



**UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI URBINO "CARLO BO"**

**DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA, DELLA VITA E DELL'AMBIENTE (DiSTeVA)**

**CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN:**

**MECCANISMI DI REGOLAZIONE CELLULARE: ASPETTI MORFO-FUNZIONALI ED EVOLUTIVI**

**XXVIII CICLO**

---

**BIODIVERSITA' ED ECOLOGIA DELLA  
COMUNITA' MEIOBENTONICA IN RELAZIONE A  
DIVERSE TIPOLOGIE DI HABITAT**

**Settore Scientifico Disciplinare: BIO/05**

**Tutor:**

**Chiar.ma Prof.ssa MARIA BALSAMO**

**Dottorando:**

**Dott.ssa CLAUDIA SBROCCA**

**Co-Tutor:**

**Dott.ssa FEDERICA SEMPRUCCI**

---

***ANNO ACCADEMICO 2014-2015***

# INDICE

## CAPITOLO 1

1. INTRODUZIONE GENERALE.....	4
1.1. MEIOBENTHOS E MEIOFAUNA .....	4
1.1.1. Cenni bibliografici.....	4
1.1.2. Meiofauna di fondi molli.....	6
1.1.3. Meiofauna di fondi duri.....	9
1.2. MEIOFAUNA COME STRUMENTO NEL MONITORAGGIO AMBIENTALE.....	12
1.3. NEMATODI.....	15
1.3.1. Note generali ed ecologiche.....	15
1.4. COPEPODI ARPACTICOIDI.....	19
1.4.1. Note generali ed ecologiche.....	19
1.5. SISTEMA MARINO COSTIERO ITALIANO.....	22

## CAPITOLO 2

2. SCOPO DELLA RICERCA E LINEE GENERALI DELLA TESI.....	24
---------------------------------------------------------	----

## CAPITOLO 3

3. IL MEIOBENTHOS DI FONDI MOLLI: UN CASO STUDIO NEL MAR ADRIATICO.....	26
3.1. INQUADRAMENTO GEOGRAFICO E AREA DI STUDIO.....	26
3.2. MATERIALE E METODI.....	29
3.2.1. Tecniche di campionamento, trattamento dei campioni e rilevamento dei fattori abiotici.....	29
3.2.2. Analisi granulometriche e della sostanza organica totale (TOM).....	29
3.2.3. Estrazione, smistamento (sorting) e conteggio del meibenthos.....	30
3.2.4. Tecniche di studio dei nematodi.....	31
3.2.5. Analisi delle comunità bentoniche e dei nematodi.....	31
3.2.6. Analisi statistiche.....	32
3.3. RISULTATI.....	33

3.3. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI.....	48
-------------------------------------	----

#### CAPITOLO 4

4. IL MEIOBENTHOS DI FONDI DURI: UN CASO STUDIO NEL MAR LIGURE.....	53
4.1. INQUADRAMENTO GEOGRAFICO E AREA DI STUDIO .....	53
4.2. MATERIALE E METODI .....	57
4.2.1. Tecniche di campionamento, trattamento dei campioni e rilevamento dei fattori abiotici.....	57
4.2.2. Censimento visivo del ricoprimento percentuale.....	57
4.2.3. Smistamento (sorting) e conteggio del meiobenthos.....	58
4.2.4. Tecniche di studio dei copepodi .....	58
4.2.5. Analisi delle comunità bentoniche e dei copepodi .....	59
4.2.6. Analisi statistiche .....	59
4.3. RISULTATI.....	60
4.3. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI.....	79

#### CAPITOLO 5

5. CONCLUSIONI.....	84
---------------------	----

TAVOLE FOTOGRAFICHE.....	86
--------------------------	----

BIBLIOGRAFIA.....	89
-------------------	----

# CAPITOLO 1

## 1. INTRODUZIONE GENERALE

### 1.1. MEIOBENTHOS E MEIOFAUNA

#### 1.1.1. Cenni bibliografici

Mari ed oceani ospitano una incredibile varietà di organismi, ben 29 *phyla* animali, di cui 14 sono esclusivi dell'ambiente marino (Grassle 2001). Tra questi, gli organismi bentonici rappresentano una componente molto importante dell'ecosistema marino e giocano un importante ruolo nella sua ecologia, sia come consumatori di detriti, alghe, batteri, organismi della meiofauna e plancton che, a loro volta, come fonte di cibo per la macrofauna (pesci demersali, crostacei e molluschi). Gli organismi bentonici rappresentano quindi una connessione tra i produttori primari e i livelli più alti della catena trofica influenzando notevolmente la produzione primaria, il ciclo dei nutrienti e altri processi metabolici (Moens e Vincx 1996; Albertelli et al. 1999; Manini et al. 2000; Pinckney et al. 2003). Tuttavia, a causa dell'inaccessibilità e vastità degli oceani, la nostra conoscenza sulla biodiversità marina è molto limitata rispetto a quella relativa agli ambienti terrestri.

Il termine *benthos* deriva dal greco *βένθος* "abisso" e comprende tutti quegli organismi che vivono all'interno o sulla superficie dei fondali marini. La comunità bentonica è composta da un ampio spettro di batteri, piante e animali che occupano tutti i livelli della catena trofica. Gli organismi animali del *benthos*, possono essere distinti in tre gruppi funzionali: infauna, che include organismi che vivono all'interno del substrato, epifauna, che comprende gli organismi che vivono aderenti alla superficie del substrato, ed iperfauna che definisce la comunità animale che occupa la zona appena sopra il substrato.

In base all'*habitat* occupato lo *zoobenthos*, così come anche il *phytobenthos*, è classificato in "soft bottom benthos", se tipico di fondali molli e "hard bottom benthos", se caratteristico di substrati duri.

Le comunità bentoniche si differenziano, oltre che in base alla loro ecologia e alla loro strategia di vita, anche in base alle loro dimensioni. Generalmente vengono raggruppati sotto il termine di macrofauna gli animali di dimensioni maggiori di 500  $\mu\text{m}$ , e che comprendono invertebrati generalmente visibili ad occhio nudo quali policheti, bivalvi ed echinodermi. La microfauna comprende organismi che hanno dimensioni inferiori a 44  $\mu\text{m}$ , ossia principalmente organismi unicellulari quali batteri, protozoi e piccoli invertebrati, tra i quali i nematodi.

Col termine meiofauna ci si riferisce a tutti quegli organismi le cui dimensioni sono comprese tra i 44-63  $\mu\text{m}$  e i 500-1000  $\mu\text{m}$ . A quest'ultimo gruppo appartengono nematodi, copepodi arcticoidi, chinorinchi, tardigradi, gastrotrichi ed altri invertebrati che sono

meiobentonici per il loro intero ciclo vitale (meiofauna permanente), oltre che tutte quelle specie di microinvertebrati che vivono tra i granuli del sedimento per solo alcuni stadi della loro vita (meiofauna temporanea).

Ben 20 *phyla* dei 35 *phyla* animali attualmente noti sono rappresentati esclusivamente nella meiofauna (ad esempio: gnatostomulidi, chinorinchi, loriciferi, gastrotrichi e tardigradi). Recentemente è stato suggerito da diversi meiobentologi di estendere il limite inferiore di definizione della meiofauna a 31  $\mu\text{m}$ , in maniera tale da includere anche i più piccoli organismi, soprattutto nematodi, che in ambienti profondi sono la maggioranza e che tendono a diminuire notevolmente di dimensione (Giere 2009). Da un punto di vista funzionale la meiofauna viene intesa come l'insieme di piccoli metazoi bentonici caratterizzati da biomassa compresa tra 0.01 e 50  $\mu\text{g}$  (peso secco) ed aventi caratteristiche biologiche e alimentari che li distinguono dai più grandi organismi della macrofauna (Warwick e Gee 1984).

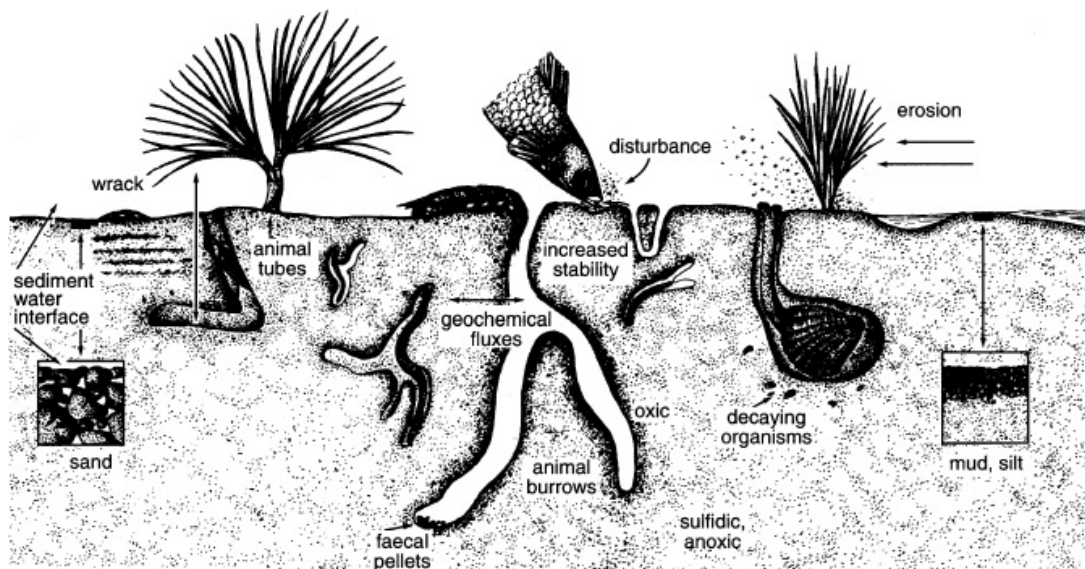


Figura 1: Principali fattori biotici ed abiotici che influenzano le comunità della meiofauna (Giere 2009).

Le ricerche inerenti la meiofauna marina affrontano sia l'aspetto ecologico e quantitativo che quello tassonomico. La meiofauna è infatti il gruppo di invertebrati marini più abbondante, che corrisponde a circa il 60% dell'abbondanza totale dei metazoi sulla Terra, con densità comprese tra  $10^5$  e  $10^6$  individui per  $\text{m}^2$  (Coull e Bell 1979). Questi valori di abbondanza sono strettamente correlati alla stagione, alla latitudine, alla profondità, alla tipologia di substrato nonché ai differenti parametri ambientali (Giere 2009). Generalmente le comunità meiobentoniche di estuari e ambienti costieri poco profondi mostrano valori di abbondanza e biomassa più elevati rispetto a quelli rilevati su comunità di ambiente pelagico (Danovaro et al. 1995a, 1999, 2000a). I parametri biotici ed abiotici che vanno ad influire sulle densità e sulla diversità della meiofauna sono molteplici: granulometria del sedimento occupato, esposizione a diverse condizioni idrodinamiche, temperatura, salinità,

acidità e contenuto in ossigeno dell'acqua, composizione chimica e contenuto in inquinanti dell'ambiente, disponibilità trofica, contenuto batterico nell'acqua e nel sedimento, presenza di alghe e/o piante, interazioni con altre specie (predazione e competizione, ecc.) (Gómez Noguera e Hendrickx 1997; Mirto et al. 2000; Danovaro et al. 2002; Flach et al. 2002; Sutherland et al. 2007; Barnes et al. 2008; Moreno et al. 2008; Giere 2009; Ingels et al. 2009; Pusceddu et al. 2009) (Figura 1). L'eterogeneità degli *habitat* e delle condizioni di vita della meiofauna sono così ampie che gli adattamenti morfologici dei diversi *taxa* seguono pochissimi *trends* generali, e la maggior parte di quelli conosciuti sono applicabili alla fauna mesopsammica, ossia quella costituita da tutti quegli organismi acquatici che in ambiente litorale marino si muovono negli interstizi dei sedimenti senza spostare i granuli (Giere 2009).

### ***1.1.2. Meiofauna di fondi molli***

I fondi molli (o mobili) sono gli ambienti più facilmente studiabili rispetto ad altre tipologie di *habitat* grazie alla relativa facilità e standardizzazione del metodo di campionamento, ed alla loro generale accessibilità. I substrati molli sono inoltre quelli economicamente più redditizi, considerando la loro importanza turistica e le attività di pesca ed estrazione di minerali alle quali sono soggetti. Il sedimento mobile è un insieme di particelle inorganiche, organiche e acqua interstiziale: gli organismi meiobentonici che lo occupano sono fortemente influenzati dalle variazioni di questi costituenti.

La meiofauna che occupa i fondi molli (Figura 2), è strettamente correlata alle dimensioni delle particelle di sedimento che sono dipendenti dall'energia idrodinamica presente: sedimenti più fini sono depositati su fondali con una bassa energia, mentre sedimenti grossolani e privi di materiale fine sono comuni in ambienti con elevate correnti e moti ondosi. La capacità di adattamento della meiofauna a diverse granulometrie del sedimento e a differenti regimi delle correnti determinano le maggiori differenze nella morfologia degli organismi di questa comunità e nelle loro abitudini alimentari influenzandone lo stile di vita. La meiofauna viene in base a ciò suddivisa in epibentica, endobentica ed interstiziale.

La meiofauna epibentica si rinviene in un'ampia varietà granulometrica di sedimenti incoerenti, da quelli argillosi a quelli sabbiosi, ma anche su substrati duri (Rutledge e Fleeger 1993). Gli organismi che vi appartengono hanno dimensioni notevoli e sono capaci di nuotare per distanze relativamente lunghe (Hicks 1976). È stato sperimentalmente documentato che sono proprio queste specie a colonizzare per prime sedimenti defaunati in seguito a eventi naturali o antropici (Fleeger et al. 1996). La meiofauna endobentica (o infaunale) è presente in sedimenti di tipo pelitico (limo e argilla) o anche sulle fronde di angiosperme acquatiche o su alghe, dove vive spesso protetta all'interno di tubi mucosi (Hicks e Coull 1983; Peachey e Bell 1997). Gli organismi che vi appartengono sono di dimensioni abbastanza grandi, con corpo vermiforme e spesso in grado di produrre muco indispensabile alla costruzione di tubi o al consolidamento delle pareti della galleria in cui l'animale vive (Williams-Howze et al. 1987).

La meiofauna interstiziale (o mesopsammica) è quella che occupa gli spazi lacunari prevalentemente di sedimenti sabbiosi (Coull 1988). Le dimensioni corporee di questi invertebrati sono generalmente in rapporto diretto con la granulometria del sedimento e tendono a diminuire nelle forme interstiziali di gruppi non esclusivamente meiobentonici quali nematodi e copepodi.

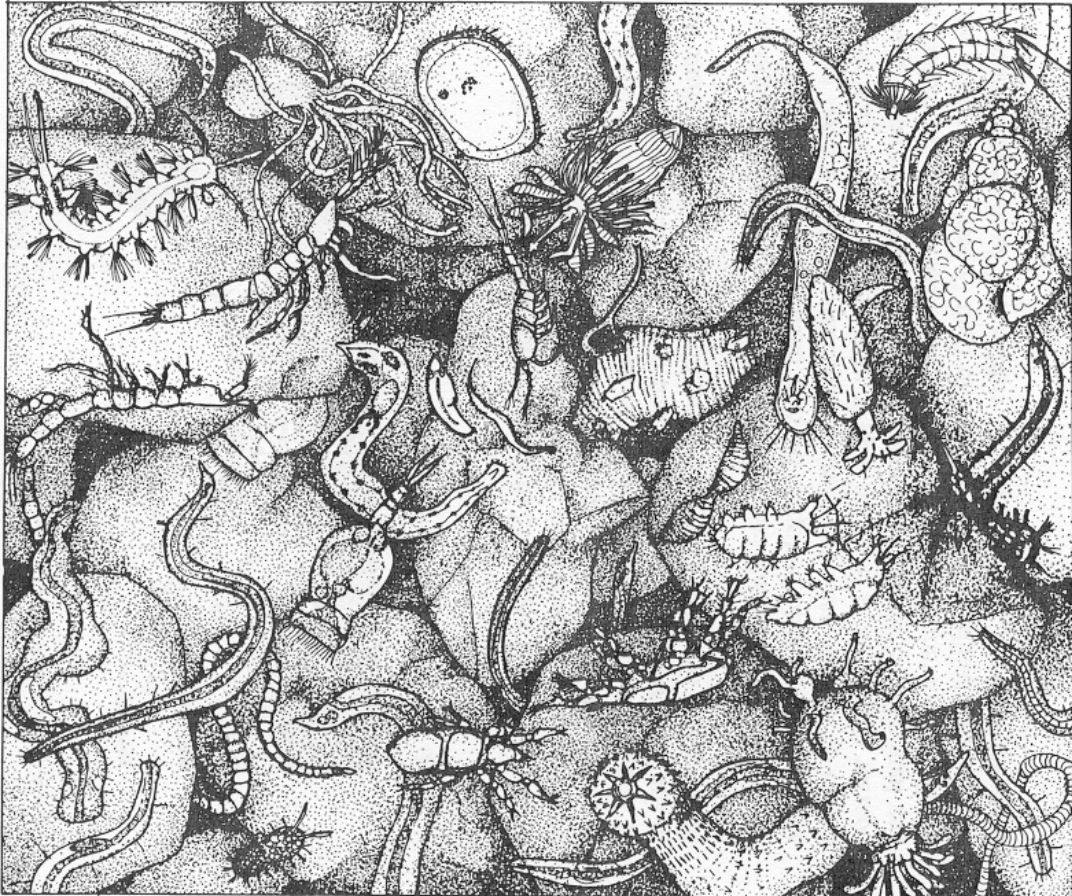


Figura 2: Rappresentazione artistica della meiofauna interstiziale di fondi molli (Giere 2009).

La vita nell'ambiente interstiziale richiede quindi particolari adattamenti morfo-funzionali. Il primo e più evidente soprattutto in fondi molli sono le piccole dimensioni corporee: fenomeni di miniaturizzazione sono molto comuni e si verificano sia mediante eutelia (come nel polichete *Psammodriloidea*) che attraverso fenomeni di neotenia, (come nel polichete *Protodrilus*) (Gould 1977). Adattamenti agli *habitat* interstiziali sono spesso ottenuti riducendo solamente la larghezza del corpo (come nei platelminti *Coelogynoporidae* o nei nematodi *Stilbonematinae*) oppure sviluppando un'estrema flessibilità, che consente una maggiore capacità locomotoria tra il fitto labirinto di spazi tra i granuli dei sedimenti. Questo fenomeno è soprattutto evidente negli animali con una cuticola chitinosa che diventano sempre più articolati (come nei copepodi arpacticoidi interstiziali, tanaidacei, isopodi e anfipodi) e in organismi che hanno potenziato la loro

contrattilità muscolare (come in turbellari macrostomulidi e in gastrotrichi macrodasidi) (Giere 2009).

Gli ambienti interstiziali sono strutturalmente instabili e qui, molti organismi hanno evoluto solide cuticole esterne ed esoscheletri (ad esempio nematodi, loriciferi, molluschi bivalvi e crostacei) oppure corpi appiattiti (come nei gastrotrichi *Platydasys* e *Diplodasys*), per sopportare la pressione esercitata dai sedimenti (Rieger e Sterrer 1975). Altri hanno sviluppato spicole, spine, tubi adesivi, unghie o uncini ricurvi che servono come strumento di ancoraggio (ad esempio i turbellari *Acanthomacrostomum*, i gastrotrichi *Lepidodasys* e *Diplodasys* e molte specie di nematodi) (Tyler e Rieger 1980; Tyler et al. 1980). Nei sedimenti molli i *taxa* dominanti nelle comunità meiobentoniche sono nematodi e copepodi arpacticoidi. I nematodi in particolare, all'interno dei sedimenti fangosi possono costituire anche l'80-90% del totale della comunità meiobentonica, mentre i copepodi possono diventare il gruppo codominante all'interno di sedimenti a granulometria grossolana, raggiungendo il 30-40% della comunità. Solitamente, in ordine di abbondanza, a questi seguono policheti, turbellari e gastrotrichi (Harguinteguy et al. 2012).

Il litorale marino rappresenta uno degli ambienti più facilmente colonizzabili dagli animali, grazie alla grande disponibilità di nutrienti e cibo (batteri e microalghe). Tuttavia, la sua dinamicità e le condizioni ambientali talvolta estreme che spesso lo caratterizzano, richiede una elevata adattabilità da parte della fauna che deve rispondere a continue pressioni biologiche e fisiche.

Gli organismi più sensibili agli stress ambientali, come quelli appartenenti alla meiofauna, tendono a muoversi dalla superficie alle zone più profonde del substrato, dove le azioni di disturbo e la presenza di competitori sono molto ridotte (Remane 1952). In queste aree di rifugio maggiormente stabili, l'evoluzione ha permesso a molte forme meiobentoniche di mantenere la loro biologia originale e talvolta anche la loro morfologia. E' questa caratteristica che rende lo studio sulla distribuzione della meiofauna un ottimo approccio per ricerche anche di tipo biogeografico (Giere 2009). I *taxa* marini tendono solitamente ad occupare i primi centimetri più superficiali del sedimento, cioè quelli dove le condizioni di ossigenazione sono tali da consentire la vita. I *taxa* più sensibili a variazioni di ossigeno, come i copepodi, sono confinati allo strato più ossigenato dei sedimenti; mentre altri animali della meiofauna sembrano invece tollerare condizioni ipossiche o addirittura anossiche, quali nematodi, oligocheti, bivalvi e policheti (Coull 1999; Krieger et al. 2000; Wetzel et al. 2002). Questi organismi che riescono a penetrare e sopravvivere a maggiori profondità del sedimento, rientrano nella comunità biologica che è stata definita *thiobios*, la cui effettiva identità ecologica è stata fortemente discussa (Fenchel e Riedl 1970; Ott e Schiemer 1973). La percentuale di ossigeno negli spazi interstiziali è influenzata dalle dimensioni e dalla geometria dei granuli, la cui combinazione determina lo spazio interstiziale, o 'volume dei pori' (Delamare-Deboutteville 1960).

La distribuzione orizzontale della meiofauna, sempre in fondi mobili, è invece tipicamente a "patch" o "macchia di leopardo" e ciò è dovuto a fattori biotici e abiotici (Vitiello 1968; Montagna et al. 1983; McLachlan e Jaramillo 1995; Brazeiro 2001; Moreno et al. 2006). Molti studi sostengono l'idea che questa distribuzione sia determinata dall'aggregazione di



microorganismi in base a preferenze alimentari o interazioni trofiche dirette o indirette (Fleeger et al. 1990; Blanchard 1991). La distribuzione della meiofauna su larga scala sembra essere principalmente correlata, oltre che alla latitudine, a parametri fisici e chimici che sono influenzati dalle eterogeneità di natura sedimentaria e idrografica. Lungo le zone tidali ad esempio, la distribuzione della meiofauna è regolata dai cicli di marea in quanto essi controllano la composizione granulometrica del substrato, il contenuto di acqua, la salinità e la permeabilità che a loro volta, secondariamente, vanno a influenzare la disponibilità di ossigeno (Hulings e Gray 1976; Giere 2009). La distribuzione su piccola scala (a livello di cm) è invece influenzata principalmente dalle interazioni biologiche quali ad esempio le attività di predazione (Snelgrove e Butman 1994; Li et al. 1997; Somerfield et al. 2007). Oltre a questo, la distribuzione orizzontale è comunque dovuta anche all'attività di altri animali, quali la bioturbazione, comune in aree non tidali e in ambienti profondi, o dal contenuto di sostanza organica (Thistle et al. 1993). In ogni caso, un confronto diretto ha dimostrato che la distribuzione orizzontale del meiobenthos differisce completamente da quella del macrobenthos, ed è quindi fondamentale approfondire le ricerche sulla distribuzione e sull'ecologia di base anche della meiofauna (Giere 2009).

### ***1.1.3. Meiofauna di fondi duri***

Le coste rocciose (o fondi duri) sono gli *habitat* litorali più comuni e costituiscono sia aree esposte al moto ondoso, che tratti più riparati e protetti, che discendono più o meno ripidamente sul mare (Thompson et al. 2002). Questi ambienti formano ecosistemi complessi che svolgono un ruolo cruciale in numerosi processi marini biologici e geologici, quali fasi di colonizzazione dei fondali e sedimentazione (Taylor e Wilson 2003). In effetti, la natura delle coste rocciose è molto complessa in quanto queste rappresentano un confine tra i sistemi terrestri e il mare e possono dare origine a spiagge di massi di grandi dimensioni, ciottoli, ghiaia e sabbia (Thompson et al. 2002). La maggior parte dei fondali rocciosi è fortemente influenzata dalle condizioni idrografiche presenti nelle zone immediatamente al largo, soprattutto in aree fortemente soggette all'azione diretta o indiretta del vento (Menge 2002). I complessi ecosistemi che ne risultano determinano la presenza di elevate densità e diversità di organismi marini che hanno sviluppato una moltitudine di strategie per aderire e/o scavare il substrato occupato (Figura 3). Inoltre i substrati duri sono spesso caratterizzati da organismi sessili presenti soltanto in questi ambienti quali alghe, spugne, cnidari, briozoi e tunicati (Bianchi et al. 2004). Per questi motivi e per l'importante ruolo che hanno nella pesca e nelle attività ricreative come le immersioni subacquee, i fondi duri hanno un grande valore economico: è comune infatti che le aree marine protette siano istituite in corrispondenza delle coste rocciose (Bianchi et al. 2004).

La densità e la distribuzione della meiofauna in fondali rocciosi sembrano essere influenzate sia dalle caratteristiche delle comunità macrobentoniche che dalla struttura delle biomasse algali (Gibbons 1991; Danovaro e Fraschetti 2002): alghe più complesse o con una superficie più ampia ospitano maggiori densità di meiofauna rispetto a strutture algali più semplici (Taylor e Cole 1994; Christie et al. 2009).

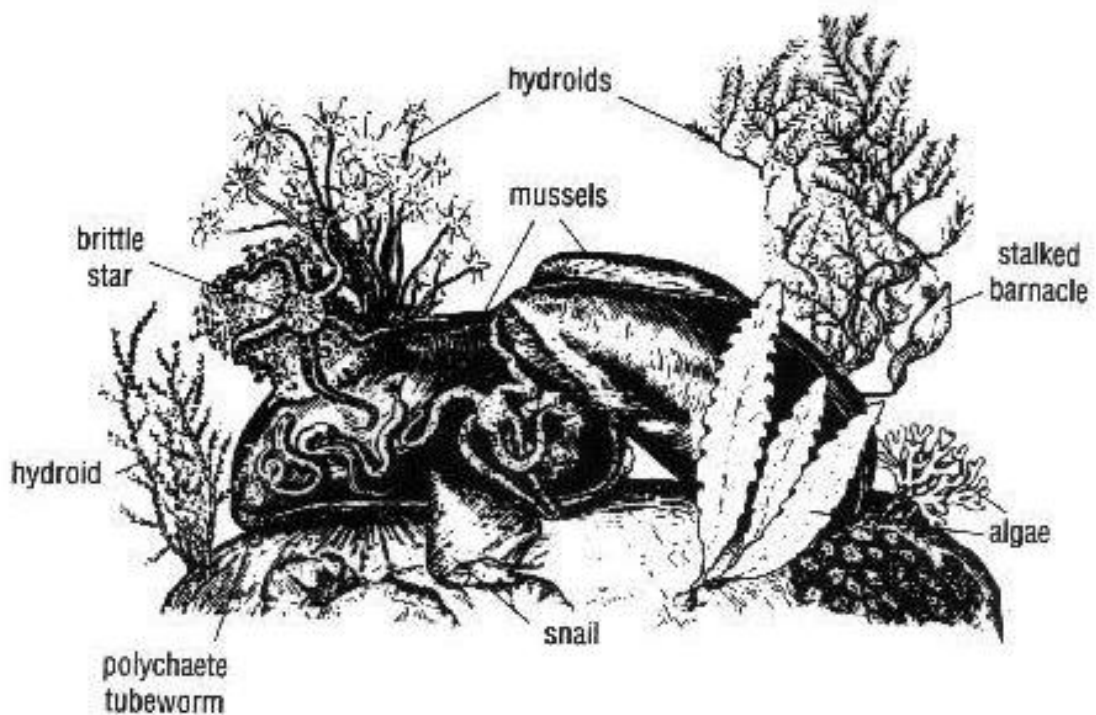


Figura 3: Rappresentazione artistica di un ambiente di fondo duro, con relativa epifauna ed epiflora (<http://www.marinebiotech.eu>).

Wieser (1959b) nei suoi studi sulla meiofauna fitale di diversi fondali notò una relazione tra taglia, struttura del corpo e locomozione della meiofauna e la forma delle alghe occupate. Per esempio, alghe a forma di arbusto in aree esposte, erano occupate per più del 50% da arpacticoidi di forma appiattita con zampe dotate di artigli utili per aggrapparsi al substrato, mentre nelle alghe con una struttura fogliare filamentosa, solo il 10% dei copepodi possedeva grandi artigli e uncini per l'ancoraggio; inoltre nelle aree altamente esposte al moto ondoso il numero di specie di nematodi si riducevano considerevolmente. Ovviamente le caratteristiche delle alghe sono fortemente influenzate da un ampio set di parametri biotici e abiotici quali anche la profondità e l'esposizione (Remane 1940; Wieser 1959a, b). Ad esempio, in substrati duri profondi la meiofauna adattata all'ancoraggio viene velocemente sostituita da organismi adattati alla locomozione per strisciamento come i nematodi. In aggiunta ai copepodi e ad alcune specie di nematodi, in questi ambienti è comune ritrovare ostracodi e piccoli acari (soprattutto in zone con piccoli ammassi densi di alghe) oltre che platelminti, policheti e tanaidacei (Pugh e King 1985b; Arroyo et al. 2004; Frame et al. 2007).

I principali adattamenti che caratterizzano i membri della meiofauna di fondo duro sono quelli che favoriscono l'ancoraggio al substrato, quali ad esempio l'appiattimento del corpo (es. copepodi porcellidiidi) o lo sviluppo di organi adesivi quali strutture dotate di ventose o adibite alla secrezione di muco (es. tardigradi e nematodi). Molti abitanti delle

fronde delle alghe o dei tubuli di altri animali sono arrampicatori e hanno sviluppato strutture idonee a questo tipo di locomozione come zampe prensili o lunghe spine filamentose (es. i crostacei arpacticoidi *Porcellidium*, *Ectinosoma* e *Thalestris*, gli ostracodi Paradoxostomatidae, Xestoleberidae, Bairdiidae, e gli acari alacaridi Rhombognatidae). In particolare l'esposizione e gli stress tidali sono i principali fattori che influenzano la composizione e la distribuzione della meiofauna in questi ambienti (Hopper e Davenport 2006).

Le alghe occupate dagli organismi della meiofauna hanno varie funzioni: innanzitutto, a seconda della loro complessità strutturale, intrappolano sedimento provvedendo alla creazione di una elevata quantità di nicchie e *habitat* disponibili per questi organismi (Dahl 1948; Airoidi 1998; Frame et al. 2007; Smith et al. 2014). Alghe con una struttura relativamente complessa e quindi con un maggiore deposito di sedimenti fini, sono occupate prevalentemente da organismi di piccola taglia, meglio adattati a muoversi in questi ridotti spazi e a sfruttare le risorse accessibili (Gibbons 1991). Se però l'accumulo dei materiali fini diventa troppo elevato le aree colonizzabili si riducono in numero e ciò si riflette in una parallela diminuzione dell'abbondanza e della diversità della meiofauna. Allo stesso tempo le macroalghe rappresentano una importante risorsa trofica per le specie erbivore e pascolatrici facilitando il reclutamento di diverse specie bentoniche, inclusi anellidi policheti, molluschi bivalvi e crostacei anfipodi (Hicks 1980; Coull et al. 1983). La presenza di una copertura algale complessa riduce anche le turbolenze offrendo protezione dalle correnti, regolando il trasporto di sostanze chimiche tipicamente presenti in questi *microhabitat* e intrappolando nutrienti dall'acqua (Pöhn et al. 2001; Best et al. 2014). Tra gli organismi della meiofauna in questo ambiente sono dominanti i crostacei: copepodi arpacticoidi, isopodi, anfipodi e ostracodi, dominano infatti considerando i valori di biomassa (Beckley e McLachlan 1980; Beckley 1982; Danovaro e Fraschetti 2002). In particolare, comparati con la loro bassa abbondanza nei sedimenti molli, i copepodi arpacticoidi rappresentano spesso in fondali duri quasi la metà della meiofauna totale sia per abbondanza che per produttività (Danovaro et al. 2002; Kassim et al. 2004; Zaleha et al. 2005; Hopper e Davenport 2006), soprattutto le famiglie Tegastidae, Tisbidae, Peltidiidae e Porcellidiidae. Inoltre, anche la composizione chimica delle alghe può influenzare la preferenza della meiofauna per l'*habitat*, sia in termini di nicchie che di disponibilità di cibo. Infatti alcuni *taxa* della meiofauna si nutrono di alghe scegliendole in base alle loro componenti che possono arricchire le loro difese chimiche (Steinberg 1985), altri, come diverse specie di anfipodi, preferiscono alghe che si difendono chimicamente e che sono quindi meno appetibili per i predatori (Hay et al. 1990; Taylor e Steinberg 2005).

Nonostante l'abbondanza e la biodiversità della meiofauna di fondi duri sia stata più volte enfatizzata (Crisp e Mwaieseje 1989; Danovaro e Fraschetti 2002; Frame et al. 2007), le difficoltà e la mancanza di un metodo standardizzato rendono difficile un campionamento e un *sorting* adeguato per indagini quantitative e hanno quindi scoraggiato studi della meiofauna in questo ambiente (Gibbons e Griffiths 1988; Danovaro et al. 2004). Gli studi relativi hanno riguardato prevalentemente la meiofauna associata con alghe perfitiche ed epifitiche oltre che all'epibiota adeso ad esse (Bell e Coen 1982; Coull et al. 1983; Bell 1985; Hicks 1985; Gibbons 1988a, b; Hall e Bell 1988; Gibbons 1991; Danovaro e

Fraschetti 2002; Fraschetti et al. 2006; Frame et al. 2007; Bianchelli et al. 2013 e referenze all'interno).

Alcuni studi sono stati incentrati sulla meiofauna di substrati duri artificiali, come relitti e palafitte dei moli (Atilla e Fleeger 2000; Atilla et al. 2003; Mirto e Danovaro 2004; Fonsêca-Genevois et al. 2006), ma essendo ogni indagine effettuata con diverse procedure un confronto generale è difficile. La scarsa conoscenza attuale sulla tassonomia e l'ecologia della meiofauna di substrati duri rende difficile capire come queste comunità rispondano a cambiamenti naturali e antropogenici dell'ambiente e rendono quindi difficile promuovere il loro utilizzo ai fini della conservazione della biodiversità e della preservazione degli ecosistemi marini e costieri.

## ***1.2. MEIOFAUNA COME STRUMENTO NEL MONITORAGGIO AMBIENTALE***

I mari sono soggetti a forti pressioni ambientali (impatto della pesca, inquinamento, cambiamenti climatici, eutrofizzazione, introduzione di specie aliene, sovra sfruttamento dei fondali, ecc), che hanno un forte impatto sia sui sistemi naturali che sulla salute umana. E' quindi necessaria un'attività di monitoraggio, valutazione e gestione dell'integrità ecologica dei sistemi marini, al fine di promuoverne la sostenibilità a lungo termine (Borja et al. 2008; Börger et al. 2014).

Il concetto di qualità ecologica dell'ambiente marino costiero è stato introdotto a livello normativo dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/EC (*Water Framework Directive*, WFD, del 23 ottobre 2000), recepita in Italia tramite il D.Lgs. 152/2006 (Borja e Dauer 2008; Borja et al. 2009). Questa riguarda le acque di transizione e costiere e ha l'obiettivo di garantirne un uso compatibile con la conservazione dell'ecosistema e di mantenerle in un buono stato di salute entro il 2015.

A questa si unisce, a livello europeo, la Direttiva Quadro sulla Strategia Marina 2008/56/EC (*Marine Strategy Framework Directive*, MSFD, del 17 giugno 2008), che si applica a tutte le acque marine fino al limite della zona economica esclusiva e alla piattaforma continentale estesa e che mira a mantenere un "buono stato ecologico" in acque ed ecosistemi marini entro il 2020. All'interno di queste normative le comunità animali sono tradizionalmente usate come strumenti di monitoraggio ambientale (Goldberg et al. 1978; Bryan et al. 1985; Borja et al. 2000; Simboura e Zenetos 2002; Borja e Dauer 2008), soprattutto nei casi in cui l'obiettivo sia quello di valutare non la concentrazione di una sostanza in un ambiente, ma bensì il suo effetto (Giere 2009; Danovaro et al. 2004; Borja et al. 2010). Tuttavia la maggior parte dei programmi di monitoraggio ambientale continua a utilizzare soprattutto organismi di grosse dimensioni e visibili ad occhio nudo, come i macroinvertebrati (Danovaro et al. 2004). La componente della meiofauna è invece ancora pochissimo utilizzata a tal fine, nonostante essa offra notevoli vantaggi rispetto alle altre componenti bentoniche nello studio e nel monitoraggio della salute dell'ambiente marino, presentando infatti peculiari caratteristiche che la rendono un ottimo indicatore

biologico (Ward e Jacoby 1992; Kennedy e Jacoby 1999; Schratzberger et al. 2000; Danovaro et al. 2004; Giere 2009; Mirto et al. 2010; Moreno et al. 2011; Semprucci et al. 2014a, b, 2015).

1) E' distribuita su una scala spaziale molto ampia che include anche aree non disturbate, essendo costituita da organismi ubiquitari che colonizzano qualsiasi ambiente acquatico.

2) Vi è un'ampia conoscenza bibliografica preesistente, sia a livello tassonomico che ecologico, che consente di avere una base di informazioni sulle componenti principali della meiofauna, utile per una più facile interpretazione dei risultati.

3) E' facilmente misurabile in tempi relativamente veloci. La meiofauna presenta infatti ridotte dimensioni corporee che permettono innanzitutto di prelevare piccoli volumi di campione da analizzare, semplificando il campionamento. Pur essendo le dimensioni microscopiche uno svantaggio, in quanto richiedono metodiche accurate per l'identificazione, questo problema è minimizzato dal fatto che a livello ecologico è sufficiente identificare gli organismi ad alti livelli tassonomici.

4) Riflette le qualità delle altre componenti dell'ecosistema essendo strettamente correlata ad esso. Le comunità meiobentoniche condividono infatti gli stessi processi metabolici e fisiologici delle altre comunità del *benthos* e reagiscono quindi agli stessi stress. Inoltre, essendo alla base della catena trofica ogni cambiamento all'interno della sua comunità si riflette sui livelli trofici più alti.

5) Risponde rapidamente e specificamente a fenomeni di disturbo. La meiofauna è infatti strettamente collegata alla matrice sedimentaria e, di conseguenza, ogni cambiamento delle proprietà chimico-fisiche dell'ambiente interstiziale determina un cambiamento dell'abbondanza e della composizione della meiofauna, con risposte diverse a seconda del disturbo e dei *taxa* considerati.

6) E' in grado di integrare l'effetto di più disturbi consentendo allo stesso tempo l'identificazione delle fonti. Questo è dovuto al fatto che a differenza di altri organismi quali macroinvertebrati o pesci, la meiofauna è legata al substrato nel quale vive per tutto il suo ciclo vitale e di conseguenza reagisce solo all'inquinamento diretto presente nell'*habitat* occupato.

L'utilizzo della meiofauna per il monitoraggio della salute dell'ambiente marino è quindi un valido strumento da associare a indicatori che si avvalgono della componente macrobentonica, per valutare al meglio la complessità dell'ecosistema e ridurre il livello di incertezza di risultati (Dauvin 2007). Diversi sono gli indici ecologici utilizzati a tal fine, che prevedono l'analisi di alcuni dei più importanti e abbondanti gruppi della meiofauna.

Moreno et al. (2011) ha in particolare considerato la comunità dei nematodi nel valutare gli effetti dei diversi disturbi ambientali in ecosistemi marini costieri. Sulla base dell'analisi delle comunità di nematodi a livello di genere, questo studio ha permesso di sviluppare un insieme di indici ed indicatori e di definire soglie specifiche per valutare lo stato di qualità ecologica degli ecosistemi marini così come richiesto dalla WFD. Grazie alle loro

caratteristiche ecologiche i nematodi sono quindi un utile strumento per la valutazione di un determinato disturbo sull'ecosistema marino (Bongers 1990).

Danovaro et al. (2004) e Pusceddu et al. (2007) hanno proposto una classificazione della qualità ambientale dei sedimenti basata sul numero dei *taxa* della meiofauna; il numero di *taxa* è infatti un utile ed affidabile strumento per valutare la qualità ecologica degli ambienti di transizione, in quanto questi rispondono velocemente a rapide variazioni spaziali e temporali delle condizioni chimico-fisiche. Nel dettaglio, un basso numero di *taxa* ( $\leq 4$ ), rappresentato spesso e/o solamente da nematodi, copepodi, policheti e oligocheti, è indice di un negativo impatto ambientale, mentre la presenza di un elevato numero di *taxa* ( $\geq 16$ ) indica una buona qualità dell'ambiente.

Bongers et al. (1991) proposero una classificazione dei generi di nematodi in base alla loro capacità di colonizzare un ambiente marino (colonizzatori e persistenti) e dalla quale estrapolarono l'indice di maturità (MI), che può essere applicato a sistemi sottoposti a inquinamento organico o da idrocarburi o metalli pesanti, consentendo di quantificare il disturbo. L'applicazione di questo indice rimane però tuttora molto limitata a causa delle scarse conoscenze dei meccanismi che regolano la colonizzazione di un ambiente marino (Guerrini 1997).

Heip et al. (1985), basandosi sul fatto che una sostanza inquinante è in grado di influenzare la disponibilità della risorsa trofica della meiofauna, idearono l'indice di diversità trofica (ITD) in grado di correlare la diversità trofica di organismi meiobentonici con il livello di inquinamento (in particolare considerando l'utilizzo delle strategie alimentari dei nematodi e quindi la morfologia dei loro apparati boccali) (Mirto et al. 2002).

Raffaelli e Mason (1981) proposero l'utilizzo del rapporto nematodi/copepodi (Ne/Co) per il controllo dell'inquinamento o dei cambiamenti all'interno della matrice sedimentaria. È stato infatti osservato che in aree non inquinate prevalgono i copepodi, mentre in condizioni inquinate sono preponderanti i nematodi, soprattutto appartenenti al gruppo dei depositivori, in grado cioè di utilizzare una grande quantità di sostanza organica. Questo indice fu successivamente criticato da diversi autori, soprattutto a causa della eccessiva semplificazione nello spiegare un complesso insieme di relazioni ed in particolare per il fatto che la distribuzione di nematodi e copepodi è estremamente legata a variabili naturali come i sedimenti, fattore che rendeva l'indice poco affidabile (Coull et al. 1981; Platt et al. 1984; Lamshead 1986).

Herman et al. 1985 proposero un indice basato sulla ricchezza di *taxa* come possibile strumento per l'identificazione degli effetti dell'inquinamento sulle comunità bentoniche, in quanto in ambienti sottoposti a stress i *taxa* sensibili, come ostracodi, gastrotrichi, tardigradi, tendono a scomparire. Per potere però utilizzare efficacemente questo indice sarebbe consigliabile campionare grandi volumi di sedimento data la generale bassa presenza di questi *taxa* rari. Per valutare gli effetti di uno stress di origine antropica su di una comunità viene spesso utilizzata anche l'abbondanza relativa, ossia il numero di organismi che costituisce una popolazione, che può mantenersi costante nel tempo o variare in maniera considerevole in relazione a stress ambientali o a fattori naturali, oppure

la diversità specifica che descrive la ricchezza in specie o la ripartizione degli individui tra le specie (Hill 1973). Gli indici utilizzati a tal proposito sono l'indice di diversità di Shannon-Wiener (Shannon e Wiener 1949), che considera sia il numero di specie presenti, sia il modo in cui gli individui di ciascuna sono distribuiti e l'indice di Pielou (Pielou 1975), che valuta il grado di uniformità nella distribuzione degli individui tra le diverse specie. Tuttavia è stato dimostrato che i questi indici sono in grado di identificare solamente forti cambiamenti della struttura della comunità e quindi il loro utilizzo in contesti in cui non è chiaramente riconosciuto un forte impatto antropico rimane molto dubbio (Gray 1979; Danovaro et al. 2004).

La definizione di un protocollo che definisca le componenti biologiche da inserire in studi di biomonitoraggio ambientale non è tuttavia ancora stata perfezionata e richiede un'approfondita conoscenza dell'ecologia generale dei diversi *taxa* appartenenti alla meiofauna.

### **1.3. NEMATODI**

#### ***1.3.1. Note generali ed ecologiche***

Il *phylum* Nematoda rappresenta il gruppo di metazoi più abbondante nell'intera biosfera; fino ad oggi ne sono state descritte 11.400 specie, cifra che corrisponde a circa il 19% delle circa 61.000 specie del *phylum* che si pensa possano esistere (Appeltans et al. 2012). In ambiente marino, le specie di nematodi identificate sono circa 5000, suddivise in circa 450 generi. Questo *phylum* è caratterizzato da piccoli organismi vermiformi a corpo cilindrico ed affusolato, a vita libera o parassiti che hanno sviluppato adattamenti tali da colonizzare qualsiasi tipo di ambiente, acquatico, terrestre ed endobio (Figura 4). I nematodi si sono adattati a vivere in un'ampia fascia latitudinale, dalle zone subartiche a quelle tropicali ed anche in ambienti estremi come quelli ipersalini. Alcune specie vivono associate alle branchie di altri animali o colonizzano cumuli fecali e tubi prodotti da altri animali (Riemann 1988). I nematodi sono un *phylum* molto importante da un punto di vista faunistico, ecologico ed economico, ma a causa delle difficoltà riscontrate per la loro identificazione, dovute alle piccole dimensioni e alla presenza di pochi caratteri diagnostici e da un conseguente sempre minor numero di specialisti che a livello mondiale si occupano della loro tassonomia, sono ancora molto poco studiati (Giere 2009).

La sistematica del *phylum* dei nematodi ha subito nel corso del tempo numerosi cambiamenti ed attualmente questo gruppo è suddiviso in due classi: Secernentea e Adenophorea (Lorenzen 1981), che si differenziano per alcuni caratteri morfologici, quali presenza o meno di setole, ghiandole adesive ed anfi, oltre che per lo stile di vita.

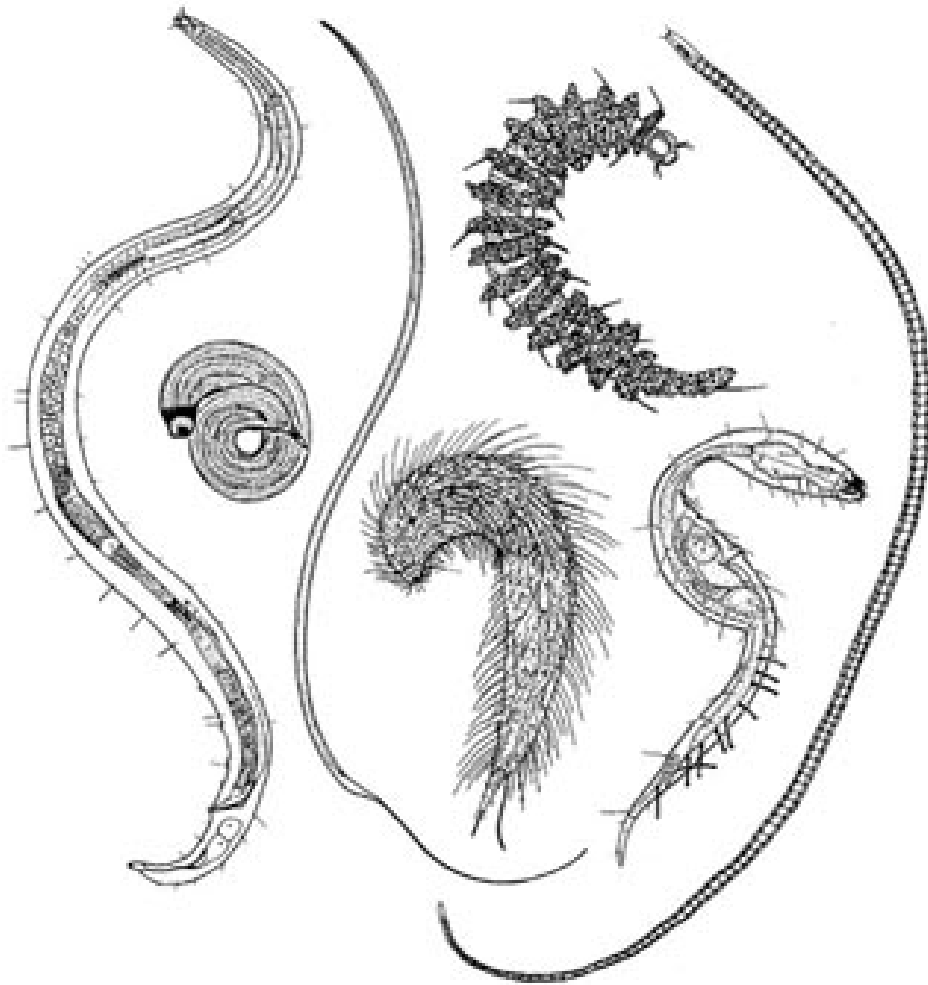


Figura 4: Morfologia di alcuni gruppi di nematodi (Higgins e Thiel 1988).

I nematodi marini sono il gruppo animale più abbondante in termini di biomassa, biodiversità e densità (Heip et al. 1985) e la maggior parte di essi vivono a stretto contatto con il substrato. Si stima che in ogni metro quadro di area di sedimenti fangoso-salmastri ci siano circa 20 milioni di nematodi, mentre i valori più bassi si hanno nelle zone litorali sabbiose molto esposte e in fondali profondi, dove le densità si aggirano intorno a 0.1 milioni per metro quadro (Giere 2009). Una importante caratteristica della comunità dei nematodi marini è il grande numero di specie presenti in uno stesso *habitat*; la biodiversità dei nematodi è difatti sicuramente molto maggiore rispetto a quella di altri gruppi della meiofauna (Platt e Warwick 1980; Heip et al. 1985).

L'elevato numero di specie di nematodi è strettamente correlato alla loro abilità di sfruttare un ampio spettro di risorse trofiche: da qui deriva la classificazione in gruppi trofici introdotta da Wieser (1953) che considera il tipo di alimentazione, le caratteristiche della cavità boccale e l'*habitat* occupato. I gruppi trofici vengono quindi distinti in depositivori selettivi (*selective deposit feeders* o 1A); depositivori non selettivi (*non-selective deposit feeders* o 1B); pascolatori (*epigrowth feeders* o 2A) e predatori/onnivori (*predators/omnivores* o 2B) (Figura 5). Nonostante tra i nematodi, soprattutto nelle zone



litorali, siano prevalenti specie che si nutrono di diatomee, sono i batteri che svolgono un ruolo fondamentale nella nutrizione della comunità: la decomposizione di organismi vegetali e animali attira massivamente i nematodi che producono muco in grado di intrappolare particelle organiche e macromolecole, favorendo la formazione di culture di batteri dei quali si nutrono (Riemann e Schrage 1978; Warwick 1981; Montagna et al. 1995).

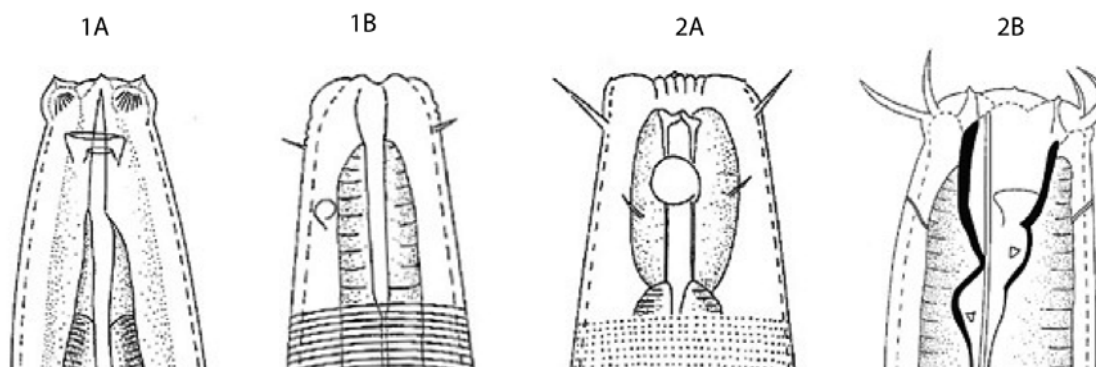


Figura 5: Schematizzazione dei principali gruppi trofici dei nematodi ([www.eumaine.ugent.be](http://www.eumaine.ugent.be)).

Data la loro elevata abbondanza, sia i nematodi che le loro uova risultano essere predati da numerosi organismi quali pesci di piccole dimensioni, crostacei, policheti carnivori e turbellari (Remane 1933). Non solo la cavità boccale ma anche le caratteristiche morfometriche dei nematodi quali il rapporto larghezza/lunghezza e la biomassa sembrano influenzati dalla disponibilità di cibo: i batterivori, ad esempio tendono ad avere un corpo snello ed allungato, mentre predatori e pascolatori presentano solitamente un corpo più robusto (Tita et al. 1999). Alcune famiglie quali Desmodoridae, Draconematidae, Epsilonematidae e Desmoscolecidae, sono prevalenti nelle sabbie da medie a grossolane, e oltre ad avere un corpo robusto e tozzo presentano una cuticola molto ornamentata e lunghe setole. Nei sedimenti più fini invece i nematodi tendono a diventare più sottili e piccoli e con corte setole (es. *Sabatieria pulchra*) (Udalov et al. 2005).

Oltre alla disponibilità trofica anche il contenuto in ossigeno ricopre un ruolo fondamentale nella morfologia ma anche nella distribuzione, soprattutto verticale, nei sedimenti. La distribuzione verticale della maggior parte dei nematodi è confinata ai primi due cm più superficiali del sedimento e tende a diminuire gradualmente con la profondità, come ad esempio nel *deep sea* dove la penetrazione all'interno del sedimento da parte dei nematodi tende ad essere meno efficiente (Heip et al. 1979, 1985; Steyaert et al. 1999, 2003). Nelle aree più superficiali del sedimento la distribuzione di questo gruppo di animali è correlata alla disponibilità di ossigeno e di solfuro di idrogeno (Platt 1977; Giere 2009); esistono tuttavia anche specie anaerobiche facoltative che riescono a colonizzare anche ambienti anossici (es. *Paramonhystera wieseri*, *Sabatieria pulchra*, *Terschellingia longicaudata*, *Oncholaimus campylocercoides*) (Wieser et al. 1974; Jensen 1987; Jacobs e Heyns 1990; Thiermann et al. 2000). Contrariamente all'abbondanza, la diversità dei nematodi non

necessariamente diminuisce lungo il profilo verticale del sedimento, ma varia al variare delle risorse trofiche presenti (Steyaert et al. 1999).

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale, la densità dei nematodi è maggiore nei sedimenti siltosi e sabbiosi rispetto a quelli a granulometria più grossolana e tende ad essere bassa nei sedimenti molto esposti (Gray e Rieger 1971). La diversità presenta invece un andamento inverso: valori di diversità elevati sono associati a sedimenti medio-grossolani mentre valori più bassi si rinvencono in sedimenti fini (Vanavarbeke et al. 2002). Questo è probabilmente dovuto al fatto che sedimenti grossolani garantiscono la presenza di un elevato numero di *microhabitat*, in grado di ospitare una fauna più diversificata (Semprucci et al. 2014b). Il moto ondoso esercita su questi ambienti un'azione di pompaggio che favorisce la diffusione di ossigeno verso gli strati più profondi e il trasporto di materiale organico verso la superficie, favorendo la creazione di ambienti eterogenei e ricchi di risorse (Urban-Malinga et al. 2006). Nei sedimenti fangosi si ritrovano soprattutto generi delle famiglie Comesomatidae, Linhomoeide, Xyalidae, Spiriniidae e Sphaerolaimidae, e in questa tipologia di sedimenti solitamente i gruppi di specie rinvenute si mantengono costanti (Heip et al. 1985). Con l'aumento della granulometria tendono invece a diventare più abbondanti le famiglie Chromadoridae, Desmodoridae, Xyalidae, Axonolaimidae ed Enoplidae. Nelle sabbie fini con modeste quantità di silt sono comuni le specie degli ordini Areolaimida e Monhysterida.

I nematodi in generale sembrano più sensibili a leggere variazioni dei parametri sedimentologici rispetto alla macrofauna o ad altri organismi della meiofauna (Heip et al. 1985; Vincx 1989). Schratzberger et al. (2007) analizzando la nematofauna da un punto di vista funzionale, cioè combinando le diverse caratteristiche morfologiche quali forma del corpo, taglia, forma della coda e cavità boccale, hanno riscontrato che la granulometria media, il contenuto in silt e la profondità sono attributi fondamentali dell'*habitat* in grado di determinare dei veri e propri raggruppamenti funzionali.

Considerando che le specie note ad oggi sono circa 1/5 di quelle stimate (Appeltans et al. 2012), la letteratura disponibile sulla sistematica e sulla distribuzione geografica del *phylum* per quanto ampia è decisamente insufficiente a fornire un'analisi dettagliata dei *taxa* anche ai fini di indagini ecologiche. Anche le informazioni relative ai nematodi marini sulle coste italiane sono molto scarse e relativamente datate (Semprucci et al. 2008 e referenze all'interno).

## **1.4. COPEPODI ARPACTICOIDI**

### **1.4.1. Note generali ed ecologiche**

Il *phylum* Copepoda rappresenta il più grande e diversificato gruppo di crostacei. Attualmente include più di 10.000 specie, 2.400 generi e 210 famiglie, ma questi valori sono sicuramente sottostimati (Appeltans et al. 2012). I copepodi sono le forme dominanti del plancton marino dove hanno un ruolo fondamentale per il funzionamento delle reti trofiche, costituendo un importante anello di trasferimento dai produttori primari (fitoplancton) ai consumatori secondari, quali pesci e mammiferi marini dell'ecosistema marino (Mazzocchi e Capua 2010).

Durante la loro storia evolutiva sono riusciti a colonizzare tutti gli ambienti acquatici: i copepodi marini si ritrovano in tutte le tipologie di sedimento, occupando gli spazi tra i vari granuli, si ritrovano inoltre a qualsiasi profondità, dalle zone intertidali ai fondali profondi. Questi sono spesso il gruppo dominante associato ai substrati duri e alla vegetazione che li ricopre quali fanerogame ed alghe (Bell et al. 1984); essi colonizzano infatti i sedimenti ed i detriti che rimangono intrappolati negli spazi delle fronde delle macroalghe oltre che la loro stessa superficie. Altre specie sono associate a diversi animali, con i quali istaurano una relazione simbiotica, come nel caso di molte spugne, celenterati, pesci e vertebrati marini. I copepodi sono inoltre le specie di invertebrati marini più numerose ed abbondanti registrate in sorgenti idrotermali di acque profonde (Desbruyères e Segonzac 1997; Tsurumi e Tunnicliffe 2001; Gebruk 2002).

La sistematica dei copepodi è stata soggetta a numerose revisioni negli ultimi anni ed attualmente il gruppo include 9 ordini (Boxhall e Halsey 2004; Dussart e Defaye 2006) (Figura 6). L'ordine più importante di copepodi marini associati ai substrati è quello degli Harpacticoida, considerati una delle principali componenti della comunità meiobentonica (Todaro e Ceccherelli 2010). Questo ordine è costituito da circa 55 famiglie e attualmente più di 4500 specie sono state descritte, ma Huys et al. (1996) stimano che esistano almeno 30.000 specie di arpacticoidi in più. Alcuni studi pubblicati di recente hanno riportato che una elevata percentuale di copepodi arpacticoidi (75-90%) collezionati all'interno di grotte sottomarine o piane abissali sono nuove per la scienza e sono ancora in attesa di una descrizione completa (Janssen et al. 2013; George et al. 2014; Russo et al. 2015).

I copepodi arpacticoidi sono essenzialmente organismi bentonici a vita libera sebbene ne esistano anche alcune specie planctoniche (es. *Microsetella*, *Euterpina*, *Clytemnestra*, *Macrosetella*) e specie associate ad altri organismi (es. *Sunaristes*). Nei sedimenti marini i copepodi arpacticoidi sono solitamente il secondo gruppo più abbondante dopo i nematodi e tendono a diventare il *taxon* dominante con l'aumentare della granulometria del sedimento e in ambienti associati alle alghe marine (Hicks e Coull 1983). L'abbondanza degli arpacticoidi generalmente decresce con la profondità: densità massime, da  $10^5$  ind./m<sup>2</sup> a  $10^6$  ind./m<sup>2</sup> sono state riportate per sedimenti intertidali mentre nei *deep-seas* la densità non eccede mai  $10^4$  ind./m<sup>2</sup> (Coull et al. 1977). Le più alte abbondanze di copepodi sono state riscontrate in ambienti marini poco profondi costituiti da sedimenti fini arricchiti con detriti. Mentre la distribuzione delle specie può essere abbastanza monotona nelle zone

litorali sabbiose (circa 20 specie per area di campionamento), fondali simili in ambienti profondi tendono ad avere un incremento notevole della diversità (60-70 specie).

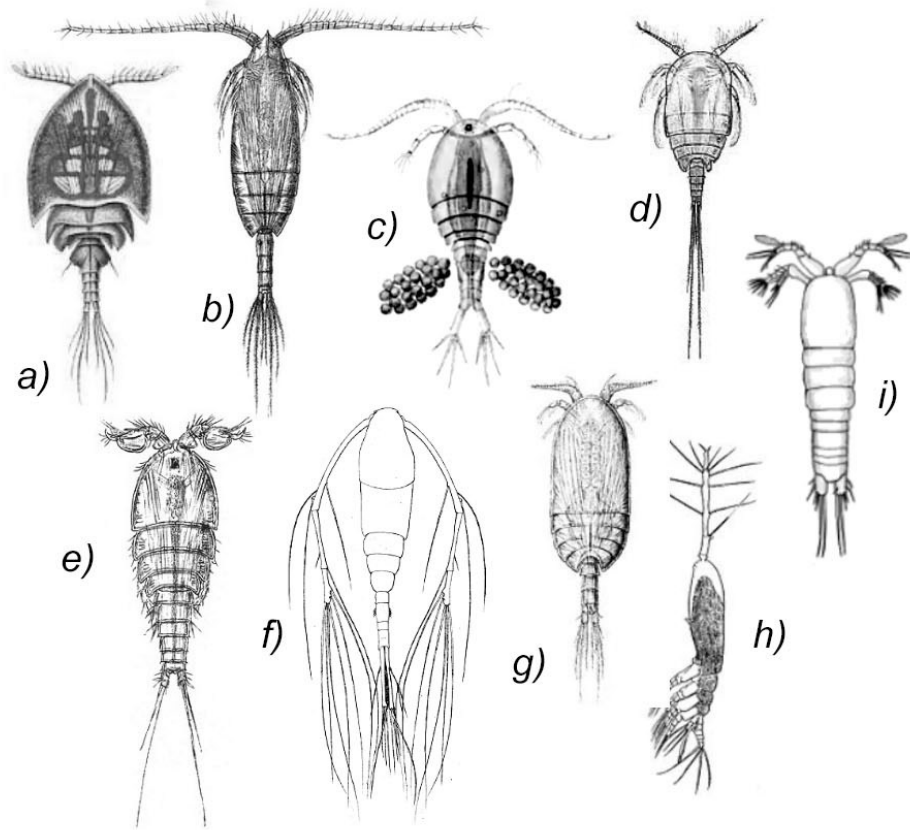


Figura 6: Morfologia di diversi ordini di copepodi: a) Siphonostomatoidea; b) Calanoidea; c) Cyclopoida; d) Misophrioida; e) Harpacticoida; f) Mormonilloidea; g) Platycopioidea; h) Monstrilloidea; i) Gelyelloidea.

Gli arpacticoidi sono di solito considerati genericamente “*detritus feeders*”, anche se molti studi hanno rivelato una selettività dei copepodi su singole risorse trofiche, quali batteri, protozoi e diatomee, che i copepodi separano con le appendici boccali dalle particelle del sedimento (Coull 1999; De Troch et al. 2005). Nella dieta di alcuni copepodi sono anche incluse diatomee planctoniche o essudati di batteri e piante (Decho e Fleeger 1988; Dahms et al. 2007). Ad oggi non sono conosciuti copepodi carnivori, anche se rimane difficile ipotizzare la loro dieta solo in base alla morfologia dell’apparato boccale, ad eccezione di organismi filtratori come le specie delle famiglie Longipediidae e Canuellidae o di organismi produttori di muco come i Leptasticidae. La maggior parte dei copepodi sono considerati come “*surface feeders*” ed è stato infatti suggerito che gli arpacticoidi scelgano le fonti di cibo in base ai diversi adattamenti sviluppati per l’alimentazione in diverse tipologie di superfici occupate (Huys et al. 1996). Alcune specie sono in grado di produrre muco in grado di attrarre batteri e favorirne la crescita, come nel caso di *Diarthrodes nobilis* (Hicks e Grahame 1979). Pochissimi copepodi arpacticoidi sono estremamente specializzati nell’alimentazione di alcune fonti di cibo, come alcune specie di Thalestridae

che si nutrono del tessuto midollare di alghe rosse. Molte specie di copepodi sono in grado di utilizzare un'ampia varietà di risorse trofiche (es. *Nitokra*), mentre altre possono passare da una risorsa all'altra o stagionalmente o in seguito ai diversi stadi della loro crescita (es. *Microarthridion*) (Pace e Carman 1996; Azovsky et al. 2005; De Troch et al. 2005).

I copepodi sono sensibili a diversi parametri ambientali: poco tolleranti a condizioni anaerobiche sono quindi confinati agli strati più ossigenati del sedimento (Murrell e Fleeger 1989; Foy e Thistle 1991; Moodley et al. 2000; Modig e Olafsson 1998; Grego et al. 2014). Durante l'inverno è stata osservata una migrazione dei copepodi negli strati più profondi dei sedimenti in relazione al tasso di ossigeno compatibile con la sopravvivenza. Anche la temperatura ha un ruolo fondamentale, soprattutto sul tasso di crescita dei copepodi: il passaggio attraverso gli stadi naupliari e di copepoditi sono strettamente correlati alle temperature annuali (Nodot 1978). Inoltre, a differenza dei nematodi, i copepodi non sono strettamente correlati al sedimento, e per questo motivo, se disturbati dalle correnti e dal moto ondoso oltre che dall'attività di escavazione del substrato del macrobenthos, tendono a spostarsi in zone dove sono presenti migliori condizioni idrodinamiche e di luce; questo comportamento porta ad una intensa dispersione, ridistribuzione e ricolonizzazione di nuovi indisturbati *habitat* (Walters e Bell 1994).

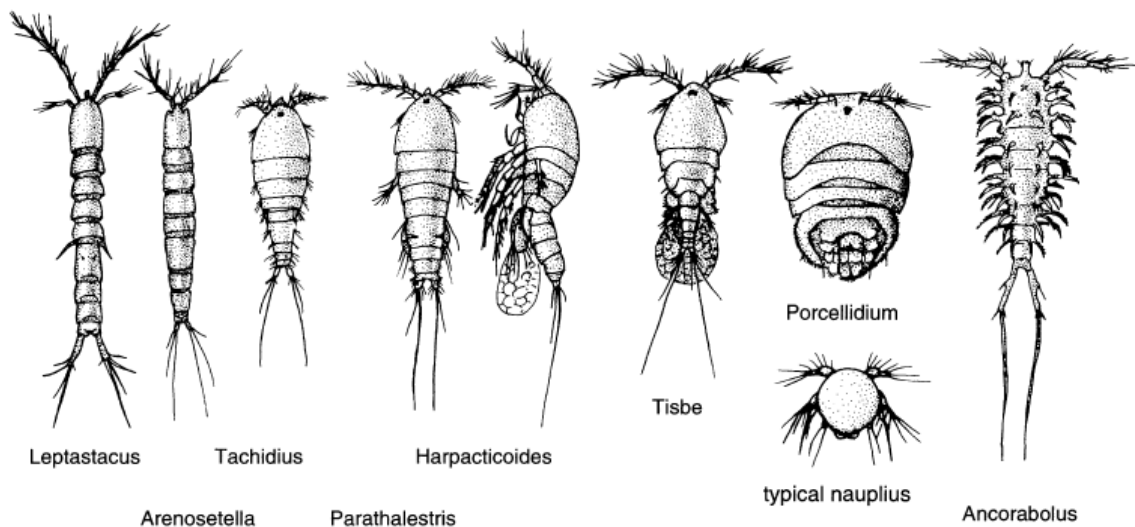


Figura 7: Morfologia di alcuni generi di copepodi arcticoidi adattati a diversi *habitat* (Giere 2009).

Le dimensioni e la forma del corpo dei copepodi arcticoidi variano notevolmente in base all'*habitat* occupato (Figura 7): le specie tipicamente interstiziali che si ritrovano in sabbie medio-fini hanno un corpo vermiforme e sottile ed estremamente flessibile con zampe minute e corte (es. *Arenosetella*, famiglie *Cylindropsyllidae* e *Paramesochridae*). In ambienti con sedimenti fangosi e sabbie fini è meno ovvia la correlazione tra la forma del corpo e l'*habitat*: qui si ritrovano organismi con corpi a forma di "siluro" e con grosse zampe adattate a scavare e che preferiscono solitamente la superficie del sedimento (es. *Ectinosoma*, *Cletodes*, *Tachidius*). I copepodi che si ritrovano negli ambienti fitali sono

invece robusti e spesso presentano una forma del corpo depressa con zampe prensili ricche di setole e ben adattate sia all'ancoraggio alle fronde delle macroalghe che al nuoto (es. Peltidiidae, Porcellidiidae, Tegastidae). Altre forme fitali hanno invece un corpo snello e zampe dotate di uncini per aderire meglio alle piante (Laophontidae). Forme epibentiche tipiche di ambienti profondi hanno sviluppato grosse ed elaborate spine dorsali per intrappolare i granuli di fango stabilizzandoli con muco al fine di camuffarsi (es. Anchorabolidae). Le specie *Sthenelia* e *Pesudostenelia* vivono in tubuli di sedimenti che esse stesse costruiscono (Chandler e Fleeger 1984).

La conoscenza dei copepodi arpacticoidi in Italia è ancora molto scarsa e lontana dall'essere completa, in quanto ricerche relativamente approfondite sono state condotte finora solo nell'Alto Adriatico (principalmente a Venezia e delta del Po), ed occasionalmente a Genova, in Sardegna e nel golfo di Napoli (Todaro e Ceccherelli 2010 e referenze all'interno).

### **1.5. SISTEMA MARINO COSTIERO ITALIANO**

La penisola italiana si estende al centro del Mare Mediterraneo e rappresenta un importante *hot spot* di biodiversità pur essendo soggetta ad un'intensa attività antropica (Myers et al. 2000). La fascia costiera è una risorsa che richiede una gestione ed un controllo tale da permetterne la conservazione dell'integrità ambientale; ciò richiede tuttavia una valutazione degli ecosistemi non solo dei litorali emersi ma anche dei fondali, particolarmente sensibili alle variazioni dalle condizioni ambientali (Della Croce et al. 1997; Borja et al. 2008; Borja e Dauer 2008; Borja et al. 2009; Börger et al. 2014).

In genere per fascia costiera si intende la porzione di territorio in cui i processi morfodinamici fluviali, di versante e di bacino, da un lato, e i processi dinamici litoranei, dall'altro, si influenzano reciprocamente così che eventuali alterazioni di una qualsiasi delle componenti di un sistema si ripercuote direttamente sull'altro. I confini della fascia costiera sono quindi spesso identificati da un gradiente ambientale e non sempre sono facilmente delimitabili (Della Croce et al. 1997).

La costa italiana ha una lunghezza complessiva di circa 8300 km. Le coste naturali si sviluppano per circa 7500 km e sono suddivise, in base alla morfologia, in coste alte, con tratti rocciosi molto spesso articolati e frastagliati (soprattutto presenti nelle regioni tirreniche) e coste basse, sabbiose e rocciose, molto ampie e spesso alternate a promontori. Tuttavia più del 9% dei tratti costieri sono di natura artificiale, caratterizzati dalla presenza di opere radenti la riva, porti e altre strutture parzialmente sovrastanti il litorale (ISPRA 2011)

L'ambiente costiero è un ecosistema dinamico dove ai processi naturali si sommano quelli di origine antropica, e tutti questi interagendo tra di loro modificano le caratteristiche geomorfologiche, fisiche e biologiche, soprattutto nei litorali maggiormente vulnerabili come quelli sabbiosi. Questi ultimi sono soprattutto soggetti all'azione del moto ondoso,

correnti e maree, che causano continui assestamenti della linea di riva nonché all’impatto determinato dall’apporto di materiale detritico ad opera dei corsi d’acqua, spesso usato per i ripascimenti. I fondali costieri sono di due principali tipi diversamente caratterizzati da un punto di vista non solo geologico, ma anche biologico ed ecologico: fondi molli (sabbiosi e/o fangosi) e fondi duri (rocciosi). Soprattutto in questi ultimi, date le loro peculiarità, sono spesso istituite le aree marine protette (Bianchi et al. 2004).

Lungo la fascia costiera mediterranea, sia sui fondali molli che sulla roccia, è possibile distinguere cinque piani che costituiscono il sistema litorale (Figura 8). Il piano infralitorale si estende dal limite inferiore della bassa marea fino alla profondità massima alla quale l’intensità luminosa consente la vita delle fanerogame marine e delle alghe brune (circa 40 m), è costantemente sommerso ed è generalmente il più eterogeneo della piattaforma continentale ospitando un maggior numero di biocenosi.

In tutte le aree costiere data la loro vulnerabilità, è necessaria una continua attività di monitoraggio di tutta la fauna presente, compresa la meiofauna, al fine di valutare quanto l’azione dell’uomo vada modificare o danneggiare la biodiversità di questi ecosistemi.

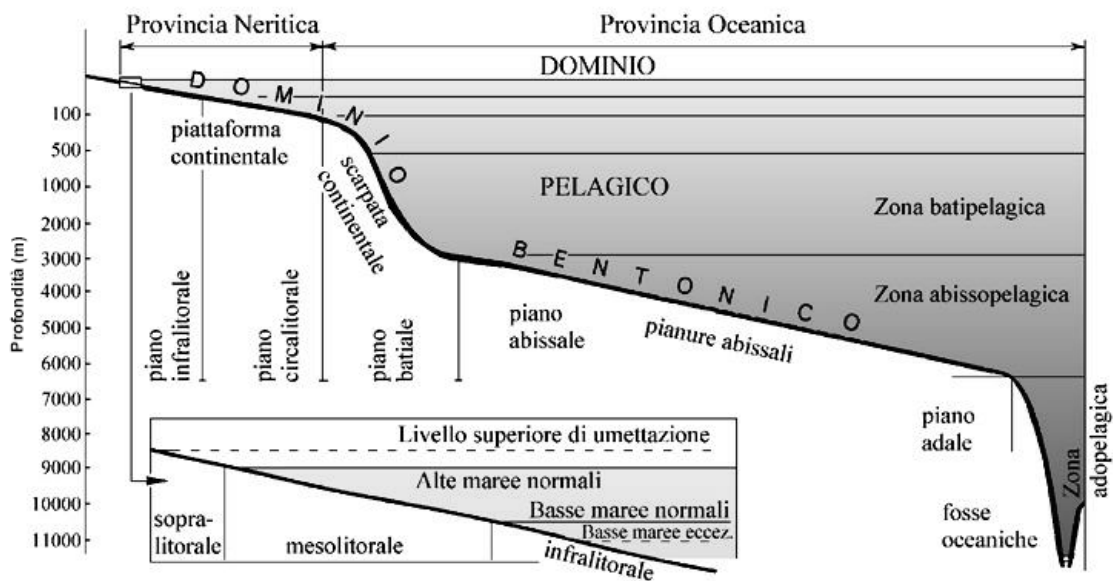


Figura 8: Schema generale di zonazione dell’ambiente marino (Baccetti et al. 1995).

## CAPITOLO 2

### 2. SCOPO DELLA RICERCA E LINEE GENERALI DELLA TESI

Le conoscenze attuali sulla biodiversità e sull'ecologia della meiofauna, nonostante le numerose indagini svolte a riguardo negli ultimi decenni, sono tuttavia molto limitate e particolarmente incentrate sulle comunità di ambienti a fondi molli (Giere 2009). Le conoscenze sulla meiofauna di fondi rocciosi naturali sono ancora decisamente scarse e costituite perlopiù da studi tassonomici focalizzati su particolari gruppi o famiglie (Bell e Coen 1982; Coull et al. 1983; Bell 1985; Hicks 1985; Gibbons 1988a, b; Hall e Bell 1988; Gibbons 1991; Danovaro e Fraschetti 2002; Fraschetti et al. 2006; Frame et al. 2007; Bianchelli et al. 2013; Russo et al. 2015 e referenze all'interno).

La meiofauna di ambienti costieri presenta una biodiversità molto elevata, nonostante sia soggetta a disturbi sia naturali che antropici di diversa natura. Proprio per questo motivo è necessario approfondire gli studi su questa comunità animale per conoscerne l'ecologia e la biodiversità in situazioni ambientali diverse, acquisendo dati utili anche per futuri studi più mirati. Lo studio delle biocenosi marine è necessario quindi per descrivere la distribuzione spaziale dei gruppi animali e il loro andamento temporale, con lo scopo di chiarire quale sia il ruolo dei diversi fattori ambientali nel determinare queste caratteristiche.

Gli scopi principali di questa tesi sono:

- caratterizzare le comunità meiobentoniche di due diversi litorali per potere approfondire la diversità e distribuzione del meiobenthos in diverse tipologie di *habitat*. Lo studio si è rivolto in particolare alla composizione e distribuzione della meiofauna in un fondale molle del Mare Adriatico Centrale e in un fondale roccioso del Mar Ligure.
- utilizzare i dati quali-quantitativi ottenuti nello studio delle comunità della meiofauna per valutare la qualità ecologica dei due tratti di mare indagati.
- approfondire la tassonomia dei principali gruppi tassonomici meiobentonici rilevati nelle due aree, con particolare riguardo per i nematodi nei substrati molli ed i copepodi in quelli duri, portando l'identificazione fino a livello di genere.



Questa tesi è divisa in due parti principali:

1. nella prima parte del lavoro (Capitolo 3) sono state considerate la biodiversità e l'ecologia della meiofauna in fondali molli. I risultati delle osservazioni sulle variazioni spaziali e stagionali delle comunità meiobentoniche di aree costiere adriatiche delle Marche sono stati utilizzati per la valutazione della qualità ecologica dei sedimenti di queste aree. In particolare è stata approfondita l'analisi della comunità dei nematodi, il gruppo meiobentonico principalmente usato come bioindicatore.
2. nella seconda parte del lavoro (Capitolo 4), è stata analizzata la biodiversità e la distribuzione spaziale della meiofauna in fondali rocciosi dell'area marina protetta di Portofino nel Mar Ligure. In particolare si è voluto osservare come il substrato costituito da macrobenthos e alghe influisca sulla distribuzione spaziale degli organismi della meiofauna. E' stata inoltre approfondita l'analisi tassonomica dei copepodi arpacticoidi, che sono il gruppo solitamente dominante o codominante insieme ai nematodi in questa tipologia di ambiente.

## CAPITOLO 3

### 3. IL MEIOBENTHOS DI FONDI MOLLI: UN CASO STUDIO NEL MAR ADRIATICO

#### 3.1. INQUADRAMENTO GEOGRAFICO E AREA DI STUDIO

Il Mare Adriatico è uno dei più grandi sottobacini presenti nel Mare Mediterraneo e si estende tra la penisola balcanica e quella italiana. Esso ha una forma allungata secondo un asse principale con orientamento in direzione NordOvest-SudEst e ha una lunghezza di 800 km con una profondità che non supera i 50 m nel settore Nord e i 1210 m nel settore Sud.

Nonostante la sua collocazione geografica marginale all'interno del Mediterraneo, il Mare Adriatico ricopre un ruolo fondamentale per ciò che riguarda la dinamica delle sue masse d'acqua; riceve infatti 1/3 degli apporti fluviali che confluiscono nel Mediterraneo. La circolazione adriatica è tipicamente ciclonica e stagionale ed è influenzata, oltre che dall'immissione fluviale, principale responsabile della distribuzione dei nutrienti, della materia organica e dell'argilla, anche dalle forti interazioni aria-superficie marina e dalla circolazione delle acque attraverso il canale di Otranto che collega il Mare Adriatico al Mar Ionio (Artegiani et al. 1997a, b; Franco et al. 1982; Rachev e Purini 2007; Rinaldi 2012). L'immissione principale di acque continentali è quella del fiume Po, che raccoglie acque derivanti da aree intensamente coltivate e industrializzate per una portata pari a 1585 m<sup>3</sup>/s, ed esercita la sua influenza sull'intero bacino (Raicich 1996). Gli altri fiumi, meno estesi, acquistano importanza soltanto su scala locale soprattutto lungo le zone costiere, dove viene continuamente depositato sedimento che determina un accumulo di inquinanti, principalmente nei sedimenti costieri a granulometrie più fini. (Frasconi et al. 1988). I fondali dell'Adriatico Nord-occidentale sono formati da materiale sedimentario a granulometria fine (sabbia, limo e argilla) e man a mano che ci si allontana dalla costa, la frazione sabbiosa tende a scomparire lasciando posto solo alle frazioni pelitiche.

L'area di studio si trova lungo la costa settentrionale delle Marche, nel tratto compreso tra la parte settentrionale della falesia del Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo e la foce del fiume Metauro (Fano), un'area protetta di notevole pregio naturalistico, che ad oggi risulta ancora poco conosciuta sul fronte marino costiero (Figura 9 e 10). Questa falesia presenta una cresta asimmetrica che si estende dalla foce del fiume Tavollo a Nord, alla foce del fiume Foglia a Sud (Colantoni et al. 2004), dove si sviluppa con ripidi pendii che discendono sul mare. L'area è principalmente caratterizzata da depositi silicoclastici messiniani costituiti da arenarie e peliti (Tramontana et al. 2005; Principi et al. 2011). Alla base del versante si sviluppa una stretta striscia di ciottoli mentre spiagge di sabbia sono presenti solo in prossimità delle foci dei fiumi; piccole spiagge di ghiaia e sabbia caratterizzano le aree protette da barriere artificiali emerse. La circolazione dell'acqua lungo la costa è legata al moto ondoso e alla presenza di *longshore currents* che controllano il trasporto solido (Semprucci et al. 2013a, 2013b, 2015).

I campionamenti sono stati eseguiti in novembre 2011 (N11) e giugno 2012 (J12) in collaborazione con ARPA Marche, in 4 siti lungo la costa compresa tra Gabicce e Pesaro:

Fiorenzuola di Focara (FI), Monte Brisighella (B), foce del fiume Foglia (FO) e foce del fiume Metauro (M), a 500 m dalla linea di riva e ad una profondità media di circa 5 m (Figure 9 e 10; Tabella 1).

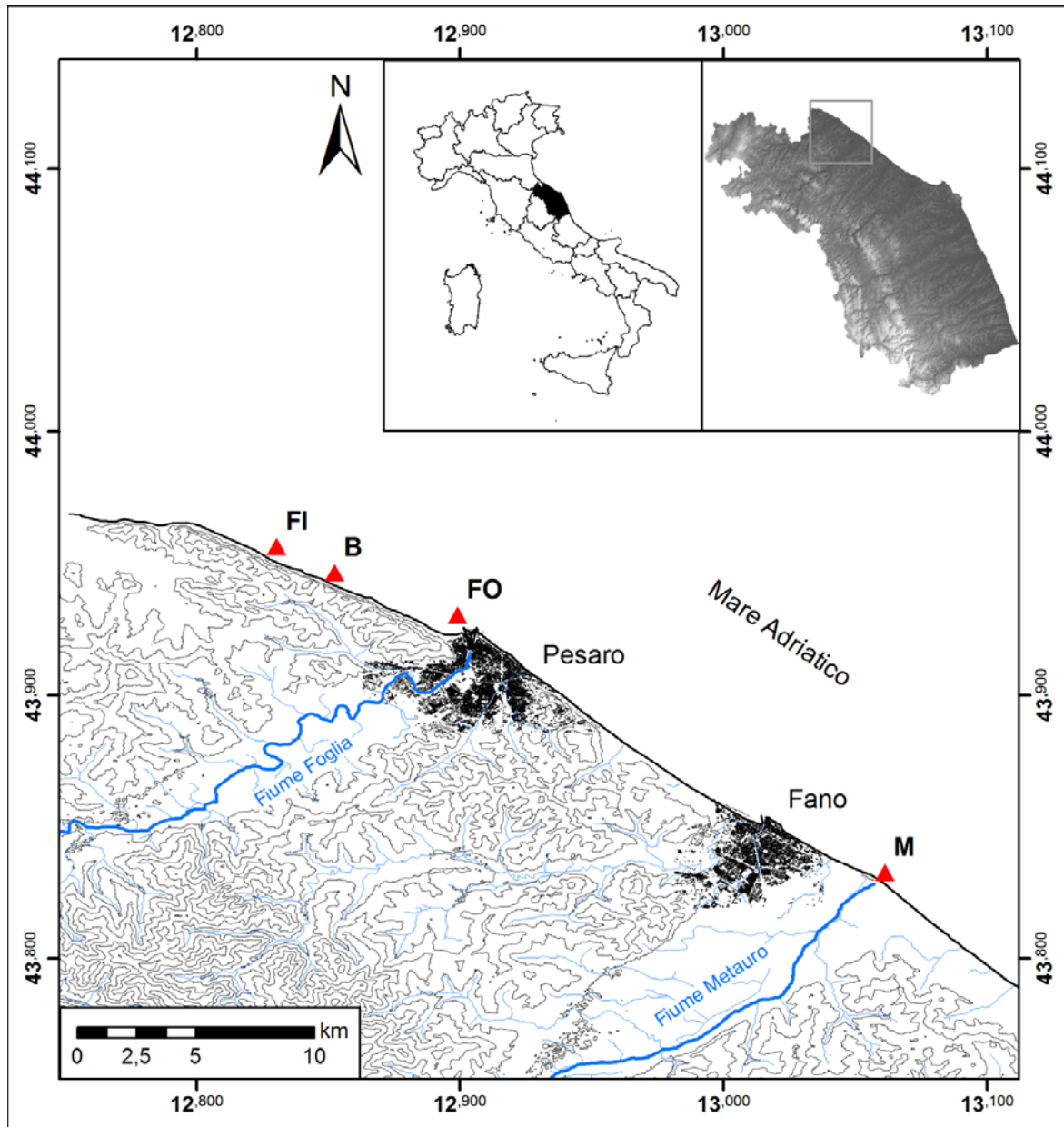


Figura 9: Area di studio per i fondi molli.

Tabella 1: Codifica delle stazioni di campionamento in substrati molli in relazione alla stagione di prelievo.

ID stazioni	Sito	Profondità (m)	Stagione e anno
<b>FI N11</b>	Fiorenzuola di F.	5	Autunno 2011
<b>B N11</b>	Brisighella	5	Autunno 2011
<b>FO N11</b>	Fiume Foglia	5	Autunno 2011
<b>M N11</b>	Fiume Metauro	5	Autunno 2011
<b>FI J12</b>	Fiorenzuola di F.	5	Primavera 2012
<b>B J12</b>	Brisighella	5	Primavera 2012
<b>FO J12</b>	Fiume Foglia	5	Primavera 2012
<b>M J12</b>	Fiume Metauro	5	Primavera 2012



Figura 10: Immagini fotografiche delle stazioni di campionamento nell'area di studio: a) Fiorenzuola di Focara; b) Monte Brisighella; c) Foce del fiume Foglia; d) Foce del fiume Metauro.

## 3.2. MATERIALE E METODI

### 3.2.1. *Tecniche di campionamento, trattamento dei campioni e rilevamento dei fattori abiotici*

In ciascuna stazione i campioni di sedimento sono stati prelevati mediante una benna Van Veen modificata (volume: 20 l; area: 400 × 220 mm). A bordo dell'imbarcazione i campioni per lo studio del meiobenthos sono stati ottenuti tramite sottocampionamento per mezzo di un carotatore manuale in plexiglass da 50 ml (area interna di 6 cm<sup>2</sup>), inserito, attraverso uno sportellino, all'interno della benna, ad una profondità di 9 cm nel sedimento: ciò ha permesso il prelievo di sedimento relativamente indisturbato. Per lo studio del meiobenthos da ogni sito sono state prelevate tre repliche di ciascun campione.

I sedimenti destinati allo studio del meiobenthos sono stati trattati con MgCl<sub>2</sub> 7% per narcotizzare gli organismi presenti ed evitarne successive coartazioni, poi sono stati fissati in formalina neutra 4%, colorati in Rosa Bengala (2 g di Rosa Bengala in 1000 ml di alcool etilico) e trasportati in laboratorio.

Due aliquote aggiuntive di sedimento sono state prelevate, trasferite in contenitori da 200 ml e conservate a -20°C per l'analisi granulometrica e per la determinazione della sostanza organica.

Durante il campionamento sono stati misurati i principali parametri della colonna d'acqua per mezzo di una sonda multiparametrica *Idronaut*, profondità, temperatura (T), salinità, concentrazione di ossigeno disciolto (O<sub>2</sub>%), pH, potenziale redox (ORP) e concentrazione di clorofilla-*a* (Chl-*a*); soltanto i parametri rilevati alla profondità del fondale sono stati considerati nell'analisi statistica e per le correlazioni con il meiobenthos.

### 3.2.2. *Analisi granulometriche e della sostanza organica totale (TOM)*

Le analisi granulometriche sono state effettuate presso il centro di ricerca Géosystèmes dell'Università di Lille in Francia (UMR 8217 CNRS Géosystèmes, Université Lille 1, UFR Sciences de la Terre, France).

Le analisi granulometriche sono state eseguite usando il principio della diffrazione e diffusione di un fascio laser monocromatico su particelle sospese (Malvern Mastersizer 2000, red He-Ne laser, lunghezza d'onda 632 e 466 nm) (Loizeau et al. 1994). Le misurazioni presentavano un *range* che variava da 0.02 a 2000 µm e un oscuramento compreso tra 10 e 20%. La metodica e il principio della diffrazione per le analisi granulometriche del sedimento sono descritte in dettaglio da Trentesaux et al. (2001). Sono state considerate tre principali frazioni: argilla (<2 µm), silt (da 2 a 63 µm) e sabbia (da 63 a 2000 µm).

I minerali argillosi derivano sia dalla disgregazione delle rocce presenti nelle aree circostanti e successivo trasporto ad opera di fiumi e poi dalle onde, sia dal trasporto da parte di correnti marine di materiale proveniente da aree più lontane. I minerali argillosi possono essersi originati anche *in situ* a seguito di alterazioni dei minerali presenti. La mineralogia delle argille è stata quindi osservata per valutare le principali fonti dei sedimenti depositati entro l'area di campionamento. Una stima semiquantitativa dei minerali argillosi, basata su una funzione *pseudo-voigt* per la coppia caolonite-clorite

(3.58–3.54 Å) è stata eseguita usando il software MacDiff sviluppato da Petschick (2001). E' stato quindi utilizzato il rapporto tra la smectite e la illite per valutare gli *input* dovuti ai fiumi locali (illite) e quelli dovuti ai fiumi appenninici (smectite). Questi rapporti sono stati calcolati usando stime quantitative di ogni minerale argilloso (Bout-Roumazeilles et al. 2013; Combourieu-Nebout et al. 2013). L'errore sulla riproducibilità delle misurazioni è stato stimato a  $\pm 5\%$ .

La morfologia cristallina dell'illite e l'indice di Esquevin, usato per valutare la composizione chimica dell'illite (Esquevin 1969) sono stati misurati con diagrammi XRD.

La quantità e la tipologia della sostanza organica (OM) sono state stimate tramite l'analisi del contenuto in carbonio totale (TC), idrogeno totale (TH), azoto totale (TN) e zolfo totale (SN) sulla superficie del sedimento (Armynot du Châtelet et al. 2013) mediante l'utilizzo di FlashEA 1112 Elemental Analyser (Thermo) fornito di un auto campionatore. L'analisi è stata effettuata su circa 1.5- 2 mg di campione a cui sono stati aggiunti circa 5 mg di pentossido di vanadio, utilizzato come catalizzatore della combustione. Come controllo è stato usato 2,5- Bis(5-tert-butyl-benzoxazol-2-yl) tiofene (BBOT). Il contenuto in carbonio organico (Corg) è stato quindi determinato sottraendo dal carbonio totale (TC) il carbonio inorganico totale (TIC). Le proporzioni del carbonato di calcio sono state determinate utilizzando un calcimetro Bernard e espresse come peso secco del sedimento. Le misurazioni sono state effettuate in triplice replica per ogni stazione con 1 g di sedimento secco finemente frantumato. Le misurazioni sono state eseguite due volte su ciascun campione e una volta accertata l'assenza di differenze è stata calcolata la media.

### ***3.2.3. Estrazione, smistamento (sorting) e conteggio del meiobenthos***

In laboratorio gli animali sono stati separati dal sedimento al fine di effettuare un conteggio più preciso e veloce. I campioni sono stati quindi sciacquati con un getto d'acqua di rubinetto non eccessivamente forte attraverso due setacci rispettivamente da 42 e 500  $\mu\text{m}$  (*range* entro il quale si concentra la maggioranza dei metazoi in fondi molli, soprattutto nel bacino Adriatico) per rimuovere la formalina in eccesso e per separare le frazioni del macrobenthos e del microbenthos dal meiobenthos.

Successivamente è stata effettuata una estrazione manuale tramite sospensione e decantazione multiple. Questa prevede l'immissione del campione del sedimento in un becker con circa 1 litro di acqua filtrata (per evitare la contaminazione con altri organismi) ed una vorticazione manuale per una decina di secondi. Dopo una breve decantazione del materiale più grossolano il soprannatante è stato recuperato attraverso un filtro con maglie da 45  $\mu\text{m}$ . Questa operazione è stata ripetuta per 10 volte consecutive (Danovaro et al. 2004).

A questa fase è seguita una centrifugazione in gradiente di silica gel (Ludox HS 30, densità 1,18  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) per completare il processo di estrazione, eliminando anche il sedimento più fine rimasto (Mc Intyre e Warwick 1984; Pfannkuche e Thiel 1988). Questa procedura ha previsto l'immissione del sedimento in provette Falcon da 50 ml portate a volume con Ludox. Le provette sono state agitate per portare in sospensione tutto il sedimento e fatte centrifugare per 10 minuti a 3000 giri al minuto. Il soprannatante è stato poi recuperato e fissato in formalina al 4% e l'operazione è stata ripetuta per un totale di tre volte. Al termine delle centrifugazioni il campione, oramai costituito solo da animali e privo di

sedimento, è stato abbondantemente sciacquato con acqua corrente filtrata per eliminare ulteriori residui di Ludox e ad esso aggiunta nuovamente formalina al 4%. Questa metodica garantisce l'estrazione del 95% della meiofauna presente nel campione.

Gli organismi meiobentonici sono stati poi conteggiati e identificati utilizzando un stereomicroscopio (Leica G26) e una cuvetta Delfuss, una particolare vaschetta in plexiglass divisa in 200 celle, utilizzata per il *sorting* (smistamento) e per evitare doppi conteggi degli organismi.

#### **3.2.4. Tecniche di studio dei nematodi**

In accordo con Moreno et al. (2011), da ogni replica sono stati raccolti casualmente 100 nematodi, che sono poi stati trasferiti in glicerina e montati su vetrini permanenti (Seinhorst 1959) per la successiva identificazione tassonomica, che prevede l'osservazione di particolari caratteri morfologici. Nel dettaglio questa tecnica prevede la collocazione degli esemplari raccolti, tramite un ago immanicato, in un piccolo contenitore di vetro contenente una soluzione acquosa di glicerina al 5%. Questo è stato trasferito in stufa alla temperatura di 50 °C per 48 ore, tempo necessario per permettere la completa evaporazione dell'acqua e favorire così la graduale inclusione in glicerina pura evitando il coartamento degli animali. Questi ultimi sono stati montati su vetrini permanenti, preparati posizionando circa 5 individui all'interno di una goccia di glicerina pura, posta al centro di una cornice in paraffina di dimensioni 15 x 15 mm, sigillata con vetrino coprioggetto.

L'identificazione a livello di genere è stata effettuata utilizzando un microscopio a contrasto di fase e interferenziale secondo Nomarski (Optiphot-2 Nikon) con il supporto di chiavi pittoriche (Platt e Warwick 1983, 1988; Warwick et al. 1998) e della chiave di identificazione online NeMys (Vanaverbeke et al. 2015).

#### **3.2.5. Analisi delle comunità bentoniche e dei nematodi**

Per la comunità meiobentonica sono state calcolate la densità (ind./10cm<sup>2</sup>) e la ricchezza. Famiglie e generi per i nematodi sono invece state identificate e espresse in percentuale.

Gli indici di Shannon-Wiener (H') e Pielou (J) entrambi in scala logaritmica (log<sub>2</sub>) sono stati calcolati per la comunità dei nematodi, al fine di fornire una misura della biodiversità tassonomica.

Per analizzare la struttura trofica delle comunità i generi dei nematodi sono stati classificati secondo Wieser (1953) nei quattro gruppi trofici: depositori selettivi (1A), depositori non selettivi (1B), pascolatori (2A) ed onnivori/carnivori (2B). Di conseguenza, considerando la percentuale di ciascun gruppo trofico, l'indice di diversità trofica (ITD) è stato calcolato seguendo Heip et al. (1985). Poiché un disturbo ambientale può cambiare la risorsa alimentare presente in una determinata zona, l'aumento dei valori di ITD dovuto ad una netta dominanza di un singolo gruppo trofico, può essere indicativo di una situazione di stress.

E' stato calcolato anche l'indice di maturità (MI) sulla comunità di nematodi come la media ponderata delle specie colonizzatrici-persistenti (c-p) (Bongers et al. 1991). In

particolare, gli autori distinguono specie a strategia *r* (colonizzatori o c-p 1) che sono più tolleranti a variazioni ambientali, da specie a strategia *k* (persistenti o c-p 5) che sono invece più sensibili. Questo indice è stato proposto come un valore semiquantitativo che è utile quando si tratta di rivelare condizioni dell'ecosistema basandosi sull'analisi della comunità dei nematodi. Gli standard di qualità ambientale dell'area di studio sono stati definiti secondo Marin et al. (2008) per le variabili ambientali e seguendo Danovaro et al. (2004) (con modifiche secondo le classi di qualità ecologica (EcoQ) indicate nella WDF) per il meiobenthos. Infine le soglie suggerite da Moreno et al. (2011) e Semprucci et al. (2014a, b) sono state utilizzate per valutare lo stato di qualità ecologica (EQS) sulla base dei dati ottenuti sulla comunità a nematodi (Tabella 2).

Tabella 2: Parametri-soglia considerati per valutare le classi di qualità ecologica (EcoQ) dell'area di studio.

	<b>Elevata</b>	<b>Buona</b>	<b>Sufficiente</b>	<b>Scarsa</b>	<b>Cattiva</b>
<b>TOM(%)</b>	<5		5–10		>10
<b>Chl-<i>a</i> (µg l<sup>-1</sup>)</b>	<10		10–25		>25
<b>Ricchezza della meiofauna (S)</b>	≥16	16<S<12	8<S<11	4<S<7	≤4
<b>Indice di Shannon (nematodi) (H')</b>	>4.5	3.5<H'<4.5	2.5<H'<3.5	1<H'≤2.5	0<H'≤1
<b>Indice di Maturità (nematodi) (MI)</b>	>2.8	2.8≤MI<2.6	2.6≤MI<2.4	2.4≤MI<2.2	≤2.2
<b>cp1 &amp; cp2</b>	0–20%	20–40%	40–60%	60–80%	80–100%
<b>cp3 &amp; cp4</b>	80–100%	60–80%	60–40%	20–40%	0–20%

### 3.2.6. Analisi statistiche

Il *non-metric Multi Dimensional Scaling* (nMDS) è stato utilizzato per verificare le differenze nella struttura delle comunità meiobentoniche tra i siti e le stagioni. L'analisi è stata eseguita su matrici di similarità calcolate con l'indice di Bray Curtis e una trasformazione dei dati in radice quadrupla.

Per valutare la significatività delle differenze osservate tra le stazioni e i siti è stata utilizzata l'Analisi della Similarità (ANOSIM a due vie, sito × stagione). Entrambe le analisi sono state utilizzate anche per rilevare eventuali differenze nella struttura trofica e nella struttura dei c-p della comunità dei nematodi.

Il SIMPER test (analisi della similarità percentuale) (*cut-off* del 50%) è stato utilizzato per rilevare il contributo dei singoli *taxa* a ciascuna differenza osservata (Clarke e Warwick 2001). Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il pacchetto software Primer v.5 (Clarke e Gorley 2001; Clarke e Warwick 2001).

La significatività delle differenze è stata valutata utilizzando l'Analisi della Varianza (ANOVA a due vie, sito × stagione). Prima dell'analisi, le ipotesi di normalità e omoschedasticità sono state verificate usando rispettivamente i test di Kolmogorov-Smirnov e Levene. Quando necessario i dati sono stati trasformati in log (1+x). Test per



confronti multipli di Tukey sono stati eseguiti quando sono state rilevate differenze significative ( $p < 0.05$ ) utilizzando il programma SPSS v.17 per Windows.

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è stata effettuata sui dati più rilevanti al fine di rilevare *trend* spaziali e temporali delle variabili ambientali. In particolare, le abbondanze relative delle componenti del meiobenthos sono state proiettate sul piano come variabili aggiuntive senza contribuire al risultato dell'analisi: questo può fornire una descrizione della possibile influenza delle variabili ambientali su alcuni gruppi del meiobenthos (programma per computer STATISTICA v8). Anche in questo caso tutti i dati prima della PCA sono stati trasformati in  $\log(1+x)$  e sono stati considerati solo i *taxa* con abbondanze relative superiori al'1%.

### 3.3. RISULTATI

Le variabili chimiche e fisiche della colonna d'acqua e dei sedimenti, nonché le caratteristiche mineralogiche delle argille sono sinteticamente riportati in Tabella 3. Sia i parametri dei sedimenti che della colonna d'acqua mostravano una chiara variazione temporale, soprattutto i valori di temperatura, salinità, pH, concentrazione in Chl-*a*, O<sub>2</sub>%, fango, sabbia e Corg. In particolare, i valori osservati di Chl-*a* mostravano valori che suggerivano una condizione di "allerta" nei siti di FI e FO durante N11.

I sedimenti sono stati considerati come sabbie fini caratterizzate da una chiara dominanza di sabbia (66.9% in media) seguita da silt (32.9%) e argilla (0.2%), con l'eccezione del sito FI (J12) nel quale il silt era la frazione dominante (61.2%), seguita dalla sabbia (38.1%) e argilla (0.7 %). Tutti i campioni erano caratterizzati dalla presenza di smectite (Tabella 3), che rappresentava in media il 54% della frazione argillosa. Illite (25%) e clorite (13%) erano i minerali secondari, mentre la caolinite era meno abbondante (8% in media). La morfologia cristallina (indice di Kübler) era piuttosto buona e variava da 0.25 a 0.30 °2 $\theta$ , suggerendo un metamorfismo moderato subito dalla roccia madre. L'indice di Esquevin variava da 0.19 a 0.26 indicando che l'illite è stata prodotta prevalentemente tramite erosione fisica.

Tabella 3: Parametri abiotici misurati in ogni stazione di campionamento.

	<b>FI</b>	<b>B</b>	<b>FO</b>	<b>M</b>	<b>FI</b>	<b>B</b>	<b>FO</b>	<b>M</b>
	<b>N11</b>	<b>N11</b>	<b>N11</b>	<b>N11</b>	<b>J12</b>	<b>J12</b>	<b>J12</b>	<b>J12</b>
<b>T (°C)</b>	10.87	12.05	10.39	12.08	17.33	16.98	18.33	18.67
<b>Salinità (‰)</b>	29.06	31.37	26.37	33.31	36.53	36.62	36.47	36.33
<b>O<sub>2</sub> (%)</b>	129.40	121.90	121.30	123.10	97.20	97.70	102.00	103.50
<b>pH</b>	7.94	7.84	7.97	7.84	8.43	8.41	8.42	8.41
<b>ORP</b>	49.30	51.90	49.00	51.10	-19.40	-23.10	-31.30	-28.10
<b>Chl-a (µg/l)</b>	20.20	13.50	25.90	11.10	0.60	0.86	0.35	0.45
<b>Sabbia (%)</b>	69.83	75.39	78.61	59.92	38.11	69.07	60.82	55.00
<b>Silt (%)</b>	29.95	24.47	21.36	39.92	61.22	30.80	38.95	44.68
<b>Argilla (%)</b>	0.22	0.15	0.03	0.15	0.67	0.13	0.23	0.32
<b>TC (%)</b>	5.99	5.76	6.26	6.53	6.23	5.75	6.18	6.57
<b>TN (%)</b>	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
<b>TH (%)</b>	0.10	0.09	0.12	0.11	0.10	0.11	0.09	0.10
<b>TS (%)</b>	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	43.97	43.63	45.95	50.44	45.44	42.56	46.17	52.17
<b>TC (%)</b>	5.99	5.76	6.26	6.53	6.23	5.75	6.18	6.57
<b>Corg (%)</b>	0.72	0.53	0.75	0.48	0.78	0.64	0.64	0.31
<b>Cinorg (%)</b>	5.28	5.24	5.51	6.05	5.45	5.11	5.54	6.26
<b>Smectite (%)</b>	49	55	58	59	47	54	52	56
<b>Illite (%)</b>	27	24	23	24	27	22	26	26
<b>Clorite (%)</b>	14	13	11	11	16	13	13	12
<b>Caolinite (%)</b>	10	8	7	6	10	10	9	7
<b>Esquevin I.</b>	0.21	0.21	0.22	0.25	0.23	0.26	0.22	0.19
<b>Kübler I. (°2t)</b>	0.26	0.26	0.25	0.27	0.26	0.30	0.26	0.25
<b>Illite/smectite</b>	0.54	0.45	0.40	0.40	0.57	0.42	0.49	0.47

Il meiobenthos era composto da 15 gruppi tassonomici (Tabella 4). I valori della ricchezza tassonomica variavano da 8 (FI e FO) a 10 (M) *taxa* in N11, e tra 9 (FI) e 12 (M) *taxa* in J12. Applicando la classificazione di qualità ecologica (EcoQ) a queste variabili meiobentoniche, l'area di studio ricade nelle classi di EcoQ da scarso (in FI e FO N11) a sufficiente (nelle altre stazioni e periodi) (Figura 11).

Le abbondanze medie del meiobenthos variavano da  $874.7 \pm 688.2$  e  $2573.8 \pm 1112.4$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$  in N11 (rispettivamente in B e M) e tra  $1111.3 \pm 77.9$  e  $4043.6 \pm 1714.0$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$  in J12 (rispettivamente in FI e M) (Figura 12).

Nel complesso, i nematodi rappresentavano il 90% del meiobenthos totale in J12 ( $2415.9 \pm 1552.9$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ) e presentavano valori inferiori in N11 ( $1630.8 \pm 1005.8$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ), seguiti da platelminti (5%), copepodi (adulti e *nauplii*) (2%), foraminiferi (2%), gastrotrichi e ostracodi (1%) (Figura 13). Tutti gli altri *taxa* della meiofauna rilevati (rotiferi, nemertini, policheti, oligocheti, bivalvi, anfipodi, isopodi, cumacei e acari) rappresentavano meno dell'1% dell'intera comunità.

Tabella 4: Presenza (•)/ assenza (–) dei differenti *taxa* trovati in ogni stazione.

	FI N11	B N11	FO N11	M N11	FI J12	B J12	FO J12	M J12
<b>Foraminifera</b>	•	•	•	•	•	•	•	•
<b>Bivalvia</b>	-	•	•	•	•	•	•	•
<b>Platyhelminthes</b>	•	•	•	•	•	•	•	•
<b>Polychaeta</b>	•	•	•	•	•	•	•	•
<b>Oligochaeta</b>	•	-	-	-	-	•	•	•
<b>Rotifera</b>	•	•	•	•	-	-	-	-
<b>Gastrotricha</b>	•	•	•	•	•	•	•	•
<b>Nematoda</b>	•	•	•	•	•	•	•	•
<b>Nemertea</b>	-	-	-	-	•	-	•	-
<b>Halacaroida</b>	-	•	-	-	-	-	-	•
<b>Ostracoda</b>	-	-	-	•	•	•	•	•
<b>Copepoda</b>	•	•	•	•	•	•	•	•
<b>Cumacea</b>	-	-	-	-	-	•	-	-
<b>Isopoda</b>	-	-	-	-	-	-	-	•
<b>Amphipoda</b>	-	-	-	•	-	•	•	•

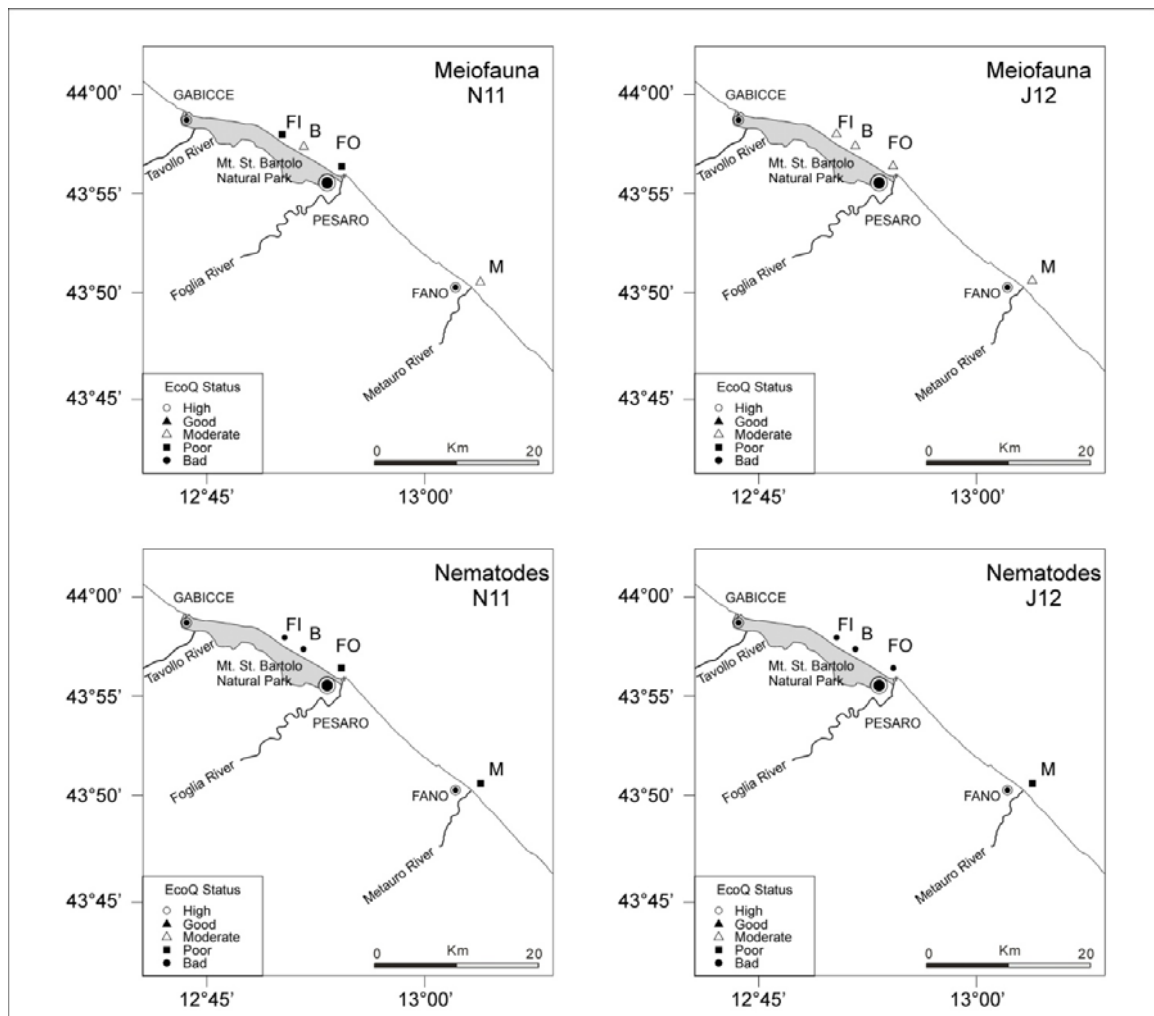


Figura 11: Classificazione dello stato di qualità ecologica (EcoQ) nelle stazioni di campionamento riscontrata sulla base dei dati del meiobenthos e della comunità a nematodi (Semprucci et al. 2015).

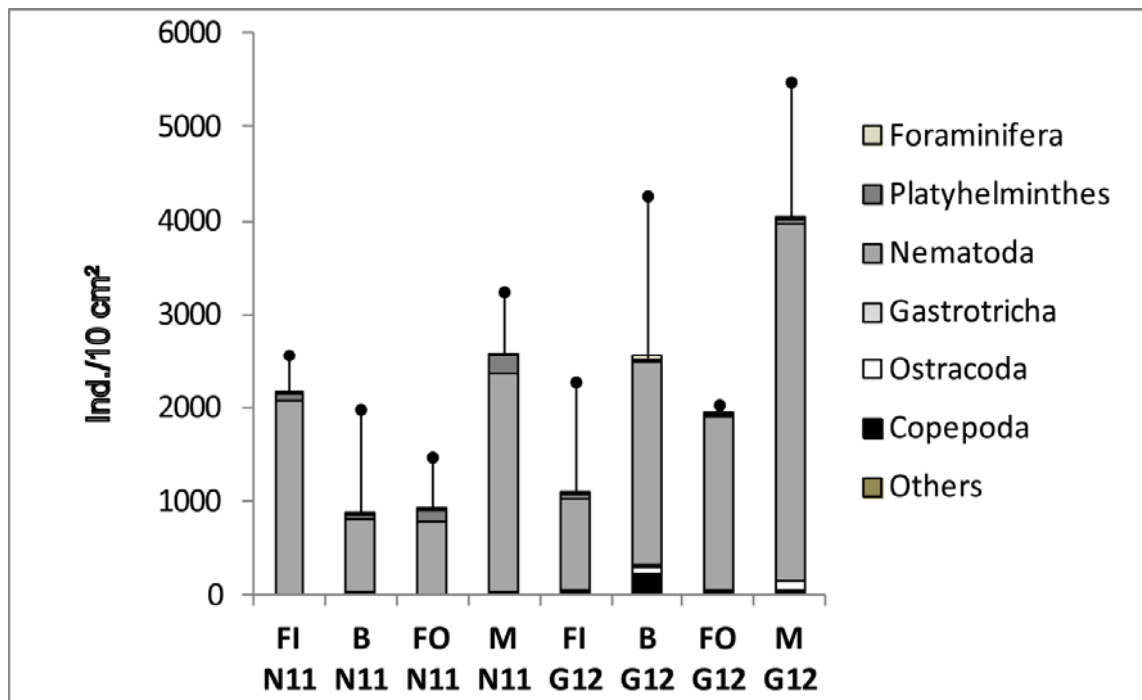


Figura 12: Composizione e abbondanza del meiobenthos in ciascuna stazione di campionamento.

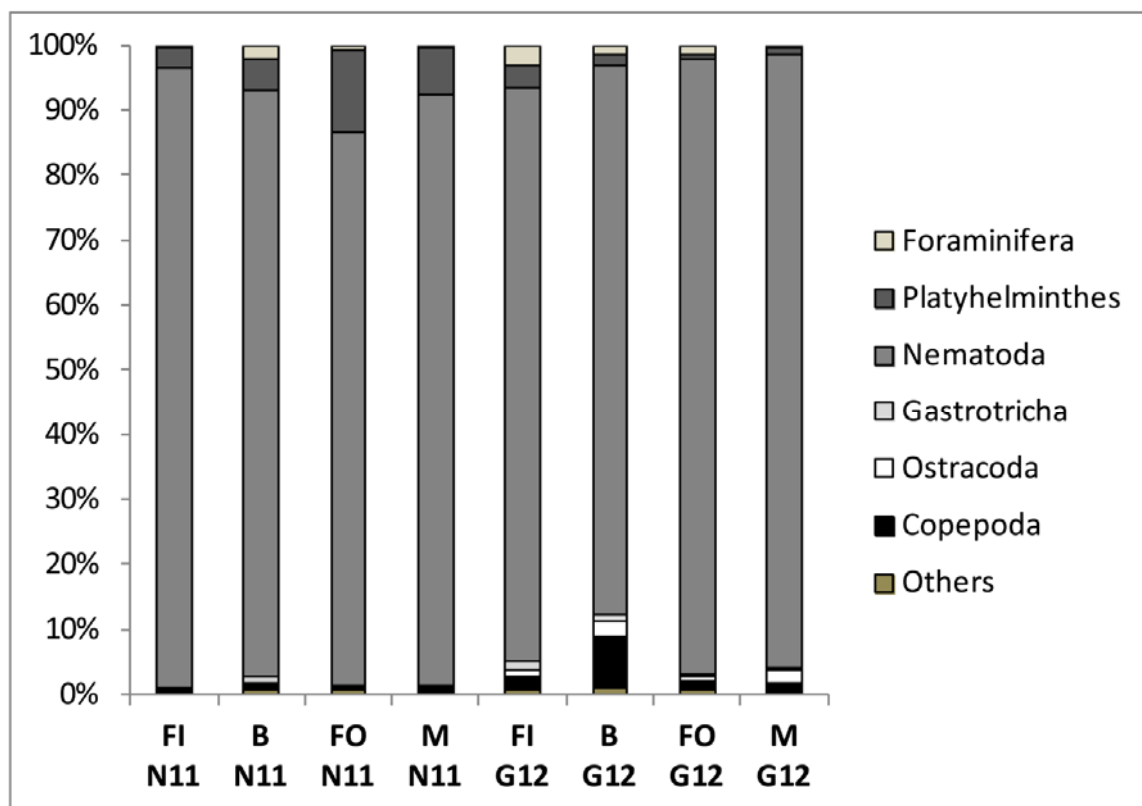


Figura 13: Percentuali dei diversi taxa del meiobenthos in ciascuna stazione di campionamento.

L'ANOSIM a due vie (stagione  $\times$  sito) ha mostrato le più grandi differenze nella comunità del meiobenthos tra i due periodi ( $R=0.80$ ;  $p<0.001$ ) piuttosto che tra i siti ( $R=0.32$ ;  $p<0.001$ ). Questa distribuzione è ben evidenziata nel nMDS plot (Figura 14). La maggiore dissimilarità è stata rilevata tra i siti FI *versus* M ( $R=0.69$ ;  $p<0.02$ ) e FI *versus* B ( $R=0.46$ ;  $p<0.01$ ), seguiti da FI *versus* FO ( $R=0.41$ ;  $p<0.01$ ) e FO *versus* M ( $R=0.24$ ;  $p<0.03$ ). Il SIMPER test (cut-off 50 %) ha rilevato che la minore abbondanza dei *taxa* meiobentonici è stata registrata a FI ad eccezione dei nematodi. Nel confronto tra FI *versus* FO è stata osservata una maggiore abbondanza dei *nauplii* e gastrotrichi in FI. Tutti i *taxa* risultavano essere meno abbondanti nel confronto di FO *versus* M. Per quanto riguarda le differenze tra i periodi, queste risultavano essere maggiormente dovute alle elevate abbondanze di tutti i *taxa* in J12 (SIMPER test, cut-off 50 %). La sola eccezione in questo *trend* era rappresentato dai rotiferi, più abbondanti durante N11.

La PCA è stata eseguita per valutare la potenziale influenza dei parametri ambientali sulle comunità. I primi due fattori della PCA spiegavano l'86% della varianza (PC1 72%, PC2 14%; *eigenvalues* 5.8 e 1.1, rispettivamente) (Figura 15). Le variabili che hanno contribuito maggiormente alla PC1 erano la Chl-*a* (+0.98), la temperatura (-0.97), la salinità (-0.93) e l'O<sub>2</sub>% (+0.93), pH (-0.91), fango (-0.83) e sabbia (+0.77), mentre il Corg (-0.98) mostrava una maggiore influenza sulla PC2. Tra le componenti meiobentoniche maggiormente legate alla PC1, le più abbondanti erano i foraminiferi (-1.79), gli ostracodi (-1.06), i plattelminti (+0.79), i gastrotrichi (-0.63) e i nematodi (-0.60). I nematodi e i copepodi sembravano essere maggiormente influenzati dalla PC2 (+0.39) (Figura 15).

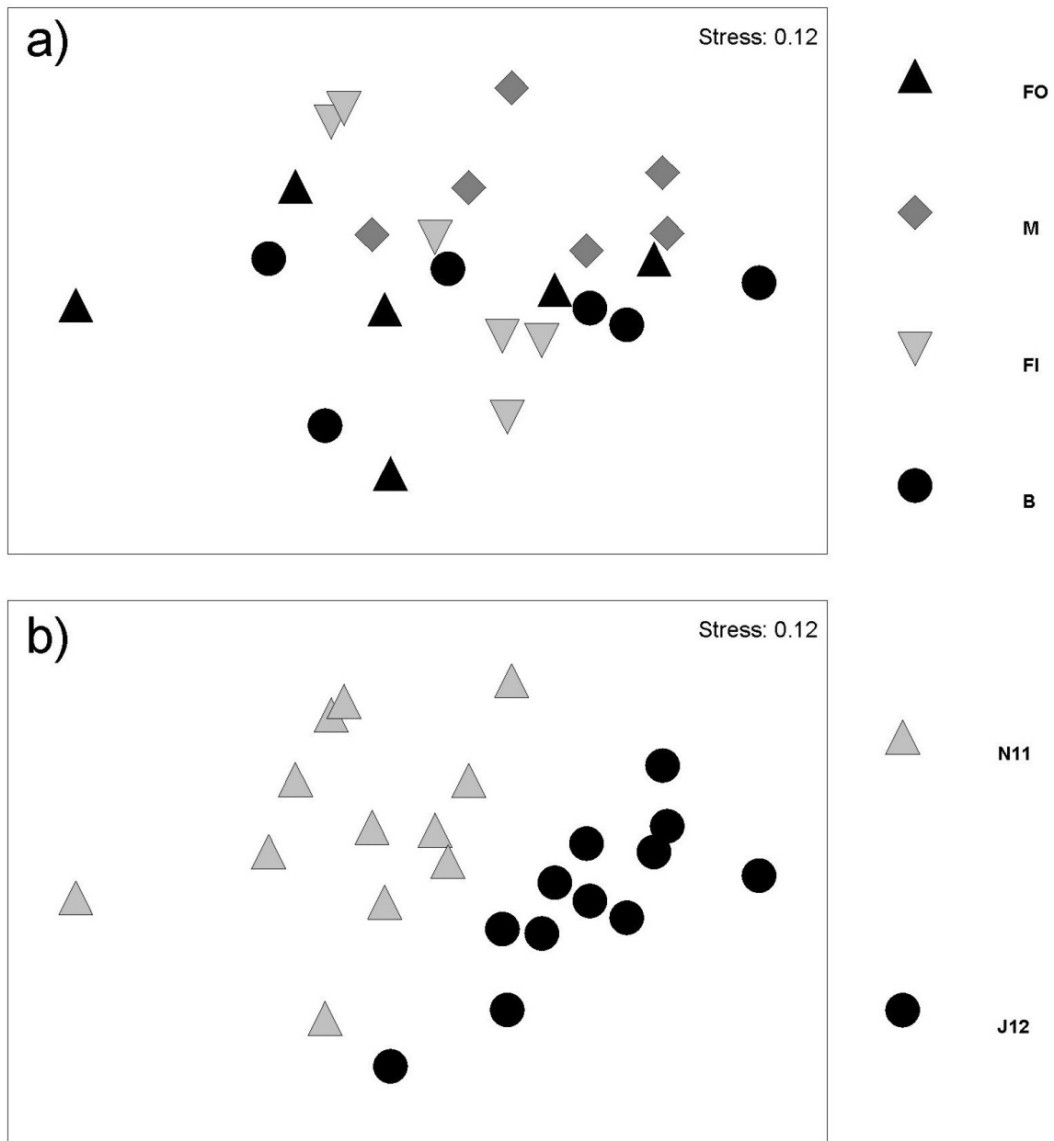


Figura 14: nMDS plot sulla comunità del meiobenthos. I simboli rappresentano le variazioni dei siti (a) o dei periodi (b). (Semprucci et al. 2015).

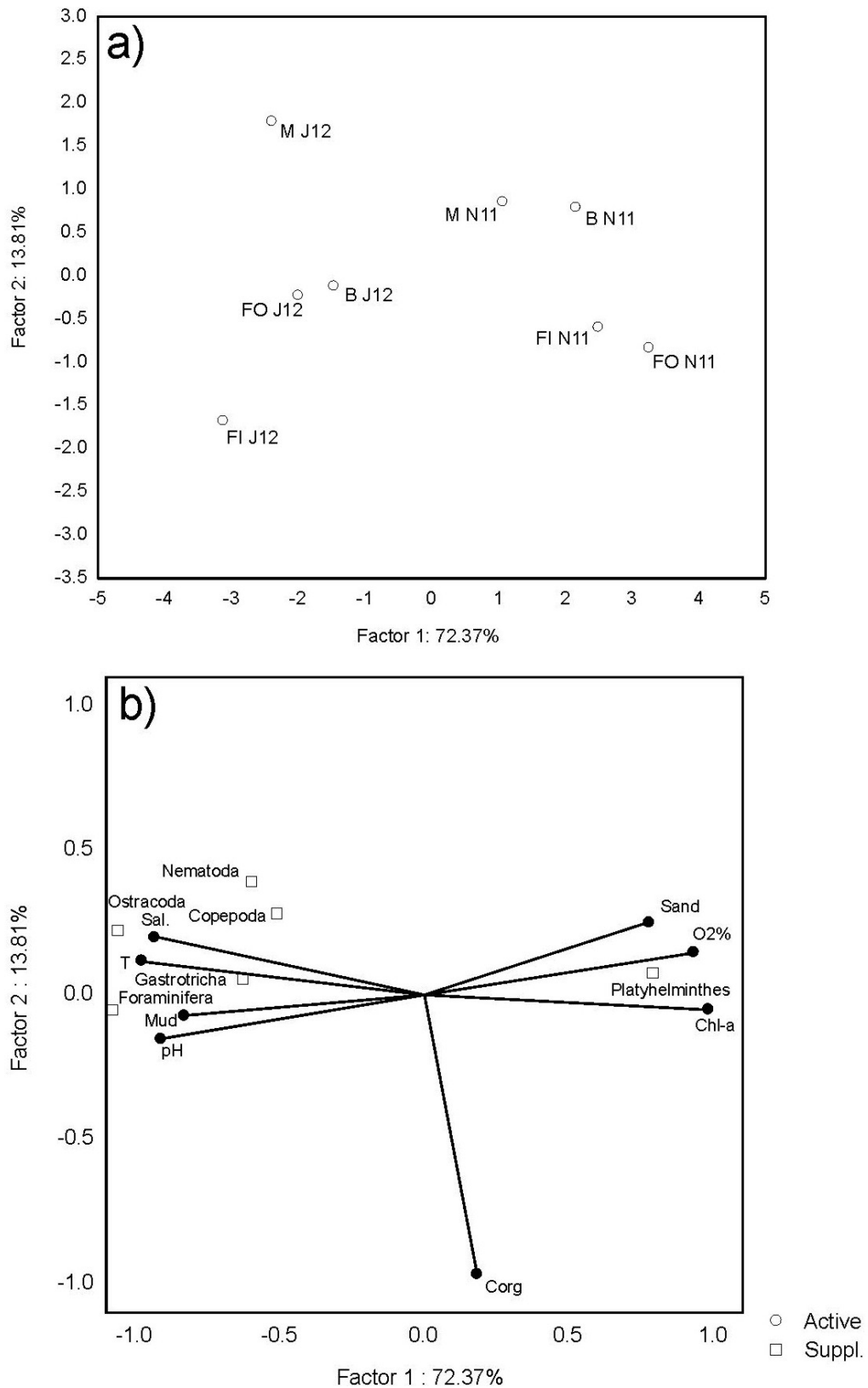


Figura 15: diagramma di dispersione della PCA effettuata sulle principali variabili ambientali. (a) proiezione dei casi utilizzati nei primi due fattori rilevati dalla PCA; (b) abbondanze relative dei principali *taxa* del meiobenthos che sono state proiettate come variabili supplementari senza contribuire al risultato dell'analisi; (c) abbondanze relative dei principali generi di nematodi che sono stati proiettati come variabili supplementari senza contribuire al risultato dell'analisi (Semprucci et al. 2015).



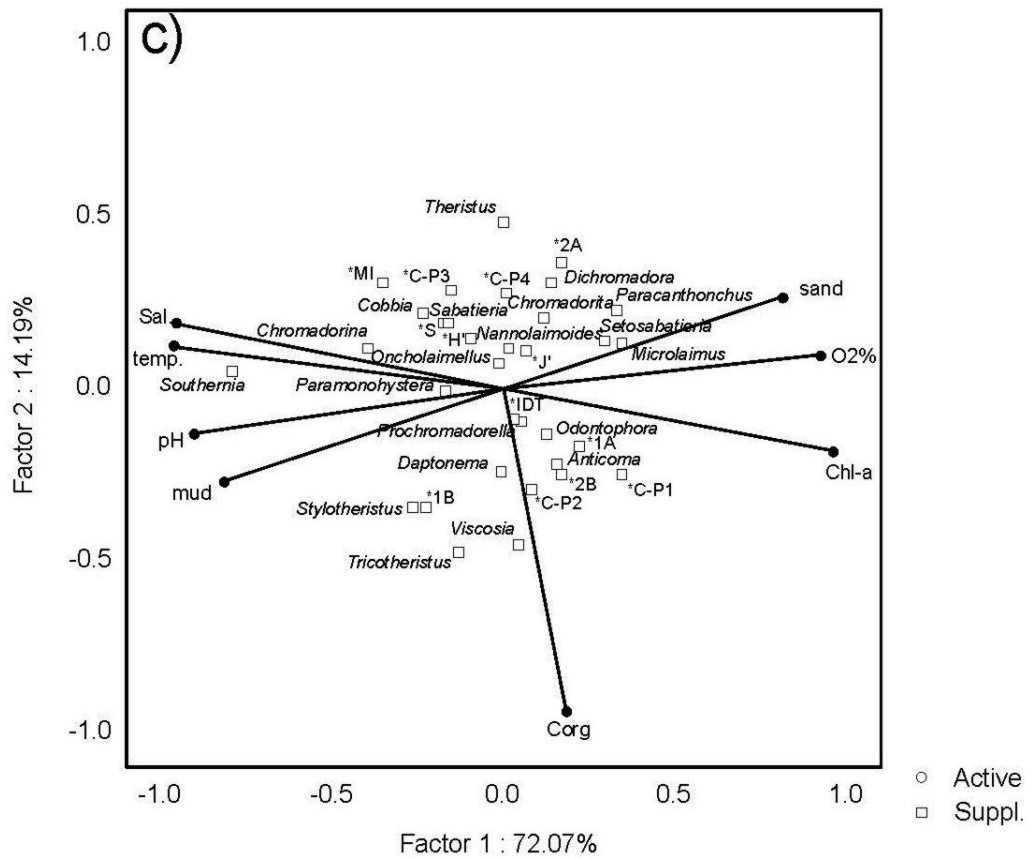


Figura 15: diagramma di dispersione della PCA effettuata sulle principali variabili ambientali. (a) proiezione dei casi utilizzati nei primi due fattori rilevati dalla PCA; (b) abbondanze relative dei principali *taxa* del meiobenthos che sono state proiettate come variabili supplementari senza contribuire al risultato dell'analisi; (c) abbondanze relative dei principali genere di nematodi che sono stati proiettati come variabili supplementari senza contribuire al risultato dell'analisi (Semprucci et al. 2015).

La comunità dei nematodi era costituita da 64 generi raggruppati in 22 famiglie (Tabella 5). La famiglia dominante era quella degli Xyalidae (42.6%), seguita dai Chromadoridae (14.6%), Comesomatidae (13.2%) e Axonolaimidae (11,9%). L'ANOSIM a 2 vie ha rilevato notevoli differenze sia tra i siti ( $R=0.42$ ;  $p<0.001$ ) che tra le stagioni ( $R=0.57$ ;  $p<0.001$ ); le maggiori differenze sono state però registrate tra le stagioni. Questo andamento è chiaramente mostrato anche dall'analisi nMDS (Figura 16). Osservando i confronti a coppie, le più alte differenze sono state registrate nei confronti di B *versus* FO ( $R=0,80$ ;  $p<0.01$ ), seguita da FI *versus* FO ( $R=0.65$ ;  $p<0.01$ ), M *versus* FO ( $R=0.33$ ;  $p<0.05$ ), M *versus* FI ( $R=0.33$ ;  $p<0.05$ ) e FI *versus* B ( $R=0.24$ ;  $p<0.05$ ). I generi che rappresentavano il 50% della comunità dei nematodi erano *Daptonema*, *Sabatieria*, *Tricotheristus*, *Odontophora* e *Cobbia* nel sito FI; *Daptonema*, *Dichromadora*, *Odontophora*, *Tricotheristus*, *Sabatieria* e *Prochromadorella* in B; *Odontophora*, *Daptonema*, *Sabatieria* e *Cobbia* nel sito FO; e *Daptonema*, *Cobbia*, *Odontophora*, *Prochromadorella*, *Dichromadora* e *Theristus* in M (SIMPER, 50%). In particolare, i generi di nematodi che maggiormente contribuivano a distinguere le comunità in FO per abbondanza erano *Ameira*, *Laophonte*, *Porcellidium* e *Wellsopsyllus*. Invece, *Anticoma*, *Stylotheristus*, *Viscosia* e *Theristus* contribuivano alle differenze tra FI e gli altri siti (SIMPER, 50%).

L'indice H' mostrava valori compresi tra  $3.46\pm 0.10$  (B, N11) e  $3.00\pm 0.03$  (FO, J12), mentre l'indice J variava da  $0.83\pm 0.09$  (B e M, N11) e  $0.75\pm 0.09$  (FI, N11 e FO, J12). Entrambi gli indici di diversità non hanno rivelato significative differenze nei confronti temporali e spaziali (ANOVA,  $p>0,05$ ).

MI mostrava il più alto valore in M J12 ( $2.29\pm 0.11$ ) e il più basso a FI N11 ( $2.09\pm 0.02$ ), tuttavia non sono state registrate significative differenze tra i fattori analizzati (ANOVA,  $p>0,05$ ).

In generale, la classe dominante dei colonizzatori/persistenti era la c-p 2 (in media 82%), seguita da c-p 3 (17%), c-p 4 (1%) e c-p 1 (0.1%). L'ANOVA ha rilevato significative differenze del c-p 1 tra i siti ( $F=3.77$ ,  $p<0,05$ ) e nell'interazione sito  $\times$  stagione ( $F=3.77$ ,  $p<0.05$ ). Ciò era dovuto alla presenza di c-p 1 solo nel sito FO durante N11 (Fig 17). La percentuale più alta di c-p 2 è stata ritrovata in FI N11 (91%), mentre la più bassa a M J12 (74%), ma nessuna differenza significativa è stata riscontrata (ANOVA). La classe c-p 3 ha mostrato le abbondanze più alte a M J12 (23%) e le più basse a FI N11 (7.9%). L'ANOVA ha mostrato significative differenze solo tra i siti ( $F=4.19$ ,  $p<0,05$ ). Nel dettaglio, il test di Tukey ha mostrato differenze significative tra i siti M *versus* FI con i valori più elevati rivelati nel primo sito. La classe c-p 4 era più abbondante in M e B, nel campione J12 (2.9% e 0.3%, rispettivamente) anche se non è stata rivelata nessuna differenza significativa (ANOVA). Considerando la struttura della comunità dei nematodi in relazione alle strategie di vita, nessuna differenza significativa è stata rilevata dall'ANOSIM.

Da un punto di vista trofico, la comunità dei nematodi era rappresentata principalmente dal gruppo 1B (60%), seguito dai gruppi 2A (35%), 1A (3%) e 2B (2%) (Fig. 18). Il gruppo 1A variava da 0,3% (B, N11) a 7% (FI, N11), 1B da 31% (M, N11) a 77% (FO, J12), 2A da 16% (FI, N11) a 66 % (M, N11) e 2B da 0,3% (FO e M, J12) a 3% (FO e B, N11). Considerando il gruppo trofico 1A era evidente una differenza significativa tra i siti ( $F=6.19$ ,  $p<0.01$ ), in particolare nel confronto FI *versus* B (Tukey's test  $p<0.01$ ). Il gruppo

1B era significativamente differente tra i siti ( $F=5.64$ ,  $p<0.01$ ) e tra le stagioni ( $F=11.42$ ,  $p<0.01$ ). Anche il confronto stagione  $\times$  sito mostrava significative differenze ( $F=3.44$ ,  $p<0.05$ ). Il gruppo 2A mostrava una tendenza simile con differenze significative tra i siti ( $F=16.33$ ,  $p<0.001$ ), e anche tra le stagioni ( $F=14.13$ ,  $p<0.01$ ) così come per le interazioni stagione  $\times$  sito ( $F=9.36$ ,  $p<0.01$ ). In particolare, il 2A mostrava i valori più elevati nei siti M e B in N11 (Tukey's test  $p<0.01$  e  $p<0.05$  rispettivamente). L'ITD mostrava valori da  $0.47\pm 0.03$  (B, N11) a  $0.64\pm 0.11$  (FO, J12), ma senza significative differenze (ANOVA,  $p>0.05$ ).

L'ANOSIM a 2 vie ha rilevato significative differenze nella struttura trofica delle comunità solo tra le stazioni ( $R=0.25$ ;  $p<0.01$ ). Nel dettaglio, i confronti a coppie hanno rivelato significative differenze solo tra FI *versus* B ( $R=0.50$ ;  $p<0.05$ ) e tra FI *versus* M ( $R=0.65$ ;  $p<0.05$ ), causati dalle maggiori abbondanze di 1A e 2B in FI. Quando i parametri dei generi dei nematodi sono stati inseriti nella PCA come variabili secondarie, solamente *Southernia* appariva chiaramente influenzata dalla PC1 ( $-0.78$ ), seguita da *Chromadorina* ( $-0.40$ ), MI ( $-0.35$ ), c-p 1 ( $+0.35$ ), *Microlaimus* ( $+0.34$ ) e *Paracanthochus* ( $+0.32$ ) (Figura 15 c). I generi descrittivi dei nematodi maggiormente influenzati nella PC2 erano *Theristus* ( $+0.48$ ), *Tricotheristus* ( $-0.48$ ), *Viscosia* ( $-0.45$ ), 2° ( $0.37$ ), 1B ( $-0.34$ ), *Stylotheristus* ( $-0.34$ ), MI ( $0.31$ ) e *Dichromadora* ( $0.31$ ).

Infine, applicando la classificazione della qualità ecologica basata sulle comunità dei nematodi, l'area di studio è risultata rientrare all'interno delle classi dell'EcoQ da 'scarsa' a 'cattiva' (Figura 11).

Tabella 5: Lista dei generi di nematodi rinvenuti in ogni stazione.

	<b>FI</b>	<b>B</b>	<b>FO</b>	<b>M</b>	<b>FI</b>	<b>B</b>	<b>FO</b>	<b>M</b>
	<b>N11</b>	<b>N11</b>	<b>N11</b>	<b>N11</b>	<b>J12</b>	<b>J12</b>	<b>J12</b>	<b>12</b>
<i>Amphimonhystera</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33
<i>Anticoma</i>	6.45	0.34	0.44	0.33	2.03	0.33	0.66	1.31
<i>Ascolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.00	0.33
<i>Axonolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33
<i>Bathyeurystomina</i>	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Chaetonema</i>	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.33
<i>Chromadora</i>	0.00	1.43	0.00	0.33	0.00	0.67	0.00	0.00
<i>Chromadorella</i>	0.64	0.00	0.44	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00
<i>Chromadorina</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68	2.67	0.66	0.99
<i>Chromadorita</i>	0.98	4.51	2.74	6.74	1.34	4.00	0.00	1.31
<i>Cobbia</i>	2.95	3.17	13.29	7.74	7.40	5.33	9.28	17.78
<i>Comesa</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00
<i>Daptonema</i>	36.30	21.52	14.24	11.59	20.88	35.33	18.35	14.18
<i>Dichromadora</i>	2.92	9.50	3.51	18.93	1.01	10.00	0.99	1.66
<i>Diplolaimelloides</i>	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Disconema</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00
<i>Eleutherolaimus</i>	0.66	0.67	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Eumorpholaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.34	0.00
<i>Gammarinema</i>	0.00	0.00	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gnomoxyala</i>	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphionchus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00
<i>Halalaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00
<i>Laimella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33
<i>Linhomoeidae sp.</i>	0.00	0.00	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Linhomoeus</i>	0.00	0.33	0.00	0.00	0.34	0.67	0.34	1.33
<i>Linhystra</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33
<i>Longicyatholaimus</i>	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Megadesmolaimus</i>	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Mesacanthion</i>	0.64	0.34	0.00	0.74	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Metacyatholaimus</i>	0.32	0.00	0.00	0.00	0.68	0.00	0.34	0.00
<i>Metalinhomoeus</i>	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.34	0.33
<i>Metasabatieria</i>	0.32	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00
<i>Microlaimus</i>	0.97	16.43	14.39	20.44	3.37	1.00	0.67	1.67
<i>Molgolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00
<i>Monhysterida</i>	0.00	0.00	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nannolaimoides</i>	0.65	3.89	0.00	3.67	4.01	1.67	1.98	1.64
<i>Nannolaimus</i>	0.33	0.00	0.69	0.00	1.01	0.67	0.34	0.00
<i>Neotonchus</i>	0.00	0.41	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.33
<i>Odontophora</i>	8.48	11.29	22.68	4.74	9.73	5.67	18.90	12.53
<i>Oncholaimellus</i>	0.00	0.34	2.13	0.33	0.00	0.67	1.33	1.31
<i>Oncholaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33

	<b>FI N11</b>	<b>B N11</b>	<b>FO N11</b>	<b>M N11</b>	<b>FI J12</b>	<b>B J12</b>	<b>FO J12</b>	<b>M 12</b>
<i>Paracanthochus</i>	1.30	3.52	0.44	2.04	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Paracomesoma</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32
<i>Paralinhomoeus</i>	0.00	0.67	0.44	0.33	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Paramesacanthion</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00
<i>Paramonohystera</i>	0.00	0.00	0.33	0.67	0.00	0.00	4.35	0.00
<i>Pomponema</i>	0.33	0.68	0.44	0.70	0.33	0.00	0.00	0.00
<i>Prochromadorella</i>	5.18	4.00	4.07	5.48	5.09	5.00	4.61	3.63
<i>Sabatieria</i>	14.04	7.67	9.81	3.00	9.08	4.00	27.20	23.12
<i>Scaptrella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00
<i>Setosabatieria</i>	1.29	0.74	1.03	0.67	0.00	0.33	0.00	1.00
<i>Southernia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	1.34	0.00	1.00	2.61
<i>Sphaerolaimus</i>	0.33	0.41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Spilophorella</i>	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Spirinia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00
<i>Stephanolaimus</i>	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stylotheristus</i>	1.29	0.41	3.35	1.00	7.08	3.67	5.35	2.66
<i>Terschellingia</i>	0.00	0.00	0.33	0.33	0.00	0.00	0.33	0.00
<i>Theristus</i>	3.26	2.52	0.68	4.37	1.34	1.67	0.66	5.62
<i>Trefusia</i>	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tricotheristus</i>	7.79	4.45	0.00	4.11	19.54	12.33	0.33	1.00
<i>Vasostoma</i>	0.00	0.00	0.00	0.67	0.33	0.33	0.00	0.33
<i>Viscosia</i>	0.96	0.41	0.79	0.70	1.35	0.67	0.33	0.00
<i>Xenella</i>	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

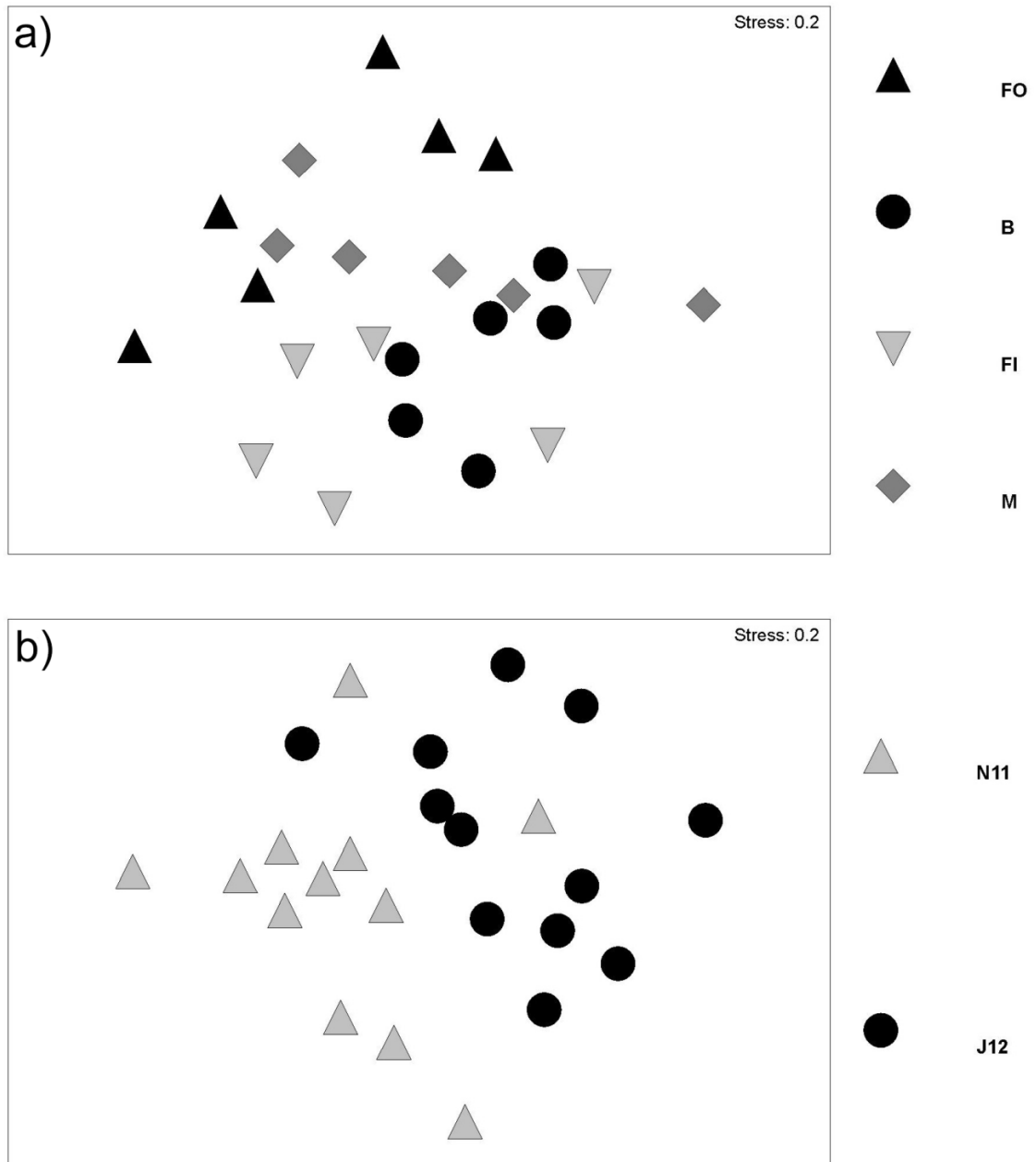


Figura 16: nMDS plot sulla comunità a nematodi. I simboli rappresentano le variazioni dei siti (a) o dei periodi (b). (Semprucci et al. 2015).

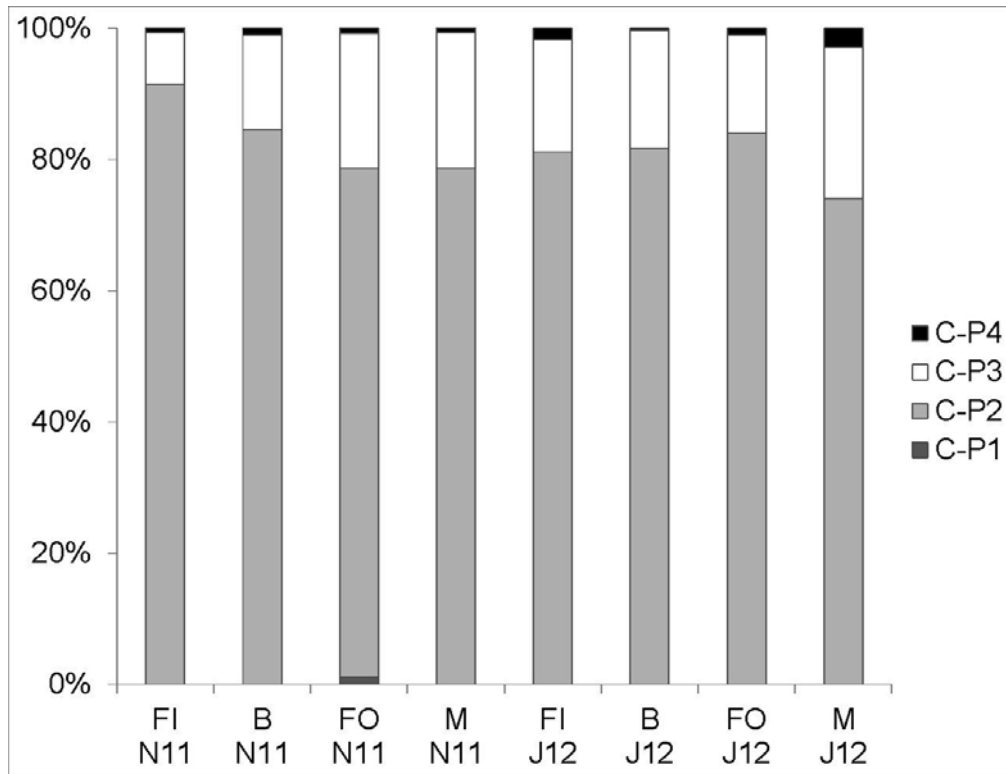


Figura 17: Percentuale delle specie colonizzatori-persistenti (c-p) in ciascun sito di campionamento (Semprucci et al. 2015).

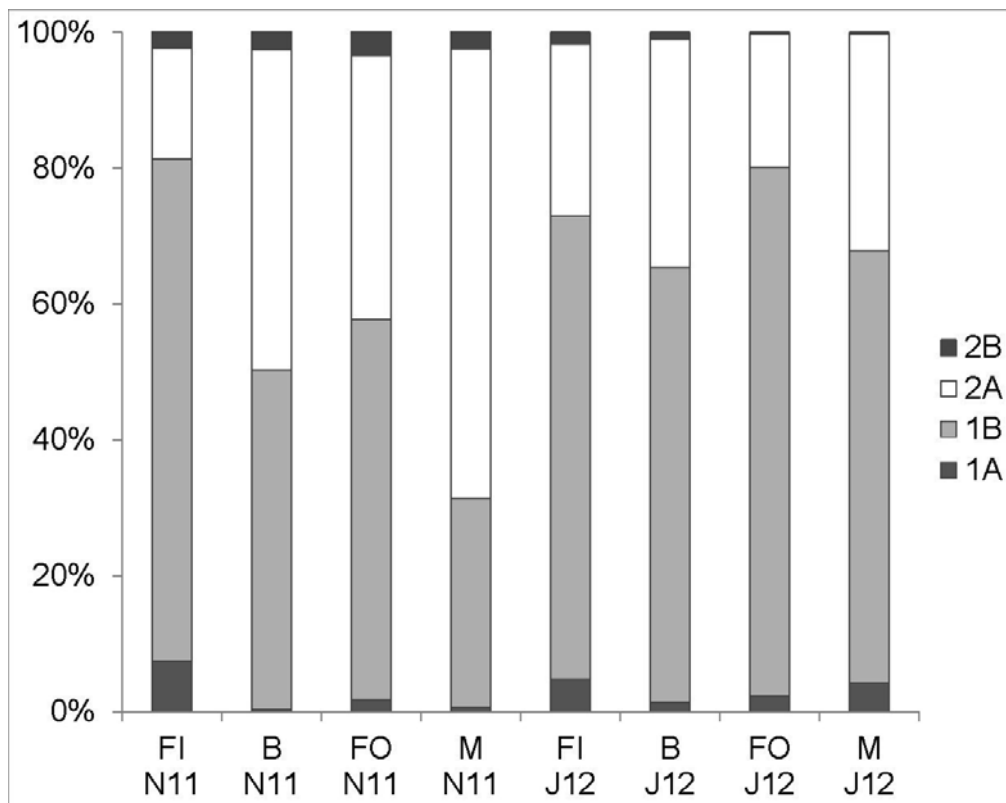


Figura 18: Percentuale dei gruppi trofici dei nematodi rilevati in ciascun sito di campionamento . (Semprucci et al. 2015).

### 3.4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le Direttive Europee (*Water Framework Directive* e *Marine Strategy Framework Directive*) sono l'insieme di regolamentazioni a difesa dei sistemi marini e la principale sfida per la comunità scientifica è quella di tradurre i loro principi in approcci realistici e accurati (Van Hoey et al. 2010). La funzionalità del fondale marino dovrebbe essere ad un livello tale da garantire che la struttura e la funzione degli ecosistemi sia salvaguardata e che quindi gli ecosistemi bentonici non siano pregiudicati. Tra i descrittori di un buono stato di salute ambientale possono essere incluse le comunità meiobentoniche, che sono in grado di riflettere una grande varietà di fenomeni che si verificano negli *habitat* marini (Vanaverbeke et al. 2011).

Sulla base della PCA, è l'influsso fluviale correlato alla stagionalità ad esercitare il maggiore impatto nell'area di studio (PC1). In particolare la variabile principale a determinare ciò è stata la concentrazione di Chl-*a*, insieme con temperatura, salinità, e contenuto in O<sub>2</sub>%. Lo scarico da parte dei fiumi di sostanze nutritive verso il mare è stato probabilmente il responsabile della fioritura microalgale e del successivo picco di Chl-*a* che potrebbe essere interpretato come la prova di fenomeni di eutrofizzazione che si sono verificati durante N11. Questa ipotesi è sostenuta anche dal rilevamento di bassi valori di salinità (ingressi di acqua dolce) durante questo periodo, in particolare in FO e FI. Inoltre, il verificarsi durante N11 di bassi valori di salinità sia nel punto di campionamento che al largo di Fiorenzuola di Focara potrebbe suggerire l'esistenza di una influenza del fiume Po. Infatti, la circolazione costiera del Mare Adriatico trasporta le acque verso Nord, mentre le correnti termoaline generali del Mare Adriatico occidentale scorrono verso Sud (vedi Semprucci et al. 2010 per maggiori dettagli). Di conseguenza, il fiume Tavollo, localizzato poco più a Nord dell'area di studio, non può esercitare una forte influenza sul sito FI, così come il fiume Foglia non può essere la fonte di disturbo dello stesso sito, essendo la sua portata non abbastanza forte da raggiungere FI (Semprucci et al. 2013a).

La mineralogia delle argille dei campioni in esame fornisce informazioni aggiuntive riguardanti la provenienza principale delle particelle di detrito così come ci dà informazioni riguardo le principali fonti di disturbo. Le particelle di minerali argillosi potrebbero derivare sia dai corsi d'acqua locali lungo la costa, che dal fiume Po, il principale affluente del Mare Adriatico. L'influenza dei fiumi costieri può essere molto importante in quanto essi forniscono elevati contributi di sedimento fine al mare Adriatico, anche se i loro bacini imbriferi sono piuttosto piccoli (Frignani et al. 1992; Milliman e Syvitski 1992; Sorgente 1999; Tomadin 2000). Studi precedenti hanno rivelato che questi fiumi costieri hanno sedimenti arricchiti in smectite, componente che è quindi distribuita lungo la costa in direzione Sud-Est. Questi sedimenti ricchi di smectite sono probabilmente trasportati verso le parti più profonde del bacino determinando un aumento della torbidità dell'acqua (Franco et al. 1982; Tomadin 2000). Al contrario, il fiume Po fornisce principalmente illite e clorite che derivano da processi di erosione fisica delle Alpi (Chamley 1989). La composizione delle argille dei campioni in esame, dominati da smectite, indica che i fiumi costieri sono i principali fornitori di sedimenti argillosi, con un piccolo contributo da parte del fiume Po, come rivelato dalla presenza nei sedimenti studiati di illite e clorite. Anche il rapporto I/S (Tabella 3) conferma che i fiumi costieri hanno una maggiore influenza lungo la costa (I/S=0.48 in media) in quanto il *plume* di distribuzione del fiume Po è solitamente caratterizzato da un più alto rapporto I/S, superiore a 3.5 (Combourieu-Nebout et al. 2013). Il rapporto I/S di 0.54 (appena superiore



la media  $\pm$  la deviazione standard) suggerisce un'influenza leggermente maggiore del fiume Po rispetto agli afflussi locali solamente in FI durante N11.

Nell'area di studio, fenomeni di eutrofizzazione e di produzione elevata di mucillagini correlati al fiume Po sono stati già documentati da Penna et al. (2004). Degno di nota è che i livelli di Chl-*a* registrati in N11 possono classificare lo stato di quest'area in base all'EcoQ come “*alerting*” in accordo con Marin et al. (2008). Comunque, lo scarico a mare di altre sostanze nocive da parte dei fiumi potrebbe esercitare un effetto sinergico come riportato da Semprucci et al. (2010). Considerando il secondo fattore (PC2, Corg) della PCA, è evidente come i livelli relativamente alti di OM siano correlati ai siti FI e FO in N11, seguiti dagli stessi in J12.

Applicando la classificazione di EcoQ sulla base della ricchezza tassonomica della meiofauna (Danovaro et al. 2004), l'area di studio mostra la peggiore classe EcoQ a FI e FO durante N11. L'analisi statistica effettuata sulla comunità meiobentonica sottolinea una grande differenza nella struttura delle comunità in relazione ai periodi di campionamento, confermando gli effetti rilevanti del fiume Foglia e del fiume Po anche sul meiobenthos. Gli effetti del fiume Po sulle comunità meiobentoniche dei sedimenti costieri del Mare Adriatico Centrale sono stati documentati anche da Danovaro et al. (2000b). In effetti questi Autori sottolineavano un cambiamento dell'abbondanza, della ricchezza e della struttura delle comunità dovuta gli *input* del fiume Po, che favoriva un accumulo di fitodetriti e una conseguente risposta negli organismi procarioti del benthos. Gli Autori sopraccitati tuttavia, hanno documentato una influenza del fiume Po in aree a profondità più elevate (da 15 a 60 m) di quella relativa a questo studio, secondo il quale invece il disturbo potrebbe essere ancora più vicino alla costa.

Tra i *taxa* meiobentonici che risultavano maggiormente influenzati dalla stagionalità c'erano i foraminiferi e gli ostracodi (entrambi condizionati negativamente) e i platelminti (condizionati positivamente). Questo risultato è in accordo con la relazione inversa riportata in letteratura tra i *taxa* dei foraminiferi e degli ostracodi in relazione alla quantità di nutrienti (Widbom e Elmgren 1988; Sundelin e Elmgren 1991; Gomez-Nogueira e Hendrickx 1997; Fabbrocini et al. 2005; Semprucci et al. 2013b). I platelminti, che generalmente sono un *taxon* sensibile, sembravano più correlati alla granulometria del sedimento piuttosto che all'aumento di Chl-*a*, essendo generalmente più abbondanti in substrati sabbiosi (Martens e Schockaert 1986). Tutti i *taxa* meiobentonici mostravano basse abbondanze nei siti FI e FO. L'unica eccezione è stata riscontrata per i nematodi che nel sito FI avevano un'abbondanza elevata: i nematodi sono molto ben noti per resistere in ambienti con cattive condizioni ecologiche (Moreno et al. 2011; Balsamo et al. 2012). Tutti i *taxa* del meiobenthos mostravano una correlazione negativa con la Chl-*a*, in particolare copepodi, nematodi, foraminiferi, gastrotrichi e ostracodi. Questa tendenza è in accordo con le informazioni che si hanno su alcuni *taxa* quali ad esempio i copepodi, che sono generalmente più abbondanti in *habitat* incontaminati e tendono a diminuire invece dove si vengono a creare situazioni di stress quali fenomeni di eutrofizzazione (Coull e Chandler 1992; Lee et al. 2001; McLachlan e Brown 2006; Ansari et al. 2013). I nematodi invece non seguono solitamente la tendenza osservata qui in caso di fenomeni eutrofici, tuttavia, la loro abbondanza in seguito a scarico delle acque reflue o arricchimento organico non sempre dà risultati univoci (Sandulli e De Nicola-Giudici 1990, 1991; Coull e Chandler 1992; Schratzberger e Warwick 1998; Frascetti et al. 2006; Schratzberger et al. 2008; Armenteros et al. 2010).

Nell'area di studio le famiglie e generi di nematodi ritrovati con maggiore abbondanza sono rappresentativi delle comunità tipiche dell' Adriatico Centro Settentrionale (Travizi e Vidakovic 1997; Semprucci 2013; Semprucci et al. 2010, 2013a) che possono essere considerate iso-comunità di sedimenti fangosi (Heip et al. 1985). Il livello complessivo della biodiversità è risultato comparabile con quello riportato da precedenti studi (Semprucci et al. 2010, 2013a). Così come per le comunità meiobentoniche complessive, le analisi statistiche hanno documentato una maggiore differenza tra le stagioni piuttosto che tra i siti, dimostrando che gli scarichi fluviali influenzano anche la comunità dei nematodi. Vale la pena notare che la comunità della meiofauna sembrava dare una risposta più netta rispetto ai nematodi, agli influssi fluviali, essendo alcuni *taxa* molto sensibili all'innalzamento dei valori di Chl-*a*. Questo potrebbe suggerire che il meiobenthos (ad elevati livelli tassonomici) potrebbe essere un buono strumento per analizzare la risposta a breve termine a fenomeni di eutrofizzazione, come anche sottolineato da Carriço et al. (2013). Quindi, indagini periodiche del meiobenthos potrebbero essere sufficienti per rilevare l'impatto fluviale e questo sarebbe un grande vantaggio che renderebbe più semplici e veloci i protocolli di studio, se comparati all'analisi a livello di specie.

Analizzando le comunità dei nematodi e le loro differenze tra i diversi siti, si osserva come studi ad approfondito livello tassonomico possano dare utili informazioni sulla risposta delle comunità bentoniche all'impatto umano a lungo termine. La comunità dei nematodi è risultata essere principalmente caratterizzata da *Odontophora*, *Sabatieria* e *Daptonema*, generi tipici di sedimenti fini o fangosi lungo le coste adriatiche, e considerati come colonizzatori opportunisti (Sommerfield et al. 1994; Steyaert et al. 1999; Schratzberger et al. 2006; Hedfi et al. 2007; Armenteros et al. 2009; Moreno et al. 2009, 2011; Van Colen et al. 2009). Nel dettaglio, le più grandi differenze nella struttura della comunità sono state rilevate nel sito FO, ed erano principalmente dovute a *Paramonohystera*, *Stylotheristus*, *Oncholaimellus*, *Viscosia* e *Sabatieria*. I generi *Paramonohystera*, *Stylotheristus* e, in misura minore, *Cobbia* (Xyalidae) sono stati precedentemente documentati in Baia Flaminia, un sito disturbato in prossimità del porto di Pesaro (Semprucci et al. 2013a), e anche alla foce del fiume Foglia (FO), dove il livello di disturbo era chiaramente visibile (Semprucci et al. 2010). Il genere *Oncholaimellus* è riportato in letteratura sia come specie opportunistica che sensibile (Danovaro et al. 1995b; Hedfi et al. 2007; Mahmoudi et al. 2007; Beyrem et al. 2011; Moreno et al. 2011), quindi, il suo uso come bioindicatore di contaminazione può essere talvolta problematico (Losi et al. 2013). Ciò è in relazione al fatto che gli Oncholaimidae combinano caratteristiche tipiche delle specie persistenti (basso potenziale riproduttivo, lunghi tempi di generazione, poche uova) e allo stesso tempo delle specie colonizzatrici (persistenza in ambienti eutrofizzati e fortemente stressati) (Bongers et al. 1991). In questo studio, *Oncholaimellus* non ha mostrato nessuna correlazione con la percentuale di Corg ma è stato osservato un *trend* inverso alla percentuale di O<sub>2</sub>. Un altro genere degli Oncholaimidae, *Viscosia*, ha mostrato una risposta più coerente. Questo genere, trovato principalmente nei siti disturbati FO e FI, è riportato in letteratura come un *taxon* tollerante a idrocarburi, metalli pesanti e arricchimento organico legato anche a fenomeni di eutrofizzazione (Danovaro et al. 1995b; Beyrem et al. 2011; Carriço et al. 2013; Semprucci et al. 2013a). *Viscosia* è risultato infatti particolarmente correlato alla percentuale di Corg insieme con i depositori non selettivi *Stylotheristus*, *Tricotheristus* e *Daptonema* (Xyalidae). Invece, i generi che maggiormente contribuivano a distinguere il sito FI, erano, per abbondanza, *Anticoma*, *Stylotheristus*, *Viscosia* e *Theristus*, tutti generi considerati da molto a moderatamente tolleranti (Millward

e Grant 1995; Gyedu-Ababio et al. 1999; Moreno et al. 2008, 2011). Osservando i risultati della PCA, solamente *Microlaimus* e *Paracanthonus* sembravano essere leggermente positivamente correlati con l'aumento di Chl-*a*: *Microlaimus* è riportato da alcuni autori come altamente tollerante a contaminazione da idrocarburi e metalli pesanti (Gyedu-Ababio e Baird 2006; Van Gaever et al. 2009; Losi et al. 2013), ma Moreno et al. (2011) hanno documentato una generale sensibilità di questo genere nelle coste basse del Mar Mediterraneo. Il solo genere chiaramente negativamente correlato alla Chl-*a* era *Southernia*, probabilmente a causa della sua affinità per i sedimenti fangosi nei quali, come depositore selettivo, può trovare elevate risorse trofiche come batteri (Heip et al. 1985; Warwick et al. 1998); può essere ipotizzata una sensibilità alla Chl-*a* di questo genere. In B e M sono state registrate elevate percentuali di *Odontophora*, *Sabatieria* e *Daptonema*, ma allo stesso tempo è stato rilevato un aumento dei Chromadoridae e Cyatholaimidae. Questi possono essere considerati *taxa* da moderatamente opportunisti a sensibili (Boucher 1980; Moreno et al. 2011) e la loro posizione opposta rispetto al Corg nella PCA potrebbe confermare questo comportamento.

Le caratteristiche biologiche (c-p) dei nematodi sembravano riassumere perfettamente le condizioni ecologiche dell'area di studio così come anche la struttura tassonomica della comunità. Infatti, i c-p 1 (colonizzatori estremi) e i c-p 2 (colonizzatori moderati) sembravano positivamente correlati rispettivamente alla Chl-*a* e al Corg. Bongers et al. (1991) hanno riportato una elevata abbondanza di questi ultimi in *habitat* stressati e in particolare con condizioni eutrofiche, che è in linea con le loro elevate percentuali osservate durante N11, specialmente nei siti FI e FO. L'indice MI così come l'andamento delle classi c-p 3 (colonizzatori intermedi) e c-p 4 (specie persistenti) hanno rivelato un *trend* opposto in rapporto sia alla Chl-*a* che al Corg, mostrando che la strategia riproduttiva dei nematodi può essere fortemente influenzata dagli scarichi fluviali. In contrasto, l'indice ITD non mostrava nessuna correlazione, confermando, come suggerito da Moreno et al. (2011) e da Alves et al. (2013), di non essere un indice adatto a registrare l'impatto antropico sui nematodi. L'unico gruppo trofico che ha dato utili informazioni è stato il 2A, che era maggiormente correlato alla frazione sabbiosa e negativamente influenzato dalla sostanza organica, mentre i depositori (1A+1B) seguivano negli andamenti l'innalzamento del Corg (Semprucci e Balsamo 2012). Il gruppo trofico 2B sembrava seguire questo ultimo parametro, ma ciò è probabilmente da riferirsi all'abilità degli Oncholaimidae, come predatori facoltativi, di trarre vantaggio anche dal deposito di detrito (Moens e Vincx 1997). Né dall'ANOVA né dai risultati della PCA sono state ottenute significative informazioni per quel che riguarda gli indici di diversità.

Applicando la classificazione di EcoQ basata sui limiti suggeriti da Moreno et al. (2011) e integrati da Semprucci et al. (2014a, b), l'area di studio ricadeva all'interno delle classi ecologiche da 'scarsa' a 'cattiva', mettendo in evidenza le stesse tendenze osservate riguardo le comunità meiobentoniche.

Da questo studio si evince come l'utilizzo del meiobenthos (anche ad elevati livelli tassonomici), possa essere un buon strumento d'indagine sulla risposta a breve termine all'eutrofizzazione. Quindi, indagini periodiche sul meiobenthos potrebbero essere sufficienti per rilevare l'impatto fluviale su un ecosistema marino e potrebbero vantaggiosamente permettere l'utilizzo di protocolli di studio più semplici e rapidi rispetto alle indagini specifiche effettuate sui singoli *taxa*.

Questa indagine documenta come sia le comunità meiobentoniche che le comunità dei nematodi dell'area di studio, siano soggette ai disturbi antropici principalmente dovuti agli afflussi dei fiumi locali e secondariamente all'influsso del fiume Po. Si può quindi affermare che quest'ultimo possa esercitare un forte disturbo sulle comunità meiobentoniche anche a distanza relativamente vicina alla costa marchigiana, e non solo a più elevate profondità come era già stato documentato nell'Adriatico Centrale.

Applicando i valori che vengono attualmente utilizzati per le comunità meiobentoniche e per i nematodi, l'area di studio ricade all'interno delle classi EcoQ da 'scarso' a 'sufficiente' e da 'scarso' a 'cattivo' rispettivamente per il meiobenthos e per i nematodi. Le comunità del meiobenthos e dei nematodi sembrano quindi rispondere in maniera differente alle forme di disturbo. L'utilizzo del meiobenthos anche ad elevati livelli tassonomici sembra dare una risposta più precisa se applicato a risposte a breve termine, mentre i nematodi possono essere utili se si considerano risposte a più lungo termine. Tra i singoli descrittori per la valutazione della qualità dei sedimenti e dell'ambiente, lo strumento più informativo è risultato essere la strategia di vita dei nematodi, che si è rivelata in grado di dare una maggiore corrispondenza con le variabili ambientali ed in particolare con i fattori di stress.

## CAPITOLO 4

### 4. IL MEIOBENTHOS DI FONDI DURI: UN CASO STUDIO NEL MAR LIGURE

#### 4.1. INQUADRAMENTO GEOGRAFICO E AREA DI STUDIO

Il Mar Ligure è un bacino con una profondità massima di 2850 m, che si trova nel settore più settentrionale del Mediterraneo occidentale; si estende tra la Liguria e la Corsica, è collegato al Mediterraneo tramite il Golfo del Leone e mostra peculiari caratteristiche idrodinamiche e meteo-oceanografiche (Astraldi et al. 1995). Le coste del Mar Ligure sono tra le più urbanizzate e industrializzate tra le coste italiane a causa della presenza di innumerevoli attività antropiche.

La circolazione costiera di questo mare è parte della generale circolazione ciclonica del Mediterraneo (Castellari et al. 2000; Molcard et al. 2002) e aiuta a mantenere la media della temperatura superficiale delle acque inferiore a quella dei mari adiacenti. La flora e la fauna del Mar Ligure sono caratterizzate da una marcata riduzione degli elementi subtropicali e dalla presenza di specie tipiche di acque temperate fredde che sembrano mancare altrove (Astraldi et al. 1995). Lungo il litorale è presente una corrente costiera che segue approssimativamente le isobate della piattaforma continentale e della scarpata in direzione SudEst-NordOvest e che appare molto consistente soprattutto in inverno. La circolazione dell'acqua nella zona ha un tipico andamento ciclonico: le acque provenienti dai lati Est ed Ovest della Corsica si uniscono a formare la cosiddetta corrente costiera ligure, che muovendosi parallela alla linea di riva, fluisce verso il Golfo del Leone (Esposito e Manzanella 1982; Astraldi e Manzella 1983; Astraldi e Gasparini 1986a, b; Doglioli et al. 2004).

L'area di studio si trova nella parte orientale dell'area marina protetta (MPA) del promontorio di Portofino, situato 25 km ad Est del porto di Genova. I fondali rocciosi che circondano la penisola sono costituiti da ripidi pendii interrotti da piccole grotte sottomarine e canyon. La presenza di particolari strutture geomorfologiche, l'assenza di grandi fiumi e le condizioni idrodinamiche, prevengono un significativo trasporto di sedimenti, favorendo valori bassi di torbidità e alte concentrazioni di ossigeno nelle acque adiacenti e permettendo lo sviluppo di un ambiente ricco e molto diversificato (Salmona e Verardi 2001). Le caratteristiche sedimentologiche dell'area sono essenzialmente determinate dal fiume Entella che sfocia a meno di un miglio ad Est del Promontorio di Portofino ed i cui apporti tendono a fornire ingenti quantità di sedimento fine lungo il versante orientale del Promontorio.

I campionamenti sono stati eseguiti durante l'estate 2012 (S) e l'inverno 2013 (W), in collaborazione con l'Università degli Studi di Genova, in due siti localizzati lungo il promontorio di Portofino: Paraggi (P) e Aurora (A). I campioni sono stati prelevati su pareti verticali, cioè con pendenze superiori ai 65° (1) e su pareti inclinate (2) a tre diverse profondità: 5 (a), 10 (b) e 20 (c) m. Lungo le pareti verticali sono stati prelevati campioni a profondità di 5 e 10 m (Figure 19 e 20; Tabella 6).

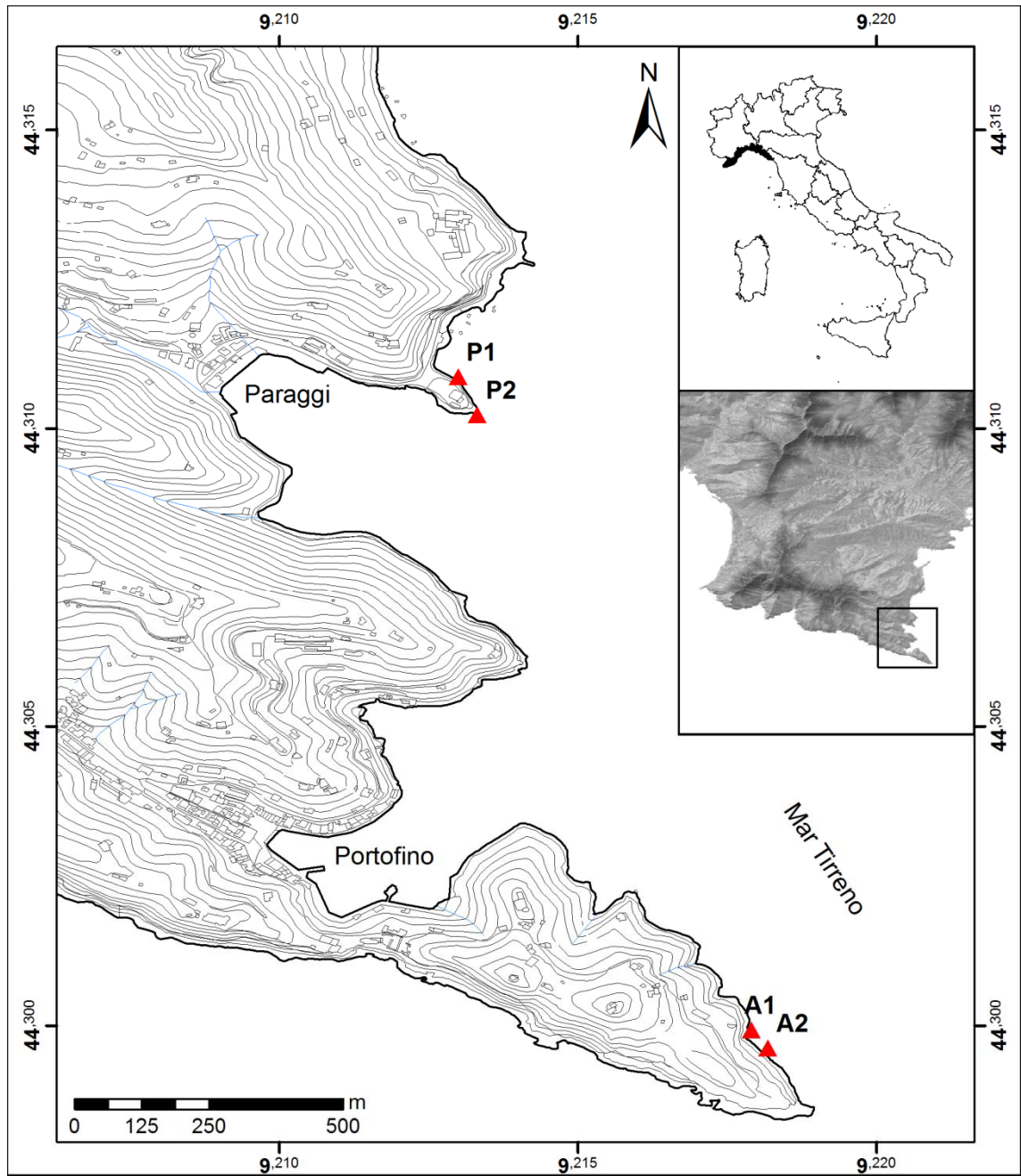


Figura 19: Area di studio della meiofauna di fondi duri.

Tabella 6: Codifica delle stazioni di campionamento dei substrati rocciosi in relazione alla stagione di prelievo.

<b>ID stazioni</b>	<b>Sito</b>	<b>Inclinazione</b>	<b>Profondità (m)</b>	<b>Stagione e anno</b>
<b>P1a S</b>	Paraggi	Verticale	5	Estate 2012
<b>P2a S</b>	Paraggi	Inclinato	5	Estate 2012
<b>P1b S</b>	Paraggi	Verticale	10	Estate 2012
<b>P2b S</b>	Paraggi	Inclinato	10	Estate 2012
<b>P2c S</b>	Paraggi	Inclinato	20	Estate 2012
<b>A1a S</b>	Aurora	Verticale	5	Estate 2012
<b>A2a S</b>	Aurora	Inclinato	5	Estate 2012
<b>A1b S</b>	Aurora	Verticale	10	Estate 2012
<b>A2b S</b>	Aurora	Inclinato	10	Estate 2012
<b>A2c S</b>	Aurora	Inclinato	20	Estate 2012
<b>P1a W</b>	Paraggi	Verticale	5	Inverno 2013
<b>P2a W</b>	Paraggi	Inclinato	5	Inverno 2013
<b>P1b W</b>	Paraggi	Verticale	10	Inverno 2013
<b>P2b W</b>	Paraggi	Inclinato	10	Inverno 2013
<b>P2c W</b>	Paraggi	Inclinato	20	Inverno 2013
<b>A1a W</b>	Aurora	Verticale	5	Inverno 2013
<b>A2a W</b>	Aurora	Inclinato	5	Inverno 2013
<b>A1b W</b>	Aurora	Verticale	10	Inverno 2013
<b>A2b W</b>	Aurora	Inclinato	10	Inverno 2013
<b>A2c W</b>	Aurora	Inclinato	20	Inverno 2013



Figura 20: Immagini fotografiche delle stazioni di campionamento nell'area di studio: a), c) Paraggi; b), d) Aurora.



## 4.2. MATERIALE E METODI

### 4.2.1. *Tecniche di campionamento, trattamento dei campioni e rilevamento dei fattori abiotici*

I campionamenti per il meiobenthos di fondo duro sono stati effettuati da operatori subacquei con attrezzatura ARA, mediante l'ausilio di una sorbona, un campionatore subacqueo ad aspirazione, che permette di prelevare il meiobenthos dal substrato senza danneggiarlo. La sorbona è costituita da un tubo rigido in plexiglas collegato ad una bombola di aria compressa attraverso un tubo flessibile ed un riduttore di pressione (primo stadio dell'erogatore); nella parte opposta del tubo è posizionato un filtro con maglia da 30 µm per raccogliere gli organismi. La sorbona ha una lunghezza di circa 100 cm e un diametro interno di 8 cm (Benson 1989). L'utilizzo di questo metodo è vantaggioso per la raccolta di fauna mobile (Giangrande et al. 1986; Gambi et al. 2003; Bianchi et al. 2004).

Per le operazioni di prelievo del meiobenthos, al fine di prelevare sia la componente epibentica che quella iperbentica, si è proceduto anche col metodo del grattaggio del substrato per mezzo di un raschietto. È stata scelta come area di campionamento una superficie pari a 400 cm<sup>2</sup>, simile a quella usata da Danovaro e Fraschetti (2002). Per ogni sito sono state prelevate tre repliche.

I campioni, una volta in superficie, sono stati trasferiti in appositi contenitori e trattati con MgCl<sub>2</sub> 7% per narcotizzare gli organismi presenti ed evitare successive coartazioni, poi fissati in formalina neutra 4%, colorati in Rosa Bengala (2 g di Rosa Bengala in 1000 ml di alcool etilico) e trasportati in laboratorio.

Durante la stagione estiva e la stagione invernale sono stati rilevati anche i valori dei principali parametri abiotici in un sito rappresentativo a Est del promontorio di Portofino. In particolare sono stati rilevati i valori di salinità (‰), temperatura (°C), percentuale di ossigeno (%), fluorescenza (µg/L) (che può essere considerata un indice della biomassa fitoplanctonica) e torbidità (FTU, *Formazin Turbidity Unit*) (indicatore della quantità di solidi sospesi e di circolazione delle acque) mediante l'utilizzo di una sonda multiparametrica Idronaut.

### 4.2.2. *Censimento visivo del ricoprimento percentuale*

Lo studio della copertura macrobentonica è stato effettuato presso l'Università degli studi di Genova.

Per ciascun campione, la percentuale di copertura dei principali *taxa* o gruppi morfologici è stata valutata visivamente. Il censimento visivo focalizza l'attenzione sulle cosiddette specie cospicue, ossia quelle specie di taglia sufficientemente grande da poter essere agevolmente riconosciute ed identificate in immersione e fisiognomicamente vistose in termini di ricoprimento (Bianchi et al. 2004). Il censimento per la copertura nell'area di studio è stato effettuato col metodo del quadrato. In ogni stazione è stata posizionata una cornice quadrata di materiale plastico dotata di cime piombate con un'area di 50 x 50 cm. Questo quadrato è suddiviso al suo interno in 25 quadrati più piccoli di lato di 20 cm che fungono da riferimento per i rilevamenti quantitativi. La metodica utilizzata è quella di Fraschetti et al. (2001). Ad ogni specie macrobentonica viene assegnato un punteggio da 0 a 4 per ogni quadratino: 0 in caso di totale assenza; 1 se la specie ricopre circa ¼ della

superficie; 2 se il ricoprimento interessa circa  $\frac{1}{2}$  della superficie del quadratino; 3 se il ricoprimento è intorno ai  $\frac{3}{4}$ ; 4 se la specie occupa praticamente tutto il quadratino. Con il simbolo “+”, che in fase di elaborazione ha valore di 0.5, si indica una presenza con ricoprimento trascurabile, inferiore ad  $\frac{1}{4}$  del quadratino. I valori finali sono sommati poi per tutti i quadrati ed espressi come percentuale (Dethier et al. 1993).

Tutti gli organismi sono stati riconosciuti direttamente in campo, e solo quando l'identificazione era in dubbio i campioni sono stati raccolti e identificati in laboratorio. Per ogni stazione sono state censite tre repliche.

#### **4.2.3. Smistamento (*sorting*) e conteggio del *meiobenthos***

In laboratorio i campioni raccolti per l'analisi del *meiobenthos* sono stati sciacquati con un getto d'acqua di rubinetto non eccessivamente forte attraverso due setacci da 30 e 1000  $\mu\text{m}$  per rimuovere la formalina in eccesso e per separare le frazioni della macrofauna e della microfauna dalla meiofauna. Tale *range* è stato scelto in accordo con Danovaro e Frascchetti (2002). Gli organismi *meiobentonici* sono stati poi conteggiati e identificati allo stereomicroscopio (vedi Cap. 3.2.3.).

#### **4.2.4. Tecniche di studio dei copepodi**

Per approfondire lo studio della tassonomia dei copepodi, in accordo con De Troch et al. (2001) da ogni campione sono stati prelevati 100 individui o l'intera comunità, nel caso in cui nel campione fosse presente un numero inferiore di individui, i quali sono stati posti in etanolo 75% e glicerina 1%. L'utilizzo di questa soluzione consente di mantenere la flessibilità degli animali e impedisce la perdita delle setole, utili per l'identificazione. Quindi, gli individui prelevati sono stati montati in preparati permanenti, in maniera tale da poter osservare nel dettaglio le caratteristiche dell'esoscheletro, a mezzo di un microscopio ottico a contrasto di fase e interferenziale secondo Nomarski.

I vetrini permanenti per l'osservazione e l'identificazione dei copepodi sono stati preparati con la seguente metodica (Humes e Gooding 1964; Reid 2006). Sopra ogni vetrino è stata posizionata una goccia di glicerina 100% e in posizione centrale sono stati collocati 5-6 copepodi orientati con le zampe verso l'alto. Per creare spessore ed impedire lo schiacciamento dei copepodi, e per favorire la possibilità di muovere gli esemplari da osservare, in posizione laterale alla goccia è stato creato un piccolo supporto in vetro, e il tutto è stato ricoperto con un vetrino copri oggetto di forma quadrata (20 x 20). In questa maniera era possibile osservare le principali caratteristiche dell'animale sia ventralmente, che lateralmente, spostando delicatamente il vetrino copri oggetto. Per vedere meglio alcuni caratteri morfologici meno visibili per alcune specie, alcuni animali sono stati dissezionati (Huys e Boxshall 1991).

Tutti i copepodi arcticoidi adulti sono stati identificati fino a livello tassonomico di genere utilizzando le chiavi di identificazione di Lang (1948; 1965), Huys e Boxshall (1991), Huys et al. (1996); Boxshall e Hasley (2004) e le eventuali descrizioni di specie più recenti. Le eventuali sinonimie sono state controllate utilizzando il sito online World Register of Marine Species (WoRMS) (WoRMS Editorial Board 2015).

#### **4.2.5. Analisi delle comunità bentoniche e dei copepodi**

Le densità della comunità meiobentonica sono state calcolate come ind/10cm<sup>2</sup>. Famiglie e generi per i copepodi sono invece state identificate e calcolate come percentuale.

La ricchezza della meiofauna è stata espressa sia come numero di *taxa* per ogni sito (S), sia utilizzando gli indici di diversità di Shannon-Wiener (H') e di Pielou (J), che sono entrambi stati calcolati utilizzando il software PRIMER, v.5.

Gli stessi indici sono stati calcolati sulla comunità dei copepodi al fine di fornire una misura della biodiversità tassonomica (Clarke e Gorley 2001; Clarke e Warwick 2001).

Gli standard di qualità ambientale dell'area di studio sono stati definiti secondo Danovaro et al. (2004), modificata secondo le classi di qualità ecologica (EcoQ) della WDF per il meiobenthos.

#### **4.2.6 Analisi statistiche**

Per l'analisi dei risultati sulla meiofauna e sui copepodi, sono state utilizzati: il non-metric Multi Dimensional Scaling (nMDS), l'Analisi delle Similarità (ANOSIM) e il SIMPER test (analisi della similarità percentuale) (cut-off del 50%) (vedi cap. 3.2.6.). Per la meiofauna di fondi duri, le stesse analisi sono state effettuate anche sui *taxa* rari (< 1%), in quanto i campioni in esame, a differenza dei campioni prelevati su fondali molli, presentavano un numero elevato di *taxa* presenti con percentuali inferiori al 1%.

Le differenze significative nei parametri abiotici tra le stagioni e le profondità sono state valutate utilizzando l'analisi della varianza (ANOVA). Quando necessario i dati sono stati trasformati in log (1+x). Test per confronti multipli di Tukey sono stati eseguiti quando sono state rilevate differenze significative (p<0.05), utilizzando il programma SPSS v.17 per Windows.

L'analisi delle componenti principali (PCA) è stata effettuata sulla comunità della meiofauna, su quella dei copepodi e sui dati relativi alle coperture macrobentoniche al fine di valutare i *trend* spaziali e temporali delle comunità meiobentoniche in base alla copertura macrobentonica. In particolare, le abbondanze relative alle componenti della meiofauna ed alle percentuali dei copepodi sono state proiettate sul piano come variabili aggiuntive senza contribuire al risultato dell'analisi: questo può fornire una descrizione della possibile influenza delle coperture macrobentoniche su alcuni gruppi della meiofauna. Per questa analisi è stato utilizzato il software STATISTICA v.8. Anche in questo caso tutti i dati prima della PCA sono stati trasformati in log (1+x) e solo i *taxa* con abbondanze relative superiori al 1% sono stati considerati.

### 4.3. RISULTATI

I principali parametri abiotici nel sito di riferimento sono riportati in Tabella 7. La temperatura variava da 15.1 °C (in inverno a 5 m di profondità) a 25.6 °C (in estate a 5 m di profondità) (Tabella 7). La salinità variava da 37.8‰ (in inverno a 5 m) a 38.4‰ (in estate a 5 e 10 m di profondità), mantenendo valori molto costanti indipendentemente dalla profondità. La percentuale di O<sub>2</sub> variava da 92.9% a 106.1% (rispettivamente a 5 m in inverno e a 20 m in estate), la fluorescenza variava da 0.05 µg/L a 0.42 µg/L (rispettivamente a tutte le profondità nel periodo estivo e a 10 m nel periodo invernale), mentre la torbidità aveva un *range* da 0.84 FTU a 2.05 FTU (rispettivamente in estate a 5 m di profondità e in inverno a 10 m di profondità) (Tabella 7).

Tabella 7: Parametri abiotici misurati nella colonna d'acqua nell'area Est del promontorio di Portofino.

	Estate 2012		Estate 2012	Inverno 2013		Inverno 2013
	5m	10m	20m	5m	10m	20m
<b>T (°C)</b>	25.6	24.7	21,8	15.1	15.2	15.4
<b>Salinità (‰)</b>	38.4	38.4	38.3	37.8	37.9	38.0
<b>O<sub>2</sub> (%)</b>	97.9	99.3	106,1	92.9	94.1	95.5
<b>Fluorescenza (µg/L)</b>	0.05	0.05	0,05	0.40	0.42	0.41
<b>Torbidità (FTU)</b>	0.84	0.92	0,95	2.02	2.05	1.95
<b>Chl-a (µg/l)</b>	0.1	-	-	0.6	-	-

Nell'area di studio sono state registrate 56 specie appartenenti a 10 *taxa* del macrobenthos. La comunità macrobentonica era dominata da macroalghe appartenenti alle Rhodophyta (alghe rosse) (36.4%), Ochrophyta (alghe brune) (19.8%) e turf (agglomerati multi - specifici di alghe inferiori ai 10 mm) (14.3%), mentre le Chlorophyta (alghe verdi) rappresentavano solamente il 7.1% della copertura. Nel 12.6% del substrato era assente una copertura e la roccia era nuda (*abiotic*). I Porifera erano presenti con percentuali che non superavano il 5%. Tutti gli altri *taxa* (Polychaeta, Ascidiacea, Bryozoa, Cnidaria e Mollusca) erano presenti con percentuali inferiori al 5% (Figura 21). Durante l'inverno le Rhodophyta variavano dal 24.0% (St. P2c) al 51.0% (Sts. P1a e P1b) della copertura totale, mentre durante l'estate oscillavano dal 10.1% (St. A2b) al 40.5% (St. P2a). Le Ochrophyta oscillavano dallo 0% (Sts. A1b e A2c) al 15.5% (St. P1a) durante la stagione invernale, e da 0.8% (St. P1b) a 66.2% (St. A2a) durante l'estate. Il turf era assente in St. P2b e raggiungeva valori di 34.0% in St. P1b durante l'inverno, mentre durante l'estate era assente in P2c e A2a e aveva valori di 26.9% in St. A2c (Figura 21 a; b).

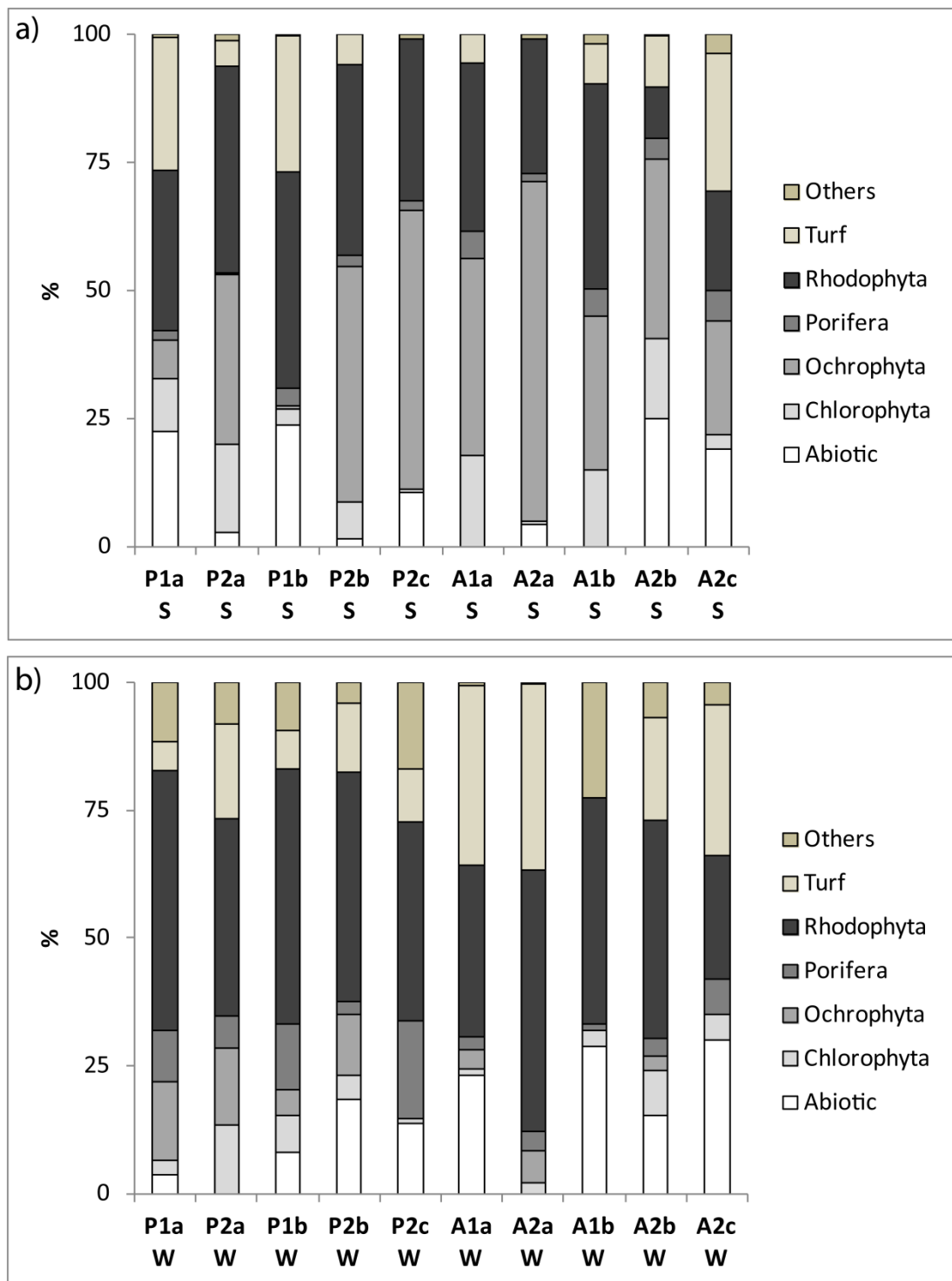


Figura 21: Composizione dei principali *taxa* macrobentonici in ciascuna stazione di campionamento a) durante la stagione estiva e b) durante la stagione invernale. Il gruppo “Others” include organismi rinvenuti con percentuali inferiori al 5%.

Il meiobenthos era composto da 30 gruppi tassonomici: 28 rilevati in P e 23 in A (Tabella 8). Considerando la stagione, in estate è stato rilevato un più basso numero di *taxa* (25) (Tabella 8a) rispetto che in inverno (28) (Tabella 8b). I campioni con il maggiore numero di *taxa* sono risultati essere P2b, nel quale ne sono stati rinvenuti 20 in entrambe le stagioni, mentre il minore numero di *taxa* è stato registrato in A1a W (15). L'indice H' variava da  $1.9 \pm 1.4$  (St. A1b W) a  $2.9 \pm 0.4$  (St. A2a W), mentre l'indice J aveva un *range* da  $0.5 \pm 0.3$  (St. A1b W) a  $0.8 \pm 0.1$  (Sts. A2a W) (Figura 22). Entrambi gli indici mostravano valori simili in P e A e tra l'inverno (W) e l'estate (S).

Applicando la classificazione di qualità ecologica (EcoQ) a queste variabili meiobentoniche, l'intera area di studio ha presentato una elevata qualità ecologica.

Le abbondanze medie del meiobenthos hanno registrato i valori più bassi in A2a W ( $18.2 \pm 7.7$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ) e i più alti in A1b S ( $227.2 \pm 162.0$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ). Considerando soltanto la stagione, durante l'inverno i più bassi valori sono stati registrati in A2a ( $18.2 \pm 7.7$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ), mentre i più alti in P1a ( $139.1 \pm 19.0$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ). Durante l'estate il valore minore è stato registrato in P1a ( $52.2 \pm 19.0$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ), mentre il più alto in A1b ( $227.2 \pm 162.0$  ind.  $10 \text{ cm}^{-2}$ ) (Figura 23).

Nematodi e copepodi rappresentavano i *taxa* dominanti, rispettivamente il 37.2% e il 30.8% della comunità, seguiti dai plattelminti (11.3%) (Figura 24). Tutti gli altri *taxa* comparivano con percentuali inferiori del 5%. Il gruppo dei crostacei, composto da copepodi, tanaidacei, cumacei, ostracodi, anfipodi e isopodi, costituiva quasi il 50% dell'intera comunità. Durante l'inverno i nematodi rappresentavano il gruppo dominante con percentuali del 42.0%, mentre i copepodi costituivano il 26.0% della comunità. Durante l'estate invece, nematodi e copepodi potevano essere considerati come codominanti (35.0 e 32.9% rispettivamente) (Figura 24).

Tabella 8: Presenza (•) / Assenza (-) dei *taxa* meiobentonici rilevati nelle stazioni di campionamento: a) durante la stagione estiva (S) e b) durante la stagione invernale (W).

a)

	P1a	P2a	P1b	P2b	P2c	A1a	A2a	A1b	A2b	A2c
	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
Nematoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Kinoryncha	-	-	-	•	•	-	-	-	-	•
Gastrotricha	-	-	•	-	-	-	•	-	-	-
Platyhelminthes	-	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Nemertea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tardigrada	-	•	-	•	-	-	-	-	-	•
Sipuncula	-	-	-	•	-	-	•	-	•	•
Gnathostomulida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Polychaeta	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Oligochaeta	-	•	-	-	-	•	-	•	•	•
Cnidaria	-	•	-	•	-	•	-	•	•	-
Bivalvia	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Gastropoda	•	•	-	•	•	•	•	•	•	•
Polyplacophora	-	-	-	-	-	-	-	-	•	-
Ophiuroidea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Holothuroidea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Halacaroidea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Diptera	•	-	-	•	•	•	•	•	•	•
Copepoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Ostracoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Cumacea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Amphipoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Tanaidacea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Isopoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Pycnogonida	•	-	•	•	•	•	•	•	•	-
Mysidacea	•	•	-	•	-	•	•	•	•	•
Syncarida	-	•	-	-	-	•	-	-	-	-
Euphasiacea	-	-	•	-	-	-	-	-	-	-
Ascidacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabella 8: Presenza (•) / Assenza (-) dei *taxa* meiobentonici rilevati nelle stazioni di campionamento: a) durante la stagione estiva (S) e b) durante la stagione invernale (W).

b)

	P1a	P2a	P1b	P2b	P2c	A1a	A2a	A1b	A2b	A2c
	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W
Nematoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Kinoryncha	•	-	-	-	•	-	-	-	-	-
Gastrotricha	•	-	•	•	-	-	-	•	-	-
Platyhelminthes	•	-	•	•	•	•	-	•	•	•
Nemertea	•	-	-	•	-	-	-	-	-	-
Tardigrada	-	-	•	-	-	-	-	-	-	-
Sipuncula	-	-	•	•	-	-	-	-	-	•
Gnathostomulida	-	-	-	•	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	-	•	-	•	•	-	•	•	•	•
Polychaeta	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Oligochaeta	-	-	-	•	•	-	•	-	-	-
Cnidaria	-	•	•	•	-	•	•	•	-	-
Bivalvia	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Gastropoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Polyplacophora	-	-	-	-	-	-	-	-	-	•
Ophiuroidea	-	-	•	-	-	-	-	-	-	-
Holothuroidea	-	-	-	-	•	-	-	-	-	-
Halacaroidea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Diptera	•	•	-	-	-	•	•	•	•	•
Copepoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Ostracoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Cumacea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Amphipoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Tanaidacea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Isopoda	•	•	•	•	•	•	•	•	•	-
Pycnogonida	•	•	-	•	-	•	•	•	•	•
Mysidacea	-	•	-	-	-	-	•	-	-	-
Syncarida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Euphasiacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asciacea	-	-	-	-	-	-	-	-	•	-



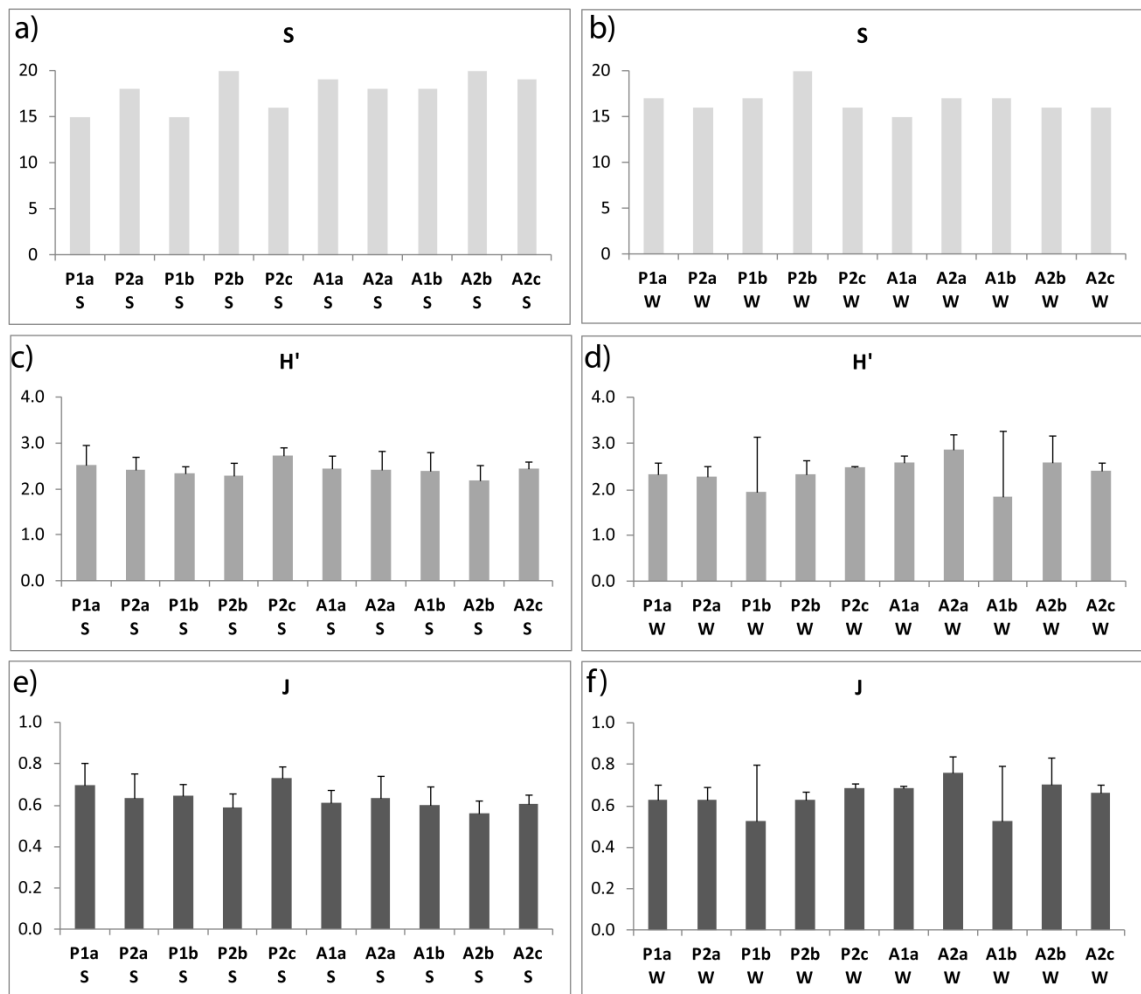


Figura 22: Ricchezza dei *taxa* (a, b); indice di Shannon (c, d); indice di Pielou (e, f) della comunità della meiofauna durante l'estate (a, c, e) e l'inverno (b, d, f).

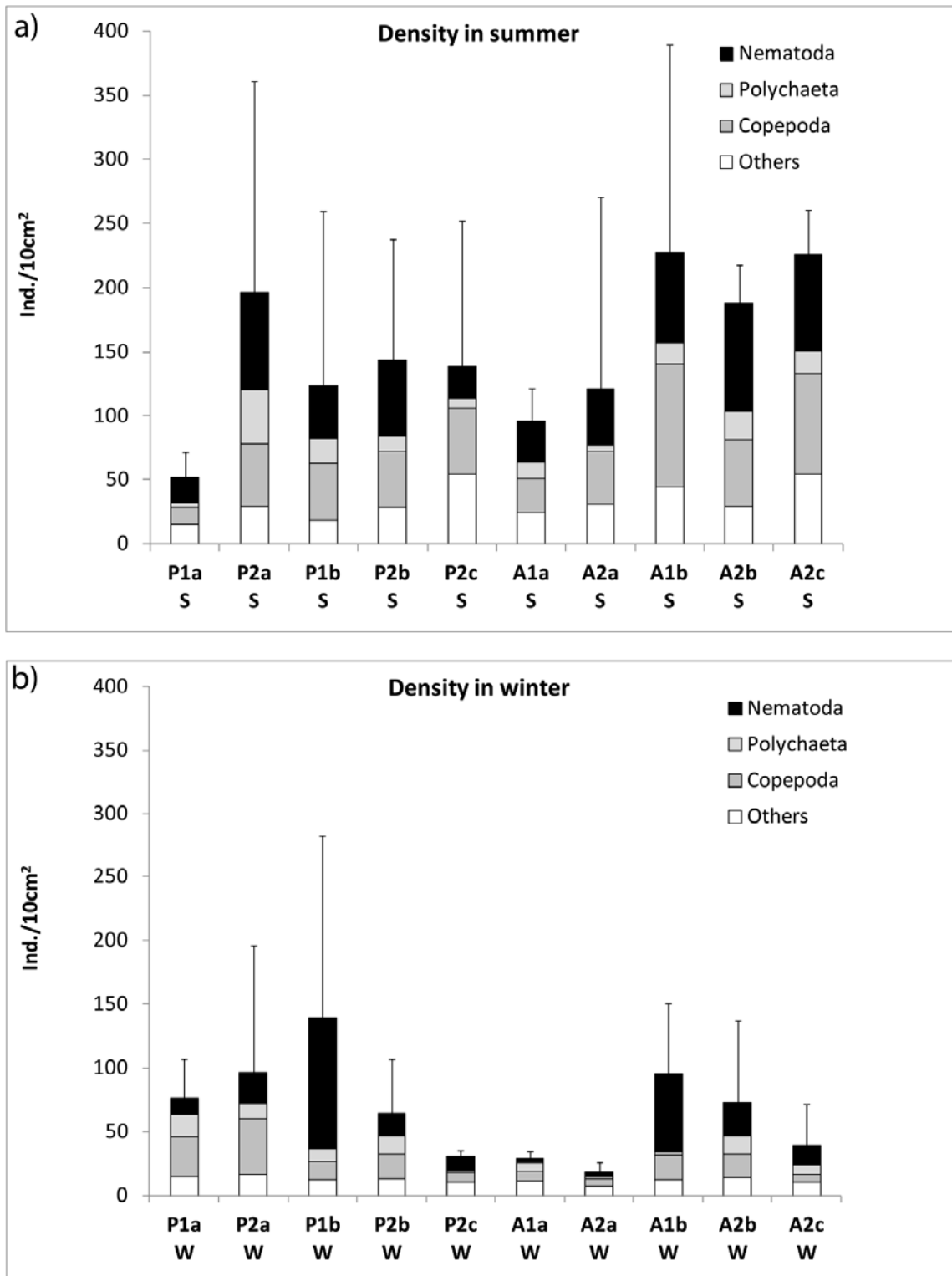


Figura 23: Composizione e densità del meiobenthos in ciascuna stazione di campionamento a) in estate, b) in inverno.

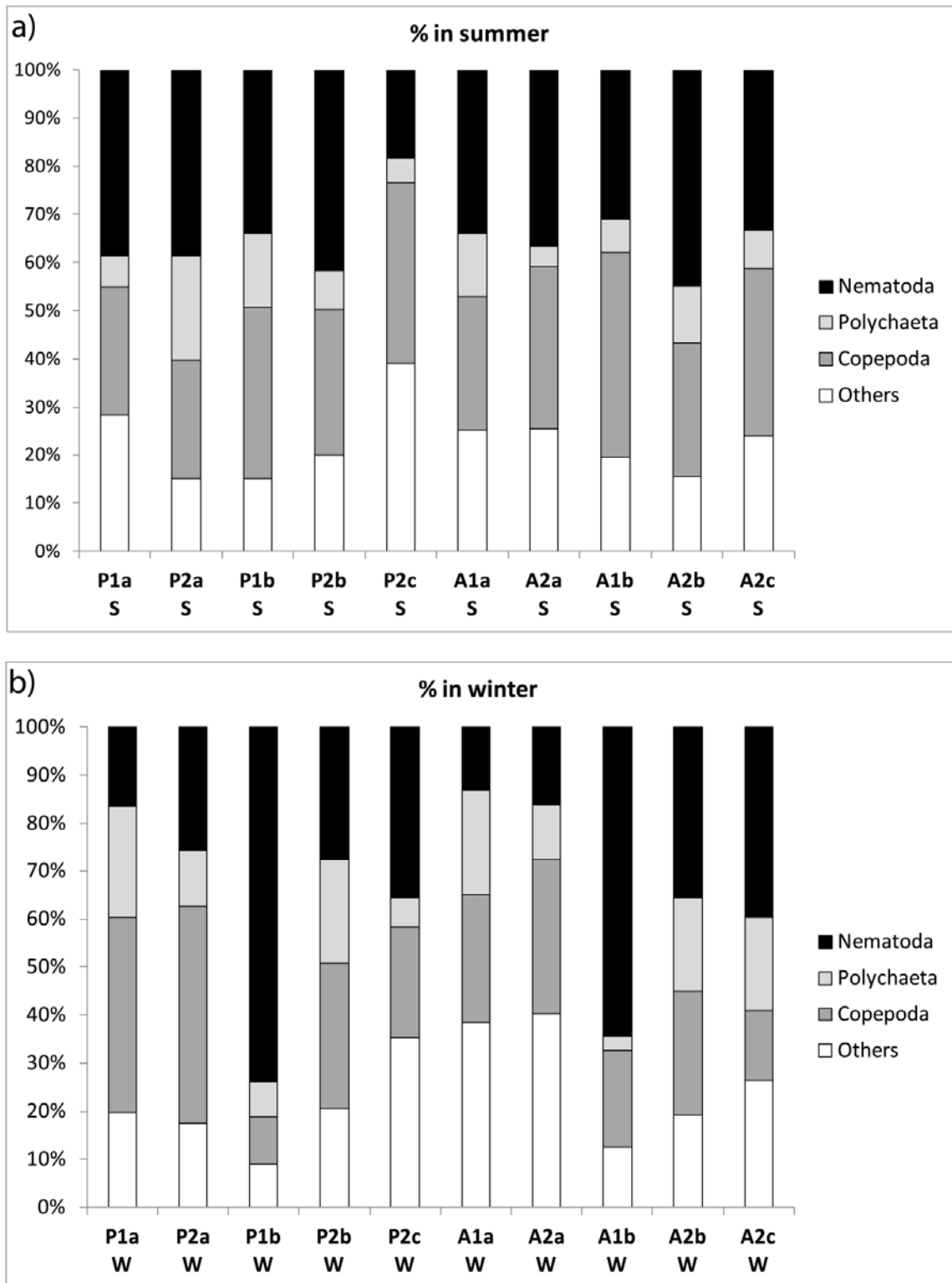


Figura 24: Composizione percentuale dei *taxa* della meiofauna a) in estate, b) in inverno.

L'ANOSIM ha mostrato come le più significative differenze tra le comunità, sia per quanto riguarda il macrobenthos sia per la meiobenthos, fossero dovute alla stagione ( $R=0.21$ ;  $p<0.01$  e  $R=0.48$ ;  $p<0.01$  rispettivamente), mentre profondità, sito e inclinazione del substrato non mostravano valori significativi ( $p>0.05$ ) (Figura 25). Analizzando i *taxa* rari, ossia quelli che comparivano con percentuali inferiori all'1%, sono state rilevate differenze anche in relazione ai seguenti fattori: profondità ( $R=0.16$ ;  $p<0.05$ ), stagione ( $R=0.15$ ;  $p<0.05$ ) e sito ( $R=0.13$ ;  $p<0.05$ ). Invece, non sono risultate significative differenze per quanto riguarda la variazione di inclinazione del substrato. Questa variazione è leggermente visibile solo nell' nMDS *plot* (Figura 26).

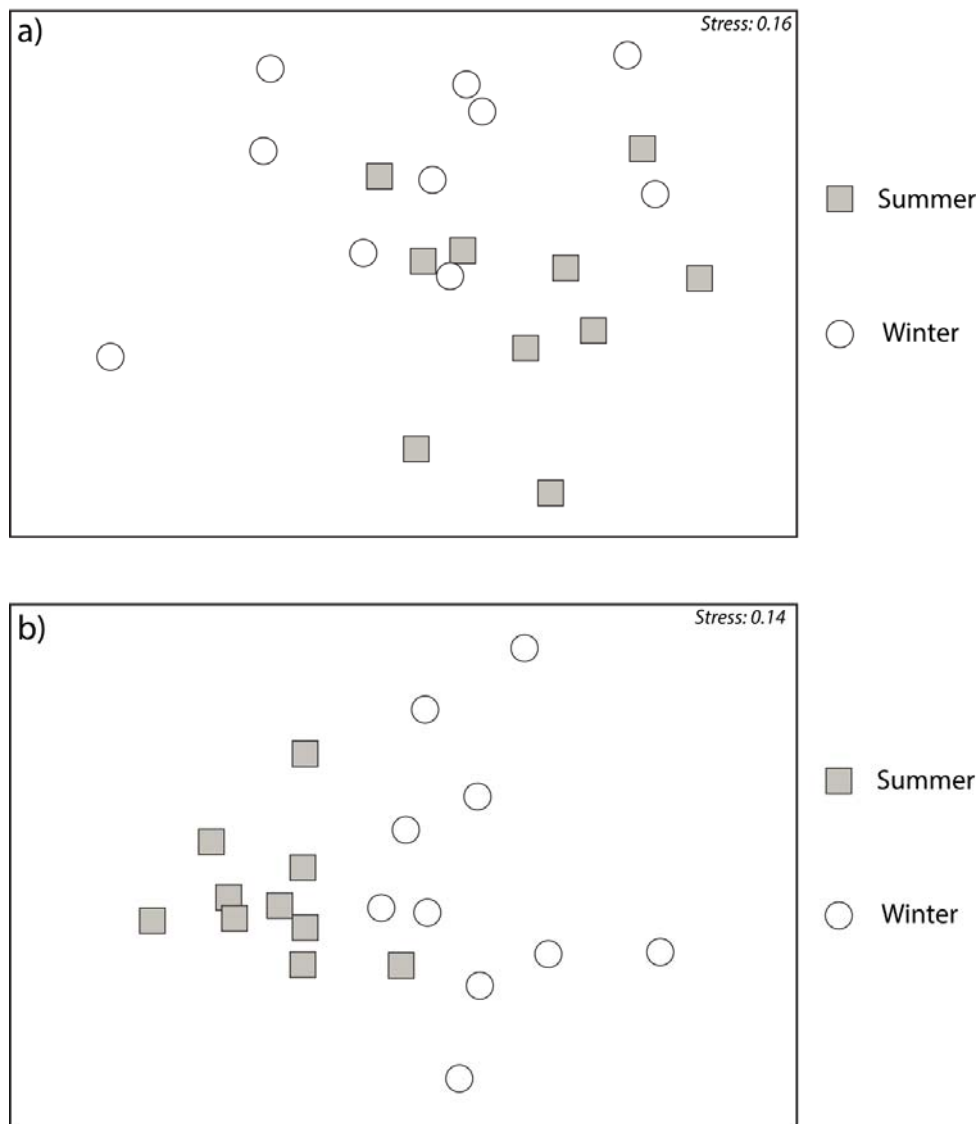


Figura 25: nMDS *plot* (trasformazione *fourth root*) delle coperture macrobentoniche a) del substrato e b) delle comunità della meiofauna. I simboli rappresentano la variazione di stagione.

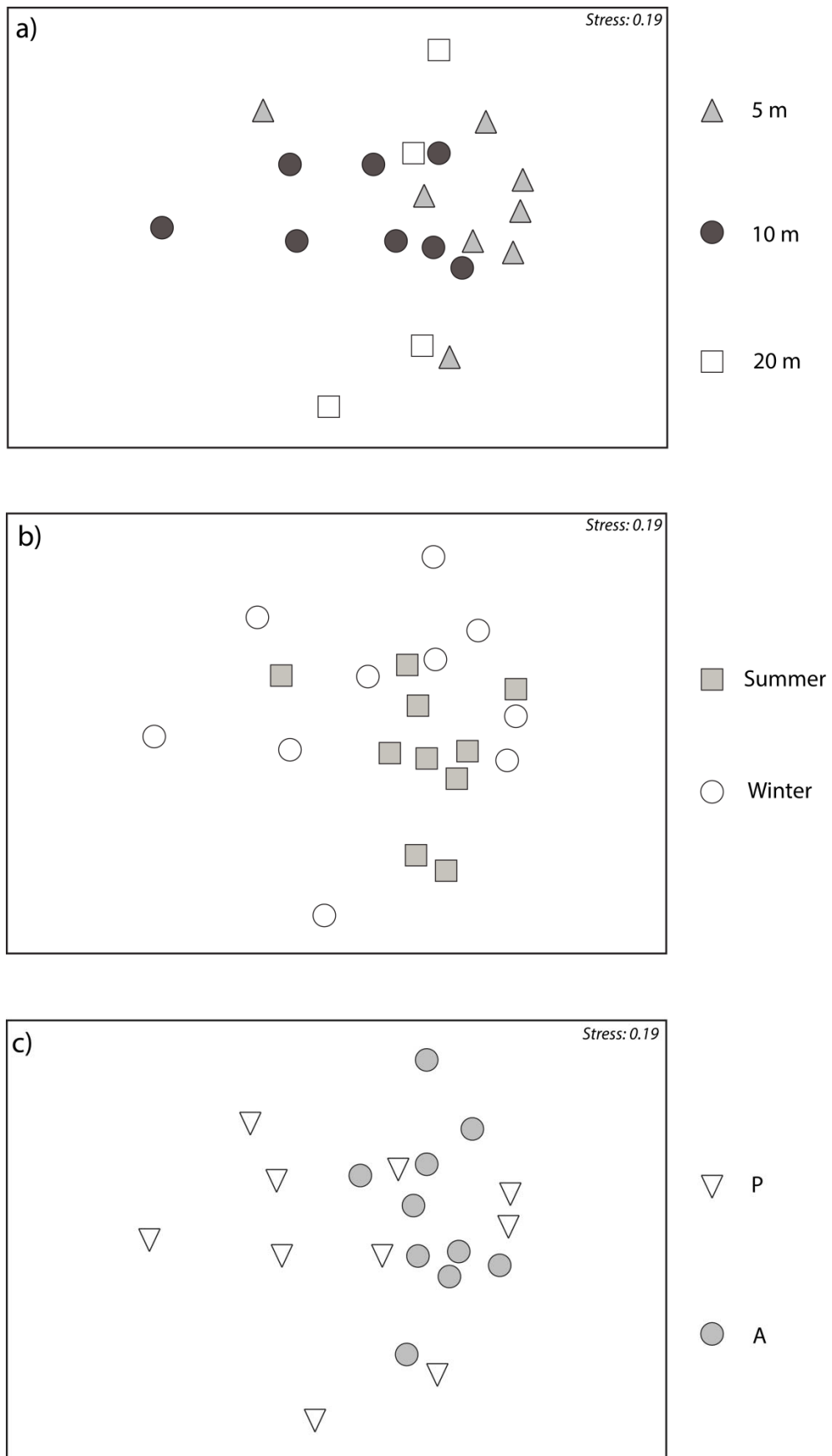


Figura 26: nMDS *plot* dei *taxa* rari della meiofauna. I simboli rappresentano a) la profondità b) la stagione e c) il sito.

La PCA è stata eseguita per valutare la potenziale influenza della copertura del substrato sulla distribuzione delle comunità del meiobenthos. Il primo dei due fattori della PCA spiegava il 51% della varianza (PC1 29%, PC2 22%, *eigenvalues* 3.2 e 2.4 rispettivamente) (Figura 27a). Le variabili attive del macrobenthos che contribuivano maggiormente al PC1 erano Polychaeta (-0.86), Rhodophyta (-0.71), Bryozoa (-0.64) Ascidiacea (-0.63) e il substrato nudo (*abiotic*) (+0.63), mentre la più elevata influenza nella PC2 era dovuta a Ochrophyta (+0.89), Chlorophyta (+0.54) e Cnidaria (-0.51). Tra le variabili supplementari dei principali *taxa* della meiobenthos non comparivano valori associati alla PC1, mentre erano influenzate maggiormente dalle variabili della PC2 anfipodi (+0.72), ostracodi (+0.62), copepodi (+0.56), la densità complessiva della meiofauna (+0.55), acari (+0.52) e cumacei (+0.51). (Figura 27b). Tra i *taxa* rari le variabili maggiormente associate alla PC1 erano ofiuroidei (-0.53), turbellari (-0.52), e gastrotrichi (-0.51), mentre non erano presenti variabili significativamente associate alla PC2 (Figura 27c).

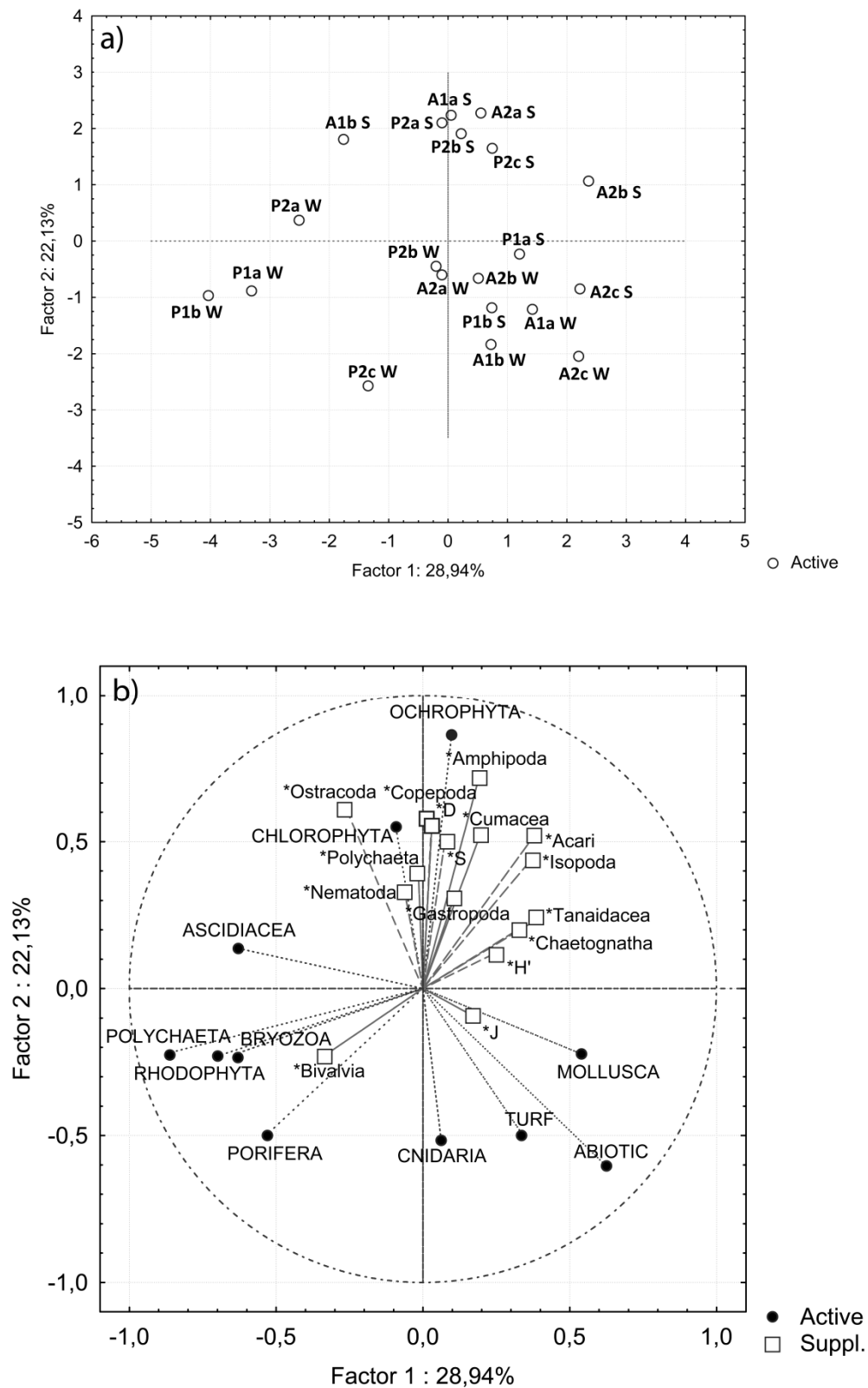


Figura 27: Diagramma di dispersione della PCA effettuata sulle coperture macrobentoniche del substrato. (a) Proiezione dei casi utilizzati nei primi due fattori rilevati dalla PCA; (b) abbondanze relative dei principali *taxa* del meiobenthos (c) abbondanze relative dei *taxa* rari della meiofauna (d) abbondanze relative dei principali generi di copepodi. I *taxa* meiobentonici sono proiettati come variabili supplementari senza contribuire al risultato dell'analisi.

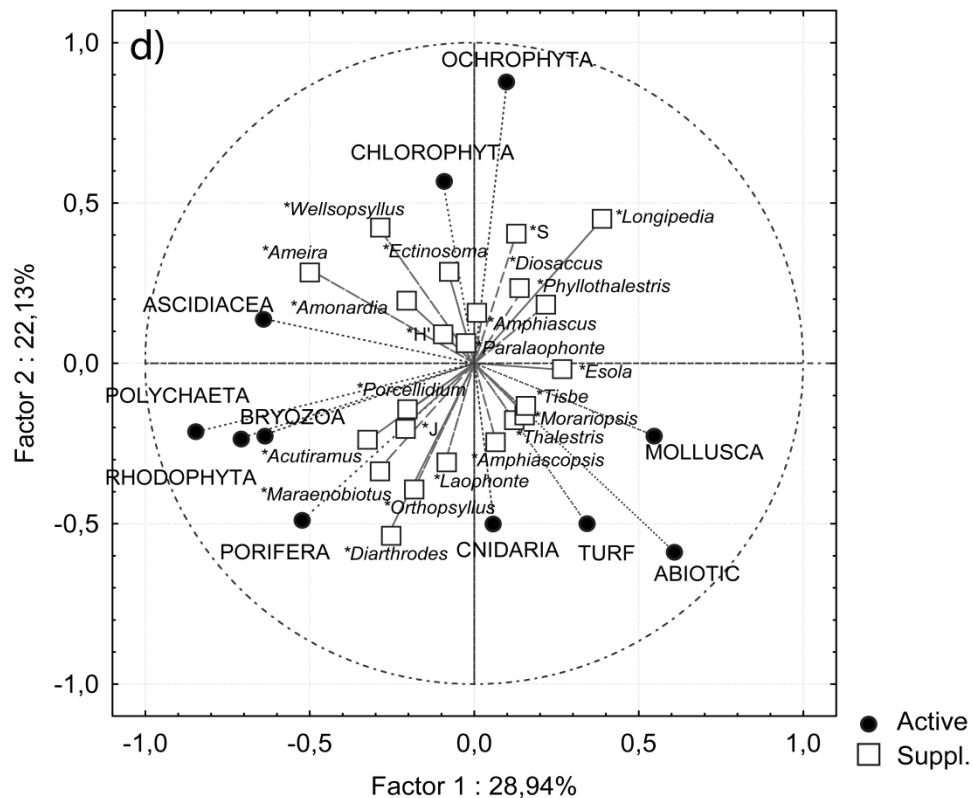
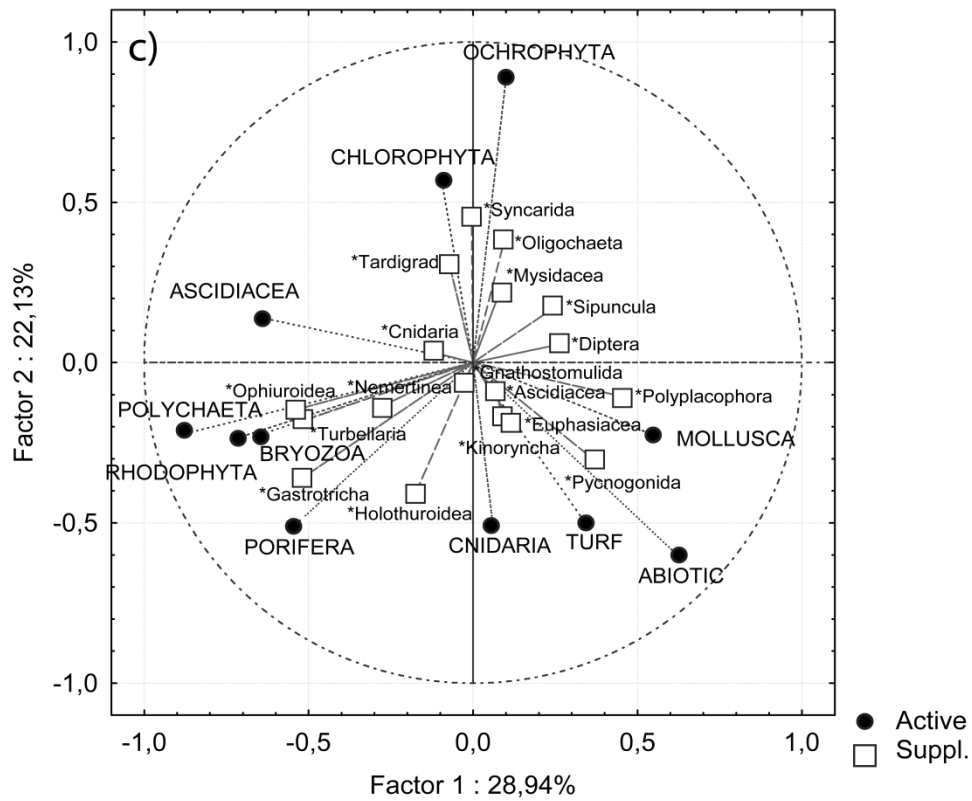


Figura 27: Diagramma di dispersione della PCA effettuata sulle coperture macrobentoniche del substrato. (a) Proiezione dei casi utilizzati nei primi due fattori rilevati dalla PCA; (b) abbondanze relative dei principali *taxa* del meiobenthos (c) abbondanze relative dei *taxa* rari della meiofauna (d) abbondanze relative dei principali generi di copepodi. I *taxa* meiobentonici sono proiettati come variabili supplementari senza contribuire al risultato dell'analisi.



La comunità dei copepodi era costituita da 22 famiglie e 43 generi (Tabella 9). Le famiglie dominanti erano i Miraciidae (22.7%), Laophontidae (22.3%), Longipediidae (12.0%) e Thalestridae (7.4%), mentre tutte le altre (Ameiridae, Canthocamptidae, Porcellidiidae, Petidiidae, Dactylopusiidae, Paramesochridae, Tisbidae, Orthopsyllidae, Ectinosomatidae, Hamonidae, Metidae, Tegastidae, Ancorabolidae, Cletodidae, Idyanthidae, Pseudotachidiidae, Harpacticidae e Louriniidae) rappresentavano ognuna meno del 5% della comunità.

L'ANOSIM a una via mostrava lievi differenze significative tra le comunità dei copepodi in relazione ai fattori stagione ( $R=0.17$ ;  $p<0.05$ ) e profondità ( $R=0.15$ ;  $p<0.05$ ), mentre sito e inclinazione del substrato non mostravano valori significativi ( $p>0.05$ ). Come si osserva anche dall' nMDS plot, ciò che influisce maggiormente sulla comunità è la stagione e i valori estremi di profondità (5 m e 20 m) (Figura 28). I generi che sono risultati più abbondanti nell'area di campionamento erano *Amphiascus* (16.3%), *Laophonte* (15.4%), *Longipedia* (12.0%), *Thalestris* e *Ameira* (4.3% ognuno); tutti gli altri comparivano con percentuali inferiori al 4%. I generi che rappresentavano il 50% della comunità dei copepodi erano *Amphiascus*, *Laophonte*, *Longipedia*, *Ameira* e *Diarthrodes* nel sito P; e *Amphiascus*, *Laophonte*, *Longipedia*, *Paralaophonte* e *Syngastes* in A (SIMPER, 50%). In particolare, i generi dei copepodi che maggiormente contribuivano a caratterizzare le comunità in P per abbondanza erano *Ameira*, *Laophonte*, *Porcellidium* e *Wellsopsyllus*, mentre *Longipedia*, *Phyllothalestris*, *Thalestris* e *Esola* contribuivano alle differenze delle comunità in A (SIMPER, 50%).

I generi che rappresentavano il 50% della comunità dei copepodi durante l'estate (S) erano *Amphiascus*, *Longipedia*, *Laophonte* e *Esola*; mentre durante l'inverno (W) dominavano *Amphiascus*, *Laophonte*, *Paralaophonte*, *Longipedia* e *Diarthrodes* (SIMPER, 50%). Nel dettaglio, i generi di copepodi che maggiormente contribuivano a distinguere le comunità in estate per abbondanza erano *Longipedia*, *Phyllothalestis*, *Ameira*, *Esola* e *Wellsopsyllus*, mentre in inverno dominavano *Laophonte*, *Porcellidium*, *Thalestris* e *Paralaophonte* (SIMPER, 50%).

I generi più diffusi sono risultati *Amphiascus*, che è stato rinvenuto in ben 20 stazioni tra periodo estivo e periodo invernale, *Laophonte* in 19 stazioni, *Longipedia* in 18 stazioni, e *Diarthrodes*, in 16 stazioni. I siti dove è stato rinvenuto il più elevato numero di generi sono stati P2c durante la stagione estiva, con ben 23 generi, e P2b durante l'inverno, con 22 generi (Tabella 9).

Analizzando gli indici di diversità si osserva come sia  $H'$  che  $J$  mostrino valori piuttosto elevati in tutte le stazioni: più bassi nel sito A2c S ( $H'=3.04$ ;  $J=1.73$ ) e più elevati nei siti P2c S ( $H'=4.09$ ;  $J=0.90$ ) e P1b W ( $H'=3.66$ ;  $J=0.92$ ). Il più alto numero di generi è stato rilevato in P2c S (23), mentre il più basso in A2a W (14) (Figura 29). Non sono state registrate significative differenze tra i fattori analizzati (ANOVA,  $p>0.05$ ).

La PCA è stata eseguita per valutare la potenziale influenza della copertura del substrato sulla distribuzione delle comunità dei più abbondanti generi di copepodi. Il primo dei due fattori della PCA spiegava il 51% della varianza (PC1 29%, PC2 22%, *eigenvalues* 3.2 e 2.4 rispettivamente) (Figura 27d). Le variabili attive del macrobenthos che contribuivano maggiormente al PC1 erano Polychaeta (-0.86), Rhodophyta (-0.71), Bryozoa (-0.64) Ascidiacea (-0.63) e il substrato nudo (*abiotic*) (+0.63), mentre la più elevata influenza nella PC2 era dovuta a Ochrophyta (+0.89), Chlorophyta (+0.54) e Cnidaria (-0.51). Tra le

variabili supplementari quella che era maggiormente correlata alle variabili della PC1 era *Ameira* (-0.51), mentre era influenzato maggiormente dalle variabili della PC2 il genere *Diathrodes* (-0.55).

I generi che rappresentavano il 50% della comunità dei copepodi erano *Amphiascus*, *Longipedia*, *Laophonte* ed *Esola* per quanto riguarda il periodo estivo, e *Amphiascus*, *Laophonte*, *Paralaophonte*, *Longipedia* e *Diarthrodes* per quanto riguarda il periodo invernale (SIMPER 50 %). *Longipedia*, *Phyllothalestris*, *Ameira* ed *Esola*, erano i generi che maggiormente contribuivano a caratterizzare il periodo estivo essendo in questa stagione più abbondanti, mentre *Laophonte*, *Porcellidium*, *Thalestris* e *Paralaophonte* erano più abbondanti nel periodo invernale. Considerando invece le profondità, a 5 m erano *Laophonte*, *Amphiascus*, *Longipedia* e *Thalestris* a rappresentare il 50 % della comunità; a 10 m *Amphiascus*, *Longipedia*, *Laophonte*, *Thalestris* ed *Esola*, mentre a 20 m *Amphiascus*, *Laophonte*, *Esola*, *Phyllothalestris* e *Diarthrodes*.

Tabella 9: Lista dei generi di copepodi rinvenuti in ogni stazione durante l'estate (a) e durante l'inverno (b).

a)

	P1a	P2a	P1b	P2b	P2c	A1a	A2a	A1b	A2b	A2c
	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
<i>Acutiramus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00
<i>Alteutha</i>	0.00	0.00	1.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ambunguipes</i>	0.00	0.00	2.33	1.63	6.72	5.05	1.08	0.79	0.93	0.00
<i>Ameira</i>	0.00	22.88	3.49	2.44	5.88	6.06	2.15	7.14	0.00	0.00
<i>Ameiropsis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	0.00	3.23	0.00	0.93	0.00
<i>Amonardia</i>	1.60	0.85	0.00	0.00	3.36	0.00	8.60	0.79	8.41	0.00
<i>Amphiascopsis</i>	0.00	0.00	0.00	0.81	0.84	4.04	1.08	0.79	0.00	2.73
<i>Amphiascus</i>	20.80	32.20	9.30	24.39	8.40	9.09	6.45	27.78	22.43	15.45
<i>Ancorabolutus</i>	1.60	0.00	1.16	2.44	1.68	1.01	0.00	1.59	0.00	0.91
<i>Attheyella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.01	0.00	0.00	3.74	0.00
<i>Cletodes</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	0.00	0.00	1.59	0.00	0.00
<i>Dactylopusia</i>	2.40	0.00	1.16	0.00	4.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Dactylopusioides</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	1.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Diarthrodes</i>	3.20	0.85	0.00	1.63	2.52	0.00	0.00	0.79	0.93	1.82
<i>Diosaccus</i>	4.00	0.85	2.33	0.00	12.61	2.02	0.00	0.79	0.93	3.64
<i>Echinolaophonte</i>	0.80	0.00	0.00	0.00	0.84	1.01	1.08	0.00	0.00	0.00
<i>Ectinosoma</i>	3.20	2.54	0.00	0.00	4.20	0.00	3.23	3.17	1.87	0.91
<i>Esola</i>	0.80	2.54	8.14	8.13	5.04	0.00	1.08	9.52	0.93	4.55
<i>Eupelte</i>	1.60	0.00	2.33	0.81	0.00	5.05	2.15	0.79	0.93	2.73
<i>Harpacticus</i>	0.00	0.00	1.16	0.00	0.00	1.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Idyella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Laophonte</i>	13.60	5.08	38.37	7.32	4.20	20.20	5.38	0.79	6.54	8.18
<i>Laophontodes</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

	<b>P1a</b>	<b>P2a</b>	<b>P1b</b>	<b>P2b</b>	<b>P2c</b>	<b>A1a</b>	<b>A2a</b>	<b>A1b</b>	<b>A2b</b>	<b>A2c</b>
	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>
<i>Longipedia</i>	24.00	4.24	2.33	18.70	13.45	27.27	19.35	15.87	30.84	40.00
<i>Lourinia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Maraenobiotus</i>	4.80	0.00	0.00	3.25	0.00	0.00	0.00	0.00	1.87	0.00
<i>Mesochra</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84	1.01	3.23	0.00	0.00	0.00
<i>Metis</i>	0.00	1.69	0.00	2.44	0.00	1.01	2.15	1.59	0.00	2.73
<i>Morariopsis</i>	0.00	4.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.80	1.82
<i>Orthopsyllus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.67	1.82
<i>Paradactylopodia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79	0.00	0.00
<i>Paralaophonte</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.03	11.83	0.00	0.93	0.91
<i>Paronychocamptus</i>	0.00	0.00	5.81	0.81	5.88	0.00	0.00	3.17	0.00	0.00
<i>Peltidium</i>	0.00	0.00	3.49	2.44	0.00	3.03	6.45	0.79	2.80	0.00
<i>Phyllothalestris</i>	0.00	0.00	4.65	13.82	7.56	0.00	0.00	9.52	1.87	9.09
<i>Porcellidium</i>	0.00	4.24	0.00	0.81	0.00	1.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stenhelia</i>	0.00	5.08	1.16	0.81	0.00	0.00	0.00	7.14	0.00	0.91
<i>Syngastes</i>	0.00	0.00	0.00	0.81	0.00	3.03	3.23	0.00	1.87	0.91
<i>Tachidiella</i>	0.00	1.69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79	0.00	0.00
<i>Thalestris</i>	10.40	0.00	11.63	2.44	3.36	3.03	3.23	0.00	0.93	0.00
<i>Tisbe</i>	7.20	1.69	0.00	0.00	4.20	0.00	0.00	3.97	1.87	0.91
<i>Wellsopsyllus</i>	0.00	9.32	0.00	4.07	0.00	2.02	12.90	0.00	0.93	0.00
<i>Xouthous</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00

Tabella 9: Lista dei generi di copepodi rinvenuti in ogni stazione durante l'estate (a) e durante l'inverno (b).

b)

	P1a W	P2a W	P1b W	P2b W	P2c W	A1a W	A2a W	A1b W	A2b W	A2c W
<i>Acutiramus</i>	0.00	2.35	9.76	1.64	0.00	9.09	6.67	0.00	0.00	0.00
<i>Alteutha</i>	3.03	1.18	0.00	3.28	0.00	7.58	6.67	4.69	0.00	0.00
<i>Ambunguipes</i>	0.00	0.00	2.44	0.82	0.00	0.00	0.00	0.78	3.60	0.00
<i>Ameira</i>	9.09	3.53	9.76	0.00	8.70	0.00	2.22	0.78	0.90	0.00
<i>Ameiropsis</i>	0.00	1.18	2.44	0.00	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	0.00
<i>Amonardia</i>	1.52	3.53	7.32	1.64	4.35	0.00	0.00	0.00	1.80	0.00
<i>Amphiascopsis</i>	0.00	0.00	2.44	0.82	2.17	0.00	2.22	11.72	0.00	1.20
<i>Amphiascus</i>	13.64	9.41	19.51	29.51	10.87	4.55	6.67	16.41	11.71	26.51
<i>Ancorabolutus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	4.35	0.00	0.00	0.00	1.80	3.61
<i>Attheyella</i>	0.00	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cletodes</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	8.70	0.00	0.00	0.00	0.00	2.41
<i>Dactylopusia</i>	0.00	0.00	0.00	1.64	0.00	0.00	2.22	0.00	0.00	0.00
<i>Dactylopusioides</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.78	0.00	0.00
<i>Diarthrodes</i>	3.03	1.18	9.76	0.82	8.70	0.00	2.22	1.56	1.80	9.64
<i>Diosaccus</i>	0.00	0.00	2.44	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Echinolaophonte</i>	1.52	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ectinosoma</i>	4.55	2.35	0.00	0.82	0.00	0.00	0.00	2.34	0.00	2.41
<i>Esola</i>	0.00	1.18	0.00	0.00	2.17	0.00	0.00	5.47	9.91	8.43
<i>Eupelte</i>	3.03	0.00	0.00	0.00	2.17	0.00	0.00	0.00	3.60	1.20
<i>Harpacticus</i>	0.00	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Idyella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.20
<i>Laophonte</i>	34.85	41.18	0.00	13.11	2.17	27.27	26.67	17.19	18.02	18.07
<i>Laophontodes</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	2.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Longipedia</i>	3.03	3.53	9.76	6.56	0.00	0.00	2.22	7.81	10.81	1.20
<i>Lourinia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Maraenobiotus</i>	0.00	3.53	4.88	0.00	8.70	1.52	6.67	0.00	1.80	0.00
<i>Mesochra</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Metis</i>	1.52	0.00	0.00	0.82	2.17	0.00	0.00	0.78	0.90	7.23
<i>Morariopsis</i>	0.00	0.00	0.00	20.49	0.00	7.58	0.00	7.03	0.00	1.20
<i>Orthopsyllus</i>	6.06	0.00	0.00	0.00	23.91	0.00	0.00	0.00	0.90	0.00
<i>Paradactylopodia</i>	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Paralaophonte</i>	1.52	2.35	2.44	1.64	2.17	3.03	4.44	3.13	9.91	0.00
<i>Paronychocamptus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.78	0.90	0.00
<i>Peltidium</i>	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00	3.03	0.00	2.34	0.90	1.20
<i>Phyllothalestris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	2.17	0.00	0.00	3.91	7.21	2.41
<i>Porcellidium</i>	3.03	9.41	4.88	4.92	0.00	18.18	6.67	0.00	0.90	0.00
<i>Stenhelia</i>	0.00	0.00	0.00	1.64	2.17	0.00	0.00	0.00	0.00	4.82
<i>Syngastes</i>	3.03	1.18	0.00	0.00	0.00	1.52	0.00	2.34	1.80	4.82
<i>Tachidiella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Thalestris</i>	0.00	4.71	2.44	5.74	0.00	7.58	22.22	3.91	4.50	0.00

	P1a W	P2a W	P1b W	P2b W	P2c W	A1a W	A2a W	A1b W	A2b W	A2c W
<i>Tisbe</i>	4.55	1.18	0.00	0.00	0.00	4.55	0.00	6.25	1.80	2.41
<i>Wellsopsyllus</i>	0.00	7.06	7.32	0.82	2.17	1.52	0.00	0.00	4.50	0.00
<i>Xouthous</i>	0.00	0.00	2.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

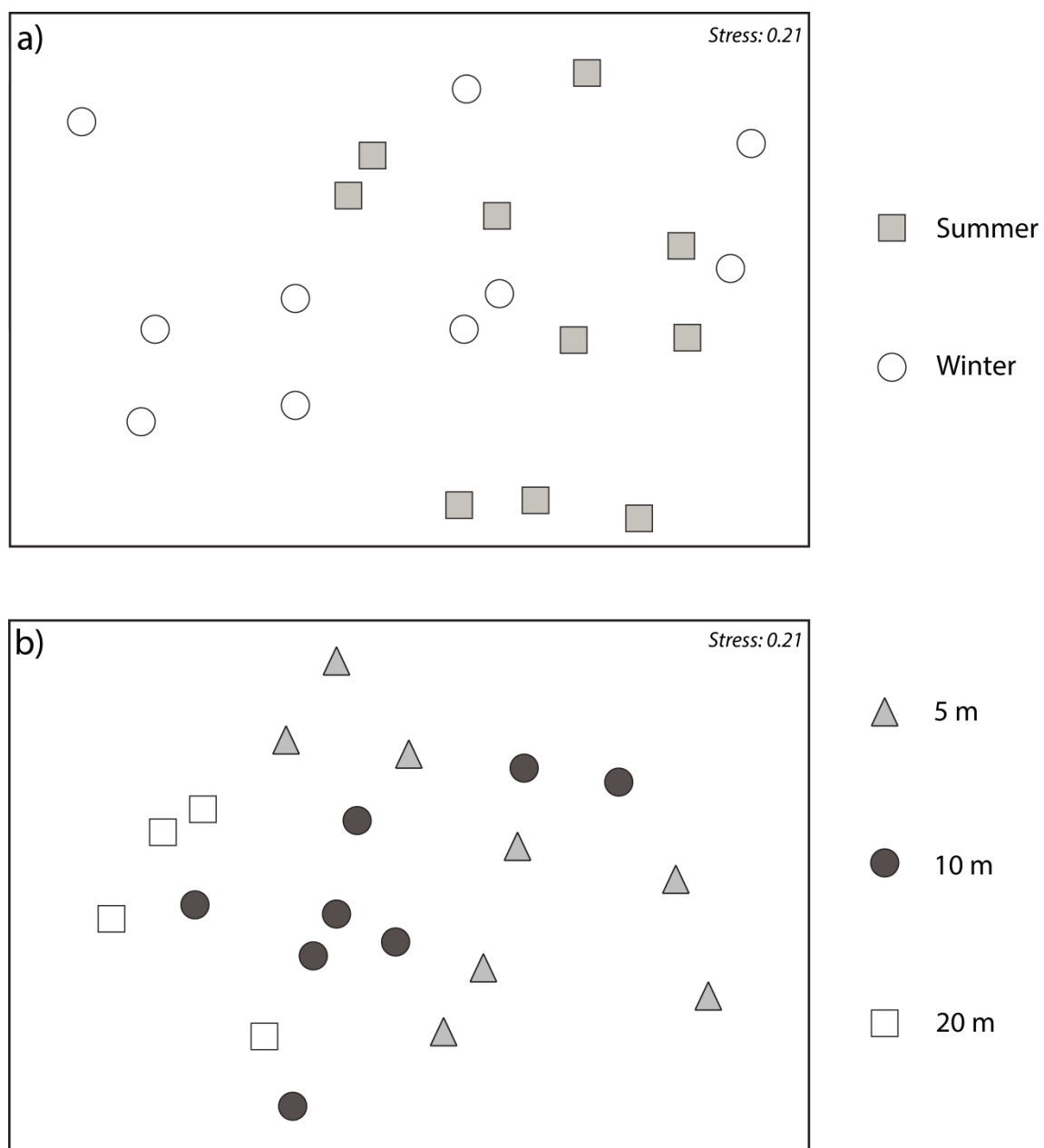


Figura 28: nMDS *plot* della comunità dei copepodi. I simboli rappresentano (a) la stagione e (b) la profondità.

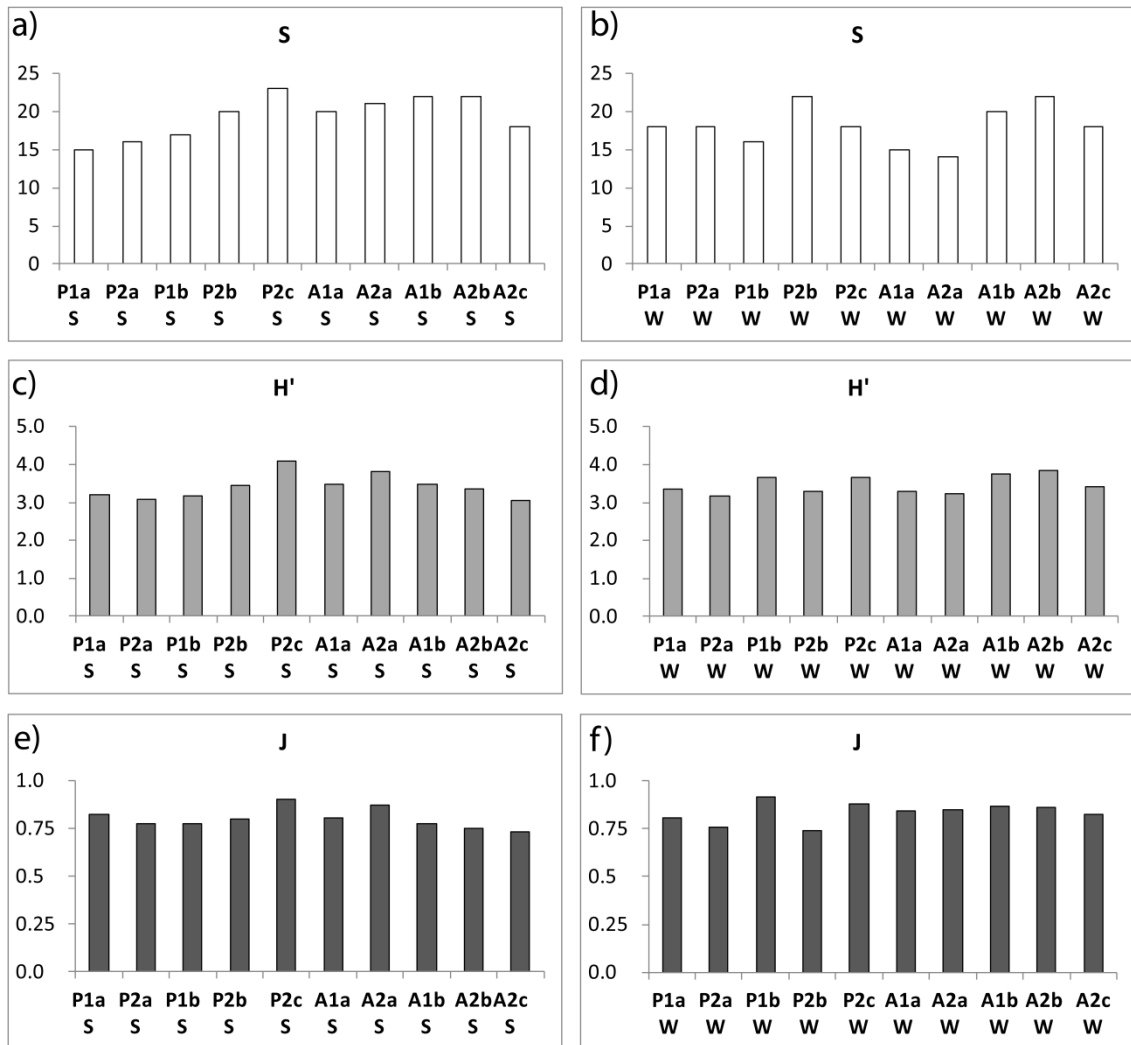


Figura 29: (a, b) Ricchezza della comunità dei copepodi; (c, d) indice di Shannon (H'); (e, f) indice di Pielou (J) in ogni stazione durante l'estate (S) (a, c, e) e l'inverno (W) (b, d, f).

#### 4.4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Sono disponibili pochissime informazioni circa l'ecologia e la biodiversità della meiofauna associata a substrati rocciosi, a causa prevalentemente della mancanza di un metodo di campionamento standardizzato che consenta di effettuare adeguati studi quantitativi ed ecologici (Gibbons e Griffiths 1988; Danovaro e Fraschetti 2002; Atilla et al. 2003; Russo et al. 2015). La maggior parte degli studi si sono infatti focalizzati solamente sull'analisi del meiobenthos associato alla superficie algale, in quanto l'epifauna qui presente è considerata un collegamento tra il meiobenthos di ambiente sedimentario e l'iperbenthos che vive nella colonna d'acqua sovrastante. Si ritiene quindi che il solo studio della meiofauna epifita possa essere sufficiente e rappresentativo della meiofauna di ambienti rocciosi (Gibbons 1988b; Frame et al. 2007; Giere et al. 2009).

Nei campioni analizzati è apparso subito evidente come la meiofauna rilevata fosse costituita, a differenza che nei fondi molli, prevalentemente da crostacei (copepodi, tanaidacei, cumacei, ostracodi, anfipodi e isopodi), seguiti da nematodi. Questi ultimi sono ben conosciuti per essere il *taxon* dominante in substrati molli e co-dominante in quelli duri (Beckley e McLachlan 1980; Coull et al. 1983; Heip et al. 1985).

Tra i crostacei il gruppo dominante è risultato quello dei copepodi arcticoidi (adulti e *nauplii*) seguito dagli anfipodi; tendenze simili sono state riscontrate anche in studi sulla meiofauna associata ad ambienti fitali e a substrati rocciosi (Danovaro e Fraschetti 2002 e referenze all'interno). In questi ambienti, i copepodi presentano generalmente una variabilità di densità molto elevata con percentuali che oscillano dall'11 al 60 % dell'intera comunità, in accordo con le percentuali registrate in questo studio (Hicks 1977b). Da questo primo confronto si evince immediatamente come le comunità meiobentoniche dipendano notevolmente dalle caratteristiche fisiche del substrato occupato. Infatti, anche per quanto riguarda le densità del meiobenthos totale sono stati registrati valori più bassi se confrontati con le densità in fondi molli rilevate in aree adiacenti nel corso di altre indagini (Danovaro et al. 1995a; Albertelli et al. 1999; Covazzi Harriague et al. 2006; Moreno et al. 2008).

Le principali differenze tra le comunità meiobentoniche, come rivelano anche l'nMDS e l'ANOSIM, sono state evidenziate tra le stagioni, così come è stato per le comunità macrobentoniche, mentre né profondità né inclinazione del substrato hanno mostrato effetti significativamente rilevanti. Johnson e Sheibling (1987) e Danovaro e Fraschetti (2002) nei loro studi riportano differenze non significative tra la struttura di comunità meiobentoniche a diverse profondità, ma chiare differenze tra le comunità di fondi molli e di fondi duri. Gli stessi Autori, in accordo con i dati di questo studio, registrano significativi cambiamenti temporali di entrambe le comunità, macro- e meiobentoniche, suggerendo che le variazioni stagionali di densità e di struttura di comunità potrebbero essere correlate al ciclo di vita delle epifite che a sua volta dipende dalle stagioni.

Infatti, proprio analizzando la PCA si distinguono due fattori principali riguardo la variazione delle comunità: da un lato i siti (PC1) e dall'altro il periodo di campionamento (PC2).

Osservando il fattore 1 della PCA si nota come la copertura macrobentonica dominata da Polychaeta, Rhodophyta, Bryozoa, Ascidiacea e Porifera sia preponderante nel sito invernale di Paraggi. Proprio in queste stazioni possiamo ipotizzare un minore accumulo di

sedimenti e un minore impatto fluviale dovuto a due fattori principali: le condizioni idrodinamiche e correntimetriche e la tipologia di substrato.

Il sito di Paraggi, più occidentale rispetto al sito Aurora, potrebbe risentire meno degli influssi del fiume Entella. Quest'ultimo, che è secondo in Liguria per portata ed ampiezza del bacino imbrifero, determina alti livelli di sedimentazione, soprattutto a più elevate profondità e durante il periodo invernale, con un maggiore impatto nei siti più orientali (CoNISMa AMP Portofino 2004). Gli animali macrobentonici sembrano essere maggiormente sensibili all'impatto del fiume Entella, dal momento che predominano soprattutto nei siti più protetti geograficamente dall'impatto del fiume, come quelli di Paraggi. Anche l'aumento delle Rhodophyta negli stessi siti è probabilmente imputabile ad una loro maggiore sensibilità nei confronti di stress da apporti fluviali: esse tendono infatti ad aumentare di densità con l'aumentare della qualità ambientale (Wells et al. 2007; Wells 2010). La presenza nel sito Aurora di una maggiore percentuale di substrato abiotico (*abiotic*), costituito soprattutto da sedimenti e detriti oltre che da roccia nuda, è probabilmente legata alle condizioni correntimetriche dell'area, che essendo sottoposta a più forti correnti, soprattutto durante l'inverno, tendono a impedire lo sviluppo di una abbondante copertura.

Analizzando il fattore 2 della PCA, durante l'estate, e in associazione con la maggior parte delle principali alghe, Ochrophyta e Chlorophyta, si assiste ad una maggiore presenza di crostacei, tra cui anfipodi e copepodi, oltre che acari, ostracodi e cumacei. In contrasto, in inverno aumentano le formazioni a turf nonché il substrato abiotico e diminuiscono le densità degli organismi meiobentonici, crostacei inclusi.

Questa tendenza è in disaccordo con quanto rilevato in alcuni studi effettuati sulle coperture a turf, che affermano che esse favoriscano una maggiore ricchezza degli organismi meiobentonici, essendo in grado di intrappolare maggiori quantità di detriti (Airoldi e Virgilio 1998; Logan et al. 2008). Le macroalghe Ochrophyta e Chlorophyta, più abbondanti in estate, sembrano essere le principali responsabili della presenza di crostacei nei campioni in esame e della maggiore ricchezza delle comunità. Esse sono infatti tra le principali responsabili della produzione primaria delle scogliere rocciose e allo stesso tempo forniscono diverse tipologie di rifugio. Queste loro caratteristiche sono in grado di garantire una elevata ricchezza della comunità della meiofauna che come rilevato in questo studio è maggiore in corrispondenza dei siti con le maggiori percentuali di macroalghe (Gibbons e Griffiths 1986).

La distribuzione dei principali *taxa* della meiofauna, quali copepodi, nematodi ed anfipodi, sembra quindi adattarsi alla diversa natura e struttura del substrato che cambia notevolmente in base alla stagione considerata. Infatti, durante l'inverno, e soprattutto nel sito Aurora, predomina un substrato roccioso privo di qualsiasi genere di copertura ed essenzialmente bi-dimensionale, quindi in grado di offrire limitati rifugi e protezione agli organismi meiobentonici (Gibbons e Griffiths 1988). Invece, la roccia ricoperta da alghe o altri organismi macrobentonici è in grado di intrappolare ingenti quantità di sedimento (Airoldi e Virgilio 1998; Airoldi 2003), venendo così a formare un ambiente ricco di *microhabitat* in grado di attirare numerose specie (Ballesteros 2006; Bianchelli et al 2013), ed allo stesso tempo, presenta il grosso vantaggio di fornire ingenti risorse nutritive, in grado di soddisfare le esigenze di diversi gruppi di erbivori, che a loro volta potranno essere la fonte di cibo per predatori (Montagna 1995; Montagna et al. 1995; Moens e



Vincx 1996; Bianchelli et al. 2013). Le macroalghe forniscono ben tre possibili tipi di *habitat* alla meiofauna (Hicks 1985): la superficie algale, gli interstizi alla base delle alghe, e il deposito di sedimenti e detriti che si accumula alla base degli steli, favorendone quindi una maggiore e più facile colonizzazione da parte di organismi “colonizer”.

Le fronde delle alghe, infatti, sono ambienti prevalentemente dominati da copepodi arpacticoidi, mentre alla base delle alghe predominano *taxa* quali i nematodi (Arroyo et al. 2004; 2006). Il concetto che la struttura di una comunità sia legata alla complessità del suo *habitat* è stato formulato da MacArthur e MacArthur (1961) e ripreso in diversi studi in ecosistemi sia terrestri che acquatici (Heck e Wetstone 1977; Hicks 1980; Stoner e Lewis 1985; “*fractal hypothesis*” di Gee e Warwick 1994; Danovaro e Fraschetti 2002). La complessità è correlata anche a piccole variazioni di un *habitat* quali dimensione, forma, tessitura delle superficie e rapporto tra gli spazi di un substrato. In particolare dalla PCA si evince come le Ochrophyta influenzino positivamente la distribuzione dei crostacei ed in particolar modo degli anfipodi e dei copepodi. Gli anfipodi, insieme con gasteropodi e policheti (= *mesograzers*, piccoli invertebrati erbivori) sono noti in letteratura per la loro resistenza nei confronti di alcune specie di alghe, in particolar modo *Dictyota dichotoma*, la più abbondante Ochrophyta nelle stazioni considerate in questo studio: si tratta di un'alga bruna in grado di produrre difese chimiche per combattere la predazione da parte di organismi erbivori (Buza-Jacobucci e Pereire-Leite 2014). Inoltre, è stato dimostrato che gli anfipodi presentano un ciclo biologico strettamente correlato alle macrofite che forniscono loro protezione dalla predazione oltre che nutrimento (Beckley 1980; Danovaro e Fraschetti 2002; Danovaro et al. 2007).

Analizzando i *taxa* rari della meiofauna (quelli presenti con percentuali inferiori al 1%), lievi differenze significative sono state registrate in relazione a profondità, stagioni e siti. Sono in particolare gastrotrichi, turbellari e ofiuroidei a determinare queste differenze nelle comunità, essendo prevalenti nei siti dove la copertura macrobentonica è dominata dai principali gruppi animali del macrobenthos (Polychaeta, Rhodophyta, Bryozoa, Ascidiacea e Porifera), ossia quelle invernali di Paraggi, come mostrato anche dal fattore 1 della PCA (Figura 27a). La presenza nei siti invernali di Paraggi di *taxa* quali gastrotrichi e turbellari può essere correlata alla relativa sensibilità di questi ultimi gruppi a condizioni idrodinamiche sfavorevoli ed a inquinamento di natura organica (Hummon et al. 1990; Balsamo et al. 2010).

Nei siti in esame sono stati rinvenuti soprattutto copepodi appartenenti alla classe degli arpacticoidi, con una struttura di comunità molto simile a quella tipica di ambienti fitali (Hicks 1977a; Heip et al. 1983; Johnson e Scheibling 1987; Atilla et al. 2003; Steinarsdóttir et al. 2003; De Troch et al. 2008; Mascart et al. 2014). Le famiglie più abbondanti sono risultate i Miraciidae, Laophontidae, Longipediidae e Thalestridae, considerate tra gli arpacticoidi fitali effettivi (Jayabarathi et al. 2012). Tra i generi, *Longipedia*, *Esola*, e *Phyllothalestris* erano i più abbondanti durante l'estate, mentre *Laophonte*, *Porcellidium*, *Thalestris* e *Paralaophonte* rappresentavano la maggioranza della comunità fitale durante l'inverno.

Le specie dei generi *Laophonte*, *Esola*, *Porcellidium* e *Paralaophonte*, considerando la morfologia delle appendici dotate di un potente uncino prensile, sono forme tipicamente adattate a vivere come epibionti sulle macroalghe, soprattutto in zone sottoposte a forti correnti (Hopper e Davenport 2006). Anche *Thalestris*, dotato di massillipedi prensili e

robusti e appendici natatorie uncinatae, si ritrova spesso in questa tipologia di ambienti (Hicks e Coull 1983; Bell et al. 1987; Arroyo et al. 2006). Oltre a questi, sono stati rinvenuti, con percentuali inferiori, generi comunemente associati ai sedimenti come *Ameira* e *Amphiascus*, che presentano un corpo allungato e una forma cilindrica, due caratteristiche che permettono loro di adattarsi meglio a vivere tra gli spazi interstiziali che si vengono a creare nei sedimenti accumulati. Infine sono state rilevate specie euritopiche, distribuite cioè in un'ampia varietà di *habitat*, come *Ectinosoma* (Noodt 1971; Hicks 1985; Gheerardyn et al. 2008). Soprattutto durante l'estate sono state registrate elevate percentuali di *Longipedia*, genere tipicamente fitale, che in alcuni lavori è stato segnalato come specie migratrice, in grado cioè di vivere indistintamente come epifita su macroalghe o sulla colonna d'acqua (Bell et al. 1987).

Come è stato spiegato da Gheerardyn et al. (2008) e Callens et al. (2012), la presenza in uno stesso ambiente di *taxa* sia fitali che tipicamente associati a sedimenti, è probabilmente correlata alla complessa microtopografia di quell'ambiente che comprende una varietà di *habitat* adatta ad ospitare una comunità eterogenea e diversificata: ciò è stato anche dimostrato dall'analisi del meiobenthos.

La prevalenza dei generi finora segnalati è da imputarsi al fatto che il substrato, soprattutto nel periodo estivo, era in prevalenza ricoperto da macroalghe. La PCA mostra infatti che la comunità dei copepodi in generale è negativamente correlata al substrato abiotico (*abiotic*), sottolineando la sua tendenza ad occupare ambienti dove siano preponderanti risorse trofica e nutrienti (Mascart et al. 2015).

Hicks e Coull (1983) hanno effettivamente osservato che l'esistenza di una grande varietà di generi di arpacticoidi morfologicamente simili in uno stesso *habitat* è una conseguenza di un'alimentazione selettiva. Ciò indica la possibilità che la comunità dei copepodi arpacticoidi sia associata principalmente con la risorsa disponibile, oltre che con la presenza di eventuali rifugi in ambienti ricchi di macrofitodetriti (Mascart et al. 2014, 2015) come quelli nei siti considerati in questo studio e caratterizzati da Ochrophyta e Chlorophyta.

Osservando la PCA si nota una più marcata correlazione negativa del genere *Diarthrodes* con i principali raggruppamenti algali. *Diarthrodes nobilis* (Hicks e Grahame 1979) in particolare, rinvenuta nel corso di questo studio durante l'inverno, è conosciuta per la sua capacità di produrre un muco che fornisce un substrato facilmente degradabile per i batteri dei quali essa si nutre (Hicks e Grahame 1979; De Troch et al. 2005; Arroyo et al. 2006), riuscendo così a sopravvivere anche in *habitat* dove il substrato è povero di altre risorse trofiche. Analizzando il fattore 1 della PCA, il genere *Ameira* risulta positivamente correlato con i principali gruppi animali del macrobenthos, tra cui anche i Porifera. *Ameira* è stata segnalata in bibliografia per la sua preferenza a colonizzare substrati occupati da spugne, il che può spiegare la sua presenza in questo *habitat* (Hicks e Coull 1983; Gheerardyn et al. 2009).

L'nMDS e ANOSIM effettuate sulla comunità dei copepodi registrano una variazione dovuta non solo alla stagione ma anche alla profondità. Questo potrebbe essere dovuto all'elevata sensibilità che i copepodi hanno nei confronti della disponibilità di ossigeno (Moodley et al. 2000), che nell'area di studio tende leggermente ad aumentare con la profondità in entrambe le stagioni. Queste variazioni non sono però molto marcate, e ciò è

probabilmente legato al fatto che tra 5 e 20 metri di profondità gli organismi epifiti che occupano il substrato non variano significativamente.

Analizzando i *taxa* della meiofauna e gli indici di diversità, i siti considerati presentano un'ottima qualità ambientale (Danovaro et al. 2004; Pusceddu et al. 2007). Difatti è presente un numero di *taxa* molto elevato (>16), e più alto nel sito Paraggi, che probabilmente risente anche molto meno dell'influsso del vicino fiume Entella rispetto al sito Aurora.

L'elevata qualità ecologica dei siti considerati è mostrata anche dalla presenza di *taxa* generalmente molto sensibili quali cumacei, isopodi, gasteropodi e altri, che in condizioni di stress sono tra i primi a scomparire (Heip et al. 1988; Terlizzi et al. 2005; Pusceddu et al. 2007). Bisogna comunque considerare il fatto che l'indice di qualità ecologica utilizzato è stato testato in ambienti a fondo molle e potrebbe non fornire indicazioni completamente corrette sulle comunità di fondo roccioso.

In conclusione, il meiobenthos tende ad occupare prevalentemente aree dove è presente una maggiore complessità spaziale e quindi un maggior numero di nicchie ecologiche, date soprattutto da raggruppamenti algali di notevoli dimensioni. In queste aree coesistono quindi diversi *taxa* con diverse abitudini alimentari e/o diversi adattamenti morfo-funzionali, che permettono l'instaurarsi di comunità animali diversificate sia per quanto riguarda la meiofauna sia per quanto riguarda i copepodi arpacticoidi.

## CAPITOLO 5

### 1. CONCLUSIONI

Dalle indagini effettuate è evidente come attualmente ancora sia necessario approfondire lo studio della diversità e dell'ecologia della componente meiobentonica, soprattutto quella di fondi duri, sulla quale si hanno informazioni incomplete e frammentarie. Il meiobenthos di fondi molli è infatti stato oggetto di molte ricerche, soprattutto ecologiche, ma lo stesso non si può dire per quello di fondo roccioso, per il quale le informazioni a disposizione sono assai scarse e spesso incongruenti.

L'utilizzo del meiobenthos come bioindicatore, come risulta dalle indagini effettuate lungo la costa adriatica e lungo la costa ligure, può dare utili informazioni per conoscere lo stato di qualità ecologica di una certa area. Entrambe le ricerche attuate dimostrano infatti la grande utilità e le potenzialità del meiobenthos nei biomonitoraggi ambientali, soprattutto quando si vogliono valutare gli effetti biologici ed ecologici complessivi da parte di fattori di disturbo, tra i quali stress di origine antropica, e non semplicemente misurare i valori di concentrazione assoluta di una sostanza inquinante. E' ovviamente necessario individuare e calibrare i descrittori del meiobenthos con indagini più approfondite per arrivare a definire protocolli standardizzati del suo utilizzo, analogamente a quanto avvenuto per il macrobenthos.

Lo studio effettuato sui fondi molli del Mare Adriatico, sia per quanto riguarda la meiofauna che la nematofauna ha consentito di trarre una serie di importanti conclusioni:

- 1) sono stati ottenuti ulteriori dati sulla composizione quali-quantitativa, distribuzione e andamento stagionale delle comunità del meiobenthos e dei nematodi lungo un tratto di costa che comprende anche il Parco Naturale del San Bartolo;
- 2) la maggiore fonte di disturbo nell'area è risultata essere l'influsso fluviale correlato alla stagionalità. Lo scarico di nutrienti da parte dei fiumi verso il mare è stato con ogni probabilità il maggiore responsabile della fioritura microalgale e del successivo picco di Chl-*a* a conferma dei fenomeni di eutrofizzazione che si sono verificati durante novembre 2011 in quest'area. I fiumi locali sono stati la maggior fonte di disturbo ambientale, ma in autunno anche il fiume Po ha esercitato un influsso negativo nell'area di studio. Quello che è più interessante è che è stato provato per la prima volta un impatto del fiume Po anche ad una distanza relativamente vicina alla costa (500 m dalla linea di riva);
- 3) l'area di studio, in base alla classificazione ripresa dalle indicazioni delle Direttive Europee, ricade all'interno delle classi EcoQ da 'scarsa' a 'sufficiente' per il meiobenthos, e da 'scarsa' a 'cattiva' per i nematodi, indicando quindi una situazione ecologica critica che dovrebbe essere monitorata nel tempo;

4) l'utilizzo del meiobenthos ad un maggiore rango tassonomico (*phylum*, classe, ecc) può essere considerato un buono strumento per indagare la risposta puntiforme e a breve termine di una comunità biologica in seguito a fenomeni di eutrofizzazione. Limitare l'identificazione della comunità meiobentonica a questo livello consentirebbe la definizione di un protocollo per il biomonitoraggio ambientale molto più semplice e rapido nonché molto meno costoso di quelli attualmente in uso sul macrobenthos, soprattutto per determinare risposte a breve termine a variazioni ambientali;

5) l'utilizzo dei nematodi (a livello di genere) per la valutazione della qualità ambientale dà utili informazioni circa le risposte a lungo termine di questa comunità in seguito a situazioni di stress. Tra i singoli descrittori per la valutazione della qualità dei sedimenti e dell'ambiente, gli strumenti più informativi sono risultati essere gli adattamenti funzionali quali la strategia di vita, che sono apparsi in grado di dare una maggiore corrispondenza con le variazioni dei parametri ambientali ed in particolare con i fattori di stress.

Lo studio effettuato sui fondi duri del Mar Ligure, sia per quanto riguarda la componente meiobentonica che la fauna a copepodi, rappresenta una base molto importante per incrementare le conoscenze faunistiche sul meiobenthos dei fondi duri in generale ed in particolare sull'area marina protetta (MPA) del promontorio di Portofino. Da questa indagine sono state ottenute diverse informazioni:

1) sono stati ottenuti i primi dati quali-quantitativi sulla distribuzione e sull'andamento stagionale della comunità meiobentonica in substrati duri dell'Area Marina Protetta in questione. Le informazioni sul meiobenthos in questa tipologia di substrati sono ad oggi estremamente scarse e la letteratura a riguardo mostra dati contraddittori sottolineando la necessità di caratterizzare meglio il meiobenthos in questi ambienti;

2) il fattore principale che ha influenzato la distribuzione e la composizione del meiobenthos è stato individuato nelle caratteristiche del substrato in relazione alla posizione e alle caratteristiche geomorfologiche dei siti oltre che alla stagione. In particolare, i siti collocati più ad Ovest lungo la costa del promontorio risentivano maggiormente delle correnti marine e dell'influsso del fiume Entella, che può essere considerato la maggiore fonte di disturbo nell'area. Il meiobenthos e il macrobenthos sembravano seguire *trend* stagionali, essendo le comunità molto diversificate tra estate e inverno;

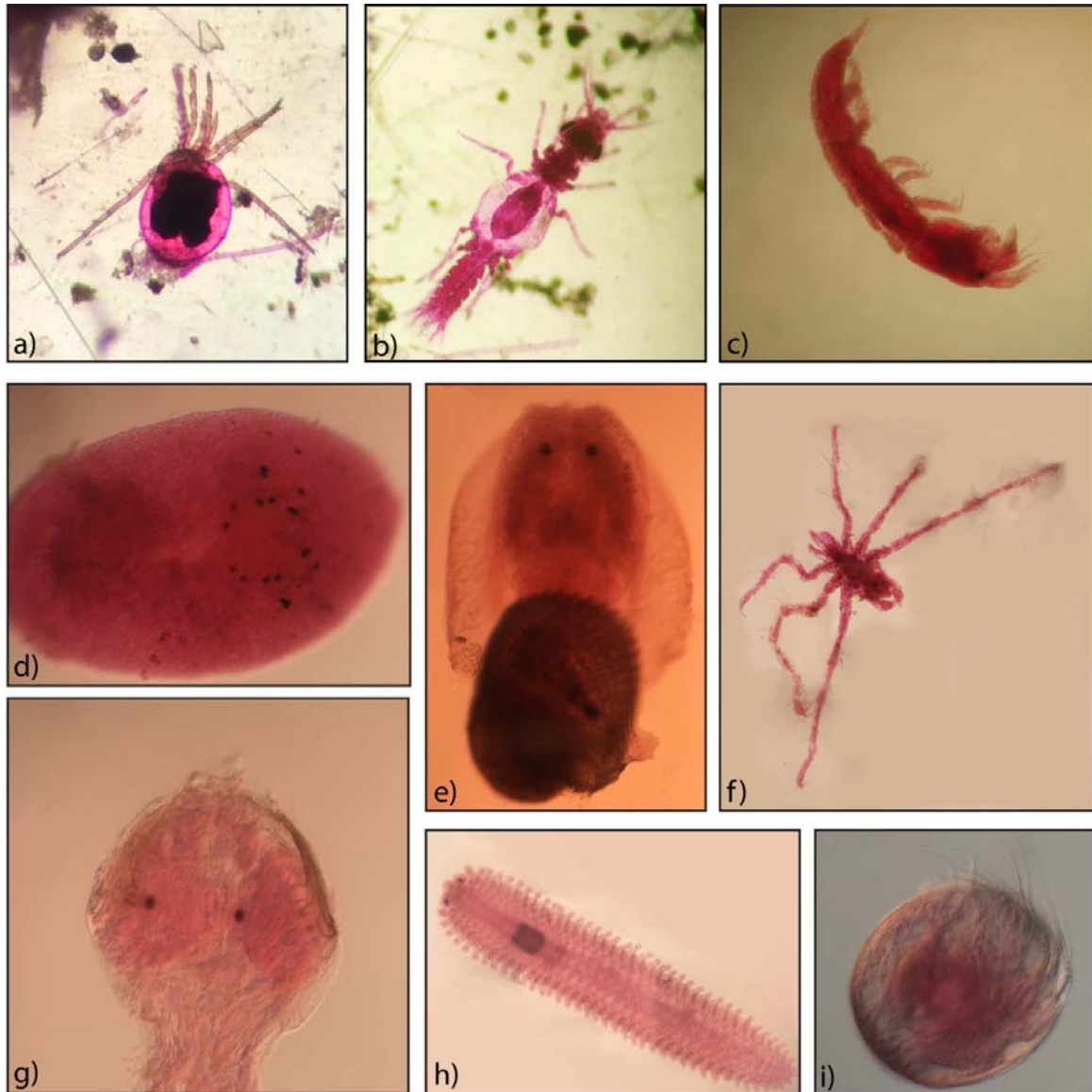
3) i siti presenti nell'area di studio presentano, in base alla ricchezza del meiobenthos, un'ottima qualità ambientale secondo le classi dell'EcoQ, sottolineando il notevole pregio naturalistico di questi ambienti;

4) l'utilizzo del meiobenthos anche ad elevati livelli tassonomici anche per i fondi duri, così come nei fondi molli, può essere considerato un strumento molto informativo per indagare gli effetti di possibili stress ambientali sulle comunità del benthos;

5) l'analisi dei copepodi (a livello di genere) ha permesso sia di aggiornare la distribuzione geografica del gruppo, sia di definire in maggior dettaglio le loro caratteristiche ecologiche. I generi di copepodi rilevati sono per la maggior parte generi tipici di ambienti fitali e presentano evidenti adattamenti morfo-funzionali alla vita epifitica.

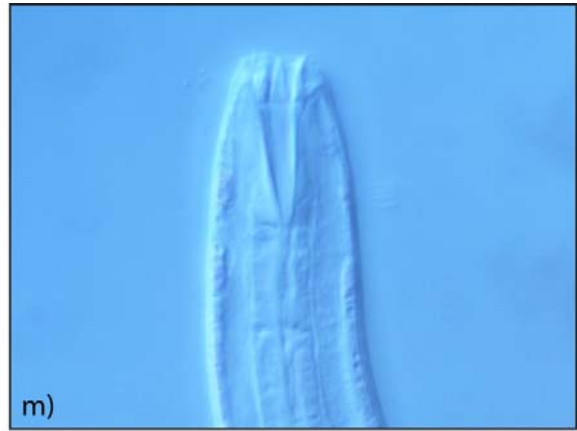
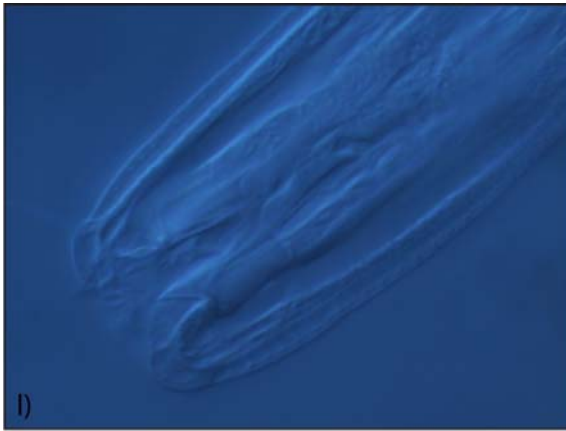
# TAVOLE FOTOGRAFICHE

Tavola I



a) Halacarida (esemplare intero); b) Isopoda (esemplare intero); c) Tanaidacea (esemplare intero); d) Platyhelminthes (esemplare intero); e) Mollusca Gastropoda (esemplare intero); f) Pycnogonida (esemplare intero); g) Chaetognatha (testa); h) Polychaeta (esemplare intero); i) Ostracoda (esemplare intero).

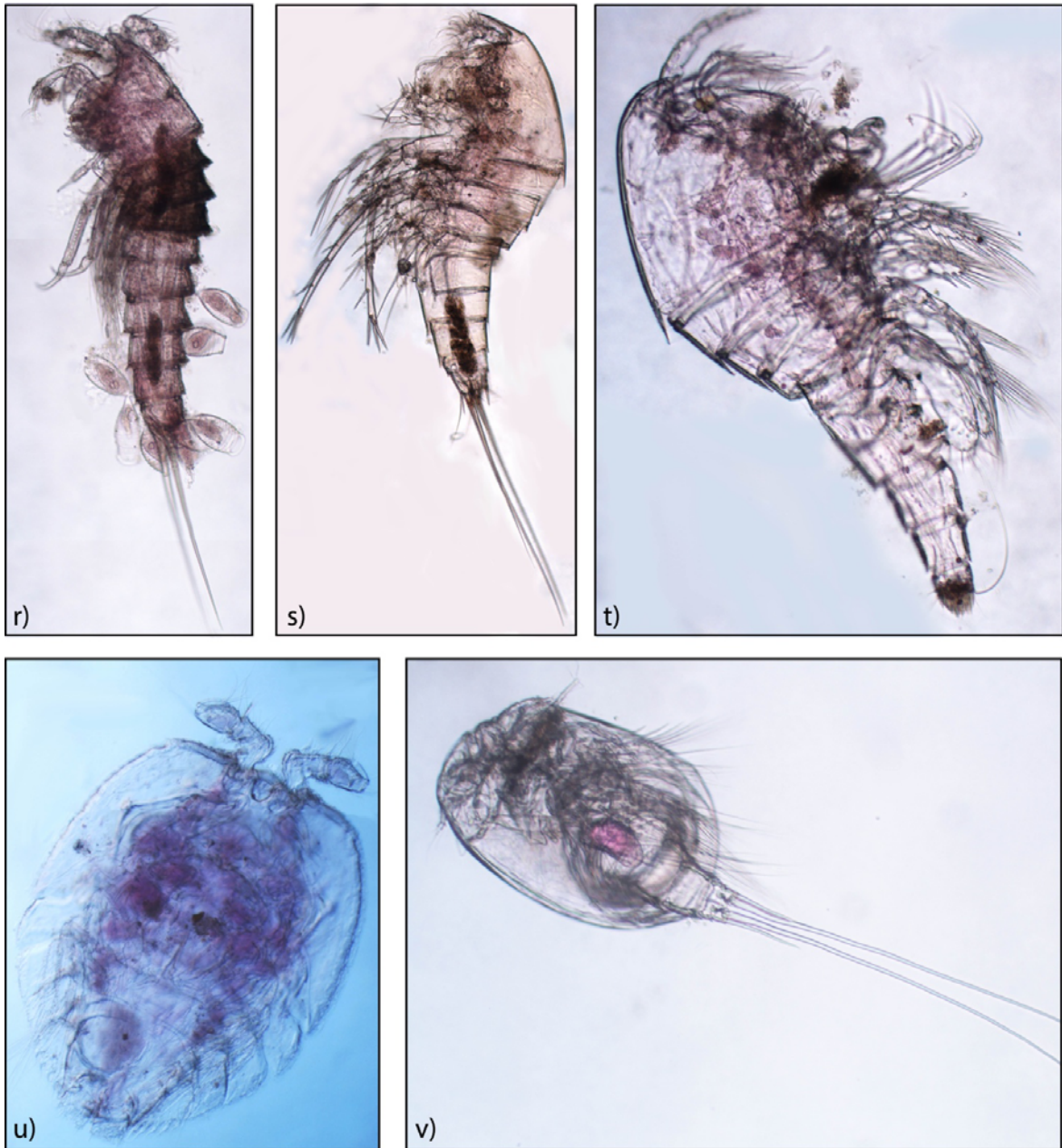
Tavola II



l) Nemaoda *Paracanthochus* (apparato boccale); m) Nematoda *Odontophora* (apparato boccale); n) Nematoda *Daptonema* (apparato boccale); o) Nematoda *Sabatieria* (coda e spicola); p) Nematoda *Spilophorella* (bulbo faringeo); q) Nematoda *Linhomoeus* (apparato boccale).



Tavola III



r) Copepoda *Laophonte* (esemplare intero); s) Copepoda *Longipedia* (esemplare intero); t) Copepoda *Thalestris* (esemplare intero); u) Copepoda *Porcellidium* (esemplare intero); v) Copepoda *Metis* (esemplare intero).



## BIBLIOGRAFIA

Airoidi L. (1998). Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79:275-277.

Airoidi L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41:161-236.

Airoidi L., Virgilio M. (1998). Response of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 165:271-282.

Albertelli G., Covazzi-Harriague A., Danovaro R., Fabiano M., Frascchetti S., Pusceddu A. (1999). Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research*, 42:11-26.

Alves A.S., Adão H., Ferrero T.J., Marques J.C., Costa M.J., Patrício J. (2013). Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: the use of nematodes in ecological quality assessment. *Ecological Indicators*, 24:462-475.

Ansari K.G.M.T., Lyla P.S., Ajmal Khan S., Manokaran S., Raja S. (2013). Community structure of harpacticoid copepods from the southeast continental shelf of India. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 3:87-100.

Appeltans W., Ahyong S.T., Anderson G., Angel M.V., Artois T., Bailly N., Bamber R., Barber A., Bartsch I., Berta A., Błazewicz-Paszkowycz M., Bock P., Boxshall G., Boyko C.B., Brandão S.N., Bray R.A., Bruce N.L., Cairns S.D., Chan T.-Y., Cheng L., Collins A.G., Cribb T., Curini-Galletti M., Dahdouh-Guebas F., Davie P.J.F., Dawson M.N., De Clerck O., Decock W., De Grave S., de Voogd N.J., Domning D.P., Emig C.C., Erséus C., Eschmeyer W., Fauchald K., Fautin D.G., Feist S.W., Fransen C.H.J.M., Furuya H., Garcia-Alvarez O., Gerken S., Gibson D., Gittenberger A., Gofas S., Gómez-Daglio L., Gordon D.P., Guiry M.D., Hernandez F., Hoeksema B.W., Hopcroft R.R., Jaume D., Kirk P., Koedam N., Koenemann S., Kolb J.B., Kristensen R.M., Kroh A., Lambert G., Lazarus D. B., Lemaitre R., Longshaw M., Lowry J., Macpherson E., Madin L.P., Mah C., Mapstone G., McLaughlin P.A., Mees J., Meland K., Messing C.G., Mills C.E., Molodtsova T.N., Mooi R., Neuhaus B., Ng P.K.L., Nielsen C., Norenburg J., Opresko D.M., Osawa M., Paulay G., Perrin W., Pilger J.F., Poore G.C.B., Pugh P., Read G.B., Reimer J.D., Rius M., Rocha R.M., Saiz-Salinas J.I., Scarabino V., Schierwater B., Schmidt-Rhaesa A., Schnabel K., Schotte M., Schuchert P., Schwabe E., Segers H., Self-Sullivan C., Shenkar N., Siegel V., Sterrer W., Stöhr S., Swalla B., Tasker M.L., Thuesen E.V., Timm T., Todaro M.A., Turon X., Tyler S., Uetz P., van der Land J., Vanhoorne B., van Ofwegen L.P., van Soest R.W.M., Vanaverbeke J., Walker-Smith G., Walter T.C., Warren A., Williams G.C., Wilson S.P., Costello M.J. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, 22:2189-2202.

- Armenteros M., Pérez-García J.A., Ruiz-Abierno A., Díaz-Asencio L., Helguera Y., Vincx M., Decraemer W. (2010). Effects of organic enrichment on nematode assemblages in a microcosm experiment. *Marine Environmental Research*, 70:374-382.
- Armenteros M., Ruiz-Abierno A., Fernández-Garcés R., Pérez-García J.A., Díaz-Asencio L., Vincx M., Decraemer W. (2009). Biodiversity patterns of free-living marine nematodes in a tropical bay: Cienfuegos, Caribbean Sea. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 85:179-189.
- Armynot du Châtelet E., Bout-Roumazeilles V., Coccioni R., Frontalini F., Guillot F., Kaminski, M.A., Recourt P., Riboulleau A., Trentesaux A., Tribovillard N., Ventalon S. (2013). Environmental control on shell structure and composition of agglutinated foraminifera along a proximal–distal transect in the Marmara Sea. *Marine Geology*, 335:114-128.
- Arroyo N. L., Aarnio K., Bonsdorff E. (2006). Drifting algae as a means of re-colonizing defaunated sediments in the Baltic Sea. A short-term microcosm study. *Hydrobiologia*, 554:83-95.
- Arroyo N.L., Maldonado M., Perez-Portela R., Benito J. (2004). Distribution patterns of meiofauna associated with a sublittoral *Laminaria* bed in the Cantabrian Sea (north-eastern Atlantic). *Marine Biology*, 144:231-242.
- Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F., Russo A. (1997a). The Adriatic Sea general circulation, part I: baroclinic circulation structure. *Journal of Physical Oceanography*, 27:1515-1532.
- Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F., Russo A. (1997b). The Adriatic Sea general circulation. Part I. Air-sea interaction and water mass structure. *Journal of Physical Oceanography*, 27:1492-1514.
- Astraldi M., Bianchi C.N., Gasparini G.P., Morri C. (1995) Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (North-West Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 18:139-49.
- Astraldi M., Gasparini G. (1986a). La circolazione costiera nel mar ligure orientale. *Bollettino dei Musei e Degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*, 52:317-331.
- Astraldi M., Gasparini G. (1986b). Observation of pressure and wind fields over the Ligurian and Tyrrhenian seas (W. Mediterranean). *Meteorology and Atmospheric Physics*, 35:139-148.
- Astraldi M., Manzella G. (1983). Some observations on current measurements on the east Ligurian shelf, Mediterranean Sea. *Continental Shelf Research*, 2:183-193.
- Atilla N., Fleeger J. (2000). Meiofaunal colonization of artificial substrates in an estuarine environment. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli : Marine Ecology*, 21:69-83.

- Atila N., Wetzel M.A., Fleeger J. (2003). Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 287:273-287.
- Azovsky A., Saburova M., Chertoprood E., Polikarpov I. (2005). Selective feeding of littoral harpacticoids on diatom algae: hungry gourmands? *Marine Biology*, 148:327-337.
- Baccetti B., Baldaccini N.E., Bedini C., Brandmayr P., Capanna E., Chieffi G., Cobolli M., Ferraguti M., Ghirardelli E., Ghiretti F., Giusti F., Grigolo A., Mainardi D., Minelli A., Papi F., Parrinello N., Ricci N., Ruffo S., Sarà M., Scali V., Zullini A. (1995). *Zoologia. Trattato italiano*, vol. I. Capitoli 12, 13. Zanichelli editore, Bologna.
- Ballesteros E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44:123-195.
- Balsamo M., Albertelli G., Ceccherelli V.U., Coccioni R., Colangelo M.A., Curini-Galletti M., Danovaro R., D'Addabbo R., De Leonardis C., Fabiano M., Frontalini F., Gallo M., Gambi C., Guidi L., Moreno M., Pusceddu A., Sandulli R., Semprucci F., Todaro M.A., Tongiorgi P. (2010). Meiofauna of the Adriatic Sea: present knowledge and future perspectives. *Chemistry and Ecology*, 26:45-63.
- Balsamo M., Semprucci F., Frontalini F., Coccioni R. (2012). Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring. In Cruzado A. (Eds.), *Marine ecosystems.: InTech*, Rijeka, pp.77-104.
- Barnes N., Bamber R., Moncrieff C., Sheader M., Ferrero T. (2008). Meiofauna in closed coastal saline lagoons in the United Kingdom: structure and biodiversity of nematode assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79:328-340.
- Beckley L.E. (1980). Distribution and tidal rhythmicity of a littoral amphipod. *Suid Afrikaanse Tydskrif vir Dierkunde*, 15:199-200.
- Beckley L.E. (1982). Studies on the littoral seaweed epifauna of St. Croix Island. III. *Gelidium pristoides* (Rhodophyta) and its epifauna. *South African Journal of Zoology*, 17:3-10.
- Beckley L.E., McLachlan A. (1980). Studies on the littoral seaweed epifauna of St Croix Island. 2. Composition and summer standing stock. *South African Journal of Zoology*. 15:170-176.
- Bell S.S. (1985). Habitat complexity of polychaete tube-caps: influence of architecture on dynamics of a meioepibenthic assemblage. *Journal of Marine Research*, 43:647-671.
- Bell S.S., Coen L.D. (1982). Investigations on epibenthic meiofauna: I. Abundances on and repopulation of the tube caps of *Diopatra cuprea* (Polychaeta: Onuphidae) in a subtropical system. *Marine Biology*, 67: 303-309.
- Bell S.S., Walters K., Hall M.O. (1987). Habitat utilization by harpacticoid copepods: a morphometric approach. *Marine Ecology Progress Series*, 35:59-64.

- Bell S.S., Walters K., Kern J.C. (1984). Sampling for meiofaunal taxa in seagrass systems: lessons from studies in a subtropical Florida estuary, U.S.A. In: Thompson M.F., Sarojini R., Nagabushabam R. (Eds.) *Biology of benthic marine organisms*. Oxford and IBH, New Delhi. p.239-245.
- Benson B.L. (1989). Airlift sampler: applications for hard substrata. *Bulletin of Marine Science*, 44:753-757.
- Best R.J., Chaudoin A.L., Bracken M.E.S., Graham M.H., Stachowicz J.J. (2014). Plant-animal diversity relationships in a rocky intertidal system depend on invertebrate body size and algal cover. *Ecology*, 95:1308-1322.
- Beyrem H., Boufahja F., Hedfi A., Essid N., Aïssa P., Mahmoudi E. (2011). Laboratory study on individual and combined effects of cobalt- and zinc-spiked sediment on meiobenthic nematodes. *Biological Trace Elements Research*, 144:790-803.
- Bianchelli S., Pusceddu A., Canese S., Greco S., Danovaro R. (2013). High meiofaunal and nematodes diversity around mesophotic coral oases in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 8: e66553.
- Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti-Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Fraschetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G. (2004). Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. Hard bottoms. *Biologia Marina Mediterranea*, 11:185-215.
- Blanchard G.F. (1991). Measurement of meiofauna grazing rates on microphytobenthos-is primary production a limiting factor? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 147:37-46.
- Bongers T. (1990). The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83:14-19.
- Bongers T., Alkemade R., Yeates G.W. (1991). Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the maturity index. *Marine Ecology Progress Series*, 76:135-142.
- Borger T., Hattam C., Burdon D., Atkins J., Austen M. (2014). Valuing the conservation benefits of offshore marine protected areas. *Ecological Economics*, 108:229-249.
- Borja A., Dauer D., Díaz R., Llansó R.J., Muxika I., Rodríguez J.G., Schaffner L. (2008). Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: a comparison of three indices. *Ecological Indicators*, 8:395-403.
- Borja A., Dauer D.M. (2008). Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8:331-337.
- Borja A., Elliott M., Carstensen A.C., Heiskannen A.S., van de Bund A.S. (2010). Marine management towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 60:2175-2186.

- Borja Á., Franco J., Pérez V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 12:1100-1114.
- Borja A., Miles A., Occhipinti-Ambrogi A., Berg T. (2009). Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 633:181-196.
- Boucher G. (1980). Facteurs d'équilibre d'un peuplement de nematodes libres des sables sublittoraux. *Mémoires du Museum national d'Histoire Naturelle, Paris*, 114:1-81.
- Bout-Roumazeilles V., Combourieu-Nebout N., Desprat S., Siani G., Turon J.-L., Essallami L. (2013). Tracking atmospheric and riverine terrigenous supplies variability during the last glacial and the Holocene in central Mediterranean. *Climate of the Past Discussions*, 9:1065-1087.
- Boxshall G.A., Halsey S.H. (2004). An introduction to copepod diversity. The Ray Society, London, 996 pp.
- Brazeiro A. (2001). Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Marine Ecology Progress Series*, 224:35-44.
- Bryan G.W., Langston W.J., Hummerstone L.G., Burt G.R. (1985). A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. Marine Biological Association of the United Kingdom, Occasional Publication Number 4, 92 pp.
- Buza-Jacobucci G., Pereira-Leite F.P. (2014). The role of epiphytic algae and different species of *Sargassum* in the distribution and feeding of herbivorous amphipods. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42:353-363.
- Callens M., Gheerardyn H., Ndaró S.G.M., De Troch M., Vanreusel A. (2012). Harpacticoid copepod colonization of coral fragments in a tropical reef lagoon (Zanzibar, Tanzania). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92: 1535-1545.
- Carriço R., Zeppilli D., Quillien N., Grall J. (2013). Can meiofauna be a good biological indicator of the impacts of eutrophication caused by green macroalgal blooms? *An Do Les Cahiers Naturalistes De l'Observatoire Marin*, 2:9-16.
- Castellari S., Pinardi N., Leanman K. (2000). Simulation of water mass formation processes in the Mediterranean Sea: Influence of the time frequency of the atmospheric forcing. *Journal of Geophysical Research*, 105:24157-24181.
- Chamley H. (1989). *Clay sedimentology*. Springer, Berlin, 623 pp.
- Chandler G.T., Fleeger J.W. (1984). Tube-building by a marine meiobenthic harpacticoid copepod. *Marine Biology*, 82:15-19.
- Christie H., Norderhaug K.M., Fredriksen S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396:221-233.

- Clarke K.R., Gorley R.N. (2001). Primer version 5. Primer-E, Plymouth.
- Clarke K.R., Warwick R.M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation (2nd Eds.). Primer-E, Plymouth.
- Colantoni P., Mencucci D., Nesci O. (2004). Coastal processes and cliff recession between Gabicce and Pesaro (northern Adriatic Sea): a case study. *Geomorphology*, 62:257-268.
- Combourieu-Nebout N., Peyron O., Bout-Roumazeilles V., Goring S., Dormoy I., Joannin S., Sadori L., Siani G., Magny M. (2013). Holocene vegetation and climate changes in the central Mediterranean inferred from a high-resolution marine pollen record (Adriatic Sea). *Climate of the Past Discussions*, 9:1669-2014.
- CoNISMa AMP Portofino (2004). Progetto di studio per la valutazione e valorizzazione delle emergenze naturalistiche dell'Area Naturale Marina Protetta del Promontorio di Portofino. Progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare Piano di Gestione 2001. A cura di: Cattaneo-Vietti R., Agostini A., Bavestrello G., Bava S., Franci G., Mangialajo L., Molinari A., Pansini M., Salvati E., Schiaparelli S., Tunesi L.. Rapporto tecnico. 300 pp.
- Coull B.C. (1988). Ecology of meiofauna. In: Higgins R.P, Thiel H. (Eds.), *Introduction to the study of meiofauna.* Smithsonian Institution Press, Washington D.C. pp:18-38.
- Coull B.C. (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, 24:327-343.
- Coull B.C., Bell S.S. (1979). Perspectives of Marine Meiofaunal Ecology. In: Livingston R.J. (Eds.), *Ecological Processes in Coastal and Marine Ecosystems.* Plenum Publishing Company, New York, p.189-216.
- Coull B.C., Chandler G.T. (1992). Pollution and meiofauna: field, laboratory and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 30:191-271.
- Coull B.C., Creed E.L., Eskin R.A., Montagna P.A., Palmer M.A., Wells J.B.J. (1983). Phytal meiofauna from the rocky intertidal at Murrelles Inlet, South Carolina. *Transactions of the American Microscopical Society*, 102: 380–389.
- Coull B.C., Ellison R.L., Fleeger J.W., Higgins R.P., Hope W.D., Hummon W.D., Rieger R.M., Sterrer W.E., Thiel H., Tietjen J.H. (1977). Quantitative estimates of the meiofauna from the deep sea off North Carolina, USA. *Marine Biology*, 39:233-240.
- Coull B.C., Hicks G.R.F., Wells J.B.J. (1981). Nematode/copepod ratios for monitoring pollution: a rebuttal. *Marine Pollution Bulletin*, 12:378-381.
- Covazzi Harriague A., Gaozza L., Montella A., Misic C. (2006). Benthic communities on a sandy Ligurian beach (NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, 571:383-394.
- Crisp D.J., Mwiseje B. (1989). Diversity in intertidal communities with special reference to the *Corallina officinalis* community. *Scientia Marina*, 53: 365-372.

- Dahl E. (1948). On the Arthropoda of marine algae, especially in polyhaline waters off the Swedish West Coast. *Undersoknigar over Gresund*, 35:1-93.
- Dahms H.U., Harder T., Qian P.Y. (2007). Selective attraction and reproductive performance of a harpacticoid copepod in a response to biofilms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341:228-238.
- Danovaro R., Della Croce N., Eleftherious A., Fabiano M., Papadopoulou N., Smith C., Tselepides A. (1995a). Meiofauna of the deep Eastern Mediterranean Sea: distribution and abundance in relation to bacterial biomass, organic matter composition and other environmental factors. *Progress in Oceanography*, 36:329-341.
- Danovaro R., Dell'Anno A., Martorano D., Parodi P., Marralle N.D., Fabiano M. (1999). Seasonal variation in the biochemical composition of deep-sea nematodes: Bioenergetic and methodological considerations. *Marine Ecology Progress Series*, 179:273-283.
- Danovaro R., Fabiano M., Vincx M. (1995b). Meiofauna response to the Agip Abruzzo oil spill in subtidal sediments of the Ligurian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 30:133-145.
- Danovaro R., Fraschetti S. (2002). Meiofaunal vertical zonation on hardbottoms: comparison with soft-bottom meiofauna. *Marine Ecology Progress Series*, 230:159-169.
- Danovaro R., Gambi C., Manini E., Fabiano M. (2000b). Meiofauna response to a dynamic river plume front. *Marine Biology*, 137:359-370.
- Danovaro R., Gambi C., Mirto S. (2002) Meiofaunal production and energy transfer efficiency in a seagrass *Posidonia oceanica* bed in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 234:95-104.
- Danovaro R., Gambi C., Mirto S., Sandulli R., Ceccherelli V.U. (2004). Meiofauna. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.), *Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study*. *Biologia Marina Mediterranea*, 11: 55-97.
- Danovaro R., Scopa M., Gambi C., Fraschetti S. (2007). Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. *Marine Biology*, 152:339-350.
- Danovaro R., Tselepides A., Otegui A., Della-Croce N. (2000a). Dynamics of meiofaunal assemblages on the continental shelf and deep-sea sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean): Relationships with seasonal changes in food supply. *Progress in Oceanography* 46: 367–400.
- Dauvin J.C. (2007). Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55:271-281.
- De Troch M., Gurdebeke S., Fiers F., Vincx M. (2001) Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). *Journal of Sea Research*, 45:45-61.
- De Troch M., Melgo-Ebarle J.L., Angsinco-Jimenez L., Gheerardyn H., Vincx M. (2008). Diversity and habitat selectivity of harpacticoid copepods from sea grass beds in Pujada

Bay, the Philippines. *Journal of Marine Biological Associations of the United Kingdom*, 88:515-526.

De Troch M., Steinarsdóttir M.B., Chepurnov V., Ólafsson E. (2005). Grazing on diatoms by harpacticoid copepods: species-specific density-dependent uptake and microbial gardening. *Aquatic Microbial Ecology*, 39:135-144.

Decho A.W., Fleeger J.W. (1988) Microscale dispersion of meiobenthic copepods in response to food-resource patchiness. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 118:229-243.

Delamare-Deboutteville C. (1960). *Biologie des eaux souterraines, littorales et continentales*. Hermann, Paris, 740 pp.

Della Croce N., Cattaneo Vietti R., Danovaro R. (1997). *Ecologia e protezione dell'ambiente marino costiero*. UTET Libreria, Torino, 426 pp.

Desbruyères D., Segonzac M. (1997). *Handbook of deep-sea hydrothermal vent fauna*. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, 278 pp.

Dethier M.N., Graham E.S., Cohen S., Tear L.M. (1993). Visual versus random-point percent cover estimations: "objective" is not always better. *Marine Ecology Progress Series*, 96:93-100.

Doglioli A.M., Griffa A., Magaldi, M.G. (2004). Numerical study of a coastal current on a steep slope in presence of a cape: The case of the Promontorio di Portofino. *Journal of Geophysical Research*, 109. doi: 10.1029/2004JC002422. issn: 0148-0227.

Dussart B.H., Defaye D. (2006). *World directory of Crustacea Copepoda of inland waters. II. Cyclopiformes*, Backhuys, Leiden, 1-356.

Esposito A., Manzella G., (1982). Current circulation in the Ligurian Sea In: Nihoul J.C.J. (Eds.), *Hydrodynamics of semi-enclosed seas*, Elsevier, Amsterdam, pp. 187-204.

Esquevin J. (1969). Influence de la composition chimique des argiles sur la cristallinité. *Bulletin du Centre de Recherches de Pau -S.N.P.A.*, 3:147-154.

Fabbrocini A., Guarino A., Scirocco T. (2005). Integrated biomonitoring assessment of the Lesina Lagoon (Southern Adriatic Coast, Italy): preliminary results. *Chemistry and Ecology*, 21:479-489.

Fenchel T.M., Riedel R.J. (1970). The sulfide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. *Marine Biology*, 7: 255-268.

Flach E., Muthumbi A., Heip C. (2002). Meiofauna and macrofauna community structure in relation to sediment composition at the Iberian margin compared to the Goban Spur (NE Atlantic). *Progress in Oceanography*, 52:433-457.

Fleeger J.W., Palmer M.A., Moser E.B. (1990). On the scale of aggregation of meiobenthic copepods on a tidal mudflat. *Marine Ecology, Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I*, 11:227-237.



- Fleeger J.W., Shirley T.C., Carls M.G., Todaro M.A. (1996). Meiofaunal recolonization experiment with oiled sediments. In: Rice S.D. et al. (Eds.), Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium held at Anchorage, Alaska, USA, 2-5 February 1993. American Fisheries Society Symposium, 18:271-285.
- Fonseca-Genevois V., Somerfield P.J., Neves M.H.B., Coutinho R., Moens T. (2006). Colonization and early succession on artificial hard substrata by meiofauna. *Marine Biology*, 148:1039-1050.
- Foy M.S., Thistle D. (1991). On the vertical distribution of a benthic harpacticoid copepod: field, laboratory, and flume results. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 153:153-163.
- Frame K., Hunt G., Roy K. (2007). Intertidal meiofaunal biodiversity with respect to different algal habitats: a test using phytal ostracodes from Southern California. *Hydrobiologia*, 586: 331-342.
- Franco P., Jeftic L., Malanotte Rizzoli P., Michelato A., Orlic M. (1982). Descriptive model of the northern Adriatic. *Oceanologica Acta*, 5:379-389.
- Frasconi F., Frignani M., Guerzoni S., Ravaioli M. (1988). Sediments and pollution in the Northern Adriatic Sea. Living in a chemical world. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 534: 1000-1020.
- Fraschetti S., Bianchi C.N., Terlizzi A., Fanelli G., Morri C., Boero F. (2001). Spatial variability and human disturbances in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Marine Ecology Progress Series*, 212:1-12.
- Fraschetti S., Gambi C., Giangrande A., Musco L., Terlizzi A., Danovaro R. (2006). Structural and functional response of meiofauna rocky assemblages to sewage pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 52:540-548.
- Frignani M., Langone L., Pacelli M., Ravaioli M. (1992). Input, distribution and accumulation of dolomite in sediments of the Middle Adriatic Sea. *Rapport Commission International Mer Méditerranée*, 33:324.
- Gambi M.C., Dappiano M., Lanera P., Iacono B. (2003). Biodiversità e bionomia dei popolamenti bentonici dei fondi duri delle isole Flegree: analisi di diverse metodologie di studio. *Società Nazionale di Scienze, Lettere e Arti in Napoli: Memorie dell'Accademia di Scienze Fisiche e Matematiche*, 5:133-161.
- Gebruk A. (2002). *Biology of Hydrothermal Systems*. KMK, Moscow, 543 pp.
- Gee J.M., Warwick R.M. (1994). Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 103:141-150.
- George K.H., Veit-Köhler G., Martinez Arbizu P., Seifried S., Rose A., Willen E., Bröhdick K., Corgosinho P.H., Drewes J., Menzel L., Moura G., Schminke H.K. (2014). Community structure and species diversity of Harpacticoida (Crustacea: Copepoda) at two

- sites in the deep sea of the Angola Basin (Southeast Atlantic). *Organisms, Diversity and Evolution*, 14:57-73.
- Gheerardyn H., De Troch M., Ndaró S.G.M., Raes M., Vincx M., Vanreusel A. (2008). Community structure and microhabitat preferences of harpacticoid copepods in a tropical reef lagoon (Zanzibar Island, Tanzania). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88:747-758.
- Gheerardyn H., De Troch M., Vincx M., Vanreusel A. (2009). Diversity and community structure of harpacticoid copepods associated with cold-water coral substrates in the Porcupine Seabight (North-East Atlantic). *Helgoland Marine Research*, 64:53-62.
- Giangrande A., Manconi R., Pronzato R. (1986). Selective sampling method for hard bottom vagile fauna. *Rapport Commission International pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée*, 30:265.
- Gibbons M.J. (1988a). The impact of sediment accumulations, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 122:225-241.
- Gibbons M.J. (1988b). The impact of wave exposure on the meiofauna of *Gelidium pristoides* (Turner) Kuetzing (Gelidiales: Rhodophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27:581-593.
- Gibbons M.J. (1991). Rocky shore meiofauna: a brief overview. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 47:595-603.
- Gibbons M.J., Griffiths C.L. (1986). A comparison of macrofaunal and meiofaunal distribution and standing stock across a rocky shore, with an estimate of their productivities. *Marine Biology*. 93:181-188.
- Gibbons M.J., Griffiths C.L. (1988). An improved method for estimating meiofaunal standing stock on an exposed rocky shore. *South African Journal of Marine Science*, 6:55-58.
- Giere O. (2009). *Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments*. 2nd Eds. Springer, Berlin, Heidelberg, 527 pp.
- Goldberg E.D., Bowen V.T., Farrington J.W., Harvey G., Martin J.H., Parker P.L., Risebrough R.W., Robertson W. Schneider E., Gamble E. (1978). The mussel watch. *Environmental Conservation*, 5:101-25.
- Gómez Noguera S.E., Hendrickx M. (1997). Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the South-eastern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 34:582-587.
- Gould S.J. (1977). *Ontogeny and phylogeny*.: The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA, 501 pp.
- Grassle J.F. (2001). Marine ecosystems. In: Levin S.A. (Ed), *Encyclopedia of Biodiversity*. Volume 4. Academic Press California, 4666 pp.

- Gray J.S. (1979). Pollution induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 286:545-561.
- Gray J.S., Rieger R.M. (1971). A quantitative study of the meiofauna of an exposed sandy beach, at Robin Hood's Bay, Yorkshire. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, 51:1-19.
- Grego M., Riedel B., Stachowitsch M., De Troch M. (2014). Meiofauna winners and losers of coastal hypoxia: case study harpacticoid copepods, *Biogeosciences*, 11:281-292.
- Guerrini A. (1997). Resistenza all'anossia e processi di ricolonizzazione della meiofauna nella rizosfera di *Ruppia cirrhosa* in un sistema lagunare eutrofico. Tesi Dottorato X Ciclo, Università di Parma, 73 pp.
- Gyedu-Ababio T.K., Baird D. (2006). Response of meiofauna and nematode communities to increased levels of contaminants in a laboratory microcosm experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63:43-450.
- Gyedu-Ababio T.K., Furstenberg J.P., Baird, D., Vanreusel A. (1999). Nematodes as indicators of pollution: a case study from the Swartkops river system, South Africa. *Hydrobiologia*, 397:155-169.
- Hall M.O., Bell S.S. (1988). Response of small motile epifauna to complexity of epiphytic algae on sea grass blades. *Journal of Marine Research*, 46:613-630.
- Harguinteguy C.A., Cofré M.N., De Ward C.T.P. (2012). Change in the meiofauna community structure of sandy beaches of the Nuevo Gulf (Chubut, Argentina). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, 52:411-422.
- Hay M.E., Duffy J.E., Fenical W. (1990). Host-plant specialization decreases predation on a marine amphipod an herbivore in plant's clothing. *Ecology*, 71:733-743.
- Hecj K.L. JR., Wetstone G.S. (1977). Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *Journal of Biogeography*, 4:135-142.
- Hedfi A., Mahmoudi E., Boufahja F., Beyrem H., Aïssa P. (2007). Effects of increasing levels of nickel contamination on structure of offshore nematode communities in experimental microcosms. *Bulletin of Environmental Contaminant and Toxicology*, 79: 345-349.
- Heip C., Herman R., Bisschop G., Govaere J., Holvoet M., Van Damme D., Vanosmael C., Willems K., De Coninck, L.A.P. (1979). Benthic studies of the southern Bight of the North Sea and its adjacent continental estuaries. Progress Report I. ICES, 9:133-163.
- Heip C., Vincx M., Vranken G. (1985). The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23: 399-489.
- Heip C., Warwick R.M., Carr M.R., Herman P.M.J., Huys R., Srnol N., Van Holsbeke K. (1988). Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Marine Ecology Progress Series*, 46:1:1-180.

- Heip C., Willems K., Van hauwermeiren G. (1983). Een systematisch-ecologische studie van Copepoda harpacticoida levend op bruinwieren van het genus *Cystoseira* in de Baai van Calvi (Corsica). LUC, Diepenbeek.
- Herman R., Vincx M. Heip C. (1985). Meiofanna of the Belgian coastal waters: spatial and temporal variability and productivity. In: Heip C., Palk, P.,(Eds), Concerned Actions Oceanography: Ministry of Scientific Policy, Brussels, pp:65-80.
- Hicks G.R.F.(1977b). Species associations and seasonal population densities of marine phytal harpacticoid copepods from Cook Strait. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 11:621-643.
- Hicks G.R.F. (1977a). Species composition and zoogeography of marine phytal harpacticoid copepods from Cook Strait, and their contribution to total phytal meiofauna. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 11:441-469.
- Hicks G.R.F. (1980). Structure of phytal harpacticoid copepod assemblages and the influence of habitat complexity and turbidity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 44:147-192.
- Hicks G.R.F. (1985). Meiofauna associated with rocky shore algae. In: Moore P.G., Seed R. (Eds.), The Ecology of Rocky Coasts. Hodder and Stoughton, London, p:36-64.
- Hicks G.R.F., Coull B.C. (1983). The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. Oceanography and Marine Biology. Annual Review, 21:67-175.
- Hicks G.R.F., Grahame J. (1979). Mucus production and its role in the feeding behaviour of *Diarthrodes nobilis* (Copepoda: Harpacticoida). Journal Marine Biological Association of the United Kingdom, 59:321-330.
- Higgins R.P., Thiel H. (1988). Prospectus. In: Higgins R.P. et al. (1988). Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp:11-13.
- Hill M.O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology, 54:427-432.
- Hopper G.J., Davenport J. (2006). Epifaunal composition and fractal dimensions of intertidal marine macroalgae in relation to emersion. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 86:1297-1304.
- Hulings N.C., Gray J.S. (1976). Physical factors controlling abundance of meiofauna on tidal and atidal beaches. Marine Biology, 34:77-83.
- Humes A.G., Gooding R.U. (1964). A method for studying the external anatomy of copepods. Crustaceana, 6:238-240.
- Hummon W.D., Todaro M.A., Balsamo M., Tongiorgi P. (1990). Effect of pollution on marine Gastrotricha in the Northwestern Adriatic Sea. Marine Pollution Bulletin, 21:242-243.
- Huys R., Boxshall G.A. (1991). Copepod evolution. The Ray Society, London, 468 pp.

- Huys R., Gee J.M., Moore C.G., Hamond R. (1996). Marine and brackish water harpacticoid copepods. Part I. Synopsys of the British fauna (New Series). 5. Cambridge University Press, Cambridge, pp:1-352.
- Ingels J., Kiriakoulakis K., Wolff G.A., Vanreusel A. (2009). Nematode diversity and its relation to the quantity and quality of sedimentary organic matter in the deep Nazaré Canyon, Western Iberian Margin. *Deep-Sea Research Part I*, 56:1521-1539.
- ISPRA (2011). *Annuario dei dati ambientali. Capitolo 5, Mare e ambiente costiero.* Available at: <http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/statoambiente/tematiche2011/>. Accessed 02 Dec 2015.
- Jacobs L.J., Heyns J. (1990). An ecological strategy in the genus *Monhystera* - an hypothesis. *Revue de Nematologie*, 13:109-111.
- Janssen A., Chevaldonné P., Martínez Arbizu P. (2013). Meiobenthic copepod fauna of a marine cave (NW Mediterranean) closely resembles that of deep-sea communities. *Marine Ecology Progress Series*, 479:99-113.
- Jayabarathi R., Padmavati G., Anandavelu I. (2012). Abundance and species composition of harpacticoid copepods from a sea grass patch of South Andaman, India. *Current Research Journal of Biological Sciences*, 4:717-724.
- Jensen P. (1987). Feeding ecology of free-living aquatic nematodes. *Marine Ecology Progress Series*, 35:187-196.
- Johnson S.C., Scheibling R.E. (1987). Structure and dynamics of epifaunal assemblages of intertidal rock weeds (*Ascophyllum nodosum* and *Fucus vesiculosus*) in Nova Scotia, Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 37:209-227.
- Kassim Z., Sabudin N., Ahmad A.A. (2004). Composition of benthic fauna from bottom sediment of Perhentian Island, Malaysia. In: Nitithamyong C. (Eds.), *Proceedings of the First Joint Seminar on Coastal Oceanography, 14-16 December 2003, Chiang Mai, Thailand, Bangkok.* Department of Marine Science, Chulalongkorn University, pp:75-84.
- Kennedy A.D., Jacoby C.A. (1999). Biological indicators of marine environmental health: meiofauna: a neglected benthic component? *Environmental Monitoring Assessment*, 54:47-68.
- Krieger J., Giere O., Dubilier N. (2000). Localization of RubisCO and sulfur in endosymbiotic bacteria of the gutless marine oligochaete *Inanidrilus leukodermatus* (Annelida). *Marine Biology*, 137:239-244.
- Lamshead E.J.D. (1986). Sub-catastrophic sewage and industrial waste contamination as revealed by marine nematode faunal analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 29:247-260.
- Lang K. (1948). *Monographie der Harpacticiden I & II.* Håkan Ohlssons Boktryckeri, Lund, Sweden, 1682 pp.

- Lang K. (1965). Copepoda:Harpacticoidea from the Californian Pacific Coast. *Kungliga Svenska vetenskapsakademiens handlingar*, 10:1-566.
- Lee M.R., Correa J.A., Castilla J.C. (2001). An assessment of the potential use of the nematode to copepod ratio in the monitoring of metals pollution. The Chañaral case. *Marine Pollution Bulletin*, 42:696-701.
- Li J., Vincx M., Herman P.M.J., Heip C.H. (1997). Monitoring meiobenthos using cm-, m- and km-scales in the Southern Bight of the North Sea. *Marine Environment Research*, 34:265-278.
- Logan D., Townsend K. A., Townsend K., Tibbetts I.R. (2008). Meiofauna sediment relations in leeward slope turf algae of Heron Island reef. *Hydrobiologia*, 610:269-276.
- Loizeau J.-L., Arbouille D., Santiago S., Vernet J.-P. (1994). Evaluation of a wide range laser diffraction grain size analyser for use with sediments. *Sedimentology*, 41: 353-361.
- Lorenzen S. (1981). Entwurf eines phylogenetischen Veroeffentlichungen. Institut fuer Meeresforschung in Bremerhaven, 7:1-472.
- Losi V., Ferrero T.J., Moreno M., Gaozza L., Rovere A., Firpo M., Marques J.C., Albertelli G. (2013). The use of nematodes in assessing ecological conditions in shallow waters surrounding a Mediterranean harbour facility. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130:1-13.
- Mac Arthur R.H., Mac Arthur J.W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42:594-598.
- Mahmoudi E., Essid E., Beyrem H., Hedfi A., Boufahja F., Vitiello P., Aïssa P. (2007). Individual and combined effects of lead and zinc of a free living marine nematode community: results from microcosm experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 343: 217-226.
- Manini E., Gambi C., Danovaro R., Fabiano M. (2000). Meiobenthic grazing rates on bacteria and microphytobenthos in the northern Adriatic Sea: preliminary results. *Biologia Marina Mediterranea*, 7:233-238.
- Marin V., Moreno M., Vassalo P., Vezzuli L., Fabiano M. (2008). Development of amultistep indicator-based approach (MIBA) for the assessment of environmental quality of harbours. *ICES Journal of Marine Science*, 65:1436-1441.
- Martens P.M., Schockaert E.R. (1986). The importance of turbellarians in the marine meiobenthos: a review. *Hydrobiologia*, 132:295-303.
- Mascart T., Lepoint G., De Troch M. (2013). Meiofauna and harpacticoid copepods in different habitats of a Mediterranean seagrass meadow. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93:1-10.
- Mascart T., Lepoint G., Deschoemaeker S., Binard M. (2015). Seasonal variability of meiofauna, especially harpacticoid copepods, in *Posidonia* oceanic macrophytodebris accumulations. *Journal of Sea Research*, 95:149-160.

- Mazzocchi M.G., Di Capua I. (2010). Copepodi Planctonici/ Planktonic Copepods: Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida; Mormonilloida, Siphonostomatoida. *Biologia Marina Mediterranea*, 17: 420-431.
- McIntyre A.D., Warwick R.M. (1984). Meiofauna techniques. In: Holme N.A, McIntyre A.D. (Eds.), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell, Oxford, pp:217-244.
- McLachlan A., Brown A.C. (2006). *The ecology of sandy shores.*: Academic Press, Burlington MA, 392 pp.
- McLachlan A., Jaramillo E. (1995). Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 33:305–335.
- Menge B.A. (2000) Top-down and bottom up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250:257-289.
- Milliman J.D., Syvitski J.P.M. (1992). Geomorphic/ tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers. *Journal of Geology*, 100:525-544.
- Millward R.N., Grant A. (1995). Assessing the impact of copper on nematode communities from a chronically metal enriched estuary using pollution-induced community tolerance. *Marine Pollution Bulletin*, 30:701-706.
- Mirto S., Bianchelli S., Gambi C., Krzelj M., Pusceddu A., Scopa M., Holmer M., Danovaro R., (2010). Fish-farm impact on metazoan meiofauna in the Mediterranean Sea: analysis of regional vs. habitat effects. *Marine Environmental Research*, 69:38-47.
- Mirto S., Danovaro R. (2004). Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 919-926.
- Mirto S., La Rosa T., Danovaro R., Mazzola A. (2000). Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 40:244-252.
- Mirto S., La Rosa T., Gambi C., Danovaro R., Mazzola A. (2002) Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, 116:203-214.
- Modig H., Olafsson E. (1998). Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 133-148.
- Moens T., Vincx M. (1996). Do meiofauna consume primary production?: about many questions and how to answer them. In Baeyens J. et al. (Eds.), *Integrated Marine System Analysis*. European Network for Integrated Marine System Analysis. FWO Vlaanderen: minutes of the first network meeting (Brugge, 29.02.96-02.03.96), pp:188-202.
- Moens T., Vincx M. (1997). Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 77:211-227.

- Molcard A., Pinardi N., Iskandarani M., Haidvogel D.B. (2002). Wind driven general circulation of the Mediterranean Sea simulated with a Spectral Element Ocean Model. *Dynamics of Atmosphere and Oceans*, 35:97-130.
- Montagna P.A. (1995). Rates of metazoan meiofaunal microbivory: a review. *Vie Milieu*, 45:1-19.
- Montagna P.A., Blanchard G.F., Dinet A. (1995). Effect of production and biomass of intertidal microphytobenthos on meiofaunal grazing rates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 185:149-165.
- Montagna P.A., Coull B.C., Herring T.L., Dudley B.W. (1983). The relationship between abundances of meiofauna and their suspected microbial food (diatoms and bacteria). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17:381-394.
- Moodley L., Boschker H.T.S., Middelburg J.J., Herman P.M.J., De Deckere E., Heip C.H.R. (2000). The ecological significance of benthic Foraminifera: <sup>13</sup>C labelling experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 202:289-295.
- Moreno M., Albertelli G., Fabiano M. (2009). Nematode response to metal, PAHs and organic enrichment in tourist marinas of the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 58:1192-1201.
- Moreno M., Ferrero T.J., Gallizia I., Vezzulli L., Albertelli G., Fabiano M. (2008). An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77:565-576.
- Moreno M., Semprucci F., Vezzulli L., Balsamo M., Fabiano M., Albertelli G. (2011). The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, 11: 328-336.
- Moreno M.; Ferrero T.J.; Granelli V.; Marin V.; Albertelli G., Fabiano M. (2006). Across shore variability and trophodynamic features of meiofauna in a microtidal beach of the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:357-367.
- Murrell M.C., Fleeger, J.W. (1989). Meiofauna abundance on the Gulf of Mexico continental shelf affected by hypoxia. *Continental Shelf Research*, 9: 1049-1062.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B.; Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.
- Nodot C. (1978) Cycles biologiques de quelques espèces de Copépodes Harpacticoïdes sammiques. *Téthys*, 8:241-248.
- Noodt W. (1971). Ecology of the Copepoda. In: Hulings, N.C. (Ed.), *Proceedings of the first international conference on meiofauna*. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 76:97-102.
- Ott J., Schiemer F. (1973) Respiration and anaerobiosis of free living nematodes from marine and limnic sediments. *Netherlands Journal of Sea Research*, 7:233-243.



- Pace M.C., Carman K.R. (1996). Interspecific differences among meiobenthic copepods in the use of microalgal food sources. *Marine Ecology Progress Series*, 143:77-86.
- Peachey R.L., Bell S.S. (1997). The effects of mucous tubes on the distribution, behavior and recruitment of seagrass meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 209:279-291.
- Penna N., Cappellacci S., Ricci F. (2004). The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48:321-326.
- Petschick R. (2001). MacDiff v4.2.5 (Free Geological Software), Geologisch-Palaeontologisches Institut, Universitat Frankfurt/ Available at: <http://www.geol-pal.uni-frankfurt.de/Staff/Homepages/Petschick/classicsoftware.html#MacDiff> Accessed 02 Jul 2012.
- Pfannkuche O., Thiel H. (1988). Sample processing. In: Higgins R.P., Thiel H. (Eds.), *Introduction to the study of meiofauna*. Chap. 9, Smithsonian Press, Washington DC, London, pp 134-145.
- Pielou E. (1975). *Ecological Diversity*. John Wiley, New York. N.Y. 165.
- Pinckney J.L., Carman K.R., Lumsden S.E., Hymel S.N. (2003). Microalgal-meiofaunal trophic relationships in muddy intertidal estuarine sediments. *Aquatic Microbial Ecology*, 31:99-108.
- Platt H.M. (1977). Ecology of free-living marine nematodes from an intertidal sandflat in Strangford Lough, Northern Ireland. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5:685-693.
- Platt H.M., Shaw K.M., Lamshead P.J.D. (1984). Nematode species abundance patterns and their use in the detection of environmental perturbations. *Hydrobiologia*, 118:59-66.
- Platt H.M., Warwick R.M. (1980). The significance of free-living nematodes to the littoral ecosystem. In: Price J.H., Irvine D.E.G., Farnham W.F. (Eds.) *The shore environment. 2. Ecosystems...*: Academic Press, London & New York, pp:729-759.
- Platt H.M., Warwick R.M. (1983). Free-living marine nematodes. Part I. British Enoplids. *Synopses of the British fauna (new series) Vol. 28*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Platt H.M., Warwick R.M. (1988). Free-living marine nematodes. Part II. British chromadorids. *Synopses of the British fauna (new series). Vol. 38*. Brill, Leiden.
- Pöhn M., Vopel K., Grünberger E., Ott J. (2001). Microclimate of the brown alga *Feldmannia caespitula interstitium* under zero-flow conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 285-290.
- Principi M., Pignone R., Tramontana M., Trincardi F., Guerrera F., Martelli L., Savelli D., Severi P., Angeletti L., Ceregato A., Taviani M., Galeotti S., Asioli A., Franchi R., Raffaelli G., Gallerani A., Langone L., Lorenzini F., Mattioli M., Mencucci D., Tosti S., Benini A., Quagliere S. (2011). Carta Geologica d'Italia alla scala 1:50.000, Foglio 268, Pesaro. ISPRA, Roma.

- Pugh P.J.A., King P.E. (1985b). Vertical distribution and substrate association of the British Halacaridae. *Journal of Natural History*, 19:961-968.
- Pusceddu A., Gambi C., Manini E., Daovaro R. (2007). Trophic state, ecosystem efficiency and biodiversity of transitional aquatic ecosystems: analysis of environmental quality based on different benthic indicators. *Chemistry and Ecology*, 23:505-515.
- Pusceddu A., Gambi C., Zeppilli D., Bianchelli S., Danovaro R. (2009). Organic matter composition, metazoan meiofauna and nematode biodiversity in Mediterranean deep sea sediments. *Deep Sea Research Part II*, 56:755-762.
- Rachev N.H., Purini R. (2007). Numerical simulations of the Adriatic Sea autumn circulation, *Bulgarian Geophysical Journal*, 33:67-76.
- Raffaelli D.G., Manson C.F. (1981). Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods, *Marine Pollution Bulletin*, 12:158-163.
- Raicich F. (1996). On the fresh water balance of the Adriatic Sea. *Journal of Marine System*, 9:305-319.
- Reid J.W. (2006). Workshop on taxonomic techniques for copepods. Available at: <http://www.nmnh.si.edu/iz/copepod/techniques.htm>. Accessed 02 Dec 2015
- Remane A. (1933). Verteilung und Organisation der benthonischen Mikrofauna der Kieler Bucht. *Wiss Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen Kiel*, 21:161-221.
- Remane A. (1940). Einführung in die zoologische Ökologie der Nord- und Ostsee. In: Grimpe G., Wagler E. (Eds.), *Die Tierwelt der Nord- und Ostsee*. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig, Leipzig, la, p.238.
- Remane A. (1952). Die Besiedlung des Sandbodens im Meere und die Bedeutung der Lebensformtypen für die Ökologie. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*, 16:327-359.
- Rieger R.M., Sterrer W. (1975). New spicular skeletons in Turbellaria, and the occurrence of spicules in marine meiofauna. *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung*, 13:207-248.
- Riemann F. (1988). Nematoda. In: Higgins R.P., Thiel H. (Eds), *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp.293-299.
- Riemann F., Schrage M. (1978). The mucus-trap hypothesis on feeding of aquatic nematodes and implications for biodegradation and sediment texture. *Oecologia*, 34:75-88.
- Rinaldi A. (2012). *Atlante della fauna e flora marina dell'Adriatico Nord-occidentale*. Editrice Lla Mandragora, Imola, 639 pp.
- Russo R., Valente S., Colangelo G., Bemonte G. (2015). Meiofauna distribution on hard substrata in a submarine cave. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, doi:10.1017/S002531541500051X.

- Rutledge P.A., Fleeger J.W. (1993). Abundance and seasonality of meiofauna, including harpacticoid copepod species, associated with stems of the salt-marsh cord grass, *Spartina alterniflora*. *Estuaries*, 16:760-768.
- Salmona P., Verardi D. (2001). The marine protected area of Portofino, Italy: a difficult balance, *Ocean & Coastal Management*, 44:39-60.
- Sandulli R., De Nicola-Giudici M. (1990). Pollution effects on the structure of meiofaunal communities in the Bay of Naples. *Marine Pollution Bulletin*, 21:144-153.
- Sandulli R., De Nicola-Giudici M. (1991). Responses of meiobenthic communities along a gradient of sewage pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 22:463-467.
- Schratzberger M., Bolam S., Whomersley P., Warr K. (2006). Differential response of nematode colonist communities to the intertidal placement of dredged material. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334:244-255.
- Schratzberger M., Forster R.M., Goodsir F., Jennings S. (2008). Nematode community dynamics over an annual production cycle in the central North Sea. *Marine Environmental Research*, 66:508-519.
- Schratzberger M., Gee J.M., Rees H.L., Boyd S.E., Wall C.M. (2000). The structure and taxonomic composition of sublittoral meiofauna assemblages as an indicator of the status of marine environments. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80:969-980.
- Schratzberger M., Warr K.J., Rogers S.I. (2007). Functional diversity of nematode communities in the southwestern North Sea. *Marine Environmental Research*, 63:368-389.
- Schratzberger M., Warwick R.M. (1998). Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. *Marine Ecology Progress Series*, 164:83-94.
- Seinhorst W. (1959). A rapid method for the transfer of nematodes from fixative to anhydrous glycerin. *Nematologica*, 4:67-69.
- Semprucci F. (2013). Marine nematodes from the shallow subtidal coast of the Adriatic Sea: species list and distribution. *International Journal of Biodiversity*, 1:1-9.
- Semprucci F., Balsamo M. (2012). Key role of free-living nematodes in the marine ecosystem. In: Boeri F., Jordan A.C. (Eds.), *Nematodes: morphology, functions and management strategies*. Hauppauge: NOVA Science, pp. 109-34.
- Semprucci F., Balsamo M., Frontalini F. (2014a). The nematode assemblage of a coastal lagoon (Lake Varano, Southern Italy): ecology and biodiversity patterns. *Scientia Marina*, 78:579-588.
- Semprucci F., Boi P., Manti A., Covazzi Harriague A., Rocchi M., Colantoni P., Papa S., Balsamo M. (2010). Benthic communities along a littoral of the Central Adriatic Sea (Italy). *Helgoland Marine Research*, 64:101-115.

- Semprucci F., Colantoni P., Sbrocca C., Baldelli G., Balsamo M. (2014b). Spatial patterns of distribution of meiofaunal and nematode assemblages in the Huvadhoo lagoon (Maldives, Indian Ocean). *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94:1377-1385.
- Semprucci F., Frontalini F., Covazzi-Harriague A., Coccioni R., Balsamo M. (2013a). Meio- and macrofauna in the marine area of the Monte St. Bartolo Natural Park (Central Adriatic Sea, Italy). *Scientia Marina*, 77:189-199.
- Semprucci F., Frontalini F., Sbrocca C., Armynot du Châtelet E., Bout-Roumazelles V., Coccioni R., Balsamo M. (2015). Meiobenthos and free-living nematodes as tools for biomonitoring environments affected by riverine impact. *Environmental Monitoring Assessment*, 187:251.
- Semprucci F., Moreno M., Sbrocca S., Rocchi M., Albertelli G., Balsamo M. (2013b). The nematode assemblage as a tool for the assessment of marine ecological quality status: a case-study in the Central Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, 14:48-57.
- Semprucci F., Sandulli R., De Zio Grimaldi S. (2008). Adenophorea, nematodi marini. *Biologia Marina Mediterranea*, 15:184-209.
- Shannon C.E., Weaver W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press. Urbana: 117.
- Simboura N., Zenetos A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottoms marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3:77-111.
- Smith J.R., Vogt S.C., Creedon F., Lucas B.J., Eernisse D.J. (2014). The non-native turf-forming alga *Caulacanthus ustulatus* displaces space-occupants but increases diversity. *Biological Invasions*, 16:2195-2208.
- Snelgrove P.V.R., Butman, C.A. (1994). Animal-sediment relationships revisited: cause versus effects. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 32:111-177.
- Somerfield P.J., Dashfield S.L., Warwick R.M. (2007). Three-dimensional spatial structure: nematodes in a sandy tidal flat. *Marine Ecology Progress Series*, 336:177-186.
- Somerfield P.J., Gee J.M., Warwick R.M. (1994). Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Marine Ecology Progress Series*, 105:79-88.
- Sorgente D. (1999). Studio della sedimentazione attuale e recente nel medio Adriatico attraverso l'uso di traccianti radioattivi. Ph.D. thesis, University of Bologna.
- Steinarsdóttir M.B., Ingólfsson A., Ólafsson E. (2003). Seasonality of harpacticoids (Crustacea, Copepoda) in a tidal pool in subarctic south-western Iceland. *Hydrobiologia*, 503:211-221.
- Steinberg P.D. (1985). Feeding preferences of *Tegula funebris* and chemical defenses of marine brown algae. *Ecological Monographs*, 55:333-349.

- Steyaert M., Garner N., Gansbeke D., Vincx M. (1999). Nematode communities from the North Sea: environmental controls on species diversity and vertical distribution within the sediment. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79:253-264.
- Steyaert M., Vanaverbeke J., Vanreusel A., Barranguet C., Lucas C., Vincx M. (2003). The importance of fine-scale, vertical profiles in characterising nematode community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58:353-366.
- Stoner A.W., Lewis F.G. (1985). The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical sea-grass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 94:19-40.
- Sundelin B., Elmgren R. (1991). Meiofauna of an experimental soft bottom ecosystem—effects of macrofauna and cadmium exposure. *Marine Ecology Progress Series*, 70:245-255.
- Sutherland T.F., Levings C.D., Petersen S.A., Poon P., Piercey B. (2007). The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, 54:1249-1261.
- Taylor P.D., Wilson M.A. (2003). Palaeoecology and evolution of marine hard substrate communities. *Earth-Science Reviews*, 62:1-103.
- Taylor R.B., Cole R.G. (1994). Mobile epifauna on subtidal brown seaweeds in Northeastern New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 115:271-282.
- Taylor R.B., Steinberg P.D. (2005). Host use by Australasian seaweed mesograzers in relation to feeding preferences of larger grazers. *Ecology*, 86:2955-2967.
- Terlizzi A., Scuderi D., Fraschetti S., Anderson M.J. (2005). Quantifying effects of pollution on biodiversity: a case study of highly diverse molluscan assemblage in the Mediterranean. *Marine Biology*, 148:293-305.
- Thiermann F., Vismann B., Giere O. (2000). Sulphide tolerance of the marine nematode *Oncholaimus campyloceroides*: a result of internal sulphur formation. *Marine Ecology Progress Series*, 193:251-259.
- Thistle D., Hilbig B., Eckman J.E. (1993). Are polychaetes sources of habitat heterogeneity for harpacticoid copepods in the deep sea? *Deep-Sea Research*, 40:151-157.
- Thompson R.C., Crowe T.P., Hawkins S.J. (2002). Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29:168-191.
- Tita G., Vincx M., Desrosiers G. (1999). Size spectra, body width and morphotypes of intertidal nematodes: an ecological interpretation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79:1007-1015.
- Todaro M.A., Ceccherelli V.A. (2010). Harpacticoida. *Biologia Marina Mediterranea*, 17:452-464.

- Tomadin L. (2000). Sedimentary fluxed and different dispersion mechanism of the clay sediments in the Adriatic Basin. *Rendiconti Lincei: Scienze Fisiche e Naturalia*, 9:161-174.
- Tramontana M., Raffaelli G., Savelli D., Mattioli M., Ferri L. (2005). Sedimentary petrography of upper Messinian sandstones in the coastal area of Northern Marche (Italy). *Bollettino della Società Geologica Italiana*, 4:87-93.
- Travizi A., Vidakovic J. (1997). Nematofauna in the Adriatic Sea: review and check-list of free-living nematode species. *Helgolaender Meeresuntersuchungen*, 51:503-519.
- Trentesaux A., Recourt P., Bout-Roumazelles V., Tribovillard N. (2001). Carbonate grain-size distribution in hemipelagic sediments from a laser particle sizer. *International Journal of Sediment Research*, 71:858-862.
- Tsurumi M., Tunnicliffe V. (2001). Characteristics of a hydrothermal vent assemblage on a volcanically active segment of Juan de Fuca Ridge, northeast Pacific. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:530-542.
- Tyler S., Melanson L.A., Rieger R. (1980). Adhesive organs of the Gastrotricha. II. The organs of *Neodasys*. *Zoomorphologie*, 95:17-26.
- Tyler S., Rieger G.E. (1980). Adhesive organs of the Gastrotricha. I. Duo-gland organs. *Zoomorphologie*, 95:1-15.
- Udalov A.A., Azovsky A.I., Mokievsky V.O. (2005). Depth-related pattern in nematode size: what does the depth itself really mean? *Progress in Oceanography*, 67:1-23.
- Urban-Malinga B., Hedtkamp S.I.C., Van Beusekom J.E.E., Wiktor J., Weslawski J.M. (2006). Comparison of nematode communities in Baltic and North Sea sublittoral, permeable sands. Diversity and environmental control. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70:224-238.
- Van Colen C., Montserrat F., Verbist K., Vincx M., Steyaert M., Vanaverbeke J., Herman P.M.J., Degraer S., Ysebaert T. (2009). Tidal flat nematode response to hypoxia and subsequent macrofauna-mediated alterations of sediment properties. *Marine Ecology Progress Series*, 381:189-197.
- Van Gaever S., Olu K., Derycke S., Vanreusel A. (2009). Metazoan meiofaunal communities at cold seeps along the Norwegian margin: influence of habitat heterogeneity and evidence for connection with shallow-water habitats. *Deep- Sea Research I*, 56:772-785.
- Van Hoey G., Borja A., Birchenough S., Buhl-Mortensen L., Degraer S., Fleischer D., Kerckhof F., Magni P., Muxika I., Reiss H., Schroder A., Zettler M.L. (2010). The use of benthic indicators in Europe: from the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 60:2187-2196.
- Vanaverbeke J., Bezerra T.N., Braeckman U., De Groote A., De Meester N., Deprez T., Derycke S., Gilarte P., Guilini K., Hauquier F., Lins L., Maria T., Moens T., Pape E., Smol N., Taheri M., Van Campenhout J., Vanreusel A., Wu X., Vincx M. (2015). NeMys: world

database of free-living marine nematodes. Available at: <http://nemys.ugent.be>. Accessed 12 Mar 2015.

Vanaverbeke J., Gheskiere T., Steyaert M., Vincx M. (2002). Nematode assemblages from subtidal sandbanks in the Southern Bight of the North Sea: effect of small sedimentological differences. *Journal of Sea Research*, 48:197-207.

Vanaverbeke J., Merckx B., Degraer S., Vincx M. (2011). Sediment-related distribution patterns of nematodes and macrofauna: two sides of the benthic coin? *Marine Environmental Research*, 71:31-40.

Vincx M. (1989). Seasonal fluctuations and production of nematode communities in the Belgian coastal zone of the North Sea. *Comptes Rendus du Symposium "Invertébrés de Belgique"*, pp:57-66.

Vitiello P. (1968). Variations de la densité du meiobenthos sur une aire restreinte. *Recueil des travaux de la Station Marine d' Endoume, Faculty des Sciences de Marseille, Bulletin*, 43:261-270.

Walters K., Bell S.S. (1994). Significance of copepods emergence to benthic, pelagic and phytal linkages in a subtidal seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series*, 108:237-249.

Ward T.J., Jacoby C.A. (1992). A strategy for assessment and management of marine ecosystems: baseline and monitoring studies in Jervis Bay, a temperate Australian embayment. *Marine Pollution Bulletin* 25:163-171.

Warwick R.M. (1981). The Nematode/Copepod ratio and its use in pollution ecology, *Marine Pollution Bulletin*, 12:329-333.

Warwick R.M., Gee J.M. (1984). Community structure of estuarine benthos. *Marine Ecology Progress Series*, 18: 97-111.

Warwick R.M., Platt H.M., Somerfield P.J. (1998). Free-living marine nematodes. Part III. British monhysterids. *Synopses of the British fauna (new series)*, Vol. 53. Brill/Dr E.J., Backhuys W., Leiden. Field Studies Council, Shrewsbury, UK.

Wells E. (2010). Water Framework Directive development of classification tools for ecological assessment: Macroalgae Species Richness. UK TAG Report for Marine Plants Task Team, Publishing UK TAG.

Wells E., Wood P., Wilkinson M. Scanlan C. (2007). The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55:151-161.

Wetzel M.A., Weber A., Giere O. (2002). Re-colonization of anoxic/sulfidic sediments by marine nematodes after experimental removal of macroalgal cover. *Marine Biology*, 141:679-689.

Widbom B., Elmgren R. (1988). Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 42:257-268.

- Wieser W. (1953). Die Beziehung zwischen Mundhohlengestalt, Ernährungsweise und vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Archives für Zoologie*, 4:439-484.
- Wieser W. (1959a). The effect of grain size on the distribution of small invertebrates inhabiting the Beaches of Puget Sound. *Limnology and Oceanography*. 4:181-194.
- Wieser W. (1959b). Zur Ökologie der Fauna mariner Algen mit besonderer Berücksichtigung des Mittelmeeres. *International Review of Hydrobiology*, 44: 137-180.
- Wieser W., Ott J., Schiemer F., Gnaiger E. (1974). An ecophysiological study of some meiofauna species inhabiting a sandy beach at Bermuda. *Marine Biology*, 26:235-248.
- Williams-Howze J., Silverman H., Fleeger J.W. (1987). Internal morphology related to tube-building in the meiobenthic copepod *Pseudostenhelia wellsi*. *Journal of Crustacean Biology*, 7:171-181.
- WoRMS Editorial Board (2015). World Register of Marine Species. Available at: <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 28 Sept 2015.
- Zaleha K., Khairil Syahrizan H., Norazwan T., Nurul Huda A.I. (2005). Benthic communities of lagoonal seagrass area in east coast of peninsular Malaysia. In: *Proceedings of the KUSTEM Fourth Annual Seminar on Sustainability Science and Management*, 2-3 May 2005, Kuala Terengganu. Kolej Universiti Sains & Teknologi Malaysia (KUSTEM), pp:307-311.