 e il 10-9-74.

FIG. 17. Colonie di *Licmophora flabellata* sui bordi di un vetrino immerso per due settimane e prelevato, alla stazione Zattera, il 4-4-74.









FIGG. 18-19. Vetrini immersi a luglio alla stazione Spinola rispettivamente per uno e tre giorni.

FIGG. 20-21. Vetrini immersi per due e quattro giorni in luglio alla stazione Zattera.

sottolineare, come rileva Persoone (1971), che le reti trofiche si modificano sostanzialmente con l'aumentare dell'inquinamento organico, per cui si passa dalla tipica catena produttore primario, consumatore primario, consumatore secondario e così via, ad una organizzazione in parallelo costituita di un grande numero di organismi dipendenti direttamente dal continuo afflusso di nutrimento dall'esterno.

RIASSUNTO

In base ai dati ottenuti dall'esame di alcuni parametri idrologici, del contenuto in Coliformi delle acque e dell'insediamento mensile del macrofouling (pannelli di cemento-amianto di 300 × 200 × 3 mm) in quattro stazioni del Porto di Genova a diverso tipo e grado di inquinamento, è stato possibile confermare i risultati di precedenti ricerche e scegliere due zone ben differenziate in cui esaminare gli or¬ genismi presenti, ad eccezione dei batteri, oltre che nel ricoprimento secondario, in quello primario e nella pellicola primaria.

Nell'ambiente ad intenso inquinamento fognario ed in una zona di controllo sono stati immersi vetrini (25 × 75 mm) per 1, 2, 3, 4 giorni e per 1, 2, 3, 4 settimane, durante un intero ciclo annuale.

È stato possibile evidenziare, in via preliminare, alcune differenze fra le due stazioni per quanto riguarda le associazioni che si formano sui vetrini nelle diverse stagioni a vari tempi di esposizione.

Generalmente le diversità fra le associazioni che si costituiscono nelle due stazioni diventano sempre più nette con l'aumentare del periodo di immersione anche se esse sono già rilevabili dopo un giorno.

La zona più inquinata rispetto a quella di controllo è caratterizzata da una maggiore sedimentazione e da un minor insediamento sia delle forme microscopiche che macroscopiche tra le quali prevalgono gli animali rispetto ai vegetali.

Le forme predominanti sono *Diatomeae,* macroalghe e il Protozoo Ciliato Peritrico *Zoothamnium* sp.

SUMMARY

An investigation, carried out in four station of Genoa harbour, different in type and degree of the pollution, on the hydrological parameters, on the coliform content and on the monthly settlement of macrofouling, allowed to confirm results of previous researches and to choose two well different zones in which to examine organisms present (bacteria excluded) on primary film, primary growth and secondary growth.

All the three stages of settlement are different in the two zones (one heavily polluted by sewage, the latter considered control zone) though the differences are clear after one day immersion, they are more and more deep with the increasing of exposure time.

The more polluted zone is characterized by more sediment, number of animals higher than that of the vegetables, lighter settlement particularly of macroorganisms, few species of animals and algae, especially of Diatoms and macroalgae, dominance of the Protozoan *Zoothamnium* sp., at least in some periods of the year.

TABELLA 1.

SPINOLA STAZIONE N. 1. Valori dei principali parametri fisici e chimici, rilevati mensilmente, e numero di colonie di Coliformi ed *Escherichia coli* contenute in 100 cc di acqua di mare.

Data	*Temp.* °C	*Salinità* °/₀₀	*pH*	O_2 *cc/l*	O_2 %	*N-NO₂* µg/l	*N-NO₃* µg/l	*N-NH₄* µg/l	*P-PO₄* µg/l	*ABS* ppm	*Fe totale* µg/l	*Coliformi in 100 cc*	*Escherichia coli in 100 cc*
7/ 8/1973	24,28	36,94	7,72	0,00	0,00	3,92	28,00	1050,00	254,51	0,28	/	$3,5 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^6$
17/ 9/1973	24,68	36,96	8,03	1,64	33,81	13,30	44,66	603,40	161,82	assente	/	$3,9 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^6$
1/10/1973	22,04	35,76	8,03	0,70	13,72	11,34	44,24	944,72	180,73	assente	/	$1 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^5$
5/11/1973	17,28	37,15	7,93	1,65	29,89	18,34	121,38	1098,58	115,01	assente	/	$6,5 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^5$
3/12/1973	13,34	37,54	7,97	2,47	41,86	16,80	86,94	1057,84	248,93	assente	/	$4,4 \cdot 10^6$	$9 \cdot 10^5$
3/ 1/1974	11,53	37,02	8,07	2,99	48,78	32,90	265,16	1288,42	298,22	1,00	/	$7,1 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^5$
4/ 2/1974	12,54	35,47	7,95	2,75	45,23	25,20	245.14	525,00	116,87	assente	/	$1,8 \cdot 10^6$	$6,7 \cdot 10^5$
4/ 3/1974	12,32	37,06	7,89	1,95	32,28	19,46	135,10	929,04	172,36	assente	/	$1,8 \cdot 10^6$	$6,7 \cdot 10^5$
1/ 4/1974	13,90	36,51	8,07	3,49	53,32	13,02	72,10	535,22	148,49	assente	/	$4,7 \cdot 10^6$	$5,5 \cdot 10^5$
6/ 5/1974	15,62	36,07	7,81	1,11	19,37	24,36	91,28	871,78	226,61	tracce	/	$2,5 \cdot 10^6$	$4.7 \cdot 10^5$
3/ 6/1974	19,06	35,72	7,80	0,84	15,53	26,04	73,64	1464,83	360,53	0,42	/	$2 \cdot 10^6$	$5,1 \cdot 10^6$
8/ 7/1974	22,92	35,98	7,90	0,00	0,00	26,60	28,56	1530,00	329,84	0,28	/	$2,9 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^6$
5/ 8/1974	24,22	36,60	7,33	2,03	41,34	21,14	37,10	670,32	120,28	tracce	/	$2,2 \cdot 10^7$	$3,6 \cdot 10^6$

TABELLA 2.

ZATTERA STAZIONE N. 2. Valori dei principali parametri fisici e chimici, rilevati mensilmente, e numero di colonie di Coliformi ed *Escherichia coli* contenute in 100 cc di acqua di mare.

Data	*Temp.* °C	*Salinità* °/₀₀	*pH*	O_2 *cc/l*	O_2 %	$N\text{-}NO_2$ *µg/l*	$N\text{-}NO_3$ *µg/l*	$N\text{-}NH_4$ *µg/l*	$P\text{-}PO_4$ *µg/l*	*ABS ppm*	*Fe totale µg/l*	*Coliformi in 100 cc*	*Escherichia coli in 100 cc*
7/ 8/1973	24,35	37,18	8,14	4,30	88,11	6,93	27,23	127,12	34,72	assente	/	$< 1 . 10^4$	$1 . 10^4$
17/ 9/1973	25,13	37,82	8,22	5,10	106,63	5,32	26,88	117,74	46,50	assente	/	$3 . 10^4$	$< 1 . 10^4$
1/10/1973	21,75	37,42	8,20	4,17	81,76	5,18	60,34	163,66	44,29	assente	/	$1 . 10^4$	$1 . 10^4$
5/11/1973	17,22	37,44	8,07	4,25	76,99	5,46	58,52	202,16	35,66	assente	/	$2 . 10^4$	$< 1 . 10^4$
3/12/1973	13,86	37,86	8,17	5,16	88,51	3,71	35,56	134,68	20,77	assente	/	$1 . 10^3$	$< 1 . 10^4$
3/ 1/1974	11,48	37,45	8,10	4,90	80,20	9,38	62,58	181,30	40,30	assente	/	$< 1 . 10^4$	$3 . 10^3$
4/ 2/1974	12,24	35,02	8,08	4,84	78,83	12,60	249,76	185,92	47,62	assente	/	$12 . 10^3$	$1 . 10^4$
4/ 3/1974	11,88	37,33	8,13	5,10	84,02	8,26	64,40	160,58	45,26	assente	/	$< 1 . 10^2$	$1 . 10^3$
1/ 4/1974	13,80	37,04	8,25	5,45	92,78	2,66	26,04	76,44	22,32	assente	/	$1 . 10^3$	$1 . 10^3$
6/ 5/1974	15,28	36,42	8,08	4,79	83,45	14,00	114,38	204,54	57,66	assente	/	$2 . 10^3$	$5,5 . 10^2$
3/ 6/1974	19,88	36,34	8,15	5,92	111,49	12,88	121,66	138,32	75,02	assente	/	$< 1 . 10^2$	$< 1 . 10^3$
8/ 7/1974	23,25	36,96	8,40	6,66	133,73	3,78	15,54	55,72	29,76	assente	/	$9 . 10^3$	$3 . 10^2$
5/ 8/1974	24,78	37,46	8,12	4,99	103,33	6,02	32,24	87,50	23,56	assente	/	$2 . 10^3$	$8,5 . 10^2$

TABELLA 3.

ENEL STAZIONE N. 3. Valori dei principali parametri fisici e chimici, rilevati mensilmente, e numero di colonie di Coliformi ed *Escherichia coli* contenute in 100 cc di acqua di mare.

Data	*Temp.* °C	*Salinità* °/₀₀	*pH*	O_2 *cc/l*	O_2 %	$N\text{-}NO_2$ *µg/l*	$N\text{-}NO_3$ *µg/l*	$N\text{-}NH_4$ *µg/l*	$P\text{-}PO_4$ *µg/l*	*ABS ppm*	*Fe totale µg/l*	*Coliformi in 100 cc*	*Escherichia coli in 100 cc*
7/ 8/1973	30,30	37,50	8,08	3,63	82,88	6,44	40,04	169,30	26,78	assente	/	$< 1 . 10^4$	$< 1 . 10^4$
17/ 9/1973	30,60	37,83	8,20	3,33	90,14	7,00	30,52	110,74	42,78	assente	/	$< 1 . 10^4$	$< 1 . 10^4$
1/10/1973	29,00	37,50	8,24	4,02	89,53	5,90	56,56	136,85	37,51	assente	/	$< 1 . 10^4$	$< 1 . 10^4$
5/11/1973	23,00	37,18	8,08	3,98	79,60	7,14	70,42	238,56	46,50	assente	/	$< 1 . 10^4$	$< 1 . 10^4$
3/12/1973	19,30	37,43	8,13	4,35	81,77	7,98	70,98	234,22	61,38	assente	/	$< 1 . 10^3$	$< 1 . 10^3$
3/ 1/1974	18,40	37,18	8,20	5,05	93,34	8,26	70,00	194,88	35,34	assente	/	$2 . 10^3$	$< 1 . 10^3$
4/ 2/1974	17,70	35,86	8,15	5,16	93,31	9,66	124,46	130,62	30,50	assente	/	$1,5 . 10^3$	$7 . 10^2$
4/ 3/1974	18,70	36,98	8,14	4,80	90,35	9,38	55,44	159,32	35,34	assente	/	$2 . 10^2$	$2 . 10^2$
1/ 4/1974	19,96	37,08	8,20	4,36	84,79	3,78	43,40	141,30	34,10	assente	/	$4 . 10^3$	$9,5 . 10^2$
6/ 5/1974	18,80	36,26	8,11	4,61	85,21	12,88	91,42	176,68	35,34	assente	/	$2,6 . 10^3$	$4 . 10^2$
3/ 6/1974	24,60	36,65	8,12	4,61	94,66	6,58	45,22	107,52	30,07	assente	/	$5 . 10^2$	$< 1 . 10^2$
8/ 7/1974	28,10	37,04	8,32	4,89	106,77	6,58	22,26	72,38	31,62	assente	/	$6 . 10^2$	$< 1 . 10^2$
5/ 8/1974	23,10	37,50	8,08	3,88	86,37	7,14	40,60	171,36	26,66	assente	/	$9,5 . 10^5$	$6 . 10^2$

TABELLA 4.

ITALSIDER STAZIONE N. 4. Valori dei principali parametri fisici e chimici, rilevati mensilmente, e numero di colonie di Coliformi ed *Escherichia coli* contenute in 100 cc di acqua di mare.

Data	*Temp.* °C	*Salinità* °/₀₀	*pH*	O_2 cc/l	O_2 %	*N-NO₂* µg/l	*N-NO₃* µg/l	*N-NH₄* µg/l	*P-PO₄* µg/l	*ABS* ppm	*Fe totale* µg/l	*Coliformi in 100 cc*	*Escherichia coli in 100 cc*
7/ 8/1973	25,58	37,24	7,94	2,65	55,56	15,82	63,56	1163,00	27,90	assente	/	$3 \cdot 10^4$	$< 1 \cdot 10^4$
17/ 9/1973	25,30	37,58	8,21	3,32	69,46	10,22	57,26	774,48	37,20	assente	108	$< 1 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$
1/10/1973	22,04	37,50	8,27	3,72	73,37	7,56	54,88	837,34	23,06	assente	141	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$
5/11/1973	17,14	37,10	8,15	4,04	75,65	9,38	89,60	870,24	24,18	assente	199	$1 \cdot 10^4$	$< 1 \cdot 10^4$
3/12/1973	13,92	37,58	8,23	4,30	73,63	7,28	39,62	977,76	18,60	assente	211	$5,1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$
3/ 1/1974	12,58	36,32	8,28	4,80	79,47	8,82	81,48	1075,76	17,05	assente	525	$< 1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$
4/ 2/1974	12,62	36,34	8,22	5,38	89,22	13,44	481,32	1029,56	45,26	assente	269	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$
4/ 3/1974	12,10	36,38	8,17	4,32	80,79	6,86	91,28	881,16	22,32	assente	137	$5 \cdot 10^3$	$1,9 \cdot 10^3$
1/ 4/1974	14,10	35,32	8,18	4,92	83,25	4,06	59,64	344,54	22,63	assente	137	$6 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^2$
6/ 5/1974	15,66	35,28	8,11	4,04	70,14	9,10	106,54	587,02	25,42	assente	91	$3 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^3$
3/ 6/1974	19,56	36,75	8,11	3,78	71,05	11,76	57,40	878,36	20,46	assente	141	$2 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^2$
8/ 7/1974	23,92	36,96	8,30	4,36	88,62	10,92	32,90	794,64	12,71	assente	190	$3 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^3$
5/ 8/1974	24,68	37,16	8,03	2,34	48,31	18,06	62,72	2424,38	17,05	assente	170	$1 \cdot 10^4$	$9 \cdot 10^3$

TABELLA 5.

Organismi macroscopici sessili presenti su pannelli mensili. I numeri indicano la somma dei rilevamenti sui 12 pannelli mensili. Una valutazione quantitativa delle specie o dei gruppi per i quali risulta difficile il conteggio viene fornita dal numero delle crocette. In questi casi il confronto è possibile solo nell'ambito dello stesso gruppo.

	Spinola	*Zattera*	*Enel*	*Italsider*
ALGHE				
Chlorophyceae	++	++	++	+
Phaeophyceae		+		
Rhodophyceae		+	+	
PORIFERI				
Sycon ciliatum (Fabricius)			40	
Leucosolenia variabilis (Haeckel)			6	
IDROIDI				
Clytia johnstoni (Alder)		++++++++++++	++++	+
Obelia dichotoma Linnaeus		+++++++		
Obelia geniculata Linnaeus		++++++	+++	
Bougainvillia ramosa Van Beneden		++++++++++		
Ventromma halecioides Alder		+++++++++		
Tubularia mesembryathemum Allman		+	++	
Gonothyrea sp.			+++	
Laodicea undulata (Fortes e Goodsir)			+	+
POLICHETI				
Hydroides elegans Haswell / *Serpula concharum* Langerhans	15.600	220.092	97.632	44.784
Spirorbis sp.	24	780	19.908	0
Polydora ciliata (Johnston)	24	132	468	528

TABELLA 5 *(segue)*

	Spinola	*Zattera*	*Enel*	*Italsider*
CIRRIPEDI				
Balanus amphitrite Darwin	72	11.316	10.068	2.076
Balanus eburneus Gould	0	408	1.368	24
Balanus trigonus Darwin	0	24	48	0
Balanus perforatus Bruguiere	0	24	0	0
BIVALVI				
Mytilus galloprovincialis (Lamark)	0	13	57	1
BRIOZOI				
Schizoporella errata (Waters)	0	85	14	1
Schizoporella unicornis (Johnston)	0	0	0	9
Bugula neritina Linnaeus	0	27	7	0
Bugula stolonifera Ryland	0	49	2	0
Bugula flabellata (Thompson)	0	2	0	0
Watersipora subovoidea (D'Orbigny)	0	2	1	271
Cryptosula pallasiana (Moll)	0	2	1	0
Bowerbankia sp.		+	+	
Zoobotryon verticillatum (D. Chjaie)		+	+	
ASCIDIACEI				
Ciona intestinalis Linnaeus	0	44	57	5
Botryllus schlosseri (Pallas)	0	146	28	0
Didemnidi	0	50	37	0
Styela partita (Stimpson)	0	1	0	0

TABELLA 6.

Organismi presenti alle stazioni Zattera e Spinola, su vetrini immersi per una settimana (ricoprimento primario).

	Spinola	*Zattera*
ASCIDIACEI		
Botryllus schlosseri (Pall.)		+
CROSTACEI		
Cirripedi (*Balanus amphitrite* Darw).	+	++
Copepodi	++	+
Isopodi		+
Anfipodi		+
Decapodi (giovani)		+
PANTOPODI		+
BRIOZOI (larve)		+
POLICHETI		
Serpula concharum Lang.	+	++
Hydroides elegans Has.	+	++
TURBELLARI		+
NEMATODI	++++	++
IDROIDI		
Obelia sp.		++++
Tubularia mesembryanthemum All.		+
Altri Idroidi atecati		+
PROTOZOI		
Flagellata	+	++
Rhizopoda		
Foraminiferi	+	++
Amebozoi		+
Ciliata		
Zoothamnium commune Kahl	++++	+
Vorticella sp.	+	++
Vaginicolidae	+	+
Forme vagili	+++	+++
Acineta		
Acineta tuberosa Ehrenb.	+	+
Ephelota gemmipara (Hertw)	+	++
CHLOROPHYCEAE	++	+++
RHODOPHYCEAE		+++

TABELLA 6 *(segue)*

	Spinola	*Zattera*
DIATOMEAE		
Licmophora flabellata (Carm.)		++++
Licmophora dalmatica (Kz.) Grun.		+++
Licmophora abbreviata Ag.		+
Licmophora sp.	+	+
Navicula sp.	+	+++
Tabellaria fenestrata (Lyngh.)		++
Tabellaria sp.		+++
Grammatophora oceanica (E) Grum.		++
Nitzschia longissima (Bréb.) Ralfs		+
Nitzschia sp.	+	++
Pleurosigma sp.	++	+
Cocconeis sp.		++
Striatella unipunctata (Lyngh.) Ag.		++
Coscinodiscus sp.		+
Sceletonema costatum (Grev.) Grum.		+
Amphora sp.	+	+
Biddulphia sp.		+
Fragilaria sp.		+
Achnanthes sp.		+
Chaetoceros sp.		+
Altre Naviculoidi	+++	+
7 specie da identificare		+
CYANOPHYCEAE	+++	+
FILAMENTI BATTERICI	++	

TABELLA 7.

Organismi, esclusi i batteri, presenti su vetrini immersi per uno, due, tre e quattro giorni (film primario) nelle stazioni Zattera e Spinola. Sono contrapposte le differenze tra periodo estivo e invernale.

	Luglio 1974		*Gennaio 1975*	
	Zattera	*Spinola*	*Zattera*	*Spinola*
1° giorno	Diatomeae	Diatomeae	Diatomeae	*Zoothamnium* sp.
		Cyanophyceae	*Vorticella* sp.	Nematodi
		Protozoi vagili		
		SEDIMENTO		SEDIMENTO
2° giorno	Diatomeae	Diatomeae	Diatomeae	Cyanophyceae
	Rhodophyceae	Cyanophyceae	*Vorticella* sp.	Protozoi vagili
	Protozoi vagili	Protozoi vagili	Ascidiacei	*Zoothamnium* sp.
		Zoothamnium sp.		Nematodi
		SEDIMENTO	SEDIMENTO	SEDIMENTO
3° giorno	Diatomeae	Diatomeae	Diatomeae	Cyanophyceae
	Rhodophyceae	Cyanophyceae	(*Licmophora* sp.)	Protozoi vagili
	Protozoi vagili	Protozoi vagili	Protozoi vagili	*Zoothamnium* sp.
	Vorticella sp.	*Zoothamnium* sp.	*Vorticella* sp.	Nematodi
			Ascidiacei	
			Idroidi	
	SEDIMENTO	SEDIMENTO	SEDIMENTO	SEDIMENTO
4° giorno	Diatomeae	Diatomeae	Diatomeae	Diatomeae
	Rhodophyceae	Cyanophyceae	(*Licmophora* sp.)	Cyanophyceae
	Chlorophyceae	Protozoi vagili	Protozoi vagili	Protozoi vagili
	Protozoi vagili	*Zoothamnium* sp.	*Vorticella* sp.	*Zoothamnium* sp.
	Vorticella sp.		Ascidiacei	Nematodi
			Idroidi	
	SEDIMENTO	SEDIMENTO	SEDIMENTO	SEDIMENTO

BIBLIOGRAFIA

AUBERT, N. e J. AUBERT 1969. Oceanographie medicale. Gauthier Villars. Paris.

CORPE, W. A. 1972. Microfouling: the role of primary film forming marine Bacteria. *Proceedings Third International Congress Marine Corrosion and Fouling.* Gaithesburg Maryland USA, 598-609.

GENOVESE, S. e G. GANGEMI 1966. Primo contributo allo studio di forme fissate sui vetrini immersi in un ambiente salmastro meromittico. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat., 12* (3-4), 509-519.

GERACI, S. e G. RELINI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: Briozoi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl. 2), 21-32.

HUVÈ, P. 1970. Recherches sur la genese de quelques peuplements algaux marins de la roche littorale dans la region de Marseille. These de Doctorat d'etat Es. Sciences Naturelles 470 pagine.

KAWAHARA, T. 1962. Studies on the marine fouling communities I: Development of a fouling community. *Report of Faculty of Fisheries, Prefectural University of Mie, 4* (2), 27-41.

MONTANARI, M. e G. RELINI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: Idroidi e Ascidiacei. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl. 2), 34-54.

MOR, E., E. SESSI e G. RELINI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: Caratteristiche ambientali e metodi di studio. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl. 2), 55-59.

PERSOONE, G. 1968. Ecologie des Infusoires dans les salissures de substrates immergés dans un port de mer. Le film primaire et le recouvrement primaire. *Protistologica, 4* (2), 187-194.

PERSOONE, G. 1971. Ecology of fouling on submerged surfaces in a polluted harbour. *Vie et milieu, 22* (suppl. 2), 613-636.

PERSOONE, G. e N. DE PAW 1968. Pollution in the harbour of Ostend (Belgium). Biological and hydrographycal conseguences. *Helgolander wiss. Meeresunters, 17,* 302-320.

RELINI, G. 1964. Andamento stagionale degli organismi sessili del Porto di Genova. *Archo Oceanogr. Limnol., 13* (2), 281-296.

RELINI, G. 1968. Variazioni quantitative stagionali del fouling nel Porto di Genova in relazione alla durata di immersione ed alla profondità. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 36* (236), 23-40.

RELINI, G. 1974. La colonizzazione dei substrati duri in mare. *Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 4* (4-5-6), 201-261.

RELINI, G., M. MONTANARI, S. VIALE e R. Di CINTIO 1975. Considerazioni sulle caratteristiche biologiche ed abiologiche di una zona del Porto di Genova sottoposta ad intensi scarichi fognari. *Atti V° Simposio Nazionale Conservazione della Natura* - Bari.

RELINI, G. e L. RELINI ORSI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: Cirripedi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl. 2), 125-144.

ROSSI, G.G., G. BAZZICALUPO e G. RELINI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: Alghe e Policheti sedentari. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl. 2), 146-173.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 141-151
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

PRELIMINARY DATA ON THE FOULING COMMUNITIES OF THE HARBOUR OF PALERMO (SICILY)

S. RIGGIO, A. MAZZOLA

Istituto e Museo di Zoologia dell'Università di Palermo

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Data are provided on the fouling communities of Palermo Harbour (Sicily), which have been investigated from February 1973 to May 1975 by means of standard asbestos panels used as hard substrata for the settlement of benthic populations. Five stations have been chosen: the observations have shown the presence in the most polluted stations of typical fouling communities with a low number of high tolerant species, among which *Ciona intestinalis* L. was dominant. The less polluted stations showed quite a different kind of settlement, characterized by a higher number of species and a more complex community structure.

The species constitution and the seasonal variations of the fouling settlements in Palermo Harbour have been investigated since February 1973, by means of standard asbestos-panels used up as hard substrata for the growth of benthic organisms.

The asbestos plates were immersed in a vertical position at five selected sites in the harbour docks (fig. 1) for periods from one to twelve months, according to the procedures currently used (Relini, 1968; Relini and Giordano, 1969; Geraci and Relini, 1970; Montanari and Relini, 1972; Relini, Relini-Orsi and Valsuani, 1973; Taramelli and Chimenz, 1968).

After removals of the panels, the principal species making up the biotic settlements were determined, the relative densities of different populations were assessed and the seasonal fluctuations were compared, either in the single stations, or between stations.

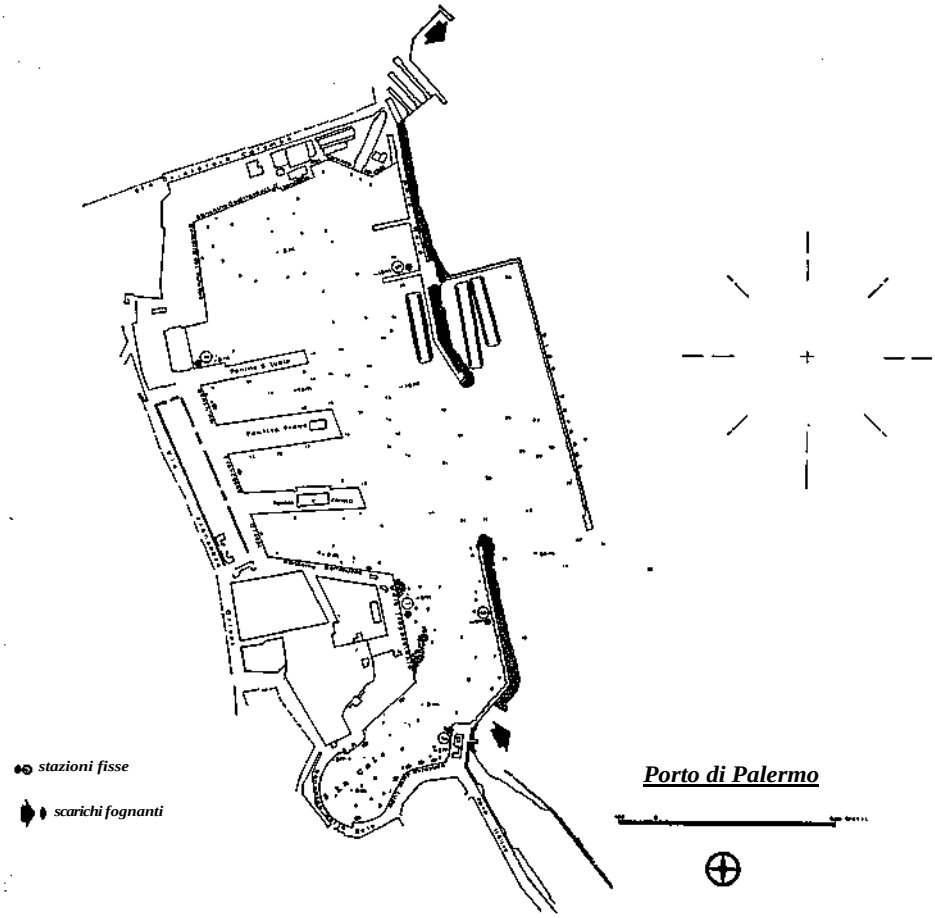


FIG. 1. Palermo Harbour: five stations where wese immersed panels.

In fact, rates of water-exchange and intensity of pollution, which are the major ecological factors in a harbour environment (Aubert et al., 1972; Aubert and Aubert, 1973) vary considerably in the whole area: the water exchange is greatest near the entrance of the harbour, as well as at station 4, due to freshwater springs on the bottom and to a stream from a nearby power station.

The hydrodynamism is sensibly reduced in the southern docks, and mostly in the old port « La Cala », due to its peculiar sac-shape.

The depths of immersion were — 1 m to — 2 m at stations no. 1

and no. 2, no. 3 and 5; they were — 1 m, — 3 m and — 6 m at station no. 4.

Only at stations 3, 4 and 5, which were chosen in 1974, we could carry out a complete yearly cycle of investigations, as stations no. 1 and no. 2 in the old port were swept away by the violent sea storm occurred on 25 th October 1973.

The results obtained in about six months immersion at stations no. 1 and no. 2 were nevertheless of much interest.

In the stations 1, 2 and 3, situated in the ancient basin southward, which were characterized by an intense silting as well as by a high degree of organic pollution due to the outflows of many domestic sewers, the biotic settlements started on one month panels in January-February with *Enteromorpha* spp., *Cladophora* spp. and Spirorbinae assemblages, followed in the early spring by a dense Serpulid settlement, with *Hydroides elegans* Hasw. and *Serpula concharum* Lang. as the dominant species.

Barnacles, with *Balanus amphitrite* Darw. dominant on *B. eburneus* Gould and *B. trigonus* Darw. followed in late spring replacing the Serpulid and making up a continuous layer on the whole panel-surface.

The final stages in the settlement occurring from late June to the end of August showed a typical fouling facies dominated by the Ascidian *Ciona intestinalis* L., the Polyzoa *Bugula neritina* L., *B. stolonifera* Ryl., *Zoobotryon verticillatum* Delle Chiaje and the green nitrophilous alga *Ulva rigida* Ag.

This tolerant facies followed a developmental sequence similar to the one described by Relini (1966) at the station no. 4 in the Harbour of Genoa.

The wet weight reached up to a maximum of 13900 g with a corresponding dry weight of about 2200 g for each panel, after two months of immersion, which is one of the highest values recorded in the Mediterranean (Montanari and Relini, 1973).

The observations made at these highly eutrophic stations have also made evident the important role in the advancement of the biotic successions at the filamentous alga-stage played by tube-dwelling and tube-building vagile organisms such as Crustacea Amphipoda of the genus *Corophium* Latr. and *Amphithoe* Leach, as well as Tanaids of the species *Tanais cavolinii* M. Edw., *Anatanais robustus* Moore s. str. and *A. robustus* M. subsp. *crassus* (Riggio, 1975; in press), and other taxa belonging to the Harpacticoid Copepods as well as to Sedentary Polychaeta — namely *Polydora ciliata* Johnst., *Mercierella enygmatica*

Fauv. and others — which are able to transform the substratum, greatly increasing the surface available to the settlement of planktonic larvae of fouling organisms.

Station no. 4 (fig. 1), characterized by a low intensity of pollution and the continuous warm water outflow from a nearby power plant, showed a primary heterotrophic settlement made up of Hydroidea *(Tubularia mesembryanthemum* Allm., *Obelia geniculata* L. and *Obelia* sp., *Clytia johnstoni* Ald.), Spirorbinae and *Hydroides elegans* Hasw. in the winter, followed by an intense growth of branching Polyzoan colonies in the spring.

The very low number of algae observed is presumably the consequence of the northern exposure of the station.

The final stage reached in the summer, either on monthly or on 3-4 months submerged panels was a complex zoocoenose with a remarkably high species diversity. Passive filter-feeders and forms having external skeletons and characterized by low creeping habits were well represented.

Competition for space and epibiosis was very intense; on the other hand the dominance degree for each of the prevailing taxa was rather low.

The most frequent species on summer panels at station 4 were: the Porifera *Sycon ciliatum* Fabr., *Leuconia aspera* Schmidt, *Leuco¬ solenia variabilis* Haeck.; the Sedentary Polychaeta *Mercierella enygmatica* Fauv., *Spirographis spallanzanii* Viv., *Dasychone bombyx* Dal., *Sabella pavonina* Sav., *Hydroides elegans* Hasw., *Serpula concharum* Lang., *Pomatoceros triqueter* L.; the Barnacles *Balanus eburneus* Gould., *B. trigonus* Darw.; the Polyzoa *Schizoporella errata* Waters, *Zoobotryon verticillatum* Delle Chiaje, *Bugula flabellata* Thomps., *B. neritina* L., *Savignyella lafontii* Aoud., and others.

The Tunicata were represented by colonies of *Clavelina lepadiformis* Mull., *Diplosoma listerianum* M. Edw., *Diplosoma* sp., *Botryllus schlosseri* Pall., *Botrylloides leachi* Sav., and by numerous individuals of *Styela plicata* Les., *Molgula occidentalis* Traust., and other small undetermined forms.

Ciona intestinalis L. and *Ascidiella aspersa* Mull. were uncommon and occurred only temporarily at the end of the spring.

It must be pointed out that station 5 at Genoa Harbour, in a comparable environmental situation, showed a very different biotic settlement (Mor, Sessi and Relini, 1970).

No significant differences in the settlement could be related to the

depth, as panels submerged at — 1 m, — 3 m and — 6 m, showed the presence of the same major taxa, however in smaller masses with the increasing depth.

On the deeper panels a considerable delay was observed in the appearance and growth of the pioneer stages of settlement; the algal populations were comparatively less numerous, as could be expected.

The highest wet weights were recorded in midsummer for — 1 m panels with more than 2-3 months of immersion: the maximum weight was more than 6 kgms; the corresponding dry weights were only a little lower because of the heavy skeletal masses making up the bulk of the settlement.

Station 5 (fig. 1), situated in the area of the major shipyard in the northwestern basin, was affected by cool and polluted waters, with numerous industrial outflows.

It showed a primary settlement of brown algae and Serpulids in the winter months, a secondary stage in the spring, dominated by *Hydroides elegans* Hasw., followed by Barnacles and Bryozoa.

The final stages in midsummer were characterized by the dominance of Tunicata, branching Polyzoan colonies and Serpulids.

The most numerous species were: *Styela plicata* Les., *Molgula occidentalis* Traust., *Botryllus schlosseri* Pall. and Didemniid colonies.

On long-exposed panels *Spirographis spallanzanii* Viv., *Dasychone bombyx* Dal. and *Sabella pavonina* Sav. were very frequent, together with the Porifera *Sycon ciliatum* Fabr. and *Leuconia* sp.

The wet as well as the dry weights at station 5 were about of the same order as at station 4. The taxonomic constitution and the sequences of biotic settlement could be considered as intermediate between station 3 and station 4.

In the course of our observations we have found that at the end of the summer-cycles, at each station, Barnacles, Serpulids and Ascidians die and fall away from the panels: the skeletal masses fall off and leave the surface free for the next stage of colonization; such a phenomenon is also known from other Mediterranean harbours; however, in Palermo the new settlements have taken place at an earlier period of the year in comparison either to other Tyrrhenian localities (Relini, 1966; Relini and Relini-Orsi, 1971; Relini and Sara, 1971; Chimenz and Taramelli, 1973) or to southern harbours of the Ionian and the Adriatic Sea (Gherardi and Lepore, 1974; Gherardi et al., 1974).

The presence of very different fouling communities in relation to the prevailing ecological factors in the areas considered has allowed

the authors to distinguish some major bionomic facies in the fouling of Palermo Harbour which are only partially comparable to those already described in other Mediterranean harbours, and which deserve a further accurate investigation.

In contrast to other Mediterranean ports (Relini, 1974), no mussel settlement was found in the area of Palermo Harbour, nor along the rocky coasts bordering the Bay, and this, perhaps, mainly differentiates the fouling in Palermo from the other known localities.

A reason might be the northern exposure of the coast: in fact no mussel-communities are found in other small ports of northwestern Sicily, whereas they are luxuriant in the westwards coast of Trapani, as well as along the eastern coasts of the island.

Fouling settlements on six months exposed panels are summarized on table 1.

RIASSUNTO

Lo studio del fouling portuale di Palermo è stato effettuato mediante l'impiego di substrati artificiali di eternit, immersi per periodi variabili da un mese ad un anno in 5 stazioni fisse.

Si riportano i risultati ottenuti dal febbraio 1973, data di inizio della ricerca, al maggio 1975.

In tale intervallo si è avuto come evento perturbatore delle condizioni ambientali, la distruzione delle opere di difesa muraria del porto avvenuta nell'ottobre 1973 in seguito ad un fortunale.

Nelle stazioni 1, 2, 3, situate nel vecchio bacino portuale, caratterizzato da un alto grado di eutrofizzazione e scarso idrodinamismo, sono state rilevate lungo tutto l'anno comunità oligotipiche ad elevata valenza ecologica, per lo più dominate da *Ciona intestinalis* L., cui si aggiungevano *Zoobotryon verticillatum* Delle Chiaje, *Bugula* spp. e *Balanus amphitrite* Darw. nell'arco primaverile estivo, mentre *Hydroides elegans* Hasw. e gli spirorbini si insediavano tutto l'anno.

I pesi raggiunti sulla superficie sono risultati in estate dell'ordine di oltre 2 kg/dm^2.

Nella staz. 4, in condizioni di alto idrodinamismo e di alta temperatura costante per lo scarico di una centrale termoelettrica, sono state osservate comunità politipiche, ricche di specie a scheletro calcareo e a portamento reptante.

Gli incrementi in peso sono stati sensibilmente inferiori rispetto alle stazioni più inquinate.

La stazione 5 ha mostrato caratteri intermedi fra quelli delle stazioni 1-3 e la 4.

Si riportano specie di nuova segnalazione ed osservazioni sul ruolo della fauna vagile nella progressione delle sequenze biotiche.

TABLE 1.

Biotic settlement on six months-immersed panels (only surface panels are taken into consideration) - years 1973-1975.

Taxa	*January-June*					*July-December*				
	St. 1	*St. 2*	*St. 3*	*St. 4*	*St. 5*	*St. 1*	*St. 2*	*St. 3*	*St. 4*	*St. 5*
PRIMARY FILM *	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
SESSILE FORMS										
Algae **										
Cyanophyta	oo	oo	+	+	—	+	+	+	+	+
Ectocarpus siliculosus Lyngb.	—	—	—	+	o	—	—	+	+	o
Polysiphonia sertularioides J. Ag.	+	oo	o	+	—	—	+	+	—	o
Cladophora prolifera Ktz.	—	—	oo	+	—	+	+	+	—	+
Enteremorpha intestinalis Link.	ooo	oo	ooo	—	+	+	+	o	+	+
Enteromorpha compressa Grev.	+	—	+	—	—	+	—	+	—	—
Ulva rigida Ag.	ooo	o	o	—	+	+	o	+	—	—
Porifera										
Sycon ciliatum Fabr.	—	—	+	o	o	—	—	+	oo	oo
Leucosolenia variabilis Haeck.	—	—	—	+	oo	—	—	—	+	o
Leuconia solida Schmidt	—	—	+	o	oo	—	—	+	o	oo
Hydrozoa										
Tubularia sp.	+	+	—	oo	+	—	+	—	o	o
Obelia geniculata L.	+	+	oo	oo	+	+	+	+	+	+
Clytia johnstoni Ald.	+	+	+	—	+	—	—	+	—	+
Campanularia sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

TABLE 1 *(continued)*

Taxa	*January-June*					*July-December*				
	St. 1	*St. 2*	*St. 3*	*St. 4*	*St. 5*	*St. 1*	*St. 2*	*St. 3*	*St. 4*	*St. 5*
Polychaeta										
Spirorbinae	+	+	+	o	o	oo	oo	o	oo	o
Salmacina incrustans Clap.	+	o	—	—	—	—	oo	—	—	—
Mercierella enigmatica Fauv.	—	—	o	—	—	—	—	o	—	—
Serpula vermicularis L.	—	—	—	o	+	—	+	+	o	+
Serpula concharum Lang.	+	+	+	+	+	+	+	o	o	+
Pomatoceros triqueter L.	—	—	+	+	+	—	—	+	o	+
Hydroides elegans Hasw.	oooo	ooo	ooo	oooo	oooo	ooo	ooo	ooo	oooo	oooo
Spirographis spallanzanii Viv.	—	—	—	oo	oo	—	—	—	o	oo
Sabella pavonina Savignyi	—	—	+	oo	oo	—	—	—	+	+
Dasychone bombyx Dalyell.	—	—	o	oo	oo					
Cirripedia***										
Balanus amphitrite Darw.	oooo	oo	oo	oo	oo	oo	oo	ooo	o	ooo
Balanus trigonus Darw.	o	o	o	o	o	oo	o	+	oo	oo
Balanus eburneus Gould.	+	+	+	oo	oo	+	+	o	o	o
Bryozoa										
Bugula neritina L.	ooo	ooo	oo	o	oo	o	o	+	+	o
Bugula flabellata Thompson	+	+	+	oo	+	+	+	+	o	o
Bugula stolonifera Ryland	+	+	oo	+	o	+	+	o	+	+
Schizoporella errata Waters	—	—	—	ooo	o	—	—	—	ooo	oo
Schizoporella sp.	—	—	—	+	+	—	—	—	+	+
Savignyella lafontii Audouin	—	—	—	+	+	—	—	—	+	+
Cryptosula pallasiana Moll.	+	+	+	+	+	—	—	—	+	+
Zoobotryon verticillatum Delle Chiaie	+	oo	oo	oo	oo	o	oo	o	oo	ooo

TABLE 1 *(continued)*

Taxa	*January-June*					*July-December*				
	St. 1	*St. 2*	*St. 3*	*St. 4*	*St. 5*	*St. 1*	*St. 2*	*St. 3*	*St. 4*	*St. 5*
Tunicata										
Ciona intestinalis L.	ooo	oooo	ooo	+	o	oooo	oooo	oooo	—	—
Styela plicata Les.	+	+	+	oo	ooo	—	—	+	oo	ooo
Ascidia mentula Müll.	—	—	—	—	—	+	+	o	—	—
Molgula occidentalis Transt.	—	—	—	o	o	—	—	+	oo	oo
Ascidiella aspersa Mull.	—	—	—	+	+	—	—	+	+	+
Clavelina lepadiformis Mull.	+	+	+	o	o	+	+	+	o	o
Botryllus schlosseri Pallas	oo	o	oo	ooo	oo	oo	oo	oo	ooo	oo
Diplosoma listerianum M. Edw.	o	o	o	oo	ooo	—	o	o	oo	oo
Diplosoma sp.	+	+	+	o	o	+	+	+	o	o
VAGILE FAUNA										
Polychaeta errantia	+	+	+	+	oo	+	+	+	+	+
Copepoda harpacticoida	+	+	+	+	+	—	—	—	—	—
Ostracoda	—	—	—	+	—	—	—	—	—	—
Amphipoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Isopoda	+	—	+	+	+	+	+	+	—	—
Tanaidacea	+	+	+	—	—	+	—	—	—	—

— = *absent*
\+ = *present*
o = *surface covered about 10 %*
oo = *surface covered from 20 to 40 %*
ooo = *surface covered from 50 to 70 %*
oooo = *surface covered more than 70 % or total surface covered.*

* = a primary film is present only on newly immersed panels in the winter
** = higher algal taxa have been thriving on the panel surface only from early spring to late summer. Blue-green algae prevailed in late autumn and in the winter
*** = Barnacle-settlements occurred only from late spring to late-summer on newly immersed panels. In autumn the barnacles died and the most part of their shells fell away from the panel-surfaces.

REFERENCES

AUBERT, M., J. AUBERT, J. M. PINCEMIN, N. DESIROTTE and J. PH. BRETT-MEYER 1972. Restructuration des rivages et pollutions secondaries. Etude de l'eutrophisation des zones portuaires. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 26,* 53-64.

AUBERT, M. and J. AUBERT 1973. Pollution marines et amenagement des rivages. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.,* (suppl.), 1-309.

CHIMENZ, C. G. and E. TAMARELLI-RIVOSECCHI 1973. Osservazioni sulle biocenosi incrostanti piastre di eternit immerse a diversa profondita nel porto di Civitavecchia. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 28* (1), 77-100.

GERACI, S. and G. RELINI 1970. Insediamento su pannelli atossici immersi nella rada di Vado Ligure (SV): i Briozoi. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 38* (1 suppl.), 19-33.

GHERARDI, M. and E. LEPORE 1974. Insediamenti stagionali delle popolazioni del fouling del Mar Piccolo di Taranto. *Atti del IV Simp. Nazion. sulla Conservazione della Natura, Bari, 11,* 235-258.

GHERARDI, M., E. LEPORE, A. Muscio, C. PALADINO and F. VITTORIO 1974. Studio delle comunità fouling del porto di Manfredonia (Foggia). *Memorie Biol. mar. Oceanogr., IV* (4, 5, 6), 263-274.

MONTANARI, M. and RELINI 1973. Variazioni stagionali del fouling su pannelli a diversa profondita nell'avamporto di Genova. *Atti 5° Congr. Naz. Soc. It. Biol. Mar., Nardò,* 305-326.

MOR, E., E. SESSI and G. RELINI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel porto di Genova. Caratteristiche ambientali e metodi di studio. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 38* (suppl.), 55-91.

RELINI, G. 1966. Le comunità dominanti nel « fouling » portuale di Genova. *Natura,* Milano, 57 (2), 136-156.

RELINI, G. 1968. Fouling e natura del substrato: alcune osservazioni sperimentali nel porto di Genova. *Boll. Zool., 38,* 349.

RELINI, G. 1974. La colonizzazione dei substrati duri in mare. *Memorie Biol. mar. Oceanogr., IV* (5, 6), 201-261.

RELINI, G. and E. GIORDANO 1969. Distribuzione verticale ed insediamento delle quattro specie di Balani presenti nel porto di Genova. *Natura,* Milano, *60* (4), 251-281.

RELINI, G. and L. RELINI ORSI 1971. Seasonal variations in fouling communities of Western Harbours. *Thalassia Jugoslavica,* 7 (1), 321.

RELINI, G., L. RELINI ORSI and G. VALSUANI 1973. Popolamento di substrati artificiali posti su un fondo coralligeno ed in una prateria di *Posidonia.* Parte generale. *Atti V Congr. Naz. Soc. It. Biol. Mar.,* Nardò, 226-260.

RELINI, G. and M. SARÀ 1971. Seasonal fluctuations and successions in benthic communities on asbestos panels immersed in the Ligurian Sea. *Thalassia Jugoslavica,* 7 (1), 313-320.

RIGGIO, S. 1975. Dati preliminari sui Tanaidacei (Crostacei Peracaridi) delle coste tirreniche e mediterranee italiane. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 39* (suppl.), 128.

RIGGIO, S. Dati tassonomici sugli Anisopoda (Crustacea Peracarida) del Porto di Palermo. *Comunicaz. al VII Congr. Naz. della Soc. It. di Biol. Marina,* Venezia, 1975 (in press).

TARAMELLI RIVOSECCHI, E. and C. CHIMENZ GUSSO 1968. Variazioni del fouling del porto di Civitavecchia a diverse profondità. *Boll. Zool.,* 35, *Atti XXVII Conv. U.Z.I.,* 350-351.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 153-168
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULL'INSEDIAMENTO DI BALANI IN ACQUE PORTUALI DEL GOLFO DI TRIESTE [1]

M. SPECCHI [1], G. RELINI [2], L. FAMIANI [1]

[1] Istituto di Zoologia e Anatomia Comparata dell'Università, Trieste
[2] Incaricato di Ecologia Animale dell'Università, Genova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Five Barnacles species *Balanus amphitrite* Darw., *B. trigonus* Darw., *B. perforatus* Brug., *B. improvisus* Darw. and *B. eburneus* Gould were found on asbestos panels at Grignano and Sacchetta, two harbour localities in Trieste. Settlement periods, species distribution and competition with fouling organisms are described.

INTRODUZIONE

I Balanidi presenti nell'Alto Adriatico ed in particolare nel Golfo di Trieste sono stati esaminati da numerosi Autori (per le citazioni vedi Relini, 1968, 1969) ; mancavano però informazioni sul periodo di insediamento e sulla frequenza delle diverse specie in acque portuali o comunque inquinate, del tipo di quelle disponibili per la Liguria (Relini e Giordano, 1969; Relini e Relini Orsi, 1971) e per la Laguna di Venezia (Relini, Francescon e Barbaro, 1972).

In questo lavoro, nel tentativo di colmare almeno in parte queste lacune, sono riportati i primi risultati di una ricerca sul periodo di insediamento, sulla composizione della popolazione a Balani, sulla competizione con altri organismi del fouling insediati su substrati artificiali

[1] Ricerche eseguite con contributi del C.N.R.

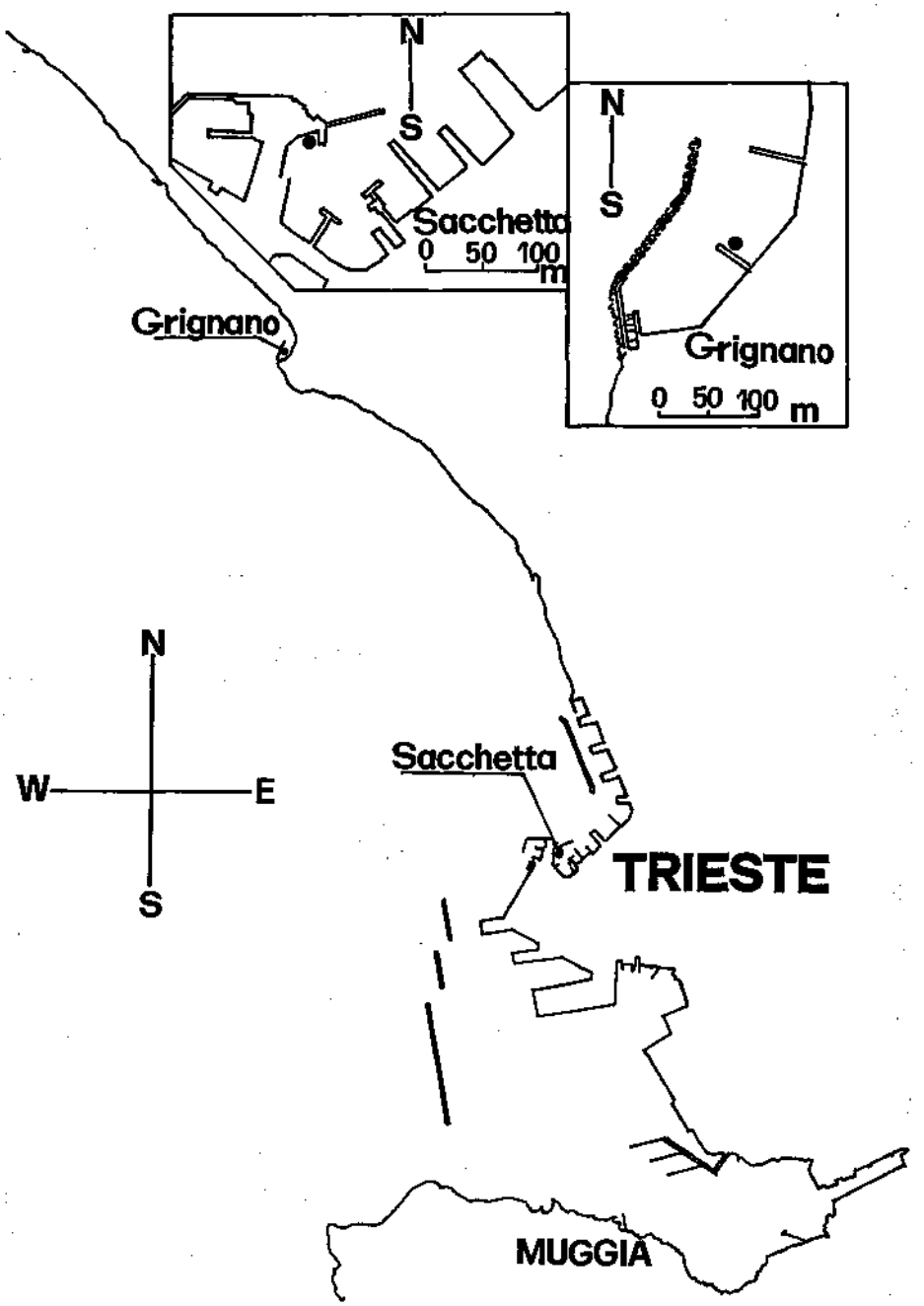


FIG. 1. Il porto di Trieste. In alto a destra la piantina delle due località in cui sono stati immersi i pannelli.

immersi in due ambienti portuali del Golfo di Trieste: il porticciolo turistico di Grignano ed una zona del porto commerciale di Trieste chiamata Sacchetta (fig. 1).

La Sacchetta è l' antico porto di Trieste in cui ormai approdano solamente pescherecci, battelli da diporto e delle Autorità marittime. L'ambiente è piuttosto inquinato da idrocarburi e dagli scarichi di numerose fogne cittadine. Il porticciolo di Grignano, invece, posto all'esterno della zona portuale, ha acque più pulite.

MATERIALI E METODI

Nelle due stazioni sono stati immersi telai in lega di alluminio ai quali erano fissati i pannelli di cemento amianto (300 × 200 × 3 mm). I telai avevano il bordo superiore a circa 70 cm sotto il livello medio del mare in modo che anche con basse maree eccezionali rimanessero completamente sommersi. In Sacchetta la faccia « retro » dei pannelli era sensibilmente vicina alla parete del molo e quindi con debole illuminazione e scarsa circolazione dell'acqua. A Grignano invece, essendo il molo costruito su piloni l'unica differenza tra la faccia « verso » e quella « retro » dei pannelli consisteva nella minore illuminazione di quest'ultima dovuta all'ombra del molo stesso. In ognuna delle due stazioni sono stati immersi il 22 gennaio 1971 due telai con 12 pannelli; complessivamente per ogni stazione sono stati esaminati 34 pannelli in modo da ottenere informazioni sull'insediamento nei vari periodi dell'anno (pannelli con esposizione mensile, bimensile, trimestrale, quadrimestrale e semestrale) e sull'insediamento complessivo (serie di pannelli con esposizione crescente da 1 a 12 mesi) come risulta dalle figure 5 e 6. I pannelli prelevati dopo il periodo di esposizione scelto, venivano fotografati e immediatamente fissati in una soluzione di acqua di mare e formalina commerciale al 5 %. In laboratorio si è proceduto alla determinazione e al conteggio dei Balani; gli esemplari con un diametro di base minore o uguale a 2 mm, non identificabili, sono stati conteggiati a parte insieme agli individui di cui era rimasta la sola base.

La raccolta dei campioni per la determinazione della salinità e dell'ossigeno disciolto e le misurazioni della temperatura sono state effettuate in superficie ed a livello del fondo (3 m circa). Il rilevamento dei dati veniva effettuato con frequenza settimanale e sempre alla stessa ora della giornata (9-10 del mattino). La raccolta dei campioni di acqua è stata effettuata con bottiglie a rovesciamento mod. Nansen. La de-

terminazione della temperatura è stata fatta mediante termometri a rovesciamento. La salinità è stata determinata in laboratorio con un salinometro Beckman mod. RS-7B e l' ossigeno disciolto è stato calcolato col metodo Winkler.

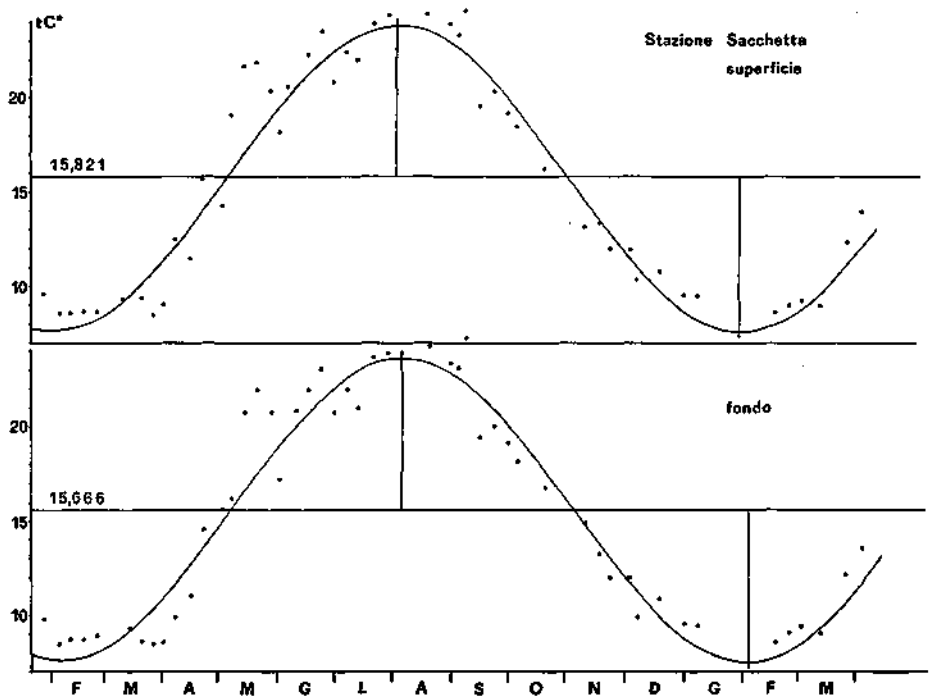


FIG. 2. Andamento della temperatura in superficie e alla profondità di 3 m nella stazione di Sacchetta. La sinusoide è calcolata sui dati di osservazione con il metodo dei minimi quadrati.

I grafici (figg. 2 e 3) che riportano la temperatura e l'ossigeno disciolto hanno andamento sinusoidale e derivano dalla interpolazione, col metodo dei minimi quadrati, dei dati di campagna che, pur presentando ampie fluttuazioni, hanno essi stessi andamento sinusoidale con periodo di un anno. L'interpolazione è stata fatta partendo dai dati della osservazione nell'ipotesi che la temperatura T sia tale che

$$T = T_0 + a \cos (\omega t + \varphi)$$

$$\text{ossia } T = T_0 + a \cos \omega t \cos \varphi - a \sin \omega t \sin \varphi$$

dove T è la grandezza osservata nota, ωt è pure noto, corrispondendo ai tempi di ogni singola misura. Le grandezze incognite T_0, a cos φ ed a sin φ vengono calcolate col metodo dei minimi quadrati. Analoga procedura è stata seguita per l'ossigeno disciolto.

CARATTERISTICHE IDROLOGICHE DELLE STAZIONI

Il Golfo di Trieste presenta condizioni idrologiche particolari per la sua posizione geografica, situato com'è nella parte più settentrionale dell'Alto Adriatico, per i suoi bassi fondali, per la presenza di fiumi quali il Timavo e l'Isonzo e per le numerosissime polle sottomarine della costièra triestina, per il vento dominante da E-NE (Bora) che soprattutto nei mesi invernali spira con una certa intensità ed infine per la sua stessa conformazione che contribuisce ad accentuare correnti e controcorrenti di marea. In queste condizioni sarebbe quasi impossibile

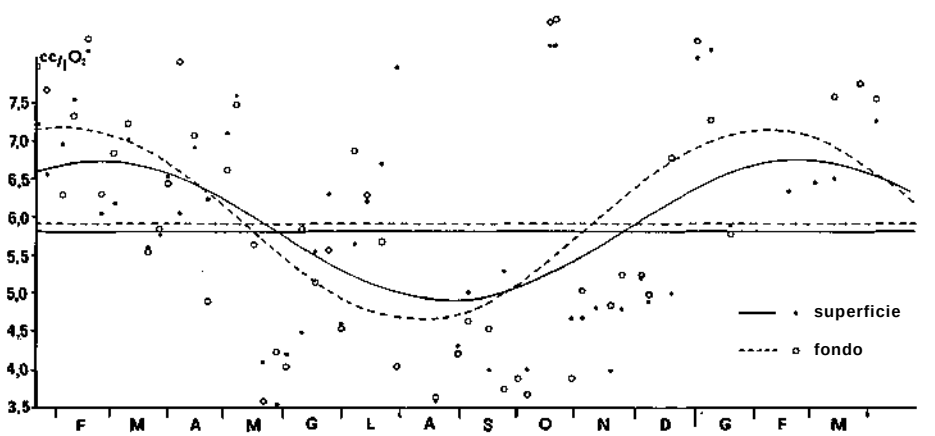


FIG. 3. Andamento dell'ossigeno disciolto in superficie e alla profondità di 3 m nella stazione di Sacchetta. Fenomeni ossidativi in superficie dovuti alla presenza di acque dolci di provenienza urbana determinano probabilmente la diminuzione di ossigeno disciolto.

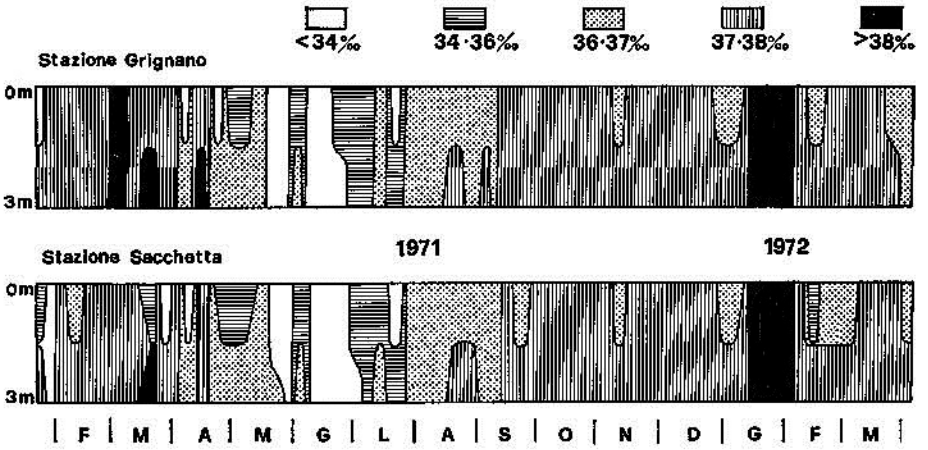


FIG. 4. Andamento della salinità nelle due stazioni della Sacchetta e di Grignano.

attenderci condizioni idrologiche stabili e che rispettino — entro certi limiti — le regole idrologiche fondamentali dei mari temperati. La instabilità idrologica del Golfo di Trieste è stata recentemente messa in evidenza anche da Specchi e Famiani (1976) i quali studiando la temperatura, l' ossigeno disciolto e la salinità in una stazione fissa del Golfo di Trieste hanno visto che i valori della temperatura e dell'ossigeno disciolto hanno andamento sinusoidale con periodo di un anno, andamento condizionato dalle variazioni stagionali del clima. Su queste sinusoidi che rappresentano il fenomeno nella sua generalità si inseriscono brusche e sensibili variazioni dovute alle condizioni locali.

Anche per i valori della salinità si osservano variazioni stagionali; in particolare, durante la primavera e l'estate la salinità si mantiene su valori piuttosto bassi mentre durante l'autunno e l'inverno si raggiungono concentrazioni anche superiori al 38 ‰ dovute all'andamento generale determinato dalla grande circolazione delle acque dell'Adriatico descritto da vari Autori tra i quali Zore-Armanda (1963), Vučetić (1970) e Mosetti (1972). Come per la temperatura e l'ossigeno anche l'andamento generale della salinità viene turbato da rapide e forti oscillazioni dovute principalmente all'apporto di acque dolci in concomitanza con periodi di forti piogge e all'azione del vento; spesso si possono avere anche fenomeni di stratificazione picnica molto accentuata con acque quasi dolci in superficie e successivo rimescolamento che abbassa i valori di

salinità in tutta la colonna anche in periodi in cui essa dovrebbe essere alta.

TABELLA 1.

Valori estremi e medi delle temperature rilevati nelle stazioni di Grignano e della Sacchetta.

	Temperatura media	*Temperatura massima*	*Temperatura minima*
Grignano	15,6	23,9	7,2
Sacchetta	15,8	23,9	7,7

Le condizioni idrologiche delle stazioni di Grignano e della Sacchetta rispecchiano, in modo ancora più accentuato, quelle descritte da Specchi e Famiani (1976) nella stazione fissa.

È evidente che sia la temperatura (tab. 1, fig. 2) che l'ossigeno disciolto (tab. 2 e fig. 3) risentono dello scarso ricambio con il mare aperto, dei bassi fondali e dell'apporto di scarichi urbani (Sacchetta). Meglio di ogni descrizione e commento valgono ad illustrare la situazione le tabelle 1 e 2 e le figure 2, 3 e 4.

TABELLA 2.

Valori estremi e medi dell'ossigeno disciolto alla superficie e alla profondità di 3 m rilevati nelle stazioni di Grignano e della Sacchetta.

	Profondità	*O_2 massimo*	*O_2 minimo*	*O_2 medio*
Grignano	0 m	7,35	4,98	6,16
	3 m	7,30	4,92	6,11
Sacchetta	0 m	6,74	4,88	5,81
	3 m	7,13	4,65	5,90

RISULTATI

a) Periodi di insediamento e frequenza delle specie.

In base alle osservazioni condotte sui pannelli per un intero ciclo annuale nelle due stazioni considerate sono risultate presenti le seguenti specie elencate in ordine decrescente di frequenza: *Balanus amphitrite* Darw., *Balanus trigonus* Darw., *Balanus perforatus* Brug., *Balanus improvisus* Darw. e *Balanus eburneus* Gould.

Nel complesso si può dire che l'insediamento dei Balani è stato maggiore nella Sacchetta. Per tutte le specie il periodo di insediamento coincide con i mesi estivi.

Balanus amphitrite

Questa specie è tipica di acque portuali o comunque inquinate; Specchi e Orel (1968) trovano infatti una facies a *Balanus amphitrite* su scogliere della zona più interna del Vallone di Muggia dove questo Balano era l'unico rappresentante animale. Nel Vallone di Muggia sono insediate le principali industrie (cantieri, raffinerie, ecc.) e vi sbocca il principale collettore della città di Trieste. Nella Sacchetta le acque sono anche molto inquinate e *Balanus amphitrite* come era prevedibile, è abbondantissimo (fig. 5). A Grignano, invece, in acque più pulite la densità di questa specie è piuttosto bassa. È evidente che *Balanus amphitrite* sopporta meglio delle specie congeneri condizioni ambientali sfavorevoli il che è confermato anche dalla sua capacità di insediarsi e svilupparsi su substrati tossici (rame e pitture antivegetative) sui quali rappresenta quindi una forma pioniera.

L'insediamento in Sacchetta (fig. 5) avviene nei mesi da giugno a settembre ed a Grignano a luglio e agosto (figg. 5 e 7). Tale periodo che sembra essere confermato anche dall'esame dei substrati immersi per tempi più lunghi, coincide sensibilmente con quello trovato per il porto di Genova (Relini, 1964; 1972), di Civitavecchia (Taramelli e Chimenz, 1968) e da altri Autori che si sono occupati di questa specie nei mari temperati. A Grignano l'insediamento è massimo sulla faccia oscura del pannello (31,84 es./dm^2) mentre in Sacchetta si ha prevalenza sulla faccia illuminata in luglio (94,52 es./dm^2) e su quella in ombra in agosto (figg. 5 e 7). Questo fatto sarebbe forse da mettere in rapporto con quanto osservato da Relini e Giordano (1969) circa il variare della

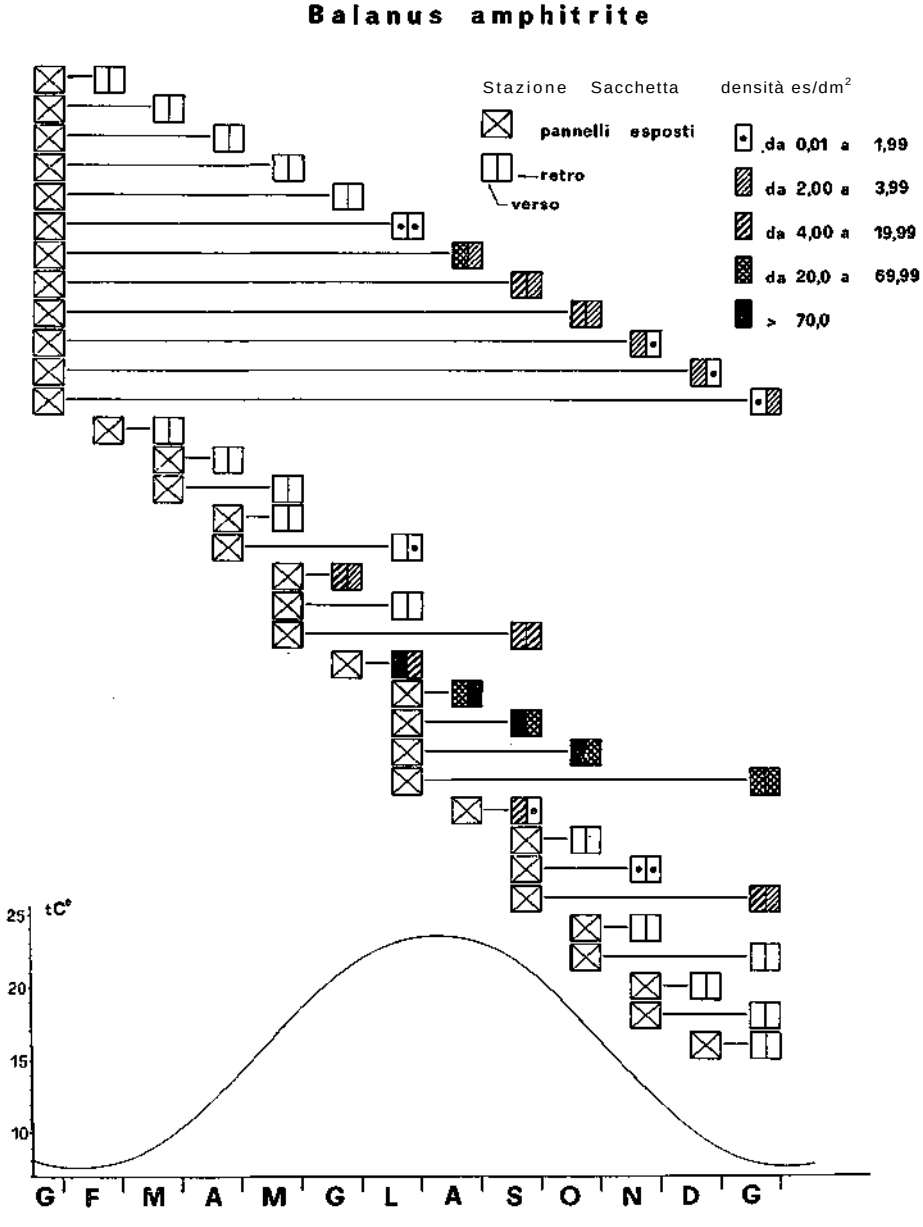


FIG. 5. Insediamento di *Balanus amphitrite* sui pannelli esposti in Sacchetta. In ascisse i mesi di immersione e di prelievo. Nella parte alta della figura è indicata l'esposizione simultanea di 12 pannelli nel mese di gennaio ed il loro prelievo, mese per mese, fino al gennaio successivo. Nella parte centrale sono indicate le esposizioni degli altri pannelli in mesi diversi ed il loro successivo prelievo. Per esempio in luglio sono stati esposti 4 pannelli prelevati rispettivamente in agosto, settembre, ottobre e gennaio. Nella parte inferiore della figura l'andamento termico dell'acqua di mare.

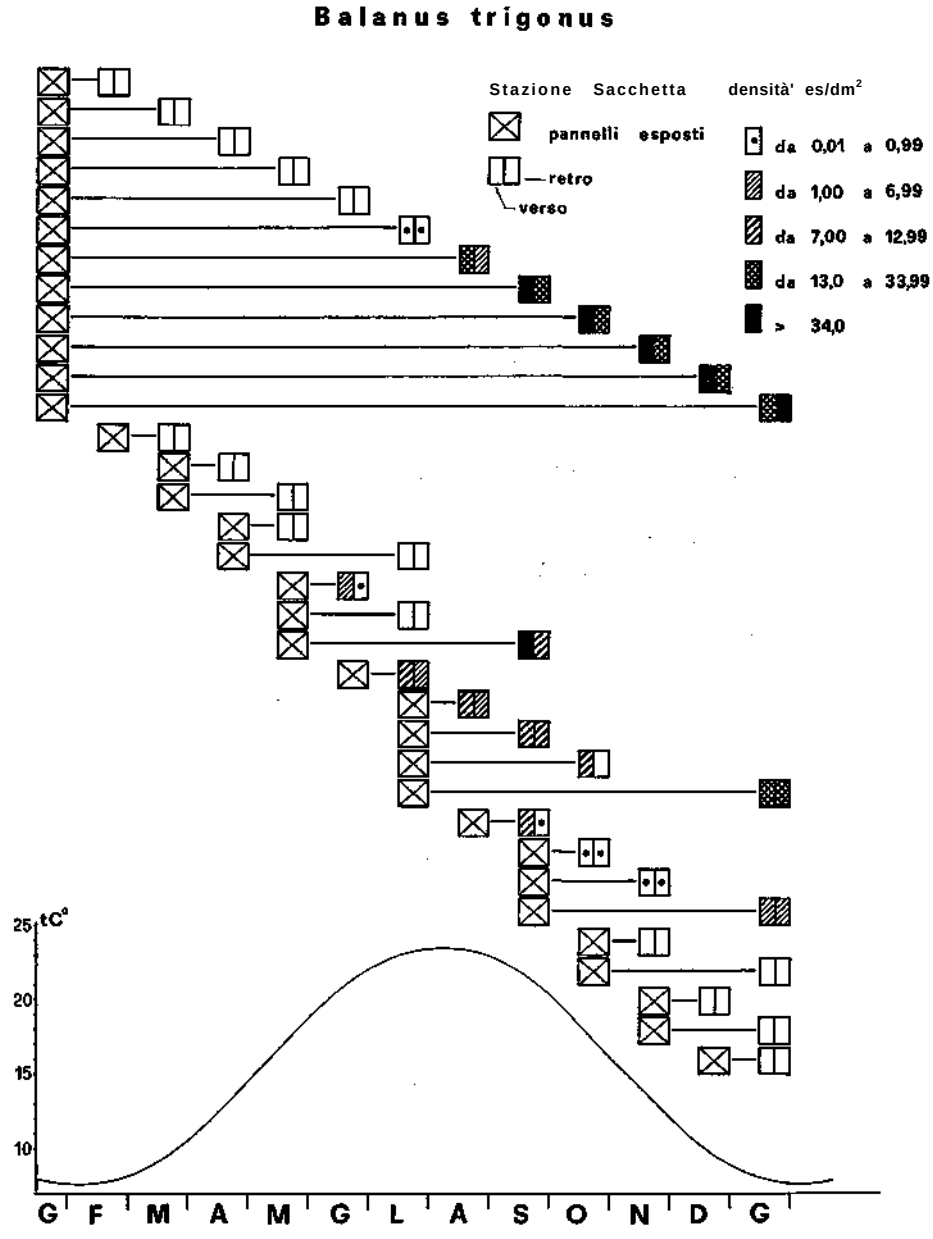


FIG. 6. Insediamento di *Balanus trigonus* sui pannelli esposti in Sacchetta.

profondità preferenziale di insediamento nel corso dei mesi estivi. Questi Autori formulano l'ipotesi che ciò sia dovuto al variare della temperatura, della ossigenazione dell'acqua e forse a fattori trofici. Alla luce di quanto è stato visto in Sacchetta si può forse ritenere che accanto ai fattori suddetti tale comportamento sia imputabile anche ad una variazione nel corso della stagione del fototropismo delle *cypris* verso il substrato e alla competizione degli altri organismi.

Il massimo accrescimento mensile avviene nei mesi di luglio e agosto con valori di 8-10 mm di diametro basale rostro-carenale. La mortalità è piuttosto alta sui pannelli prelevati rispettivamente a settembre, ottobre, novembre, dicembre, gennaio dopo 8, 9, 10, 11 e 12 mesi di immersione a Grignano, mentre in Sacchetta solo i pannelli prelevati a gennaio dopo 6 e 12 mesi di immersione presentano una discreta mortalità.

Balanus trigonus

Questo è l'unico Balano tra quelli presenti nel Golfo di Trieste, che si può rinvenire anche a profondità relativamente elevate (la massima profondità del Golfo di Trieste si aggira sui 25 m) attaccato su conchiglie, sassi e detriti concrezionati del fondo (Relini, 1968). Relini e Giordano (1969) osservano che il massimo insediamento di questa specie nel porto di Genova avviene in vicinanza del fondo (—16 m). Il fatto che numericamente *Balanus trigonus* sia inferiore a *Balanus amphitrite* sui nostri pannelli è dovuto probabilmente al fatto che anche nel Golfo di Trieste l'insediamento di questa specie ha luogo a livelli più profondi. *Balanus trigonus* è stato trovato sui pannelli mensili in Sacchetta da giugno a ottobre, a Grignano da agosto a novembre (il pannello di luglio è andato perduto (figg. 6 e 7). I massimi di insediamento si hanno in luglio in Sacchetta (119,02 es./dm^2) ed in agosto a Grignano (45,84 es./dm^2). Il periodo di insediamento rilevato sui pannelli mensili (fig. 7) viene confermato dall'esame di quelli a più lunga immersione. Per quanto riguarda l'accrescimento e la mortalità si possono ripetere le stesse osservazioni già esposte per *Balanus amphitrite*.

Balanus perforatus

Questa specie non è quantitativamente ben rappresentata sui nostri

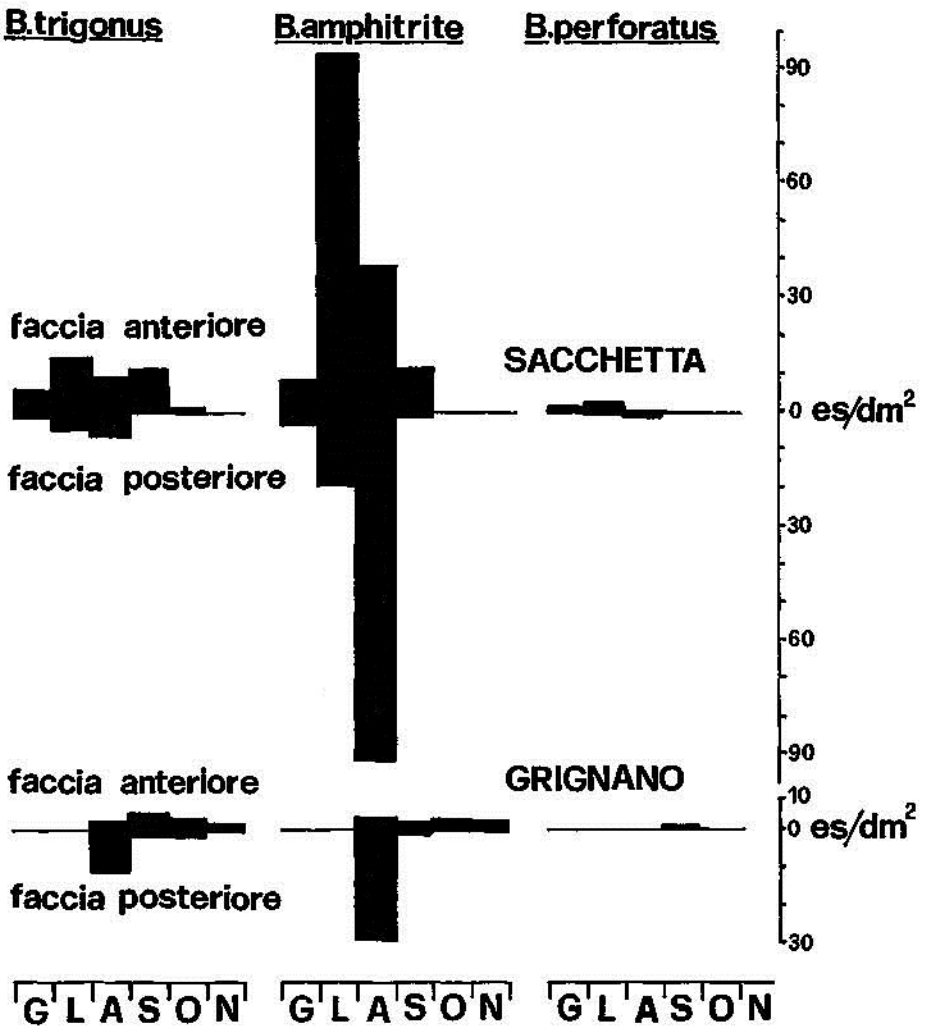


FIG. 7. Insediamenti di *Balanus trigonus, Balanus amphitrite* e *Balanus perforatus* sui pannelli mensili.

pannelli, infatti come numero di individui *Balanus perforatus* è al terzo posto dopo *Balanus trigonus* e *Balanus amphitrite*. Ciò è valido solo per substrati artificiali perché in realtà sulle scogliere ai livelli da noi considerati, la specie è di gran lunga la più comune e ciò probabilmente è dovuto alla preferenza della specie per i substrati naturali. Sui pan-

nelli mensili (fig. 7) *Balanus perforatus* è stato rinvenuto solo a giugno e luglio in Sacchetta e a settembre (con un solo individuo) a Grignano. Esaminando anche i pannelli immersi per periodi più lunghi si può affermare che la specie si insedia tra giugno-luglio e ottobre con massimi di 2,17 e 17 es./dm^2 rispettivamente in Sacchetta e a Grignano.

Balanus improvisus

È una specie poco frequente sui nostri pannelli e presenta valori di densità per unità di superficie estremamente bassi. Non sembra preferire l'una o l'altra faccia del pannello pur essendovi, come al solito, una certa tendenza all'insediamento sulla faccia meno illuminata della piastra. *Balanus improvisus* si insedia da giugno a settembre in Sacchetta mentre a Grignano è stato rinvenuto solo ad ottobre per quanto riguarda i pannelli mensili. Considerando i pannelli immersi per più mesi, la specie era presente da luglio a gennaio su substrati immersi tra aprile e settembre; un comportamento simile è stato notato anche in Sacchetta cosicché si può affermare che in ottobre questa specie cessa di insediarsi in ambedue le stazioni. La massima densità è di 6,83 esemplari/dm^2 a Grignano e di 3,67 es./dm^2 in Sacchetta.

Balanus eburneus

Sui nostri pannelli *Balanus eburneus* è estremamente scarso, specialmente in Sacchetta ove sono stati trovati solo sette esemplari sul « retro » di un pannello esposto per otto mesi. A Grignano è relativamente più frequente (22 esemplari in tutto). Le densità sono rispettivamente di 1,17 e 1,00 es./dm^2 in Sacchetta e a Grignano. È strana la scarsità di questa specie nelle nostre acque se si considera che si tratta di una specie euriecia che sopporta gli sbalzi termici e salini dei laghi costieri ed è molto comune sulle valve dei Mitili raccolti nel Golfo di Trieste.

b) Competizione con altri organismi del fouling

Per quanto riguarda la competizione tra Balani e altri organismi presenti sui pannelli si possono considerare separatamente i substrati men-

sili e quelli immersi per più mesi. Sui primi la competizione si instaura soprattutto per lo spazio disponibile per l'insediamento e l'accrescimento nei mesi estivi, durante i quali si sono insediati in discreta quantità Briozoi sia incrostanti (*Schizoporella* sp.) che ramificati (*Bugula* sp.), Serpulidi (*Hydroides elegans* Haswell, *Serpula concharum* Lang., *Spirorbis* sp., *Salmacina* sp.), *Ciona intestinalis* L. e limitatamente alla faccia più illuminata anche Alghe di varie specie.

Sui pannelli immersi per tempi più lunghi si è notata una competizione soprattutto da giugno in poi, infatti col passare del tempo di immersione una buona parte di Balani è stata ricoperta da Serpulidi, Briozoi e Ascidiacei. A Grignano sui pannelli di 11 e 12 mesi c'era una predominanza dell'Ascidiaceo *Styela plicata* Les., che ricopriva una buona parte del restante fouling compresi i Balani. In Sacchetta c'era invece una predominanza di Briozoi, Serpulidi e Ascidiacei coloniali, in particolare Didemnidi.

Da notare l'assenza totale di Mitili anche sui pannelli immersi per diversi mesi nonostante che i substrati siano stati esposti durante il periodo di insediamento di questi Lamellibranchi.

CONCLUSIONI

Nonostante i limiti di questa ricerca, si possono avanzare alcune conclusioni preliminari. Delle cinque specie rinvenute (*Balanus amphitrite, B. trigonus, B. perforatus, B. eburneus* e *B. improvisus)* solo tre sono frequenti. Le altre due (*B. eburneus* e *B. improvisus),* comuni sulle valve dei Mitili del Golfo di Trieste, sono specie altamente eurialine e pertanto non si comprende la loro scarsità nei due ambienti studiati. Mentre sui pannelli mensili si è avuta una netta dominanza di *Balanus amphitrite* il quale costituiva il 62,6 % della popolazione di Grignano e l'8o % di quella della Sacchetta, sui pannelli immersi più a lungo si è verificata una dominanza di *Balanus trigonus* con il 57,5 % a Grignano ed il 53 % in Sacchetta, fatto che ci conferma ulteriormente che *Balanus amphitrite* è una specie pioniera.

Il più intenso insediamento ed accrescimento si è manifestato nei mesi estivi, mentre la più alta mortalità è stata riscontrata sui pannelli con esposizione superiore ai 10 mesi probabilmente anche in relazione all'intenso insediamento di altri organismi del fouling. Ovviamente altre ricerche, in cui vengano presi in esame diversi cicli annuali e anche

substrati immersi per due-tre anni, sono indispensabili per confermare ed ampliare le informazioni da noi raccolte. Sarà allora anche possibile un confronto tra le popolazioni dei pannelli e le associazioni delle strutture circostanti, artificiali e naturali.

RIASSUNTO

Vengono forniti alcuni dati sui periodi di insediamento e sulla composizione dei popolamenti a Balani di pannelli atossici immersi nell'antico porto di Trieste (Sacchetta) e nel porticciolo di Grignano e sulla competizione per lo spazio da parte di altri organismi del fouling.

Sui pannelli delle due località sono state rinvenute cinque specie di Balani nel seguente ordine di frequenza: *Balanus amphitrite, Balanus trigonus, Balanus perforatus, Balanus improvisus* e *Balanus eburneus.*

Il periodo di insediamento inizia a giugno-luglio, ha un massimo in agosto e termina in ottobre-novembre. Nel complesso, l'insediamento è stato maggiore sui substrati immersi nella Sacchetta, tipica area portuale, nella quale è risultato abbondante *Balanus amphitrite,* specie caratteristica di acque inquinate. Anche a Grignano *Balanus amphitrite* è dominante ma solo sui pannelli mensili, mentre in quelli immersi per più mesi domina *Balanus trigonus.* Per queste due specie l'accrescimento mensile massimo avviene durante l'estate. *Balanus amphitrite* raggiunge i 9-10 mm di diametro basale sui pannelli mensili di agosto.

SUMMARY

Preliminary results on settlement and composition of Barnacles population on asbestos panels immersed in the ancient harbour of Trieste (Sacchetta) and in the little harbour of Grignano are presented with some considerations on space competition with other fouling organisms, in particular Bryozoans, Serpulids and Ascidians in Summer months.

The following five species were found: *Balanus amphitrite, Balanus trigonus, Balanus perforatus, Balanus improvisus* and *Balanus eburneus.*

The settlement starts in June-July, it is heaviest in August and ends in October-November. The heaviest settlement especially of *Balanus amphitrite* was reached at Sacchetta a tipical harbour locality with polluted waters. In both the stations *Balanus amphitrite* was dominant on montly panels while *Balanus trigonus* on panels exposed for several months.

The highest monthly growth rates of *Balanus amphitrite* and *Balanus trigonus* occured during Summer. *Balanus amphitrite* reached 9-10 mm of basal diameter on monthly panels exposed in August.

BIBLIOGRAFIA

FRANCO, P. 1970. Oceanography of Northern Adriatic Sea. Hydrologic Features: Cruises July-August and October-November 1965. *Archo Oceanogr. Limnol., 16* (suppl.), 1-93.

MOSETTI, F. 1972. Alcune ricerche sulle correnti nel Golfo di Trieste. *Riv. Ital. Geofisica, 1* (2), 33-38.

RELINI, G. 1964. I Cirripedi Opercolati del Porto di Genova. *Annali Mus. Civ. Stor. Nat. Giacomo Doria, 74,* 397-411.

RELINI, G. 1968. Segnalazione di due Cirripedi nuovi per l'Adriatico. *Boll. Soc. Adriat. Sci. Trieste, 56* (2), 218-225.

RELINI, G. 1969. La distribuzione dei Cirripedi toracici nei mari italiani. *Archo Bot. Biogeograf. It., 14* (4), 168-186.

RELINI, G. 1973. Six Years research on Barnacles settlement in Genoa harbour. *Rapp. Commn Int. Mer. Médit., 22* (4), 99-100.

RELINI, G. e E. GIORDANO 1969. Distribuzione verticale e insediamento delle quattro specie di Balani presenti nel Porto di Genova. *Natura, 60* (4), 251-281.

RELINI, G. e L. RELINI ORSI 1971. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova: 5) I Cirripedi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl.), 125-144.

RELINI, G., A. FRANCESCON e A. BARBARO 1972. Osservazioni sistematico-ecologiche sulla distribuzione dei Cirripedi toracici nella Laguna Veneta. *Atti Ist. Veneto Sci., 130,* 449-460.

SPECCHI, M. e G. OREL 1968. I popolamenti dei fondi e delle rive del Vallone di Muggia presso Trieste. *Boll. Soc. Adriat. Sci. Trieste, 56* (1), 137-161.

SPECCHI, M. e L. FAMIANI 1976. Alcune osservazioni idrologiche in una stazione fissa del Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Archo Oceanogr. Limnol., 18* (3), 255-263.

TARAMELLI, E. e C. CHIMENZ 1965. Studi sperimentali e sistematici sul fouling di Civitavecchia. *Rc. Accad. Naz.* XL, *16,* 1-37.

VUČETIĆ, T. 1970. Les principales masses d'eau en Adriatique et leur influence sur les communautés pélagiques. *Rapp. Commn Int. Mer Médit. Journées Etude Planctonol.,* 105-114.

ZORE ARMANDA, M. 1963. Les masses d'eau de la Mer Adriatique. *Acta Adriatica, 10,* 3-93.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 169-188
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

RICERCHE SUI POPOLAMENTI BENTONICI DI SUBSTRATO DURO DEL PORTO D'ISCHIA I. INFRALITORALE FOTOFILO (MACROFITE E ISOPODI LIBERI)

F. CINELLI, E. FRESI, L. MAZZELLA

Stazione Zoologica di Napoli, Reparto di Ecologia Marina, Ischia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Preliminary data on hard-bottom biocoenosis of the Harbour of Ischia are reported. In this phase only superficial infralittoral photophilic settlements, with reference to taxocoenoses of Macrophytes and freeliving Isopods, are considered. Data on some physical and chemical environmental parameters are given.

INTRODUZIONE

Il Porto d'Ischia è un bacino naturale di origine vulcanica a forma vagamente circolare, comunicante con il mare aperto attraverso uno stretto passaggio artificiale protetto da una diga di sovraflutto. Nella zona Sud, esiste un manufatto denominato flussometro.

La sua profondità media è di circa 5 m con un massimo di 11 m nella zona centrale. Il fondo è fangoso nella parte orientale, mentre in quella occidentale è sabbioso. La parte più profonda è ricoperta di sabbia grossolana e ciottoli.

Circondato da un denso agglomerato urbano, il bacino riceve scarichi fognari recanti reflui domestici nonché le acque e i fanghi usati

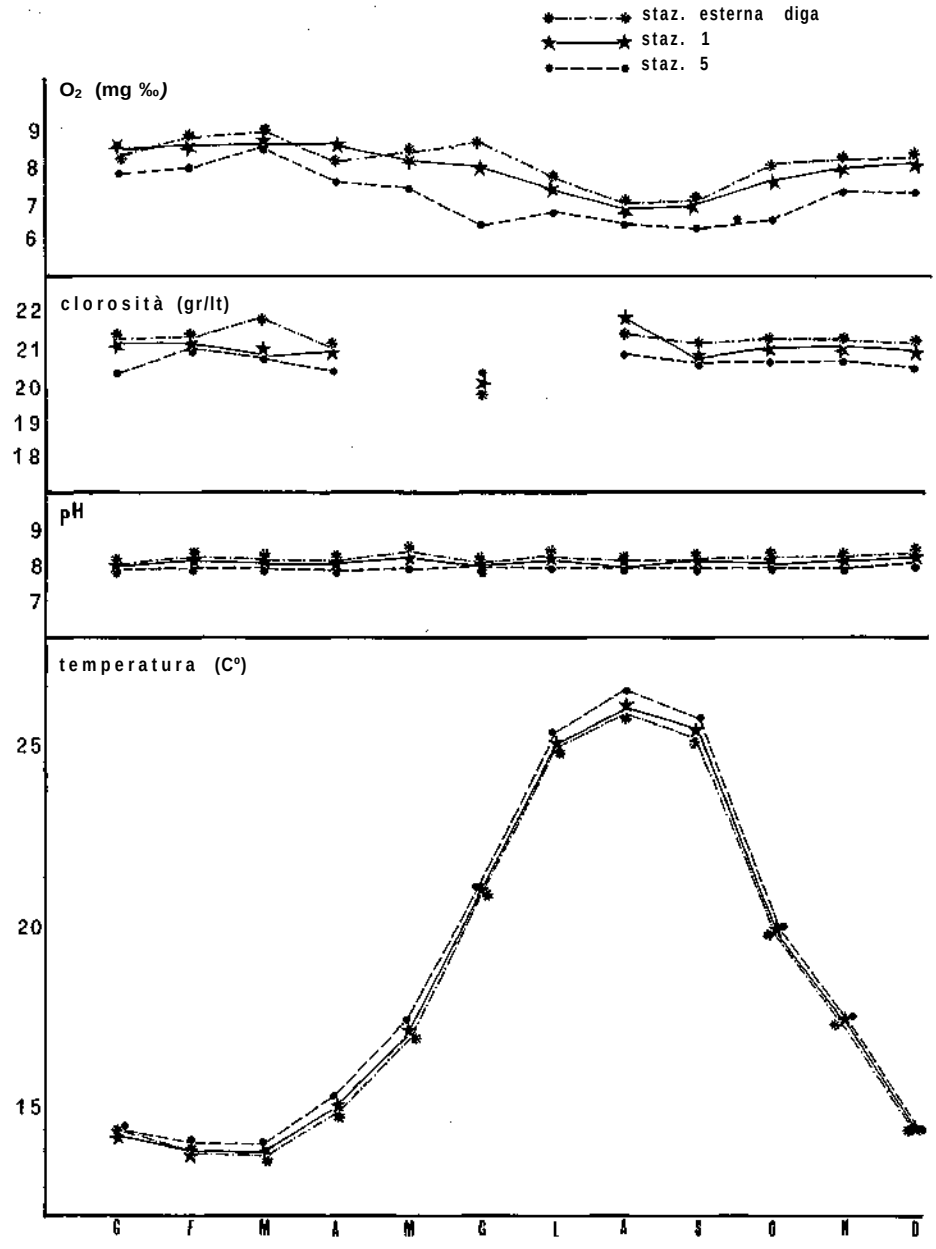


FIG. 1. Andamento annuale dell'O_2 disciolto (mg O_2 ‰), della Clorosità (gr Cl/l), del pH e della Temperatura (°C) superficiale delle acque del Porto d'Ischia.

di alcuni stabilimenti termali. Sopporta inoltre un traffico marittimo, sia commerciale che da diporto, di una certa entità.

Il Porto d'Ischia è riparato da tutti i venti. Solo quelli del I° e II° quadrante vi possono provocare, in talune circostanze, una certa risacca.

A causa della limitata comunicazione con il mare aperto, il suo ricambio idrico è piuttosto debole. Questa situazione è accentuata dal regime idrodinamico della zona antistante, ove prevalgono correnti dal IV° quadrante (Düing, 1965). I maggiori responsabili degli scambi con l' esterno sono i movimenti di marea (anche se non raggiungono escursioni superiori ai 40 cm). Tale fenomeno è facilmente avvertibile quando, in regime di secca, le acque costiere adiacenti all'imboccatura, s'intorbidano a causa del deflusso di quelle portuali. Queste ultime infatti hanno scarsa trasparenza a causa del detrito fine proveniente dagli scarichi urbani e termali che resta a lungo in sospensione o che vi viene rimesso dalle turbolenze prodotte dei natanti. Tali turbolenze ripetute, specialmente nei periodi di maggior traffico, si traducono anche in correnti in entrata ed in uscita che contribuiscono al ricambio idrico del Porto. La situazione dinamica delle acque appena descritta spiega quanto si osserva al livello degli altri parametri idrografici. Per quanto riguarda la temperatura si rileva che essa è leggermente, in media, più elevata all'interno che all'esterno, la clorosità e la concentrazione dell'O_2 disciolto diminuiscono dall'esterno verso l'interno, mentre il pH non subisce variazioni di rilievo, (fig. 1).

Da questi dati si deduce anche che il Porto subisce un moderato inquinamento. La natura di tale inquinamento è, in prima analisi, essenzialmente di origine biologica (fecale) con scarse componenti diverse come, ad esempio, gli idrocarburi.

MATERIALI E METODI

Il campionamento biologico è stato impostato in modo da tenere conto del gradiente mesologico illustrato nel parametro precedente. Si sono pertanto scelte 11 stazioni scaglionate dall'esterno verso l'interno del Porto. Dopo i primi risultati (Cinelli, Fresi e Mazzella, 1974) sono state prese in considerazione soltanto le 5 stazioni che costituiscono l'oggetto del presente lavoro. Ciò per avere la minor influenza possibile da parte di fattori ambientali non inerenti il gradiente esterno-interno e per uniformare la tecnica di prelevamento a quella che Belsher,

Boudouresque e Marcot (1974) hanno adottato in un analogo studio sul porto di Port-Vendres (Pirenei Orientali. Fig. 2).

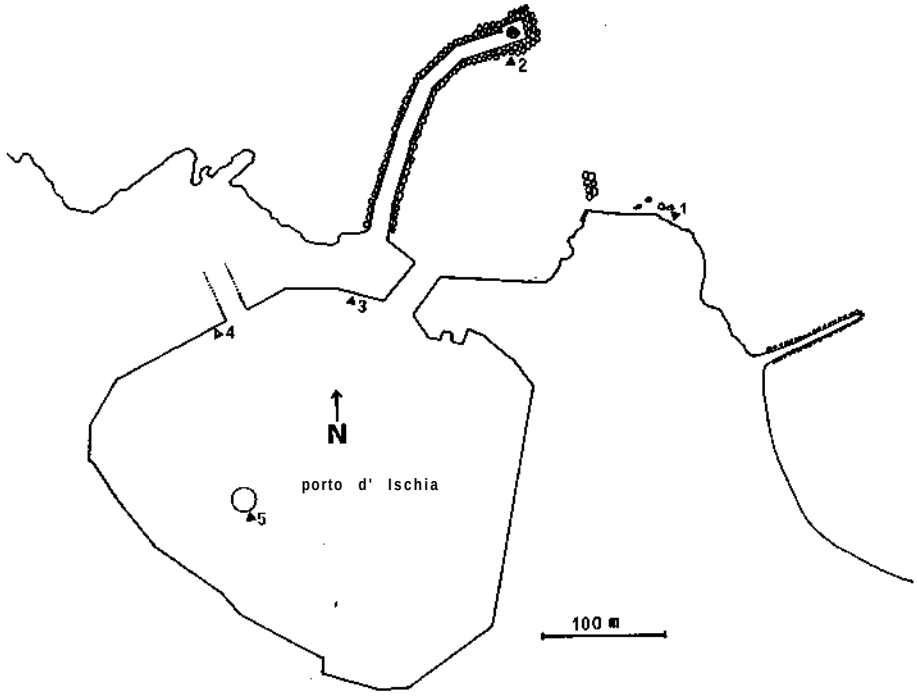


FIG. 2. Carta del Porto d'Ischia con le indicazioni delle stazioni studiate.

Le stazioni sono dunque tutte in parete verticale ed esposte a Sud, il prelievo è condotto mediante grattatura completa del substrato, su una superficie di 400 cm^2 (Boudouresque, 1970; Boudouresque e Cinelli, 1971) e riguardante la porzione superiore dell'infralitorale, a partire dallo « zero biologico » (Boudouresque e Cinelli, in stampa) determinato in situ, facendo riferimento al limite inferiore di distribuzione di forme « mesolitorali » come *Chthamalus* ed *Enteromorpha.*

La Flora è stata interamente studiata. Per quanto riguarda le Bacillarioficee e le Cianoficee si riportano solo i dati relativi ai valori in % di ricoprimento; lo studio sistematico invece è in corso di esecuzione.

Per la fauna, ancora in corso di analisi, si riportano i dati relativi ai soli Isopodi liberi. I risultati ottenuti sono stati elaborati secondo le metodologie statistiche preconizzate da Boudouresque (1971) per il fitobentos. Analoga elaborazione è stata effettuata per quanto riguarda gli Isopodi liberi.

RISULTATI E CONCLUSIONE

a) Flora:

Sono state determinate in totale 76 specie di alghe macroscopiche di cui 50 Rodoficee, 18 Cloroficee e 8 Feoficee. Il rapporto tra queste grandi unità sistematiche, se si considerano le stazioni all'esterno ed all'interno del Porto, rimane pressoché costante, soprattutto dal punto di vista qualitativo (Q e DQ. Tab. 1). Se si prende in considerazione l'intero spettro floristico si nota una diminuzione abbastanza accentuata del numero di specie a partire dalla stazione 1 (esterna) verso la stazione 2 e le stazioni 3, 4, 5 interne al Porto (52-40-25-17-21. Tab. 1).

Considerando invece il valore del ricoprimento totale in % non si nota una diminuzione apprezzabile (tab. 2).

Quello che invece è da notare è il notevole ricoprimento totale presentato dalle Bacillarioficee che, specialmente nelle prime quattro stazioni, presentano valori oscillanti intorno al 45 % (tab. 3). Questi alti valori devono essere attribuiti essenzialmente al fatto che questo gruppo di alghe sembra presentare il massimo sviluppo nei mesi invernali. Le specie di alghe macroscopiche sono state raggruppate in gruppi e supergruppi ecologici secondo la metodica di Boudouresque (cit.) e Boudouresque e Cinelli (cit.): SSB sl (specie sciafile infralitorali di zona battuta, sensu lato), SI-SIC-SC sl (specie sciafile infralitorali; sciafile infralitorali e circalitorali; sciafile di zona calma, sensu lato), PHB (specie fotofile di zona battuta), PHC (specie fotofile di zona calma), PH (specie fotofile, sensu lato), ISR (specie infralitorali di substrato roccioso), RM sl (specie ad affinità mesolitorale, sensu lato), LRE-SSP (specie a larga ripartizione ecologica e senza significato preciso), MIP (specie di moda ipercalma con un certo grado di inquinamento). In quest'ultimo gruppo sono state inserite quelle specie di alghe che risultano essere statisticamente legate a condizioni di moda estre-

inamente calma, come si può trovare nei bacini portuali dove è possibile un notevole accumulo di sali nutritivi e di inquinanti. Per ogni gruppo sono stati calcolati i seguenti coefficienti relativi ad ogni singolo rilevamento: Q (numero di specie), DQ (dominanza qualitativa in %), Q (media del numero di specie), ΣRi (ricoprimento medio globale), ΣDRi (dominanza in funzione del ricoprimento in %). I dati relativi al Q e ΣRi si riferiscono ai cinque rilevamenti separati, mentre il DQ e il ΣDRi sono stati calcolati a parte per i rilevamenti 1 e 2 e globalmente per i rilevamenti 3, 4 e 5 (tab. 2).

Dal punto di vista qualitativo si è rilevata una certa stabilità nei gruppi ecologici dall'esterno all'interno del Porto ad eccezione del gruppo MIP che presenta un DQ del 2 % nella prima stazione, dell'8 % nella seconda ed una media dell'11 % nelle stazioni interne al Porto (tab. 4).

Quantitativamente invece, si è rilevato una diminuzione delle specie del gruppo delle mesolitorali (ΣDRi del 13 % nella stazione 1; del 7 % nella 2; del 2 % in media nelle 3, 4, 5) ed una diminuzione delle specie dei gruppi SI-SIC-SC sl e PHB. Un notevolissimo aumento invece è stato rilevato per le specie del gruppo PHC che passano dall'i % nella stazione 1 al 6 % nella 2 e al 41 % nelle stazioni 3, 4, 5 (tab. 2).

Le specie che sono state inserite nel gruppo MIP *(Ulva rigida, Griffitsia furcellata, Lomentaria (firma?)* presentano un aumento dei valori sia della Dominanza qualitativa che di quella quantitativa nelle stazioni interne al Porto (DQ del 2 % nella stazione 1; 8 % nella 2; 11 % come media nelle stazioni 3, 4, 5). I valori del ΣDRi sono rispettivamente: 0 %; 1 %; 18 % nelle stazioni 1, 2 e 3-4-5 (tab. 2).

Per ogni rilevamento è stato anche calcolato l'indice di diversità (Im) secondo Margalef. Il valore più elevato si è riscontrato nella stazione 1 (3,651) mentre quello più basso nella stazione 2 (2,093). Gli altri valori sono rispettivamente: 2,581 nella stazione 3, 2,608 nella stazione 4 e 2,983 nella stazione 5 (tab. 4).

Da questo si può dedurre che nel Porto si istalla una biocenosi algale individualizzata che corrisponde ad un tipo di popolamento legato alle particolari condizioni presenti in questo tipo di ambiente. I valori abbastanza elevati dell'indice di diversità (Im) rilevati nelle stazioni interne del Porto sembrano indicare come questa biocenosi sia relativamente stabile; il basso valore invece riscontrato nella stazione 2, sembra indicare che in questo punto esiste una zona di transizione tra le biocenosi esterne e quella portuale che è inoltre caratterizzata da una qualche instabilità.

b) Isopodi liberi:

Sono state determinate in totale 6 specie oltre ad una forma di *Munna* probabilmente nuova ma che, per essere rappresentata da un solo individuo, non permette conclusioni sistematiche. Di ogni specie è stato calcolato il numero di individui presenti in ciascun rilevamento e la dominanza quantitativa in funzione del numero degli individui (DI) (tab. 5).

Per quanto riguarda il numero delle specie, i dati non sono significativi, anche se si nota una certa diminuzione procedendo verso l'interno del Porto. Dal punto di vista quantitativo si nota un aumento degli individui nelle stazioni interne rispetto alla stazione 1, di riferimento. Più interessanti sono le variazioni della dominanza quantitativa, in particolare per quanto concerne *Dynamene edwardsii* e *Dynamene torelliae*. La prima infatti passa da una DI di 5,2 % nella stazione 1 ad una di 79 % nella 2 ad addirittura al 95,6 % in media nelle stazioni 3, 4, 5. *D. torelliae,* al contrario, passa dal 63 % nella stazione 1 al 2,2 % in media nelle stazioni interne. Interessante anche il comportamento di *Ischyromene lacazei* che da una DI del 15 % nella stazione 1 passa allo 0 % in media nelle stazioni dentro il Porto. Per quanto riguarda la dominanza qualitativa (DQ) gli Sferomidi prevalgono nettamente in tutte le stazioni. In quelle interne il DQ è in media dell'88,4 %, raggiungendo il 100 % nelle stazioni 4 e 5 (tab. 6).

Per tutti i rilevamenti è stato calcolato l'indice di diversità secondo Margalef (Im) secondo la formula di Shannon. Tale indice presenta un netto decremento man mano che si procede verso l'interno del Porto (fig. 3), passando da 1,464 nella stazione 1 a 0,263 nella stazione 5.

La taxocenosi ad Isopodi liberi segue solo in parte l'andamento di quella algale, nel senso che presenta una diminuzione del numero di specie. Al contrario si ha un aumento del numero di individui a partire dalle stazioni esterne. Per quanto riguarda la stabilità della taxocenosi, attestata dall'indice di Margalef, ci sembra di non poter pervenire ad alcuna conclusione, in considerazione del basso numero di specie globalmente presenti. Analizzando invece il comportamento delle singole specie, si può dedurre quanto segue:

— *I. lacazei,* tipico elemento infralitorale superiore in moda battuta (Bellan-Santini, 1969; Fresi e Mazzella, 1971) necessita di condizioni idrodinamiche che non può trovare nelle acque calme del Porto; quindi la sua scomparsa è da attribuire a fattori di moda.

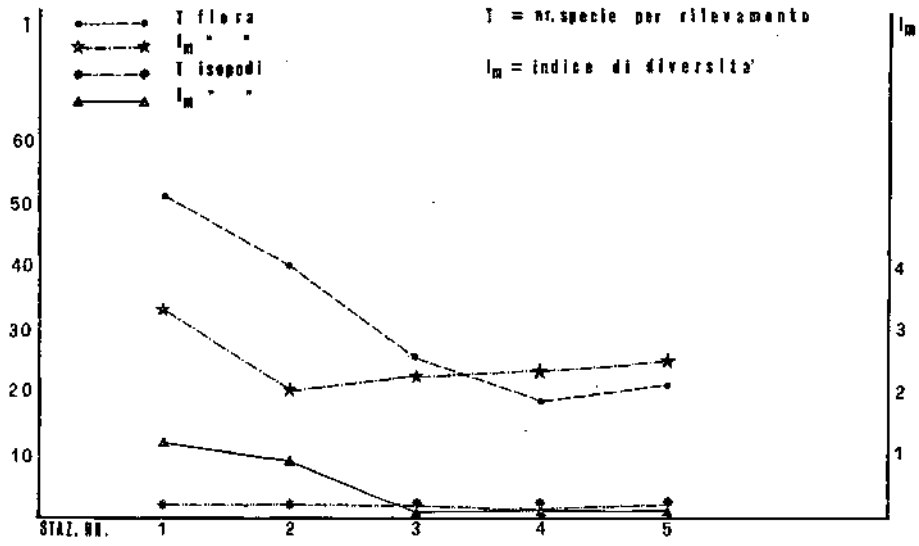


FIG. 3. Indice di diversità secondo Margalef e numero di specie per ogni rilevamento della Flora e degli Isopodi liberi nelle stazioni studiate.

— Dall'interno del Porto, *D. edwardsi* vicaria quasi interamente *D. to¬ relliae* che, dal punto di vista bionomico, occupa lo stesso livello (secondo Ledoyer, 1969a, infatti *D. torelliae = D. bidentata* è strettamente legata alla biocenosi delle alghe fotofile). Com'è noto *D. edwardsi* si riscontra costantemente negli ambienti in cui le condizioni della moda favoriscono l'accumulo di nutrienti e inquinanti, tanto che Ledoyer (1967) e Bellan-Santini (cit.) la considerano come indicatore di acque inquinate. L'inversione di dominanza che si osserva a carico delle due specie può essere spiegata in termini di competizione interspecifica nella quale l'ambiente portuale favorisce *D. edwardsi* a discapito di *D. torelliae.*

Per quanto riguarda le altre specie di Isopodi, ricordiamo che *Sphaeroma serratum* s'incontra di frequente nei porti. *Idotea baltica basteri* secondo Pérès e Picard (1964) e Picard (1965) è caratteristica esclusiva delle biocenosi delle sabbie fini superficiali (SFHN), mentre secondo Bellan-Santini (cit.) e Ledoyer (1969b) è da considerare specie superficiale euriecia, legata soprattutto alla presenza di detrito vege-

tale. Secondo Ledoyer (cit.) può essere considerata tra gli indicatori di dissalazione. La sua presenza costante nel Porto d'Ischia sembra testimoniare a favore di queste ultime tesi. Per quanto riguarda *Gnathia maxillaris,* la letteratura e i dati a disposizione non consentono per il momento alcuna conclusione.

RIASSUNTO

Si riportano i dati relativi ai risultati preliminari delle ricerche sui popolamenti bentonici di substrato duro del Porto d'Ischia e di stazioni esterne di riferimento. In questa fase è stato preso in considerazione soltanto l'infralitorale superficiale fotofilo, con riferimenti alle taxocenosi a macrofite ed Isopodi liberi.

Si riportano altresì i dati su alcune variabili mesologiche rilevate nel Porto e nelle stazioni esterne di controllo.

SUMMARY

Preliminary data on hard-bottom biocoenoses of the Harbour of Ischia are reported. In this phase only superficial infralittoral photophilic settlements, with reference to taxocoenoses of Macrophytes and freeliving Isopods, are considered. Data on some physical and chemical parameters are given, too.

TABELLA I.

Numero di specie, dominanza qualitativa, media del numero di specie e numero totale di specie per rilevamento, delle Rodoficee, Feoficee e Cloroficee nei popolamenti algali superficiali di substrato duro del Porto d'Ischia (Febbraio 1975).

Stazioni	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*Media 3, 4, 5*
Rodoficee	Q = 34 DQ = 65 %	Q = 27 DQ = 67 %	Q = 17 DQ = 68 %	Q = 11 DQ = 65 %	Q = 13 DQ = 62 %	$\overline{Q}$ = 13,7 DQ = 65 %
Feoficee	Q = 4 DQ = 8 %	Q = 4 DQ = 10 %	Q = 2 DQ = 8 %	Q = 2 DQ = 12 %	Q = 1 DQ = 5 %	$\overline{Q}$ = 1,7 DQ = 8 %
Cloroficee	Q = 14 DQ = 27 %	Q = 9 DQ = 22 %	Q = 6 DQ = 24 %	Q = 4 DQ = 24 %	Q = 7 DQ = 33 %	$\overline{Q}$ = 5,7 DQ = 27 %
Totale	T = 52	T = 40	T = 25	T = 17	T = 21	$\overline{T}$ = 21

(Q = numero di specie; $\overline{Q}$ = media del numero di specie; DQ = dominanza qualitativa; T = numero totale di specie; $\overline{T}$ = media del numero totale di specie).

TABELLA 2.

Ricoprimento e dominanza in funzione del ricoprimento dei diversi gruppi ecologici nei popolamenti algali superficiali di substrato duro del Porto d'Ischia (Febbraio 1975).

Stazioni	*1*	*2*	*3* Σ *Ri*	*4*	*5*	*1*	*2* Σ *DRi*	*Media 3, 4, 5*
RM sl	16,3	12,7	3,2	3,7	0,7	13 %	7 %	2 %
SSB sl	48,2	0,8	5,6	0,5	19,0	38 %	0 %	7 %
SI-SIC-SC sl	6,6	0,5	—	—	10,8	5 %	0 %	3 %
PHB	6,5	1	0,2	0,5	1	5 %	0 %	1 %
PHC	1,8	11,0	82,0	40,0	30,5	1 %	6 %	41 %
PH	0,7	0,05	—	—	—	1 %	0 %	0 %
ISR	8,6	71,0	6,5	1,05	1,1	7 %	37 %	2 %
MIP	0,2	1,7	21,0	25,0	23,1	0 %	1 %	18 %
LRE-SSP	37,5	93,0	60,6	26,6	10,2	30 %	49 %	26 %
Totale	126,5	191,6	179,2	97,5	96,4	100 %	100 %	100 %

(Σ Ri = ricoprimento in %; Σ DRi = dominanza in funzione del ricoprimento).

TABELLA 3.

Popolamenti algali superficiali del Porto d'Ischia.

Numero dei rilevamenti *Specie*	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
SSB sl (Gruppo ecologico delle specie sciafile di moda battuta sensu lato)					
Pterocladia capillacea (Gmel.) Born. et Thur.	40	0,2	2	—	2
Valonia utricularis (Roth.) C. Ag.	0,5	—	—	—	—
Cladophora coelotrix Kuetz.	3	0,2	0,1	—	—
Antithamnion elegans Berthold	—	0,2	3	0,5	15
Aglaothamnion caudatum J. Ag.	0,1	—	—	—	—
Pseudocrouania ischiana Funk	2	—	—	—	—
Gelidium melanoideum (Schousb.) Born.	1	—	0,5	—	—
Acrochaetium leptonema (Rosen.) Boerg.	—	—	+	—	—
Pterosiphonia pennata (Roth.) Falk.	1,5	0,2	—	—	—
Griffithsia phyllamphora J. Ag.	0,5	—	—	—	—
Rhodophyllis divaricata	—	—	—	—	2
SI - SIC - SC sl (Gruppo ecologico delle specie sciafile infralitorali; sciafile infralitorali e circalitorali; sciafile di moda relativamente calma, sensu lato)					
Cladophora lehmanniana (Linderb.) Kuetz.	—	—	—	—	0,1
Amphiroa crypthartbrodia Zanard.	0,5	—	—	—	—
Griffithsia schousboei Mont.	0,5	—	—	—	—
Bryopsis monoica (Berth.) Funk.	5	—	—	—	0,5

TABELLA 3 *(segue)*

Numero dei rilevamenti / *Specie*	1	2	3	4	5
Aglaothamnion tripinnatum (Gratel.) G. Feld.	—	+	—	—	—
Pseudochlorodesmis furcellata (Zan.) Boerg.	+	—	—	—	—
Dasya ocellata (Gratel.) Harv.	0,5	—	—	—	0,2
Pleonosporium borreri (Smith.) Naeg.	+	—	—	—	—
Heterosiphonia wurdemannii (Bailey) Falk.	+	—	—	—	—
Lomentaria verticillata Funk	—	0,2	—	—	10
Cladophora prolifera (Roth.) Kuetz.	—	0,2	—	—	—
PHB (Gruppo ecologico delle specie fotofile di moda battuta)					
Cystoseira mediterranea Sauv.	0,5	—	—	—	—
Bryopsis duplex De Notaris	3	—	0,2	0,5	1
Ceramium rubrum (Huds.) C. Ag.	2	0,2	—	+	—
Laurencia pinnatifida (Gmel.) Lamour.	1	0,8	—	—	—
ISR (Gruppo ecologico delle specie infralitorali di substrato duro, roccioso in particolare)					
Corallina elongata Ellis et Soll.	8	70	1	—	0,1
Antithamnion cruciatum (C. Ag.) Naeg. var. *typicum* G. Feld.	0,5	—	—	—	—
Callithamniella tingitana (Schousb.) G. Feld.	+	0,1	—	1	1
Acrochaetium daviesii (Dillw.) Naeg.	0,1	+	—	—	—
Ceramium diaphanum (Roth.) Harv. var. *stictum* (Kuetz.) G. Feld.	—	—	5	—	—

TABELLA 3 *(segue)*

Numero dei rilevamenti *Specie*	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
Ceramium diaphanum (Roth.) Harv. var. *typicum* (G. Feld.)	—	—	0,5	+	—
PHC (Gruppo ecologico delle specie fotofile di moda calma)					
Stypocaulon scoparium (L.) Kuetz.	0,5	7	—	—	—
Dictyota dichotoma (Huds.) Lamour.	0,1	0,1	80	10	0,5
Cystoseira fimbriata (Desf.) Bory	—	3	—	—	—
Corallina granifera Ellis et Soll.	0,5	+	—	—	—
Laurencia obtusa (Huds.) Lamour.	0,5	0,5	—	—	—
Bryopsis adriatica (J. Ag.) Meneg.	0,2	0,1	—	—	—
Chylocladia bistratosa (Good. et Woodw.) Erceg.	—	0,2	2	30	30
PH (Gruppo ecologico delle specie fotofile, sensu lato					
Herposiphonia secunda (C. Ag.) Ambronn	0,5	+	—	—	—
Jania rubens (L.) Lamour.	0,1	—	—	—	—
Ceramium tenuissimum (Lyngbye) J. Ag.	0,1	—	—	—	—
MIP (Gruppo ecologico delle specie di moda ipercalma con un certo grado di inquinamento)					
Lomentaria (firma?)	—	0,1	20	10	3
Griffithsia furcellata J. Ag.	—	1,5	—	—	20
Ulva rigida C. AG.	0,2	0,1	1	15	0,1

TABELLA 3 *(segue)*

Numero dei rilevamenti / *Specie*	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
RM (Gruppo ecologico delle specie ad affinità mesolitorale, sensu lato)					
Cladophora laetevirens (Dillw.) Kuetz.	+	1	+	—	—
Porphyra leucosticta Thuret	1	10	1	0,2	0,2
Neogoniolithon notarisii (Duf.) Setch. et Mason	5	0,5	2	3	—
Ceramium ciliatum (Ellis) Ducl. var. *robustum* (J. Ag.) G. Feld.	0,1	02,	—	—	—
Callithamnion granulatum (Ducl.) C. Ag.	10	0,5	—	—	—
Chaetomorpha aerea (Dillw.) Kuetz.	+	0,5	0,2	+	0,5
Chaetomorpha capillaris (Kuetz.) Boerg.	+	+	—	—	—
Enteromorpha prolifera (O. F. Muel.) J. Ag.	+	0,1	—	0,5	—
Acrochaetium trifilum (Buff.) Batters	—	—	+	—	—
Acrochaetium microscopicum Naeg.	—	+	—	—	—
LRE - SSP (Gruppo ecologico delle specie a larga ripartizione e senza significato preciso)					
Chaetomorpha linum (Mueller) Kuetz.	+	—	—	—	—
Polysiphonia sp.	—	0,1	0,5	1,5	5
Pterosiphonia parasitica (Huds.) Falk	10	1	—	—	—
Bryopsis cupressoides Kuetz.	—	—	—	—	0,2
Laurencia paniculata (C. Ag.) J. Ag. Schmitz	1,5	—	—	—	—
Amphiroa beauvoisii Lamour.	1	90	—	—	—

TABELLA 3 *(segue)*

Numero dei rilevamenti / *Specie*	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
Brognartella byssoides (Good. et Woodw.)	—	0,1	—	—	—
Laurencia papillosa (Forsk.) Grev.	20	—	—	—	—
Cladophora sericea (Huds.) Kuetz.	0,2	0,2	—	—	—
Pringsheimiella scutata (Reinke) O. C. Schmidt	+	—	—	—	—
« *Aglaozonia parvula* » (Grev.) Zanard.	—	—	15	—	—
Goniothricum alsidii (Zanard.) Howe	+	+	+	—	—
Ceramium tenerrimum (Mart.) Okam.	—	2	15	25	—
Melobesie ind.	3	—	5	—	—
Dasya sp.	—	—	—	+	—
Derbesia sp.	—	—	0,1	—	+
Ectocarpus sp.	—	—	—	0,1	—
Ectocarpus confervoides (Roth) Kjellman var. *confervoides* Cardinal	0,2	—	—	—	—
Ectocarpus confervoides (Roth) Kjellman var. *siliculosus* (Dillw.) Kjellman	—	0,3	—	—	—
Gracilaria sp.	—	—	25	—	5
Cruoriella armorica Crouan	1	—	—	—	—
Ceramium comptum Boerg.	0,5	—	—	—	—
Cianoficee ind.	15	0,3	+	2	+
Bacillarioficee ind.	50	50	60	20	5

(I valori di ricoprimento sono espressi in %).

TABELLA 4.

Numero di specie, dominanza qualitativa, media del numero di specie, numero totale di specie per rilevamento dei gruppi e supergruppi ecologici nei popolamenti algali superficiali di substrato duro del Porto d'Ischia (Febbraio 1975).

Stazioni	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*Media 3, 4, 5*
RM sl	Q = 8	Q = 9	Q = 5	Q = 4	Q = 2	$\overline{Q}$ = 3
	DQ = 15 %	DQ = 22 %	—	—	—	DQ = 17 %
SSB sl	Q = 8	Q = 4	Q = 5	Q = 1	Q = 3	$\overline{Q}$ = 3
	DQ = 15 %	DQ = 10 %	—	—	—	DQ = 14 %
SI-SIC-SC sl	Q = 7	Q = 3	Q = 0	Q = 0	Q = 4	$\overline{Q}$ = 1
	DQ = 13 %	DQ = 8 %	—	—	—	DQ = 6 %
PHB	Q = 4	Q = 2	Q = 1	Q = 2	Q = 1	$\overline{Q}$ = 1
	DQ = 8 %	DQ = 5 %	—	—	—	DQ = 6 %
PHC	Q = 5	Q = 7	Q = 2	Q = 2	Q = 2	$\overline{Q}$ = 2
	DQ = 10 %	DQ = 18 %	—	—	—	DQ = 10 %
PH	Q = 3	Q = 1	Q = 0	Q = 0	Q = 0	$\overline{Q}$ = 0
	DQ = 6 %	DQ = 3 %	—	—	—	DQ = 0 %
ISR	Q = 4	Q = 3	Q = 3	Q = 2	Q = 2	$\overline{Q}$ = 2
	DQ = 8 %	DQ = 8 %	—	—	—	DQ = 11 %
MIP	Q = 1	Q = 3	Q = 2	Q = 2	Q = 3	$\overline{Q}$ = 2
	DQ = 2 %	DQ = 8 %	—	—	—	DQ = 11 %
LRE-SSP	Q = 12	Q = 8	Q = 7	Q = 4	Q = 4	$\overline{Q}$ = 5
	DQ = 23 %	DQ = 20 %	—	—	—	DQ = 24 %
Totale	T = 52	T = 40	T = 25	T = 17	T = 21	$\overline{T}$ = 21
	100 %	102 %				99 %

(Q = numero di specie; $\overline{Q}$ = media del numero di specie; DQ = dominanza qualitativa; T = numero totale di specie; $\overline{T}$ = media del numero totale di specie).

TABELLA 5.

Numero di individui, dominanza in funzione del numero di individui delle diverse specie di Isopodi liberi nei popolamenti superficiali di substrato duro del Porto d'Ischia (Febbraio 1975).

Stazioni	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*1*	*2*	*Media 3, 4, 5*
			I				*Σ DI*	
Dynamene edwardsi Lucas	1	268	113	116	153	5,2 %	79,0 %	95,6 %
Dynamene torelliae (Holdich)	12	66	1	5	3	63,0 %	19,0 %	2,2 %
Gnathia maxillaris (Montagu)	3	—	—	—	—	15,0 %	0,0 %	0,0 %
Idotea baltica basteri Aud.	—	—	3	—	—	0,0 %	0,0 %	0,7 %
Ischyromene lacazei Racov.	3	4	—	—	—	15,0 %	1,1 %	0,0 %
Munna sp.	—	1	—	—	—	0,0 %	0,2 %	0,0 %
Sphaeroma serratum Fabricius	—	—	—	—	3	0,0 %	0,0 %	0,6 %
Totale	19	339	117	121	159	98,2 %	99,3 %	99,0 %

(I = numero di individui; Σ DI = dominanza in funzione del numero di individui).

TABELLA 6.

Numero di specie, dominanza qualitativa, media del numero di specie, numero totale di specie per rilevamento delle Famiglie di Isopodi liberi nei popolamenti superficiali di substrato duro del Porto d'Ischia (Febbraio 1975).

Stazioni	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*Media 3, 4, 5*
Sphaeromidae	Q = 3 DQ = 75 %	Q = 3 DQ = 75 %	Q = 2 DQ = 66,6 %	Q = 2 DQ = 100 %	Q = 3 DQ = 100 %	$\bar{Q}'$ = 2,3 DQ = 88,4 %
Gnathiidae	Q = 1 DQ = 25 %	Q = 0 —	Q = 0 —	Q = 0 —	Q = 0 —	$\bar{Q}'$ = 0 —
Idoteidae	Q = 0 —	Q = 0 —	Q = 1 DQ = 33,3 %	Q = 0 —	Q = 0 —	$\bar{Q}'$ = 0,3 DQ = 12,6 %
Munnidae	Q = 0 —	Q = 1 DQ = 25 %	Q = 0 —	Q = 0 —	Q = 0 —	$\bar{Q}'$ = 0 —
Totale	T = 4	T = 4	T = 3	T = 2	T = 3	$\bar{T}'$ = 2,6

(Q = numero di specie; DQ = dominanza qualitativa; $\bar{Q}'$ = media del numero di specie; T = numero totale di specie; T' = media del numero totale di specie).

BIBLIOGRAFIA

BELLAN-SANTINI, D. 1969. Contribution à l'étude des peuplements littoraux sur substrat rocheux. *Recl. Trav. Stn. mar. Endoume, 47* (63), 1-294.

BELSHER, T., C. F. BOUDOURESQUE e J. MARCOT 1974. Le peuplement algal du Port de Port-Vendres: Indices de diversité. *XXIVe Congrès-Assemblée plenière de la C.I.E.S.M.,* Monaco, décembre 1974.

BOUDOURESQUE, C. F. 1970. Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale). Thèse Sci. nat. Aix-Marseille, 624 p.

BOUDOURESQUE, C. F. 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Téthys 3* (1), 79-104.

BOUDOURESQUE, C. F. e F. CINELLI 1971 (1973). Le peuplement algal des biotopes sciaphiles de mode battu superficiel de l' île d'Ischia (Golfe de Naples). *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 39,* 1-43.

BOUDOURESQUE, C. F. e F. CINELLI. Le peuplement algal des biotopes sciaphiles superficiels de mode battu en Méditerranée occidentale (in stampa).

CINELLI, F., E. FRESI e L. MAZZELLA 1974. Note preliminaire sur les biocenoses superficielles du Port d'Ischia (Golfe de Naples) avec quelques données chimico-physiques. *XXIVe Congrès-Assemblée plenière de la C.I.E.S.M.,* Monaco, décembre 1974.

DÜING, W. 1965. Strömungsverhältnisse im Golf von Neapel. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 34,* 256-316.

FRESI, E. e L. MAZZELLA 1971 (1973). *Gnathostenetroides laodicense* Amar, 1957, Isopodo nuovo per la fauna italiana, nell'isola di Linosa (Canale di Sicilia). *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 39,* 112-115.

LEDOYER, M. 1967. Ecologie de la faune vagile des biotopes méditerranées accessibles en scaphandre autonome. Thèse; Fac. Sc. Marseille.

LEDOYER, M. 1969a. Aperçu sur la faune vagile de quelques biotopes de substrat dur de Méditerranée orientale. Comparaison avec les mêmes biotopes en Méditerranée occidentale. *Téthys, 1* (2), 281-290.

LEDOYER, M. 1969b. La faune vagile des sables fins des hauts niveaux (S.F.H.N.). Signification bionomique de ce biotope vue sous l'angle de la faune vagile. *Téthys, 1* (2), 271-275.

PÈRÉS, J. M. e J. PICARD 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recl. Trav. Stat. mar. Endoume, 31* (47).

PICARD, J. 1965. Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région Marseilleise. Thèse.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 189-199
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

INFLUENZA DI SOSTANZE TOSSICHE SU ORGANISMI MARINI[1]

ARISTEO RENZONI

Istituto di Anatomia Comparata, Università di Siena

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The polychaete *Ophryotrocha labronica* and the crustacean *Tisbe dilatata* have been used as test organisms for some pollutants: the water-soluble fraction of a crude oil (Nigerian, Bonny) for *Ophryotrocha* and mercury (as $HgCl_2$ and CH_3HgCl) for *Tisbe*. In both cases the experiments were conducted with sub-lethal concentrations. Growth rate in *Ophryotrocha* is reduced; time span from hatching to spawning is lengthened and fertilization and/or development are depressed in both species. Mercury in organic form is more toxic than in the inorganic one.

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni il notevole aumento di inquinanti riversati nell'ambiente ha accentuato l'interesse per ricerche sulla loro concentrazione nell'aria, acqua, flora e fauna, sul loro accumulo differenziale nei tessuti di vari organismi e sugli effetti tossici verso tipici rappresentanti della vita vegetale ed animale. Di conseguenza un considerevole numero di dati è oggi disponibile. Mentre numerosi sono gli studi su specie terrestri e di acqua dolce, più scarse sono le indagini su specie marine. È vero che numerose sono le specie marine in grado di adattarsi

[1] Ricerca finanziata dal C.N.R. (I.R.S.A.).

alla vita di laboratorio e di sopravvivere anche a lungo in condizioni artificiali (e quindi sono disponibili per determinazioni di concentrazioni letali di certi tossici), ma è altrettanto vero che, allorché si intenda valutare gli effetti subletali a lungo termine di un tossico, il numero delle specie idonee, per questo tipo di indagine, si riduce notevolmente. Da alcuni anni abbiamo in laboratorio colture di specie animali marine che, da preliminari analisi nostre e di vari ricercatori, sembrano idonee per studi di tossicità.

In questa nota riferiamo su alcuni esperimenti condotti con due di queste specie: *Ophryotrocha labronica* e *Tisbe dilatata.*

MATERIALE E METODI

Ophryotrocha labronica La Greca e Bacci (Polichete) isolata alla Stazione Zoologica (Napoli) dalle acque del golfo partenopeo e *Tisbe dilatata* (Crostaceo) isolata all'Istituto di Biologia del Mare (Venezia) dalle acque della laguna veneta vengono mantenute in laboratorio ad un ciclo luminoso di 12 ore luce/12 ore oscurità, ad una temperatura di 19 ± 1 °C e ad una salinità di 36 ± 1 ‰. La prima specie viene alimentata con frammenti di spinaci (prelevati da un stock di spinaci congelati) bagnati più volte in acqua di mare prima di somministrarli agli animali; la seconda viene alimentata con frammenti di grano, in precedenza bollito per circa 20', e con *Dunaliella* sp. L'acqua di mare sterile, per ambedue le specie e sia per i gruppi trattati che per i controlli, viene cambiata ogni 3-4 giorni, eccettuato il periodo della schiusa (4-5 giorni) in *Ophryotrocha.* Il ciclo biologico di *Ophrytrocha labronica* in laboratorio ed alle condizioni soprariportate può essere così schematizzato: l'animale adulto, raggiunta la maturità sessuale depone le uova in una massa mucosa cilindrica (nidamento) e le incuba da 7 a 9 giorni fino alla schiusa delle larve; queste ultime iniziano vita libera 3-4 giorni dopo la schiusa e dopo 15-20 giorni raggiungono lo stadio adulto e, poco dopo, la maturità sessuale. Il ciclo biologico di *Tisbe dilatata* in laboratorio, alle condizioni soprariportate, può essere così schematizzato: la femmina adulta dopo l'accoppiamento, produce i sacchi ovigeri, dai quali dopo alcuni giorni si schiudono i nauplii, che, dopo una serie di mute, raggiungono lo stadio adulto (fra 14 e 24 giorni di età), la maturità sessuale ed il ciclo si ripete.

I tossici esaminati sono:

a) la frazione solubile in acqua di mare di un petrolio greggio nigeriano

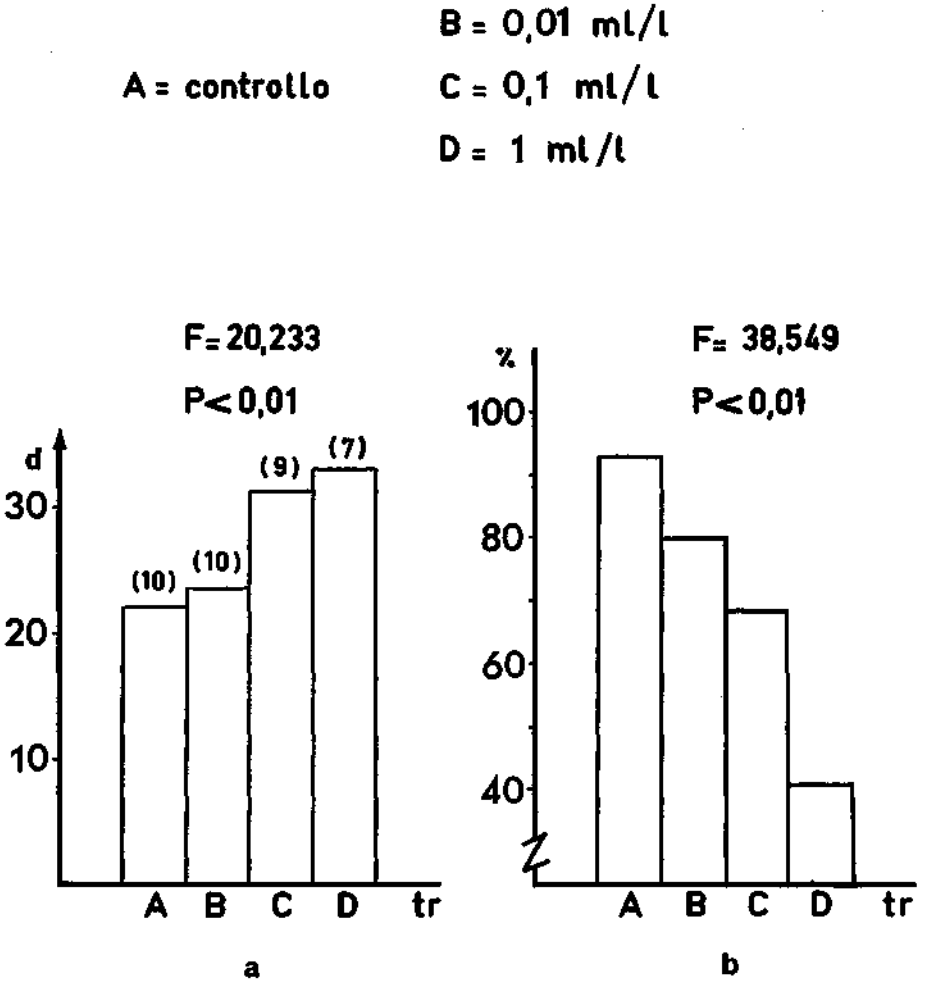


FIG. 1. *Ophryotrocha labronica* e frazione idrosolubile del petrolio nigeriano per un numero di 10 esemplari per ciascun gruppo (3 concentrazioni ed 1 controllo): a) età media degli animali in giorni (d) alla data di deposizione e numero degli animali che hanno deposto, in parentesi;
b) medie delle percentuali di larve schiuse rispetto alle uova deposte.

(Bonny) ottenuta secondo un metodo riportato altrove (Renzoni 1975); b) il mercurio disciolto nell'acqua di mare come forma inorganica ($HgCl_2$) o organica (CH_3HgCl) alla dose di 0.005 mg/l.

La scelta delle sostanze è motivata, fra l'altro, dalla necessità di am-

pliare le conoscenze acquisite in precedenti indagini su animali raccolti in acqua di mare scarsamente inquinata, mantenuti, allevati per varie generazioni in laboratorio e saggiate poi per varie prove di tossicità (Renzoni 1974, 1975) e su animali raccolti in zone di mare inquinate da mercurio ed analizzate in laboratorio (Renzoni e Coll. 1973).

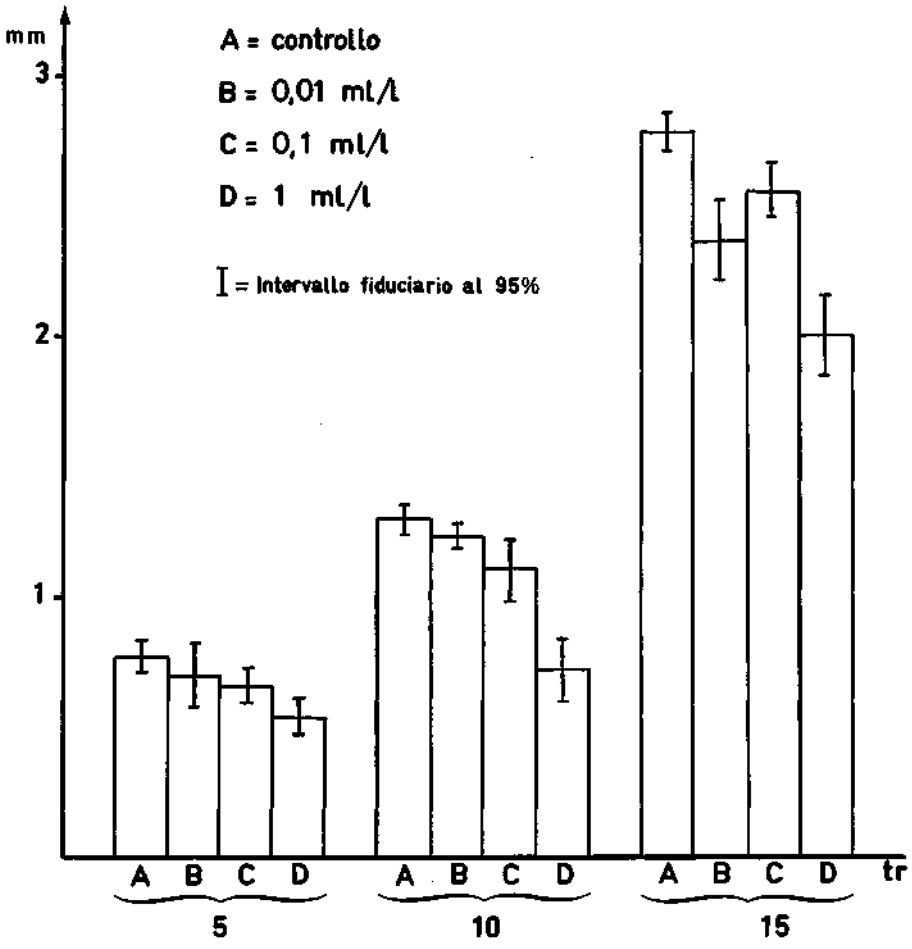


FIG. 2. *Ophryotrocha labronica* e frazione idrosolubile del petrolio nigeriano per un numero di 40 esemplari per ciascun gruppo (3 concentrazioni ed 1 controllo): ritmo di accrescimento valutato a 5,10,15 giorni dall'inizio dell'esperimento condotto a partire da larve di 5 giorni di età.

RISULTATI

Ophryotrocha labronica e frazione idrosolubile del petrolio: in questa specie ed alle varie concentrazioni somministrate sono stati valutati:
a) la data di deposizione delle uova da parte di esemplari tenuti sin dalla nascita in acqua contenente la frazione idrosolubile e di esemplari di controllo. I risultati sono riportati nella fig. 1, a;
b) il numero delle femmine che hanno deposto entro la fine dell'esperimento (45 giorni dall'inizio del trattamento); i dati sono riportati, in parentesi, nella fig. 1, a;
c) l'indice di fecondità dedotto dal conteggio delle larve schiuse e libere dal nidamento (al 4° giorno dalla schiusa delle prime larve) sugli stessi

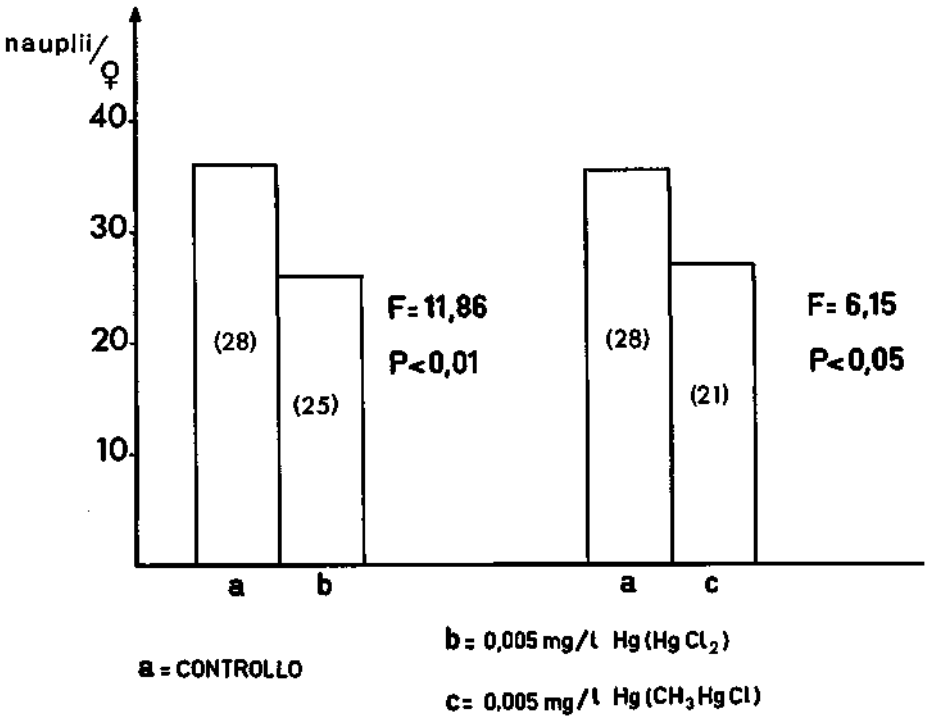


FIG. 3. *Tisbe dilatata* e mercurio per un numero di 32 femmine per ciascuno dei tre gruppi (2 trattati ed un controllo). In ordinata il numero medio di nauplii schiusi per ogni femmina; in parentesi il numero di femmine provviste di sacchi ovigeri e che hanno deposto.

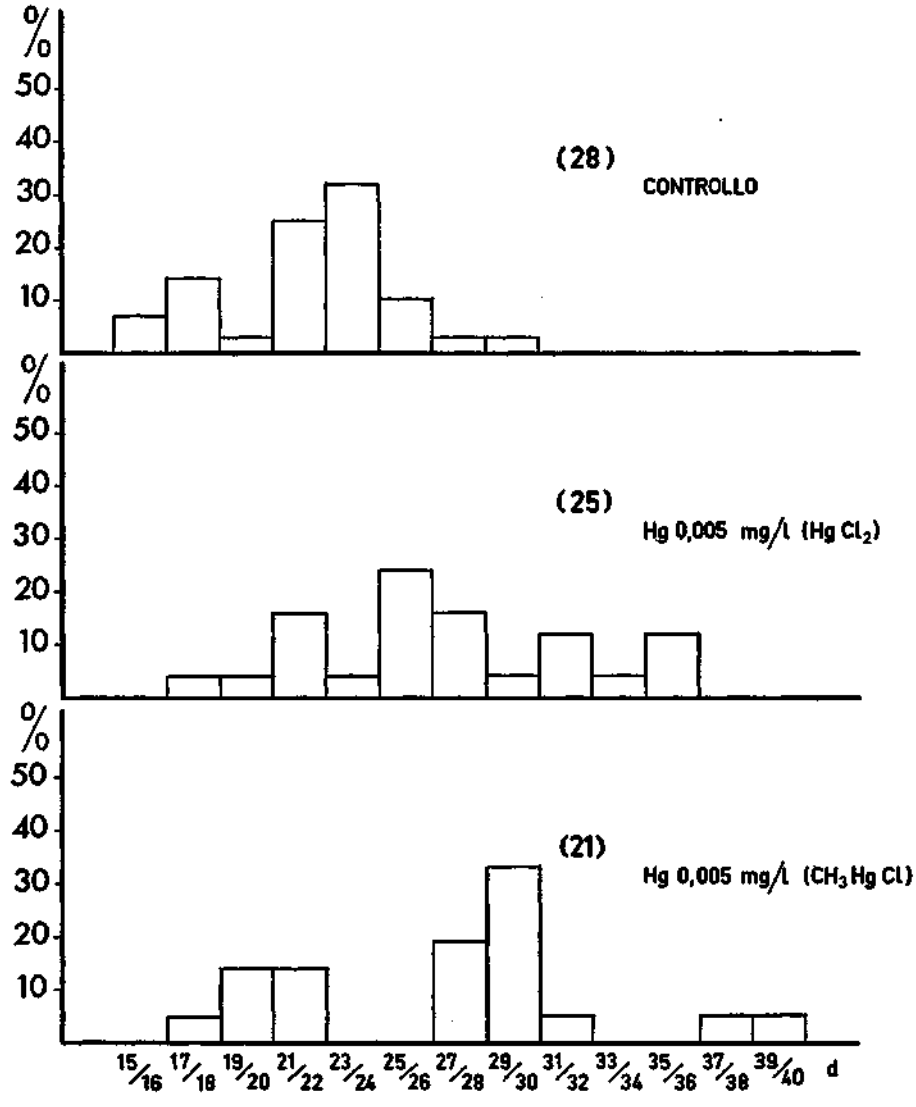


FIG. 4. Intervallo di generazioni per i gruppi di cui alla fig. 3: in ascissa l'età delle femmine (in giorni) al momento della schiusa dei nauplii; in ordinata la frequenza percentuale delle femmine che hanno deposto.

esemplari di cui al par. a). I valori, espressi come percentuale di larve nate per numero di uova deposte, sono riportati nella fig. 1, b.
d) il ritmo di accrescimento dal 5° giorno di età (larve che hanno appena lasciato il nidamento) al 20° giorno di età, cioè allo stadio adulto, in queste condizioni di laboratorio. I dati ottenuti sono riportati nella fig. 2.

Tisbe dilatata e mercurio (somministrato come $HgCl_2$ e CH_3HgCl) : in questa specie è stata usata una concentrazione sub-letale dei due composti (precedenti analisi avevano messo in evidenza che la DL_{50} a 24 ore del $HgCl_2$ era di 0.05 mg/l per i nauplii di pochi giorni), per valutare comparativamente la tossicità del metallo somministrato nelle due forme. A tale scopo sono stati valutati:
a) il numero di femmine provviste di sacchi ovigeri con uova feconde in due gruppi di animali, suddivisi in coppie (maschio e femmina) all'età di 8-9 giorni e tenuti sin dallo stadio di nauplii di 4 giorni nei due composti mercuriali a concentrazioni di 0.005 mg/l e di un gruppo di controllo. I dati sono riportati nella fig. 3;
b) l'indice di fecondità, dedotto dal conteggio dei nauplii schiusi dalle uova delle femmine provviste di sacchi ovigeri di cui al precedente paragrafo. I risultati sono riportati nella fig. 3;
c) l'intervallo di generazione, iniziando l'esperimento con due gruppi di nauplii di 3-4 giorni di età tenuti, fino alla comparsa di nauplii figli, nelle stesse concentrazioni di composti mercuriali di cui al par. a), più un terzo gruppo di controllo. I risultati sono riportati nella fig. 4.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'insieme dei dati raccolti in questa ricerca consente alcune considerazioni :
1) la frazione idrosolubile di un petrolio greggio (Bonny, Nigeria) che già precedenti ricerche (Renzoni 1975) avevano indicato come particolarmente tossico, dimostra un'evidente tossicità anche per *Ophryotrocha labronica*, almeno per i parametri qui considerati; alle concetrazioni usate le differenze riscontrate con i controlli sono altamente significative ($P < 0.01$). L'interferenza della frazione idrosolubile di petroli greggi verso alcuni processi fisiologici fondamentali (accrescimento, riproduzione, etc.) ora riscontrata, trova convalida in precedenti ricerche condotte anche su specie diverse (Kobayashi 1971, Blumer

1972, Wells 1973, Renzoni 1973, 1975). In *Ophryotrocha* particolarmente, il ridotto ritmo di accrescimento, che si riflette di fatto anche sulla data di formazione dei nidamenti sembra essere un parametro valido per questo ed altri inquinanti (Akesson 1970, Brown e Ahsanullah 1971, Saliba e Ahsanullah 1973). Quanto alle cause poi che influiscono negativamente su questi processi è difficile stabilire una graduatoria di tossicità, anche perché risulta particolarmente complessa l' analisi delle varie componenti la frazione idrosolubile e la probabile interferenza di ognuna di queste allorché saggiate cumulativamente o in differenti proporzioni, come è il caso di estratti petroliferi di differente origine e composizione. È comunque stato accertato recentemente che alcune di queste (Blumer 1972) e/o anche minime quantità di greggio in sospensione (Rice 1973, Atema e Stein 1974, Jacobson e Boylan 1973, Evans e Rice 1974, Anderson e coll. 1974) interferiscono con attività connesse al comportamento dell'animale durante la ricerca del cibo o con la chemiorecezione di stimoli essenziali.

2) Il mercurio, somministrato nella forma inorganica ed organica a *Tisbe dilatata* ha mostrato ancora una volta la sua elevata tossicità per i vari processi biologici qui valutati, particolarmente accentuata la forma metilica, per quanto riguarda l'intervallo di generazione ed il numero delle femmine che hanno deposto. La maggiore tossicità della forma organica è stata ripetutamente rilevata sia negli organismi più semplici (Glooschenko 1969) sia in quelli più complessi (vedi Johnels e Westermark 1969); in *Tisbe* si può confermare questa generale tendenza. Anche per questa specie tuttavia, come per molte altre più evolute e più *volte* studiate, l'intimo meccanismo di azione del Hg in dosi molto basse è di difficile interpretazione; l'influenza negativa di alcune forme metilate del metallo per varie attività enzimatiche, specie a livello cerebrale, sembra da considerare tuttavia come prevalente, ai livelli zoologici sinora esaminati.

3) Quale infine la validità di queste due specie per studi di tossicità?

Poiché la condizione essenziale per ogni studio sperimentale è il perfetto stato di salute dell'animale, valutazioni di tossicità acuta su animali raccolti in mare e mantenuti in condizioni di laboratorio alcuni giorni e poi sottoposti alle relative prove sono indubbiamente di modesto valore. Animali che in laboratorio sopravvivono più a lungo, si adattano a quelle condizioni e si alimentano (anche se non si riproducono) sono molto più utili ed i risultati ottenuti con le prove di tossicità maggiormente attendibili. Allorché si intenda però valutare la tossicità a lungo termine usando a tale scopo concentrazioni piuttosto basse, quali

in realtà si riscontrano in mare, organismi adattatisi alla vita di laboratorio (ove compiono cicli biologici brevi e completi per molte generazioni) sono indispensabili per ottenere dati riproducibili ed informazioni statisticamente valide. Nonostante la necessità di dover disporre di una certa attrezzatura (camera termostatica ed a luce regolata, colture di alghe, acqua di mare sterile, microscopi per conteggi uova e larve, etc.) limiti la possibilità di un'applicazione pratica su vasta scala, è prevalentemente su organismi dalle caratteristiche sopra menzionate (vedi anche Perkins 1972a, b, Connor 1972, Reish 1973, ed altri), che si potrà valutare — sia pure nelle linee generali — l'influenza di molti tossici sull'ambiente.

È dunque allo studio degli effetti a lungo termine che va rivolta maggiormente la nostra attenzione per programmi di studio sull'inquinamento di ambienti marini, poiché in questi ultimi — contrariamente a quanto avviene in bacini fluviali e lacustri — la concentrazione delle sostanze eliminatevi raramente raggiunge valori elevati o comunque tali da provocare fenomeni acuti di letalità su vaste aree.

RIASSUNTO

Due specie di invertebrati marini, il polichete *Ophryotrocha labronica* ed il crostaceo *Tisbe dilatata* sono stati saggiati in laboratorio con varie sostanze tossiche e, fra gli altri parametri, sono stati valutati l'indice di fecondità, il ritmo di accrescimento e l'intervallo di generazione. I risultati hanno portato a concludere che i parametri summenzionati sono influenzati negativamente dalla presenza nell'acqua di coltura della frazione idrosolubile di un petrolio (Bonny, Nigeriano) e di un metallo pesante, il mercurio. Per quest'ultimo in particolare, è stato ancora una volta confermata l'alta tossicità, specie se somministrato nella forma organica. L'utilità delle suddette specie, per studi di tossicità in laboratorio di dosi sub-letali di inquinanti viene valutata e discussa.

SUMMARY

Laboratory reared marine invertebrates, of two species; the polychaete *Ophryotrocha labronica* and the crustacean *Tisbe dilatata* were tested with certain pollutants in order to assess their toxicity and in the hopes of finding a species suitable for use as a toxicant monitor. *Ophryotrocha* was tested with the water-soluble fraction of a crude oil (Nigerian, Bonny) and *Tisbe* with mercury (as $HgCl_2$ and CH_3HgCl).

Among other parameters, the fecundity index, the growth rate and the generation interval were evaluated. In both cases the experiments were conducted with sub-lethal concentrations.

Growth rate in *Ophryotrocha* is reduced; time span from hatching to spawning is lengthened and fertilization and/or development are depressed in both species. Mercury in organic form is more toxic than in the inorganic one.

The usefulness of the two species for laboratory tests of toxicity is evaluated and discussed.

BIBLIOGRAFIA

AKESSON, B. 1970. *Ophryotrocha labronica* as test animal for the study of marine pollution. *Helgolander. wiss. Meerunters, 20,* 293-303.

ANDERSON, J. W., J. M. NEFF, B. A. Cox, H. E. TATEM e G. M. HIGHTOWER 1974. Characteristic of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Mar. Biol.,* 27, 75-88.

ATEMA, J. e L. S. STEIN 1974. Effects of crude oil on the feeding behaviour of the lobster *Homarus americanus. Environ. Pollut., 6,* 77-86.

BLUMER, M. 1972. Oil contamination and the living resources of the sea. In: M. Ruivo (ed.), Marine Pollution and Sea Life Pag. 476-481, FAO, Rome, Fishing News, (Books) Ltd. Surrey, Engl.

BROWN, B. e M. AHSANULLAH 1971. Effect of Heavy Metals on Mortality and Growth. *Mar. Poll. Bull., 2* (12), 182-187.

CONNOR, P. M. 1972. Acute Toxicity of Heavy Metals to Some Marine Larvae. *Mar. Poll. Bull., 3* (12), 190-192.

EVANS, D. R. e S. D. RICE 1974. Effects of oil on marine ecosystems: a review for administrators and policy makers. *Fish Bull. Calif., 72* (3), 625-634.

GLOOSCHENKO, A. W. 1969. J. Phycol. 5, 224 (cit. in: Mercury in the Environment. Oak Ridge National Laboratory, NSF, EP, 1, 1971).

JACOBSON, S. M. e D. B. BOYLAN 1973. Effects of sea water soluble fraction of Kerosene on chemotaxis in a marine snail, *Nassarius obsoletus. Nature, Lond.,* 241, 213-215.

JOHNELS, A. G. e T. WESTERMARK 1969. Mercury contamination of the environment in Sweden. In: M. W. Miller a. G. G. Berg, eds., Chemical Fallout, Pag. 221-241, C. Thomas, Springfield, Illinois.

KOBAYASHI, N. 1971. Fertilized sea urchin eggs as indicatory material for marine pollution bioassay; preliminary experiments. *Pubbls. Seto Mar. Biol. Lab., 18* (6), 379-406.

PERKINS, E. J. 1972a. Some Methods of Assessment of Toxic Effects upon Marine Invertebrates. *Proc. Soc. Anal. Chem.,* 9 (5), 105-114.

PERKINS, E. J. 1972b. Some Problems of Marine Toxicity Studies. *Mar. Poll. Bull., 3* (1), 13-15.

REISH, D. J. 1973. Laboratory Populations for Long-Term Toxicity Testes. *Mar. Poll. Bull., 4* (3), 46.

RENZONI, A. 1973. Influence of Crude Oil, Derivatives and Dispersants on Larvae. *Mar. Poll. Bull., 4* (1), 9-12.

RENZONI, A. 1974. Influenza delle acque di scarico di un effluente industriale in alcuni organismi marini. 5° *Congr. Biol. Marina,* Livorno. *Mem. Biol. Mar. Ocean. N.S., 4,* 495-516.

RENZONI, A. 1975. Toxicity of three oils to bivalve gametes and larvae. *Mar. Poll Bull., 6* (8), 125-128.

RICE, S. D. 1973. Toxicity and avoidance Tests with Prudhoe Bay oil and Pink. Salmon Fry. Proc. Joint Conf. Prev. Cont. Oil Spills. A.P.I.; E.P.A. a. U.S. Coast Guard. Washington D.C. 667-670.

SALIBA, L. J. e M. AHSANULLAH 1973. Acclimation and Tolerance of *Artemia salina* and *Ophryotrocha labronica* to Cupper sulphate. *Mar. Biol., 23,* 297-302.

WELLS, P. G. 1973. Influence of Venezuelan Crude Oil on Lobster Larvae. *Mar. Poll. Bull., 3* (7), 105-106.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 201-226
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

TOSSICITÀ PER GLI ORGANISMI MARINI DI DISINFETTANTI AGGIUNTI AD EFFLUENTI CLOACALI RIVERSATI IN MARE [1]

G. MAGAZZÙ, G. CAVALLARO, D. ABATE

Stazione di Biologia Marina dell'Istituto di Zoologia, Università di Messina
Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

In these last years the disinfection of cloacal waters has been remarkably increased in order to control the fecal pollution of the marine coastal waters.

The massive employment of these substances has certainly contributed to the improvement of the hygienical conditions along the coasts, but also, it caused some damages to the marine organisms.

In this note the Authors report the results of a study carried out *in situ* and in laboratory on the acute toxicity of sodium hypochlorite and of a derivate of phenol used as disinfectant in some cloacal discharges of NW Sicily.

The ichthyotoxicity tests carried out on coastal species pointed out a safety limit of 0.1 ppm for the residual chlorine and 0.2 ppm for the derivate of phenol.

A different response to the action of the two biocides has been observed with phytoplankton samples incubated at constant light: it has been measured a production decreased over 50 % at the lowest concentration tested of 0.02 ppm of residual chlorine, while, with the derivate of phenol, with a concentration of 2 ppm, there was essentially no effect on incubated phytoplankton.

In this work are also discussed the results of the effects of cloacal disinfection in the coastal waters.

INTRODUZIONE

In questi ultimi anni l'utilizzazione di biocidi per la disinfezione di acque cloacali o come agenti antifouling è aumentata a tal punto da

[1] Contribution n. 40 Staz. Biol. Mar., Univ. Messina (Italy).

rendere evidenti i primi effetti sulle biocenosi interessate dagli scarichi così trattati.

In particolare, l'impiego di cloro ossidato e di fenoli nei reflui urbani per controllare e ridurre il grado di inquinamento fecale nelle nostre acque costiere ha subito un notevole incremento a seguito degli episodi di epidemia colerica registrati in Italia nell'estate del 1973. La circolare del Ministero della Sanità nº 39 del 12/3/1974, allegato nº 16, consiglia l'addizione di 15-25 mg di cloro attivo per litro di effluente cloacale raccomandando che la quantità di cloro residuo non risulti inferiore a 0.2-0.5 mg/l. Le stesse acque potabili delle reti idriche cittadine vengono, di norma, addizionate di cloro in modo che il tenore residuo sia compreso fra 0.2 e 0.4 mg/l.

Gli effetti del cloro sugli organismi marini sono stati studiati in passato soprattutto in rapporto alla sua efficacia come sostanza antifouling per la protezione di condotte marine di centrali termoelettriche (Relini, 1971 ; Relini, Montanari e Viale, 1974). Sempre in rapporto alla sua utilizzazione come agente antifouling per centrali termoelettriche, addizionato alle acque di raffreddamento e successivamente restituito all'ambiente, il cloro è capace d'influenzare l'attività fotosintetica del fitoplancton di acqua dolce (Brook e Baker, 1972) e di acque salmastre o marine (Morgan e Stross, 1969 ; Carpenter et al., 1972 ; Hamilton et al., 1970) producendo, anche a concentrazioni di 0.05 mg/l, una diminuzione fino al 90 % della produzione primaria. Un altro effetto negativo del cloro è stato individuato per quanto riguarda la capacità riproduttiva degli animali marini a fecondazione esterna : la sua azione, a concentrazioni inferiori a 0.05 mg/l, viene esercitata sugli spermi conducendo alla loro pressocché totale inattivazione (Muchmore ed Epel, 1973). I composti organici stabili del cloro, inoltre, sono in grado di inibire la schiusa delle uova di carpa a concentrazioni dell'ordine di 0.001 mg/l (Gehrs et al., 1974) sicché, l'addizione di cloro alle acque cloacali e la conseguente formazione di composti organici stabili rappresenta un ulteriore fattore di tossicità per le acque riceventi.

Di uso meno frequente come disinfettanti o antifouling sono il fenolo e i suoi derivati e meno sono noti gli effetti da essi procurati sull'ambiente anche se è ragionevole supporre una maggiore pericolosità e un loro accumulo data l'alta resistenza alla demolizione degli idrocarburi aromatici.

In questa nota si riferiscono i risultati di uno studio condotto in mare e in laboratorio sulla tossicità acuta dell' ipoclorito di sodio e di un derivato del fenolo il metaxilenolo denominato, in miscela con formalina

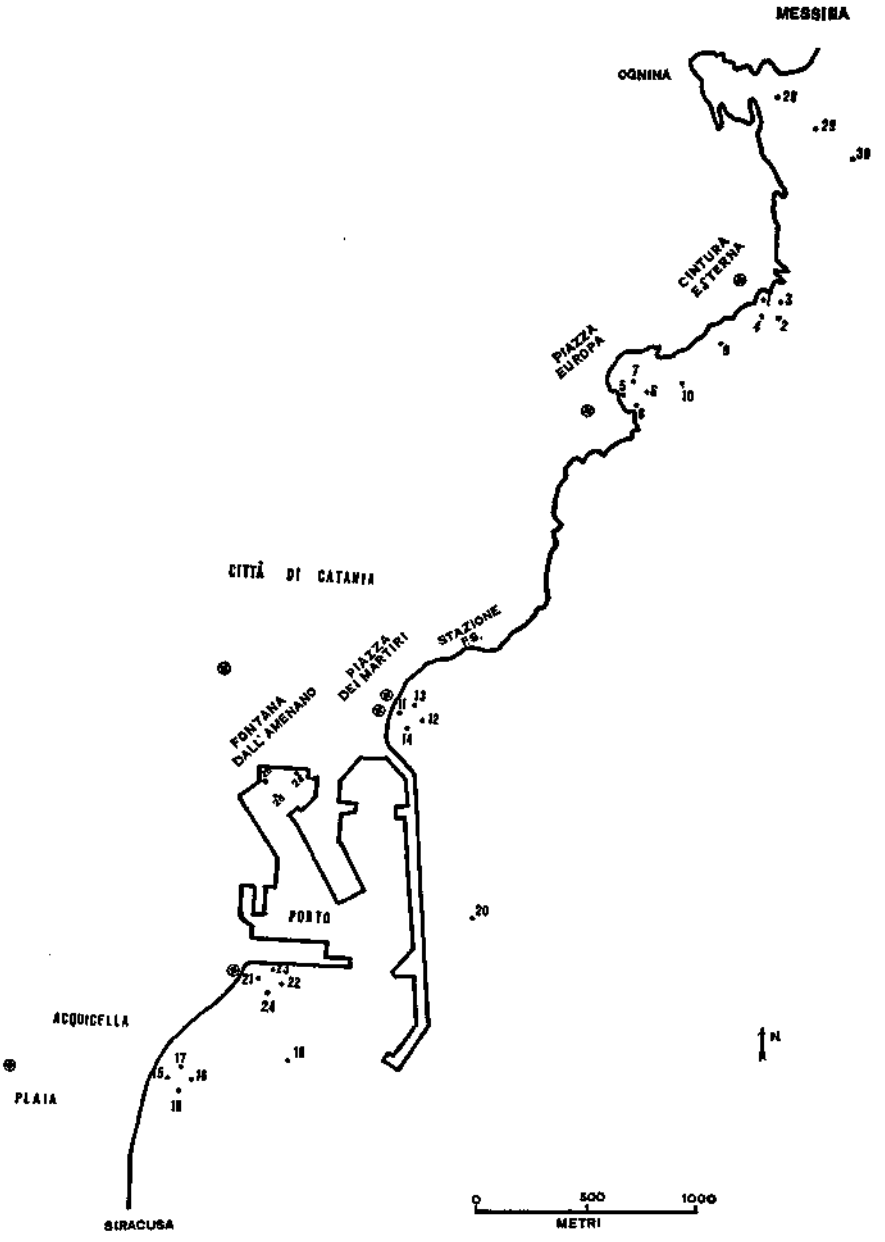


FIG. 1. Posizione delle stazioni lungo il litorale della città di Catania.

e solventi dalla ditta produttrice « Patogenol », usati come disinfettanti in alcuni effluenti urbani della Sicilia nord Orientale.

MATERIALI E METODI

I campionamenti in mare sono stati effettuati nella fascia costiera antistante le città di Catania, Giarre, Riposto e Messina. Lungo il litorale catanese i prelievi, alle quote di o e 2 m, sono iniziati l' 11/9/1974 in 27 stazioni fissate in corrispondenza dei canali trattati con ipoclorito di sodio e in alcune stazioni opportunamente distanziate fra gli sbocchi cloacali (fig. 1).

Durante questa prima campagna, conclusasi il 13 settembre, è stata misurata la temperatura, la salinità, l' ossigeno disciolto e l'alcalinità secondo le metodologie oceanografiche standard ; il cloro residuo come descritto nei « metodi analitici per le acque » dell'IRSA, 1972, la fluorescenza totale dei pigmenti clorofilliani prima e dopo acidificazione dell'estratto acetonico e la produzione primaria — con il metodo del C^{14} — secondo quanto già descritto in precedenza da Magazzù e Andreoli (1972).

Una seconda e terza serie di prelievi, sempre nel litorale catanese, limitatamente ad alcune stazioni e a talune analisi ritenute significative, sono state effettuate rispettivamente, il 22 ottobre e il 18 novembre a quote variabili dalla superficie al fondo.

Nel tratto di mare interessato dallo sbocco cloacale del Comune di Giarre i prelievi sono stati effettuati il 10 settembre in 4 stazioni alle quote di o e 2 m. Altre 4 stazioni sono state fissate a terra in vari punti del canale fognario (fig. 2) per controllare gli usuali parametri di inquinamento chimico-fisico e biologico.

Inoltre, nella fascia costiera antistante la città di Messina e i villaggi della zona Nord sono stati effettuati campionamenti periodici in 15 stazioni alle quote di o e 2 m per la determinazione del cloro libero.

La maggior parte delle analisi è stata effettuata dopo il prelievo a bordo del B/R COLAPESCE della Stazione di Biologia Marina dell'Università di Messina. I campioni che non è stato possibile analizzare immediatamente sono stati congelati a — 20° C e mantenuti a questa temperatura fino alle analisi di laboratorio.

I *tests* relativi alla capacità fotosintetica sono stati condotti con campioni di acqua di mare prelevati al largo dello Stretto di Messina ai

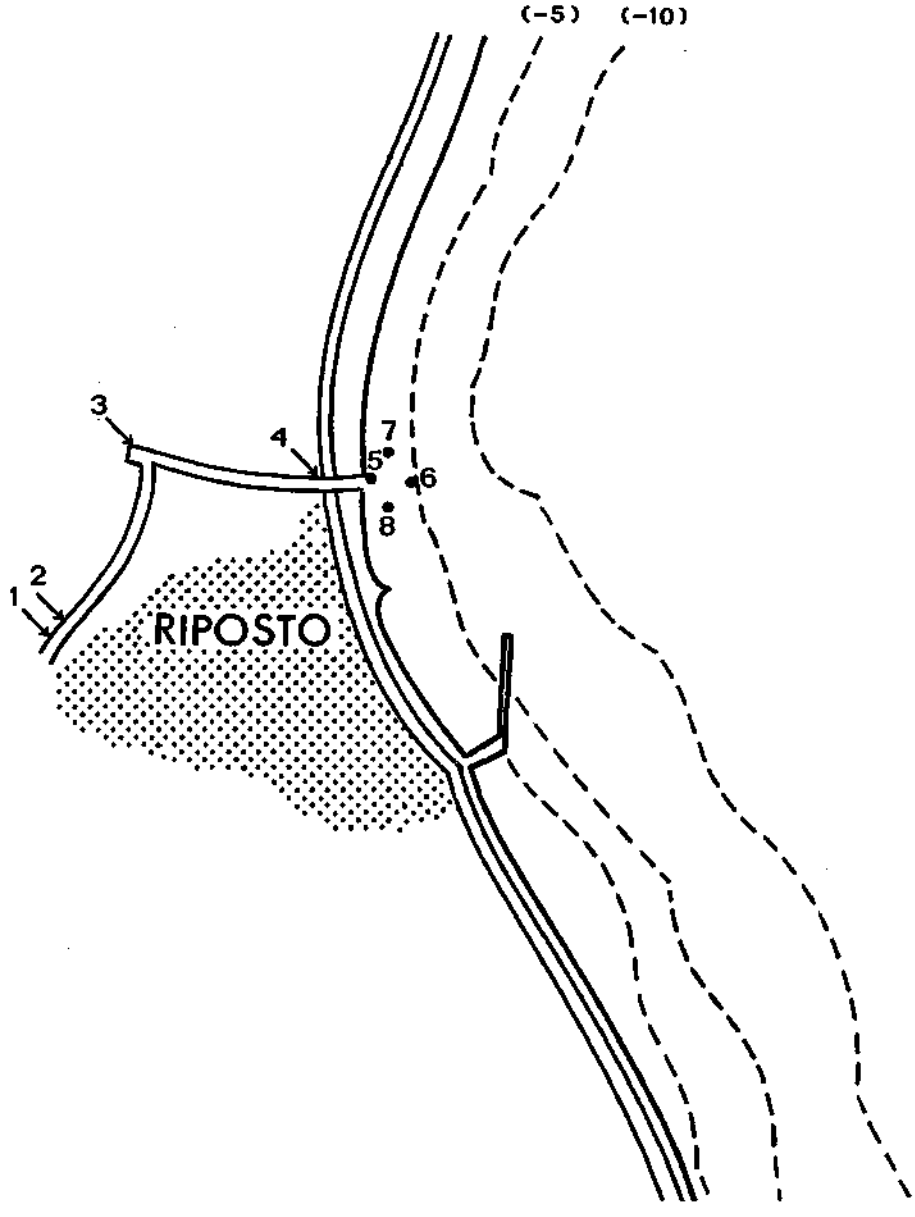


FIG. 2. Posizione delle stazioni sui canali fognari della città di Giarre e allo sbocco in mare nei pressi del porto di Riposto.

quali, entro un'ora dalla raccolta, è stata aggiunta una quantità nota di soluzione di $Na_2C^{14}O_3$ e concentrazioni crescenti (0.02, 0.05, 0.10, 1.00, 2.00 ppm) di cloro libero come NaClO o di « Patogenol » secondo le seguenti proporzioni in volume : 1/500 ; 1/1000 ; 1/2000 ; e 1/5000.

Due campioni della stessa acqua, non addizionati di disinfettanti, sono stati utilizzati come riferimento. L'incubazione è avvenuta a luce e temperatura costanti (10000 lux e 18° C) per 4 h, allo scadere delle quali i campioni sono stati filtrati su membrane Millipore ed essiccati su gel di silice e calce sodata. Il C^{14} assimilato è stato misurato con un Geiger-Müller a flusso di butano e argon con un'efficienza del 24 %. La tossicità acuta del cloro libero e del « Patogenol » su talune specie ittiche comuni nelle acque costiere siciliane è stata verificata su *Mugil cephalus, Atherina hepsetus* e *Crenilabrus ocellatus* a 6 concentrazioni: 0.02, 0.05, 0.10, 1.00, 1.40, 2.00 ppm per il cloro e alle diluizioni di 1/500; 1/2000; 1/10000; 1/25000; 1/50000 e 1/100000 per il «Patogenol» utilizzando le seguenti specie: *Crenilabrus ocellatus, Mugil cephalus.* Come riferimento è stata usata una vasca della medesima capacità (50 litri) di quelle da esperimento popolata dagli stessi esemplari e mantenuta alle medesime condizioni ambientali.

Gli individui delle specie in esame, tutti giovani compresi tra 7 e 10 cm di lunghezza totale, in egual numero per ciascuna vasca, sono stati acclimatati prima dell'inizio delle prove ed alimentati. Dal momento dell'immissione dei prodotti e per tutta la durata dell'esperimento (48 h) non si è provveduto all'alimentazione.

Nelle vasche la circolazione dell'acqua è stata mantenuta costante mediante elettropompa priva di filtri e l'ossigenazione dell'acqua avveniva per caduta.

Durante le prove la temperatura, la salinità, l'ossigeno disciolto ed il pH sono stati registrati e mantenuti costanti nell'intervallo dei valori tipici stagionali riscontrati in mare.

RISULTATI

Tossicità del cloro

I risultati delle analisi chimico-fisiche e dei rilevamenti biologici lungo il litorale della città di Catania sono riportati nelle tab. 1, 2 e 3.

TABELLA 1.

Risultati delle analisi chimico-fisiche e dei rilievi biologici relativi ai campioni prelevati dall' 11 al 13 settembre 1974.

Staz.	*m*	*t°*	*S °/₀₀*	*σt*	*O_2 ml/l*	*s %*	*Alc.*	*Cloro ppm*	*mgC/m³/h*	*C.lla mg/mc*	*R*
1	0	23.84	38.88	26.62	6.43	135.9	2.76	0.01	2.66	0.043	2.0
	2	23.82	38.87	86.64			2.52	0.01	5.06	0.050	1.7
2	0	23.71	38.72	26.63	6.10	128.4	2.73	0.01	6.24	0.047	1.6
	2	23.69	38.72	26.56			2.69	0.01	6.74	0.047	1.6
3	0	23.88	38.71	26.50	6.05	127.9	2.66	0.02			
	2	23.96	39.01	26.71			2.52	0.02			
4	0	24.19	38.74	26.43	6.98	148.2	2.57	0.02			
	2	23.89	38.84	26.59			2.57	0.01			
5	0	24.01	35.26	25.85	6.56	134.1	2.73	0.01	2.69	0.029	2.0
	2	24.13	38.73	26.45			3.78	0.02	4.05	0.036	2.0
6	0	24.24	38.66	26.36	6.38	135.7	2.76	0.03	6.75	0.043	1.7
	2	24.24	38.94	26.57			2.52	0.02		0.047	1.6
7	0	24.19	37.86	26.52	7.08	150.3		0.01			
	2	24.10	38.91	26.66				0.04			
8	0	24.37	38.40	26.12	6.59	139.9		0.02			
	2	24.09	38.94	26.61				0.02			
9	0	25.20	38.90	26.25				0.02			
	2	24.22	38.60	26.32				0.02			
10	0	24.93	38.96	26.38				0.02			
	2	24.78	38.91	26.38				0.01			
11	0	24.02	38.11	25.93	6.31	132.8	3.16	0.01	6.55	0.050	1.7
	2	23.91	38.83	26.58			2.66	0.02	15.26	0.061	1.9
12	0	24.07	37.99	26.66	6.66	140.5	2.78	0.01	6.93	0.047	1.6
	2	24.13	38.88	26.56			2.69	0.01	24.65	0.083	1.8
13	0	24.21	38.72	26.41	6.82	144.8		0.01			
	2	24.09	38.96	26.63				0.01			

TABELLA 1 *(segue)*

Staz.	*m*	*t°*	*S °/₀₀*	*σt*	*O_2 ml/l*	*s %*	*Alc.*	*Cloro ppm*	*mgC/m³/h*	*C.lla mg/mc*	*R*
14	0	24.09	38.40	26.21	6.59	139.9		0.01			
	2	24.11	39.04	26.66				0.01			
15	0	25.47	38.42	25.80	7.08	153.6	2.73	0.01	29.09	3.084	6.7
	1.5	25.45	38.87	26.15			2.57	0.01	17.24	1.773	6.9
16	0	25.49	38.35	25.74	8.14	176.2	2.66	0.02	63.55	4.986	8.1
	2	24.65	38.78	26.32			2.76	0.01		2.724	7.1
17	0	25.53	38.46	25.81	7.94	172.7		0.00			
	2	25.16	38.59	26.30				0.01			
18	0	25.57	38.64	25.93	6.80	147.8		0.02			
	2	25.43	38.77	26.08				0.01			
19	0	24.58	38.93	26.46	6.39	138.6		0.00			
	2	24.52	38.84	26.41				0.00			
20	0	25.18	38.59	26.02	8.10	175.3		0.01			
	2	24.92	38.84	26.29				0.00			
21	0	25.37	28.95	27.70	6.58	135.1	2.78	0.01	19.45	1.079	6.0
22	0	27.26	34.30	22.13	5.97	131.2	2.78	0.02			
23	0	25.20	27.31	26.40	6.35	128.8		0.01			
24	0	24.94	37.37	25.17	6.63	141.3	3.16	0.01	16.47	2.339	6.8
	1.5	24.69	38.53	26.12				0.02	29.50	1.825	7.1
25	0	24.80	36.23	24.32	7.41	156.6		0.01			
	2	24.76	38.45	25.29				0.02			
26	0	24.81	37.70	25.46	7.04	150.7		0.02			
	2	24.51	38.52	26.17				0.02			
27	0	25.05	35.90	24.02	7.14	150.0		0.01			
	2	24.50	38.64	26.26				0.01			
Cloratore di Piazza Europa (sulla battigia)								0.02			
Cloratore di Piazza dei Martiri (sbocco del collettore immediatamente prima dell'arrivo in mare)								0.06			
Cloratore di « Acquicella »								0.84			

Temperatura e salinità

La temperatura (misurata solo durante i prelievi di settembre) delle acque superficiali è risultata compresa tra 23.7° C e 25.6° C con una media generale di 24.75° C. Solo nella staz. 22, con una profondità inferiore al metro d'acqua, è stato registrato il valore di 27.26° C in rapporto anche allo scarico di acque più calde provenienti da una piccola centrale termoelettrica. A 2 m di profondità i valori misurati sono stati molto simili a quelli di superficie.

La salinità, misurata nel settembre 1974 è stata quasi ovunque elevata, maggiore nella zona a N del porto con una media superficiale di 38.38 ‰ (staz. 1-20), e minore a S in conseguenza di talune deboli immissioni di acque cloacali o industriali. La media generale di superficie, tuttavia, è stata di 37.27 ‰ fino a 100 m di distanza dalla costa. A parte queste ultime oscillazioni, limitate nello spazio e verificate in corrispondenza degli scarichi suddetti, la salinità di tutta la fascia costiera catanese, in settembre, anche in profondità (la media generale a 2 m è risultata di 38.85 ‰), non può considerarsi influenzata significativamente da acque urbane diluenti.

Ciò probabilmente è da porsi in relazione al fatto che nella parte N della zona cittadina gli sbocchi a mare degli emissari di piena, ad eccezione di quello esistente sul Bastione di Piazza dei Martiri, erano stati chiusi per il periodo estivo, per cui le acque urbane non pervenivano liberamente e immediatamente in mare. Nella seconda crociera (22/10/1974) la distribuzione della salinità è apparsa notevolmente modificata : sia la zona a N che quella a S del porto sono risultate nettamente influenzate dall'apporto di acque diluenti di provenienza urbana. La salinità media di superficie, per una distanza di 100 m dalla costa, è stata 28.86 ‰ e, fino a 10 m di profondità, non ha superato il 35.0 ‰ con una media per questo strato di 32.0 ‰.

A quote più basse la salinità è tornata normale intorno ai valori caratteristici delle acque costiere siciliane dell'Alto Ionio (38.5-38.7 ‰) (Magazzù e Cavallaro, 1972). In occasione di questa seconda crociera tutti gli emissari che erano stati ostruiti in settembre scaricavano liberamente e direttamente le loro acque in mare.

I risultati relativi alla terza campagna (novembre) sono riportati in tab. 3. La staz. 28, situata appena al di fuori del piccolo seno di Ognina, ha mostrato acque più diluite con 18.98 ‰ di salinità. Le altre due stazioni esterne (29 e 30) sono state caratterizzate dallo stesso valore (35.57 ‰) indicando, così, che per circa 500 m dalla costa le

TABELLA 2.

Risultati delle analisi chimico-fisiche relativi ai campioni prelevati il 22 ottobre 1974·

Staz.	*m*	*S °/₀₀*	*pH*	*Cloro ppm*
1	0	28.10	8.00	0.06
	2	37.97	8.20	0.04
2	0	29.50	7.80	0.05
	2	33.35	8.15	0.06
	10	35.81	8.05	0.02
	20	38.60	8.05	0.01
5	0	31.00	8.20	0.04
	2	34.29	8.15	0.01
6	0	32.92	8.25	0.05
	2	34.90	8.10	0.01
	12	38.70	7.95	0.00
11	0	25.60		0.05
	2	33.04	8.20	0.01
12	0	30.10	8.00	0.05
	2	33.02	8.20	0.06
	10	33.21	8.15	0.02
	15	38.49		0.01
16	0	29.09	7.80	0.06
	2	29.61	7.90	0.05
24	0	29.10	8.10	0.06
	1	33.59	8.05	0.05
25	0	24.40		0.02
	1	32.18		0.05

acque erano più diluite del normale. È da segnalare, tuttavia, che tali basse salinità sono state misurate al « largo » meno di una settimana dopo le intense precipitazioni che in quel periodo si sono riversate su tutta la Sicilia Nord Orientale.

Cloro residuo

La concentrazione del cloro residuo nelle acque costiere prospicienti la città di Catania è apparsa aumentata ad ottobre e novembre rispetto ai risultati di settembre. In quest'ultimo mese, infatti, la media generale di superficie è stata di 0.013 ppm e, a 2 m, di 0.014 ppm ; il valore massimo di 0.03 ppm è stato ottenuto nella stazione 6 a o m.

TABELLA 3.

Risultati delle analisi chimico-fisiche relative ai campioni prelevati il 18 novembre 1974.

Staz.	*m*	*S °/₀₀*	*Cloro ppm*
28	0	18.98	0.02
29	0	35.57	0.07
30	0	35.57	0.07

Ad ottobre, oltre un mese dopo la cessazione dell'aggiunta di NaClO alle acque urbane catanesi, il cloro residuo in superficie, misurato nelle stazioni situate di fronte agli scarichi (tab. 2), è risultato in media di 0.047 ppm con un netto gradiente negativo all'aumentare della profondità (0.041 ppm a 2 m, 0.020 ppm a 10 m). Sotto i 10 m, e fino al fondo, le concentrazioni sono state nulle o al limite del metodo analitico. Il mese seguente, a novembre, il cloro libero presente nei tre campioni di superficie è risultato ancora in aumento con una media di 0.067 ppm fino a circa 500 m dalla costa.

Ossigeno disciolto e rilievi biologici

L'ossigeno disciolto in superficie è risultato abbondante in tutte le stazioni esaminate con una media generale di 6.8 ml/l. Corrispondentemente sono stati ottenuti valori molto alti di saturazione, compresi fra 130 e 176 % con una media di 139 %. Anche la clorofilla e l'attività fotosintetica si sono rivelate superiori alle concentrazioni medie delle acque costiere siciliane. Tuttavia alla notevole attività fotosintetica ($mgC/m^3/h$), maggiore di circa 10 volte i valori normali, nella zona N del litorale non ha corrisposto un analogo incremento di clorofilla. Nella zona a S del porto, d'altro canto, sono stati misurati tassi elevatissimi sia di fotosintesi sia di clorofilla: circa 100 volte maggiori di quelli normalmente ottenuti in altre zone costiere della Sicilia.

Anche con questa differenziazione, tuttavia, l'intera fascia costiera è apparsa influenzata in modo marcato da fenomeni di eutrofia.

TABELLA 4.

Assimilazione del carbonio radioattivo in presenza di quantità crescenti di cloro residuo aggiunto come NaClO.

Cloro residuo (NaClO) ppm	*mg C/m³/h*	*Diminuzione % fotosintesi*
0.02	0.118	62
0.05	0.073	77
0.10	0.066	79
1.00	0.067	79
2.00	0.000	100
0.00 (controllo)	0.310	

t° di esperimento: 19° C; salinità: 38.0 ‰; intensità luminosa: 10.000 lux; pH: 8.0.

Prove di tossicità sul fitoplancton

In tab. 4 vengono riassunti i risultati relativi all'assimilazione del carbonio radioattivo a varie diluizioni di cloro attivo.

L'attività fotosintetica dei campioni di acqua di mare addizionati con quantità crescenti di NaClO è risultata nettamente depressa (diminuzione del 62 %) alla più bassa concentrazione utilizzata (0.02 ppm). A partire da 0.0 ppm e fino a 1 ppm la diminuzione percentuale della fotosintesi clorofilliana sembra essersi stabilizzata intorno al valore di 79 per poi raggiungere il 100 % a 2 ppm (fig. 3). In pratica, a questa concentrazione ogni forma di vita vegetale, al livello planctonico, viene annientata in accordo con quanto osservato da Carpenter et al. (1972).

Prova di ittiotossicità

In tab. 5 sono riportati i risultati delle esperienze di tossicità su forme ittiche caratteristiche delle acque costiere siciliane.

Fino alla concentrazione di 0.10 ppm di cloro residuo non è stata notata, nell'arco delle 24 h, nessuna mortalità delle specie in esperimento. Gli animali hanno mostrato di tollerare completamente NaClO e non hanno dato alcun segno di sofferenza.

Alla concentrazione di 1.00 ppm sono apparse le prime manifestazioni di sofferenza da parte degli individui di Latterino.

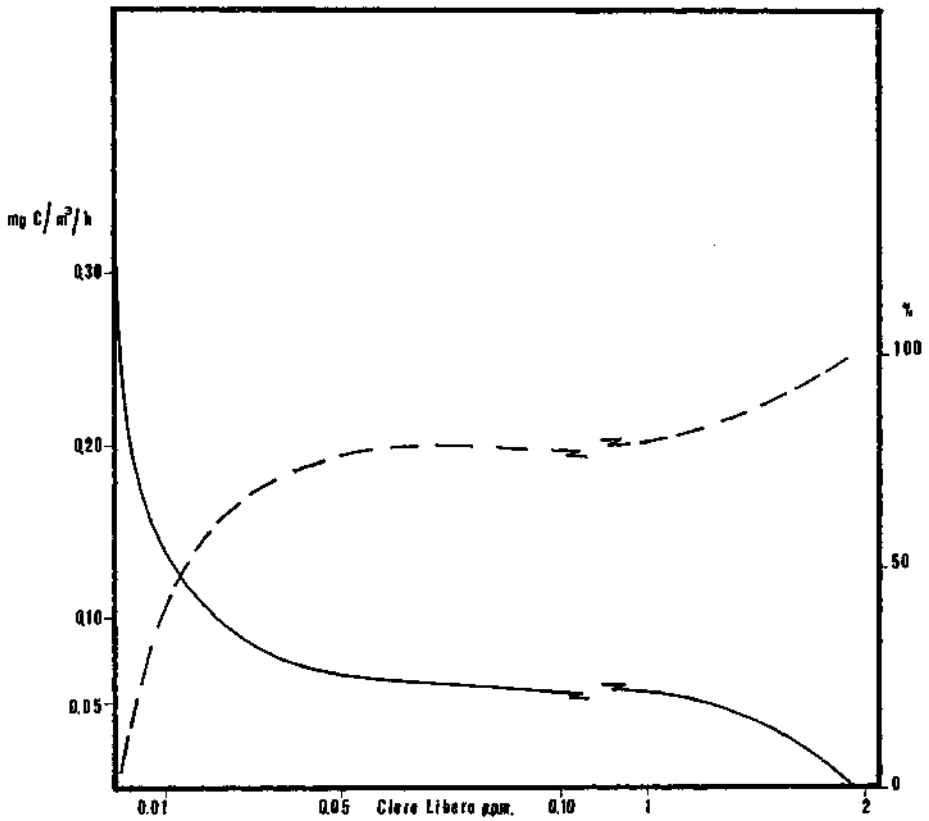


FIG. 3. Andamento della fotosintesi (mg $C/m^3/h$) a concentrazione crescente di cloro libero (linea piena) e della diminuzione percentuale rispetto al controllo (linea tratteggiata).

Alla concentrazione di 1.5 ppm entro 12 h si è verificata una mortalità complessiva del 45.5 % degli individui delle tre specie.

Alla concentrazione di 2 ppm, i pesci hanno dato immediatamente notevoli segni di sofferenza con movimenti disordinati e perdita completa dell'equilibrio pervenendo, infine, a rapida morte entro 90 minuti.

Tossicità del « Patogenol »

I risultati dei campioni prelevati nelle quattro stazioni a terra e in quelle a mare sono riportati nelle tab. 6A e 6B. Sia l'esposizione dei tradi-

TABELLA 5.
Mortalità delle forme ittiche a varie concentrazioni di Cloro libero.

N. individui	*Morti nel tempo di osservazione 12 24 48 ore*	*Cloro libero ppm*	*% mortalità per specie*	*% mortalità complessiva*
(1) 5			0	
(2) 4		0.02	0	0
(3) 2			0	
(1) 5			0	
(2) 4		0.05	0	0
(3) 2			0	
(1) 5			0	
(2) 4		0.10	0	0
(3) 2			0	
(1) 5			0	
(2) 4		1.00	0	18.2
(3) 2	2		100	
(1) 5	1		20	
(2) 4	2	1.50	50	45.2
(3) 2	2		100	
(1) 5	5		100	
(2) 4	3	2.00	75	90.9
(3) 2	2		100	

Condizioni sperimentali: t° = 16.0°C; S = 38.0 ‰.
Nomi delle specie ittiche da esperimento: (1) *Crenilabrus ocellatus* (Tordo ocellato); (2) *Mugil cephalus* (Cefalo); (3) *Atherina hepsetus* (Latterino).
Nessuna mortalità osservata nella vasca di controllo.

zionali parametri idrologici e degli indici specifici di inquinamento sia la loro discussione sembra superflua dal momento che trattasi di una normale acqua di rifiuto domestico con caratteristiche ben note. Ci si limiterà, pertanto, alla descrizione della distribuzione del fenolo. Questo composto organico, assente nella stazione 1 (a monte della immissione del «Patogenol») è stato misurato in quantità non trascurabile (0.16 mg/l) nelle stazioni situate a valle dell'impianto di dosaggio. A mare, in super-

TABELLA 6.

A: risultati delle analisi eseguite sui campioni prelevati nelle acque fognarie del Comune di Giarre il 10-9-1974.

B: risultati delle analisi sui campioni prelevati in mare nella zona antistante lo scarico fognario del Comune di Giarre.

N° Staz.	*Prof.*	*t° C*	*S %*	σ_t	*Ossigeno ml/l*	*s °/₀₀*	*pH*	*Alcal. meq/l*
A								
1		22,95	0,91		0	—	7,92	3,06
2			0,86		0	—	7,87	3,14
3			0,39		0	—	7,92	3,14
4			1,34		0	—	7,67	3,21
B								
5	0	23,25	35,654	24,377	5,14	105,54	8,22	2,48
	2	23,08	35,624	26,678	—	—	8,22	2,48
6	0	23,20	37,874	26,073	6,66	138,17	8,12	2,48
	2	23,18	38,652	26,667			8,17	2,55
7	0	23,21	38,588	26,513	6,99	145,93	8,20	2,70
	2	23,07	38,588	26,654			8,17	2,63
8	0	23,76	37,930	26,710	6,51	136,48	8,21	2,70
	2	23,02	38,804	26,832			8,24	2,63

TABELLA 6 *(segue)*

N° Staz.	*Prof.*	*N-NH_3*	*N-NO_2*	*N-NO_3*	*P-PO_4*	*Si*
A						
1		19,14	1,46	4,60	47,21	201,39
2		15,71	1,34	5,00	37,88	152,43
3		15,71	1,07	6,00	16,71	152,43
4		19,14	1,56	6,25	40,33	224,80
B						
5	0	6,66	2,47	10,99	9,04	50,93
	2	0,82	0,25	7,30	0,39	7,45
6	0	2,20	0,37	6,35	0,97	14,06
	2	1,40	0,22	1,06	0,18	18,53
7	0	1,75	0,29	6,17	0,47	9,86
	2	0,63	0,23	4,05	0,23	5,91
8	0	3,60	0,49	7,93	1,31	2,37
	2	0,71	0,27	5,05	0,42	6,67

TABELLA 6 *(segue)*

Nº Staz.	Prof.	Solidi sosp. µg/l	Fraz. comb. µg/l	ABS µg/l	COD µg/l	BOD	Fenoli µg/l	$mgO_2/m^3/h$	Clorof. totali µg/l	F^o/F_s
A										
1		214,8	186,0	16,18	442,57	> 140	0,000			
2		152,0	109,6	12,83	661,45	> 140	0,200			
3		391,0	259,0	17,74	309.27	> 140	0,176			
4		145,0	116,0	10,05	559,30	> 140	0,117			
B										
5	0	35,4	18,2	2,33			0,007	0,132	0,832	2,2
	2	23,8	9,2				0,009	0,113	0,488	2,4
6	0	23,6	18,2	0,97			0,009	0,319	0,334	4,5
	2	23,0	16,8				0,009	0,330	0,220	5,1
7	0	22,4	12,2	1,89			0,007			
	2	22,2	14,8				0,005			
8	0	19,2	14,8	12,03			0,009			
	2	19,4	12,8				0,008			

ficie, la sua concentrazione è oscillata da un minimo di 0.005 ad un massimo di 0.009 mg/l. A due metri di profondità la media generale è risultata di 0.007 mg/1.

Prove di tossicità sul fitoplancton

In tab. 7 vengono riportati i risultati della prova di tossicità eseguita su campioni di fitoplancton marino. Alle diluizioni più basse (1/500 e 1/1000) il « Patogenol » è risultato totalmente tossico per le popolazioni naturali del fitoplancton. Alla diluizione intermedia di 1/2000 la tossicità è stata quasi totale con una diminuzione dell'attività fotosintetica del 99 %. Condizioni migliori si sono verificate alla diluizione più alta presa in considerazione (1/5000) : le attività fisiologiche del fitoplancton naturale sono risultate depresse del 24 % rispetto al controllo.

TABELLA 7.
Assimilazione del carbonio radioattivo alle diverse diluizioni del « Patogenol ».

Diluizione	*mg C/m³/h*	*Diminuzione % fotosintesi*
1 : 500	0	100
1 : 1000	0	100
1 : 2000	0.002	99
1 : 5000	0.149	24
Controllo	0.196	

tº di esperimento: 18.0º C; salinità: 38 ‰; intensità luminosa: 10000 lux; ph: 8.0

Prove di ittiotossicità

In tab. 8 sono riportati i risultati delle prove di tossicità eseguite su 2 specie ittiche comuni nelle acque costiere siciliane. Alle prime tre diluizioni usate (1/500; 1/2000; 1/10000) la reazione degli individui è stata immediata all'introduzione del «Patogenol»: movimenti rapidi e disordinati e scomparsa del gregarismo tipico, la morte di tutti gli individui si è verificata entro la prima ora. La mortalità, dopo 12 h, è risultata totale anche alle due successive diluizioni (1/25000 e 1/50000). Alla

massima diluizione 1/100000 gli esemplari non hanno manifestato segni di insofferenza e dopo 48 h la sopravvivenza è stata totale.

Nelle vasche di controllo, per tutta la durata dell'esperimento, non è stato rilevato alcun comportamento anomalo da parte degli individui.

TABELLA 8.

Mortalità delle forme ittiche alle varie diluizioni del « Patogenol ».

N. individui	*morti nel tempo di osservazione 12 24 48 ore*	*Diluizione*	*% mortalità per specie*	*% mortalità complessiva*
(1) 10	10		100	
		1 : 500		100
(2) 2	2		100	
(1) 10	10		100	
		1 : 2000		100
(2) 2	2		100	
(1) 10	10		100	
		1 : 10000		100
(2) 2	2		100	
(1) 10	10		100	
		1 : 25000		100
(2) 2	2		100	
(1) 10	10		100	
		1 : 50000		100
(2) 2	1		100	
(1) 10				
		1 : 100000	0	0
(2) 2				

Condizioni sperimentali: t° = 18.0°C; S = 38.0 ‰

Specie ittiche da esperimento: (1) *Crenilabrus ocellatus;* (2) *Mugil cephalus.*

Nessuna mortalità osservata nella vasca di controllo.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'intera fascia costiera catanese, in settembre, è risultata influenzata da condizioni eutrofiche con una produzione algale fitoplanctonica stimata superiore ad un grammo di carbonio per m^2 e per giorno. Una tale produttività, inusitata per le nostre acque costiere in condizioni normali, è certamente da porsi in relazione all'apporto delle acque cloacali cittadine le quali, pervenendo al mare sia direttamente, attraverso i canali di piena, sia indirettamente per infiltrazione sotterranea, forniscono il necessario substrato organico ed inorganico per uno sviluppo incontrollato ed abnorme della produzione primaria.

In definitiva, i rilievi biologici hanno evidenziato ancor meglio quanto osservato a proposito della distribuzione di T ed S : il litorale studiato può essere suddiviso in due zone nettamente separate dall'imboccatura del porto, la zona Nord caratterizzata da fondali più profondi e da un più attivo ricambio, e la zona Sud con una distribuzione laminare e stratificata del corpo d'acqua a causa del basso fondo antistante la « Plaia ». Una tale situazione geomorfologica, pur nell'ambito della generale eutrofia suddetta, ha favorito un maggiore arricchimento della zona Sud ed ha messo in evidenza anche un diverso tipo di risposta fisiologica delle popolazioni fitoplanctoniche presenti. A Nord, infatti, sono stati ottenuti bassi valori del rapporto R (compresi fra 1.6 e 2.0) fra la fluorescenza dell'estratto acetonico prima e dopo acidificazione, in confronto a quelli caratteristici della zona Sud (6.7-8.1). È evidente, dunque, che la zona Nord sia risultata sottoposta a delle condizioni ambientali sfavorevoli. È apparsa, inoltre, evidente, sempre in questa zona, una diminuita utilizzazione del C^{14} nelle stazioni di riva rispetto a quelle del largo. Nelle prime, infatti, in superficie è stata sempre registrata un'attività fotosintetica di circa il 50 % inferiore a quella misurata a 2 m e a quella delle stazioni del largo; di quest'ultimo stato di cose, tuttavia, non sembra doversi ritenere responsabile il cloro libero presente nelle acque poichè, come precedentemente illustrato, la sua distribuzione in settembre, periodo in cui veniva effettuata la clorazione delle acque urbane, è apparsa omogenea in tutte le stazioni e compresa fra i valori di 0.01 e 0.02 ppm con una media generale in superficie di 0.013 ppm, concentrazione che, come indicato dalle prove di tossicità del fitoplancton, non può ritenersi fortemente inibitoria dell'attività fotosintetica. Nei mesi seguenti il cloro, pur rimanendo a concentrazione costante è aumentato fino a 0.07 ppm. Una tale distribuzione, diversa da quella prevista, potrebbe essere spie-

gata ammettendo che il cloro residuo presente nelle acque del litorale catanese pervenga al mare, in massima parte, come normale componente delle acque urbane.

Questa ipotesi sembrerebbe convalidata dalle seguenti osservazioni :

I. A settembre nessun gradiente di cloro è stato notato in corrispondenza degli sbocchi sia chiusi sia aperti dei collettori cittadini. In corrispondenza di tali prelievi, infine, l'apporto di acque dolci di provenienza urbana è stato trascurabile e inferiore a quello verificato in ottobre e novembre.

II. La concentrazione di cloro libero immediatamente prima che le acque pervenissero in mare (collettore di Piazza dei Martiri) è risultata di 0.06 ppm, un valore troppo basso, data anche la scarsa portata, per influenzare significativamente il corpo d'acqua marino antistante. Nella staz. 11, infatti, e nelle altre tre (Stazioni 12, 13 e 14) corrispondenti a tale scarico la concentrazione del cloro è risultata solo di 0.01 ppm.

III. Ad ottobre e novembre, dopo uno e due mesi rispettivamente dalla cessazione della clorazione, non avrebbe dovuto esser misurato cloro attivo nelle acque. Al contrario, la sua concentrazione è risultata aumentata e le acque del primo strato (0-10 m) sono apparse fortemente diluite dagli scarichi urbani ormai liberi di riversarsi direttamente in mare.

IV. Non sembra probabile che la presenza di cloro nelle acque marine antistanti la città di Catania possa esser considerata un residuo delle immissioni di NaClO praticate in estate dalle Autorità Sanitarie. È stato possibile accertare, infatti, che il cloro attivo in acqua di mare viene eliminato, alla massima concentrazione di 0.44 ppm, secondo una cinetica di ordine zero con tempi di dimezzamento di 5 ore (Fig. 4). A concentrazioni inferiori, con una stessa cinetica, il semiperiodo è ancora minore ed entro le 24 ore le quantità iniziali di cloro libero si annullano. Dalla fig. 4 è evidente una cinetica di ordine zero con un $\varkappa_0 = 1.22 \times 10^{-5}$ mg $sec^{-1}l^{-1}$ per le concentrazioni prese in esame. Tuttavia, al di sotto di una certa soglia, compresa fra 0.1 e 0.15 ppm la reazione di eliminazione del cloro attivo in acqua di mare non segue più la stessa cinetica, come è normale per molte reazioni di ordine zero, ma un andamento di tipo iperbolico con raggiungimento di una concentrazione nulla a 24 h.

V. L'uso generalizzato, nella comune pratica domestica, di candeggine e di saponi abrasivi a base di sali contenenti cloro ossidato e la stessa clorazione delle acque dolci potabili prima della distribuzione nella rete cittadina, come previsto dai regolamenti sanitari precedentemente citati, possono essere messi in diretto rapporto con la presenza di cloro

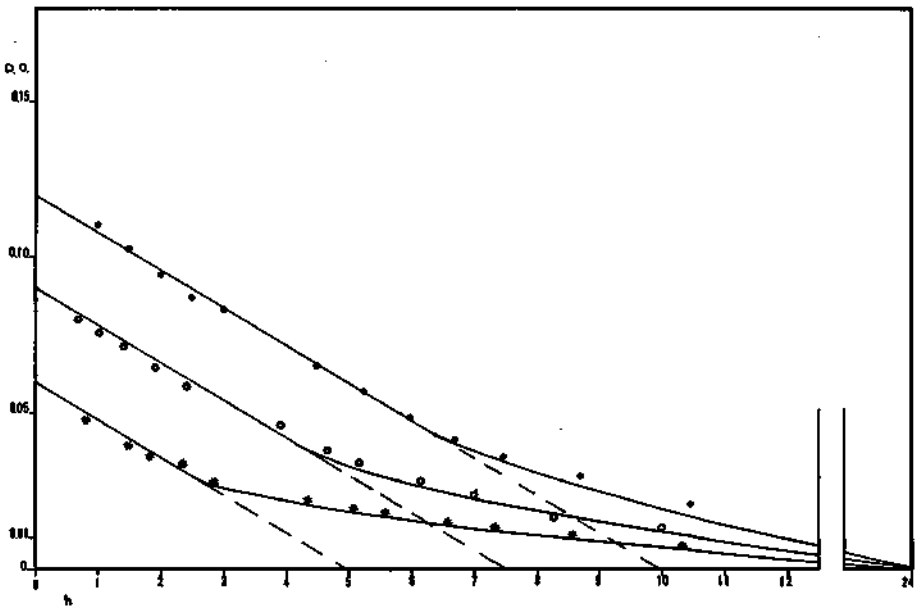


FIG. 4. Cinetica di rimozione del cloro libero a tre concentrazioni diverse in campioni di acqua di mare. In ordinata la densità ottica in ascissa il tempo.

nelle acque marine. Un tale fatto sembrerebbe sufficientemente confermato dalla presenza di cloro attivo anche nelle acque costiere prospicienti gli scarichi urbani della città di Messina ove sono state misurate durante tutto il periodo delle nostre osservazioni concentrazioni oscillanti fra 0.01 e 0.07 ppm mentre non è stata praticata, durante la scorsa estate, alcun tipo di clorazione. Dalle osservazioni e le considerazioni sopra riferite si può concludere che il cloro residuo misurato nelle acque costiere catanesi giunga continuamente in mare con le acque domestiche cittadine indipendentemente alla saltuaria clorazione praticata in estate dalle Autorità Comunali.

La tossicità del « Patogenol », addizionato alle acque di un altro Comune della provincia di Catania, è risultata estremamente variabile in dipendenza dei vari organismi utilizzati nei *tests* tossicologici.

Per quanto concerne l'attività fotosintetica del plancton naturale, misurata con il metodo del C^{14}, la soglia di sicurezza può fissarsi alla diluizione di 1/10000.

Tale dato risulta parzialmente confermato da alcune prove eseguite,

nel quadro di questa ricerca, presso il Laboratorio Centrale di Idrobiologia di Roma in cui la riduzione del 50 % della velocità di crescita di *Dunaliella* sp. è stata riscontrata alla diluizione di 1/7000.

Per un'altra alga (*Skeletonema* sp.), tuttavia, tale parametro è risultato superiore alla diluizione di 1/50000 indicando, così, una diversa risposta fisiologica degli organismi fitoplanctonici nei confronti del « Patogenol ». Ad ogni modo, la tossicità acuta ed immediata del disinfettante è apparsa relativamente modesta potendosi fissare, per il fitoplancton naturale, una soglia di sicurezza alla diluizione piuttosto bassa di 1/10000. Per quanto concerne altri *tests* riguardanti una specie dello zooplancton (*Euterpina acutifrons)* e due di Molluschi (*Murex brandaris* e *Mytilus galloprovincialis),* i risultati hanno confermato l'azione selettiva precedentemente accennata del « Patogenol » sugli organismi da esperimento : alta tossicità (TLm 96 h 1/50000 per gli individui dello zooplancton) e completa innocuità per i Molluschi anche per la diluizione di 1/1000.

Occorre tener presente, però, la capacità di questi organismi ad isolarsi, richiudendosi dall'ambiente circostante per molto tempo e quindi la possibilità di sopravvivere più a lungo rispetto ad altri organismi anche in condizioni più drastiche.

Per quanto riguarda le forme ittiche i risultati dei *tests* tossicologici hanno indicato che il prodotto esaminato è totalmente atossico, almeno per gli individui di una certa età, alla diluizione di 1/100000 che corrisponde, approssimativamente, alla concentrazione di 10 ppm di « Patogenol » in acqua di mare. Non essendo possibile dosare direttamente nelle acque marine il disinfettante per la sua complessa composizione chimica si è ritenuto utile, come già detto, di determinare i fenoli totali sia per la loro ben nota tossicità, sia per utilizzarli come traccianti della diffusione del « Patogenol » nella zona antistante lo scarico. Assumendo, dunque, un valore di 0.009 ppm come media per i fenoli totali nello strato superficiale (Tab. 6b) e un contenuto di fenoli nella soluzione di «Patogenol» del 2 % (dai dati della ditta fornitrice) si può risalire alla concentrazione media di 0.45 ppm di disinfettante presente nelle acque marine interessate dallo scarico cloacale.

In definitiva, dai dati su esposti e da quelli rilevabili in letteratura, risulta evidente una ben definita azione tossica, nei confronti degli organismi marini, delle due sostanze utilizzate come disinfettanti per le acque potabili e di rifiuto. Anche se nei due casi descritti non è stato possibile individuare in mare effetti palesemente nocivi per le forme viventi, i *tests* di laboratorio hanno confermato risultati precedenti e fornito

ulteriori informazioni sui livelli di tossicità di queste due sostanze. Inoltre, è stata individuata un'ulteriore fonte di addizione « involontaria » di cloro ossidato in mare, nei detersivi e abrasivi della comune pratica domestica e nelle acque potabili delle reti cittadine. Preoccupazioni circa quest'ultima evenienza, capace di compromettere la sopravvivenza delle specie ittiche da acquario o vivaio, sono già state espresse da Armstrong e Scott (1974) che hanno consigliato una preliminare declorazione delle acque mediante processi fotochimici. Ad ogni modo, l'assenza di effetti tossici macroscopici nei tratti di mare e durante il periodo di osservazione, è da porsi in relazione alla concentrazione in mare dei due disinfettanti : nel litorale catanese, infatti, a causa delle particolari condizioni di sversamento, in estate, delle acque luride, il tenore di cloro residuo nelle acque marine è risultato, in media, di 0.013 ppm, un valore molto basso e probabilmente insufficiente per influenzare in modo evidente il normale andamento dei cicli biologici analogamente a quanto verificato per lo sversamento delle acque cloacali del Comune di Giarre contenenti fenoli (0.005-0.009 ppm). D'altra parte, misure batteriologiche, effettuate durante il medesimo periodo dall'Istituto di Microbiologia dell'Università di Catania, hanno indicato, in generale, un sensibile abbattimento del carico batterico fecale in mare in corrispondenza delle operazioni di disinfezione (Nicoletti, comunicazione personale). Un tale stato di fatto, se da una parte può esser ritenuto soddisfacente dalle Autorità Sanitarie, dall'altra non può non costituire motivo di preoccupazione per il biologo marino costretto a verificare, talvolta dietro sollecitazione dell'Autorità marittima (ex legge n. 963 del 14.7.1965), sia in laboratorio sia in mare gli effetti di iniziative affrettate e spesso controproducenti. L'utilizzazione periodica anche di piccole dosi di fenoli, infatti, costituisce sicuramente una condizione di pericolo di inquinamento cronico per l'ambiente che lo riceve e lo accumula, mentre l'impiego del cloro ossidato rappresenta, di per sè, un fattore di tossicità acuta che può cronicizzarsi in conseguenza della sua ampia e continua utilizzazione, come sembra confermare la sua presenza nel litorale della città di Messina dove non è stato utilizzato ai fini di disinfezione.

RIASSUNTO

L'immissione di sostanze disinfettanti nelle acque cloacali è stata notevolmente aumentata in questi ultimi anni per controllare l'inquinamento fecale delle acque costiere. Il massiccio impiego di tali sostanze ha certamente contribuito al miglioramento delle condizioni igieniche dei litorali ma ha anche procurato degli effetti tossici sugli organismi marini presenti nelle aree interessate dagli scarichi urbani così trattati.

In questa nota si riferiscono i risultati di uno studio condotto *in situ* ed in laboratorio sulla tossicità acuta dell' ipoclorito di sodio e di un derivato del fenolo usati come disinfettanti in alcuni effluenti urbani della Sicilia nord-orientale.

I « tests » di ittiotossicità effettuati su specie litorali hanno indicato una soglia di sicurezza di 0.1 ppm per il cloro attivo e di 0.2 ppm per il derivato del fenolo.

Diversa risposta all'azione dei due biocidi è stata ottenuta con campioni di fitoplancton incubati a luce costante: a 0.02 ppm di cloro attivo oltre il 50 % dell'attività fotosintetica è stata inibita mentre, per il derivato del fenolo, alla diluizione di 2 ppm la fissazione del C^{14} è risultata normale.

Vengono anche discussi i risultati forniti dalle indagini effettuate nelle acque costiere interessate dagli scarichi urbani.

BIBLIOGRAFIA

ARMSTRONG, F. A. J. e D. P. SCOTT 1974. Photochemical dechlorination of water supply for fish tanks with commercial water sterilisers. *J. Fish. Res. Bd. Can., 31,* 1881-1885.

BROOK, A. J. e A. L. BAKER 1972. Chlorination at Power Plants: impact on phytoplankton productivity. *Science, N. Y., 176,* 1414-1415.

CARPENTER, E. J., B. B. OECK e S. J. ANDERSON 1972. Cooling water chlorination and productivity of entrained phytoplankton. *Mar. Biol., 16,* 37-40.

GEHRS, C. W., L. D. EYMAN, R. J. JOLLEY e J. E. THOMPSON 1974. Effects of stable chlorine-containing organics on aquatic environments. *Nature London, 249,* 675-676.

HAMILTON, D. H. JR., D. A. FLEMER, C. W. KEEFE e J. A. MIHURSKY 1970. Power plants: effects of chlorination on estuarine primary production. *Science, N. Y., 169,* 197-198.

I.R.S.A. - C.N.R. 1972. Metodi analitici per le acque. Vol. 11.

MAGAZZÙ, G. e C. Andreoli 1972. Contributo alla conoscenza del fitoplancton e della produzione primaria delle acque costiere siciliane (Canale di Sicilia e Tirreno occidentale). *Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 2,* 1-32.

MAGAZZÙ, G. e G. CAVALLARO 1972. Contributo alla conoscenza delle condizioni idrologiche e della produzione primaria nelle acque costiere dell'Alto Jonio. *Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 2,* 99-118.

MORGAN, R. P. e R. G. STROSS 1969. Destruction of phytoplankton in the cooling water supply of a stream electric station. *Chesapeake Sci., 10,* 165-171.

MUCHMARE, D. e D. EPEL 1973. The effects of chlorination of wasewater on fertilization in some marine invertebrates. *Mar. Biol., 19,* 93-95.

RELINI, G. 1971. Problemi di fouling ed inquinamento. *Atti I Simposio Nazionale Conservazione della Natura,* 105-112.

RELINI, G. M. MONTANARI e S. VIALE 1974. Insediamento del fouling su pannelli immersi in una condotta marina sottoposta a clorazione. *Atti IV Simposio Nazionale Conservazione della Natura,* 89-121.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 227-229
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

GRADIENTI ECOLOGICI RIFLESSI NELLA COMPOSIZIONE DEL FOULING NELLA LAGUNA VENETA SETTENTRIONALE

A. BARBARO, A. FRANCESCON

Istituto di Biologia del Mare, Venezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

La parte settentrionale della Laguna Veneta, scarsamente urbanizzata e con poche industrie, offre la possibilità di esaminare il fouling sotto condizioni ambientali tra le più naturali riscontrabili nella laguna. Questa zona, sottoposta all'interno ad un cospicuo apporto di acque dolci (fiume Dese e canale Silone) ed influenzata nella parte esterna dalle acque del mare, permette inoltre di studiare il fouling lungo gradienti ben controllabili come quello di salinità. Un tale studio può servire come base per distinguere tra le variazioni nella composizione del fouling di ambiente non alterato e le eventuali modificazioni che si verificano in ambiente inquinato.

È stato esaminato il fouling di pannelli atossici (30 cm × 20 cm × 0,4 cm) immersi a 0,0 m e a 1,5 m di profondità, in quattro stazioni della Laguna Veneta Settentrionale, da una stazione posta in prossimità della terraferma fino ad una prossima al mare aperto. Per ogni stazione e profondità si sono usati tre pannelli: uno per il periodo maggio-ottobre, uno per il periodo novembre-aprile ed uno per l'intero anno. Agli organismi del fouling è stato applicato un metodo di conteggio che unifica la valutazione quantitativa degli organismi coloniali e di quelli solitari. Tale metodo è basato sulla suddivisione della superficie del pannello in quadrati di 2,5 cm di lato e consiste nel conteggio del numero di quadrati in cui si trovano le diverse specie.

Dalla stazione più interna alla stazione più esterna si è constatato un graduale aumento del numero delle specie. Alla stazione più interna le poche specie presenti sono rappresentate da un elevato numero di esemplari, ed il peso umido registrato è tra i più alti rilevati in Mediterraneo (1605 gr/dm^2). In tutte le stazioni il maggior numero di specie ed i pesi umidi più elevati si riscontrano sui pannelli immersi a 1,5 m. L'insediamento degli organismi del fouling sui pannelli estivi

ed annuali raggiunge valori molto più alti rispetto ai pannelli invernali. La diversità specifica è massima, per ambedue le profondità nonché per i tre periodi esaminati, nella stazione prossima al mare aperto. L'ambiente di questa stazione può essere considerato quello fisicamente più stabile e appare come biologicamente più equilibrato, mentre l'ambiente della stazione più interna, che non è ancora situata nell'acqua dolce del fiume e che è sottoposta ad estreme variazioni fisiche, risulta biologicamente poco equilibrato. Questa interpretazione sembra indicare una maggiore probabilità di trovare indicatori di inquinamento tra le numerose specie relativamente stenoecie della stazione più esterna che tra le poche specie prevalentemente euriecie di quella più interna.

SUMMARY

ECOLOGICAL GRADIENTS REFLECTED IN THE FOULING COMPOSITION OF THE NORTHERN LAGOON OF VENICE

The northern part of the Lagoon of Venice, which is subject to a minimum of urban and industrial disturbances, offers the possibility of examining the fouling community under the most natural environmental conditions to be found in the Lagoon. Moreover, since the mainland portion of the northern Lagoon is subject to a considerable influx of freshwater (River Dese and Sile Canal) while the more seaward portion is directly influenced by tidal exchange with the sea, the fouling community can be studied along easily monitored gradients such as might be defined by salinity etc. Such a study can serve as a basis for a distinction between variations in the fouling composition of an unaltered environment and the possible alterations occurring in a polluted environment.

The composition of the fouling community has been studied on nontoxic panels (30 cm x 20 cm x 0.4 cm) fixed at 0.0-0.3 and 1.5-1.8 m depth (with respect to mean water level) at four stations in the northern Lagoon, the first being situated near the mainland, the fourth in proximity to the open sea. Three panels were used at each depth: one for the period May through October; the second for the period November through April; the third covering the entire year. The fouling organisms were counted utilizing a technique which equilibrates the quantitative evaluation of colony-forming organisms with that of solitary ones. This method is based on the subdivision of the panel surface into 2.5 cm squares and counting the number of squares in which a species is present.

The number of species increased gradually with progression toward the seaward station. At the innermost station the few species present were represented by high numbers of individuals and the total wet weight (1605 g/dm^2) is among the highest reported for the Mediterranean. At all stations the greater number of species as well as the higher wet weights were found on the panels from the 1.5 m depth. The settlement of the fouling organisms attained much higher values on the summer and whole-year panels than on the winter panels. At the seawardmost station species diversity was maximum on all panels, i. e. at both depths as well as during the three periods considered. The environment of this station appears to be the physically most stable and it might be considered the biologically most

equilibrated of the series, whereas the environment of the innermost station, which is not yet located within the freshwater portion of the river and subject to extreme variations in the physical conditions, is regarded as biologically poorly equilibrated. This interpretation seems to indicate a greater probability of finding pollution indicators among the numerous relatively stenoecious species of the seawardmost station than among the few rather euryoecious species of the innermost one.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 231-256
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

CICLI DI INSEDIAMENTO DEL FOULING IN CONDOTTE DI UN IMPIANTO DI RAFFREDDAMENTO, IN CUI CIRCOLA ACQUA DI MARE TRATTATA CON CLORO [1]

G. RELINI, V. ROMAIRONE

Laboratorio per la Corrosione Marina dei Metalli, reparto di Biologia Marina, Genova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Marine fouling settlement and chlorination efficacy have been investigated through one year of monthly observations in three zones of an Electric Power station cooling system in Vado Ligure bay (Western Liguria, Italy). Quite all year long *Tubularia mesembryanthemum* was the most common organism on monthly panels immersed in the inside conduit while the definitive community was characterized by the dominance of mussels *(Mytilus galloprovincialis)* and barnacles *(Balanus perforatus, Balanus amphitrite).*

INTRODUZIONE

L'uso dell'acqua di mare nei sistemi di raffreddamento di complessi industriali crea seri problemi nella prevenzione sia della corrosione che dell'insediamento del fouling all'interno delle condotte, problemi che per quanto riguarda il fouling non appaiono ancora del tutto risolti, nonostante le molteplici ricerche e sperimentazioni effettuate in tutto

[1] Gli Autori ringraziano vivamente l'Ing. Di Cinzio e il Sig. Besio della Centrale Enel di Vado Ligure per il cortese aiuto e per aver messo a disposizione i dati riguardanti la clorazione e le fermate nei vari gruppi della Centrale. Un sentito ringraziamento è rivolto anche al Dr. F. Lorenzini per il prezioso aiuto prestato nella raccolta dei dati.

il mondo (Redfield e Hutchins 1952, Parenzan 1965, Lovegrove e Robinson 1968, Beauchamp 1969, Holmes 1970, Relini 1971, 1974, Lamb 1972, Straughan 1972, Paoletti e Sebastio 1973). La presenza degli organismi del fouling, che alla nostra latitudine si insediano soprattutto durante i mesi più caldi, può influire in due modi principali sull' efficienza degli impianti in cui circola acqua di mare: riducendo la sezione di passaggio dell'acqua e facilitando i fenomeni di corrosione o di alterazione dei materiali. Sebbene i sistemi per prevenire l'insediamento siano molteplici, essi possono essere riuniti in sei principali:

1) - Immissione continua o intermittente di prodotti tossici (cloro, clorofenoli, ecc.).

2) - Rivestimento delle pareti interne con composizioni antivegetative, oppure inglobamento nel cemento di sostanze tossiche.

3) - Uso di elettrodi di rame che si dissolvano lentamente all'entrata dei canali.

4) - Shock termico ottenuto con l'invio intermittente di acque calde.

5) - Shock osmotico ottenuto con l'invio intermittente di acque dolci o a bassa salinità.

6) - Adozione di velocità di circolazione dell'acqua incompatibili con l'insediamento del fouling.

L'ultimo sistema di prevenzione, che è da considerarsi tra i più validi anche perché non porta ad un inquinamento chimico o termico delle acque circostanti, è stato dal nostro laboratorio studiato e suggerito per i canali di adduzione della centrale termoelettrica di Vado Ligure, dopo opportune verifiche sperimentali (Mollica e Trevis 1972, Relini e Rossi 1972). Era stata anche eseguita per due anni una ricerca sul fouling della rada di Vado Ligure (Relini 1968, Relini Bazzicalupo e Montanari 1970, Geraci e Relini 1970, Ravano e Relini 1970, Relini e Sarà 1971), prima dell'entrata in funzione della Centrale. Dopo che questa era operante sono stati effettuati alcuni sopraluoghi, durante le periodiche riparazioni ed ispezioni alle condotte sia di adduzione che di scarico. È stato così possibile verificare l'efficacia dei sistemi addottati per prevenire l'insediamento del fouling nei diversi punti dei canali.

Agendo solo sulla velocità di flusso dell'acqua è stato inibito lo sviluppo del fouling nelle condotte a sezione circolare dei sistemi di adduzione, ma non nelle camere contenenti le griglie e nei canali di scarico a causa di un diverso regime idrico alle pareti di tali strutture, dovuto alla sezione più ampia e a diversa geometria. È stato così necessario ricorrere alla clorazione, che non avendo conseguito i risultati sperati, ha richiesto una opportuna indagine nell'ambito di un'ampia ricerca

svolta dal Reparto di Biologia Marina del Laboratorio per la Corrosione Marina dei Metalli (C.N.R.) sul fouling e sistemi antifouling delle Centrali Termoelettriche operanti in Liguria ed esattamente a: La Spezia, Genova e Vado.

Innanzitutto è stata valutata l'efficacia del cloro quale antifouling sia mediante prove di laboratorio che di campo (Geraci e Romairone 1972) sia mediante osservazioni dei cicli di insediamento all'interno di condotte marine in cui veniva immesso cloro. In una prima nota sono stati pubblicati i dati relativi alla Centrale sita nel porto di Genova (Relini, Montanari e Viale 1974) mentre in questo lavoro vengono esposte preliminarmente le osservazioni effettuate nell'arco di un anno sui cicli d'insediamento e sulla composizione del fouling in tre diverse zone dei canali della Centrale Termoelettrica di Vado.

MATERIALI E METODI

In ognuna delle tre stazioni, che sono descritte più avanti, sono stati immersi verticalmente pannelli di cemento amianto autoclavato di 30 × 20 × 0,3 cm contenuti in apposite gabbie. Essi venivano prelevati e sostituiti ogni mese, ogni tre mesi, ogni sei mesi. Per varie difficoltà non è stato possibile avere i pannelli annuali. L'esperienza iniziata nel febbraio 1974 e conclusasi nel gennaio 1975 è stata forzatamente interrotta nel mese di maggio, periodo utilizzato per la pulizia delle condotte. Questo fatto, oltre alla perdita (accidentale) di alcuni pannelli, ha determinato uno sfasamento nel prelievo di quelli immersi nelle tre stazioni per periodi superiori ad un mese. A causa di un abbassamento del livello dell'acqua alla stazione 3, per il periodo compreso tra 1 novembre 1974 e il 30 dicembre 1974 è stato impossibile ottenere sia pannelli mensili che quelli a più lunga durata d'immersione.

Le modalità di esame dei pannelli e di conteggio degli organismi sono le stesse seguite in precedenti lavori (si veda in particolare Relini, Montanari e Viale 1974). Per tutti gli animali sessili, fatta eccezione per la maggior parte degli Idroidi, viene fornito il numero di individui per pannello.

DESCRIZIONE DELL'AMBIENTE DI STUDIO

L'acqua di mare adibita per il raffreddamento della Centrale Termoelettrica di Vado Ligure viene prelevata dalla rada omonima (fig. 1

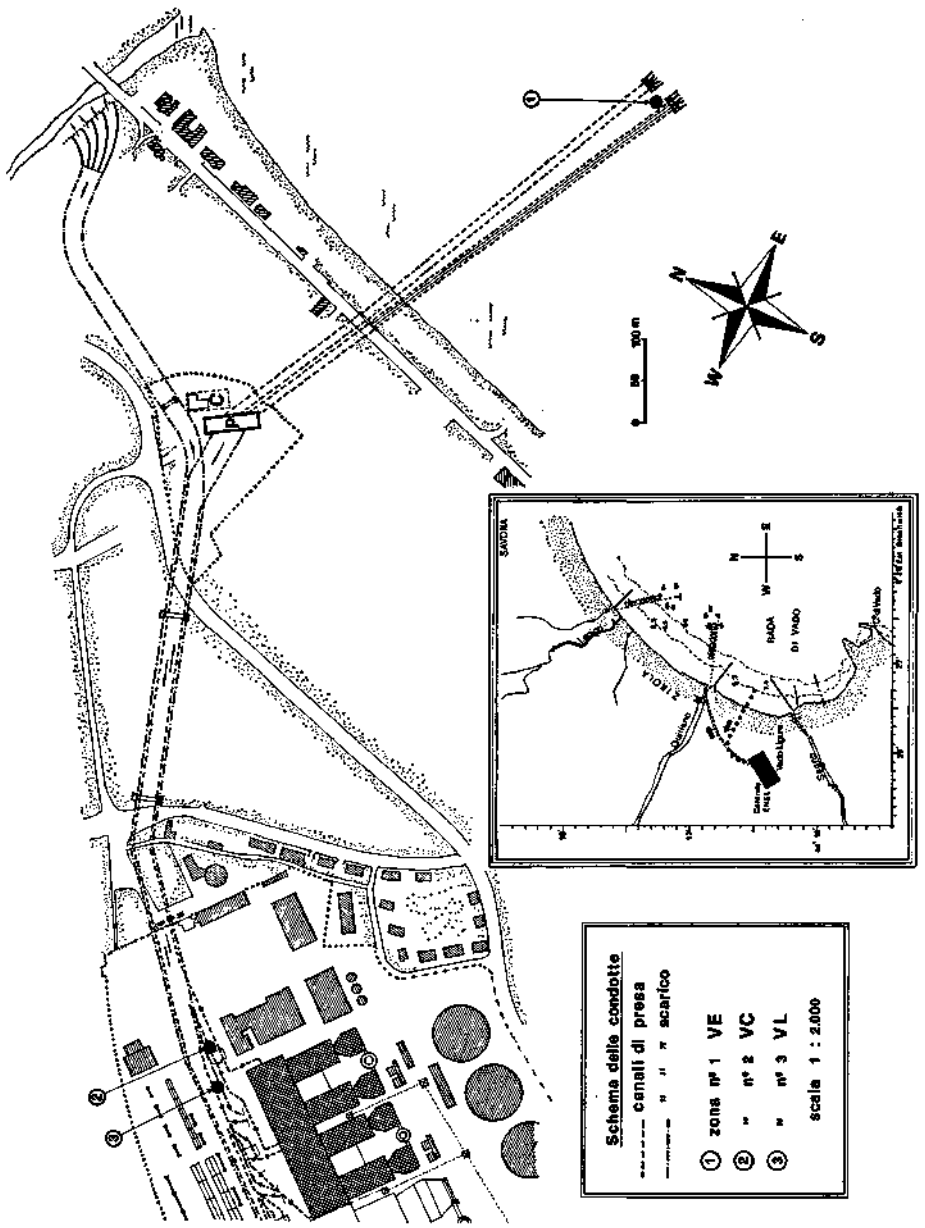


FIG. 1. Localizzazione delle stazioni di studio nei canali della Centrale Termoelettrica di Vado Ligure. In basso al centro: cartina della Rada di Vado e disposizione della Centrale.

parte centrale) che si estende ad occidente di Savona ed è costituita da un'ampia insenatura limitata a Nord dall'abitato di Zinola e a sud da Capo Vado; essa è caratterizzata da una costa prevalentemente sabbiosa dalla quale si protendono verso il mare numerosi pontili. La rada è sottoposta a profonde modifiche conseguenti alla messa in opera di nuovi attracchi per navi di grande tonnellaggio o a causa degli scarichi dei torrenti Quiliano, Segno e della stessa Centrale. L'acqua di mare viene prelevata all'estremità del pontile Enel (fig. 1 zona I) mediante potenti pompe situata nel punto P vicino al quale era posta la stazione di clorazione (punto C).

Le acque reflue dai sistemi di raffreddamento vengono scaricate nel torrente Quiliano e di qui in mare. Le stazioni sono state sistemate in modo da evidenziare le associazioni di tre zone sottoposte a differenti trattamenti: la stazione nº 1 (serie VE) immersa al di fuori delle condotte, nelle adiacenze dell'estremità del pontile dove sono situate le bocche di presa dell'acqua marina. La stazione nº 2 (serie VC) era posta nella camera delle griglie rotanti del gruppo 2. Questa camera si trova all'estremità di una condotta a sezione circolare di 2,20 m di diametro in cui l'acqua circola ad una velocità intorno ai 2,5 m/sec. per una portata di 10 m^3 al sec.

Essendo le dimensioni della camera molto maggiori rispetto alla sezione della condotta si ha una diminuzione della velocità con forti fenomeni di turbolenza dovuti anche alla presenza delle griglie e di una struttura di difesa delle stesse.

Oltre alla turbolenza l'acqua che arriva in questa zona è stata sottoposta alla clorazione (per i periodi che vengono più avanti ricordati); l' ipoclorito veniva introdotto nelle condotte a livello del punto C (vedi fig. 1) cioè a circa 800 m di distanza e per questa ragione una parte del cloro non era più attiva a livello della stazione 2. La stazione nº 3 (serie VL) era situata all'inizio delle condotte di scarico, dove l'acqua oltre a presentare una forte turbolenza ed essere stata sottoposta alla clorazione ha sempre una temperatura di circa 10° C più alta rispetto alle altre due stazioni (vedi fig. 2). Per quanto riguarda la clorazione va precisato che essa veniva effettuata secondo i programmi riportati nella Fig. 2: il cloro veniva immesso come ipoclorito in quantità di 0,35 m^3/ora pari ad una concentrazione di 2 ppm. Come si può osservare dalla fig. 2 (parte superiore) la clorazione è stata piuttosto frammentaria. I numeri 1, 2, 3, 4, indicano i quattro gruppi di aspirazione: per ognuno è stata effettuata una clorazione separata. La stazione nº 2 corrisponde al gruppo 2; la clorazione ha avuto inizio per

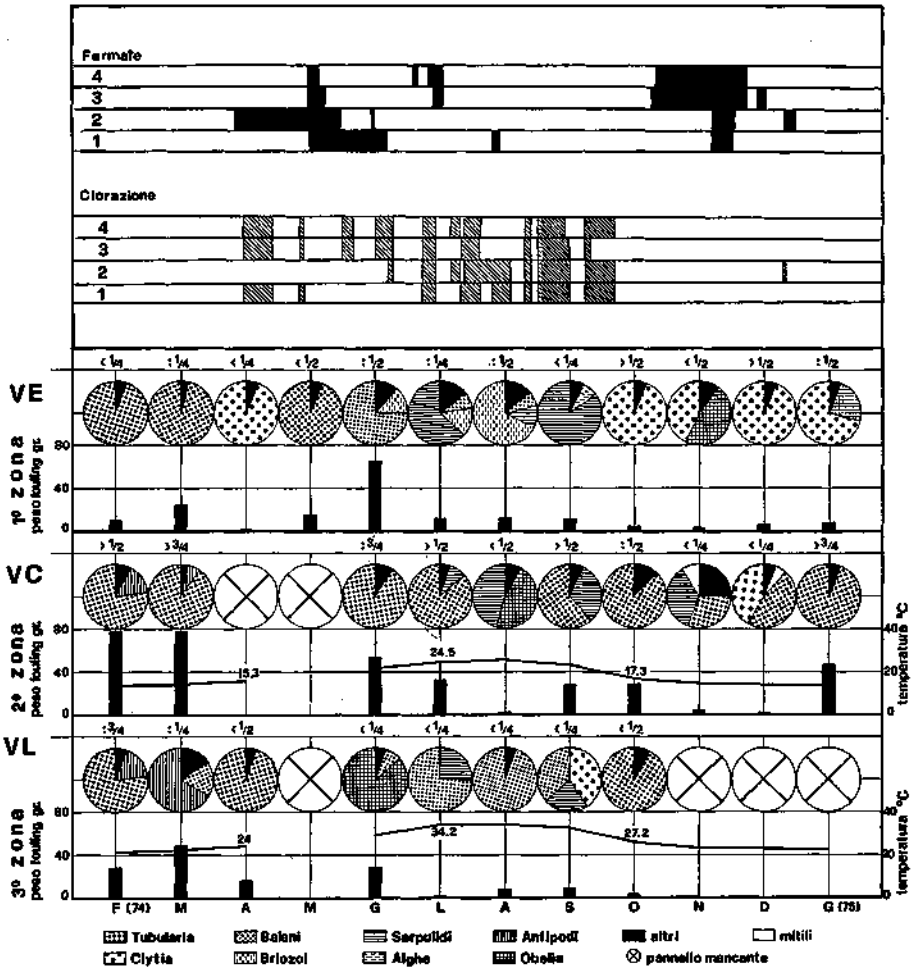


FIG. 2. Fouling di pannelli mensili immersi nelle tre stazioni e andamento della temperatura dell'acqua di mare. I settori dei cerchi rappresentano la composizione percentuale dell'associazione mentre la sovrastante frazione indica la parte del pannello ricoperta dal fouling. Le colonnine nere rappresentano il peso umido del fouling. In alto sono indicati i periodi di fermata delle pompe di adduzione dell'acqua di mare in ognuno dei 4 canali (in nero) ed i periodi di clorazione (in tratteggio). Per ulteriori informazioni si veda il testo.

questo gruppo nel mese di giugno. I due differenti tipi di tratteggio indicano che la clorazione è stata effettuata in due modi differenti: col tratteggio più sottile si intende che per quel periodo si clorava ½ ora

ogni 4 ore, col tratteggio più spesso si intende che in quel periodo si è clorato 4 ore di continuo al giorno, esclusi sabato e domenica. Sono state riportate le clorazioni per i quattro gruppi poiché le loro acque confluiscono in un'unica condotta di scarico all'inizio della quale è situata la stazione 3.

Sempre nella stessa figura sono riportate le fermate per i vari gruppi, cioè i periodi in cui le pompe erano ferme; tali fermate hanno causato la morte del fouling e quindi la perdita di numerosi pannelli, come si può notare nella parte più bassa della figura. La fermata contemporanea di due gruppi causava un abbassamento del livello dell'acqua tale da lasciare la stazione nº 3 quasi all'asciutto. Per quanto riguarda le temperature dell'acqua (grafici della fig. 2), non si è notata differenza sostanziale tra la stazione 1 e la stazione 2, mentre l'andamento delle temperature alla stazione 3 è stato parallelo a quello delle altre due, ma con sfasamento di circa 10 °C in più. I massimi di temperatura si sono avuti in agosto: circa 35° C allo scarico e 26 °C alle stazioni 1 e 2. I minimi in gennaio: 22° C alla stazione 3 e 13,5° C alle stazioni 1 e 2.

Per altri dati chimico-fisici riguardanti le acque marine della rada si rimanda a Relini, Bazzicalupo e Montanari 1970.

RISULTATI

a) Comparazione del fouling delle tre stazioni

Da un esame comparativo dell'insediamento mensile risultano alcune differenze tra le tre zone (fig. 2) a livello dei principali organismi presenti, del valore di copertura del pannello e del peso umido del fouling.

Nella prima zona il fouling è qualitativamente più abbondante rispetto a quello delle altre zone con 7 gruppi sistematici ben rappresentati contro i 5 presenti nella seconda. Tra gli organismi rinvenuti in quest'ultima solo *Tubularia* appare predominante sui pannelli di quasi tutto l'anno. La presenza di *Tubularia* conferisce ai pannelli della seconda zona valori di copertura quantitativamente superiori a quelli della 1º e 3° zona con valori massimi nei mesi di gennaio (copertura superiore a 3/4 della superficie del pannello ed oltre 40 gr di peso umido), febbraio e marzo (copertura superiore a 3/4 e quasi 80 gr di peso umido) e di giugno (copertura pari a 3/4 ed oltre 40 gr di peso umido).

Nella terza zona invece l'insediamento dei vari organismi è quantitativamente e qualitativamente inferiore a quello della prima zona e

quantitativamente inferiore a quello della seconda; i valori di copertura dei pannelli sono infatti quasi sempre inferiori ad 1/4. Considerando l' insediamento complessivo sui pannelli mensili e su quelli immersi per periodi più lunghi si possono fare degli altri confronti tra le tre stazioni (tab. 1).

Le Alghe rappresentate soprattutto da *Enteromorpha intestinalis* Link, *Ulva lactuca* L. ed Ectocarpacee, sono ovviamente assenti nelle zone 2 e 3 prive di luce. I Protozoi ed i Poriferi sono assenti solo nella zona 3. I Poriferi (cortesemente classificati dal Dr. Pansini) sono stati rinvenuti quasi esclusivamente sui substrati immersi per periodi superiori al mese. I Celenterati sono rappresentati da Idroidi e dalla piccola Attinia *Aiptasiomorpha luciae* (Verrill) (gentilmente identificata dalla Prof.ssa L. Rossi) che è stata rinvenuta da agosto a gennaio solo nei canali e con preferenza per i substrati immersi per periodi superiori al mese. La medesima preferenza dimostrano gli Idroidi: *Eudendrium racemosum* e *Sertularella ellisi.* Gli Autori dei nomi latini delle specie sono riportati in tab. 1.

I Policheti sono presenti in tutte le stazioni sebbene in minor quantità nella terza, come i Cirripedi e i Molluschi. I Briozoi sono quasi del tutto assenti nella terza zona, in discreta quantità nella prima, meno nella seconda. Infine gli Ascidiacei, del tutto assenti nella terza zona, sono stati trovati sui substrati mensili quasi esclusivamente alla stazione uno mentre per quelli immersi per tempi più lunghi sono stati rinvenuti in discreta quantità anche alla stazione 2. La fauna vagile, costituita da Nemertini, Turbellari, Anfipodi, Pantopodi, Prosobranchi, Opistobranchi è in gran parte da classificare, mentre i Policheti erranti sono stati cortesemente identificati dal Prof. G. Cognetti.

Per i Policheti erranti vengono fornite alcune identificazioni eseguite dal Prof. G. Cognetti (tab. 1), gli Anfipodi sembrano rappresentati da almeno 3 generi: *Jassa, Caprella* e *Stenothoe* mentre gli Opistobranchi sono presenti con 3 specie di cui 2 appartenenti ai generi *Fla¬ bellina* e *Facellina* molto comuni tra gli Idroidi sui quali vengono spesso fissati i nidamenti di uova.

b) Esame comparativo del fouling mensile nelle tre stazioni

Febbraio

In tutte e 3 le stazioni l' insediamento è caratterizzato dalla dominanza degli Idroidi *(Tubularia mesembryanthemum, Clytia johnstoni, Obelia*

TABELLA 1

Principali organismi presenti sui pannelli delle tre zone.

	Zona 1	*Zona 2*	*Zona 3*
ALGHE	++	o	o
PROTOZOI			
Metafolliculina	+	+	o
Foraminiferi	+	+	o
PORIFERI			
Sycon ciliatum (Fabricius)	+	+	o
Clathrina coriacea (Montagu)	+	+	o
Altri	+	+	o
CNIDARI			
Idroidi			
Tubularia mesembryanthemum Allman	++	+++	+++
Clytia johnstoni (Alder)	+++	++	+
Obelia geniculata Linneaus	+	+	+
Obelia dicotoma Linneaus	++	++	++
Eudendrium racemosum Cavol.	+	+	o
Sertularella ellisi (Milne-Edwards)	+	o	o
Attiniari			
Aiptasiomorpha luciae (Verrill)	o	++	+
ANELLIDI			
Policheti sedentari			
Serpula concharum Langerhans	+		
Hydroides elegans Haswell	++	+++	++
Pomatoceros triqueter (Linneaus)	++	+	+
Spirobranchus polytrema (Philippi)	++	++	+
Spirorbis sp.	++	++	+
Salmacina dysteri (Huxley)	+	++	+
Policheti erranti			
Eunice torquata (Quat.)	+	o	o
Phyllodoce maculata (Linneaus)	+	o	o
Ceratonereis costae (Grube)	+	o	o
Eunice rousseani (Quat.)	+	o	o
Lepidonotus sp.	+	o	o
Eunice harassii Aud. et Milne Eew.	+	o	o
Autolitus sp.	o	+	o
Eulalia viridis (Muller)	o	+	o
NEMERTINI	+	+	o
PLATELMINTI			
Turbellari	o	+	+

TABELLA 1 *(segue)*

	Zona 1	*Zona 2*	*Zona 3*
CROSTACEI			
Cirripedi			
Balanus perforatus Brug.	+++	++	++
Balanus amphitrite Darwin	++	+	++
Balanus eburneus Gould	+	+	+
Balanus trigonus Darwin	++	++	+
Chthamalus stellatus (Poli)	o	o	+
Anfipodi	++	+++	+++
Malacostraci			
Pilumnus hirtellus Linneaus	+	o	o
PANTOPODI	+	+	+
MOLLUSCHI			
Mytilus galloprovincialis Lam.	+++	++	+++
Musculus marmoratus (Forbes)	+	+	+
Anomia ephippium (Linneaus)	++	+++	++
Hiatella rugosa (Linneaus)	++	++	++
Ostrea edulis Linneaus	+	+++	++
Chama sp.	+	+	o
Chlamys varius (Iinneaus)	+	o	o
Prosobranchi	++	+	o
Opistobranchi	++	++	++
BRIOZOI			
Schizoporella errata Waters	+++	+	o
Cryptosula pallasiana Moll	++	+	+
Schizobrachiella sanguinea Norman	++	+	o
Watersipora subovoidea d'Orbigny	++	+	+
Turbicellepora sp.	+	+	o
Scrupocellaria bertholetti (Savigny et Audonin)	++	+	+
Scruparia ambigua d'Orbigny	+	+	o
Scrupocellaria scrupea (Busk)	+	+	o
Bugula neritina Linneaus	+	+	o
Aetea sp.	+	+	o
Zoobotryon verticillatum Delle Chiaje	+	o	o
TUNICATI			
Ciona intestinalis Linné	+	+	o
Lissoclinum listerianum (Milne-Edwards)	++	+	o
Botryllus schlosseri (Pallas)	+	o	o
Styela partita (Stimpson)	+	++	oo
Microcosmus nudistigma Monniot	o	+	o
Microcosmus savigny Monniot	o	+	o

geniculata) con Anfipodi, qualche piccolo Balano, Serpulide *(Pomatoceros triqueter)* ed alcuni nidamenti di uova di Nudibranchi. Le differenze sono soprattutto di tipo quantitativo (vedi fig. 2) oltre alla presenza di piccolissimi Mitili solo nella zona 3.

Marzo

La fisionomia dell'insediamento di questo mese è simile a quella del precedente nelle stazioni 1 e 2 (figg. 3, 5 fuori testo), mentre nella 3 (fig. 7 fuori testo) c'è una netta predominanza di Anfipodi accompagnata da Balani *(Balanus perforatus)* e Molluschi oltre agli Idroidi. La quantità di fouling e il ricoprimento sono molto diversi nelle tre stazioni.

Aprile

Il pannello della stazione 2 è stato ricoperto da fanghiglia rossastra e pertanto non è stato considerato; quelli delle altre zone presentano un insediamento inferiore rispetto al mese precedente con dominanza di Idroidi: *Clytia* nella zona 1 accompagnata da plantule di Cloroficee, rari Serpulidi *(Spirorbis, Pomatoceros triqueter),* Anfipodi, Ascidiacei, Balani. Alla stazione 3 domina *Tubularia* accompagnata da Balani, Mitili e qualche Anfipode. Nel complesso l'insediamento in questa zona è maggiore della 1.

Maggio

A causa dei lavori di manutenzione nelle condotte, in questo mese è disponibile solo il pannello della stazione 1 che presenta una dominanza di *Tubularia* accompagnata da *Clytia,* Serpulidi *(Serpula concharum, Hydroides elegans, Spirorbis* sp., *Spirobranchus polytrema, Pomatoceros triqueter),* piccoli Balani, Molluschi *(Mytilus, Hiatella rugosa, Musculus marmoratus),* un paio di colonie di Didemnidi, qualche Anfipode e Pantopode ed alcune Cloroficee. Compaiono per la prima volta i Briozoi *(Cryptosula pallasiana, Schizobrachiella sanguinea, Scrupocellaria* sp., *Scruparia ambigua).*

Giugno

Le differenze sia qualitative che quantitative tra le 3 stazioni sono molto nette (fig. 4, 6, 8 f.t.). Alla stazione 1 dominano i Balani (4 specie) e i Briozoi (oltre alle specie ricordate a maggio si rinviene anche *Watersipora subvoidea).* Sono presenti ma in minor numero i Botrilli, *Clytia,* plantule di *Ulva,* Anfipodi, Serpulidi. Alla stazione 2 domina *Tubularia,*

accompagnata da Balani, Briozoi, Serpulidi, Didemnidi e Molluschi *(Anomia, Mytilus, Musculus marmoratus).* Questi ultimi mancano nella zona 1 mentre nella 3 sono rappresentati solo da *Anomia.* La dominanza qui è data da Idroidi *(Obelia* sp.) con Cirripedi tra cui molto interessante è la presenza di *Chthamalus stellatus.*

Luglio

Il fouling in tutte e 3 le stazioni appare abbastanza diverso rispetto al mese precedente anche se *Tubularia* rimane l'organismo dominante alla stazione 2, ove si rinvengono diversi Serpulidi *(Serpula concharum* e *Hydroides elegans),* alcuni Balani, Briozoi *(Watersipora subovoidea, Scrupocellaria* sp.), Molluschi *(Anomia, Ostrea),* qualche Anfipode e Pantopode. Solo pochi Balani e Serpulidi sono presenti sul pannello della stazione 3 mentre su quello della zona 1 risultano dominanti Serpulidi *(Serpula concharum* e *Hydroides elegans),* e Briozoi *(Schizoporella errata, Watersipora subovoidea, Cryptosula pallasiana),* accompagnati da Balani, Alghe verdi e *Clytia.*

Agosto

Briozoi *(Zoobotryon verticillatum, Schizoporella errata, Watersipora subovoidea, Crytosula pallasiana)* con Serpulidi *(Serpula concharum* e *Hydroides elegans)* e Balani *(Balanus perforatus, B. amphitrite)* caratterizzano il pannello di questo mese alla stazione 1. Sono anche presenti oltre alla Cloroficee, *Obelia* sp., *Anomia ephippium, Sycon ciliatum,* due colonie di Didemnidi *(Lissoclinum listerianum)* e un Pantopode. Alla stazione 2 ove c'è una netta dominanza di Serpulidi (sono presenti anche *Spirobranchus polytrema* e *Spirorbis* sp.) mancano gli Ascidiacei; i Molluschi e gli Idroidi sono in maggiore quantità mentre meno numerosi sono i Briozoi e i Balani. Gran parte del pannello della stazione 3 non è ricoperto da organismi, tra quelli presenti è più numeroso *Balanus amphitrite,* ci sono anche alcuni *Chthamalus stellatus, Serpula concharum, Clytia* e *Ostrea.*

Settembre

Sul pannello della stazione 3 si rinvengono gli organismi del mese precedente, anche se in proporzioni diverse. Alla stazione 1 gli organismi più numerosi sono i Serpulidi e le Alghe (plantule di *Ulva, Enteromorpha* ed Ectocarpacee) con Briozoi, Balani, *Clytia* e alcuni piccoli Mitili, Anfipodi e Pantopodi.

Alla stazione 2 dominano *Tubularia* e Serpulidi accompagnati da Briozoi, Balani, Clytia, Molluschi *(Anomia ephippium, Musculus marmoratus),* Anfipodi e alcune piccole Attinie, *Aiptasiomorpha luciae* (Verrill).

Ottobre

Anche in questo mese il maggior accumulo si è verificato alla stazione 2 ad opera soprattutto di *Tubularia* che è accompagnata da alcune colonie di *Clytia,* da Serpulidi *(Spirobranchus politrema, Serpula concharum, Pomatoceros triqueter)* da rari Briozoi (2 colonie di *Schizoporella errata),* Molluschi (2 *Musculus marmoratus)* oltre a qualche Anfipode e Nudibranco. È ancora *Tubularia,* sia pure in minor quantità, a dominare sul pannello della stazione 3, ove si rinvengono piccoli Balani, 2 Mitili e qualche colonia di *Clytia, Obelia* oltre ad alcune Attinie e Anfipodi. Alla stazione 1 è dominante l'Idroide *Clytia johnstoni,* gli altri organismi presenti sono: Serpulidi di circa 1 mm di lunghezza, 2 colonie si *Schizoporella errata,* alcuni piccoli Balani, Alghe verdi, Pantopodi e uova di Nudibranchi.

Novembre

Nelle stazioni 1 e 2 (manca il pannello della zona 3) l' insediamento è diminuito in modo considerevole sia dal punto di vista qualitativo che quantitativo.

Nella zona 1 dominano gli Idroidi *Clytia* e *Obelia* accompagnati da *Tubularia,* qualche Serpulide, 1 Balano, piccoli Mitili, qualche Copepode ed Anfipode. Nella stazione 2 gli organismi più numerosi sono i Serpulidi con *Tubularia* ed alcuni Mitili. Sono stati rinvenuti anche una piccola Attinia e uova di Nudibranco.

Dicembre

Alla stazione 1 accanto alle colonie di *Clytia* che è la più numerosa si trovano *Obelia, Tubularia,* alcuni Mitili e Pantopodi, mentre sul pannello della stazione 2 la dominanza di *Clytia* è meno netta per la presenza di diversi raggruppamenti di *Tubularia,* oltre a piccoli Mitili, qualche Serpulide, Foraminiferi, 1 Briozoo. Manca il pannello della stazione 3.

Gennaio

Nella stazione 2 c'è una netta ripresa della *Tubularia* che risulta pre-

sente in gran quantità e con idrocauli ben sviluppati. Occorre però sottolineare che la scarsità di questa specie nei due mesi precedenti potrebbe essere in relazione a particolari condizioni ambientali venutesi a creare in seguito alla fermata delle pompe per periodi più o meno lunghi.

Alla stazione 2 sono stati trovati in questo mese anche piccole *Hiatella,* qualche Anfipode e piccolissimi Serpulidi. Questi ultimi sono assenti dal pannello della stazione 1 sul quale dominano *Clytia* e *Obelia,* con qualche *Tubularia,* alcune *Hiatella* e pochi Anfipodi.

C) Esame del fouling di substrati immersi da 3 mesi ad 1 anno

Alla stazione 1 ad aprile dopo 3 mesi di immersione (fig. 9 f.t.) risultano dominanti gli Idroidi (soprattutto *Tubularia,* in minor quantità *Clytia* e *Sertularella ellisi)* e Balani (*Balanus perforatus)* con Molluschi (Mitili, *Hiatella* ed *Anomia),* Ascidiacei (Didemnidi e *Ciona intestinalis),* Briozoi *(Schizobrachiella sanguinea, Scrupocellaria* sp. e *Scruparia ambigua),* qualche Anfipode. Dopo 6 mesi (a luglio. Fig. 13 f.t.) sono i Mitili a dominare nettamente con individui fino a 25 mm circa di lunghezza delle valve. Negli spazi liberi emergono Balani *(Balanus perforatus)* e Briozoi, tra i quali ben sviluppate le colonie di *Cryptosula pallasiana* e *Schizobrachiella sanguinea.*

Sono presenti anche Serpulidi *(Serpula concharum, Hydroides elegans, Pomatoceros triqueter, Spirobranchus polytrema, Spirorbis* sp.), Idroidi (Tubularia), altri Molluschi *(Anomia, Musculus marmoratus, Hiatella rugosa),* Poriferi *(Clathrina coriacea),* alcune plantule di *Ulva,* Anfipodi e il protozoo *Folliculina* sp.

Infine dopo un anno dall'inizio dell'osservazione (fig. 14 f.t.), gli organismi dominanti rimangono gli stessi, soltanto sono molto più sviluppati (Mitili fino a 35 mm) e vengono a far parte dell'associazione diversi altri animali, ad esempio *Eudendrium racemosum,* diversi Poriferi tra cui *Sycon ciliatum* e *Hemimycale columella* (Bowerb.), Crostacei, Decapodi Brachiuri, Ascidiacei *(Styela partita, Microcosmus Savigny)* diversi Molluschi tra cui *Chama* sp. e vari Gasteropodi, tra i Serpulidi *Salmacina* sp.

Alla stazione 2 dopo 3 mesi (ad aprile. Fig. 10 f.t.) si nota un denso insediamento di *Tubularia mesembryanthemum* con idrocauli lunghi anche 9 cm, in mezzo alla quale si trovano Mitili, *Hiatella, Anomia,* piccoli Balani; Serpulidi *(Serpula concharum, Pomatoceros triqueter,*

Spirobranchus polytrema, Spirorbis sp.), Briozoi *(Cryptosula pallasiana, Turbicellepora* sp.).

Col passar del tempo anche in questa associazione dovrebbero risultare dominanti i Mitili accompagnati da Balani, Briozoi incrostanti e *Tubularia* come risulta dall'esame delle strutture interne della condotta in vicinanza della zona 2 per la quale non è stato possibile avere la completa sequenza delle popolazioni a partire da gennaio, per le cause già ricordate. Nella stessa stazione è stata ottenuta una serie di pannelli immersi a giugno e prelevati dopo 3, 6, 8, mesi di immersione. Ad agosto dopo 3 mesi di immersione si forma una associazione in cui dominano: l' Idroide *Tubularia,* i Serpulidi *(Serpula concharum, Hydroides elegans, Spirobranchus polytrema),* Briozoi (quasi tutte le specie già ricordate) con Balani, Molluschi *(Ostrea, Anomia, Hiatella, Musculus* e piccoli e radi *Mytilus),* Ascidiacei *(Ciona intestinalis, Styela partita),* Poriferi, piccole Attinie e diversi Turbellari. Dopo altri 3 mesi (6 mesi a novembre. Fig. 15 f.t.) l'aspetto e la composizione del fouling non sono molto diversi, si nota solo un maggiore spessore e dimensioni più grandi, soprattutto nei Serpulidi e nei Mitili. A gennaio dopo 8 mesi (fig. 16 f.t.) si osserva una diminuzione della massa del fouling a causa del distacco di gran parte dei Serpulidi e dei Mitili probabilmente in relazione alla turbolenza dell'acqua. Si assiste invece ad un discreto sviluppo di *Salmacina, Tubularia* e di Attinie *(Aiptasiomorpha luciae),* si tratta però di un aspetto transitorio perché se il substrato fosse rimasto immerso per tempi ancor più lunghi sarebbe stato ricoperto in prevalenza da Mitili. Pertanto anche per la stazione 3 si può presumere la costituzione] di una associazione con dominanza di Mitili e Balani come risulta dall'esame delle pareti circostanti la stazione. Sono disponibili solo i pannelli di aprile e agosto prelevati dopo 3 mesi di immersione (figg. 11, 12 f.t.). Molto interessante è il pannello di aprile, poiché nel trimestre considerato non c'è stata clorazione: tutta la superficie e ricoperta (fig. 11 f.t.) da Mitili (che sono gli organismi dominanti), Balani, *Tubularia,* Briozoi *(Cryptosula pallasiana, Watersipora subovoidea, Scrupocellaria* sp.), Serpulidi *(Pomatoceros triqueter, Spirobranchus polytrema),* altri Molluschi *(Anomia, Hiatella),* qualche Porifero e numerose teche di Anfipodi. Sul pannello trimestrale di agosto (fig. 12 f.t.) sono invece dominanti i Cirripedi (soprattutto *B. amphitrite,* in minor quantità *B. perforatus, B. trigonus* e *Chthamalus stellatus)* con Serpulidi *(Hydroides elegans* e *Serpula concharum),* 1 sola *Watersipora, Obelia dichotoma,* alcune *Ostrea* e diverse piccole Attinie della specie già ricordata.

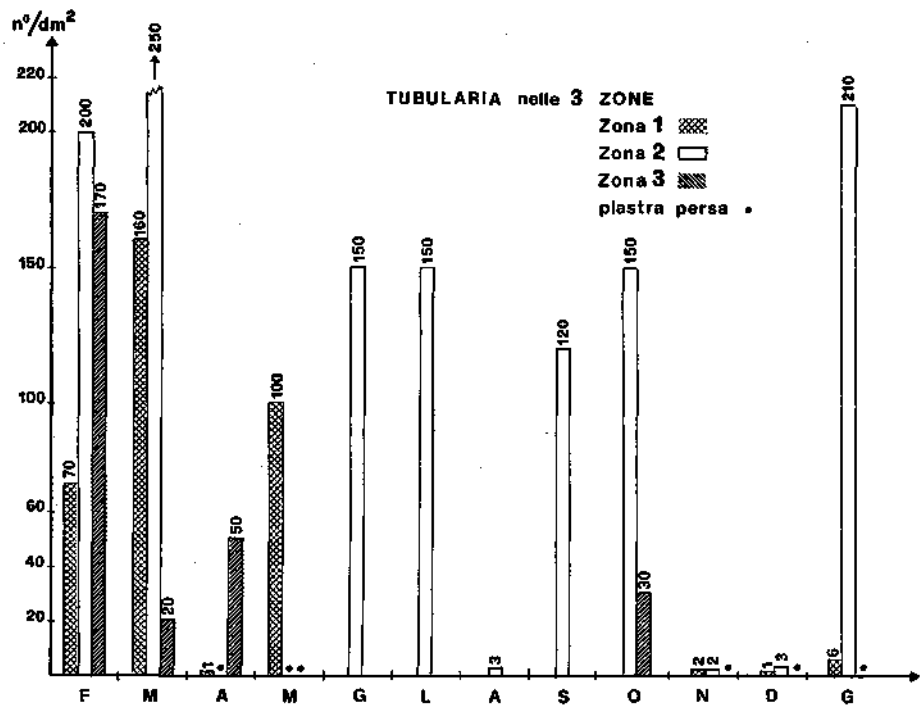


FIG. 17. Insediamento di *Tubularia mesembryanthemum* su pannelli mensili immersi nelle tre stazioni.

D) Osservazioni sui periodi di insediamento e sull' accrescimento dei principali macrorganismi.

Idroidi

Delle cinque principali specie di questo gruppo (vedi Tab. I) solo per *Tubularia mesembryanthemum* è stato possibile fornire un valore quantitativo espresso dal numero di idrocauli per dm^2, come riportato nel grafico della fig. 17. *Tubularia* si è insediata alla stazione posta in mare (n° 1) solo durante i mesi freddi da novembre a maggio con un massimo di 160 idrocauli/dm^2 in marzo, gli idrocauli più lunghi, fino a 3,5 cm sono stati rinvenuti in febbraio.

Alla stazione 2 questa specie si è insediata praticamente tutto l'anno con idropolipi più grandi e in densità sempre superiore alle altre sta-

zioni (mancano però i pannelli di aprile e maggio), con un massimo in marzo anche in quest'ultima zona (250 idr./dm^2).

Invece alla stazione 3 il massimo valore di densità è stato riscontrato

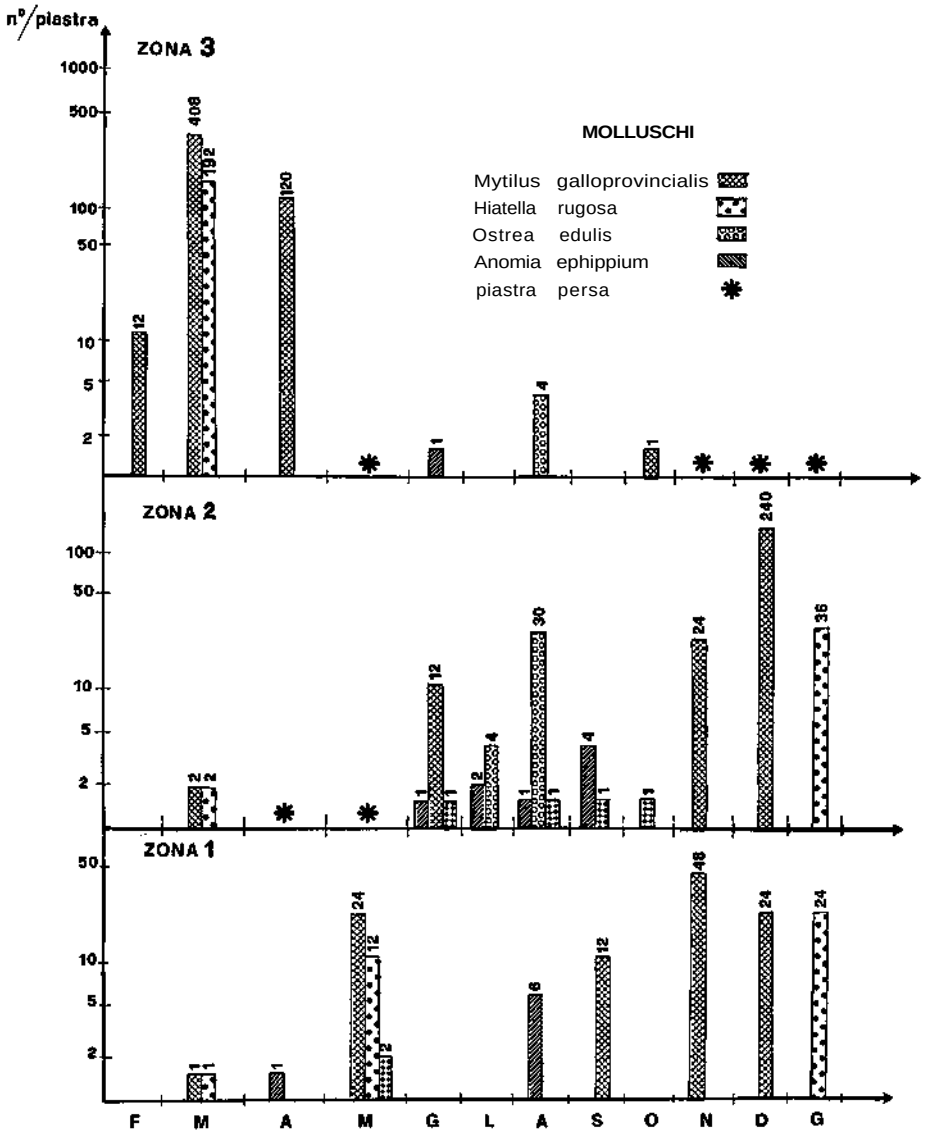


FIG. 18. Insediamento dei molluschi sui pannelli mensili immersi nelle tre stazioni.

a febbraio e i polipi più lunghi, fino a 3,5-4 cm, sono apparsi in aprile.

Clytia johnstoni si insedia quasi tutto l'anno sui pannelli mensili delle 3 stazioni con preferenza per la stazione 1. Un comportamento simile sembrano avere anche *Obelia geniculata* e *Obelia dichotoma.*

Molluschi

Mytilus galloprovincialis, che è il Lamellibranco più comune sui pannelli mensili di tutte e 3 le stazioni, è stato rinvenuto in maggiore quantità nei mesi autunnali alla stazione 1 e 2, in primavera alla stazione 3 (fig. 18).

I periodi di insediamento risultano nel complesso diversi da quelli noti per le acque di Vado Ligure (Ravano e Relini 1970).

Ostrea edulis, che non è stata rinvenuta sui substrati mensili della stazione 1, si è insediata nei mesi estivi nelle altre due zone. *Hiatella rugosa,* è presente nella stazione 1 nei mesi di marzo, maggio e gennaio con un massimo in quest'ultimo mese, come nella zona 2 ; alla stazione 3 risulta presente solo a marzo.

Briozoi

I Briozoi si insediano in prevalenza da maggio a settembre ed in maggior quantità alla stazione 1 (fig. 19) ove risulta dominante *Schizoporella errata* mentre alla stazione 2 lo è *Watersipora subovoidea.* Alla stazione 3 questo gruppo di animali si rinviene con qualche piccola colonia sui pannelli immersi per alcuni mesi. Le massime dimensioni su substrati mensili sono state raggiunte alla stazione 2 (ad esempio, colonie di *Watersipora* di 16 mm di diametro).

Serpulidi

I Serpulidi si insediano quasi tutto l'anno ad eccezione della stazione 3 ove peraltro l'insediamento è sempre scarso.

Alla stazione 1 il massimo insediamento di *Serpula concharum, Hydroides elegans* e *Spirorbis* sp. (fig. 20) è stato riscontrato nei mesi estivi, lo stesso si può dire per la stazione 2 nella quale però *Spirorbis* è rappresentato solo in agosto e settembre.

Pomatoceros triqueter, invece non si rinviene nei mesi estivi.

Spirobranchus polytrema assente nella stazione 3 è stato rinvenuto quasi tutto l'anno nelle altre due, ma con preferenza per i mesi di settembre ed ottobre. Sui pannelli immersi per periodi più lunghi i più

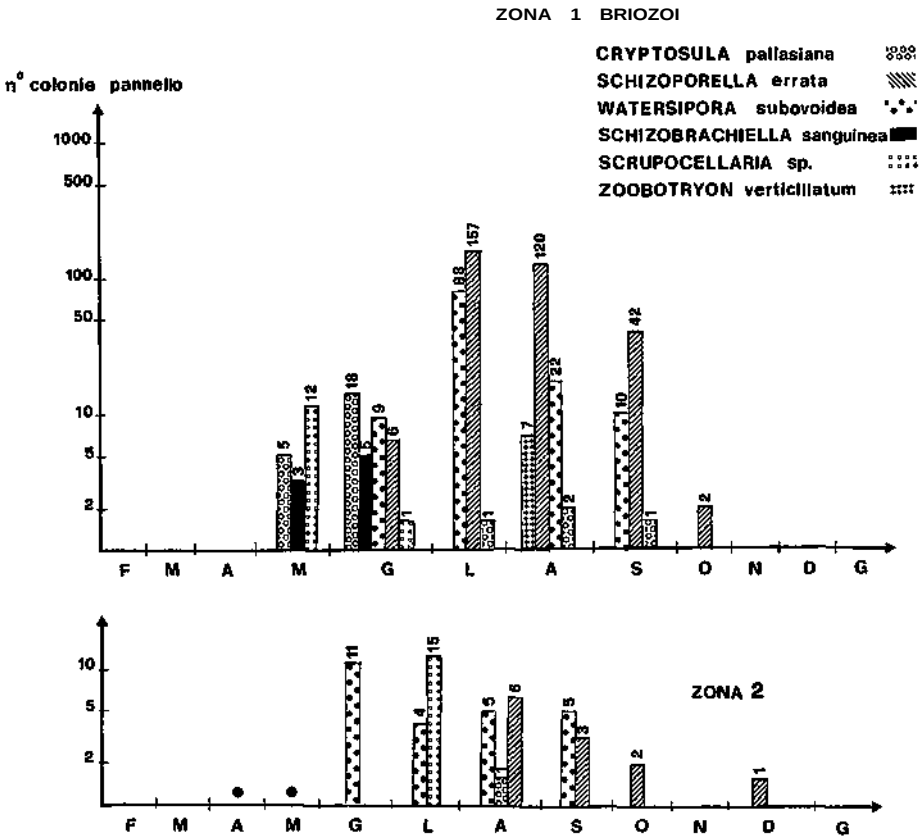


FIG. 19. Insediamento mensile dei principali Briozoi alle stazioni 1 e 2.

alti valori di insediamento sono stati riscontrati alla stazione 2 a novembre, dopo 3 e 6 mesi d'immersione. Sui pannelli trimestrali gli individui più lunghi, fino a 4 cm, sono stati rinvenuti alle stazioni 2 e 3.

Balani

Il maggior numero di Balani è stato trovato alla stazione 1 ove il periodo di insediamento sembra essere il più ampio, interessando, se si considerano anche gli individui più piccoli inclassificabili, tutto il periodo compreso tra febbraio e novembre.

Probabilmente lo stesso periodo sarebbe stato raggiunto anche alla stazione 3 se non fossero stati persi gli ultimi pannelli mensili, comunque

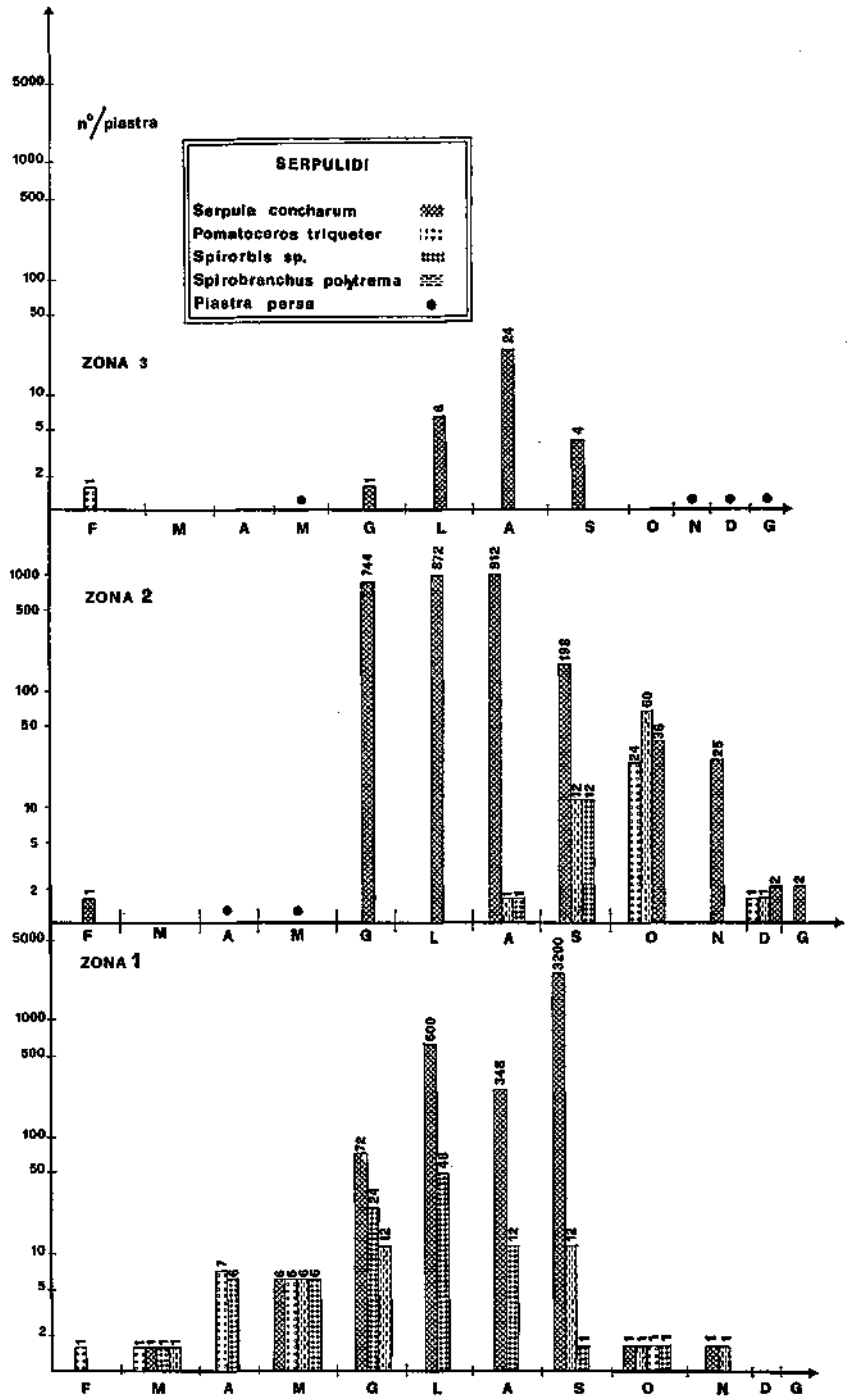


FIG. 20. Insediamento mensile dei Serpulidi nelle tre stazioni.

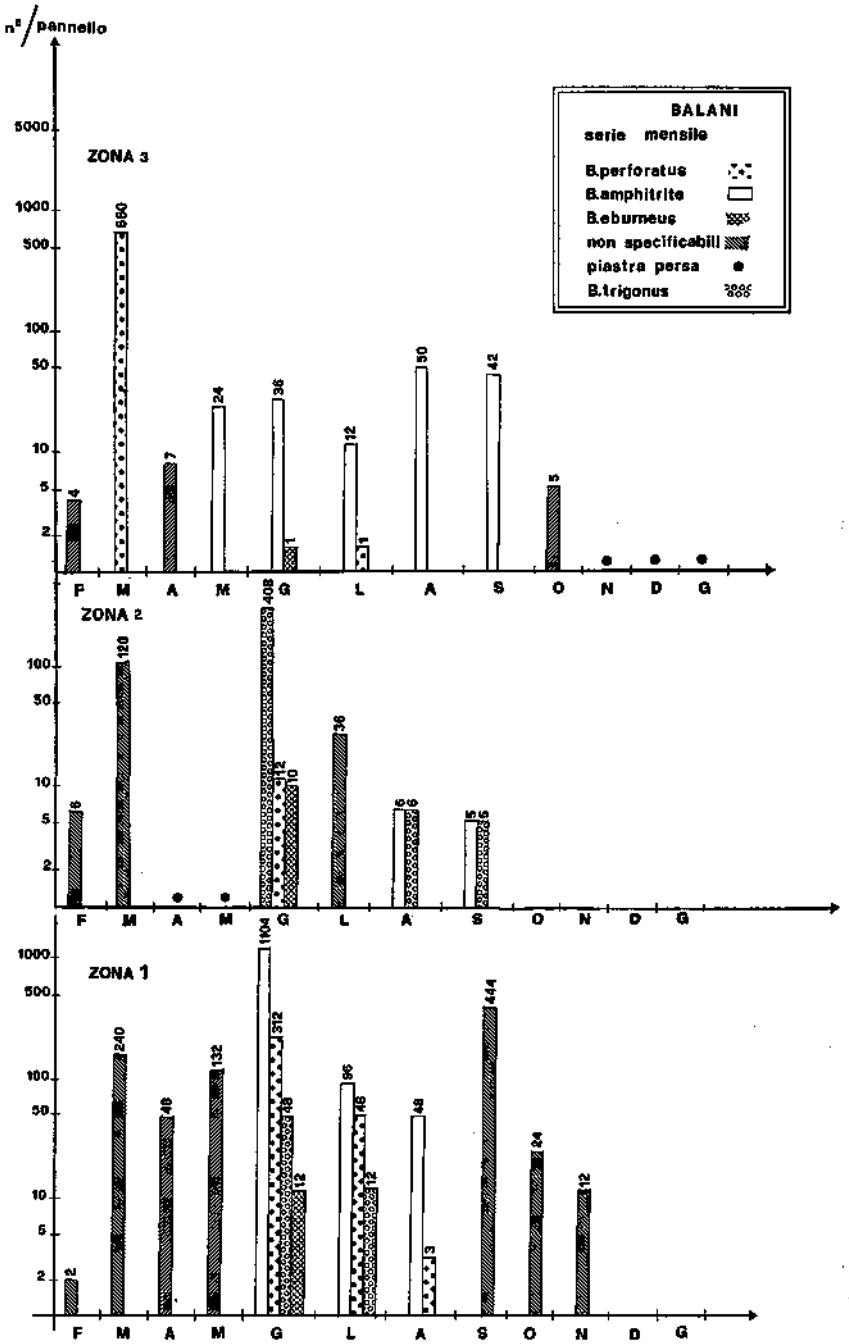


FIG. 21. Insediamento mensile dei Balani nelle tre stazioni.

in questa stazione il numero di individui rilevati è di gran lunga inferiore alla zona 1. Ancora più ridotti sono il periodo di insediamento e il numero di individui alla stazione 2 (fig. 21).

Giugno è il mese di maggior insediamento nelle zone 1 e 2 mentre nella 3 è marzo. Se si considerano i Balani rinvenuti sui pannelli immersi per periodi più lunghi di un mese si può osservare una interessante distribuzione della percentuale delle diverse specie. *Balanus perforatus* domina nelle stazioni 1 e 2 rispettivamente con il 99 % e 49,2 % mentre nella zona 3 il 96,2 % della popolazione dei Balani è rappresentata da B. *amphitrite* che è la specie dominante (73 %) sui pannelli mensili della stazione 1.

La specie che si accresce più rapidamente sui substrati mensili è *B. amphitrite,* che raggiunge i 10 mm di diametro alla stazione 1 in giugno e alla stazione 3 in luglio ed agosto, mentre alla stazione 2 non vengono superati gli 8 mm di diametro rostro carenale. Inferiori sono i valori raggiunti da *B. perforatus,* il quale presenta però i diametri maggiori rispetto alle altre specie sui pannelli immersi alla stazione 1 per periodi più lunghi.

Alla stazione 2, *B. amphitrite, B. perforatus* e *B. trigonus* raggiungono le stesse dimensioni. Alla stazione 3 è invece *B. amphitrite* a presentare il massimo diametro anche sui pannelli di più mesi. Infine val la pena di ricordare che i più bassi valori di mortalità sono stati riscontrati alla stazione 1.

E) Peso umido del fouling

I più alti valori del peso umido del fouling mensile (fig. 2) sono stati trovati alla stazione 2 ove il massimo accumulo si è verificato in febbraio e marzo (77 gr per pannello) in corrispondenza di un insediamento intenso di *Tubularia.* Alla stazione 1 invece i maggiori pesi sono stati riscontrati nei mesi estivi in relazione all'insediamento soprattutto di Balani e Briozoi con un massimo di 65 gr nel mese di giugno. I valori più bassi sono stati rilevati tra ottobre e gennaio e in aprile. La stazione 3 solo in qualche mese ha presentato pesi del fouling superiori a quelli della stazione 1 ; i 49 gr di marzo sono dovuti alle teche degli Anfipodi.

Per la già accennata perdita di alcuni pannelli, il confronto tra i pesi del fouling di substrati immersi per periodi di 3 mesi e più d'immersione, risulta impossibile. Si può solo ricordare che in aprile dopo 3 mesi d'immersione sono stati riscontrati nelle stazioni 1, 2, 3, rispettivamente:

67 gr, 314 gr, 328 gr I pannelli prelevati alla stazione 1 in luglio dopo 6 mesi di immersione e in gennaio dopo 12 avevano un peso di 1618 e 2129 gr dovuto soprattutto allo sviluppo di *Mytilus galloprovincialis* insediatosi ad aprile-maggio.

Alla stazione 2 dopo 6 mesi un pannello prelevato a novembre presentava 877 gr di peso dovuto in gran parte a Serpulidi, Idroidi e Molluschi.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dopo un anno di ricerche sperimentali, in base ai dati raccolti e agli organismi che è stato possibile identificare, si può concludere che le associazioni formatesi sui pannelli delle tre stazioni, specialmente su quelli immersi per tempi più lunghi di un mese, sono qualitativamente e quantitativamente diverse, come in parte era prevedibile.

Nella stazione 1 è stato evidenziato un più netto andamento stagionale, nella stazione 2 si è verificato un maggiore accumulo soprattutto nei mesi invernali; tuttavia anche nei mesi primaverili ed estivi c'è stato un intenso insediamento nonostante la clorazione.

Nel selezionare gli organismi del fouling, alla stazione 2 hanno agito in particolare la velocità dell'acqua e la clorazione che avveniva in modo discontinuo tra aprile ed ottobre, alla stazione 3 sono state soprattutto la temperatura e la turbolenza dell'acqua.

Passando in rapida rassegna i vari gruppi sistematici si può osservare che: le Alghe mancano nella zona 2 e 3 a causa della scarsità di luce e che i Poriferi sono assenti nella 3, probabilmente a causa dell'eccessiva turbolenza delle acque.

Idroidi e Policheti si distribuiscono in modo diverso a seconda della specie. Cirripedi e Briozoi sono in maggior quantità alla stazione 1; in particolare i Briozoi sono estremamente ridotti alla stazione 3, ove sono assenti gli Ascidiacei ed alcune specie di Molluschi.

Inoltre si può notare che i pannelli prelevati all'interno delle condotte sia di adduzione che di scarico, presentano quasi costantemente una associazione con dominanza di *Tubularia mesembryanthemum*, Idroide che sembra si sviluppi bene in presenza di acqua corrente. Il fitto intreccio formato dagli idrocauli della *Tubularia* crea un substrato favorevole all'insediamento delle larve di alcuni organismi che altrimenti troverebbero difficoltà d'insediamento. Alla stazione 2 gli organismi dominanti su pannelli di più mesi sono *Tubularia* e Serpulidi, mentre

non sono molto rappresentati i Mitili che invece ricoprono abbondantemente i pannelli immersi per più mesi alla stazione 1.

Quasi simile alla stazione 2 è probabilmente il fouling della zona 3, tuttavia mancando molti pannelli, per quanto riguarda questa zona, è impossibile dare un giudizio definitivo.

Un'altra specie che compare in abbondanza nelle zone 2 e 3 è *Ostrea edulis,* Mollusco che ricopre le pareti delle condotte, come si è potuto constatare durante una ispezione all'interno delle stesse. Anche i Balani sono discretamente rappresentati alle stazioni 2 e 3, in quest'ultima la specie dominante è *Balanus amphitrite,* mentre nelle altre due è più rappresentato *Balanus perforatus.* Sui pannelli non è mai stato riscontrato *Balanus tintinnabulum* L. che era stato rinvenuto nelle condotte (Relini e Montanari 1973).

Le principali differenze rispetto al fouling della Centrale Enel del porto di Genova (Relini, Montanari e Viale 1974) stanno nella assenza di una facies a Serpulidi, molto ben sviluppata nelle acque di Genova sottoposte a clorazione e un minor sviluppo di *Zoobotryon* nella parte precedente la clorazione.

Infine si può affermare che la clorazione effettuata durante questo ciclo annuale non ha dato i risultati sperati come si può notare dall'abbondante fouling presente specialmente alla stazione 2. L'inefficacia di tale sistema antifouling, a nostro avviso dipende dal funzionamento ad intermittenza dell'impianto, come si può rilevare dalla fig. 2, e dalla eccessiva lontananza del punto di immissione dell' ipoclorito.

Con questa ricerca si è quindi confermato sul piano tecnologico che la clorazione ad intermittenza il più delle volte risulta inefficace quale sistema antifouling, e dal punto di vista ecologico si è potuto evidenziare che tutte le zone dei canali di adduzione in cui non si raggiungono valori del flusso idrico tali da prevenire l' insediamento, sono favorevoli per lo sviluppo di diversi organismi del fouling ed in particolare per l'instaurarsi di una ricca popolazione dell'Idroide *Tubularia mesembryanthemum,* come era stato segnalato per la Centrale Enel sita nel porto di Genova.

RIASSUNTO

Allo scopo di conoscere il tipo di fouling ed i periodi di maggiore insediamento nei canali in cui circola acqua di mare per i sistemi di raffreddamento della Centrale termoelettrica di Vado Ligure, sono state immerse 3 serie di pannelli atossici. Una serie (stazione 1) è stata posta all'esterno delle condotte in vicinanza

dell'imboccatura del canale di adduzione, una seconda (stazione 2) nella zona che precede l'entrata dei condensatori e che è sottoposta a clorazione intermittente, una terza (stazione 3) all'inizio del canale di scarico.

Dall'esame comparativo dell'insediamento degli organismi durante un intero ciclo annuale è stato possibile rilevare una differenza qualitativa e quantitativa sia nella composizione del fouling delle 3 zone sia nei periodi di insediamento e di evidenziare l'inefficacia della clorazione ad intermittenza.

La stazione 1 è quella che presenta maggiori diversità da una stagione all'altra, mentre la 2 è quella a maggiore uniformità con netta predominanza durante quasi tutto l'anno di *Tubularia mesembryanthemum* su cui sono presenti un gran numero di Anfipodi e di Nudibranchi. La stazione 3, la cui acqua è sempre più calda di una decina di gradi rispetto a quella delle altre due zone, generalmente presenta un fouling meno ricco, con predominanza, a seconda dei mesi, di Balani, Anfipodi, Idroidi. L'associazione finale in tutte e tre le stazioni sembra essere caratterizzata dalla dominanza di Mitili e Balani.

BIBLIOGRAFIA

BEAUCHAMP R. S. A. 1969. The use of chlorine in the cooling water system of coastal power station. *Chesapeake Sci., 10,* 280.

GERACI S. e G. RELINI 1970. Osservazioni sistematico ecologiche sui Briozoi del fouling portuale di Genova. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 39* (266), 103-139.

GERACI S. e V. ROMAIRONE 1972. Prevenzione dell'insediamento del fouling mediante ipoclorito di sodio. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli.*

HOLMES N. 1970. Marine fouling in power stations. *Mar Poll. Bull., 1* (NS), 105-6.

LAMB T. J. 1972. Marine fouling control by electrolytic hypochlorite. *Proc. of the third int. cong. on marine corrosion and fouling.* Gaithersburg. Maryland U.S.A., 995-1004.

LOVEGROVE T. e T. W. ROBINSON 1968. The prevention of fouling by localised chlorine generation. *Proc. First Int. Biodeteriorat. Symp.,* 617-638.

MOLLICA A e A. TREVIS 1972. La prevenzione del fouling marino alla superficie delle condotte per adozione di opportune velocità di corrente. *L'energia elettrica, 49* (10), 1-7.

PAOLETTI A. e C. SEBASTIO 1973. Ricerche per eliminare il fouling e soprattutto i Serpulidi dalle condutture di acqua marina prelevata per usi industriali. *Atti III Simposio Naz. Conserv. della Natura, 1,* 75-108.

PARENZAN P. 1965. Eccezionale resistenza del Polichete: *Hydroides norvegica* all'azione del cloro nel mare Piccolo di Taranto. *Rivista chimico-sanitaria, 3* (1), 3.

RAVANO D. e G. RELINI 1970. Insediamento su pannelli atossici immersi nella rada di Vado Ligure (SV). I Molluschi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl.), 52-70.

REDFIEED A. C. e L. W. HUTCHINS 1952. The effect of fouling. Marine fouling and its prevention. Cap. I, 11-14.

RELINI G. 1968. Variazioni quantitative stagionali del fouling del porto di Genova in relazione alla durata di immersione e alla profondità. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 36,* 23-40.

RELINI G. 1971. Problemi di fouling ed inquinamento. *Atti I Simposio Naz. Conserv. della Natura,* 105-112.

RELINI G., G. BAZZICALUPO e M. MONTANARI 1970. Insediamento su pannelli atossici immersi nella rada di Vado Ligure (SV). I Serpulidi. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38* (suppl.), 71-95.

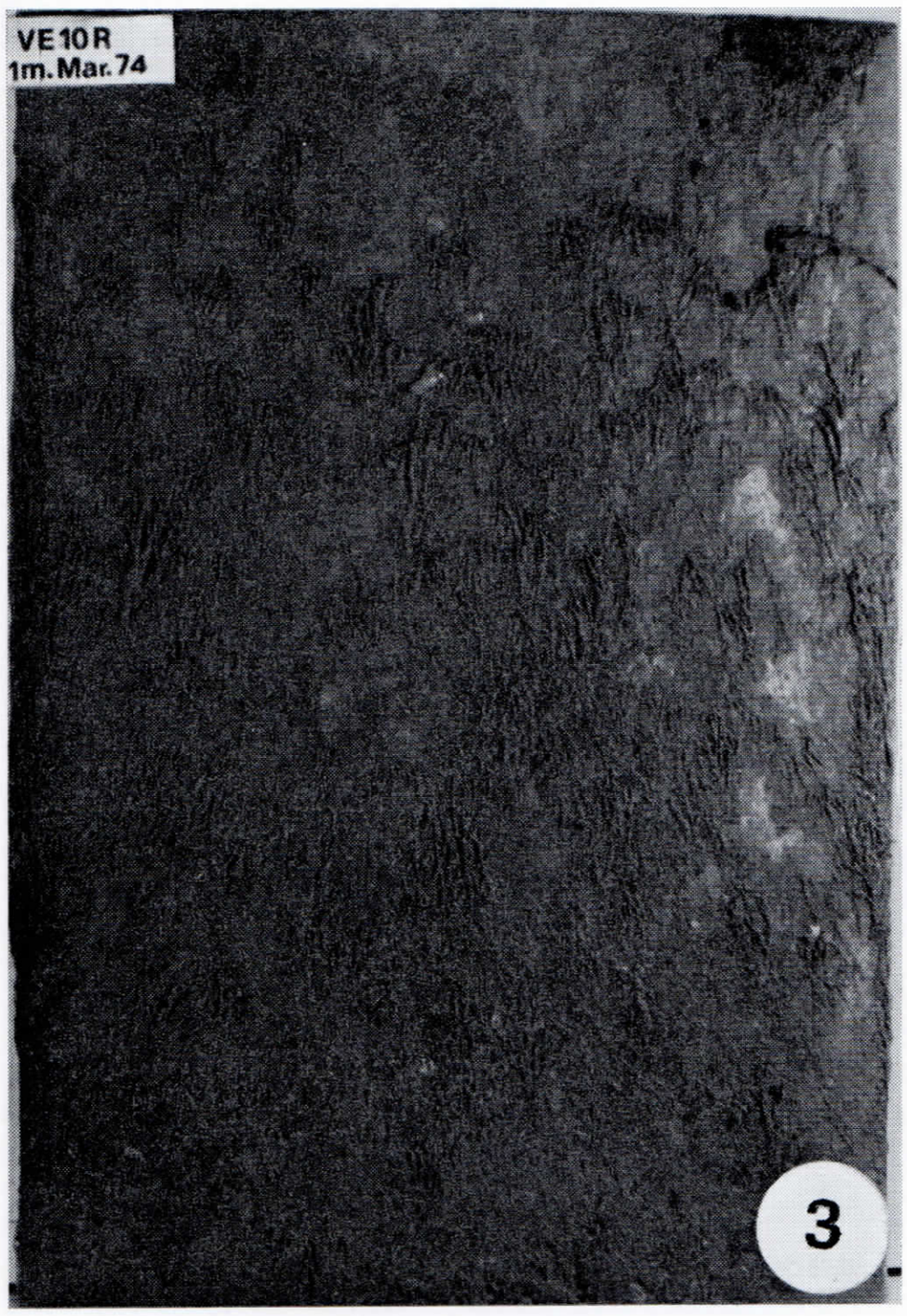
RELINI G. e M. MONTANARI 1973. Introduzione di specie marine attraverso le navi. *Atti III Simposio Naz. Conserv. della Natura, 1,* 263-280.

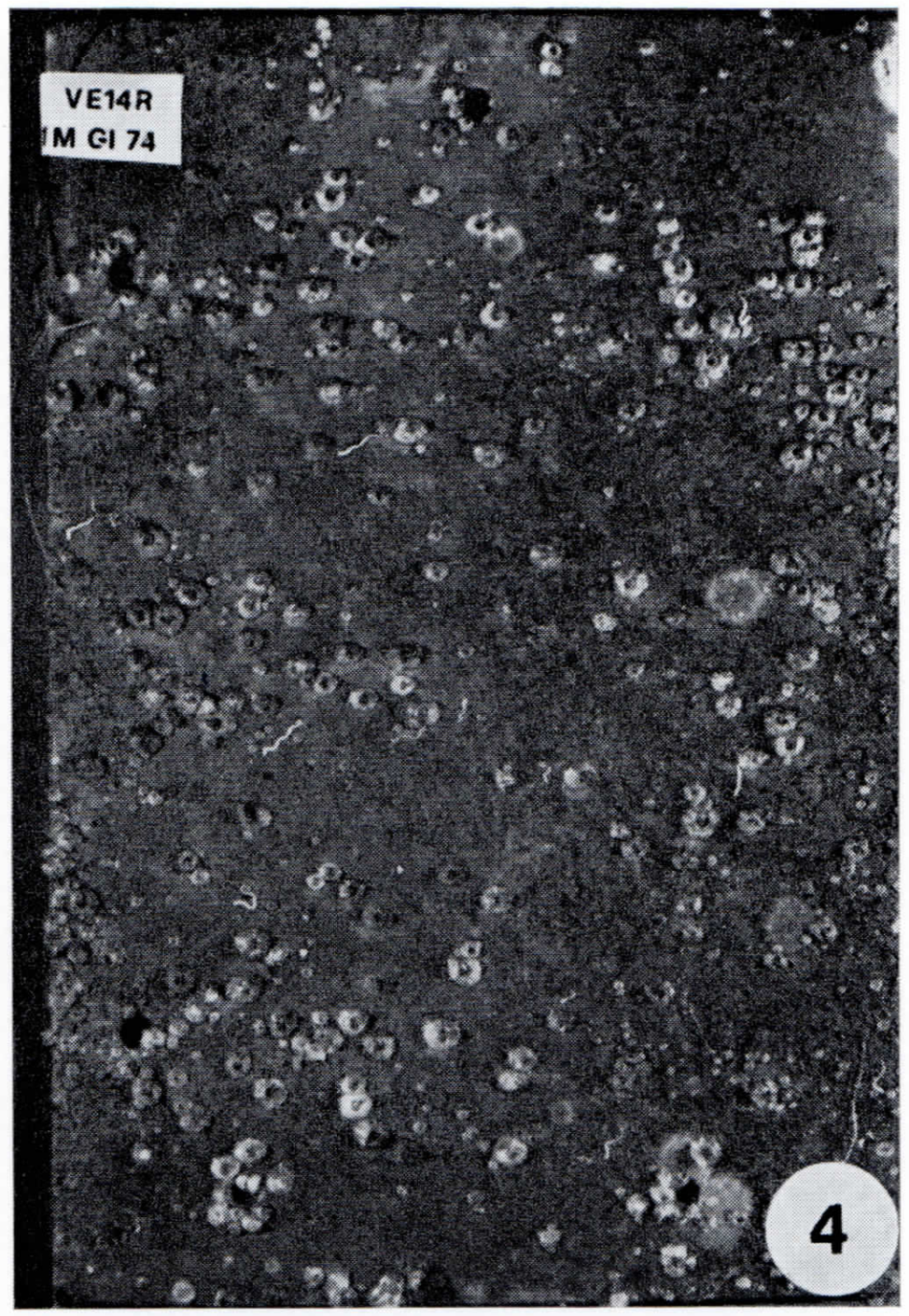
RELINI G., M. MONTANARI e S. VIALE 1974. Insediamento del fouling su pannelli immersi in una condotta marina sottoposta a clorazione. *Atti del IV Simposio Naz. Conserv. della Natura, 1,* 89-121.

RELINI G. e G. G. Rossi 1972. Selezione operata dal flusso dell'acqua di mare sull'insediamento del fouling all'interno di tubazioni. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli. 39,* suppl. 115-127 (1975).

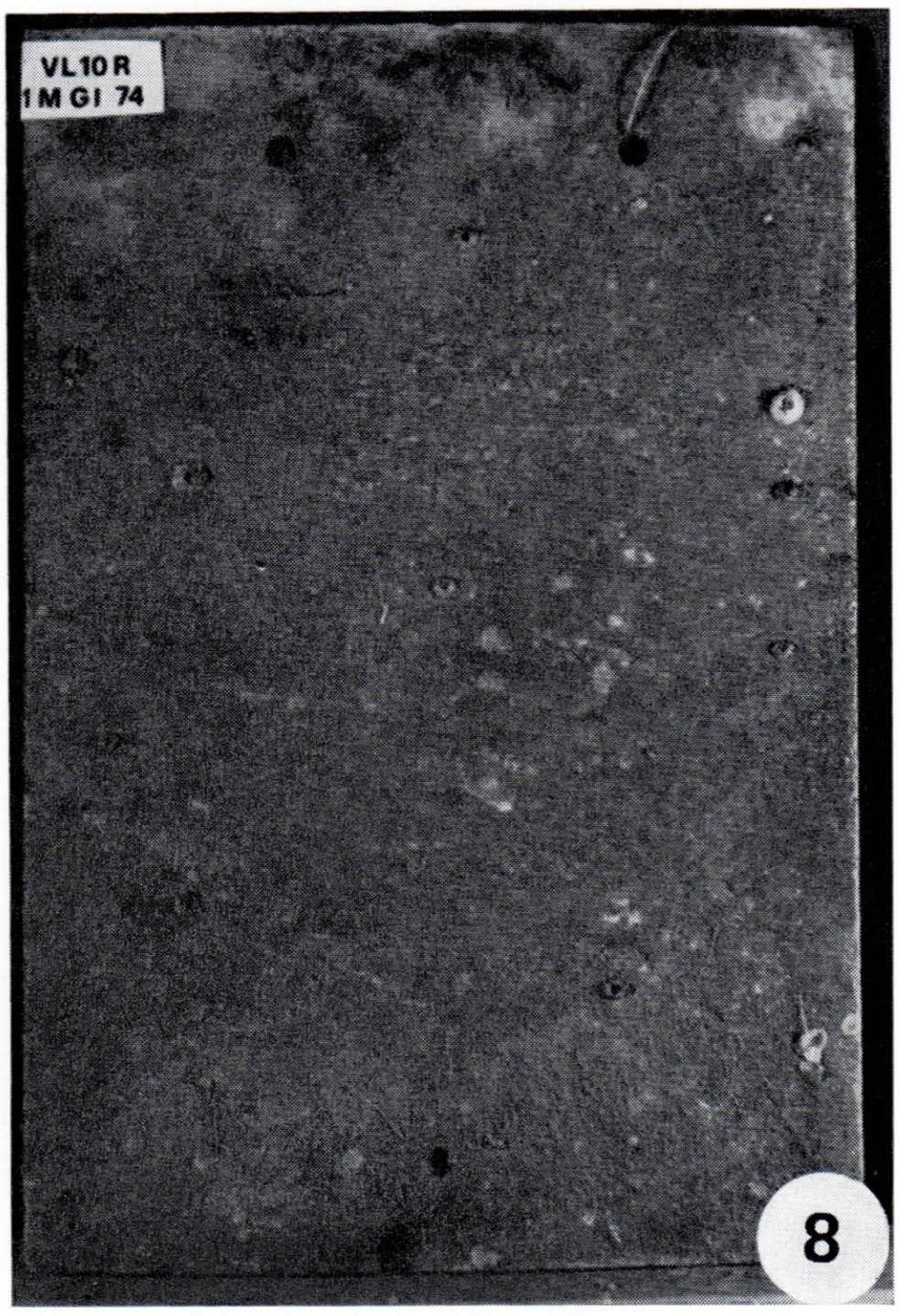
RELINI G. e M. SARÀ 1971. Seasonal fluctuations and successions in benthic communities on asbestos panels immersed in the Ligurian Sea. *Thalassia Yugoslavica,* 7 (1), 313-320.

STRAUGHAN D. 1972. Control of marine fouling in a water cooling system in Tropical Australia. *Proc. of the third Int. Cong. on marine corrosion and fouling.* Gaithersburg, Maryland U.S.A., 880-897.





FIGG. 3-4. Insediamenti mensili alla stazione 1: a marzo con dominanza degli Idroidi (a sinistra) e a giugno con dominanza di Balani e Briozoi (a destra).

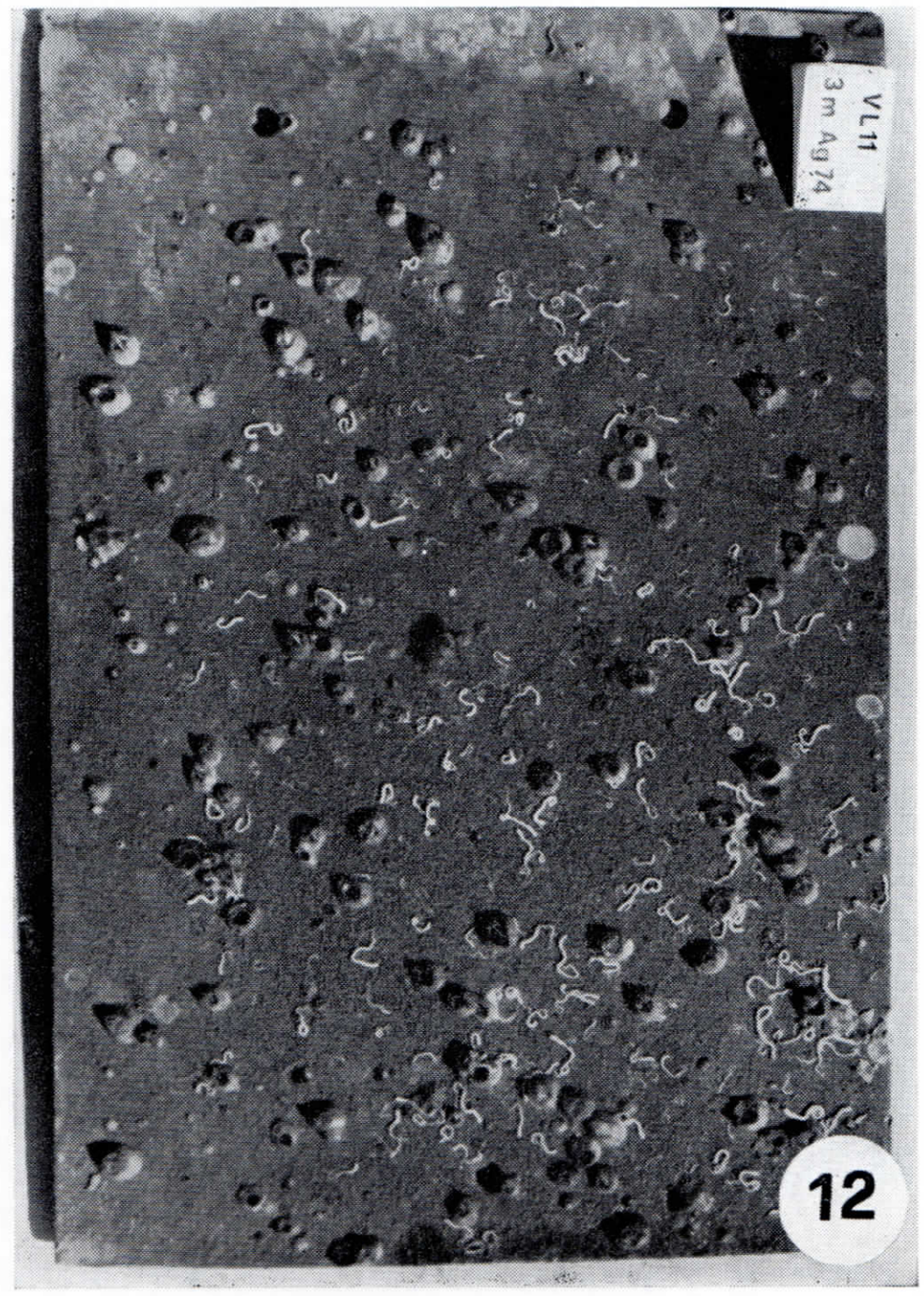


FIGG. 5-6. Denso insediamento di *Tubularia* sui pannelli mensili di marzo (a sinistra) e di giugno (a destra) alla stazione 2.
FIGG. 7-8. Insediamenti mensili alla stazione 3: a marzo (a sinistra) con predominanza di Anfipodi, Balani e Molluschi; a giugno (a destra) con Idroidi (*Obelia*) e Cirripedi.

9

10

11



12

FIGG. 9-10-11-12. Insediamento su pannelli trimestrali. Su pannello prelevato ad aprile alla stazione 1 in alto a sinistra si scorgono Idroidi, Balani, Ascidiacei e Serpulidi. Sul pannello prelevato lo stesso mese alle stazioni 2 e 3 si notano rispettivamente Idroidi (in alto a destra) e Mitili con Balani (in basso a sinistra). Sul pannello prelevato ad agosto nella stazione 3 sono dominanti Balani e Serpulidi.

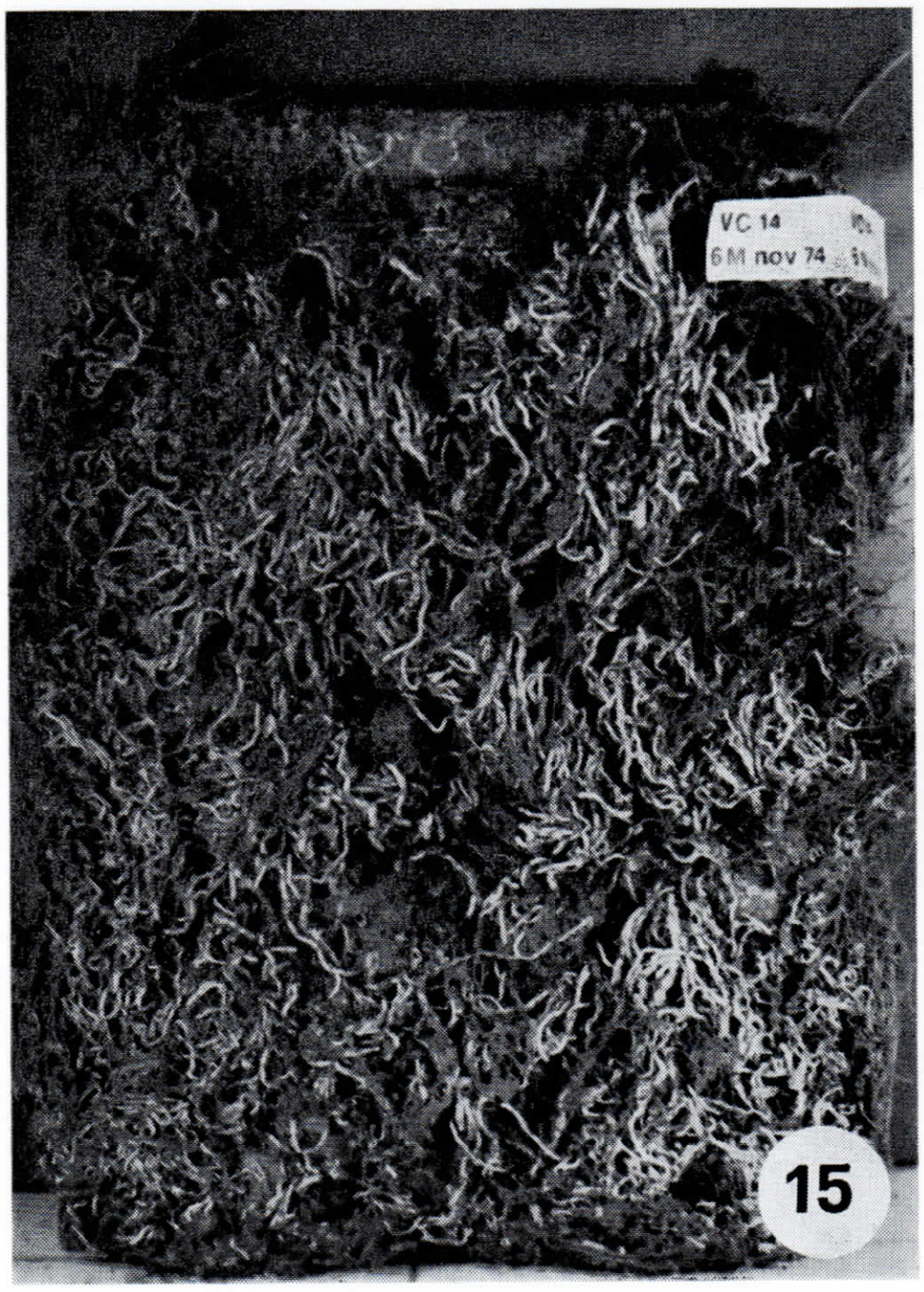


FIG. 13. Pannello prelevato a luglio dopo sei mesi di immersione alla stazione 1 (in alto a sinistra): oltre ai Mitili che risultano dominanti si scorgono alcuni *B. perforatus*.

FIG. 14. Sul pannello prelevato a gennaio dopo 12 mesi di immersione alla stazione 1 (in alto a sinistra), dominano i Mitili.

FIG. 15. Sul pannello prelevato a novembre dopo sei mesi d'immersione alla stazione 2 (in basso a sinistra) risultano dominanti i Serpulidi.

FIG. 16. Serpulidi ed Idroidi dominano sul pannello prelevato a gennaio dopo otto mesi di immersione alla stazione 2 (in basso a destra).

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 257-259
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

DISTRIBUZIONE PER CLASSI DI LUNGHEZZA A VARI LIVELLI DI PROFONDITÀ DI UNA POPOLAZIONE DI *MYTILUS* NEL NORD ADRIATICO

LUISELLA DALLA VENEZIA

Istituto di Biologia del Mare, Venezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

La grande resistenza dei mitili a varie condizioni ambientali, la loro importanza come cibo dell'uomo ed il loro basso livello nelle catene alimentari rendono questi molluschi sempre più interessanti sia sotto l'aspetto dell'ecologia fisiologica in genere, sia come indicatori di diversi tipi di inquinamento. Tra i caratteri morfologici e le funzioni di vita più facilmente accessibili sia ad un ampio esame che ad eventuali rapidi controlli, figurano la forma delle valve e l'accrescimento. Una valutazione esatta però delle variazioni di tali caratteri e funzioni sotto l'influenza dei diversi tipi di inquinamento, per esempio in acque costiere come quelle della laguna di Venezia, può essere effettuata soltanto in base alla loro conoscenza sotto condizioni naturali o almeno ben controllabili.

È stata esaminata una popolazione di *Mytilus galloprovincialis* insediatasi nel corso di due anni e mezzo sui piloni di sostegno della piattaforma oceanografica del CNR ad una distanza di 8 miglia dalla laguna di Venezia verso est. Nella comunicazione viene analizzata la composizione della popolazione per varie classi di lunghezza. Sui pali di ferro della piattaforma sono stati trovati notevoli insediamenti di mitili fino ad una profondità di circa 15 m, cioè fino ad una distanza di meno di un metro dal fondo.

Dall'analisi delle distribuzioni di frequenza per i vari livelli di profondità risulta che gli esemplari piccoli (fino a 3.2 cm di lunghezza) erano rappresentati in percentuali massime vicino alla superficie e vicino al fondo ed in percentuali minime a profondità comprese fra 6 e 9 m. Gli individui di grandezza media (3.2-6.4 cm) raggiungevano la massima frequenza fra 3 e 9 m e gli individui ancora più grandi (> 6.4 cm; lunghezza massima: 9.8 cm) erano rappresentati maggiormente fra 9 e 12 m, mentre erano pressoché assenti vicino alla superficie ed in prossimità del fondo.

Per la spiegazione di una tale distribuzione si possono, per ora, soltanto avanzare delle ipotesi. L'assenza di esemplari grandi nello strato più profondo potrebbe essere dovuto ad un perdurare di masse d'acqua fredda vicino al fondo durante il periodo di massimo insediamento delle larve in primavera; un tale avvenimento viene pertanto supposto per il primo anno dell'esistenza della piattaforma. La mancanza di esemplari grandi vicino alla superficie può essere causata, oltre che da un rallentamento nella crescita dovuto alla esposizione alle mareggiate ed all'aria (al livello più alto), dall'applicazione di una sostanza antivegetativa in prossimità della superficie, che avrebbe ritardato l'insediamento delle larve. Inoltre bisogna tener conto di un'occasionale sfruttamento dei mitili grandi da parte di pescatori dilettanti, probabilmente avvenuto soprattutto nella metà superiore dei piloni.

SUMMARY

SIZE COMPOSITION OF A NORTH-ADRIATIC MYTILUS POPULATION AT DIFFERENT WATER DEPTHS

The growing interest in mussels as a subject of studies in physiological ecology and as possible indicators of different types of pollution is mainly due to their great resistance under various environmental conditions, their importance as human food and the low level which they occupy in the food chains. Among the morphological characters and the functions of life which are most easily accessible to a broad examination as well as to incidental rapid monitoring are shell form and growth. However, a correct evaluation of variations in these parameters under the influence of various types of pollution, e. g. in coastal waters such as those of the Lagoon of Venice, must be based on a knowledge of their «normal» range under natural, or at least well defined, conditions.

Hence, a study was carried out on a population of *Mytilus galloprovincialis* which had settled during a 2 ½ year period on the iron pilings of an Oceanographic platform of the Italian National Research Council (C.N.R.) located in the Adriatic Sea about 8 miles east of the Lagoon of Venice. Considerable fouling of the pilings by *Mytilus* was found down to a depth of ca. 15 m, i. e. to less than 1 m from the bottom.

From an analysis of the length frequency distributions at different depths the following results were obtained: small individuals (up to 3.2 cm length) were represented by maxima near the surface and near the bottom and by minima from 6 to 9 m depth; individuals of intermediate size (3.2 to 6.4 cm) attained their maxima from 3 to 9 m depth; the still larger individuals (> 6.4 cm length; maximum: 9.8 cm) had the highest frequency from 9 to 12 m depth while being almost absent near the surface and in proximity to the bottom.

At present, only hypotheses can be proposed to explain this distribution pattern. The absence of large individuals at the deepest levels could be due to a persistence of cold water masses near the bottom during the period of maximum larval settlement in spring; the occurrence of such an event is therefore suggested for the first year of existence of the Oceanographic platform. The absence of large

individuals from the near-surface stratum might be caused by retarded growth due to exposure and wave action (at the highest level), as well as by the application of an antifouling coating near the surface, which could have hampered larval settlement. Moreover, occasional exploitation of the mussel population by amateur fishermen has to be taken into account; this is likely to have occurred mainly on the upper half of the pilings.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 261-272
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

LA PISCICULTURA ITALIANA D'ACQUA SALMASTRA — SVILUPPI RECENTI E PROSPETTIVE

GINO RAVAGNAN

Centro Ittiologico Valli Venete, Val Pisani Ca' Venier (Rovigo)

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975*)*

ABSTRACT

Italian brackish-water fish culture coincides largely with the ancient practices called « valliculture », which are principally based on the ascent of the juvenile stages of certain (catadromous) species of fish from the sea to the lagoons and their return to the sea after one or more growing periods.

The traditional valliculture has almost completely lost its economic attractiveness, due to profound changes in the natural environment and in the social framework of those involved in the respective activities. The traditional valliculture can be replaced by a modern one, hinged upon units of intensive culture (suitable to allow raising of the production up to several tens of tons per hectare) as well as upon units of semi-intensive culture (designed to render productive extensive areas). Such a modernized valliculture has ample prospects of development in the North Adriatic region (Valli of the Lagoon of Venice and of Comacchio) as well as in southern Italy (new installations).

There are, however, particular difficulties to be overcome, among which supply of juvenile stages is one of the most important. The problem of artificial reproduction of the cultured species has been tackled first at the laboratory level by the Ichthyological Centre of the Venetian Valli (C.I.V.V.) and successively at the industrial level by the Industrial Society for Artificial Fish Reproduction (S.I.R.A.P.). The first species for which the objective of artificial reproduction at the industrial level has been attained is the seabass *(Dicentrarchus labrax).*

INTRODUZIONE

La Piscicultura italiana di acqua salmastra coincide soprattutto con quella antica forma di allevamento estensivo denominata « vallicultura ».

Essa prende il nome da quegli specchi d'acqua inseriti nelle lagune o in zone paludose deltizie o semplicemente litoranee, che, circoscritti in origine da barriere di pali, cannicci, reti e più recentemente da argini ed opere di regolazione e di pesca di carattere stabile, furono chiamati « valli », per estensione all'intero complesso del significato « valium » (difesa, separazione) che etimologicamente, invece, indica soltanto gli apprestamenti di riparo e contermine tra le acque controllate e quelle libere.

La nascita di questa attività fu conseguente alla osservazione di un fondamentale fenomeno che governa il comportamento di molte specie ittiche — in particolare dell'orata, del branzino, dei mugilidi e dell'anguilla — fenomeno denominato, nel linguaggio della vallicultura, « montata » e « smontata ».

Il mare offre ai pesci le condizioni indispensabili per la loro riproduzione e un sicuro riparo dai rigori invernali; l'ambiente lagunare o palustre offre invece abbondanza di alimento ma, per la sua bassa capacità termica, scarsa protezione dal gelo.

Gli avannotti, dunque, nascono in mare e risalgono — cioè « montano » — a primavera verso gli specchi lagunari, ove trascorrono la stagione calda trovando temperature e nutrimento favorevoli ad un rapido accrescimento. Nel tardo autunno, divenuti giovani pesci, sospinti dagli stimoli riproduttivi o dalla necessità di trascorrere l'inverno in acque meno fredde, ridiscendono — cioè « smontano » — al mare.

Questo stesso fenomeno governa la vita dell'anguilla, con la variante che questo pesce monta sempre e soltanto allo stadio di « cieca », soggiornando poi all'interno delle lagune o stagni o fiumi (nelle zone cioè di « pascolo ») sino alla sua maturazione sessuale cioè per diversi anni. L'anguilla, pertanto, scende al mare spinta soltanto dallo stimolo riproduttivo, non dal bisogno di sfuggire al freddo, dal quale si difende infiggendosi nel fango dei « pascoli ».

La primitiva vallicultura consistette quindi nel consentire la « montata » del pesce e nell' impedire la « smontata ». In tali termini, essa, più che come attività di allevamento appare come coordinamento di operazioni e di apprestamenti intesi a favorire il convogliamento, il « pascolo » e la cattura del pesce.

Strutture e funzionamento di una valle da pesca toccano il massimo di semplicità là ove vi sia abbondanza di « montate » e dove il clima non ponga problemi di sopravvivenza invernale per il pesce trattenuto nei bacini vallivi. Per contro una valle che non goda di queste condizioni deve provvedere alle « semine » del novellame, nonché disporre di

appositi bacini di « svernamento ». A questo secondo tipo appartengono le valli dell'alto Adriatico e sono appunto esse (quelle venete in particolare) che, raggiungendo la massima complessità strutturale e organizzativa, costituiscono la « vallicultura » per antonomasia.

VALLICULTURA TRADIZIONALE

Entrando ora nel vivo del tema « allevamento », passiamo ad illustrarne molto sommariamente la tecnica tradizionale e quindi quella moderna, premettendo che le specie generalmente allevate sono le seguenti[1]:

— *Sparus aurata* L. (orata)
— *Dicentrarchus labrax* (L.) (branzino o spigola)
— *Liza aurata* (Risso) (lotregano)
— *Chelon labrosus* (Risso) (bosega)
— *Mugil cephalus* L. (volpina)
— *Liza saliens* (Risso) (verzellatta)
— *Liza ramada* (Risso) (bottolo)
— *Anguilla anguilla* (L.) (anguilla)

Si tratta di specie eurialine ed euriterme; fatta eccezione per l'anguilla, esse sono poco resistenti al freddo. Nessuna di esse si riproduce in valle.

Il metodo di allevamento tradizionale consiste nell' immettere a primavera nei campi vallivi una certa quantità di avannotti; nel radunare il prodotto in autunno per introdurlo in bacini attrezzati contro il freddo (« peschiere »), nel liberarlo nella successiva primavera nelle zone di pascolo, ripetendo tali operazioni fino al raggiungimento della maturità commerciale del prodotto e alla sua raccolta. Fa eccezione l'anguilla, che viene lasciata in permanenza nelle zone di « pascolo » e quindi catturata al termine del suo periodo trofico.

Il ciclo di produzione risulta (riferito alle valli dell'alto Adriatico) di uno-due anni per l'orata, di tre-cinque anni per i cefali e il branzino, di sette-nove anni per l'anguilla. In quanto alla produzione, essa, in una valle tradizionale, fertile e bene attrezzata, può mantenersi intorno ai 150 kg per ettaro.

[1] Nomi scientifici secondo Tortonese (1970, 1975).

L'alimentazione di tutto il popolamento ittico è affidata all'ambiente, senza soccorsi di alcun genere, né diretti (mangimi), né indiretti (concimazione, arature ecc.). Si tratta insomma di un allevamento tipicamente estensivo.

Da alcuni anni, a causa di circostanze varie, di cui la più importante è stata la diminuita produzione di anguille per infestione da *Argulus*, è risultato estremamente problematico mantenere il livello medio di produzione entro valori accettabili. Inoltre, l'aumentata incidenza delle spese di esercizio, nonché la sproporzione tra le consistenze immobiliari e l'entità del prodotto, impediscono l'ottenimento di un apprezzabile profitto economico.

VALLICULTURA MODERNA

L'impostazione moderna tende appunto a ripartire le spese su maggiori quantità di prodotto, ottenute con l'appoggio di impianti di produzione intensiva, con l'impiego di mangimi artificiali, con l'utilizzo razionale degli specchi di estensivo.

È stato infatti comprovato che — ricorrendo a particolari accorgimenti — sono realizzabili (anche su estensioni relativamente vaste) produzioni assai elevate, col vantaggio ulteriore di realizzare un prodotto di pezzatura commerciale in tempo ben più breve che non con i metodi tradizionali.

Da qui sono nati i « settori » intensivi per cefali, branzini, anguille, ciascuno concepito e strutturato in modo diverso onde soddisfare le esigenze delle varie specie. I risultati ottenuti sono soddisfacenti tanto sotto l'aspetto tecnico, quanto sotto quello economico.

Le possibilità di produzione possono essere indicate in 2-3 kg/m^2. I rapporti di conversione alimentare vanno dall' 1,5: 1 del branzino al 2: 1 dell'anguilla e al 4 circa : 1 del cefalo. Come si può notare, i valori meno favorevoli riguardano il cefalo, pesce che, se richiede mangime di costo molto inferiore rispetto alle specie carnivore, rappresenta anche un minor realizzo sul piano mercantile. Questo fatto non è comunque sufficiente a mettere in dubbio la validità economica della tecnica dell'intensivo, pur ponendo in risalto il prezioso apporto energetico che può ancora venire dall'estensivo.

Infatti, lanciando il prodotto dell'intensivo nei « pascoli » dell'estensivo si potrà ottenere una riduzione del costo alimentare che è propor-

zionale all'aumento di peso. A tal fine vanno però osservate alcune precauzioni, in particolare:

1º - scegliere per il lancio individui di taglia tale da essere capaci di forti incrementi corporei, presentando al tempo stesso alte percentuali di sopravvivenza;
2° - predisporre l' ambiente estensivo con una idonea preparazione (aratura, erpicature, concimazione, ecc.);
3° - allenare il pesce all' azione di ricerca di cibo già nell'ultima fase di allevamento intensivo;
4° - non sovraccaricare l'estensivo oltre i limiti della sua propria portanza biologica.

A questo punto, il definire ancora « estensiva » una tale fase di allevamento appare affatto improprio: essa infatti non sarà più autonoma, ma attingerà la « semina » dal prodotto semi-finito dell'intensivo. Riteniamo perciò che sia più rispondente alla realtà parlare di «semintensivo».

Sull'alimentazione tanto artificiale quanto naturale del cefalo sono in corso ricerche assai promettenti (Ghion e Grimaldi 1976). Vi accenniamo di sfuggita soltanto per esprimere il convincimento che l'esito di queste ricerche avvalorerà ulteriormente l'impostazione già assunta dalla nuova vallicultura, quella cioè di costituire un tutto organico tra intensivo e semintensivo, unico mezzo — secondo noi — per raggiungere elevate produzioni e per mettere razionalmente a frutto estensioni anche vastissime.

Nel moderno ciclo produttivo le principali fasi di allevamento divengono dunque le seguenti:

1º - semina degli avannotti in vasche, al coperto prima, allo scoperto dopo;
2° - allevamento intensivo di primo anno;
3° - svernamento in vasche riscaldate o in bacini esterni attrezzati;
4° - immissione nei bacini intensivi di 2° anno;
5° - raccolta e vendita di una parte del prodotto e svernamento del residuo;
6° - immissione del residuo nelle zone semintensive;
7° - raccolta di tutto il prodotto del semintensivo.

Esperienze fatte ci dicono che un ettaro di intensivo può sostenere cento ettari di semintensivo e che un semintensivo bene assistito può produrre 200 kg/ha.

Intensivo e semintensivo non devono dunque essere considerate come due impostazioni tecniche, antitetiche ed alternative. Infatti, ciò che serve oggidì non è una scelta brusca e radicale tra il metodo tradizionale e quello nuovo, bensì una sintesi equilibrata ed elastica tra lo sfruttamento razionale dell'ambiente ed una moderna tecnica che lo svincoli dai limiti naturali.

PROSPETTIVE DI SVILUPPO

Quanto siamo andati qui dicendo fa riferimento soprattutto alle Valli Venete. Proprio esse infatti hanno imboccato per prime la via dell'ammodernamento e non v'è dubbio che si schiuda loro la possibilità di divenire una espressione di Piscicultura salmastra notevole sotto il profilo tecnico, imponente per estensione territoriale (tabella 1). Nella sua

TABELLA 1.

Piano di sviluppo della vallicultura in alcune aree dell'Adriatico Settentrionale (superficie in ha).

	Estensione totale	*Aree destinabili a piscicultura intensiva*			
		Orate e branzini	*Muggini*	*Anguille*	*Totale intensivo*
Laguna di Caorle	1.703	16	51	36	103
Laguna di Venezia	8.767	95	253	177	525
Lagune del Polesine	7.690	76	254	171	501
Valli di Comacchio	12.800	20	80	50	150
Totale	30.960	207	638	434	1.279

evoluzione la vallicultura veneta appare tuttavia contrastata da difficoltà affatto particolari, quali la necessità di apprestamenti di sverno e la brevità della stagione di accrescimento.

A queste potremmo aggiungere i problemi idraulici posti dal mare e dai fiumi, le condizioni lagunari delicatissime di certi bacini, l'instabilità geologica di alcune zone, cosicché può venire spontaneo di chiedersi come mai la Piscicultura sia nata proprio là dove sussistono tali

e tante condizioni negative. Verrà altresì spontaneo di rilevare quanto più favorite possano risultare Pisciculture consimili se insediate in regioni meridionali.

Vi sono infatti località dell'Italia meridionale che godono di condizioni ottimali, tanto da potervi allevare il pesce a ritmo pieno per nove mesi all'anno e per altri tre mesi a ritmo rallentato.

Il clima meridionale rappresenta una fondamentale condizione favorevole, ma, per determinare quante aziende e di quali dimensioni possano sorgere in un'area così ideale, altre condizioni vanno verificate, quali ad esempio: esistenza di zone umide o basse (quindi naturalmente allagatali), possibilità di utilizzare zone giacenti sopra il livello del mare (le moderne tecnologie infatti lo consentono), disponibilità di acqua dolce (fattore prezioso e raramente abbondante nel Meridione).

Soppesando queste ed altre considerazioni, ci sembra comunque di poter affermare che nel Meridione d'Italia potrà senza dubbio sorgere una itticultura salmastra efficiente e redditizia, la quale non recherà danno, né toglierà importanza, alla Piscicultura settentrionale. Nord e Sud, non solo potranno coesistere, ma, in molti casi, sostenersi a vicenda, specie per quanto riguarda problemi scientifici, tecnici, organizzativi e soprattutto commerciali.

Tra le iniziative italiane di maggior rilievo possiamo citare alcuni allevamenti intensivi e semintensivi già in produzione nelle Valli Venete (particolarmente in Polesine), nonché l'impianto pilota già in buona parte funzionante nelle Valli di Comacchio. Quest'ultimo, assistito da un centro di ricerca appositamente costituito, ha il compito di collaudare su scala industriale tutte le tecniche finora sperimentate. Vi è stata impostata una produzione di circa duemila quintali di anguille e di cinquecento quintali di pesce bianco, prevalentemente branzino.

È in corso di elaborazione anche un progetto generale per la sistemazione dell'intero comprensorio delle Valli di Comacchio (circa 10.000 ettari), progetto che si propone di mettere a frutto le esperienze maturate dall'impianto pilota, applicandole in armonico equilibrio sia a zone utilizzabili ad intensivo sia ai grandi bacini semintensivi. Il traguardo produttivo sarà di almeno 10.000 quintali annui.

Anche nel Meridione d'Italia, sulla costa ionica della Basilicata, è in fase avanzata qualche realizzazione veramente notevole.

Nell'arco di qualche anno potremo registrare — in virtù degli impianti già costruiti o in fase di ultimazione — un apprezzabile aumento nella produzione di talune specie ittiche, soprattutto di anguilla.

Recentemente le Valli Venete hanno predisposto un loro piano di

sviluppo che interessa nel complesso diciottomila ettari e prevede — nel¬ l' arco di un decennio — l' investimento ad intensivo di un 5 % dell'intera superficie e la sistemazione a semintensivo del residuo di 95 %. L'azione potrà estendersi fino al potenziamento produttivo di certe lagune, per vaste che siano; un argomento, questo, assai interessante e sostanziale nel contesto della itticultura salmastra. L'attuazione del piano implicherà un ingente impegno finanziario ed operativo e l'obiettivo potrà essere un aumento della produzione annua pari a circa 300.000 quintali.

La vallicultura tradizionale dovrà necessariamente adottare — nel processo di trasformazione — criteri di gradualità, anche perché la conversione dei vecchi impianti presenta spesso difficoltà ben più considerevoli di quelle imposte dalla costruzione di aziende del tutto nuove, per le quali esiste la possibilità di scegliere l'ubicazione, la natura e la giacitura dei terreni. Tuttavia proprio la vallicultura tradizionale rappresenta la base di partenza più ampia e più organizzata. Al riguardo è necessario sottolineare che allo sforzo dell'imprenditore deve anteporsi, in funzione di coordinamento e di guida, l'azione della pubblica amministrazione. A questa infatti spetta un compito di programmazione intonato agli interessi collettivi, ma conseguentemente anche un impegno di coerenza nelle proprie scelte. Se deciderà per uno sviluppo della itticultura, essa dovrà, ad esempio, impegnarsi al contempo nella difesa dell'ambiente. Infatti, se è vero che la Piscicultura rappresenta di per sè stessa una difesa avanzata opposta al turbamento ecologico, è altrettanto vero che essa è la prima a soffrire e soccombere qualora questo turbamento si verifichi.

Non è detto, con ciò, che insediamenti industriali di vario tipo siano incompatibili con questa attività; alcuni, anzi, potrebbero essere complementari e utili alle Pisciculture, ad esempio quelli di conservazione e di trasformazione dei prodotti ittici. Altri potrebbero essere non nocivi, se opportunamente predisposti e controllati; altri ancora potrebbero venire addirittura inseriti nel ciclo di produzione, per vicendevoli interessi di bilancio termico.

Il fatto che sussistano tutte queste possibilità evita di dover cristallizzare il tessuto economico di una zona, ma rende anche la comunità maggiormente colpevole quando si trovi a dissipare le proprie risorse, impegnandole in modo disordinato, contraddittorio e distruttivo.

Un quadro sinottico delle attività di itticultura, sia già esistenti che progettate, è rappresentato in figura 1.

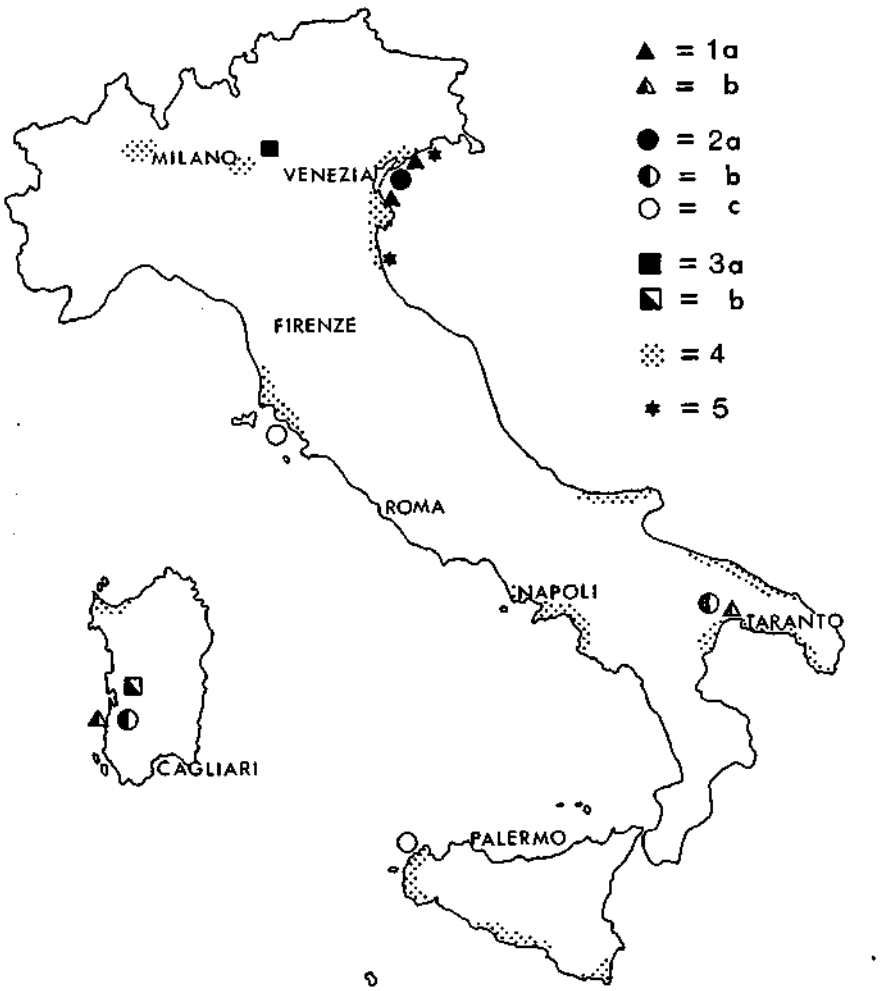


FIG. 1. Distribuzione delle attività di itticultura in acqua salmastra e di anguilli¬ cultura in Italia.

1. Centri di studio e ricerca appartenenti ad allevatori: a) in attività, b) costituendi a breve termine.
2. Stabilimenti per la riproduzione artificiale su scala industriale di specie ittiche marine: a) in attività (appartenenti agli allevatori), b) costituendi a breve termine, c) costituendi a termine non breve.
3. Stabilimenti per la produzione di piccole anguille e di mangime da distribuire ad allevatori: a) in fase di costruzione (appartenenti agli allevatori), b) previsti a breve termine.
4. Zone degli allevamenti di anguille.
5. Centri di commercializzazione dei prodotti ittici.

DIFFICOLTÀ DA SUPERARE

Nel considerare il panorama tecnico di una vallicultura in evoluzione è possibile cogliere fatti, idee, esempi, incoraggiamenti estremamente stimolanti per chi intenda dedicarsi alla itticultura di acqua salmastra; è però anche doveroso rilevare il sussistere di fattori limitanti il sorgere o lo svilupparsi di iniziative imponenti. A tale riguardo citeremo, in ordine d'importanza: 1º l' approvigionamento di avannotti da semina; 2° la commercializzazione del prodotto; 3° la disponibilità finanziaria. In questa sede ci soffermeremo soltanto sui problemi della semina.

Ancor oggi la semina delle valli avviene mediante prelievo di avannotti dal mare; ma, mentre al minor rendimento delle valli si è accompagnata la tendenza del valliculture ad abbondare nelle semine, parallelamente, nei mari si sono purtroppo instaurate condizioni ecologiche sempre meno favorevoli alla riproduzione e alla sopravvivenza degli avannotti (inquinamento, iper pesca, alterazioni ambientali).

Ne è derivato che, nonostante il perfezionamento dei metodi di pesca e di trasporto, e a dispetto del rincaro del prezzo di fornitura, il mestiere di « pesce-novellante », ossia di pescatore di avannotti, ha registrato nell' ultimo decennio un enorme assottigliamento di addetti ed un'assoluta mancanza di giovani rincalzi.

Organizzare una massiccia produzione ittica di specie vallive risulta pertanto, nelle attuali condizioni, quasi impossibile, cosicché si deve ammettere che la vallicultura in generale (estensiva o intensiva, settentrionale o meridionale) poggia su basi piuttosto incerte. Soltanto la riproduzione artificiale — o meglio indotta — delle specie allevate può garantire la sopravvivenza di questa attività, dandole modo di porre in atto un ciclo completo e autonomo.

Già da anni il « Centro Ittiologico Valli Venete » (C.I.V.V.), organismo di studio, ricerca e sperimentazione, creato da vallicultori, aveva posto ed affrontato questo problema. Sin dal 1970, infatti, esso ebbe a registrare i primi successi e allo scadere del 1972 otteneva, su scala di laboratorio, la riproduzione artificiale di cefali, orate e branzini. Le difficoltà incontrate in questa prima fase furono considerevoli e se i risultati apparivano positivi, il problema non poteva tuttavia considerarsi risolto sul piano industriale. Infatti, il produrre quantità massive di novellame con regolarità e certezza presenta aspetti assai complessi di carattere scientifico, tecnologico, organizzativo ed anche finanziario.

Per avere una dimensione indicativa dell'impegno, può essere utile sapere che il normale fabbisogno annuo di novellame dell'attuale val-

licultura italiana dell'alto Adriatico consiste in 15-20 milioni di cefali, 3-4 milioni di orate, 2-3 milioni di branzini. Il potenziamento della vallicultura tenderà a far aumentare la domanda, anche se, nel contempo, il perfezionamento delle tecniche di allevamento migliorerà il rendimento di semina.

Nel 1973 la « Società Industriale Riproduzione Artificiale Pesce » (S.I.R.A.P.), riunendo sforzi e capitali pubblici e privati, iniziò la propria attività a Pellestrina (Venezia), con lo scopo di trasferire sul piano industriale il patrimonio di conoscenze e di esperienze acquisite dal Centro Ittiologico Valli Venete.

Nell' autunno-inverno 1973 si collaudò una catena alimentare fitoplancton-zooplancton e si procedette allo studio e alla sperimentazione di batterie di produzione « fitoplancton-zooplancton-larve di pesce » al fine di individuare il « modulo base » più rispondente ai fini di produzioni dell'ordine di milioni di avannotti.

Nel 1974 fu costruito un complesso d'impianti che fornì i primi incoraggianti risultati. Si intraprese il lavoro dando precedenza a orata e branzino, giacché queste specie si distinguono, nel confronto dei cefali, per un maggior pregio economico. Per l'anguilla, d'altro canto, l' approvigionamento di novellami non si presenta ancora in termini tanto drammatici.

Per quanto riguarda l'orata, è stata messa a punto una precisa e soddisfacente tecnologia di allevamento e maturazione dei riproduttori, nonché di fecondazione delle uova e si giunse a produzioni regolari di 100.000-200.000 larve al giorno. Durante il periodo ottobre-dicembre 1974 si operò con masse di tre a quattro milioni di larve, sostenendole fino ai cinquanta giorni di vita con catena alimentare perfettamente programmata e funzionante a un livello di 100 milioni/giorno di rotiferi che rappresentano l'alimento vivo del primo periodo.

A questa scadenza sorsero difficoltà quasi certamente di natura alimentare, ma probabilmente anche legate a fattori ambientali abiotici che ridussero a valori inaccettabili la percentuale di sopravvivenza degli avannotti. In pratica furono prodotte circa cinquantamila piccole orate (lunghe 3 cm circa), in buona parte seminate nelle valli e per il resto trattenute in stabilimento o inviate al laboratorio del Centro Ittiologico Valli Venete per l' effettuazione di ulteriori sperimentazioni.

Per quanto riguarda il branzino, si ottenne invece un risultato pienamente positivo. Già nel 1973 si ebbero risposte significative e nel 1974-1975 si riuscì a produrre novellame su scala industriale, con percentuali di sopravvivenza valutabili intorno al 30 %. Si ottennero così

circa quattrocentomila avannotti, impegnando una sezione d'impianti pari a un quarto delle potenzialità complessive dello stabilimento. È ora prevedibile che nella stagione 1976 vi sarà la possibilità di produrre semine di branzino in quantità sufficienti da soddisfare le esigenze dei vallicultori.

È ben vero che molto rimane da fare, ma anche che è stata aperta una prima breccia nella barriera che segna il confine tra la vallicultura artigianale, e per così dire « pastorizia », e la vallicultura industriale e specializzata.

RIASSUNTO

La Piscicultura italiana di acqua salmastra coincide largamente con l'attività di « vallicultura », che è una forma di allevamento di tradizioni antiche, il cui funzionamento si basa soprattutto sul fenomeno di « montata » degli avannotti dal mare alle lagune e di « smontata » degli stessi, dopo periodi di accrescimento estivo, dalle lagune al mare.

La vallicultura tradizionale, a causa di profonde modificazioni ambientali e sociali, ha perduto quasi del tutto la validità economica. Ad essa può subentrare una vallicultura moderna imperniata sia su settori di allevamento intensivo (idonei ad elevare le produzioni fino a varie decine di tonnellate per ettaro) sia su settori di allevamento semintensivo (destinati a rendere produttive vastissime estensioni). La vallicultura così intesa ha ampie prospettive di sviluppo tanto nelle zone dell'Alto Adriatico (Valli Venete e Comacchio) quanto nelle zone dell'Italia meridionale (nuovi insediamenti).

Particolari difficoltà devono tuttavia essere superate; tra esse spicca quella di approvvigionamento di avannotti. Il problema della riproduzione artificiale delle specie allevate è stato affrontato dapprima a livello di laboratorio (Centro Ittiologico Valli Venete) e successivamente su scala industriale (Società Industriale Riproduzione Artificiale Pesce). La prima specie per cui l'obbiettivo della riproduzione artificiale a livello industriale è stato raggiunto, è il branzino *(Dicentrarchus labrax).*

BIBLIOGRAFIA

GHION, F. e E. GRIMALDI 1976. Fabbisogno proteico dei cefali *(Mugil cephalus)* di età O +. *Archo Oceanogr. Limnol., 18 suppl. 3,* 303-312.

TORTONESE, E. 1970. Osteichthyes (Pesci ossei), Parte I. Fauna d'Italia X. Bologna, i-xiii + 1-565.

TORTONESE, E. 1975. Osteichthyes (Pesci ossei), Parte II. Fauna d'Italia X. Bologna, i-xviii + 1-636.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 273-293
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

ENDOCRINE ASPECTS OF REPRODUCTION IN TELEOST FISHES [1]

L. COLOMBO, P. BELVEDERE

Institute of Animal Biology, University of Padua

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

In teleost fishes, reproduction is controlled by a concerted interplay of neuro-endocrine mechanisms acting primarily along the hypothalamic-hypophysial-gonadal axis and mediating both genetic factors and environmental influences. The hypothalamus appears to stimulate pituitary gonadotropes, but the nature of this hypophysiotropic action is unknown in fish. Partially purified gonadotropin preparations were shown to maintain gametogenesis and gonadal steroidogenesis in hypophysectomized specimens. There is evidence that gonadotropin(s) may support indirectly gametogenesis through an enhancement of steroid hormone secretion by the gonads. In male teleosts, testicular androgens differ from those of tetrapods inasmuch as they bear an additional oxygen function at position 11. Since both androgens and gonadotropins can restore spermatogenesis or induce spermiation in hypophysectomized fish, it is conceivable that androgens may, at least partially, mediate gonadotropin action on the seminiferous tissue. In the female, ovarian steroidogenesis seems mainly directed towards the production of estrogens during vitellogenesis, whereas formation of 11-deoxycorticosteroids becomes evident at the time of ovulation. Estrogens have been found to increase the plasma concentration of calcium-binding lipophosphoproteins necessary for yolk deposition and to mimic fish gonadotropins in preventing atresia in growing oocytes after hypophysectomy. Therefore, estrogens are likely to act as the terminal hor-

[1] Work aided by grant 72.01033.04 115.4918 from the National Research Council (C.N.R.) of Italy through the sponsorship of the Institute of Marine Biology of Venice. We are grateful to Prof. Bruno Battaglia for encouraging this research and to Prof. Armando Sabbadin for the use of the facilities of the Hydrobiological Station of Chioggia.

mones in the induction of vitellogenesis by gonadotropin(s). On the other hand, 11-deoxycorticosteroids or similar progesterone derivatives can replace completely gonadotropins in triggering meiotic maturation and ovulation of fully-grown oocytes. Thus, gonadotropin(s) may regulate the last phase of the oogenetic cycle by shifting follicular steroidogenesis towards the secretion of 11-deoxycorticosteroids or similar compounds.

INTRODUCTION

Coordination in time and space of reproductive processes is essential to assure species perpetuation. Synchronization of physiology and behavior in mating partners is required for successful gametic transfer. Moreover, reproduction must be often timed with respect to the season and, as in migratory species, to the breeding area in order to facilitate survival of the young. Such adjustments are frequently cyclical and cadenced by either internal clocks and/or environmental rhythms.

In vertebrates, long-term controls of breeding are responsibility of an integrated network of neuroendocrine regulatory mechanisms acting primarily along the hypothalamic-hypophysial-gonadal axis and mediating both genetic programs and environmental influences. In teleost fishes, the study of these mechanisms is complicated by the extreme variability of their reproductive arrangements and sexual attitudes, a fact which suggests a certain flexibility in their endocrine regulation. However, considering the taxonomic dimensions of the teleost group and the limited number of species investigated, it is not surprising to find out that current research is still concerned more with the differentiation of fish endocrine evolution from that of tetrapods than with problems of uniformity within the group. Nevertheless, the growing importance of fish farming and the need to solve difficulties in the artificial breeding of marine fish is presently calling for more research effort in the field of piscine reproductive endocrinology.

The present paper is intended to survey briefly some of the more recent findings, including also results from the authors' laboratory, and to indicate some promising guide-lines for future work.

Hypothalamic control of hypophysial gonadotropin secretion.

In vertebrates, the hypothalamus represents the main connecting unit between the nervous and endocrine systems. It is not only an important

integrating center for many nervous pathways coming from other brain areas and spinal cord but also the source of systemic and local neurohormones. The latter appear to be involved in the control of pituitary function. In tetrapods, they are synthesized by specialized neurosecretory nuclei, released in the neurohemal structure of the median eminence and conveyed to the adenohypophysis via a portal vein system. In teleosts, the indirect or neurovascular link between the hypothalamus and the adenohypophysis has been abandoned in favor of a direct type of innervation of the pituitary glandular cells by neurosecretory axonal endings coming from the hypothalamus. In some instances, the nerve fibers terminate in extravascular spaces, in others they abut directly on the endocrine cells, occasionally with the formation of junctional differentiations called synaptoids (Zambrano, 1970). It seems that the tetrapod and teleost patterns of hypothalamo¬adenohypophysial integration evolved in a divergent way from a primitive condition in which both systems were cooperating. The existence of a neurohemal-portal organization in the infundibular floor together with a neurosecretory innervation of the pars distalis and/or pars intermedia has been described in chondrostei (Kerr, 1968; Lagios, 1968; Hayashida and Lagios, 1969), holostei (Sathyanesan and Chavin, 1967; Lagios, 1970), dipnoi (Zambrano, 1972) and the crossopterygian *Latimeria chalumnae* (Lagios, 1972). Since this fish are surviving and conservative members of groups involved in tetrapod and teleost evolution, their condition may be regarded as ancestral to both phyletic lines.

Histochemical and ultrastructural studies have shown that the pituitary pars distalis of teleosts is innervated by neurosecretory fibers of type B originating likely from the nucleus lateralis tuberis (NLT) in the hypothalamus (see Zambrano, 1972). The role of these axons in the regulation of adenohypophysial secretory activity has been recently investigated using different histophysiological approaches (Ball et al., 1972; Peter and McKeown, 1974; Nagahama et al., 1974). Limitedly to pituitary hormones known to affect reproductive processes, namely gonadotropin(s) (see Hoar, 1969) and prolactin (see Ball, 1969b), the present evidence indicates that gonadotropes and prolactin cells are under stimulatory and inhibitory control, respectively, from the NLT of the hypothalamus.

Zambrano (1971) observed that castration in the gobiid fish, *Gillichthys mirabilis,* caused hypertrophy and enhanced secretion in the gonadotropes, which were correlated with an activation of the

neurosecretory neurons in the lateral NLT region and greater concentration of large granulated vesicles in type B fibers contacting the gonadotropes. These effects were abolished by supplementary androgen therapy. Hypothalamic lesions in NLT, but not in other brain areas, brought about gonadal regression in *Carassius auratus* (Peter, 1970). Gonadotropes were consistently regressed in fish pituitary homotransplants (see Ball et al., 1972). These results support the conclusion that gonadotropes are stimulated by a neurosecretory product from the NLT and that gonadal steroids depress this system through a negative feed-back mechanism, similarly to what observed in mammals (Zambrano, 1969).

In teleost fish, however, a peculiar functional regionalization of the NLT apparently allows it to control also the activity of other cell types in the pituitary. In this respect, Peter and McKeown (1974) have found that complete bilateral destruction of the pars lateralis of the NLT, but not of other parts of it, in *Carassius auratus*, caused a significant increase in serum prolactin, without affecting pituitary prolactin levels. This suggests that the pars lateralis of the NLT in *Carassius* is the sources of a neurohormone inhibiting prolactin release from the pituitary. The existence in teleosts of such an inhibitory regulation, which recalls that reported in mammals (Blackwell and Guillemin, 1973; Schally et al., 1973), is confirmed by the cytologic signs of activation of prolactin cells after transplantation (Ball et al., 1972; Nagahama et al., 1974) and after reserpine treatment (Zambrano, 1972). Synaptoid contacts between neurosecretory B fibers and prolactin cells have been also described (Zambrano, 1972). It seems, however, that prolactin cells are also capable to respond directly to osmotic stimuli and to increase their secretion when exposed to low plasma sodium concentration (Nagahama et al., 1974; Ball and Ingleton, 1973). The evidence for hypothalamic influences on the synthesis and release of the other adenohypophysial hormones in teleosts has been ably reviewed by Ball et al., (1972). So far, no hypophysiotropic hypothalamic neurohormone has been chemically identified in fish.

Hypophysial gonadotropin control of gonadal steroidogenesis and gametogenesis.

Hoar (1969) has recently reviewed the topic of the functional organization of the teleost pituitary. The most distinctive features of the

teleost gland with respect to that of tetrapods are: 1) the extensive penetration of the adenohypophysis by fingerlike processes from the neurohypophysis; 2) the subdivision of the pars distalis into a rostral and proximal pars distalis; 3) the tendency of the various tinctorial cell types of the pars distalis to form regional aggregations more commonly than in mammals.

The teleost adenohypophysis apparently secretes a complement of hormones similar to that of other vertebrates. The allocation of each hormone to the cell type secreting it rests essentially on histophysiological evidence. As regards the gonadotropes, they have usually been found located in the proximal pars distalis. Their identification is based on tinctorial properties and ultrastructural appearance during the sexual cycle or after gonadectomy and eventual replacement therapy (Hoar, 1969). However, it is still controversial whether teleost possess only one type of gonadotropes secreting a single gonadotropin or two types secreting two different gonadotropins as in mammals. Two kinds of gonadotropes have been distinguished in *Anguilla anguilla* (Olivereau, 1967), *Zoarces viviparous* (Oztan, 1966) and *Mugil auratus* (Olivereau, 1968) but only one cell type was observed in *Gillichthys mirabilis* (Zambrano, 1971).

Partially purified gonadotropin preparations from the pituitaries of carp *Cyprinus carpio* (Burzawa-Gerard, 1971) and of Pacific salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Donaldson et al., 1972) have revealed, so far, only a single active principle. However, the possibility that fractionation was insufficient to separate two very similar molecules cannot be safely dismissed. In this respect, although several physiological studies have suggested in the past that reproduction in amphibians and reptiles might depend on a single gonadotropin (Burzawa-Gerard and Fontaine, 1972; Licht, 1972, a, b), the development of more refined purification procedures has recently allowed the identification of two distinct gonadotropins in *Rana catesbeiana* (Licht and Papkoff, 1974a) and *Chelydra serpentina* (Licht and Papkoff, 1974b), analogously to what found in birds (Stockell Hartree and Cunningham, 1969; Wentworth, 1971) and mammals (Papkoff, 1965).

Carp and salmon gonadotropins appear to be glycoproteins with a molecular weight of about 30.000 as their mammalian counterparts but differ from the latter in aminoacid composition, antigenicity and zoological specificity (Burzawa-Gerard and Fontaine, 1972; Donaldson et al., 1972). They are practically ineffective when tested in mammalian systems but can induce a biological response in other tetrapods with a

potency decreasing from amphibians to birds (Licht and Donaldson, 1969; Donaldson et al., 1972; Schmidt et al., 1965). On the other hand, mammalian gonadotropins are less active in lower vertebrates than in mammals. Ovine LH and, marginally, FSH have been shown to elicit gametogenic actions in *Heteropneustes fossilis* (Sundararaj and Anand, 1972) and *Oryzias latipes* (Hirose, 1971), but they were without effect in other piscine assays (Yamazaki and Donaldson, 1968 a; Jalabert et al., 1972). Significantly, carp and salmon gonadotropins stimulated ovarian adenyl cyclase activity in the goldfish (Fontaine et al., 1972) but not in prepubertal rats (Fontaine et al., 1971) whereas the reverse was true for mammalian gonadotropins (Fontaine et al., 1970). Thus, zoological specificity seems to involve not the mechanism of action, which conforms to the model of Sutherland (1968), but the hormone-receptor interaction.

The efficacy of fish gonadotropins in the restoration and maintenance of gametogenesis and gonadal steroidogenesis in hypophysectomized teleosts is well documented. In the hypophysectomized female catfish, *Heteropneustes fossilis*, high daily doses of salmon gonadotropin reinitiated and promoted vitellogenesis, low doses maintained the ripe ovary preventing follicular atresia and a single high dose induced ovulation of last stage yolky oocytes (Sundararaj et al., 1972a). Analogous effects were observed using a partially purified gonadotropic fraction from the carp *Puntius goniotus* (Sundararaj et al., 1972b). In the *Heteropneustes fossilis*, low daily doses of salmon gonadotropin restored spermatogenesis and high doses induced also spermiation (Sundararaj et al., 1971; Sundararaj and Anand, 1972). Similar results were also obtained in the goldfish both with carp (Burzawa-Gerard and Fontaine, 1972) and salmon gonadotropin (Yamazaki and Donaldson, 1968 a, b, 1969). In this species, too, the gonadotropin requirement for vitellogenesis was greater than for spermatogenesis.

In *Poecilia reticulata*, salmon gonadotropin not only caused ovarian growth but also stimulated sexual behavior, probably through an enhancement of ovarian steroid hormone biosynthesis (Liley and Donaldson, 1969). Similarly in hypophysectomized male catfish, the spermatogenic effects of salmon gonadotropin were accompanied by activation of the Leydig cells and hypertrophy of the seminal vesicles. Since the latter are androgen-dependent, their stimulation indicates that androgen secretion by the Leydig cells was likely increased by the treatment (Sundararaj et al., 1971). Recovery of testicular 3ß-hydroxysteroid dehydrogenase (3ß-HSDH) activity was observed in hypo-

physectomized goldfish using the same salmon preparation. However, all this indirect evidence has not yet been corroborated by *in vitro* and *in vivo* experiments designed to determine directly the steroidogenic effects of fish gonadotropins.

Recently, the availability of very sensitive radioimmunoassay methods for the measurement of plasma gonadotropin in the goldfish (Breton et al., 1971) and salmon (Crim et al., 1973) has made possible to study the temporal cycles of gonadotropin secretion in these species with a greater precision than that of previous bioassay techniques. Breton et al. (1972) have described, in *Carassius auratus,* a Circadian variation of the plasma gonadotropin concentration with a peak at 11 a.m. A marked discharge into the blood of the hormone was also noted at the time of ovulation. Crim et al. (1973) have found that sexual maturation in *Oncorhynchus tshawitscha* is associated with an increased secretion of gonadotropin which attains the maximum at the time of spawning. Levels of circulating gonadotropin were consistently much higher in mature females than males.

In some teleost fish, another pituitary hormone, prolactin, which is secreted by erythrosinophilic cells of the rostral pars distalis, has been shown to participate in both the sexual and parental phases of reproduction. Its role, however, does not seem to be gonadotropic, as in the rat (Bern e Nicoll, 1969), but rather to synergize or to antagonize or to complete that of gonadotropins and gonadal hormones, according to the case (Ball, 1969b). Androgens plus prolactin are required for full growth and secretory activity of the seminal vesicles of *Heteropneustes fossilis,* either hormone alone having no significant effect (Sundararaj and Nayyar, 1969). Boisseau (1967) demonstrated that the development of the marsupium in male *Hippocampus* for the incubation of developing eggs is under gonadotropic and testicular control, whereas proliferation and secretion of the marsupial epithelium during incubation depends upon the presence of prolactin. In certain cichlid fish, prolactin inhibited fighting and feeding and elicited parental behavior (fanning of eggs with the pectoral fins) while gonadotropins had the opposite effects (Blum and Fiedler, 1965).

Prolactin is also known to have an important function in the osmoregulation of euryhaline teleosts (see Ball, 1969 a, b; Ball and Ensor, 1969). It is essential for survival in fresh water by limiting the outflux of sodium from the body, and facilitates permanence in dilute sea water by reducing the rate of sodium exchange. In *Mugil cephalus,* a catadromous euryhaline species, prolactin cells appeared activated

in fresh water and depressed in sea water (Abraham, 1971). The inability of this teleost to reproduce in fresh water might be due to an interference in gonadotropin secretion resulting from the stimulation of prolactin output, as suggested below.

Testicular steroidogenesis and androgen control on spermatogenesis and sexuality.

The gonads of teleost fish differ from those of land-living vertebrates in their early ontogeny as well as adult organization and endocrine competence, as recently reviewed by Hoar (1969) and Lofts and Bern (1972). In teleosts, the gonadal primordium does not have the double origin typical of most vertebrates but differentiates from a single proliferation of the peritoneal epithelium. In adult males, the seminiferous tubules of the testis, in contrast to those of tetrapods, lack a permanent lining of germinal epithelium and display a cystic pattern of spermatogenesis. For this reason they are sometimes called lobules and not seminiferous tubules. Moreover, the location of the steroid-producing elements is not restricted to the interstitial pattern characteristic of amniotes, but includes perilobular and extralobular arrangements. Leydig-type cells distributed within the lobule wall, perilobular or lobule boundary cells, have been described in some freshwater and marine teleost whereas a segregation of similar cells outside the spermatogenic area characterizes fishes of the genera *Gobius* and *Blennius* (see Colombo and Burighel, 1974).

The testis of teleosts presents distinctive features not only in its morphology but also in its steroid biochemistry. It is now well-documented that teleost androgens differ substantially from those of tetrapods inasmuch as they have a hydroxyl or keto group at the II position. After the isolation of 11-ketotestosterone from peripheral plasma of male *Oncorhynchus nerka* (Idler et al., 1960; Schmidt and Idler, 1962) and *Salmo salar* (Idler et al., 1964), several *in vitro* studies have conclusively demonstrated that 11-oxygenated androgens can be synthesized by teleost testis.

Discrepancies do exist, nevertheless, in the proposed routes of biosynthesis of these compounds as discussed by Colombo et al. (1972) and Ozon (1972). In particular, all the reports in the literature postulate that 2ß-hydroxylation follows androgen formation from a 17 α-hydroxylated C_{21} steroid. That the reverse may also occurs, however, is

suggested by *in vitro* work conducted in our laboratory. After incubation of progesterone-4-^{14}C with testicular tissue of *Gillichthys mirabilis* and *Roccus saxatilis,* 21-deoxycortisol was obtained as a major metabolite together with 17 α-hydroxyprogesterone, 11 ß-hydroxyandrostenedione and small amounts of androstenedione and testosterone (Colombo and Bern, 1971; Colombo and Belvedere, 1977. Analogously, the testis of *Dicentrarchus labrax* converted pregnenolone-4-^{14}C mainly to progesterone, 17 α-hydroxyprogesterone, 21-deoxycortisol and 11 ß-hydroxyandrostenedione. Steroid metabolites were always isolated by reverse isotope dilution and identified through their isopolarity and isomorphicity with standard compounds. Androstenedione and testosterone have not yet been detected (Colombo and Belvedere, unpublished).

The net prevalence of the yield of 21-deoxycortisol over that of 11-deoxyandrogens, in both experiments, makes the former a more likely precursor of 11 ß-hydroxyandrostenedione than the latter, This implies that steroid 11 ß-hydroxylase would act on C_{21} rather than C_{19} steroids. Significantly, Suzuki and Tamaoki (1972), studying the substrate specificity of steroid 11 ß-hydroxylase in the mitochondrial fraction of testes of *Salmo gairdneri,* observed a greater affinity of this enzyme for C_{21} steroids such as 11-deoxycorticosterone and 11-deoxy¬cortisol than for C_{19} compounds. Therefore, the following biosynthetic scheme seems operating in fish: pregnenolone —> progesterone —> 17 α¬OH-progesterone —> 21-deoxycortisol —> 11 ß-OH-androstenedione.

Whether the last steroid serves only as an intermediate or represents an important secretory product will be answered by further investigation. In testicular incubates from *Gillichthys mirabilis, Roccus saxatilis* (Colombo and Bern, 1971), *Anguilla anguilla* and *Dicentrarchus labrax* (Colombo and Belvedere, unpublished), 11 ß-hydroxyandrostenedione was always the major C_{19} metabolite. On the other hand, in *Salmo salar,* 11-ketotestosterone was the major circulating androgen and was apparently secreted by the testis since its concentration was higher in testicular than peripheral plasma. The testis also released 11-keto¬testosterone glucuronoside together with smaller quantities of free and conjugated 11 ß-hydroxytestosterone and testosterone (Idler et al., 1971). Significantly, the plasma levels of the free and glucuronoside forms of 11-ketotestosterone and 11 ß-hydroxytestosterone increased with the progress of sexual maturation whereas those of testosterone did not. Very intense enzymatic activities for steroid ß-glucuronylation and/or sulfurylation have been demonstrated also in the testes of *Oncorhynchus nerka* (Grajcer and Idler, 1963) and *Gobius paganellus*

(Colombo et al., 1970). The prominence of steroid conjugation in testicular steroidogenesis appears as a peculiarity of fish but its physiological meaning is presently unknown.

Among 11-oxygenated androgens, only the androgenic potency of 11-ketotestosterone in teleost fish has been tested. This steroid was 17 times more potent than testosterone in the induction of male secondary sexual characteristics in the female medaka, *Oryzias latipes* (Hishida and Kawamoto, 1970). In castrated *Oncorhynchus nerka,* 11-ketotestosterone brought about thickening of the skin (McBride and van Overbeeke, 1971) and changes in external coloration (Yamazaki, 1972) reminiscent of those occurring during upstream migration and gonadal maturation. In the same species, it stimulated spermatogenesis (Idler et al., 1961 a, b) and caused spermiation in *Carassius auratus* (Yamazaki and Donaldson, 1969).

The study of the androgen-dependency of teleost male accessory sex organs, secondary sexual characteristics and reproductive behavior has been usually performed in the past with conventional androgens or their synthetic analogues. The many stimulatory effects recorded in the literature have been conveniently tabulated by Chester Jones et al. (1972). However, the use of such compounds should be discontinued in the future in favor of the more specific 11-oxygenated derivatives.

There are good reasons to believe that androgens not only act on peripheral targets but also mediate gonadotropic control on spermatogenesis (Dodd, 1972). Testosterone or its methyl analogue restored spermatogenesis in hypophysectomized *Fundulus heteroclitus* (Lofts et al., 1966) and *Heteropneustes fossilis* (Sundararaj et al., 1971) and high doses induced spermiation in *Carassius auratus* (Yamazaki and Donaldson, 1969) and *Tilapia* (Hyder, 1972). Failure to obtain spermatokinetic responses in methallibure-treated teleosts may be due to an interference between androgens and the suppressive drug. A very interesting possibility is that in teleosts the Sertoli cells may contribute to androgen secretion for the maintenance of spermatogenesis as recently suggested in mammals and reptiles (Lofts, 1972).

Ovarian steroidogenesis and steroid control of vitellogenesis, oocyte meiotic maturation and ovulation.

The ovary of teleosts diverges from that of terrestrial vertebrates in many structural and functional respects. First, it contains a central

cavity with a peculiar lining of germinal epithelium. Second, it is generally continuous with the oviduct, since the latter is formed by a backward growth of the ovarian tunic. Such a continuity is absent in tetrapods where oviducts originate from the Müllerian ducts. Third, it produces eggs which are telolecithic as in birds and reptiles but have a much smaller volume than in these classes. Fourth, eggs are released during ovulation into the ovarian and not the peritoneal cavity. Fifth, the ovary of viviparous teleosts may serve as a site for fertilization and incubation of the young and thus performs a function with no correspondence in other vertebrates (see Hoar, 1969).

Recently, investigation on the biochemistry of ovarian steroids in teleost fish has revealed characteristic biosynthetic activities which appear to influence important aspects of the female reproductive physiology. There are suggestive indications that, in seasonal breeders, shifts in ovarian steroidogenesis probably occur concomitantly with the onset of vitellogenesis and at the time of oocyte meiotic maturation and ovulation.

To study the steroid hormone biosynthesis in the quiescent ovary, specimens of the basse, *Dicentrarchus labrax,* living in low salinity brackishwater, were used. A preliminary analysis has shown that androgen and estrogen formation from labeled pregnenolone and progesterone *in vitro,* was very low in ovarian tissue containing only nonyolky oocytes and some atretic follicles. 11-Deoxycorticosteroids were not produced at all (Colombo and Belvedere, unpublished). On the other hand, androstenedione, testosterone, estradiol-17 ß and estrone were obtained in high yields from the same precursors after incubation with vitellogenetic ovarian tissue from the Mediterranean black goby, *Gobius jozo.* Progesterone-4-^{14}C was also reduced to 20α- and 20ß-dihydroprogesterone but 11-deoxycorticosteroid formation was limited to a very small conversion to 11-deoxycorticosterone (Colombo and Belvedere, unpublished). In the fully grown ovaries of *Gillichthys mirabilis* (Colombo et al., 1973) and *Diplodus annularis,* and in the ovary of *Solea impar* at ovulation (Colombo and Belvedere, unpublished) pre¬cursos were transformed more into 11-deoxycorticosterone and 11-deoxycortisol than into androgens and/or estrogens. An intermediate situation was found in the mature ovary of *Microgadus proximus* where 11-deoxycorticosteroids and androgens were equally important (Colombo et al., 1973).

Presently, these results may be explained either by the existence of species differences in basically stable ovarian steroid profiles or by

the sequence of distinct steroidogenic phases, which would be coupled with the ovogenic cycle in the various species according to a general pattern. The reasons to favor the latter hypothesis are mainly derived from studies on the effects of steroid hormones on oocyte growth, maturation and ovulation. The fact that, during vitellogenesis, the ovary of *Gobius jozo* synthesized mainly estrogens and their androgen precursors is in accordance with the report by Eleftheriou et al. (1966), who observed a gradual increment of plasma estrogens in *Ictalurus punctatus* during the period of ovarian growth. That estrogens may be actually implicated in the process of vitellogenesis is suggested by the fact that their administration increased the plasma concentration of calcium-binding lipophosphoproteins necessary for yolk deposition in the goldfish (Bailey, 1957) and salmon (Chung-Wai Ho and Vanstone, 1961).

Such an effect has been described also in other oviparous vertebrates. Detailed studies in the amphibian *Xenopus laevis* have demonstrated that the primary target of estrogens is the liver where they specifically induce the synthesis of the yolk protein precursor, vitellogenin (Bergink and Wallace, 1974). The mechanism of action of estradiol-17 ß seems to involve initially a binding interaction between the steroid and a macromolecular component of the hepatic cells (Wittliff and Zelson, 1974) and, subsequently, an activation of nuclear and ribosomal RNA synthesis with proliferation of the granular endoplasmic reticulum (Nicholls et al., 1968) to increase protein formation. Vitellogenin is then selectively transferred from the liver through the blood stream into the developing oocytes where it is converted into the yolk proteins lipo¬vitellin and phosvitin (see Bergink and Wallace, 1974).

Although research at this level has not yet been undertaken in teleosts, Anand and Sundararaj (1974) have shown that estrogens maintain the ovaries of hypophysectomized *Heteropneustes fossilis* much better than other steroids. Gonadotropins also exert a similar effect (see above) and it is conceivable that they may act by promoting estrogens secretion by the follicles. To what extent gonadotropin stimulation of vitellogenesis is mediated by estrogens awaits clarification. So far the presence of estrogens and of the enzymes necessary for their biosynthesis in teleost ovaries has been repeatedly stated by several authors (see Katz et al., 1971; Charreau and Tesone, 1974).

On the other hand, the ability to produce 11-deoxycorticosteroids, i.e. 11-deoxycorticosterone and 11-deoxycortisol, has been established only recently (Colombo et al., 1973) and has been confirmed in six teleost species. Steroid 21-hydroxylase activity necessary for 11-deoxycorti-

costeroid formation has been revealed also in the ovaries of amphibians, reptiles, man and various invertebrates (see Colombo et al., 1974).

The prevalence of 11-deoxycorticosteroids over estrogens and androgens in the steroidogenesis of the ripe or ovulating ovaries of *Gillichthys, Diplodus* and *Solea* is of special interest considering that just 11-deoxycorticosterone and 11-deoxycortisol, in a wide spectrum of steroid compounds, showed the greatest potency in the induction *in vitro* of meiotic maturation in *Heteropneustes fossilis* yolky oocytes (Goswami and Sundararaj, 1974). Significantly, estrogens were totally ineffective and androgens only marginally active. 11-Deoxycorticosterone was equally capable of eliciting maturational changes and ovulation *in vitro* as well as *in vivo,* and was found to anticipate gonadotropic stimulation of such events by two hours (Goswami and Sundararaj, 1971). In *Oryzias latipes,* Cortisol, too, mimicked the ovulatory response of salmon gonadotropin (Hirose, 1973).

Therefore, since 11-deoxycorticosteroids or similar progesterone derivatives can replace completely gonadotropins in triggering meiotic maturation and ovulation of fully-grown oocytes, it seems likely that gonadotropin regulation of the last phase of the oogenic cycle be accomplished through a shift of follicular steroidogenesis from estrogens to 11-deoxycorticosteroids. Such a shift appears necessary also in amphibians where estrogens proved inhibitory to pituitary-stimulated meiotic maturation and ovulation whereas 11-deoxycorticosterone acetate depressed incorporation of vitellogenin into denuded oocytes, as discussed in detail by Schuetz (1974).

Particular problems are posed by a number of marine euryhaline teleosts which suffer a block of ovarian and, sometimes, testicular gametogenesis when they come and feed into brackish or fresh water biotopes, and are unable to reproduce unless they return to the sea. This limits seriously the cultivation of the commercially important species in habitats with low salinity since population renewal depends totally upon the fry coming from the sea.

Lately, Eckstein and Eylath (1970) have put forward the hypothesis that an excessive ovarian secretion of 11-oxygenated androgens may interfere with the process of ovulation in fresh water females of *Mugil capito.* In fact, ovaries contained more 11-ketotestosterone and higher activity of the enzymes crucial to its biosynthesis in fresh water than sea water specimens (see Colombo et al., 1976). However, it is not clear how such an inhibition could occur since very high conversion rates of pregnenolone-7α-^{3}H to 11 ß-hydroxytestosterone and 11-ketotesto-

sterone were also observed in pre-spawning ovaries of *Tilapia aurea*, a species which reproduce normally in fresh water (Eckstein and Katz, 1971). In the eel *Anguilla anguilla* at the silver stage, when vitellogenesis is still completely halted, the ovary also produced small amounts of 11-oxygenated androgens but this synthesis was interpreted as due to testicular enzymatic remnants (Colombo and Belvedere, 1976). Our current working hypothesis is that suppression of hypothalamic inhibition necessary for osmoregulation in fresh or brackish water may concomitantly results in an impairment of gonadotropin secretion in euryhaline marine teleosts.

RIASSUNTO

La riproduzione nei pesci teleostei è assicurata e controllata da un'interazione programmata e sequenziale di meccanismi neuroendocrini operanti essenzialmente lungo l'asse ipotalamo-ipofiso-gonadico ed aventi una funzione intermediaria tra fattori genetici ed influenze ambientali. L'ipotalamo sembra stimolare le cellule gonadotrope dell'ipofisi, ma la natura di questa azione ipofisiotropica rimane sconosciuta nei pesci. Sebbene siano stati descritti due tipi di cellule gonadotrope, è tuttora dibattuta la questione se i teleostei possiedano due ormoni gonadotropi, come nei vertebrati terrestri, od uno soltanto. Estratti parzialmente purificati di gonadotropine ottenute da ipofisi di salmone (SG-100) e di carpa (c-GTH) si sono dimostrati capaci di mantenere attiva la gametogenesi e la steroidogenesi gonadica in pesci ipofisectomizzati. Esistono dati a favore dell'ipotesi che le gonadotropine stimolino la gametogenesi indirettamente attraverso l'incremento della secrezione di ormoni steroidi da parte delle gonadi.

Nei maschi dei teleostei gli androgeni testicolari differiscono chimicamente da quelli dei tetrapodi in quanto presentano un gruppo idrossilico o chetonico nella posizione 11 del nucleo steroideo. Dato che gli androgeni e le gonadotropine hanno un'uguale capacità di ripristinare la Spermatogenesi o di indurre la spermiazione in pesci ipofisectomizzati, si può ritenere che gli androgeni possano mediare l'azione delle gonadotropine a livello del tessuto seminifero.

Nelle femmine la porzione endocrina dell'ovario ha una capacità steroidogenetica completa per la sintesi di progestogeni, 11-desossicorticosteroidi, androgeni ed estrogeni. Durante la vitellogenesi, la steroidogenesi ovarica sembra essere orientata soprattutto verso la produzione di estrogeni mentre la formazione di 11-desossicorticosteroidi diventa rilevabile al momento dell'ovulazione. Nel salmone e nel carassio, come in altri vertebrati ovipari, si è notato che gli estrogeni aumentano la concentrazione plasmatica di lipofosfoproteine leganti il calcio, necessarie per l'accumulo del tuorlo, favorendo la loro sintesi nel fegato. Inoltre, poiché gli estrogeni, come pure le gonadotropine di pesce, hanno la capacità di prevenire i fenomeni di atresia che si osservano negli ovociti in accrescimento dopo ipofisectomia, gli estrogeni verosimilmente agiscono da ormoni terminali nell'induzione della vitellogenesi da parte delle gonadotropine. D'altro canto, gli

11-desossicorticosteroidi o simili derivati del progesterone possono sostituire completamente le gonadotropine nel provocare la maturazione meiotica e l'ovulazione di ovociti al termine della loro crescita. Perciò sembra che le gonadotropine possano regolare quest'ultima fase del ciclo ovogenetico spostando la steroidogenesi follicolare verso la secrezione di 11-desossicorticosteroidi o composti simili.

La maturazione ovarica e, talvolta, quella testicolare, può risultare bloccata in teleostei marini eurialini soggiornanti in acque dolci o salmastre, venendo essa completata soltanto dopo migrazione in mare, dove può avvenire l'accoppiamento. Nelle poche specie studiate, si è visto che la steroidogenesi ovarica è anormale *(Mugil capito)* od insufficiente *(Anguilla anguilla).* Si avanza l'ipotesi che la soppressione dell'inibizione ipotalamica sul rilascio della prolattina, necessaria alla osmoregolazione in acqua dolce o salmastra, comporti una parallela diminuzione della secrezione di gonadotropine in questi pesci.

REFERENCES

ABRAHAM, M. 1971. The ultrastructure of the cell types and the neurosecretory innervation in the pituitary of *Mugil cephalus* L. from fresh water, the sea, and a hypersaline lagoon. I. The rostral pars distalis. *Gen. Comp. Endocrinol., 17,* 334-350.

ANAND, T. C. and I. B. SUNDARARAJ 1974. Ovarian maintenance in the hypophysectomized catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch), with mammalian hypophyseal and placental hormones, and gonadal and adrenocortical steroids. *Gen. Comp. Endocrinol., 22,* 154-168.

BALL, J. N. 1969a. Prolactin and osmoregulation in teleost fishes: a review. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 2,* 10-25.

BALL, J. N. 1969b. Prolactin (fish prolactin or paralactin) and growth hormone. In: « Fish Physiology », vol. II (Hoar, W. S. and Randall, D. J., eds.), Academic Press, New York and London, p. 207-240.

BALL, J. N., B. I. BAKER, M. OLIVEREAU and R. E. PETER 1972. Investigations on hypothalamic control of adenohypophysial functions in teleost fishes. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 11-21.

BALL, J. N. and D. M. ENSOR 1969. Aspects of the action of prolactin on sodium metabolism in cyprinodont fishes. In: « La spécificité zoologique des hormones hypophysaires et de leurs activités» (Fontaine M. ed.). *Colloques Int. Cent. Natn. Rech. Scient., 117,* 216-224.

BALL, J. N. and P. M. INGLETON 1973. Adaptive variations in prolactin secretion in relation to external salinity in the teleost *Poecilia latipinna. Gen. Comp. Endocrinol., 20,* 312-325.

BAILEY, R. E. 1957. The effect of estradiol on serum calcium, phosphorus and protein of goldfish. *J. Exp. Zool., 136,* 455-469.

BERGINK, E. W. and R. A. WALLACE 1974. Precursor-product relationship between amphibian vitellogenin and the yolk proteins, lipovitellin and phosvitin. *J. Biol. Chem., 249,* 2897-2903.

BERN, H. A. and C. S. NICOLL 1969. The taxonomic specificity of prolactin. In:

«La spécificité zoologique des hormones hypophysaires et de leurs activités (Fontaine M., ed.). *Collogues Inter. Centr. Natn. Rech. Scient, 117,* 193.

BLACKWELL, R. E. and R. GUILLEMIN 1973. Hypothalamic control of adenohypophysial secretions. *Ann. Rev. Physiol.,* 35, 357-390.

BLÜM, V. and K. FIEDLER 1965. Hormonal control of reproductive behaviour in some cichlid fish. *Gen. Comp. Endocrinol.,* 5, 186-196.

BOISSEAU, J. P. 1967. Les regulations hormonales de l'incubation chez un vertébré mâle: recherches sur la reproduction de l'Hippocampe. Thesis, Faculté des Sciences, Universite de Bordeaux.

BRETON, B., R. BILLARD, B. JALABERT and G. KANN 1972. Dosage radioimmunologique des gonadotropines plasmatiques chez *Carassius auratus,* au cours du nycthémère et pendant l'ovulation. *Gen. Comp. Endocrinol., 18,* 463-468.

BRETON, B., G. KANN, E. BURZAWA-GERARD and R. BILLARD 1971. Dosage radioimmunologique d'une hormone gonadotrope de Carpe. *C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris, 272,* 1515-1517.

BURZAWA-GERARD, E. 1971. Purification d'une hormone gonadotrope hypophysaire de poisson téléostéen, la Carpe, *Cyprinus carpio* L. *Biochemie,* 53, 545-552.

BURZAWA-GERARD, E. and Y. A. FONTAINE 1972. The gonadotropins of lower vertebrates. *Gen. Comp. Endocrinol., 3,* 715-728.

CHARREAU, E. H. and M. TESONE 1974. Biosynthesis and metabolism of estrogens in *Jenynsia lineata, J. Steroid. Biochem.,* 5, 65-67.

CHESTER JONES, I., D. BELLAMY, D. K. O. CHAN, B. K. FOLLETT, I. W. HENDERSON, J. G. PHILLIPS and R. S. SNART 1972. Biological actions of steroid hormones in nonmammalian vertebrates. In: «Steroids in Nonmammalian Vertebrates», (Idler, D. R., ed.), Academic Press, New York and London, p. 414-480.

CHUNG-WAI Ho, F. and W. E. VANSTONE 1961. Effect of estradiol monobenzoate on some serum constituents of maturing sock-eye salmon *(Oncorhynchus nerka). J. Fish. Res. Bd Can., 18,* 854-864.

COLOMBO, L. and P. BELVEDERE 1976. Steroid biosynthesis by the ovary of the European eel., *Anguilla anguilla* L., at the silver stage. *Gen. Comp. Endocrinol., 28,* 371-385.

COLOMBO, L. and P. BELVEDERE 1977. Gonadal steroidogenesis in teleost fishes. Investigation Pesquera, *41,* 147-164.

COLOMBO, L. and H. A. BERN 1971. Comparative aspects of corticosteroid metabolism in teleost fishes. *Excerpta Med. Inter. Congr. Ser., 219,* 958-965.

COLOMBO, L., H. A. BERN, J. PIEPRZYK and D. W. JOHNSON 1973. Biosynthesis of 11-deoxycorticosteroids by teleost ovaries and discussion of their possible role in oocyte maturation and ovulation. *Gen. Comp. Endocrinol., 21,* 168-178.

COLOMBO, L. and P. BURIGHEL 1974. Fine structure of the testicular gland of the black goby, *Gobius jozo* L. *Cell Tiss. Res., 154,* 39-49.

COLOMBO, L., C. LUPO DI PRISCO and G. BINDER 1970. Metabolism of pregnenolone-4-^{14}C by the testis of *Gobius paganellus* (Teleostei). *Gen. Comp. Endocrinol., 15,* 404-419.

COLOMBO, L., S. PESAVENTO and D. W. JOHNSON 1972. Patterns of steroid metabolism in teleost and ganoid fishes. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 245-253.

COLOMBO, L., Z. YARON, E. DANIELS and P. BELVEDERE 1974. Biosynthesis of

11-deoxycorticosterone by the ovary of the yucca night lizard, *Xantusia vigilis. Gen. Comp. Endocrinol., 24,* 331-337.

CRIM, L. W., R. K. MEYER and E. M. DONALDSON 1973. Radioimmunoassay estimates of plasma gonadotropin levels in the spawning pink salmon. *Gen. Comp. Endocrinol., 21,* 69-76.

DODD, J. M. 1972. The endocrine regulation of gametogenesis and gonad maturation in fishes. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 675-687.

DONALDSON, E. M., F. YAMAZAKI, H. M. DYE and W. W. PHILLEO 1972. Preparation of gonadotropin from salmon *(Oncorhynchus tshawytscha)* pituitary glands. *Gen. Comp. Endocrinol., 18,* 469-481.

ECKSTEIN, B. and U. EYLATH 1970. The occurrence and biosynthesis *in vitro* of 11-ketotestosterone in ovarian tissue of the mullet, *Mugil capito,* derived from two biotopes. *Gen. Comp. Endocrinol., 14,* 396-403.

ECKSTEIN, B. and Y. KATZ 1971. Steroidogenesis in post- and pre-spawned ovaries of a cichlid fish, *Tilapia aurea. Comp. Biochem. Physiol., 38* A, 329-338.

ELEFTHERIOU, B. E., K. W. BOEHLKE and O. W. TIEMEIR 1966. Free plasma estrogens in the channel catfish. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med., 121,* 85-88.

FONTAINE, Y. A., E. BURZAWA-GERARD and N. DELERUE-LEBELLE 1970. Stimulation hormonale de l'activité adénylcyclasique de l'ovaire d'un poisson téléostéen, le Cyprin, *Carassius auratus* L.. *C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris, 271,* 780-783.

FONTAINE, Y. A., E. FONTAINE-BERTRAND, C. SALMON and N. DELERUE-LEBELLE 1971. Stimulation *in vitro* par les deux hormones gonadotropes hypophysaires (LH et FSH) de l'activité adénylcyclasique de l'ovaire chez la Ratte prépubère. *C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris, 272,* 1137-1140.

FONTAINE, Y. A., C. SALMON, E. FONTAINE-BERTRAND, E. BURZAWA-GERARD and E. M. DONALDSON 1972. Comparison of the activities of two purified fish gonadotropins on adenyl cyclase activity in the goldfish ovary. *Can. J. Zool., 50,* 1673-1676.

GOSWAMI, S. V. and B. I. SUNDARARAJ 1971. Temporal effects of luteinizing hormone and desoxycorticosterone acetate on maturation and ovulation of oocytes of the catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch): an *in vivo* and *in vitro* study. *J. Exp. Zool., 178,* 457-466.

GOSWAMI, S. V. and B. I. SUNDARARAJ 1974. Effects of C_{18}, C_{19} and C_{21} steroids on *in vitro* maturation of oocytes of the catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch). *Gen. Comp. Endocrinol., 23,* 282-285.

GRAJCER, D. and D. R. IDLER 1963. Conjugated testosterone in the blood and testes of spawned Fraser river sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka). Can. J. Biochem. Physiol., 41,* 23-30.

HAYASHIDA, T. and M. D. LAGIOS 1969. Fish growth hormone: A biological, immunochemical, and ultrastructural study of sturgeon and paddlefish pituitaires. *Gen. Comp. Endocrinol. 13,* 403-411.

HIROSE, K. 1971. Biological study on ovulation *in vitro* of fish- I. Effects of pituitary and chorionic gonadotropins on ovulation *in vitro* of Medaka, *Oryzias latipes. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 37,* 585-591.

HIROSE, K. 1973. Biological study on ovulation *in vitro* of fish- VI. Effects of metopirone (SU-4885) on salmon gonadotropin- and Cortisol- induced *in vitro* ovulation in *Oryzias latipes. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 39* (7), 765-769.

HISHIDA, T. and N. KAWAMOTO 1970. Androgenic and male-inducing effects of 11-ketotestosterone on a teleost, the medaka *(Oryzias latipes). J. Exp. Zool., 173,* 279-284.

HOAR, W. S. 1969. Reproduction. In «Fish Physiology», vol. III (Hoar, W. S. and D. J. Randall, eds.), Academic Press, New York, and London, p. 1-72.

HYDER, M. 1972. Endocrine regulation of reproduction in *Tilapia. Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 729-740.

IDLER, D. R., I. I. BITNERS and P. J. SCHMIDT 1961. 11-ketotestosterone: an androgen for sockeye salmon. *Can. J. Biochem. Physiol., 39,* 1737-1742.

IDLER, D. R., H. C. FREEMAN and B. TRUSCOTT 1964. Steroid hormones in the plasma of spawned Atlantic salmon *(Salmo salar)* and a comparison of their determination by chemical and biological assay methods. *Can. J. Biochem., 42,* 211-218.

IDLER, D. R., D. A. HORNE and G. B. SANGALANG 1971. Identification and quantification of the major androgens in testicular and peripheral plasma of Atlantic salmon *(Salmo salar)* during sexual maturation. *Gen. Comp. Endocrinol., 16,* 257-267.

IDLER, D. R., P. J. SCHMIDT and J. BIELY 1961. The androgenic activity of 11-ketotestosterone: a steroid in salmon plasma. *Can. J. Biochem. Physiol., 39,* 317-320.

IDLER, D. R., P. J. SCHMIDT and A. P. RONALD 1960. Isolation and identification of 11-ketotestosterone in salmon plasma. *Can. J. Biochem. Physiol., 38,* 1053-1057.

JALABERT, B., B. BRETON and C. BRY 1972. Maturation et ovulation *in vitro* des ovocytes de la Truite Arc-en-Ciel *Salmo gairdnerii. C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris, 275,* 1139-1142.

KATZ, Y., B. ECKSTEIN, R. IKAN and R. GOTTLIEB 1971. Estrone and estradiol-17ß in the ovaries of *Tilapia aurea* (Teleostei, Cichlidae). *Comp. Biochem. Physiol., 40* B, 1005-1009.

KERR, T. 1968. The pituitary in polypterines and its relationship to other fish pituitaries. *J. Morph., 124,* 23-26.

LAGIOS, M. D. 1968. Tetrapod-like organization of the pituitary gland of polypteriformid fishes, *Calamoichthys calabricus* and *Polypterus palmas., Gen. Comp. Endocrinol., 11,* 300-315.

LAGIOS, M. D. 1970. The median eminence of the bowfin, *Amia calva* L. *Gen. Comp. Endocrinol., 15,* 453-463.

LAGIOS, M. D. 1972. Evidence for a hypothalamo-hypophysial portal vascular system in the coelacanth *Latimeria chalumnae* Smith. *Gen. Comp. Endocrinol., 18,* 73-82.

LICHT, P. 1972a. Actions of mammalian pituitary gonadotropins (FSH and LH) in reptiles. I. Male snakes. *Gen. Comp. Endocrinol., 19,* 273-281.

LICHT, P. 1972b. Actions of mammalian pituitary gonadotropins (FSH and LH) in reptiles. II. Turtles. *Gen. Comp. Endocrinol, 19,* 282-289.

LICHT, P. and E. M. DONALDSON 1969. Gonadotropic activity of salmon pituitary extract in the male lizard *(Anolis carolinensis). Biol. Reprod. 1,* 307-314.

LICHT, P. and H. PAPKOFF 1974. Separation of two distinct gonadotropins from the pituitary gland of the bullfrog *Rana catesbeiana. Endocrinology, 94,* 1587-1594.

LICHT, P. and H. PAPKOFF 1974. Separation of two distinct gonadotropins from

the pituitary gland of the snapping turtle (*Chelydra serpentina). Gen. Comp. Endocrinol., 22,* 218-237.

LILEY, N. R. and E. M. DONALDSON 1969. The effects of salmon gonadotropin on the ovary and the sexual behavior of the female guppy, *Poecilia reticulata. Can. J. Zool., 47,* 569-573.

LOFTS, B. 1972. The Sertoli cell. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 636-648.

LOFTS, B. and H. A. BERN 1972. The functional morphology of steroidogenic tissues. In: «Steroids in Nonmammalian Vertebrates» (Idler, D. R., ed.), Academic Press, New York and London, p. 37-125.

LOFTS, B., G. E. PICKFORD and J. W. ATZ 1966. Effects of methyl testosterone on the testes of a hypophysectomized Cyprinodont fish, *Fundulus heteroclitus. Gen. Comp. Endocrinol., 6,* 74-88.

MCBRIDE, J. R. and A. P. OVERBEEKE 1971. Effects of androgens, estrogens, and Cortisol on the skin, stomach, liver, pancreas and kidney in gonadectomized adult sockeye salmon *(Oncorhynchus nerka). J. Fish. Res. Bd Can., 28,* 485-490.

NAGAHAMA, Y., R. S. NISHIOKA and H. A. BERN 1974. Structure and function of the transplanted pituitary in the seawater goby, *Gillichthys mirabilis.* I. The rostral pars distalis. *Gen. Comp. Endocrinol., 22,* 21-34.

NICHOLLS, T. J., B. K. FOLLETT and P. J. EVENNETT 1968. The effects of estrogens and other steroid hormones on the ultrastructure of the liver of *Xenopus laevis* Daudin., *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat., 90,* 19-27.

OLIVEREAU, M. 1967a. Observations sur l'hypophyse de l'Anguille femelle, en particulier lors de la maturation sexuelle. *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat., 80,* 286-306.

OLIVEREAU, M. 1968. Etude cytologique de l'hypophyse du Muge, en particulier en relation avec la salinité extérieure. *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat., 87,* 545-561.

OZON, R. 1972. Androgens in fishes, amphibians, reptiles, and birds. In: « Steroids in Nonmammalian Vertebrates», (Idler, D. R., ed.), Academic Press, New York and London, p. 328-413.

OZTAN, N. 1966a. The fine structure of the adenohypophysis of *Zoarces viviparus* L. *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat., 69,* 699-718.

PAPKOFF, H. 1965. Recent studies on the purification and properties of ovine, bovine, and human interstitial cell-stimulating hormone (ICSH, LH) and ovine follicle-stimulating hormone (FSH). *Excerpta Med. Int. Congr. Ser., 112,* 334-339.

PETER, R. E. 1970. Hypothalamic control of thyroid gland activity and gonadal activity in the goldfish, *Carassius auratus. Gen. Comp. Endocrinol., 14,* 334-356.

PETER, R. E. and B. A. MCKEOWN 1974. Effects of hypothalamic and thalamic lesions on prolactin secretion in goldfish *(Carassius auratus). Gen. Comp. Endocrinol., 23,* 438-452.

SATHYANESAN, A. G. and S. HAIDER 1971. Tetrapodlike features of the hypothalamohypophysial vascularization in the air-breathing teleost, *Heteropneustes fossilis* (Bl.) *Gen. Comp. Endocrinol., 17,* 360-370.

SCHALLY, A. V., A. ARIMURA and A. J. KASTIN 1973. Hypothalamic regulatory hormones. *Science 179,* 341-350.

SCHMIDT, P. J. and IDLER, D. R. 1962. Steroid hormones in the plasma of salmon at various states of maturation. *Gen. Comp. Endocrinol., 2,* 204-214.

SCHMIDT, P. J., B. S. MITCHELL, M. SMITH, and H. TSUYUKI 1965. Pituitary hormones of the Pacific Salmon. I. Response of gonads in immature trout

(Salmo gairdnerii) to extracts of pituitary glands from adult Pacific Salmon *(Oncorhynchus). Gen. Comp. Endocrinol.,* 5, 197-201.

SCHUETZ, A. W. 1974. Role of hormones in oocyte maturation. *Biol. Reprod. 10,* 150-178.

STOCKELL HARTREE, A. and F. J. CUNNINGHAM 1969. Purification of chicken pituitary follicle-stimulating hormone and luteinizing hormone. *J. Endocr., 43,* 609-616.

SUNDARARAJ, B. I. and T. C. ANAND 1972. Effects of piscine and mammalian gonadotropins on gametogenesis in the catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch). *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 688-702.

SUNDARARAJ, B. I., T. C. ANAND and E. M. DONALDSON 1972. Effects of partially purified salmon pituitary gonadotropin on ovarian maintenance, ovulation, and vitellogenesis in the hypophysectomized catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch). *Gen. Comp. Endocrinol., 18,* 102-114.

SUNDARARAJ, B. I., T. C. ANAND and V. R. P. SINHA 1972. Effects of carp pituitary fractions on vitellogenesis, ovarian maintenance, and ovulation in hypophysectomized catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch). *J. Endocr., 54,* 87-98.

SUNDARARAJ, B. I. and S. K. NAYYAR 1967. Effects of exogenous gonadotropins and gonadal hormones on the testes and seminal vesicles of hypophysectomized catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch). *Gen. Comp. Endocrinol., 8,* 403-416.

SUNDARARAJ, B. I., S. K. NAYYAR, T. C. ANAND, and E. M. DONALDSON 1971. Effects of salmon pituitary gonadotropin, ovine luteinizing hormone, and testosterone on the testes and seminal vesicles of hypophysectomized catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bioch). *Gen. Comp. Endocrinol., 17,* 73-82.

SUTHERLAND, E. W., C. A. ROBISON, and R. W. BUTCHER 1968. Some aspects of the biological role of adenosine 3',5'-monophosphate (Cyclic AMP). *Circulation 37* (2), 279-310.

SUZUKI, K. and B. TAMAOKI 1972. Intracellular distribution and substrate specificity of steroid 11 ß-hydroxylase in testes of Rainbow Trout *(Salmo gairdnerii). Gen. Comp. Endocrinol., 18,* 319-328.

WENTWORTH, B. C. 1971. Isolation and purification of follicle-stimulating hormone and luteinizing hormone from turkey pituitary glands, *Biol. Reprod.,* 5, 107-108 (Abstr.).

WITTLIFF, J. L. and P. R. ZELSON 1974. Estrogen specificity of the induction of lipovitellin synthesis and evidence for a specific estrogen-binding component. *Endocr. Res. Comm., 1,* 117-131.

YAMAZAKI, F. 1972. Effects of methyltestosterone on the skin and the gonad of salmonids. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 741-750.

YAMAZAKI, F. and E. M. DONALDSON 1968a. The spermiation of goldfish *(Carassius auratus)* as a bioassay for salmon *(Oncorhynchus tshawytscha)* gonadotropin. *Gen. Comp. Endocrinol., 10,* 383-391.

YAMAZAKI, F. and E. M. DONALDSON 1968b. The effects of partially purified salmon pituitary gonadotropin on spermatogenesis, vitellogenesis, and ovulation in hypophysectomized goldfish, *Carassius auratus. Gen. Comp. Endocrinol., 11,* 292-299.

YAMAZAKI, F. and E. M. DONALDSON 1969. Involvement of gonadotropin and

steroid hormones in the spermiation of the goldfish *(Carassius auratus). Gen. Comp. Endocrinol., 12,* 491-497.

ZAMBRANO, D. 1969. The arcuate complex of the female rat during the sexual cycle. An electron microscopic study. *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat., 93,* 560-570.

ZAMBRANO, D. 1970. The nucleus lateralis tuberis (NLT) system of the gobiid fish *Gillichthys mirabilis.* II Innervation of the pituitary. *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat., 110,* 496-516.

ZAMBRANO, D. 1971. The nucleus lateralis tuberis system of the gobiid fish *Gillichthys mirabilis.* III Functional modifications of the neurons and gonadotropic cells. *Gen. Comp. Endocrinol., 17,* 164-182.

ZAMBRANO, D. 1972. Innervation of the teleost pituitary. *Gen. Comp. Endocrinol., Suppl. 3,* 22-31.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 295-302
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

ALLEVAMENTO LARVALE DI ORATA *(SPARUS AURATA* L.) RIPRODOTTA IN CONDIZIONI ARTIFICIALI DI LABORATORIO

PAOLO VILLANI

Laboratorio per lo Sfruttamento Biologico delle Lagune, C.N.R., Lesina

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975*)*

ABSTRACT

Female gilthead breams *(S. aurata* L.) were injected by human chorionic gonadotropin (HCG) and artificially fertilized. The larvae were fed with stocks of Rotifers, small sea Copepods, Ciliates and lyophilised egg yolk together with vitamins, meal, yeast and destrines in watery suspension.

INTRODUZIONE

I tentativi recenti di fecondazione e di riproduzione artificiale in *Sparus aurata* (L.) hanno destato l'interesse e le speranze di molti operatori economici, i quali sono spinti da una richiesta crescente di quantitativi di avannotti di orata da poter allevare, per scopi industriali, in condizioni controllate.

I risultati finora raggiunti risalgono ai recenti studi intrapresi da Lumare e Villani (1970; 1971; 1971 a; 1972; 1973), da Barnabé e René (1973), da Alessio e Bronzi (1974) e da Arcarese (comunicazioni personali), con esiti diversi e nello stesso tempo incoraggianti, ma con soluzioni non ancora interamente riproducibili su scala industriale. Se, infatti, da un canto si intravede la possibilità di ottenere artificialmente uova fecondabili, dall'altro rimane ancora aperto alla ricerca il problema di contenere nei limiti di produttività massiva, dalla schiusa

delle uova allo stadio di avannotto, l'alta incidenza di mortalità larvale, molto frequente nel corso degli esperimenti. In base a tali premesse, quindi, l'attenzione maggiore dovrebbe essere rivolta allo studio di nuove metodiche per raggiungere indici di sopravvivenza post-larvale più alti.

MATERIALI E METODI

Larve di orata *(Sparus aurata* L.) sono state ottenute nel corso del 1974 dalla schiusa di uova incubate in laboratorio ed emesse da riproduttori catturati in natura (Valli Venete) e trattati mediante ormoni gonadotropi umani (HCG). Il periodo di incubazione, alla salinità del 37 ‰ ed alla temperatura costante di 17 °C, ha avuto una durata approssimativa di circa 48-50 ore.

Alla medesima salinità ed a temperatura di 12 °C, il tempo di schiusa delle larve è durato circa 72 ore, ma le larve nate sono sopravvissute soltanto per breve tempo. Con altre prove di laboratorio si è potuto accertare la temperatura ottimale di incubazione essere compresa tra 16 e 17 °C.

La percentuale di attivazione e di segmentazione delle uova è stata del 71 %, mentre quella media della schiusa larvale è stata del 28,50 %.

Le larve, durante il primo periodo di sviluppo, utilizzano le riserve del sacco del tuorlo e della goccia oleosa per la loro nutrizione con fasi di riassorbimento differenti tra di loro. A volte il sacco vitellino viene riassorbito totalmente al 4º-5º giorno di vita prelarvale; talvolta è stato riscontrato essere presente ancora al 7° giorno.

L'influenza diretta sui tempi di riassorbimento del vitello va ricercata nella variazione di temperatura impiegata, la quale, dal punto di vista fisiologico, rappresenta un fattore estremamente limitante o esaltante a seconda dei casi, ma senz'altro condizionante o vincolante. Inoltre la persistenza della goccia oleosa nella larva, dopo il totale riassorbimento del sacco, continua ad avere influenza sull'attività fisiologica dello sviluppo, causando, nelle successive modificazioni morfologiche, elevate mortalità, le quali generalmente coincidono con il 4° e 10° giorno di vita. Soltanto dopo il 4° giorno, vale a dire quando la larva possiede una propria attività motoria e l'apparato gastro-intestinale morfologicamente sviluppato, è possibile passare alla fase sperimentale di alimentazione.

Dopo la schiusa, le larve in esperimento sono state trattenute nelle vasche di incubazione, la cui capacità volumetrica effettiva era di 76 litri d'acqua marina, ricambiata per circa 4 volte nel corso delle 24 ore con un circuito aperto. Un impianto di illuminazione artificiale a luce fredda assicurava sulla superficie dell'acqua un'intensità di luce pari a 2500-3000 lux nel corso della giornata. Per le prove di sopravvivenza sono stati impostati due tipi di esperimenti. In uno le larve sono state alimentate esclusivamente con organismi vivi, costituiti da *nauplii* di Copepodi, da Ciliati e da Rotiferi, coltivati in laboratorio. In un altro alle larve è stato inizialmente somministrato del cibo artificiale, consistente in particelle minutissime di tuorlo d'uovo omogeneizzato ed integrato con vitamine, farina di legumi, lieviti, destrine in sospensione acquosa ed in seguito è stato aggiunto zooplancton. Quotidianamente sono state condotte le analisi chimico-fisiche dell'acqua ai fini di una valutazione dei valori del contenuto in O_2 disciolto e pH seguite da osservazioni di routine su alcuni parametri ambientali (temperatura, salinità, fotoperiodismo, intensità luminosa etc). Il tenore di O_2 è stato in media molto vicino ai valori normali con quantità di poco variabili tra 8,6-8,7 ppm. Alla temperatura di 16-17 °C il pH variava tra 8,3-8,47. La salinità dell'acqua è stata pressappoco costante con indici medi di 36-37 ‰ per tutto il periodo di prova.

RISULTATI

In teoria è possibile allevare con successo larve di pesci pelagici con somministrazione di zooplancton naturale, poiché per la maggior parte delle specie allo stadio larvale persistono abitudini zoofaghe.

Sulla base di questa premessa sono stati osservati alcuni campioni di larve onde stabilire quali caratteristiche morfologiche vadano differenziandosi a carico dello sviluppo dell'apparato buccale e gastro-intestinale.

L'apertura buccale della larva di orata di 4-6 giorni di vita e di 3,5 mm di lunghezza misura all' incirca 100 µ di larghezza; questa separa le due estremità dei mascellari e della mandibola il cui angolo di apertura raggiunge con approssimazione i 90°.

L'apparato digestivo risulta anatomicamente semplice, per cui la larva in natura dovrà nutrirsi di microrganismi facilmente digeribili, possibilmente senza parti dure.

a) Alimentazione a base di zooplancton.

La coltura del ceppo di *Brachionus plicatilis* Müller è stata fatta in acqua di mare ed alla temperatura di 20 °C. Questi Rotiferi sono stati alimentati con ceppi algali di *Tetraselmis suecica* e si sono riprodotti in massa, essendo il loro tasso di accrescimento notevolmente elevato. La taglia media delle femmine si aggira intorno ai 180-220 µ, mentre per i maschi si sono riscontrate misure pari alla metà di questa lunghezza (90-110 µ).

In altre vasche sono state condotte colture polispecifiche di Copepodi *(Euterpina* spp., *Tisbe* spp.) e Ciliati marini *(Stylonychia* spp.) alimentati con *Skeletonema costatum, Tetraselmis suecica* e somministrati in seguito alle larve come alimento misto.

Le grandezze medie dei *nauplii* di Copepodi e quella dei Ciliati risultavano intorno ai 90-125 µ.

Per le larve, la cui principale dieta è stata costituita da zooplanctonti, la sopravvivenza è stata caratterizzata da tassi di mortalità abbastanza elevati. Con l'esame giornaliero, ripetuto anche per 2-3 volte, del contenuto stomacale e dell'ultimo tratto dell'intestino, non è stata mai evidenziata la presenza di residui fecali esoscheletrici di Copepodi o di Rotiferi.

Ma, in parecchi casi, sono apparse evidenti al microscopio, dopo schiacciamento della larva sul vetrino, uova di *Brachionus plicatilis* appena ingerite (fig. 2). In altre larve le condizioni morfologiche a carico dell'apparato gastrico risultavano precarie, per cui la mortalità riscontrata durante le prime fasi di sviluppo non poteva risultare imputabile a deficienze dietetiche. La densità degli organismi somministrati come cibo era intorno a 2-4 esemplari per cc d'acqua, quantità ritenute pressocché sufficienti per una probabile sopravvivenza, dal momento che densità di tale portata non vengono segnalate neanche in ambienti naturali.

In seguito altre larve sono sopravvissute fino al 30° giorno di vita, quando ormai erano già provviste di vescica natatoria, a causa di una improvvisa mortalità sopraggiunta per inconvenienti tecnici.

b) Alimentazione artificiale.

Le poche larve impiegate in questo secondo esperimento provenivano da un altro stock di riproduttori trattati in periodi successivi. Esse

sono state alimentate esclusivamente con cibo artificiale, tuorlo d'uovo, farina di legumi, lieviti, destrine, fino al 13º-14º giorno di vita. Dal momento in cui la larva è stata capace di consumare gli alimenti artificiali fino a quello in cui è stato somministrato cibo misto, lo stomaco appariva sempre riccamente pieno di particelle alimentari minutissime (fig. 3).

Da un paragone sommario si è constatato che per lo stesso periodo di sviluppo la sopravvivenza larvale è stata lievemente più alta rispetto all'esperimento precedente. Dopo il 13° giorno le larve sono state sottoposte ad una dieta mista (artificiale in quantità minori + Rotiferi e Copepodi marini). All'analisi del contenuto stomacale risultavano presenti, oltre alle particelle di tuorlo di uovo ingerite, soprattutto uova di *B. plicatilis* e *nauplii* di Copepodi con dimensioni di grandezza rispettivamente di 100-125 µ e 50-60 µ.

Tale dieta è stata sperimentata per circa 2 settimane, dopo il 27° giorno di vita sono stati distribuiti *nauplii* appena schiusi di *Artemia salina,* le cui dimensioni variavano da 180 a 350 µ.

c) Mortalità e tassi di sopravvivenza delle larve.

Per centinaia di migliaia di uova fecondate, il tasso di sopravvivenza larvale preventivato è stato calcolato intorno al 20-30 %; quello ottenuto realmente è stato tra lo 0,5 ed il 5 %. Queste bassissime percentuali di sopravvivenza, legate alle differenti sequenze di allevamento, possono essere illustrate per tappe.

1. Mortalità durante l'incubazione delle uova, le quali saranno più o meno « buone » a seconda della qualità dei riproduttori e dell'efficacia degli ormoni impiegati. Essa è stata stimata in media intorno al 50 % ed è imputabile spesso a fenomeni di mancata fecondazione oppure all'arresto della segmentazione cellulare durante il processo iniziale di sviluppo embrionale delle uova (stadi blastomerici).

2. Mortalità all'epoca del riassorbimento del sacco vitellino da parte di larve fisiologicamente più deboli o all'epoca della prima fase alimentare, valutabile intorno al 90 %, indipendentemente dalla dieta impiegata.

3. Mortalità del 2 % durante la seconda fase alimentare, cioè nel periodo in cui la larva, accresciutasi in lunghezza e divenuta più vorace per le modificazioni morfologiche in atto, è soggetta con più fre-

quenza alle conseguenze negative di mancata digestione degli alimenti, tanto da subirne la morte improvvisa.

4. Mortalità del 3 % derivante da fenomeni di aggressività, di predazione dei zooplanctonti sulle larve o di cannibalismo tra le larve stesse nel periodo della terza fase di alimentazione, anche se a questo stadio esse consumino con più facilità il cibo somministrato.

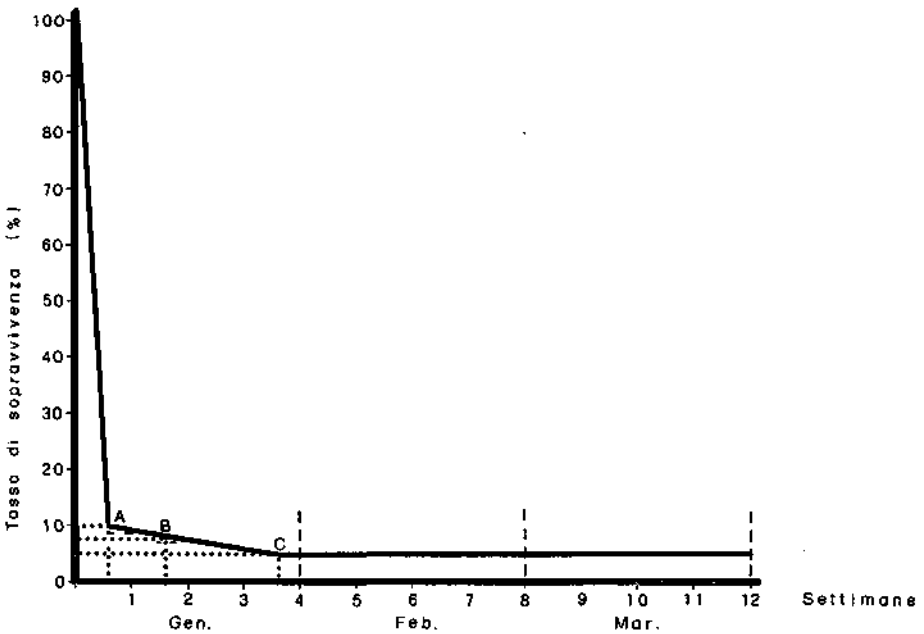


FIG. 1. Curva di sopravvivenza, dalla schiusa allo stadio giovanile, di *Sparus aurata* riprodotta in laboratorio.

A. Riassorbimento del vitello; B. Inizio metamorfosi ed alimentazione artificiale o naturale; C. Alimentazione con *A. salina.*

La curva del grafico della fig. 1 riassume l'andamento generale della percentuale di sopravvivenza delle larve, per ogni fase di sviluppo, a partire dalla schiusa delle uova fino allo stadio di avannotto. Da questa si può notare come il tasso di mortalità più frequente si verifichi ad ogni periodo metamorfico larvale e ad ogni passaggio differenziale delle diete alimentari impiegate.

CONCLUSIONI

Dai risultati raggiunti è opportuno trarre alcune considerazioni di natura, innanzitutto, biologica. È stato riscontrato che, con una esclusiva alimentazione delle larve a base di zooplancton, l'indice di mortalità è stato considerevolmente alto con indici di sopravvivenza dello 0,5 %. Ma è anche vero che con l'impiego di diete alimentari artificiali o miste si sono verificati ripetuti casi di sopravvivenza larvale ancora in percentuale numericamente bassa, anche se è stato possibile ottenere avannotti alla fine dell'esperimento.

In considerazione di tali risultati è giusto affermare che l'accento venga posto sui problemi che riguardano le tecniche stesse di allevamento. Vale a dire che gli sforzi maggiori dovranno essere concentrati sulle condizioni biologiche e fisiologiche delle larve durante il periodo di transizione morfologica, sul controllo di parametri ambientali, sulla necessità e fabbisogno del cibo usato, sulle quantità di zooplancton naturale richiesto, sulle qualità nutritive e sulla composizione chimica di quello artificiale, dal momento che quantità e qualità variabili di alimento possono influire direttamente sulla percentuale di sopravvivenza del prodotto finale.

Sopravvivenze così basse, inoltre, possono anche essere imputate agli impianti di allevamento poco pratici, ad alte densità larvali nel mezzo ambiente, ad un irregolare fotoperiodismo o a scarsa intensità luminosa, ad inconvenienti di origine tecnica, a pericoli frequenti di trovarsi in presenza di parassiti introdotti con il plancton utilizzato come alimento supplementare.

I risultati ottenuti in questa fase di sperimentazione lasciano intravedere ulteriori possibilità di operare nel settore, purché non vengano trascurati quei parametri biologici e abiologici che hanno tanta influenza sull'intero ciclo produttivo delle specie marine in esame.

RIASSUNTO

Nel corso degli ultimi anni sono state intensificate le prove di sopravvivenza larvale di orata *(Sparus aurata* L.) durante le fasi di allevamento in condizioni artificiali di laboratorio. Le larve sono state ottenute da riproduttori catturati in natura e trattati con ormoni gonadotropi umani (HCG). Il periodo di incubazione delle uova, alla salinità di circa 37 ‰ ed alla temperatura di 16-17 °C, è stato di 48-50 ore. Le larve sono state alimentate con ceppi monospecifici di Rotiferi *(Brachionus plicatilis* Müller) e con ceppi eterospecifici di Copepodi marini e Ciliati.

In altre prove è stato somministrato alle larve del cibo artificiale, consistente in particelle di tuorlo d'uovo omogeneizzato ed integrato con vitamine, farina di legumi, lieviti e destrine in sospensione acquosa. Con tutti questi alimenti è stato possibile ottenere delle sopravvivenze larvali abbastanza soddisfacenti.

SUMMARY

In the course of last two years female gilthead breams *(Sparus aurata* L.) were injected with progressively higher doses of human chorionic gonadotropin (HCG).

The males emitted abundant fluid sperm even before being injected.

By using these parents, it was possible to make several attempts at dry artificial fertilization. The maximum temperature at which the normal egg-incubation period took place was 16-17 °C. The salinity chosen for the experiments was about 37 ‰.

The larvae were fed on monospecific stocks of Rotifers *(Brachinous plicatilis* Müller and polispecific cultures of small sea Copepods and Ciliates.

In later tests the larvae were fed on lyophilised egg yolk which was distributed throughout in the form of a homogenate, integrated with vitamins, legumes meal, yeast and destrines in aqueous suspension.

During the experiments on the rearing it was found that most critical stage occurs in larval life.

However, the average survival of the larvae was prolonged up to fry stage.

BIBLIOGRAFIA

ALESSIO, G. e P. BRONZI 1974. Riproduzione artificiale di orata, *Sparus aurata* (L.) *(Osteichthyes, Sparidae).* I° Reperimento, trasporto, stabulazione e trat¬tamenti ormonali di riproduttori cresciuti nelle Valli Venete. *Ateneo Parmense, 10,* 187-204.

BARNABE, G. e F. RENE 1973. Reproduction controlée et production d'alevins chez la dorade *Sparus aurata* Linné 1758. *C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., 276,* 1621-1624.

LUMARE, F. e P. VILLANI 1970. Contributo alla conoscenza delle uova e dei primi stadi larvali di *Sparus aurata* (L.). *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 38,* 364-369.

LUMARE, F. e P. VILLANI 1971. Preliminary report on induced spawning and artificial fertilization of *Sparus aurata* (L.). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 26,* 1 e 2, 109-112.

LUMARE, F. e P. VILLANI 1971 a. Prime esperienze di fecondazione artificiale sul¬l'orata *(Sparus aurata). Riv. It. Piscic. Ittiop., 4,* 95-97.

LUMARE, F. e P. VILLANI 1972. Maturità sessuale indotta e fecondazione artifi-ciale in *Sparus aurata* (L.). *Investigaciòn pesq., 37* (1), 57-71.

LUMARE, F. e P. VILLANI 1973. Artificial fertilization and larval rearing in *Sparus aurata* (L.) *(Teleostea, Sparidae). Acta biol. iugo., Ichthyologia,* 5 (1), 87-97.

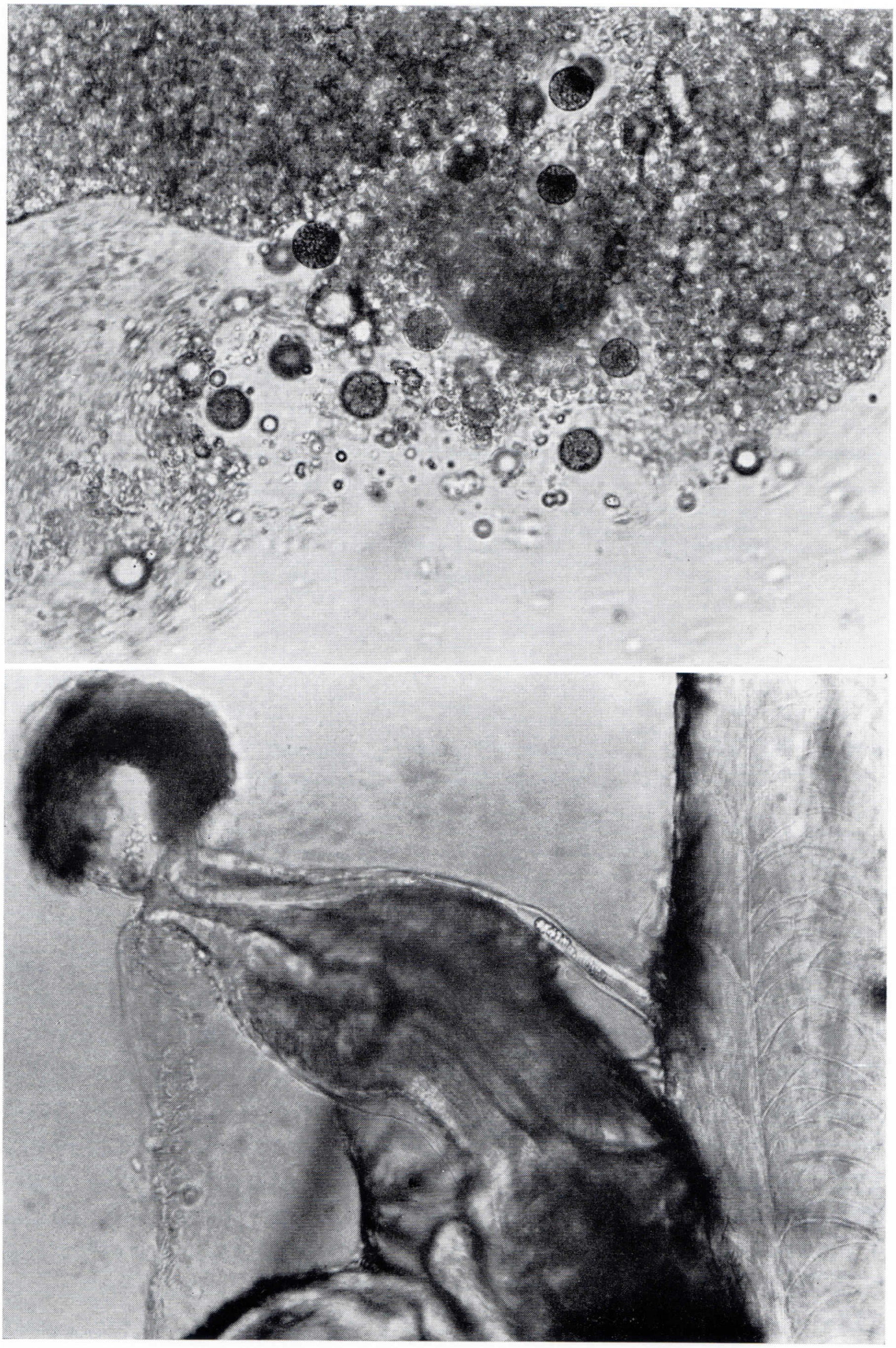


FIG. 2. Esame microscopico del contenuto gastrico di *S. aurata*. Sono evidenti numerose uova di *B. plicatilis* non ancora digerite.
FIG. 3. Particolare dell'ultimo tratto dell'intestino di una larva di *S. aurata* nella fase escretiva di alimento artificiale.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 303-312
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

FABBISOGNO PROTEICO DEI CEFALI *(MUGIL CEPHALUS)* DI ETÀ O +

F. GHION [1], E. GRIMALDI [2]

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

[1] Centro Ittiologico Valli Venete, Val Pisani Ca' Venier, Rovigo
[2] Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

ABSTRACT

Experimental controls of protein requirements have been carried out on seven groups of age O + mullets (*Mugil cephalus)* during 20 weeks.

INTRODUZIONE

L'utilizzazione di diete artificiali come base dell'allevamento intensivo dei cefali e come complemento della alimentazione naturale nella mugi¬ licultura di tipo tradizionale appare dipendere sempre più strettamente dalla messa a punto di alimenti i quali, pur soddisfacendo pienamente i fabbisogni nutritivi di questi pesci, escludano, comunque, ogni spreco. Già Vallet, Berhaut, Leray, Bonnet e Pic (1970) avevano inteso dare, con una serie di ricerche sperimentali, una prima risposta ad alcuni quesiti fondamentali concernenti l'alimentazione artificiale dei cefali, quali l'influenza esercitata sull'accrescimento e sulla conversione del cibo, rispettivamente, dalla diversa origine delle proteine utilizzate; dall'ammontare della razione giornaliera; dalla presenza di componenti alimentari non assimilabili; dalla salinità ambientale e dai sali contenuti nella dieta. Da parte nostra — in vista delle sue determinanti implicazioni di natura economica — abbiamo voluto concentrare l'attenzione sulla ottimizzazione del livello proteico alimentare, a ciò dedi-

cando una sperimentazione sufficientemente estesa nel tempo. Nel valutare i dati così ottenuti abbiamo tenute ben presenti le radicali modificazioni di regime alimentare — messe in evidenza da Albertini-Berhaut (1973, 1974) — che intervengono in una fase assai precoce del ciclo vitale dei cefali.

MATERIALI E METODI

Per la sperimentazione sono stati utilizzati individui di cefalo *(Mugil cephalus)* di età O + provenienti da una pescata di novellame effettuata al largo della costa laziale in data 7-11-1974.

Allo scopo di avvezzare i cefaletti alle condizioni di allevamento, nonché di ottenere la risoluzione della mortalità che fa sempre seguito alla cattura ed al trasporto, si è provveduto a stabulare un migliaio di esemplari per circa un mese in una vasca di adeguata capacità, a temperatura ambiente (circa 13 °C) e alimentandoli con il mangime poi utilizzato nella sperimentazione (contenuto proteico 40 %). La lunghezza standard media, rilevata alla fine di questo periodo su un congruo campione di individui, è risultata essere di 23,6 mm + 1,5 D.S.; il peso medio di 221 mg ± 43 D.S.; dagli individui disponibili al termine del mese di prima stabulazione sono stati ricavati sette lotti costituiti ogni uno da 100 esemplari. Questi sono stati collocati in altrettanti acquari a pareti di vetro della capacità di 120 litri, facenti parte di un circuito chiuso per un volume complessivo di 10 m^3 di acqua salmastra (salinità 18 ‰), nel quale si effettuava un ricambio totale ogni otto giorni. La filtrazione veniva assicurata da un filtro costituito da strati di sabbia, ghiaia e lana sintetica; ogni acquario era dotato di erogazione d'aria. Durante la sperimentazione la temperatura è stata mantenuta, mediante resistenze elettriche immerse, a 18 °C ± 1.

Ad ognuno dei gruppi di pesci è stata somministrata per 20 settimane una dieta a diverso contenuto proteico, secondo una serie progressiva che partendo da una quota proteica minima del 20 % (gruppo I) giungeva ad una quota proteica massima dell' 80 % (gruppo 7). La composizione delle sette diete sperimentali è riportata nella Tab. 1; da questa si rileva come l'aumento progressivo della quota proteica sia stato ottenuto sostituendo nella dieta quantità crescenti di farina di frumento con solubili di pesce.

L'alimento è stato somministrato *ad libitum*, sotto forma di pastone umido, giornalmente, ad eccezione della domenica. Ogni mattina, prima

TABELLA I.

Composizione delle diete sperimentali e risultati essenziali della loro somministrazione per 20 settimane a cefali di età O +.

Gruppo N°	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
Composizione % della dieta							
Farina di frumento	74.5	63	50	38	25	12	0
Solubile di pesce	12.5	25	38	50	63	76	88
Premix T.V. (*)	5	5	5	5	5	5	5
Lecitina di soja	3	3	3	3	3	3	3
Solfato bicalcico	2	2	2	2	2	2	2
Bentonite	2	2	2	2	2	2	2
Proteine (N × 6.25) % sul secco	18.8	28.8	38.8	48.8	58.8	68.8	78.8
Peso medio (mg.)							
Iniziale	221	221	221	221	221	221	221
D.S.	± *43*	± *43*	± *43*	± *43*	± *43*	± *43*	± *43*
Finale	1.061	1.119	1.262	1.095	1.073	880	713
D.S.	± *438*	± *330*	± 455	± *337*	± *364*	± *345*	± *360*
Lunghezza standard (mm.)							
Iniziale	23.6	23.6	23.6	23.6	23.6	23.6	23.6
D.S.	± *1.5*	± *1.5*	± *1.5*	± *1.5*	± *1.5*	± *1.5*	± *1.5*
Finale	38.29	38.8	40.6	39.5	38.6	36.3	34.5
D.S.	± *4.9*	± *3.4*	± *4.6*	± *3.9*	± *4.2*	± *4.2*	± *4.8*

(*) PREMIX T.V. 5 % - Principi attivi / kg. - Vit. A U.I. 450.000; Vit. D3 U.I. 90.000; Vit. B1 mg. 180; Vit. B2 360; mg. Vit. PP 2.400; mg. Ac. Pantotenico 840; mg. Vit. B12 0,480; mg. Vit. 120; mg. Ac. Folico 36; mg. Biotina 8; mg. Vit. E. 1.000; mg. Vit. K3 120; mg. Vit. C 10.000; mg. Colina 24.500; mg. Manganese 750; mg. Ferro 500; mg. Zinco 440; mg. Rame 100; mg. Cobalto 12; mg. Jodio 21.

di procedere alla somministrazione di nuovo alimento, si effettuava il sifonamento del materiale fecale e dei residui di cibo eventualmente presenti sul fondo.

Durante la sperimentazione, con frequenza mediamente mensile, veniva rilevato, previa anestesia, il peso complessivo degli individui componenti i diversi gruppi. Tale rilevamento, unitamente a quello della lunghezza standard, fu effettuato individualmente al termine dell'esperimento. All'inizio ed alla fine della sperimentazione furono anche prelevati da ogni gruppo alcuni individui sui quali determinare la composizione chimica grezza, le cui caratteristiche per altro, non vengono discusse in questa sede.

La mortalità, modestissima, verificatasi nei diversi acquari, è imputabile quasi esclusivamente a inconvenienti tecnici e pertanto non è stata annotata.

RISULTATI

I dati essenziali riguardanti gli incrementi ponderali relativi che corrispondono alle diverse diete compaiono nella tab. I e nelle figg, 1 e 2. Dall'esame di queste si rileva come già ad un livello proteico del 20 % corrisponda un incremento in peso cospicuo se raffrontato con quello massimo che viene raggiunto ad un livello proteico del 38,8 %, da considerare pertanto ottimale per il materiale ittico sottoposto alla sperimentazione. Ai livelli proteici immediatamente superiori a quello ottimale (50-60 %) si constata una sensibile riduzione dell'accrescimento, tale da portare a valori analoghi a quelli che si ottengono con le diete più povere in proteine (20-30 %). Il calo di accrescimento si fa accentuatissimo ai livelli proteici massimi (70-80 %), cui pertanto corrispondono gli incrementi ponderali minimi.

DISCUSSIONE

Gli unici dati sperimentali sul fabbisogno proteico dei cefali a tutt'oggi pubblicati sono, per quanto ci consta, quelli riportati da Vallet, Berhaut, Leray, Bonnet e Pic (1970). Essi, per altro, non risultano di facile interpretazione e comparabilità in conseguenza dell'uso, nella sperimentazione, di proteine di diversa origine. Se ne possono comunque trarre indicazioni di notevole interesse che verranno considerate più oltre.

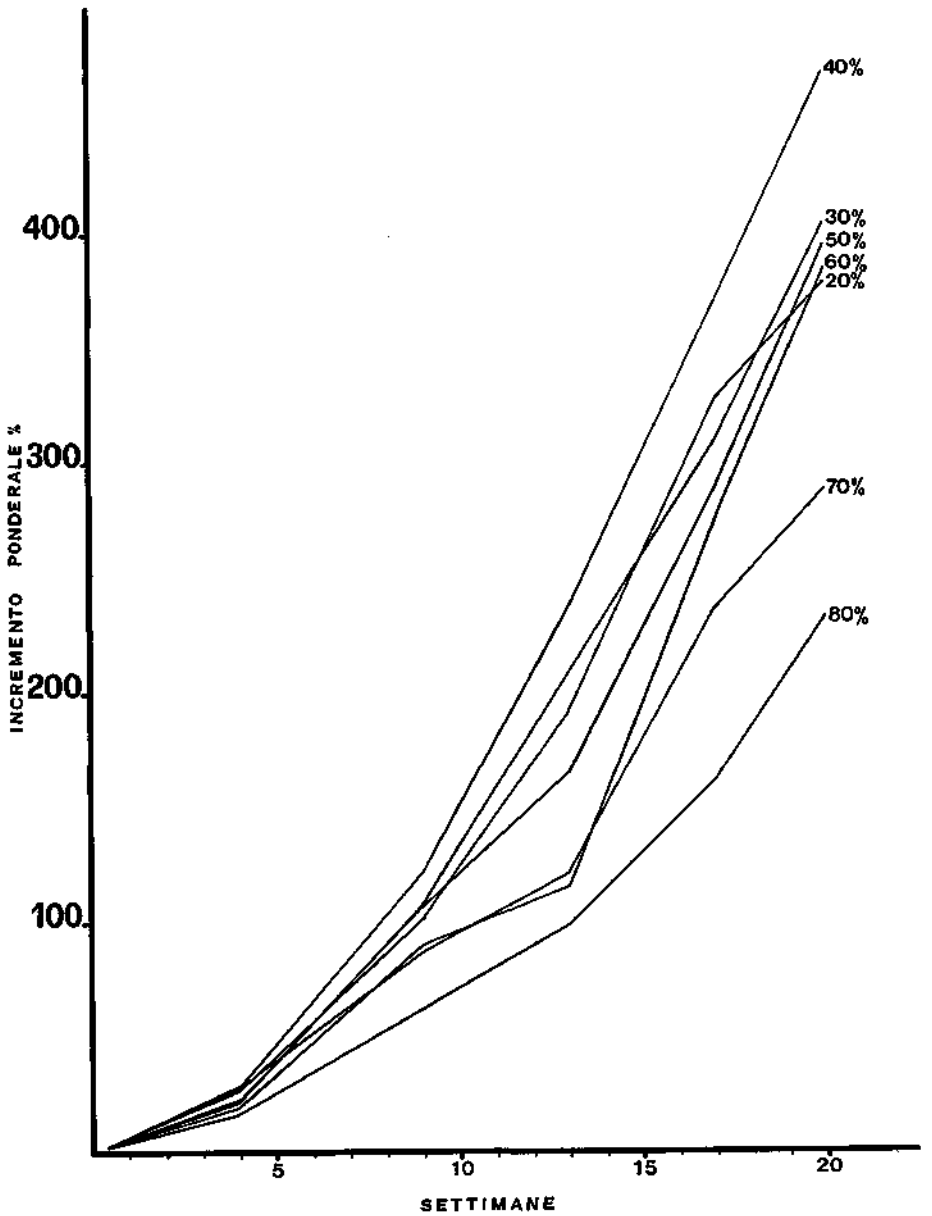


FIG. 1. Andamento dell'accrescimento ponderale relativo di cefali di età O+ alimentati per 20 settimane con diete a diverso contenuto proteico.

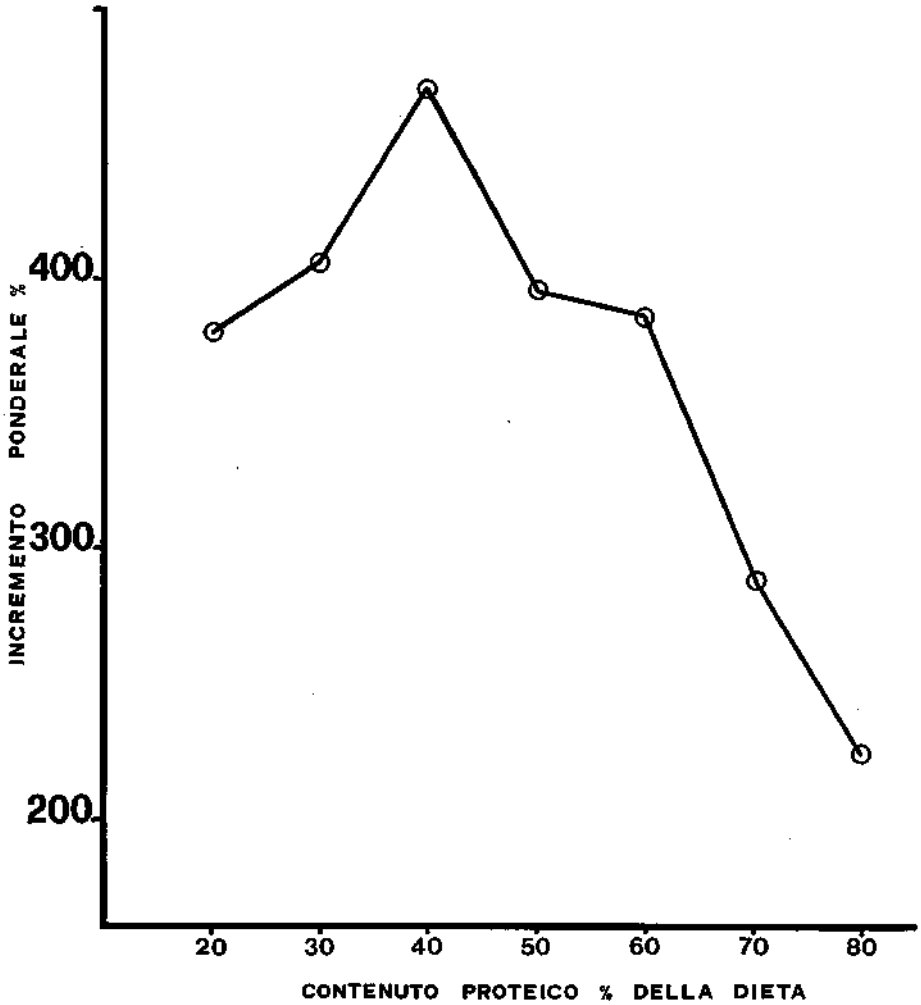


FIG. 2. Incremento ponderale relativo ottenuto somministrando per 20 settimane a cefali di età O + diete a diverso contenuto proteico.

Se confrontato con quello di altre specie ittiche di interesse economico, il livello proteico ottimale proprio di *Mugil cephalus* durante il primo anno di vita (38,8 %) appare essere piuttosto ridotto. Cowey, Adron, Blair e Pope (1970), sperimentando con una dieta sintetica sulla passera di mare *(Pleuronectes platessa),* con un contenuto proteico

del 70 % non avevano ancora raggiunto l'incremento corporeo massimo, nel mentre, somministrando alla stessa specie ittica muscolo di merluzzo liofilizzato come fonte di proteina, potevano situare il livello proteico ottimale intorno al 50 %. De Long, Halver e Mertz (1958), ricorrendo ad una dieta sintetica hanno accertato per *fingerlings* di salmone *chinook* (*Oncorhynchus tshawytscha*) un livello proteico ottimale variabile dal 40 % al 55 % ad una temperatura, rispettivamente, di 8,3 °C e 14,5 °C. Ogino e Saito (1970), utilizzando anch'essi la caseina come fonte proteica, hanno ritenuto di poter situare attorno al 38 % il livello proteico ottimale della giovane carpa (*Cyprinus carpio*). Per il *channel catfish* (*Ictalurus punctatus*) il parametro in questione sembra variare sensibilmente in rapporto alla natura delle proteine alimentari: infatti, Dupree e Sneed (1966) riscontrarono un valore del 40 % usando la caseina e il glutine di frumento, del 25 % usando proteina di soja. In quest'ultimo caso, tuttavia, gli incrementi ponderali massimi ottenuti erano più modesti. Infine, Nose e Arai (1972) hanno situato intorno al 45 % il livello proteico ottimale per l'anguilla (*Anguilla japonica*).

Il fabbisogno proteico accertato per *Mugil cephalus* in questa sperimentazione, in quanto relativo a soggetti di taglia assai modesta, potrà probabilmente rilevarsi eccessivo se riferito a individui di dimensioni maggiori. Infatti, vi è innanzitutto da tener presente come anche per altre specie ittiche i fabbisogni proteici si siano rivelati massimi durante i primissimi mesi di vita: così per la trota iridea (*Salmo irideus*) il livello proteico ottimale è stato accertato da Halver, Bates e Mertz (1964) essere del 45 % per soggetti del peso medio di 1,3 gr nel mentre Luquet (1971) ha riscontrato un valore del 30 % per i soggetti di peso superiore a 10 gr. Eguale fenomeno è stato riscontrato da Halver (1969) per il salmone *sockeye* (*Oncorhynchus nerka*), con valori del 45 % e del 35 % per soggetti del peso, rispettivamente, di 1,3 e di 10 grammi.

Nel caso particolare dei cefali, alcuni elementi inducono a ritenere possibile una riduzione dei fabbisogni proteici allorquando vengano superati i primi mesi di vita. Vallet, Leray, Bonnet e Pic (1970) hanno in effetti raccolto dati sperimentali che sembrano indicare, per *Mugil capito*, un drastico calo del lievello proteico già quando si passi da una lunghezza standard di 21 mm ad una di 36 mm. Assai significativi, nel senso sopra indicato sono poi gli accurati rilevamenti di Albertini-Berhaut (1973, 1974) sul regime alimentare naturale degli stadi giovanili di *Mugil auratus*, *M. capito* e *M. salines*: da essi infatti risulta che ad una lunghezza standard di 50-55 mm si perfeziona il passaggio da

una dieta a base di invertebrati ad una dieta, totalmente diversa, a base di diatomee ed altre microfite.

L'informazione più interessante emersa dalla nostra sperimentazione è quella che concerne l'andamento della risposta in termini di incremento ponderale ai progressivi incrementi del livello proteico. Infatti, nelle specie ittiche fin qui fatte oggetto di ricerche sperimentali, ad ulteriori incrementi del contenuto proteico della dieta oltre quello ottimale non corrispondono ulteriori incrementi nella rata di accrescimento ponderale, talché la curva raffigurante la relazione tra i due parametri costituisce un netto *plateau;* nel caso in cui ulteriori aumenti delle proteine oltre il livello ottimale esercitino un effetto deprimente sull'accrescimento, si tratta di un fenomeno di portata più che modesta. Nettamente diverso è il quadro emerso per il cefalo : esso è infatti caratterizzato da una caduta brusca ed inequivocabile degli incrementi corporei allorquando il livello proteico ottimale venga superato. Il fatto non sembra giustificabile se non interpretandolo come una conseguenza del corrispondente calo del contenuto in carboidrati della dieta. Una siffatta dipendenza dei cefali da una presenza sufficientemente elevata dei carboidrati nella dieta era già stata prospettata da Vallet, Berhaut, Leray, Bonnet e Pic (1970). Le implicazioni pratiche di questa constatazione sembrano essere di notevole importanza: nel caso dei cefali, l'introduzione delle proteine nell'alimento in quantità eccedenti il livello ottimale non si ridurrebbe ad un errore economico ma assumerebbe le caratteristiche di un errore dietetico gravido di conseguenze negative.

RIASSUNTO

La convenienza economica dell'allevamento dei cefali appare dipendere in misura sempre crescente dalla disponibilità di diete che concilino il razionale soddisfacimento dei fabbisogni nutritivi di questi pesci con la più rigorosa esclusione di ogni spreco. Ne deriva la particolare urgenza di verificare sperimentalmente i fabbisogni proteici dei cefali, avendo ben presente, nel fare ciò, il radicale mutamento di regime alimentare cui essi vanno incontro dopo i primi mesi di vita. Presso il Centro Ittiologico Valli Venete è stato effettuato un esperimento comportante la somministrazione di diete a diverso contenuto proteico a 7 lotti di cefali (*Mugil cephalus)* di età O +. Da esso si desume che, in coincidenza con la prevalente zoofagia che caratteristica i primi mesi di vita dei cefali, il minimo proteico alimentare si aggira attorno al 40 %. Di particolare interesse appare il fatto che, ad un ulteriore incremento della quota proteica, compensato evidentemente da una proporzionale riduzione degli idrati di carbonio, fa seguito una brusca e

vistosa riduzione della rata di accrescimento. Ciò suggerisce un ruolo di singolare importanza degli idrati di carbonio nei processi di accrescimento della specie in esperimento.

SUMMARY

Profitableness of mullet culture appears more and more depending on the availability of suitable diets from which all economical waste is excluded. Experimental controls of protein requirements of this fish — whose feeding habits change very sharply after the first life months — are therefore particularly urgent. During an investigation made at the Centro Ittiologico Valli Venete 7 groups of age O + mullets *(Mugil cephalus),* which largely prey in nature on invertebrates, were fed on diets containing different protein levels. Body weight gain was maximum at about 40 % of protein, and beyond this value it decreased very clearly. This fact seems to point out a very peculiar role of the carbohydrates in the growth processes of this fish.

BIBLIOGRAFIA

ALBERTINI-BERHAUT, J. 1973. Biologie des stades juvéniles des Téléostéens Mugilidae *Mugil auratus* Risso 1810, *Mugil capito* Cuvier 1829 et *Mugil saliens* Risso 1810. I. Regime alimentaire. *Aquaculture, 2,* 251-266.

ALBERTINI-BERHAUT, J. 1974. Biologie des stades juvéniles des Téléostéens Mugilidae *Mugil auratus* Risso 1710, *Mugil capito* Cuvier 1829 et *Mugil saliens* Risso 1810. II. Modifications du regime alimentaire en relation avec la taille. *Aquaculture, 4,* 13-27.

COWEY, C. B., J. W. ADRON, A. BLAIR e J. POPE 1970. The growth of O-group plaice on artificial diets containing different levels of protein. *Helgolander wiss. Meeresunters., 20,* 602-609.

EE LONG, D. C, J. E. HALVER e E. T. MERTZ 1958. Nutrition of salmonoid fishes. VI. Protein requirements of chinook salmon at two water temperatures. *J. Nutr., 65,* 589-599.

DUPREE, H. K., K. E. SNEED 1966. Response of channel catfish fingerlings to different levels of major nutrients in purified diets. *Tech. Paper* 9. *Bureau Sport Fisheries and Wildlife, U.S. Dept. Interior,* 21 pp.

HALVER, J. E., L. S. BATES e E. T. MERTZ 1964. Protein requirements for sockeye salmon and rainbow trout. *Fedn Proc. Fedn Am. Socs exp. Biol., 26,* 880.

HALVER, J. E. 1969. Citato da: LUQUET, P. 1972. Données sur l'alimentation des Salmonidés. *Bulletin* de la Société Scientifique d'Hygiène Alimentaire, de l'Association Française de Techniciens de l'Alimentation Animale et de l'Association Française de Zootechnie, *60,* 338-362.

LUQUET, P. 1971. Effcacité des protéines en relation avec leur taux d'incorporation dans l'alimentation de la truite arc-en-ciel. *Ann. Hydrobiol, 2,* 175-186.

NOSE, T., S. ARAI 1972. Optimum level of protein in purified diet for eel, *Anguilla japonica.* Bull. *Freshwat. Fish. Res. Lab., Tokyo, 22,* 145-155.

OGINO, C, K. SAITO 1970. Protein nutrition in fish. I. The utilization of protein by young carp. *Bull. Jap. Soc. Scient. Fish. 36,* 250-254.

VALLET, F., J. BERHAUT, C. LERAY, B. BONNET e P. PIC 1970. Preliminary experiments on the artificial feeding of Mugilidae. *Helgolander wiss. Meeresunters., 20,* 610-619.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 313-326
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

POSSIBILE UTILIZZAZIONE DELLE LARVE DI BALANI PER L'ALIMENTAZIONE ARTIFICIALE DI PESCI MARINI

G. RELINI [1], A. FRANCESCON [2], A. BARBARO [2]

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

[1] Incaricato di Ecologia Animale, Università di Genova.
[2] Istituto di Biologia del Mare, Venezia.

ABSTRACT

The possibility of utilizing nauplii of barnacle species present in Italian seas as food source in marine fish culture is discussed.

INTRODUZIONE

Nell'allevamento artificiale di pesci marini dalla fase di schiusa allo stadio giovanile, è necessario un complicato regime alimentare costituito da una varietà di piccole prede. Tale disponibilità di alimento è ancor oggi un problema non del tutto risolto e in questo senso i nauplii dei Balani potrebbero rappresentare una importante e relativamente economica fonte alimentare anche se limitata ad alcuni periodi dell'anno ed a certe dimensioni delle larve.

Nauplii di Balani sono stati usati da Shelbourne (1964) per l'alimentazione artificiale di larve di Pleuronettiformi e Blaxter (1968) ha allevato in laboratorio larve di *Clupea harengus* alimentandole dapprima con nauplii di *Balanus balanoides* e plancton naturale, successivamente con nauplii di *Artemia salina* e plancton naturale. In Giappone (Bardach, Ryther e Mc Larney 1972) sono usati nauplii di Balani del Iº stadio per l'alimentazione di alcune tra le specie ittiche più allevate: *Fugu rubripes, F. vermicularis* e *Mylio macrocephalus.* Per le prime due specie i nauplii vengono somministrati dal 7° al 14° giorno dalla schiusa delle

uova, mentre per *M. macrocephalus* dall' 8° al 32° giorno, assieme ad altri organismi larvali. Non viene menzionata la specie di Cirripede utilizzata, ma è da presumere che si tratti dei nauplii di *Balanus amphitrite* che in Giappone vengono usati come cibo anche nell'allevamento del granchio *Neptunus pelagicus.*

In alcuni ambienti, inoltre, le larve dei Cirripedi rappresentano una notevole percentuale dello zooplancton e quindi del cibo disponibile per filtratori e predatori planctofagi come descritto da Barnes (1971) per Arcachon e da Daro e Soroa Bofill (1972) per la zona di Ostenda adibita all'ostricoltura. De Silva (1973) ha trovato che nelle acque costiere della Scozia sia individui del gruppo 0 sia individui di età superiore all'anno di *Clupea harengus* e *C. sprattus* si nutrono regolarmente di nauplii e di cypris di Balani.

I Balani, volgarmente noti in Italia come « denti di cane », sono stati considerati solo come elementi dannosi in quanto, essendo tra i più resistenti organismi del fouling, possono creare seri inconvenienti soprattutto sugli scafi o all'interno di tubazioni in cui circoli acqua di mare.

Si presenta ora la possibilità di utilizzare, anche in Italia, per l' ittio¬coltura marina le larve di questi animali; in tale prospettiva si ritiene utile riportare alcune notizie sulla biologia delle specie più comuni lungo le coste italiane.

MATERIALI E METODI

I dati riguardanti i periodi di insediamento, l'accrescimento e la maturità delle specie di Cirripedi più comuni lungo le coste italiane si riferiscono a popolazioni ottenute mediante immersione di substrati artificiali.

Nel mar Ligure (Genova, La Spezia, Savona, Imperia), Jonio (Taranto), Adriatico (Venezia, Trieste) i substrati usati sono piastre di materiale fibro-cementizio atossico di 20 cm × 30 cm × 0,4 cm, nel mar Tirreno (Civitavecchia) piastre metalliche verniciate di 12 cm × 20,5 cm × 0,2 cm. Notizie più dettagliate sulle metodiche usate sono riportate nei lavori originali, citati nel testo.

RISULTATI

Le specie di Cirripedi del genere *Balanus* più comuni lungo le coste

italiane sono: *B. amphitrite* Darwin, *B. eburneus* Gould, *B. perforatus* Bruguière, *B. trigonus* Darwin e *B. improvisus* Darwin. Quest'ultimo è di occasionale comparsa nell'Alto Tirreno ed è comune nell'Adriatico (Relini 1969; Relini, Francescon e Barbaro 1972). *B. amphitrite, B. eburneus* e *B. improvisus* si rinvengono di preferenza in ambiente salmastro, in acque eutrofiche e portuali, ed anche in acque inquinate; *B. perforatus* e *B. trigonus* prediligono le coste rocciose esposte al mare aperto. Inoltre nella zona sopralitorale si trovano due specie di *Chthamalus: C. stellatus* (Poli) e C. *depressus* (Poli).

Periodi di insediamento

La conoscenza dei periodi di insediamento può fornire utili informazioni sui momenti in cui sono disponibili i nauplii, tenendo presente che la vita larvale planctonica dura da otto giorni a poco più di un mese a seconda soprattutto della temperatura dell'acqua (Le Reste 1965).

Il periodo di insediamento per le specie di *Balanus* sopra ricordate è compreso tra aprile e ottobre ed il massimo di insediamento avviene nei mesi estivi; tuttavia *B. improvisus* e *B. perforatus* si possono trovare in aprile in discreta quantità e in Adriatico la prima specie si riproduce anche nei mesi invernali (osservazioni personali di Relini, al largo di Ravenna). Non si conoscono con esattezza i periodi di insediamento delle due specie di *Chthamalus* che sembrano avere il massimo in settembre. Notizie più dettagliate sull'insediamento si possono rinvenire per il mar Ligure in Relini (1964, 1973), Relini e Giordano (1969); per il mar Tirreno in Taramelli e Chimenz (1968) ; per il mar Jonio in Gherardi (1973) ; per il Mar Adriatico in Relini, Francescon e Barbaro (1972), Barbaro e Francescon (1976), Specchi, Relini e Famiani (1976).

Per le acque di Marsiglia Le Reste (1965) riferisce i periodi di comparsa delle larve di *B. amphitrite, B. perforatus* e *C. stellatus.* Quest'ultima specie si rinviene dalla metà di maggio alla metà di ottobre con il massimo tra luglio ed agosto. Le larve di *B. amphitrite* sono state raccolte da maggio a novembre con un massimo fra la fine di luglio e l'inizio di agosto; inoltre quantità di gran lunga maggiori sono state rinvenute nella stazione all'entrata del vecchio porto rispetto alla stazione in mare aperto. *B. perforatus* si riproduce quasi tutto l'anno e si distinguono tre principali periodi di riproduzione: estivo, autunnale, invernale; nella stazione esterna il maggior numero di larve compare

nel periodo invernale (gennaio-marzo) mentre nel vecchio porto i periodi più importanti sono quelli estivo ed autunnale.

Accrescimento e maturità

L'accrescimento dei Balani misurato come incremento del diametro basale rostro-carenale del guscio, è stato studiato nel porto di Genova in relazione alla profondità e alla stagione (Relini e Relini Orsi 1969), al diverso tipo e grado di inquinamento (Relini e Relini Orsi 1970) e alla velocità del flusso dell'acqua (Relini e Rossi 1974, 1975).

In generale l'accrescimento massimo avviene nei mesi più caldi, nelle acque superficiali, eutrofiche con buon movimento dell'acqua e nell'ambito del primo mese dall'insediamento fin quando non è raggiunta la maturità. Luglio ed agosto sono i mesi in cui e più rapido l'accrescimento del guscio ed il raggiungimento della maturità; in questi mesi pertanto si può presumere che in condizioni ottimali siano sufficienti 15-20 giorni dall'insediamento per la liberazione dei primi nauplii.

Dall'esame comparativo di numerosi pannelli mensili immersi a varie profondità per diversi anni è stato possibile osservare che nel porto di Genova la maturità (intesa come presenza di lamelle di uova) si manifesta in *B. amphitrite,* che sembra essere la specie più precoce, quando l'animale raggiunge i 5 mm di diametro basale, anche se non mancano casi di Balani maturi con diametro inferiore (si veda l'esempio della fig. 1). In un discreto insediamento e nell'ambito di 20-30 giorni si può stimare che i Balani maturi siano circa 300 per dm^2.

Numero di uova e di generazioni

Non si conoscono con esattezza il numero di uova e di generazioni delle specie italiane che dovrebbe essere diverso a seconda delle condizioni ambientali.

Le Reste (1965) per il Golfo di Marsiglia ritiene di aver individuato 8 deposizioni di uova in un anno per *B. amphitrite* e 11 per *B. perforatus;* per quest'ultima specie le deposizioni avvengono in numero da 2 a 4 in estate, 4 in autunno e 3 in inverno. Barnes e Barnes (1968) riportano il numero di uova prodotte in relazione al peso secco corporeo di alcuni Cirripedi delle coste europee; i dati che si riferiscono alle specie presenti lungo le coste italiane sono riassunti in tabella 1.

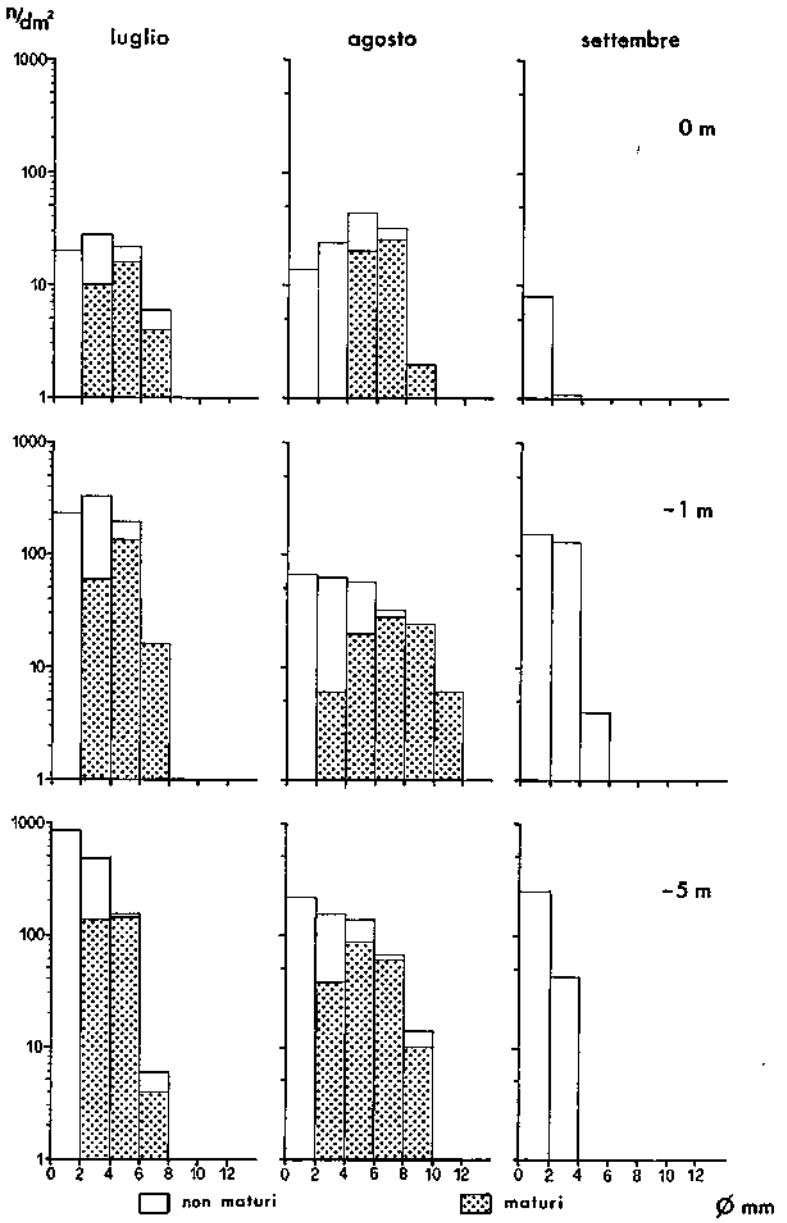


FIG. T. Distribuzione delle classi di grandezza e della maturità in *Balanus amphitrite,* insediato su pannelli mensili immersi a tre profondità (0m, — 1m, — 5m) nell'avamporto di Genova dal luglio al settembre 1974. In ascisse i valori del diametro basale ròstro-carenale (0) espresso in millimetri. In ordinate il numero di individui per dm^2 (valore medio del numero di individui presenti sulle due facce di ciascun pannello).

TABELLA I.

Numero di uova prodotte per peso secco corporeo (da Barnes e Barnes 1968).

Balanus amphitrite	4800 / 3 mg
Balanus improvisus	1000-2500 / 0,5 mg
Balanus perforatus	7250 / 3 mg
Chthamalus depressus	1298 / 0,5 mg
Chthamalus stellatus	500-2500 / 0,5 mg

Il Cirripede *Elminius modestus* Darwin, che ha invaso le coste atlantiche europee a partire dal 1945-47, può produrre in condizioni ottimali una generazione in 15 giorni (Crisp e Davies 1955). Secondo Barnes (1971) si può supporre, ammettendo 12 generazioni nei mesi caldi e 3 nei mesi freddi, un totale di 15 generazioni per anno. Quest'Autore ha calcolato inoltre che un individuo di 5 mm di diametro produce 15 mg di sostanza calcarea, 2,5 mg di materia organica secca e 4000 uova per generazione. Il totale di materia organica secca prodotta come uova sarebbe di 6,26 g/m^2/anno mentre la materia organica secca del tessuto dell'adulto sarebbe di 0,17 g/m^2/anno.

Dimensione e durata degli stadi larvali

Nelle specie di *Balanus* e *Chthamalus*, prese in considerazione, è possibile riconoscere sei stadi larvali planctonici di nauplius (fig. 2) ed uno stadio di cypris (fig. 3) che da planctonico diventa bentonico e quindi si fissa al substrato; le rispettive dimensioni in base ai dati rinvenuti in letteratura sono riportate nella tabella 2. Le dimensioni maggiori in tutti gli stadi larvali sono raggiunte da *B. perforatus*, il quale risulta superiore ai 350 µ * già al II° stadio di nauplius come pure *B. trigonus; B. eburneus* e *B. improvisus* superano tale dimensione al III° stadio mentre *B. amphitrite, C. depressus* e *C. stellatus* al IV° stadio. Comunque per tutte le specie i nauplii del I° stadio sono inferiori ai 350 µ; d'altra parte i primi stadi sono quelli più facili da ottenere e con una minore percentuale di mortalità.

* Per l'alimentazione delle larve delle specie ittiche allevate in Italia le dimensioni delle prede sono comprese tra i 40 µ e 350 µ, come cortesemente riferitoci dal Dr. G. Arcarese della Società Industriale per la Riproduzione Artificiale dei Pesci (S.I.R.A.P.).

TABELLA 2.

Lunghezza totale (in μ) dei diversi stadi larvali.

Stadio	*(1)* *B. amphitrite*	*(2)* *B. eburneus*	*(3)* *B. improvisus*	*(4)* *B. perforatus*	*(5)* *B. trigonus*	*(6)* *C. depressus*	*(7)* *C. stellatus*
I	160-240	190-230	195 ± 19,7	279 ± 8,3	240	200	190
II	250-300	320-340	323 ± 16,6	429 ± 12,9	360	333	280
III	300-340	350-380	367 ± 8,4	493 ± 18,3	380	352	320
IV	350-390	400-420	402 ± 15,4	565 ± 31,8	—	370	370
V	410-470	440-480	496 ± 22,9	716 ± 41,0	—	400	440
VI	470-530	540-600	624 ± 30,2	860 ± 31,9	—	482	490
Cypris	490	460	523 ± 12,3	698 ± 53,2	—	—	—

(1) Costlow e Bookhout 1958 (larve allevate in laboratorio).
(2) Costlow e Bookhout 1957 (larve allevate in laboratorio).
(3) Jones e Crisp 1953 (± deviazione standard).
(4) Norris e Crisp 1953 (± deviazione standard).
(5) Sandison 1954
(6) Le Reste 1965
(7) Bassindale 1936

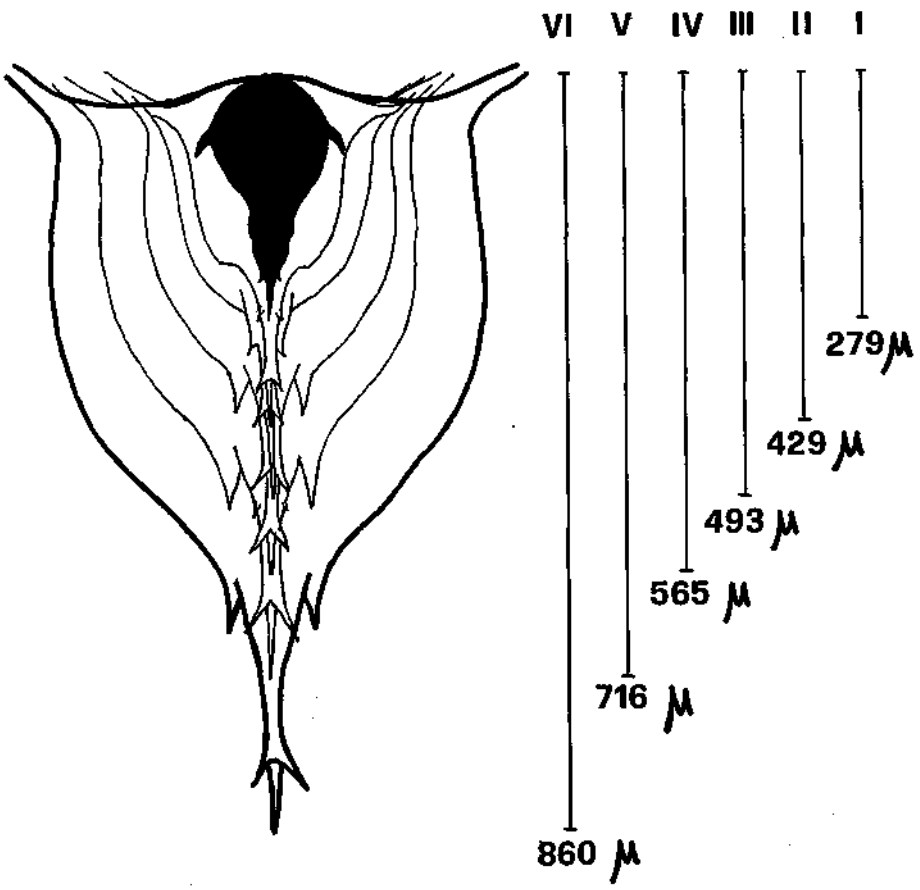


FIG. 2. *Balanus perforatus.* Lunghezza totale in micron (µ) dei sei stadi larvali di nauplius. La lunghezza totale è misurata dal bordo anteriore del carapace all'estremità della spina caudale (da Bassindale 1936).

La durata dei diversi stadi larvali dipende da un complesso di fattori tra cui assume particolare importanza la temperatura. Costlow e Bookhout (1957, 1958) hanno esaminato lo sviluppo larvale di *B. amphitrite* e *B. eburneus* in laboratorio alla temperatura costante di 26 °C (tabella 3) ; in entrambe le specie il primo stadio è il più breve (10'-6 h) e nel giro di 7-13 giorni dalla liberazione dei nauplii si hanno i primi cypris insediati.

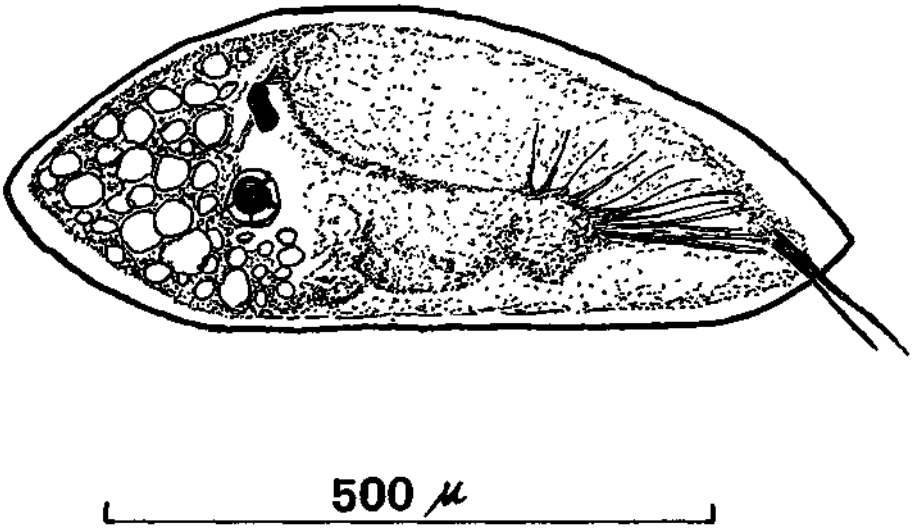


FIG. 3. *Balanus perforatus.* Stadio larvale di cypris (da Norris e Crisp 1953).

Sistemi per la raccolta dei Balani

I nauplii dei Balani possono essere facilmente ottenuti asportando dalle superfici della zona intertidale individui adulti ed immergendoli in vasche di vetro contenenti acqua di mare; i nauplii vengono immediatamente rilasciati e poiché sono fortemente fototattici possono essere

TABELLA 3.

Durata degli stadi larvali allevati in laboratorio a 26 °C (da Costlow e Bookhout 1957, 1958).

Stadio	*Balanus amphitrite*	*Balanus eburneus*
I	10'-6 h	15'- 4 h
II	1 giorno	1-2 gg (1)
III	1-3 gg (1,5)	1-4 gg (1,5)
IV	1-2 gg (1)	1-4 gg (2)
V	1-3 gg (1,5)	1-5 gg (2,6)
VI	1-5 gg (2,5)	2-4 gg (2,5)
Cypris	1-8 gg	1-14 gg

Tra parentesi è riportato il tempo medio.

concentrati con una luce unidirezionale (Shelbourne 1964). In Giappone i Balani vengono raccolti immergendo in mare durante l'estate e nel primo autunno canne di bambù; ad insediamento avvenuto le canne con i Balani attaccati vengono trasferite nelle vasche contenenti le larve dei pesci, per la liberazione dei nauplii (Bardach, Ryther e Mc Larney 1972).

Un altro metodo per la raccolta in gran quantità di Balani è quello di immergere in mare durante il periodo di insediamento substrati artificiali atossici quali ad esempio piastre di materiale fibro-cementizio; le modalità di immersione devono essere esaminate caso per caso in base alle condizioni ambientali ed alle specie presenti. Una ricerca preliminare dovrà anche accertare se i Balani o le loro larve siano vettori di parassiti o di sostanze inquinanti per evitare conseguenze negative sui giovani pesci.

I substrati artificiali incrostati dai Balani possono essere facilmente trasferiti dall'ambiente marino alle vasche dell'avannotteria quando i Balani sono pronti per liberare i nauplii; talora è sufficiente una breve esposizione all'aria perché i nauplii siano liberati poco tempo dopo la reimmersione dei Balani (Bardach, Ryther e Mc Larney 1972). Quando la liberazione delle larve diminuisce e si esaurisce, i substrati con i Balani possono essere riportati nell'ambiente naturale evitando in tal modo di dover provvedere alla loro alimentazione. In periodo favorevole gli stessi Balani saranno in grado dopo 15-30 giorni di emettere una nuova generazione di nauplii. Per assicurare un sufficiente e continuo rifornimento di larve sarà perciò necessario immergere un opportuno numero di substrati per periodi scalari di tempo.

Specie ittiche allevate in Italia

Attualmente in Italia la riproduzione artificiale di pesci su scala industriale viene effettuata presso la S.I.R.A.P. ed è limitata a due specie: *Dicentrarchus labrax* (branzino) e *Sparus auratus* (orata). Per l'allevamento dell'orata vengono somministrati Rotiferi (dimensioni 60-120 μ) dalla fase di schiusa delle uova fino al 20° giorno di età e nauplii di Artemia (dimensioni 350 μ) dal 20° al 40° giorno; per le larve di branzino le Artemie vengono somministrate a partire dal 10° giorno. Le vasche in uso presso la S.I.R.A.P. hanno una capacità di 8 m^3 e la densità dei Rotiferi che deve essere mantenuta in ogni vasca è di 2 individui/cm^3, cioè un totale di 16×10^6 di Rotiferi.

Orate e branzini si riproducono tra novembre e marzo con un massimo in gennaio, periodo in cui l'unica specie di Balani che in Adriatico potrebbe fornire un sufficiente numero di larve è *B. improvisus*. Le larve delle diverse specie di Balani potranno essere maggiormente utilizzate quale cibo per gli avannotti quando si passerà all'allevamento su scala industriale di altre specie ittiche quali ad esempio cefali e sogliole; infatti *Mugil cephalus* si riproduce tra agosto e settembre, *M. saliens* in giugno, *M. capito* a fine settembre, *Solea* sp. in autunno (dati forniti dal Dr. Arcarese della S.I.R.A.P.) periodi che coincidono con la massima disponibilità di nauplii delle diverse specie di Balani.

CONCLUSIONI

L'immersione nella stagione favorevole di substrati artificiali permette, in certe zone, di raccogliere agevolmente dopo 20-30 giorni dall'immersione una popolazione di Balani maturi con una densità di 300 individui per dm^2; se in media ogni Balano produce circa 2000 uova, di cui almeno 1500 arrivano a maturazione, i nauplii prodotti per dm^2 saranno circa 45×10^4. Quindi se la densità dei nauplii richiesta per l'allevamento delle larve dei pesci è uguale a quella dei Rotiferi, per una vasca di 8 m^3 saranno necessari circa 40 dm^2 di superficie insediata da Balani.

La scelta delle modalità di immersione dei substrati deve essere effettuata tenendo conto delle caratteristiche ambientali e delle specie presenti: *B. eburneus* e *B. improvisus* sono le specie più eurialine e comuni nelle lagune e nei laghi salmastri, *B. perforatus* e *B. trigonus* prediligono le zone esposte al mare aperto mentre nelle acque eutrofiche la specie più frequente è *B. amphitrite* che si riproduce e si accresce molto rapidamente. La maggior quantità di nauplii di Balani è disponibile nei mesi estivi.

Poiché attualmente per l' ittiocoltura in Italia la richiesta riguarda soprattutto l'inverno e la primavera e soltanto *B. improvisus* e *B. perforatus* presentano larve invernali e primaverili, si potrebbe tentare di indurre artificialmente una più precoce e cospicua liberazione di nauplii ad esempio agendo sulla temperatura dell'acqua; un aumento della temperatura potrebbe essere effettuato ricorrendo anche allo sfruttamento di acque calde provenienti dai sistemi di raffreddamento di centrali termoelettriche o da altri impianti industriali. Ovviamente queste sono delle semplici supposizioni che necessitano di una ricerca sperimentale.

Concludendo le larve dei Balani potrebbero rappresentare una discreta fonte di alimento per i pesci marini dalla fase di schiusa allo stadio giovanile, in quanto sono disponibili in sufficiente quantità e le loro dimensioni soddisfano, almeno per i primi stadi, le esigenze alimentari dei giovani pesci. Rimane tuttavia da determinare se sono appettite e se vengono facilmente catturate dalle larve di pesci delle specie allevate in Italia. In caso favorevole i nauplii potrebbero costituire un cibo a buon mercato e facilmente reperibile anche se limitato ad alcuni periodi dell'anno.

RIASSUNTO

Nell'allevamento artificiale delle larve di pesci marini, la disponibilità di alimento costituito da una varietà di piccole prede è, ancor oggi, un problema non del tutto risolto. In questo senso i nauplii dei Balani potrebbero rappresentare una importante e relativamente economica fonte alimentare anche se limitata ad alcuni periodi dell'anno.

Viene considerata la possibilità di utilizzare cinque specie del genere *Balanus* e due del genere *Chthamalus* presenti nelle acque italiane *(B. amphitrite, B. eburneus, B. improvisus, B. perforatus, B. trigonus, C. depressus* e *C. stellatus).* Per queste specie, in base ai dati della letteratura ed alle osservazioni condotte soprattutto nel mar Ligure e nella Laguna Veneta, vengono riferiti dati sul periodo di insediamento, sull'accrescimento e sulla maturità, sul numero di uova e di generazioni, sulle dimensioni e durata degli stadi larvali.

Gli Autori suggeriscono un metodo semplice ed economico per la raccolta ed il trasporto dei Balani pronti per l'emissione delle larve e discutono le possibili limitazioni e i problemi di tale metodo.

SUMMARY

In the culture of marine fish a reliable source of small prey organisms to feed the younger stages is a problem that has not been completely resolved. Thus it seems worthwhile to consider the use of barnacle nauplii which could prove to be an acceptable and relatively economical food even though their availability is limited to certain periods of the year.

The possibility of utilizing five species of *Balanus* and two of *Chthamalus (B. amphitrite amphitrite, B. eburneus, B. improvisus, B. perforatus, B. trigonus, C. depressus* e *C. stellatus)* present in Italian waters is examined. Data for these species, based on the literature and on observations made principally in the Ligurian Sea and the Laguna Veneta, are reviewed with respect to number of eggs and larvae produced, the number of generations per year, the period of reproduction and setting, the rate of growth and time to maturity.

A simple economical method for the collection and the transport of larvigerous barnacles is suggested. The possible limitations and problems associated with such a method are discussed.

BIBLIOGRAFIA

BARBARO, A. e A. FRANCESCON 1976. I periodi di insediamento dei principali organismi del fouling nelle acque di Venezia. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* 195-216.

BARDACH, J. E., J. H. RYTHER e W. O. Mc LARNEY 1972. Aquaculture. The Farming and Husbandry of Freshwater and Marine Organisms. Wiley Interscience New York, 868.

BARNES, H. 1971. Organic production by *Elminius modestus* Darwin in an enclosed basin. *J. exp. mar. Biol. Ecol., 6,* 79-82.

BARNES, H. e M. BARNES 1968. Egg numbers, metabolic efficiency of egg production and fecundity; local regional variations in a number of common Cirripedes. *J. exp. mar. Biol. Ecol., 2,* 135-153.

BASSINDALE, R. 1936. The Developmental Stages of Three English Barnacles, *Balanus balanoides* (Linn.), *Chthamalus stellatus* (Poli), and *Verruca stroemia* (O. F. Müller). *Proc. zool. Soc. Lond., 106,* 57-74.

BLAXTER, J. H. S. 1968. Rearing herring larvae to metamorphosis and beyond. *J. mar. biol. Ass. U. K., 48,* 17-28.

COSTLOW, J. D. e C. G. BOOKHOUT 1957. Larval development of *Balanus eburneus* in the laboratory. *Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole, 112,* 313-324.

COSTLOW, J. D. e C. G. BOOKHOUT 1958. Larval development of *Balanus amphitrite* var. *denticulata* Broch reared in the laboratory. *Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole, 114,* 284-295.

CRISP, D. J. e P. A. DAVIES 1955. Observations in vivo on the breeding of *Elminius modestus* grown on glass slides. *J. mar. biol. Ass. U. K., 34,* 357-380.

DARO, M. H. e J. SOROA BOFILL 1972. Etude du biotope de l' Ostreiculture à Ostende en 1970. *Aquaculture, 1,* 97-114.

DE SILVA, S. S. 1973. Food and Feeding Habits of the Herring *Clupea harengus* and the Sprat *C. sprattus* in Inshore Waters of the West Coast of Scotland. *Marine Biology, 20,* 282-290.

GHERARDI, M. 1973. Ricerche sulle comunità fouling del Mar Piccolo di Taranto. *Atti III° Simposio Nazionale Conservazione Natura,* Bari maggio 1973, *1,* 55-73.

JONES, L. W. G. e D. J. CRISP 1953. The larval stages of the Barnacle *Balanus improvisus* Darwin. *Proc. zool. Soc. Lond., 123,* 765-780.

LE RESTE, L. 1965. Contribution a l'étude des larves de Cirripèdes dans le Golfe de Marseille. *Recl Trav. Stn mar. Endoume, 38,* 33-122.

NORRIS, E. e D. J. CRISP 1953. The distribution and planktonic stages of the Cirripede *Balanus perforatus* Bruguière. *Proc. zool. Soc. Lond., 123,* 393-409.

RELINI, G. 1964. I Cirripedi opercolati del Porto di Genova. *Annali Mus. civ. Stor. nat. Giacomo Doria, 74,* 397-411.

RELINI, G. 1969. La distribuzione dei Cirripedi Toracici nei mari italiani. *Archivio Botanico Biogeografico Italiano, 14,* 167-186.

RELINI, G. 1973. Aspects of Barnacles ecology in Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit., 21,* 617-619.

RELINI, G. e E. GIORDANO 1969. Distribuzione verticale ed insediamento delle quattro specie di Balani presenti nel Porto di Genova. *Natura, Milano, 60,* 251-281.

RELINI, G. e L. RELINI ORSI 1969. Alcuni aspetti dell' accrescimento dei Balani nel Porto di Genova. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 37,* 2° suppl., 327-337.

RELINI, G. e L. RELINI ORSI 1970. Fouling di zone inquinate. Osservazioni nel Porto di Genova. I Cirripedi. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 38,* suppl., 125-144.

RELINI, G., A. FRANCESCON e A. BARBARO 1972. Osservazioni sistematico-ecologiche sulla distribuzione dei Cirripedi toracici della Laguna Veneta. *Atti Ist. veneto Sci., 130,* 449-460.

RELINI, G. e G. G. Rossi 1974. Osservazioni preliminari sull' accrescimento dei Balani sottoposti a diverse velocità del flusso dell'acqua. *Boll. Zool., 41.* Atti 42° Convegno U.Z.I. Cagliari, 23-28 Settembre 1974.

RELINI, G. e G. G. Rossi 1975. Selezione operata dal flusso dell'acqua di mare sull'insediamento del fouling all'interno di tubazioni. *Pubbl. Staz. zool. Napoli, 39* suppl., 115-127.

SANDISON, E. E. 1954. The identification of the nauplii of some South African Barnacles with notes on their life histories. *Trans. R. Soc. S. Afr., 34,* 69-101.

SHELBOURNE, J. E. 1964. The artificial propagation of marine fish. *Adv. mar. Biol., 2,* 1-83.

SPECCHI, M., G. RELINI e L. FAMIANI 1976. Osservazioni preliminari sull'insediamento di Balani in acque portuali del Golfo di Trieste. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* suppl. 3, 153-168.

TARAMELLI RIVOSECCHI, E. e C. CHIMENZ GUSSO 1968. Nuove ricerche sul fouling del Porto di Civitavecchia. I° Successione ecologica e progressione stagionale di organismi incrostanti piastre metalliche verniciate immerse. *Rc. Accad. naz.* XL *18,* 1-19.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 327-341
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

SEX RATIO, AGE AND GROWTH OF SILVER EELS IN TWO BRACKISH LAGOONS IN THE NORTHERN ADRIATIC VALLI OF COMACCHIO AND VALLE NUOVA [1]

R. Rossi, G. COLOMBO

Institute of Zoology, University of Ferrara

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The Comacchio eels showed a wide distribution of length and weight even in the same age group, while those of Valle Nuova were more homogeneous. Female eels from Valle Nuova become silver at the age of 5 or 6 years, showing a mean length of 65 cm and a mean weight of 560 g. Comacchio female silver eels were from 5 to 10 years old and ranged from 39 to 67 cm in length and from 130 to 470 g in weight. Male silver eels were much smaller, ranging from 37 to 51 cm in length and from 85 to 190 g in weight, becoming silver between the ages of 4 and 7.

INTRODUCTION

Notwithstanding the differences in the morphological and biological characteristics of the eel with respect to other fish, its growth has been studied with progressively improving techniques in the last seventy

[1] This research has been supported by the C.N.R. grant N° 7300525.

The authors wish to thank Dr. C. Marchetti of the « Società Bonifiche » and the «Azienda Valli » of Comacchio for their collaboration during research; Prof. I. Barrai for suggestions as to processing; and V. Gaiani, R. Bonora, T. Dolcetti and A. Rizzo for their assistance in gathering data.

years, with recent researches by Frost (1945, 1950), Sinha and Jones (1967), Penaz and Tesch (1970) on *Anguilla anguilla* L. while a comparison between various species of the genus *Anguilla* and a discussion of the problem is to be found in Tesch (Der Aal, Ch. III, 3b, 1973). In these works reference is also made to the eels of the North Adriatic and Comacchio, but on the basis of research made at the beginning of the century (Bellini 1907; Haempel and Neresheimer 1914; D'Ancona 1937).

A study of the growth of eels in Northern Italy has been begun and here are presented the first results, which regard silver eels in two brackish lagoons (those of Comacchio and Valle Nuova) lying south of the Po delta and fished by the traditional method of trapping in «lavorieri».

The Valli of Comacchio consist of 3 basins with a total surface area of 10.000 Ha with a salinity which varies from 20 to 45 ‰ from season to season and year to year. Valle Nuova measures 1.900 Ha, with a salinity which has varied from 12 to 17 ‰ over the last 5 years. The eel population derives from a natural influx («montata») of elvers («cieche»), and especially in Valle Nuova, from immissions of small yellow eels (« ragani») imported from the Po delta and France.

MATERIAL AND METHODS

In the Valli of Comacchio a total of 531 eels were measured from three different fishing stations; 132 in October from a sample of 15 ql., 217 in November from a sample of 25 ql. and 182 in December from a previously made catch of 20 ql. On the first two occasions the sampling was random, while on the third a selection was made of the largest and smallest specimens. In the Valle Nuova 152 and 100 eels were measured taken at random from two samples of approximately 6 ql. each on two successive occasions in November 1974, plus a small sample of 19 males eels chosen from the total catch. The eels were measured live, their length to an accuracy of ± 5 mm, and their weight to ± 5 g. Sex and age were determined for 349 Comacchio specimens and 119 in the Valle Nuova, by examination of the gonad and of the otholits, using the method suggest by Penaz and Tesch (1970). The growth was calculated indirectly from the distance of the single annuli from the centre. On these subsamples eye-diameter was also measured, by caliber.

The data processing was carried out through the University of Ferrara terminal of the Interuniversity Computing Centre of Casalecchio, Bologna.

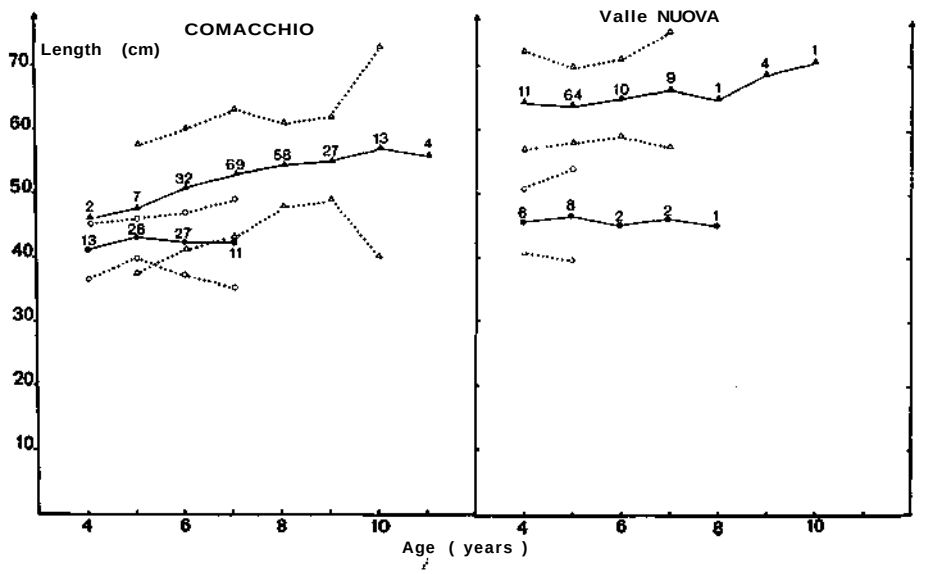


FIG. 1. Length-age relationship. The ordinate shows the average length, the abscissa the age.

(▲——▲) females; (●——●) males; (. . . . .) twice the standard deviation. The numbers are the animals examined for each age group.

RESULTS

Table I lists the mean total length, weight and age of those specimens whose sex was also determined. Fig. 1 shows the age-length relationship. One must bear in mind that the sample was formed of silver eels, whose growth is almost complete and therefore considerably slowed, so the graph does not indicate so much the growth rate as the age distribution of eels of equal or similar length. The growth rate can only be calculated from the regression line of the total length on the caudal radius of the

TABLE I.

Mean total lengths, weights and ages (from elver metamorphosis) of silver eels.

	COMACCHIO				VALLE NUOVA			
	n	$\bar{x}$	*SD*	*Range*	*n*	$\bar{x}$	*SD*	*Range*
Males								
Length (cm)	79	42.6	2.5	37-51.5	19	46.6	3.0	41.8-54.0
Weight (g)		136	20	85-190		159	32	115-245
Age (years)		5.3	1.1	4-7		5.1	1.1	4-8
Females								
Length (cm)	212	53.5	5.2	39-67	100	65.4	3.8	57-78
Weight (g)		275	88	130-480		560	98	295-900
Age (years)		7.5	1.3	4-11		5.4	1.2	4-10

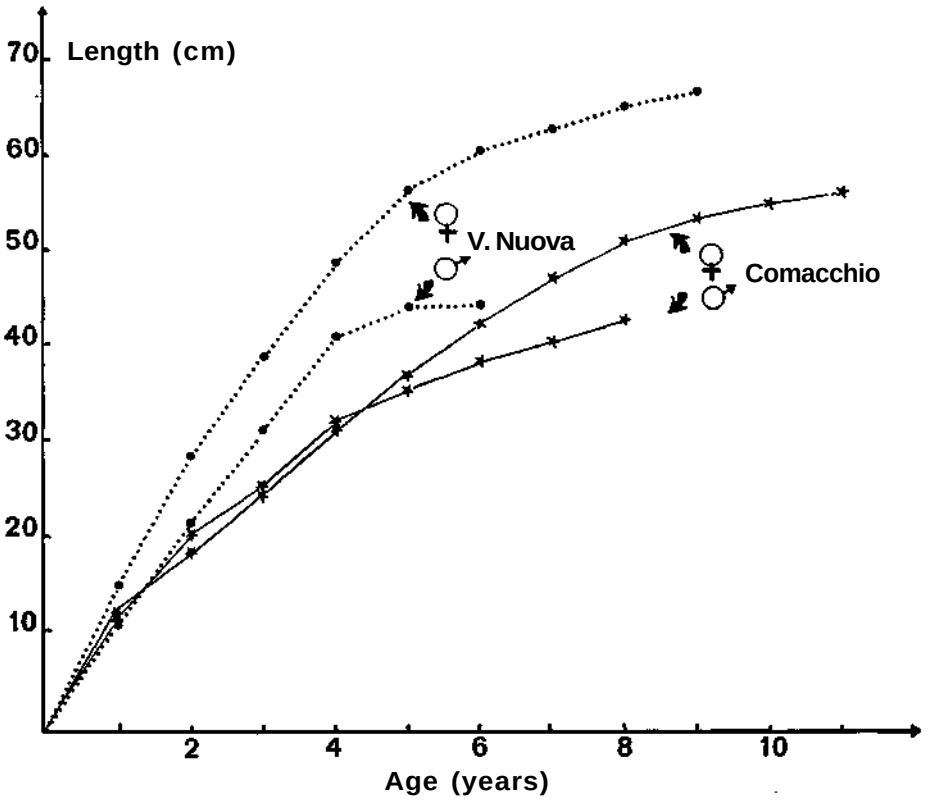


FIG. 2. Calculated growth of Comacchio and Valle Nuova eels.

otholits, using the latter as an indication of age. These lines were:

Comacchio: $L_{mm} = -5.175 + 332.1 \times R_{mm}$

Valle Nuova: $L_{mm} = -35.259 + 373.9 \times R_{mm}$

and are both highly significant.

In the calculation of these lines were included the measurements of total length and caudal radius of the otholits of a sample of 147 «ragani» from the Po delta and France.

Tables 2a and 2b list the calculated length for each single age group and Fig. 2 graphs their mean growth.

The differences in growth rate are also reflected in the length-weight

TABLE 2a.

Calculated growth of silver eels of Comacchio.

Age group	*n*	*Calculated total length (mm) at end of year* 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Males												
III	13	126	209	288	365							
IV	28	115	187	256	322	380						
V	27	122	192	249	302	348	397					
VI	11	113	172	222	270	317	362	406				
Total	79	117	205	255	326	356	387	406				
Females												
III	2	155	238	299	371							
IV	7	115	189	268	352	442						
V	32	118	192	262	331	392	459					
VI	69	119	192	260	324	380	434	490				
VII	58	113	180	244	305	360	414	464	517			
VIII	27	109	173	230	290	345	397	443	488	538		
IX	13	108	169	223	278	330	374	408	446	486	535	
X	4	108	166	208	252	305	355	399	440	485	521	565
Total	212	119	186	249	315	369	424	466	502	518	531	565

TABLE 2b.

Calculated growth of silver eels of Valle Nuova.

Age group	*n*	*Calculated total length (mm) at end of year*									
		1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*
Males											
III	6	123	251	376	494						
IV	8	111	222	312	401	479					
V	2	96	202	307	401	457	501				
VI	2	89	183	251	339	413	482	538			
VII	1	64	102	152	189	226	276	314	339		
Total	19	108	219	317	413	447	448	463			
Females											
III	11	169	314	444	567						
IV	64	157	297	410	504	582					
V	10	154	271	376	473	557	628				
VI	9	132	243	332	420	508	578	642			
VII	1	89	189	264	351	463	588	663	700		
VIII	4	108	195	264	329	401	476	547	613	675	
IX	1	114	202	276	326	388	451	513	563	613	663
Total	100	152	285	393	489	567	608	629	653	670	

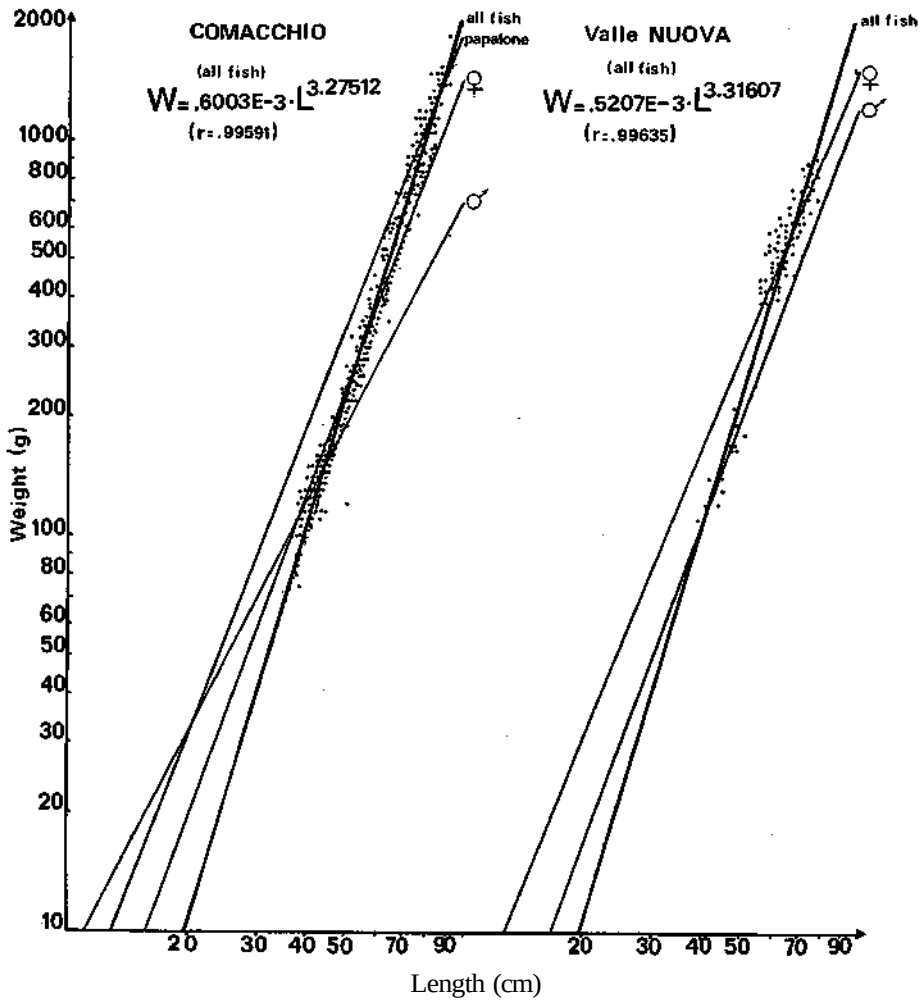


FIG. 3. Length-weight relationship of silver eels of Comacchio and Valle Nuova.

relationship. Fig. 3 shows the regression lines of length on weight of the samples examined, and table 3 lists the parameters of the equation $W = aL^b$. The values of « b » for males and female silver eels deviate from the value derived from the total sample including the « ragani», as silver eels are nearing the end of their growth (see fig. 1) and may even be beginning to lose weight. This is clearly seen if we consider

TABLE 3.

Coefficients of relationship length-weight ($W_g = AL_{cm}^b$) of eels of Comacchio and Valle Nuova.

Comacchio	*n*	$a \times 10^{-3}$	*b*
Males	79	98.7397	1.92438 **
Females	212	5.8434	2.69737 **
All fish	680	0.6003	3.27512 **
« Ragani »	147	1.0739	3.07730 **
« Papalone »	111	19.4307	2.48640 **
Valle Nuova			
Males	19	5.5533	2.66900 **
Females	252	19.0154	2.45884 **
All fish	418	0.5207	3.31607 **

the value of « b » for each age group, listed in table 4, based on the Comacchio sampling.

Applying the Bertalanffy equation,

$$l_t = L_\infty \ (1 - e^{-k(t - t_0)})$$

the parameters L and K were calculated for our samples and in those of Helgoland, using data from Penaz and Tesch (1970), and the results are shown in table 5.

A comparison among statistics from various parts of Europe is made in table 6. The differences among eels from different areas have been known for a considerable time: the data clearly demonstrate that eels in central European waters have a slower growth rate than those of the Northern Adriatic. Growth takes place principally during the yellow eel phase and the silver stage is reached earlier by eels in Mediterranean waters, which are generally warmer, than in those of Northern and Central Europe. The size reached is usually smaller, but the difference in size is not as significant as that in age.

The sexual dimorphism is notable; the males reach sexual maturity sooner, but they also appear, from the calculated growth (fig. 2), to have a slower growth rate during the yellow eel phase. Research in

TABLE 4.

Length-weight relationship of different age groups of Comacchio.

	Age group (years)						
	4	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*
Males							
n	13	28	28	11			
a × 10^{-3}	9.557	94.491	45.723	5.873			
b	2.541	1.934	2.139	0.823			
	**	**	**				
Females							
n		7	32	69	58	27	13
a × 10^{-3}		630	18.666	3.005	10.420	19.957	4.330
b		3.273	2.403	2.863	2.551	2.390	2.775
		**	**	**	**	**	**

progress on yellow eels may confirm whether the larger undifferentiated eels become mostly females, as our data seem to suggest. The growth of the eel is of course closely related to sexual differentiation and maturation, both greatly influenced by environmental factors (D'Ancona 1959).

TABLE 5.

Comparison of L and K of Bertalanffy equation calculated from the computed length of Helgoland, Comacchio and Valle Nuova eels.

	n	L_∞	*K*	*Ref.*
Helgoland				
Males	13	63.73	·1035	Penàz and Tesch (1970)
Females	192	83.23	·0756	
Comacchio				
Males	79	47.51	·2740	
Females	212	73.59	·1290	
Valle Nuova				
Males	19	51.29	·3783	
Females	100	87.18	·1873	

In the samples examined by various Authors the sex ratio varies enormously. In our experience with the Comacchio eels, in the initial catches there were more males, while in the later ones the vast majority were females. In Valle Nuova, on the other hand, the percentage of males was always low, and in order to obtain the 19 specimens discussed here, it was necessary to select individually from a catch of hundreds of eels.

It is well known that the eyes grow considerably at sexual maturity (D'Ancona 1928). For our samples the regression between eye-diameter and total length was calculated, and the values of the parameters of these lines, which are statistically significant, are reported in table 7. Eye growth, correlated with total length, is still dependent on those factors which determine somatic growth. Eels captured as they are

TABLE 6.
Statistics of silver eels of different areas.

	Males				*Females*			
	n	$\bar{x}$	*SD*	*Range*	*n*	$\bar{x}$	*SD*	*Range*
Windermere (Frost 1945)								
L_{cm}	34	39.9	1.97	35-43	240	60.78	3.23	47-97
W_g		112		65-150		556		190-2040
Age_y		9.06	1.43	7-12		12.27	1.99	9-19
River Bann (Frost 1950)								
L_{cm}	93	38.7	4.18	33.5-44				
W_g		101.9		60-150				
Age_y		7.3		6-9				
Esrum Lake (Rasmussen 1952)								
L_{cm}					426	56.9	4.0	47-80
W_g						330.8		
Age_y						11.4	1.36	8-16
Comacchio								
L_{cm}	79	42.6	2.5	37-51.5	212	53.5	5.2	39-67
W_g		136	20	85-190		275	88	130-480
Age_y		5.3	1.1	4-7		7.5	1.3	4-11
Valle Nuova								
L_{cm}	19	46.6	3.05	41.8-54	100	65.4	3.8	57-78
W_g		159	32	115-245		560	98	295-900
Age_y		5.1	1.17	4-8		5.4	1.2	4-10

migrating to the sea are usually in the first phase of sexual maturity. Only those captured at sea (in natural conditions), or those stimulated with hormones in the laboratory, have larger eyes, with a growth that is proportional to the maturity of the gonads.

TABLE 7.

Eye-diameter against total length relationship (Y = a + bX) of silver eels of Comacchio and Valle Nuova.

Comacchio	*n*	*a*	*b*
Males	79	4.71489	·14820 **
Females	212	37.42970	·07284 **
Valle Nuova			
Males	19	8.24750	·11517 **

CONCLUSIONS

We have examined the growth of samples of eels, raised in the brackish waters of the lagoons of the Northern Adriatic. The results generally agree with those reached by others who have examined animals in similar areas, and confirm the already-known differences from eels in other parts of Europe.

1. Growth occurs principally during the yellow eel phase and is greatly influenced by environmental factors.

2. The latter determine the differences between eels from different areas and also from seemingly similar environments of the same zone (Comacchio and Valle Nuova).

3. The males reach a smaller size as they reach maturity sooner, but perhaps also because they have a different growth rate.

An estimate of the relative influence of the various factors on growth may be obtained from a comparative study of natural populations in different areas and in experimental farms, and the results of a study currently in progress should be available in the near future.

RIASSUNTO

Sono stati studiati l'età, il sesso e la crescita di anguille argentine catturate ai « lavorieri » in due lagune salmastre dell'Adriatico settentrionale, le Valli di Comacchio e Valle Nuova.
A Comacchio le anguille mostrano un'ampia distribuzione di lunghezza e peso anche negli stessi gruppi di età, mentre a Valle Nuova la distribuzione è molto più omogenea. In Valle Nuova le femmine divengono argentine dopo 5-6 anni, ad una lunghezza media di 65 cm e ad un peso medio di 560 g. A Comacchio le femmine hanno da 5 a 10 anni, variano da 39 a 67 cm in lunghezza e da 130 a 470 g in peso. I maschi argentini sono molto più piccoli, andando da 37 a 51 cm in lunghezza e da 85 a 190 g in peso, con una età da 4 a 7 anni.

Questi dati sono paragonati con i risultati ottenuti da altri Autori in Gran Bretagna, Irlanda del Nord, Danimarca e Germania.

SUMMARY

Age, growth and sex ratio of silver eels caught in traps («lavorieri») during the autumn in the lagoons of Comacchio and Valle Nuova (North Adriatic) were studied. The Comacchio eels showed a wide distribution of length and weight even in the same age group, while those of Valle Nuova were very homogeneous. Female eels from Valle Nuova become silver at the age of 5 or 6 showing a mean length of 65 cm and a mean weight of 560 g. At Comacchio female silver eels were from 5 to 10 years old and ranged from 39 to 67 cm in length and from 130 to 470 g in weight. Male silver eels were much smaller, ranging from 37 to 51 cm in length and from 85 to 190 g in weight, becoming silver between the ages of 4 and 7.

These data are compared with the results obtained by others researchers in Great Britain, Northern Ireland, Denmark and Germany.

REFERENCES

BELLINI, A. 1907. Experiences sur l'élevage de l'anguille en stabulation a Comacchio. *Bull. Soc. Cent. Aquic. Pech., 27,* 81-141-186-215.

D'ANCONA, U. 1927. Ricerche sull'ingrandimento dell'occhio dell' anguilla in rapporto alla maturità sessuale e considerazioni sul suo significato biologico. *Atti Accad. naz. Lincei Rc.,* Ser. 6ª, 5, 360-363.

D'ANCONA, U. 1937. La croissance chéz les animaux méditerranéens. *Rapp. P.-v. Reun. Commn int. Explor. scient. mer Méditerr., 10,* 162-224.

D'ANCONA, U. 1959. Distribution of the sexes and environmental influence in the european eel. *Archs Anat. Microsc. Morph. Exp., 48,* 61-70.

FROST, W. E. 1945. The age and growth of eels (*Anguilla anguilla)* from the Windermere catchment area. Part I and II. *J. Anim. Ecol., 14,* 26-36, 196-204.

FROST, W. E. 1950. The eel Fisheries of the River Bann, Northern Ireland, and observation on the age of the silver eels. *J. Cons. perm. Int. Explor. Mer, 16* (3), 358-383.

HAEMPEL, O. and E. NERESHEIMER 1914. Über Altersbestimmungen und Wachstum des Aales. *Z. Fisch., 14,* 265-285.

PENAZ, V. M. and F. M. TESCH 1970. Geschlechtsverhaltnis und Wachstum beim Aal *(Anguilla anguilla)* an verschiedenen Lokalitaten von Nordsee und Elbe. *Ber. dt. wiss. Kommn Meeresforsch., 21,* H 1-4, S. 290-310.

RASMUSSEN, C. J. 1952. Size and age of the silver eel *(Anguilla anguilla)* in Esrum Lake. *Rep. Dan. Biol. Stn., 54,* 3-36.

SINHA, V. R. P. and J. W. JONES 1966. On the sex and distribution of the freshwater eel *(Anguilla anguilla), J. Zool. Res., 150,* 371-385.

TESCH, F. W. 1973. Der Aal. Verlag, Paul Parey ed.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 343-356
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

PROBLEMATICA E DINAMICA DEL FITOPLANCTON NELLE ACQUE SALMASTRE

CLAUDIO TOLOMIO

Istituto di Botanica e Fisiologia Vegetale dell'Università, Padova

Relazione presentata in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The phytoplankton content is closely linked, both in terms of quality and quantity, to ecological characteristics of the brackish habitat. The possibility of generalization is obviously and necessarily limited by the marked individuality of each single basin. Each basin presents, especially in its origin and in the geo¬ morphological and hydrological evolution, peculiarities which sometimes are hard to interpret. As a consequence of this, also the planktonic or partially planktonic microalgae are influenced by conditions of particular instability and heterogeneity, which determine a different response from class to class, from species to species, and very often from individual to individual. The unceasing bioecological change therefore assigns to these environments a role of particular scientific interest, also on account of their dominant function in the equilibrium and in the natural economy of certain coastal areas.

Gli ecosistemi salmastri, siano essi costituiti da lagune litoranee, da stagni o da estuari, presentano nello studio delle fitocenosi planctoniche un interesse del tutto particolare, dovuto alla peculiarità delle loro caratteristiche topografiche e idrologiche, a prescindere dalla loro non facile definizione.

I criteri di classificazione di un determinato ambiente acquatico, basati o sulle proprietà fisico-chimiche oppure sui diversi tipi di popolamento (indicatori biologici), rivelano dei limiti intrinseci ben precisi. Risulta pertanto difficile enunciare una definizione schematica che riassuma ed evidenzi i molteplici aspetti della fenomenologia delle acque in

oggetto: l'unico concetto generalizzabile, senza pretese di tipicizzazioni, è quello di ritenere salmastri quegli ambienti che sono più o meno comunicanti col mare aperto e che pertanto derivano dal mescolamento di masse d'acqua d'origine e di caratteristiche profondamente diverse, mescolamento accompagnato nel tempo dalla concomitanza di altri fenomeni e processi accidentali che conferiscono una accentuata instabilità delle condizioni ecologiche.

L'ambiente salmastro può avere in realtà una salinità molto variabile. In seno alle acque che hanno un contenuto salino inferiore a quello medio del mare sono state proposte numerose classificazioni, cui però è sempre preferibile l' effettiva indicazione dei valori di salinità misurati, anche perché una stessa laguna, e ancor più un estuario, che più regolarmente delle lagune è soggetto all'azione pendolare della marea, possono in alcune loro parti, in momenti diversi della giornata e a profondità diverse, appartenere ora all'una, ora all'altra di tali categorie.

In quanto aree di transizione, le acque salmastre hanno un notevole significato biologico: gli adattamenti specifici e la selezione genetica sono, in questi ecosistemi, accentuati ed evidenziati da modificazioni e mutamenti tipici assai marcati ma non per questo facilmente prevedibili. La ritmicità delle variazioni del mezzo è spesso alterata da fattori contingenti, interferenti gli uni con gli altri e determinanti nell'insediamento e nella trasformazione dei popolamenti che vi si sviluppano.

Nel rigorismo di una elencazione metodica dei parametri di maggior rilevanza, si deve porre in primo luogo la particolare situazione geomorfologica di questi bacini, che determina, con le profondità in genere modeste, con l'apporto talora cospicuo di acque interne e con la successione ritmica dei fattori idrodinamici, un palese, repentino e periodico fluttuare di variazioni sia di salinità che di temperatura e secondariamente di condizioni trofiche e di produzione; dalla consistenza delle alterazioni che si verificano, conseguono non indifferenti variazioni della biomassa, che si articola e si fonda sullo sviluppo possibile di una flora e di una fauna a larga valenza ecologica, a riprova del carattere misto che presentano i popolamenti lagunari, sia a livello di specie che di individui.

Eterogeneità e instabilità sono dunque le caratteristiche basilari di questi euriecosistemi, che non di rado si presentano come un composito mosaico di microambienti, in cui si inseriscono in una continuità sia temporale che spaziale popolamenti animali e vegetali. Questi or-

ganismi, coinvolti nella dinamica complessiva del mezzo, pur presentando un ampio adattamento eco-fisiologico, non sono esenti da limiti ben precisi, oltre i quali ogni variazione diventa, oltreché quantitativa, principalmente qualitativa, portando ad un impoverimento numerico di determinate specie e quindi alla sostituzione di queste con altre più adatte. La sequenza delle tanatocenosi è un fatto fortuito in alcuni casi e fors'anche poco giustificabile mentre in altri trova una prevedibile spiegazione nella naturale evoluzione ambientale.

In questo quadro generale, quale maglia primaria nella rete trofica, si innesta il carico biologico dovuto alla componente fitoplanctonica, anche se le acque lagunari non presentano una produzione di materia organica derivante dal contributo di microalghe autoctone.

È d'uopo ricordare che essenziale e preponderante è la correlazione che esiste tra il carico biologico del mezzo e i fattori idrodinamici, in primo luogo le maree. L'azione vivificatrice del mare nei confronti delle acque lagunari si manifesta infatti soprattutto nella diversità del contenuto fitoplanctonico tra marea entrante e marea uscente, quest'ultima in genere più povera per quanto concerne il carico biologico totale.

Secondo Marchesoni (1954) l'arricchimento in sali nutritivi dell'ambiente lagunare in confronto all'ambiente marino neritico è dipendente da questo continuo accumulo (e successiva mineralizzazione) di fitoplancton che muore ad ogni flusso entrante. Quantitativi enormi di sostanze organiche vengono quindi lasciati dalle acque marine durante l'alta marea.

Pur tuttavia le migliorate condizioni trofiche non sono in grado di favorire nessuna microflora esclusivamente salmastra. Il fitoplancton in laguna è costituito per la quasi totalità da specie accompagnatrici, comuni cioè ad altri biotopi, vale a dire ubiquiste, o da specie accidentali, presenti queste ultime in piccolo numero e sporadicamente, per lo più sterili, in quanto fuori dal loro biotopo normale. Raramente infatti si sono trovate per le Diatomee forme autoctone, circoscritte solo alle acque lagunari. Nemmeno per le Peridinee le lagune presentano forme tipiche, riscontrandosi specie comuni nelle acque marine litorali o, in qualche raro caso, provenienti dai corsi d'acqua dolce sfocianti in laguna. Solo in occasione di qualche rilevante fioritura fitoplanctonica sono state segnalate specie di probabile origine lagunare come nel caso della euglenoficea *Eutreptiella pascheri* (Sch.) Butcher e della cloroficea *Pyromimonas cruciata* Conrad et Kufferath, rinvenute da Voltolina

(1973) nella Laguna di Venezia e presenti quasi esclusivamente in marea uscente e non in marea entrante.

Nonostante quindi la sostanziale eurialinità ed euritermia delle specie microalgali che si rinvengono nei bacini salmastri e nonostante questi ultimi si arricchiscano continuamente in sali nutritivi, l'ambiente lagunare non è favorevole a mantenere vivo il complesso pelagico marino, per lo meno quello fitoplanctonico (Marchesoni, cit.), come è dato di constatare dalle differenze esistenti a seconda della direzione del flusso. Tali differenze però si manifestano soprattutto dal punto di vista qualitativo, mentre non sempre sensibile è la diversità di concentrazioni, in quanto, se da una parte esistono dei fattori che possono arrestare la vitalità e lo sviluppo numerico di alcune specie meno tolleranti, dall'altra le particolari condizioni trofiche favoriscono il *bloom* di poche specie (talvolta anche una sola) meno esigenti nei confronti dei suddetti fattori avversi.

In verità sono proprio i fattori idrodinamici quelli che, indirettamente, svolgono maggiore azione inibitrice sulla microflora marina, perturbando con l'incessante e alterno scambio d'acqua la stabilità ecologica anche in tempi molto brevi.

Ed è appunto non tanto l'ampiezza delle escursioni dei parametri ambientali quanto la loro repentinità e periodicità che operano delle sollecitazioni fisiologiche in senso negativo. Dove l'azione regolatrice del mare si manifesta con maggiore intensità a tamponare le più accentuate oscillazioni fisico-chimiche, lo sviluppo e le attività vitali del fitoplancton si mantengono pressoché normali, ma, man mano che ci si inoltra, parte del fitoplancton non si trova più in condizioni di completa vitalità e viene conseguentemente perduto, anche se non sempre in maniera definitiva. Se è vero infatti che buona parte dei fitoplanctonti, ad esaurimento del loro ciclo vitale, sono destinati ad accumularsi sul fondo, è altrettanto vero che un numero non indifferente di organismi, pur in ambiente diverso dall'originario, è in grado di mantenersi in condizioni soddisfacenti (anabiosi osmotica) e di riprendere, grazie a probabili processi di osmoregolazione, l'attività fisiologica al ripresentarsi di una situazione ambientale più propizia.

Per di più il ritrovamento di esemplari con caratteri morfologici leggermente diversi dal fenotipo sta a dimostrare l'esistenza di vere e proprie *forme ecologiche,* in cui le « mutazioni sono strettamente collegate, oltreché alle condizioni climatologiche, ad altri fattori ambientali, quali innalzamento ed abbassamento del livello dell'acqua e conseguente aumento e diminuzione di sostanze organiche, viscosità del-

l'acqua, ecc. ... » (Coppa, 1921). Il significato di queste forme locali, derivanti, oltreché da un certo isolamento ecologico, dall'azione differenziatrice del mezzo e dei più importanti parametri ambientali, non deve essere sottovalutato, in quanto in molti casi gli indicatori biologici possono rivelare accidenti e fenomeni di difficile individuazione e spiegazione, portando un contributo complementare nell'interpretazione dei dati fisici, chimici e dinamici.

Da un punto di vista qualitativo, pur tenendo presente che i fattori alini, termici e idrodinamici svolgono un'azione selettiva nei confronti della microflora marina, causando una progressiva rarefazione di specie, il fitoplancton dell'ambiente lagunare, anche il più interno, è prettamente marino ed è di tipo neritico, con un certo quantitativo (in percentuale variàbile) anche di specie eupelagiche.

La presenza specifica è soprattutto a carico di Diatomee e Peridinee, mentre Silicoflagellate e Coccolitine non assumono mai importanza come numero di entità, pur avendo talvolta una certa importanza produttivistica, almeno per certi periodi del ciclo annuale (Solazzi et al. 1972). Questo si basa su una presenza continua di Diatomee, che palesano una indiscussa prevalenza sugli altri gruppi di fitoplanctonti, anche sulle Peridinee, e ciò in maniera tanto più evidente quanto più il bacino in esame risulta essere scarsamente interessato da un ricambio idrico col mare aperto.

Il rapporto specifico tra Diatomee e Peridinee (D/P) rende ragione di quanto detto non appena si confrontano ad esempio i dati relativi a zone diverse del comprensorio adriatico:

	Diatomee	*Peridinee*	*D/P*
Laguna di Lesina (Solazzi, et alii, cit.)	196	17	11,5
Laguna di Venezia (Marchesoni, cit.)	219	71	3,1
Laguna di Marano (Tolomio, in stampa)	221	75	2,9
M. Adriatico (Ancona) (Solazzi e Andreoli, 1971)	89	89	1,0
M. Adriatico (Spalato) (Ercegovič, 1936)	74	129	0,6
M. Adriatico (Rovigno) (Issel, 1925)	31	58	0,5

Simili i valori per Venezia e Marano (lagune aventi un profilo geomorfologico affine) e simili i rapporti relativi al mare aperto (medio e alto Adriatico). Per Lesina invece il rapporto D/P è piuttosto elevato a riprova del carattere particolare di tale bacino destinato ad assumere la fisionomia di uno stagno costiero chiuso o trascurabilmente comunicante con l'esterno (Solazzi e Tolomio, 1973).

Se, anziché prendere in considerazione i valori di tutto l'arco annuale, si analizza il contenuto fitoplanctonico nei vari periodi stagionali, i rapporti cambiano notevolmente e sono tali da consentire di distinguere due fasi: una, assai lunga ed estesa da ottobre a maggio, comprendente quindi autunno, inverno e primavera, in cui il predominio è tenuto dalle Diatomee; l' altra, molto più breve e limitata ai soli mesi estivi (giugno-settembre), che rivela, comparativamente alla componente diatomologica, un forte incremento delle Dinoflagellate, anche se in genere la produzione totale risulta essere piuttosto bassa.

Oltre alle diverse esigenze trofiche dei due gruppi testè considerati e alle possibili interrelazioni tra fito e zooplancton che alterano la composizione e la quantità complessiva delle microfite, non si deve trascurare il fatto che le specie perennanti appartengono prevalentemente alla classe delle Diatomee, mentre la maggior parte delle Peridinee sono in genere temporanee calde e, anche se alcune specie non mancano nei mesi freddi, sono quanto meno assai rare e sporadiche (Tolomio, cit.).

Quindi l'alternarsi di fasi ben distinte a Diatomee e Peridinee è un fatto evidente e generalizzabile, anche se la successione stagionale e le modalità di transizione tra facies diverse possono differenziarsi da caso a caso.

L'analisi quantitativa dei saggi di plancton lagunare rende ulteriormente ragione di quanto esposto.

Il contributo delle singole entità alla produzione primaria e alla dinamica dei popolamenti fitoplanctonici può essere valutata dai valori che ne esprimono la presenza numerica in un dato volume. Queste indagini, affiancate da altre consimili (calcolo dei pigmenti clorofilliani, analisi ponderale e volumetrica, ossigeno prodotto e consumato, determinazione del ^{14}C) permettono di tracciare un quadro il più ampio possibile dell'evoluzione temporale e spaziale della biomassa planctonica e, per quanto ci riguarda, di quella microfitica, nonché della produzione in genere.

Lo studio qualitativo e quantitativo del fitoplancton nelle acque salmastre, in stazioni opportunamente scelte, permette di trarre delle considerazioni orientative circa la sua distribuzione orizzontale e verticale anche se la turbolenza ne altera considerevolmente la normale stratificazione in dipendenza dell'optimum di luminosità, di temperatura, ecc.

L'individuazione di livelli preferenziali è possibile solo se la massa d'acqua presenta uno spessore sufficiente e ciò in effetti si verifica raramente; in via generale, ai fini quantitativi, le acque superficiali

risultano meno produttive a confronto dei livelli sottostanti, parallelamente a quanto avviene in mare aperto dove la profondità di massima produzione si può trovare anche molto più in basso, qualora le condizioni di trasparenza e di illuminazione lo consentano.

Le migrazioni degli organismi vivi in sospensione prescindono dalla presenza o meno di acque laminari e dalla relativa immiscibilità delle stesse nonostante la sempre modesta profondità degli ambienti in esame.

L'incunearsi di una corrente salata, d'origine marina, che scorre sul fondo verso l'interno, la presenza in superficie di uno strato d'acqua più dolce che galleggia sui livelli sottostanti più densi e che alternativamente varia di direzione e di velocità ed entro certi limiti, di contenuto salino, il persistere sul fondo, specie se irregolare, di pozze salate o anche iperaline, il ristagno nelle zone più interne (laguna morta) di plaghe d'acqua assai sensibile per il modesto spessore agli agenti esterni, l'esistenza frequente di una complessa rete di canali navigabili, che mantengono una propria indipendenza grazie al solo alveo scavato sul fondo, sono tutti elementi che interrompono la continuità topografica del mezzo. Nonostante ciò, raramente si trova una vera e propria stratificazione fitoplanctonica nelle acque lagunari, che invece è dato riscontrare più comunemente in mare.

Ma se ciò non si verifica nei confronti della microflora planctonica, altrettanto non si può dire per quanto si riferisce ad alcuni fattori edafici, la cui variabilità rispecchia e comprova l'esistenza di più livelli differenziati nelle masse d'acqua lagunari, specialmente dove profondità e fondale lo permettono e lo favoriscono.

Di tutti i fattori che influenzano la crescita e la densità delle popolazioni fitoplanctoniche, alcuni assumono un ruolo di capitale importanza in quanto agiscono a livello dei processi metabolici degli organismi o contribuiscono indirettamente a creare le condizioni trofiche più favorevoli allo sviluppo vegetale.

Il problema della nutrizione (sali di azoto e fosforo e altri elementi basilari) investe soprattutto quegli organismi che si insediano per un periodo più o meno lungo nei comprensori salmastri quando già il superamento delle barriere ambientali e l'adattamento alle nuove condizioni, principalmente per quanto riguarda la salinità e la temperatura (quest'ultima come fattore delimitante del ciclo biologico delle microalghe planctoniche), è un fatto compiuto. Ed è proprio la temperatura e la salinità che mostrano una spiccata regolarità relativamente alla distribuzione batimetrica.

Il decorso termico stagionale nelle acque di bacini aventi un efficiente ricambio idrico presenta, durante i mesi freddi, un decremento dal fondo verso la superficie; ciò è giustificabile dal fatto che le acque che provengono dal mare aperto più salate e più calde di quelle lagunari si insediano negli strati inferiori (Tolomio, cit.). Durante i periodi caldi invece la temperatura decresce dalla superficie verso il fondo, risentendo sensibilmente, data la modesta profondità, delle condizioni termiche dell'atmosfera e dell'eventuale irraggiamento calorico dei fondali.

È probabile che, in considerazione del ruolo di primaria importanza non solo per la produzione qualitativa, ma anche per quella quantitativa (Marchesoni, cit.), le variazioni termiche orizzontali e verticali e le oscillazioni stagionali siano determinanti per la vita e per la diffusione degli organismi fitoplanctonici in seno alle acque lagunari, anche se una stretta correlazione non è scevra da errori e da false interpretazioni.

La concentrazione salina, altrettanto importante sul metabolismo e sugli equilibri osmotici degli organismi vegetali, ancor più se unicellulari e planctonti, risulta essere distribuita secondo canoni ben precisi in considerazione anche del peso che esercita unitamente alla temperatura nei confronti della densità delle acque. Nonostante la turbolenza e gli altri movimenti idrici in genere, le acque più salate, di norma più dense, si instaurano nei livelli inferiori, a meno di valori termici particolari.

Il tentativo di trovare delle coincidenze tra salinità e produzione sembra essere alquanto artificioso e i risultati per le lagune non possono indubbiamente essere generalizzati. Certo è che il contenuto salino non deve essere considerato come un fattore limitante o come elemento perturbatore nelle migrazioni e nello sviluppo di un fitoplancton sufficientemente eurialino qual'è quello diffuso nelle acque salmastre.

Decisamente abbondante, talora anche troppo, è il contenuto in sali di azoto e di fosforo, derivanti dalla mineralizzazione del plancton che si accumula, come già detto, in occasione di ogni marea entrante. È d'uopo rammentare a tal fine il basilare intervento della microflora batterica, che alberga sui fondi detritico-limacciosi delle lagune e che è capace di degradare, con la propria attività metabolica, le particelle organiche morte e tramutarle in elementi minerali, che vengono rimessi in circolo (Sacchi, 1973). Secondo Maldura (1935), «a differenza di quanto avviene nel mare, la presenza e la quantità dei sali nutritivi nelle lagune è in rapporto non già alla ricchezza di plancton, bensì alla natura del fondo, e ciò è facilmente intuibile se si tiene presente la scarsa profon-

dità dei fondali lagunari in confronto a quelli marini, e alla presenza, per l'accentuato fenomeno della tanatocenosi, di notevoli quantità di detriti sia animali che vegetali, i cui prodotti di decomposizione vengono ad arricchire l'ambiente dei suddetti composti».

Lo sfruttamento di questa inesauribile miniera alimentare è solo in parte attuato dalle microalghe stanziali: una quantità non indifferente di sali viene trasferita con il flusso uscente nella zona litoranea antistante, la quale al riguardo presenta condizioni trofiche diverse dalle aree più al largo, dove il consumo ad opera del fitoplancton risulta essere generalmente superiore, in certi periodi almeno, al normale approvvigionamento in sali nutritivi.

La possibilità di una correlazione tra le risorse trofiche dei bacini salmastri e la loro biomassa vegetale, osservando le relative fluttuazioni annuali, non appare così palese come potrebbe sembrare nel caso di ecosistemi di estensione limitata e pertanto di facile controllo.

I risultati analizzati in merito (Faganelli, 1954; Merola, Sacchi, Troncone, 1965; Sacchi, 1967; Solazzi et al., cit.; Carrada, 1973; Tolomio et al., lav. in stesura) presentano per ogni bacino un andamento del tutto particolare, con valori differenti in momenti differenti, confermando una volta di più l'impossibilità di applicare un rigoroso schematismo nel tracciare il profilo ecologico degli ambienti salmastri.

Nei suddetti ambienti tuttavia una caratteristica resta in comune: l'elevato trofismo, che non sempre deve essere considerato fattore positivo. Anzi, come afferma Carrada (cit.), dal momento che l'enorme biomassa che periodicamente vi si accumula è legata per la sua sopravvivenza all'equilibrio termico e alino della laguna e, conseguentemente, alla disponibilità di ossigeno, quando questo diviene carente per l'eccessivo consumo e per i processi di decomposizione dell'enorme quantità di materiale organico, si innesca la crisi distrofica, la quale può essere aggravata, come spesso avviene, dall'effetto dell' antropizzazione perimetrale, effetto dovuto alle acque di rifiuto domestico o, quanto peggio, alle acque di scarico industriale già di per se stesse tossiche.

In coincidenza poi dello spargimento di fertilizzanti sui suoli agrari limitrofi alle zone lagunari e in concomitanza con abbondanti precipitazioni (acque di dilavamento), il tasso in composti azotati e fosfatati può aumentare notevolmente, in maggior misura poi se il bacino è interessato da una ridotta circolazione idrica. Ciò prova che l'afflusso di acque dolci è al riguardo ancor più importante delle maree stesse (Marchesoni, cit.).

Secondo Genovese (1973), l'eutrofia che indicava in origine, in accordo alla sua etimologia, una condizione naturale e ottimale di un determinato ambiente caratterizzato da ricchezza in sostanze nutritive, tende oggi a designare una situazione di alterazione e fors'anche di inquinamento, quando l' introduzione abnorme di nutrienti nel mezzo porta a delle conseguenze perniciose come la diminuita ossigenazione, la riduzione del numero di specie, lo squilibrio dell'attività microbica, la scomparsa della vita sul fondo, ecc.

Tra gli elementi poi che vengono utilizzati dal fitoplancton si deve annoverare il silicio, la cui presenza è essenziale per la costituzione del frustulo delle Diatomee e dello scheletro delle Silicoflagellate. Questo fatto dovrebbe giustificare e presupporre una analogia del ciclo stagionale tra le variazioni nel tenore in silicati e la fioritura massiva delle Diatomee (se si escludono a priori le Silicoflagellate per il loro minore peso produttivistico). Ma questa analogia, se trova una certa corrispondenza in mare aperto, dove d'altronde in assoluto si registrano valori minori, non certamente è provata per i bacini salmastri, di cui peraltro esistono pochi dati annuali relativamente a questo parametro.

Altro fattore di primaria importanza per gli organismi fìtoplanctonici fotosintetizzanti ma ancora poco studiato nelle acque in oggetto è rappresentato dalla trasparenza, non solo intesa come misurazione in assoluto (disco Secchi, i cui valori moltiplicati per 3,3 danno l'ampiezza dello strato fotosintetico: Vatova, 1964), ma anche dal punto di vista selettivo, facendo uso di cellule fotosensibili opportunamente schermate. Ovviamente sia in un caso che nell'altro il materiale in sospensione gioca un ruolo determinante, ancor più delle condizioni del cielo e dell'altezza del sole sull'orizzonte, sulla penetrazione della luce nel mezzo. Misure di illuminazione nelle acque di una zona di porto-canale (Grado) dimostrano una rapida estinzione, sia totale che parziale, delle onde luminose, percentualmente più accentuata nei primi metri (Tolomio, ricerca in corso). Questo fenomeno deve tener conto in primo luogo dell'addensamento cospicuo delle particelle sospese (seston e tripton), convogliate dalle correnti di marea e secondariamente della presenza di sempre elevate concentrazioni fitoplanctoniche nelle acque di scambio, fatti che insieme determinano degli assorbimenti selettivi più o meno cumulativi. Una cosa è comunque sicura: grazie alla scarsa profondità che in genere si riscontra in tali ambienti e tenuto conto che l'energia luminosa dispersa dalle particelle in sospensione non è perduta per il sistema, le condizioni per la fotosintesi sono assicurate anche per i fitoplanctonti che si trovano più in basso.

Altro parametro di grande interesse è rappresentato dall'ossigeno disciolto e dal conseguente grado di saturazione delle acque. Il bilancio quantitativo di tale elemento è legato all'interferenza di una moltitudine di fenomeni che agiscono ora in senso positivo, ora in senso negativo. L'azione dei venti e i processi di fotosintesi, che tendono ad aumentare la quantità di questo gas, vengono contrastati da altri fattori che tendono invece a diminuirne il contenuto nelle acque e in particolar modo in quelle salmastre, tanto soggette, date le loro peculiari caratteristiche, ad agenti sia esterni che intrinseci. D'altra parte le correnti di marea hanno un'enorme influenza sulla distribuzione dell'ossigeno e dei gas disciolti in genere, che non appena entrati in soluzione possono venir trasportati lontano dalla zona in cui sono stati prodotti. È proprio per questo che l'azione reologica delle maree tende ad esercitare un influsso benefico, rinnovando non solo da un punto di vista biologico o trofico, come s'è visto, ma anche ossimetrico, un ecosistema destinato altrimenti, per l'eccessivo consumo dovuto ai non trascurabili processi di decomposizione batterica, a diventare asfittico e quindi privo di vita; a ciò si aggiunga il potere di autodepurazione delle acque, specialmente là dove lo spessore modesto e il vigoroso rimescolamento favoriscono il mantenimento o un incremento nel tenore di ossigeno.

Nelle ricerche sulla produzione primaria la quantità di materia organicata si calcola attraverso i principali elementi che intervengono nell'attività fotosintetica, vale a dire ossigeno e anidride carbonica. Ma la valutazione degli effetti dell'intensità luminosa sulla fissazione del carbonio o sulla produzione di O_2 da parte delle cellule vegetali presenti nel mezzo è soggetta, in egual misura, a inconvenienti e limitazioni in quanto l'instabilità e l'eterogeneità ecologica e biologica, cui s'è fatto cenno all'inizio, possono più che mai in tali ricerche falsare i risultati.

La produzione fitoplanctonica che si realizza in un determinato momento in un dato bacino deve essere considerata la risultante di un insieme di fattori che esplicano la loro azione in maniera ora cumulativa, ora antagonista, ora interferente. In tale prospettiva e in considerazione del fatto che i fattori idrodinamici sovrastano di gran lunga per importanza qualsiasi altro parametro, unendo in un rapporto di reciproca dipendenza le lagune al mare antistante, sembra forse più logico parlare di vivificazione marina dell'ambiente lagunare da parte delle acque neritiche e non tanto di produzione propria delle acque salmastre.

In accordo con quanto esposto da Marchesoni (cit.) e con quanto ribadito altrove (Tolomio, cit.), l'analisi separata di tutti i fattori testè consi-

derati deve essere ritenuto un tentativo del tutto artificioso e privo di significato scientifico; infatti i vincoli che legano il fitoplancton alle condizioni ambientali sono ben più complessi di quanto si possa immaginare in via teorica. Pertanto solo dall'impiego di più metodi e dall'interpretazione complementare dei corrispettivi risultati si può avere un quadro meno erroneo e perciò più realistico della zona di ricerca.

Per concludere, i concetti esposti in questa relazione hanno evidentemente un carattere generale, mentre gli ambienti in oggetto presentano ognuno una spiccata individualità che esige di volta in volta delle considerazioni a se stanti.

La dinamica del fitoplancton delle acque salmastre non si esaurisce dunque nel rigido schematismo che potrebbe emergere dai risultati ottenuti nelle già numerose ricerche effettuate e in quelle in corso di realizzazione.

L'incessante evoluzione geomorfologica dei singoli bacini, le alterazioni talora perniciose dell'intervento antropico, la periodica fluttuazione del livello idrico con conseguente variazione della concentrazione salina e dell'equilibrio ionico, l'imprevedibile influenza dei fenomeni meteorologici regionali, gli apporti cinetici delle acque, anche fluviali o di dilavamento, con continui travasi di materiale biologico, nonché il potere di adattabilità fisiologica degli organismi stessi, offrono al ricercatore un fertile campo di studio, sempre nuovo e sempre attuale, simile forse a quegli ambienti primordiali nei quali si sono create nelle ere più antiche le condizioni idonee alle più elementari forme di vita apparse sul nostro pianeta.

RIASSUNTO

In questa relazione si è tracciato un profilo generale delle caratteristiche ecologiche degli ambienti salmastri, alle quali è strettamente legato il contenuto fitoplanctonico, sia dal punto di vista qualitativo che quantitativo.

Nell'ambito di una tematica complessiva si sono esposte le condizioni che contraddistinguono i bacini lagunari, i quali risentono in maniera variabile dell'azione vivificatrice da parte del mare; pertanto anche il loro carico biologico si differenzia da zona a zona, non palesando che raramente fioriture fitoplanctoniche di specie autoctone. D'altra parte le stesse entità marine, nel loro trasferimento in laguna, risentono di una situazione ambientale nuova e non sempre favorevole. Ciò provoca una selezione sia specifica che numerica, portando, nella naturale successione delle tanatocenosi, un valido contributo al miglioramento trofico delle

acque salmastre, anche se tale eutrofizzazione può talora generare condizioni di squilibrio.

Nel prendere in considerazione il fitoplancton, si è visto come Diatomee e Dinoflagellate rappresentino le classi dominanti tra le microalghe che popolano le acque salmastre; le proporzioni del numero di entità e di individui possono ovviamente variare in rapporto alle stagioni e relativamente alle zone considerate, confermando una certa distribuzione preferenziale in senso orizzontale, ma negando altresì l'esistenza di una ben precisa stratificazione in senso verticale.

Si sono presi poi in esame i principali fattori che influenzano la vita vegetale nei comprensori salmastri, evidenziando, dove possibile, i limiti di attendibilità dei risultati per quanto concerne le correlazioni tra l'ambiente e il contenuto biologico.

SUMMARY

Phytoplankton composition in brackish waters involves some considerations about the heterogeneity and unstableness of the environmental conditions. Thus phytoplankton populations are biased by these conditions in both qualitative and quantitative characteristics. *Diatomeae* and *Dinoflagellatae* are predominant classes among microalgae populating brackish waters; the number of species and of individuals varies in connection with seasons and relatively to the areas we consider, confirming some preferential distribution to horizontal direction, whereas no stratification in vertical direction seems to exist.

Considering the possibility of correlating the trophic and ambient resources of brackish basins with this phytoplankton biomass, we have also considered the main factors that come to influence life and growth of autotrophic cells in these waters; secondly we have tried to point out, where possible, the reliable limits of both biological and ecological results that can be obtained with several methods, whose possibility of performance are often limited and tied up to the particular ambient conditions.

The concepts we have stated in this report have, evidently, a general characteristic, while each ambient has his own remarked individuality, that requires everytime apart considerations.

BIBLIOGRAFIA

CARRADA, G. C. 1973. Profilo ecologico di una laguna salmastra flegea: il lago Fusaro. *Archo Oceanogr. Limnol., 18* (suppl.), 145-164.

COPPA, A. 1921. Contributo allo studio delle variazioni stagionali e mensili del *Ceratium hirundinella* O. F. Muller. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat., 60,* 35-48.

ERCEGOVIC, A. 1936. Etudes qualitative et quantitative du phytoplancton dans les eaux cotières de l'Adriatique oriental moyen au cour de l'année 1934. *Acta adriat.,* 9, 1-126.

FAGANELLI, A. 1954. Il trofismo della Laguna Veneta e la vivificazione marina. Ricerche idrografiche. *Archo Oceanogr. Limnol.,* 9, 19-112.

GENOVESE, S. 1973. Eutrofizzazione: moderni orientamenti per nuove prospettive. *Atti* 5° *Coll. Int. Oceanogr. Med.* Messina, 105-114.

ISSEL, R. 1925. Ricerche sulle variazioni del plancton nelle acque di Rovigno e di Quarto (1922-23). *Mem. Com. Talass., 115,* 1-38.

MALDURA, C. M. 1935. Ricerche chimiche sulla Laguna di Orbetello in rapporto alla biologia. Nota I e II. *Atti Acc. Naz. Lincei Rc., 22,* 64-68 e 140-145.

MARCHESONI, V. 1954. Il Trofismo della Laguna Veneta e la vivificazione marina. III. Ricerche sulle variazioni quantitative del fitoplancton. *Archo Oceanogr. Limnol.,* 9, 153-285.

MEROLA, A., C. F. SACCHI e M. TRONCONE 1965. Ricerche ecologiche sul lago litoraneo di Patria. IL Gli ambienti e i fattori ecologici. *Delpinoa* (N. S.), 5, 13-194.

SACCHI, C. F. 1967. Rytmes des facteurs chimico-physiques en milieu saumâtre et leur emploi comme indice de production. In « Problèmes de productivité biologique » Masson Ed., Paris, 131-158.

SACCHI, C. F. 1973. Les milieux saumâtres méditerranéens : dangers et problèmes de productivité et d'aménagement. *Archo Oceanogr. Limnol., 18* (suppl.), 23-58.

SOLAZZI, A. e C. ANDREOLI 1971. Produttività e ciclo annuale del fitoplancton nel Medio Adriatico occidentale. *Quad. Lab. Tecn. Pesca, 1* (1), 1-90.

SOLAZZI, A., C. TOLOMIO, C. ANDREOLI, G. CANIGLIA e V. COLLIVA 1972. La Laguna di Lesina (Foggia). Carico microfitico in un ciclo annuale. *Memorie Biogeogr. adriat.,* 9, 1-42.

SOLAZZI, A. e C. TOLOMIO 1973. La Laguna di Lesina ed il suo ambiente. Estr. *Atti III Simp. Naz. Cons. Nat., 1,* 281-289.

TOLOMIO, C., in stampa. Variazioni stagionali e stazionali del fitoplancton nella Laguna di Marano (Udine). *Pubbl. Staz. Zool. Napoli.*

VATOVA, A. 1964. Sulla produttività della Laguna di Grado-Marano. *Atti Acc. Naz. Lincei Rc., 37,* 330-333.

VOLTOLINA, D. 1973. A Phytoplankton bloom in the lagoon of Venice. *Archo Oceanogr. Limnol., 18* (1), 19-37.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 357-364
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

MIGRATIONS OF THE NEKTON IN MEDITERRANEAN COASTAL WATERS

MENICO TORCHIO

Istituto di Ecologia animale ed Etologia, Università di Pavia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

A critical analysis of the concepts of migration is carried out in regard to the displacements of nekton animals in Mediterranean neritic waters. Emphasis is laid on the fact that phenomena which differ substantially in their ontogenesis, their nature and practical consequences, are indiscriminately referred to as migrations.

INTRODUCTION

Even in some recent scientific papers, all animal displacements, whether more or less massive or « gregarious», are called migrations, although, obviously, if all migrations are displacements, the reverse is not always the case. Animal displacements can be divided briefly into two main categories: the first includes the phenomena which *per se* do not allow us to know in what area or at least in what type of ecosystem the animals are to be found in given periods of time; the second category concerns events which do, at least with some approximation, since they follow more or less precise timetables and often also more or less definite itineraries. This schematization, though of necessity rigid and therefore failing to cover fully the reality of these phenomena in nature, seems the least far fetched of all the mental abstractions this subject requires and allows.

Given these premises, I wish to state that my aim is a critical ana-

lysis of the concepts and terms currently used to indicate the different and sometimes complex phenomena attending nekton displacements in Mediterranean coastal waters. I hope the usefulness of giving some priority to a conceptual approach will emerge clearly from the following text, also in view of research work and possible applications in the future. This subject is more fully presented in a longer paper of mine (in Italian) now in the press for the journal « Natura », to which the reader is also referred for discussion of some of the methods, the references and the iconographic part.

DISCUSSION

In present day scientific language, active and reversible animal displacements taking place according to a fundamentally known periodicity and itinerary, and often related to the concurrent action of endogenous rhythms and rhythmic variations of the values concerning certain environmental factors, are generally referred to as migrations. Obviously, in other instances one can perhaps speak of emigrations (displacements not associated with a return to the area of departure) or nomadism (random dispersal over the normal habitat of the population) and the like.

Unfortunately, not infrequently any displacements accomplished by a great number of conspecific animals are called migration, although they may not *necessarily* be so. For instance, the periodic displacements of salmon before reproduction, though coeval for all the conspecific adults ready to breed found in a given area, seem to be individual events. They almost apparently remain single independent events, so much so that an animal severely injured in certain sensory organs is doomed to lose its way. Nobody, however, would dare to deny that these events are a true migration: a phenomenon not implying gregariousness therefore.

One should speak of *active* displacements, since obviously not all periodic or rhythmic wanderings are true migrations, but only some of the many made actively, at least in part, by adults. Quite a different outlook may be required when we turn to development stages, since these are predominantly planktonic forms.

In some coastal marine areas, certain adult nekton which are regarded as characteristic of intermediate or fairly deep waters, appear with seeming periodicity at the surface, or are even washed ashore by

sea motions (e.g. several *Myctophidae* and *Paralepididae* species as well as *Stomias boa* Risso, *Maurolicus muelleri* (Gm.), *Nemichthys scolapaceus* Rich. and so on, among *Osteichthyes).* It does not follow, however, that such nekton are *necessarily* engaged in displacements, first of all because in given circumstances they may be carried passively by recurrent, vertical or combined sea motions, of which motions the animals themselves might even be indicative, under certain conditions.

Conversely, some scientists deny that certain nekton regarded as exclusively bathyphile, no matter what the spatial/temporal conditions, can actively rise to or near the sea surface (namely, that they are to an appreciable extent *eurybaths).* Their denial is based on the fact that these animals may reach definite coastal and surface waters being carried passively by sea movements. From a methodological standpoint we must recognize at once that this extrapolation gives rise to some doubt as to the legitimacy of its use for the subject in question. It would be like denying eel migrations on the evidence that some continental rivers when in flood may, through the mere violence or toxicity of their waters, sweep some of their fish population (adult eels included) out to sea.

Many research workers, it is true, have recognized the importance of studying stranded biological remains and the organisms sometimes found in surface waters, though regarded (rightly or wrongly) as intermediate or deep water dwellers. This study is particularly meaningful when water movements, physical and physiochemical factors are correlatively inspected. But in the main, these scientists ascribed such phenomena to the action of sea movements, thus emphasizing the interest therefore only in relation to dynamic oceanography. However, such an interpretation already at first sight appears only partially acceptable (for plankton, for example, while it seems debatable for several nekton groups) and only when coincident with certain hydrographic situations.

Anyway, in order to draw really useful information about the biology or pathology etc. of the animals, or sea movements, or about both orders of phenomena, from the study of stranded biological remains, it is necessary to bear in mind at least what has been stated by the writer in the quoted Italian version of this note.

Moreover, animals are generally believed to have died at the place where they have been washed ashore or in any case where they are discovered. This is not necessarily true, as the animals sometimes reach the surface waters when already dead or dying, or at any rate

in a more or less severely debilitated state. In such cases they are borne upwards like inert (or almost inert) objects through the coastal waters, while at other times they may reach and remain there for an appreciable time, apparently healthy and perfectly alive, so much so that at the start of the subaqueous day they descend to greater depths.

When intact-looking nekton are found in surface waters and specifically sojourn only where these waters are characterized by a given range of values shared by certain environmental factors (even those of astronomical origin) may we not perhaps at first be led to view the presence of the nekton as the result of migration?

So, even recognizing that an event recurring to the rhythm of certain astronomical phenomena is scarcely if ever determined by non-cyclic hydrological factors, the matters in question may not necessarily comply with this rule. In fact, how could we consider migration the displacements shown by a number of eurybathic and stenophotic (sometimes also stenothermic) nekton forms whose populations dwell in intermediate and deep waters during the subaqueous day, while during the subaqueous night a certain number of representatives of all the adult sizes rise onto the sea surface or near it, although the bathic displacement does not involve the whole population or the mature individuals journeying towards the breeding place?

Maybe, it would be more correct to say that the environmental factors that limit the ecological distribution of the species or of their preys to the upper levels drop at night time (or else are operative at appreciably lesser depths than in day time). This is what allows specific populations to spread out over wider areas in a bathical sense. This phenomenon, in point of fact, would imply some sort of bathic redistribution of the population without it leaving either totally, or with its breeders, the intermediate or deep waters inhabited during the subaqueous day. By night, the density of all animal sizes would lessen only in the waters inhabited by day, as evidenced by many catches made simultaneously by motorfishing- boats on the circalittoral muddy bottoms and trawlnets worked on the sublittoral beach.

As to the nekton displacements just examined, it may be remarked at once that the population of a given species undergoes ceaseless and dynamic redistribution. This phenomenon actually takes place as a result of the animal settling within the maximum space available, which is affected from moment to moment by tolerable values of one or more of the limiting environmental factors apt to act directly on the nekton or their preys, and so forth. Hence this phenomenon appears

restricted and conditioned in its spatial/temporal occurrence by the uniformity rather than the diversity of the above-indicated environmental conditions.

It follows that this phenomenon appears continuous rather than periodic, while periodicity (and hence discontinuity) is one of the few characters ascribed to true migration by most scientists who have described it. Migrations would appear to be regular periodic and orientated displacements, reversible through space, and consequently following precise timetables and itineraries. Migrations would seem to have a «mass» character, where this term is taken first in the same sense as the term from which it stems, namely the French *massif,* meaning «large scale», but not by any means «total» nor even «majority» with respect to the population, and secondly implying no concept such as « gregarious » or « social ».

This specification allows us on the one hand to regard gametic displacements as migrations, whether in bulk or gregariously or individually, and on the other hand to exclude from migratory phenomena some kinds of displacements such for instance as those of trouts from inland tributary waters to the Mediterranean sea. I venture to say that the presence of trouts in Italian neritic waters should not be interpreted as a sign of migration, being irregular, and at any rate more akin to nomadism, at least in those cases where it seems that mere passive drift with currents should be excluded. A similar consideration is even more to the point in the case of *Aphanius fasciatus,* stickleback and cyprinid forms occasionally caught in neritic waters, particularly as regards the forms belonging to the first two of the above families, also found in euryhaline waters, and those of the third family found in mixohaline waters only.

The reason why trouts, *Aphanius,* stickleback and cyprinids found in the neritic waters of the Mediterranean sea should in my opinion be regarded as nomads rather than migrators is clear: their survival is conditioned by the possibility of returning to mesohaline or fresh waters, thereby avoiding an osmotic stress of lethal degree.

Neither does the term « migratory» apply to the following euryhaline forms inhabiting either Mediterranean areas free of brackish waters or zones rich therein, not therefore being amphidromous forms: e.g. *Sparus auratus* L., *Diplodus vulgaris* (St. Hil.), *Lithognatus mormyrus* (L.), among *Sparidae,* etc. As regards *Mugilidae,* on the contrary, some forms of which make their way even into fresh waters, e.g. *Mugil cephalus* L., *Chelon labrosus* (Risso), *Liza (Liza) ramada* (Risso), *Liza*

(Liza) aurata (Risso), etc. the hypothesis has been put, though not conclusively proved, as to the possible need to effect osmoregulatory migrations, namely, true amphidromies.

Lastly, the *Thunnidae* deserve special mention. They reach neritic waters fairly regularly in forms like *Thunnus (Thunnus) thynnus* (L.) and *Auxis rochei* (Risso), and the same may be said of *Scomberomoridae* and *Xiphiidae:* but their desultory incursions look more like nomadism than anything else, although part of true gametic migrations.

True gametic migrations confined, be it clear, to nekton alone and only to coastal waters, may be said, in my opinion, to be performed in the first place by certain decapod cephalopods, both *Oegopsida* and *Myopsida* (like *Loligo vulgaris* Lamark) and secondly by *Osteichthyes,* among them in particular at least one *Acipenseridae (Huso huso* L.); some forms from *Clupeiformes,* e.g. of *Sardina* Antipa, *Sardinella* Valenciennes, *Sprattus* Gingersohn, *Alosa* Linck, *Engraulis* Cuvier. Then, among *Beloniformes,* by some forms of *Belone* Cuvier, *Tylosurus* Cocco, *Hemiramphus* Cuvier; among *Perciformes* by forms of *Lichia* Cuvier, etc.

Anyhow, many displacements of a trophic or climatic nature, whether characterized or not by some periodicity or a certain move according to the geographical co-ordinates, on closer inspection show after all a subcontinuous character. That is to say, they follow continuously, or nearly, the spatial pattern of a certain range of advantageous environmental factors, either biotic (e.g. preys etc.) or climatic. In other words, the animals do not appear to follow requirements related to diet or salinity, or temperature variations and related factors. Hence, in this case too their movements apparently serve the purpose of gaining permanence in given environmental conditions, and not for the necessity of change.

Therefore, I suspect that what is in reality a prey displacement may be too easily mistaken for a migration of the predator nekton, or the spatial/temporal changes in the limiting environmental factors be mistaken for migration of stenoecious forms. Yet it is easily seen that such phenomena differ substantially from a periodic event determined by organic phenomena which (although also variably conditioned by external factors) constitute a sort of «neuro-humoral upheaval» apt to cause deep changes in the individual's psychosomatic reality, thus representing one of the most significant events in its biology.

Consequently, events which are related in their phenomenic unfolding may differ greatly ontogenetically, hence they require a multidisciplinary

approach based on all the disciplines converging into marine biology. This is an overwhelming task indeed, though one which in my opinion cannot be postponed any longer.

CONCLUSIONS

The study of the different and often complex factors determining active displacement of animals requires, *in primis*, a knowledge of the themes and methods that led to Lorenz's interpretation of instinctive behaviour through the formulation of his « hydraulic model», and of the ecological concept of « valence» with all its implications (e.g. the so-called «law of minimum »).

Otherwise, the ontogenesis and nature of some of the behaviours recalled above will remain obscure and ambiguous; unsolved problems will therefore persist which far transcend the mere didactic-nomencla¬ torial aspect of the phenomena. These problems must be given a multidisciplinary solution from both a basic and applied approach, as we shall soon see.

The occurrence, as it may happen, of *true* migrations within coastal waters (obviously not in these alone), periodically drives the nekton and in particular the breeders and their progeny into rather strictly defined spatial/temporal limits. As a consequence, any change due to the pollution of bottoms and waters causes particularly severe damage when and where migrations, notably gametic migrations, actually take place. Charts supplied with timetables of these migrations ought to be set up a basis for stating any anthropic interference with waters.

Probably, environmental noxiousness severe enough to become a truly limiting factor with respect to the pattern of geographical and ecological distribution of drifting or erratic, nomadic and emigratory animals, may turn instead into an inevitable trap for migratory animals. If this is confirmed, it might have adverse effects on the populations according to the extent of its qualitative and quantitative, in addition to spatial/temporal, noxiousness.

This is the reason why closer insight into this subject may be expected to provide not only theoretical, but also practical results.

RIASSUNTO

Alcuni fra i principali tipi di spostamenti vengono brevemente delineati nel tentativo di distinguerli sulla base della loro ontogenesi e del loro significato biologico. Vengono così, necessariamente, sottoposte ad esame critico talune elaborazioni ed enunciazioni di concetti circa i varii fondamentali tipi di spostamenti, le quali, pur essendo di uso frequente, talvolta accomunano e confondono fra di loro eventi sorretti da un determinismo causale radicalmente diverso, malgrado non raramente il loro divenire spazio-temporale appaia sensibilmente simile.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 365-373
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

OSSERVAZIONI SULL'ALIMENTAZIONE DEI GIOVANI DI *TRIGLA LUCERNA* DELLA CLASSE DI ETÀ 0 NEL MEDIO ADRIATICO *(PISCES, TRIGLIDAE)* [1]

CARLO FROGLIA

Laboratorio di Tecnologia della Pesca (C.N.R.), Ancona

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Feeding of *Trigla lucerna* (L.) juveniles of 0 age class from the Middle Adriatic sea, *(Pisces, Triglidae)* is investigated.

From observations of stomach contents in juveniles of *T. lucerna*, the importance of Crustacea in the feeding of smaller specimens is emphasized.

Changes in frequency of different preys and increased importance of fish preys with growth are also evidenced.

INTRODUZIONE

La conoscenza delle necessità trofiche delle diverse specie ittiche porta ad una migliore comprensione e delle fluttuazioni di abbondanza di dette specie nel corso degli anni e della loro distribuzione spazio-temporale.

Pertanto nel corso delle osservazioni sui popolamenti bentonici delle sabbie fini costiere, abbiamo preso in esame le abitudini trofiche delle

[1] Si ringrazia l'equipaggio della M/N LUICIOTTA ed il Sig. B. Antolini, aiutante di laboratorio del Laboratorio di Tecnologia della Pesca per l'aiuto fornito nella raccolta del materiale.

specie ittiche più abbondanti nelle biocenosi di quell'ambiente. Qui nel periodo estivo è frequente la cattura di individui di *Trigla lucerna* (L.) della classe di età 0 +.

Le notizie sull'alimentazione di questa specie, ricavabili dalla letteratura, sono scarse e frammentarie, generalmente desunte dall'esame di un limitato numero di esemplari; inoltre la maggior parte delle osservazioni sono state compiute nell'Oceano Atlantico o nel Mare del Nord ed hanno interessato principalmente individui adulti (Steven 1930; Nouvel 1950).

Gli unici dati disponibili per il Mediterraneo sono quelli di Reys (1960) che ha esaminato anche qualche esemplare della classe di età 0 +. I suoi campionamenti però, essendo stati eseguiti su fondali non interessati dalle biocenosi delle sabbie fini costiere, presentavano pochi esemplari giovanili.

Questa ricerca si è quindi rivolta esclusivamente allo studio degli individui giovanili pescati nelle suddette biocenosi.

MATERIALE E METODI

Il materiale necessario è stato raccolto nel corso delle operazioni di pesca a strascico condotte dal M/P LUICIOTTA del Laboratorio di Tecnologia della Pesca nel periodo luglio 1973 - ottobre 1974, nel tratto di mare compreso tra il promontorio del Conero e la foce del fiume Cesano (Medio Adriatico) su fondali sabbiosi, con profondità comprese tra 10 e 15 m.

Gli esemplari appena pescati venivano misurati (Lunghezza Totale), dopo di che si procedeva all'asportazione dello stomaco ed alla sua conservazione in formalina al 5 %, per il successivo esame in laboratorio.

L'esame del contenuto stomacale è stato eseguito con l'ausilio di uno stereomicroscopio da dissezione, annotando le diverse specie presenti nello stomaco ed il numero di esemplari di ciascuna specie, o di ciascun raggruppamento tassonomico, allorquando l'avanzato stadio di digestione rendeva impossibile l'identificazione a livello specifico.

In totale sono stati esaminati 310 individui di lunghezza totale compresa tra 6 e 27 cm, 34 dei quali (11 %) presentavano lo stomaco vuoto.

Numerosi metodi sono stati proposti per lo studio dell'alimentazione dei pesci; ciascuno presenta dei pregi e dei difetti, questi ultimi conseguenza della diversa digeribilità degli organismi predati.

In questa nota vengono utilizzati i seguenti indici:
frequenza di una data preda nel totale degli stomaci « non vuoti » esaminati (f %) ;

$$f\,\% = \frac{\text{numero di stomaci « non vuoti » contenenti la sp. in esame} \cdot 100}{\text{numero di stomaci « non vuoti » esaminati}}$$

numero medio di esemplari di una data preda riscontrati negli stomaci « non vuoti » esaminati (ñ),

$$\bar{n} = \frac{\text{num. di esempl. dellla sp. in esame nel tot. degli stomaci «non vuoti»}}{\text{numero di stomaci « non vuoti » contenenti la specie in esame}}$$

(intendendo per « stomaco non vuoto » quello contenente resti alimentari in qualsiasi quantità ed a qualsiasi livello di digestione).

I due indici, sebbene non forniscano informazioni sulla importanza in peso dei diversi organismi predati, permettono tuttavia di apprezzare, in maniera immediata e semplice, quali siano i costituenti fondamentali nell'alimentazione di una specie.

RISULTATI

Poiché nel periodo in cui soggiornano nelle aree costiere i giovani di *Trigla lucerna* presentano un notevole accrescimento (fig. 1) ed una conseguente modificazione del regime alimentare, le osservazioni sono state raggruppate in tre lotti: il primo comprendente il materiale raccolto in aprile, il secondo il materiale raccolto nei mesi di luglio ed agosto, il terzo quello raccolto in settembre.

Si è osservato (tab. 1) che in aprile i giovani, con una lunghezza totale di circa 10 cm, si nutrono principalmente di Decapodi Crangonidi del genere *Philocheras* (quasi esclusivamente *P. monacanthus)* e di Crostacei Peracaridi, tra cui predominano gli Anfipodi Gammaridei ed i Cumacei del genere *Iphinoe.*

All'aumentare della taglia media, aumentano le dimensioni delle prede e, nel periodo luglio-agosto, raramente negli stomaci si rinvengono i Crostacei-Peracaridi, mentre aumenta notevolmente la frequenza

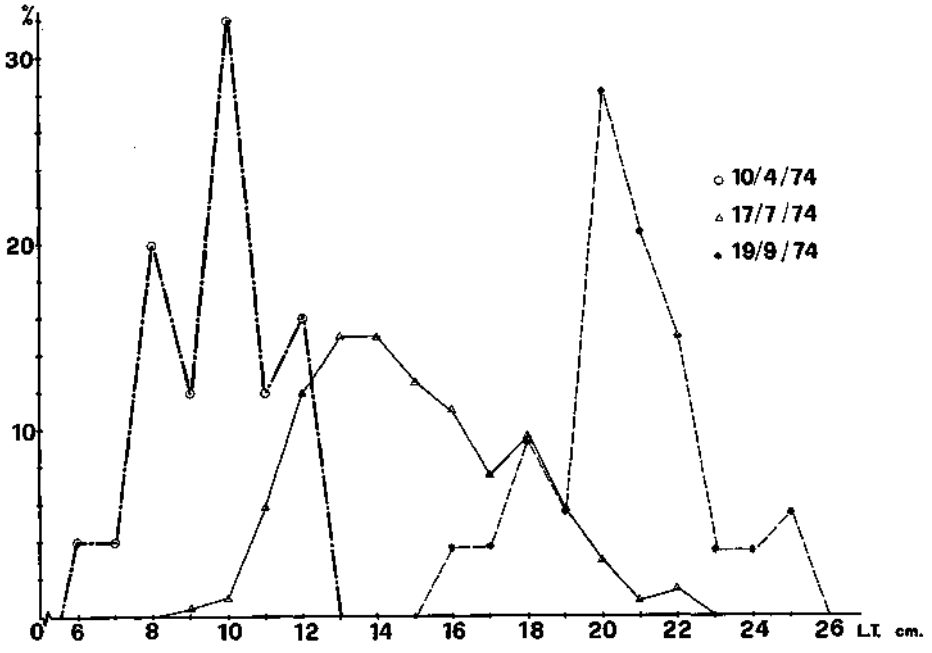


FIG. I. Distribuzione di taglie (Lunghezza Totale) in tre campioni di *T. lucerna* catturati rispettivamente il 10 Aprile 1974 (n. = 25), il 17 Luglio 1974 (n. =206) ed il 19 Settembre 1974 (n. = 53).

dei Crostacei Decapodi rappresentati da *P. monacanthus* e giovani esemplari di *Macropipus vernalis* (Risso); compaiono inoltre i pesci rappresentati da Gobidi, *Buglossidium luteum* (L.) e *Callionymus belenus* Risso (fig. 2).

Al progredire della stagione, con l' aumentare della taglia media, si modifica ulteriormente il regime alimentare di questa specie, ed in settembre i pesci, soprattutto rappresentati da *Buglossidium luteum* e *Callionymus belenus,* diventano la preda principale. Permane ancora elevata la frequenza di *Macropipus vernalis* il cui numero medio di esemplari per stomaco tende ad aumentare, chiaramente indicando che questa specie mantiene un posto di primo piano nell'alimentazione dei giovani di *Trigla lucerna.* Viceversa, oltre che la frequenza percentuale, diminuisce il numero medio di esemplari di *Philocheras monacanthus:* ulteriore prova che, all'aumentare della taglia dei giovani triglidi, questa specie diventa un componente accessorio della dieta.

I giovani (nati dalle deposizioni primaverili) di *Sepia offcialis*, riconoscibili per i resti del *sepium*, sono tra gli organismi che in maniera saltuaria compaiono negli stomaci degli esemplari catturati nel periodo estivo.

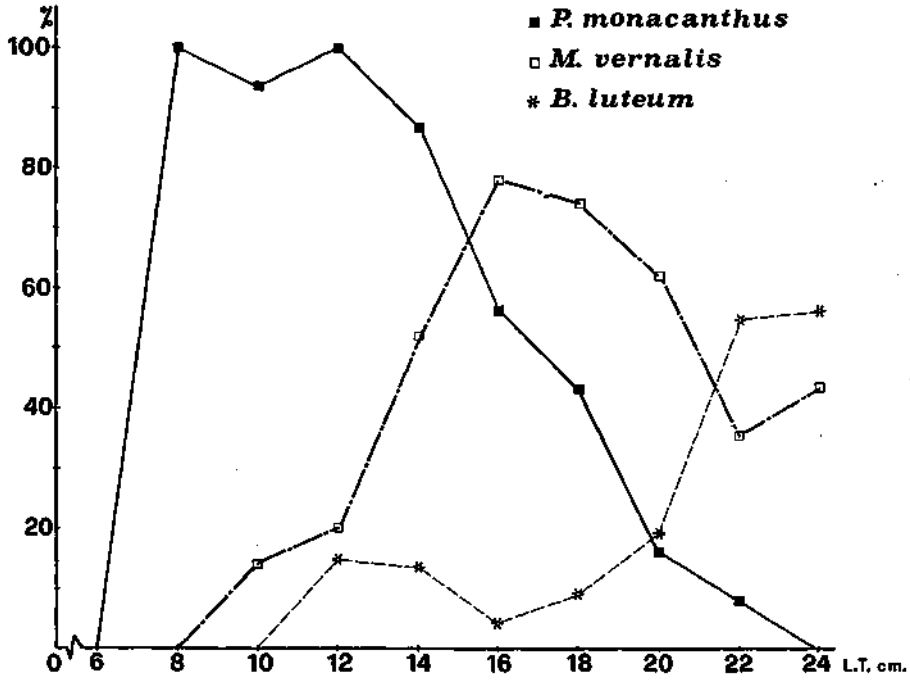


FIG. 2. Frequenza (in percentuale) di *Philocheras monacanthus, Macropipus vernalis* e *Buglossidium luteum* nel contenuto stomacale di esemplari di *Trigla lucerna* di diversa taglia.

Infine i policheti, tra cui è stato possibile identificare *Stilarioides monilifer* Delle Chiaje ed *Owenia fusiformis* Delle Chiaje, ed i Molluschi Bivalvi, presenti in due occasioni con giovani esemplari di *Chlamys* sp. e *Tellina* sp., sono risultati privi di qualsiasi importanza quantitativa e nelle tabelle sono stati raggruppati sotto la voce *Ammalia cetera.*

TABELLA I.

Alimentazione dei giovani di *Trigla lucerna* (L.).

Periodo	*Aprile*		*Luglio-Agosto*		*Settembre*	
nº esemplari esaminati						
aventi « stomaco non vuoto »	*25*		*205*		*46*	
L.T. cm (varianza)	*10,1*	*(2,66)*	*15,6*	*(7,16)*	*21,9*	*(4,12)*
	f %	$\bar{n}$	*f %*	$\bar{n}$	*f %*	$\bar{n}$
Philocheras monacanthus	92	4,9	66	4,4	4	2,5
Amphipoda Gammaridea	72	1,7	1	1,0	—	—
Cumacea (*Iphinoe* sp.)	64	3,0	—	—	—	—
Mysidacea (*Paramysis* sp.)	20	1,6	2	1,0	—	—
Macropipus vernalis, juv.	12	1,0	64	1,2	41	2,8
Amphipoda Caprellidae	8	1,0	—	—	—	—
Gobiidae	—	—	16	1,2	4	2,5
Buglossidium luteum	—	—	9	1,1	63	1,5
Callionymus belenus	—	—	4	1,0	20	2,2
Processa sp.	—	—	6	1,0	—	—
Brachynotus sp.	—	—	1	1,0	4	1,0
Sepia officinalis, juv.	—	—	8	1,0	2	2,0
Pisces (resti indetermin.)	—		15		15	
Animalia cetera	4		3		9	

CONCLUSIONI

Comparando i nostri dati con quelli di Nouvel (1950) e di Reys (1960), osserviamo che gli Anellidi Policheti ed i Molluschi Bivalvi sono ovunque dei componenti accidentali nell'alimentazione di *Trigla lucerna.*

Viceversa i Crostacei (Peracaridi per i più giovani esemplari, Decapodi per i giovani e gli adulti) rappresentano uno dei costituenti fondamentali della dieta. Le differenze che si riscontrano a livello specifico sono conseguenza della presenza di una o di un'altra specie sui diversi fondali.

Ad esempio *Goneplax rhomboides* (L.), specie pelofila, risulta assente nel contenuto stomacale degli esemplari di *T. lucerna* pescati sui fondali sabbiosi costieri del Medio Adriatico, mentre è riportata sia da Nouvel che da Reys ed è stata anche osservata con frequenza nello stomaco di esemplari di classe di età 0 + ed 1 + da noi catturati in altre località su fondali fangosi o sabbio-fangosi.

Va notato anche che, mentre negli esemplari di maggiori dimensioni da noi catturati, in estate, è frequente, tra i pesci predati, il *Callionymus belenus,* specie caratteristica delle « sabbie fini ben calibrate » (Pèrés, Picard 1964), nel materiale esaminato da Reys e proveniente da maggiori profondità, predominava la specie congenere *C. maculatus* Rafinesque, comune sui fondali sabbioso-detritici del largo.

Esaminando il complesso delle specie riscontrate in questa indagine ed in quelle dei summenzionati Autori, si può concludere che *Trigla lucerna* per la sua alimentazione è strettamente legata all'ambiente bentonico, poiché la quasi totalità delle specie predate vive sulla superficie del sedimento e numerose tra esse presentano la capacità di affossarsi e nascondersi nel sedimento stesso, come ad esempio i Portunidi, i Crangonidi ed i Soleidi.

Da quanto finora esposto risulta che *T. lucerna* nel suo primo anno di vita è caratterizzata da un rapido accrescimento in lunghezza (fig. 1) ed in peso (in autunno la taglia media è di 22 cm ed il peso di oltre 100 gr).

Inoltre in questo periodo si nutre esclusivamente di specie che per le loro piccole dimensioni non possono essere commercialmente sfruttate (tab. 1).

Agisce quindi da trasformatrice di proteine inutilizzate dall'uomo in proteine utilizzabili da quest'ultimo.

È quindi ben evidente il danno che, in conseguenza delle deroghe alla norma che vieta la pesca a strascico nell'ambito delle acque co-

stiere e dell'impiego di reti con maglie inferiori a quelle stabilite dalle leggi vigenti, si produce catturando i giovani esemplari nel periodo estivo.

RIASSUNTO

Nel Medio Adriatico i giovani di *Trigla lucerna*, nel periodo primaverile-estivo, si trovano abbondanti lungo le coste occidentali su fondali sabbio-fangosi a profondità comprese tra 10 e 20 m. Qui essi si trattengono fino agli inizi dell'autunno raggiungendo una lunghezza totale di circa 22 cm ed un peso di circa 100 gr.

L'alimentazione della specie in detto periodo è stata studiata esaminando il contenuto stomacale di 310 esemplari di lunghezza totale compresa tra 6 e 27 cm.

Si è evidenziata una differenza di alimentazione nei diversi mesi in relazione all'accrescimento degli esemplari.

In aprile i giovani di circa 10 cm si nutrono prevalentemente di Decapodi Crangonidi, Cumacei ed Anfipodi. In luglio la taglia media è di circa 15 cm e l'alimentazione è prevalentemente costituita da Decapodi (Portunidi e Crangonidi) ed in minor quantità da Pesci.

All'inizio dell'autunno nella dieta di esemplari di circa 22 cm predominano i Pesci (Soleidi), mentre decresce la frequenza dei Decapodi.

Considerata la notevole crescita di questa specie nel primo anno di vita e le sue esigenze alimentari, viene evidenziata la sua importanza come trasformatrice di proteine inutilizzabili dall'uomo in proteine nobili utilizzabili da quest'ultimo e si sottolinea il danno prodotto dalla cattura dei giovani individui.

SUMMARY

Feeding of juveniles of *Trigla lucerna* (L.), caught on sandy bottoms at depths of 10-15 m in the Middle Adriatic sea, was investigated by the analysis of stomach contents.

Crustacea are the main food of smaller specimens. Peracarida are well rappre¬sented in juveniles of 10 cm total length or smaller, whereas Decapods *(Philo¬cheras monacanthus* and *Macropipus vernalis)* are fairly the most abundant prey in specimens of 15 cm T. L.

At the end of summer the average size of *T. lucerna* juveniles is about 20 cm and the importance of Decapods as a prey clearly decreases and fishes *(Buglos¬sidium luteum* and *Callionymus belenus)* become more and more common in stomach contents.

Consequences of trawling activity in coastal waters, where juveniles of this and other species are very common, are pointed out.

BIBLIOGRAFIA

BINI, G. 1967-1970. Atlante dei pesci delle coste italiane. Vol. *I-IX Mondo Sommerso* editrice Roma.

FAUVEL, P. 1927. Polychètes sèdentaires. *Faune de France, 16,* 494 pp.

NOUVEL, H. 1950. Recherches sur la nouriture de quelques Trigles du Golfe da Gascogne au large d'Arcachon. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco, 964, 10* pp.

PÈRÉS, J. M. e J. PICARD 1964. Nouveau manuel de bionomie bentique de la mer Mediterranée. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume, 31* (47), 136 pp.

REYS, J. P. 1960. Étude de la nourriture de quelques poissons demersaux du Golfe du Lion. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume, 33* (20), 65-97.

STEVEN, G. A. 1930. Bottom fauna and the food of fishes. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* (N. S.) *16* (3), 677-700.

ZARIQUIEV ALVAREZ, R. 1968. Crustaceos decapodos ibericos. *Inv. Pesq. 32,* 510 pp.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 375-387
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

NOTE DI BIOLOGIA DELL'ALIMENTAZIONE DI *MORA MORO* (RISSO 1810) [1] (OSTEICHTHYES, MORIDAE)

LIDIA RELINI ORSI

Istituto di Anatomia Comparata, Università di Genova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The feeding habits of the bathyal fish *Mora moro* in the Gulf of Genoa are described.

INTRODUZIONE

Nel quadro di un piano di ricerca sulla rete trofica riguardante la macrofauna dei fondi batiali del Mar Ligure utilizzati per la pesca a strascico (Relini Orsi e Relini 1973), ed in particolare dei fondi fangosi che si estendono a 700-1000 m sulla scarpata continentale, è stata studiata l'alimentazione di *Mora moro* (Risso).

Questo Gadiforme ha una distribuzione abbastanza ampia sia atlantica, dalle coste del Portogallo al Capo Bianco, comprese Madera e le Canarie, sia mediterranea, tanto nel bacino occidentale che in quello orientale, ma, specie nel Mediterraneo, non risulta di solito né abbondante né comune, tanto che ancora recentemente la sua cattura in talune zone è stata ritenuta meritevole di segnalazione (Kirincic e Lepetic 1953, Dieuzeide e Roland 1957, Raimbault 1963, Bombace e Sarà 1972). Nel Mar Ligure invece è pescato in quantità tale da affluire occasional-

[1] Secondo la più recente nomenclatura (C.L.O.F.N.A.M. 1973) questo è il binomio spettante alla specie in questione.

mente anche ai mercati cittadini, dove è noto come « mustella nera » o « brasulla » ; tali abbondanti catture di *Mora moro* sono strettamente collegate alla sorte della pesca dei gamberi rossi, in quanto, data la rarefazione dei popolamenti di questi Crostacei, i pescherecci esplorano profondità sempre maggiori.

Ho ritenuto utile cercare di approfondire su quali risorse si basi l'alimentazione di *Mora moro* perché non mi risulta in letteratura nessun dato su questo tema e d'altra parte questo pesce, come ho già accennato, interessa direttamente anche l'alimentazione umana: sono perciò più che mai attuali i problemi collegati al ruolo che esso può svolgere nelle catene alimentari, ivi compreso l'eventuale possibilità di accumulo di sostanze nocive, che in consumatori di grado elevato può raggiungere livelli di allarme, come è stato recentemente segnalato da Aubert (1975) proprio in acque tirreniche e liguri.

MATERIALI E METODI

Gli individui di *Mora moro* qui considerati, complessivamente alcune centinaia, sono stati per la maggior parte ottenuti da pescherecci attrezzati con reti a strascico (maglie del sacco di mm 15 e 20), su fondi tra 700 e 800 metri di profondità del Golfo di Genova, nei settori tra Arenzano e Capo Vado (A in fig. 1) e tra Genova e Camogli con strascicate effettuate in direzione levante-ponente (B) e a sud di Portofino, in direzione nord-sud (C). A questi sono stati aggiunti sei individui pescati coi palangresi. Gli individui piccoli sono stati fissati *in toto* appena pescati in soluzione 10 % di formalina del commercio in acqua di mare; quelli grossi sono stati invece surgelati; misure, dimensioni ed esami in dettaglio sono stati condotti presso l'Istituto di Anatomia Comparata dell'Università di Genova.

Lo studio dell'alimentazione è stato fatto non già, Come generalmente è consuetudine, sul contenuto dello stomaco, ma su qualsiasi porzione alimentare rinvenibile, dalla bocca all'ano. Questo modo di procedere si è reso necessario per il fatto che nella quasi totalità degli individui di grossa taglia e in parte anche nei giovani, le deformazioni dovute alla rapida espansione di gas della vescica natatoria che intervengono quando il pesce è tratto alla superficie, sono tali che lo stomaco viene spinto anteriormente ed evaginato attraverso la bocca ed il suo contenuto va perduto. Questo fenomeno comune negli Osteitti di acque profonde è esasperato in *Mora moro,* per le notevoli dimensioni della

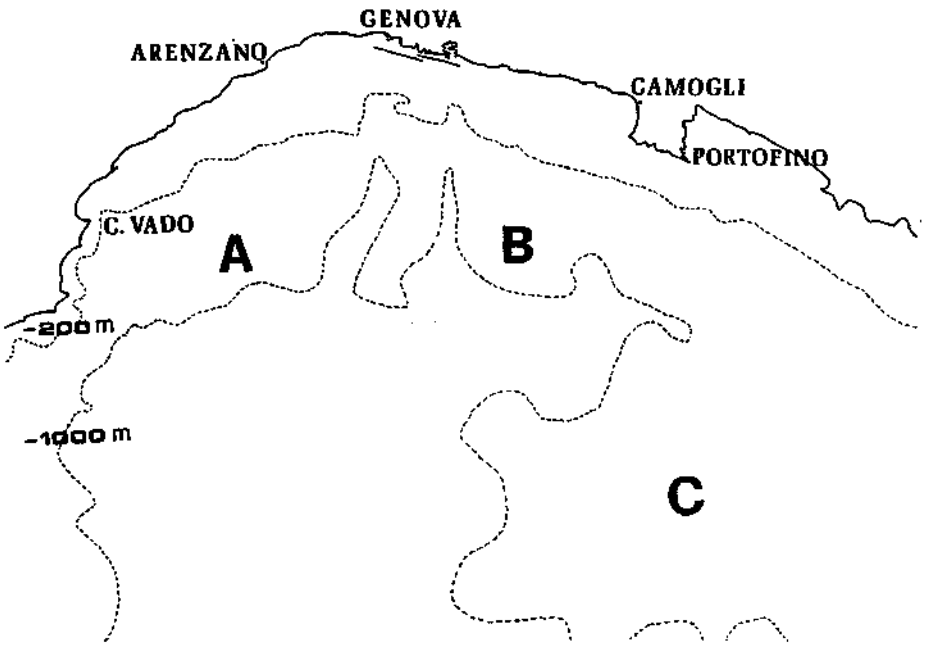


FIG. I. Zone del Golfo di Genova dove è stata pescata *Mora moro.* Le isobate — 200 e — 1000 m delimitano la porzione di piano batiale accessibile con reti a strascico.

vescica natatoria, che si prolunga sia anteriormente che posteriormente rispetto alla massa viscerale: com'è noto la conformazione della parte anteriore della vescica, che prende contatto con la regione otica contraddistingue la famiglia *Moridae* (Svetovidov 1937) dalle affini. Scarsi frammenti alimentari si possono perciò raccogliere tra le pieghe della mucosa boccale, faringea e gastrica; ma, è soprattutto dall'intestino post-pilorico che si ottiene materiale utile. In questo segmento del digerente sono naturalmente meno frequenti le prede intere — nella maggior parte dei casi rappresentate da individui di piccola taglia — e abbondano i residui alimentari, molto rimaneggiati dai processi digestivi. È stato perciò indispensabile analizzare tutti questi contenuti allo stereomicroscopio da dissezione con l'aiuto di collezioni di confronto appositamente allestite, rappresentate oltre che da individui completi, da tutte quelle parti che resistono più a lungo all'azione dei succhi digestivi e possono rivestire un significato sistematico, come

mandibole e chelipedi di Crostacei, otoliti di Pesci, becchi di Cefalopodi, (cfr. Relini e Wurtz 1975).

RISULTATI

a) Osservazioni sulla distribuzione di *Mora moro*

Nel Golfo di Genova, lotti di giovanissimi individui di *Mora moro* sono stati osservati in piena estate (luglio-agosto) su fondi di 700 m circa. In un campione di un centinaio, raccolto in due giornate di pesca nella prima settimana di agosto (1971), la lunghezza standard oscillava tra 55 e 81 mm, con media di 66 mm. Tenendo conto dell'osservazione di Gaetani (1929) che le uova di *Mora moro* galleggiano in superficie a dicembre, l' età di questi individui potrebbe essere di circa otto mesi. Scendendo con le reti al di sotto dei 700 m si rinvengono tutte le taglie, da circa 60 fino a 435 mm di lunghezza standard, la maggiore dimensione osservata. Vengono conservati per la vendita gli individui superiori ai 200 mm: a queste dimensioni i maschi sono già maturi, mentre nelle femmine si osservano uova ricche di tuorlo e ben pigmentate, a partire da 300 mm 1. st. Dal punto di vista quantitativo, la resa in *Mora moro* per ora di strascico, è molto variabile da zona a zona e di giornata in giornata: tali quantità presentano un certo interesse commerciale, data anche la scarsità di prodotti migliori.

In una pescata, della durata di quattro ore (con rete di 620 maglie alla bocca e 500, da 15 mm, al sacco), che riporto a titolo di esempio, eseguita nell'agosto 1974 su fondi di 720-780 m a Sud di Portofino, gli individui di *Mora moro* complessivamente raccolti, in numero di 24 — pari a kg. 11,8 — presentavano le seguenti lunghezze in mm: 66, 75, 77, 85, 90, 100, 305, 310, 315, 320, 330, 330, 340, 345, 350, 355, 360, 360, 365, 370, 400, 405, 435. La macrofauna associata a *Mora moro* nella rete era rappresentata dalle seguenti specie commestibili (in ordine di peso decrescente): *Galeus melastomus, Phycis blennioides, Geryon longipes, Aristeus antennatus, Conger conger, Aristaeomorpha foliacea;* e dai seguenti altri organismi di rifiuto (o perché non commestibili o perché pescati in quantità esigua) : *Trachyrhynchus trachy¬ rhynchus, Nezumia sclerorhynchus, Hymenocephalus italicus, Chimaera monstrosa, Pandalidae, Pasiphaeidae, Oplophoridae, Polycheles typhlops, Bathipolipus sponsalis, Neorossia caroli.*

Complessivamente è risultato che gli adulti di *Mora moro* sono più

frequenti a profondità maggiori di quelle preferite dai giovani: essi sono comuni al di sotto dei 700 m e si pescano fino a profondità maggiori di 1100 m coi palamiti (Motais 1960).

Tuttavia lo spostamento verticale in rapporto all'età è meno importante, dal punto di vista dell'alimento disponibile, di quello di altri Gadiformi di maggiore importanza economica. I livelli batimetrici qui considerati appartengono tutti al piano batiale *sensu strido* e sono caratterizzati dalla stessa biocenosi di substrato fangoso (Pérès 1964). La macrofauna di questi fondi del Golfo di Genova nelle sue componenti di Osteitti, di Crostacei Decapodi e dei principali invertebrati è stata elencata in precedenza (Relini Orsi e Relini 1972 a e b, 1973; Relini Orsi 1974).

b) Anatomia dell'apparato digerente

L'apparato digerente di *M. moro* comincia con una bocca ampia, ma poco protrattile, perché la regione nasale è relativamente breve ed i premascellari poco mobili rispetto al piano nasale. I denti sono minuti, conici, lievemente ricurvi all' indietro, disposti a scardasso e trovano impianto sui premascellari, sui dentali, sul vomero, sulla parte mediale dei palatini e su un sistema di placche faringee (fig. 3), tre superiori ed una inferiore per ciascun lato. Ogni gruppo di piastre dentate faringee superiori costituisce un cuscinetto tondeggiante e sporgente ai lati del palato, mentre le piastre faringee inferiori sono triangolari e fortemente allungate in senso antero-posteriore, seguendo la disposizione degli archi branchiali. I tubercoli dentati di questi, costituiti ciascuno da un raggruppamento di 6-10 denti conici, completano la dentatura del tratto orofaringeo ; il primo arco branchiale porta inoltre 14 branchiospine lunghe ma ben distanziate (fig. 3).

Un segmento esofageo breve e largo dà accesso allo stomaco che è del tipo differenziato in tre regioni: cardiaca, del fondo e pilorica (fig. 2) ; la parete muscolare è molto robusta soprattutto nella porzione posteriore o del fondo. Negli individui catturati con la rete a strascico, per effetto della variazione di pressione, all'atto del salpa¬mento della rete, in genere lo stomaco si presenta estroflesso dalla bocca, sicché è visibile la mucosa ben vascolarizzata della regione posteriore.

L'intestino pilorico si stacca in direzione anteriore e presenta 17 ciechi subeguali. Il rimanente intestino forma due anse ad U percorrendo, circa tre volte il cavo addominale. Dei tre segmenti intestinali indi-

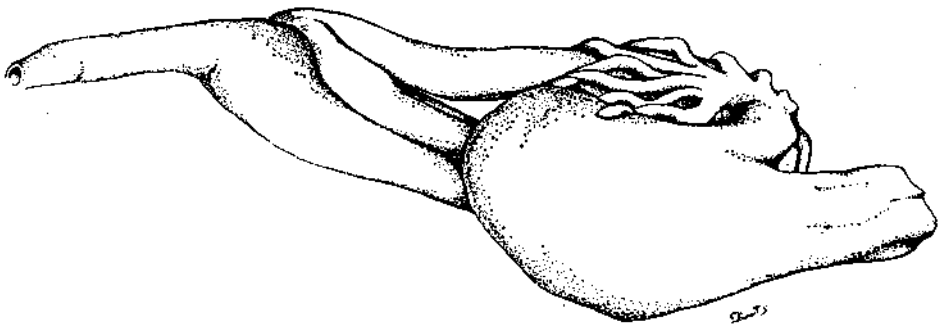


FIG. 2. Schema dell'apparato digerente di *Mora moro.*

viduati dai punti di flessione, di solito gli ultimi due sono ricchi di residui alimentari, mentre il primo non presenta che un chimo semifluido. L'ano segna il punto più caudale dell'intestino ed è situato a circa metà della lunghezza standard. La vescica natatoria sorpassa questo livello in direzione caudale per un quarto della sua estensione longitudinale.

Complessivamente la lunghezza dell'intestino medio e terminale è circa uguale alla lunghezza standard; la lunghezza dell'intestino anteriore varia a seconda dello stato di replezione dello stomaco.

c) Osservazioni sul contenuto del digerente

La ricerca di porzioni alimentari è stata fatta, come già accennato, esaminando in dettaglio tutto l'apparato digerente, dalla bocca all'ano, di 100 individui che sono stati divisi in due gruppi : « giovani », fino a 150 mm di lunghezza standard ed « adulti », più lunghi di questa misura. La notazione giovani ed adulti non corrisponde qui alla maturità sessuale, ma è semplicemente una notazione di comodo che può mettere in evidenza l'eventuale capacità di predazione del pesce in rapporto alla taglia acquisita : è risultato per esempio che una *Mora* lunga 160 mm è in grado di inghiottire un *Chauliodus sloanei* di circa pari lunghezza. Inoltre il fenomeno della estroflessione dello stomaco è meno frequente negli individui piccoli mentre è la regola negli adulti; infatti in questi è stato osservato in 49 casi su 50, l'eccezione essendo rappresentata da un individuo in cui la foratura accidentale della vescica aveva con-

sentito di conservare nello stomaco un *Lampanyctus crocodilus,* grossi frammenti di un Cefalopode *Ommastrephidae* ed una *Pasiphaea multidentata* intera.

In tutti gli individui considerati esisteva un contenuto alimentare più o meno abbondante: i reperti osservati sono elencati nella tabella I. I numeri corrispondenti a ciascuna categoria di alimento indicano la frequenza con cui questo è comparso negli individui esaminati: per esempio gli Ostracodi figuravano in 32 su 50 adulti e in 17 su 50 giovani per un totale di 49 volte su 100. La tabella non tiene conto della ripetizione dei reperti nei singoli pesci esaminati. Anche se i relativi conteggi sono stati eseguiti, essi non sono stati riportati, perché quando si considerano contenuti diversi da quelli semplicemente gastrici, non è possibile collocare nel tempo i processi alimentari osservati e quindi farsi un'idea della biomassa ingerita in unità di tempo, per esempio in ciascun pasto. In taluni individui, nell'intestino terminale, i residui alimentari sono raggruppati in zone separate da tratti relativamente vuoti (fig. 4) e ciò potrebbe indicare pasti successivi: per esempio in una *Mora moro* di 360 mm 1. st. un tratto intestinale occupato da resti di Teleosteo, era seguito da un secondo contenente grossi frammenti di *Acanthephyra pelagica,* e da un terzo contenente una quantità straordinaria (153 mandibole) di *Meganyctiphanes norvegica.* Allo stato attuale della indagine è impossibile stabilire con sicurezza se il pesce in questione avesse mangiato almeno 76 individui di *M. norvegica* in un pasto o in un periodo più lungo, prima di trovare una *A. pelagica* e così via.

Risulta dalla tabella che i gruppi sistematici che formano la dieta di *M. moro* sono, in ordine di frequenza, Crostacei (185 casi), Osteitti (57), Cefalopodi (42), Policheti (10), Echinodermi (3), Tunicati (1).

I Crostacei di piccola taglia come Ostracodi, Cumacei, taluni Anfipodi, Isopodi, spesso si rinvengono interi, ma, per doverosa prudenza in campi di notevole difficoltà classificata, sono stati indicati solo come gruppo. Gli Eufausiacei erano quasi totalmente rappresentati da *M. norvegica.* Per i Decapodi invece è stato possibile, in un buon numero di casi, identificare la specie, grazie alla presenza di mandibole, rostri, chelipedi, o altre porzioni che hanno significato sistematico. Si rileva che *M. moro* utilizza sia specie pelagiche come Eufausiacei, Anfipodi (tra cui *Phronima* sp. e *Phrosina* sp.), *Pasiphaea multidentata* ed *Acanthephyra pelagica,* sia bentoniche come *Calocaris macandreae, Nephrops norvegicus, Geryon longipes.*

Tenendo conto sia delle dimensioni del Crostaceo preda, sia della ripetizione dei reperti negli individui considerati, i Crostacei più impor-

TABELLA I.

Contenuto dell'apparato digerente di *Mora moro*

Categorie di alimento		*Su 50 « adulti »*	*Su 50 « giovani »*	*Su 100 Totale*
Policheti		4	6	10
Crostacei	Ostracodi	32	17	49
	Cumacei	2	3	5
	Isopodi	5	6	11
	Anfipodi	13	8	21
	Eufausiacei	15	2	17
	Decapodi:	—	—	—
	Pasiphaea multidentata	18	3	21
	Acanthephyra pelagica	3	1	4
	Calocaris macandreae	2	1	3
	Nephrops norvegicus	2	—	2
	Geryon longipes	2	—	2
	Aristeus a. - *Aristaeomorpha* f.	2	—	2
	Crostacei non identificati	21	17	38
Cefalopodi	*Heteroteuthis dispar*	22	4	26
	Sepietta sp.	—	1	1
	Cefalopodi non identificati	9	6	15
Echinodermi		3	—	3
Tunicati	*Pyrosoma atlanticum*	1	—	1
Vertebrati	Teleostei:			
	Chauliodus sloanei	3	—	3
	Trachyrhyncus trachyrhyncus	1	—	1
	Nezumia sclerorhyncus	1	—	1
	Merluccius merluccius	2	—	2
	Myctophidae	2	—	2
	Cyclothone sp.	—	1	1
	Teleostei non identificati	37	9	46
Di origine subaerea				
Animali		3	2	5
Vegetali		9	4	13
Minerali		6	3	9
Da manufatti		2	2	4

tanti per l' alimentazione di *M. moro* risultano *M. norvegica* e *P. multidentata.*

Per gli stessi motivi gli Osteitti rappresentano senza dubbio una frazione alimentare essenziale. In genere, nel contenuto intestinale essi

non sono identificabili a livello di specie; a pochi di essi si è potuto risalire dal ritrovamento di otoliti ben conservati o da strutture particolari: le arcate orali di *Chauliodus sloanei,* per es. si raccolgono nell'intestino rammollite dai succhi digestivi ma pressoché intere. Dal piccolo campione classificato risulta comunque l'utilizzazione sia di specie pelagiche (*C. sloanei, Myctophidae, Cyclothone* sp.) sia di forme che si ritengono più legate al fondo come i Macruriformi. I Cefalopodi nei contenuti intestinali sono rappresentati da residui quali « becchi », cristallini e talora dagli anelli chitinosi che armano le ventose. Dai becchi si è potuto risalire, in circa i due terzi dei casi, a *Heteroteuthis dispar,* un *Saepiidae* pelagico; un terzo dei Cefalopodi non specificamente identificati era rappresentato da *Ommastrephidae,* mentre solo una volta è stato trovato un becco di Ottopode.

Con discreta frequenza sono stati identificati Policheti dalla presenza di ammassi di setole e di denti chitinosi; gli Echinodermi erano rappresentati da un piccolo frammento scheletrico di *Hemiaster expergitus* e da altri due frammenti indeterminabili.

In un solo caso fra le prede figuravano i Tunicati. Una *Mora* di 400 mm 1. st. conteneva, insieme a vertebre e lische di Osteitti, numerosi residui di *Pasiphaea multidentata,* un becco di Heteroteuthis e 10 Ostracodi, ben 4 colonie intere di *Pyrosoma atlanticum.*

Un'ultima categoria è rappresentata da reperti di origine subaerea, sia di tipo vegetale, animale, minerale, sia derivati da manufatti. I vegetali terrestri erano frammenti di piante di cui non si può escludere la natura di rifiuti di cucina, di legno e di foglie, macerate e ridotte alla trama vascolare; i resti animali comprendevano arti ed ala di Ortottero Acrididae, ranfoteca e abbondantissime piume di *Sturnus vulgaris* ed una piuma di uccello indeterminabile. Sono stati inoltre osservati di frequente fanghiglia ed occasionalmente carta, filo di cotone, piccoli frammenti di materiale ferroso.

Nel corso di queste osservazioni sull'apparato digerente sono stati ritrovati in gran numero endoparassiti di varie specie, nel fegato, nel lume intestinale e soprattutto in corrispondenza dei ciechi pilorici. Essi sono stati affidati a specialisti.

DISCUSSIONE

Lo studio dell'istologia alimentare di *Mora moro* è preceduto da alcune osservazioni sulla distribuzione e sulla anatomia dell'apparato dige-

rente. È risultato innanzitutto che questo Gadiforme è comune nel Golfo di Genova su fondi batiali sfruttati con la pesca a strascico; ciò è in accordo con le osservazioni di Motais (1960) riguardanti abbondanti catture con i palamiti al largo della costa provenzale. Lo stesso Autore elenca le più importanti specie di pesci associate a *M. moro:* anche queste osservazioni corrispondono alle mie con l'eccezione di una specie, *Lepidion lepidion,* (Risso) che risulta comune sulla costa francese e che non ho mai visto nelle zone del Golfo di Genova qui considerate; al contrario l'assenza di *Alepocephalus rostratus* Risso e di *Nettastoma melanurum* Rafinesque nell'esempio citato a pag. 4 è casuale.

L'apparato digerente di *M. moro* dal punto di vista morfologico è quello di un predatore a dieta non specializzata: la dentatura, ad aggruppamenti di denti minuti e leggermente ricurvi, è adatta ad afferrare e ad impedire lo spostamento all' indietro degli oggetti catturati, ma non a lacerare.

Lo stomaco, per la robusta parete muscolare della porzione posteriore, può avere un ruolo nella triturazione dell'alimento, in ciò e eventualmente coadiuvato da sedimento, o da residui alimentari duri: la presenza di fanghiglia è stata in effetti spesso constatata nel lume intestinale. La lunghezza complessiva dell'intestino è quella dei pesci carnivori (Suyehiro 1942), un intestino cioè corto, ma lontano dal limite del 50 % della lunghezza standard, come è stato osservato in taluni mangiatori di pesci.

L'analisi della alimentazione mostra che la dieta di *M. moro* è molto varia, comprendendo prede grandi e piccole, sia del mezzo pelagico, sia di quello bentonico. Teleostei, Crostacei e Cefalopodi costituiscono la parte fondamentale dell'alimento. Mentre per i pesci non risulta che vi sia una preda preferita, per gli altri due gruppi acquistano valore predominante tre specie euribate e precisamente *Meganyctiphanes norvegica, Pasiphaea multidentata* ed *Heteroteuthis dispar.* Questi organismi coi loro spostamenti verticali rappresentano un importante collegamento trofico tra le acque superficiali e i livelli batiali abitati da *M. moro;* un uguale ruolo della prima specie è stato messo in evidenza per l'alimentazione dei Potassoli del Mar Ligure (Brian 1936) e dei Peneidi delle coste atlantiche del Marocco (Lagardere 1971-72). Recentemente infine, è risultato che *H. dispar* ha una parte fondamentale nell'alimentazione di *Galeus melastomus* dei fondi batiali Liguri (Relini Orsi e Wurtz 1975).

A queste specie si aggiungono altri organismi planctonici o micronectonici, meno rilevanti nella composizione della dieta o per le loro più

piccole dimensioni o per la minore frequenza dei reperti, come Anfipodi, Ostracodi, Decapodi *Oplophoridae, Ciclothone, Chauliodus, Myctophidae.*

Una parte della ricerca di cibo di *M. moro* si svolge in prossimità del fondo; infatti sono stati osservati nei contenuti intestinali alcuni Crostacei bentonici importanti per la taglia, come *Nephrops norvegicus* e *Geryon longipes,* insieme al più minuto *Calocaris macandreae.* Anche i Pesci Macruriformi, abbondanti nell'ambiente e relativamente frequenti nei reperti, possono rientrare nelle prede bentoniche.

Per gli altri gruppi di Crostacei è impossibile precisare la sede di cattura, almeno finché non sarà approfondita la sistematica e l'ecologia delle specie. Gli Ostracodi, per esempio, costituiscono una preda molto frequente e sono generalmente presenti con più individui nei singoli contenuti intestinali. È difficile ipotizzare se *M. moro* li catturi ad uno ad uno a mezz'acqua come potrebbe fare se fossero planctonici e luminescenti, o li aspiri insieme al sedimento abboccando velocemente più importanti prede bentoniche. Questo tipo di assunzione di materiali è peraltro confermato dalla presenza nel digerente, sia di fango, sia di piccoli frammenti pesanti, e quindi sedimentati, come residui ferrosi, pezzetti di legno fradicio ed altri residui vegetali. Infine resti vegetali ed animali che affondano dalla superficie del mare possono essere sfruttati e forse la cattura di oggetti in movimento spiega l'ingestione di carta.

Questo aspetto dell'etologia alimentare di *M. moro* rappresenta un secondo collegamento con le acque superficiali, di non scarsa importanza, data l'abbondanza di rifiuti solidi sui fondi da pesca studiati (Relini Orsi e Relini 1971-72).

Alla varietà di prede sfruttate è possibile probabilmente collegare la abbondanza di parassiti intestinali osservata in *M. moro:* non è escluso che l'approfondimento delle conoscenze in questo settore sia utile anche per indicare ospiti intermedi, equivalenti a nuovi anelli della rete alimentare di *M. moro.*

Dalle osservazioni sin qui svolte risulta che questa è assai complessa in quanto il pesce attinge a livelli trofici molto differenti: accanto ad un consumo sistematico di erbivori o carnivori di primo grado *(Euphausiacea, Pasiphaeidae)* c'è quello di carnivori di grado elevato come *Merluccius merluccius, Penaeidae, Nephrops norvegicus,* Ommastrephidae. È possibile perciò che *M. moro* negli ambienti alterati presenti concentrazioni elevate di elementi nocivi.

RIASSUNTO

Il Gadiforme *Mora moro* è stato frequentemente pescato su fondi batiali del Mar Ligure tra 700 e 1000 m, con reti a strascico.

Sulle batimetriche più elevate si trovano soprattutto individui giovani (verosimilmente meno di un anno di età) a partire da 55 mm di 1. st.

A maggiore profondità sono rappresentate tutte le taglie, comprese quelle commerciabili (200-435 mm 1. st.). Le catture acquistano interesse economico soprattutto in piena estate, in coincidenza con la pesca dei gamberi rossi che vivono sui medesimi fondali (fanghi a *Isidella).* Poiché *M. moro* interessa l'alimentazione umana, ne è stata studiata la dieta attraverso l'esame dettagliato dei residui rinvenibili in tutto l'apparato digerente, essendo lo stomaco generalmente estroflesso per effetto delle variazioni di pressione. Il pesce è risultato un predatore eurifago che utilizza crostacei, teleostei e cefalopodi, sia pelagici che bentonici. Risultano importanti per frequenza e taglia tre specie euribate: *Meganyctiphanes norvegica, Pasiphaea multidentata* ed *Heteroteuthis dispar.* Sono stati inoltre rinvenuti con frequenza oggetti di origine subaerea come resti vegetali e animali e rifiuti non commestibili; di conseguenza, per quanto viva in acque molto profonde *M. moro* è strettamente collegato alla superficie, sia per gli spostamenti verticali del micronecton — preda, sia per l'inquinamento da rifiuti solidi che raggiunge il suo habitat.

SUMMARY

The feeding habits of *Mora moro* trawled on bathyal fishing grounds (700-1000 m depth) in the Gulf of Genoa have been investigated analysing the gut content, being the stomach generally everted by the swelling of the gas bladder. *Mora moro* feeds on pelagic and benthic fauna, mainly of crustaceans, fishes and squids: three eurybathic species, *Meganyctiphanes norvegica, Pasiphaea multidentata* and *Heteroteuthis dispar* were important components of the diet. Vegetables, insect and bird remains, paper and other solid wastes were also found. The fish therefore is connected to the superficial waters by at least two kinds of processes: natural planctonic migrations and pollution.

BIBLIOGRAFIA

AUBERT, M. 1975. Le problème du mercure en Méditerranée *Rev. Intern. Oceanogr. Méd., 37-38,* 215-231.

BOMBACE, G. e R. SARÀ 1972. La pesca a strascico sui fondali da 500 a 700 metri nel settore a Sud-Est di Pantelleria. *Memorie Ministero Marina Mercantile, 33,* 1-77.

BRIAN, A. 1936. Importanza dei Crostacei nell'alimentazione dei Potassoli del Mar Ligure *(Gadus poutassou* Duben). *Boll. Musei Lab. Zool. Anat. Comp. R. Univ. Genova, 16* (87), 1-14.

DIEUZEIDE, R. e J. ROLAND 1957. Prospections des fonds chalutables des cotes Algeriennes. Recherches de nouvelles zones (années 1956-1957). *Bull. Stn Agric Pêche Castiglione,* 9, 11-69.

KIRINCIC, J. e LEPETIC 1953. Découverte de trois espèces de poissons inconnue dans l'Adriatique. *Bilj. Inst. Oceanogr. Ribarst. 3.*

LAGARDERE, J. P. 1971. Recherches sur l'alimentation des crevettes de la pente continentale marocaine. *Tethys, 3* (3), 655-675.

MOTAIS, R. 1960. Quelques observations sur la biologie d'un poisson abyssal *Trachyrinchus tvachyrinchus* Risso et sur les conditions de vie en mer profonde. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco, 1165,* 1-79.

RAIMBAULT, R. 1963. Notes sur certaines espèces ichthyologiques capturées au cours des campagnes de l'Institut des P!ches en Méditerranée *Revue Trav. Inst. Pêche. marit., 27* (1), 161-176.

RELINI ORSI, L. 1974. Note di anatomia e di biologia di *Oculospinus brevis* Koefoed 1927 *(Osteichthyes Botulidae). Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 4* (45-6), 405-420.

RELINI ORSI, L. e G. RELINI 1971 (1972). Recenti reperti ittiologici su fondi batiali del Mar Ligure. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano, 3-4,* 5-18.

RELINI ORSI, L. e G. RELINI 1972 a. Considerazioni sugli organismi di alcuni fondi batiali tra Capo Vado e la Gorgona. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 40,* 27-45.

RELINI ORSI, L. e G. RELINI 1972 b. Note sui Crostacei batiali del Mar Ligure. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 40,* 47-73.

RELINI ORSI, L. e G. RELINI 1973. Nuove segnalazioni di pesci nel Mar Ligure e composizione dell'ittiofauna (Osteitti) dei fondi batiali strascicabili *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 41,* 51-62.

RELINI ORSI, L. e M. WURTZ 1975. Osservazioni sull' alimentazione di *Galeus melastomus* dei fondi batiali liguri. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca Ancona, 2,* 17-36.

SUYEHIRO, Y. 1942. A study on the digestive system and feeding habits of fish. *Jap. J. Zool., 10,* 1-303.

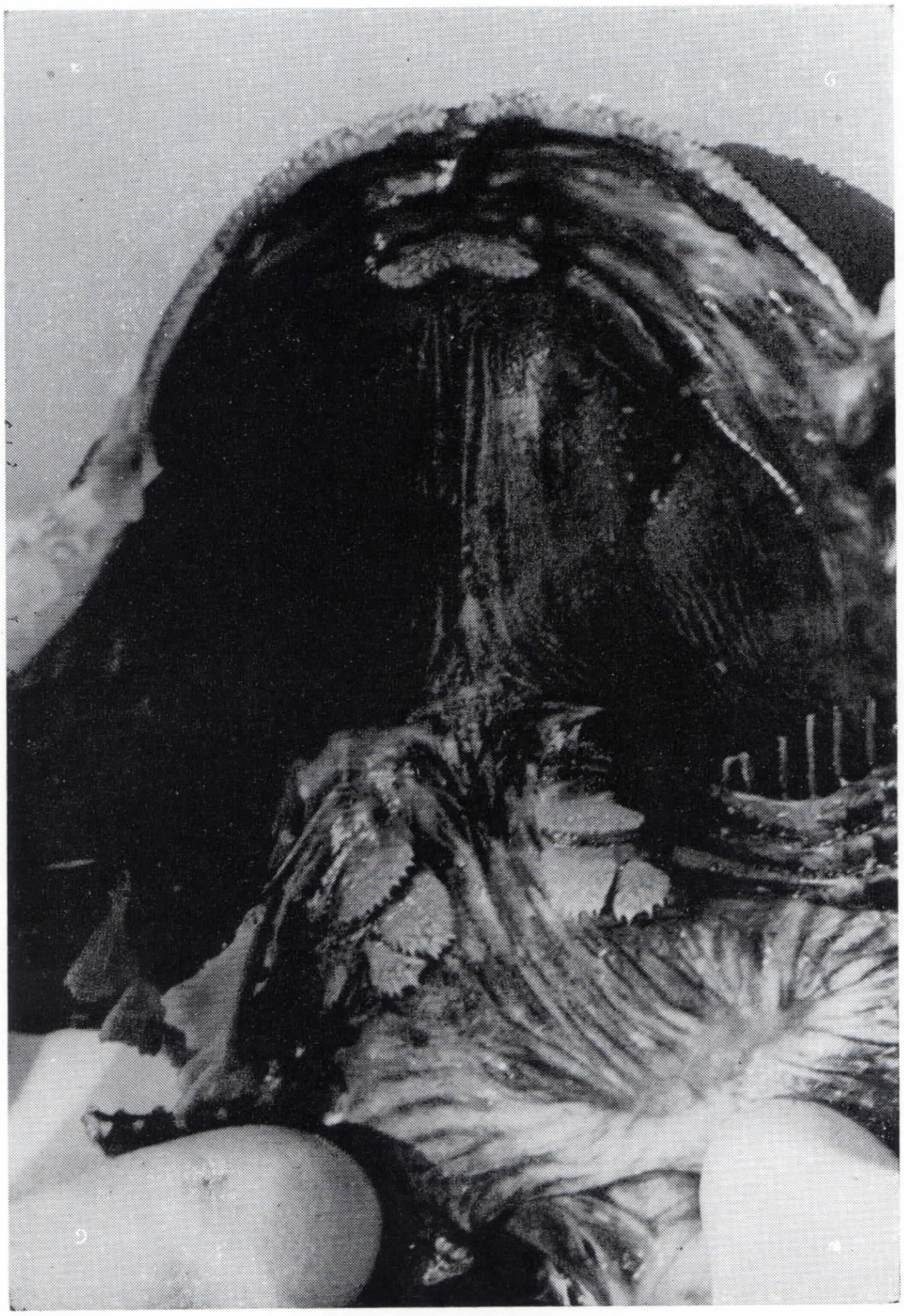


FIG. 3. Dentatura di *Mora moro*. Il cavo orofaringeo è stato aperto con un'incisione del pavimento boccale condotta nel piano sagittale mediano fino all'apertura esofagea.

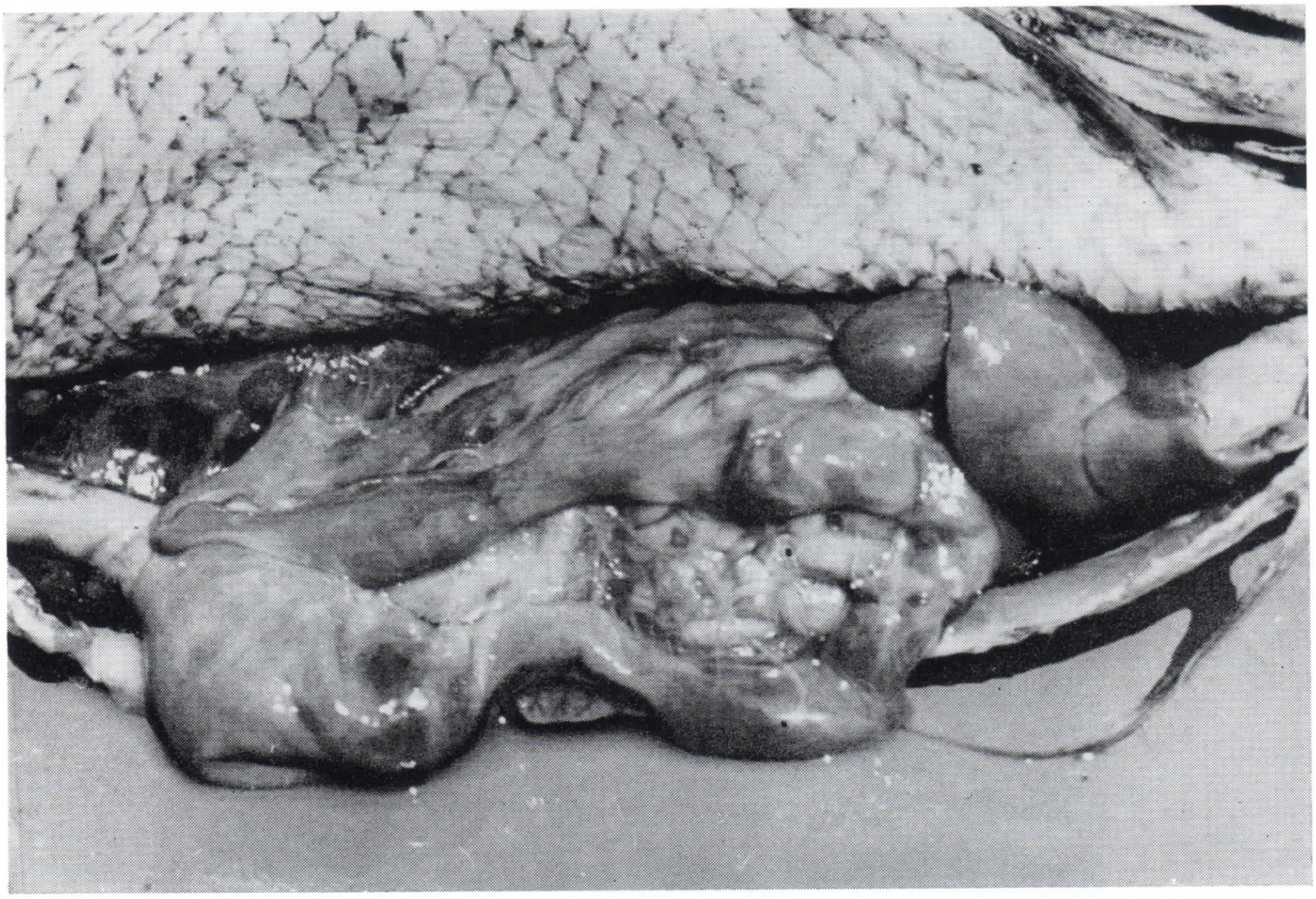


FIG. 4. Alla dissezione, l'intestino di *Mora moro* talora presenta delle dilatazioni che potrebbero corrispondere a residui di pasti successivi.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 389-409
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

IL FITOPLANCTON PRIMAVERILE ED ESTIVO LUNGO LE COSTE SETTENTRIONALI DELLA SARDEGNA

A. SOLAZZI, C. TOLOMIO

Istituto di Botanica e Fisiologia vegetale, Università di Padova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Phytoplankton composition during June and September in North Sardinia Coasts, does not show significant differences for *Diatomeae,* while *Dinoflagellatae* are present with 67 species during June and 39 during September. Only few species are present in all the three stations in both the months. The phytoplankton at the Capo Testa station had the largest number of species, probably as a consequence of the sea streams flowing through.

INTRODUZIONE

Il presente lavoro è un primo contributo di una serie di ricerche sul fitoplancton che si sono intraprese lungo le coste sarde collateralmente al programma di studio sui popolamenti algali bentonici già da tempo in corso di svolgimento (Solazzi, 1968, 1971; Solazzi e Tolomio, 1974).

Le raccolte del materiale biologico ed il rilevamento dei dati ecologici che integrano tale studio sono stati fatti nei mesi di giugno (1972) e settembre (1974), nei mesi, cioè, in cui si completa l'evoluzione primaverile ed estiva del fitoplancton.

Le stazioni, limitate al numero di tre per la parte settentrionale di questa Isola, sono state scelte in modo da poter prendere in considerazione varie esposizioni: Capo Caccia (Ovest), Capo Testa (Nord) e l'Isola di Tavolara (Est; fig. 1). La stazione 1 (C. Caccia) è stata fissata all'imboccatura della baia di Porto Conte in una zona con fon-

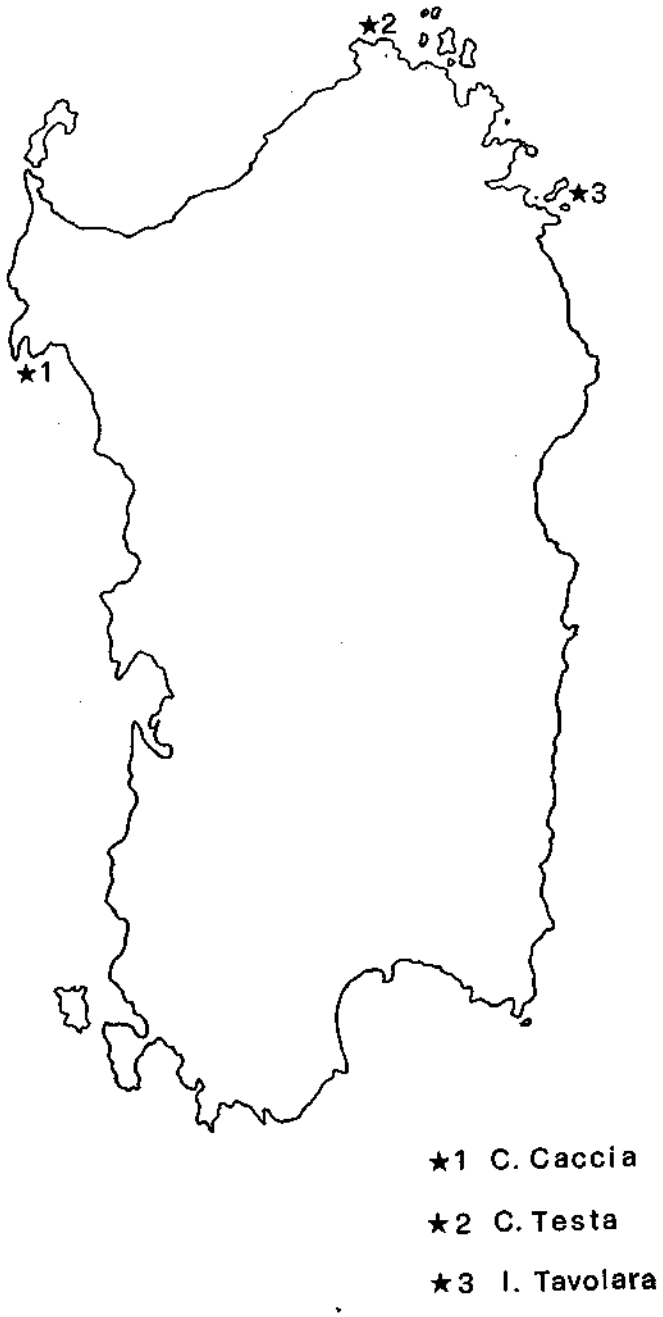


FIG I. Stazioni.

dale detritico coperto da folti cespugli di *Posidonia oceanica* alla profondità di circa 50 metri. Questa zona, come tutte quelle esposte ad occidente, è soggetta più delle altre all'influenza delle perturbazioni metereologiche che provengono per la maggior parte da Ovest o Nord-Ovest. La stazione nº 2 (C. Testa) è stata posta al largo della baia di S. Reparata su un fondale di circa 45 metri di profondità costituito da massi e ciotoli. È questa una zona interessata da intensi e pressoché costanti movimenti di masse d'acqua (correnti e moto ondoso) che caratterizzano tutto il braccio di mare tra la Sardegna e la Corsica (Bocche di Bonifacio). La stazione nº 3 (I. Tavolara) è stata fissata al centro della zona di mare compresa tra detta isola, l'Isola Molara e lo Scoglio Molarotto, in una zona, cioè, che pur avendo le caratteristiche di mare aperto è, pur tuttavia, abbastanza riparata e quindi più tranquilla delle altre due. Il fondale (oltre 50 metri) è anche qui detritico con *Posidonia oceanica.*

MATERIALE E METODI

Le raccolte di fitoplancton, per lo studio qualitativo, sono state fatte con un retino di nylon nº 20, tipo Apstein, con bocca da cm 10, che veniva trainato per 3 m' a velocità opportuna affinché rimanesse in superficie senza troppi rigurgiti. Sono stati fatti anche prelievi qualitativi verticali, cioè dal fondo alla superficie, filtrando così una colonna d'acqua del diametro della bocca del retino e di altezza pari alla profondità alla quale questo veniva calato.

I campioni d'acqua per le analisi chimiche sono stati prelevati alle varie profondità mediante una bottiglia preleva-campioni tipo Ruttner. I fattori fisico-chimici sono stati rilevati ed analizzati nel modo seguente : la temperatura mediante un termometro a rovesciamento, il pH per mezzo di un pHmetro portatile, la salinità e l' O_2 disciolto secondo i metodi rispettivamente di Mohr-Knudsen e Winkler. La trasparenza è stata rilevata mediante un disco Secchi e la luce per mezzo di un fotometro « Thalassia » provvisto di due cellule fotosensibili, Lange S 2, una rivolta verso l'alto per misurare la intensità luminosa incidente (diretta), l'altra verso il basso per le misure della luce riflessa (diffusa). Nella misurazione della luce diretta la fotocellula veniva schermata con un filtro neutro NG-5 (Zeiss Jena), per proteggerla da una illuminazione troppo intensa, mentre per le misure della luce bleu e della luce rossa si sono usati rispettivamente i filtri BG-12 ed RG-i, sempre della

stessa casa produttrice; la fotocellula inferiore è stata sempre usata senza alcun filtro. I risultati, riportati in grafico si riferiscono soltanto al mese di settembre e sono stati espressi in percentuale ponendo uguale al 100 % i valori ottenuti in superficie, con pozzetto del fotometro riempito di acqua e posto a livello del mare.

RISULTATI E DISCUSSIONE

La tabella 1 e la figura 2 riassumono i risultati delle analisi fisico-chimiche nei due periodi di ricerca.

Per quanto concerne la temperatura, il confronto dei valori nei due periodi e nelle tre stazioni ha permesso di accertare una certa omogeneità nel mese di giugno con scarse escursioni in senso verticale ed irrilevanti differenze tra le stazioni stesse. Per il mese di settembre le differenze sono maggiori: i valori più elevati si sono osservati sul versante orientale (I. Tavolara) con una escursione di 7° C tra la superficie e — m 50. La stessa escursione si è osservata anche a Capo Caccia dove però la temperatura si mantiene su valori più bassi ma con una costante uniformità termica nei primi 20 metri di profondità. Poco marcate le differenze termiche a Capo Testa (2,10 °C tra la superficie e — m 35); anche qui la temperatura si mantiene pressoché costante nei primi 20 metri.

Il pH rientra nei valori normali delle acque marine senza variazioni apprezzabili.

La salinità per il mese di giugno è risultata più elevata nella stazione nº 3 (I. Tavolara, versante orientale) con un massimo di 38,38 ‰ ed un minimo di 37,69 ‰, mentre nelle altre stazioni il massimo è risultato di 37,84 ‰ ed il minimo, nella stazione di Capo Caccia, di 37,46 ‰. Nel mese di settembre questi valori sono superati in tutte le stazioni non scendendo mai al disotto di 38,28 ‰ (Capo Testa a 0 m), ma raggiungendo anzi anche il valore massimo di 38,95 ‰ (Capo Caccia a —m 15 e a —m 20).

La quantità di O_2 disciolto, espressa in ml/l, presenta una proporzionalità inversa rispetto all'andamento della temperatura per cui nel mese di giugno essa è maggiore che in quello di settembre.

La trasparenza ha dato valori molto elevati nel settore orientale dove raggiunge valori di m 30,50 in settembre (m 28 in giugno), mentre nel settore settentrionale la massima, in giugno, raggiunge appena i m 18 (m 17 in settembre). Nel settore occidentale la tra-

TABELLA I.

Capo Caccia: dati ambientali.

Prof.	*Temperatura* *		O_2 *disciolto* **		*Salinità* ***		*pH*	
— m	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*sett.*
0	19,5	22,4	7,73	5,09	37,46	38,51	8,10	8,15
1	19,5	22,4	6,30	4,42	=	38,51	=	8,15
3	=	22,3	=	5,04	=	38,44	=	8,15
5	19,0	22,4	5,70	5,04	37,76	38,84	8,20	8,20
10	19,0	22,4	6,05	5,06	=	38,85	=	8,20
15	18,5	22,3	6,20	5,07	37,84	38,95	8,30	8,20
20	=	22,2	=	5,48	=	38,95	=	8,20
50	=	15,4	=	5,60	=	38,70	=	8,15

Capo Testa: dati ambientali.

Prof.	*Temperatura* *		O_2 *disciolto* **		*Salinità* ***		*pH*	
— m	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*sett.*
0	20,0	21,2	5,53	5,20	37,69	38,28	8,10	8,30
1	19,5	21,2	5,54	5,18	=	38,30	=	8,30
3	=	21,2	=	5,22	=	38,38	=	8,25
5	19,5	21,2	5,57	5,34	37,76	38,40	8,20	8,25
10	19,5	21,2	4,81	5,15	=	38,55	=	8,25
15	19,5	21,2	6,18	5,16	37,84	38,58	8,20	8,20
20	=	21,1	=	5,26	=	38,48	=	8,30
35	=	19,1	=	5,25	=	38,72	=	8,30

Isola Tavolara: dati ambientali.

Prof.	*Temperatura* *		O_2 *disciolto* **		*Salinità* ***		*pH*	
— m	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*settem.*	*giugno*	*sett.*
0	20,5	24,7	5,43	5,06	37,70	38,37	8,30	8,25
1	19,5	24,3	5,71	5,16	=	38,46	8,00	8,25
3	=	24,2	=	5,21	=	38,42	=	8,20
5	19,5	24,2	5,67	5,03	37,69	38,44	8,00	8,25
10	19,0	24,2	5,60	5,14	=	38,49	8,20	8,20
15	19,0	22,2	5,64	5,36	38,48	38,55	8,10	8,15
20	19,0	22,2	5,64	5,33	=	38,55	8,20	8,05
50	17,5	17,6	5,82	5,99	38,30	38,83	8,05	8,05

* Espressa in °C e senza correzioni termometriche.
** Espresso in ml/l.
*** Espressa in °/₀₀.

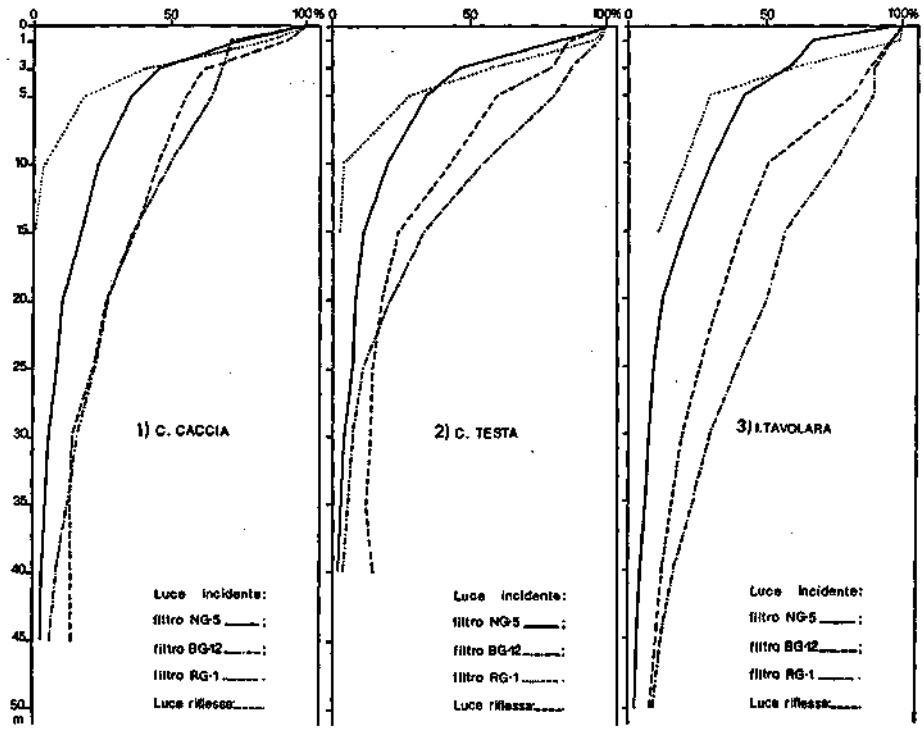


FIG. 2. Fotometria nelle stazioni 1, 2 e 3.

sparenza massima è stata misurata in settembre con m 32, mentre nel mese di giugno essa ha dato valori pressoché dimezzati (m 16,50).

Per ciò che riguarda la fotometria (fig. 2) si può dire che la penetrazione della luce totale è abbastanza regolare. A — m 5 i valori del 36 % a Capo Caccia, del 34 % a Capo Testa e del 42 % all'I. Tavolara mostrano un decremento rispettivamente del 64 %, 66 % e 58 %, decremento che diminuisce gradatamente con la profondità, tanto che a — m 25 si ha ancora circa l' 8 % di luce totale ed a — m 40 il 2-2,5 % in tutte tre le stazioni.

La penetrazione della componente bleu, dopo i primi metri in cui ha quasi sempre un comportamento non proprio lineare, diviene regolare ed a —m 40 se ne trova ancora una percentuale oscillante tre l' 11 ed il 3,5 %. Più sensibile alla profondità è la banda rossa che praticamente

si estingue intorno ai —m 15. Fa eccezione la stazione nº 3 in cui a questa profondità se ne trova ancora l' 8 %.

Anche la luce totale riflessa (diffusa) ha un andamento regolare: subisce il maggior decremento nei primi metri, quindi diminuisce più dolcemente tanto che a —m 40 si hanno ancora valori compresi fra il 12 ed il 14,5 %.

Lo studio del fitoplancton delle tre stazioni ha portato alla compilazione di tabelle (tab. 2) in cui vengono elencate, in ordine sistematico, 256 entità complessivamente, così suddivise:

Diatomee centriche	nº 28 (giugno)	nº 28 (settembre)
Diatomee pennate	nº 86 (giugno)	nº 82 (settembre)
Dinoflagellate desmoconte	nº 16 (giugno)	nº 7 (settembre)
Dinoflagellate dinoficee	nº 51 (giugno)	nº 32 (settembre)
Coccolitine	nº 1 (giugno)	—
Cianoficee	—	nº 1 (settembre)

con un totale quindi di 182 entità nel mese di giugno e di 150 nel mese di settembre. Le differenze nel numero di specie sono pressoché irrilevanti nelle Diatomee, soltanto 4 entità in meno in settembre tra le pennate, mentre è perfettamente identico il numero di entità delle Diatomee centriche che con alcuni generi *(Rhizosolenia, Chaetoceros, Hemiaulus)* dominano quantitativamente nella flora planctonica di questi mesi. Più marcate le differenze nella classe Dinoflagellate in cui notiamo una diminuzione di 9 entità tra le desmoconte da giugno a settembre e di ben 19 tra le dinoficee.

I valori sopra riportati, pur esprimendo la partecipazione delle due classi nella composizione fitoplanctonica stagionale non rendono ragione delle reali proporzioni esistenti nella biomassa microfitica che risulta a carico di un numero di specie limitato. Infatti, delle entità rinvenute, solo poche sono abbondanti (massive), presenti in tutte e tre le stazioni ed in entrambi i periodi: *Rhizosolenia alata* f. *gracillima, R. setigera, Chaetoceros peruvianus, Hemiaulus sinensis, Nitzschia seriata, Ceratium furca,* C. *pentagonum, C. pulchellum.* Altre specie rivelano una presenza temporanea nelle tre stazioni, comparendo soltanto in giugno: *Bacteriastrum delicatulum, B. hyalinum, Hemiaulus Hauckii, Synedra Gailloni, Peridinium depressum,* oppure soltanto in settembre: *Dactyliosolen mediterraneum, Chaetoceros diversus, Tabellaria fenestrata.* Questo comportamento può riscontrarsi anche nell'ambito di un intero genere, come è il caso di *Licmophora* e *Pleurosigma,* che, frequenti in giugno, scarseggiano in settembre.

Altre entità poi, pur comparendo in entrambe le stagioni, manifestano una frequenza diversa o una distribuzione preferenziale. Ma il maggior numero si ritrova sempre in maniera sporadica tanto che il loro ritrovamento è affidato alla semplice casualità.

Pur non essendosi potuta constatare una distribuzione batimetrica, per il tipo di raccolta, è tuttavia da notare che in molti casi si è osservata la mancanza in superficie di specie ritrovate, anche con una certa frequenza, nella retinata verticale; altre invece, frequenti nella retinata superficiale, mancano in quella verticale.

Delle tre stazioni quella di C. Testa rivela una flora planctonica più varia e ciò, probabilmente, per la particolare posizione soggetta, come già accennato, a correnti alterne che attraverso le Bocche di Bonifacio rimescolano le acque del Mediterraneo Occidentale con quelle del Tirreno. Ciò provoca uno scambio anche del contenuto planctonico soggetto ai movimenti idrodinamici.

Per ciò che concerne le altre due stazioni si ricorda che le acque occidentali sono interessate per gran parte dell'anno da una corrente da Sud a Nord, mentre quelle orientali hanno una corrente analoga in estate ma inversa in inverno, la cui influenza potrà essere meglio chiarita con la prosecuzione di queste ricerche.

TABELLA 2 [1].

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Centricae												
Melosira sulcata (Ehr.) Kg.										r		
Coscinodiscus centralis Ehr.			r									
Coscinodiscus excentricus Ehr.	r										r	
Coscinodiscus lineatus Ehr.									r			
Coscinodiscus oculus iridis Ehr.			r									
Coscinodiscus radiatus Ehr.			r		r							
Asterolampra Grevillei (Wall.) Grev.							r		r		r	
Asterolampra marylandica Ehr.	r											r
Schroederella delicatula (Per.) Pav.										r	r	r
Dactyliosolen mediterraneus Per.							a	f	f	f	f	f
Leptocylindrus danicus Cl.	r	r					f	f	f	r	f	r
Guinardia flaccida (Cast.) Per.												r
Rhizosolenia alata Brightw.	f			f	f	f	r	r	r	r		
Rhizosolenia alata Brightw. f. *gracillima* (Cl.) Grun.	f	f	a	a			a	a	f	f	f	a
Rhizosolenia calcar avis Schultze	f	f		f	r							
Rhizosolenia hebetata (Bail.) Grun.											r	
Rhizosolenia imbricata Brightw.		r					r					
Rhizosolenia imbricata Brightw. v. *Shroubsolei* (Cl.) Schr.		r				r						
Rhizosolenia setigera Brightw.	a	a	a	a	a	a	f	f		f	f	f
Rhizosolenia Stolterfothii Per.	r			r	f	r	f				r	f

[1] Le lettere indicano le frequenze e vanno intese nel modo seguente: a = abbondante, talora massiva; f = comune; r = rara o rarissima.

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*		*C*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Rhizosolenia styliformis Brightw.		f	f			r	a	f		f	r	f
Bacteriastrum delicatulum Cl.	r	r	f	f	f	f						
Bacteriastrum hyalinum Laud.		f	f	f		r	r	r			r	r
Chaetoceros affinis Laud.										f		f
Chaetoceros compressus Laud.								r	f			f
Chaetoceros Dadayi Pav.										r	f	f
Chaetoceros decipiens Cl.	f	f			a	f	f			f	f	a
Chaetoceros diversus Cl.								f	f	r	f	f
Chaetoceros Lorenzianus Grun.			f		r	f	f	f		f	f	f
Chaetoceros peruvianus Brightw.	f	f	r	f	r		f	r	f	r	r	f
Chaetoceros rostratus Laud.							f	f			f	f
Chaetoceros saltans Cl.			f		f	f						
Triceratium alternans Bail.		r										
Triceratium arcticum Brightw.		r										
Biddulphia levis Ehr.	r		r		r							
Biddulphia mobiliensis Bail.	f											
Biddulphia pulchella Gray	f	r								r		
Biddulphia titiana Grun.	f	r					r					
Hemiaulus Hauckii Grun.	a	a	a	a	a	a						
Hemiaulus sinensis Grev.	a	a	a	a	a	a	a	f	f	f	a	f
Pennatae												
Rhabdonema adriaticum Kg.	a	a	f		f			r				
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kg.							f	f	f		a	f

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Striatella interrupta (Ehr.) Heib.	r				f							
Striatella unipunctata (Lyngb.) Ag.	a	f	a	a	f	f	r				r	r
Grammatophora oceanica (Ehr.) Grun.		f			r							
Grammatophora oceanica (Ehr.) Grun. v. *macilenta* (W. Sm.) Grun.			f	a		i						
Grammatophora serpentina (Ralfs.) Ehr.	r	r			r							
Licmophora abbreviata Ag.								r	r			r
Licmophora comunnis (Heilb.) Grun.	r	f										
Licmophora dalmatica (Kg.) Grun.			f	r	f						r	
Licmophora Ehrenbergi (Kg.) Grun.	r											
Licmophora Ehrenbergi (Kg.) Grun. v. *ovata* (W. Sm.) Per.	r											
Licmophora flabellata (Carm.) Ag.	r					f					r	
Licmophora gracilis (Ehr.) Grun.	f	r								r		
Licmophora grandis (Kg.) Grun.	r											
Licmophora Juergensi Ag.					f							
Licmophora paradoxa (Lyngb.) Ag.		f	f	f					r			
Licmophora remulus Grun.			r								r	
Licmophora tenuis (Kg.) Grun.	f										r	r
Climacosphenia moniligera Ehr.	f				r							
Diatoma elongatum (Lyngb.) Ag.							r					r
Dimerogramma marinum (Greg.) Ralfs.					r							
Podocystis adriatica Kg.		r								r		
Fragilaria crotonensis Kitt.									r		r	
Fragilaria hyalina (Kg.) Grun.		f		r			r					

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*		*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Synedra acus Kg.				r					r	r	r	
Synedra cuspidata Ehr.							r	r		r		
Synedra cristallina (Ag.) Kg.		f		r	f						r	
Synedra distinguenda Hust.		r										
Synedra fulgens (Grev.) W. Sm.			r									r
Synedra Gailloni (Bory) Ehr.	f	f	f		f	f				r	r	
Synedra Hennedyana Greg.		f			r							
Synedra provincialis Grun.					f							
Synedra pulchella (Ralfs.) Kg.							r				f	r
Synedra tabulata (Ag.) Kg.			f	r		f		r	r	r	r	r
Synedra toxoneides Cast.				r					r	r	r	
Synedra ulna (Nitz.) Ehr.									r			
Synedra undulata Bail.	f	r	r		r		r		r	r	r	
Synedrosphenia gomphonema (Jan. et Rabh.) Hust											r	
Thalassionema nitzschioides Grun.			f		f	r		r	r		r	
Thalassotrix Frauenfeldi Grun.			r		r					r		
Asterionella Bleakeleyi W. Sm.											r	f
Asterionella formosa Hass.							r	r			r	r
Asterionella japonica Cl.												r
Asterionella notata Grun.							r					r
Eunotia lunaris (Ehr.) Grun.							r					
Cocconeis distans Greg.				r								
Cocconeis ornata Greg.												r

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Cocconeis placentula Ehr.											r	
Cocconeis quarnerensis Grun.								r	r	r	r	r
Cocconeis scutellum Ehr.			f	f	r	r	r		r			
Cocconeis scutellum Ehr. v. *parva* Grun.	f	f					r	r				
Achnanthes brevipes Ag.	r											
Rhoicosphenia curvata (Kg.) Grun.									r			
Orthomeis binotata (Rab.) Grun.											r	
Orthoneis fimbriata (Brightw.) Grun.	r				r							
Diploneis bombus Ehr.		f		r								
Diploneis crabro Ehr.	f	f	r	r		r						
Diploneis ovalis (Hilse) Cl.			r									
Anomoeoneis sphaerophora (Kg.) Pfitz.			r									
Stauroneis constricta (Ehr.) W. Sm.											r	
Navicula acus Cl.			r	r								
Navicula ammophila Grun.			r	r					r			
Navicula arenaria Donk.												r
Navicula cancellata Donk.					f			r				
Navicula cancellata Donk. v. *apiculata* Greg.	r				r							
Navicula cryptocephala Kg.			r	r			r	r	r	r	f	f
Navicula cuspidata Kg.									f	r		f
Navicula dicephala W. Sm.								r				
Navicula digitoradiata Greg.		r										
Navicula fasciata Lag.									r			

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Navicula fusioides Grun.	r											
Navicula gracilis Ehr.							r					
Navicula lanceolata Kg.											r	
Navicula ostrearia Grun.		f		r	r							
Navicula polystycta Grev.			r									
Navicula pupula Kg.								r				
Navicula radiosa Kg.							r					
Navicula viridula Kg. v. *hungarica* Grun.											r	
Pleurosigma affine Grun.	r		r	f								
Pleurosigma angulatum Kg.		r			r							
Pleurosigma attenuatum Kg.	r	f		f	r							
Pleurosigma delicatulum W. Sm.	r	f	f								r	
Pleurosigma elongatum W. Sm.				r								
Pleurosigma longum Cl. v. *subrigida* W. Sm.	r											
Pleurosigma rigidum W. Sm.		r			f							
Gyrosigma Spenceri W. Sm.										r		
Amphiprora decussata Grun.	f					r						
Amphiprora paludosa W. Sm. v. *duplex* Donk.							r					
Amphiprora pulchra Bail.						r						
Amphiprora pulchra Bail. v. *pulchella* Per.	r				r							
Tropidoneis lepidoptera Greg.	r											
Tropidoneis lepidoptera Greg. v. *delicatula* Grev.	r											
Tropidoncis lepidoptera Greg. v. *mediterranea* Grun.											r	

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*		*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Tropidoneis maxima Greg.						r						
Auricola cfr. *dubia* Per.											r	
Auricola insecta Grun.		f		r		f						
Amphora acuta Greg.							r					
Amphora arcus Greg.	f											
Amphora complexa Greg.										r		
Amphora costata W. Sm.											r	
Amphora cymbelloides Grun.								r				
Amphora cymbifera Greg.		r										
Amphora exigua Greg.			r									
Amphora hyalina Kg.	r	f	f	f	f	f		r			r	r
Amphora laevis Greg.		f	r		f				r			
Amphora lunula Cl.						f						
Amphora macilenta Greg.								r				
Amphora ostrearia Bréb.	f			f		f					r	
Amphora ovalis Kg.	r											
Amphora Peragalli Cl.			r									
Cymbella affinis Kg.								r				r
Cymbella gracilis (Rab.) Cl.											r	
Gomphonema constrictum Ehr.											r	
Surirella fastuosa Ehr.	f	r	r		r							
Surirella ovalis Bréb.											r	
Bacillaria paradoxa Gmelin		r		r		f			r	r		

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*		*C.*	*Caccia*	*C.*	*Testa*	*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DIATOMEAE												
Nitzschia acicularis W. Sm.							r					
Nitzschia armoricana Per.									r			
Nitzschia commutata Grun.										r		
Nitzschia filiformis W. Sm.							r					
Nitzschia levidensis Grun.		r										
Nitzschia lanceolata W. Sm. v. *minor* V. H.										r		
Nitzschia longissima Bréb. v. *closterium* W. Sm.		f	f	r				f	r	r	r	f
Nitzschia longissima Bréb. f. *parva* (Breb.) Ralfs.	r	f	f	f	f		f		r		r	f
Nitzschia longissima Bréb. v. *reversa* W. Sm.	r											
Nitzschia media Htz.									r		r	
Nitzschia panduriformis Greg. v. *delicatula* Grun.	f	f	r		f	f						
Nitzschia punctata W. Sm.				r								
Nitzschia rigida Grun.	r	f	r									
Nitzschia seriata Cl.	f		r	r		f	a	f	f	f	a	a
Nitzschia sigma W. Sm.				r					r		r	
Nitzschia sigmoidea W. Sm.									r			
Nitzschia socialis Greg.				r								
Nitzschia spectabilis W. Sm.							r					
DINOFLAGELLATAE												
Desmokontae												
Exuviaella compressa Ost.	f	r	r	r								
Prorocentrum gibbosum (Sch.) Sch.					f							

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte orizzontali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DINOFLAGELLATAE												
Prorocentrum maximum Sch.					f							
Prorocentrum micans Ehr.					f							
Prorocentrum scutellum Sch.	r											
Phalacroma doryphorum Stein	f	f	f	f			r					
Phalacroma limbatum Kof. et Mich.										r		
Phalacroma mitra Schütt									r	r		
Phalacroma parvulum (Schütt) Jörg.	f		f	f								
Phalacroma porodyctium Stein.	r											
Phalacroma rotundatum (Clap. et Lachm.) Kof. et Mich.		f	r									
Dinophysis caudata Sav.-Kent.	f		f			f	r		r			
Dinophysis hastata Stein	f					f						
Dinophysis ovum Schütt	f											
Dinophysis tripos Gour.		r									r	
Dinophysis umbosa Sch.			r									
Dinophysis sp.							r					
Ornithocercus magnificus Stein	f		r			r					r	
Ornithocercus splendidus Schütt	r	r										
Dinophyceae												
Gymnodinium sp.	f											
Pyrophacus horologicum Stein	r		r		r		r		r	r	r	r
Glenodinium lenticula (Berg.) Sch.	r		r			r						
Peridinium Brochi Kof. et Swezy	f								r			

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DINOFLAGELLATAE												
Peridinium conicum Gran Ost. et Schmidt	a	f	f									
Peridinium depressum Bail.	f	f	f	f	f	f						
Peridinium diabolus Cl.					f							
Peridinium divergens Ehr.	f	f	f	f	f	f			a	a	f	
Peridinium globulus Stein v. *quarnerense* Schr.									r			
Peridinium Grani Ost.									r			
Peridinium leonis Pav.											r	
Peridinium oceanicum Vanhöf.	f											
Peridinium pellucidum (Berg.) Schütt			r		r							
Peridinium Schilleri Paul.	f											
Peridinium Steinii Jörg.			f	f	f	f						
Peridinium tuba Sch.	r											
Goniaulax Kofoidi Pav.												r
Goniaulax minima Matzen.									r	r	r	r
Goniaulex cfr. *minima* Matzen.			r	r								
Goniaulax polyedra Stein	f		r									r
Goniaulax polygramma Stein	f		f		f	f	r					
Goniaulax spinifera (Clap. et Lach.) Dies.			r		r							
Spiraulax Jollifei (Murr. et Whitt.) Kof.	f						r				r	
Ceratium arietinum Cl.		r										
Ceratium buceros (Zach.) f. molle Kof.									r			
Ceratium candelabrum (Ehr.) Stein	f	r	r		r		f		r		r	
Ceratium carriense Gour.	f	r	f		f				r	r	r	r

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DINOFLAGELLATAE												
Ceratium concilians Jörg.	f								r		r	
Ceratium declinatum Karst.			r									
Ceratium extensum (Gour.) Cl.	f	r										
Ceratium falcatum (Kof.) Jörg.			r									
Ceratium furca (Ehr.) Clap. et Lach.	a	a	f	a	a	f	f		f	f	a	f
Ceratium fusus (Ehr.) Dujard.	f						f	f	f	f	f	f
Ceratium gibberum Gour.	f								r		f	
Ceratium gibberum Gour. v. *dispar* (Pouch.) Jörg.	r											
Ceratium hexacanthum Gour.										r	r	
Ceratium Karsteinii Pav.											r	
Ceratium limulus Gour.		r										
Ceratium longirostrum Gour.					r							
Ceratium macroceros (Ehr.) Cl.											f	
Ceratium massiliense (Gour.) Jörg.	f		f			f	r			r		
Ceratium minutum Jörg.					r							
Ceratium paradoxides Cl.	r											
Ceratium pentagonum Gour.	a	a	a		f	f	f	f	f		f	f
Ceratium pulchellum Schr.	a	f	a	f	a	f	f	f	f	f	a	f
Ceratium setaceum Jörg.	f										f	f
Ceratium teres Kof.					f	f	r					
Ceratium trichoceros (Ehr.) Kof.	f				r		f	r	r	r	r	f
Ceratium trichoceros (Ehr.) Kof. f. *contrarium* (Gour.) Sch.					r							
Ceratium tripos (O. F. Müll.) Nitz.	a	a	f	r					r		r	

TABELLA 2 *(segue)*

Periodo di raccolta	*Giugno*						*Settembre*					
Stazioni	*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*		*C. Caccia*		*C. Testa*		*Tavolara*	
S: raccolte superficiali; V: raccolte verticali	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*	*S*	*V*
DINOFLAGELLATAE												
Goniodoma polyedricum (Pauch.) Jörg.	f			r	f		r		r	r	r	
Ceratocorys armata (Schütt) Kof.	f	r	f	r				r	r		r	r
Ceratocorys Gourreti Paul.	r	r	f									
Ceratocorys horrida Stein	a		f		f							
Oxytoxum scolopax Stein			r		r	r						
Cladopyxis brachiolata Stein				r								
Cladopyxis spinosa (Kof.) Sch.				r	f					r	r	
Podolampas bipes Stein	f	r	r									
Podolampas spinifer Okam.					r							
Pyrocystis elegans Pav.					r						r	
COCCOLITHINAE												
Calcisolenia Granii Sch. v. *cylindrothecaeformis* Sch.		r	r									
CYANOPHYCEAE												
Spirulina Meneghiniana Zan.									r			
Oscillatoria sp.											r	

RIASSUNTO

In questo lavoro si riportano i risultati di alcune raccolte di fitoplancton nonché di rilevamenti dei parametri fisico-chimici effettuati in giugno e settembre nelle acque della Sardegna settentrionale. In esso si rilevano analogie e differenze tra i settori considerati nonostante una certa omogeneità dell'ambiente marino.

SUMMARY

The results of some phytoplankton collections and the measurements of the physical and chemical conditions, carried out during June and September on northern Sardinia, are here reported. Analogies and differences among those stations are demonstrated, yet confirming the homogeneity of the marine habitat.

BIBLIOGRAFIA

SOLAZZI, A. 1968. Flora algale della Sardegna nord-orientale (Isole Tavolara, Molara e Scoglio Moralotto). Nota I. *Atti Acc. naz. Lincei Rc., 45,* 575-581.

SOLAZZI, A. 1971. Le alghe della Sardegna (sunto) *Giorn. Bot. Ital., 105* (4), 201-202.

SOLAZZI, A. e C. TOLOMIO 1974. Le alghe della Sardegna. *Atti Memorie Accad. patavina, 86,* 125-138.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 411-424
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF THE «VALLI DI COMACCHIO»: THE COPEPODS [1]

VICTOR UGO CECCHERELLI

Istituto di Zoologia e Biologia Generale dell'Università di Ferrara

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

During the investigation on zooplankton of the shallow brackish water lagoons of Comacchio (Italian North Adriatic coast), attention was paid to the qualitative and quantitative occurrence of Copepods. Species of three suborder (Calanoida, Cyclopoida and Harpacticoida) were found. The various species show a different way of occurrence according as they are truly plankton forms or not.

INTRODUCTION

The « Valli» of Comacchio are a complex of lagoons which originated with the transformation of the old bed of the Po and modifications of the coast line. Enclosed shallow basins, with an average depth of 110 cm, they communicate with the sea via a series of canals. Currently,

[1] This research has been supported by the C.N.R. grant N° 7300525.

The author wishes to thank Doct. J. Soyer of the « Laboratoire Arago » of Ba¬ nyuls-sur-Mer and Dott.ssa B. Volkmann-Rocco of the Ist. Biol. del Mare (CNR) di Venezia for their aids in classifying Harpacticoids, Prof. G. Colombo of the Ist. Zool. Univ. di Ferrara and Dott. I. Ferrari of the « Lab. di Ecologia » Univ. di Parma for the suggestions in proceeding and Mr. V. Gaiani for his assistance in field-gathering.

after a programme of drainage and reclamation, only three principal basins remain of what was once a vast complex: the intercommunicating V. Magnavacca and V. Fossa di Porto, with a total area of 90 km^2, linked to the Adriatic by two canals and V. Campo, completely separated from the first two, 16.38 km^2 wide, likewise linked to the sea by two canals (fig. 1).

The hydric arrangements are regulated by the fisheries in accordance with their requirements. The canals to the sea are usually left open during the spring and autumn, while remain closed in summer and winter. This fact, together with variations in rainfall and a considerable evaporation in summer, causes an annual variation of

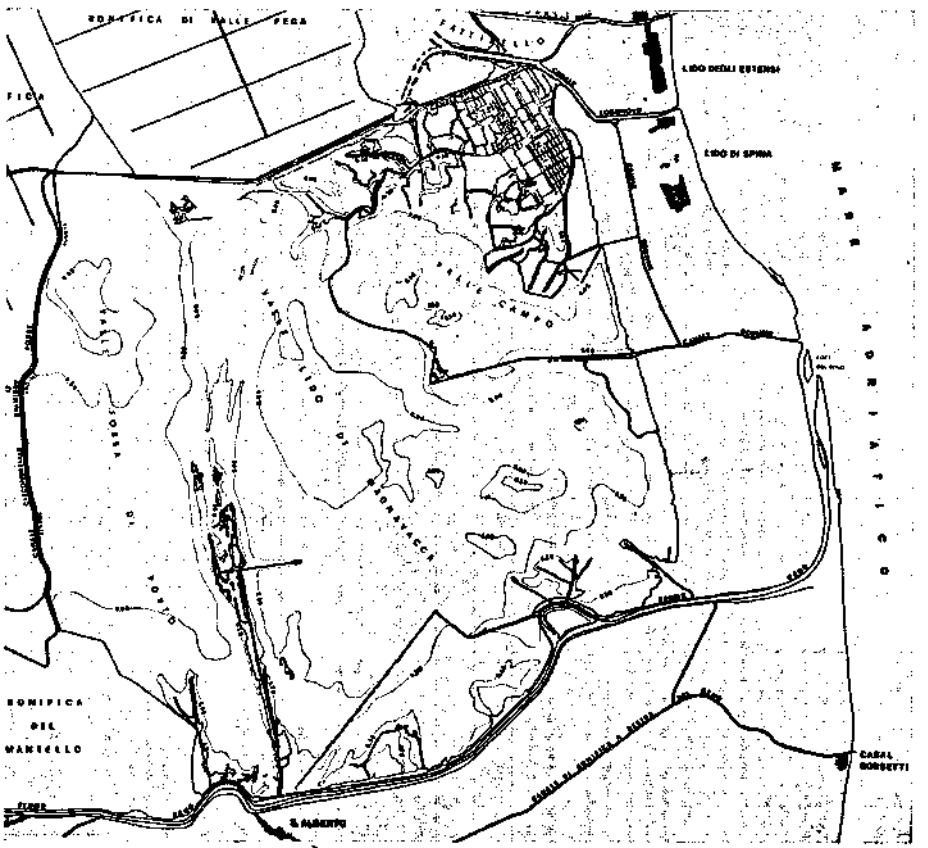


FIG. 1. Map of the «Valli» of Comacchio.

depth which was approx. 50 cm in 1971, and approx. 30 cm in 1972 and 1973.

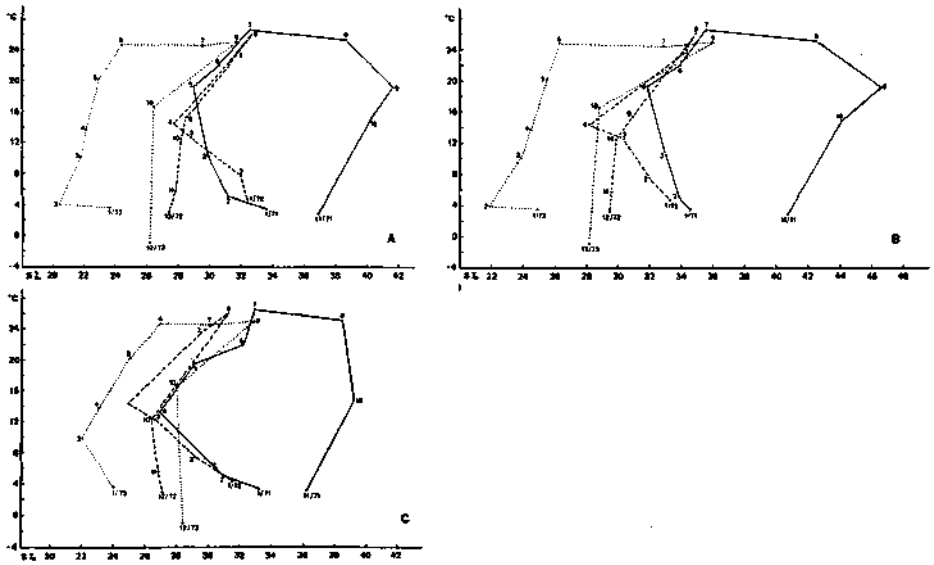


FIG. 2. Temperature-salinity hydroclimographs for the years 1971-72-73. (A: V. Magnavacca; B.: V. Fossa di Porto; C.: V. Campo).

Temperature and salinity ranges are shown in hydroclimographs in fig. 2. Particularly significant is the variation in water temperature, which reached as much as 25°-26° C in summer. The seasonal variation of salinity in the three Valli is characterized by minima in spring and maxima in August-September, the latter due to the intense evaporation in the period of the closure of the canals; in the period of observation, however, differences occurred from year to year as a result of the different times and ways in which the canals were opened. Mean salinity values declined from 1971 to 1973: in 1972 seasonal variations were smaller than in the other years.

Analysis of the data gathered on temperature and salinity at various depths failed to show any evidence of vertical stratificational phenomena in the water.

Vegetation covers all three Valli to a considerable extent, particularly

in spring and summer. *Valonia aegagropila* and *Chaetomorpha linum* (Cladophorales), *Lamproihamnium papulosum* (Charales) and Angiosperms *Ruppia spiralis* dominate (Ferrari, Pirola e Piccoli, 1972).

In the summer, with the lowering of the water level, part of vegetation breaks the surface.

Research on zooplankton was carried out in these environments in the years from 1971 to 1973. This paper presents the results of a study on the systematic composition and the abundance of Copepods present in samples collected in the first two years.

MATERIALS AND METHODS

From January 1971 to December 1972, horizontal trawlings were carried out, at a depth of 20 cm, in three points chosen to sample the central zone of each of the three basins.

Hauls were initially planned at monthly intervals, but, as a results of bad weather, or of an excessive lowering of the water level and the macrophytes breaking the surface, only 10 hauls could be made in 1971 and 6 in 1972 in V. Magnavacca and in V. Fossa di Porto, and only 6 in 1971 and 8 in 1972 in V. Campo.

A high-speed plankton sampler, the « Delfino III», designed and built in the CNEN laboratory at Fiascherino (Nassogne et Bernhard, 1969) was used; equipped with an automatic flow meter and a 71 M mesh net. Sampler mouth diameter was 10 cm.

The hauls were done at a speed of 5-7 knots, over a straight-line course of 1500 m, filtering an average of 3-4 m^3 of water.

The samples were preserved with neutral 4 % formalin. Adult Copepod, copepodite and nauplius counts were effected on subsamples of 1/2 to 1/4 of the entire sample.

The systematic analysis of adults and copepodites was carried out following: Pesta, 1928, Rose, 1933 and Crisafi et Crescenti, 1972, for Calanoids; Pesta, 1928, Rose, 1933 and Gurney, 1933, for Cyclopoids and Lang, 1948 and 1965, for Harpacticoids.

RESULTS AND DISCUSSION

The graphs of fig. 3 show the respective density levels for the nauplii, copepodites and adults of all the Copepods found in the samples gathered in each of the three basins.

In V. Campo and V. Fossa di Porto the density values for the naupliar instars were particularly high, especially when compared with those for the copepodites and the adults.

In V. Magnavacca, on the other hand, the latter two instars were numerically more common; as well as being present in higher densities than in the other two Valli.

The analysis of the global density levels for all adult and preadult forms did not show up significant seasonal trends. Hence the decision to analyse the seasonal density variations for the single species belonging to the three principal suborders: Calanoids, Cyclopoids and Harpacticoids.

Calanoids

Three species of Calanoids were found: *Centropages typicus* Kröyer, *Acartia latisetosa* Kriczaguin, *Acartia clausi* Giesbrecht.

C. typicus is a typically pelagic species and was found on 30-3-1971 in V. Magnavacca and in V. Fossa di Porto in very low densities: one individual per m^3. *A. latisetosa*, which prefers hypohaline coastal environments (Gaudy, 1971), was found with 30 individuals per m^3 on 5-5-1971 in V. Fossa di Porto. The presence of these two species may be considered completely accidental, being due to an occasional migration into the Valli with the water from the canals.

A. clausi was quite the most common: the density levels for adults and copepodites are to be found in fig. 4. In the spring of 1971 density was fairly high in all three Valli: the number was particularly high in V. Campo. In the spring of 1972 a sizeable number of individuals was present only in the latter. In nearly all the samples the copepodites were more frequent than the adults.

A. clausi is a eurithermic species which prefers low-salinity coastal environments, where it reproduces principally during spring (Gaudy, 1972). In the North Adriatic it abounds from the end of February till the end of May, especially in the areas facing the Po Delta (Hure et Scotto di Carlo, 1969). The variations in seasonal density observed in the Valli of Comacchio lead to the convinction that also this species is extraneous to the environment of the Valli and reaches it in spring when the canals to the sea are open. The species seems unable to reproduce in the lagoon; no ovigerous females were in fact noted.

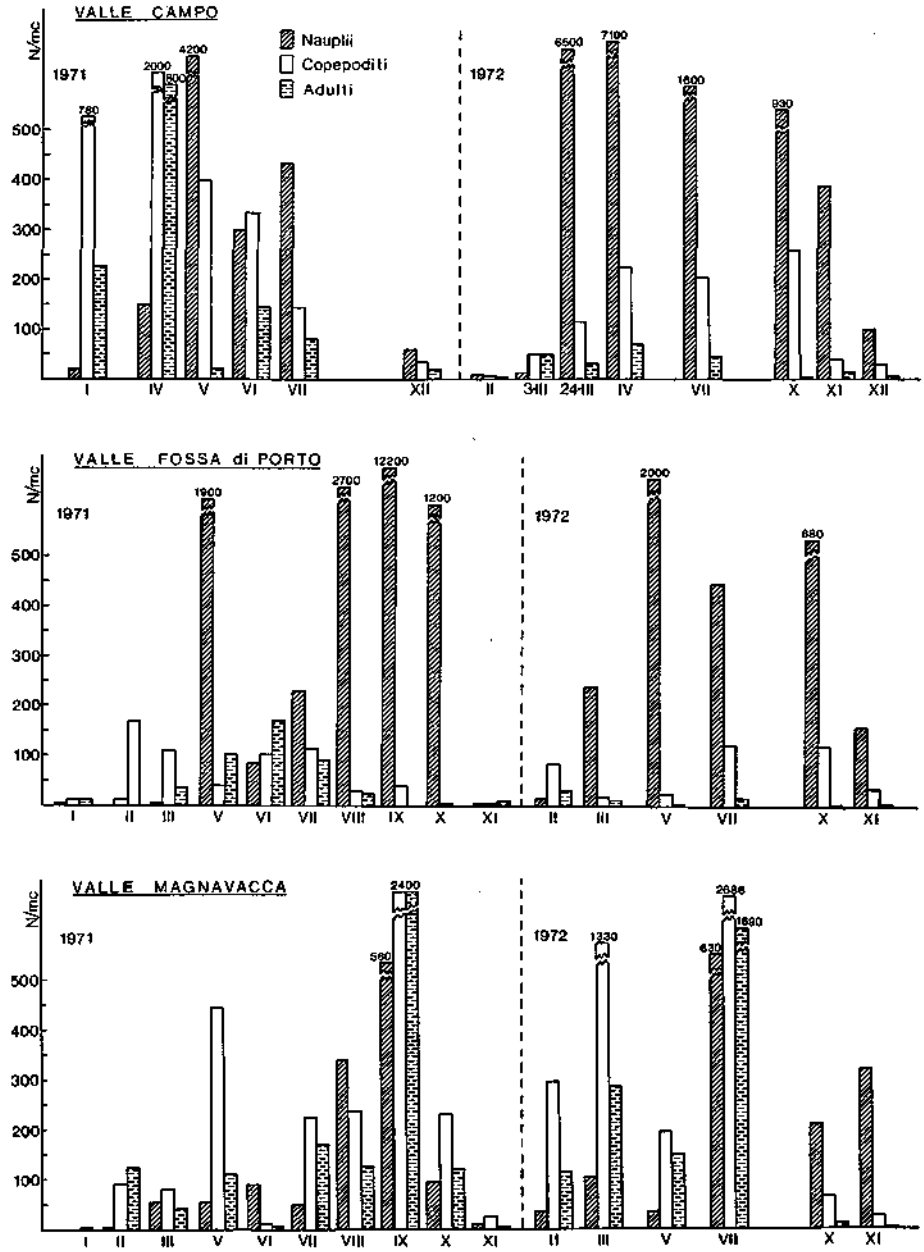


FIG. 3. Total abundance of nauplii, copepodites and adult Copepods gathered in the three «Valli» during 1971-72.

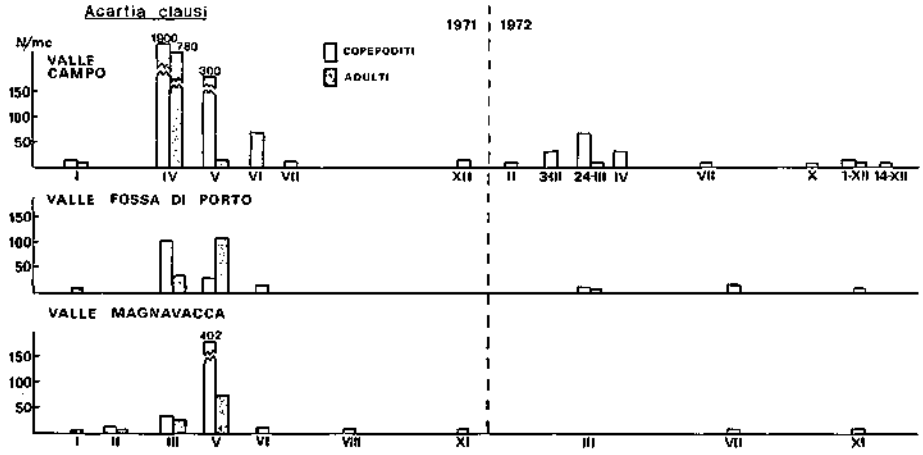


FIG. 4. Abundance of copepodites and adults of *Acartia clausi* in the three Valli.

Cyclopoids

Five species were found to be present: *Oithona nana* Giesbrecht, *Cyclopina litoralis* Brady, *Cyclopina gracilis* Claus, *Oncaea* sp. Philippi and *Lichomolgus albens* Thorell.

0. nana was present in all three Valli, but with few individuals per m^3, and exclusively in those months in which *A. clausi* representation reached its peak. A typical species of hypohaline coastal and eutrophic environments, where it lives together with *A. latisetosa* (Gaudy, 1971), it is extremely common near the North Adriatic coasts (Riedl, 1963).

C. litoralis and *Oncaea* sp. were even rarer than *0. nana:* these three species may be considered to have migrated to the Valli from the Adriatic.

L. albens has been noted as a parasite of the internal cavities of the Ascidians (Pesta, 1928): it was found only in V. Magnavacca on 5-5-1971, with one individual per m^3.

C. *gracilis* was present in virtually all the samples gathered in the three Valli, even if with relatively low density levels. It reproduces actively in the lagoon: ovigerous female formed a large proportion of the total adult population. Fig. 5 shows the seasonal variations for copepodites and adults of this species. In all three Valli density levels for 1971 were more or less constant, if one excludes the September peak in V. Magnavacca, and with a balanced proportion of copepodites to

adults. In 1972 density levels for copepodites were higher, with greater oscillations.

C. gracilis is probably a species autochthonous to the Valli. It had already been noted in brackish pools rich in algae and aquatic phanerogams and is considered a phytophile and euryhaline species (Hamond, 1973).

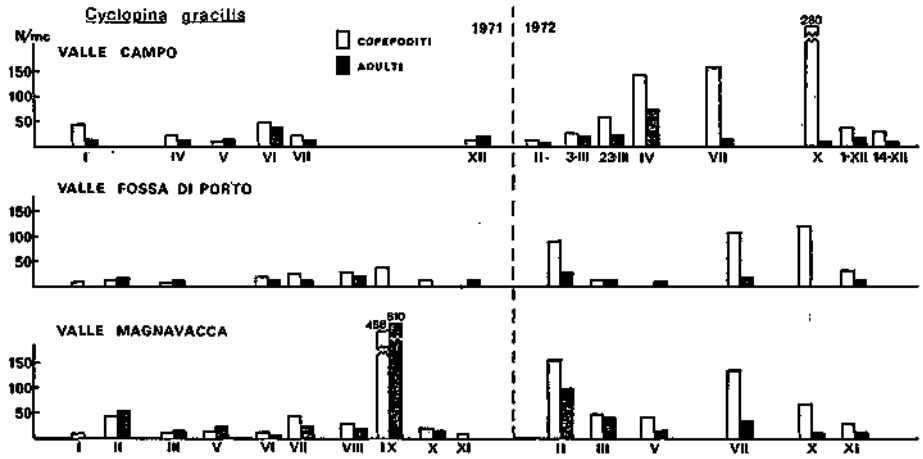


FIG. 5. Abundance of copepodites and adults of *Cyclopina gracilis* in the three Valli.

Harpacticoids

Eighteen species of Harpacticoids were found:

Harpacticidae:
Harpacticus gracilis Claus
Harpacticus flexus Brady et Robertson
Tisbidae:
Tisbe histriana Marcus et Por
Tisbe holothuriae Humes
Thalestridae:
Diarthrodes sp. Thomson
Dactylopodia tisboides (Claus)
Diosaccidae:
Stenhelia elisabethae Por
Amphiascus minutus (Claus)
Amphiascus parvus Sars
Amphiascopsis thalestroides (Sars)
Robertgurneya similis A. Scott
Amphiascoides brevifurca (Czerniavski)
Paramphiascella mediterranea Lang
Diosaccopsis rubeus Brian
Metidae:
Metis ignea Philippi
Ameiridae:
Ameira parvula (Claus)
Canthocamptidae:
Nannomesochra arupinensis (Brian)
Laophontidae:
Heterolaophonte strômi (Baird)
s. sp. *paraminuta* Noodt

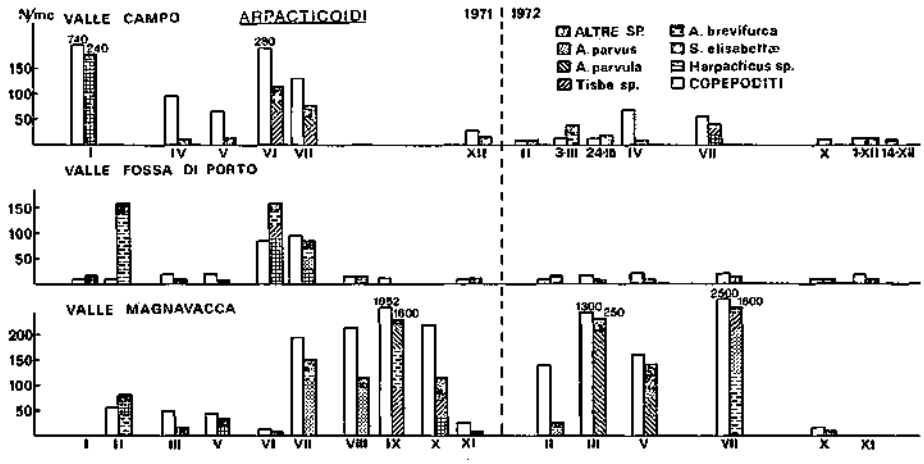


FIG. 6. Abundance of Harpacticoids in the three Valli, dominant species are marked.

The species of this suborder were those found most frequently in the various samples, both as regards the number of species and the density of copepodites and adults. The family with the greatest number of species present was that of the Diosaccidae. Euryecious and phytal forms were abundant, many typical of lagoon and brackish water environments (Marcus et Por, 1961; Bodin, 1964). Grandori (1912) found many of them in the Lagoon of Venice, especially in the so-called «dead lagoon» (Val Figheri) which has physiografical characteristics very similar to those of the Valli of Comacchio.

The species of Harpacticoids found are not strictly planktonic, belonging to the meiobenthos or to the epiphytic fauna. Their presence in the samples analysed was evidently due to the fact that these were gathered in a shallow-water environment rich in submerged macrophytes.

V. Magnavacca was that most highly populated by Harpacticoids, while V. Fossa di Porto resulted the last so (fig. 6). It must however be remembered that the latter basin is relatively deep compared with the others and the sampling station was that least rich in vegetation during the period of research. Another factor influencing the density levels of the species of Harpacticoids in V. Fossa di Porto may have been the wider seasonal salinity range.

The actual values of density of each species of Harpacticoids were not high and showed large variations from one sample to the next.

TABLE I.

Numbers of samples in which the presence of each species was noticed. (C: V. Campo; M: V. Magnavacca; F: V. Fossa di Porto. Between brackets there are the total numbers of samples).

Species	*C (14)*	*M (16)*	*F (16)*	*Tot. (46)*
Harpacticus sp.	9	9	9	27
Tisbe sp.	4	11	5	20
Diarthrodes sp.	1	0	0	1
Dactylopodia tisboides	4	6	0	10
Stenhelia elisabethae	7	2	7	16
Amphiascus minutus	1	6	2	9
Amphiascus parvus	8	12	8	28
Amphiascopsis thalestroides	0	3	1	4
Robertgurneya similis	2	3	3	8
Amphiascoides brevifurca	3	7	5	15
Paramphiascella mediterranea	0	5	1	6
Diosaccopsis rubeus	1	0	1	2
Metis ignea	1	0	0	1
Ameira parvula	7	8	8	23
Nannomesochra arupinensis	1	6	0	7
Heterolaophonte strômi s. sp. *paraminuta*	1	4	0	5

Since it was difficult to find annual or seasonal trends of abundance, a way of displaying the data related to this group might be to consider the frequency of presence of each species in the samples as shown in tab. 1.

Three species *(Diarthrodes* sp., *D. rubens, M. ignea)* were found in only one or two of the 46 samples, always with very few individuals per m^3. Seven other species *(D. tisboides, A. minutus, A. thalestroides, R. similis, P. mediterranea, N. arupinensis* and *H. stromi* s. sp. *paraminuta)* were present in 4 to 10 of the samples. *D. tisboides* and *N. arupinensis* were found with a maximum of 27 and 67 individuals respectively, the others in single figures per m^3. The specimens belonging to the species of this group were mainly found in the spring samples.

Six species were present in 15 to 28 of the 46 samples: *Harpacticus* sp., *Tisbe* sp., 5. *elisabethae, A. parvus, A. brevifurca* and *A. parvula.* Only the genus name has been reported for the first two Harpacticoids

as the two Harpacticus and the two Tisbe species mentioned in the systematic list were only identified after counting had been completed.

Checks made successively evidenced that, in terms of numerical incidence, *H. gracilis* was more important than *H. flexus,* and *T. histriana* than *T. holothuriae,* in all those samples checked.

The species of this last group may be considered the most representative Copepods of the Valli of Comacchio, not only because they were present in a greater number of samples, but also for their determining effect on the peaks of Harpacticoids occurrence (fig. 6): there was moreover a marked proportion of males and of ovigerous females where these species were most frequent numerically.

CONCLUSIONS

In the Valli of Comacchio, the importance of the typical planktonic Copepods (all the Calanoids and Cyclopoids cited except for *C. gracilis* and *L. albens)* was very limited, not only because the density levels on the whole are low, but also because these species are very probably allochthonous with respect to the environment of the Valli. Their presence is linked to the movements of water between the sea and the lagoon, where these species appear unable to reproduce: in fact no ovigerous females were found.

The Copepods population of the Valli of Comacchio is principally characterized by the presence of the Cyclopoid *C. gracilis* and of numerous species of Harpacticoids. These were euryecious, phytophile forms typical of shallow-water environments, in which they form part of the epiphytic and meiobenthic communities. They can however behave as plankton, as their presence in samples collected in vegetation-free waters demonstrates.

The fact that this behaviour is neither typical nor constant may partly explain the large variations met with from one occasion to the next (even in the same Valle) both in the systematic composition and in the density values of this group of Copepods. These variations may, on the other hand, have been due to an inhomogeneous quantitative dispersal of the single species. Noodt (1957) notices this kind of dispersal, for Harpacticoids, characterized by local mass-occurrence, in eulittoral and brackish environments on the German coast.

The differences in the seasonal densities of Copepods in the three Valli (peak of Harpacticoids in September 1971 in V. Mangavacca,

peak of *A. clausi* in V. Campo in spring 1971, greater numbers of nauplii in V. Campo and in V. Fossa di Porto) cannot easily be attributed to different seasonal movements of the physical parameters in the single basins.

On the other hand, generally lower levels of Calanoids and Harpacticoids were noted in 1972 than 1971. This may be due to the influence of differing hydric arrangements for the two years, influence which also affected salinity levels.

SUMMARY

On zooplankton samples caught during 1971-72 in the lagoon of Comacchio, Copepods have been studied in order to estimate their importance in the zooplankton communities of this environment, communities which are characterized on the whole by an high incidence of meroplanktonic forms, particularly veligers and trochophores.

The typical plankton species of Copepods are not important; only two are considerable: the Calanoid *Acartia clausi* which seems to enter the lagoons in spring and to perform no reproductive cycle there, and the Cyclopoid *Cyclopina gracilis* a phytophile and euryecious species which shows rather low but constant density levels.

Eighteen species of Harpacticoids were found. Specimens of this suborder were always present in samples but they cannot be regarded as truly planktonic forms. In the shallow waters of the lagoons chiefly phytal species were caught with relative high abundance in some samples. The highest number of species present was of the Diosaccidae family (8); the Harpacticidae, Tisbidae and Thalestridae came next with two species each and a few species of other families were also present.

The scarcity of species and their inconstant occurrence, the predominance of euryecious and shallow-water forms and their inhomogeneous quantitative dispersal were the main characteristics of Harpacticoids associations.

On the whole, naupliar and juvenile instars were found to be more abundant numerically.

A discussion of the differences between abundance levels in the three basins of the Valli and in the two years follows.

RIASSUNTO

Su campioni di zooplancton raccolti durante gli anni 1971-72 nelle Valli di Comacchio, sono stati studiati i Copepodi per individuarne l'importanza nell'ambito della comunità zooplanctonica valliva che nel complesso è caratterizzata da un'alta incidenza delle forme meroplanctoniche, particolarmente veliger e trocofore.

Le specie di Copepodi tipicamente planctoniche non hanno particolare importanza; solo due appaiono rilevanti: il Calanoide *Acartia clausi* che sembra penetri nelle Valli in primavera, ma non vi si riproduce ed il Ciclopoide *Cyclopina gracilis* specie fitofila ed euriecia che presenta valori di densità bassi ma costanti.

Sono state trovate diciotto specie di Arpacticoidi. Gli esemplari di questo sottordine sono sempre presenti nei campioni ma non possono considerarsi forme tipicamente planctoniche. La bassa profondità dell'acqua in questi ambienti ricchi di vegetazione ha permesso la cattura soprattutto delle specie appartenenti alla fauna epifitica, specie che in alcuni campioni sono state rinvenute con valori di densità relativamente alti.

La famiglia presente col maggior numero di specie è quella dei Diosaccidae (8), seguita da quelle degli Harpacticidae, dei Tisbidae e dei Thalestridae (2 ognuna) e da altre.

La povertà in specie e l'incostanza della loro presenza, la predominanza delle forme euriecie e tipiche di ambienti ad acque basse e la loro dispersione numerica inomogenea sono le principali caratteristiche delle associazioni di Arpacticoidi in questo ambiente.

Nel complesso gli stadi naupliari e di copepoditi sono apparsi numericamente più abbondanti.

Sono discusse le differenze tra i valori di abbondanza dei Copepodi nei tre bacini di cui si costituiscono le Valli e nei tre anni.

REFERENCES

BODIN PH. 1964. Recherches sur la systematique et la distribution des Copepodes Harpacticoides des substrats meubles des environs de Marseille. *Recl. Trav. Sin mar. Endoume, 51,* Bull. 35, 107-183.

CRISAFI P. e M. CRESCENTI 1972. Comportamento, sviluppo, misure, confronti e revisione di otto specie della famiglia Acartidae, incontrate in acque marine inquinate soprattutto da scarichi industriali. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 27* (2), 221-254.

FERRARI C, A. PIROLA e F. PICCOLI 1972. Saggio cartografico della vegetazione delle Valli di Comacchio. *Annali Univ. Ferrara,* Sez. I, *1* (2), 35-54.

GAUDY R. 1971. Contribution a l'étude du cycle biologique des Copepods pèla¬giques du Golfe de Marseille, I - l' environnement physique et biotique et la composition de la population de copepodes. *Téthys, 3* (4), 921-942.

GAUDY R. 1972. Contribution a l'étude du cycle biologique des copepods du Golfe de Marseille, II - étude du cycle biologique de quelques especes caracteristiques. *Téthys, 4* (1), 175-242.

GRANDORI P. 1912. Ricerche sul plancton della Laguna veneta. Ed. Prem. Soc. Coop. Tipogr. Padova, 64 pp.

GURNEY R. 1933. British fresh-water Copepoda. Print: Ray Society, London, 384 pp.

HAMOND R. 1973. The marine and brackish-water Copepods of Norfolk: Calanoida, Misophrioida, Cyclopoida, Monstrilloida, Notodelphyoida and *incertae sedis. Cahiers de Biologie Marine, 14* (3), 335-360.

HURE J. e B. SCOTTO DI CARLO 1969. Copepodi pelagici dell'Adriatico settentrionale nel periodo Gennaio-Dicembre 1965. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 37,* suppl., 173-195.

LANG K. 1948. Monographie der Harpacticiden. Nordiske Boekhandeln, Stockolm, 1683 pp.

LANG K. 1965. Copepoda Harpacticoidea from the californian pacific coast. K. Svenska Vetensk-Akad. Handl., 10 (2), 560 pp., ed. Almqvist & Wiksell, Stockolm.

MARCUS A. e F. D. POR 1961. Die Copepoden der polyhalinen Lagunen Sinoe (Schwarzes Meer, Rumänische Küsten). *Acta Mus. Maced. Sci. Nat.,* 7, 6 (66), 105-126.

NASSOGNE A. e M. BERNHARD 1969. Campionamento quantitative di zooplancton con un campionatore ad alta velocità (Delfino). *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* 37, suppl., 219-236.

NOODT W. 1957. Zur Ökologie der Harpacticoidea (Crust. Cop.) des Eulitorals der deutschen Meeresküste und der angrenzenden Breckgewässer. *Morph. U. Okol. Tiere, 46,* S. 149-242.

PESTA O. 1928. Krebstiere oder Crustacea, I: Ruderfüsser oder Copepoda, (I. Calanoida, II. Cyclopoida). Dahl «Tierwelt Deutschlands», Teil 9 Ed.: Gustav Fischer, Jena.

RIEDL R. 1963. Fauna und Flora der Adria. Ed.: Paul Parey, Hamburg, 640 pp.

ROSE C. F. 1933. Copepodes pelagiques. *Faune de France, 26.* Ed.: Lechevalier, Paris, 374 pp.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 425-436
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

DISTRIBUZIONE DEI CLADOCERI NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE. NOTA PRELIMINARE

P. FRANCO, A. COMASCHI-SCARAMUZZA

Istituto di Biologia del Mare, Venezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975).

ABSTRACT

CLADOCERANS DISTRIBUTION IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA
A PRELIMINARY NOTE

The distribution of Cladocerans in the northern Adriatic Sea is described, as a result of the observations carried out during a pluriannual program of Oceanographic cruises in this basin.

Plankton samples have been taken by horizontal tows distributed in vertical steps from layers of the water column whose thermohyaline structure was previously explored by STD lowerings.

All the six species of cladocerans already described in this sea (*Penilia avirostris, Evadne spinifera, E. nordmanni, E. tergestina, Podon polyphemoides, P. intermedius)* have been identified; their distribution can be related to the hydrologic features and their seasonal variations.

In spring and summer the density structure of the water column was layered, and cladocerans communities very different, on account of their species composition and relative abundance, have been found not only in geographically distinct areas, but also, in the same sampling station, in different water masses separated by sharp thermohaline discontinuities.

The autumn and winter cooling induced a progressive vertical mixing of the water column: the lack of vertical stability seems to correspond to a quite homogeneous distribution of the cladocerans populations.

Durante una serie di crociere, svolte nell' Adriatico settentrionale nell'ambito di un programma pluriennale di ricerca sulle interazioni fra deflusso fluviale, caratteristiche idrologiche e distribuzione della bio-

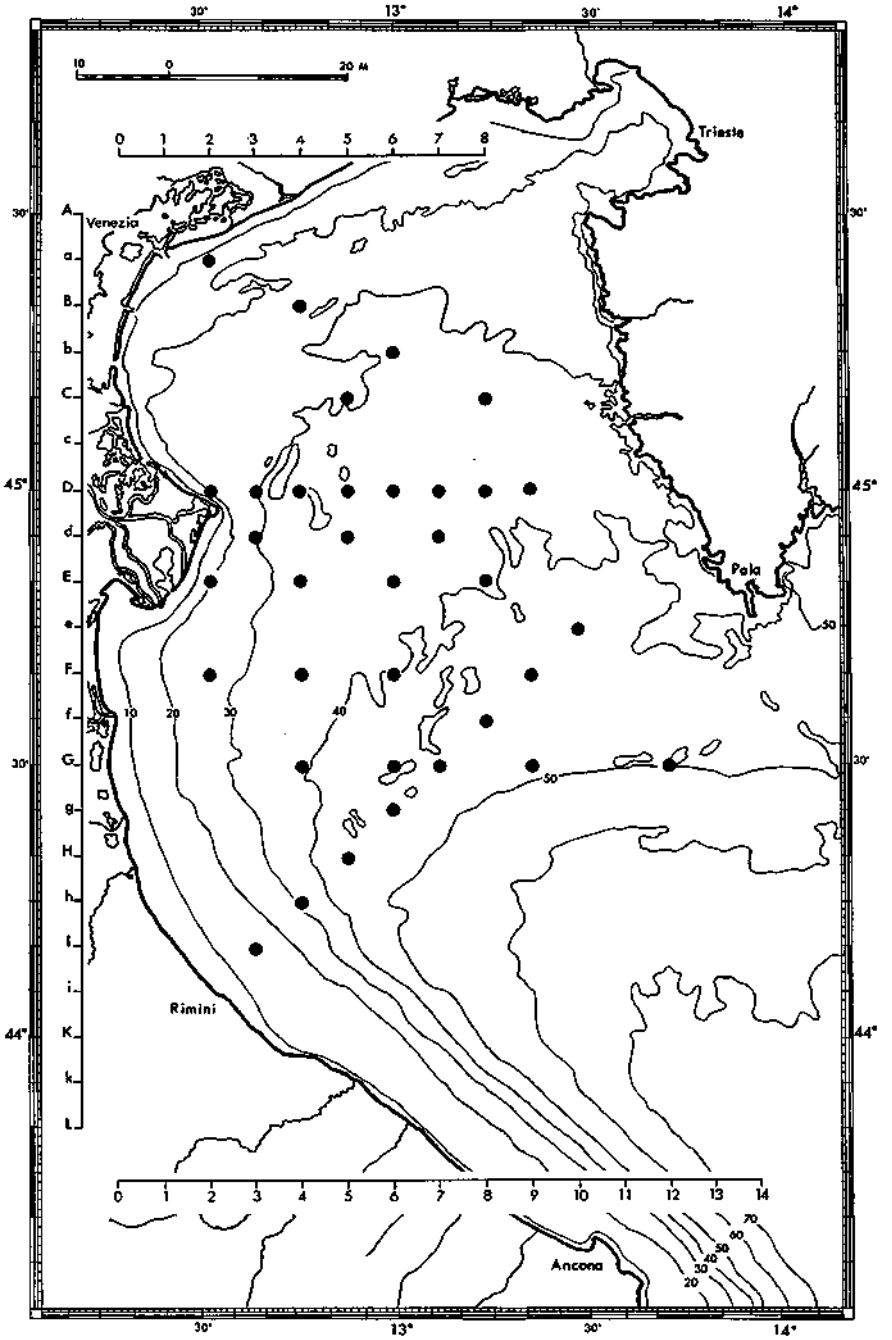


FIG. 1. Distribuzione delle stazioni in cui sono stati eseguiti i campionamenti di zooplancton (Batimetria dalla carta 1253, Istituto Idrografico della Marina).

massa e della produttività planctonica (Franco 1970, 1972, 1973), sono stati compiuti anche prelievi di zooplancton. Fra gli scopi per cui questi erano stati programmati era quello di valutare le relazioni esistenti fra la complessa circolazione nel bacino di masse d'acqua diverse e la distribuzione in esso di differenti popolazioni zooplanctoniche.

Le informazioni ottenute preliminarmente sui caratteri idrologici dell'Adriatico settentrionale e sull'eterogeneità strutturale della colonna d'acqua in determinate situazioni stagionali ed aree geografiche inducevano infatti a porre l'ipotesi di una distribuzione dello zooplancton altrettanto diversificata, non rilevabile nei dati finora noti in letteratura, per la tecnica usata per la raccolta (ad es. pescate verticali) o la localizzazione costiera dei punti di prelievo.

Dato il basso numero di specie presenti, i cladoceri sono stati scelti come test per la valutazione nei campioni raccolti dei rapporti fra l' abbondanza delle specie considerate, la distribuzione di alcuni parametri ambientali (temperatura, salinità) e la dislocazione di masse d'acqua in diverse condizioni stagionali.

Si riferisce qui in via preliminare su alcuni dei risultati ottenuti, derivanti dall'esame dei campioni raccolti, e tenendo conto della incompleta copertura assicurata dalla distribuzione geografica e cronologica delle stazioni di prelievo considerate.

MATERIALI E METODI

I 120 campioni di zooplancton esaminati per questo lavoro sono stati raccolti durante cinque delle crociere effettuate, rispettivamente nell'agosto 1971, agosto, settembre-ottobre e novembre-dicembre 1972 e luglio 1973 (fig. 1).

I prelievi sono stati eseguiti con campionatori Clarke-Bumpus, con bocca di 20 cm di diametro, provvisti di cono filtrante in rete di nylon monofilo con maglie di 200 µm, mantenuti a profondità fisse o fatti risalire progressivamente, con decrementi di quota e tempi prestabiliti, durante l'operazione: in questo caso quello ottenuto si considera equivalente ad un campione integrato della colonna d'acqua delimitata verticalmente dalle due profondità scelte.

Dopo il 1971 la profondità e l'altezza degli strati d'acqua campionati sono stati scelti dopo esame della struttura termoalina della colonna d'acqua, rilevata con un sistema STD.

All'atto del prelievo i campioni sono stati fissati con formalina al

10 % (v/v) neutralizzata con esametilentetrammina al 4 % (p/v). Sono stati ottenuti, con divisore sec. Folsom (vedi Mc Ewen, Johnson, Folsom 1954) due subcampioni pari ad 1/16 del campione originale; tutti gli zooplanctonti presenti nei subcampioni sono stati contati per gruppi, ed i cladoceri per specie. La media dei conteggi è stata riferita al volume originale del campione, e quindi al volume d'acqua filtrato, calcolato dalle misure dei contatori di flusso dei samplers, con le opportune correzioni, derivanti da taratura in vasca.

In questa fase, l' elaborazione statistica dei dati è stata limitata al calcolo dei coefficienti di correlazione lineare totale e parziale fra i valori di temperatura, salinità e quelli di abbondanza dei cladoceri (espressi come $\log_{10}(N + 1)$: Cassie 1962) per ogni quota o colonna d'acqua (Snedecor, Cochran 1971).

RISULTATI E DISCUSSIONE

I cladoceri rappresentano nell'Adriatico settentrionale una larga frazione delle forme zooplanctoniche durante le stagioni calde (dal 68 % in media nell'agosto 1971 al 50 % nel luglio 1973) cadendo solo in condizioni invernali a valori percentuali molto bassi (1.6 % nel dicembre 1972).

Le specie di cui si è constatata la presenza sono quelle già note per questo mare (vedi ad es. Specchi 1970, 1973; Corni 1971): *Penilia avirostris* Dana, *Evadne spinifera* Müller, *Evadne tergestina* Claus, *Evadne nordmanni* Lovén, *Podon polyphemoides* Leuckart, *Podon intermedius* Lilljeborg.

Penilia avirostris è la specie di gran lunga più abbondante e diffusa, sia rispetto agli altri cladoceri, che, nella maggior parte delle condizioni stagionali, nei confronti delle restanti forme zooplanctoniche: la sua abbondanza numerica varia da più di $3 \cdot 10^4$ indiv. m^{-3} a pochi indiv. m^{-3}. È assente solo in acque costiere invernali (dicembre 1972: temperatura minore di 13,9° C salinità minore del 37,3 ‰). Questa specie, descritta in altre zone del mediterraneo come indicatrice di acque diluite (Casanova 1965), nell'Adriatico settentrionale si distribuisce diffusamente in masse d'acqua molto diverse (con salinità da meno del 35 a più del 38 ‰, e temperature rispettivamente da più di 25 a meno di 11 °C): anche in acque a salinità elevata e bassa temperatura si riscontra in regime estivo con parecchie migliaia di indiv. m^{-3}. La valutazione della sua distribuzione quantitativa, come l'analisi delle corre-

TABELLA I.

Correlazioni totali (sopra) e parziali (sotto) fra abbondanza numerica dei cladoceri (C, come log (N + 1), temperatura (T, in °C) e salinità (S, in ‰) medie della colonna d'acqua campionata. (Crociere: A, Agosto 1971; B, Agosto 1972; C, Settembre-Ottobre 1972; D, Novembre-Dicembre 1972; E, Luglio 1973).

	Penilia avirostris	*Evadne spinifera*	*Evadne tergestina*	*Evadne nordmanni*	*Podon polyph.*	*Podon interm.*	*Coeff.*
A	— 0.287	0.432**	0.174		— 0.070	— 0.104	r_{CT}
	0.059	— 0.009	— 0.398*		— 0.297	0.118	r_{CS}
B	— 0.136	0.178	0.204		0.114		r_{CT}
	0.103	— 0.021	— 0.282		— 0.391*		r_{CS}
C	— 0.204	0.001	0.319		0.409*	0.151	r_{CT}
	0.070	0.081	— 0.151		— 0.795**	0.044	r_{CS}
D	0.540*				0.369	0.022	r_{CT}
	0.605*				0.418	0.119	r_{CS}
E	0.603*	0.723**	0.486	— 0.703**	— 0.406		r_{CT}
	— 0.220	— 0.393	— 0.215	0.482	0.382		r_{CS}
A	0.207	0.498**	0.039		— 0.102	— 0.051	$r_{CT,S}$
	0.542**	0.276	— 0.365*		— 0.305	0.077	$r_{CS,T}$
B	— 0.099	0.192	0.081		— 0.092		$r_{CT,S}$
	0.043	0.075	— 0.214		— 0.386*		$r_{CS,T}$
C	— 0.205	0.065	0.291		0.176	0.227	$r_{CT,S}$
	— 0.073	0.103	0.063		— 0.756**	0.177	$r_{CS,T}$
D	— 0.251				— 0.173	— 0.396	$r_{CT,S}$
	0.401				0.271	0.411	$r_{CS,T}$
E	0.691**	0.719**	0.516*	— 0.594*	— 0.189		$r_{CT,S}$
	0.470	0.378	0.289	— 0.136	0.117		$r_{CS,T}$

lazioni fra la sua abbondanza numerica ed i valori medi di temperatura e salinità nelle colonne d'acqua campionate (tab. 1) sembrano indicare la sua tendenza a distribuirsi preferenzialmente in masse d'acqua con caratteristiche idrologiche e profondità intermedie.

Evadne spinifera è presente in tutte le condizioni stagionali prese in esame, con concentrazioni fino a $7 \cdot 10^2$ indiv. m^{-3} in regime estivo, che diminuiscono fino a pochi indiv. m^{-3} nelle stazioni sud - orientali in autunno inverno. Nelle situazioni stagionali primaverile, estiva ed autunnale, nelle quali è più abbondante, è localizzata costantemente in modo preferenziale nella massa d'acqua superficiale, diluita dall'apporto fluviale (con temperatura superiore a 24 °C e salinità inferiore al 35-36 ‰ d'estate, con temperatura superiore a 19 °C e salinità minore del 37 ‰ durante la prima fase autunnale). All'inizio dell'inverno si riscontra, rara, solo nella zona orientale del bacino (in acque con temperature superiori a 14.3 °C).

La marcata correlazione diretta con la temperatura che la sua abbondanza numerica dimostra (tab. 1) è in evidente rapporto con la distribuzione descritta, ed è in buon accordo con il carattere di stenoter¬mia attribuito a questa specie (vedi ad es. Dowidar ed El Maghraby 1970, Gieskes 1971).

Evadne tergestina è presente nelle condizioni stagionali estiva ed intermedie, mentre manca in quella invernale: dimostra una netta preferenza per quelle estive (da 5 a $7 \cdot 10^2$ indiv. m^{-3}) rispetto a quelle autunnali (ca. $3 \cdot 10$ indiv. m^{-3}), ed una tendenza marcata a distribuirsi nelle acque superficiali a bassa salinità ed elevata temperatura, come si può rilevare anche dall'analisi delle correlazioni con queste variabili.

Evadne nordmanni si è riscontrata presente solo in alcuni campioni della crociera del luglio 1973, con una concentrazione massima di $2x10^2$ indiv. m^{-3}, e con una distribuzione limitata ad un nucleo d'acqua a salinità elevata, inserito nello strato sottostante al picnoclino e diffuso dalla massa d'acqua sud-orientale (fig. 2). La correlazione inversa che l'abbondanza numerica di questa specie mostra con la temperatura deriva essenzialmente dalla distribuzione relativa di quest'ultima variabile e della salinità nella massa d'acqua in cui *E. nordmanni* è presente.

Podon polyphemoides si è costantemente ritrovato in tutte le situazioni stagionali prese in esame, con la massima abbondanza numerica nel settembre-ottobre 1972 ($2 \cdot 10^3$ indiv. m^{-3}) : in questo caso, come nell'agosto 1971 (massimo di $5 \cdot 10^2$ indiv. m^{-3}) è distribuito preferen-

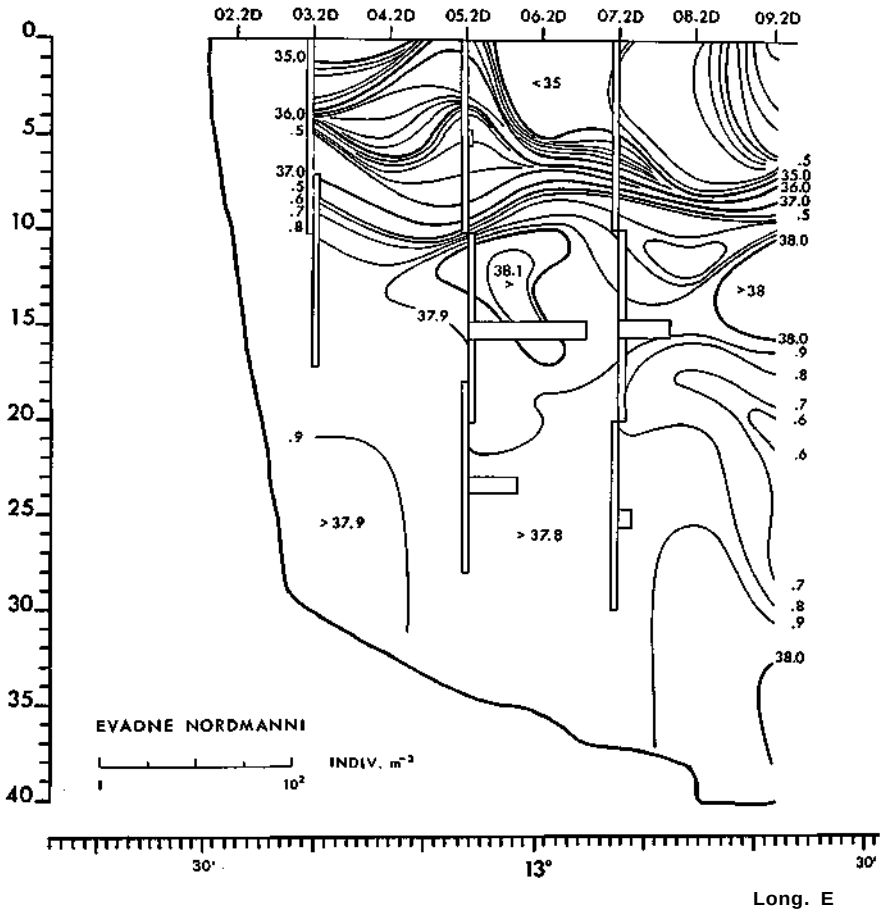


FIG. 2. Distribuzione di *E. nordmanni* in relazione con quella della salinità (crociera luglio 1973, sezione alla lat. 44°55'N). Sono indicate le isoaline, le colonne campionate (barre verticali) e l'abbondanza numerica della popolazione (altezza delle barre orizzontali, scala lineare). Si veda anche la fig. 3.

zialmente nella massa d'acqua costiera superficiale (con temperatura maggiore di 19 e rispettivamente di 24 °C, e salinità inferiore al 36‰).

Tale comportamento è analogo a quello già descritto per questa specie (vedi ad es. Komarowsky 1953, Oren e Komarowsky 1961). Il carattere marcatamente eurialino ed euritermo (Bosch e Rowland Taylor

1973) di *P. poliphemoides* è però indicato dalla sua distribuzione nel luglio 1973, molto diversa da quella precedentemente descritta, trovandosi questa specie localizzata prevalentemente (con concentrazioni massime di $1 \cdot 10^3$ indiv. m^{-3}) nel nucleo d'acqua profonda defluente dal bacino settentrionale (temperatura inferiore a nº C e salinità del 37,9 ‰; vedi fig. 3), mentre è molto meno abbondante (massimo di $2 \cdot 10^2$ indiv. m^{-3}) nella popolazione della massa d'acqua superficiale (temperatura superiore a 23°C e salinità inferiore al 36.5 ‰).

Podon intermedius è presente in un numero molto limitato di campioni ed in concentrazioni molto basse (massimo di 38 indiv. m^{-3} in regime estivo, meno di 10 in quello autunno-invernale). Non è pertanto possibile trarre dai dati disponibili indicazioni sulla sua distribuzione, diverse da una certa tendenza ad una maggior abbondanza nello strato a media profondità.

CONCLUSIONI

La struttura idrologica dell'Adriatico settentrionale ha caratteristiche nettamente diverse in differenti regimi stagionali e meteorologici.

Nei periodi primaverile ed estivo il trasferimento di energia termica dall'atmosfera e l'afflusso di acque fluviali determina la formazione e la distribuzione su larga parte del bacino di acque diluite, a bassa densità, in una ampia corrente il cui moto residuale è diretto verso meridione nella zona sud-occidentale, ed in una corrente a regime ciclonico in quella a settentrione del delta del Po. Acque di origine sud-adriatica circolano nella zona orientale, risalgono più a nord lungo la costa, e, in profondità, vengono convogliate nella zona centrale del bacino nord occidentale, scendendo in seguito verso sud al largo della costa occidentale.

Il raffreddamento superficiale autunnale ed invernale, con una progressiva diminuzione della stabilità verticale della colonna d'acqua porta ad un regime di circolazione caratterizzato dalla localizzazione delle acque diluite dall'apporto continentale in una stretta fascia costiera occidentale, mentre il resto del bacino settentrionale è dominato dalla circolazione termoalina di masse d'acqua sud-orientale.

Le osservazioni riferite sulla distribuzione dei cladoceri nell'Adriatico settentrionale sembrano avvalorare la tesi avanzata sull'esistenza di una relazione fra la stabilità della colonna d'acqua e la composizione delle comunità planctoniche in essa distribuite.

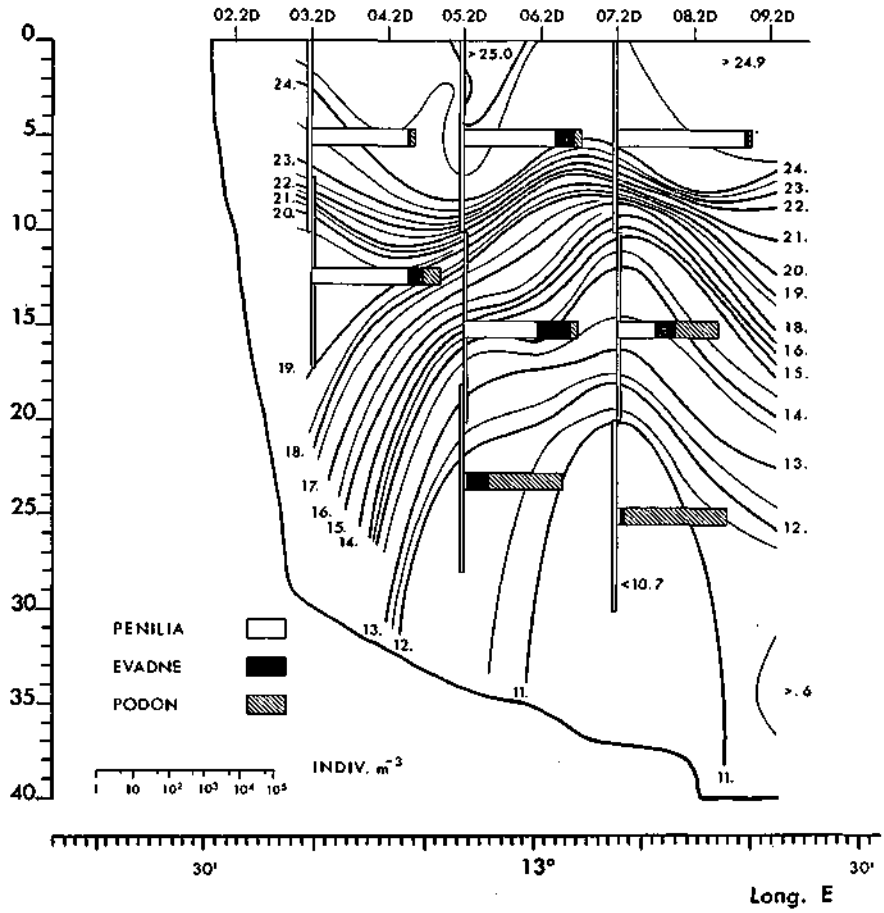


FIG. 3. Distribuzione dei generi *Penilia, Evadne e Podon* in relazione con quella della temperatura (crociera luglio 1973, sezione alla lat. 44°55'N). Sono indicate le isoterme, le colonne campionate (barre verticali), l'abbondanza numerica della popolazione (barre orizzontali, scala logaritmica) e la sua composizione percentuale.

L'abbondanza numerica e la distribuzione qualitativa dei cladoceri assumono infatti caratteri di marcata eterogeneità in regimi stagionali che comportino la circolazione di masse d'acqua separate da nette discontinuità termoaline (fig. 2 e 3), condizioni nelle quali i cladoceri presentano spesso rapporti interspecifici e relazioni con variabili ambientali sensibilmente diverse in masse d'acqua sovrapposte (tab. 2): data la

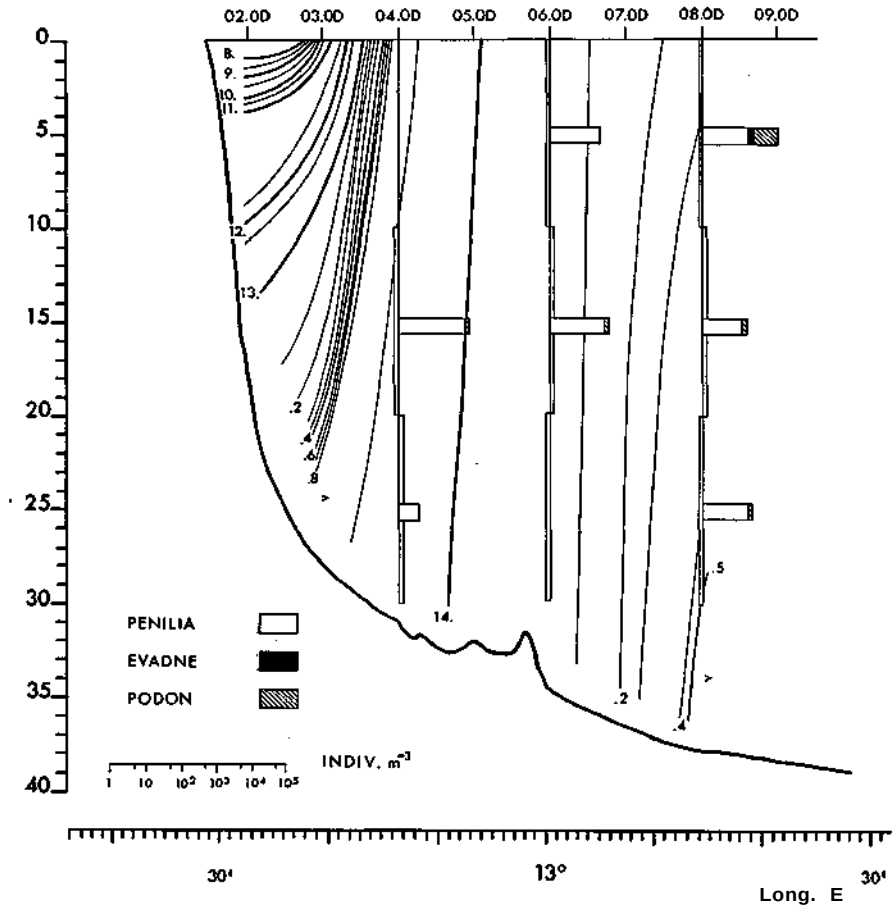


FIG. 4. Distribuzione dei generi *Penilia, Evadne e Podon* in relazione con quella della temperatura (crociera novembre 1972, sezione alla lat. 45°N). Vedi fig. 3.

forte riduzione del trasporto turbolento verticale, ciò può presumibilmente dipendere da un effettivo isolamento relativo delle popolazioni planctoniche.

Nei regimi idrologici e nelle aree caratterizzate da instabilità e turbolenza verticale (fig. 4) prevale invece una relativa omogeneità nella distribuzione delle specie di cladoceri presenti e della loro abbondanza.

TABELLA 2.

Correlazioni totali e parziali fra abbondanza numerica dei cladoceri (C, come log (N + 1), temperatura (T, in °C), e salinità (S, in ‰) medie della colonna d'acqua campionata, nello strato sovrastante (A) ed in quello sottostante (B) il termoclino. Crociere dell'agosto 1971 e del luglio 1973.

	Penilia avirostris	*Evadne spinifera*	*Evadne tergestina*	*Evadne nordmanni*	*Podon polyph.*	*Podon interm.*	*Coeff.*
A	— 0.545**	0.063	0.075		— 0.229		r_{CT}
	— 0.026**	0.152	— 0.318		— 0.138		r_{CS}
	— 0.583**	— 0.118	0.028		— 0.290		$r_{CT,S}$
	— 0.248	0.181	— 0.311		— 0.227		$r_{CS,T}$
B	0.508**	0.580**	— 0.082		— 0.445*	0.375	r_{CT}
	— 0.266	— 0.082	0.092		— 0.170	— 0.386	r_{CS}
	0.451*	0.611**	— 0.045		— 0.594**	0.243	$r_{CT,S}$
	— 0.047	0.248	0.062		— 0.465	— 0.262	$r_{CS,T}$

RIASSUNTO

Si esamina la distribuzione dei Cladoceri nell'Adriatico settentrionale, quale risulta da osservazioni compiute durante alcune crociere di un programma pluriennale di ricerca sulle caratteristiche oceanografiche di questo bacino. I campioni di plancton utilizzati sono stati prelevati da strati della colonna di acqua di cui era nota in dettaglio la struttura termoalina da osservazioni contemporanee con sonda STD.

Sono state identificate le sei specie di Cladoceri già note per questo mare *(Penilia avirostris, Evadne spinifera, E. nordmanni, E. tergestina, Podon polyphemoides, P. intermedius).* La loro distribuzione risulta correlata con la struttura idrologica del bacino e con le variazioni stagionali di questa.

Nelle condizioni che si verificano durante primavera ed estate si riscontrano infatti popolazioni di Cladoceri qualitativamente e quantitativamente molto diverse non solo in zone geograficamente distinte, ma, nelle medesime stazioni di raccolta, in masse diverse d'acqua, separate da nette discontinuità termoaline. Una distribuzione verticale omogenea dei Cladoceri corrisponde invece alle condizioni di instabilità e turbolenza verticale indotte dal raffreddamento autunno-invernale.

BIBLIOGRAFIA

BOSCH, H. F. e ROWLAND TAYLOR, W. 1973. Distribution of the Cladoceran *Podon polyphemoides* in the Chesapeache Bay. *Mar. Biol. 19,* 161-171.

CASANOVA, J. P. 1965. *Penilia avirostris* Dana indicateur d'eau diluée. *Revue Trav. Inst. pech. marit. 29,* 197-204.

CASSIE, M. R. 1962. Frequency, distribution models in the ecology of plankton and other organisms. *J. Anim. Ecol. 31,* 65-72.

CORNI, M. G. 1971. Fluttuazioni stagionali dei Cladoceri nelle acque di Fano durante il 1969. *Boll. Pesca Psiscic. Idrobiol. 26,* 113-123.

DOWIDAR, N. M. EL MAGHRABY, A. M. 1970. The neritic zooplankton of the South Eastern mediterranean at Alexandria. I. Distribution and ecology of the zooplankton organisms with special reference to Copepoda. *Bull. Inst. Oceanogr. Fish. Egypt, 6,* 227-303.

FRANCO, P. 1970. Oceanography of Northern Adriatic Sea. I. Hydrologic features: cruises July-August and October-November 1965. *Archo Oceanogr. Limnol. 16,* (suppl.), 1-93.

FRANCO, P. 1972. Oceanography of Northern Adriatic Sea. II. Hydrologic features: cruises January-February and April-May 1966. *Archo Oceanogr. Limnol., 17* (suppl.), 1-97.

FRANCO, P. 1973. L'influenza del Po sulla circolazione e sulla distribuzione della biomassa planctonica dell'Adriatico settentrionale. In: Studi e ricerche sul delta del Po. *Ann. Univ. Ferrara, 1* (suppl. 1), 25-117.

GIESKES, W. W. C. 1971 a. Ecology of the Cladocera of the North Atlantic and the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 5, 342-376.

KOMAROWSKY, B. 1953. A cladoceran from the plankton as a possible indicator for the presence of the Nile flood of the Israel coast. *Nature, 171,* 937-945.

Mc EWEN, G. F., JOHNSON, M. W. e FOLSOM, T. R. 1954. A statistical analysis of the performance of the Folsom plankton splitter, based upon test observation. *Arch. Met. Geophys. Bioklim.* 7, 502-527.

OREN, O. H. KOMAROWSKY, B. 1961. The influence of the Nile flood on the shore waters of Israel. *Rapp. P.-v. Reun. Commn int. Explor. scient. Mer Méditerr. 16,* 655-659.

SNEDECOR, G. W. e COCHRAN, W. 1971. Statistical methods (6ª ediz.). Ames, The Iowa State University Press., *8,* 593- p.

SPECCHI, M. 1970. Cladoceri raccolti dall'Argonaut in Alto Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 25,* 95-110.

SPECCHI, M. 1973. Osservazioni sui Cladoceri raccolti dall'Argonaut nel Quarnero. Alcune comparazioni con la cladocerofauna nel bacino occidentale dell'Alto Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol. 28,* 45-57.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 437-449
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

CICLO STAGIONALE DEI CLADOCERI DEL LITORALE DI BARI

G. MARANO, R. VACCARELLA, N. CASAVOLA

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Bari

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Data are reported on the seasonal variations and life cycles of the Cladocerans periodically sampled during 1973, from a fixed station 6 miles East of the port of Bari.

Evadne spinifera appears to be among the dominant forms. It was found from April to November, in surface waters where, in May and June, females have been collected carrying from 1 to 5 embryos. In October sexual reproduction takes place and females can be found carrying lasting eggs. The species disappears in November. The commonest Cladoceran is *Penilia avirostris*, which appears in June when the water temperature is about 23° C, and it lasts till November, with maxima in September; parthenogentic females with well developed embryos (1 to 4) have been collected. Males appear in September which females carrying lasting eggs were found since October.

Evadne tergestina has been found to be a thermophilic species, preferring surface waters. It appears in June and shows optimum in August. It already disappears in October. The females bear from 2 to 3 embryos.

Evadne nordmanni and *Podon intermedius* have been collected mainly at the depth of 30 metres; the former species in spring, the latter from April to autumn.

Podon polyphemoides has shown to prefer turbid waters with low salinity.

INTRODUZIONE

Nell'ambito di ricerche condotte già da alcuni anni sulle biocenosi zooplanctoniche presenti nelle acque del litorale di Bari, (Marano 1970),

durante il 1973 sono state studiate le fluttuazioni stagionali ed il ciclo di vita dei Cladoceri.

MATERIALE E METODI

I prelievi del plancton sono stati eseguiti nell'arco dell'anno 1973 con frequenza mensile, un prelievo in superficie ed uno a 30 metri, in una stazione fissa a 6 miglia ad Est del porto di Bari. È stato usato un retino modello Apstein, con flussimetro, della lunghezza di 90 cm e con una apertura di 16,5 cm di diametro con rete di 200 µ a maglia.

Inoltre si riportano, per confronto, anche i dati dei Cladoceri presenti nel bacino portuale di Bari. L'analisi quantitativa e qualitativa è stata eseguita su subcampioni mediante un suddivisore planctonico modello Thalassia, con diluizioni di 1/5. Per gli esemplari poco numerosi è stato eseguito il conteggio totale. I prelievi sono stati effettuati nelle ore 11-13 e contemporaneamente ai saggi di plancton si è provveduto a determinazioni chimico-fisiche delle acque. Sono state raccolte e studiate le seguenti specie:

Evadne nordmanni Lovén
Evadne spinifera Müller
Evadne tergestina Claus
Penilia avirostris Dana
Podon intermedius Lilljeborg
Podon polyphemoides Leuckart

La temperatura dell'acqua nell'arco dell'anno, sempre in riferimento alle osservazioni effettuate in superficie nelle ore più calde e con mare calmo, ha presentato un massimo in agosto con 26,4° C ed un minimo in febbraio con 9,3° C con un Δt di 17,1° C (fig. 1).

I valori della temperatura dell'acqua a 30 metri sono risultati molto simili a quelli ottenuti in superficie; solo nei mesi da aprile a settembre la temperatura a 30 metri è più bassa, ed anche in luglio ed agosto si mantiene sui 18° C-19° C contro i 24° C-26° C della superficie. La salinità delle acque superficiali è risultata in media 37,48 ‰ con un massimo in agosto (4037 ‰) e minimo in novembre (35,38 ‰). Inoltre sia l'acqua di superficie che quella a 30 metri è risultata molto ossigenata.

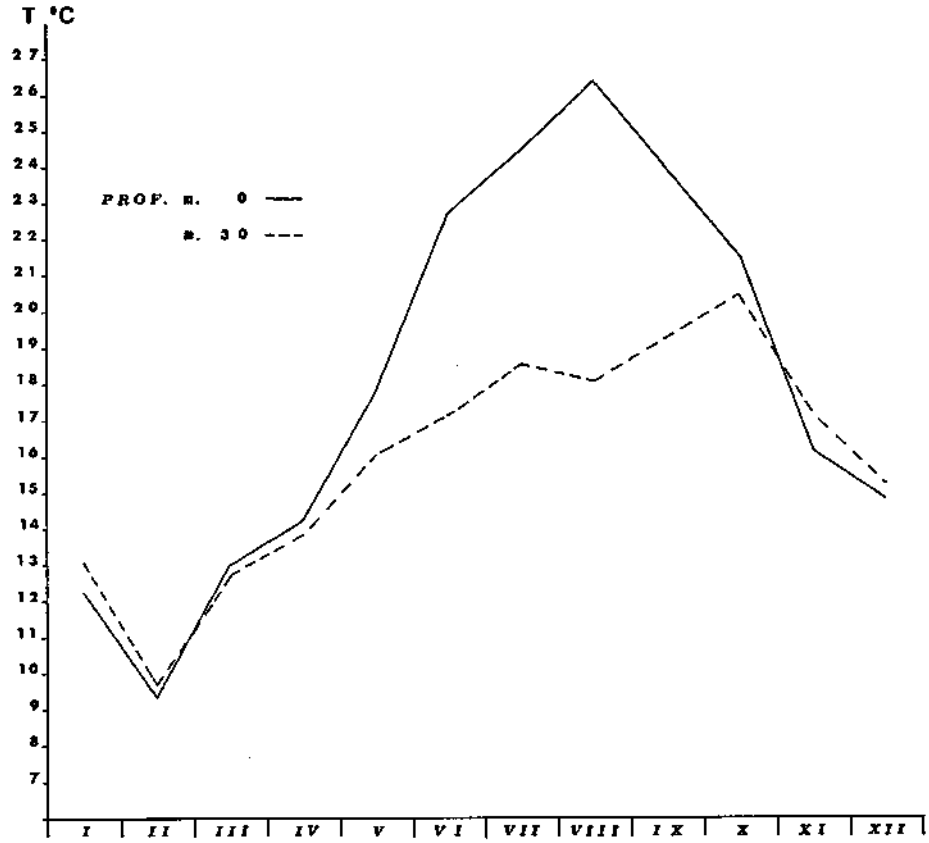


FIG. I. Diagramma termico stagionale dell'acqua.

Evadne nordmanni

È stata raccolta solo in aprile e maggio nei prelievi di 30 metri, con temperatura di 14° C-16º C, mai in superficie. In prelievi effettuati, sempre in aprile e maggio, nel bacino portuale di Bari sono stati pescati molti esemplari di questa specie, in numero maggiore che nelle acque costiere, e questo conferma il carattere neritico della specie (Specchi 1965, Ghirardelli 1967, Varagnolo 1967, Dowidar 1970, Carli 1971, Gieskes 1971). Questo Cladocero ha un andamento primaverile; in aprile sono state pescate femmine giovani senza embrioni, in maggio

le femmine sono per il 90 % embrionate e il numero degli embrioni, ben visibili, varia da quattro a nove, con moda 5. La scarsa presenza dell' *Evadne nordmanni* nel Basso Adriatico, solo due mesi nel 1973, assente nel 1969 (Marano 1970), sembra confermare che questa specie ha come zona di diffusione l'Alto Adriatico, dove si segnalano femmine anfigoniche e maschi, e che scende più a Sud occasionalmente, riproducendosi solo dove le acque sono ricche di detrito organico, (Specchi 1970 e Moraitou 1973). Tuttavia il rinvenimento di femmine con 9 embrioni fa ritenere che questa specie può ambientarsi anche nelle zone più meridionali dell'Adriatico.

Evadne spinifera

È la specie più frequente di tutti i Cladoceri; si rinviene da aprile a novembre (fig. 2).

Sembra un tipico Cladocero di superficie, come già osservato da Specchi (1967-70) e Thiriot (1972), mentre è piuttosto raro (maggio-luglio-agosto) a 30 metri di profondità. Compare in aprile con femmine giovani prive di embrioni, in maggio il 50 % delle femmine porta da 1 a 5 embrioni a giugno le femmine embrionate sono il 30 %. Presenta un picco in luglio quando raggiunge la percentuale del 7,35 % rispetto a tutto lo zooplancton esaminato, decresce in agosto e settembre, mentre torna ad aumentare in ottobre; in questo mese si sono notate anche molte femmine con uova durevoli. In novembre la sua presenza è quasi nulla (0,08 %) , quindi scompare.

Evadne tergestina

Compare in giugno con temperature di 23° C ed è presente fino a settembre con un massimo in luglio ed agosto. È una specie termofila e superficiale; una sola volta è stata rinvenuta a 30 metri.

Viene considerata una specie che si riproduce in diretto rapporto con l'aumento della temperatura ed è inoltre l' *Evadne* più spiccatamente di altura; solo nell' Egeo sembra avere carattere neritico, (Moraïtou 1973). Tra gli esemplari pescati si sono osservate femmine con 2-3 embrioni, in luglio più spesso 3 ed in agosto 2 ; non si sono trovate femmine con uova durevoli.

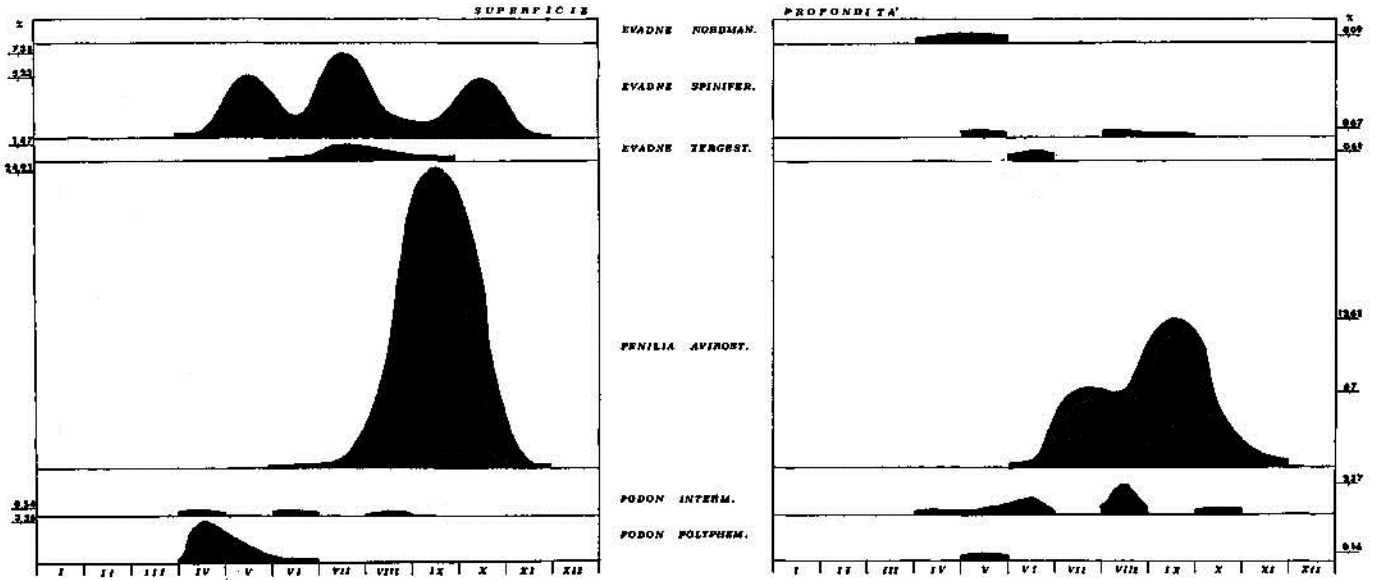


FIG. 2. Ciclo stagionale dei Cladoceri.

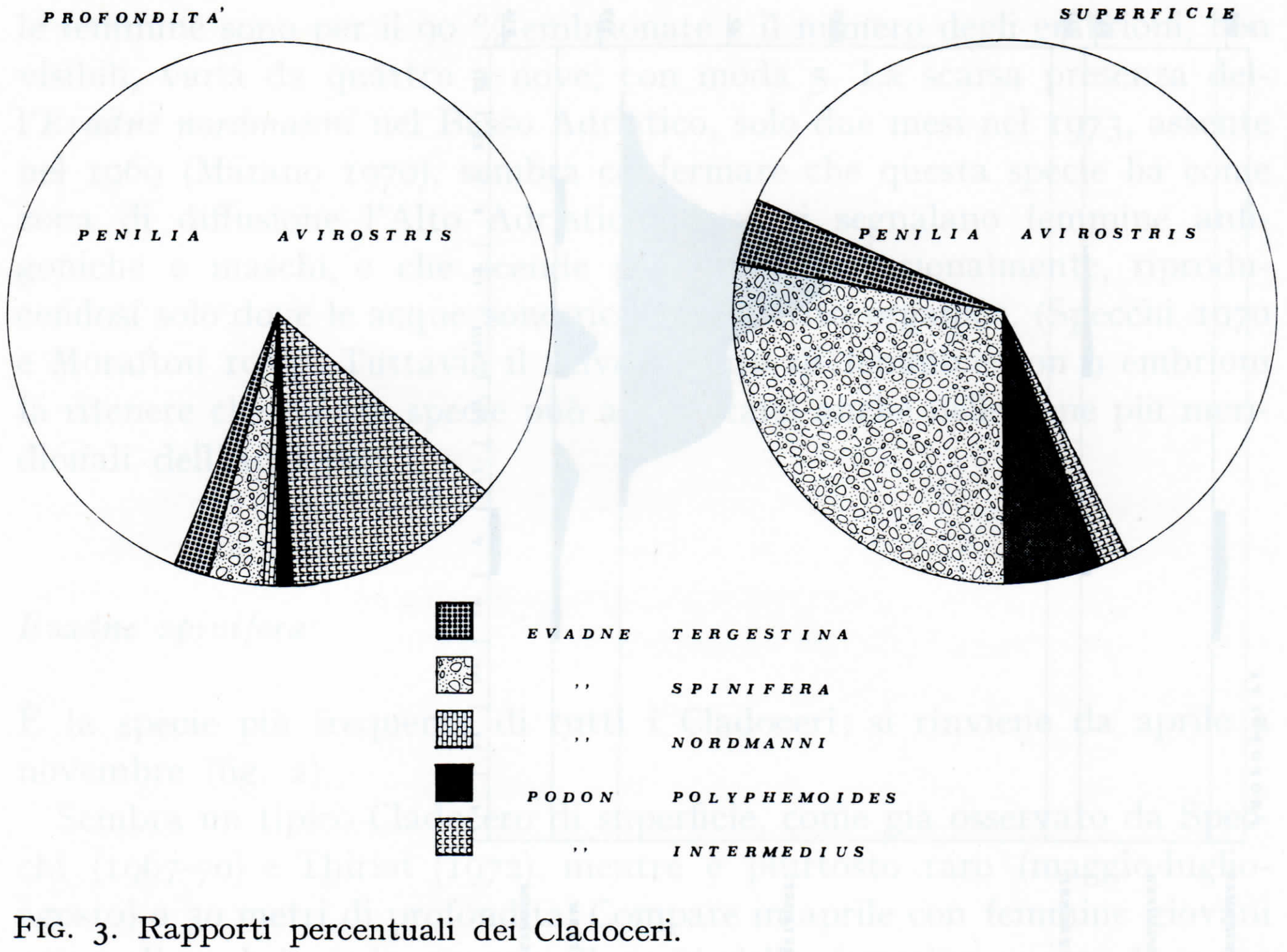


FIG. 3. Rapporti percentuali dei Cladoceri.

Penilia avirostris

Anche in questa ricerca la *Penilia* è risultata il Cladocero più abbondante nello zooplancton (fig. 3); compare in giugno con pochi esemplari e dura fino a novembre presentando un massimo in settembre quando raggiunge, in superficie, la percentuale del 24,91 % rispetto a tutto lo zooplancton. È considerata specie cosmopolita, termofila, prevalentemente neritica (Della Croce 1960, 1964, 1968; Specchi 1965, Corni 1971, Moraïtou 1973, Patriti 1973); preferisce le acque ricche di detriti, suoi principali alimenti, non si adatta comunque negli ambienti con acque molto torbide con solidi sospesi di dimensioni superiori a 5-8 μ (Pavlova 1959), infatti nel bacino portuale è risultata molto scarsa anche nei periodi di massima fioritura lungo la costa.

Come detto è comparsa in giugno, come l'*Evadne tergestina* altra specie termofila, con individui giovani; in luglio ed agosto le femmine em-

brionate sono frequenti in superficie e rare in profondità dove si rinvengono esemplari con dimensioni inferiori alla media. Le femmine embrionate portano da 1 a 4 embrioni ben visibili e di notevoli dimensioni. In settembre compaiono i maschi che in superficie rappresentano il 5,56 % ed in profondità il 4,35 %; sempre in questo mese le femmine embrionate in superficie sono il 42,02 % mentre a trenta metri sono il 445 %. In settembre nel plancton sono state osservate anche molte spoglie.

In ottobre con temperatura superficiale di 21,5° C ancora massiccia è la popolazione di *Penilia* ed inoltre si assiste ad un notevole aumento dei maschi che in superficie raggiungono il 92,58 % ed in profondità il 20,51 %; le femmine presenti per il 41,18 % portano uova durevoli e per il 29,41 % ancora embrioni con moda 4, sempre in superficie; al contrario la popolazione delle femmine in profondità è risultata per il 6,45 % con uova durevoli e per il 22,59 % con embrioni.

In novembre in tutti e due gli ambienti si sono raccolte solo femmine di cui un solo esemplare, in superficie, portava uova durevoli.

Nel complesso si è notato che i maschi preferiscono vivere nelle acque di superficie mentre, come osservato per l' *Evadne tergestina,* le femmine giovani si rinvengono più facilmente a 30 metri e quelle embrionate in superficie.

Podon polyphemoides

È stato osservato in superficie in aprile, maggio e giugno con un massimo in aprile, solo una volta in profondità con pochi esemplari.

In aprile le femmine giovani presentano la massa embrionale in differenziazione, in maggio oltre il 90 % delle femmine sono embrionate; si sono osservati da 4 a 5 embrioni piuttosto piccoli, in giugno sono state raccolte femmine con un solo embrione che naturalmente era ben sviluppato.

Nei prelievi effettuati nel bacino portuale la frequenza del *P. polyphemoides* è stata più alta, in aprile si assiste ad una vera fioritura tanto che questo Cladocero è in primavera la specie dominante. A 6 miglia dalla costa di Bari è stato osservato solo da aprile a giugno, nelle acque portuali si rinviene anche in agosto, settembre, ottobre, novembre e dicembre confermando il carattere eurialino e neritico della specie (Cannicci 1954, Komarovsky 1953, Specchi 1970).

Podon intermedius

Al contrario del *Podon polyphemoides* il *P. intermedius* è una specie che preferisce le acque profonde; nel plancton raccolto a 30 metri è presente in aprile, maggio, giugno, agosto ed ottobre con un massimo in agosto. In superficie è stato raccolto poche volte, così anche nelle acque portuali.

In aprile sono comparse le prime femmine, che in maggio sono quasi tutte embrionate (da 2 a 4 embrioni con moda 3), in giugno è stata raccolta una sola femmina con due embrioni. In tutti i prelievi effettuati dal 1970 al 1974 il *Podon intermedius* è stato, sempre lungo la costa barese, raccolto nei periodi più svariati e perfino in inverno, per cui è difficile tracciare un ciclo stagionale per questo Cladocero.

CONCLUSIONI

I Cladoceri nello zooplancton sono risultati presenti solo in primavera, estate ed autunno mentre mancano completamente nei mesi più freddi e pertanto nel complesso si può affermare che la temperatura ha un ruolo determinante sul ciclo di vita di questi Crostacei. Le specie più marcatamente termofile sono apparse la *Penilia avirostris* e l' *Evadne tergestina* che si sviluppano solo a partire da giugno quando la temperatura dell' acqua raggiunge i 23° C. Il ciclo della *Penilia* inizia in giugno e si chiude in ottobre, i maschi appaiono in settembre quando la specie raggiunge il massimo dello sviluppo; subito dopo segue la fase di « crisi » nella quale compaiono le femmine portatrici di uova durevoli ed infine il Cladocero scompare. Poiché la partenogenesi deuterotoca viene sostituita da quella telitoca già in settembre, quando la temperatura dell'acqua è ancora sui 24° C, il ciclo della *Penilia* non sembra essere legato esclusivamente alla temperatura ma altri fattori, quali il fototropismo e l' idrodinamismo sembrano essere collegati alla vita di questo Crostaceo. Specie superficiali sono risultate invece *Evadne spinifera* e *Podon polyphemoides:* il rapporto tra gli esemplari pescati in superficie ed in profondità è rispettivamente di 8 a 1 e di 21 a 1. L' *Evadne spinifera* ha un ciclo vitale più lungo, compare ad aprile ed è presente sino a novembre, le forme sessuate si rinvengono in ottobre. Il *Podon polyphemoides* è la specie più marcatamente costiera, molto comune nel bacino portuale. Il *Podon intermedius* presenta l'andamento stagionale più vario, è presente nei mesi relativamente freddi ma anche

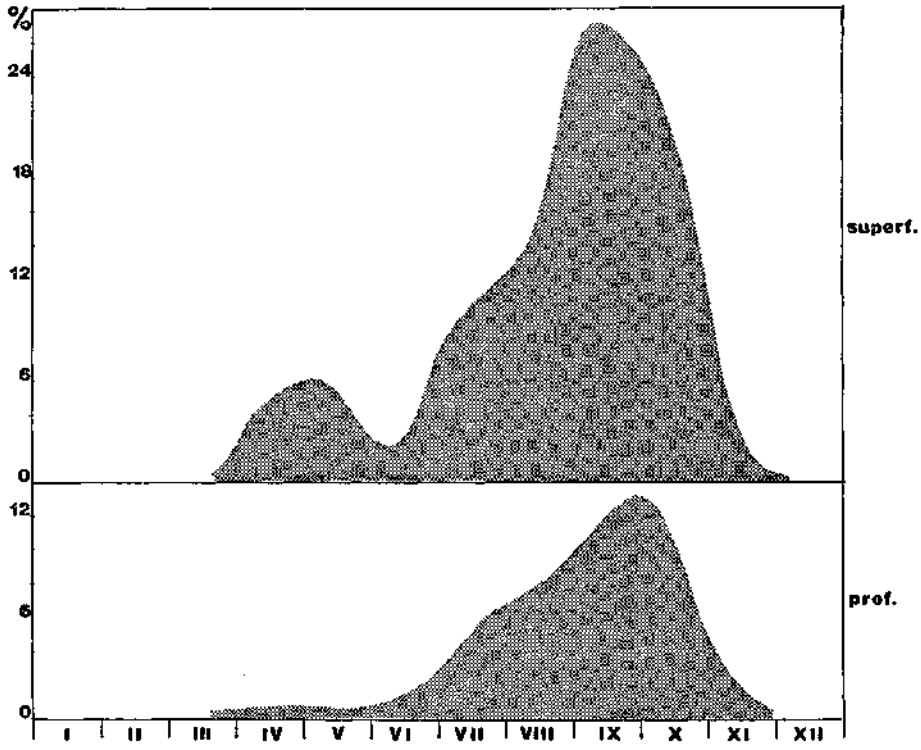


FIG. 4. Ciclo complessivo annuale dei Cladoceri.

in estate; per quel che riguarda l'ambiente è evidente che si tratta di una specie di profondità. Nei prelievi di profondità (30 metri) in aprile e maggio è stata pescata anche l' *Evadne nordmanni,* specie piuttosto rara nell'Adriatico e in particolare nella zona meridionale. Il rinvenimento di femmine embrionate (da 4 a 9 embrioni) fa ritenere che questa specie effettui almeno parte del suo ciclo biologico anche nel basso Adriatico; è probabile che le rare segnalazioni di questo Cladocero siano da collegarsi al suo breve ciclo tipicamente primaverile. Gli esemplari osservati presentano anche un certo polimorfismo, il carapace ora è affilato, ora arrotondato e con una piccola spina terminale. Infine i Cladoceri, nel complesso, presentano una fluttuazione molto significativa nei confronti delle biocenosi zooplanctoniche. Infatti, nei mesi estivi, quando la biomassa dello zooplancton si riduce (fig. 4), questi Crostacei raggiungono il massimo sviluppo. Inoltre se si confron-

tano i dati dei prelievi di superficie e di profondità si nota che, proprio in superficie, dove la biomassa è minore di circa 1/2 (tab. 1), i Cladoceri sono più abbondanti.

RIASSUNTO

Sono stati studiati i Cladoceri presenti nel plancton raccolto in una stazione fissa a 6 miglia dalla costa di Bari; i prelievi sono stati effettuati in superficie ed alla profondità di 30 metri. Le specie raccolte sono: *Evadne nordmanni* (Lovén), *Evadne spinifera* (Müller), *Evadne tergestina* (Claus), *Penilia avirostris* (Dana), *Podon intermedius* (Lilljeborg) e *Podon polyphemoides* (Leuchart). I Cladoceri sono comuni nelle biocenosi estivo-autunnali specie con la *Penilia* che appare nei mesi estivi con sole femmine; i maschi si rinvengono a partire da settembre, raggiungono il massimo in ottobre quando si sviluppano anche femmine con uova durevoli. Il genere *Evadne* è rappresentato in prevalenza dalla *spinifera* che è il Cladocero più frequente, vive in prevalenza nelle acque superficiali dove in maggio si riscontra la maggior percentuale di femmine embrionate; in settembre ed ottobre si sono osservate femmine portatrici di uova durevoli. L' *Evadne tergestina* appare solo nei mesi più caldi con maggior frequenza nelle acque superficiali; in aprile e maggio, nei prelievi di 30 metri, sono state raccolte femmine embrionate di *Evadne nordmanni*. Il genere *Podon* presenta un andamento alquanto irregolare nell'anno, tuttavia si è potuto notare che il *P. polyphemoides* è superficiale mentre il *P. intermedius* preferisce le acque profonde.

TABELLA I.

Rapporti tra Cladoceri e Zooplancton.

	I	*II*	*III*	*IV*	*V*	*VI*	*VII*	*VIII*	*IX*	*X*	*XI*	*XII*	*Totale*
N° Zooplanctonti / m^3	0	0	0	911	460	500	153	301	275	564	2571	0	5735
% Cladoceri	0	0	0	4,28	6,51	2,60	9,80	13,91	27,20	22,14	0,14	0	

Superficie

	I	*II*	*III*	*IV*	*V*	*VI*	*VII*	*VIII*	*IX*	*X*	*XI*	*XII*	*Totale*
N° Zooplanctonti / m^3	0	0	0	2203	2131	821	164	766	159	647	1238	0	8129
% Cladoceri	0	0	0	0,57	0,69	2,19	6,70	9,13	13,16	4,79	0,42	0	

Profondità

BIBLIOGRAFIA

CANNICCI, G. 1954. Notizie su Cladoceri marini raccolti in località costiere dell'Adriatico e Tirreno. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 9,* 6-15.

CARLI, A. 1971. Ricerche planctologiche italiane. III Osservazioni sullo zooplancton raccolto nel mare Ligure nel 1957-58 (superficie). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 26,* (1-2), 61-76.

CORNI, M. G. 1971. Fluttuazioni stagionali dei Cladoceri nelle acque di Fano (Adriatico) durante il 1969. I - Dati preliminari. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 26,* (1-2), 113-123.

DELLA CROCE, N. 1960. Nuovi ritrovamenti del Cladocero marino *Penilia avirostris* Dana nel Basso Tirreno. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 30,* 5-14.

DELLA CROCE, N. 1964. Distribuzione e biologia del Cladocero marino *Penilia avirostris* Dana. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco, 62* (1301), 1-16.

DELLA CROCE, N. e E. GAINO 1968. Alcune osservazioni sul ritmo di alimentazione in *Penilia avirostris* Dana. *Boll. Musei Ist. Biol. Univ. Genova, 36,* 15-22.

DOWIDAR, N. M., A. M. EL MAGNRABY 1970. The neritic zooplankton of the South Eastern Mediterranean at Alexandria: I - Distribution and ecology of the zooplankton organisms with special reference to Copepoda. *Bull. Oceanogr. Fish. Egypt., 6,* 227-303.

GHIRARDELLI, E. 1967. Microdistribuzione superficiale del plankton del golfo di Trieste. Metodi di raccolta, primi risultati. *Boll. Soc. Adriat. Sci. Nat., 55,* 18-26.

GIESKES, W. W. C. 1971. Ecology of the Cladocera of the North Atlantic and the North Sea. Neth. *J. Sea Res., 5,* 342-376.

KOMAROVSKY, B. 1953. A Cladoceran from the plankton as a possible indicator for the presence of the Nile flood of the Israel coast. *Nature Lond., 171,* 937-945.

MARANO, G. 1970. Distribuzione stagionale dei Cladoceri lungo il litorale barese. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat., 16* (3-4), 203-215.

MARANO, G. 1970. Composizione e successione stagionale dello zooplancton neritico del litorale barese. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat., 16* (3-4), 337-356.

MORAÏTOU - APOSTOLOPOULOU, M. e V. KIORTSIS 1973. The Cladocerans of the Aegean sea: Occurrence and seasonal variation. *Mar. Biol., 20,* 137-143.

PATRITI, G. 1973. Les Cladoceres des milieux portuaires de Marseille. *Mar. Biol., 20,* 50-57.

SPECCHI, M. 1965. Il plancton del golfo di Trieste: I - Cladoceri. *Boll. Zool., 32,* 639-653.

SPECCHI, M. 1967. Notizie sui Cladoceri del Medio Adriatico. *Archo Oceanogr. Limnol., 15* (suppl.), 151-158.

SPECCHI, M. 1970. Cladoceri raccolti dall'Argonaut in Alto Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 25,* 95-110.

SPECCHI, M. 1970. Cladoceri raccolti nel bacino Nord-Occidentale dell'Egeo. Crociera estiva NATO 1967. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 25,* 111-115.

THIRIOT, A. 1972. Influence de la température sur les caracteristiques des populations des Cladocères du genre *Evadne* dans le golfe du Lion (Méditerranée occidentale). *Fifth european marine Biology symposium.* Padova. pp. 348.

VARAGNOLO, A. M. e G. MONTE 1967. Variazioni quantitative e qualitative dello zooplancton pescato nel golfo di Venezia dall'aprile 1965 all'aprile 1966. *Archo Oceanogr. Limnol., 15* (suppl.), 67-70.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 451-465
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

CONDIZIONI IDROLOGICHE E CIRCOLAZIONE IDRAULICA NELLA PARTE DI LAGUNA NORD SOGGETTA AD APPORTI DI ACQUA DOLCE (LA FOCE DEL DESE) [1]

R. DAZZI [1], B. HIREL [2], F. NYFFELER [3]

[1] Laboratorio per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, Venezia.
[2] Centre National de la Recherche Scientifique (Francia).
[3] Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique.

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

A survey of the hydrological patterns and hydraulic circulation nearby the main fresh water inflow (the Dese river) of the lagoon of Venice has been carried out. The techniques used were fixed point continuous salinity and temperature measurements, hydrological tracks by an instrumented boat and aerial photographs of dye (rhodamine and fluoresceine) patches. The results indicate that the water drained from the hinterland is retained for a long time in the shallow zone surrounding the outlet.

INTRODUZIONE

La parte settentrionale della laguna di Venezia è ancora un felice esempio di conservazione di ambiente naturale senza notevoli (per il momento almeno) alterazioni. Costituita da vasti specchi d'acqua a piccola profondità (paludi e valli) alimentati da una maglia di canali

[1] I nostri ringraziamenti vanno al prof. Bruno Battaglia, direttore dell'Istituto di Biologia del Mare di Venezia, che ci ha consentito l'uso dell' « Umberto D'Ancona » per lo svolgimento della campagna ed al comandante Giuliano Piovan e al suo equipaggio per l'aiuto costantemente prestatoci nel corso di essa.

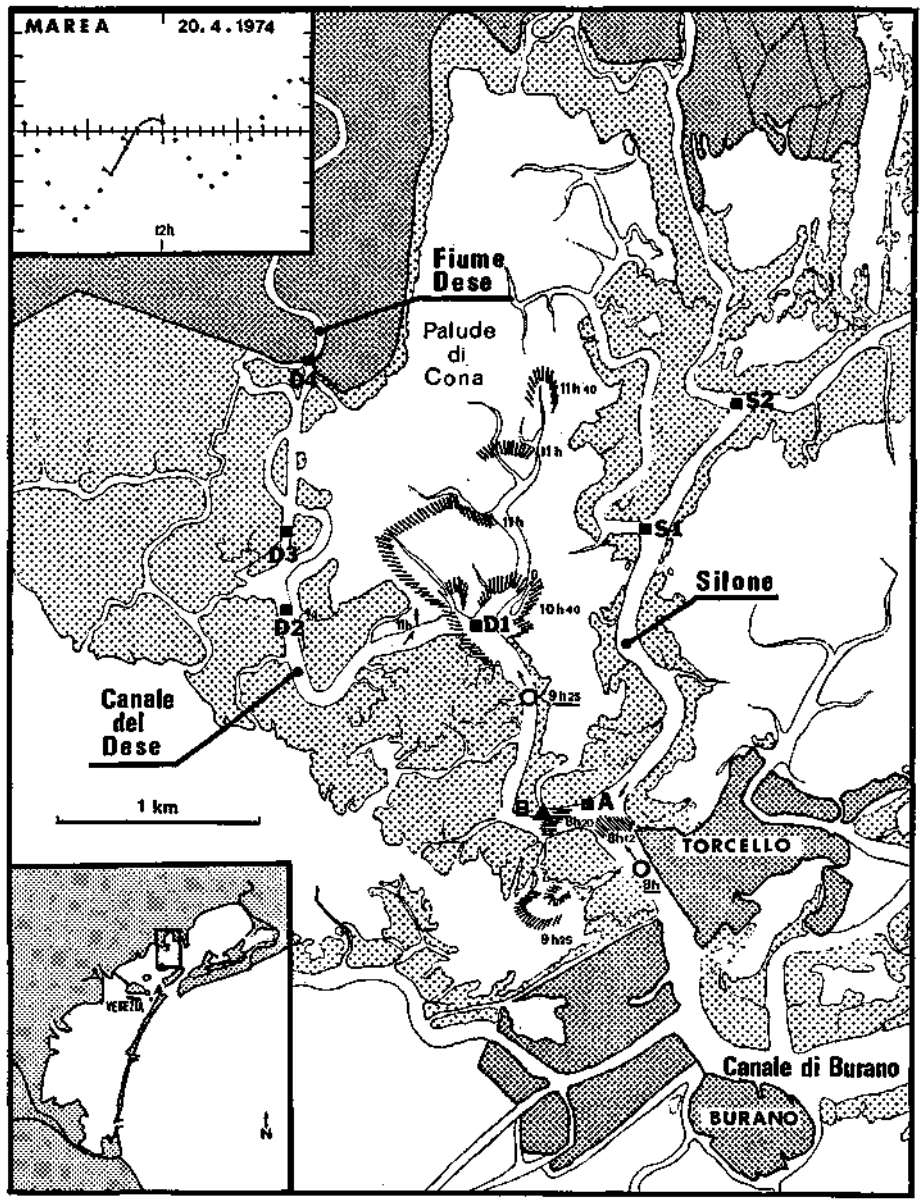


FIG. I. La foce del Dese e i risultati di un'esperienza con i traccianti.
Il retino più fitto indica la terraferma; quello più rado le zone barenose. Il triangolo indica la posizione dell' « Umberto D'Ancona ». I quadrati sono i punti di riferimento dei percorsi idrologici. I circoli identificano i punti di rilascio del tracciante, mentre il tratteggio ne indica i successivi posizionamenti.

che ne assicurano la vivificazione, è stata sede fin da tempi remoti di attività legate alla piscicoltura (valli da pesca) sino ad ora sviluppatesi nel pieno rispetto del contesto ambientale. Negli ultimi anni si è perciò fatta strada l'ipotesi di crearvi un parco naturale (Dalla Venezia 1973; Ventura et al. 1973), la cui protezione evidentemente richiederà il controllo di tutti gli elementi estranei (interventi umani essenzialmente) suscettibili di modificare le attuali condizioni.

Di questo futuro parco la zona compresa tra l'isola di Burano e la terraferma riveste un interesse particolare; infatti vi confluiscono i più grossi apporti d'acqua dolce di tutta la laguna (il fiume Dese e il canale Silone; Cavazzoni 1973) provenienti dall'entroterra. La zona riveste quindi un intrinseco interesse di ordine biologico (è infatti emblematica della transizione tra ambiente fluviale e salmastro, con tutte le sue sfumature), ma è altresì di grande interesse perché cruciale nei confronti dell'immissione di sostanze estranee (acque residue industriali, scarichi agricoli ed urbani). Per questi motivi è importante definirne i processi idrodinamici di ricambio e di circolazione, nonché i limiti geografici d'influenza delle acque dolci.

A questo fine è stata eseguita nell'aprile del 1974 una campagna di misure che ha interessato le parti terminali degli immissari d'acqua dolce (il Dese e il Silone) e le estensioni paludose di piccola profondità che le circondano (fig. 1). Tale campagna si è proposta di essere anche un contributo allo studio di quanti, biologi (Barbaro e Francescon 1975), geologi ed ecologi (Abrami e Grassi 1974; Giordani-Soika e Perini 1974), si interessano a questa parte della laguna, in quanto le considerazioni d'ordine idrodinamico ed idrologico costituiscono il presupposto del più vasto discorso coinvolgente la caratterizzazione dell'ambiente.

MATERIALI E METODI

La rapida variabilità delle condizioni idrologiche della laguna di Venezia, indotta dall' alternarsi di flusso e riflusso cui è sottoposta, rende di difficile interpretazione (Vatova 1960) le misure raccolte in occasione di rilievi episodici (Ministero LL.PP. 1937). D'altra parte a Venezia il ciclo di marea si presenta con una spiccata periodicità di circa 14 giorni, in cui si passa dal massimo di vivacità del periodo sigiziale (escursioni dell'ordine di un metro due volte al giorno) a quello di stasi della quadratura (una sola escursione giornaliera del-

l'ordine di 40 cm). Logico quindi che per avere una panoramica precisa di una determinata situazione lagunare le osservazioni debbano interessare un arco di tempo corrispondente ed essere sufficientemente fitte. Evidentemente nel caso di un sistema sottoposto non solo all'azione ciclica, e entro certi limiti regolare, della marea, ma anche all'influenza più variata degli afflussi fluviali e dei fattori meteorologici, la gamma delle situazioni possibili è molto più estesa. Per permettere comunque alle nostre osservazioni di definire il ruolo della marea e la variabilità delle situazioni da essa indotte (durante il periodo della campagna le portate dei corsi d'acqua sono state sensibilmente costanti) la campagna di misure si è estesa a 24 giorni, dal 3 al 26 aprile 1974, abbracciando due periodi di sigizia ed uno di quadratura.

La durata della campagna, l'ubicazione della zona e la metodologia di lavoro hanno richiesto la disponibilità di una base operativa in grado di fornire l'indispensabile assistenza logistica e tecnica. Questa base è stata fornita dalla nave oceanografica « Umberto D'Ancona », che, ancorata nel canale del Dese in prossimità della confluenza con il Silone (fig. 1), ha assicurato la continuità ed il regolare svolgimento dei rilievi.

Le misure si sono articolate in 3 categorie distinte:

1) Rilievi sistematici in corrispondenza della base.

I parametri rilevati sono stati:

a) la temperatura e la salinità dell'acqua del canale del Dese alla superficie, a 1m e a 2m di profondità. Le misure sono state effettuate a bordo dell' « Umberto D'Ancona » ad intervalli di mezz'ora per tutta la durata della campagna; si è usato un salinometro Beckman RS5.
b) la marea, rilevata mediante un sensore differenziale di pressione Bell and Howell 4/366 installato sul margine del canale e collegato direttamente ad un registratore analogico su carta imbarcato sulla « D'Ancona ».
c) la direzione e la velocità del vento misurate direttamente dal centralino meteorologico della « D'Ancona ».

Il tentativo di conseguire misure di velocità della corrente nel canale (per valutarne la portata) è fallito, in quanto i correntometri a rotore di tipo Savonius da noi usati sono stati regolarmente messi fuori uso (Nyffeler et al. 1974) in pochi istanti dopo l'immersione a causa del passaggio continuo di una quantità incredibilmente elevata di alghe

(Ulva) strappate al fondo. Solo in alcuni momenti di esigua velocità (morti d'acqua) e durante il flusso è stato possibile eseguire misure di corrente che, anche con altri tipi di rotore (mulinelli), sarebbero state nelle condizioni incontrate palesemente impossibili.

2) Rilievi compiuti da una imbarcazione ausiliaria.

Si sono misurate la temperatura e la salinità dell'acqua dello strato superficiale (tra la superficie e 30 centimetri di profondità).

I rilievi sono stati eseguiti da una imbarcazione (un battello di alluminio a fondo piatto dotato di propulsione a getto che gli consente di operare su fondali dell'ordine di 30 cm) che seguiva una rotta prestabilita registrando in continuazione i parametri idrologici. Le apparecchiature di bordo comprendevano una sonda Martek III immergibile a differenti profondità, un registratore analogico su carta Leeds and Northrup, le batterie di alimentazione, una radio per il collegamento con la base (Nyffeler et al. 1974). Un'altra imbarcazione provvedeva, se necessario, al ricambio delle batterie ed al rifornimento di benzina per prolungare l'autonomia operativa. I rilievi sono stati preceduti dalla collocazione nella zona di opportuni segnali che permettessero il posizionamento nel corso delle operazioni (detto posizionamento era immediatamente riportato sulla carta del registratore analogico dagli operatori). Le zone interessate dai rilievi sono state: il canale del Dese e il Silone dalla base alla terraferma, il canale di Burano, la palude di Cona (racchiusa tra il Dese ed il Silone) e le altre zone paludose circostanti.

3) Individuazione del percorso seguito da macchie di colorante.

Come traccianti si sono usate la rodamina e la fluoresceina, ricorrendo per ogni immissione a due kg di polvere sciolti in 50 litri d'acqua per la fluoresceina ed a 10 litri di soluzione al 30 % diluita in 50 litri d'acqua per la rodamina. L'immissione era eseguita facendo ricorso allo scarico della turbina dell'imbarcazione a getto, la cui turbolenza assicurava un'eccellente omogeneità di marcamento, evitando sia lo sprofondamento del tracciante sia la possibilità di essere tratti in inganno da eventuali traiettorie particolari e non significative sul piano generale seguite da piccole masse d'acqua.

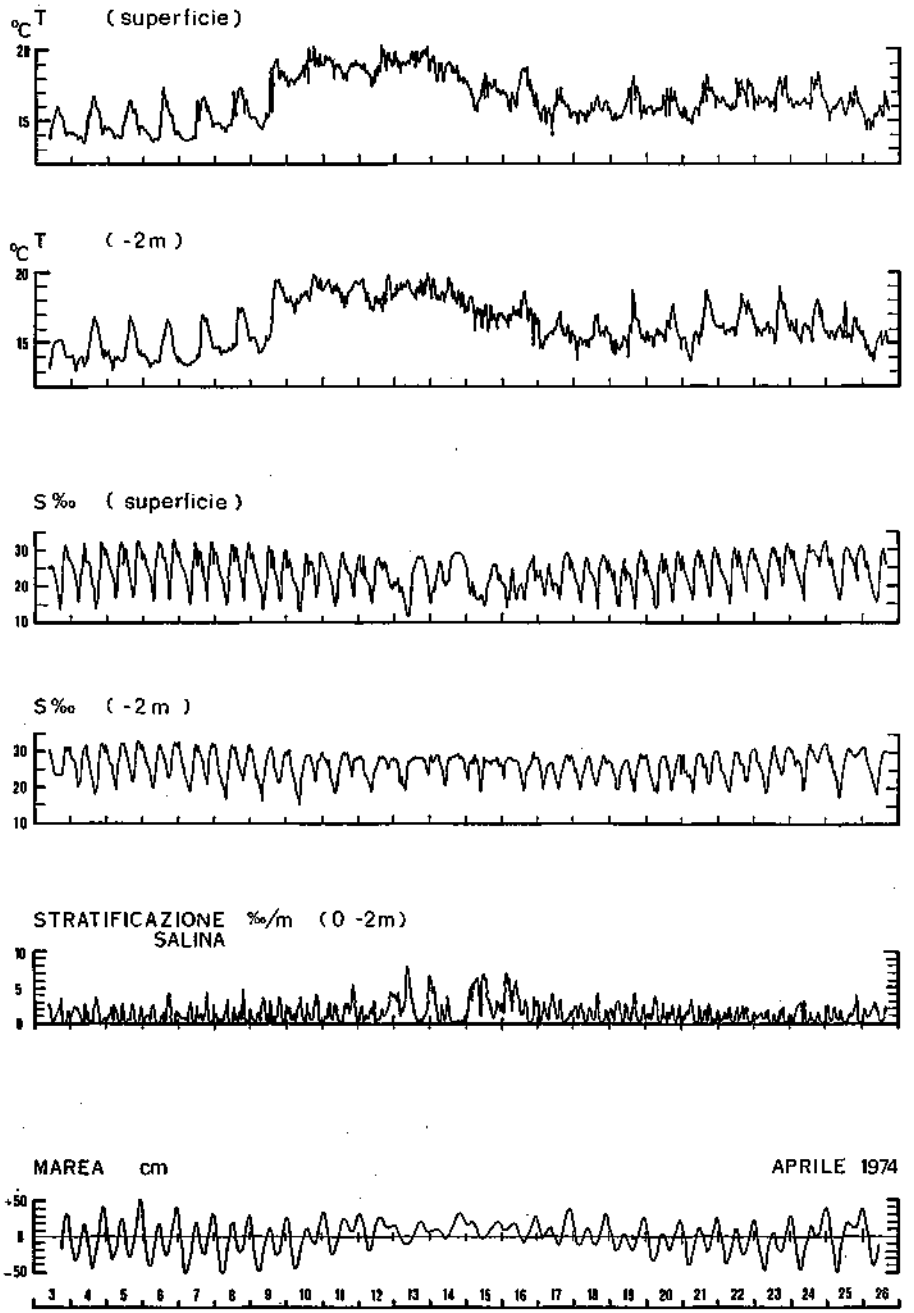


FIG. 2. Temperatura dell'acqua, salinità, stratificazione salina e marea registrate alla base.

Il percorso delle acque marcate è stato seguito con una serie di riprese aerofotografiche a colori eseguite ad intervalli di circa un'ora.

L'uso di due traccianti di colore diverso (rodamina rosso, fluoresceina verde) ha consentito anche immissioni simultanee in punti diversi o nel corso dello stesso ciclo di marea, restandone le masse d'acqua differentemente individuate. La concentrazione residua dopo un ciclo di marea era irrilevabile, permettendo quindi l'immediata esecuzione di un ulteriore rilievo.

RISULTATI

Prima d'iniziare l'analisi dei risultati della campagna è opportuno considerare come l'area esaminata si inserisca idraulicamente nel contesto della laguna. La zona è ai margini della terraferma, distante circa 10 km dal mare, cui è collegata dai canali di Burano e di San Felice, entrambi di grande larghezza (circa 300 m) e di profondità media di circa 6 m; un ulteriore collegamento con il mare è individuabile nelle paludi che si aprono ad occidente del canale del Dese, a loro volta comunicanti con il canale di Murano e quindi con la bocca di Porto del Lido. In questa collocazione geografica della zona trovano riscontro e giustificazione alcune delle successive implicazioni di tipo idrodinamico legate alla misura dei parametri idrologici.

1) Rilievi alla base

I risultati delle misure sono parzialmente presentati in fig. 2.

È immediatamente individuabile la caratterizzazione settimanale del ciclo di marea (la quadratura al centro e le due sigizie all'inizio ed alla fine) che si ripercuote con evidenza sulla fluttuazione della salinità alle diverse quote, tanto da dar luogo, in quadratura, ad una unica escursione salina pur in presenza di una duplice escursione di marea. È interessante osservare come il minimo di salinità a tutte le quote si presenti costantemente come una cuspide nell'andamento delle curve di salinità, significando un arrivo improvviso di una massa d'acqua di caratteristiche più «marine» in corrispondenza dell'inizio del flusso; al contrario i massimi di salinità sono più arrotondati, ragion per cui la fine del flusso ha caratteristiche di maggior gradualità. Analoga con-

siderazione è valida per la pendenza delle curve (più dolce in discesa che in ascesa): il ricambio idraulico del canale del Dese si verifica quindi con una serie di brusche immissioni di acqua salata (salinità > 30 ‰) in flusso, cui fa seguito in riflusso lo scarico di un'acqua tanto più dolcificata (fino a valori minimi di 15-20 ‰) quanto più avanzata è la fase discendente. La stratificazione salina ha tendenza a conservarsi solo nei periodi di transizione tra flusso e riflusso e viceversa ed è spiccatamente più marcata in periodo di quadratura, quando cioè le velocità di corrente sono esigue. La stratificazione risulta sensibile anche ai fattori atmosferici: ad esempio il 14 aprile, pur in piena quadratura, l'acqua si presenta sostanzialmente omogenea in concomitanza di un vento spirante alla velocità di circa 20 nodi.

I massimi e i minimi di salinità, come già riscontrato da Vatova (1960) in altre parti della laguna, si presentano leggermente sfalsati alle diverse quote per ovvie motivazioni idrauliche (ad esempio all'inizio del flusso l'acqua più salata si presenta prima al fondo, consentendo ancora per un certo tempo lo scorrimento superficiale in direzione opposta dell'acqua più dolce).

Anche la temperatura, come la salinità, risente del ciclo di marea: il periodo di quadratura infatti è contraddistinto da una minore variabilità giornaliera della temperatura, corrispondente alla diminuita vivacità del ricambio idraulico. Sulla temperatura dell'acqua però intervengono anche fattori climatologici estranei all'idrodinamica già posti in luce da Vatova (1958; 1960). Così in quadratura alla ridotta variabilità si associa un'elevazione media di alcuni gradi provocata dal progressivo riscaldamento subito dall'acqua nelle zone a piccola profondità. Anche le condizioni di nebulosità e di vento giuocano un ruolo importante, contribuendo a variare le perdite di calore per irraggiamento e per evaporazione (tra il 10 e il 15 il cielo è stato fortemente coperto ed il 14 si è avuto un notevole colpo di vento).

L'effetto combinato dell'azione idrodinamica e di quella climato¬logica è evidente anche nei periodi di sigizia: solo l'escursione di marea diurna è accompagnata da una corrispondente variazione di temperatura dovuta al surriscaldamento dell'acqua causato dall'azione solare sulle acque della laguna; al contrario l'escursione di marea notturna si verifica a temperatura sensibilmente costante.

Anche i rilievi del 1937 (Ministero LL.PP.) concordano con le linee generali di comportamento idrologico qui definito.

2) Rilievi da imbarcazione

Un esempio di rilievo idrologico eseguito dall'imbarcazione è illustrato in fig. 3 a sinistra. Alcuni punti del percorso lungo i canali del Dese e Silone sono riportati in fig. 1, permettendo così di identificare le posizioni a cui si riferiscono i valori misurati di salinità e temperatura dell'acqua. Il percorso si riferisce ad un episodio di quadratura. Sia la temperatura che la salinità si mantengono abbastanza costanti nel tempo (il rilievo è sufficientemente rapido) mettendo in evidenza la loro distribuzione spaziale, che comporta un abbattimento della salinità quanto più ci si approssima alla terraferma (D4 e S2).

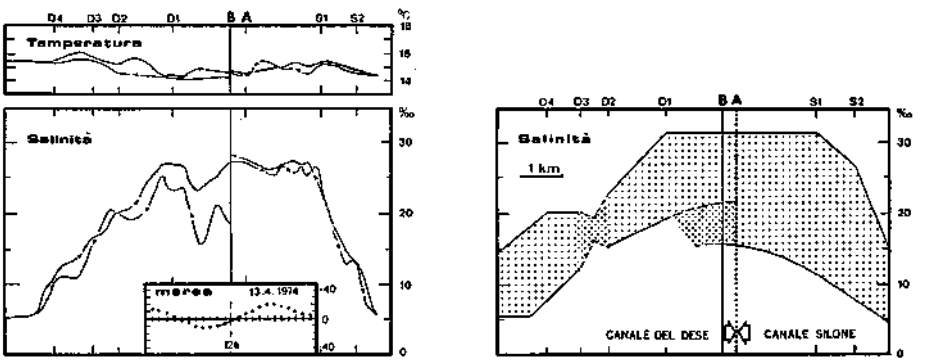


FIG. 3. A sinistra: temperatura e salinità dello strato superficiale (tra o e 30 cm) d'acqua rilevate dall'imbarcazione ausiliaria nel corso di un'esperienza.
A destra: la situazione idrologica del sistema Dese-Silone nell'aprile 1974.

Sulla base di numerosi percorsi di questo tipo, effettuati in diverse situazioni di marea, si è potuto definire il campo di variabilità delle condizioni idrologiche lungo il Dese ed il Silone. La fig. 3 a destra presenta l'inviluppo delle varie situazioni riscontrate nel corso della campagna: il margine superiore rappresenta all' incirca le condizioni di alta marea, l'inferiore quelle di bassa marea. Ciò che è interessante notare è che in questo inviluppo (frutto di misure idrologiche) si riscontrano delle singolarità rispondenti alla struttura fisica del sistema: in effetti alla piccola escursione di salinità tra D2 e D3 della fig. 3 a destra corrisponde l'apertura sulla palude di Cona del canale Dese (fig. 1), che risulta avere un

effetto di « volano » sulla qualità dell'acqua. Tra D1 e B (fig. 3 a destra) si riscontra un salto brusco di salinità in bassa marea ; la zona corrisponde all'intersezione del Dese con il Silone (fig. 1) e, come si è potuto verificare, la discontinuità è dovuta all'immissione nel Dese, all'inizio del riflusso, di acqua dolce proveniente dal Silone. In conclusione tutta la struttura dell'inviluppo (a segmenti) risponde alla geometria dei due canali (in cui si individuano facilmente differenti tronconi).

Le misure pongono in luce una natura idraulica differente per i due canali: la forte variazione di salinità del Silone implica un buon ricambio idraulico con afflusso di acqua « nuova » proveniente dalle bocche portuali ad ogni ciclo di marea; il canale del Dese invece presenta variazioni inferiori. Anche in questo caso la struttura dei due canali giustifica questo comportamento: il Silone si presenta ben delimitato nei suoi margini con scarse aperture laterali sulle paludi; il Dese, al contrario, non presenta questo isolamento dalle zone adiacenti, su di cui ha ampie aperture (particolarmente in D1).

I rilievi eseguiti lungo il canale di Burano (seppur limitati) evidenziano un breve tragitto verso il mare compiuto dall'acqua dolce (al termine del riflusso se ne è riscontrata la presenza solo poco più a sud di Burano) ; i processi di ricambio rimangono quindi affidati più a fenomeni di mescolamento turbolento, che hanno sede nel canale, che alla semplice convezione.

Per quanto concerne i rilievi di temperatura, essi rivelano una certa omogeneità lungo i canali (la velocità di esecuzione del rilievo consente di considerarli abbastanza rappresentativi di un singolo momento del ciclo di marea) legata al fatto che il riscaldamento non è tanto dovuto a fenomeni di natura idrodinamica quanto all'azione climatologica e quindi alla permanenza dell'acqua nella zona.

3) Traccianti

L'uso dei traccianti abbinato alla ripresa fotografica aerea ha consentito sia di valutare il comportamento generale degli specchi liquidi (paludi) di grande estensione e di piccola profondità, sia di risolvere le incertezze che spesso si presentavano nell'individuazione degli spostamenti delle masse liquide nell'intricato sistema di canali che collegano il canale del Dese alle circostanti paludi.

La fig. 1 illustra una di queste numerose esperienze (Nyffeler et al. 1975), tendente a chiarire (in flusso) la modalità di penetrazione nella

palude di Cona dell'acqua proveniente dal canale del Dese. L'immissione del tracciante è stata eseguita nella seconda metà del flusso (quando maggiori sono le velocità di corrente) in due punti distinti del canale; dopo due ore, come si vede, lo si ritrova ben addentro alla palude. Nel corso di questa esperienza si è rilevata una caratteristica di alimentazione del sistema che chiarisce la causa del repentino aumento di salinità all'inizio del flusso (discussione dei rilievi alla base). Alla confluenza del Dese con il Silone vi è una fossa di circa 15 m di profondità, sede di una fortissima turbolenza; il tracciante immesso a monte (fig. 1) di questo vortice ne è stato catturato, e il suo rilascio in direzione della terraferma è poi durato circa mezz'ora. L'omogeneità assicurata dalla turbolenza spiega come, mentre nel riflusso l'acqua varia gradualmente la propria salinità, nel flusso il vigoroso mescolamento con l'acqua « nuova », cui è stata in precedenza sottoposta, ne eleva rapidamente la salinità che si mantiene poi abbastanza costante.

Anche un'altra peculiarità del sistema, cioè la piccola variabilità del tenore salino del tratto D2-D3 (discussione dei rilievi da imbarcazione), è stata spiegata da questi rilievi: durante la parte iniziale del flusso l'acqua della palude di Cona (fig. 1) transita per il tratto D2-D3 diretta alla palude situata ad occidente; a flusso inoltrato la direzione si inverte e la medesima acqua, seppur mescolata con l'acqua del canale del Dese, ritorna nella palude di Cona. Proprio questo processo altalenante assicura la stabilità idrologica del tratto D2-D3.

Questa inversione di corrente nel corso del flusso evidenza una delle caratteristiche più notevoli della circolazione idraulica della zona, strettamente dipendente dalla propagazione dell'onda di marea nella laguna. La zona risulta dapprima interessata solo dalla propagazione verificantesi lungo i profondi ed ampi canali di San Felice e di Burano; non appena però anche la palude ad occidente del Dese (in cui minore è la velocità di propagazione causa la piccola profondità) ne è interessata, anche questa riversa le sue acque nella palude di Cona. L'acqua contenuta nel tratto D1-D2 resta allora bloccata nella sua risalita verso la terraferma e la parte centrale della palude di Cona viene alimentata attraverso l'apertura D1 del canale del Dese.

Le riprese aeree hanno posto in rilievo un altro fatto interessante e suscettibile di ulteriori sviluppi: la presenza cioè sul fondo delle paludi di una fitta serie di incisioni (dovute probabilmente all'asporto delle alghe di cui è tappezzato il fondo) che ben corrispondono alla direzione di spostamento dei fronti di colorante. La presenza dei solchi nelle fotografie aeree (eseguite anche in epoche precedenti e per altri scopi:

IGM 1968) suggerisce la possibilità di dedurre rapidamente dalla loro interpretazione i tratti generali della circolazione idraulica e delle sue modificazioni laddove manchino rilievi di corrente, la cui esecuzione in queste zone è sempre difficoltosa.

CONCLUSIONI

I risultati di questa campagna danno adito a due tipi di considerazioni. Le prime sono di ordine metodologico riguardanti la complementarietà ed interdipendenza delle tecniche usate. Numerosi sono stati infatti gli esempi in cui gli aspetti sia idraulici che idrologici evidenziati da un tipo di misura hanno ricevuto la giustificazione da misure di altro tipo, quand'anche non ne abbiano dettato le modalità esecutive.

Le seconde considerazioni riguardano invece l'aspetto conoscitivo emerso dalla globalità dei risultati. Il regime idraulico regnante in questa parte della laguna consiste nel ciclico convogliamento dell'acqua presente nelle paludi nei grossi canali (il canale del Dese, il Silone e il canale di Burano) dove subisce un processo di parziale rinnovo mescolandosi con l'acqua di origine marina; successivamente quest'acqua viene reiniettata nelle paludi, che si comportano sotto questo aspetto da « vasche di espansione ». Anche se la bassa profondità delle paludi lascia presupporre un sostanziale rinnovo ad ogni ciclo di marea (un'escursione normale di sigizia implica l'eliminazione di quasi il 70 % del volume d'acqua presente nella palude di Cona), la maggior parte dell'acqua raccolta dai canali ritorna poi sulle paludi risospintavi dalla marea crescente. Una semplice considerazione convalida quanto detto: il volume d'acqua compreso nella palude di Cona è di circa 3.000.000 di m^3; quello del canale di Burano (dove in riflusso si scarica buona parte dell'acqua della palude), tra Burano e Treporti, è dello stesso ordine di grandezza; perciò, anche supponendo che tutta l'acqua della palude migrasse attraverso questo canale, essa arriverebbe a riempirlo solo nel suo tratto più prossimo. È manifesto quindi che il ricambio è assicurato solo dal mescolamento turbolento che ha sede all'interno del canale. D'altronde, anche la presenza di acqua dolce riscontrata nelle paludi sino a parecchi chilometri di distanza a fianco degli immissari parla a favore di una mancanza di vivacità nel ricambio.

Le conclusioni a cui si giunge lasciano prevedere un lungo tempo di permanenza dell'acqua proveniente dalla terraferma nelle paludi cir-

costanti le foci del Dese e del Silone. Ciò rivestirebbe una particolare gravità nel caso di accidentali inquinamenti, in quanto il pericolo di assorbimento da parte degli organismi viventi e dei sedimenti del fondo ne sarebbe esaltato. Tanto più diviene quindi importante, nell'ottica di una protezione della zona, il controllo della qualità delle acque scaricate dal Dese e dal Silone.

RIASSUNTO

La parte settentrionale della laguna di Venezia è ancora un felice esempio di conservazione di ambiente naturale senza notevoli (per il momento almeno) alterazioni. Negli ultimi anni si è perciò fatta strada l'ipotesi di crearvi un parco naturale, la cui protezione evidentemente richiederà il controllo di tutti gli elementi estranei (interventi umani essenzialmente) suscettibili di modificarlo.

Di questo futuro parco la zona compresa tra l'isola di Burano e la terraferma riveste un interesse particolare; infatti vi confluiscono i più grossi apporti d'acqua dolce di tutta la laguna (il fiume Dese ed il canale Silone) che raccolgono acque di provenienza dall'entroterra. La zona riveste quindi un intrinseco interesse di ordine biologico (è infatti emblematica della transizione tra ambiente fluviale e salmastro, con tutte le sue sfumature), ma è altresì di grande interesse perché cruciale nei confronti dell'immissione di sostanze estranee (acque residue industriali, scarichi agricoli ed urbani). Per questi motivi è importante definirne i processi idrodinamici di ricambio e di circolazione, nonchè i limiti geografici d'influenza delle acque dolci.

A questo fine è stata eseguita nell'aprile del 1974 una campagna di misure che si è svolta secondo una triplice metodologia:

a) Misure sistematiche di salinità e temperatura da un punto fisso
b) Rilievi continui di salinità e temperatura mediante un'imbarcazione appositamente attrezzata.
c) Riprese aerofotografiche dello spostamento di traccianti (rodamina e fluoresceina).

Le tre tecniche usate hanno consentito da un lato di individuare lo schema fondamentale di circolazione che regna nella zona, dall'altro di determinarne le condizioni idrologiche in funzione delle condizioni di marea e temperatura.

Le conclusioni a cui si giunge lasciano prevedere un lungo tempo di permanenza dell'acqua proveniente dalla terraferma nelle paludi (su cui vengono trascinate dal giuoco delle correnti di marea) circostanti le foci del Dese e del Silone, il che rivestirebbe una particolare gravità nel caso di un accidentale inquinamento.

Tanto più diviene quindi importante, nell'ottica di una protezione della zona, il controllo della qualità delle acque scaricate.

SUMMARY

The northern part of the Venetian Lagoon is an example of preservation of a natural environment which, as yet, has not undergone drastic alterations. During the last few years the possibility of creating a natural park in the zone has therefore emerged. Such an initiative would evidently require the control of all the foreign elements (in particular human interventions) capable of causing dramatic modifications.

For protection of this future park the zone between Burano and the mainland is of particular importance. In fact it is in this zone that the Lagoon's largest fresh water inflows (River Dese and Silone Canal) drain the water coming from the hinterland. The zone therefore is not only of intrinsic biological interest (it is in fact symbolic of the transition from the fluvial to the brackish environment) but it is also of great importance as regards pollution (industrial waste water, agricultural and urban discharges). For these reasons the knowledge of the hydrodynamic processes of flushing and circulation as well as the fresh water influence is here of paramount importance.

To this end a survey was carried out in April 1974 using the following methods:

a) a systematic measurement of salinity and temperature from a fixed point

b) continuous surveys of salinity and temperature with use of an instrumented boat

c) aerial photographs of the movement of dyes (rhodamine and fluoresceine).

The use of these three techniques made it possible to identify the fundamental trend of the circulation which dominates the area and to determine the hydrologic conditions as dependent on tide and temperature.

The results obtained indicate that the water coming from the mainland is retained for a long time in the marshes (where it is lead by tidal currents) surrounding the outlet of the Dese and the Silone. This long permanence would be in fact particularly dangerous in the case of accidental pollution.

It is therefore all the more important, with the aim of ecologically protecting the zone, that the water quality be strictly controlled.

BIBLIOGRAFIA

ABRAMI, G. e M. GRASSI 1974. Venezia: laguna nord. *Acqua e aria - Ecologia maggio 1974*, 248-263.

BARBARO, A. e A. FRANCESCON 1975. Gradienti ecologici riflessi nella composizione del fouling nella laguna veneta settentrionale. Comunicazione presentata al VII Congresso Nazionale della Società Italiana di Biologia Mai-ina - Venezia, maggio 1975.

CAVAZZONI, S. 1973. Acque dolci nella laguna di Venezia. *TR 64 del Laboratorio per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, Venezia.*

DALLA VENEZIA, L. 1973. Some observations on the lagoon of Venice. In: Fattori che influenzano gli equilibri biologici nelle lagune salmastre. Tavola rotonda del 5° Simposio Europeo di Biologia Marina. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* suppl. 137-141.

GIORDANI-SOIKA, A. e G. PERINI 1974. L'inquinamento della laguna di Venezia: studio delle modificazioni chimiche e del popolamento sottobasale dei sedimenti lagunari negli ultimi vent'anni. *Bollettino del Museo Cìvico di Storia Naturale di Venezia, 26.*

MINISTERO LL.PP, e MINISTERO DELL'AGRICOLTURA E FORESTE 1937. Bonifica e vallicoltura nei riguardi idraulici-igienici ed economici. Roma, Istituto Poligrafico dello Stato.

NYFFELER, F., R. DAZZI e B. HIREL 1974. Méthodes pour l'étude de la dispersion des eaux polluées dans la lagune de Venise. *II° Colloque International sur l' Exploitation des Océans* (Bordeaux, ottobre 1974), *3,* Bx 314.

NYFFELER, F., R. DAZZI, B. HIREL e L. ALBEROTANZA 1975. Conditions hydrologiques et circulation induites par les apports d'eau douce dans la partie septentrionale de la lagune de Venise. *Rapporto Tecnico del Laboratorio per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, Venezia.* In stampa.

VATOVA, A. 1958. Condizioni idrografiche dell'Alta Laguna Veneta. *Nova Thalassia, 2* (8), 1-110.

VATOVA, A. 1960. Condizioni idrografiche e fasi di marea nell'Alta Laguna Veneta. *Nova Thalassia, 2* (9), 1-59.

VENTURA, N., F. MONACO, D. PINI e R. GARDELLA 1973. Studio preliminare per la creazione di un parco naturale nella laguna nord di Venezia. Assessorato all'Ecologia, Comune di Venezia. Venezia 9-1973.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 467-484
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

PRIMI RISULTATI SULLE RICERCHE OCEANOGRAFICHE CONDOTTE NELLA ZONA SUD-ORIENTALE DELLO STRETTO DI MESSINA

E. DE DOMENICO, G. GANGEMI, L. GUGLIELMO

Istituto di Idrobiologia, Università di Messina

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The authors refer first results on physico-chemical features and on plankton distribution of the south-eastern area of the Straits of Messina.

The occurrence of waters of various origin in the area of Capo delle Armi is shown also related with the hydro dynamical features of the Straits of Messina.

INTRODUZIONE

L'Istituto di Idrobiologia dell'Università di Messina ha effettuato tra marzo e luglio 1974 una serie di crociere di studio in una zona del mare Jonio, Capo delle Armi, ai margini meridionali dello Stretto di Messina. Nel corso di tali ricerche sono stati esaminati, oltre ai classici parametri oceanografici (temperatura, Clorinità, salinità, densità *in situ*, pH, ossigeno disciolto e sua saturazione percentuale), i sali nutritivi (ammoniaca, nitriti, fosfati, ferro solubile b.r.), il seston e l'alcalinità. Sono state inoltre prese in esame le caratteristiche biologiche delle acque (batteri, fitoplancton e zooplancton).

Si è creduto opportuno riferire in questa nota i primi risultati relativi ad alcuni parametri (chimico-fisica, fitoplancton e zooplancton) che contribuiscono ad una migliore interpretazione dei fenomeni idrodinamici dello Stretto di Messina.

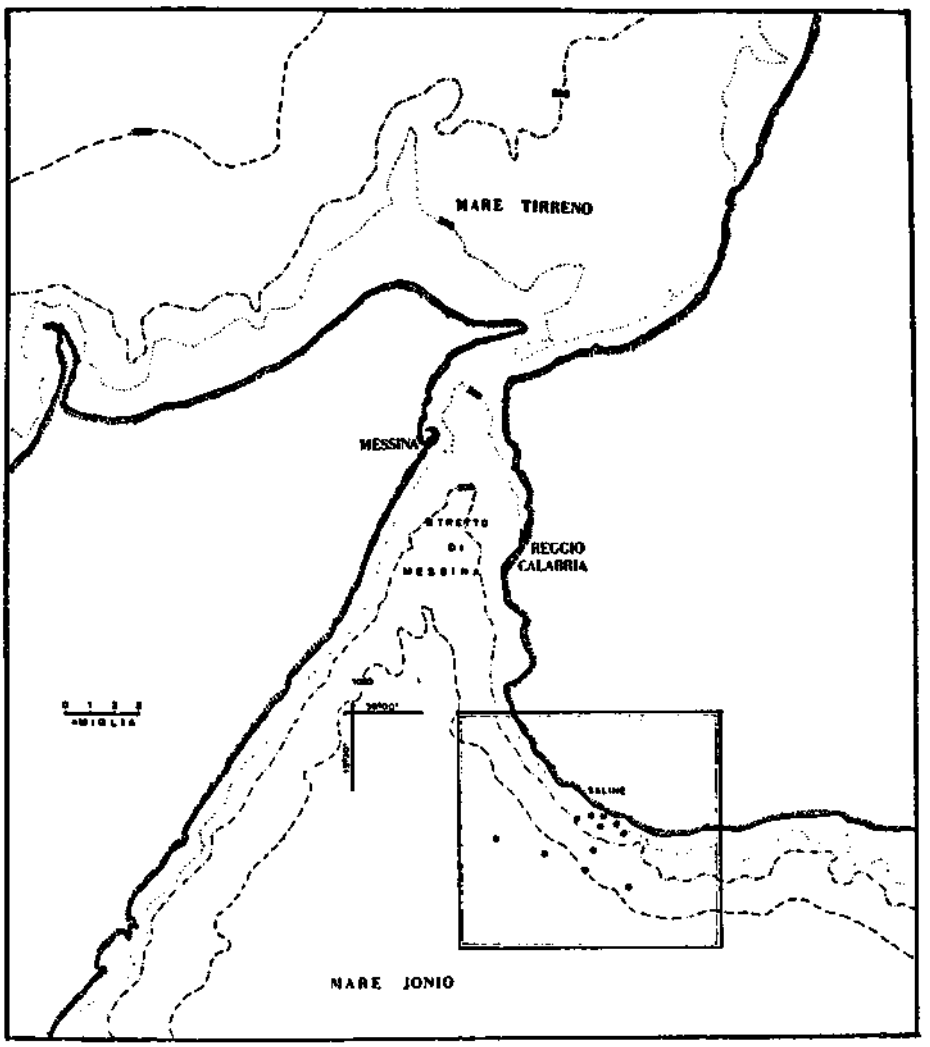


FIG. 1. La zona di studio nel contesto dell'area idrografica dello Stretto di Messina.

La zona da noi studiata era stata esaminata da Vercelli (1925) e Vercelli e Picotti (1926) nel corso delle « Crociere per lo studio dei fenomeni dello Stretto di Messina » ; il ridotto numero di determinazioni e misure effettuate non aveva però permesso una perfetta conoscenza

di questa zona, peraltro di secondario interesse per gli studi che in quell'occasione venivano svolti nello Stretto. Altri Autori (Magazzù e Cavallaro, 1972; Grancini e Magazzù, 1973; Magazzù et al., 1973) più recentemente hanno esaminato le acque della zona ma, anche in queste occasioni, Capo delle Armi era ai margini dell'area di studio.

MATERIALI E METODI

In figura 1 la zona di studio è mostrata nel contesto dell'area idrografica dello Stretto di Messina. Come presentato in dettaglio nella figura 2, sono state fissate in totale 2 stazioni; per le differenti esigenze di studio ed in previsione della possibile presenza nella ristretta zona in esame di differenti pennelli d'acqua, tali stazioni sono state poste a distanza ravvicinata. Questo orientamento metodologico trova riscontro con quanto rilevato da altri Autori anche per la stessa area (Bossolasco e Dagnino, 1957; Della Croce e Picone, 1973).

Il 12/3/74 sono state esaminate nell'ordine le stazioni 8, 4, 3, 2, B, A, 1 per un totale di 29 campioni; il 22/5/74 i prelievi sono stati effettuati alle stazioni 10, 5, 8, 6, 7, 4, 2, per un totale di 44 campioni; il 3/7/74 sono state prese in esame le stazioni 10, 5, 8, 6, 4, 2, 7 per un totale di 38 campioni. In funzione dell'andamento batimetrico sono stati prelevati campioni fino ad una profondità massima di 500 m a marzo e maggio; nel mese di luglio è stato esaminato solo lo strato entro 100 m.

Le metodologie utilizzate sono quelle da tempo in uso nel nostro Istituto. Per le determinazioni chimico-fisiche si rimanda a quanto dettagliatamente riferito da uno di noi in precedenza (De Domenico E., 1972). Lo stesso riferirà in dettaglio sull'insieme delle caratteristiche oceanografiche (De Domenico E., et al., 1976).

Per lo studio qualitativo del fitoplancton i campioni provengono da pescate superficiali effettuate con un retino del diametro di 40 cm, grandezza delle maglie circa 50 µm, trainato per 10 minuti ad una velocità di circa 1 kn. Ogni campione all'atto del prelievo è stato fissato con formalina neutra al 3 %. Le date e le stazioni di prelievo sono indicate nella tabella 1. In stazioni ed a quote opportune sono stati prelevati campioni con bottiglia Van Dorn per l'esame quantitativo del fitoplancton. I risultati, attualmente in corso di elaborazione, saranno ulteriormente riferiti. Considerata la natura chiaramente qualitativa dell'indagine svolta è stato esaminato solo il fitoplancton raccolto

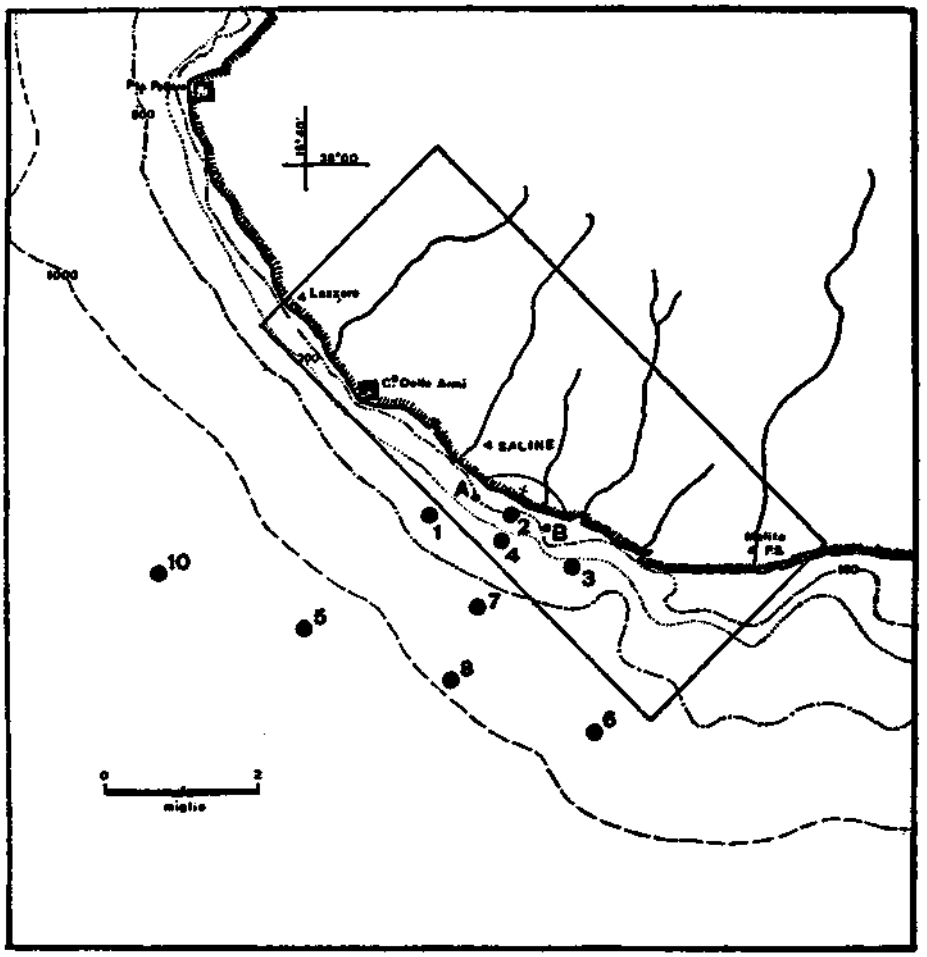


FIG. 2. Particolare della zona di studio ed ubicazione delle stazioni.

con retino ed i rapporti interspecifici sono stati solo stimati adottando notazioni da 1 a 3 crocette come specificato in calce alla tab. 1.

Lo zooplancton è stato raccolto sia in superficie che in profondità con un retino di tipo « Juday-Bogorov modificato » (Tregouboff, 1961) del diametro di 50 cm, lungo 2,50 m e con maglie da 300 µm. Le pescate verticali sono state effettuate fra o e — 200 m ed in una sola occasione obliquamente da -400 m alla superficie. Le pescate superficiali hanno

avuto la durata di 10 minuti con velocità di traino da 1,5 a 2 Kn. Per calcolare i metri cubi d'acqua filtrata, durante le operazioni, è stato usato un contatore volumetrico mod. T.S.K.. Ciascun campione dopo essere stato portato al volume standard di un litro, è stato fissato con formalina neutra al 5 %; dopo aver analizzato i campioni, gli individui presenti sono stati contati in sub-campioni di 25 cm^3, ottenuti impiegando il divisore «Folsom» (Mc Ewen et al., 1954). Le determinazioni ponderali sono state effettuate in accordo a Lovegrove (1966). Le date e le stazioni di prelievo sono indicate nella tabella 2.

RISULTATI

a) Caratteristiche chimico-fisiche

Per la ridotta estensione dell'area di studio si è creduto opportuno in questa sede, ai fini precipui di un paragone con i risultati del plancton, considerare la zona in esame come una unica massa d'acqua, mettendo in evidenza la eterogeneità dei risultati ottenuti.

Nella figura 3 è possibile notare che le misure di temperatura del mese di marzo mostrano valori fino ai 15° C e non è presente una netta omotermia. Nello stesso mese, per la salinità, si sono riscontrate marcate differenze con valori oscillanti da 37,10 a 38,26 ‰, nelle acque superficiali. Nel diagramma T-S (fig. 3) è mostrata la evoluzione termica delle acque esaminate in maggio e la mancanza, in questo mese, di campioni con salinità al di sotto di 38,2 ‰. Il valore di salinità più elevato (38,86 ‰) è stato riscontrato tra i campioni di questo mese. In luglio è stata osservata una marcata discontinuità nella distribuzione orizzontale della temperatura, intuibile anche dal diagramma T-S se si considera che valori tra 17,5 e 21,2 °C riguardavano la quota 10 m e che valori tra 15,6 e 19,4° C sono stati riscontrati a 20 m di profondità. La salinità in questo mese non scende al di sotto del 38,3 ‰ e non oltrepassa il 38,7 ‰.

L'ossigeno è il parametro meno indicato per caratterizzare differenti corpi d'acqua ma, nella zona in oggetto, ha permesso di riconoscere l'origine profonda di alcuni campioni. Dall'esame della figura 4, dove i valori di ossigeno sono riportati in confronto alla temperatura si può notare la netta separazione fra i campioni delle tre differenti serie di prelievi, in buon accordo con la evoluzione stagionale della zona esaminata. Valori bassi, al di sotto di 5 ml/l, evidenti nel diagramma

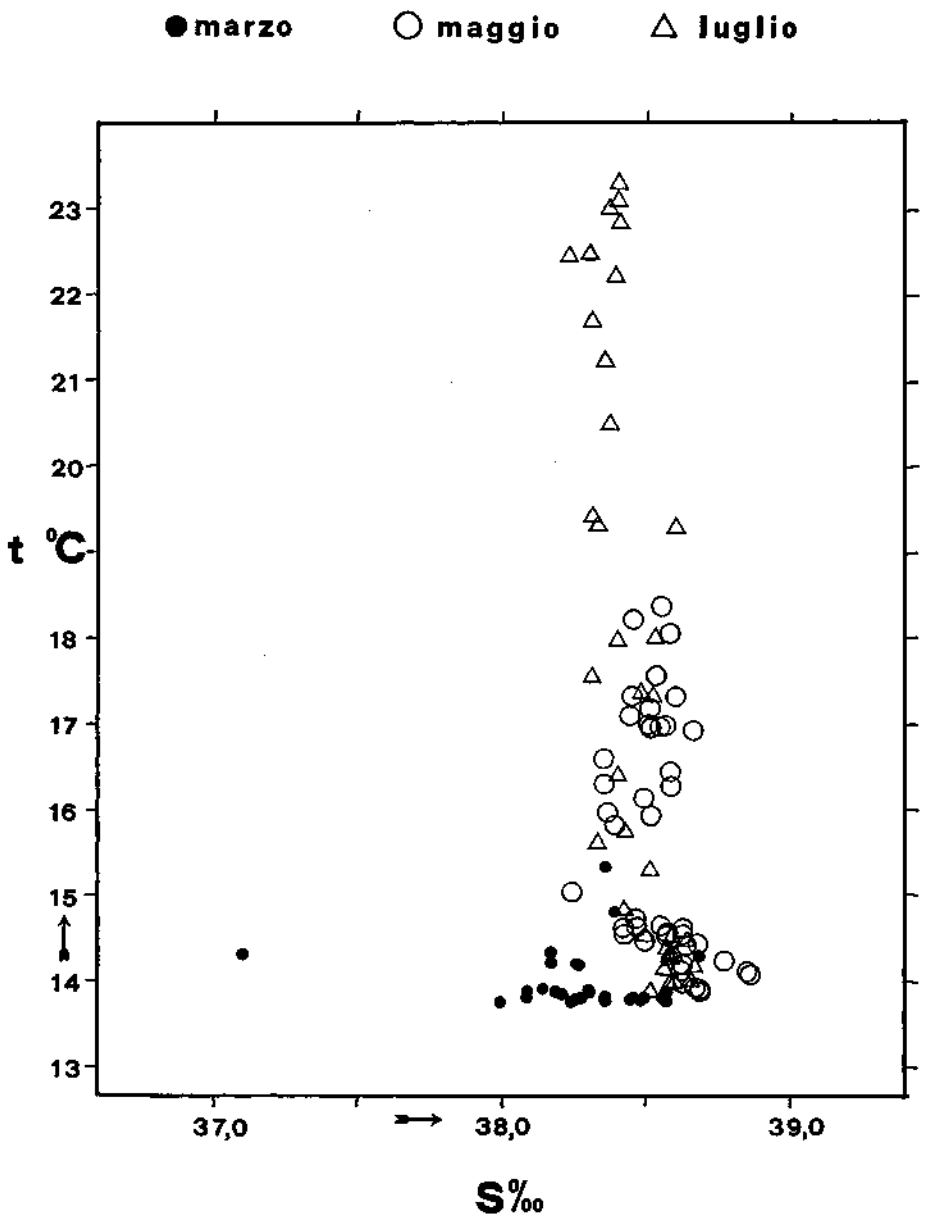


FIG. 3. Diagramma T-S delle acque esaminate nelle diverse crociere di studio.

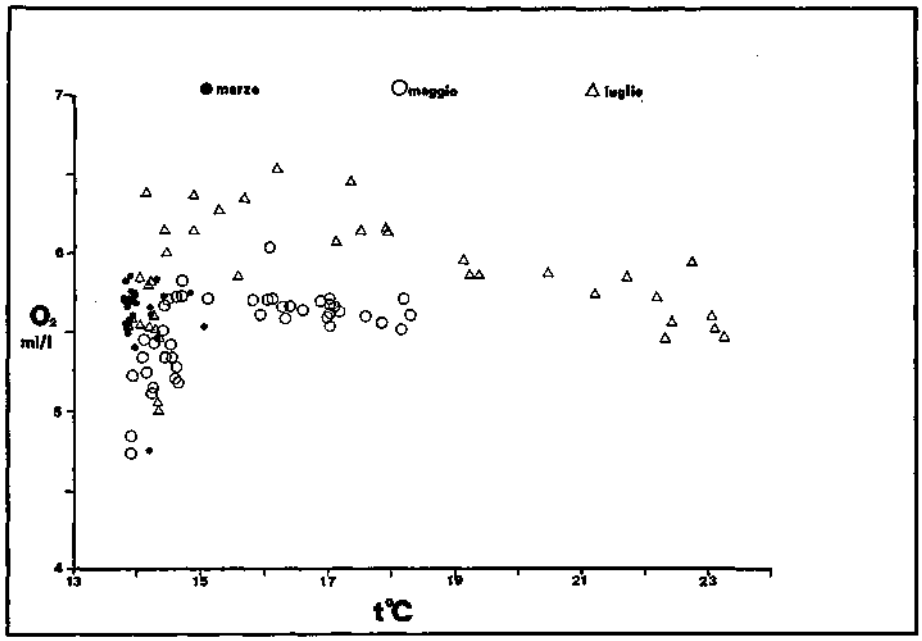


FIG. 4. Relazioni ossigeno-temperatura delle acque esaminate nelle diverse crociere di studio.

(fig. 4), si sono avuti in tutti i mesi di osservazione; è da notare però che i valori di marzo e maggio si riferiscono alla quota di 500 m, non esaminata in luglio. Per quest'ultimo mese sono da segnalare due valori che si discostano dall'insieme delle acque esaminate: si tratta di due valori riscontrati a 50 e 75 m (5,16 e 5,01 ml/l) alle stazioni 5 e 8 rispettivamente, che indicherebbero la presenza nello strato esaminato di acque appartenenti a strati più profondi.

b) Fitoplancton

Le osservazioni effettuate sul fitoplancton sono state volutamente orientate alla individuazione di tutti quegli elementi che potessero fornire utili indicazioni per una migliore caratterizzazione, sul piano biologico, dei corpi d'acqua presenti nella zona in esame.

Nel mese di marzo si rileva una notevole fioritura di Rhizosolenie (tab. I) cui si accompagna la interessante partecipazione (staz. 4) della Diatomea *Stephanopyxis palmeriana.* Per quanto i prelievi siano avvenuti a brevissima distanza di tempo e di spazio, nella pescata più al largo pur mantenendo i rapporti qualitativi, la cenosi planctonica si è mostrata quantitativamente insignificante.

Per i campioni prelevati a luglio è da notare la scomparsa dalla comunità planctonica di quelle Rhizosolenie riscontrate in marzo e l' insediamento invece di *Thalassiothrix frauenfeldii* che insieme con *Chaetoceros compressus* ed *Hemiaulus hauckii* partecipa in maniera significativa. Tutte le altre Diatomee, tra cui *Chaetoceros decipiens,* abbondante nella stazione 10, non sembrano avere alcun significato ai fini produttivi, essendo i loro frustuli interamente svuotati del citoplasma. I campioni denunciano l'avvicendamento in atto della frazione diatomica con quella peridinea; si sono trovati infatti un buon numero di *Cerazi longicorni* e di *Prorocentrum micans,* accompagnati da molte altre piccole Peridinee. Infine ci sembra utile segnalare la presenza di *Rhizosolenia firma* in un campione del mese di marzo.

c) Zooplancton

La distribuzione dello zooplancton ha messo in evidenza che, in zone caratterizzate da intensi fenomeni idrodinamici, risultano mutati anche i rapporti faunistici. Infatti, trascurando le migrazioni giornaliere verticali degli organismi che nello Stretto di Messina, ed a maggior ragione nella nostra zona di studio, assumono un significato irrilevante, si sono notate zone a diversa concentrazione zooplanctonica. Il breve tempo intercorso tra le pescate (tab. 2), fattore importante come rilevato da Della Croce e Picone (1973) per mettere in relazione una situazione idrologica ed una situazione biologica, ci porta a dedurre che queste variazioni siano da imputare alla diversa natura delle acque che hanno interessato le stazioni di prelievo. Infatti dalle misure quantitative (tab. 2) sono emerse zone quasi completamente prive di organismi (5 individui/m^3 in una colonna d'acqua di 200 m nella st. 5 in maggio) rispetto ad altre in cui si sono avuti valori più elevati. In altre ricerche condotte al largo delle coste orientali siciliane (Magazzù, Crescenti, Ainis, 1973) in un prelievo effettuato a Capo delle Armi, si era avuto il più basso numero di individui (11/m^3) di tutta l'area studiata. Il dato, però, non era stato commentato dagli Autori.

Da questi primi risultati si evidenzia, quindi, che nella nostra area le diverse condizioni idrologiche influenzano la biomassa degli organismi zooplanctonici, con la partecipazione di specie ed addirittura di gruppi non appartenenti allo strato d'acqua esaminato. A questo riguardo sono noti i casi di inversione batimetrica di specie in aree con caratteristiche idrologiche particolari (Furnestin, 1962; Guglielmo, 1976). D'altro canto già Currieri (1899; 1900) aveva notato nello Stretto di Messina zone caratterizzate da accumuli di plancton. Recentemente Della Croce e Picone (1973) hanno messo bene in evidenza questo fenomeno nelle acque nord-occidentali siciliane.

Dal punto di vista qualitativo, in qualche occasione, la differente composizione specifica tra campioni prelevati a breve distanza ha messo in evidenza diverse situazioni idrologiche: in marzo *Acartia clausi* dominava nella zona al largo ma era quasi completamente sostituita sotto costa da altre specie di Copepodi, tra cui abbondante *Corycaeus* sp. (Crisafi com. pers.).

La presenza di specie zooplanctoniche indicatrici, come *Stylocheiron suhmii, Sagitta serratodentata* e *Krohnitta subtilis,* ha reso più agevole l'identificazione di particolari corpi d'acqua.

Numerosi campioni presentavano detriti di varia natura; inoltre nel campione 5/8 del mese di maggio sono stati osservati alghe ed isopodi bentonici *(Zenobiana prismatica).*

DISCUSSIONE

La complessa situazione idrodinamica riscontrata nelle acque di Capo delle Armi, punto di incontro di vari corpi d'acqua che hanno relazione con lo Stretto di Messina, rende difficile tracciare un quadro idrologico dettagliato della zona, in base ai dati finora acquisiti. Tuttavia dall'insieme dei dati sia biologici che idrografici emergono prime indicazioni sui corpi d'acqua che interessano Capo delle Armi.

Secondo Furnestin (1970) nelle adiacenze joniche dello Stretto sarebbero presenti acque di influenza atlantica tra o e 40 m, al di sotto di queste si troverebbe uno strato di estensione variabile di acque mescolate, sovrastante acque orientali con massimo alino intorno ai 250 m; verso i 1000 m sarebbe presente la vera acqua jonica profonda. Secondo Vercelli (1925) e Vercelli e Picotti (1926) una corrente jonica, dopo aver lambito le coste calabre, piegherebbe a sud, senza interessare pienamente l'ingresso meridionale dello Stretto. Tali dati sarebbero con-

fermati, in linea di massima, dalle ricerche di Magazzù e Cavallaro (1972) e di Grancini e Magazzù (1973). Secondo questi stessi Autori, inoltre, acque provenienti dallo Stretto sarebbero presenti lungo tutta la costa jonica siciliana.

Il reperto, anche se sporadico, di *Rhizosolenia firma,* che ha la massima concentrazione nel bacino occidentale del Mediterraneo e la cui distribuzione nel bacino jonico sembra in relazione con le acque provenienti dallo Stretto (Pavillard, 1925; Gangemi, 1969) proverebbe la presenza a Capo delle Armi di acque tirreniche che, parzialmente mescolate, fluirebbero in superficie lungo la costa. Questa ipotesi trova conferma ulteriore nel ritrovamento, peraltro abbondante, di *Stephanopyxis palmeriana,* Diatomea mai segnalata nello Stretto di Messina e nelle sue adiacenze joniche (Magazzù e Andreoli, 1971 e 1972; Magazzù Crescenti N., Ainis, 1973). Questa specie, che secondo Sournia (1968), avrebbe distribuzione mediterranea, atlantica ed indopacifica, è stata riscontrata in Mediterraneo sempre in acque occidentali (Pavillard, 1925; Vives e Lopez-Benito, 1957) e più recentemente lungo le coste occidentali sarde (Crescenti N., com. pers.). Questo reperto è convalidato dalla presenza nella zona costiera di acque a bassa salinità (37,10; 37,99; 38,19; vedi Fig. 2). Anche la facies zooplanctonica dei campioni di marzo prelevati sotto costa si è mostrata completamente diversa da quella del largo.

In profondità d'altro canto sono state riscontrate, in mesi differenti, *Stylocheiron suhmii, Sagitta serratodentata* e *Krohnitta subtilis* che, come è noto, presentano la massima concentrazione nel bacino orientale del Mediterraneo (Casanova-Soulier, 1968; Casanova, 1970; Wiebe e D'Abramo, 1972; Furnestin, 1970). Taluni risultati delle determinazioni chimiche confermano la presenza, al di sopra dei 100 m, di acque dalle caratteristiche orientali, infatti a maggio è stata riscontrata a 100 m una salinità (38,86) certamente orientale. A luglio, a 75 m, si è avuto un valore di ossigeno proprio di acque più profonde (5,01 ml/l, vedi fig. 4).

Acque orientali, che attingono già in questa zona quote superiori, Possono interessare la parte settentrionale dello Stretto. Infatti, anche se mai abbondanti, *S. suhmii* (Colosi, 1922) e 5. *serratodentata* (Furnestin, 1953; Guglielmo, 1974) sono state riscontrate nello Stretto e nelle sue adiacenze tirreniche.

Nelle acque a caratteristiche miste sono da segnalare individui vistosamente danneggiati ed, in una occasione, organismi vegetali ed animali, prettamente bentonici. Tali reperti, sostenuti da interessanti valori

in sali nutritivi (De Domenico E., Lo Paro G., 1976), identificherebbero corpi d'acqua rifluenti da zone costiere settentrionali dello Stretto di Messina.

RIASSUNTO

Vengono riferiti primi risultati sulle caratteristiche chimico-fisiche e sulla distribuzione del plancton della zona sud-orientale dello Stretto di Messina.

Viene mostrata la presenza nella zona di Capo delle Armi di acque di varia provenienza anche in funzione del particolare regime idrodinamico dello Stretto di Messina.

TABELLA I.

Tabella sinottica delle specie fitoplanctoniche (Diatomee) osservate.

	12/3/74 St. 4	St. 8/7	3/7/74 St. 8	St. 10
Asterolampra marylandica Ehrenberg				+
Bacteriastrum delicatulum Cleve		+		++
Cerataulina Bergoni Peragallo	+	+		
Chaetoceros peruvianus Brightwell	+	+	+	+
Chaetoceros decipiens Cleve	+	+	+	+++
Chaetoceros affinis Lauder		+		+
Chaetoceros Lorenzianus Grunow		+	+	+
Chaetoceros curvisetus Cleve		+		+
Chaetoceros compressus Lauder			++	+++
Chaetoceros messanensis Castracane			+	+
Chaetoceros Dadayi Pavillard			+	+
Chaetoceros dydimus Ehrenberg				+
Chaetoceros spp.				++
Coscinodiscus sp.	+	+		+
Guinardia flaccida (Castr.) Peragallo	++	+	+	+
Eucampia zodiacus Ehrenberg	+			
Hemiaulus Hauckii Grunow			++	+++
Hemiaulus sinensis Greville		+	+	+
Leptocylindrus danicus Cleve				+
Nitzschia seriata Cleve				+
Rhizosolenia styliformis var. *longispina* Hustedt	+++	+		
Rhizosolenia imbricata var. *Shrubsolei* (Cleve) Schröder	+++	+		
Rhizosolenia alata fo. *gracillima* (Cl.) Grunow	+++	+	+	+
Rhizosolenia alata fo. *indica* (Perag.) Ostenfeld	+++			
Rhizosolenia Stolterfothii Peragallo	+	+		
Rhizosolenia robusta Norman		+		
Thizosolenia calcar-avis M. Schultze		+		
Rhizosolenia firma Karsten		+		
Rhizosolenia hebetata fo. *semispina* (Hensen) Gran			+	
Rhizosolenia Castracanei Peragallo				+
Schoederella delicatula (Per.) Pavillard				+
Stephanopyxis palmeriana (Grev.) Grunow	++	+		
Striatella unipunctata (Lyngbye) Agardh		+		
Thalassiothrix Frauenfeldii Grunow			+++	+++

\+ = rari esemplari
++ = esemplari in discreto numero
+++ = esemplari in abbondanza

TABELLA 2.

Gruppi predominanti	*Data*	*12 marzo 1974*		
	Staz.	*8→7*	*4*	*3→2*
	Prof.	*0 m*	*0 m*	*400-0 m*
	Ora	*11,30-11,40*	*12,50-13,05*	*15,30-15,50*
Radiolari			160 (5,80)	40 (0,25)
Sifonofori		80 (0,90)	40 (1,45)	40 (0,25)
Meduse			120 (4,34)	
Cladoceri			40 (1,45)	300 (1,89)
Ostracodi				1120 (7,04)
Copepodi + Copepoditi		8640 (97,75)	2160 (78,26)	13120 (82,53)
Nauplii				
Anfipodi				40 (0,25)
Eufausiacei				
Molluschi pteropodi				
Chetognati				240 (1,51)
Appendicolarie				320 (2,01)
Salpidi		40 (0,45)		40 (0,25)
Doliolidi		40 (0,45)	200 (7,25)	40 (0,25)
Larve di:				
Echinodermi		40 (0,45)	40 (1,45)	40 (0,25)
Eufausiacei				320 (2,01)
Decapodi				240 (1,51)
Teleostei				
Totale individui	1	8840	2760	15900
	m^3	77	22	—
Volume di acqua filtrata	m^3	115	125	—
Peso umido	mg/m^3	—	3,71	1344,8 °
Peso secco	mg/m^3	—	0,84	244,0 °

In ( ) le relative percentuali ° = mg/l

TABELLA 2 *(segue)*

Gruppi predominanti	*Data*	*22 maggio 1974*					
	Staz.	*4*	*5*	*5*	*7*	*7*	*5→8*
	Prof.	*200-0 m*	*100-0 m*	*200-100 m*	*0 m*	*100-0 m*	*0 m*
	Ora	*14,15-14,30*	*10,20-10,30*	*10,05-10,20*	*13,40-13,50*	*14,05-14,15*	*11,00-11,10*
Radiolari						20 (0,79)	
Sifonofori					40 (1,71)	120 (4,72)	
Meduse							
Cladoceri		920 (13,22)		20 (50,0)	1720 (73,50)	120 (4,72)	1120 (58,34)
Ostracodi		160 (2,30)				100 (3,94)	
Copepodi + Copepoditi		4840 (69,55)	60 (100)	20 (50,0)	500 (21,37)	2080 (8,189)	480 (25,00)
Nauplii							
Anfipodi		720 (10,30)					
Eufausiacei		100 (1,44)					
Molluschi pteropodi							40 (2,08)
Chetognati		40 (0,57)				60 (2,37)	
Appendicolarie		60 (0,86)			80 (3,42)		280 (14,58)
Salpidi		40 (0,57)					
Doliolidi							
Larve di:							
Echinodermi							
Eufausiacei							
Decapodi		80 (1,15)				40 (1,57)	
Teleostei							
Totale individui	1	6960	60	40	2340	2540	1920
	m^3	148	3	2	20	121	16
Volume di acqua filtrata	m^3	47	20	23	115	21	119
Peso umido	mg/m^3	6,60	0,92	0,78	—	7,22	—
Peso secco	mg/m^3	1,66	0,84	0,68	—	1,80	—

In ( ) le relative percentuali ° = mg/l

TABELLA 2 *(segue)*

Gruppi predominanti	*Data*	*3 luglio 1974*					
	Staz.	*10*	*10*	*4*	*6*	*8*	*8*
	Prof.	*100-0 m*	*0 m*	*100-0 m*	*0 m*	*0 m*	*100-0 m*
	Ora	*04,20-04,30*	*04,50-05,00*	*08,25-08,35*	*07,30-07,40*	*06,30-06,40*	*06,10-06,20*
Radiolari		120 (2,19)		280 (2,94)			
Sifonoferi		40 (0,73)	40 (0,36)			120 (1,76)	
Meduse				60 (0,63)			
Cladoceri		340 (6,20)	1920 (17,36)	240 (2,52)	3120 (61,42)	1880 (27,56)	100 (1,53)
Ostracodi				180 (1,89)		120 (1,76)	80 (1,22)
Copepodi + Copepoditi		4200 (76,64)	7200 (65,11)	7660 (80,28)	360 (7,08)	2640 (38,71)	5540 (84,45)
Nauplii		160 (2,92)		80 (0,84)			60 (0,91)
Anfipodi							
Eufausiacei							
Molluschi Pteropodi		80 (1,46)	200 (1,82)	20 (0,21)	520 (10,24)	120 (1,76)	100 (1,53)
Chetognati		140 (2,56)	240 (2,17)	400 (4,18)		600 (8,80)	180 (2,74)
Appendicolarie		200 (3,65)	920 (8,32)	120 (1,26)	1080 (21,26)	1000 (14,66)	180 (2,74)
Salpidi		40 (0,73)					
Doliolidi			60 (0,54)	200 (2,10)		60 (0,88)	160 (2,44)
Larve di:							
Echinodermi				100 (1,05)			
Eufausiacei		120 (2,19)	100 (0,90)	200 (2,10)		120 (1,76)	100 (1,53)
Decapodi		40 (0,73)	360 (3,25)			160 (2,35)	40 (0,61)
Teleostei			20 (0,18)				
Totale individui	1	5480	11060	9540	5080	6820	6560
	m^3	161	93	477	45	62	345
Volume di acqua filtrata	m^3	34	119	20	113	109	19
Peso umido	mg/m^3	13,42	4,63	22,68	7,14	2,47	16,44
Peso secco	mg/m^3	4,21	1,07	4,62	1,55	0,65	4,32

In ( ) le relative percentuali ° = mg/l

TABELLA 3.

Elenco di specie zooplanctoniche relativo ad alcuni gruppi sistematici.

FORAMINIFERI
Globigerina bulloides d'Orb.
Hastigerina pelagica (d'Orb.)

CLADOCERI
Evadne spinifera P. E. Müller
E. tergestina Claus
Podon intermedius Leuck.

OSTRACODI
Conchaecia obtusata Brady
C. haddoni Brady & Normann

EUFAUSIACEI
Euphausia krohnii Brandt
Stylocheiron longicorne G. O. Sars
S. suhmii G. O. Sars

PTEROPODI
Creseis acicula Rang.
Limacina inflata (d'Orb.)
L. trochiformis (d' Orb.)
Euclio pyramidata (Linné)

CHETOGNATI
Sagitta enfiata Grassi
5. *minima* Grassi
S. serratodentata Krohn
S. lyra Krohn
S. neodecipiens Tokioka
5. *hexaptera* d'Orb.
Krohnitta subtilis Grassi

TALIACEI
Salpa fusiformis Cuv.
Salpa maxima Forsk.
Doliolum sp.

BIBLIOGRAFIA

BOSSOLASCO, M. e I. DAGNINO 1957. Sulla turbolenza delle correnti marine nello Stretto di Messina. *Geofis. pura appl.,* 37, 318-324.

CASANOVA, J. P. 1970. Indicateurs hydrologiques et écologiques en Mediterranee. *Journées Etude Planctonol.,* Monaco CIESM. 29-33.

CASANOVA-SOULIER B. 1968. Les Euphasiaces de la Mediterranee. *Comm. int. mer Médit.,* 1-62.

COLOSI, G. 1922. Eufasiacei e Misidacei dello Stretto di Messina. *Memorie R. Com. Talassogr. Ital., 98,* 1-22.

CURRIERI, G. 1899. Osservazioni comparative sul plancton pelagico comparente nel Porto di Messina. Tipografia dell'Operaio, Messina 3-21.

CURRIERI, G. 1900. Sulle cause meccanico-biologiche della formazione degli accumuli di plancton. *Boll. Soc. Zool. ital., 1,* 4.

DE DOMENICO, E. 1972. Sulle condizioni chimico-fisiche e sulla produzione primaria delle acque esterne alla Rada di Augusta. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat., 18,* 177-212.

DE DOMENICO, E., G. LO PARO, e G. CORTESE, 1976. Ricerche oceanografiche nella zona sud-orientale dello Stretto di Messina. I. Idrografia. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat.,* in corso di stampa.

DE DOMENICO, E. e G. Lo PARO, 1976. Ricerche oceanografiche nella zona sud-orientale dello Stretto di Messina. II. Sali nutritivi. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat.,* in corso di stampa.

DELLA CROCE, N. e P. PICONE 1973. Il fattore tempo nel camionamento planctonico - Crociera « Bannock » 1967 nel basso Tirreno. *Cah. Biol. Mar., 14,* 453-470.

FURNESTIN, M. L. 1953. Chaetognathes récoltés en Méditerranée par le « President Théodore Tissier » aux mois de juin et juillet 1950. *Bull. Stn Agric. Peche Castiglione, 4,* 44 p.

FURNESTIN, M. L. 1962. Pêches planctoniques, superficielles et profondes, en Mediterranee occidentale (Campagne de la « Thalasse » - janvier 1961 entre les iles Baléares, la Sardaigne et l'Algerois) III. Les Chaetognathes. *Revue Trav. Inst. Pech. marit., 26,* 357-368.

FURNESTIN, M. L. 1970. La notion d'indicateur. *Journées Etude Planctonol.* Monaco CIESM, 21-26.

GANGEMI, 1969. Sulla presenza di *Rhizosolenia firma* Karsten nell'area idrografica dello Stretto di Messina. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 24,* 245-264.

GRANCINI, G. e G. MAGAZZÙ 1973. I. A note of the Oceanographic properties off the Eastern Sicily coast (Summer 1972). *Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 3,* 27-29.

GUGLIELMO, L. 1975. Contributo alla conoscenza dei Chetognati del Basso Tirreno. *Atti Soc. Pelorit. Sci. fis. mat. nat., 21,* 33-40.

GUGLIELMO, L. 1976. Distribuzione dei Chetognati nell'area idrografica dello Stretto di Messina. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 40,* 34-72.

HUSTEDT, F. 1930. Die Kieselalgen Deutschlands, Osterreiche und der Schweiz. In: *Rabenhorst's, Kryptogamen-Flora,* 7, 1-920.

LOVEGROVE, T. 1966. The determination of the dry weight of plankton and the effect of various factors on the values obtained. In: Some contemporary studies in Marine Science. *H. Barnes* Ed., London.

MAGAZZÙ, G. e C. ANDREOLI 1971. Trasferimenti fitoplanctonici attraverso lo Stretto di Messina in dipendenza delle condizioni idrologiche. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol., 26,* 15-194.

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

MAGAZZÙ, G. e G. CAVALLARO 1972. Contributo alla conoscenza delle condizioni idrologiche e della produzione primaria nelle acque costiere dell'alto Jonio. *Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 2,* 99-118.

MAGAZZÙ, G., N. CRESCENTI e L. AINIS 1973. II. Note sulla distribuzione della biomassa planctonica al largo delle coste orientali siciliane (estate 1972). *Memorie Biol. Mar. Oceanogr., 3,* 51-84.

MCEWEN, G. E., M. W. JOHNSON e T. R. FOLSOM 1954. A statistical analysis of the Folsom sample splitter based upon test observations. *Arch. Met. Geophys. Bioklim.,* 7, 502-527.

PAVILLARD, J. 1925. Bacillariales. *Rep. Dan. Oceanogr. Exped. Mediterr. 1908-1910, 2,* 9.

SOURNIA, A. 1968. Diatomees planctoniques du Canal de Mozambique et de l'Ile Maurice. *Mem. ORSTOM, 31,* 1-120, pl. 1-13.

TREGOUBOFF, G. 1961. Rapport du Président sur l'activité du Comité du Plancton pendant la XVII Assemblée pléniére. *Rapp. P. Reun. Cons. perm. int. Explor. Mer., 16,* 69-91.

VERCELLI, F. 1925. Crociere per lo studio dei fenomeni dello Stretto di Messina. Parte I. Il regime delle correnti e delle maree dello Stretto di Messina. Venezia.

VERCELLI, F. e M. PICOTTI 1926. Crociere per lo studio dei fenomeni dello Stretto di Messina. Parte II. Il regime chimico-fisico delle acque dello Stretto di Messina. Venezia.

VIVES, F. e M. LOPEZ-BENITO 1957. El fitoplancton de la ria de Vigo desde Julio 1955 a Junio 1956. *Investigación Pesc., 10,* 45-146.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 485-499
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

ULTERIORI CONSIDERAZIONI SU AREE OCEANOGRAFICHE A DIFFERENTE «DIVERSITÀ BIOTICA» IN RIFERIMENTO AGLI ACANTARI (PROTOZOA) [1]

E. MASSERA BOTTAZZI [1], O. ROSSI [2], M. G. ANDREOLI [1], R. VILLANI [1]

[1] Istituto di Zoologia, Università di Parma
[2] Laboratorio di Genetica e Biochimica evoluzionistica, C.N.R. Pavia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

In a previous statistic analysis a global «biotic diversity» as concerns Acantharia was pointed out in 18 Oceanographic areas of the Atlantic Ocean and were individualized three groups of zones different for biotic diversity placed at three different latitudes.

Now we try to characterize better these areas from the biological point of view.

As to the abundance of Acantharia (Acantharia/m^3), we observed that the areas at the highest latitudes show the lowest average value (105/m^3), the areas at lower latitudes, a higher value (446/m^3), the areas in the vicinity of the equator, an even higher value (744/m^3). Also the number of species found is different according to the zones considered (60 in the zone at the highest latitude, 82 in the middle zone, 70 in the area near the equator). So it would be partly confirmed that the number of species and the biotic diversity would generally increase going from the tropical to the equatorial zones. More precisely our results would support this tendency as concerns the abundance of Acantharia/m^3, whereas as to the number of species we can only say that it is lower at high latitudes and higher in tropical and equatorial zones; on the contrary a numerical increase of species from the tropical to the equatorial zones was not observed.

Then the species in common to the three zones and those which can be considered exclusive of the single zones were pointed out.

[1] Lavoro eseguito con il contributo del C.N.R.

Moreover, the species appearing more frequently and those which on the contrary can be considered sporadic have been also examined.

Finally, valuations on the species which appeared most frequently in relation to their density have been made.

INTRODUZIONE

In precedenti ricerche è stato possibile, mediante l'analisi della covarianza multipla, evidenziare le differenze, in termini di « diversità biotica », in rapporto alla presenza/assenza di Acantari, ricchezza di specie, ricchezza di individui entro le specie, relative a diciotto aree dell' Oceano Atlantico.

Per quanto riguarda la ricchezza in specie, le diciotto aree non risultano statisticamente diverse tra loro e anche la ricchezza di individui entro le specie è sostanzialmente la stessa in tutte le aree.

Mediante l' indice di diversità biotica di McArthur è stato possibile constatare però che le diciotto aree risultano essere diverse tra loro in termini di « diversità biotica » globale. Precisamente è emerso che le prime dieci aree hanno la stessa diversità biotica media (2,91 bits/individuo) ; le aree a latitudini più elevate hanno un valore di diversità biotica più basso (2,10 bits/individuo) mentre nelle aree in prossimità dell'Equatore la diversità biotica è molto più elevata con un valore medio di 3,16 bits/individuo.

Ci troviamo perciò di fronte a tre zone comprendenti più aree, differenti per «diversità biotica» e situate a diverse latitudini.

Questa ricerca ha lo scopo di caratterizzare meglio, dal punto di vista biologico, le diciotto aree e soprattutto di analizzare le specie comuni alle diverse aree, le specie più frequenti e quelle che compaiono con più alta densità.

MATERIALI E METODI

Sono stati considerati 193 campioni di plancton raccolti durante 9 crociere oceanografiche fatte dall'Istituto Oceanografico di Woods Hole, nell'Oceano Atlantico.

Le diciotto aree oceanografiche in cui i campioni sono stati raccolti sono:

1) Caribbean Sea eastern (7 campioni)

2) Caribbean Sea central (3 campioni)
3) Caribbean Sea western (5 campioni)
4) Antilles Current (6 campioni)
5) Gulf of Mexico (8 campioni)
6) Florida Current (4 campioni)
7) Sargasso Sea W (of 70° W - 8 campioni)
8) Sargasso Sea S (of 25° N - 34 campioni)
9) Sargasso Sea N (of 25° N - 10 campioni)
10) Gulf Stream (13 campioni)
11) Labrador Current (1 campione)
12) Coastal Shelf (2 campioni)
13) Slope Water (8 campioni)
14) Guiana Current (11 campioni)
15) Equatorial Counter Current (5 campioni)
16) North Equatorial Current (27 campioni)
17) South Equatorial Current (33 campioni)
18) South Atlantic Gyre (3 campioni)

Come già detto prima le prime dieci aree presentano la stessa « diversità biotica », le aree 11, 12 e 13 un valore diverso e più basso, mentre le aree dalla 14 alla 18 hanno una diversità biotica più elevata di tutte le altre (fig. 1). Dobbiamo premettere che durante l'analisi statistica, trovandoci di fronte a campioni nei quali le condizioni spaziali (coordinate geografiche e profondità) e temporali (anni e mesi) erano diverse, è stato necessario formulare preliminarmente un modello quantitativo che, in qualche modo, « ripulisse » tutte le misure dall'effetto dei suddetti fattori di disturbo.

Dobbiamo anche aggiungere che, pur avendo a disposizione i dati sulla sistematica degli Acantari relativi a moltissimi campioni di altre crociere e di altre aree, non abbiamo potuto usarli perché privi dei relativi dati inerenti ai metri cubi di acqua filtrata in ogni pescata necessari per risalire al numero di Acantari per m^3.

In questa ricerca abbiamo infatti preso in considerazione il numero di Acantari per m^3 in ogni campione e di conseguenza nelle singole aree, il numero delle specie trovate nei singoli campioni e perciò in ogni area, la presenza e frequenza di determinate specie nelle singole aree.

Al primo dato si risale facendo il conteggio al microscopio a rovesciamento mentre la classificazione per determinare le specie e il numero di individui per ogni specie è fatta su una serie di preparati microscopici allestiti da campioni misurati e costanti di plancton.[1]

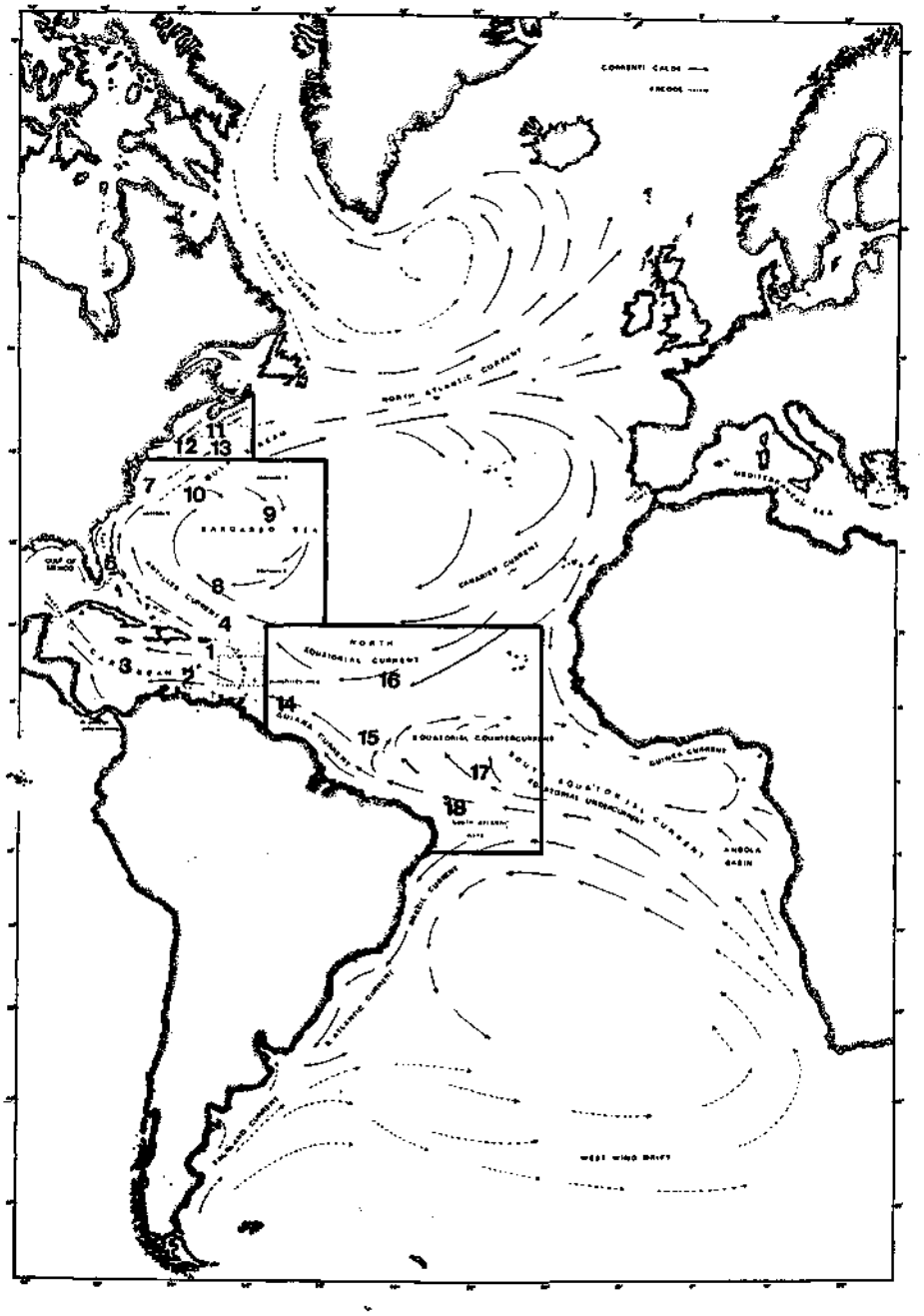


FIG. I. Aree oceanografiche di raccolta dei campioni.

RISULTATI

Prendendo prima di tutto in esame la media degli Acantari/m^3 ed il numero delle entità zoologiche reperite (alcune volte nella classificazione è possibile determinare solo il genere) e raggruppando questi dati separatamente nei tre gruppi di zone che presentano differente « diversità biotica », possiamo osservarli nella tabella 1.

TABELLA I.

	Media Acantari/m^3	*N° entità zoologiche*	*(specie + generi)*
I GRUPPO			
1) Caribbean Sea eastern	640	65	(55 + 10)
2) Caribbean Sea central	471	40	(35 + 5)
3) Caribbean Sea western	658	46	(40 + 6)
4) Antilles Current	179	50	(44 + 6)
5) Gulf of Mexico	844	55	(46 + 9)
6) Florida Current	1028	30	(24 + 6)
7) Sargasso Sea W (of 70° W)	148	69	(64 + 5)
8) Sargasso Sea S (of 25° N)	104	84	(74 + 10)
9) Sargasso Sea N (of 25° N)	247	55	(47 + 8)
10) Gulf Stream	149	50	(44 + 6)
II GRUPPO			
11) Labrador Current	86	6	(6)
12) Coastal Shelf	1	6	(4 + 2)
13) Slope water	229	69	(60 + 9)
III GRUPPO			
14) Guiana Current	333	57	(47 + 10)
15) Equatorial Counter Current	1032	50	(42 + 8)
16) North Equatorial Current	1497	75	(62 + 13)
17) South Equatorial Current	810	62	(49 + 13)
18) South Atlantic Gyre	51	18	(16 + 2)

Si può osservare, facendo una media degli Acantari nelle diverse aree, che il numero medio di Acantari/m^3 nei tre gruppi è piuttosto diverso e precisamente è più basso (105 Acantari/m^3) nel II gruppo cioè

nelle aree a latitudini più elevate, più alto (446 Acantari/m^3) nel I gruppo cioè a latitudini più basse, e ancor più alto (744 Acantari/m^3) nel terzo gruppo cioè nelle zone in prossimità dell'Equatore.

Per quanto riguarda il numero di entità zoologiche classificate prendendo però in considerazione soltanto quello relativo alle specie, è possibile osservare come sia diverso da area ad area e come non esista spesso corrispondenza tra il numero di Acantari/m^3 e il numero delle specie reperite.

Può succedere infatti di osservare come, per esempio, nell'area corrispondente alla Florida Current, ad un alto numero di Acantari/m^3 corrisponda un numero non rilevante di specie; ugualmente può riscontrarsi un numero relativamente basso di Acantari/m^3 (area Sargasso Sea S con 104/m^3) e un alto numero di specie (74). Significa che ci troviamo di fronte a campioni ricchi ma monotoni o viceversa; del resto nei dati fino ad ora forniti non abbiamo ancora considerato la frequenza delle singole specie. Naturalmente molte delle specie classificate in un'area sono comuni ad altre aree per cui, riassumendo, possiamo dire che nella prima zona sono state classificate 82 specie, nella seconda 60, nella terza 70.

Si può ancora osservare come il numero medio di Acantari/m^3 di ciascuna delle tre zone non abbia corrispondenza con il numero di specie classificate; ad esempio nella seconda zona, che non presenta un numero elevatissimo di Acantari/m^3, vi è ugualmente un numero piuttosto alto di specie.

Confrontando le specie di ogni gruppo con gli altri due è possibile evidenziare che delle 70 specie del III gruppo ben 68 sono comuni a quelle del primo; da notare che le due zone sono adiacenti.

Ancora tra il I e il II gruppo, che corrispondono ancora a zone adiacenti, vi è ancora perfetta assomiglianza di specie; le 60 specie del II gruppo sono tutte comuni alle specie del I gruppo ad esclusione di una.

Tra il II e III gruppo che corrispondono invece a zone distanti tra di loro ancora vi è somiglianza e precisamente delle 60 specie del II gruppo solo quattro non sono comuni a quelle del III.

Considerando poi contemporaneamente tutte le specie appartenenti ai tre gruppi, si può notare che, anche se la maggior parte sono comuni, ve ne sono alcune che possono essere considerate esclusive di ciascun gruppo; precisamente nella seconda zona vi è una sola specie esclusiva: *Dicranophora bütschlii;* nella terza due specie: *Coleaspis vaginata* e *Xi¬phacantha multispina* ; la prima zona è invece quella che presenta il maggior numero di specie esclusive: *Acanthochiasma quadrangulum, Acantho-*

cyrta haeckeli, Amphibelone cultellata, Conacon foliaceus, Acanthometra bulbosa, Amphilonche diodon, Lychnaspis longissima, Dorataspis macro-pora, Lonchostarus rombicus, Phristacantha dodecodon.

Tra tutte le specie classificate sono poi state individuate, in ognuno dei tre gruppi, le specie comuni cioè le specie che sono presenti in tutte le aree di ogni gruppo.

Tra le 82 specie comuni nel I gruppo, le seguenti sono comuni a tutte le sue aree: *Acanthochiasma fusiforme, Acanthoplegma krohni, Acanthocolla cruciata, Amphilithium concretum, Amphilithium clavarium, Amphibelone anomala, Amphilonche elongata, Lychnaspis giltschi, Coleaspis coronata, Diploconus fasces, Phyllostaurus siculus, Phyllostaurus cuspidatus, Amphistaurus complanatus, Amphistaurus tetrapterus, Acantho¬staurus purpurascens.*

Tra le 60 specie del II gruppo vi è una sola specie comune: *Acanthocolla cruciata.*

Delle 70 specie del III gruppo sono comuni: *Acanthochiasma rubescens, Acanthochiasma fusiforme, Acanthocolla cruciata, Amphibelone anomala, Acanthometra pellucida, Amphilonche elongata, Dorataspis loricata, Phyllostaurus siculus, Phyllostaurus cuspidatus, Phyllostaurus quadrangulus, Amphistaurus complanatus, Amphistaurus tetrapterus, Acanthostaurus purpurascens, Acanthostaurus conacanthus.*

Come è possibile vedere molte delle specie comuni del I gruppo le troviamo comuni anche nel II (non prendendo però in considerazione il II gruppo in cui l'unica specie comune, *l'Acanthocolla cruciata,* è presente come comune anche negli altri due).

Ci è sembrato anche interessante considerare le specie che compaiono nelle varie aree più frequentemente e considerare anche la corrispondente densità (tab. 2).

Raggruppando questi dati in rapporto alla frequenza con cui compaiono nelle aree di ciascun gruppo, si può vedere che nella prima zona *l'Acanthocolla cruciata* è la specie che appare più frequentemente nel maggior numero delle aree (5 su 10). È possibile anche osservare che la maggior densità di individui/m^3.

Infatti *l'Amphistaurus complanatus* e *l' Hexaconus ciliatus* apparsi frequentemente in 1 sola area su 10, presentano invece alta densità (rispettivamente 3 e 63 individui/m^3; tab. 3).

Per il II gruppo solo *Acanthocolla cruciata* (19/m^3) si presenta frequentemente ma in una sola area.

Perciò nella terza zona la specie che appare più frequentemente è il *Phyllostaurus cuspidatus* (in 5 aree su 5) che ha inoltre densità molto

TABELLA 2.

Specie che compaiono più frequentemente nelle varie aree.

	Presenti in n° campioni	*Campioni totali*	*Medie individui/m³*
I GRUPPO			
Area 1 - *Acanthocolla cruciata*	6	7	68
Area 2 - *Acanthocolla cruciata*	3	3	85
Phyllostaurus cuspidatus	3	3	66
Area 3 - *Acanthochiasma rubescens*	5	5	13
Acanthochiasma fusiforme	5	5	15
Acanthocolla cruciata	5	5	83
Amphilithium clavarium	5	5	6
Amphibelone anomala	5	5	27
Amphilonche elongata	5	5	28
Phyllostaurus siculus	5	5	55
Phyllostaurus cuspidatus	5	5	126
Amphistaurus complanatus	5	5	111
Acanthostaurus conacanthus	5	5	11
Area 4 - *Amphilonche elongata*	4	6	14
Area 5 - *Acanthocolla cruciata*	8	8	55
Hexaconus ciliatus	8	8	63
Area 6 - *Acanthocolla cruciata*	4	4	115
Amphibelone anomala	4	4	57
Phyllostaurus cuspidatus	4	4	109
Area 7 - *Amphilonche elongata*	7	8	7
Area 8 - *Phyllostaurus siculus*	21	34	24
Area 9 - *Amphilithium concretum*	6	10	6
Amphilonche elongata	6	10	32
Phyllostaurus siculus	6	10	14
Area 10 - *Phyllostaurus cuspidatus*	10	12	37

TABELLA 2 *(segue)*

		Presenti in n° campioni	*Campioni totali*	*Medie individui/m³*
II Gruppo				
Area 11 - (non si può valutare perché abbiamo un solo campione).				
Area 12 - (non esiste alcuna specie che possa considerarsi frequente).				
Area 13 -	*Acanthocolla cruciata* (in 6 camp. su 8 con la dens. media di 19 indiv./m³).			
III Gruppo				
Area 14 -	*Phyllostaurus cuspidatus*	9	11	71
Area 15 -	*Acanthocolla cruciata*	4	5	60
	Amphilonche elongata	4	5	67
	Phyllostaurus siculus	4	5	118
	Phyllostaurus cuspidatus	4	5	221
Area 16 -	*Phyllostaurus siculus*	27	27	59
	Phyllostaurus cuspidatus	27	27	309
	Amphistaurus complanatus	27	27	280
Area 17 -	*Phyllostaurus cuspidatus*	21	33	238
Area 18 -	*Acanthochiasma rubescens*	2	3	2
	Acanthoplegma krohni	2	3	5
	Acanthocolla cruciata	2	3	2
	Amphibelone anomala	2	3	6
	Amphilonche elongata	2	3	4
	Phyllostaurus siculus	2	3	9
	Phyllostaurus cuspidatus	2	3	35

TABELLA 3. Frequenza delle specie esaminate nelle aree di ciascun gruppo.

	Numero aree	*Medie individui/m³*
I GRUPPO	*su 10*	
Acanthocolla cruciata	5	81
Amphilonche elongata	4	46
Phyllostaurus cuspidatus	4	84
Phyllostaurus siculus	3	31
Amphibelone anomala	2	42
Acanthochiasma rubescens	1	13
Acanthochiasma fusiforme	1	15
Amphilithium clavarium	1	6
Amphistaurus complanatus	1	111
Acanthostaurus conacanthus	1	11
Hexaconus ciliatus	1	63
Amphilithium concretum	1	6
II GRUPPO		
Acanthocolla cruciata si presenta frequentemente in una sola area su tre.		
III GRUPPO	*su 5*	
Phyllostaurus cuspidatus	5	175
Phyllostaurus siculus	3	62
Acanthocolla cruciata	2	31
Amphilonche elongata	2	36
Amphibelone anomala	1	6
Amphistarus complanatus	1	280
Acanthoplegma kvohni	1	5
Acanthochiasma rubescens	1	2

alta (175 individui/m^3). Anche qui possiamo però osservare come *Amphistaurus complanatus* apparso frequentemente in 1 sola area su 5, presenti invece una eccezionale densità (280 individui/m^3).

Si è poi cercato di analizzare le specie che sono apparse molto raramente o addirittura una sola volta; queste specie sono numerose e abbiamo scelto, come più rappresentative, quelle che abbiamo trovato una sola volta e con la più bassa densità (1 individuo/m^3).

Esse sono:

I GRUPPO

Heliolithium aureum (area 10)
Dictyacantha tabulata (area 7)
Phatnacantha icosaspis (area 7)
Amphilonche diodon (area 7)
Amphilithium lanceolatum (area 7)
Acanthochiasma planum (area 7)
Acanthochiasma serrulatum (area 7)
Acantholithium stellatum (area 9)
Acanthocyrta haeckeli (area 9)
Lonchostaurus rhombicus (area 9)
Acanthostaurus henseni (area 8)
Conacon foliaceus (area 8)
Acanthochiasma quadrangulum (area 8)

II GRUPPO

Acantholithium stellatum (area 13)
Acantholithium dicopum (area 13)
Dicranophora butschlii (area 13)
Lithoptera miilleri (area 13)
Lychnaspis polyancistra (area 13)

III GRUPPO

Coleaspis vaginata (area 14)
Acanthochiasma planum (area 16)
Dictyaspis furcata (area 16)
Acanthostaurus henseni (area 16)
Pristacantha octodon (area 17)

Si può notare come queste specie rare siano, ad eccezione di *Acantholi¬thium stellatum* presente nel I e II gruppo, specifiche e caratteristiche di ogni gruppo.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Da quanto è stato esposto e cercando di trarre qualche conclusione dai vari dati che abbiamo riassunto, si può confermare che, pur presentando i tre gruppi di aree, differente « diversità biotica » globale, per quanto concerne la ricchezza di specie e la ricchezza di individui entro

le specie, la diversità non è molto notevole, come del resto era già emerso con i metodi statistici. Per ciò che riguarda in generale la ricchezza di Acantari (Acantari/m^3) si può dire che le aree a latitudini più elevate (II gruppo) presentano il valore medio più basso (105/m^3), valore che aumenta (446/m^3) nelle aree a latitudini più basse (I gruppo) ed è ancora più alto (744/m^3) nelle aree in prossimità dell'Equatore (III gruppo). È invece piuttosto difficile fare degli apprezzamenti in relazione al numero delle specie reperite. Esso infatti varia da area ad area e mediamente è un po' diverso nei tre gruppi (rispettivamente 82 nel I, 60 nel II, 70 nel III). Da notare come per esempio nel II gruppo in due aree (Labrador Current e Coastal Shelf) le specie siano solo 6 e 4, mentre nell'area adiacente (Slope Water) siano molto numerose. A proposito delle specie si può anche considerare il numero delle specie comuni nell'interno di ogni gruppo; esse sono rispettivamente 15 nel I gruppo, 1 sola nel II e 14 nel III.

Anche se l'analisi statistica, fatta nelle precedenti ricerche, non aveva evidenziato quali delle due componenti (ricchezza di specie e ricchezza di individui entro le specie) poteva determinare questa diversità biotica globale, da queste nostre ulteriori elaborazioni è possibile confermare che, anche se non in senso assoluto, esiste una certa differenza in ricchezza di specie. Infatti il numero delle specie è più basso ad elevate latitudini (II zona) ed è più alto nelle zone equatoriali (III zona). Tutto questo confermerebbe in parte quanto già noto (Fisher 1960) e cioè che il numero delle specie e la diversità biotica tende in generale a crescere passando dalle zone tropicali verso quella equatoriale.

Anche nell'ambiente marino questa tendenza è stata generalmente confermata e gradienti simili sono stati trovati per Tunicati, Coralli, Anfipodi (Merrit Elmen, 1972). Lo stesso gradiente è stato riscontrato per i Foraminiferi fossili (Stehli, Douglas e Newell, 1969).

Anche i nostri risultati confermerebbero questa tendenza per quanto concerne la ricchezza in genere di Acantari/m^3 mentre per ciò che riguarda il numero delle specie si è potuto confermare solamente che ad alte altitudini il numero delle specie è minore rispetto alle zone tropicali e all'equatore, ma non è invece risultato un aumento di specie dalle zone tropicali all'equatore. Per quanto concerne le somiglianze tra le tre zone esaminate, è stato possibile evidenziare che le specie classificate sono spesso specie comuni e che le specie esclusive sono rispettivamente una nella II zona, 2 nella III e 10 nella I.

In rapporto alle specie che si presentano più frequentemente nelle tre zone, abbiamo constatato che, a parte la II zona, in cui l'unica specie

trovata con grande frequenza è l' *Acanthocolla cruciata,* nella I e III zona sono contemporaneamente frequenti 7 specie *(Amphilonche elongata, Acanthocolla cruciata, Phyllostaurus cuspidatus, Phyllostaurus siculus, Amphibelone anomala, Acanthochiasma rubescens, Amphistaurus complanatus).*

Oltre che apparire frequentemente, alcune di queste specie sono anche presenti con alta densità. Basta pensare che, nelle zone in cui è frequente, l' *Amphistaurus complanatus* si presenta con una densità media di 195 individui/m^3, e il *Phyllostaurus cuspidatus* con 129 individui/m^3. Sono state individuate poi in ogni area delle specie che appaiono con estrema rarità e con la minima densità. Si può notare come alcune di queste specie abbiano la loro corrispondenza nelle specie che abbiamo individuato come esclusive di alcune zone.

Da tutto quanto detto si può anche indirettamente confermare che il gradiente di diversità biotica che esiste andando dalle zone a alta latitudine fino all'Equatore, sia causato dal parallelo variare dei fattori fisicochimici che caratterizzano le masse d'acqua. Infatti dove le correnti oceaniche presentano le stesse condizioni chimico-fisiche anche per migliaia di miglia marine, la diversità biotica resta costante.

Nel nostro caso probabilmente le masse d'acqua delle aree relative alla seconda zona, quella a più alta latitudine, hanno parametri chimico-fisici simili che determinano una caratteristica « diversità biotica » loro costante.

Per ciò che riguarda la I e la II zona, che comprendono aree con masse d'acqua generalmente calde, la loro differente « diversità biotica » è anche in questo caso dovuta probabilmente al fatto che le aree ad esse relative hanno masse d'acqua simili dovute ad una costanza dei loro specifici parametri chimico-fisici.

RIASSUNTO

Essendo stata evidenziata, in una precedente analisi statistica, una « diversità biotica » globale in 18 aree oceanografiche dell'Oceano Atlantico, per quanto riguarda gli Acantari, ed essendosi così individuati tre gruppi di zone differenti per diversità biotica situate a tre diverse latitudini, si è tentato di caratterizzare meglio, dal punto di vista biologico, queste aree.

Per quanto riguarda la ricchezza di Acantari (Acantari/m^3) si è osservato che le aree a latitudini più elevate presentano un valore medio più basso (105/m^3), le aree a latitudini più basse un valore più alto (446/m^3), le aree in prossimità dell'Equatore, ancor più alto (744/m^3). Anche il numero delle specie reperite è diverso

a seconda delle zone considerate (60 nella zona a più alta latitudine - 82 nella zona intermedia - 70 nell'area vicino all'Equatore), verrebbe perciò in parte confermato che il numero delle specie e la diversità biotica tenderebbe in genere a crescere passando dalle zone tropicali verso quelle equatoriali.

Precisamente i nostri risultati confermerebbero questa tendenza per ciò che concerne la ricchezza (in genere) di Acantari/m^3, mentre per il numero delle specie si può solamente dire che esso è minore alle alte latitudini ed è più elevato nelle zone tropicali ed equatoriali; non è invece risultato un aumento numerico di specie dalle zone tropicali a quelle equatoriali.

Sono poi state evidenziate le specie comuni alle tre zone e quelle che possono essere considerate esclusive delle singole zone.

Ancora sono state considerate le specie che appaiono più frequentemente e quelle invece che possiamo considerare saltuarie.

Sono stati poi fatti apprezzamenti fra le specie che appaiono più frequenti in relazione alla loro densità.

BIBLIOGRAFIA

BOTTAZZI MASSERA, E. 1964. Gli Acantari dell'Oceano Atlantico. Osservazioni sistematiche ed ecologiche. *Boll. Zool., 31,* 1115-1123.

FISHER, A. G. 1960. Latitudinal variation in organic diversity. *Evolution, Lancaster, Pa., 14,* 64-81.

MASSERA BOTTAZZI, E. e A. VANNUCCI 1964. Acantharia in the Atlantic Ocean. A systematic and ecological analysis of planktonic collections made during Cruises Chain 17 and Chain 21 of the Woods Hole Oceanographic Institution. Ist Contribution. *Archo Oceanogr. Limnol., 13,* 315-385.

MASSERA BOTTAZZI, E. e A. VANNUCCI 1965. Acantharia in the Atlantic Ocean. A systematic and ecological analysis of plankton collections made during Cruise 25 of R. V. Chain, of the Woods Hole Oceanographic Institution. 2nd Contribution. *Archo Oceanogr. Limnol., 14,* 1-68.

MASSERA BOTTAZZI, E. e A. VANNUCCI 1965. Acantharia in the Atlantic Ocean. A systematic and ecological analysis of plankton collections made during Cruise 89 of R. V. Crawford, of the Woods Hole Oceanographic Institution. 3rd Contribution. *Archo Oceanogr. Limnol., 14,* 154-257.

MASSERA BOTTAZZI, E., B. SCHREIBER e V. T. BOWEN 1971. Acantharia in the Atlantic Ocean, their abundance and preservation. *Limnol. Oceanogr., 16,* 677-684.

MASSERA BOTTAZZI, E. e M. G. ANDREOLI 1975. Acantharia in the Atlantic Ocean. Analysis of plankton samples collected in the Gulf Stream (Crawford cruise 115 and Atlantis II cruise 38) and in the Slope Water (Crawford cruise 100). *Ateneo Parmense, acta nat., 11,* 93-105.

MASSERA BOTTAZZI, E. e M. G. ANDREOLI 1974. Distribution of Acantharia in the North Atlantic. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* 115-145.

MASSERA BOTTAZZI, E. e M. G. ANDREOLI 1974. Dieci anni di ricerche sugli Acantari (Protozoa) dell'Oceano Atlantico. *Memorie Biol. Oceanogr.,* IV, (4-5-6), 533-551.

MASSERA BOTTAZZI, E., O. ROSSI, M. G. ANDREOLI e R. VILLANI 1976. Demoeco¬ logic analysis of Acantharia populations (Protozoa). *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* 217-235.

MCARTHUR, R. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology, 36,* 533-536.

MERRIT ELMEN, J. 1972. Ecology: an evolutionary approach. Addison-Wesley Co., Menlo Park, California.

STEHLI, F. G., R. G. DOUGLAS e N. D. NEWELL 1969. Generation and maintenance of gradient in taxonomics diversity. *Science, 164,* 947-949.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 501-506
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

DATI TASSONOMICI SUGLI ANISOPODA (CRUSTACEA PERACARIDA) DEL PORTO DI PALERMO

SILVANO RIGGIO

Istituto e Museo di Zoologia dell'Università di Palermo.

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

During the investigation carried out on the fouling communities of Palermo Harbour a considerable number of data on the systematics and the biology of the Anisopodan Crustacea have been collected partly of which are reported in the paper.

The Author points out: a) the presence of two different forms of *Tanais cavolinii* M. Edw., which seem to be related to the degree of pollution; the form living in the harbour is much more developed in size and it is intensely dark spotted; b) the existence of several morphs of *Anatanais robustus* Moore, one of which is preliminary described as a subspecies *crassus* subsp. n.; c) the presence of another species belonging to the subgenus *Anatanais* Nordenstam, and which might even be a new species. It seems related to *Anatanais normani* Richardson; d) the occurrence in small numbers of *Leptochelia savignyi* Krøyer. Further data on other Anisopodan species from other harbours are also provided. The outstanding role played by the Tanaid populations in the advancement of the biotic sequences at the most polluted stations, and their possible use as ecological indicators is also pointed out.

In una precedente comunicazione erano stati forniti dati sulla sistematica e la biologia dei Tanaidacei di alcune località siciliane e del basso Tirreno (Riggio, 1975).

Era stata fra l'altro esaminata la situazione delle specie dell'habitat portuale o lagunare, e si erano individuate forme nuove e di indubbio interesse biologico e sistematico.

L'analisi delle comunità del « fouling » nel porto di Palermo, basata sullo studio degli insediamenti biotici su pannelli test di fibrocemento immersi in stazioni fisse del bacino portuale (Riggio e Mazzola, 1976) ha permesso di raccogliere un gran numero di esemplari e di seguirne i cicli biologici per tutto l'arco annuale.

Le maggiori raccolte sono state effettuate nelle stazioni del porto vecchio « La Cala » caratterizzate da un elevato tasso di inquinamento organico.

La maggior parte degli esemplari raccolti sono risultati appartenenti al genere *Tanais* Aoudouin et Milne Edwars ed al sottogenere *Anatanais* Nordenstam.

Al primo taxon veniva finora ascritta, almeno per il Mediterraneo, fra le specie portuali, la sola *Tanais cavolinii* M. Edw.

Un esame accurato ha permesso di differenziare due forme nettamente distinte: una, con individui adulti di dimensioni comprese fra i 2,5 ed i 3,5 mm e pochissimo pigmentati (fig. 1), è risultata tipica di acque limpide a basso tasso di inquinamento organico e a spiccato idrodinamismo.

La localizzazione più frequente di tale forma è stata fra il piano mesolitorale inferiore e l'infralitorale superiore. Essa non è stata finora trovata all'interno delle aree portuali di Palermo e delle località costiere vicine, dove invece è presente, generalmente in popolamenti puri che possono essere anche estremamente densi, un'altra forma, di dimensioni comprese (nell'adulto) fra i 4,0 mm. e i 5,6 mm, a pigmentazione dorsale scura, areolata e molto intensa.

Il maschio è caratterizzato da un notevole sviluppo delle chele (fig. 2), da minori dimensioni della femmina e da minore frequenza. La femmina raggiunge il massimo sviluppo sia numerico che di dimensioni nella primavera inoltrata (fig. 3). Essa è abitatrice degli specchi d'acqua a basso idrodinamismo, caratterizzati da un elevato inquinamento organico e da intensa sedimentazione.

Oltre che nelle stazioni suddette del porto di Palermo, essa è stata raccolta nel porto di Genova, nell'isola di Vulcano in prossimità di sorgenti termali subacquee, all'interno della rada di Porticello, nel porto di Termini Imerese, ecc.

Tanais cavolinii M. Edw. — forma portuale — mostra spiccate abitudini gregarie ed un ciclo stagionale marcato: i maschi pare compaiano soltanto fra il termine della stagione primaverile e la tarda estate.

È in corso un esame più accurato delle due forme, allo scopo di meglio caratterizzarle dal punto di vista tassonomico.

Il sottogenere *Anatanais* Nordenstam si differenzia dal genere *Tanais* Aoud. et M. Edw. soprattutto per la presenza di 6 pleoniti — invece dei 5 di *Tanais* — e per la mancanza di setole dorsali sui tre pleoniti anteriori, che in *Tanais* sono fittamente ricoperti di setole.

Esso comprende due specie ad habitat portuale: *Anatanais robustus* Moore ed *Anatanais* sp. La prima è una specie politipica comprendente numerose forme chiaramente distinte dalla forma del Moore e riportata dalla Richardson (1905).

La stessa forma tipica frequente nel Mediterraneo presenta d'altronde numerose differenze rispetto alla descrizione originaria, e che permisero, fra l'altro, la creazione di *Hexapleomera schmidti* Dudich (1931), successivamente posta in sinonimia con *Anatanais robustus* Moore (Larwood, 1940, 1954).

Fra le maggiori differenze, sono state osservate la notevole intensità della pigmentazione dorsale — superiore rispetto a *Tanais cavolinii* portuale — e la presenza, anche se incostante, di un dente conico a livello dell'articolazione fra il dito mobile e la parte immobile nella chela del maschio sessualmente maturo.

Variazioni cospicue sono state registrate anche nella morfologia dei maxillipedi. Il maschio e la femmina adulti si differenziano in maniera notevolissima sia nella forma generale del corpo che nelle dimensioni delle antenne e delle chele (figg. 4, 5) ; le forme subadulte o immature hanno caratteri intermedi.

La forma *crassus,* già segnalata (Riggio, op. cit.) è stata elevata a sottospecie *crassus* n. subsp. per i caratteri inconfondibili che la differenziano dalla forma tipica, come le dimensioni inferiori e soprattutto il rapporto larghezza/lunghezza, che è circa doppio che nella forma tipica e che le conferisce un aspetto « obeso ». Il maschio, peraltro, presenta antenne e chelipedi estremamente tozzi e massicci (fig. 7). Tali caratteri si ripetono in parte nella femmina, com'è evidente anche nelle figg. 6 e 8.

La sottospecie *crassus* è comunque molto rara e tipicamente estiva: ha tendenze spiccate all'epibiosi. È stata raccolta anche a Napoli, a Castel dell'Ovo (luglio 1968).

Nel periodo invernale sono stati raccolti piccoli popolamenti di una forma di *Anatanais robustus* con caratteri che possono considerarsi intermedi tra *crassus* e *typicus,* epibionte di forme vagili, in particolare del crostaceo decapode *Maya verrucosa* M. Edw. Anch'essa come *An. robustus* subsp. *crassus* è poco frequente (fig. 8).

Il secondo taxon del sottogenere *Anatanais* Nordenstam (1931)

rientra nel gruppo di specie *Anatanais normani* Richardson (1905), largamente rappresentata in tutto l'Atlantico (Richardson, cit.; Greve, 1974) e lungo le coste della California (Miller, 1940; 1968); tuttavia gli esemplari raccolti a Palermo divergono per numerosi caratteri, che potrebbero ad un'analisi più accurata giustificare l'erezione del taxon suddetto a buona specie. Per tale motivo esso è stato provvisoriamente indicato come *Anatanais* sp. (figg. 9 e 10).

Rappresentata da popolamenti poco numerosi, questa specie, oltre che nelle stazioni del porto vecchio, è stata raccolta anche su fondali sabbioso-fangosi del golfo di Palermo.

Numerosi campioni sono stati raccolti anche lungo la diga foranea del porticciolo di Porticello (giugno 1968), sul mediolitorale inferiore, e fra la grattatura a mitili nel golfo di Napoli (ottobre 1968).

Anatanais sp. è caratterizzata dalle dimensioni non superiori ai 3/0 mm. di lunghezza, dall'elevato rapporto lunghezza/larghezza, dalla mancanza di qualsiasi pelosità sui pleoniti, dall'assenza di pigmentazione dorsale.

Abbastanza accentuato risulta il dimorfismo sessuale, ma in misura assolutamente inferiore rispetto ad *Anatanais robustus* s.l.; le femmine ovigere sono in genere più snelle dei maschi e presentano un carapace meno spiccatamente triangolare. I maschi hanno inoltre chelipedi più sviluppati, prime antenne più lunghe e robuste e sono comparativamente più rari.

Nelle popolazioni esaminate sono stati raccolti individui fenotipicamente maschi provvisti di oostegiti iniziali, che dimostrerebbero la possibilità di un ermafroditismo, fenomeno non nuovo in altri Tanaidacei mediterranei (es. *Heterotanais oerstedi* Krø., Bückle-Ramirez, 1965; Lang, 1953, 1959).

Fra i Paratanaidae *Leptochelia savignyi* Kroyer è stata ritrovata raramente, in primavera, alla stazione 1, mentre assenti sono risultate *Paratanais batei* G. O. Sars ed *Heterotanais anomalus* G. O. Sars (1881, 1886), entrambi raccolte in buon numero fra la grattatura a mitili del golfo di Napoli ed in altri porti minori dell'Italia meridionale e della Sicilia. Esse non sembrano far parte del fouling di aree portuali estese, com'è, appunto, quella di Palermo.

Decisamente assenti dall'area portuale palermitana sono risultati gli Apseudidae, frequenti invece, almeno con *Parapseudes latifrons* Grube, sui fondi fangosi ridotti dei porticcioli minori.

Tutte le specie dei Tanaidacei del fouling portuale su elencate sono tipicamente tubicole, al pari degli Anfipodi dei generi *Corophium* La-

treille, *Amphitoe* Leach ed altri, di policheti sedentari come *Polydora ciliata* Johnston, di certi Copepodi Arpacticoidi, ecc.

Le osservazioni compiute sui pannelli per lo studio del fouling mostrano che i tubi vengono costruiti a partire dalla raccolta, dall'accumulo e disposizione di particelle detritiche, frammenti lapidei, fango e « fecal pallets » su una matrice mucosa spirale secreta a mezzo di ghiandole poste sulle appendici ambulacrali.

Rispetto agli anfipodi che usano soprattutto fango e materiali colloidali per la costruzione dei loro nidi « a tenda », i Tanaidacei hanno mostrato una preferenza spiccata nelle prime fasi dell'insediamento biotico sui pannelli, per i filamenti algali iniziali di Ulotrichales quali *Cladophora* spp. ed *Enteromorpha* spp.

I talli algali filamentosi, ad uno stadio precoce di sviluppo, vengono infatti ritorti ed intessuti su di una spirale di muco coagulato, finendo per assumere la forma di un tubo aperto alle due estremità, dentro il quale vive l'animale.

Sulla superficie di tali tubi viene a depositarsi del materiale organico e colloidale, che viene trattenuto in quantità notevoli, contribuendo alla trasformazione del substrato che aumenta decisamente le possibilità di fissazione delle larve planctoniche di specie tipiche del fouling.

RIASSUNTO

Durante le ricerche eseguite sulle comunità bentoniche del porto di Palermo, è stato raccolto un considerevole numero di dati sulla sistematica e la biologia dei Crostacei Anisopodi; tali dati vengono esposti in questo lavoro.

Si è notato: a) la presenza di due diverse forme di *Tanais cavolinii* M. Edw. che sembrano potersi mettere in relazione con il grado di inquinamento; la forma portuale presenta dimensioni molto maggiori ed è intensamente macchiata di scuro; b) l'esistenza di parecchie forme di *Anatanais robustus* Moore, una delle quali viene descritta, in via preliminare, come sottospecie *crassus* subsp.; c) la presenza di un'altra specie appartenente al subgenere *Anatanais normani* Richardson; d) la presenza in piccole quantità di *Leptochelia savignyi* Krøyer.

Si riportano inoltre ulteriori dati su altre specie di Anisopodi da altri porti.

Si discute anche il ruolo rilevante che le popolazioni di Tanaidi giocano nel procedere degli stadi biologici nelle stazioni più inquinate ed il loro possibile uso come indicatori ecologici.

BIBLIOGRAFIA

BUCKLE-RAMIREZ, L. F. 1965. Untersuchungen über die Biologie von *Heterotanais Oerstedi* Krøyer (Crustacea, Tanaidacea). *Z. Morph. Okol. Tiere, 55,* 714-782.

DUDICH, E. 1931. Eine neue Gattung und Art der Tanaidaceen, in: Systematische und Biologische Untersuchungen über die Kalkeinlegerungen des Crustaceenpanzers in polarisiertem Lichte. *Zoologica, Stuttgart, 80,* 142.

GREVE, L. 1974. *Anatanais normani* (Richardson) found near Bermuda and notes on other *Anatanais* species in: *SARSIA, 55,* 115-120.

LANG, K. 1953. *Apseudes hermaphroditicus* n. sp., a hermaphroditic Tanaid from the Antarctic, *Ark. Zool., 4,* 18.

LANG, K. 1959. Protogynie bei zwei Tanaidaceenarten. *Ark. Zool., 11,* 535-540.

LARWOOD, H. J. 1940. The fishery grounds near Alexandria: 21, Tanaidacea and Isopoda. *Notes and Memoirs Fouad I Inst. Hydrobiol. Fish., Cairo,* 35.

LARWOOD, H. J. 1954. Crustacea Tanaidacea and Isopoda from the Suez Canal, in *Ann. Mag. Nat. Hist.,* ser. 12, 7.

MILLER, M. A. 1940. The Isopod Crustacea of the Hawaiian islands (Chelifera and Valvifera). *Occ. Pap. Bernice P. Bishop Mus., 15,* 295-321.

MILLER, M. A. 1968. Isopoda and Tanaidacea from Buoys in Coastal Waters of the Continental United States, Hawaii, and the Bahamas (Crustacea). *Proc. U.S. Nat. Mus., 125* (3652), 1-53.

NORDENSTAM, A. 1930. Tanaidacea and marine Isopoda from Juan Fernandez. P. 525-552 in C. SKOTTSBERG (ed.). *Natural history of Juan Fernandez and Easter Island* 3. Almqvist & Wiksell, Uppsala. 727 p.

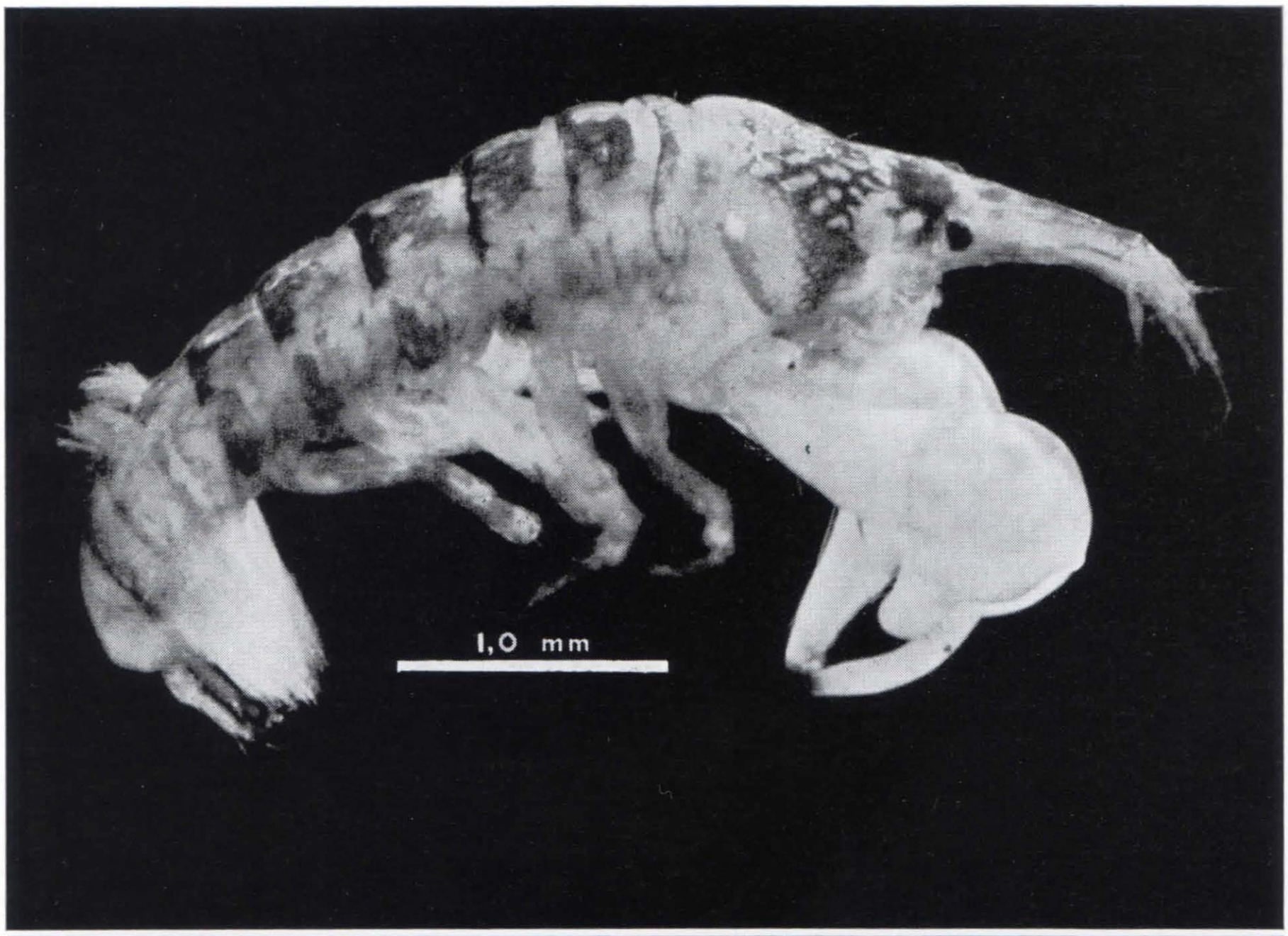
RICHARDSON, H. 1905. A monograph on the Isopods of North America. *Bull. U.S. Nat. Mus., 54*

RIGGIO, S. 1975. Dati preliminari sui Tanaidacei (Crostacei Peracaridi) delle coste tirreniche e mediterranee italiane. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 3*9 (suppl.), 128.

RIGGIO, S. e A. MAZZOLA 1976. Primi dati ed osservazioni sul fouling portuale di Palermo. *Archo Oceanogr. Limnol., 18,* suppl. 3, 141-151.

SARS, G. O. 1881. Revision af Gruppen: Isopoda Chelifera. *Arch. Math. Naturv., 7, 1*-54.

SARS, G. O. 1886. Nye bidrag til kundskaben om Middelhavets invertebratfauna. III. Middelhavets saxisopoder (Isopoda Chelifera). Ibid., *11,* 263-368.



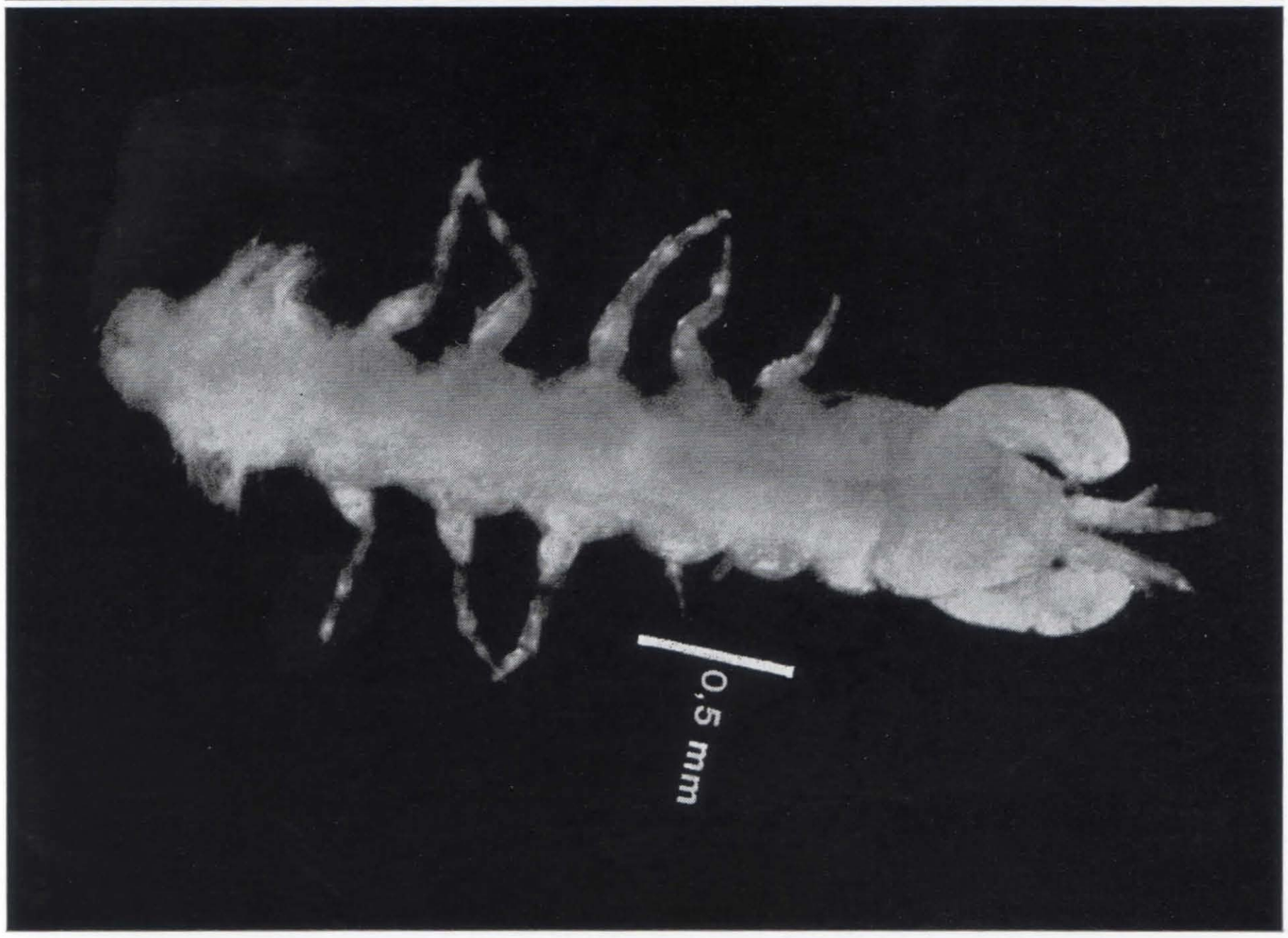


FIG. 1. *Tanais cavolinii* M. Edw. di acque non portuali; femmina subadulta.
FIG. 2. *Tanais cavolinii* M. Edw. del porto di Palermo; maschio adulto.

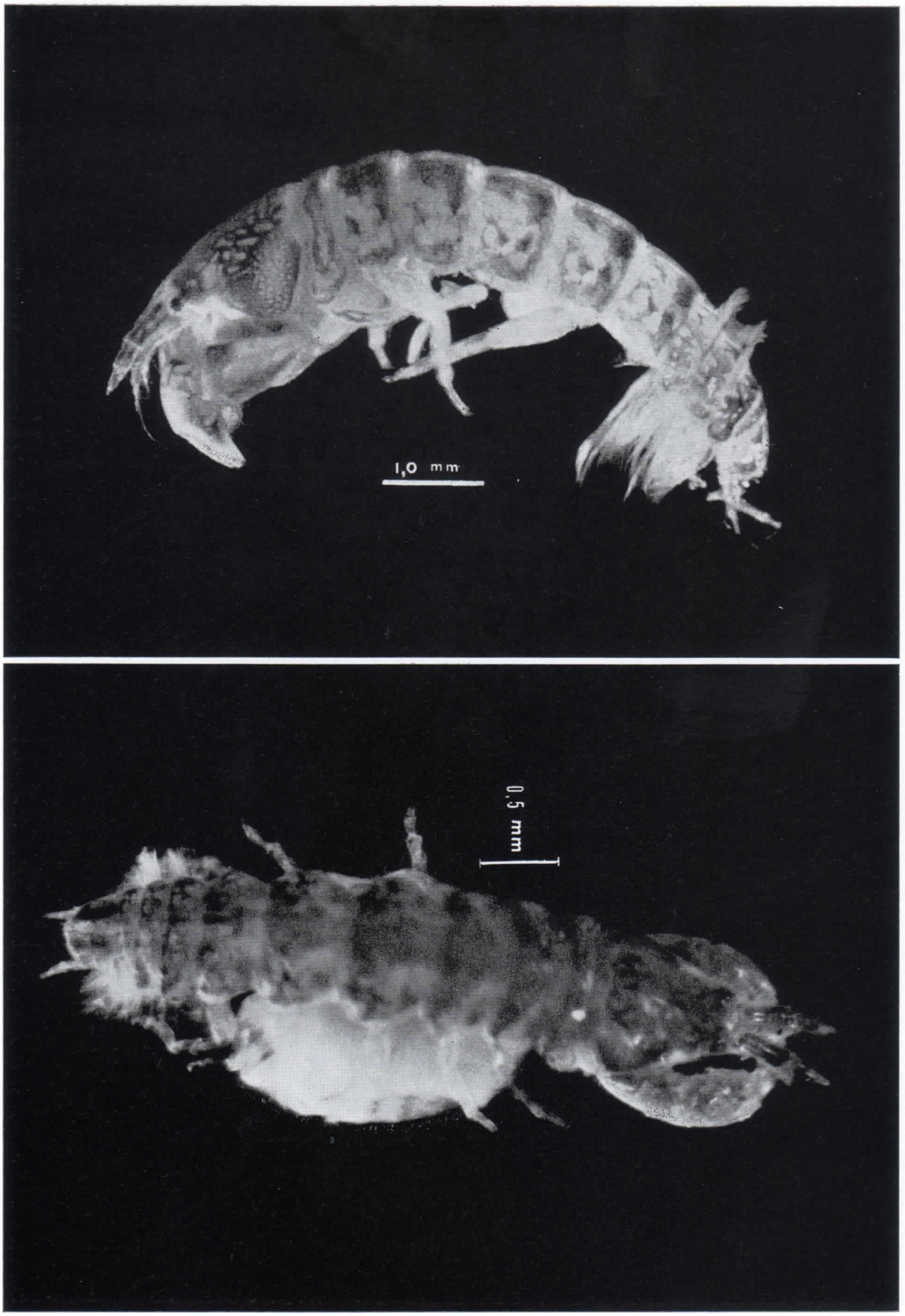


FIG. 3. Femmina di *Tanais cavolinii* M. Edw. con iniziali di oosteogiti, del porto di Palermo.
FIG. 4. Femmina ovigera di *Anatanais robustus* Moore (porto di Palermo).

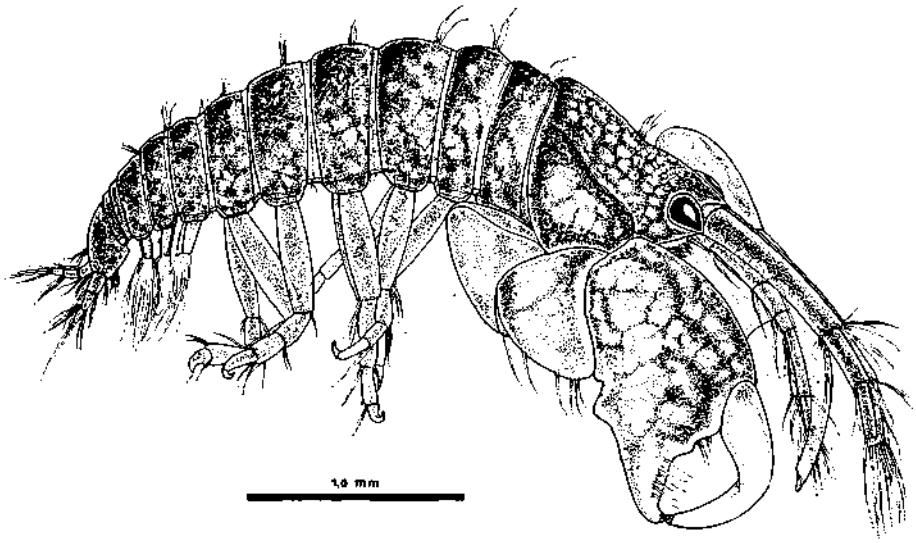


FIG. 5. Maschio adulto di *Anatanais robustus* Moore (porto di Palermo).

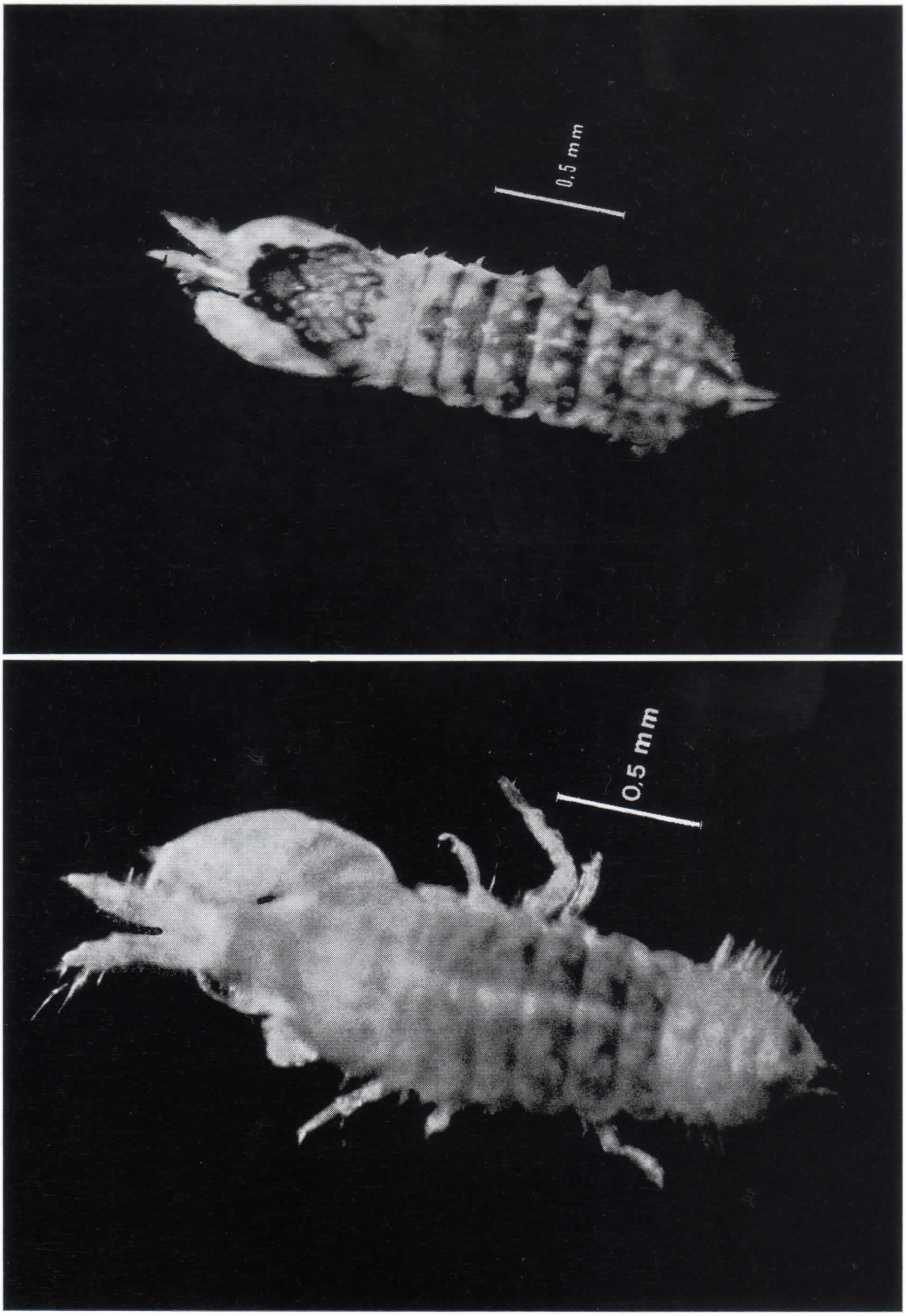
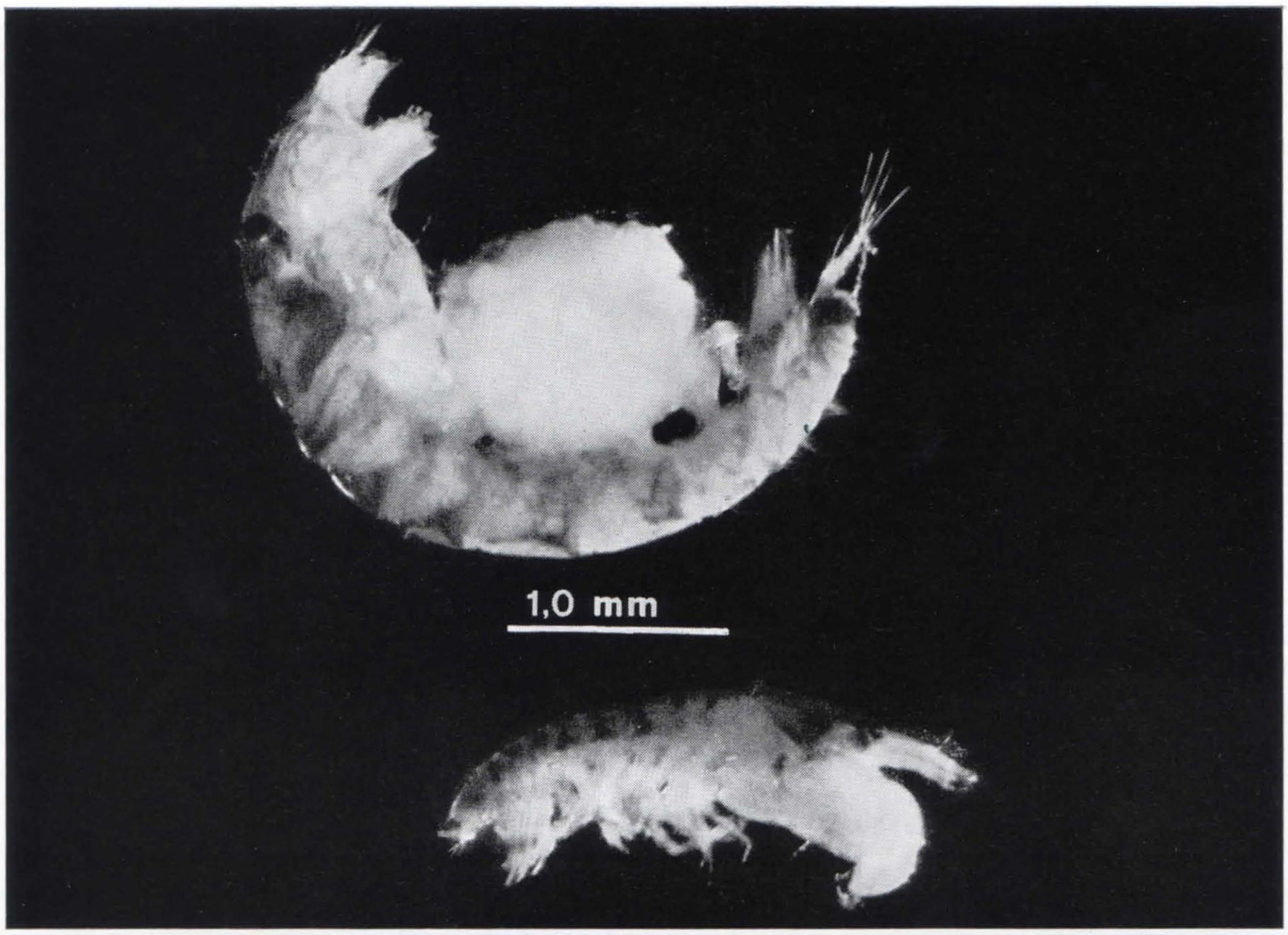


FIG. 6. Femmina di *Anatanais robustus crassus* subsp. nova (porto di Palermo).
FIG. 7. Maschio di *Anatanais robustus crassus* subsp. nova (porto di Palermo).



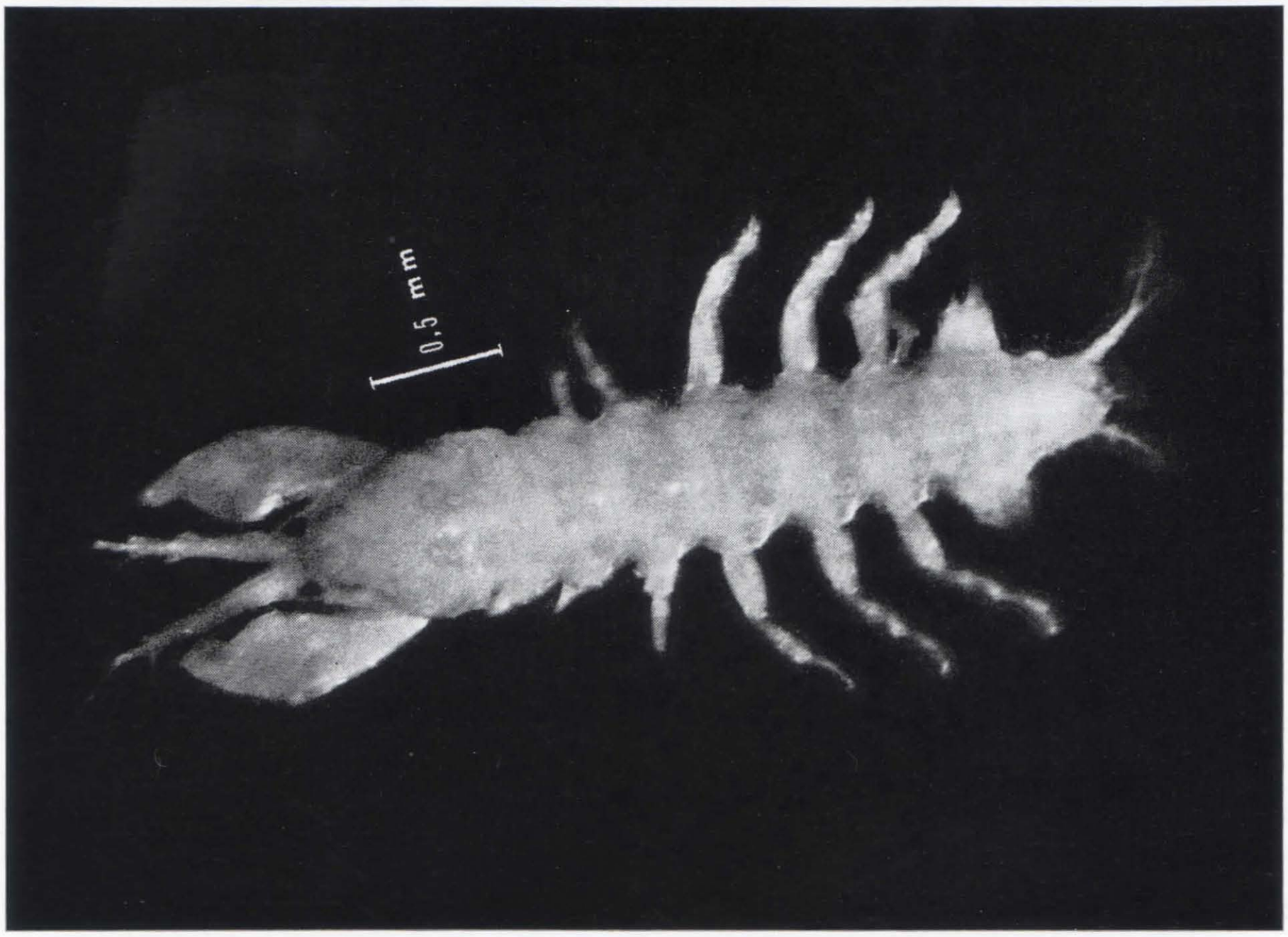


FIG. 8. Confronto fra una femmina adulta di *Anatanais robustus crassus* subsp. nova (in basso) ed una femmina ovigera di *Anatanais robustus* s. l. (in alto) raccolta sul carapace di *Maya verrucosa* (porticciolo dell'Arenella, Golfo di Palermo).
FIG. 9. Maschio adulto di *Anatanais* sp. (golfo di Palermo).

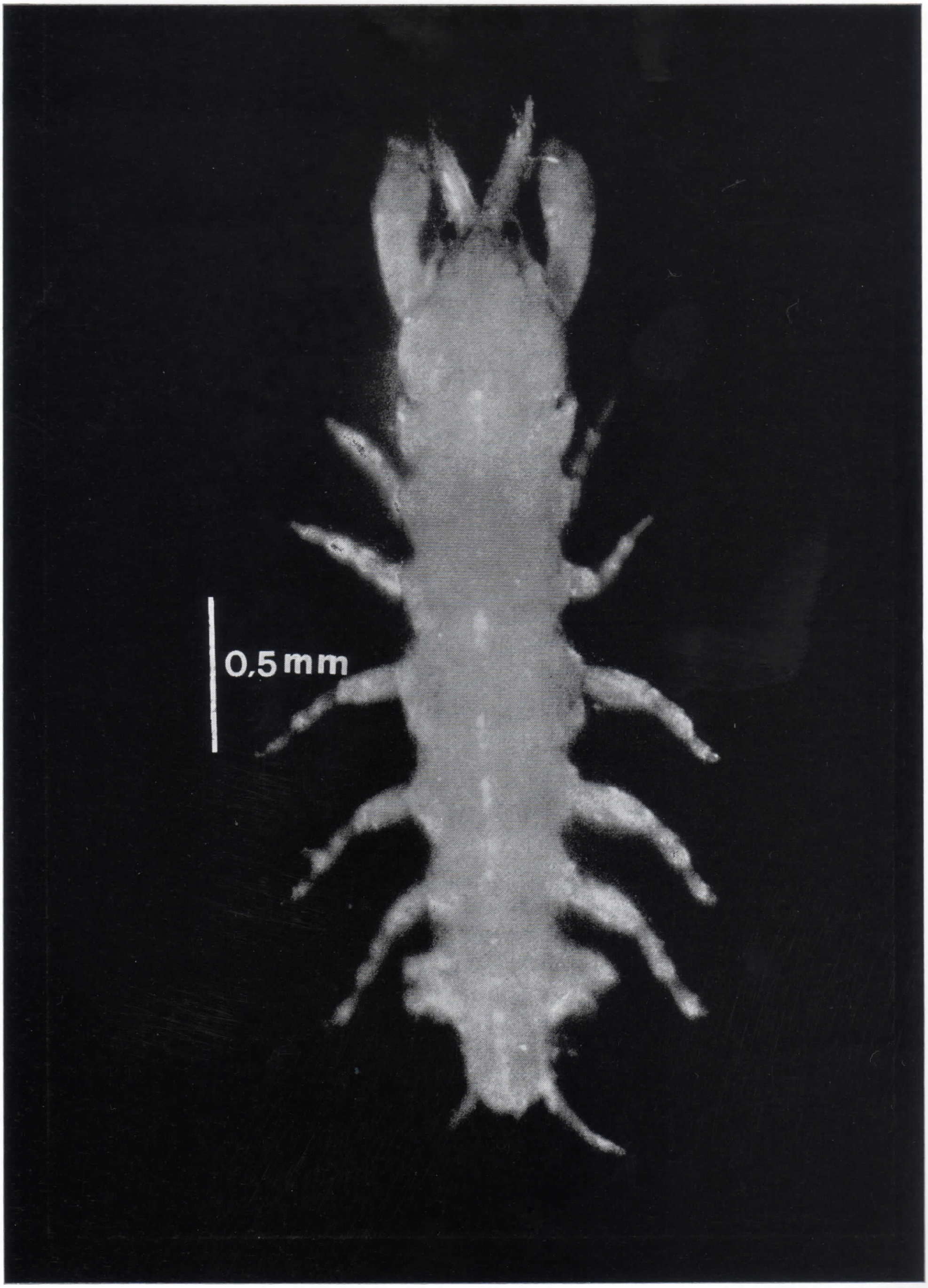


FIG. 10. Femmina adulta di *Anatanais* sp. raccolta nel golfo di Palermo.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 507-514
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

PRIMI DATI SULLA DISTRIBUZIONE NELLA LAGUNA DI VENEZIA E NELL'ALTO ADRIATICO DI MICRORGANISMI OSSIDANTI IDROCARBURI

M. DE DOMENICO [1], A. LOMBARDO [2]

[1] Istituto di Idrobiologia dell'Università, Messina
[2] Istituto di Biologia del Mare, Venezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

This work deals with a first evaluation on the occurence of hydrocarbon-oxidizing micro-organisms in all samples taken in the lagoon of Venice and in the Northern Adriatic Sea. Preliminary results are exposed.

INTRODUZIONE

In prosecuzione di uno studio che da qualche anno viene condotto dall'Istituto di Idrobiologia dell'Università di Messina sulla distribuzione in mare di batteri idrocarburo ossidanti, sono stati esaminati campioni d'acqua di superficie prelevati nella laguna di Venezia e nell'Alto Adriatico.

Come già messo in evidenza (De Domenico M., 1975) la degradazione microbica è una complessa via con cui idrocarburi contaminanti le acque superficiali vengono trasformati e, in maniera più o meno completa, degradati. Ricerche su questo argomento sono state ultimamente intensificate, soprattutto all'estero, al fine di meglio conoscere la capacità di singoli batteri e le conseguenze per l'ambiente della presenza di questa attività microbica.

Poiché l'attività di microrganismi su idrocarburi richiede, oltre al-

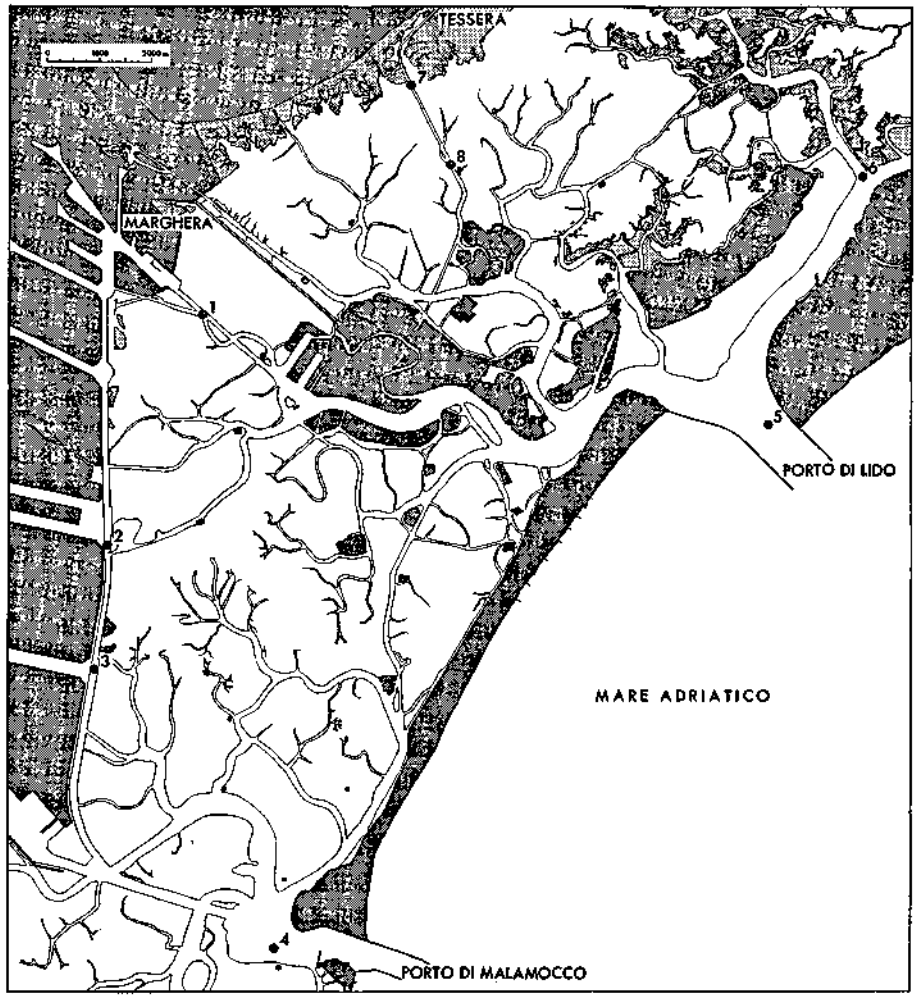


FIG. 1. Laguna di Venezia. Distribuzione delle stazioni di prelievo.

l'idrocarburo stesso, una certa quantità di nutrienti (Zobell, 1964), è abbastanza normale riscontrare in zone sottoposte ad inquinamento da olii e da sostanze minerali inorganiche, comunque pervenuti in mare, batteri in grado di utilizzare idrocarburi come fonte di carbonio.

Particolare rilievo presenta la.ricerca di batteri che ossidano idrocarburi nella zona settentrionale del mare Adriatico, interessato oltre

che da un notevole traffico marittimo, sia costiero sia d'altura, anche da una massiccia industrializzazione. L'apporto di idrocarburi nelle acque costiere non può essere, peraltro, imputato solo alle attività industriali e marittime ma anche ai liquami « domestici » (Genovese, 1974).

Non è nostra intenzione, in questa prima nota, voler indagare sulle cause della presenza di batteri idrocarburo-ossidanti in questa zona di mare. Nostro unico intento è contribuire alla migliore conoscenza del mare Adriatico sotto il profilo microbiologico. In un prossimo futuro è nostra intenzione proseguire lo studio delle caratteristiche microbiologiche del mare Adriatico e il presente contributo si inserisce in questo più vasto programma.

MATERIALI E METODI

I campioni d'acqua sono stati prelevati sterilmente in superficie nelle stazioni riportate in figura 1 e figura 2, rispettivamente il 15 marzo 1974 e tra il 31 maggio ed il 4 giugno dello stesso anno. Per il prelievo dei campioni sono stati usati i mezzi nautici dell'Istituto di Biologia del Mare ed in particolare il secondo gruppo di campioni è stato prelevato nel corso di una crociera della U. D'Ancona nelle acque dell'Adriatico occidentale. Per la ricerca dei batteri idrocarburo-ossidanti è stata impiegata la metodica consigliata da Mironov (1970), che si è già avuto modo di sperimentare (De Domenico M., 1975) per l'esame di acque costiere della Sicilia orientale. I campioni venivano ripartiti in 5 tubi in ragione di 10 ml per tubo cui era aggiunto 1 ml di terreno minerale e 0,02 ml di gasolio o petrolio grezzo; i campioni erano allestiti in doppio ed un tubo privo di idrocarburi era utilizzato come controllo. Le provette erano incubate a 27° C per 45 giorni. Ogni giorno durante i primi 5 giorni di incubazione ed ogni 5 giorni nel periodo successivo le colture venivano agitate ed osservate per individuare la crescita batterica; la positività delle colture era stabilita dalla torbidità del mezzo contro osservazione del tubo di controllo.

RISULTATI

In tabella 1 sono mostrati i risultati ottenuti per la laguna di Venezia. Figurano pure dati sulle caratteristiche fisico-chimiche dei campioni

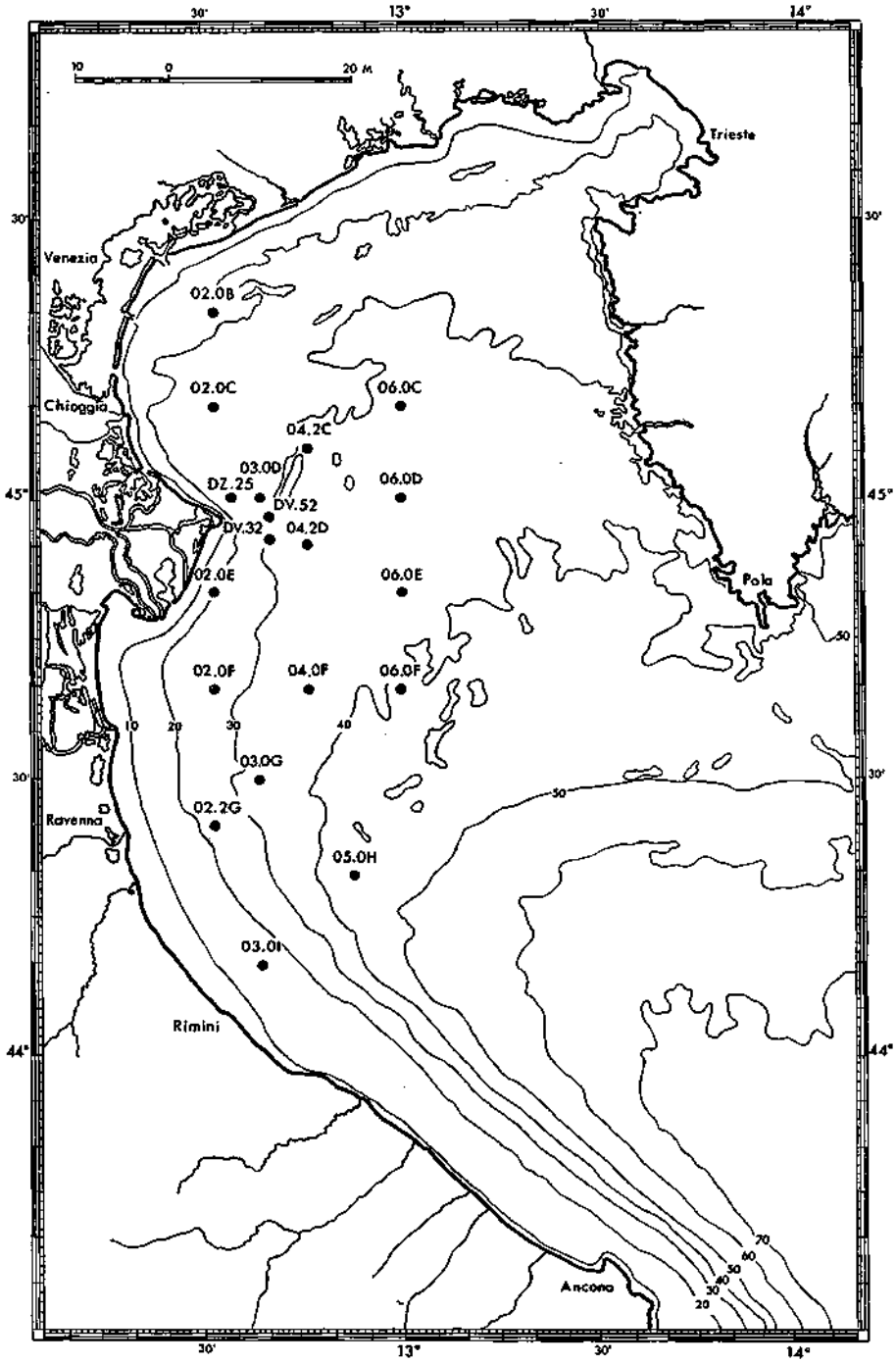


FIG. 2. Alto Adriatico. Distribuzione delle stazioni di prelievo.

TABELLA 1.

Risultati delle determinazioni effettuate nella laguna di Venezia.

Campione	*Data*	*Stazione*	*t° C*	*S °/₀₀*	*pH*	*Batteri ossidanti*	
						Gasolio	*Grezzo*
1	15/3/74	1	9,38	28,43	7,90	+	+
2		2	10,28	28,15	8,15	+	+
3		3	10,58	28,39	7,95	+	+
4		4	9,18	28,17	8,30	+	+
5		5	9,28	29,40	8,12	+	+
6		6	9,28	29,24	8,10	+	+
7		7	12,09	22,32	8,15	+	+
8		8	9,78	8,79	8,60	+	+

+ = presenza.

esaminati. Pur variando notevolmente l'identità delle acque è stata riscontrata la presenza di microrganismi che utilizzano idrocarburi nella totalità dei campioni. Da notare che molti di essi erano nettamente positivi già pochi giorni dopo la semina e le colture delle stazioni 4, 8, 13, 14, 18 in particolare, erano vistosamente pigmentate. A 28 giorni dalla semina tutte le colture erano positive.

In tabella 2 sono riportati i risultati ottenuti per i campioni relativi all'Alto Adriatico, insieme ai dati sulle caratteristiche fisico-chimiche dei campioni esaminati. Anche per questi campioni le pur differenti caratteristiche non influenzano la distribuzione dei batteri idrocarburo-ossidanti che si dimostrano attivi nella totalità delle colture esaminate. Come per i campioni prelevati in laguna, anche per questi, la positività è stata apprezzata prima del 45° giorno di incubazione e la coltura in gasolio della stazione 6, in particolare, era lievemente pigmentata.

Tutti i campioni d'acqua esaminati presentano quindi una marcata capacità di ossidare idrocarburi.

CONCLUSIONI

Pur nella incompletezza del metodo utilizzato che non permette una quantificazione dei batteri idrocarburo-ossidanti, ma presenta il note-

TABELLA 2.
Risultati delle determinazioni effettuate nell'Alto Adriatico.

Campione	*Data*	*Stazione*	*t° C*	*S°/₀₀*	*pH*	*Batteri ossidanti*	
						Gasolio	*Grezzo*
9	31/5/74	02.0B	19,85	29,25	8,52	+	+
10		06.0C	21,20	28,41	8,70	+	+
11		02.0C	19,90	28,85	8,60	+	+
12	2/6/74	04.2C	20,95	27,87	8,76	+	+
13		06.0D	22,00	32,62	8,42	+	+
14		03.0D	22,20	11,38		+	+
15	3/6/74	04.2D	21,80	27,66	8,50	+	+
16		06.0E	20,60	34,10	8,36	+	+
17		02.0E	21,90	28,47	8,69	+	+
18	4/6/74	02.0F	21,10	27,91	8,73	+	+
19		04.0F	22,40	28,07	8,68	+	+
20		06.0F	22,00	34,34	8,33	+	+
21		05.0H	21,90	32,41	8,41	+	+
22		03.01	21,30	31,65	8,50	+	+
23	9/6/74	02.2G	21,05	29,67	8,62	+	+
24		03.0G	20,50	32,02	8,51	+	+
25	11/6/74	DZ.25	20,10	30,93	8,33	+	+
26		DV.52	19,60	28,50	8,33	+	+
27		DV.32	19,60	27,25	8,33	+	+

+ = presenza.

vole vantaggio di poter essere applicato facilmente anche nel corso di crociere a vasto raggio, è stato possibile accertare la presenza di una attività microbica a carico di idrocarburi in una vasta area del mare Adriatico. L'ubiquità di questi batteri non ha permesso di utilizzare la conoscenza delle caratteristiche idrologiche della zona esaminata, ma proprio questa ubiquità presenta molto interesse in confronto con altre zone italiane. Infatti i campioni prelevati quasi nello stesso periodo in una vasta zona dello Ionio compresa tra Messina e Siracusa (De Domenico E. e De Domenico M., 1977) presentavano una scarsa crescita, apprezzabile solo al termine del periodo di incubazione, e solo per parte di essi.

La presenza di una flora microbica già adattata agli idrocarburi, attendibile in una zona decisamente « attiva » quale la laguna di Venezia, caratterizza anche il livello di qualità della più ampia zona pelagica

esaminata. Nella laguna il contributo di origine urbana (Lombardo, 1973) e quello di origine commerciale (navigazione ed industrie) possono fornire costantemente un notevole livello di contaminazione da idrocarburi. Nell'Alto Adriatico, la presenza di microrganismi già adattati all'ossidazione di idrocarburi è in accordo con l'influenza di acque costiere in tutta la zona esaminata (Franco, 1973).

D'altro canto la presenza di questa flora microbica specializzata è segno di una notevole capacità di difesa del mezzo marino che, se non turbato da fenomeni di inquinamento massivo, può ricevere da questa attività microbica anche sensibili incrementi produttivi ai livelli trofici inferiori.

RIASSUNTO

Vengono riferiti risultati preliminari sulla presenza di batteri idrocarburo-ossidanti nella laguna di Venezia e nell'Alto Adriatico. In particolare è stata effettuata la ricerca di micro-organismi che ossidano gasolio e petrolio greggio.

La tecnica impiegata è quella consigliata da Mironov (1970). I campioni esaminati sono stati complessivamente 27, dei quali 8 prelevati nella laguna di Venezia e 19 nell'Alto Adriatico.

L'inquinamento da idrocarburi, prevedibile per queste particolari zone, trova conferma nella presenza di una flora idrocarburo-ossidante nella totalità dei campioni esaminati.

Si tratta inoltre di una prima valutazione di tale attività microbica di una zona che, ampiamente studiata sotto altri aspetti, risulta poco nota dal punto di vista batteriologico.

SUMMARY

Preliminary results on the occurence of hydrocarbon-oxidizing micro-organisms in the lagoon of Venice and in the Northern Adriatic Sea are exposed with particular attention to micro-organisms oxidizing gas oil and crude oil.

The technique employed is the one suggested by Mironov (1970). Twenty seven samples were examined, eight of which were taken in the lagoon of Venice and nineteen in the Northern Adriatic Sea.

The presence of hydrocarbon-oxidizing micro-organisms in all samples indicates hydrocarbon pollution as could be expected in these particular zones.

This study represents also a first evaluation of the occurence of these micro-organisms in the Northern Adriatic Sea, a zone which has been investigated from the hydrological point of view, but not from the bacteriological view.

BIBLIOGRAFIA

DE DOMENICO, M. 1975. Prime ricerche sulla distribuzione in mare di microrganismi ossidanti idrocarburi. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*

DE DOMENICO, E. e M. DE DOMENICO 1977. Déterminations physiques, chimiques et microbiologiques dans certaines eaux, joniennes superficielles (mars-juillet 1974), *Rev. Intern. Océanogr. Méd.* (in stampa).

GENOVESE, S. 1974. Pollution organique du milieu marin et eutrophisation. *Rev. Intern. Oceanogr. Med., 34,* 5-21.

FRANCO, P. 1973. L'influenza del Po sui caratteri oceanografici e sulla distribuzione della biomassa planctonica dell'Adriatico settentrionale. *Atti Conv. Soc. Int. Limnol. Ann. Univ. Ferrara,* NS, Sez. 1, *1,* 95-117.

LOMBARDO, A. 1973. Ricerche microbiologiche nella laguna di Venezia. I. Presenza e distribuzione dei coliformi fecali quali indice di inquinamento di Origine urbana. *Atti Ist. Veneto Sci., 132,* 57-74.

MIRONOV, O. G. 1970. Microorganisms growing in oil and oil products in western and central regions of the Mediterranean Sea. *Rev. Intern. Océanogr. Méd., 17,* 79-85.

ZOBELL, C. E. 1964. Occurrence, effect, and fate of oil polluting the sea. *Adv. Wat. Poll. Res., 3,* 85-118.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 515-517
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

LA PESCA OCEANICA NEL BANCO SAHARIANO

MARIO BUSSANI

Parco Marino di Miramare, Trieste

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

L'interesse economico e commerciale che riveste la pesca oceanica nella produzione nazionale, è stato ampiamente documentato nei vari incontri fatti in Italia e all'estero. Tale pesca, per il nostro mercato, si svolgeva prevalentemente lungo le coste dell'Africa nord occidentale e più precisamente sulla piattaforma continentale del Sahara Spagnolo.

È infatti in questa zona che abbiamo il confine tra la fauna della Regione Paleartica con quella della Regione Tropicale o Etiopica. Di questo fatto se n'era accorto Alvise Cadamosto, l'esploratore veneziano che nel 1456, per conto dei portoghesi, scoprì le isole del Capo Verde. Nella sua relazione di viaggio, descrivendo le isole Canarie e la fascia costiera africana, definisce tale area come: «… abbondante di pesce, buono ed eccellente, uguale a quello che si incontra a Venezia ... ».

Nel Golfo di Trieste, presso San Giovanni di Duino, si trova il porticciolo omonimo che veniva adibito quale scalo per i pescherecci oceanici. La Regione Friuli - Venezia Giulia, tramite la Direzione della pesca marittima dell'Assessorato Industria e Commercio richiedeva un'indagine preliminare conoscitiva per poter o meno incrementare tale genere di attività.

Dopo quattro mesi di ricerche, due dei quali trascorsi in mare organizzando la campagna da pesca denominata « Aspa Primo », il parere fornito agli interessati con una apposita relazione è stato del tutto negativo.

Tale giudizio si è formato in seguito ad un'attenta analisi sull'intero ciclo organizzativo e distributivo esistente in alcune società. Durante la spedizione invece si è indagato sulla formazione professionale dell'equipaggio ad ogni livello, sulla tecnologia applicata a questo genere di pesca, sulla percentuale delle specie catturate, sui tempi di cattura, lavorazione, conservazione e trasporto.

Si sono così accertate alcune delle cause che direttamente hanno posto in crisi la pesca oceanica nazionale:

a) personale di ogni categoria mancante nel numero e inidoneo professionalmente;

b) navi inadeguate oppure di recente costruzione ma vecchie di progettazione, es. « baccaladero » o traino laterale;
c) mancanza di aree adibite alla pesca con prodotto valido per il mercato nazionale ;
d) sovrapesca, nelle aree « libere » con la concentrazione di pescherecci allontanati dalle altre zone di pesca per l'estensione delle acque territoriali di alcuni paesi africani ;
e) sistema distributivo inesistente.

Alcune delle ragioni che indirettamente hanno contribuito a questo grave momento per l'industria della pesca oceanica sono:
aa) finanziamenti con prestiti, mutui, sovvenzioni, il più delle volte col denaro pubblico, a imprese private prive di garanzie per svolgere una politica economica funzionale nel contesto nazionale;
bb) mancanza assoluta di qualsiasi forma di assistenza per la tecnologia moderna applicata, per la progettazione e sperimentazione di natanti, sistemi, metodi, per la pesca, carte da pesca, bollettini meteo, assistenza medica in mare, corsi professionali e di biologia della pesca, raccolta dati statistici, ecc.
cc) inadeguatezza della sicurezza sociale dalle forme assicurative (lire 400 al giorno in caso di malattia o infortunio) a quelle contrattuali (non esiste un contratto nazionale di lavoro) ;
dd) mancanza da parte governativa di trattative a lungo termine, mediante accordi internazionali di permessi per la pesca atlantica.

Con queste premesse risulta pertanto non soltanto inutile ogni contributo finanziario a favore della pesca oceanica, ma addirittura dannoso poiché denaro pubblico verrebbe investito, senza alcuna garanzia e possibilità di riuscita, in un settore completamente abbandonato dalle organizzazioni politiche e scientifiche nazionali.

Soltanto una ristrutturazione globale non a carattere privatistico potrebbe essere competitiva sul piano internazionale. Si propone pertanto una flottiglia, anche sperimentale, nell'ambito delle Società di preminente interesse nazionale.

SUMMARY

DEEP-SEA FISHING IN THE SAHARA BANK

The economic and commercial importance that deep sea fishing assumes in the domestic production has been amply emphasized during meeting held in Italy and abroad.

This type of fishing was practiced in the past for our national consumption mainly along the North Western African coast, more precisely on the continental platform of the Spanish Sahara.

It is in fact in this area that the boundary between the Paleartic Zone fauna and that of the Tropical and Ethiopian zone taken place. This was noted, also by Alvise Cadamosto the Venetian explorer, who in 1456 on behalf of Portugal, discovered Cape Green's Islands. In his logbook describing the Canary Islands, he states how this area: «… abounded with good and excellent fish, similar to the one found in Venice ... ».

In the Gulf of the Trieste, near S. Giovanni of Duino, lies the small harbour which in the past was used by deep-sea fishing vessels.

The Fisheries Department of the Assessorato Industria e Commercio of the Friuli-Venezia Giulia Region, requests that a preliminary investigation be carried out, so as to establish the expediency of augmenting this type of activity.

After four months of research, two of which spent at sea, organizing the fishing operation « Aspa Primo », we formed a completely negative opinion, and submitted a report accordingly.

This conclusion was reached after carrying out a careful analysis of the entire operational cycle adopted by a number of fishing enterprises.

During the expedition, we investigated the vocational training of the crew at all levels, the technological system used for this type of fishing, the percentage of species captured, the average time employed for capture, processing, storage and transport.

We were thus able to establish some of the factors which have directly caused this crisis in our deep-sea fishing industry, namely:

a) personnel of every category short in number and professionally unsuitable;
b) unsuitable vessels or vessels newly constructed but of the old type such as « baccaladero » or side tow;
c) lack of fishing areas yealding suitable products for our markets;
d) overfishing in the «free areas» due to greater expansion of some African countries' territorial waters;
e) no proper system of distribution.

Furthermore, the following factors have contributed indirectly to this crisis;

aa) the financing through loans and subsidies, mostly with publics funds, of private enterprises offering no guarantee of carrying out a functional, economic national policy;
bb) total lack of any form of assistance in the application of modern technological systems, designing and experimenting of new vessels, fishing methods, fishing maps, weather forecasts, medical assistance at sea, vocational training and marine biology courses, collection of statistical data, etc.;
cc) inadequacy of social security: insurance for instance, is only paid 400 lire for day in case of accident or sickness, and there is no national contract;
dd) no long term international agreements for Atlantic fishing rights on the part of the Government.

In consideration of the above, we are in the opinion that any financial contribution towards deep-sea fishing today, would not only be useless but also detrimental, since public funds would be invested without any guarantee or possibility of success, in a sector which has been completely abandoned by both political and scientific national organizations.

This sector could become competitive on an international scale, only through public restructuring, and it is proposed that the major shipping lines build up a small, maybe experimental, fishing fleet for this purpose.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 519
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

ATTIVITÀ PARALIZZANTE DELLE GHIANDOLE SALIVARI POSTERIORI D*ELL'OCTOPUS VULGARIS*

L. CARIELLO, F. GHIRETTI, L. ZANETTI

Stazione Zoologica di Napoli e
Istituto di Biologia animale dell'Università di Padova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

Risultati preliminari, ottenuti analizzando gli estratti acquosi delle ghiandole salivari posteriori dell' *O. vulgaris,* hanno indicato che la loro azione paralizzante è dovuta alla presenza di cinque frazioni proteiche tossiche. Inoltre è stato messo a punto un semplice e rapido metodo per l'isolamento di tali frazioni. Una di esse peso molecolare circa 90000 dalton, punto isoelettrico compreso fra 4.5 e 5.1, è stata ulteriormente purificata mediante gel filtrazione fino ad ottenerla omogenea in elettroforesi su acetato di cellulosa e gel di poliacrilammide. Il controllo dell'attività paralizzante è stato effettuato iniettando per via intraperitoneale differenti quantità di tossine nei *Carcinus maenas.*

SUMMARY

PARALYZING ACTIVITY OF POSTERIOR SALIVARY GLANDS OF OCTOPUS VULGARIS

Preliminary studies on the water extracts of the posterior salivary glands of *0. vulgaris* indicate that their toxicity is caused by five proteic fractions. These proteins have been partially purified by gel filtration. One of these fractions, molecular weight about 90000 dalton, isoelectric point between 4.5-5.1, after further purification it was found homogeneous on cellulose polyacetate strips and on polyacrylamide gel electrophoresis. The lethality was estimated by injecting intraperitoneally different quantities of the toxic fractions into samples of *Carcinus maenas.*

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 521-523
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

EVOLUZIONE DELLE EMOCIANINE

A. GHIRETTI MAGALDI, G. TAMINO, B. SALVATO

Centro per lo studio della Fisiologia e Biochimica delle Emocianine del Consiglio Nazionale delle Ricerche e Istituto di Biologia animale dell'Università di Padova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

L'origine monofiletica di un gruppo di proteine si desume dal confronto delle sequenze di ammino acidi, ma, quando la struttura primaria non è nota, il confronto della composizione in ammino acidi può dare un'indicazione abbastanza precisa sui rapporti che intercorrono fra proteine che hanno la stessa funzione.

Un metodo basato su una formula di distanza e detto della « divergenza di composizione» è stato proposto da Harris e Teller (1973). Questa formula è stata da noi modificata in modo da tenere in considerazione anche la relazione esistente fra la composizione della proteina e il codice genetico. La modifica comporta l'introduzione nel calcolo della divergenza di composizione della frequenza con cui un dato ammino acido può comparire in una proteina, cioè del numero di codoni che controllano ciascun ammino acido (questi due valori sono direttamente proporzionali; King e Jukes, 1969).

Il metodo così modificato è stato saggiato determinando la divergenza di composizione di proteine a sequenza nota e la correlazione esistente fra omologia di sequenza e divergenza di composizione. Dal grafico di correlazione ottenuto per questi valori è stata calcolata la linea di regressione e il coefficiente di correlazione La correlazione fra omologia di sequenza e divergenza di composizione è risultata pari a 0.90 con un *t* di Student inferiore a 0.01.

Il metodo perciò può essere usato con un buon livello di sicurezza per la determinazione dell'omologia fra proteine di cui non si conosca la sequenza ed è stato quindi da noi applicato alla composizione di ammino acidi delle emocianine, i pigmenti respiratori a rame di alcune classi di Molluschi e di Artropodi. Le emocianine dei Molluschi e degli Artropodi infatti, pur avendo funzione identica, presentano differenze strutturali abbastanza pronunciate da far pensare che esse siano il prodotto di geni non correlati che si sono evoluti per convergenza funzionale.

I valori di divergenza di composizione indicano invece che: (1) fra le emocia-

nine dei Molluschi esiste un'omologia che si aggira fra il 50 e oltre il 90 % (2) l'omologia calcolabile fra le emocianine di Artropodi cade fra il 45 e il 90 %; (3) l'omologia fra le emocianine dei Molluschi e quelle degli Artropodi varia fra il 40 e il 90 %.

Questi valori così elevati fra i due gruppi di proteine permettono di escludere che esse si siano evolute per convergenza e indicano invece che esse possono essere considerate come membri di una famiglia di proteine non solo chimicamente e funzionalmente correlate, ma derivanti da una proteina ancestrale comune.

Questi dati hanno anche permesso di riesaminare e reinterpretare i dati chimici e chimico-fisici sulla struttura delle emocianine e di conciliare le differenze strutturali esistenti sulla base dell'origine monofiletica.

SUMMARY

THE EVOLUTION OF HEMOCYANINS

The monophyletic origin of a group of proteins can be revealed by comparison of the amino acid sequence. When the sequence is not known, however, the degree of homology among functionally related proteins can be established with a good approximation on the basis of the amino acid composition.

A method using a distance formula has been proposed for this purpose by Harris and Teller (1973) and called «composition divergence» method. The distance formula has been modified by us in order to include the frequency with which a given amino acid can be present in a protein, i.e. the number of codons which specify it (the two values are directly proportional; King and Jukes, 1969).

The modified formula has been tested on a number of proteins of known amino acid sequence and the correlation existing between sequence homology and composition divergence has been determined. The correlation factor calculated was 0.90 with a Student's *t* lower than 0.01.

The method can therefore be used with confidence for the determination of the degree of homology existing among functionally related proteins whose sequence is not known. We have applied it to the amino acid composition of hemocyanins (Hcy), the copper respiratory pigments of some classes of Mollusca and Arthropoda. The Hcy of Mollusca and Arthropoda in fact have identical function but show so pronounced structural differences that they might be considered as the products of unrelated genes which have evolved by functional convergence.

The composition divergence values obtained for Hcy indicate that: (1) molluscan Hcy give homology values ranging from 50 to over 90 %; (2) the calculated homology among Arthropod Hcy falls between 45 and 90 %; molluscan and arthropod Hcy give homology values from 40 to 90 %.

These results allow to exclude a polyphyletic origin and strongly indicate that Hcy are members of the same protein family and are not only chemically and functionally related but derive from a common ancestor.

The data obtained allow also to reconsider and reinterpret the existing chemical and physico-chemical informations on the structure of these proteins so that the structural differences existing can be reconciled with the monophyletic origin.

REFERENCES

HARRIS, C. E. e D. C. TELLER 1973. Estimation of primary sequence Homology from amino acid composition of evolutionary related proteins. *J. Theor. Biol., 38,* 347-362.

KING, G. L. e T. H. JUKES 1969. Non-Darwinian evolution. *Science, 164,* 788-797.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 525-530
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

SEASONAL VARIATIONS IN THE ULTRASTRUCTURE OF THE LIVER OF THE PILCHARD *SARDINA PILCHARDUS* WALB.

ANTONIO QUAGLIA

Istituto di Anatomia comparata dell'Università di Bologna

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

The paper deals with the fine structure of hepatocytes of the pilchard *(Sardina pilchardus* Walb.) in different seasons of the year.

INTRODUCTION

The clupeids are classified with the fishes which store up fat mainly in the muscles but also in the connective tissues and in the liver. The lipid content of tissues varies in the course of the year depending on degree of sexual development (Grassé, 1958; Blaxter and Holliday, 1963).

The aim of the present study is to investigate the fine structure of the liver of the Adriatic clupeid *Sardina pilchardus* Walb. (pilchard or sardine) and to find which substances are stored in it and whether there occur Cytological changes in its ultrastructure related to the seasons as well as to reproduction.

MATERIALS AND METHODS

Male and female specimens of *Sardina pilchardus* Walb. were collected in June-July («summer» specimens) and October-November 1972

(« autumn » specimens) and in March-April 1973 (« spring » specimens) from Western Adriatic Sea.

Small liver pieces were dissected out from mature adults 14-16 cm long, and fixed immediately for electron microscopy. Primary fixation was 2.5 % glutaraldehyde in 0.1 M phosphate buffer (pH 7.4) for two hours at 0° C, followed by a buffer rinse and secondary fixation with 1 % osmium tetroxide in phosphate buffer for one hour. The tissue was dehydrated in an acetone series and embedded in Araldite. Ultrathin sections were cut on a Reichert OM U2 ultramicrotome, stained with lead citrate (Reynolds, 1963) and observed with a Hitachi HS 8F electron microscope.

RESULTS

The structure of the liver in the pilchard is similar to that in other fishes (Hale, 1965), with cells arranged around each sinusoid and with epithelial plates two cells thick, separating adjacent sinusoids, around the major blood vessels. Bile canaliculi run between adjacent cells.

« Summer » specimens (fig. 1)

The liver cells are large and polygonal in shape, having considerable amount of cytoplasm and large round or oval nucleus each with a prominent nucleolus. The nucleus is surrounded by a nuclear envelope showing numerous pores about 700 Å wide; the outer nuclear membrane is lined with ribosomes.

The rough endoplasmic reticulum is found everywhere in the cytoplasm and both long profiles arranged in parallel and short randomly distributed profiles occur. Many loose ribosomes are scattered in the cytoplasm.

The smooth endoplasmic reticulum is also present in the form of tubules and vesicles often containing a rather electron-dense material. This type of reticulum is more developed near the cell membrane.

Small lipid droplets surrounded by a unit membrane and glycogen granules seldom occur in the cytoplasm and are in relatively close association with the smooth endoplasmic reticulum.

The stack of Golgi cisternae is usually well developed. As a rule the Golgi complex tends to be situated between the nucleus and the bile canaliculus, but can also be situated lateral to the nucleus.

Many mitochondria and some lysosomes are scattered in the cytoplasm. The mitochondria are round or elongate and have a rather dense matrix in which the cristae are poorly outlined.

The liver cells are limited by a plasma membrane which contacts either intercellular space, bile canaliculi, or the space of Disse associated with the sinusoids.

The plasma membranes of adjacent cells are smooth and lie parallel to each other separated by a narrow space; desmosome-like structures join together two contiguous cells.

The bile canaliculi are formed by two cells joined near the canalicular lumen by attachment structures. The canalicular lining membranes are modified to form some long microvilli.

At the vascular pole the cell membrane abuts onto the space of Disse which underlies the endothelial cells lining the sinusoids. At this point the membrane forms some tortuous microvilli.

« Autumn » specimens (figs. 2-5)

In the male and female « autumn » specimens liver cells show a different feature. The nucleus is located at the side of the cell and often is squeezed in among large lipid droplets.

The endoplasmic reticulum consists of both short profiles covered with ribosomes and smooth vesicles with a moderately dense content. Profiles of RER become situated around mitochondria and lipid droplets.

The Golgi complex is poorly developed.

The mitochondria are polymorphic, many of them being elongate or irregular. Most often they are grouped around the lipid droplets and show myelin-like figures within the matrix.

In many cells abundant lipid droplets are present. Lipid droplets are more or less large structures possibly surrounded by a unit membrane and often occurring in clusters intermingled with glycogen rosettes.

Glycogen occurs in small quantities and forms granules or rosettes frequently associated with lipid droplets.

In addition to the stored substances the cytoplasm contains lysosomes and bundles of fibrous elements.

The bile canaliculi do not differ from those of the «summer» specimens. The space of Disse often contains small particles and some flocky material; there are morphological indications of pinocytotic activity of the plasma membranes abutting on the space of Disse.

« Spring » specimens (fig. 6)

The fine structure of the liver cells of the « spring» specimens resembles that of the « summer » specimens and therefore it will suffice to describe only the differences between them.

The cytoplasm is moderately electron-dense and contains small solitary lipid droplets and glycogen granules; myelin-like figures often occur in close association with glycogen granules.

Large holes develop in the cytoplasm. The holes are not surrounded by a unit membrane and are partly filled with small particles and flocky material.

The mitochondria exhibit a considerable heterogeneity of shape and size; they are scattered in the cytoplasm or grouped around the cytoplasmic holes.

The rough endoplasmic reticulum appears as isolated elongate profiles lying sparsely scattered throughout the cytoplasm.

Large lysosomes are located close to the bile canaliculus or near the nuclear envelope.

DISCUSSION

Biochemical studies have determined the seasonal cycle of fat storage in some clupeids, including pilchard (Viviani et al., 1968). The highest content of fat in the muscles and liver of the pilchard is found at the beginning of the period of spawning and the lowest at end of it. The period of spawning of the pilchard in Adriatic Sea is from October to March (Karlovac, 1964).

The results of the present study on the ultrastructure of the liver cells of the pilchard agree with those discussed above.

It is interesting to point out that rather similar changes in liver ultrastructure occur in «lean» fishes (Byczkowska-Smyk, 1968). In this case however the changes occur during the period preceding the maturation of the gonads.

In pilchard feeding is at high level in summer and the gonads ripen taking priority over growth and fat reserves. The fat storage reaches its peak in October and from that time on fat reserves fall to cover the requirements connected with metabolism and gonads development (Hickling, 1945).

Therefore small quantities of fat are stored in the liver cells of the

pilchard during the summer. Increased feeding in October permits the fat storage in the liver cells probably by means of the pinocytotic activity of the plasma membranes at the vascular poles.

The glycogen content in the liver cells also decreases during spawning but its quantitative changes are less evident.

RIASSUNTO

La minuta struttura delle cellule epatiche della sardina *(Sardina pilchardus* Walb.) è simile a quella degli epatociti di altri pesci, tenuto conto che nel fegato di questo Clupeide si accumulano, verosimilmente in relazione al ciclo sessuale, delle notevoli quantità di lipidi.

Infatti in autunno, durante la maturazione delle gonadi, le cellule epatiche della sardina sono infarcite di lipidi e presentano il nucleo deformato e spostato alla periferia, reticolo endoplasmatico poco sviluppato e mitocondri in prevalenza localizzati attorno ai vacuoli lipidici.

In primavera, avvenuta la emissione dei gameti, gli epatociti mostrano un piccolo numero di vacuoli lipidici, nucleo rotondeggiante e centrale, reticolo rugoso esteso e mitocondri sparsi in tutto il citoplasma.

SUMMARY

The structure of the liver in the pilchard is rather similar to that in other fishes.

In the liver cells large amounts of lipids are stored. In autumn the hepatic cells are full of lipids and show a nucleus located at the side of the cell in the cytoplasm portions where are no stored substances. The endoplasmic reticulum is also located in the lipid-free cytoplasm and its cisternae are narrow and short. The mitochondria are grouped around the lipid droplets.

In spring the number as well as the size of the lipid droplets are decreased. In many hepatic cells the nucleus is round in shape, the reticulum is mostly a rough reticulum and the mitochondria are distributed throughout the cytoplasm.

The variation in the amount of stored substances may be related to the seasons as well as to the reproduction.

REFERENCES

BLAXTER, J. H. S. and F. G. T. HOLLIDAY 1963. The behaviour and physiology of herring and other clupeids. In: Advances in marine biology (ed. Russell, F. S.), p. 295-302. New York: Academic Press.

BYCZKOWSKA-SMYK, W. 1968. Observation of the ultrastructure of the hepatic cells of the burbot (*Lota lota* L.). *Zool. Pol., 18* (2), 287-298.

GRASSÉ, P. P. 1958. Traité de Zoologie. XIII, II, p. 1610-1615. Paris: Masson et C^{ie} éd.

HALE, P. A. 1965. The morphology and histology of the digestive systems of two freshwater teleosts, *Poecilia reticulata* and *Gasterosteus aculeatus. J. Zool., 1,* 132-149.

HICKLING, C. F. 1945. The seasonal cycle in the Cornish pilchard. *J. Mar. Biol. Ass. U. K., 26,* 115-138.

KARLOVAC, J. 1964. La ponte de la sardine *(Sardina pilchardus* Walb.) en Adriatique moyenne dans la saison 1956-1957. *Acta Adr., 10* (8), 3-40.

REYNOLDS, E. S. 1963. The use of lead citrate at high pH as an electron opaque stain in electron microscopy. *J. Cell Biol., 17,* 208-212.

VIVIANI, R., P. Cortesi, G. CRISETIG, L. MANCINI, R. POLETTI and R. BORGATTI 1968. Prime osservazioni sulle variazioni stagionali dei lipidi di alcuni Clupeiformi adriatici *Riv. It. Sost. Grasse, 12,* 779-790.

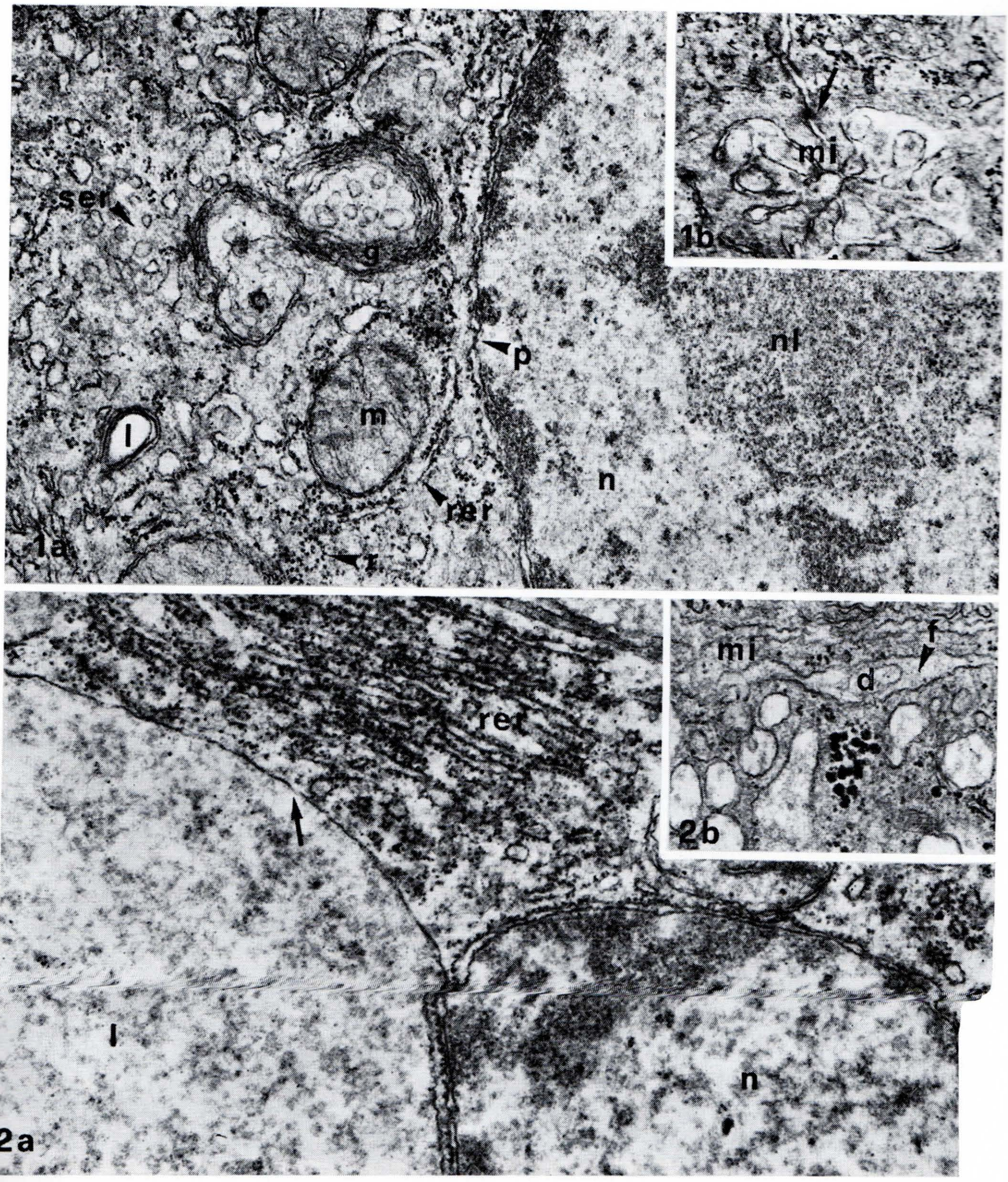
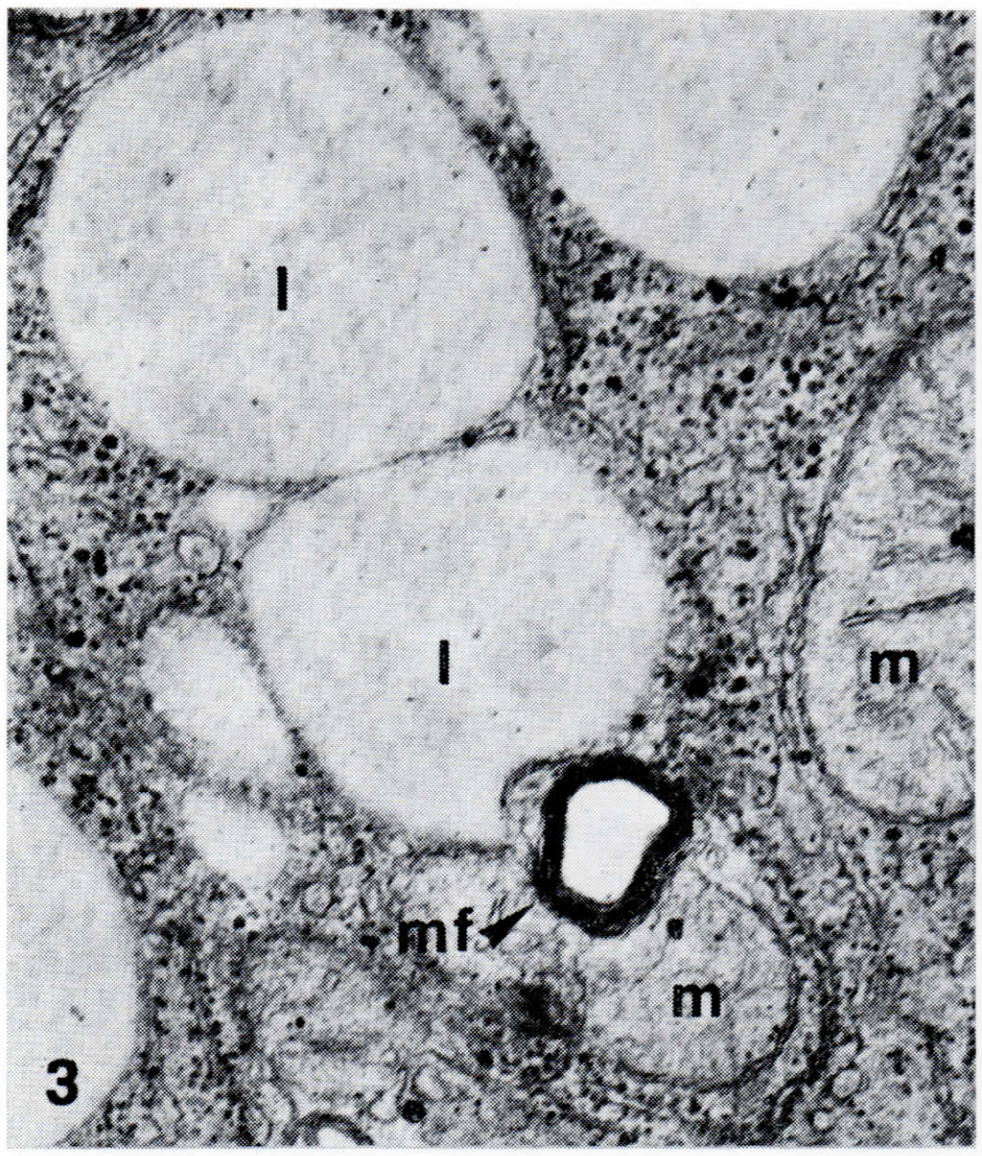


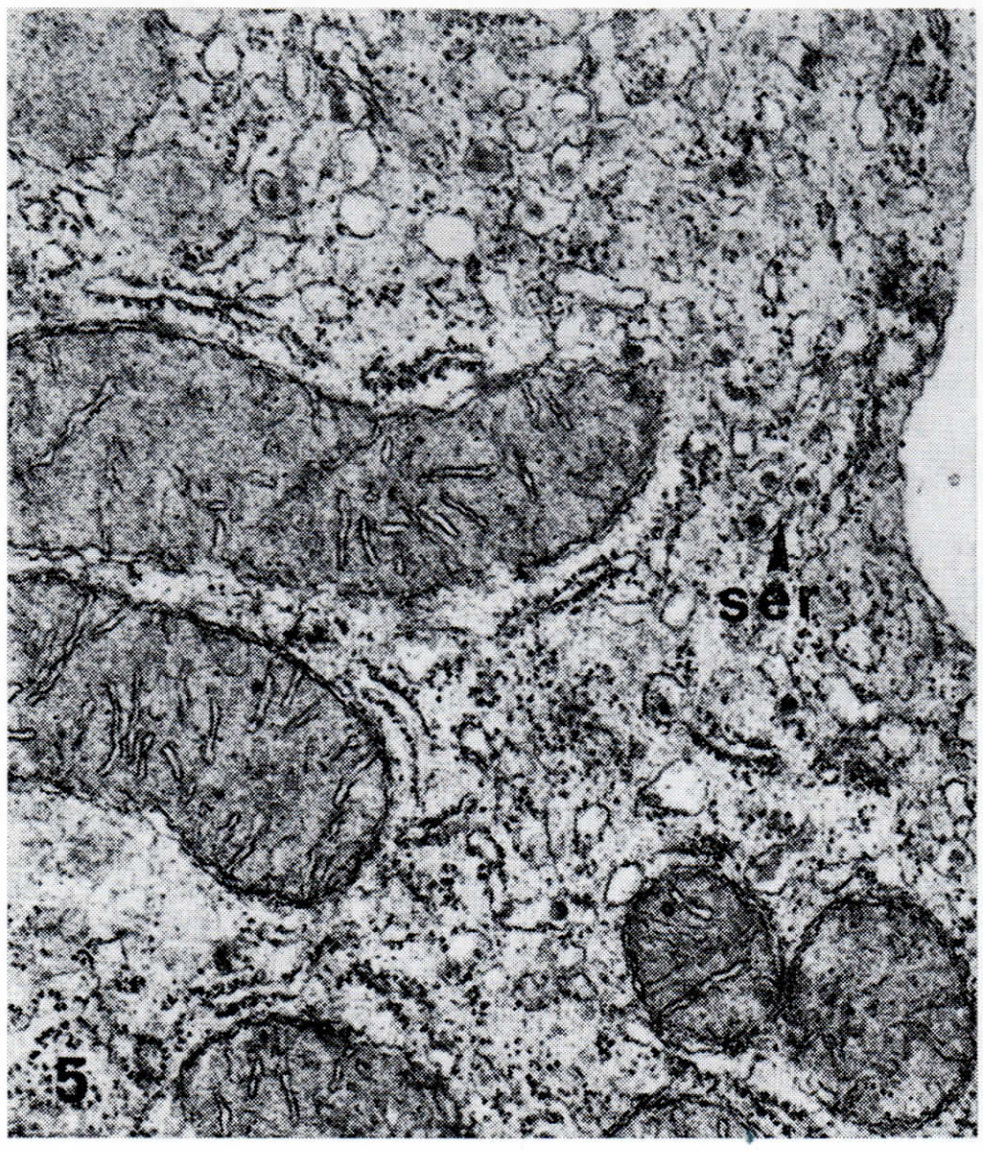
FIG. 1. « Summer » specimens. 1a, Survey of a liver cell. Nucleus (n), nucleolus (nl), nuclear pores (p), rough endoplasmic reticulum (rer), smooth endoplasmic reticulum (ser), ribosomes (r), lipid droplets (l), mitochondria (m), Golgi complex (g). X 34 000.

1b, Detail of a bile canaliculus illustrating microvilli (mi) and junctional complex (arrow). X 48 000.

FIG. 2. « Autumn » specimens. 2a, Part of a liver cell. The nucleus (n) is flattened by a large lipid droplet (l); the lipid droplet is bounded by a unit membrane (arrow). A typical rough endoplasmic reticulum (rer) is located in the lipid-free cytoplasm. X 32 000.

2b, Detail of a space of Disse (d) partially filled with microvilli (mi) and flocky material (f). X 50 000.





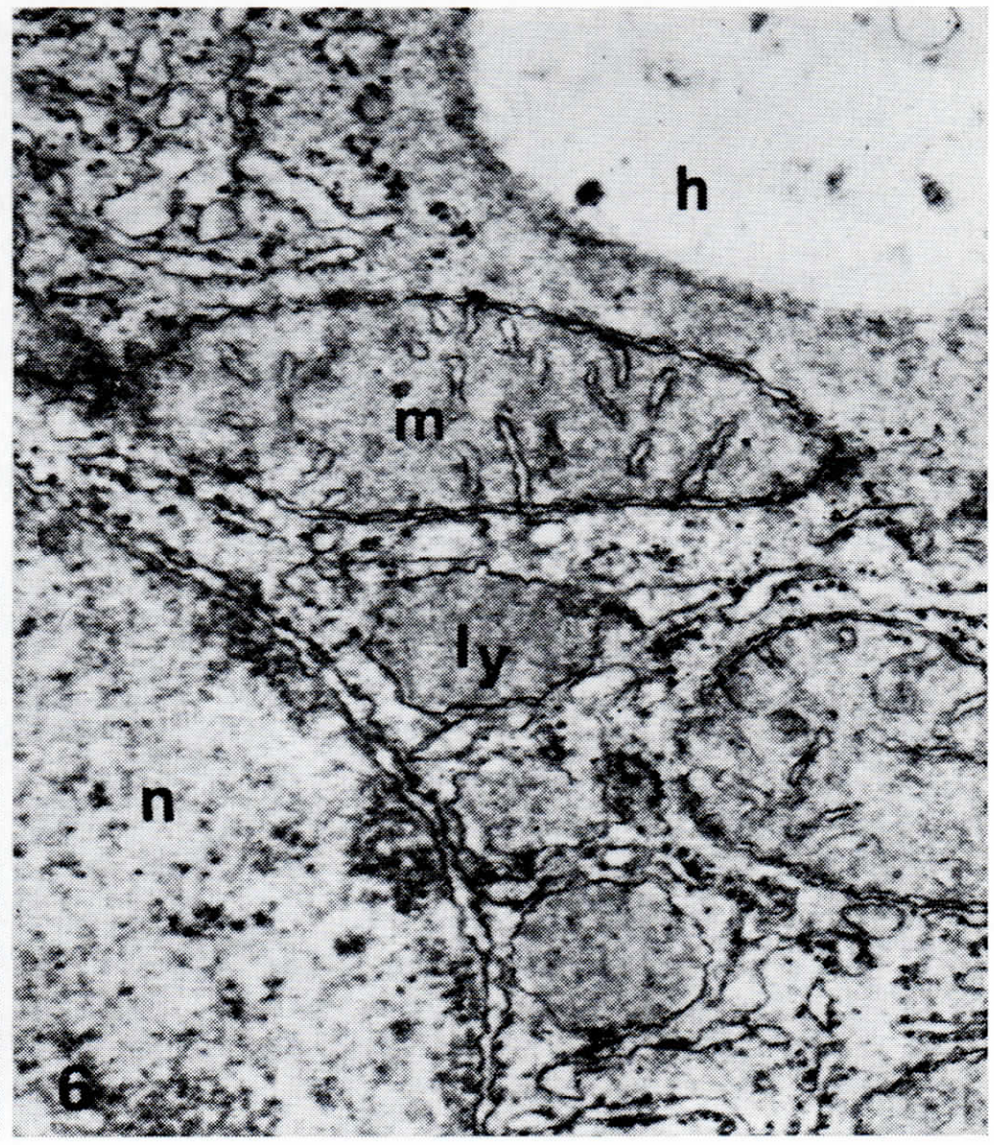


FIG. 3. « Autumn » specimens. Mitochondria (m) in close association with lipid droplets (l); note the myelin-like figure within the matrix (mf). X 30 000.

FIG. 4. « Autumn » specimens. Glycogen granules (gl) around a lipid droplet (l). Note the profiles of rough endoplasmic reticulum (rer) surrounding mitochondria (m). X 45 000.

FIG. 5. « Autumn » specimens. Detail of a vascular pole. Note vesicles of smooth endoplasmic reticulum (ser) with electron-dense content. X 25 000.

FIG. 6. « Spring » specimens. Part of a liver cell showing cytoplasmic hole (h) bounded by mitochondria (m). Note lysosomes (ly) near the nucleus (n). X 35 000.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 531-540
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

POLIMORFISMO EMOGLOBINICO IN *CLUPEA SPRATTUS*

FRANCO DE CRISTINI

Istituto di Zoologia ed Anatomia Comparata, Università di Trieste

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

More than 2000 specimens of haemoglobin of *Clupea sprattus* were analysed by-starch gel or Cellogel electrophoreis. Five different phenotypes were obtained. Haemoglobin polymorphism is not related to sex, maturity stages of gonads or length of the examined specimens.

A genetic model, based on the equilibrium of three alleles, is proposed to explain the number and the frequencies of the observed phenotypes.

INTRODUZIONE

Le razze e le popolazioni di pesci sono state studiate finora sulla base di differenze morfologiche e morfometriche fra i vari individui. Queste differenze possono essere dovute sia a fattori ereditari sia a fattori ambientali, che però spesso interagiscono coi primi rendendo particolarmente difficile il riconoscimento di caratteristiche specifiche di una determinata popolazione. Ultimamente, si è quindi ritenuto più opportuno ricorrere all'analisi biochimica di caratteri che sono sotto stretto controllo genetico, come le proteine, e che come tali risultano scarsamente influenzati da variazioni ambientali.

Le emoglobine sono state studiate in modo particolare da questo punto di vista per il loro facile isolamento allo stato relativamente puro ed inoltre perché presentano fra i vari individui di una specie una variabilità suscettibile talvolta di una spiegazione genetica abbastanza semplice. Pertanto l'emoglobina rappresenta un buon marcatore gene-

tico e può servire per identificare una sub-popolazione in base ad una determinata frequenza genica.

Il polimorfismo emoglobinico nei Pesci è stato descritto per la prima volta da Sick (1961) in *Gadus morrhua* e *G. merlangus;* la tecnica usata fu quella dell'elettroforesi delle emoglobine su gel d' agar. Alcuni anni più tardi, Cushing (1964) nella sua rivista sui gruppi sanguigni degli animali marini, sottolineò l'importanza delle ricerche immunologiche e biochimiche per l'identificazione di razze di Pesci.

Una dettagliata ed esauriente rassegna sui metodi sierologici e biochimici applicati allo studio delle popolazioni di Pesci, è stata riportata da de Ligny (1969).

Con il metodo dell'elettroforesi su gel d' agar, Wilkins e Iles (1966) trovarono in *Sprattus sprattus* del Mare del Nord diversi patterns emoglobinici, che vennero interpretati come variazioni di tre fenotipi di base. Nessuna relazione fu trovata fra lunghezza e pattern emoglobinico. Gli Autori conclusero che i tre fenotipi di base rappresentano probabilmente l'espressione fenotipica di un complesso meccanismo di segregazione genetica.

Un notevole lavoro di ricerca sull'emoglobina dello spratto delle coste norvegesi è stato effettuato da Nævdal (1966, 1968). L'analisi elettroforetica delle emoglobine di più di 2000 campioni, ha messo in evidenza 6 principali fenotipi, che sembrano non essere in relazione con l'età o la lunghezza. L'Autore presenta un modello genetico che implica due o più alleli di uno stesso locus genico per spiegare il numero dei fenotipi trovati e le loro frequenze.

Nel presente lavoro sono esposti i risultati di una serie di analisi elettroforetiche condotte sulle emoglobine di *Clupea sprattus* alla ricerca di un polimorfismo genetico che potesse servire a caratterizzarne le eventuali sub-popolazioni.

MATERIALI E METODI

Tutti gli esemplari di *Clupea sprattus* analizzati sono stati raccolti nel Golfo di Trieste nel periodo 1969-75. Il prelievo di sangue è stato fatto tagliando la coda e facendo poi defluire alcune gocce in una soluzione fisiologica Alsever refrigerata. Questa operazione è stata sempre eseguita su animali vivi e a bordo delle imbarcazioni da pesca. I globuli rossi sono stati separati per centrifugazione. L'emolisi è stata effettuata con acqua distillata e successivo congelamento.

Si sono usati come substrati per l' elettroforesi sia il gel d'amido (Graziosi, 1969) sia il Cellogel (Graziosi e De Cristini, 1974); quest'ultimo presenta un potere di risoluzione migliore e richiede un tempo minore per la separazione elettroforetica (30-40' contro 3-4 ore del gel d'amido); si presta quindi meglio per un normale lavoro di routine. Come soluzione tampone si è usato il TEB (Tris, EDTA, acido borico) a pH 9. Il tampone è stato diluito 1:3 per le elettroforesi su Cellogel in modo da ottenere una migliore separazione delle varie frazioni emoglobiniche. La ddp applicata agli elettrodi era di 400 V, corrispondente ad una intensità di corrente di 4 mA/cm. La colorazione è stata eseguita con cloridrato di benzidina per le elettroforesi su amido, con Amido Schwartz 10 B per quelle su Cellogel.

Di 1146 esemplari è stata presa pure la misura LA (distanza preanale) ; per rilevare un dato morfometrico il più vicino possibile alla lunghezza totale, si è scelta questa misura perché era la sola disponibile dopo l'amputazione del peduncolo codale. Inoltre, rispetto ad altre misure, era quella che presentava i valori più alti e rendeva quindi meno facili gli errori di rilevamento. Di 128 esemplari è stato determinato pure il sesso ed analizzato lo stadio di maturità delle gonadi. Si è seguito per questo il metodo che Andreu (1955) ha impiegato per la determinazione dello stadio di maturazione sessuale in *Sardina pilchardus.*

RISULTATI

L'analisi elettroforetica delle emoglobine di *Clupea sprattus* del Golfo di Trieste, ha rivelato che in questa specie esiste un notevole polimorfismo. Come riportato in fig. 1, si sono ottenuti 5 diversi patterns emoglobinici, che differiscono per il numero delle bande e per la concentrazione relativa delle diverse frazioni. I fenotipi 1, 2, 3 hanno tutti in comune un'unica banda catodica. Il fenotipo 1, che è quello più facilmente riconoscibile, presenta una sola frazione anodica. I fenotipi 2 e 3 sono invece caratterizzati entrambi da tre componenti anodiche e la differenza fra questi due patterns è di tipo quantitativo. Infatti nel fenotipo 2, la prima delle tre componenti anodiche è debole, mentre nel fenotipo 3 essa è molto più accentuata ed ha quasi la stessa concentrazione delle altre due. I fenotipi 4 e 5 presentano fra le tre bande anodiche la stessa differenza quantitativa registrata per i fenotipi 2 e 3; hanno però tre componenti catodiche, che hanno la stessa concentrazione.

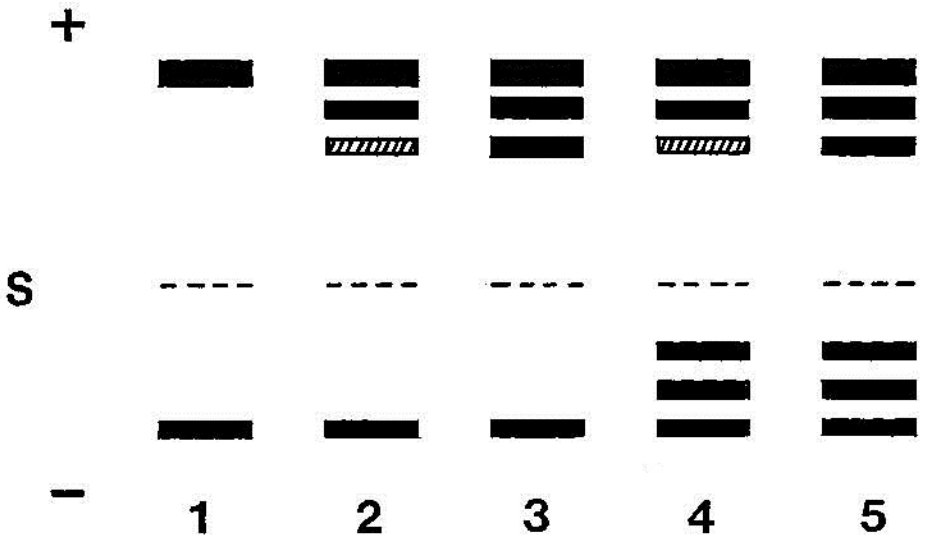


FIG. 1. Schema dei 5 patterns elettroforetici dell'emoglobina di *Clupea sprattus*. S-linea di partenza.

Nelle diverse pescate, la frequenza di ogni fenotipo oscilla di poco intorno a valori che si mantengono costanti nel tempo. I fenotipi 1, 2, 3 sono però decisamente i più frequenti (rappresentano infatti il 98.86 % di tutti i fenotipi) e i confronti fra le misure sono stati eseguiti fra questi fenotipi, tralasciando gli altri che hanno frequenze troppo basse per permettere un'analisi statistica.

DISCUSSIONE

Stabilito quindi che in *Clupea sprattus* si riscontra un polimorfismo emoglobinico, si è voluto indagare sulle cause che lo determinano. Queste possono essere di tipo genetico e non genetico. Per quanto, riguarda queste ultime, si è voluto vedere se vi fosse una correlazione fra fenotipo emoglobinico e sesso, stadio di maturità delle gonadi e lunghezza raggiunta dall'individuo.

Per quanto riguarda il sesso, esso è stato determinato sui 128 esemplari della pescata del 9 febbraio 1970. Di questi, 16 erano maschi e 108

femmine (per 3 individui non fu possibile determinare il sesso). Gli individui maschi e femmine sono stati poi suddivisi in base al loro fenotipo. Come risulta dalla tab. 1, sembra non vi sia nessuna relazione tra sesso e pattern emoglobinico, dato che i fenotipi appaiono distribuiti nello stesso modo anche nei maschi, nonostante il piccolo numero.

TABELLA 1.

Distribuzione dei fenotipi emoglobinici in relazione al sesso degli individui (pescata del 9-2-70).

Sesso	*Fenotipo*				
	1	*2*	*3*	*4*	*5*
♂	3	7	5	1	—
♀	30	47	30	1	1
Indef.	1	1	1	—	—
Totali	34	55	36	2	1

Dei 128 esemplari della pescata del 9 febbraio 1970, sono stati determinati anche gli stadi di maturazione delle gonadi. Si sono osservati anche 6 stadi intermedi. Anche in questo caso, come mostrato nella tab. 2, non sembra sussistere alcuna relazione fra fenotipo emoglobinico

TABELLA 2.

Distribuzione dei fenotipi emoglobinici in relazione allo stadio di maturazione delle gonadi (pescata del 9-2-70).

Stadio maturità	*Fenotipo*				
	1	*2*	*3*	*4*	*5*
I	2	1	2	1	—
II	15	31	20	1	—
III	14	22	10	—	1
IV	1	—	1	—	—
Intermedi	2	1	3	—	—
Totali	34	55	36	2	1

e stadio di maturazione sessuale. Infatti la distribuzione percentuale dei fenotipi appartenenti allo stesso stadio di maturazione ha un andamento uguale alla distribuzione percentuale dei fenotipi della pescata considerata globalmente.

In diverse specie di pesci, sono state riscontrate variazioni nei quadri emoglobinici in relazione alla lunghezza e all'età raggiunta dagli individui. In particolare, Wilkins e Iles (1966) riscontrarono in *Clupea harengus* una correlazione fra sviluppo ontogenetico e fenotipo emoglobinico. Si è voluto vedere se una dipendenza di questo tipo sussisteva anche per *Clupea sprattus* del Golfo di Trieste. Di 1146 individui è stata pertanto rilevata la misura LA (distanza fra estremità cefalica e punto d'inserzione della pinna anale). Quindi le misure dei vari fenotipi sono state confrontate fra loro con il test F (analisi della varianza). Anche in questo caso, è probabile che non ci sia nessuna correlazione fra fenotipo emoglobinico e lunghezza degli individui. Infatti, come mostrato in tab. 3, i confronti fra le misure dei fenotipi 1-2, 2-3 e 1-3 hanno fornito tutti un valore di F sempre inferiore a quello tabulato per il limite di probabilità del 5 %. Ciò significa che la differenza fra le medie dei tre fenotipi non è statisticamente significativa.

TABELLA 3.

Analisi della varianza dei dati relativi alla misura LA dei fenotipi 1, 2 e 3.

Confronti	*F*	*G.L.*	*Valore limite (P = 0.05)*
1-2	0.06	875	3.85
2-3	1.43	885	3.85
1-3	1.42	526	3.86

È stato quindi supposto che il polimorfismo emoglobinico in *Clupea sprattus* sia determinato geneticamente. Il meccanismo di controllo genetico può essere chiarito ovviamente solo per mezzo di esperimenti di incrocio. Siccome questa procedura risulta essere particolarmente difficile nel caso dei Clupeidi, ci si è limitati a proporre un modello genetico in accordo con le frequenze osservate dei vari fenotipi. La maggior difficoltà a cui si va incontro nel formulare una ipotesi genetica, sta nello

stabilire quali fenotipi rappresentino un omozigote e quali invece un eterozigote. Nell'eredità delle emoglobine, non si ha in genere dominanza completa e quindi si può supporre che l' eterozigote presenti un numero di bande pari o superiore a ciascuno degli omozigoti. Basandosi quindi su questo criterio che prende in considerazione il numero delle bande presenti, si può escludere che il fenotipo i rappresenti un possibile eterozigote, in quanto possiede una sola banda anodica. Esaminando i fenotipi 2 e 3, si nota che la loro differenza è quantitativa e non qualitativa; nel fenotipo 3 infatti la prima banda anodica è molto più marcata della corrispondente banda del fenotipo 2. Escludendo ogni intervento di eventuali fattori di regolazione dell'attività dei geni che controllano la sintesi dell'emoglobina nello spratto, è verosimile pensare che la quantità di emoglobina presente in questa prima banda sia maggiore nell'omozigote perché l'allele che ne regola l'espressione è quantitativamente doppio rispetto all' eterozigote. Si può pertanto tentare una corrispondenza fra fenotipo e genotipo di questo genere: fenotipo 1 = AA; fenotipo 2 = AB; fenotipo 3 = BB. Siccome i fenotipi 4 e 5 sono troppo rari nelle singole pescate prese singolarmente, la convalida del modello genetico proposto è stata fatta dapprima prendendo in considerazione i fenotipi 1, 2 e 3. Come riportato in tab. 4, le frequenze teoriche di questi fenotipi calcolate in base alla legge di Hardy-Weinberg, si discostano poco da quelle osservate; il χ^2 calcolato è risultato significativo solo in 2 casi su 21.

Per poter formulare un modello genetico completo che includa anche i fenotipi rari 4 e 5, si sono sommati i dati relativi alle frequenze dei fenotipi di tutte le pescate. Questo è possibile in quanto fra le varie catture è stata riscontrata una notevole omogeneità, come dimostra il test χ^2 per la omogeneità ($\chi^2 = 22.71$; g.l. = 19; $P = 0.3$).

Pertanto il polimorfismo emoglobinico in *Clupea sprattus* si spiegherebbe con l'equilibrio di 3 alleli probabilmente dello stesso locus genico. I fenotipi 4 e 5 risulterebbero dalla combinazione dell'allele C rispettivamente con A e con B.

Anche se il χ^2 complessivo ottenuto con i dati di tutte le pescate è alquanto elevato (tab. 5), il modello genetico proposto resta finora il più valido; altre ipotesi genetiche sono state scartate in quanto fornivano χ^2 troppo alti.

Combinando in tutti modi possibili 3 alleli, si dovrebbero ottenere 6 diversi genotipi e quindi 6 diversi fenotipi. Come risulta dalle analisi fatte, i patterns emoglobinici ottenuti sono stati solamente 5. Questa apparente incongruenza è dovuta al fatto che l'allele C ha una frequenza

TABELLA 4.

Frequenze osservate e teoriche dei fenotipi 1, 2, 3 nelle singole pescate. Sono riportate anche le frequenze degli alleli A e B e i valori dei singoli χ^2.

Data		*1*	*2*	*3*	*Tot.*	f_A	f_B	χ^2
25- 2-69	Oss.	10	35	18				
	Teor.	12.03	31.00	19.97	63	0.437	0.536	1.05
28- 2-69	Oss.	32	76	40				
	Teor.	33.11	73.78	41.00	148	0.473	0.527	0.13
11- 3-69	Oss.	25	68	29				
	Teor.	28.58	60.94	32.48	122	0.484	0.516	1.64
5- 2-70	Oss.	27	64	26				
	Teor.	29.72	58.50	28.78	117	0.504	0.496	1.03
9- 2-70	Oss.	34	55	36				
	Teor.	30.26	62.48	32.26	125	0.492	0.508	1.33
20- 2-70	Oss.	26	61	27				
	Teor.	28.05	57.00	28.96	114	0.496	0.504	0.56
24- 2-70	Oss.	23	38	28				
	Teor.	19.83	44.36	24.81	89	0.472	0.528	1.83
27-11-70	Oss.	11	45	29				
	Teor.	13.19	40.59	31.21	85	0.394	0.606	0.99
17- 3-71	Oss.	13	28	10				
	Teor.	14.27	25.41	11.31	51	0.529	0.471	0.53
7-12-71	Oss.	24	49	20				
	Teor.	25.34	46.41	21.35	93	0.522	0.478	0.29
29-12-71	Oss.	24	41	18				
	Teor.	23.85	41.28	17.87	83	0.536	0.464	0.00
15- 2-72	Oss.	18	51	11				
	Teor.	23.67	39.69	16.63	80	0.544	0.456	6.48
24- 2-72	Oss.	19	46	24				
	Teor.	19.83	44.36	24.81	89	0.472	0.528	0.06
21- 3-72	Oss.	21	55	24				
	Teor.	23.52	49.54	26.52	100	0.485	0.515	1.11
8-11-72	Oss.	15	33	14				
	Teor.	16.00	31.00	15.00	62	0.508	0.492	0.26
15-11-72	Oss.	13	38	15				
	Teor.	15.52	32.97	17.50	66	0.485	0.515	1.53
5-12-72	Oss.	35	89	37				
	Teor.	39.29	80.49	41.23	161	0.494	0.506	1.80
21-11-73	Oss.	25	66	23				
	Teor.	29.54	56.98	27.48	114	0.509	0.491	2.86
22- 1-74	Oss.	26	76	19				
	Teor.	33.06	60.29	26.84	121	0.529	0.471	7.89
22-11-74	Oss.	23	57	22				
	Teor.	26.01	50.99	24.95	102	0.505	0.495	1.41
28- 2-75	Oss.	15	53	22				
	Teor.	19.13	44.72	26.15	90	0.461	0.539	3.08

TABELLA 5.

Frequenze osservate e teoriche dei diversi fenotipi e frequenze degli alleli A, B, C. Nell'ultima colonna è riportato il χ^2 totale.

	1 AA	2 AB	3 BB	4 AC	5 BC	Totali	f_A	f_B	f_C	χ^2
Oss.	459	1124	492	13	11	2099	0.4895	0.5048	0.0057	14.7
Teor.	502.97	1032.29	534.79	11.75	12.11					

teorica molto bassa (0.57 %) e un individuo di fenotipo 6, che rappresenterebbe l'omozigote CC, dovrebbe trovarsi una volta ogni 30000 campioni circa.

Come si nota dalla tab. 4, le frequenze alleliche oscillano di poco intorno a valori che si mantengano costanti per tutto il periodo durante il quale lo spratto viene pescato. Non solo, ma anche durante l'intero periodo di osservazioni (1969-75) non si sono rilevate variazioni fra i diversi anni. Questo fa supporre che nel Golfo di Trieste esista una popolazione di *Clupea sprattus* in equilibrio allelico in accordo con la legge di Hardy-Weinberg.

RIASSUNTO

Sono stati sottoposti ad analisi elettroforetica oltre 2.000 campioni di emoglobina di *Clupea sprattus* provenienti da pescate effettuate nel periodo 1969-75 nel Golfo di Trieste. Si sono ottenuti 5 diversi patterns emoglobinici distinguibili in base al numero ed alla concentrazione relativa delle diverse bande. Sembra da escludere una dipendenza del fenotipo dal sesso, dallo stadio di maturazione delle gonadi e dall'età.

Per spiegare il numero e la frequenza dei fenotipi è stato proposto un modello genetico basato sull'equilibrio di tre alleli. Gli scarti fra le frequenze osservate e teoriche sono stati saggiati con il test del χ^2 e solo in due casi su 21 il χ^2 è risultato significativo. Le frequenze dei vari fenotipi variano di poco intorno ad alcuni valori medi e questo fa supporre una certa omogeneità fra le varie pescate.

SUMMARY

More than 2.000 specimens of haemoglobin of *Clupea sprattus* were ran on electrophoretic plates. Samples were collected in the Gulf of Trieste from 1969

until 1975. Five different phenotypes were obtained, differing for number of bands and relative concentration. Meristic and morphometric analyses combined with electrophoresis showed that haemoglobin polymorphism is independent of age, sex and maturity stages of gonads of the specimens examined. Therefore a genetic model, based on the equilibrium of three alleles, is proposed to explain the number and the frequencies of the observed phenotypes. Discrepancies between expected and observed frequencies were tested by χ^2 method. Only in two on 21 cases, the χ^2 was significant. Average phenotypes frequencies do not differ significantly among all captures. This observation suggests a relatively high homogeneity among samples.

BIBLIOGRAFIA

ANDREU, A. B. 1955. La sexualité des sardines. *Débats et. Doc. Techn.,* CGPM, *3* (1), 45-60.

CUSHING, J. E. 1964. The blood groups of marine animals. *Adv. Mar. Biol., 2,* 85-131.

GRAZIOSI, G. 1969. Clupeoid fishes in the Northern Adriatic Sea: I. Starch gel electrophoresis of the haemoglobin of *Sardina pilchardus* (Walb.). *Boll. Zool., 36* (2), 189-194.

GRAZIOSI, G. e DE CRISTINI, F. 1974. Clupeoid fishes in the Northern Adriatic Sea: II. Haemoglobin polymorphism in *Clupea sprattus* (L.). *Boll. Zool., 41,* 47-51.

LIGNY, W. DE 1969. Serological and biochemical studies on fish population. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 7, 411-513.

NAEVDAL, G. 1966. Haemoglobins in sprat from Norwegian waters, studied by agar-gel electrophoresis. *Coun. Meet. Int. Coun. Explor. Sea,* 1-7.

NAEVDAL, G. 1968. Studies on haemoglobins and serum proteins in sprat from Norwegian waters, *FiskDir. Skr. Ser. Havhunders, 14,* 160-182.

SICK, K. 1961. Haemoglobin polymorphism in fishes. Nature, *192,* 894-896.

WILKINS, N. P. e T. D. ILES 1966. Haemoglobin polymorphism and its ontogeny in herring *(Clupea harengus)* and sprat *(Sprattus sprattus). Comp. Biochem. Physiol., 17,* 1141-1158.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. (1976) 541-542
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

VARIABILITÀ DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* DELLA LAGUNA DI VENEZIA ANALISI BIOMETRICA E POLIMORFISMI ENZIMATICI [1]

EMANUELE RODINÒ

Istituto di Biologia Animale, Università di Padova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

Vengono presentati i risultati ottenuti dallo studio di alcuni campioni di *Mytilus galloprovincialis Lmk.*, provenienti da diverse stazioni della Laguna di Venezia.

I diversi campioni di mitili, opportunamente scelti, sono stati sottoposti ad analisi sia morfologica, con la valutazione di alcuni parametri biometrici, che genetica, mediante la separazione elettroforetica di un sistema enzimatico (Leucina¬ amino peptidasi), polimorfo per quattro alleli.

Alle evidenti differenze morfologiche e biometriche che caratterizzano i diversi gruppi di mitili, non corrispondono differenze significative nelle frequenze geniche osservate. La omogeneità genetica dei mitili delle diverse zone esaminate, che indica la presenza di una sola grande popolazione, sembra quindi confermare che l'estrema variabilità morfologica che questi bivalvi presentano, sia dovuta essenzialmente a fattori ambientali.

Sulla base dei dati ottenuti, viene messa in discussione la convenienza del metodo di studio morfologico — biometrico per la soluzione dei problemi tassonomici che il genere *Mytilus* ancora presenta.

[1] Lavoro eseguito con contributi C.N.R. nell'ambito dei programmi di ricerca dell'Istituto di Biologia del Mare di Venezia.

SUMMARY

VARIABILITY OF MYTILUS GALLOPROVINCIALIS (MOLLUSCA, PELECYPODA) FROM THE LAGOON OF VENICE.
ENZYMATIC POLYMORPHISM AND BIOMETRIC ANALYSIS (*)

Three samples of mussels were obtained from three different stations spaced from the outside to the inside part of the lagoon of Venice.

The mussels were subjected both to biometrical analysis (the measured parameters were: length, height and width of the shell) and to acrylamide gel electrophoresis of a gene-enzyme system (Leucine-Amino-Peptidase) variable with four alleles.

The different samples, while showing significant differences in shell morphology, were very similar in gene frequency for the LAP locus. This observation seems to imply that the mussel population on the lagoon of Venice is genetically homogeneous. The great morphological variability of the shell seems to be completely dependent from the differential action of environmental factors, interacting with the shell formation during the growth phase.

On the basis of these results, one may conclude that the classical morphological¬ biometrical approach may not be the most convenient for the solution of the taxonomic problems concerning the genus *Mytilus* L.

(*) This research was supported with a National Council of Research grant to the Institute of Marine Biology, Venice.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 543-544
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

ANALISI BIOMETRICA DI POPOLAZIONI MESOLITORALI E INFRALITORALI DI *PATELLA COERULEA* E DI *PATELLA ASPERA*

GABRIELLA SELLA

Istituto di Zoologia dell'Università, Torino

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

Si confrontano tra di loro popolazioni infralitorali di *P. coerulea* e di *P. aspera* provenienti da due stazioni tirreniche (Fortullino, presso Livorno e Punta S. Angelo a Ischia) con le corrispondenti popolazioni mesolitorali per tre variabili correlate tra di loro: la lunghezza della radula, l'altezza e il diametro maggiore della conchiglia.

Gli esemplari infralitorali di entrambe le specie presentano rispetto alle corrispondenti popolazioni mesolitorali un aumento del rapporto tra diametro maggiore e altezza della conchiglia e una diminuzione dei rapporti tra la lunghezza della radula e il diametro maggiore e tra la lunghezza della radula e l'altezza della conchiglia.

Le rette di regressione della lunghezza della radula sull'altezza e sul diametro maggiore della conchiglia delle popolazioni infralitorali delle due specie di *Patella* giacciono sempre al di sopra delle rette di regressione delle popolazioni mesolitorali. Le rette sono o parallele o divergenti ma in tal caso a partire da un punto che si trova al di fuori dei valori osservati.

Il grado di divergenza tra le popolazioni esaminate è stato valutato mediante il calcolo di una funzione discriminante che utilizza le misure delle tre variabili considerate: c'è una distanza biologica apprezzabile tra le popolazioni mesolitorali e le corrispondenti infralitorali, per cui la discriminazione tra di esse è possibile con una probabilità di errore di classificazione molto bassa, mentre le popolazioni infralitorali si sovrappongono ampiamente.

Si discute sul significato adattativo di tale uniformità fenotipica delle popolazioni infralitorali di *Patella* e della loro notevole differenza dalle popolazioni mesolitorali.

SUMMARY

BIOMETRICAL ANALYSIS OF MESOLITTORAL AND INFRALITTORAL POPULATIONS OF P. COERULEA AND P. ASPERA

P. *coerulea* and P. *aspera* infralittoral populations of the two Tyrrhenian stations of Fortullino (Leghorn) and of Punta S. Angelo (Ischia) are compared between themselves and with the corresponding mesolittoral populations by examining three correlated variates, namely the radula-lenght, the shell-height and the shell-lenght.

The infralittoral populations of both species show, contrary to the mesolittoral populations, an increase of the ratio between the length and the height of the shell and a decrease of the ratios between the radula-lenght and the shell-height and between the radula-lenght and the shell-length.

The regression lines of the radula-lenght on the shell-length and on the shell-height of the infralittoral populations of the two species of *Patella*, lie always above that of the mesolittoral populations. The lines are either parallel or divergent from a point well outside the populations data.

The extent of the divergence between all these populations has been evaluated by means of a discriminant function which takes into consideration the three variates examined: there is a remarkable biological distance between the mesolittoral and the corresponding infralittoral populations of the two stations. The discrimination between them is possible with a very small probability of misclassification. On the contrary the infralittoral populations completely overlap.

Suggestions are made about the adaptive significance of the phenotypical uniformity of the *Patella* infralittoral populations and of the marked difference with the mesolittoral populations.

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 545-552
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

OSSERVAZIONI SULL'ASSOCIAZIONE TRA UNA CIANOFICEA CROOCOCCALE E LA DEMOSPONGIA *CHONDRILLA NUCULA* [1]

E. GAINO, M. PANSINI, R. PRONZATO

Istituto di Zoologia dell'Università, Genova

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

ABSTRACT

Symbionts of *Chondrilla nucula* (Demospongiae), belonging to a Cyanophycea species, have been studied *in situ,* also purposely displacing some specimens of the sponge from lighted to darkened conditions. These Cyanophyceae are found concentrated in the cortical layers of the sponge, occurring more sparsely in the deeper layers, till they are replaced by bacteric symbionts. Some changes in the photosynthetic apparatus of the algae have been observed relatively to their location in the sponge tissues.

INTRODUZIONE

L'associazione di Cianoficee Croococcali attribuite al genere *Aphanocapsa* con le Demospongie marine *Petrosia ficiformis* ed *Ircinia variabilis* è stata studiata per la prima volta da Feldmann nel 1933. Sarà e Liaci (1964) hanno osservato l'associazione costante di *Chondrilla nucula* e *Aphanocapsa feldmanni,* mentre, in un successivo lavoro, Liaci, Sciscioli e Matarrese (1973) hanno precisato la localizzazione di questi simbionti nei tesociti e negli ovociti della spugna.

[1] Lavoro eseguito con il contributo del C.N.R.

Lo studio in microscopia elettronica dei problemi di associazione tra Poriferi e Cianoficee è stato condotto da Vacelet (1971) su *Verongia aerophoba* e da Sarà (1971) su *Ircinia variabilis.* Quest'ultimo autore sottolinea la localizzazione di *Aphanocapsa feldmanni* nel mesoilo ed individua un'altra forma simbionte, tipicamente extracellulare e di maggiori dimensioni — *Aphanocapsa raspaigellae* — che si trova nelle cavità del mesoilo.

L'associazione tra alghe e cellule della spugna, secondo le osservazioni degli autori citati, determina in *Chondrilla nucula* la pigmentazione dell'esemplare che può variare in relazione alla densità dei simbionti, direttamente influenzata, a sua volta, dalla quantità di luce ricevuta. La colorazione di *Chondrilla* dipende quindi dall'intensità dell'irradiazione luminosa e può variare da un intenso verde oliva, in aree molto ben illuminate, ad un verde più pallido, ed infine, attraverso diverse gradazioni, al biancastro delle grotte più oscure.

Poiché questa associazione ha carattere di simbiosi mutualistica e, negli ambienti illuminati, si stabiliscono delle strette relazioni ecologiche tra spugna e alghe, ci è parso estremamente interessante variare, per alcuni esemplari, le condizioni fisiche dell'ambiente in cui si sviluppano, per osservarne a distanza di tempo il comportamento.

La presente indagine prende quindi in esame, dal punto di vista ultrastrutturale, questa associazione interspecifica, cercando in particolare di mettere in rapporto la presenza e la localizzazione dell'alga con le condizioni ecologiche alle quali è sottoposta la spugna ospite.

MATERIALI E METODI

Tutti i campionamenti sono stati effettuati in prossimità della Punta di Portofino, in una zona con costa rocciosa, di moda moderatamente battuta, con acque ancora relativamente poco inquinate. A Levante della Punta, in zone superficiali e molto ben illuminate, con fondali di roccia chiara, è particolarmente interessante una facies a *Chondrilla nucula* che si estende, con varie interruzioni dovute alle caratteristiche del substrato, per un centinaio di metri in direzione di Portofino.

Ciascun esemplare, prelevato direttamente dal sommozzatore e chiuso in un sacchetto di plastica sempre in immersione, veniva portato in laboratorio in un contenitore termico e preparato ed osservato entro tre ore dal prelievo.

Una prima serie di campionamenti è stata effettuata su popolamenti

di *Chondrilla* insediati su un fondale ad una profondità di 12 m. Per poter successivamente osservare il comportamento dei simbionti con il variare delle condizioni ecologiche, si è operato prelevando sul fondale di 12 m una grossa pietra ricoperta da numerosi esemplari di *Chondrilla* e la si è trasportata, senza toccare né danneggiare in alcun modo le spugne, in un anfratto semioscuro che si trova nella stessa zona ad una profondità di 35 m circa. Tali esemplari sono stati successivamente prelevati a distanza di tempo, lasciando in grotta materiale sufficiente per poter ulteriormente proseguire le ricerche.

Sono state effettuate misure di penetrazione della luce, rilevando a —12 m una intensità pari al 7,7 % dei valori registrati 40 cm sotto la superficie, ed a —35 m, all'interno della grotta, una penetrazione dello 0,06 %.

Le osservazioni in microscopia fotonica sono state compiute su sezioni di spessore variabile tra 5 e 10 µ, preparate con la tecnica del microtomo congelatore e quindi osservate in fluorescenza con microscopio Wild M 20.

I preparati per l'osservazione in microscopia elettronica sono stati fissati in gluteraldeide al 2,5 % in acqua di mare portata a pH 7,5-8 con NaOH 0,1 N. Dopo 2-10 ore di fissazione a temperatura tra 5° e 10° C, sono stati effettuati ripetuti lavaggi in acqua di mare addizionata di 6,5 g/l di NaCl per mantenere costante l'osmolarità. La successiva post-fissazione è stata fatta con tetrossido di osmio al 2 % in acqua di mare. Le sezioni ottenute dopo inclusione in Epon sono state contrastate con acetato di uranile e citrato di piombo ed osservate con microscopi Hitachi HU 11 e Zeiss EM 9S-2.

RISULTATI

L'esame delle sezioni di *Chondrilla nucula* ha permesso di mettere in evidenza la seguente disposizione dei simbionti. La pellicola superficiale della spugna risulta completamente priva di Cianoficee per uno spessore costante di una decina di micron. Essa è seguita da uno strato in cui è possibile distinguere una zona di massima concentrazione algale che ha uno spessore di circa 600 µ ed una zona spessa 400 µ nella quale i simbionti iniziano a diradarsi pur continuando a presentare una fluorescenza diffusa all'esame microscopico. Procedendo in profondità, tutta la parte interna della spugna è caratterizzata da un'ulteriore diminuzione dei simbionti algali che tendono a raggrupparsi in masserelle.

La Cianoficea si presenta nello strato superficiale con l'aspetto di piccoli corpuscoli ovoidali di lunghezza fino ad 1,5 µ, che in luce di Wood assumono una colorazione rosso arancio. L'indagine ultrastrutturale permette di osservare con maggiori dettagli la morfologia di questi simbionti. Essi sono circondati da una parete cellulare liscia e presentano un apparato fotosintetico costituito da un tilacoide non ramificato, che si arrotola a spirale all'interno della cellula (fig. 2, c). Il tilacoide inizia a livello della membrana citoplasmatica e va a terminare nella parte centrale della cellula dove sono visibili il citoplasma ed il nucleoplasma, all'interno del quale è spesso riconoscibile un reticolo di filamenti (fig. 1, d).

La posizione delle alghe in *Chondrilla* è tipicamente extracellulare (fig. 1, a, b, c): esse si osservano, infatti, nel mesoilo della spugna, dove sono visibili anche in fase riproduttiva.

Le cellule della spugna poste nello strato esposto alla luce — probabilmente tesociti — emettono un gran numero di prolungamenti citoplasmatici che circondano ed inglobano le alghe, racchiudendole in vacuoli dove vengono digerite. È possibile, infatti, osservare vari stadi di degradazione delle Cianoficee all'interno delle cellule della spugna (fig. 1, b, c). Lo sviluppo del tilacoide nei simbionti algali osservati può variare a seconda della localizzazione dell'alga nel corpo della spugna ospite. Nello strato più superficiale il tilacoide presenta, in genere, non più di due spire, mentre procedendo in profondità il numero di queste tende ad aumentare. Esiste, tuttavia, una zona intermedia nella quale le alghe con tilacoide a basso e ad alto numero di spire coesistono (fig. 2, d). Si nota anche una variazione dimensionale, in sezione trasversale, tra le due forme, in quanto le alghe con poche spire di tilacoide hanno in media un diametro inferiore (0,7-1,0 µ) a quelle con più spire (1,0-1,5 µ).

In *Chondrilla nucula* è stata anche osservata la costante presenza di forme batteriche ovoidali — che ricordano quelle di *Agelas oroides* (Sarà-Gaino-Valentini 1973) — e presentano una particolare distribuzione in relazione alla concentrazione dei simbionti algali. Dove le alghe sono più abbondanti, nella zona più superficiale, i batteri sono presenti in numero assai limitato (fig. 2, a), mentre la loro concentrazione cresce procedendo verso l'interno della spugna (fig. 2, b). Come osservato in *Verongia* (Lévi e Lévi 1965, Bertrand e Vacelet 1971), nella zona profonda il popolamento batterico è particolarmente sviluppato e sostituisce i simbionti algali. Questa costante presenza dei batteri nella zona più interna induce a ritenerli simbionti stretti di

Chondrilla nucula. Anche per i batteri si sono osservati fenomeni di fagocitosi attiva da parte delle cellule.

Gli esemplari di *Chondrilla nucula* trasferiti in ambiente semioscuro sono stati prelevati ed osservati dopo due mesi. Un primo esame delle sezioni in luce fluorescente mette in risalto la presenza di uno strato superficiale completamente privo di simbionti che raggiunge i 100 µ di spessore, mentre, in condizioni normali, nella stessa zona, la concentrazione delle Cianoficee era assai elevata. Procedendo in profondità si ha un graduale continuo aumento della fluorescenza per uno spessore di un centinaio di micron, fino ad un livello in cui la concentrazione delle Cianoficee raggiunge i valori più alti. Nella parte più interna non si osservano evidenti modificazioni nei confronti degli esemplari prelevati in condizioni normali.

L'indagine, condotta sugli esemplari prelevati in grotta ha permesso di osservare in tutte le Cianoficee presenti nel corpo della spugna un tilacoide sempre costituito da un elevato numero di spire. Le dimensioni di queste alghe simbionti con tilacoide molto sviluppato sono solitamente superiori al µ (1,4), in concordanza con quanto osservato negli esemplari di *Chondrilla* di ambiente ben illuminato. Anche in queste osservazioni sono state notate Cianoficee in fase riproduttiva, circondate dagli pseudopodi emessi dalle cellule, e a localizzazione extracellulare. Si osservano tuttavia alterazioni nella struttura del tilacoide.

Il popolamento di batteri simbionti, anche in questo caso, tende ad aumentare procedendo verso l'interno della spugna.

DISCUSSIONE

L'aspetto ultrastrutturale e le dimensioni delle Cianoficee da noi osservate in Chondrilla le riavvicinano a quelle già studiate da Vacelet (1971) in *Verongia aerophoba*. Secondo questo autore, infatti, tali Cianoficee hanno dimensioni da 1,3 a 2,3 µ, mentre quelle da noi osservate vanno da meno di 1,0 µ ad 1,5 µ. L'indagine ultrastrutturale compiuta da Sarà (1971) su *Aphanocapsa feldmanni* in *Ircinia variabilis* riporta dimensioni che vanno da un minimo di 2 ad un massimo di 3 µ e delle differenze nella parete cellulare che anziché esser liscia, forma una serie di ondulazioni con un periodo di 100 µ.

In base a questi dati è evidente la grande variabilità morfologica di tali forme simbionti nelle specie di spugne ospiti. Resta da stabilire se queste differenze siano da attribuire a fenomeni di adattamento della

Cianoficea alle diverse condizioni di vita che essa incontra nei tessuti delle varie spugne, o ad una reale diversità specifica.

In *Chondrilla nucula* si notano variazioni nell'apparato fotosintetico dell'alga simbionte a seconda della sua localizzazione; riteniamo, tuttavia, che tale polimorfismo non vada inteso come possibilità di adattamento della specie simbionte a mutate condizioni ecologiche, ma come termine di un processo di specializzazione probabilmente irreversibile.

Questa ipotesi troverebbe conferma nelle nostre osservazioni sugli esemplari di *Chondrilla* che, dopo il trasferimento in ambiente semioscuro non presentavano più le Cianoficee con tilacoide a poche spire tipiche della zona esposta alla luce. Nella stessa zona, infatti, non esisteva alcuna forma di alga simbionte.

Se le alghe con tilacoide a poche spire, caratteristiche del mesoilo corticale, all'attenuarsi dell'irradiazione luminosa fossero state in grado di aumentare il numero delle spire, esse sarebbero state ancora presenti nei preparati.

Il persistere nella zona più interna delle alghe con tilacoide a molte spire può essere frutto della loro abituale capacità di sviluppo in uno strato soggetto ad irradiazione attenuata. La riduzione di densità ed i fenomeni di degenerazione che si manifestano in queste alghe con alterazioni del tilacoide, fanno pensare che tali simbionti non possano sopravvivere ancora a lungo. In base a questi fatti ci sembra si possa escludere la possibilità che la stessa alga incrementi il numero delle spire del proprio apparato fotosintetico, e quindi riteniamo che debba trattarsi di specie diverse.

Naturalmente queste ipotesi sono frutto di osservazioni ancora limitate nel tempo (permanenza in grotta di due mesi) e sono quindi suscettibili di ulteriori apporti.

Poiché il cambiamento di ambiente non ha, fino a questo punto, alterato l'integrità dei tessuti della *Chondrilla*, si può ritenere — in accordo con quanto notato in *Ircinia variabilis* (Sarà, 1971) — che la simbiosi si sia stabilita in questi Poriferi come difesa contro l'eccessiva irradiazione. Le Cianoficee, infatti, sviluppandosi in numero molto elevato nel mesoilo corticale, elaborano dei pigmenti che proteggono i tessuti della spugna permettendole di svilupparsi anche in ambiente ben illuminato.

È probabile che *Chondrilla* fosse una forma originariamente sciafila che con il graduale instaurarsi di questa simbiosi abbia avuto la possibilità di conquistare anche gli ambienti esposti ad irradiazione solare diretta (Sarà, comunicazione verbale).

Riguardo alla distribuzione dei batteri nei tessuti della spugna, che va crescendo man mano che si procede dalla superficie in profondità, essa sembra confermare l'esistenza di un fenomeno di antagonismo con le Cianoficee (Vacelet, 1971). Nel mesoilo corticale, infatti, dove i simbionti algali, sono più abbondanti, i batteri sono piuttosto rari, mentre quando, negli strati profondi, le Cianoficee si rarefanno fino a scomparire, le forme batteriche possono svilupparsi abbondantemente e sostituire a questo livello il popolamento algale.

L'attiva fagocitosi da parte delle cellule della spugna, osservata negli strati superficiali nei confronti delle Cianoficee, si manifesta anche nella zona a denso popolamento batterico; sia le alghe che i batteri costituiscono, pertanto, una notevole riserva alimentare per *Chondrilla nucula*.

Riteniamo sia di un certo interesse proseguire questo tipo di indagine sia su esemplari di *Chondrilla* prelevati alle varie profondità, per confermare l'esistenza della relazione tra quantità di luce ricevuta e localizzazione dei simbionti, sia sugli esemplari trasportati in grotta dopo più lunga permanenza in quell'ambiente. Sarà anche interessante reperire in grotte completamente oscure — che finora non abbiamo individuato nella zona presa in esame — esemplari di *Chondrilla* depigmentati, al fine di studiare la distribuzione dei simbionti batterici in relazione all'assenza delle forme algali.

RIASSUNTO

Sono stati presi in esame l'aspetto ultrastrutturale dei rapporti di simbiosi tra una Cianoficea Croococcale e *Chondrilla nucula* e le modificazioni che intervengono nella localizzazione dell'alga quando la spugna viene trasferita in ambiente moderatamente oscuro. L'alga vive e si riproduce nel mesoilo della spugna e viene inglobata dalle cellule di *Chondrilla* attraverso l'emissione di lunghi pseudopodi che circondano progressivamente la Cianoficea.

In *Chondrilla nucula* è stata osservata una sottile pellicola superficiale priva di simbionti, seguita da una zona corticale ad alta concentrazione di Cianoficee. Nella zona profonda tali forme si diradano fino ad essere sostituite da simbionti batterici.

Le alghe della zona superficiale presentano un apparato fotosintetico con un tilacoide a basso numero di spire, mentre procedendo in profondità esse sono caratterizzate da un tilacoide a più spire.

Variazioni nella distribuzione delle Cianoficee sono state osservate su esemplari di *Chondrilla* dopo due mesi di permanenza in ambiente semioscuro. In tali condizioni sopravvivono solo i simbionti algali con tilacoide ad elevato numero di spire.

SUMMARY

The symbiotic connections between a Cyanophyceae and *Chondrilla nucula* have been studied by electron microscopy. *Chondrilla* presents a thin superficial layer devoid of symbionts, followed by a cortical one crowded by Cyanophyceae, which became more sparse in the deeper layer till they are replaced by batteric symbionts. Some changes in the location of the algae, happening after specimens of the sponge have been transferred to a darker position, have also been considered.

This alga lives and breeds in the mesoyl of the host sponge, where it is absorbed by *Chondrilla* cells emitting long pseudopodia which gradually surround the Cyanophycea.

The photosynthetic apparatus of the algae living in the cortical layer usually has a thylakoid with lesser coils than that in the deeper layer.

Some variations regarding Cyanophyceae location in Chondrilla specimens after a two-months stay in a fairly dark spot have been observed. In these conditions only the algae having photosynthetic apparatus with more coils survive.

BIBLIOGRAFIA

BERTRAND, J. C. e J. VACELET 1971. L'association entre Eponges cornées et bactéries. *C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris, 273,* 638-641.

FELDMANN, J. 1933. Sur quelques Cyanophycées vivant dans les tissus des éponges de Banyuls. *Archs Zool. exp. gén., 75,* 381-404.

LEVI, C. e P. LEVI 1965. Populations bactériennes dans les Eponges. *J. Microsc. (Fr.), 4,* 151.

SARÀ, M. e L. LIACI 1964. Associazioni di Demospongie con Zooxantelle e Cianelle. *Boll. Zool., 31,* 359-366.

SARÀ, M. 1971. Ultrastructural aspects of the symbiosis between two species of the genus *Aphanocapsa (Cyanophyceae)* and *Ircinia variabilis (Demospongiae). Mar. Biol., 11,* 214-221.

SARÀ, M., E. GAINO e F. VALENTINI 1973. Nouvelles données sur les associations entre Eponges et bacteries. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit., 22,* 97-98.

SCALERA LIACI, L., M. SCISCIOLI e A. MATARRESE 1973. Sexual reproduction in some sponges: *Chondrilla nucula* O. S. and *Chondrosia reniformis* Nardo *(Tetractinomorpha). Rapp. Comm. int. Mer Médit., 22,* 129-130.

VACELET, J. 1971 Etude en microscopie électronique de l'association entre une Cyanophycée Chroococcale et une éponge du genre *Verongia. J. Microsc. (Fr.), 12,* 363-380.

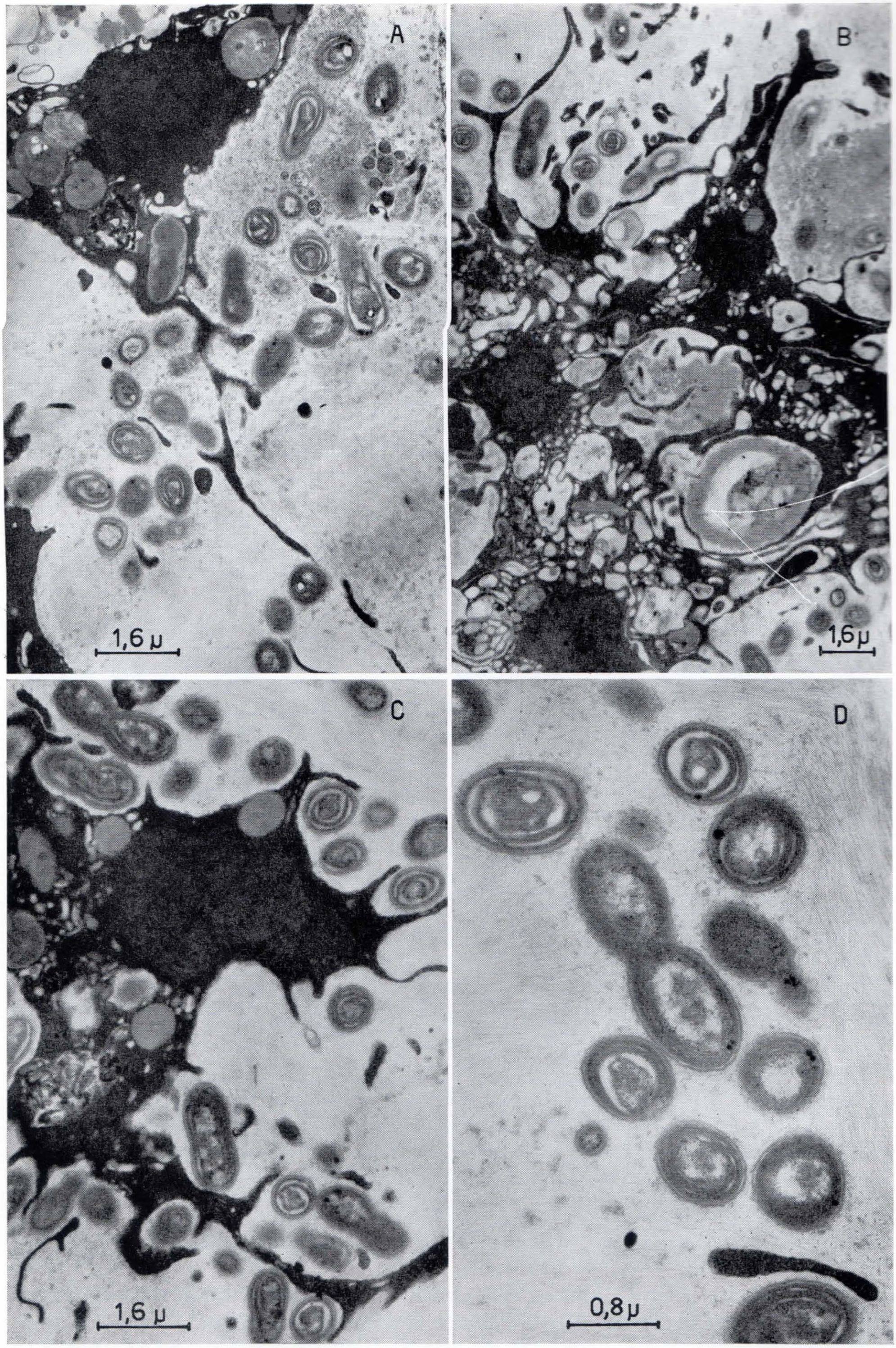


FIG. 1. Aspetti ultrastrutturali della simbiosi tra la Cianoficea Croococcale e *Chondrilla nucula* nel mesoilo corticale della spugna (A, B, C). Particolare di alcuni simbionti algali della stessa zona (D).

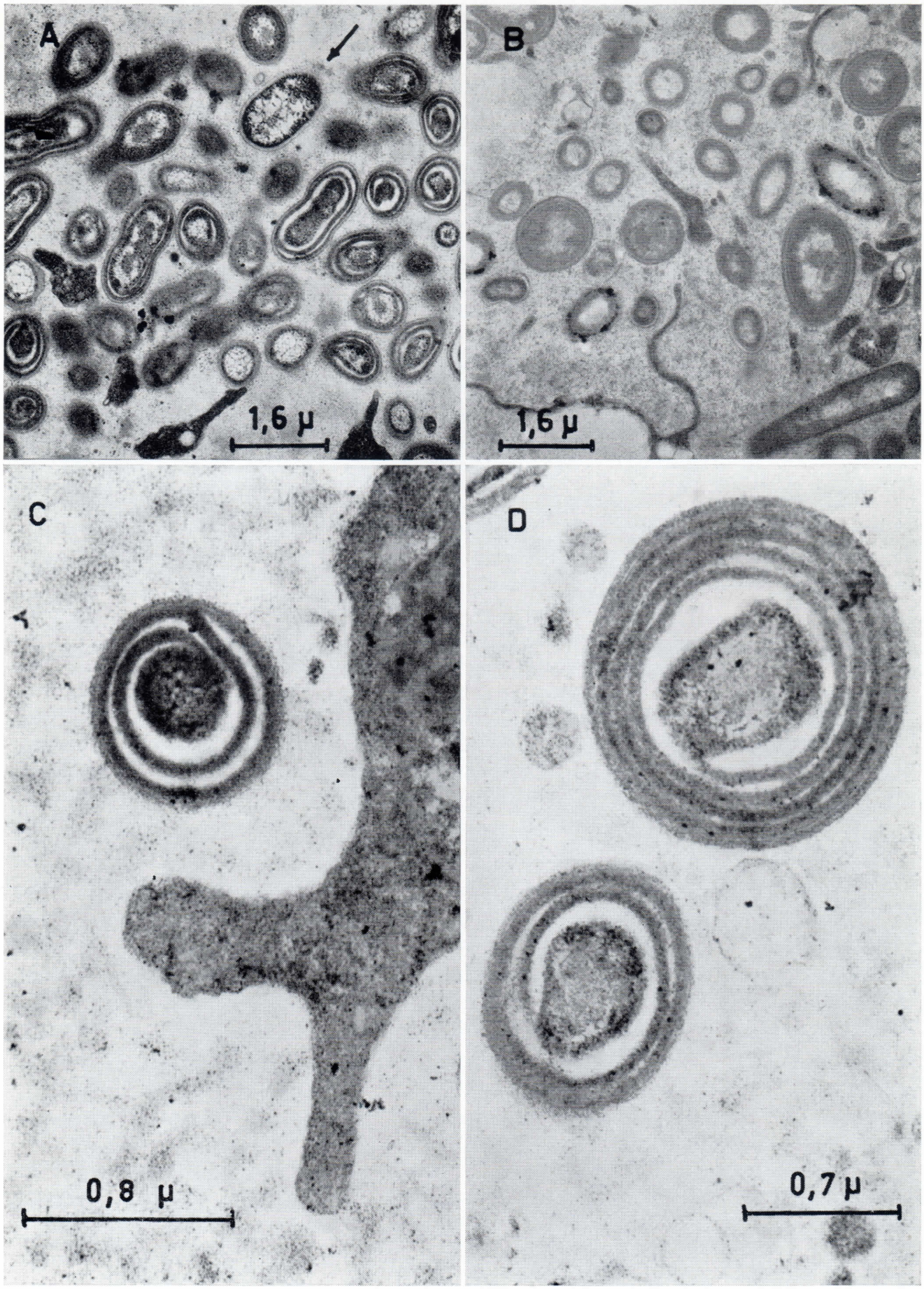


FIG. 2. Batteri (→) e Cianoficee nella zona corticale (A). Popolamento batterico tipico della zona profonda (B). Cianoficea simbionte con tilacoide a poche spire caratteristica della zona superficiale (C). Particolare di due Cianoficee con tilacoide a basso e ad alto numero di spire (D).

Archo Oceanogr. Limnol. 18 suppl. 3 (1976) 553-554
Istituto di Biologia del Mare, Venezia, Italia

CARICO GENETICO IN *TISBE HOLOTHURIAE* e T. *BULBISETOSA* (COPEPODA HARPACTICOIDA) DELLA LAGUNA DI VENEZIA

G. FAVA, M. CERVELLI

Istituto di Biologia del Mare, Venezia

Lavoro presentato in occasione del 7° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina (Venezia, 21-24 maggio 1975)

RIASSUNTO

Sono state esaminate due popolazioni di *T. holothuriae* provenienti da due stazioni lagunari con caratteristiche ecologiche dissimili: la prima è prossima alla località Alberoni, a circa 3 chilometri dal mare aperto, la seconda, presso Malamocco, è più interna distando poco più di sei chilometri dal mare. L'associazione bentonica della prima stazione si presenta più varia rispetto alla seconda.

Le due popolazioni studiate presentano differenze in varie statistiche: numero medio di uova per femmina, tempo minimo di sviluppo, incremento della mortalità e sterilità in conseguenza dell'inincrocio. Queste due ultime misure hanno permesso di avere una stima della «concealed genetic variability»: il carico genetico, come numero di equivalenti letali, è maggiore nella popolazione di Alberoni ed una simile relazione esiste considerando il numero di « equivalenti di sterilità ». Ciò favorisce l'ipotesi che la popolazione di Malamocco, più marginale ed inserita in un'associazione più monotona, presenti una variabilità genetica inferiore rispetto a quella di Alberoni.

Il carico genetico in *T. bulbisetosa* proveniente da Malamocco è molto simile a quello calcolato per *T. holothuriae* della medesima stazione.

I valori del carico genetico calcolati per popolazioni della laguna di Venezia sono sensibilmente inferiori rispetto a quelli calcolati per popolazioni del mediterraneo occidentale. Ciò è in accordo col fatto che le popolazioni del Nord Adriatico di *T. holothuriae* possono essere considerate marginali rispetto a quelle del mediterraneo occidentale e quindi caratterizzate da una variabilità genetica minore di quella presente nelle popolazioni centrali.

La relazione tra bassa variabilità ambientale e basso carico genetico, in *T. holothuriae,* è verificata anche dalle misure effettuate in una popolazione mantenuta da lungo tempo nelle condizioni standard di laboratorio: questa infatti ha presentato il carico più basso.

SUMMARY

GENETIC LOAD IN TISBE HOLOTHURIAE AND T. BULBISETOSA (COPEPODA HARPACTICOIDA) FROM THE LAGOON OF VENICE

Two populations of *Tisbe holothuriae* coming from two lagunar localities different in their ecological characteristics has been examined. The first station is located near Alberoni at a distance from the sea of 3 kilometers about; the second one is the most interior, near Malamocco, 6 kilometers about from the sea. The benthic community at the Alberoni station is richer than at Malamocco station.

Several statistics differed in the two populations: the mean number of eggs per female, the minimum developmental time, the mortality and sterility increment as a consequence of inbreeding. The two last measures enabled us to estimate the « concealed genetic variability ».

The genetic load, expressed as number of lethal equivalents, is higher in the Alberoni population and such a relationship is found also when «sterility » equivalents are considered. This suggests the hypothesis that the Malamocco population, more marginal and living in a poorer community, possesses a lower genetic variability by respect to that of Alberoni.

The genetic load of *T. bulbisetosa* from Malamocco is very close to *T. holothuriae* one from the same station.

The populations from the lagoon of Venice seem to possess a lower genetic load by respect to those from the western Mediterranean sea, and this suggests that the populations from the northern Adriatic sea may be considered as marginal populations.

SOMMARIO

Volume 18, Supplemento 3

1-21 C. R. LENZI GRILLINI - Indicatori biologici di inquinamento marino: fitoplancton.

23-44 M. SPECCHI - Indicatori biologici di inquinamento marino: zooplancton.

45-53 F. CINELLI - Indicatori biologici di inquinamento marino: fitobenthos.

55-72 M. SARÀ - Indicatori biologici di inquinamento marino: zoobenthos.

73-82 V. U. FOSSATO, F. DOLCI - Inquinamento da idrocarburi nel bacino settentrionale della laguna veneta.

83-112 M. BERNHARD, A. ZATTERA - La distribuzione di alcuni polluenti nell'ambiente marino con tentativi di stima delle conseguenze.

113-140 G. RELINI, M. MONTANARI, S. VIALE, E. PISANO - Prime fasi di insediamento su substrati duri immersi in acque del porto di Genova a diverso grado di inquinamento.

141-151 S. RIGGIO, A. MAZZOLA - Preliminary data on the fouling communities of the harbour of Palermo (Sicily).

153-168 M. SPECCHI, G. RELINI, L. FAMIANI - Osservazioni preliminari sull'insediamento di Balani in acque portuali del Golfo di Trieste.

169-188 F. CINELLI, E. FRESI, L. MAZZELLA - Ricerche su popolamenti bentonici di substrato duro del porto d'Ischia. I. Infralitorale fotofilo (Macrofite e Isopodi liberi).

189-199 A. RENZONI - Influenza di sostanze tossiche su organismi marini.

201-226 G. MAGAZZÙ, G. CAVALLARO, D. ABATE - Tossicità per gli organismi marini di disinfettanti aggiunti ad effluenti cloacali riversati in mare.

227-229 A. BARBARO, A. FRANCESCON - Gradienti ecologici riflessi nella composizione del fouling nella laguna veneta settentrionale.

231-256 G. RELINI, V. ROMAIRONE - Cicli di insediamento del fouling in condotte di un impianto di raffreddamento in cui circola acqua di mare trattata con cloro.

257-259 L. DALLA VENEZIA - Distribuzione per classi di lunghezza a vari livelli di profondità di una popolazione di *Mytilus* nel Nord Adriatico.

261-272 G. RAVAGNAN - La Piscicultura italiana d'acqua salmastra - Sviluppi recenti e prospettive.

273-293 L. COLOMBO, P. BELVEDERE - Endocrine aspects of reproduction in in teleost fishes.

295-302 P. VILLANI - Allevamento larvale di Orata *(Sparus aurata* L.) riprodotta in condizioni artificiali di laboratorio.

303-312 F. GHION, E. GRIMALDI - Fabbisogno proteico dei Cefali *(Mugil cephalus)* di età 0+.

313-326 G. RELINI, A. FRANCESCON, A. BARBARO - Possibile utilizzazione delle larve di Balani per l'alimentazione artificiale di pesci marini.

327-341 R. ROSSI, G. COLOMBO - Sex ratio, age and growth of Silver eels in two brackish lagoons in the Northern Adriatic (Valli of Comacchio and Valle Nuova).

343-356 C. TOLOMIO - Problematica e dinamica del fitoplancton nelle acque salmastre.

357-364 M. TORCHIO - Migrations of the nekton in Mediterranean coastal waters.

365-373 C. FROGLIA - Osservazioni sull'alimentazione dei giovani di *Trigla lucerna* della classe di età 0 nel Medio Adriatico *(Pisces, Triglidae).*

375-387 L. RELINI ORSI - Note di biologia dell'alimentazione di *Mora moro* (Risso 1810) (Osteichthyes, Moridae).

389-409 A. SOLAZZI, C. TOLOMIO - Il fitoplancton primaverile ed estivo lungo le coste settentrionali della Sardegna.

411-424 V. U. CECCHERELLI - Preliminary observations on zooplankton communities of the « Valli di Comacchio »: the Copepods.

425-436 P. FRANCO, A. COMASCHI-SCARAMUZZA - Distribuzione dei Cladoceri nell'Adriatico Settentrionale. Nota preliminare.

437-449 G. MARANO, R. VACCARELLA, N. CASAVOLA - Ciclo stagionale dei Cladoceri del litorale di Bari.

451-465 R. DAZZI, B. HIREL, F. NYFFELER - Condizioni idrologiche e circolazione idraulica nella parte di laguna nord soggetta ad apporti di acqua dolce (la foce del Dese).

467-484 E. DE DOMENICO, G. GANGEMI, L. GUGLIELMO - Primi risultati sulle ricerche oceanografiche condotte nella zona sud-orientale dello Stretto di Messina.

485-499 E. MASSERA BOTTAZZI, O. ROSSI, M. G. ANDREOLI, R. VILLANI - Ulteriori considerazioni su aree oceanografiche a differente « Diversità Biotica » in riferimento agli Acantari (Protozoa).

501-506 S. RIGGIO - Dati tassonomici sugli Anisopoda (Crustacea Peracarida) del porto di Palermo.

507-514 M. DE DOMENICO, A. LOMBARDO - Primi dati sulla distribuzione nella laguna di Venezia e nell'Alto Adriatico di microrganismi ossidanti idrocarburi.

515-517 M. BUSSANI - La pesca oceanica nel banco Sahariano.

519 L. CARIELLO, F. GHIRETTI, L. ZANETTI - Attività paralizzante delle ghiandole salivari *dell'Octopus vulgaris.*

521-523 A. GHIRETTI MAGALDI, G. TAMINO, B. SALVATO - Evoluzione delle emocianine.

525-530 A. QUAGLIA - Seasonal variations in the ultrastructure of the liver of the pilchard *Sardina pilchardus* Walb.

531-540 F. DE CRISTINI - Polimorfismo emoglobinico in *Clupea sprattus.*

541-542 E. RODINÒ - Variabilità di *Mytilus galloprovincialis* della laguna di Venezia. Analisi biometrica e polimorfismi enzimatici.

543-544 G. SELLA - Analisi biometrica di popolazioni mesolitorali e infralitorali di *Patella coerulea* e di *Patella aspera.*

545-552 E. GAINO, M. PANSINI, R. PRONZATO - Osservazioni sull'associazione tra una Cianoficea Croococcale e la Demospongia *Chondrilla nucula.*

553-554 G. FAVA, M. CERVELLI - Carico genetico in *Tisbe holothuriae* e *T. bulbisetosa* (Copepoda Harpacticoida) della laguna di Venezia.

555-556 SOMMARIO.