

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di Laurea Magistrale in Biologia Marina

**Struttura di popolamenti meiobentonici nella zona
intertidale dell'Alto Adriatico a diversi gradi di
antropizzazione**

Relatore

Marina Antonia Colangelo

Correlatore

Victor Ugo Ceccherelli

Presentata da

Maria Paola Zangrilli

III sessione

Anno Accademico 2011/2012

*A Mamma
Papà
e Sara*

Indice

PREMESSA E SCOPO DEL LAVORO	1
1. Introduzione	5
1.1. Principali caratteristiche morfo-dinamiche delle spiagge	5
1.2. Beni e Servizi offerti dall'ecosistema spiaggia	10
1.3. Minacce e principi di interventi di gestione.....	11
2. La Meiofauna	19
2.1. Nematodi.....	22
2.2. Turbellari	24
2.3. Nemertini.....	25
2.4. Gastrotrichi.....	26
2.5. Copepodi: Ordine Harpacticoida	27
3. Caratterizzazione dell'area di interesse	29
3.1. La costa Emiliano-Romagnola.....	29
3.2. Sito di Lido di Spina.....	32
3.3. Sito di Bellocchio	33
3.4. Sito di Lido di Dante.....	35
3.5. Sito di Cervia.....	36
4. Materiali e Metodi	37
4.1. Disegni di campionamento	37
4.2. Prelievo e trattamento dei campioni in campo	40
4.3. Trattamento dei campioni in laboratorio	41
5. Analisi dei Dati	47
5.1. Analisi univariate	47
5.2. Analisi multivariate.....	47
6. Risultati	53
6.1. Analisi delle comunità meiobentoniche	53
- Lido di Spina	53
- Bellocchio	58
- Lido di Dante	62
- Cervia	66
6.2. Analisi delle variabili ambientali	70
- Lido di Spina	76
- Bellocchio	77
- Lido di Dante	78
- Cervia	79
7. Discussioni e conclusioni	84
BIBLIOGRAFIA	I

PREMESSA E SCOPO DEL LAVORO

Il sistema costiero rappresenta un'area importante per la Regione Emilia-Romagna, sia dal punto di vista socio-economico che storico-naturalistico, dove risulta problematica la coesistenza fra i fenomeni naturali e le numerose attività antropiche. Il litorale emiliano-romagnolo è costituito prevalentemente da una costa bassa e sabbiosa quasi continua, che si estende per circa 130 km sul Mare Adriatico. Alle sue spalle, soprattutto nella parte settentrionale, sono presenti vasti territori bonificati occupati in parte da aree umide di notevole importanza naturalistica.

Il sistema costiero è un ambiente estremamente dinamico, il cui equilibrio dipende dall'interazione tra diversi fattori:

- la variazione del livello del mare;
- le condizioni meteo-marine;
- gli apporti sedimentari fluviali;
- la subsidenza e le attività antropiche.

In condizioni di equilibrio naturale l'azione del moto ondoso, il continuo apporto di sedimenti da parte dei fiumi e la loro ridistribuzione lungo la costa ad opera delle correnti litoranee e dei venti, contribuiscono al modellamento del profilo costiero (Nordstrom, 2000). Tuttavia negli ultimi cinquant'anni le attività antropiche, concentrate prevalentemente lungo la fascia costiera, hanno fissato la linea di costa e alterato il regime morfo-dinamico dei litorali causandone il restringimento e la stabilizzazione (*coastal squeeze*). Tale fenomeno, accentuato in questi ultimi anni al maggiore avanzamento del mare rispetto al lato terra, rappresenta una severa minaccia per le comunità bentoniche abitanti le aree intertidali dei litorali sabbiosi per la progressiva perdita di territorio costiero. Per tamponare tale situazione sono state costruite diverse strutture e attuate diverse strategie con lo scopo di proteggere il territorio costiero e/o le infrastrutture presenti, dall'erosione e dalle inondazioni marine. Gli effetti di tale situazione, però, risultano particolarmente importanti per quegli ambienti come nel caso degli ecosistemi sabbiosi che naturalmente si muovono verso il lato terra in risposta alle forzanti erosive. Inoltre, per tali habitat la situazione è

ulteriormente aggravata dal riscaldamento globale che causa un aumento del livello medio marino e della frequenza e dell'intensità dei fenomeni atmosferici estremi, con conseguente aumento dell'erosione costiera, ritiro delle spiagge, e quando presenti, distruzione delle dune e perdita della vegetazione associata.

Le cause antropiche quali l'intensa urbanizzazione costiera, la realizzazione di strutture turistico-balneari, la presenza di opere costiere (moli, barriere e pennelli), lo sviluppo intensivo dell'agricoltura, la diminuzione dell'apporto di sedimento da parte dei fiumi, e l'aumento dei tassi di subsidenza (naturale ed indotta), hanno compromesso l'equilibrio del sistema costiero emiliano-romagnolo accentuandone la vulnerabilità verso fenomeni atmosferici naturali.

Gli effetti dei cambiamenti climatici globali (aumento della frequenza e dell'intensità di eventi atmosferici estremi, *sea-level rise* ecc.) hanno, infatti, un maggiore impatto su coste basse e sabbiose che, oltre ad essere più esposte agli eventi meteo-marini, sono anche più densamente urbanizzate. Il progressivo fenomeno di arretramento della linea di costa (*coastal retreat*) dovuto a fenomeni erosivi di origine sia naturale che antropica ha messo a rischio tutte le attività socio-economiche che si concentrano lungo le aree costiere ed è previsto che le modificazioni antropiche delle coste sabbiose aumenteranno ancora nei prossimi decenni (Brown et al., 2008).

È importante quindi, in un'ottica di conservazione e gestione, capire come gli ecosistemi sabbiosi costieri e i beni e servizi che essi forniscono, risponderanno a questi cambiamenti ambientali.

Il presente elaborato di tesi si inserisce nel contesto del "*Progetto Theseus*" (*Innovative technologies for Safer European coasts in a changing climate*), programma finanziato dalla Comunità Europea che coinvolge 12 Paesi appartenenti alla Comunità, più altri 7 Paesi extraeuropei (Cina, Messico, Stati Uniti, Ucraina, Russia e Taiwan), con l'obiettivo di pianificare idonei interventi di gestione volti alla salvaguardia degli habitat costieri.

Il progetto parte da quattro principali considerazioni:

- Estesi tratti di coste europee sono densamente popolati ed economicamente importanti e risultano già severamente minacciati dai fenomeni di erosione e inondazione costiera (*flooding*);

- Si prevede che il *global climate change* ed il *sea-level rise* possano incrementare la frequenza e l'intensità dei fenomeni di erosione ed inondazione costiera;
- il quadro storico riferito alla gestione dei suddetti rischi è risultato inefficace ed incoerente con la “Direttiva Habitat”, in quanto si è posta maggiore attenzione agli interessi socio-economici più che alla sostenibilità degli habitat costieri;
- Non sono stati ancora sviluppati a livello europeo approcci integrati di valutazione e gestione dei crescenti rischi dovuti ai fenomeni di erosione e *flooding*.

Il progetto *THESEUS* propone di ideare ed applicare tecnologie innovative volte a fornire metodologie integrate per pianificare strategie eco-sostenibili di difesa costiera e mitigare e gestire correttamente i fenomeni di erosione conseguenti all'innalzamento del livello marino, includendo anche i diversi aspetti tecnici, sociali ed economici connessi. A tale scopo sono stati individuati otto siti di studio delle coste europee, tra cui è compreso il tratto di costa del litorale Emiliano-Romagnolo.

Considerando diversi scenari di cambiamento climatico globale e dei conseguenti fenomeni di inondazione costiera ed innalzamento del livello medio-marino (*sea-level rise*), per ciascuno degli otto siti di studio è stata analizzata in particolare la vulnerabilità, la resistenza e la resilienza dei diversi habitat.

L'acquisizione di tali informazioni risulta essenziale sia per l'identificazione di habitat costieri particolarmente sensibili, sia per ampliare il quadro di informazioni utili a fornire linee guida adeguate per una corretta realizzazione di piani di gestione.

Il presente lavoro si colloca all'interno del “*work package 3*” (*Ecologically based mitigation measures*), il cui obiettivo generale è quello di esaminare le interazioni tra difese costiere ed ecosistemi naturali; in particolare viene valutata la gestione dell'habitat naturale parallelamente agli effetti ecologici che eventuali interventi di ingegneria costiera hanno sugli habitat marini.

A tale scopo l'obiettivo del mio lavoro di tesi è stato quello di analizzare la struttura delle comunità meiobentoniche della zona intertidale in quattro differenti siti lungo la costa emiliano-romagnola, in relazione anche alle variabili abiotiche.

I siti considerati differiscono per caratteristiche morfo-dinamiche, grado di antropizzazione, modalità di gestione ed interventi effettuati contro il fenomeno di erosione costiera.

Le comunità meiobentoniche si inseriscono attualmente tra gli indicatori biologici che meglio rispondono a differenti tipologie di impatti antropici, consentendo pertanto di valutare lo stato ecologico dell'ecosistema costiero.

Data la complessità di tale ambiente è essenziale una preliminare comprensione delle principali forzanti alla base dello stato fisico delle spiagge che determinano la morfologia degli ambienti stessi e di conseguenza la strutturazione delle comunità bentoniche presenti. Pertanto nella prima parte del presente lavoro ho descritto le principali caratteristiche fisiche dei sistemi sabbiosi e delle principali pressioni naturali ed antropiche che gravano su di essi, passando successivamente ad una descrizione più dettagliata del sistema costiero Emiliano-Romagnolo e delle differenze osservate tra le comunità meiobentoniche in ragione delle specifiche caratteristiche fisiche ed antropiche dei siti considerati.

1. Introduzione

1.1. Principali caratteristiche morfo-dinamiche delle spiagge

Le spiagge sabbiose dominano la maggior parte delle coste temperate e tropicali di tutto il mondo, oltre a rappresentare importanti risorse socio-economiche e ricreative per l'uomo, costituiscono zone *buffer* proteggendo le zone costiere da eventi atmosferici naturali (McLachlan, 1981). Sebbene considerate per molto tempo come "deserti marini" e quindi ampiamente trascurate (Remane, 1933 iniziò i primi studi sulle coste in Germania, seguito dal lavoro di Pearse et al., 1942 che rappresenta il primo tentativo di valutazione qualitativa dell'intero sistema spiaggia), le spiagge sabbiose sono ambienti altamente dinamici e produttivi importanti dal punto di vista ecologico, economico e sociale ed ospitano una vasta gamma di comunità biologiche di significativa e specifica rilevanza ecologica. L'energia del moto ondoso associata alla granulometria del sedimento e all'ampiezza del regime di marea sono le principali forzanti fisiche responsabili della strutturazione morfologica delle spiagge e delle comunità bentoniche presenti (Fig.1).

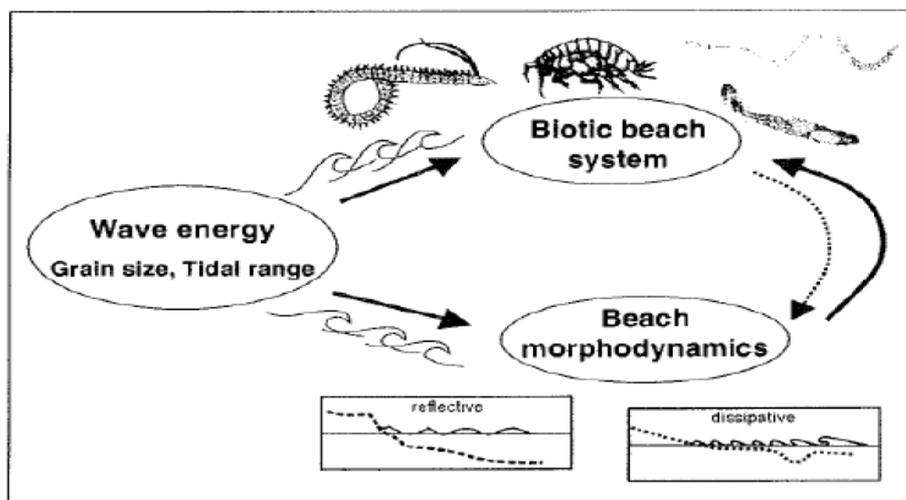


Figura 1. Modello schematico delle interazioni tra forza del moto ondoso, morfo-dinamica e componente biotica del sistema spiaggia (Short,1999)

Tipicamente la morfologia delle spiagge è determinata dall'entità e dalla modalità di dispersione dell'energia proveniente dal moto ondoso (spiagge a bassa, media e alta energia), dalla quantità di materiale sedimentario trasportato e dal regime tidale (spiagge microtidali, 0-2 m, mesotidali, 2-4 m, macrotidali, >4m).

In particolare le spiagge italiane sono a regime microtidale (con circa 0.5 m di escursione di marea) e in genere a media-bassa energia.

Sebbene la morfologia delle spiagge sia continuamente modificata dall'interazione dei diversi processi sopra elencati, il tipico profilo naturale di una spiaggia si presenta con quattro zone caratteristiche (Fig.2):

- **Zona delle dune**: le dune costiere si sviluppano parallelamente al litorale, costituiscono un "argine naturale" fondamentale per la protezione della zona costiera durante eventi atmosferici estremi e un accumulo di sedimento in grado di alimentare le spiagge e quindi di contrastare in parte i fenomeni erosivi;
- **Spiaggia emersa o backshore**: comprende il tratto di spiaggia esteso dal margine inferiore delle dune fino al livello massimo di alta marea, raggiunto dall'acqua soltanto in caso di tempeste o forti mareggiate;
- **Spiaggia intertidale o foreshore**: è la zona situata tra il livello medio di alta marea e il livello medio di bassa marea ed è quindi la zona sottoposta a maggiore stress, in quanto, si trova periodicamente emersa durante la bassa marea e sommersa durante l'alta marea;
- **Spiaggia sommersa o shoreface**: delimitata dal limite inferiore di bassa marea e dalla profondità di chiusura, ossia la zona in cui cessa l'azione del moto ondoso sul fondale.

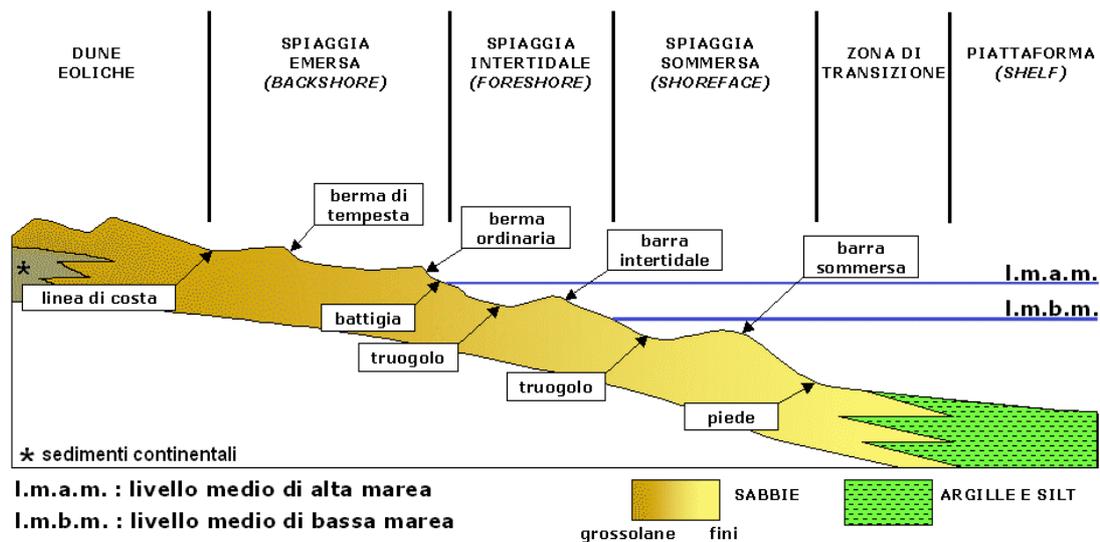


Figura 2. Profilo geomorfologico ideale di una spiaggia

In particolare, la zona dunale, rappresenta un elemento molto importante del sistema spiaggia, in quanto, oltre ad offrire protezione alla costa costituisce un ambiente di grande interesse ecologico e naturalistico. Si tratta di zone estremamente instabili soggette a continui spostamenti e ridimensionamenti causati dalla direzione e dalla forza del vento. La vegetazione ha ruolo fondamentale nella compattazione e stabilizzazione della sabbia e quindi nella formazione delle dune costiere (Short & Hesp, 1982). Attualmente sono rare le zone in cui è ancora possibile osservare le morfologie tipiche di una spiaggia con le retrostanti dune sabbiose o con foci fluviali non costrette da argini artificiali; per poter rispondere alle crescenti esigenze di urbanizzazione costiera, l'uomo ha via via distrutto le zone dunali per l'ampliamento di strutture residenziali e turistico-balneari. Il progressivo degrado ambientale quindi, legato soprattutto all'antropizzazione costiera, al turismo balneare, all'erosione dei litorali, ha alterato le dinamiche di sedimentazione impedendo la normale evoluzione delle spiagge e accentuando così i fenomeni erosivi e di conseguenza la pericolosità di eventi atmosferici naturali.

Short & Wright (1983) classificano le spiagge sabbiose in tre diverse tipologie (Fig.3):

- Dissipative
- Intermedie
- Riflessive

Tale classificazione è legata essenzialmente alla condizione di dispersione dell'energia delle onde (alta/bassa energia) e dal materiale sedimentario che caratterizza la spiaggia (sedimenti fini, ghiaia, ciottoli, massi o misture di sedimenti).

Le spiagge dissipative sono caratterizzate da sedimento fine, forte moto ondoso, un profilo di spiaggia poco ripido e sono precedute da un'ampia *surf-zone* (zona dei frangenti) lungo la quale le onde perdono molta della loro energia; questa tipologia di spiaggia viene anche definita erosiva. Le spiagge dissipative tendono ad avere una morfologia piuttosto stabile e ad esibire minimi cambiamenti della linea di costa (Short & Hesp 1982; Short, 1983; Fig.4). Tipici esempi sono rappresentati dalla costa est dell'Australia (Short 1996) e del sud Africa (McLachlan et al., 1993).

Le spiagge riflesse o accrescitive presentano invece una ristretta zona intertidale, un alto profilo della spiaggia, e assenza della *surf-zone*; tutta l'energia delle onde che si infrangono viene riflessa verso il mare (Defeo & McLachlan, 2005; McLachlan, 1990; Short, 1996; Fig.5). Un buon esempio si riscontra lungo le coste del Mare del Nord e del Canale Inglese (Mann, 2000).

Le spiagge intermedie si trovano infine in una condizione transitoria tra la condizione di alta energia che caratterizza le spiagge dissipative e bassa energia delle spiagge riflesse.

In natura esiste un *continuum* morfo-dinamico tra le differenti tipologie di spiagge in funzione dell'energia del moto ondoso.

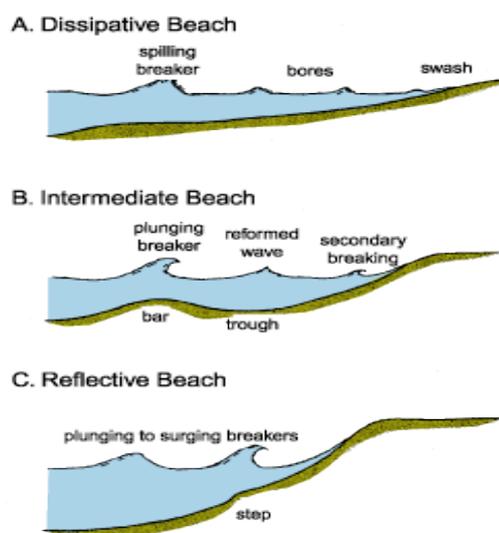


Figura 3. (A) Spiaggia dissipativa with slight sloping and spilling breaker; (B) intermediate beach with plunging and secondary breakers, and (C) steep sloping reflective beaches (da Komar, 1998)



Figura 4. *Esempio di spiaggia dissipativa*



Figura 5. *Esempio di spiaggia riflessiva*

Nei climi temperati, in particolare, il profilo morfologico delle spiagge segue andamento stagionale; durante la stagione invernale in cui si concentrano maggiormente eventi meteo-marini quali mareggiate e tempeste, la spiaggia si trova in uno stato di erosione e presenta un profilo tipicamente dissipativo. Al contrario, durante la stagione estiva e primaverile si trova in uno stato di accrescimento e presenta il tipico profilo riflessivo (Bird, 1985).

La pendenza (*slope*) è un'altra tra le caratteristiche importanti delle spiagge, in quanto, condiziona le diverse modalità di insediamento della fauna presente. Tipicamente nelle spiagge dissipative, con minor pendenza, sono presenti comunità con più elevata ricchezza specifica, maggiore abbondanza e biomassa complessiva rispetto a quelle presenti nelle spiagge riflessive (McLachlan, 1990). Ciò dipende dall'esposizione al moto ondoso che generalmente ha un notevole effetto negativo sulle comunità macrobentoniche (McLachlan, 1983) poiché molte specie vivono in prossimità della superficie del sedimento; al contrario le comunità meiobentoniche tamponano meglio l'estrema variabilità delle condizioni fisiche delle spiagge, in quanto, gli organismi che la caratterizzano vivono all'interno del sedimento durante l'intero ciclo di marea e per l'intero ciclo vitale.

1.2. Beni e Servizi offerti dall'ecosistema spiaggia

L'interazione tra specie, processi ecosistemici e le componenti fisiche delle spiagge generano diversi servizi ecosistemici; un servizio ecosistemico è definito come "una componente degli ecosistemi che fornisce beni di valore importante per l'uomo che ne usufruisce in modo diretto e indiretto" (Costanza, 2008).

Le spiagge sabbiose sono aree ricreative di grande importanza ecologica e socio-economica; costituiscono, infatti, un'attrazione sia per i turisti che per la popolazione locale (Brown & McLachlan, 1990; Nordstrom, 2000). Attraggono molte persone grazie ad una combinazione di diversi elementi naturali-paesaggistici e forniscono alla popolazione umana una serie di servizi ecosistemici essenziali per le innumerevoli attività antropiche che si concentrano lungo la fascia costiera.

I principali servizi ecosistemici offerti dalle spiagge sabbiose comprendono:

- Accumulo e trasporto di sedimento;
 - Dissipazione dell'energia derivante dall'azione del moto ondoso e zone *buffering* contro eventi estremi (*storm surge*);
 - Risposta dinamica al *sea level rise* (con limiti);
 - Trasformazione della sostanza organica e abbattimento del livello di inquinanti;
 - Filtrazione e purificazione dell'acqua;
 - Mineralizzazione e riciclo dei nutrienti;
 - Mantenimento della biodiversità;
 - Aree nursery per i giovanili di numerose specie ittiche;
 - Aree di nidificazione per tartarughe e uccelli marini;
 - Cibo, materiali e risorse energetiche per il consumo umano;
 - Servizi ecosistemici di tipo estetico, ricreativo-culturale e scientifico;
- (Defeo et al., 2009).

Il declino e l'estinzione delle specie con conseguente perdita della biodiversità prodotta dall'eccessiva pressione demografica concentrata sulle aree costiere, dall'eccessivo sfruttamento del territorio e delle risorse e dalla perdita di habitat naturali hanno causato il progressivo degrado degli ecosistemi costieri compromettendo la capacità di questi ultimi di svolgere funzioni ecosistemiche essenziali al mantenimento dei citati servizi ecosistemici (Airoldi et al., 2007). La

prevalenza data allo sviluppo economico più che ad uno sviluppo sostenibile delle zone costiere non solo ha portato al progressivo depauperamento di ricchezze naturali importanti, ma ha impoverito la qualità ambientale di risorse che rappresentano la principale ragione di sviluppo economico per intere regioni.

Pertanto c'è sempre più interesse da parte della società, delle comunità scientifiche e delle istituzioni competenti verso lo sviluppo di una gestione sostenibile delle aree costiere, in grado di soddisfare le esigenze della popolazione senza aumentare ulteriormente il degrado ambientale che porterebbe alla perdita di un patrimonio naturale ed economico di grande valore.

1.3. Minacce e principi di interventi di gestione

L'ambiente costiero è un sistema altamente dinamico caratterizzato dalla presenza di diversi habitat produttivi importanti per la vita umana. Non a caso la maggior parte della popolazione mondiale e delle principali attività economiche si concentrano entro 60 km dalla linea di costa, ed è previsto che tale situazione sia destinata a crescere nel corso del XXI secolo (Brown & McLachlan, 2002). In particolare i litorali sabbiosi risultano essere particolarmente vulnerabili alle costanti pressioni antropiche e al degrado ambientale che ne consegue, poiché caratterizzati da un delicato equilibrio ecosistemico in continua evoluzione dato dall'interazione di diversi fattori fisici e biologici.

Le innumerevoli attività antropiche, industriali e ricreative che pesano su questi ambienti alterano quindi l'equilibrio e le normali dinamiche ecosistemiche. I processi erosivi ad esempio (considerati attualmente una tra le principali problematiche di natura antropica), fanno parte della normale dinamica costiera; diversi fattori meteorologici contribuiscono alla distribuzione di materiali sedimentari che comportano continui avanzamenti e arretramenti della linea di riva (tratti di costa più accrescitivi o più erosivi) e contribuiscono al modellamento del profilo costiero (Nordstrom, 2000). In condizioni di equilibrio naturale l'azione erosiva viene contrastata principalmente dall'apporto fluviale che trasporta materiale sedimentario, utilizzato per il naturale ripascimento dei litorali sabbiosi. Tale equilibrio è oggi seriamente compromesso dalle pressioni antropiche e dagli impatti originati da diversi settori di interesse socio-

economico sviluppati maggiormente nel corso degli ultimi cinquant'anni. La canalizzazione dei corsi d'acqua per finalità energetiche ed agricole con conseguente deficit sedimentario verso il litorale, costruzione di infrastrutture, strutture turistico-balneari, porti moli e opere di difesa costiera hanno portato all'alterazione del naturale profilo morfo-dinamico delle spiagge causandone restringimento e stabilizzazione, accelerando così i naturali processi erosivi.

Altrettanto notevoli sono gli impatti che le spiagge sabbiose subiscono a causa dell'aumento del turismo e delle connesse attività ricreative che attualmente agiscono su scale spaziali e temporali senza precedenti a causa dell'escalation di pressioni derivate dall'intensivo sfruttamento dei litorali (De Ruych et al., 1997; Caffyn and Jobbins, 2003; Fanini et al., 2006; Fig.6).

Al fine di potenziare le varie attività ricreative, gli interventi antropici sulle spiagge sono risultati spesso ecologicamente dannosi.

Il turismo di massa ha conseguenze sulla presenza e sui comportamenti di alcune componenti della fauna che tipicamente si rinviene nella zona litoranea come uccelli limicoli, tartarughe, insetti e crostacei semi-terrestri (Brown & McLachlan, 1990). Diversi studi hanno evidenziato quanto l'azione meccanica dovuta al calpestio arrechi danni alle comunità bentoniche presenti in particolare nello strato interstiziale (Weslawski et al., 2000; Fanini et al., 2005; Veloso et al., 2006).

Anche la vegetazione dunale risulta particolarmente sensibile agli impatti meccanici causati dal calpestio e dalle frequenti attività di pulizia delle spiagge (Liddle and Grieg-Smith, 1975). L'attività di pulizia è una pratica comunemente effettuata sulle spiagge turistiche adibite a balneazione (Poinar, 1977; Llewellyn and Shackley, 1966; Engelhard and Withers, 1997; Dugan et al., 2003; Davenport & Davenport, 2006); la rimozione di *wrack* macroalgali, rifiuti e altri detriti attuata spesso mediante utilizzo di mezzi pesanti di rimozione terra, non solo altera il trasporto di sedimenti ed espone larghe superfici di spiaggia all'azione erosiva, ma perturba gli organismi presenti, in particolare le comunità macrobentoniche associate ai depositi di *wrack* algali, privandoli di cibo, zone di rifugio contro l'essiccamento o di entrambi (Brown & McLachlan, 1990). Anche le comunità meiobentoniche della zona intertidale risentono negativamente degli effetti derivanti dalla pulizia delle spiagge, anche se tali effetti vengono spesso confusi con quelli dovuti al calpestio (Gheskiere et al., 2005). Le comunità meiobentoniche, a

seguito di eventi di pulizia delle spiagge, sono in grado di ricolonizzare gli ambienti in tempi brevi (24h), tuttavia non sono conosciute ancora le conseguenze ecologiche di ripetuti e regolari interventi di pulizia su queste comunità. Altra interferenza di natura antropica è il passaggio di veicoli, che, lungo i litorali sabbiosi causano distruzione della vegetazione dunale con conseguente perdita di stabilità del terreno e diminuzione della diversità della fauna associata (Defeo & McLachlan, 2009).

Il passaggio di veicoli sui litorali sabbiosi danneggia inoltre gli invertebrati bentonici con conseguenti effetti ecologici che si ripercuotono anche sui livelli trofici superiori (carenza di cibo per pesci e uccelli limicoli).



Figura 6. *Principali impatti degli ecosistemi sabbiosi.*

Agli impatti sopra descritti si sommano quelli derivanti dall'inquinamento dell'ecosistema come le maree nere provenienti da piattaforme petrolifere, oleodotti, sversamenti di navi cisterna, ecc. (Nordstrom, 2000).

Oltre le minacce antropiche dirette, tutti gli ecosistemi marini subiranno le drammatiche conseguenze derivanti dai recenti fenomeni del *global climate change*.

Diversi studi hanno evidenziato che l'aumento delle emissioni atmosferiche di gas serra di origine antropica hanno determinato cambiamenti climatici in tutto il mondo; è previsto, inoltre, che tali cambiamenti saranno più intensi ed estesi alla fine del secolo corrente (Meehl et al., 2007).

Il tasso di crescita del livello medio marino ha subito un'accelerazione tra il XIX e XX secolo con un incremento di 0,17 m (0,12-0,22 m) nel secolo scorso (Miller & Douglas, 2006).

Le zone costiere ed in particolare le spiagge sabbiose risultano essere le aree maggiormente colpite dagli effetti dei cambiamenti climatici poiché rappresentano le prime zone che risentono degli effetti dell'innalzamento del livello del mare, dei cambiamenti del regime del moto ondoso, degli eventi meteo-marini estremi nonché dell'alterazione del budget sedimentario (Jones et al., 2004).

La principale conseguenza del *sea level rise* per gli ecosistemi costieri è rappresentata dall'accentuarsi dei fenomeni erosivi legati soprattutto all'incremento della frequenza e dell'intensità di eventi atmosferici estremi (*storm surges*). Attualmente circa il 70% delle spiagge sabbiose del mondo risultano in stato di erosione, il 20-30% è stabile mentre solo il 10% è in fase di accrezione (Bird, 2000); a causa dei cambiamenti climatici, le spiagge che già si trovano in accelerato stato di erosione si ritireranno ulteriormente, quelle stabili entreranno in erosione mentre il numero di spiagge in accrezione diminuirà drasticamente. Questo fenomeno è noto come "effetto Bruun" (Jones et al., 2004). Il principale fattore di rischio per le spiagge sabbiose è rappresentato dal fenomeno del "*coastal squeeze*" che progressivamente "schiaccia" il sistema spiaggia dal lato mare, per l'erosione e per il *sea-level rise* e dal lato terra, a causa del costante sviluppo antropico, con conseguente perdita di numerosi habitat associati alla fascia intertidale (Fig.7).

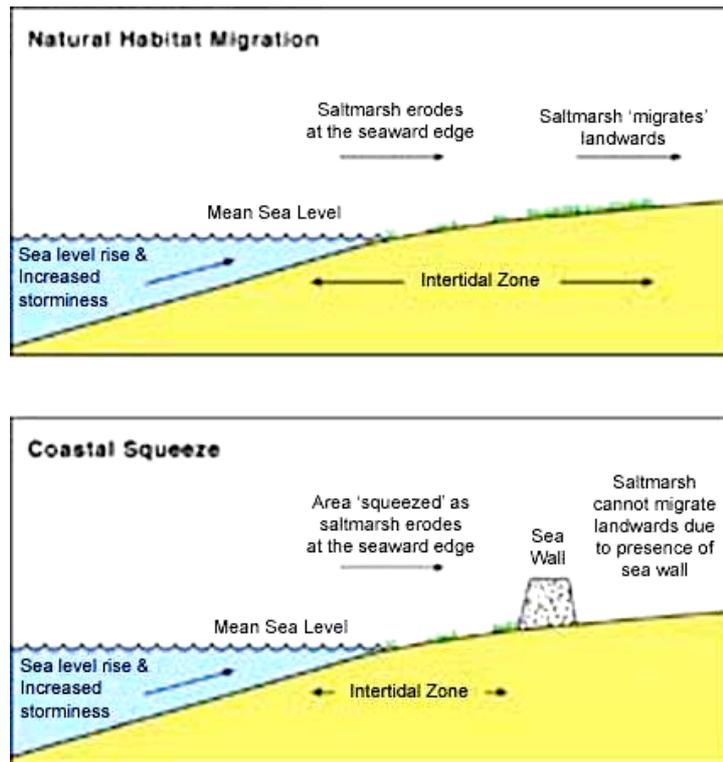


Figura 7. Rappresentazione schematica del fenomeno del coastal squeeze

L'accentuarsi dei fenomeni naturali legati al *global climate change* e le incombenti minacce a strutture antropiche e all'economia costiera, hanno condotto alla pianificazione di interventi di protezione che consistono nella costruzione, per tratti considerevoli costa, di varie strutture finalizzate a contenere il problema dell'erosione dei litorali e proteggere complessi e strutture balneari. Spesso le azioni umane attuate per proteggere la costa hanno avuto effetti controproducenti e limitati nel tempo per i litorali sabbiosi. Gli interventi pratici messi in atto per affrontare il problema dell'erosione costiera consistono principalmente nella costruzione di opere rigide di difesa (interventi di tipo "hard"), e nell'alimentare le spiagge erose mediante ripascimenti artificiali (interventi definiti "soft").

In generale le tipologie di interventi "hard" hanno lo scopo di ridurre l'energia del moto ondoso favorendo la locale deposizione di sedimenti e limitando in questo modo l'arretramento della linea di costa (ARPA, 2007); tuttavia l'intervento antropico sul litorale è in conflitto con la naturale dinamica costiera in quanto tende a "stabilizzare" la linea di riva e interferisce con il trasporto di sedimenti lungo la costa. La costruzione di opere di difesa rigide, infatti, ha come limite principale quello di determinare lo

spostamento continuo del fenomeno erosivo sui litorali limitrofi come conseguenza dell'alterazione del regime sedimentario. Le opere rigide di difesa comprendono:

- Le difese radenti, posizionate in corrispondenza della battigia che spesso rappresentano opere di primo intervento e tamponamento;
- Le difese trasversali o *pennelli* (es moli) sono perpendicolari alla linea di costa ed estese verso mare; hanno lo scopo di arrestare parzialmente o totalmente il flusso di sedimenti che si muove lungo riva. Il principale effetto negativo prodotto da questa tipologia di strutture è quello di provocare estesi processi erosivi nel lato sottoflutto per depauperamento di sabbia intercettata dalla struttura opposta. Per evitare che ciò accada si interviene costruendo barriere permeabili o sommerse che consentono il passaggio di una parte del flusso di sedimenti;
- Le difese parallele o scogliere sono costruite in mare parallelamente alla linea di riva; sono progettate al fine di ridurre l'energia del moto ondoso e permettere la deposizione di sedimento lungo riva. Come per i pennelli anche queste difese innescano processi erosivi sottoflutto; per questo motivo vengono costruite scogliere in serie che formano una linea di riva costituita da piccole baie regolari, separate da cuspidi sabbiosi (tomboli). Queste baie sono però caratterizzate da scarsissimo idrodinamismo e soprattutto durante la stagione estiva sono soggette ad accumulo di rifiuti ed inquinanti. Per evitare l'insorgenza di tali problematiche si costruiscono scogliere semi-sommerse o sommerse oppure si cerca di incrementare la permeabilità delle stesse.

Per molto tempo la principale metodologia adottata per la difesa dei litorali è stata quella di barriere artificiali rigide (Nordstrom, 2000; Charlier et al., 2005). Nell'ultimo decennio, la consapevolezza dell'elevato impatto paesaggistico-ambientale e la necessità di contenere gli effetti negativi prodotti da opere di difesa rigide sull'ambiente marino-costiero, hanno direzionato le scelte verso interventi di tipo "soft" (ripascimento artificiale) che prevedono la ricostruzione delle spiagge erose mediante trasporto di sedimento dalla zona intertidale verso la parte superiore della spiaggia (Peterson et al., 2000). Il ripascimento minimizza l'impatto ambientale, non

altera le caratteristiche ambientali della zona e non modifica la dinamica litoranea, per cui può essere un valido strumento da affiancare ad altre opere di difesa costiera.

Uno dei vantaggi connessi a questa tipologia di intervento, inoltre, è che non si corre il rischio di esportare l'erosione a spiagge limitrofe, ma anzi quest'ultime possono trarre giovamento dall'intervento effettuato. Sebbene gli interventi di tipo "soft" garantiscono una migliore risposta ambientale, risentono della necessità di reperimento di un sedimento affine per caratteristiche granulometriche e composizione mineralogica a quello presente sulla spiaggia su cui si intende intervenire.

Altra soluzione che si sta valutando è quella definita "*do nothing*" in cui si decide di non effettuare alcun tipo di intervento permettendo il naturale arretramento della linea di costa e monitorando il fenomeno. Tale strategia però potrebbe comportare rischi socio-economici rilevanti, obbligando società e autorità competenti ad adottare costose misure economiche, come assistenza di emergenza, rimborsi e ricostruzioni a breve termine (Carrasco et al., 2012).

Bisogna considerare che qualsiasi sia la tipologia di gestione adottata, questa ha ripercussioni sull'habitat bentonico ed in particolare sulla zona intertidale dei litorali sabbiosi, in quanto modifica il regime idrodinamico, le caratteristiche del sedimento e le caratteristiche morfo-dinamiche delle spiagge (pendenza, regime ondoso e ampiezza di marea) (Martin et al., 2005; Bertasi et al., 2007).

Poiché la fauna interstiziale di fondo molle, nelle sue due principali componenti del Macrobenthos e Meiobenthos, per la loro limitata mobilità rappresentano gli organismi più soggetti ad impatti di natura fisica ed antropica (Ellis et al., 2000), sono considerati gli indicatori biotici che meglio permettono di valutare la risposta degli ecosistemi ai diversi tipi di alterazione.

In particolare, nel presente lavoro di tesi, è stato analizzato il comparto meiobentonico della zona intertidale, che solo di recente ha assunto notevole importanza nella definizione dello stato ecosistemico dell'habitat costiero.

Nonostante la meiofauna contribuisca in modo preponderante alla biodiversità marina (Mc Intyre, 1969) e sia caratterizzata da elevata diversità specifica, brevi cicli vitali, rapidi tassi metabolici, distribuzioni ubiquitarie e assenza di fasi dispersive che la rendono un candidato ideale per la documentazione dei cambiamenti in ambienti

marini, sono pochi i ricercatori attivamente impegnati nello studio dei Taxa meiobentonici.

Inoltre, attualmente non è stato condotto alcuno studio per valutare la possibilità di utilizzare tali organismi come descrittori di eventuali cambiamenti legati a piani di gestione della costa e del fenomeno del *global climate change*. E' quindi un paradosso che la categoria faunistica che potrebbe costituire un efficace indicatore biologico sia, di fatto, la meno studiata dell'ambiente marino.

2. La Meiofauna

Il termine “meiobenthos” venne coniato nel 1942 da Molly F. Mare per indicare un gruppo di organismi bentonici di dimensioni intermedie tra macrofauna e microfauna che abitano principalmente i fondi molli di acque sia dolci che marine.

Dal punto di vista dimensionale il meiobenthos comprende organismi di dimensioni comprese tra i 500 μm e 45 μm , anche se recentemente il limite minimo è stato posto a 31 μm .

La meiofauna marina attualmente risulta caratterizzata da 20 Phyla (di cui 5 esclusivi) ed è considerata la componente biotica più diversificata dal punto di vista filogenetico rispetto a qualsiasi altro comparto faunistico dell’habitat marino, in quanto comprende organismi specializzati per sfruttare al meglio gli ambienti interstiziali di fondi mobili particolarmente ostili e selettivi per la sopravvivenza di altri organismi.

Gli organismi interstiziali generalmente sono caratterizzati da ridotte dimensioni corporee e un corpo piatto e allungato che consente loro di muoversi più facilmente tra i ridotti spazi interstiziali. Per molti animali meiobentonici, lo sviluppo di strutture per l’adesione a piccole particelle mobili come granelli di sabbia, è risultato particolarmente importante per l’adattamento alla vita nell’habitat interstiziale soggetto a frequente mobilizzazione; un esempio è rappresentato dagli apparati boccali di alcune specie di Arpacticoidi (Giere, 2009).

Il Meiobenthos include sia taxa appartenenti alla cosiddetta “meiofauna permanente” cioè organismi che fanno parte di questa categoria per l’intero ciclo vitale come *Nematoda*, *Copepoda*, *Turbellaria*, *Gastrotrichia* e *Tardigrada*, sia taxa appartenenti alla “meiofauna temporanea”, costituita principalmente da stadi giovanili di organismi che, allo stadio adulto, andranno a costituire la macrofauna, come ad esempio *Gastropoda*, *Holoturoidea*, *Nemertinea* e *Sipunculida*. In generale la componente dominante della meiofauna tipica di spiagge sabbiose, è rappresentata da Nematodi e Copepodi Arpacticoidi seguiti da altri taxa di importanza variabile come Turbellari, Nemertini e Gastrotrichi.

Gli organismi della meiofauna differiscono dagli organismi macrobentonici oltre che per le dimensioni anche per il differente ruolo biologico ed ecologico che essi svolgono (Peterson et al., 2006); essendo organismi interstiziali riescono a tamponare meglio

l'estrema variabilità delle condizioni fisiche dell'habitat intertidale dei fondi mobili, al contrario della macrofauna che per ragioni ecologiche e biologiche tende ad abitare la superficie dei sedimenti ed è quindi più influenzata dagli stress fisici di tali ambienti (Reise, 2002). Inoltre, è sempre più riconosciuto il ruolo che questi organismi rivestono nelle reti trofiche, nei processi di rimineralizzazione dei nutrienti e nella depurazione dei sedimenti marini. In particolare numerosi studi hanno cercato di definire il ruolo funzionale che la meiofauna ha nelle comunità marine bentoniche, come ad esempio il suo contributo al flusso di energia (Gerlach, 1971), il suo ruolo nel rendere accessibile il detrito ai macro-consumatori (Tenore et al., 1977), e la sua importanza come fonte di cibo per la macroinfauna e per il novellame di specie ittiche sfruttate a livello commerciale come *Pleuronectiformi* e *Salmonidi* (Gee, 1989).

L'abbondanza della meiofauna è estremamente elevata, con densità che generalmente oltrepassano quelle di tutti gli altri metazoi (Kennedy & Jacoby, 1999). Tipicamente l'abbondanza dei taxa segue un andamento stagionale (con densità maggiori durante la stagione estiva e primaverile) ed è influenzata da fattori sia abiotici come salinità, granulometria del sedimento e pH, che da fattori biotici quali predazione, competizione e da fattori ecologici come il disturbo (Kennedy & Jacoby, 1999). In particolare la granulometria del sedimento rappresenta un fattore chiave nel determinare la struttura delle comunità meiobentoniche e la loro distribuzione nello spazio intertidale (Fig.8). Il contenuto di ossigeno dell'acqua interstiziale è un altro tra i fattori fondamentali nel controllare la distribuzione verticale della meiofauna, determinata essenzialmente dallo spessore del cosiddetto "*redox potential discontinuity layer*" (RPD), ossia il limite tra sedimenti ossici ed anossici che determina direttamente il potenziale redox dei sedimenti e lo stato di ossidazione della materia organica (Hicks e Coull, 1983). La maggior parte degli studi condotti sulla meiofauna hanno riscontrato infatti maggiori abbondanze di questi organismi nei primi 2 cm di sedimento, mentre in ambienti caratterizzati da forte moto ondoso questi possono arrivare fino a 50 cm di profondità. E' stato dimostrato, inoltre, che anche piccole variazioni dei gradienti di ossigeno determinati dai cunicoli prodotti dalla macrofauna scavatrice determinano significativi cambiamenti nella distribuzione verticale della meiofauna, anche su piccola scala (Meyers et al., 1987).

Altro fattore essenziale nella distribuzione di questi organismi è la disponibilità di acqua tra i granuli di sedimento, in quanto, la meiofauna risente negativamente del fenomeno di essiccamento (Giere, 2009).

Come già accennato nel precedente paragrafo, nonostante la meiofauna contribuisca in maniera rilevante alla biodiversità marina e presenti particolari tratti biologici e di ciclo vitale che la rendono particolarmente idonea come indicatore biotico, rimane uno dei comparti faunistici meno conosciuti dal punto di vista sistematico e biogeografico. L'utilizzo di questi organismi rimane tuttora marginale soprattutto per l'assenza di supporti idonei all'identificazione tassonomica che permettano il riconoscimento dei vari taxa anche da parte dei non esperti.

Di seguito sono descritti brevemente i principali taxa rinvenuti più comunemente nei campioni esaminati per il presente lavoro.

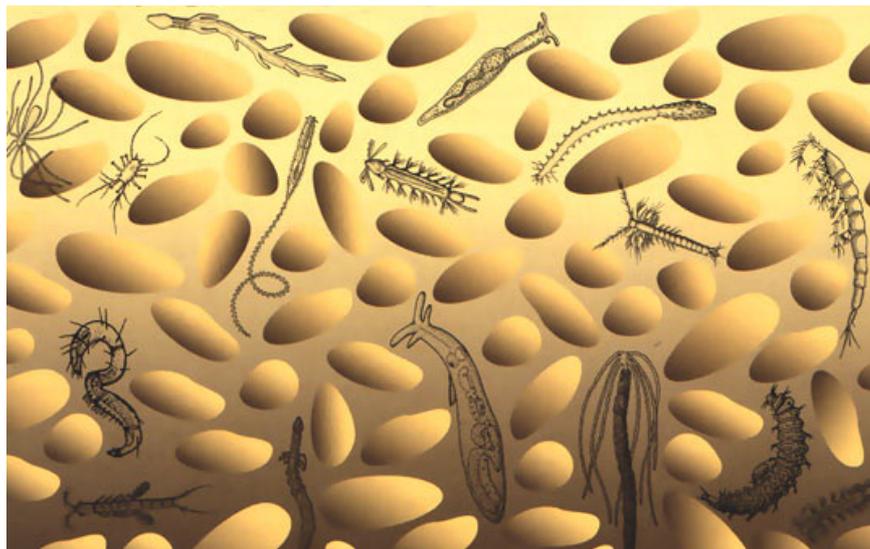


Figura 8. Esempio di associazione tra taglie granulometriche miste del sedimento e organismi del meiobenthos

2.1. Nematodi

Attualmente sono state descritte circa 20.000 specie di Nematodi a vita libera, di cui il 90% vivente negli habitat marini (Eyualem-Abebe et al., 2008; Fig.9).

Rappresentano, infatti, il taxon più rappresentativo della meiofauna e dei sedimenti marini in termini sia di abbondanza (costituiscono fino al 90-95% della meiofauna totale) che di biomassa animale, oltre che il Phylum con la più grande ricchezza specifica della zona bentonica.

Le maggiori densità sono state riscontrate in ambienti estuarini con valori di densità fino a 10-23 milioni/m².

La grande importanza che rivestono i Nematodi a livello ecologico è legata non solo alla loro elevata biomassa nei sedimenti, ma anche al loro stretto rapporto con altri organismi che li rende un anello chiave delle catene trofiche. Inoltre sono considerati degli ottimi indicatori dello stato ambientale per le loro caratteristiche biologiche (stabilità delle popolazioni, breve ciclo riproduttivo, alta tolleranza nei confronti di variazioni ambientali) e per la semplicità dei metodi di raccolta ed analisi dei campioni. Dal punto di vista morfologico hanno corporatura arrotondata e filiforme con epidermide provvista di cuticola completamente priva di ciglia e la lunghezza del corpo è circa 20-40 volte superiore la loro larghezza (Giere, 2009).

Il loro habitat ideale è rappresentato soprattutto dai litorali riparati a sabbia fine, anche se, questi organismi hanno sviluppato diversi adattamenti che gli hanno permesso di colonizzare diverse tipologie di ambienti, sedimenti e zone climatiche (Giere, 2009). In mancanza di muscolatura circolare i nematodi si muovono nell'habitat interstiziale grazie alla contrazione peristaltica della muscolatura longitudinale che determina il classico movimento serpentiforme. Mancano di uno stadio larvale (sono ovovivipari) e presentano variabilità stagionale delle densità (più elevate nel periodo estivo) e sono caratterizzati da molteplici modalità di alimentazione.

I nematodi sfruttano, infatti, tutte le risorse trofiche disponibili nel loro habitat dal detrito ai microrganismi; anche se nel tempo è stato evidenziato che molte specie inizialmente considerate generaliste, sono in realtà dei consumatori specializzati con elevata ripartizione della nicchia trofica (Giere, 2009). Studi trofici in fanghi di marea hanno evidenziato che i nematodi preferiscono le microalghe come fonte alimentare

(Pascal et al., 2008). Bisogna considerare però che molte forme di nematodi opportunisti possono variare la loro alimentazione in funzione delle risorse alimentari disponibili, per cui risulta difficile assegnarli a specifici gruppi trofici.



Figura 9. *Nematode*

2.2. Turbellari

I Turbellari (Fig.10) sono compresi nel Phylum dei Platelminti che conducono vita libera e rappresentano una delle classi più primitive tra i metazoi (Ehlers, 1985).

Sono state descritte più di 3000 specie di turbellari meiobentonici sia di acqua dolce sia salata, la maggior parte delle quali vive nei litorali marini, preferendo le sabbie a granulometria fine, e nei “*tidal flats*”. Generalmente i Turbellari conducono vita libera, sono prevalentemente bentonici e solo poche specie sono planctoniche. Presentano caratteristiche morfologiche specifiche, come corpo vermiforme compresso dorso-ventralmente, estrema elasticità, epitelio ciliato ed ermafroditismo, che li rendono un gruppo meiobentonico ben adattato alla vita interstiziale.

Negli habitat intertidali sabbiosi i turbellari esercitano una forte pressione predatoria sulla macrofauna di piccola taglia (Watzin, 1985, 1986), mentre nei “*tidal flats*” è stato riscontrato che quasi il 65% delle specie di Turbellari sono predatrici di altri organismi meiobentonici come ad esempio i Nematodi (Ott, 1972). Si nutrono inoltre di nauplii, arpacticoidi, detrito e diatomee. L’esposizione alle correnti e al moto ondoso, nonché la generale instabilità degli habitat non sembrano influenzare negativamente il loro insediamento (Fegley, 1987; Hellwig- Armonie, 1988), così come le variazioni di salinità, infatti quasi tutte le specie tollerano bene le condizioni salmastre. L’abbondanza massima di solito è stata riscontrata in primavera e in autunno; nei mesi estivi ed invernali, invece, sono apparentemente meno numerosi anche se per alcune specie che abitano le zone sopralitorali e le saline i picchi di abbondanza sono stati registrati durante la stagione fredda (Faubel, 1976).



Figura 10. *Turbellari*

2.3. Nemertini

I Nemertini (Fig.11) hanno dimensioni molto variabili; le forme più piccole che sono anche quelle perfettamente preadattate alla vita meiobentonica includono circa 50 specie, di cui 30 vivono negli spazi interstiziali dei sedimenti sabbiosi marini.

Sono organismi caratterizzati da corpo vermiforme ricoperto di cilia e sono generalmente animali predatori che utilizzano una proboscide estroflettibile armata di stiletto e ghiandola velenifera per catturare le prede; alcuni nemertini sono saprofagi altri consumatori di detriti.



Figura 11. *Nemertino*

2.4. Gastrotrichi

Il Phylum Gastrotricha (Fig.12) è rappresentato da circa 720 specie e comprende animali acquatici pseudocelomati comuni sia in ambiente marino sia d'acqua dolce.

Tipicamente le specie marine vivono nello spazio interstiziale di sedimenti a granulometria fine arricchiti di detrito organico.

Sono presenti con maggiori densità tra il livello di bassa marea e il subtidale mentre i fondali fangosi sono raramente popolati in quanto i gastrotrichi preferiscono sedimenti ben ossigenati (Giere, 2009).

Sono organismi vermiformi con corpo allungato e appiattito dorso-ventralmente che generalmente viene suddiviso in tre parti principali:

- testa con due ciuffi di ciglia in posizione laterale;
- tronco che contiene lo pseudoceloma;
- struttura caudale detta furca dotata di ghiandole che secernono sostanze adesive utili nella locomozione tra gli interstizi e nell'ancoraggio a qualsiasi tipo di substrato.

L'epidermide è costituita da uno strato cuticolare molto resistente ricoperto di spine che rappresentano una sorta di protezione nei confronti della pressione e abrasione operata dal sedimento.

La maggior parte delle specie di gastrotrichi sono microfaghe, si nutrono di detrito organico, protozoi e batteri e a loro volta rappresentano una fonte alimentare per un vasto numero di invertebrati come anellidi, nematodi e artropodi.



Figura 12. *Gastrotrichi*

2.5. Copepodi: Ordine Harpacticoida

Gli Harpacticoidi costituiscono uno degli ordini più importanti tra i dieci compresi nella sottoclasse *Copepoda* (Huys e Boxshall, 1991) e dopo i Nematodi rappresentano il gruppo meiobentonico più abbondante con circa 4000-5000 specie descritte (Mc Intyre, 1969).

Si tratta essenzialmente di organismi bentonici con poche forme a vita planctonica (*Microsetella*, *Euterpina*, *Clytemnestra*, *Macrosetella*; Huys e Boxshall, 1991).

Abbondano in tutti gli ambienti acquatici, da quelli marini e salmastri a quelli di acqua dolce.

La taglia e la forma del corpo di questi organismi varia molto in relazione all'ambiente nel quale vivono; gli Harpacticoidi interstiziali presentano una maggiore varietà morfologica rispetto ad altri gruppi di Copepodi (Marcotte, 1983) e ciò sarebbe dovuto al fatto che essi sono sottoposti ad una molteplicità di pressioni selettive che variano continuamente nel tempo (teoria di Hutchinson, 1959).

Le specie tipicamente interstiziali che abitano sedimenti a granulometria medio-fine, presentano corpo allungato e sottile che gli consente di nuotare agilmente tra gli interstizi del sedimento, mentre gli Harpacticoidi che vivono nei sedimenti molto fini o fangosi presentano un corpo fusiforme e sono di taglia più grande; le appendici più robuste di questi animali facilitano l'escavazione nei sedimenti fangosi anche se essi preferiscono vivere in una condizione epibentonica (Figg. 13-14).

La maggior parte degli Harpacticoidi sono considerati detritivori, anche se diversi studi hanno dimostrato l'esistenza di selettività nel grazing per singole particelle di cibo, in particolare per batteri, protozoi e cellule di diatomee (Marcotte, 1983, 1984; Bouguenec & Giani, 1989; Coull, 1999; De Troch et al., 2005). Gli Harpacticoidi epibentonici rappresentano invece la preda preferita di piccoli crostacei carnivori come gamberetti e loro rispettive larve, di policheti e di stadi giovanili di pesci demersali.

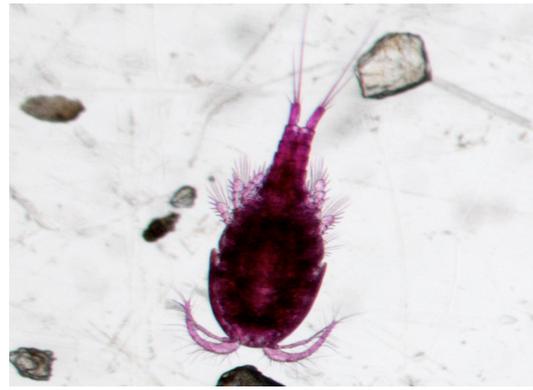


Figura 13. *Tipici Arpacticoidi interstiziali*

Figura 14. *Tipico Arpacticoido epibentonico*

È stato evidenziato che la morfo-dinamica, compreso ogni cambiamento delle proprietà e delle caratteristiche fisiche delle spiagge, influiscono considerevolmente sulla composizione del biota presente e che, a loro volta, le diverse interazioni ecologiche tra gli organismi esercitano una influenza diretta ed indiretta sulla natura fisica delle spiagge (Short, 1983; Menn, 2002; Defeo et al, 2009; Brown & McLachlan, 1990).

Appare quindi evidente l'importanza di ampliare ed approfondire il quadro conoscitivo sulle dinamiche ed i processi alla base degli ecosistemi intertidali sabbiosi che a loro volta si riflettono direttamente o indirettamente sui pattern biologici ed ecologici che condizionano la distribuzione e la strutturazione delle comunità meiobentoniche. Queste ultime sono considerate sempre più idonee nel definire lo stato ecosistemico dell'habitat e di conseguenza sempre più idonee a fornire validi strumenti per il monitoraggio dell'ambiente marino-costiero al fine di migliorare le metodologie di gestione di tali sistemi in previsione delle incombenti minacce che gravano su questi ambienti.

3. Caratterizzazione dell'area di interesse

3.1. La costa Emiliano-Romagnola

Il litorale emiliano-romagnolo è un ambiente caratterizzato da una costa bassa e sabbiosa che si estende per circa 130 km tra Cattolica a sud e la Foce del Po di Goro a nord. Nell'area costiera sono presenti estese aree intensamente urbanizzate, soprattutto nel settore centro-meridionale, e più limitate aree naturali come ad esempio quelle comprese nel Parco del delta del Po, nella parte settentrionale.

La fascia costiera Emiliano-Romagnola rappresenta una tra le più importanti zone d'Europa sotto il profilo turistico-balneare, settore di notevole importanza per l'economia dell'intera regione. Ciò ha quindi condotto, nel corso del tempo, ad un notevole sovra-sfruttamento del territorio costiero; in passato, infatti, i litorali costieri romagnoli presentavano ampie fasce di cordoni dunali, le cui tracce fino a qualche anno fa erano ancora osservabili lungo la fascia costiera compresa tra la zona di Milano Marittima e la foce del Savio (ARPA, 2007; Fig.15).

A partire dagli anni '60 il progressivo sviluppo dell'urbanizzazione ed il concomitante sviluppo del settore turistico hanno portato alla scomparsa della maggior parte dei caratteri paesaggistico-ambientali originari e causato un accentuato depauperamento della naturalità del sistema costiero: le dune, principale difesa naturale delle spiagge, sono state in gran parte spianate e sostituite da strutture balneari ed edifici costruiti spesso a ridosso della battigia (Fig.16).



Figura 15. Spiaggia di Milano Marittima (1959) con le dune retrostanti



Figura 16. Spiaggia di Milano Marittima oggi

Tale situazione ha comportato l'alterazione del naturale equilibrio dell'ecosistema costiero esponendolo maggiormente agli effetti derivanti da fenomeni di origine sia naturale che antropica e compromettendone, di conseguenza, anche lo sviluppo dell'industria turistico-balneare.

Attualmente circa il 30% dei litorali della costa emiliano-romagnola risultano interessati da estesi fenomeni erosivi derivanti soprattutto dalle costanti pressioni di natura antropica. In ragione di ciò la regione Emilia-Romagna è attivamente impegnata nel campo della difesa della zona costiera attraverso il finanziamento di studi, interventi, piani e programmi di gestione per prevenire e/o contenere il rischio connesso ad eventi meteo-marini, per la valutazione e il monitoraggio dell'erosione e per la conservazione degli habitat litoranei.

A partire dagli anni '30 sono state messe in atto diverse tipologie di interventi di difesa dall'erosione costituite principalmente da opere di difesa rigide che, a livello locale, hanno permesso di contenere l'avanzamento del mare limitando (temporaneamente) i danni alle infrastrutture presenti.

E' ormai dimostrato che la presenza di opere di difesa rigide condizionano l'andamento delle correnti che determinano il trasporto dei sedimenti e contribuiscono pertanto ad accentuare l'erosione delle zone sopraflutto a tali opere.

In ragione di questa evidenza la Regione ha spostato la sua azione di intervento verso tipologie di difesa "soft", trovando nel ripascimento artificiale con sabbie litoranee e/o sottomarine la soluzione ottimale per la difesa delle spiagge dai fenomeni erosivi. Questo tipo di intervento, a basso impatto paesaggistico-ambientale, si è dimostrato efficace nel tamponare l'effetto del moto ondoso a cui consegue anche una riduzione dei rischi per infrastrutture e popolazione umana. Questa tipologia di intervento determina effetti positivi anche sui litorali limitrofi, grazie alla redistribuzione della sabbia nella zona d'intervento, e permette l'allargamento della spiaggia beneficiando in larga misura il turismo balneare.

Inoltre, accanto ad opere di difesa cosiddette "permanenti" vengono praticate periodicamente altre tipologie di intervento come il "bulldozing" allo scopo di salvaguardare le strutture turistico-balneari dalle condizioni invernali avverse; questa pratica consiste nella costruzione di dune artificiale mediante il prelievo di sedimento

dalla zona intertidale trasportata poi verso la parte più alta della spiaggia, con l'utilizzo di mezzi pesanti quali ruspe.

Nel presente lavoro di tesi sono stati considerati quattro siti di campionamento distribuiti lungo la costa emiliano-romagnola che differiscono per il grado di antropizzazione a cui sono esposti e per le diverse tipologie di interventi di gestione applicate per prevenire/contrastare i fenomeni erosivi.

3.2. Sito di Lido di Spina

È il lido più a sud dei sette lidi di Comacchio e vanta una spiaggia tra le più lunghe della riviera. E' stato caratterizzato come "sito antropizzato", in quanto, attualmente rappresenta uno dei principali siti di attrazione turistica della costa emiliana; la spiaggia si estende dalla foce del canale di Logonovo, a nord, fino all'inizio della riserva naturale di Bellocchio, a sud. I 300 m della parte più meridionale della spiaggia di Lido di Spina è quella soggetta a maggiore erosione.

Per tale ragione, lungo il suddetto tratto di costa nel 1999 sono stati realizzati 5 pennelli in pali di legno accostati. Inoltre, al fine di garantire il normale svolgimento della stagione balneare, il ripascimento è diventato un intervento di routine dal 1995, soprattutto per quanto riguarda il tratto che si estende dai citati pennelli in legno fino a 600 m più a nord degli stessi, tratto sottoposto a forte erosione (ARPA, 2007).

Il ripascimento viene effettuato ogni anno durante la stagione primaverile e consiste nel prelevamento di sabbia dalla foce del canale di Logonovo (al confine tra Lido degli Estensi e Lido di Spina) che viene poi depositata nei tratti di spiaggia soggetti a erosione. Gli interventi ripascimento concentrati in particolare nella zona a sud consentono l'avanzamento della linea di riva, ma il sedimento trasportato dalle correnti litoranee raggiunge anche la zona a nord della spiaggia, non soggetta a erosione. A questo si aggiunge il disturbo legato alle attività di *bulldozzing* che vengono svolte per la preparazione della stagione balneare (Fig.17).



Figura 17. Lido di Spina

3.3. Sito di Bellocchio

Il secondo sito preso in considerazione si trova nella parte più a sud del territorio di Lido di Spina dove ha inizio la Riserva Naturale delle Vene di Bellocchio, un sito di particolare interesse naturalistico esteso per 510 ettari che comprende: un sistema di dune sabbiose attive, la fascia marina antistante, una grande sacca salmastra, la foce del fiume Reno, zone umide d'acqua dolce e salmastra, boscaglie costiere e un bosco planiziale. Nella prima metà del 1600 l'area era un'unica grande laguna con un canale che la metteva in comunicazione con il tratto terminale del Po di Primaro (l'attuale Reno).



Figura 18. *Sito di Bellocchio; si nota l'affioramento dei sedimenti argillosi e la presenza di vegetazione lagunare*

Le depressioni, entro le quali si trovano le zone umide del sito, sono separate dalle Valli di Comacchio da un antico fascio di cordoni litoranei che negli ultimi decenni ha molto risentito negli ultimi decenni del marcato processo di erosione costiera che interessa la foce del Reno. Le mareggiate entrano sempre più frequentemente nell'entroterra causando la riduzione della laguna retrostante (la Sacca di Bellocchio, formata nella prima metà del 1900).

Tale fenomeno procede a ritmo sostenuto, sottrae progressivamente materiale al cordone dunale che la difende e determina l'arretramento della spiaggia verso l'entroterra con tasso medio di 10 metri l'anno (ARPA, 2007). Il processo erosivo è

stato talmente intenso che il mare è giunto ad inglobare alcuni stagni salmastri del complesso lagunare di Bellocchio.

La spiaggia di conseguenza presenta dei tratti con affioramenti di depositi sedimentari di natura argillosa provenienti dai precedenti stagni, in cui sono ancora osservabili residui di vegetazione tipicamente lagunare (Fig.18). Il sito di Bellocchio è completamente gestito con l'approccio del cosiddetto "*do nothing*" in cui si decide di non intervenire lasciando al mare la possibilità di procedere verso l'entroterra e permettere al sistema spiaggia di trovare un nuovo naturale equilibrio.

3.4. Sito di Lido di Dante

Altro sito di importante interesse naturalistico, localizzato a circa 10 Km a sud-est di Ravenna nel territorio compreso tra le foci di due fiumi, Fiumi Uniti a nord e fiume Bevano a sud. Il campionamento è stato eseguito nella zona a sud della spiaggia che è inclusa all'interno della Riserva naturale della foce del Bevano. Il sito è pertanto considerato naturale e non presenta alcun tipo di struttura artificiale di difesa costiera, ne viene praticata l'attività di *bulldozing* Inoltre trovandosi in prossimità di un'area di foce, il sito risulta essere un ambiente fortemente dinamico protetto nella parte retrostante da una pineta.



Figura 19. *Sito di Lido di Dante*

3.5. Sito di Cervia

Il sito di Cervia si trova a circa 20 km a sud-est di Ravenna. La spiaggia presenta un tipico profilo dissipativo, con una discreta pendenza, è pertanto molto ampia come conseguenza dei processi depositivi che superano quelli erosivi, e non sono presenti pertanto strutture rigide parallele alla costa. Questo sito è stato caratterizzato come sito “antropizzato”, in quanto, Cervia rappresenta una tipica meta turistica molto frequentata per cui è caratterizzata dalla cospicua presenza di strutture turistico-ricreative in particolare nella zona alta della spiaggia. In passato era presente un cordone dunale oggi completamente distrutto e sostituito da strutture urbane. Inoltre come per il sito di Lido di Spina anche qui viene praticata periodicamente l’attività di *bulldozing* in preparazione della stagione turistica.



Figura 20. *Sito di Cervia*

4. Materiali e Metodi

4.1. Disegni di campionamento

Al fine di valutare la presenza di eventuali differenze tra spiagge sottoposte a una diversa modalità gestionale del sistema intertidale e a un diverso grado di pressione antropica, sono stati presi in considerazione i quattro siti descritti nei precedenti paragrafi:

- **Lido di Spina**: sito fortemente urbanizzato con infrastrutture balneari-turistiche permanenti e gestito con pratiche di ripascimento annuali e attività di *bulldozing*;
- **Spiaggia di Bellocchio**: sito naturale in erosione gestito con la pratica del “*do nothing*” caratterizzato dalla presenza di una laguna retrostante;
- **Lido di Dante**: considerato anch’esso sito naturale in erosione non protetto da strutture artificiali ma differente da Bellocchio per la presenza della pineta costiera retrostante la spiaggia;
- **Cervia**: sito antropizzato, non protetto da strutture artificiali, ma sottoposto periodicamente all’attività del *bulldozing*.

L’impostazione del disegno di campionamento nei siti di Spina e Bellocchio è descritto in Fig. 21, mentre per i siti di Lido di Dante e Cervia in Fig. 22. In particolare, per quanto riguarda i primi due siti di indagine ho partecipato alla fase di campionamento e successiva analisi in laboratorio dei campioni prelevati, mentre per i siti di Cervia e Lido di Dante invece ho analizzato i dati ottenuti da una precedente campagna di campionamento.

Il disegno di campionamento dei siti di Lido di Spina e Bellocchio ha previsto la scelta mediante procedura casuale di otto transetti perpendicolari alla linea di costa per ciascuno dei quali sono stati campionati due livelli di marea (fissi): il livello di alta (H) e quello di bassa (L) marea. Per ciascun livello di marea sono state infine prelevati quattro campioni replica per ogni variabile considerata.

Il piano di campionamento presenta pertanto un disegno sperimentale a due fattori:

- fattore TRANSETTO (TR(SI)), random con 8 livelli (T1....T8), nested in SITO;
- fattore MAREA (MA), fisso con 2 livelli (H=alta marea e L=bassa marea).

Sono pertanto stati raccolti 64 campioni per ogni sito e variabile.

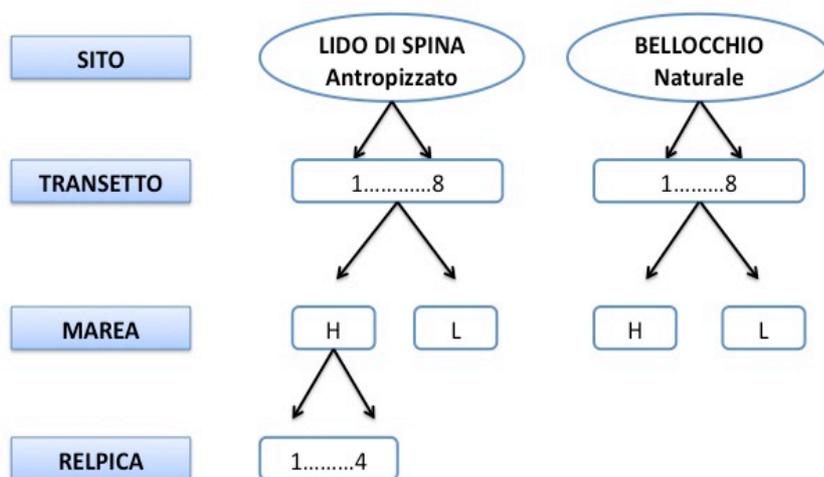


Figura 21. Disegno di campionamento dei siti di Lido di Spina e Bellocchio

Per quanto riguarda invece l'impostazione del piano di campionamento dei siti di Lido di Dante e Cervia, in ciascuno di essi sono stati scelti, con procedura casuale, 6 transetti perpendicolari alla costa e due livelli di marea fissi: (H) alta e bassa (L) per ciascuno dei quali sono state prelevati due campioni replica per ogni variabile considerata.

Il disegno di campionamento prevede pertanto un disegno sperimentale che consiste in un modello a 2 fattori:

- Fattore TRANSETTO (TR(SI)), random con 6 livelli (T1....T6), nested in SITO;
- Fattore MAREA (MA), fisso con 2 livelli (H e L).

Sono stati quindi esaminati 24 campioni per ciascun sito e variabile.

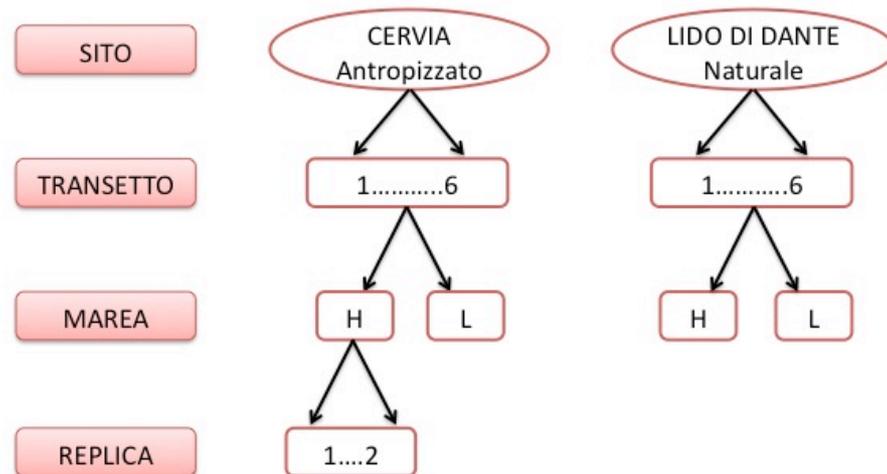


Figura 22. Disegno di campionamento dei siti di Cervia e Lido di Dante

4.2. Prelievo e trattamento dei campioni in campo

Per quanto riguarda i siti di Lido di Spina e Bellocchio i transetti, contrassegnati da picchetti di ferro, sono stati scelti con procedura casuale e dopo aver diviso l'intera lunghezza della spiaggia in corridoi di circa 80-100 m. Per ciascun transetto e per ogni livello di marea sono stati annotati:

- orario di prelievo dei campioni;
- posizione di ogni transetto registrata con un GPS da campo;
- orario e altezza della marea (mediante il programma WXTide);
- presenza/assenza del "RPD layer" (*redox potential discontinuity layer*) nel sedimento e, qualora fosse presente, la profondità (cm) a cui si riscontrava;
- lunghezza del transetto mediante una cordella metrica, per stimare l'ampiezza della zona intertidale.

Per ogni replica sono stati inoltre registrati i valori dei principali parametri chimico-fisici (temperatura, conducibilità e pH), mediante una sonda multi-parametrica da campo (*EUTECH PCD 650*) idonea per i sedimenti.

Per ciascun transetto e livello di marea sono stati prelevati 4 campioni replica per ogni variabile considerata:

- I campioni di meiobenthos sono stati raccolti mediante carote del diametro di 3 cm fino a di 10 cm di profondità; successivamente i campioni sono stati fissati in formalina al 10% con aggiunta di rosa bengala, colorante che si fissa alla materia organica facilitando, durante la fase di *sorting* in laboratorio, l'individuazione degli organismi presenti
- I campioni di macrobenthos invece sono stati prelevati utilizzando 4 carote di PVC di 10 cm di diametro in modo tale da ottenere un area di campionamento di 314 cm² per ogni campione replica; i campioni di Macrofauna prelevati dal sito di Lido di Spina, hanno subito una prima setacciatura in spiaggia utilizzando setacci da 500 µm e successivamente sono stati fissati in formalina (10%) al fine di preservare l'integrità degli organismi. Questo procedimento è stato più difficoltoso per i campioni di macrofauna prelevati nella zona di

Bellocchio per la presenza di blocchi di argilla compatta che, non disgregandosi, impedivano il setacciamento dei campioni senza intaccare l'integrità degli organismi presenti.

Contemporaneamente alla raccolta dei campioni biotici sono stati, inoltre, prelevati campioni di sedimento per l'analisi di variabili utili come "descrittori del sedimento".

Sono stati, quindi, prelevati campioni per l'analisi della granulometria e del contenuto in sostanza organica, mediante carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità, travasati nei loro rispettivi barattoli e conservati in contenitori termici fino all'arrivo in laboratorio. I campioni per l'analisi della granulometria sono stati stoccati a 4°C e i campioni per l'analisi della materia organica a -20°C.

Per quanto riguarda, invece, i siti di Lido di Dante e Cervia le procedure adottate per la raccolta dei parametri topografici e la raccolta dei campioni per l'analisi delle variabili descrittive del sedimento, così come quelle applicate per il prelievo dei campioni di meio e macrobenthos, sono le stesse descritte in precedenza per i siti di Lido di Spina e Bellocchio.

4.3. Trattamento dei campioni in laboratorio

In particolare, durante l'attività di laboratorio il lavoro oggetto della presente tesi, si è concentrato sull'analisi quantitativa degli organismi appartenenti alla meiofauna.

Prima della procedura di filtrazione, i campioni sono stati trattati con Rosa Bengala, colorante che determina un alto contrasto tra gli animali e il detrito presente nel campione, facilitando così l'individuazione e il riconoscimento degli organismi. Il colorante è assorbito in modo differente dai vari gruppi. Di solito, anellidi e turbellari necessitano di 10 minuti mentre i nematodi hanno bisogno di più tempo. In definitiva, la regola generale prevede di lasciar riposare il campione con il rosa bengala almeno per un ora, tempo sufficiente per permettere la colorazione della maggior parte degli animali. Gli organismi della meiofauna sono stati successivamente estratti dal sedimento.

In particolare per quanto riguarda i siti di Bellocchio e Lido di Spina è stato necessario applicare due diverse metodiche di estrazione degli organismi a causa della diversa tipologia di sedimento riscontrata nei siti di prelievo.

I campioni di Lido di Spina, essendo caratterizzati da sedimento sabbioso a granulometria medio-fine sono stati trattati utilizzando la tecnica della “elutrazione”. Il campione è versato e raccolto su due setacci da 1000 e da 45 μm per eliminare la formalina. La frazione trattenuta dal setaccio di 45 μm viene versata in una beuta da due litri, riempita con 500 ml di acqua deionizzata. Dopo tali passaggi è stata eseguita l’elutrazione. Questa consiste nell’agitare manualmente con movimento semi-rotatorio la beuta, capovolta e chiusa con parafilm, per circa mezzo minuto. Successivamente, l’acqua contenuta nella beuta viene versata lentamente sul setaccio da 45 μm , permettendo così la raccolta degli organismi mandati in sospensione dal movimento rotatorio, mentre il sedimento sabbioso, più pesante, precipita più velocemente sul fondo della beuta. Tale processo è stato ripetuto per almeno cinque volte in modo tale da consentire l’estrazione massima degli organismi. E’ stato stimato che tale metodo ha un’efficacia di estrazione del 95% (Higgins & Thiel, 1988).

I campioni prelevati dalla spiaggia di Bellocchio, invece, sono stati trattati con un metodo di estrazione differente, in quanto, costituiti da sedimento misto di fango e di sabbia a granulometria fine. Il protocollo proposto per tale tipologia di sedimento prevede di sospendere il campione di sedimento in un mezzo con un peso specifico simile a quello degli animali. In questo modo, gli organismi assumono un assetto neutrale, rimangono in sospensione e possono essere separati dal sedimento tramite successiva centrifugazione. Il mezzo utilizzato è stato quello che impiega il Ludox-TM, una soluzione di silice colloidale, introdotta per la prima volta da *De Jonge e Bouwman* (1977), diluita al 60% con acqua deionizzata per raggiungere un peso specifico di 1.18. Tale tecnica presenta un’efficienza di estrazione maggiore del 90%, rimane comunque consigliabile ripetere il trattamento con il Ludox più volte (Giere, 2009). Nel nostro caso i campioni sono stati sottoposti all’intero processo per tre volte, centrifugando ogni volta la sospensione per 15 minuti a 3000 rpm. Il sovranatante separato dal sedimento, veniva, quindi, versato sul setaccio da 45 μm il cui contenuto veniva poi dilavato per circa 10 minuti con un sottile e lento getto di acqua deionizzata in modo tale da ripulire gli organismi dalla soluzione colloidale.

Terminata l’estrazione, gli organismi raccolti da ogni campione sono stati conservati all’interno di un becker e poi riconosciuti a livello di taxa maggiori e contati allo

stereoscopio binoculare. Una volta effettuato il conteggio, infine, gli organismi sono stati conservati nei rispettivi barattoli con formalina.

I campioni di macrofauna sono stati oggetto di analisi di un'altra tesi (Metrious, 2012). Le analisi dei campioni per la misura dei "descrittori del sedimento", quali granulometria e materia organica, sono state effettuate seguendo i protocolli standard (McIntyre, 1977).

Anche per l'analisi delle variabili abiotiche quali granulometria e sostanza organica dei siti di Bellocchio e Lido di Spina sono stati utilizzati due diversi protocolli.

I campioni di Lido di Spina sono stati disposti in appositi crogiuoli di porcellana, tarati e posti nella stufa a seccare a 80°C per 24h (*DRY WEIGHT*); una volta asciutto il sedimento è stato nuovamente polverizzato con l'aiuto di un mortaio e quindi pesato. Al termine di tali operazioni i campioni provenienti dal sito di Lido di Spina sono stati setacciati a secco utilizzando sei setacci impilati con dimensione delle maglie progressivamente decrescente (2000, 1000, 500, 250, 125, 63 μm) sottoposta all'azione di un agitatore meccanico per circa 10 minuti al fine di ottenere la completa vagliatura del materiale.

Al termine di queste operazioni, si è proceduto a svuotare il contenuto dei setacci e a pesare le diverse aliquote di sedimento trattenuto in ognuno di essi mediante bilancia analitica (Kern 770). I valori di ogni singola aliquota, sono stati percentualizzati rispetto al peso totale del campione trattato e riferiti alle classi granulometriche della scala di *Wentworth* (Tabb.1 e 2).

I campioni di Bellocchio, invece, sono stati setacciati in umido utilizzando i soli setacci da 125 e 63 μm sottoposti sempre all'agitatore meccanico per circa 10 minuti. Le frazioni di sedimento raccolte sono state quindi nuovamente seccate in stufa per 24h e poi pesate, calcolando, in questo caso, per differenza anche il peso della frazione di peliti (frazione più fine del sedimento setacciata a perdere) inferiori a 63 μm di taglia dei granuli.

Tabella 1. *Scala di Wentworth del sedimento sabbioso.*

φ	Dimensioni (μm)	Descrizione
-1 - 0	2000-1000	Sabbia molto grossolana
0-1	1000-500	Sabbia grossolana
1-2	500-250	Sabbia media
2-3	250-125	Sabbia fine
3-4	125-63	Sabbia molto fine
>4	<63	Silt

Inoltre per ogni campione sono stati calcolati i principali parametri granulometrici quali:

- mediana, indica il valore di taglia del sedimento corrispondente al 50% della curva cumulativa dei dati, di conseguenza è individuata dal 50esimo percentile;
- classazione, rappresenta la dispersione del sedimento rispetto al valore del diametro medio dei granuli; misura l'omogeneità di assortimento dimensionale delle particelle che costituiscono il sedimento ed è calcolata come:

$$\frac{\varphi_{84} - \varphi_{16}}{2}$$

dove φ (-log mm) indica il valore percentile nella distribuzione della scala di Krumbein.

Tabella 1. *Classificazione di Wentworth della classazione del sedimento*

Range	Descrizione
<0.35	Molto ben classato
0.35-0.50	Ben classato
0.50-0.71	Moderatamente ben classato
0.71-1	Moderatamente classato
1-2	Poco classato
2-4	Molto poco classato
>4	Estremamente poco classato

Per l'analisi del contenuto di materia organica, i campioni sono stati scongelati e trasferiti in crogiuoli precedentemente tarati. Questi sono stati posti a seccare in stufa a 80°C per 24h nel caso dei campioni di Lido di Spina, e 48h nel caso dei campioni di Bellocchio. A questo punto è stato misurato il peso secco totale del sedimento (DW, Dry Weight). Fatto ciò i crogiuoli contenenti il sedimento sono stati passati in muffola, ad una temperatura di 480°C per circa 8h; in questo modo il sedimento viene incenerito e si ottiene per differenza con il peso iniziale, il peso delle ceneri (AW, Ash Weight).

Infine, il contenuto di materia organica (TOM) è riportato come percentuale del peso secco perso per incenerimento, secondo la formula:

$$TOM\% = \frac{(DW - AW) * 100}{DW}$$

Infine, con le misure prese in campo, è stato calcolato il seguente indice morfodinamico:

- **BDI** o *Beach dynamic Index*, misura l'influenza dell'idrodinamismo sul profilo della spiaggia in funzione della granulometria

$$BDI = \frac{1}{Slope} * \frac{a}{Mz}$$

Dove **Slope**, indica il rapporto tra il livello di marea e la lunghezza della zona intertidale;

a, è la costante di Stokes (1.03125);

Mz, è la dimensione in mm della mediana granulometrica;

a/Mz rappresenta, quindi, una misura dell'idrodinamismo.

Per quanto riguarda i siti di Cervia e Lido di Dante sono stati adottati i protocolli di analisi delle variabili dei campioni, descritti per il sito di Lido di Spina.

5. Analisi dei Dati

L'analisi dei dati relativi alle comunità meiobentoniche dei quattro siti oggetto di studio e le relative variabili ambientali che descrivono gli habitat è stata eseguita mediante tecniche di analisi statistiche univariate e multivariate.

5.1. Analisi univariate

Le tecniche statistiche univariate analizzano i risultati di una sola variabile alla volta. Sulla base dei disegni di campionamento precedentemente descritti è stata condotta l'analisi della varianza (ANOVA) a due fattori per ciascun sito, verificando ogni volta l'omogeneità della varianza mediante il Test C di Cochran. Nel caso di risultato significativo del Test è stata applicata opportuna trasformazione dei dati. Mentre, nei casi in cui, nonostante trasformazione dei dati il test rimaneva ugualmente significativo è stata comunque effettuata l'ANOVA sui dati non trasformati, ponendo opportuna attenzione all'interpretazione dei risultati ottenuti e adottando un livello di significatività di 0,01 (Underwood, 1997). In particolare per i popolamenti meiobentonici nei quattro siti, le analisi sono state condotte per l'abbondanza (N) in termini di numero di individui/cm² e numero di taxa (S).

5.2. Analisi multivariate

Per l'analisi della struttura delle comunità meiobentoniche, in termini di differente composizione per taxa e di abbondanza reciproca degli stessi in ogni campione, sono state applicate anche tecniche di analisi multivariate (Clarke, 1993; Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994).

Le tecniche multivariate prendono in considerazione più variabili contemporaneamente e consistono nel confrontare i vari campioni per evidenziarne le eventuali somiglianze reciproche in composizione e struttura. Il punto di partenza è rappresentato dalla matrice assoluta dei dati, sulla quale, avvalendosi di opportuni indici di similarità, vengono calcolate le somiglianze di composizione quali-quantitative tra i campioni. Si ottiene la cosiddetta matrice di similarità, triangolare e simmetrica,

che riporta al suo interno i valori di similarità ottenuti confrontando a coppie tutti i campioni.

Nel nostro caso la similarità (o il suo complemento la dissimilarità) tra campioni è stata calcolata mediante l'indice di similarità di Bray-Curtis (Faith *et al.*, 1987):

$$S_{jk} = 100 \left(1 - \frac{\sum_i |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_i (x_{ij} + x_{ik})} \right)$$

Dove x_{ij} è il numero degli individui della specie i -esima nel campione j ; x_{ik} è il numero degli individui della specie i -esima nel campione k .

La scelta di questo indice non è casuale ma determinata dal fatto che rappresenta l'indice che fornisce i migliori risultati nell'ambito dello studio delle comunità bentoniche (Clarke, 1993). Infatti, non tiene conto della presenza dei doppi zeri ed essendo un rapporto è intrinsecamente standardizzato. Per contro però risente della differenza di taglia dei campioni e tende ad esaltare l'influenza delle specie dominanti. Le analisi pertanto sono state applicate sui dati trasformati mediante "radice quadrata" per diminuire l'importanza delle poche specie abbondanti e dare enfasi anche alle specie meno abbondanti.

La rappresentazione grafica dei risultati di similarità è stata eseguita mediante la tecnica di ordinamento non- metrico dell'MDS (*Multi Dimensional Scaling*).

Questa procedura permette di ridurre su di un piano bidimensionale e/o tridimensionale la rappresentazione degli "n" punti-campione usando i valori di similarità calcolati nella matrice triangolare. Tali valori rappresentano le distanze reciproche tra i punti campione nello spazio multidimensionale di origine, non rappresentabile graficamente. Questo tipo di rappresentazione grafica dei valori si ottiene applicando un algoritmo complesso (Shepard-Kruskal) che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la migliore dispersione dei punti-campione e ridurre la distorsione nella rappresentazione della struttura multidimensionale dei punti-campione su un più semplice piano bidimensionale. Per configurare con maggior successo le relazioni tra i campioni con il metodo dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata, viene trasformata in matrice di similarità per

ranghi (Clarke, 1993) nella quale viene assegnato un valore progressivo a ciascun valore dell'indice ottenuto, per cui viene dato il valore uno al valore di similarità più alto, due al successivo e così via. Il valore di stress nell'MDS rappresenta la stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica, che proietta in due dimensioni le n-1 dimensioni richieste teoricamente per gli n campioni. Tale stress può essere immaginato come lo scarto fra le "distanze" (similarità) reali fra le coppie dei punti-campione nella matrice numerica e quelle risultanti sul piano di ordinamento. Il suo valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell'MDS. Se lo stress presenta un valore accettabile (Tab.3), cioè corrispondente al meglio ai valori di similarità reciproca dell'originaria matrice triangolare, si può considerare valido l'ordinamento dei punti nelle due dimensioni assegnate, con i punti-campione che presentano una maggiore affinità per composizione ed abbondanza di specie più vicini tra loro e viceversa per una minore affinità.

Tabella 3. *Limiti di interpretabilità dei valori di stress degli MDS (Clarke, 1993)*

Stress	Interpretabilità
0,00-0,05	Rappresentazione eccellente
0,05-0,10	Buon ordinamento, senza false deduzioni
0,10-0,20	Possibile compiere errori di interpretazione soprattutto nei dettagli
>0,20	Non utilizzabile, possibili errori di interpretazioni

Le differenze di struttura di comunità fra i fattori tenuti sotto controllo nel disegno sperimentale descritto sono state testate mediante il test multivariato della PERMANOVA (Anderson, 2001a). Le analisi sono state eseguite sulle matrici di dissimilarità di Bray-Curtis ottenute dalla matrice assoluta dei dati trasformati mediante radice quadrata. I valori di probabilità (P) sono ottenuti mediante una strategia di permutazione appropriata per ciascun particolare termine del modello del disegno sperimentale, comprese le interazioni (Anderson, 2001b).

Poiché l'informazione che identifica i taxa responsabili del raggruppamento dei campioni all'interno dell'MDS è testato mediante PERMANOVA, viene completamente persa, è stata applicata la procedura SIMPER (*Similarity Percentage*).

Tale analisi permette di identificare quali sono i taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i raggruppamenti di comunità risultati significativamente differenti con le analisi preliminari sopradette (Clarke, 1993). Anche in questo caso, è stato utilizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis, in quanto, racchiude tutta l'informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza. In particolare, è possibile identificare i taxa maggiormente responsabili delle differenze evidenziate disaggregando l'indice di Bray-Curtis. Si calcola il contributo medio δ_i della specie i -esima alla distanza complessiva fra due campioni confrontati come:

$$\delta_i = \frac{|x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (x_{ij} + x_{ik})}$$

I contributi δ_i possono essere mediati su tutti i campioni che costituiscono due o più gruppi di campioni per identificare le specie che globalmente pesano di più nel determinare la distanza complessiva fra gruppi. La deviazione standard dei contributi δ_i indica, quando i suoi valori sono piccoli, che una specie ha un peso coerente in tutti i campioni di ciascun gruppo. Inoltre, i contributi standardizzati (divisi quindi per la loro deviazione standard) possono essere utilizzati per meglio valutare quali siano le specie basilari ai fini della discriminazione di due gruppi. Generalmente il maggior contributo alla dissimilarità media viene dato dalle specie abbondanti in un gruppo e rare o assenti negli altri. Nello stesso modo è possibile esaminare il contributo che ciascuna specie dà alla similarità media all'interno e tra gruppi.

Per analizzare l'insieme delle variabili abiotiche è stata utilizzata la tecnica multivariata della PCA, l'Analisi delle Componenti Principali (*Principal Components Analysis*) (Clarke & Warwick, 1994) che utilizza l'indice di distanza Euclidea:

$$d_{jk} = \sqrt{\left[\sum_{i=1}^p (y_{ij} - y_{ik})^2 \right]}$$

dove j,k sono gli indici contatori dei campioni e i=1,2,...,p sono le variabili utilizzate per l'analisi. Prima di procedere con la PCA i dati sono stati normalizzati.

La PCA appartiene ad un insieme di tecniche di ordinamento il cui risultato finale consiste in un plot di punti-campione in due o tre dimensioni dello spazio che riflette al meglio la struttura delle variabili esaminate. Infatti, la bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dai primi due assi. Un piano di best-fit che giustifica almeno il 70-75% della variazione originale dei dati è considerato una rappresentazione soddisfacente della struttura dei dati.

Per cercare di spiegare l'associazione tra le matrici biotiche e quelle abiotiche è stata eseguita la procedura BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Tale procedura consente di individuare le correlazioni che possono sussistere tra le matrici biotiche e le variabili abiotiche descrittive dell'habitat, considerando variabili ambientali singolarmente o in combinazioni via via crescenti, quindi k variabili alla volta (k = 1,2,...,v). Il BIO-ENV permette di determinare, individuando il valore più alto del coefficiente, tra quelli stimati, la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il *pattern* di similarità. Il punto di partenza è la matrice di similarità (calcolata mediante l'indice di Bray-Curtis) dei dati delle comunità indagate (nel nostro caso quelle meiobentoniche), che viene confrontata con le matrici di similarità (calcolate mediante la Distanza Euclidea) generate da tutte le possibili combinazioni delle variabili ambientali considerate. Per poter mettere a confronto le due matrici è necessario convertirle entrambe in matrici per ranghi, e quindi a quel punto, utilizzare un coefficiente di correlazione per ranghi. Nel presente studio è stato applicato il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (ρ_s) (Kendall, 1970):

$$\rho_s = 1 - \frac{6}{N(N^2 - 1)} \cdot \sum_{i=1}^N (r_i - s_i)^2$$

Dove r_i e s_i sono gli elementi delle matrici (biotica e abiotica rispettivamente) dei ranghi di similarità con i che varia da 1 a N, tali ranghi sono ottenuti dopo aver trasformato ciascuna delle matrici in un vettore di lunghezza $N = n(n-1)/2$ dove n rappresenta il numero dei campioni. I termini costanti presenti nella formula sono

definiti in modo tale che ρ_s sia compreso nel range di valori (-1 ; +1). Gli estremi corrispondono ai casi in cui i set di ranghi sono rispettivamente in completa opposizione o in completo accordo. Il valore di correlazione più elevato, fra tutti i possibili ρ_s calcolati, individua la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il plot biotico. Per tutti i test statistici è stato adottato un livello di significatività $\alpha= 0,05$.

Tutte le analisi multivariate sono state effettuate mediante il programma PRIMER 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

6. Risultati

L'analisi dei dati è stata condotta sia sulle variabili ambientali che sui dati relativi alle comunità meiobentoniche; per variabili ambientali si intende l'insieme delle variabili che possono influenzare sia la distribuzione che l'abbondanza dei popolamenti bentonici (Short, 1999).

Le variabili ambientali considerate sono state quelle fisico-chimiche direttamente misurate (in campo e/o in laboratorio) durante i campionamenti, tra cui le variabili morfodinamiche delle spiagge, misurate e calcolate, come pendenza della spiaggia, la lunghezza della zona intertidale e l'indice BDI, di cui si è parlato nel precedente paragrafo dei Materiali e Metodi. Relativamente alle comunità meiobentoniche, sono stati esaminati i dati di abbondanza, (come numero di individui per cm^2) e il numero dei taxa presenti in ogni campione.

Inoltre ho analizzato i dati biotici ed abiotici provenienti da precedenti campagne di campionamento effettuate nei siti di Lido di Dante (naturale) e Cervia (antropizzato), al fine di valutare la struttura delle comunità meiobentoniche presenti nella zona intertidale su un'ampia area geografica.

L'analisi dei dati è stata effettuata separatamente per ciascun sito, per evitare il problema della "pseudo-fattorialità" (Quinn & Keough, 2002). La presentazione dei risultati ottenuti segue un gradiente geografico da nord verso sud, per cui partendo dal sito di Lido di Spina che si trova nella parte più settentrionale, fino a Cervia, situato più a sud.

6.1. Analisi delle comunità meiobentoniche

– Lido di Spina

Come già accennato si tratta di un sito antropizzato per l'intensa affluenza turistica estiva e per i diversi interventi messi in atto contro i processi erosivi.

L'analisi dei campioni di meiofauna in questo sito ha comportato il conteggio di un totale di 38090 individui e l'identificazione di 16 taxa differenti.

Una prima analisi è stata eseguita sulle densità ($\text{ind}/10 \text{ cm}^2$) dei campioni raccolti.

Gli istogrammi relativi ai valori medi di abbondanze totali di individui calcolate per ciascun transetto e livello di marea mostrano una certa variabilità sia all'interno che tra transetti nei due livelli di marea considerati (Fig.23), ma senza un chiaro pattern. Non si evidenziano, inoltre, chiare differenze di densità fra i due livelli di marea (Fig.24). I risultati dell'ANOVA non evidenziano differenze significative tra i fattori principali né fra i livelli di marea, né tra transetti, né tantomeno nella loro interazione (Tab.4).

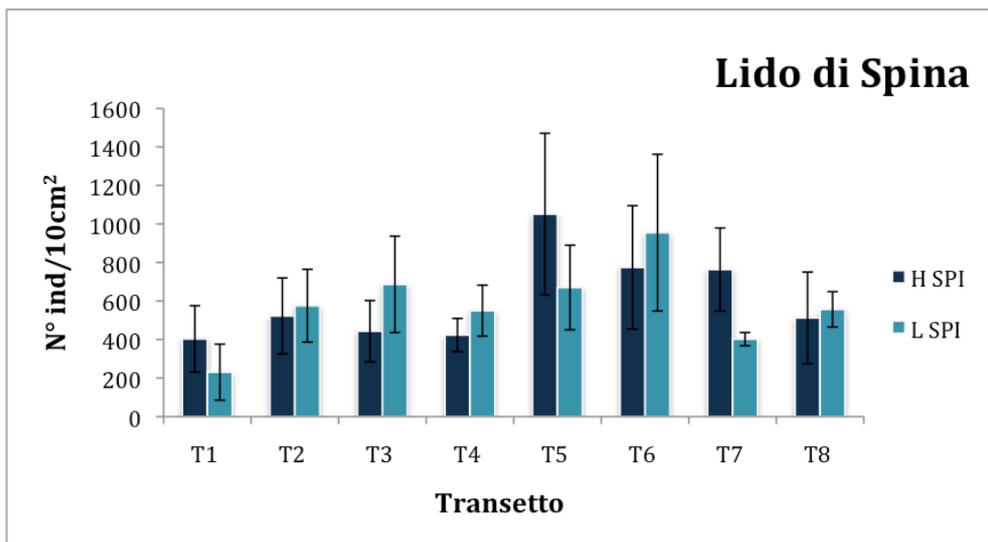


Figura 23. Valori medi di abbondanza totale ($n=4$) \pm e.s. per ciascun transetto e livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1..T8=Transetto).

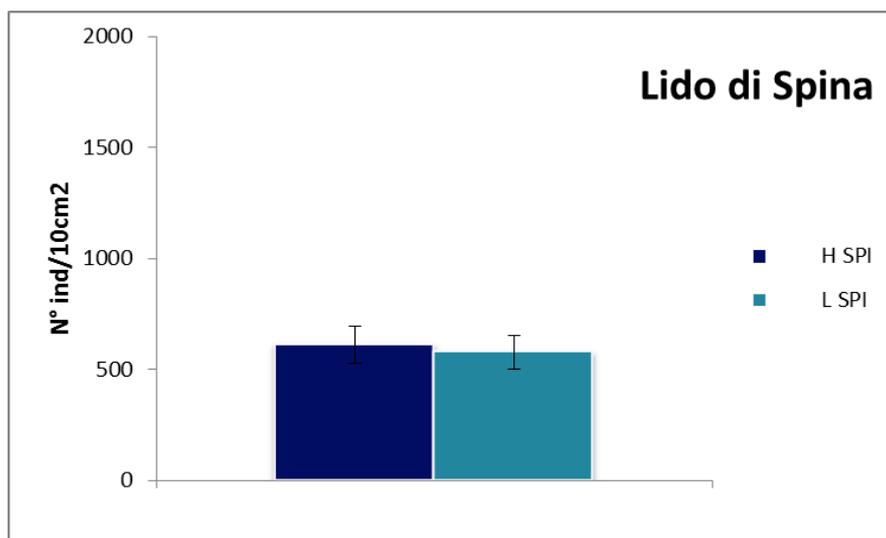


Figura 24. Valori medi di abbondanza totale ($n=32$) \pm e.s. per ogni livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Una seconda analisi è stata condotta sul numero totale dei taxa riconosciuti nei campioni prelevati per ciascun livello di marea. Osservando l'istogramma costruito

come media di tutte le repliche e transetti per ciascun livello di marea (Fig.25), è possibile notare un numero di taxa lievemente maggiore nel livello di alta marea rispetto al livello di bassa marea. I risultati dell'ANOVA non evidenziano differenze significative (Tab.4).

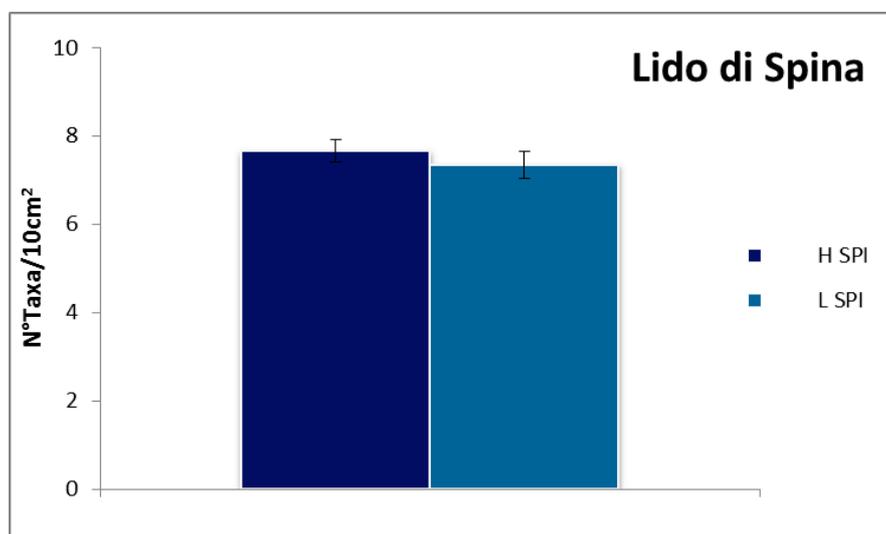


Figura 25. Valori medi del numero di taxa ($n=32$) \pm e.s. per livello di marea (H=Alta marea. L=Bassa marea).

Tabella 4. Risultati ANOVA del numero (N) di individui e del numero (N) di taxa per ciascun fattore ed interazione;(TR=Transetto; MA=Marea; TRXMA=TransettoXMarea)

		N individui			N taxa		
Source	df	MS	F	P	MS	F	P
TR	7	273227,9	1,3	0,27	6,0714	2,63	0,02
MA	1	17935,07	0,15	0,70	1,5625	1,22	0,30
TRXMA	7	116695,4	0,55	0,78	1,2768	0,55	0,79
RES	48	210830,7			2,3125		
Trasformation		None			None		

L'insieme dei dati biotici, in termini di abbondanza e di taxa, è stato poi analizzato mediante tecniche di analisi multivariata.

Per una migliore visualizzazione dei risultati il plot dell'MDS è stato ottenuto sui centroidi calcolati per ciascun transetto e livello di marea.

Dal plot MDS (Fig.26) risulta che i punti-campione relativi ai due livelli di marea del sito di Lido di Spina sono abbastanza ben separati. Inoltre, i punti relativi al livello di alta marea appaiono meno dispersi rispetto a quelli relativi ai campioni di bassa marea.

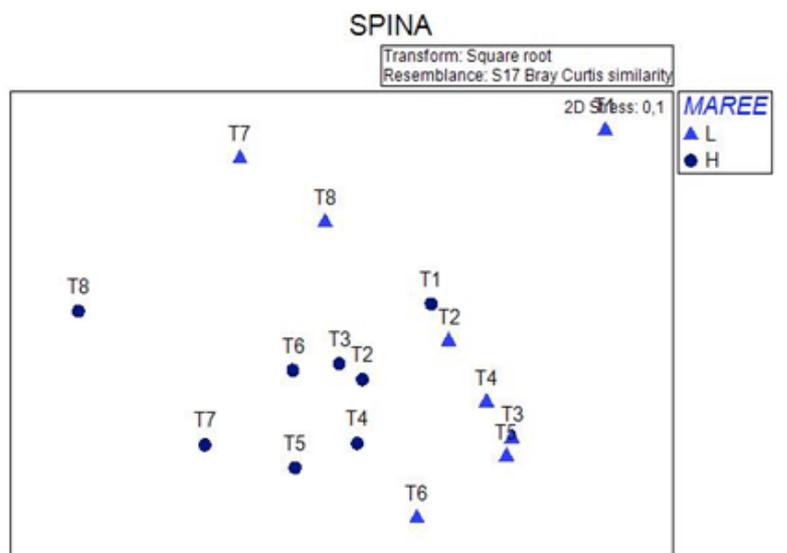


Figura 26. Plot di ordinamento MDS costruito sui centroidi usando l'indice di similarità di Bray-Curtis (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T8=Transetto).

I risultati della PERMANOVA (Tab.5) evidenziano differenze significative fra i livelli di marea e fra transetti, a conferma di quanto evidenziato dall'analisi dell'MDS.

Tabella 5. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza della meiofauna per tutti i fattori considerati (MA=marea;TR= Transetto; TRxMA=TransettoXMarea).

SOURCE	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
TR	7	1525,8	2,1942	0,0004
MA	1	4119,1	4,6877	0,0009
TRXMA	7	878,71	1,2636	0,1326
RES	48	695,37		
Transform	Square root			

Globalmente, il sito di Lido di Spina è caratterizzato da taxa quali nematodi, turbellari e gastrotrichi (Fig.27) che nell'insieme costituiscono l'84% del totale degli organismi rinvenuti.

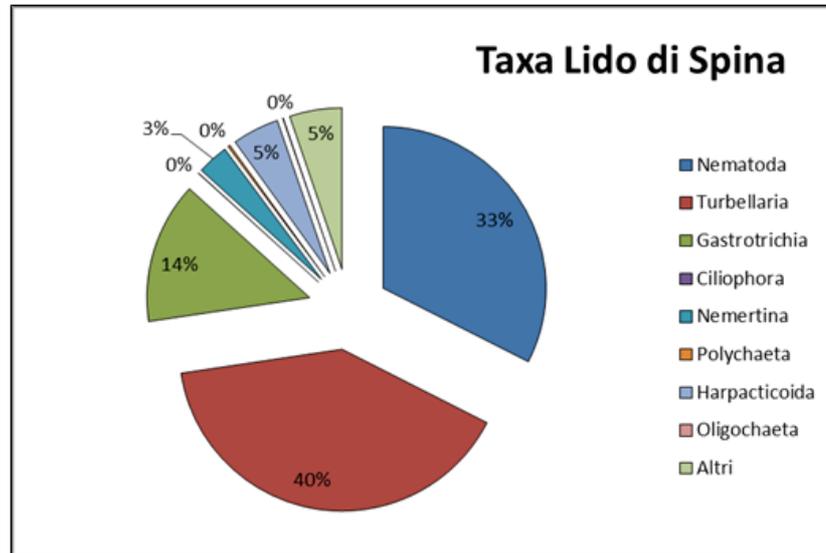


Figura 27. Grafico a torta sul numero di taxa dominanti nel sito di Lido di Spina.

Per poter evidenziare i taxa maggiormente responsabili delle differenze fra i livelli di marea, sono state condotte analisi SIMPER per il fattore marea in ciascun sito.

All'interno di ciascun livello di marea la similarità media risulta più elevata in alta marea (Average similarity: 65,30) rispetto al livello di bassa (Average similarity: 60,91) e i taxa più rappresentativi risultano essere Nematodi e Turbellari in entrambi i livelli di marea con l'aggiunta dei Gastrotrichi in alta marea. Valori di dissimilarità relativamente bassi tra i due livelli di marea (Average dissimilarity: 40,69 tra gruppi L vs H), sono dovuti principalmente alle maggiori abbondanze di Nematodi in L e dei Gastrotrichi in H.

- Bellocchio

Questo sito è considerato naturale, in quanto, non soggetto (o solo in parte) a gestione da parte dell'uomo ai fini turistici. Come detto nei precedenti capitoli, questo sito è soggetto a forte stato di erosione e si può considerare gestito con la strategia cosiddetta del "do nothing" in precedenza descritta. Per questo sito il numero totale di individui è di 59432 e sono stati identificati 17 differenti taxa.

La prima analisi sui valori medi di abbondanze totali di individui calcolate per tutti i transetti e livelli di marea mostrata nell'istogramma in Fig. 28 evidenzia una elevata variabilità delle densità medie di individui sia all'interno dei transetti considerati che tra i livelli di alta e bassa marea.

In generale nei primi tre transetti per entrambi i livelli di marea le densità medie rimangono inferiori a 1000 individui/10 cm².

In particolare nel livello di alta marea sono presenti densità medie di individui maggiori rispetto al livello di bassa marea, eccetto nel transetto 7 dove si verifica inversione di tale andamento. Globalmente, quindi, risultano densità decisamente più elevate in H rispetto ad L (Fig.29). I risultati dell'ANOVA (Tab.6) evidenziano elevata significatività per quanto riguarda il fattore transetto e interazione fra transetti e livello di marea.

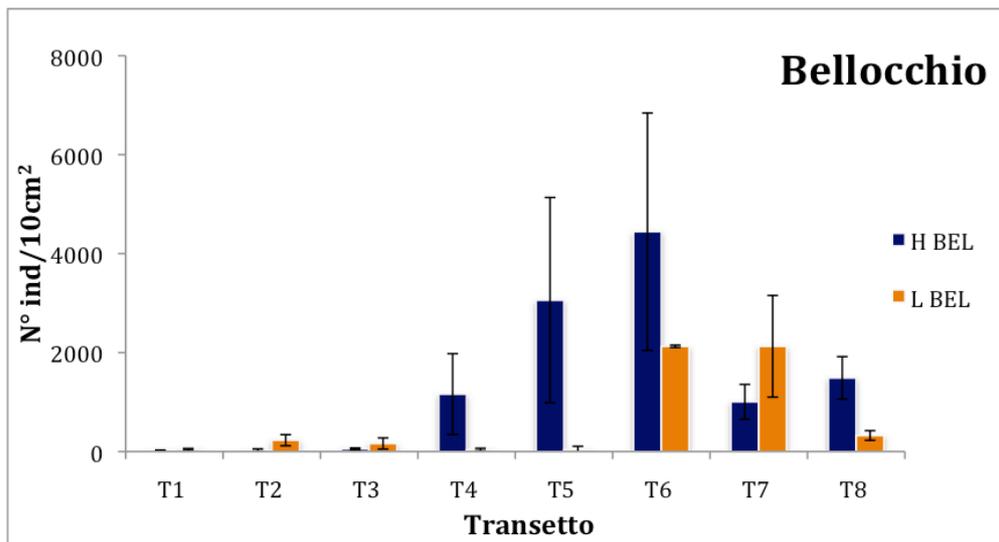


Figura 28. Valori medi di abbondanza totale ($n=4$) $\pm e.s$ per ciascun transetto e per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T8=Transetto).

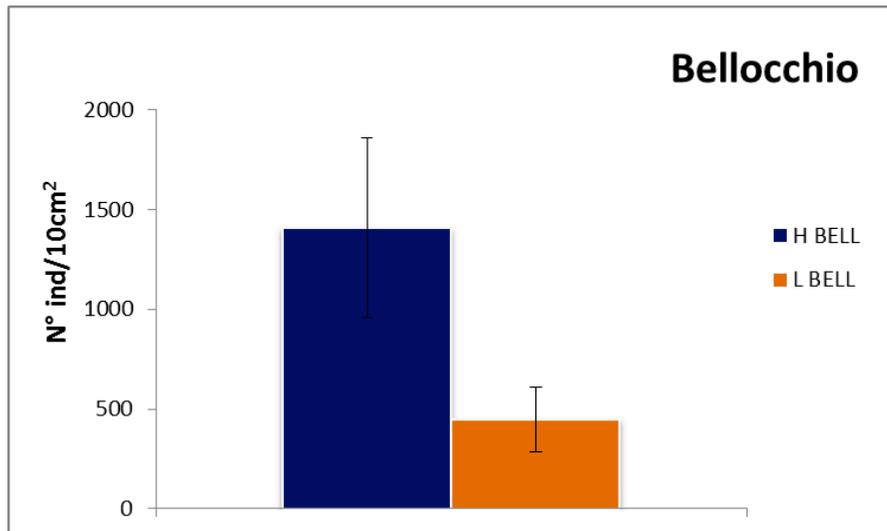


Figura 29. Valori medi di abbondanza totale ($n=32$) $\pm e.s.$ per ciascun livello di marea (H=Alta marea. L=Bassa marea).

Osservando l'istogramma costruito sulla media del numero totale di taxa rinvenuti in ciascun livello di marea è possibile notare un numero di taxa maggiore nel livello di bassa marea rispetto al livello di alta marea, con un andamento che risulta inverso a quello riscontrato precedentemente in Lido di Spina (Fig.30). I risultati dell'ANOVA (Tab.6) evidenziano differenze significative per il fattore transetto e l'interazione fra TRxMA, ancora una volta a causa dell'elevata variabilità fra i livelli di marea in relazione ai diversi transetti.

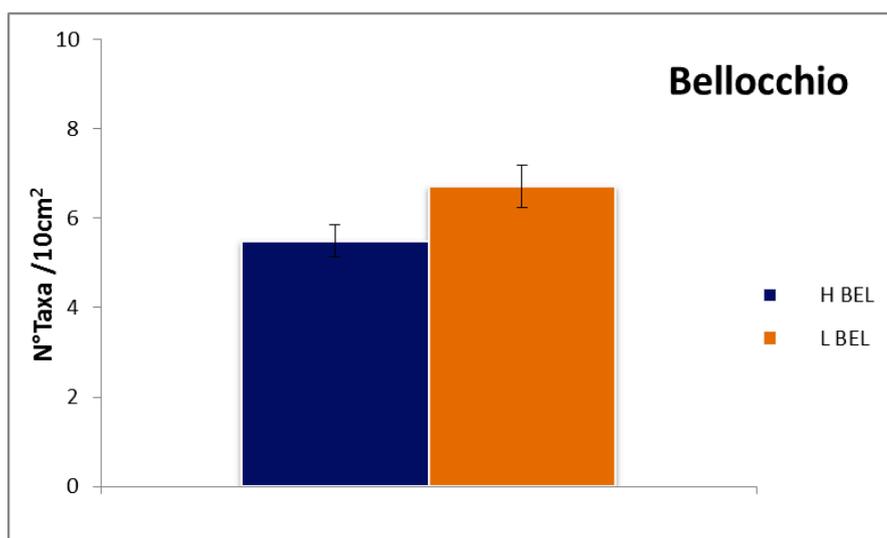


Figura 30. Valori medi del numero di taxa ($n=32$) $\pm e.s.$ per livello di marea; H=Alta marea, L=Bassa marea.

Tabella 6. Risultati ANOVA del numero (N) di individui e del numero (N) di taxa per ciascun fattore ed interazione; (TR=Transetto; MA=Marea; TRXMA=TransettoXMarea).

		N individui			N taxa		
Source	df	MS	F	P	MS	F	P
TR	7	18,3867	16,16	0,0001	18,6585	6,53	0,0001
MA	1	4,7726	0,7	0,4315	23,7656	2,42	0,1634
TRXMA	7	6,8526	6,02	0,0001	9,8013	3,43	0,0047
RES	48	1,1381			2,8594		
Trasformation		Ln(X+1)			None		

Il plot MDS (Fig.31), mostra una certa separazione dei campioni di ciascun transetto fra i due livelli di marea.

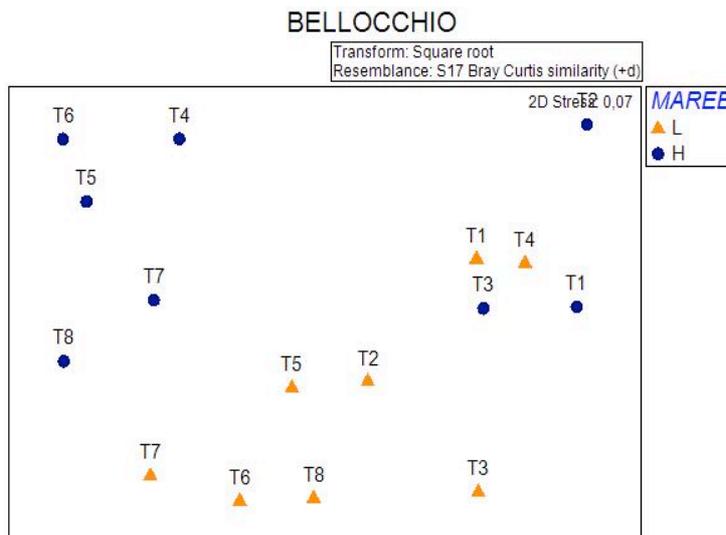


Figura 31. Plot di ordinamento MDS costruito sui centroidi usando l'indice di similarità di Bray-Curtis (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T8=Transetto).

Quanto rivelato dall'MDS risulta confermato dai risultati della Permanova (Tab.7) in cui risultano molto più significativi i fattori transetto e l'interazione transetto x maree.

Tabella 7. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza della meiofauna per tutti i fattori considerati (MA=marea; TR=transetto; TRXMA=TransettoXMarea).

SOURCE	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
TR	7	6182,7	5,4472	0,0001
MA	1	12580	3,7425	0,0232
TRXMA	7	3361,5	2,9616	0,0001
RES	48	1135		
Transform	Square root			

Il sito di Bellocchio risulta caratterizzato, in termini di abbondanza percentuale, dai Gastrotrichi, seguiti dai Nematodi, Turbellari e “altri” che includono anche Anfipodi e Nemertini (Fig.32).

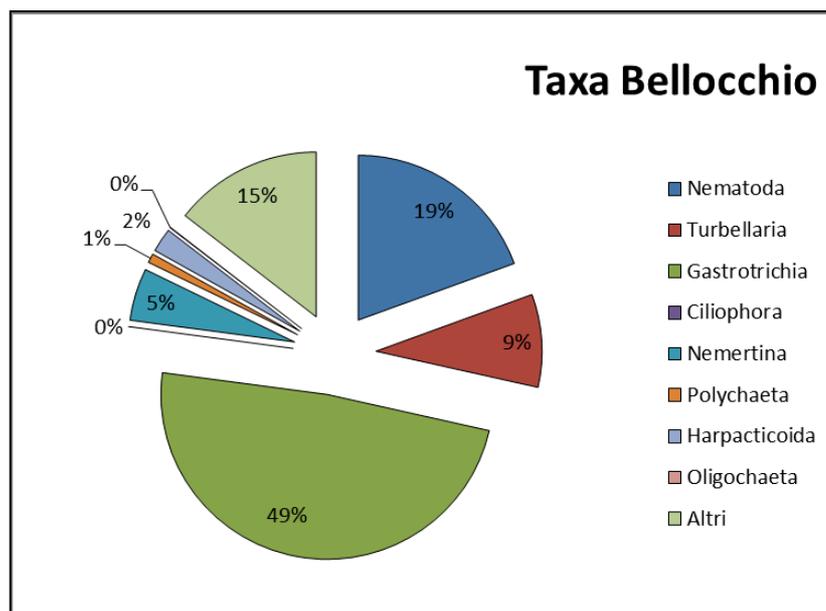


Figura 32. Grafico a torta sul numero di taxa dominanti nel sito di Bellocchio.

I risultati relativi all'analisi SIMPER per il sito di Bellocchio mostrano una elevata dissimilarità tra il livello di alta e bassa marea e confermano quanto mostrato dal plot MDS. Fra i due livelli di marea risulta esserci elevata dissimilarità media (Average dissimilarity: 68,30) causata principalmente dalle maggiori abbondanze di gastrotrichi, turbellari e nemertini in H, e di Anfipodi in L. E' da tenere presente però che gli anfipodi fanno parte della meiofauna temporanea, per cui le elevate densità sono imputabili alle forme giovanili.

- **Lido di Dante**

Come Bellocchio, anche questo sito è caratterizzato da una certa naturalità facendo parte della riserva della Bassona, ed è anch'esso soggetto a forte erosione.

L'analisi dei campioni di meiofauna in questo sito ha comportato il conteggio di un totale di 14188 individui e l'identificazione di 14 differenti taxa.

Gli istogrammi relativi ai valori medi di abbondanze totali calcolate per ciascun transetto e livello di marea mostrano una elevata variabilità tra transetti e maree (Fig.33; Tab.8). In generale si riscontrano densità di individui che non superano mai i valori di 2000 individui/10 cm² (densità nettamente inferiori rispetto ai siti precedentemente analizzati). Anche l'istogramma relativo ai valori medi di abbondanza in ciascun livello di marea mostra una densità di individui significativamente superiore nel livello di alta marea rispetto al livello di bassa marea (Fig.34; Tab.8).

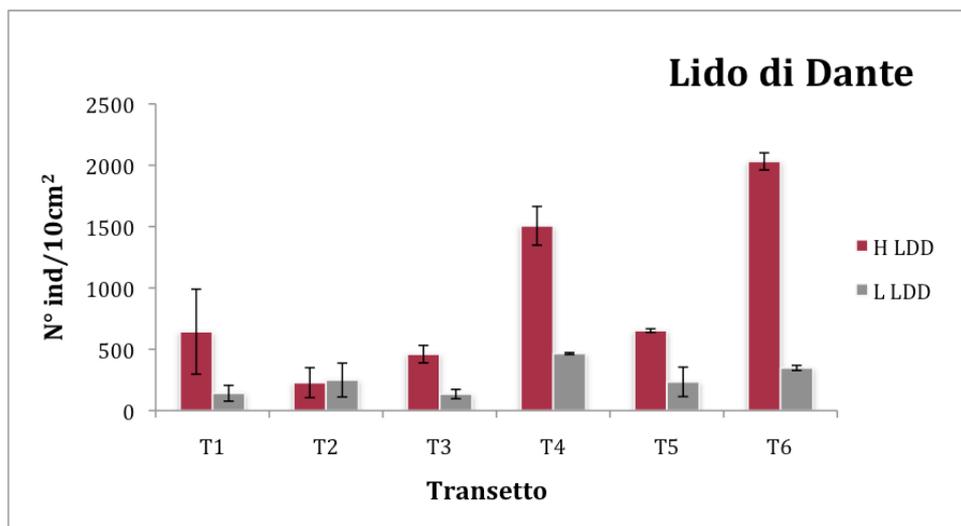


Figura 33. Valori medi di abbondanza totale ($n=2$) $\pm e.s.$ per ciascun transetto e per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T6=Transetto).

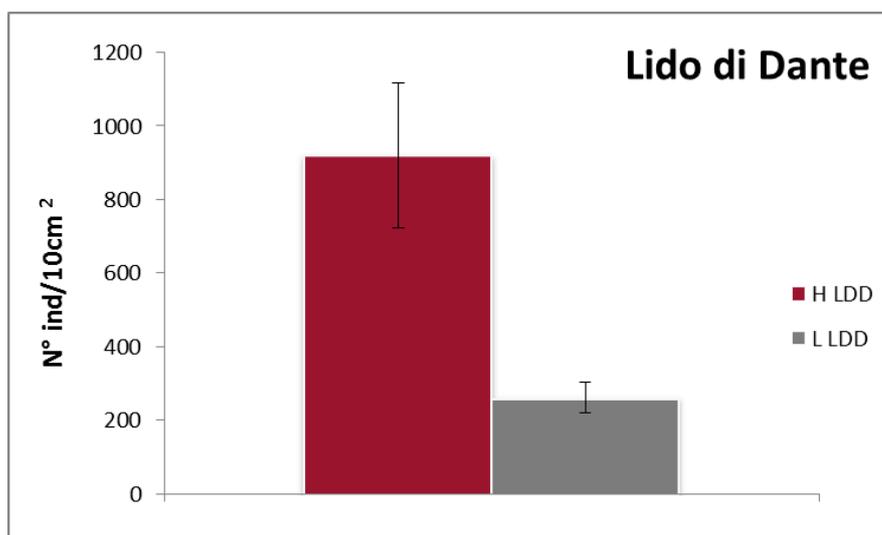


Figura 34. Valori medi del numero di individui ($n=12$) $\pm e.s.$ per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Riguardo, invece, il numero medio di taxa rinvenuti nei due livelli di marea del sito di Dante (Fig.35), non sembrano esserci differenze significative (l'ANOVA non evidenzia differenze significative per i fattori considerati); il numero di taxa rinvenuti in questo sito risulta comunque minore rispetto ai precedenti siti analizzati.

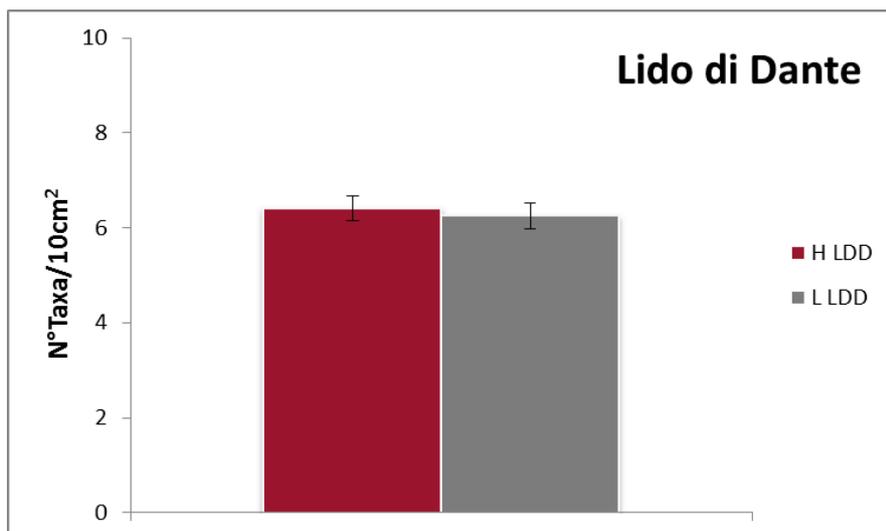


Figura 35. Valori medi del numero di taxa ($n=12$) \pm e.s. per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Tabella 8. Risultati ANOVA del numero (N) di individui e del numero (N) di taxa per ciascun fattore ed interazione; (TR=Transetto; MA=Marea; TRXMA=TransettoXMarea).

		N individui			N taxa		
Source	df	MS	F	P	MS	F	P
TR	5	212,3756	10,31	0,0005	1,4667	2,51	0,0885
MA	1	971,7382	12,23	0,0173	0,1667	0,17	0,6952
TRXMA	5	79,4405	3,86	0,0258	0,9667	1,66	0,2192
RES	12	20,6025			0,5833		
Trasformation		Sqrt (x+1)			None		

L'analisi multivariata condotta sui dati di tutta la comunità meiobentonica è riportata nell'MDS costruito sui centroidi in Fig. 36 dove si evidenzia un certo raggruppamento dei popolamenti rinvenuti nei due livelli di marea, nonostante l'elevata variabilità presente fra i transetti (Tab.9).



Figura 36. Plot di ordinamento MDS costruito sui centroidi usando l'indice di similarità di Bray-Curtis (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T6=Transetto).

Quanto rivelato dall'MDS risulta confermato dall'analisi della Permanova (Tab.9) in cui risultano significativi i fattori marea e transetto ma non la loro interazione.

Tabella 9. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza della meiofauna per tutti i fattori considerati (MA=marea; TR=Transetto; TRXMA=TransettoXMarea).

SOURCE	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
TR	5	1915,8	4,8266	0,0001
MA	1	4032,6	6,8097	0,0001
TRXMA	5	592,19	1,492	0,1279
RES	12	396,91		
Transform	Square root			

Contrariamente a quanto descritto per gli altri due siti, i popolamenti meiobentonici di Lido di Dante risultano caratterizzati da Nematodi, Nemertini, Copepodi Arpacticoidi e Turbellari (Fig.37).

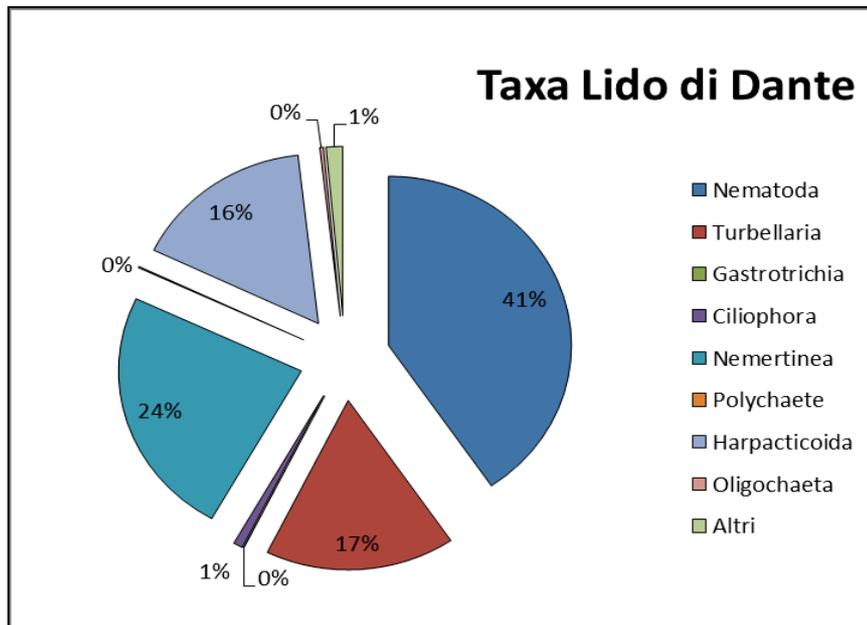


Figura 37. Grafico a torta sul numero di taxa dominanti nel sito di Lido di Dante.

I risultati relativi all'analisi SIMPER per il sito di Lido di Dante mostrano una dissimilarità media tra il livello di alta e bassa marea relativamente basso (Average dissimilarity: 44,22). Le differenze sono fondamentalmente imputabili ad una diminuzione delle abbondanze di tutti i maggiori taxa passando dal livello di alta marea a quello di bassa marea.

- Cervia

L'ultimo sito analizzato è quello di Cervia, che, come detto in precedenza presenta elevata affluenza turistica estiva e in cui viene praticata attività di *bulldozing* in preparazione della stagione balneare.

L'analisi dei campioni di meiofauna in questo sito ha comportato il conteggio di un totale di 20927 individui e l'identificazione di 14 differenti taxa.

Gli istogrammi relativi ai valori medi di abbondanze totali di individui/10 cm² calcolate per ciascun transetto e livello di marea mostrano una decisa variabilità tra transetti.

In generale le densità medie risultano maggiori nel livello di bassa marea in tutti i transetti considerati eccetto nell'ultimo transetto in cui si verifica inversione di tale andamento (Fig.38). Anche l'istogramma relativo ai valori medi di abbondanza nei due livelli di marea mostra una densità di individui nel livello di bassa marea due volte maggiore rispetto al livello di alta marea (Fig.39). Nonostante ciò i risultati dell'ANOVA non evidenziano differenze significative fra i livelli di marea, né tra transetti, né nella loro interazione (Tab.10), ciò probabilmente a causa dell'elevata variabilità fra repliche all'interno dei livelli mareali nei diversi transetti.

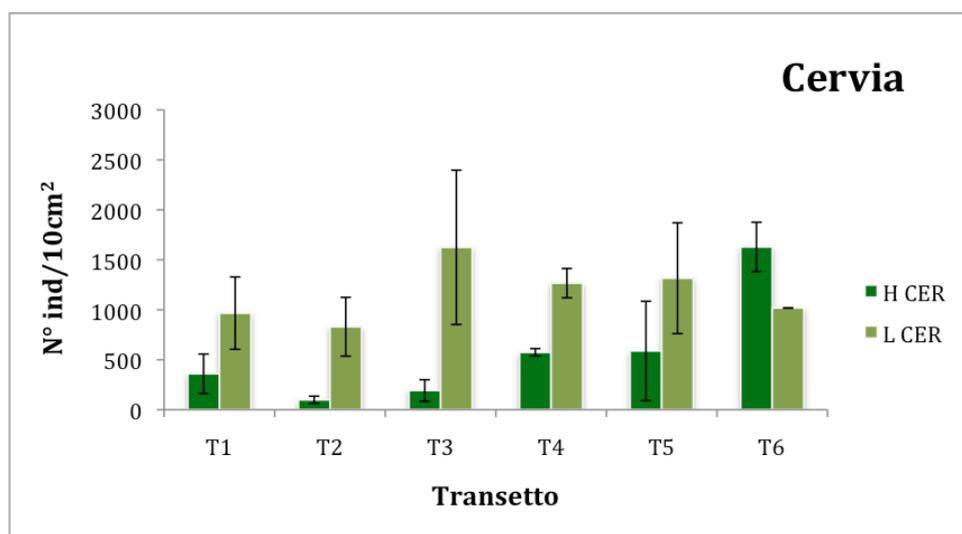


Figura 38. Valori medi di abbondanza totale ($n=2$) $\pm e.s.$ per ciascun transetto e per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T6=Transetto).

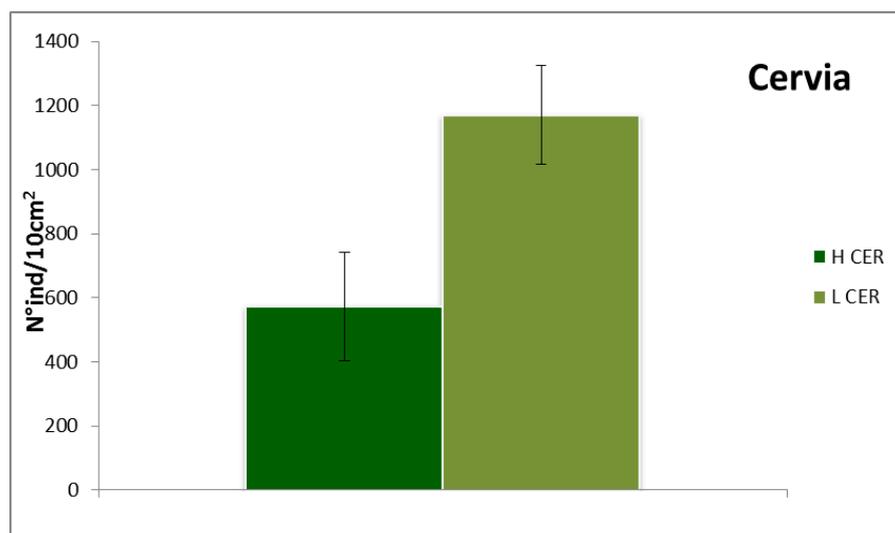


Figura 39. Valori medi del numero di individui ($n=12$) $\pm e.s.$ per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

L'istogramma relativo alla media del numero totale di taxa rinvenuti nei due livelli di marea del sito di Cervia mostra, invece, che il numero di taxa in entrambi i livelli di marea è pressoché uguale, risultando lievemente maggiore nel livello di bassa marea (Fig.40). Il numero di taxa rinvenuti in questo sito risulta comunque minore rispetto ai precedenti siti analizzati. I risultati dell'ANOVA anche qui non evidenziano differenze significative per i fattori considerati (Tab.10).

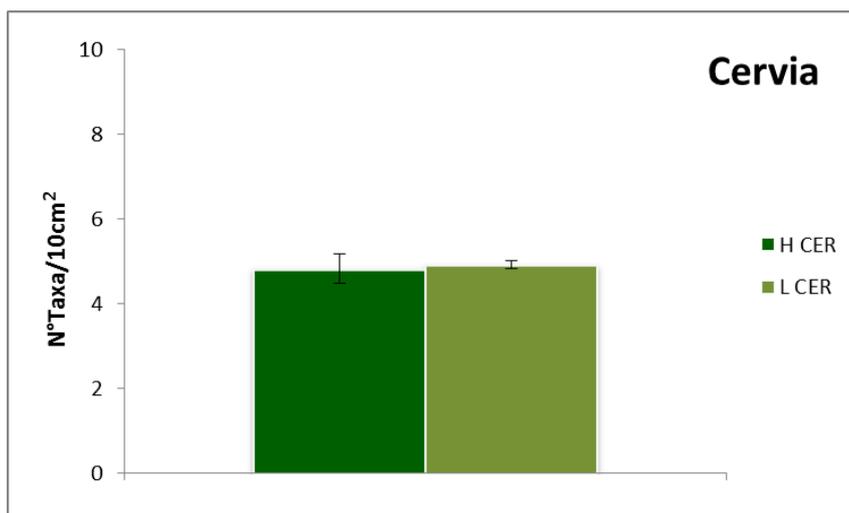


Figura 40. Valori medi del numero di taxa ($n=12$) $\pm e.s.$ per livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Tabella 10. Risultati ANOVA del numero (N) di individui e del numero (N) di taxa per ciascun fattore ed interazione;(TR=Transetto;MA=Marea; TRXMA=TransettoXMarea).

		N individui			N taxa		
Source	df	MS	F	P	MS	F	P
TR	5	338698,9	1,35	0,3087	0,775	0,89	0,5199
MA	1	2135214	4,85	0,0789	0,0417	0,09	0,7711
TRXMA	5	440240,3	1,76	0,1966	0,4417	0,5	0,7674
RES	12	250725,4			0,875		
Transformation		None			None		

L'analisi multivariata condotta sui dati di tutta la comunità meiobentonica e riportata nell'MDS costruito sui centroidi in Fig. 41 conferma quanto osservato nei precedenti istogrammi mostrando una maggiore aggregazione dei punti-campione della bassa marea e una elevata dispersione dei punti-campione riferiti all'alta marea.

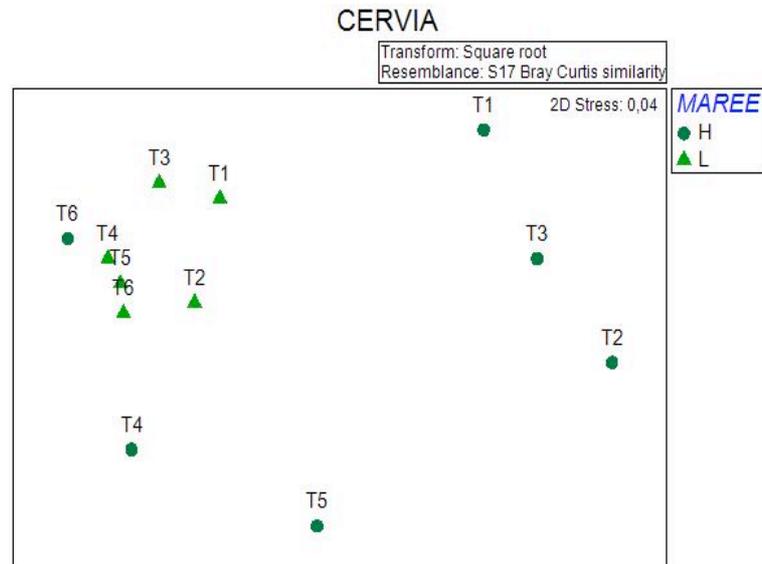


Figura 41. Plot di ordinamento MDS costruito sui centroidi usando l'indice di similarità di Bray-Curtis (H=Alta marea, L=Bassa marea; T1...T6=Transetto).

Quanto rivelato dall'MDS risulta confermato dall'analisi della Permanova (Tab.11) in cui risultano significativi i fattori marea e transetto.

Tabella 11. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza della meiofauna per tutti i fattori considerati (MA=marea; TR=Transetto; TRXMA=TransettoXMarea).

SOURCE	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
TR	5	1376,3	2,2445	0,0208
MA	1	3323,3	4,9952	0,0185
TRXMA	5	665,29	1,085	0,3862
RES	12	613,18		
TRANSFORM	Square root			

La composizione percentuale risulta fortemente influenzata dai soli due taxa Nematodi e Nemertini che costituiscono il 90% del popolamento totale (Fig.42).

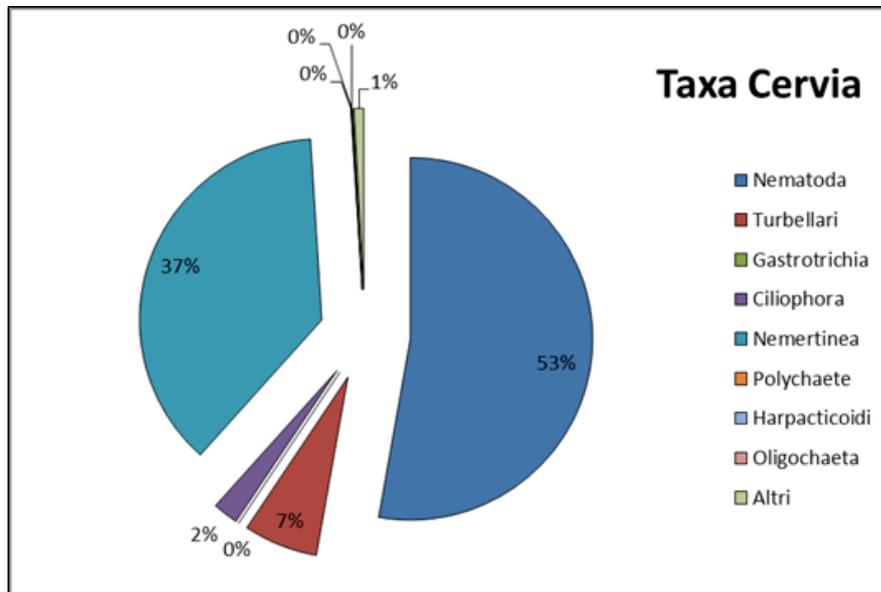


Figura 42. Grafico a torta sul numero di taxa dominanti nel sito di Cervia.

I risultati relativi all'analisi SIMPER per il sito di Cervia mostrano una dissimilarità media tra il livello di alta e bassa marea relativamente basso (Average dissimilarity: 41,14). Tale dissimilarità è principalmente imputabile ad una maggiore abbondanza dei due taxa sopra citati in L rispetto ad H.

6.2. Analisi delle variabili ambientali

La struttura delle comunità meiobentoniche è influenzata da diverse variabili abiotiche; in particolare nella zona intertidale le caratteristiche del sedimento e le variabili fisiche dell'habitat influenzano sia la composizione che la distribuzione delle comunità all'interno e tra le aree intertidali. Al fine di valutare l'eventuale relazione fra le comunità meiobentoniche e le principali variabili abiotiche sono state svolte le analisi univariate e multivariate sui principali descrittori abiotici.

Nella Tab. 12 sono riportati i risultati dell'analisi della varianza condotta per ciascuna delle principali variabili che descrivono la tipologia di sedimento che va a caratterizzare ciascuna delle spiagge analizzate. In particolare, la classazione (come misura della

diversità della taglia granulometrica) ancora più che la mediana granulometrica, è considerato un indice della severità del regime idrodinamico che agisce sul sedimento e un fattore principale nel determinare la distribuzione della meiofauna.

L'omogeneità della varianza è stata effettuata mediante Test di Cochran e dove necessario i dati sono stati trasformati.

Tabella 12. Risultati ANOVA con valori di P per ogni variabile abiotica e fattore considerato in ciascun sito (TR=transetto; MA=marea; TRXMA=TransettoXMarea).

	TOM %			MEDIANA			CLASSAZIONE		
	TR	MA	TRxMA	TR	MA	TRxMA	TR	MA	TRxMA
SPINA	0,67	0,59	0,68	0,10	0,97	0,58	0,10	0,34	0,33
Transformation	None			None			None		
BELLOCCHIO	0,17	0,00	0,41	0,00	0,06	0,00	0,00	0,02	0,00
Transformation	None			None			Ln(X)		
LIDO DI DANTE	0,07	0,39	0,04	0,00	0,15	0,00	0,00	0,68	0,00
Transformation	None			None			None		
CERVIA	0,02	0,94	0,01	0,43	0,19	0,16	0,90	0,99	0,12
Transformation	None			None			None		

Il sito di Lido di Spina è caratterizzato per l'intero tratto di costa esaminato e per entrambi i livelli di marea da un sedimento omogeneo costituito da una sabbia medio-fine e da una tipologia di sedimento classificabile da "moderatamente classato" (0,71-1,00) a "moderatamente ben classato" (0,50-0,71) come mostrato negli istogrammi in Fig. 43. Occorre ricordare che mediana e classazione sono misurate in φ , per cui, i valori più elevati di queste variabili indicano un sedimento fine e poco classato. I valori medi di TOM% mostrati nell'istogramma in figura 43 mostrano, invece, valori relativamente bassi, minore dell'1%.

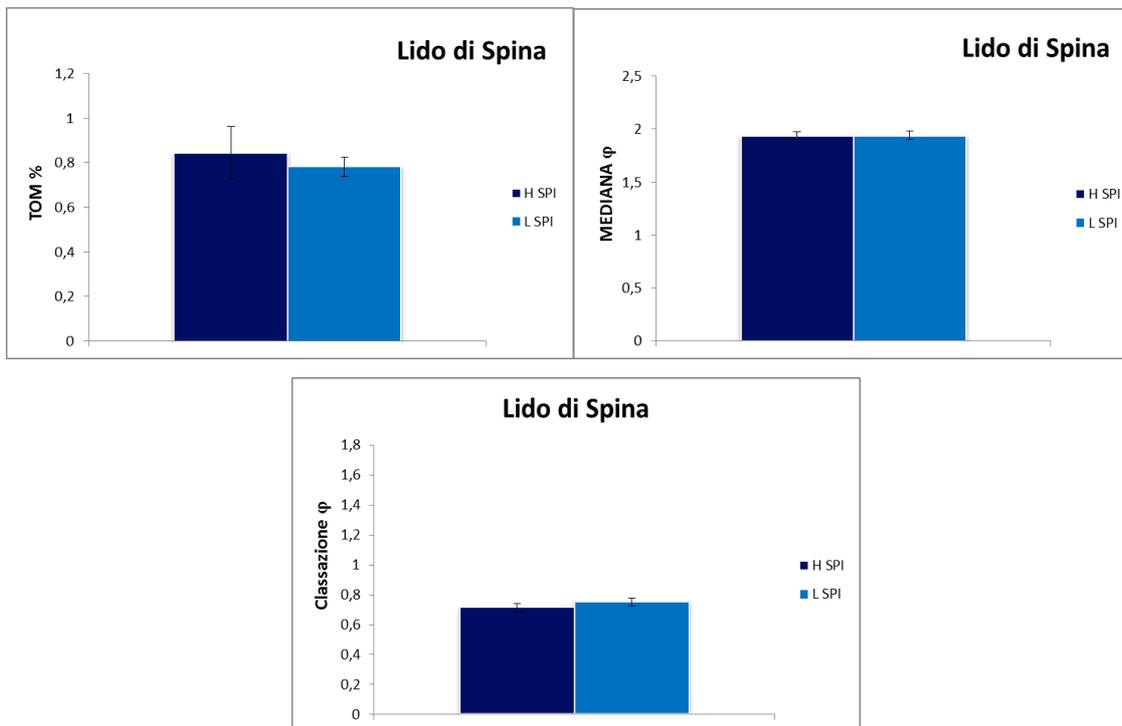


Figura 43. Istogrammi dei valori medi di TOM%, di mediana granulometrica (φ) e di Classazione (φ) ($n=32$) $\pm e.s.$ per il sito di Lido di Spina e per ogni livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Per queste tre variabili non si evidenziano differenze significative né fra i due livelli di marea, né fra transetti (Tab.12).

La spiaggia di Bellocchio presenta una tessitura granulometrica completamente differente dalle tipiche spiagge sabbiose della riviera romagnola, in quanto, presentando valori di mediana in φ nel complesso alti ed eterogenei tra i due livelli mareali considerati è caratterizzata da un sedimento classificabile come fine e molto fine. Nello specifico, da sabbia molto fine nel livello di alta marea, e da peliti nel livello di bassa marea. Gli istogrammi relativi alla classazione mostrano per il livello di alta marea nel sito di Bellocchio un sedimento classificabile come “moderatamente ben classato” (0,50-0,71). Maggiori valori percentuali di sostanza organica sono presenti nel livello di bassa marea.

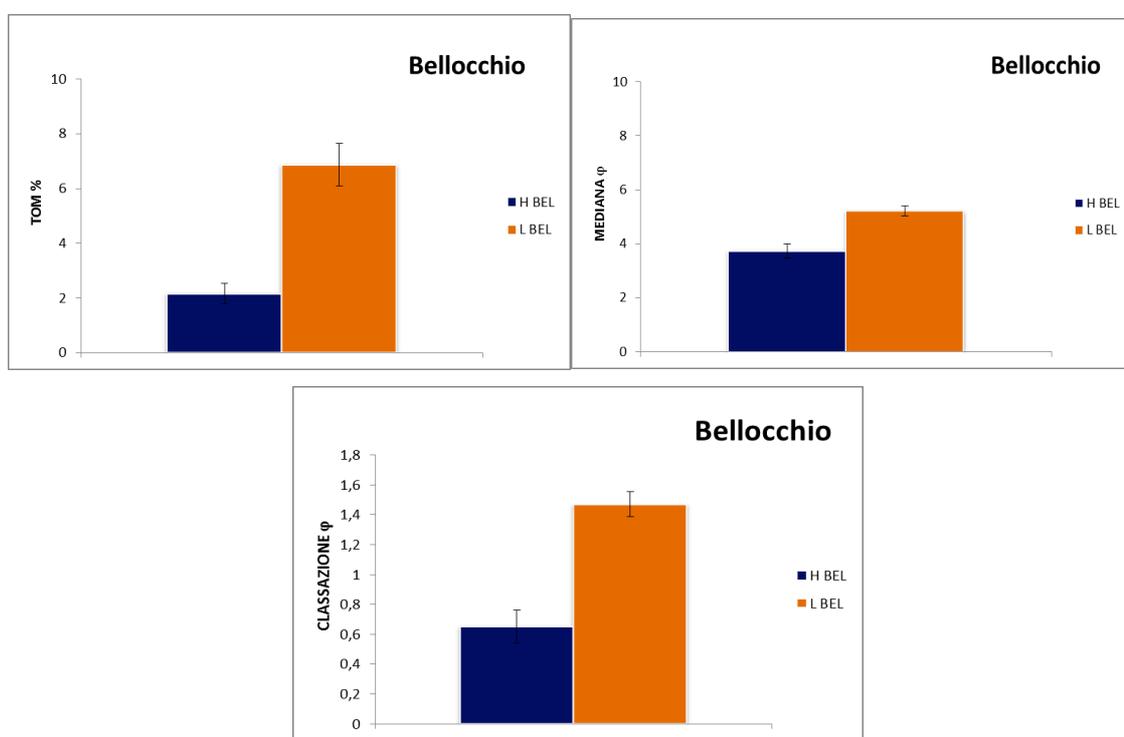


Figura 44. Istogrammi dei valori medi di TOM%, di mediana granulometrica (φ) e di Classazione (φ) ($n=32$) $\pm e.s.$ per il sito di Bellocchio e per ogni livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Differenze significative fra i due livelli di marea per tutte le variabili considerate sono confermate dai risultati dell'ANOVA, anche se al limite per la mediana granulometrica (Tab.12).

Nella spiaggia del Lido di Dante la sabbia è classificabile come “sabbia media” rientrando nel range 1-2 ϕ . Per quanto riguarda la classazione, il sedimento è definito come “moderatamente classato” (0,71-1), più evidente nel livello di alta marea. Il sedimento è caratterizzato in generale da valori percentuali di sostanza organica relativamente bassi, e anche più bassi di quelli misurati per il Lido di Spina (Fig. 45).

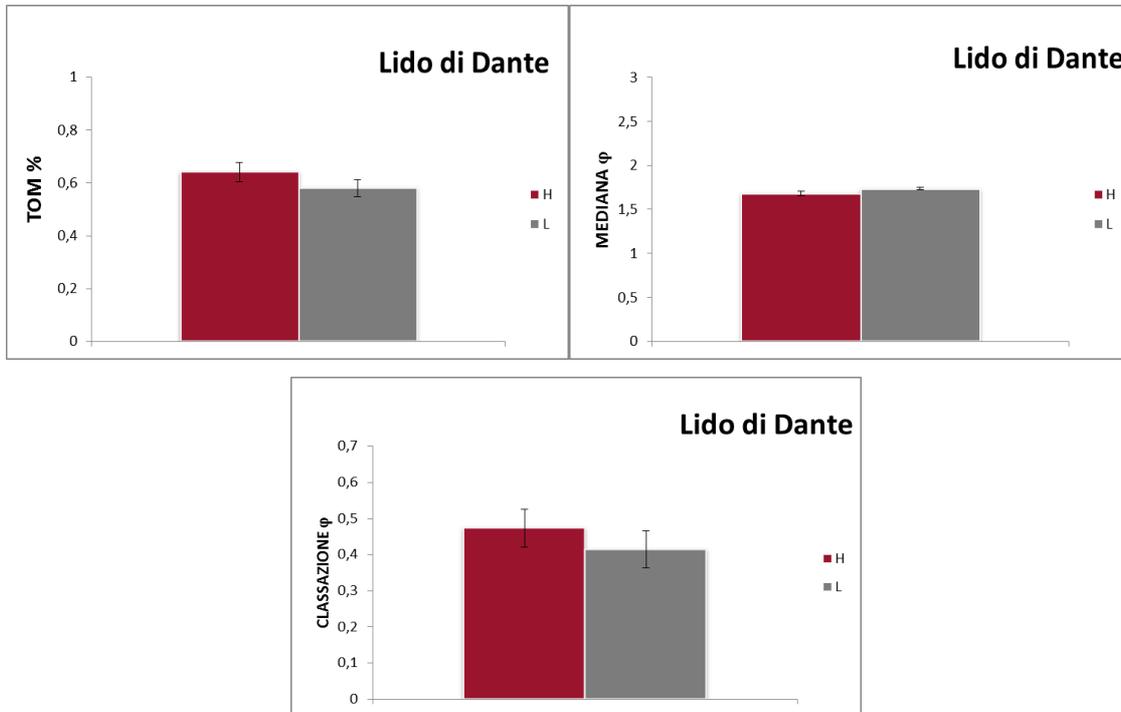


Figura 45. *Istogrammi dei valori medi di TOM%, di mediana granulometrica (ϕ) e di Classazione (ϕ) ($n=32$) \pm e.s. per il sito di Lido di Dante e per ogni livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).*

In media i valori di queste variabili, non risultano significativamente diversi fra i due livelli di marea (Tab.12).

La sabbia che caratterizza il sito di Cervia è classificabile come “sabbia fine” compresa nel range 2-3 φ . Il sedimento, inoltre, si presenta come “moderatamente ben classato” (0,50-0,71) analogamente a quanto riscontrato nel Lido di Spina. La percentuale di sostanza organica si presenta uguale in entrambi i livelli di marea con valori che si mantengono bassi, al di sotto dell’1% (Fig.46) (Tab.12).

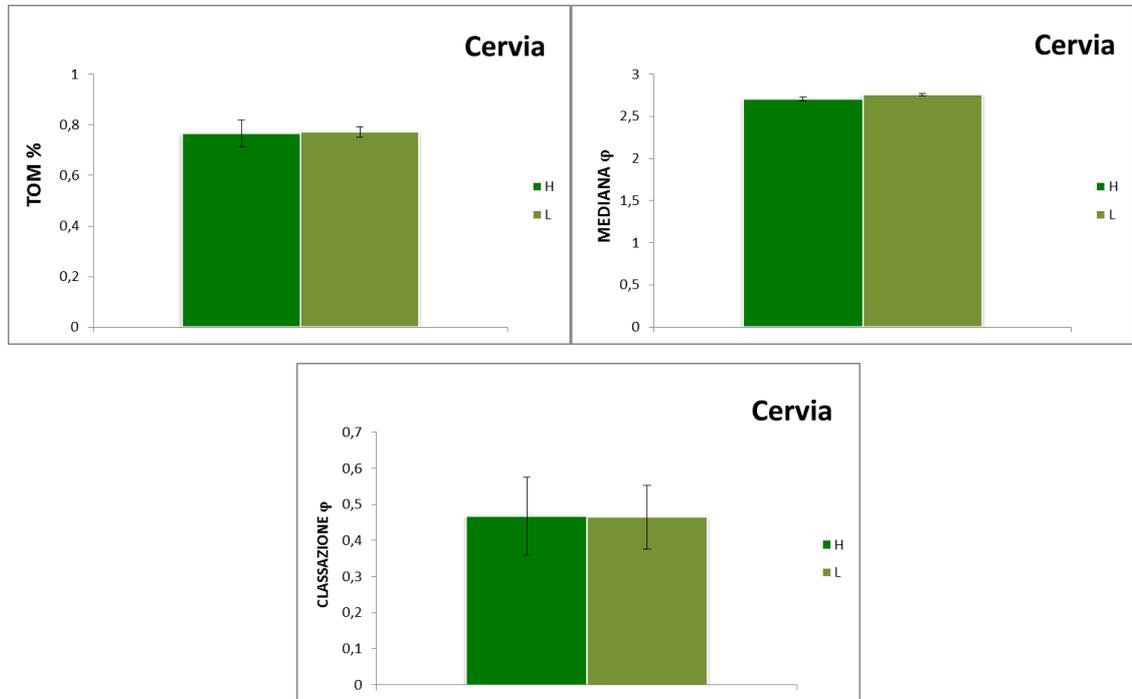


Figura 46. Istogrammi dei valori medi di TOM%, di mediana granulometrica (φ) e di Classazione (φ) ($n=32$) $\pm e.s.$ per il sito di Cervia e per ogni livello di marea (H=Alta marea, L=Bassa marea).

Per ciascun sito è stata effettuata una PCA (*Principal Component Analysis*) considerando le principali variabili abiotiche. Prima di tale analisi, le singole variabili sono state analizzate per evidenziare eventuale asimmetria e quindi trasformate singolarmente. I dati sono stati poi normalizzati per ovviare al problema delle differenti unità di misura (Clarke, 1993).

La relazione tra il dataset biotico e abiotico è stata analizzata mediante procedura BIO-ENV, considerando la matrice biotica dei dati trasformata mediante radice quadrata.

- Lido di Spina

L'analisi delle componenti principali (PCA) è stata condotta sull'insieme delle variabili abiotiche che meglio caratterizzavano questo sito. In Fig. 47 è mostrato il plot della PCA, i primi due assi spiegano il 61,1% della varianza totale, quindi non sono in grado di spiegare molta della variabilità totale. La varianza lungo l'asse PC1 è spiegata principalmente, da sinistra verso destra, da un aumento dei valori di φ della mediana, e quindi da una diminuzione della dimensione dei granuli del sedimento, e da sinistra verso destra da una diminuzione dei valori di classazione (φ) e di shell mean (o shell debris). La varianza lungo l'asse PC2, invece, è spiegata dal basso verso l'alto, da un aumento dei valori di TOM (%).

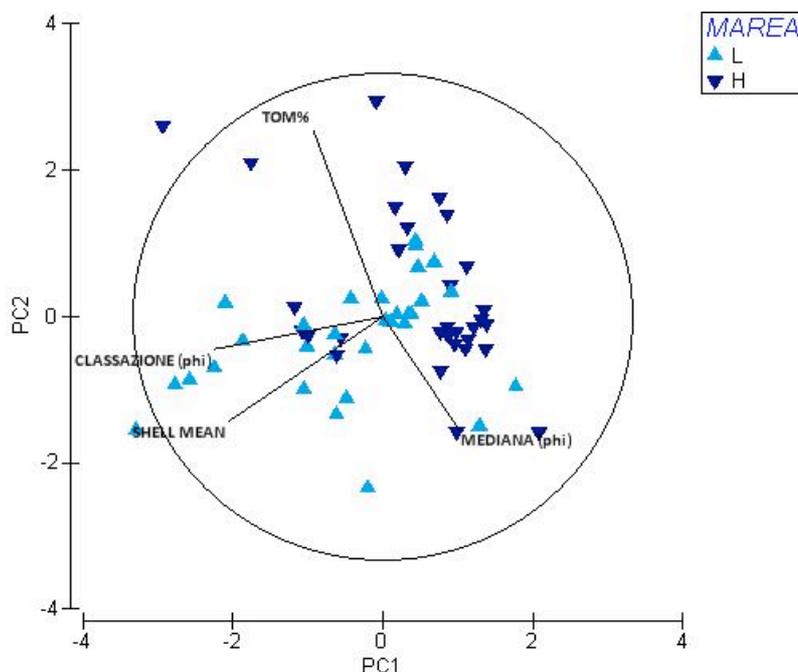


Figura 47. Plot della PCA condotta sui dati delle variabili ambientali del sito di Bellocchio (L=Bassa marea, H=Alta marea).

La combinazione di variabili ambientali che ha fornito il valore di massima correlazione ($\rho_s=0,211$) con il pattern di struttura della comunità meiobentonica è rappresentato dalla combinazione di TOM(%) e classazione (φ).

Da notare però, come l'analisi effettuata sulle singole variabili considerate non mostra differenze significative fra maree. L'unica variabile che mostra differenze significative fra i due livelli di marea è lo "shell debris" (Tab.12).

- Bellocchio

Prima di effettuare l'analisi della PCA per il sito di Bellocchio i valori della variabile di 'shell mean' sono stati trasformati mediante logaritmo.

In Fig. 48 è riportato il plot della PCA; i primi due assi spiegano l'80,0% della varianza totale. La dispersione dei punti-campioni sul primo asse della PCA risente di un aumento dei valori di (log) shell mean che va a caratterizzare soprattutto il livello di alta marea e da una diminuzione dei valori di φ di mediana e classazione propria del livello di bassa marea. Sul secondo asse si osserva, invece, una diminuzione del residuo vegetale netto per alcuni punti campione. Quest'ultima variabile è stata inserita, in quanto, considerata responsabile dell'eterogeneità tra i campioni all'interno del sito di Bellocchio.

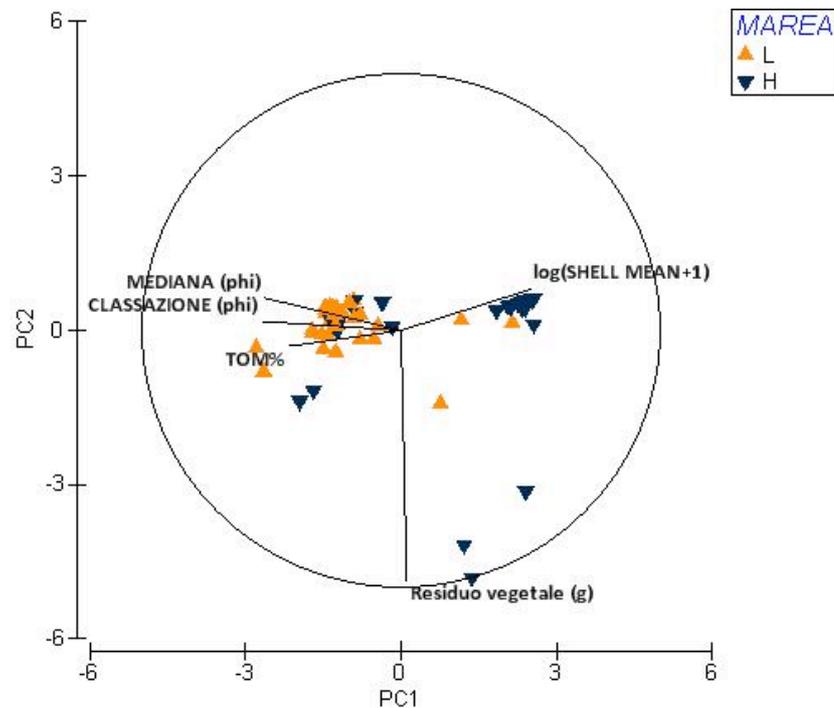


Figura 48. Plot della PCA condotta sui dati delle variabili ambientali del sito di Bellocchio (L=Bassa marea, H=Alta marea).

Per questo sito la procedura BIO-ENV eseguita sulla combinazione della matrice biotica ed abiotica evidenzia che il subset di variabili ambientali che meglio spiega il pattern di comunità osservato fornendo il valore massimo di correlazione ($\rho_s=0,327$) è composto da classazione (φ) e mediana (φ), subito dopo con un valore di ρ_s pari a 0,326 il subset è composto da TOM% e mediana (φ).

Le variabili risultano significativamente più elevate nel livello di bassa marea (Tab.12); quest'ultimo è quindi caratterizzato in generale da un sedimento a granulometria più fine e una minore classazione.

- Lido di Dante

Il plot della PCA (Fig.49) mostra che globalmente i primi due assi spiegano il 78,4% della varianza totale.

La varianza lungo l'asse PC1 è spiegata principalmente da sinistra verso destra da un aumento dei valori di shell mean e dei valori φ di classazione. La varianza lungo l'asse PC2 è spiegata, invece, dal basso verso l'alto, da una diminuzione dei valori φ della mediana granulometrica e di TOM (%).

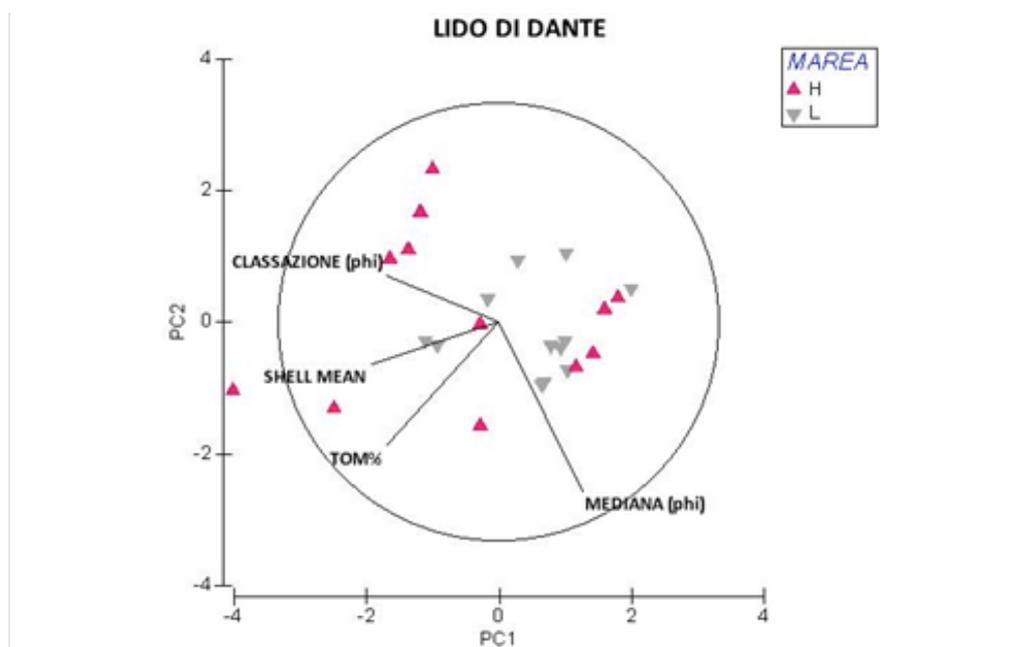


Figura 49. Plot della PCA condotta sui dati delle variabili ambientali del sito di Lido di Dante (L=Bassa marea, H=Alta marea).

Non si evidenzia una chiara separazione fra i campioni di alta e bassa marea.

La procedura BIO-ENV ha evidenziato che la combinazione di variabili ambientali che fornisce il valore di massima correlazione ($\rho_s=0,212$) con il pattern di struttura della comunità meiobentonica è rappresentato dalla combinazione di TOM, shell mean (detrito carbonatico spiaggiato) e mediana (φ). Tali variabili quando analizzate singolarmente, mostrano differenze significative all'interno dei livelli del fattore transetto e nell'interazione TRxMA (Tab.12), ad indicare che le eventuali differenze presenti sono dipendenti dalla scala spaziale indagata.

- Cervia

Dal plot della PCA (Fig.50) risulta che i primi due assi spiegano l' 83,9% della varianza totale.

La varianza lungo l'asse PC1 è spiegata principalmente da sinistra verso destra da un aumento dei valori di φ della mediana e dai valori di shell mean (detrito carbonatico spiaggiato). La varianza lungo l'asse PC2 è spiegata soprattutto da una diminuzione dei valori di TOM (%).

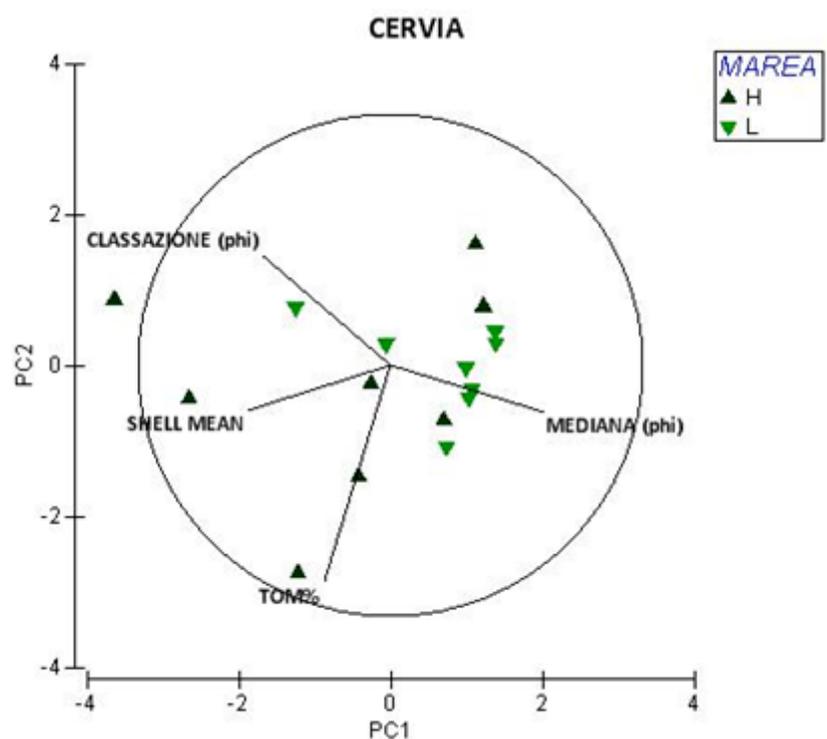


Figura 50. Plot della PCA condotta sui dati delle variabili ambientali del sito di Cervia (L=Bassa marea, H=Alta marea).

La procedura BIO-ENV per questo sito ha evidenziato che la combinazione di variabili ambientali che ha fornito il valore di massima correlazione ($\rho_s=0,393$) con il pattern di struttura della comunità meiobentonica è rappresentato dalla combinazione di TOM(%) e shell mean (detrito carbonatico spiaggiato).

Analogamente a quanto osservato per il sito di Lido di Spina, le singole variabili non risultano significativamente diverse fra i due livelli di marea (Tab.12).

Sono state infine misurate e analizzate le principali variabili che descrivono l'idrodinamismo delle spiagge quali: BDI (Beach dynamic Index) che definisce lo stato morfologico della spiaggia in relazione all'idrodinamismo; 1/S che rappresenta la pendenza della fascia intertidale; e Lenght, ossia lunghezza della medesima. In tabella 13 sono mostrati i valori medi e rispettivi errori standard calcolati per ciascuna delle tre variabili e per ciascuna spiaggia indagata.

Tabella 13. Variabili morfodinamiche: misure dei valori medi e rispettivo errore standard di BDI (Beach Dynamic Index); 1/Slope (inverso della pendenza della zona intertidale) e Lenght (lunghezza della zona intertidale) per ciascuna spiaggia indagata.

SPIAGGE	BDI		1/Slope		Lenght	
	MEDIA	ES	MEDIA	ES	MEDIA	ES
SPINA	106.86	37.78	26.65	5.68	11.18	2.40
BELLOCCHIO	1769.77	350.28	51.47	9.97	30.88	6.68
LIDO DI DANTE	55.45	6.61	16.15	1.77	8.51	1.26
CERVIA	226.81	18.36	32.89	2.43	24.28	1.89

Tenendo presente che le spiagge del nord Adriatico sono considerate tutte dissipative, vengono definite in questo contesto spiagge più riflessive quelle che più si discostano dalle tipiche caratteristiche del profilo dissipativo.

Lido di Spina è caratterizzata da una spiaggia che presenta in media una buona pendenza del profilo e una corta lunghezza dell'intertidale; risente moderatamente dell'influenza idrodinamica ed è caratterizzata da un profilo di spiaggia più "riflessivo", soprattutto se confrontata con quella di Bellocchio e Cervia.

Lido di Dante può essere considerato in una condizione di maggiore "riflessività" rispetto agli altri siti considerati presentando una forte pendenza e i valori più bassi della lunghezza media intertidale. L'indice BDI risulta essere il più basso tra tutti i siti considerati e il profilo morfologico della spiaggia risente fortemente dell'influenza dell'idrodinamismo.

La spiaggia di Cervia può considerarsi in una condizione di dissipatività intermedia, presentando una scarsa pendenza e una buona lunghezza della fascia intertidale. La morfologia risente moderatamente dell'idrodinamismo.

Bellocchio presenta, invece, la maggiore lunghezza della fascia intertidale (30,88 m) e una bassa pendenza del profilo, caratteristiche che la collocano in una condizione di maggiore dissipatività rispetto alle altre spiagge.

Per meglio valutare le differenze osservate tra i quattro siti indagati sono state condotte analisi sull'insieme dei dati. Come evidenziato sopra in Tab. 13 le caratteristiche morfodinamiche dei quattro siti sono molto diverse, in particolare riguardo la lunghezza della zona di campionamento dell'area intertidale. Quindi, per un più corretto confronto delle spiagge sono state condotte analisi considerando le variabili mediate sulla lunghezza dei transetti in ciascuna spiaggia. Una prima analisi è stata condotta sulle principali variabili morfodinamiche mediante PCA. L'analisi del plot mostrato in Fig.51 evidenzia come i primi due assi spiegano l'89,5% della varianza totale. In particolare la varianza lungo l'asse PC1 è spiegata principalmente da mediana e classazione, i cui valori (in φ) risultano essere maggiori nella spiaggia di Bellocchio.

Ciò corrisponde per tanto ad una minore dimensione della taglia dei granuli del sedimento.

La varianza lungo l'asse PC2 è spiegata dal basso verso l'alto da una diminuzione della lunghezza della fascia intertidale. Inoltre, si osserva come la spiaggia di Bellocchio si

discosti nettamente dal resto delle spiagge considerate, a causa della elevata variabilità all'interno dei transetti, che di conseguenza riflette l'elevata eterogeneità della zona intertidale di questo sito. I primi transetti campionati, infatti, erano caratterizzati da un sedimento costituito principalmente da peliti e argilla (residui sedimentari della retostante laguna) seguiti poi da transetti con sedimento sabbioso a granulometria maggiore, in cui, è possibile riscontare la presenza di patches vegetali (tipiche lagunare) e *mussel beds*.

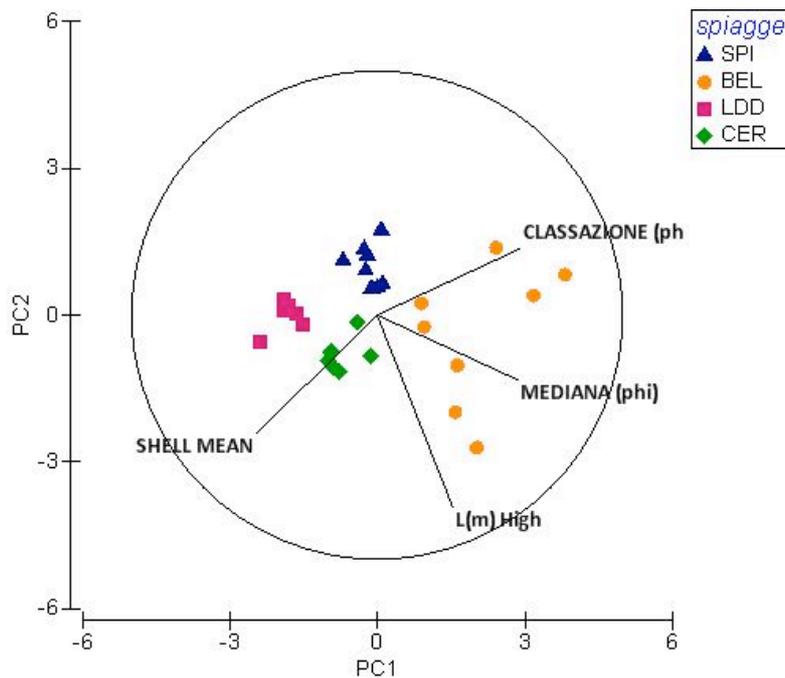


Figura 51. Plot della PCA condotta sulle principali variabili ambientali delle quattro spiagge mediate sulla lunghezza dei transetti.

Una seconda analisi riassuntiva è stata condotta sulle abbondanze medie dei principali taxa dei quattro siti. Il plot della PCO in Fig. 52 mostra, come i quattro siti siano relativamente ben separati a formare quattro cluster. Ancora una volta, però, il sito di Bellocchio si distingue nettamente dagli altri siti e i popolamenti rinvenuti mostrano la maggiore variabilità fra transetti. Anche il sito di Dante mostra una certa variabilità rispetto agli altri siti. Inoltre, si osserva come alcuni transetti dei due siti considerati naturali siano raggruppati tra loro. Superimposti nel plot sono riportati i vettori delle correlazioni dei principali taxa responsabili delle similarità tra campioni. In particolare, si riscontra la dominanza di taxa quali Nematodi e Nemertini nel sito di Cervia, mentre, negli altri siti si osserva la presenza di diversi taxa quali Turbellari, Gastrotrichi,

Arpacticoidi e Policheti. La maggiore presenza di taxa con ruoli ecologici molto diversi riflette le differenti caratteristiche dei siti indagati. In particolare, si osserva come nel sito di Bellocchio la maggior dominanza di Turbellari e Gastrotrichi concorda con l'eterogeneità della zona intertidale di questo sito. Infatti, i Turbellari sono considerati specie opportuniste che si adattano a vivere in diverse tipologie di ambienti e sedimenti, al contrario dei Gastrotrichi che sono, invece, più specialisti.

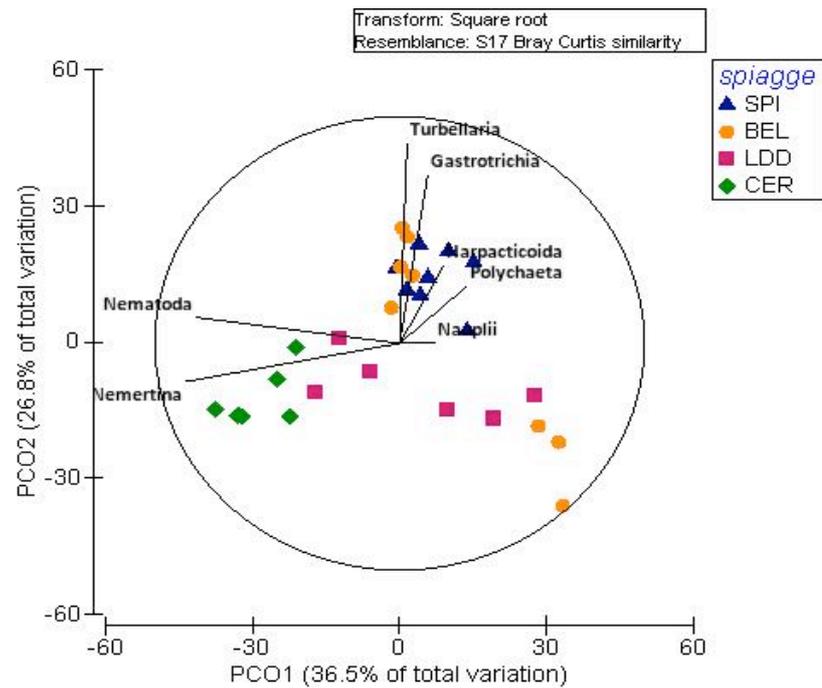


Figura 52. *Plot della PCO condotta sui principali taxa delle quattro spiagge che maggiormente contribuiscono a caratterizzare i diversi siti, mediate sulla lunghezza dei transetti.*

7. Discussioni e conclusioni

La costa europea è costituita per più del 30% da spiagge sabbiose che dominano la maggior parte delle regioni costiere temperate dove rappresentano ottime aree per attività ricreative/ricreative oltre che zone “buffer” contro l’azione del mare (Devies, 1972; Short, 1999).

L’importanza degli ecosistemi sabbiosi costieri europei è connessa soprattutto alle innumerevoli attività antropiche che si sono progressivamente sviluppate lungo queste aree e che in molti casi rappresentano la principale fonte economica per intere regioni costiere. Il crescente sovrasfruttamento di questi territori, soprattutto negli ultimi anni, ha raggiunto livelli tali da mettere in pericolo il naturale equilibrio dei sistemi sabbiosi (Airoldi et al., 2007).

La fascia costiera Emiliano-Romagnola è, fra quelle Europee, un importante regione sotto il profilo turistico-balneare, oltre che un settore tra i più importanti per l’economia dell’intera regione (ARPA, 2007).

Il presente lavoro di tesi ha permesso di confrontare quattro diverse spiagge della riviera emiliano-romagnola, differenti dal punto di vista morfo-dinamico, per il diverso grado di antropizzazione e approccio di gestione contro i fenomeni erosivi.

Nonostante il presente lavoro sia limitato a quattro aree, è stato possibile osservare diversi pattern che potrebbero rispecchiare la situazione locale generale del sistema costiero romagnolo (elevato grado di antropizzazione delle coste sia a scopi turistici che agricolo/industriali, pochi siti rimasti naturali, maggior parte delle spiagge in forte stato erosivo) che potrebbero contribuire ad aumentare le informazioni riguardo le dinamiche dell’ecosistema indagato e conseguentemente fornire linee guida per una migliore gestione ecosostenibile della zona costiera emiliano romagnola.

Sono state, infatti, indagate le principali forzanti fisiche di due siti considerati naturali, Bellocchio e Lido di Dante, e di due più antropizzati, Lido di Spina e Cervia. Per valutare la dinamica di questi ecosistemi, la componente biotica considerata è stata quella della meiofauna intertidale. L’obiettivo è stato quello di individuare la risposta di tali popolamenti a differenti condizioni morfodinamiche e gestionali, per valutare l’eventuale loro utilizzo in programmi di monitoraggio e/o di comunità “target”. I differenti taxa meiobentonici sono caratterizzati, infatti, da elevata densità e diversità

(anche a livello di taxa maggiori), veloci cicli biologici ed elevata diversità trofica (Giere, 2009) rappresentando, così, dei buoni indicatori dello stato ambientale. Nonostante ciò la meiofauna è stata poco considerata fin'ora rispetto alle comunità macrobentoniche (inserisci BIBLIO). In particolare, per quanto in mia conoscenza, non è stato ancora effettuato nessuno studio di comunità meiobentoniche in spiagge della regione Emilia-Romagna.

Sebbene questo studio è limitato a quattro siti lungo la costa emiliano-Romagnola, è possibile osservare alcuni trend. Le densità rinvenute nel presente studio sono, in generale, dello stesso ordine di grandezza di quelle riportate in letteratura.

Le densità più elevate sono state rinvenute nel sito di Bellocchio (929 ind/10 cm²), mentre, le densità minori (591 ind/10cm²) sono state registrate nel sito di Lido di Dante, considerato anch'esso naturale e non soggetto ad alcun tipo di intervento antropico. Gli altri due siti indagati, invece, presentano densità intermedie (595 Ind./10cm² 595, e Cervia con 871 Ind./10cm² rispettivamente a Lido di Spina e Cervia). Per meglio comprendere come le dinamiche naturali e quelle antropiche possono interagire è utile comparare le due spiagge "naturali" e le due spiagge definite "gestite" separatamente.

Analizzando e comparando i risultati ottenuti per le spiagge di Lido di Spina e Cervia, che si ricorda essere quelle più soggette a gestione antropica le densità medie rinvenute a Lido di Spina sono decisamente minori rispetto a quelle rinvenute a Cervia (Figg.24, 39). Tali differenze potrebbero essere imputabili alle diverse caratteristiche morfodinamiche tra i due siti; a Spina, infatti, (Tab.13) sono stati ottenuti valori minori sia per la lunghezza che per la pendenza della zona intertidale rispetto al sito di Cervia. Inoltre il sito è soggetto a forte azione erosiva ed è sottoposto annualmente a interventi di ripascimento in preparazione della stagione turistica estiva.

Cervia, invece, è una spiaggia caratterizzata da una maggiore lunghezza della zona intertidale con profilo tipicamente dissipativo, in cui, i processi depositivi prevalgono su quelli erosivi. In questa spiaggia, del resto, si riscontra un aumento del numero di individui passando dal livello di alta marea verso il livello di bassa marea (Fig.39).

E' però, interessante notare come fra le due spiagge non emergono differenze significative riguardo le principali variabili abiotiche esaminate in ciascun livello di marea. In particolare, per quanto riguarda le caratteristiche granulometriche del

sedimento, fattore importante nel condizionare la distribuzione di organismi meiobentonici, entrambi i siti sono caratterizzati da sedimento omogeneo costituito da sabbia medio-fine, lungo l'intera fascia intertidale. Tali risultati potrebbero essere imputabili al continuo rimaneggiamento del sedimento da parte delle ruspe che rimuovono e ridepositano il sedimento, livellandolo. Entrambi i siti sono dominati dal phylum dei nematodi e, rispettivamente dai Turbellari a Lido di Spina e dai Nemertini a Cervia (Fig.27, 42). Tali risultati concordano con quanto ritrovato in studi analoghi in cui i sedimenti erano caratterizzati da sabbia più fine (Giere, 2009).

La presenza di soli taxa "vermiformi" potrebbe essere dovuto all'omogeneità dei sedimenti per i continui interventi di ripascimento e per l'impatto dovuto al calpestio subito durante la stagione estiva.

Passando all'analisi dei risultati ottenuti nei siti di Lido di Dante e Bellocchio, non soggetti ad alcun tipo di gestione, in quanto, zone naturali protette, si nota una situazione completamente differente da quella riscontrata nei due siti antropizzati.

Il risultato più interessante riscontrato riguarda la densità misurata a Bellocchio che è stata la più alta, e quella misurata a Lido di Dante che è stata la più bassa e in entrambi i siti le densità maggiori sono state ottenute al livelli di alta mare, mostrando un gradiente inverso da quanto riportato generalmente in letteratura (Short, 1999). Tali pattern potrebbero essere imputabili al differente morfodinamismo che caratterizza i siti.

Lido di Dante è risultata essere la spiaggia più "riflessiva" nel contesto di dissipatività delle spiagge del Nord Adriatico. Infatti, è la spiaggia che presenta i valori minori di BDI, slope e lunghezza della spiaggia. Inoltre è qui che si sono misurati i valori di granulometria media maggiori e il minor contenuto di sostanza organica. Invece le caratteristiche morfodinamiche di Bellocchio si pongono all'altro estremo: valori di BDI, slope, e lunghezza massima e granulometria fine (prevalenza di peliti e sabbia fine). Le due spiagge ospitano comunità molto diverse, i cui taxa principali giocano un diverso ruolo ecologico.

I principali taxa rinvenuti nei due siti risultano essere rispettivamente i Gastrotrichi a Bellocchio e Copepodi Arpacticoidi dalla forma "slender" tipica dei taxa interstiziali in Lido di Dante.

Le caratteristiche morfodinamiche e biotiche di Bellocchio la farebbero classificare come la “più tipica delle spiagge dissipative (McLachlan, 1990). I risultati da noi ottenuti, però, devono essere contestualizzati alla storia evolutiva di questa spiaggia. Questa spiaggia, infatti, pur presentando valori medi di lunghezza della zona intertidale molto elevati rispetto agli altri siti considerati (Tab.13), è la spiaggia che più di tutte le altre è sottoposta a fenomeni intensi di erosione. Questo tratto di costa, infatti, ha subito l’ingressione del mare nella laguna retrostante e un progressivo allungamento della spiaggia. La fascia intertidale da noi campionata nel presente studio, non è altro che il residuo della primordiale laguna, caratterizzata quindi, da patches di sedimento argilloso. Inoltre, l’area da noi indagata ha presentato elevata eterogeneità del substrato intertidale in cui si ritrovano, intersperse fra loro, patches di residui vegetali tipicamente lagunari e patches di *mussel beds*, il cui insediamento è stato facilitato proprio dalla presenza di substrati su cui insediarsi. La presenza di tali letti di mitili, potrebbe rivelarsi importante, in quanto, è ben noto come patches di *engineer species*, possono favorire la sedimentazione, e, con il tempo, in parte tamponare in modo naturale gli effetti dell’erosione.

Le minori densità di organismi riscontrate invece nel sito di Dante, potrebbero essere imputabili alla turbolenza dovuta all’elevata pendenza della spiaggia che favorisce l’insediamento degli organismi nella zona subtidale che precede lo “scalino intertidale” che risente direttamente dell’impatto dell’onda.

In conclusione da quanto emerso nonostante siano state indagate quattro spiagge scelte secondo il criterio di gestione/non gestione (naturalità), la risposta della meiofauna è risultata essere altamente sensibile alle condizioni ambientali specifiche dei quattro siti.

Emerge quindi la possibilità di considerare la risposta agli stressor ambientali ed antropici di tali comunità come informazione integrativa alle risposte date dalle comunità macrobentoniche più largamente conosciute ed utilizzati come indicatori sincretici. Assunto ormai che le spiagge sono estremamente vulnerabili ai cambiamenti climatici e che la loro ecologia è strettamente legata agli altri sistemi costieri emerge inoltre la necessità di sviluppare strategie di conservazione e gestione per mantenerne l’integrità ecologica.

Il crescente interesse verso gli ecosistemi di spiagge sabbiose ha recentemente portato all'evidenza l'importanza del ruolo ecologico della meiofauna evidenziando la necessità di sviluppare degli studi indirizzati alla conservazione oltre che all'utilizzo di tali organismi come descrittori dello stato ambientale. In particolare in un'ottica di conservazione e gestione sarebbe utile sviluppare metodologie adatte allo studio della risposta complessa della meiofauna.

Tali metodologie potrebbero essere utilizzate oltre che in chiave descrittiva, anche in chiave previsionale rispetto a quanto tuttora conosciuto sui cambiamenti climatici in modo da promuoverne l'utilizzo dei risultati per una gestione adattativa.

Sicuramente per quanto riguarda i siti considerati nel presente lavoro per comprenderne meglio le diverse dinamiche sito-specifiche sono necessarie campagne di campionamento a maggiore scala spazio-temporale soprattutto per quanto riguarda il sito di Bellocchio caratterizzato da una elevata eterogeneità su piccola scala e gestito con la pratica del "do nothing".

Tutto ciò, in prospettiva dei recenti cambiamenti climatici globali, potrebbe essere utile per lo sviluppo di pratiche ecologiche sostenibili che permettano di migliorare gli interventi umani in particolare contro il sea-level rise e coastal retreat, i cui principali effetti vengono subiti per prima dalle spiagge sabbiose.

Non meno importante è cercare di promuovere l'integrazione della ricerca sia a livello globale che locale, coinvolgendo diversi settori e *stakeholders* per avere una visione d'insieme più ampia sulle diverse e complesse dinamiche degli ecosistemi costieri.

Vista quindi l'importanza delle spiagge sabbiose per gli ecosistemi marini è necessario incrementare linee di base che descrivono la "vita bentonica" e i principali processi ecosistemici con lo scopo di riuscire a proporre migliori politiche gestionali, il più possibili ecosostenibili ed ecocompatibili, vista anche l'importanza che tali sistemi hanno dal punto di vista socio-economico.

BIBLIOGRAFIA

Airoldi, L., Beck, M. W. (2007). Loss status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, (45):345-405.

Anderson M.J. (2001a). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.

Anderson M.J. (2001b). Permutation tests for uni variate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 626-639.

Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R., (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.

ARPA Regione Emilia-Romagna: Stato del litorale Emiliano-Romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione.

Bertasi, F., Colangelo, M.A., Abbiati, M., Ceccherelli, V.U., 2007. Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* 586: 277-290.

Bouguenec V., Giani N., (1989). Biological studies upon *Enchytraeus variatus*. Bouguenec & Giani 1987 in breeding cultures. *Hydrobiologia*, 180: 151-165.

Brown A.C., Nordstorm K., McLachlan A., Jackson N.L., Sherman D.J., (2008). Sandy shores of the near future. In: Polunin, N.V.C. (Ed.), *Acquatic Ecosystems; Trends and Global Prospects*. Cambridge University Press, New York, pp. 263-280.

Brown A.C., McLachlan A., (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.

Caffyn, A., Jobbins, G., (2003). Governance capacity and stakeholder interaction in the development and management of coastal tourism: examples from Marocco and Tunisia. *Journal of Sustainable Tourism* 11,224-245.

Carrasco A.R., Ferreira Ó., Matias A., Freire P., (2012). Flood hazard assessment and management of fetch-limited coastal environments. *Ocean & Coastal Management*, 65: 15-25.

Charlier R.H., Chaineux M.C.P, Morcos S., (2005). Panorama of the history of coastal protection. *Journal of coastal research* 21 (1), 79-111

Clarck K.R., Ainsworth M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 92: 205-219.

Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18: 117-143.

Clarke K.R., Warwick R.M. (1994). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.

Clarke K.R., Gorley R.N., (2006). PRIMER v6 User Manual/Tutorial.

Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141: 350-352.

Coull B.C., (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Austr. J. Ecol.*, 24: 327-343.

Davenport, J., Davenport, J.L., 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments; a review. *Estuarine. Coastal and Shelf Science* 67, 280–292.

Davies J.L., (1972). Geographical variation in coastal development. Longmans, London.

Defeo O., McLachlan A., (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 1-20.

Defeo O., McLachlan A., Schoeman D.S., Schlacher T.A., Dugan J., Jones A., Lastra M. & Scapini F., (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.

De Jonge V.N., Bouwman L.A., (1977). A simple density separation technique for quantitative isolation of meiobenthos, using colloidal Ludox TM. *Mar. Biol.*, 42: 143-148.

De Ruych, A.M.C., Soares, A., McLachlan (1997). Social carrying capacity as a management tool for sandy beaches. *Journal of Coastal Research* 13, 822-830.

De Troch M., Steinarsdottir M., Chepurinov V., Olafsson E., (2005). Grazing on diatoms by harpacticoid copepods: species-specific density dependent uptake and microbial gardening. *Aquat. Microb. Ecol.*, 39: 135-144.

Dugan, J.E., Hubbard, D.M., McCrary, M.D., Pierson, M.O., 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine. Coastal and Shelf Science* 58S, 25–40.

Ehlers U., 1985. *Das Phylogenetische System der Plathelminthes*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 317 pp.

Ellis J. L., Norkko A., Trush S. F., (2000) Broad-scale disturbance of intertidal and shallow sublittoral soft-sediment habitats; effects on the benthic macrofauna. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7:57-54.

Engelhard, T.K., Withers, K., 1997. Biological effects of mechanical beach raking in the upper intertidal zone on Padre Island National Seashore, Texas. Technical Report TAMU-CC-9706-CCS. Padre Island National Seashore, Corpus Christi, TX. 41.

Faith D.P., Minchin P.R., Belbin L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegatatio*, 69: 57-68.

Fanini, L., Scapini, F., Khattabi, A., (2006). Sandhopper orientation integrates environmental information. Preliminary considerations on the case-study of Laou River mouth, Marocco. In: Scapini, F. (ed.), *MEDCORE Proceedings*. Firenze University Press, pp. 185-197.

Fanini, L., Martin Cantarino, C., Scapini, F., 2005. Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impacts of activities linked to tourism. *Oceanologia* 47, 93–112.

Faubel A., (1976). Populations dynamic und Lebenszyklen interstitieller Acolea und Macrostromida (Turbellaria). *Mikrofauna Meersboden* 56: 1- 107.

Gee J.M, (1989). An ecological and economic review of meiofauna as food for fish. *Zool. J. Linn. Soc.*, 96: 243-261.

Gerlach S.A., (1971). On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecologia (Berl)*, 6: 176-190.

Giere O., (2009) *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*. second ed. Springer Verlag; Berlin Heidelberg, Germany, 328 pp.

Hellwing-Armonies M., (1988). High abundance of plathelminthes in North Sea salt-marches creek. *Progr zool* 36:499-504.

Hicks, G.R.F e Coull, B.C. (1983). The ecology of marine meiobenthic Harpacticoid Copepods. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 21: 67-175.

Higgins R.P., Thiel H., (1988). *Intoduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Istitution Press, Washington, DC.

Huys, R. e Boxshall, G.A. (1991) - *Copepod evolution*. Ray Society, London. No. 159, 468 pp.

Kendall M.G. (1970). *Rank Correlation Methods* (IV ed). Griffin and Co. Ltd.

Kennedy A.D., Jacoby C.A., (1999). Biological indicators of marine environmental health: Meiofauna - A neglected benthic component? *Environmental Monitorin assessment*, 54: 47-68.

Liddle, M.J., Grieg-Smith, P., 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology* 12, 909–930.

Llewellyn, P.J., Shackley, S.E., 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife* 7, 147–155.

Marcotte B.M., 1983 - The imperative of copepod diversity: perception, cognition, competition and predation. In: Schram, F.R. (ed.), Crustacean phylogeny. Balkema, Rotterdam, 47-72 pp.

Marcotte B.M., (1984). Behaviourally defined ecological resources and speciation in *Tisbe* (Copepoda: Harpacticoida). J. Crust. Biol, 4: 404-416.

Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M.A., de Vries, M., Frost, M., Hawkins, S.J., MacPherson, E., Moschella, P.S., Satta, M.P., Thompson, R.C., Ceccherelli, V.U., 2005. Ecological impact of coastal defense structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modification of native habitats. Coastal Engineering 52: 1027-1051.

Mc Intyre, A.D., (1969). *Ecology of marine meiobenthos*. Biol. Rev. 44: 245-290.

McLachlan A., Erasmus T., (1983) Sandy beaches ecology - a review In 'sandy beaches as Ecosystems' ed. By. Junk, the Hague.

McLachlan A., (1990). Dissipative beaches and macrofauna on exposed intertidal sands. J Coast Res, 6: 57-71.

McLachlan A., Jaramilli E., Donn T.E., Wessels F., (1993). Sandy beaches macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. Journal of Coastal Research, 15: 27-38.

Meyers M.B., Fossing H., Powell E.N., (1987). Microdistribution of interstitial meiofaunal, oxygen and sulfide gradients, and the tubes of macro-infauna. Mar. Ecol. Prog. Ser., 35: 223-241.

Menn I. (2002). Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. Helgol Mar Res (2002) 56:177-189.

Metrious D., (2012). Relazione fra comunità macrobentoniche e morfodinamica nelle zone costiere dell'alto Adriatico.

Nordstrom, K.F., 2000. Beaches and Dunes on Developed Coasts. Cambridge University Press, UK, 338 pp.

Ott J., (1972). Determination of fauna boundaries of nematodes in an intertidal sand flat. *Int Rev gesamt Hydrobiology* 57: 645- 663.

Pascal P-Y, Dupuy C, Richard P, Rzenick- Orignac J, Niquil N (2008). Bacterivory of a mudflat nematode community under different environmental conditions. *Marine Biology* 154: 671- 682. [GHE](#)

Peterson Charles H., Darren H.M., Hickenson, and Gina Grissom Johnson, (2000). Short- Term Consequenses of Nourishment and Bulldozing on the dominant large Invertebrates of a Sandy Beach. *Journal of Coastal Research* 16 (2): 368- 378.

Peterson C.H., Bishop M.J., Johnson G.A., D'Anna L.M. & Manning L.M. (2006) *Exploiting beach filling as an unaffordable experiment: benthic intertidal impacts propagating upwards to shorebirds*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338: 205–221.

Physical variability of sandy beaches A.D. Short (Coastal Studies Unit Department of Geography, University of Sidney, NSW 2006, Australia) L.D. Wright (Department of Geological Oceanography), Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point Virginia, 20362, USA.

Poinar Jr., G.O., 1977. Observations on the kelp fly, *Coelopa vanduzeei* Cresson, in southern California. *Pan-Pacific Entomologist* 53, 81–86.

Watzin MC., (1985). Interactions among temporary and permanent meiofauna: observations on the feeding and behavior of selected taxa. *Bio Bull* 169: 397- 416.

Watzin MC., (1986). Larval settlement into marine soft sediment system: interactions with the meiofauna. *J Exp Mar Biol Ecol* 98: 65- 113.

Weslawski, J.N., Urban-Malinga, B., Kotwicki, L., Opalinski, K., Szymelfenig, M. and Dutkowski, M. (2000) Sandy coastlines: Are there conflict between recreation and natural values? *Oceanological Studies* 29 (2) 518

Reise K., (2002). Sediment mediate species interactions in coastal waters. *J Sea Res* 48: 127- 141.

Schlacher T.A., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Dugan J., Scapini F., McLachlan A., (2006). Neglected ecosystems bear the brunt of change. *Ethology, Ecology & Evolution*, 18: 349-351.

Schlacher T.A., Dugan J., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A., Defeo O., (2007). Sandy beaches at the brink. *Diversity & Distributions*, 13: 556-560.

Short A.D., Hesp P.A., (1982): Wave, beach and dune interactions in southeastern Australia, *Marine Geology Volume 48, Issues 3-4*, 259-284 pp.

Short A.D., Wright L.D. (1983) *Physical variability of sandy beaches*. In: McLachlan A., Erasmus T (ed) *Sandy beaches as ecosystem*. W. Junk, The Hague, pp 133-144.

Short A.D., (1996). The role of wave height, slope, tide range and embaymentisation in beach classification: a review. *Rev Chil Hist Nat*, 69: 589-604.

Short A.D., (Ed.), (1999). *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*. John Wiley, London, 379 pp.

Tenore K.R., Tietjen J.H., Lee J.J., (1977). Effect of meiofauna on incorporation of aged eelgrass, *Zostera marina*, detritus by the polychaete *Nephtys incisa*. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 34: 563-567.

Underwood A.J. (1997). *Experiments in ecology- Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Vol. Cambridge University Press.

Veloso, V.G., Silva, E.S., Caetano, C.H.S., Cardoso, R.S., 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation* 127, 510–515.