

## MEIOFAUNA: A RESOURCE FOR AQUACULTURE AND A TOOL IN ENVIRONMENTAL QUALITY MONITORING



Maria BALSAMO  
Università di Udine



M. Antonio TODARO  
Università di Modena

Meiofauna is the community of microscopical animals living in the sediment of aquatic biotopes. Since meiofaunal organisms play an important role within the aquatic food webs and are very abundant and highly sensitive to pollutants, they can be a resource for aquaculture as well as a tool in monitoring environmental pollution. Harpacticoids Copepods (Crustaceans) are naturally very rich in highly unsaturated fatty acids (HUFA), that are essential to fish species during their first larval development. Thus Harpacticoids could effectively join Rotifers and *Artemia* as living food for fish and shrimp larvae. The different ecological features shown by the populations of Nematodes and of interstitial Copepods could be used, by means of simple and low-priced methods, to assess the impact on aquatic ecosystems by the pollution related to organic load and petroleum related activities.

*Key words:* meiofauna - aquaculture - copepods - organic pollution

## LA MEIOFAUNA: UNA RISORSA PER L'ACQUACOLTURA ED UNO STRUMENTO PER IL CONTROLLO DELL'AMBIENTE

*Maria Balsamo, M. Antonio Todaro*

### 1. Premessa

Gli animali che vivono sul fondo di ambienti acquatici (zoobenthos) comprendono diversi gruppi che per avere dimensioni visibili sono ben conosciuti da tempo (macrofauna). Decisamente meno nota, invece, è la meiofauna (dal greco "meios", più piccolo), che è formata dagli animali microscopici che vivono sullo strato superficiale del fondo o negli spazi interstiziali compresi tra le particelle del sedimento. Anche se di dimensioni molto ridotte, da 42 µm a 0,5 mm, questi animali sono presenti in numero straordinariamente elevato: la loro densità, che mediamente si aggira intorno ad 1-2 milioni di individui per metro quadrato può arrivare a valori di 12.5 milioni per metro quadrato (Gièrè, 1993). Considerando che questi organismi hanno cicli vitali brevi, e quindi un ricambio molto rapido, la produzione di meiofauna in termini di biomassa è più alta rispetto a quella di macrofauna (Warwick, 1979).

La composizione della meiofauna è varia, come è forse ancor più di quella della macrofauna: ben 22 dei complessivi 34 phyla animali esistenti hanno almeno alcune specie meiobentoniche e alcuni di essi, come Gastrotrichi, Gnathostomulidi, Kinorinchi, Loriciferi e Tardigradi, sono composti esclusivamente da specie meio-bentoniche (Figura 1). Alcuni animali fanno parte della meiofauna solo durante gli stadi giovanili, mentre altri sono meiobentonici per l'intero ciclo vitale.

In questo insieme eterogeneo di invertebrati microscopici non tutti i gruppi sono presenti nella stessa proporzione: nei sedimenti fangosi, come quelli degli estuari e delle lagune, l'80% circa della meiofauna è costituito da Nematodi, dominanti per numero di specie e soprattutto per numero di individui. Seguono in ordine di importanza numerica i Copepodi Arpacticoidi (Crostacei), che rappresentano circa il 15% del totale, mentre la composizione del restante 5% è data da più gruppi minori e varia a seconda delle caratteristiche ecologiche proprie dell'ambiente. Nei fondali sabbiosi la percentuale di Nematodi

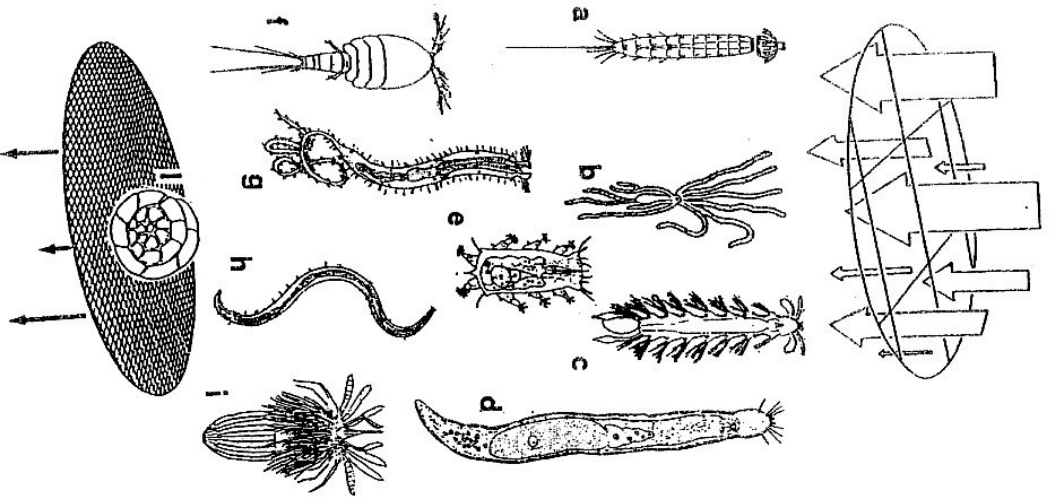


Fig. 1 Alcuni gruppi animali della meiofauna. Per le loro dimensioni essi attraversano un seraccio a maglie di 0,5 mm e vengono trattenuti da un seraccio a maglie di 42 µm. a, Kinorinchi; b, Cnidari; c, Policheti; d, Gnatostomulidi; e, Tardigradi; f, Copepodi; g, Gastropodi; h, Nematodi; i, Loriciferi; j, Foraminiferi. Le dimensioni degli animali non sono nella medesima scala (da Higgins e Thiel, 1988, modificato).

diminuisce leggermente, rimanendo comunque dominante, mentre aumentano quelle di Copepodi e di altri gruppi, come i Gastrotrichi, che possono arrivare a costituire fino al 20% della meiofauna complessiva.

Conosciuti fin dall'epoca della comparsa del microscopio, gli animali della meiofauna sono stati studiati con particolare attenzione soltanto negli ultimi decenni grazie all'avvento di nuove tecnologie che consentono oggi di ricercarli ed osservarli con relativa facilità. Nel loro confronto si è sviluppato recentemente, soprattutto all'estero, un crescente interesse che non è limitato alle ricerche sistematiche o faunistiche ma è rivolto anche all'analisi del ruolo che questi animali rivestono nell'equilibrio degli ecosistemi acquatici. La meiofauna occupa un posto di rilievo all'interno delle catene alimentari degli ambienti acquatici: da una parte, infatti, essa rappresenta una risorsa alimentare per animali predatori, tra i quali gli stadi larvali e giovanili di pesci e crostacei (Coll, 1990), dall'altra, per il fatto di nutrirsi principalmente di microalghe e batteri (Blanchard, 1990; Carman, 1990), essa ha un'influenza rilevante nei processi di riciclo della sostanza organica del sedimento (Castel, 1992; Kennedy, 1994). E' inoltre stato messo in evidenza come le comunità animali del meiobenthos reagiscano molto rapidamente a diversi tipi di perturbazioni dell'ambiente, quali quelle derivanti dalla presenza di agenti inquinanti (Arlt, 1975).

Dalle osservazioni empiriche del passato e soprattutto dai risultati delle ricerche più recenti è nata e si è sviluppata in questi ultimi anni l'idea di un potenziale utilizzo applicativo della meiofauna, che è stato individuato in particolare in due settori:

- in acquacoltura, come risorsa alimentare nell'allevamento di stadi larvali e giovanili di specie ittiche e di crostacei (Gee, 1989);
- nel controllo ambientale, come indicatore biologico della qualità dei biotopi acquatici (Moore e Betz, 1989).

## 2. La meiofauna in acquacoltura

La maggior parte delle specie ittiche compiono il loro sviluppo larvale nutrendosi di organismi microscopici vivi, che costituiscono il loro alimento esclusivo fino al 30-40° giorno di età. In natura la preda è rappresentata per lo più da animali del plancton, il cui movimento, attivo ma non molto rapido, stimola la reazione di inseguimento da parte delle larve permettendo loro nella maggior parte dei casi la cattura.

L'allevamento larvale di specie ittiche di interesse commerciale presuppone quindi anche l'allevamento e la gestione di allevamenti di microinvertebrati che abbiano caratteristiche idonee per essere somministrati come alimento alle giovani

larve (Arcarese e Ghion, 1984). Gli organismi planctonici generalmente utilizzati in acquacoltura sono Rotiferi (*Brachionus plicatilis*) e larve (nauplii e metanauplii) di Crostacei Fillopodi (*Artemia* spp.) (Ghittino, 1983). Essi infatti, oltre ad essere facilmente reperibili e relativamente semplici da allevare, possono essere ottenuti in quantità soddisfacenti per un uso su scala industriale. I due gruppi animali vengono utilizzati in sequenza temporale: l'alimentazione iniziale con Rotiferi viene successivamente sostituita da quella con *Artemia*. L'utilizzazione sequenziale di Rotiferi ed *Artemia* trova ragione nell'allargamento progressivo dell'apertura boccale delle larve, che inizialmente molto piccola (300 µm nel branzino a 10 giorni d'età), consente la cattura solo di prede di dimensioni ridotte, come i Rotiferi la cui lunghezza varia, nei ceppi S ("small-size") più frequentemente utilizzati, da 120 a 300 µm. In seguito, compatibilmente con la fase di sviluppo larvale, l'alimentazione passa ad *Artemia*, organismo più grande, 400-500 µm di lunghezza, e quindi più vantaggioso dal punto di vista energetico.

Il valore nutrizionale dell'alimento per le larve dei pesci dipende in larga misura dal suo contenuto in lipidi ed in particolare in fosfolipidi ed acidi grassi essenziali (EFA - Essential Fatty Acids). Questi ultimi non vengono sintetizzati dall'organismo delle specie ittiche e devono quindi venire assunti necessariamente attraverso la dieta (Watanabe e Kiron, 1994). I fosfolipidi sono costituenti fondamentali delle membrane cellulari, e gli acidi grassi essenziali in essi contenuti sono quindi indispensabili per l'accrescimento, lo sviluppo armonico e la sopravvivenza stessa delle larve. Anche se il fabbisogno in EFA varia qualitativamente da specie a specie (Watanabe e Kiron, 1994), alcuni acidi grassi altamente insaturi (HUFA - Highly Unsaturated Fatty Acids) sembrano particolarmente importanti per tutte le specie ittiche sinora considerate: tra questi, in particolare, l'acido 20:5 ω 3 (EPA), l'acido 22:6 ω 3 (DHA) e l'acido arachidonico 20:4 ω 6 (Watanabe *et al.*, 1983).

Sia i Rotiferi che *Artemia* contengono quantità di HUFA molto scarse ed assolutamente insufficienti a coprire il fabbisogno degli stadi larvali di pesci. L'impiego di questi microinvertebrati comporta dunque la necessità di arricchire il loro contenuto naturale in HUFA integrando il loro mezzo di coltura con microalghe, emulsioni lipidiche o boosters artificiali microincapsulati, ad elevato contenuto in acidi grassi essenziali (Sakamoto *et al.*, 1982; Watanabe *et al.*, 1983; Walford e Lam, 1987; Pinosa *et al.*, 1995).

Parallelamente allo studio degli integratori alimentari e delle possibili modalità della loro somministrazione, è stata avviata già da tempo la ricerca di altri alimenti vivi particolarmente ricchi in EFA, da utilizzare in alternativa a Rotiferi ed *Artemia*. L'interesse è stato inizialmente rivolto ad alcuni Crostacei planctonici come i Cladoceri (*Daphnia*) ed i Copepodi Calanoidi (Paffenhofer e Harris, 1979); più recente è la sperimentazione di Protozoi Ciliati e di stadi larvali di

Molluschi Bivalvi, Crostacei Decapodi (gamberi) ed Echinodermi (ricci di mare) per l'alimentazione delle larve di pesci e di crostacei superiori (Tamaru *et al.*, 1995). Questi tentativi, salvo poche eccezioni, non sono tuttavia usciti dalla fase sperimentale, sia per la difficoltà di ottenere allevamenti intensivi tali da soddisfare le richieste quantitative dell'acquacoltura, sia anche per la forte incidenza dei costi di allestimento e gestione di questi impianti.

Tra gli organismi potenzialmente più adatti a scopi di acquacoltura vi sono i Crostacei Copepodi, che sono una componente dominante della meiosauna planctonica e bentonica e che svolgono un ruolo determinante nelle carene alimentari marine, rappresentando la preda naturale di molti animali carnivori, tra cui soprattutto gli stadi larvali di pesci (Sherman *et al.*, 1987; McCall e Fleeger, 1995). I Copepodi potrebbero essere raccolti direttamente in natura in grandi quantità, ma questa raccolta, oltre a comportare costi molto elevati, non è selettiva ed implica il rischio di cattura accidentale di animali predatori come anche di individui portatori di agenti patogeni o parassiti per i pesci, che sono presenti nelle popolazioni naturali di questi crostacei. Tutto ciò consiglia evidentemente l'allevamento dei Copepodi in condizioni controllate.

I Copepodi Arpacticoidi già da una ventina di anni sono oggetto di attivi studi a questo riguardo, come dimostrano le numerose ricerche condotte su specie di *Tisbe* (cfr. Kahan *et al.*, 1982) e quelle che più recentemente hanno portato ad una produzione intensiva interessante anche dal punto di vista commerciale di *Tigriopus japonicus* (Fukusho, 1991). Gli Arpacticoidi, oltre ad essere microscopici ed attivamente mobili, possiedono almeno altre tre caratteristiche potenzialmente utili per un loro efficace impiego:

- la successione di numerosi stadi larvali nel loro ciclo biologico, caratterizzati da dimensioni inizialmente molto ridotte, 50-100 µm, e via via crescenti fino a 1-2 mm, ne consentono una utilizzazione differenziata per stadi giovanili di pesci di età diversa e quindi con aperture boccali di diametri differenti;
- la loro composizione chimica, paragonabile sotto il profilo quantitativo a quella di Rotiferi ed *Artemia* (Tabella 1), presenta un valore nutrizionale sensibilmente maggiore per la presenza di una più alta frazione di fosfolipidi, e soprattutto, di HUFA (Figure 2, 3);
- il loro ampio spettro alimentare permette di soddisfare facilmente e a costi contenuti le loro esigenze.

Una sperimentazione soddisfacente di allevamento intensivo di Arpacticoidi è stata portata a termine recentemente da ricercatori della Louisiana State University, USA (Sun e Fleeger, 1995). Mediante un sistema a ricircolo d'acqua, è stata ottenuta per un periodo di molti mesi una produzione di circa 1 milione di individui al giorno di *Amphiascoides atopus*, utilizzati per l'alimentazione larvale di due specie di interesse locale, un pesce, *Leiostomus xanthurus*, ed un

gambero, *Penaeus pacificus* (Fleeger, comunicazione personale). Questo risultato positivo, che si aggiunge a quelli ottenuti in precedenza da Fukusho (1991) su *Tigriopus japonicus*, altro Copepode meiobentonico, dimostra la possibilità reale di utilizzare in acquacoltura anche questi crostacei dal valore nutrizionale elevato attraverso un'attenta scelta delle specie più idonee a questo scopo, risolvendo le difficoltà tecniche di una loro produzione intensiva.

Tabella 1. Composizione chimica in valori percentuali di *Artemia salina* e di *Tigriopus japonicus*

|               | n=6                   |                            |      |
|---------------|-----------------------|----------------------------|------|
|               | <i>Artemia salina</i> | <i>Tigriopus japonicus</i> |      |
|               | %                     | ds                         | %    |
| Acqua         | 89,14                 | 2,0                        | 88,6 |
| Proteine      | 6,75                  | 1,0                        | 8,1  |
| Lipidi        | 2,18                  | 0,6                        | 2,6  |
| Sali minerali | 2,08                  | 0,6                        | 0,7  |

n, numero di popolazioni esaminate; ds, deviazione standard (da Watanabe *et al.* 1983, modificato).

Utilizzati in Louisiana per l'allevamento di pesci e crostacei bentofagi, i Copepodi della meiofauna, potrebbero trovare impiego, mediante opportune tecniche di distribuzione (Kahan *et al.*, 1982), anche nell'alimentazione delle larve di specie ittiche che si cibano di plancton, come quelle oggetto di allevamento commerciale nel nostro Paese. La sperimentazione di alimenti alternativi ad *Artemia* trova ragione anche nel fatto che la produzione di questi ultimi, che rimane un alimento tuttora fondamentale per pesci nella prima fase di sviluppo, non è attualmente più in grado di coprire con sicurezza il fabbisogno crescente dell'acquacoltura mondiale. Appare quindi quanto mai opportuna la ricerca di altre specie-alimento che nel rivelarsi allevabili su scala industriale presentino anche valore nutrizionale elevato.

### 3. La meiofauna per il controllo dell'ambiente

Gli studi di biomonitoraggio permettono di valutare lo stato di salute di un ambiente attraverso l'analisi delle sue componenti biologiche. Negli ecosistemi acquatici è lo studio della composizione e della distribuzione degli organismi bentonici a fornire le informazioni sulla qualità dell'ambiente, dal momento

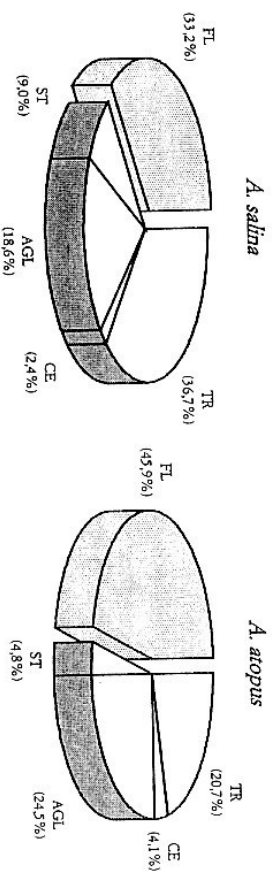


Figura 2. Composizione lipidica di *Artemia salina* e di *Amphiascoides atopus*. FL, fosfolipidi; TR, trigliceridi; CE, cere; ST, steroli; AGL, acidi grassi liberi. (Dati gentilmente forniti dal Dr. K. R. Carman)

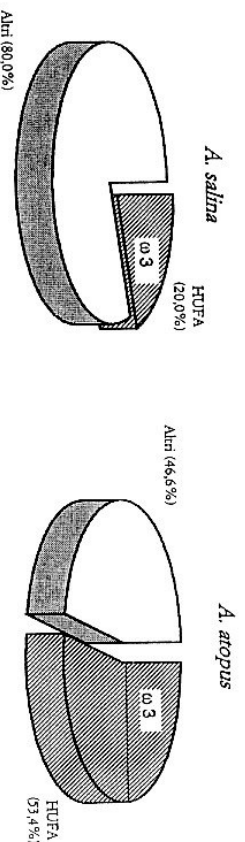


Figura 3. Composizione della frazione fosfolipidica in *Artemia salina* ed in *Amphiascoides atopus*. HUFA, acidi grassi essenziali altamente insaturi. (Dati gentilmente forniti dal Dr. K. R. Carman).

che è sul fondo che sedimentano e vengono assorbite la maggior parte delle sostanze inquinanti, ed è quindi sulle comunità del benthos che esse esercitano maggiormente i loro effetti. Gli animali considerati in questi studi sono tradizionalmente quelli componenti la macrofauna, che sono visibili ad occhio nudo e più facilmente identificabili (Loeb e Spacie, 1994). Negli ultimi anni, tuttavia, l'attenzione si è rivolta in modo crescente anche agli animali della meiofauna con indagini che hanno riguardato sia ambienti di acqua dolce (Zullini, 1976; Hummon *et al.*, 1978) sia, e soprattutto, ambienti marini ed estuari (cf. Coull e Chandler, 1992).



Questi studi hanno posto in evidenza i numerosi ed importanti vantaggi che derivano dall'utilizzazione della meiofauna rispetto alla macrofauna nel monitoraggio dell'effetto di sostanze inquinanti sugli ecosistemi acquatici, ed in particolare:

- il campionamento della meiofauna è un'operazione semplice, che comporta il prelievo di campioni piccoli e facilmente trasportabili in laboratorio, con conseguente riduzione di tempi e di costi. La possibilità di conservare mediante sostanze fissative l'intero campione raccolto permette inoltre di scegliere il momento più conveniente per la sua analisi e di effettuarla su tutto il materiale prelevato;
  - la grande diversità della meiofauna permette di individuare facilmente eventuali alterazioni nella sua composizione faunistica anche in ambienti selettivi, nei quali la macrofauna è generalmente molto scarsa o addirittura assente, come ad esempio le spiagge ad elevato idrodinamismo;
  - l'abbondanza di individui e l'elevata diversità delle specie meiobentoniche consente una buona analisi statistica dei dati;
  - la distribuzione sostanzialmente bidimensionale della meiofauna rispetto a quella tridimensionale del plancton semplifica sia le operazioni di campionamento sia la successiva elaborazione dei dati;
  - il ciclo vitale breve delle specie meiobentoniche, a rapida crescita e quindi a rapido ricambio, determina una risposta più veloce all'effetto di sostanze inquinanti nel sedimento, specialmente da parte degli individui riproduttivi o giovani, che sono più sensibili;
  - la maggior parte degli organismi meiobentonici vivono permanentemente a stretto contatto con il sedimento, dal momento che soltanto in pochissimi casi gli stadi riproduttivi e giovanili sono planctonici: l'esposizione per tutta la durata del ciclo vitale ad eventuali sostanze inquinanti accumulate nel substrato rende la meiofauna molto più sensibile ai loro effetti rispetto alla macrofauna;
  - la relativa scarsa mobilità all'interno del sedimento degli animali meiobentonici e l'assenza di stadi larvali planctonici permettono di individuare eventuali aree locali sottoposte ad inquinamento, cui essi si trovano esposti in modo continuativo.
- L'immissione massiccia negli ambienti acquatici di sostanza organica e nutrienti, principalmente attraverso gli scarichi urbani ed i reflui di attività agricole e zootecniche, è forse la più comune causa di inquinamento di questi ambienti. Ciò porta spesso alla comparsa di fenomeni di eutrofizzazione a cui si accompagnano condizioni di ipossia più o meno marcata, soprattutto nelle aree con insufficiente ricambio idrico.
- L'impatto di questo tipo di stress sulle comunità bentoniche può essere valutato con relativa facilità e costi contenuti mediante il monitoraggio del

meiobenthos: i numerosi studi già condotti in questa direzione sono sostanzialmente in accordo nel mostrare che il numero delle specie (diversità) di una data area tende a diminuire col crescere del livello di inquinamento mentre al contrario il numero di individui (abbondanza) dei gruppi presenti tende ad aumentare sensibilmente (Marcotte e Coll, 1974; Van Damme e Heip, 1977). La diminuzione della diversità è più rapida rispetto a quella che si rileva a carico della macrofauna e rende pertanto la meiofauna un indicatore biologico particolarmente utile nei casi di inquinamento organico, in cui ad un aumento dell'eutrofizzazione corrisponde puntualmente una diminuzione del numero di specie (Raffaelli e Mason, 1981; Warwick, 1981). Il significativo incremento in abbondanza di alcuni gruppi è da correlarsi con un'accesciuta disponibilità alimentare, rappresentata da popolazioni batteriche, la cui produzione viene stimolata proprio dall'aumento di sostanza organica ("paradosso dell'arricchimento", Hockin, 1983).

Alti livelli di inquinamento organico, quali ad esempio quelli riscontrabili nella immediata vicinanza di scarichi fognari, hanno tuttavia effetti deleteri su tutti i gruppi meiobentonici. Alcuni di questi, come i Nematodi e i Copepodi Arpachoidi, subiscono un diminuzione netta, altri, come i Gastrotrichi, scompaiono del tutto, e la meiofauna nel suo insieme subisce una drastica riduzione sia in termini di diversità che di densità complessiva (Gee e Warwick, 1985; Hummon *et al.*, 1990).

L'effetto di agenti inquinanti sulla meiofauna può essere valutato attraverso alcune caratteristiche di questa comunità, quali la diversità, la composizione specifica, la distribuzione e la densità dei singoli gruppi animali. Importante è la presenza di cosiddetti "indicatori biologici", cioè specie che si rinvencono soltanto in condizioni particolari di inquinamento, come ad esempio *Dolichodasya elongatus*, gastrotrico marino, che è caratteristico di zone costiere soggette a forte inquinamento organico.

Le caratteristiche di una comunità meiobentonica che vive in un'area inquinata vengono messe a confronto con quelle corrispondenti di altre comunità "di controllo", che cioè vivono in aree adiacenti non inquinate oppure che erano presenti nella medesima area prima dell'evento inquinante. Le differenze rilevate vengono valutate attraverso metodologie statistiche di tipo univariante o multivariante oppure con metodi grafici. Nel primo caso le abbondanze relative delle diverse specie vengono ridotte a singoli indici (p. es. indici di diversità), mentre nel secondo caso, le diverse comunità vengono confrontate contemporaneamente dal punto di vista sia qualitativo sia quantitativo (p. es. classificazione, ordinazione, analisi discriminante). Nei metodi grafici le abbondanze relative dei singoli gruppi vengono riportate come curve o grafici (p. es. curve di dominanza). È compito del ricercatore stabilire quale delle diverse tecniche possibili convenga applicare in ogni singolo caso, tenendo conto di

diversi fattori tra i quali i vantaggi, gli inconvenienti ed anche l'onere economico dell'utilizzazione di ciascuna.

La continua ricerca di nuove metodologie, che nel contenere i costi delle operazioni di biomonitoraggio ne ottimizzano i risultati, ha portato recentemente alla formulazione di un indice che si basa sulla risposta differenziale a situazioni di inquinamento organico da parte delle due maggiori componenti della meiofauna, cioè i Nematodi ed i Copepodi Arpacticoidi. I Nematodi formano comunità numerose e relativamente stabili, e per le loro caratteristiche fisiologiche appaiono notevolmente tolleranti nei confronti di situazioni di stress ambientale, cui invece sembrano molto più sensibili i Copepodi Arpacticoidi (Cull e Chandler, 1992).

Il rapporto tra numero totale di individui di Nematodi e numero totale di individui di Copepodi (N:C) nel campione è stato proposto da Raffaelli e Mason (1981) come un possibile indice di misura del grado di inquinamento organico dei sedimenti. Anche se successivamente sottoposto a numerose considerazioni critiche (Danovaro *et al.*, 1995) questo rapporto può essere comunque ritenuto uno strumento molto utile negli studi di biomonitoraggio, soprattutto se nel conteggio dei Copepodi vengono considerati soltanto quelli strettamente interstiziali, i quali, vivendo in permanente contatto con il sedimento, sono più sensibili ai cambiamenti fisico-chimici che in esso possono verificarsi (Raffaelli, 1982). Il rapporto N:C tende ad aumentare in sedimenti inquinati in relazione alla maggiore resistenza delle comunità di Nematodi a variazioni ambientali: in habitat sabbiosi della fascia litorale un valore maggiore di 100 sarebbe, secondo Raffaelli e Mason (1981), indice di inquinamento in atto, ma questo valore può aumentare sensibilmente in substrati fangosi o poco ossigenati.

La sensibilità differenziale di questi due gruppi meiobentonici, e quindi il loro valore di indicatori biologici nei confronti di inquinamento non soltanto organico ma anche da idrocarburi, è stata confermata successivamente da una numerosa serie di osservazioni condotte sia in natura sia in laboratorio. Queste ultime derivano per la maggior parte da esperimenti nei quali diversi tipi di variazioni delle condizioni ambientali sono state simulate grazie a complesse apparecchiature sperimentali (mesocosmi) ed è stato poi analizzato il loro effetto, singolo o combinato, sulle comunità del meiobenthos (Sandulli e De Nicola, 1989, 1991; Carman e Todaro, 1995). Nei confronti dell'inquinamento da metalli pesanti, la sensibilità della meiofauna appare complessivamente maggiore rispetto a quella dimostrata dalla macrofauna: ciò è da porsi in relazione con gli effetti tossici più rapidi e visibili che questi inquinanti presentano verso animali di piccole dimensioni (Van Damme *et al.*, 1984).

Le ragioni per le quali la meiofauna negli studi di controllo ambientale è sinora stata sottoutilizzata sono da ricercarsi principalmente nella difficoltà di

dimostrare ai non specialisti l'importanza ecologica di questa comunità di animali che per le loro dimensioni non sono immediatamente visibili e, soprattutto, nella necessità dell'uso del microscopio e di esperienza specialistica per una sicura identificazione dei diversi gruppi sistemati. Attualmente le difficoltà che hanno ritardato l'applicazione della meiofauna agli studi di biomonitoraggio possono considerarsi in gran parte superate grazie ad una maggiore sensibilizzazione dell'opinione pubblica verso i problemi dell'ambiente, ed alla conseguente consapevolezza che anche la fauna microscopica ha un suo ruolo, estremamente importante, nei delicati equilibri degli ecosistemi acquatici e terrestri. Il rapido miglioramento delle tecnologie ha risolto inoltre molti problemi pratici relativi alla raccolta e soprattutto all'osservazione dei microinvertebrati (cfr. Higgins e Thiel, 1988). Per il controllo di situazioni di inquinamento i gruppi della meiofauna non devono necessariamente venire identificati fino al livello di specie, ma l'individuazione di gruppi più ampi come ordini e famiglie, che è possibile anche ai non specialisti con relativa facilità, consente di ottenere comunque un quadro sufficientemente indicativo della situazione (Warwick, 1988).

Nonostante questi progressi, in Italia l'utilizzazione della meiofauna nella valutazione degli effetti delle sostanze inquinanti è ancora ben lontana dall'essere normalmente impiegata. Degli oltre 230 studi condotti dal 1970 ad oggi in questo settore, soltanto una ventina riguardano l'Italia, un Paese che, per la sua conformazione geografica e lo sviluppo della sua realtà agricola e industriale, ha effettiva necessità di un attento e costante controllo ambientale: ad esso può contribuire in modo sostanziale il potenziamento di questo strumento biologico.

### **Ringraziamenti**

Ringraziamo il Prof. John W. Fleeger ed il Dr. Kevin R. Carman (Louisiana State University) per averci gentilmente fornito i dati inediti relativi ad *Amphiascoides atopus*, ed il Prof. Aldo Zullini (Università di Milano) per le notizie relative all'uso dei Nematodi d'acqua dolce come indicatori biologici. Un ringraziamento particolare va al Prof. Emilio Tibaldi (Università di Udine) per gli utili suggerimenti durante la stesura del testo definitivo.

### **Bibliografia**

Arcarese G., Ghion F. (1984), *Attività della società industriale riproduzione artificiale pesce*. In: Regione Veneto (a cura di), *Ricerca e sperimentazione in acquacoltura*. Padova. ESAV. p. 95-117.

- Art G. (1975), *Remarks on indicator organisms: meiofauna in the coastal waters of the GDR*. "Mercuriumskunstatoken Julk Havforskningsinst Skr", Vol. 239, p. 272-279.
- Blanchard G. F. (1990), *Overlapping microscale dispersion patterns of meiofauna and microphytobenthos*. "Marine Ecology Progress Series", Vol. 68, p. 101-111.
- Carman K. R. (1990), *Radioactive labeling of a natural assemblage of marine sedimentary bacteria and microalgae for trophic studies. An autoradiographic study*. "Microbial Ecology", Vol. 19, p. 279-290.
- Carman K. R., Todaro M. A. (1995), *Influence of polycyclic aromatic hydrocarbons on the meiobenthic-copepod community of a Louisiana salt marsh*. "Journal of Experimental Marine Biology and Ecology", Vol. 198, p. 37-54.
- Castel J. (1992), *The meiofauna of coastal lagoons ecosystems and their importance in the food web*. "Vie Milieu", Vol. 42, p. 125-135.
- Coull B. C. (1990), *Are members of the meiofauna food for higher trophic levels?* "Transactions of the American Microscopical Society", Vol. 109, p. 233-246.
- Coull B. C., Chandler G. T. (1992), *Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosms studies*. "Oceanography and Marine Biology Annual Review", Vol. 30, p. 191-271.
- Danovaro R., Fabiano M., Vinco M. (1995), *Meiofauna response to the Agip Abruzzo oil spill in subtidal sediments of the Ligurian Sea*. "Marine Pollution Bulletin", Vol. 30, p. 133-145.
- Fukusho K. (1991), *Review of the research status of zooplankton production in Japan*. In: Fukus W., Main K. L. (a cura di), *Rotifer and Microalgae Culture Systems*, Proceedings of an U.S.-Asia Workshop. Honolulu, p. 55-60.
- Gee J. M. (1989), *An ecological economic review of meiofauna as food for fish*. "Zoological Journal of the Linnean Society", Vol. 96, p. 243-261.
- Gee J. M., Warwick R. M. (1985), *Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments*. "Journal of Experimental Marine Biology and Ecology", Vol. 91, p. 247-262.
- Ghirino P. (1983), *Tecnologia e patologia in acquacoltura*. Torino, Tipografia Emilio Bono.
- Giene O. (1993), *Meiobenthology*. Berlin, Springer-Verlag.
- Higgins R. P., Thiel H. (a cura di) (1988), *Introduction to the study of meiofauna*. Washington, Smithsonian Institution Press.
- Hockin D. C. (1983), *The effects of organic enrichment upon a community of meiobenthic harpacticoid copepods*. "Marine Environmental Research", Vol. 10, p. 45-58.
- Hunnon W. D., Evans W. A., Hunnon M. R., Doherty F. G., Wainberg R. H., Stanley W. S. (1978), *Meiofaunal abundance in sand bars of acid mine polluted, reclaimed, and unpolluted stream in SouthEastern Ohio*. In: Thorp J. H., Gibbons J. W. (a cura di), *Energy and Environmental Stress in Aquatic Ecosystems*, DOE Symposium Series, National Technical Information Service. Springfield, Vol. Va, p. 188-203.
- Hunnon W. D., Todaro M. A., Balsamo M., Tongiorgi P. (1990), *Effects of pollution on marine Gastrotrocha in the northwestern Adriatic Sea*. "Marine Pollution Bulletin", Vol. 21, p. 241-243.
- Kahan D., Uhlir G., Schwenzer D., Horowitz L. (1982), *A simple method for cultivating harpacticoid copepods and offering them to fish larvae*. "Aquaculture", Vol. 26, p. 303-310.
- Kennedy A. D. (1994), *Carbon partitioning within meiobenthic Nematode communities in the Eze estuary, UK*. "Marine Ecology Progress Series", Vol. 105, p. 71-78.
- Loeb S. L., Spacie A. (1994) (a cura di), *Biological monitoring of aquatic system*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- Marcoete B. M., Coull B. C. (1974), *Pollution, diversity and meiobenthic communities in the North Adriatic (Bay of Piran, Yugoslavia)*. "Vie Milieu", Vol. 24, p. 281-300.
- McCall J. N., Flegger J. W. (1995), *Predation by juvenile fish on meiofauna: A review with data on post-larval Leisostomus xanthurus*. "Vie Milieu", Vol. 45, p. 61-73.
- Moore H. B., Bett B. J. (1989), *The use of meiofauna in marine pollution impact assessment*. "Zoological Journal of the Linnean Society", Vol. 96, p. 263-280.
- Paffenhofer G. A., Harris R. P. (1979), *Laboratory culture of marine holozooplankton and its contribution to studies of marine planktonic food webs*. "Advances in Marine Biology", Vol. 16, p. 211-308.
- Pinosa M., Volpelli L. A., Beraldo P., Tulli F. (1995), *Growth, survival and body composition of Sparus aurata larvae fed two Artemia regimes and artificial diets containing different amounts of HUFA*. In: Lavens P., Jaspers E., Roelants I. (a cura di), *Larvi '95 - Fish and Shellfish Larviculture Symposium*, European Aquaculture Society. Gent, Belgium, Special Publication N. 24.
- Raffaelli D. (1982), *An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution*. "Marine Environmental Research", Vol. 7, p. 151-164.
- Raffaelli D. G., Mason G. D. (1981), *Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods*. "Marine Pollution Bulletin", Vol. 12, p. 158-169.
- Sakamoto M., Holland D. L., Jones D. A. (1982), *Modification of the nutritional composition of Artemia by incorporation of polysaturated fatty acids using micro-encapsulated diets*. "Aquaculture", Vol. 28, p. 311-320.
- Sandulli R., De Nicola-Giudici M. D. (1989), *Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study*. "Marine Pollution Bulletin", Vol. 20, p. 223-227.
- Sandulli R., De Nicola-Giudici M. D. (1991), *Responses of meiobenthic communities along a gradient of sewage pollution*. "Marine Pollution Bulletin", Vol. 22, p. 463-467.
- Sherman K., Smith W. G., Gree J. R., Cohen E., Berman M. S., Marti K. A., Goulet J. R. (1987), *Zooplankton production and fisheries of the northeastern shelf*. In: Baus

- R. H., Bourne D. W. (a cura di), Georges Bank Cambridge, Massachusetts Institute of Technology Press, p. 268-282.
- Sun B., Flegger J.W. (1995), *Sustained mass culture of Amphiascoides atopus, a marine harpacticoid copepod in a recirculating system*. "Aquaculture", Vol. 136, p. 313-321.
- Tamari C. S., Ako H., Carlstrom-Trick C., Fitzgerald W. J. Jr. (1995), *Fatty acid profiles of live feeds as alternatives or complements to the Rotifer and Artemia nauplii in the culture of marine finfish*. In: Lavens P., Jaspers E., Roelants I. (a cura di), Larvi '95 - Fish and Shellfish Larviculture symposium, European Aquaculture Society. Gent, Belgium, Special Publication N. 24.
- Van Damme D., Heip C. (1977), *Her meibenthos in de Zuidelijke Noordzee*. Final Report Project Sea. Bruxelles, Ministry of Scientific Policy.
- Van Damme D., Heip C., Willems K. A. (1984), *Influence of pollution on the harpacticoid copepods of two North Sea estuaries*. "Hydrobiologia", Vol. 112, p. 143-160.
- Walford J., Lam T. J. (1987), *Effect of feeding with microcapsules on the content of essential fatty acids in live foods for the larvae of marine fishes*. "Aquaculture", Vol. 61, p. 219-229.
- Warwick R. M. (1979), *Population dynamics and secondary production of benthos*. In: Coull, B. C. (a cura di), Dynamics of marine benthos. Columbia, University of South Carolina Press, p. 1-24.
- Warwick R. M. (1981), *The Nematode/Copepod ratio and its use in pollution ecology*. "Marine Pollution Bulletin", Vol. 10, p. 329-333.
- Warwick R. M. (1988), *Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frieford/Langesundford at taxonomic levels higher than species*. "Marine Ecology Progress Series", Vol. 46, p. 167-170.
- Watanabe T., Kiron C. (1994), *Prospects in larval fish dietetics*. "Aquaculture", Vol. 124, p. 223-251.
- Watanabe T., Kitajima C., Fujita S. (1983), *Nutritional values of live organisms used in Japan for mass propagation of fish: a review*. "Aquaculture", Vol. 34, p. 115-143.
- Zullini A. (1976), *Nematodes as indicators of river pollution*. "Nematologia Mediterranea", Vol 1, p. 13-22.