ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in Biologia Marina

Risposta delle comunità meio e macro bentoniche alla presenza di differenti tipologie di strutture di difesa costiera

Tesi di laurea in Disegni sperimentali e analisi dati

Relatore

Prof.ssa Marina Antonia Colangelo

Correlatore

Prof. Victor Ugo Ceccherelli

Presentata da

Caterina Burreddu

(II sessione)
Anno Accademico 2011/ 2012

INDICE

1. INTRODUZIONE.....5
1.1 Inquadramento e scopo del lavoro.....5
1.2 Caratteristiche ecologiche delle spiagge 6
1.3 Problema dell'erosione costiera 8
1.3.1 Opere di difesa nella costa dell' Emilia-Romagna.....10
1.4 Comunità bentoniche.....14
1.4.1 La meiofauna.....15
1.4.1.1 Nematodi.....16
1.4.1.2 Turbellari.....17
1.5 La Macrofauna 19
1.5.1 Polychaeta 19
1.5.2 Bivalvi 21
1.5.3 Crostacei.....22
2. MATERIALI E METODI 23
2.1 Caratterizzazione del sito 23
2.2 Disegno di campionamento 24
2.2.1 Metodi di campionamento.....25
2.2.2 Trattamento dei campioni in laboratorio.....26
2.3 Misure di granulometria e materia organica.....28
2.4 Analisi dati.....30
2.4.1 Analisi univariate 30
2.4.2 Analisi multivariate 31
3. RISULTATI 35
3.1 Analisi delle variabili ambientali.....35
3.1.1 Analisi multivariate delle variabili ambientali 41
3.2 Analisi delle comunità macrobentoniche 43

3.2.1 Risultati delle analisi multivariate sulle comunità macrobentoniche.....47
3.3 Analisi delle comunità meiobentoniche 49
3.3.1 Risultati delle analisi multivariate sulle comunità meiobentoniche.....52
3.4 Relazioni tra variabili abiotiche e biotiche.....54
4. DISCUSSIONI 58
5. BIBIOGRAFIA.....61

1. INTRODUZIONE

1.1 Inquadramento e scopo del lavoro

Il mio lavoro di tesi si inserisce all'interno del progetto THESEUS (*Innovative thecnologies for safer European coasts in a changing climate*) finanziato dalla Comunità Euorpea. Il principale scopo del progetto Theseus è quello di trovare delle tecnologie innovative per proteggere e preservare le coste.

Attraverso la valutazione del rischio si cercano di sviluppare degli strumenti probabilistici per la stima di scenari relativi al cambiamento climatico e per migliorare la conoscenza della vulnerabilità e resilienza degli habitat costieri e della loro capacità di difesa ai fini di attuare corretti piani di mitigazione. Tutto ciò finalizzato all'individuazione di un approccio integrato per la scelta di un piano di difesa della costa e di supporto alle direttive europee.

Il progetto, che coinvolge 8 siti di studio, prevede di analizzare la resistenza e la resilienza dei principali habitat prendendo in considerazione le previsioni di alluvioni (*flooding*) e dell'innalzamento del livello del mare (*sea level rise*) conseguenti ai vari scenari dei cambiamenti climatici globali (*global climate ch'ange*).

Il progetto è finanziato dall'Unione Europea con la partecipazione di 12 Paesi europei e altri che Paesi extra europei, quali Cina, Messico, Stati Uniti, Ucraina.

Il progetto prevede 8 siti di studio tra cui è presente anche la costa dell'Emilia Romagna.

Il mio lavoro si colloca in particolare all'interno del *Workpackage 3* il cui scopo è quello di determinare le interazioni tra le difese costiere e gli ecosistemi naturali . Viene quindi valutata la gestione dell'habitat naturale e parallelamente gli effetti ecologici che gli interventi di ingegneria costiera possono avere sugli habitat marini costieri.

Nel mio lavoro di tesi, mi sono occupata delle risposta dei popolamenti macro e meiobentonici nella zona intertidale sabbiosa alla presenza di differenti strutture di difesa costiera.

1.2 Caratteristiche ecologiche delle spiagge

Con il termine spiaggia intendiamo un accumulo di materiale sedimentario a diversa granulometria (da sabbie a ghiaie), dotato di un gradiente di inclinazione assai variabile e soggetto ad un bilancio sedimentario; quest'ultimo è direttamente regolato dall'interazione dei regimi energetici prevalenti (moto ondoso, maree, correnti..) (Longhitano).

La formazione di una spiaggia è dovuta alla combinazione di fenomeni di erosione e sedimentazione determinati dalle onde, dalle maree e dalle correnti marine costiere.

Le spiagge sabbiose esposte sono uno dei sistemi più dinamici presenti sulla terra.

Nel profilo tipico delle spiagge, è possibile individuare 3 zone principali (Fig.1.1):

- *Backshore* (spiaggia emersa): il tratto di spiaggia al di sopra del livello massimo dell'alta marea raggiunto dall'acqua soltanto in caso di tempeste o forti mareggiate
- *Foreshore* (zona intertidale): zona situata tra il livello medio di alta marea e il livello medio di bassa marea
- *Shoreface* (spiaggia sommersa): zona al di sotto del limite inferiore di bassa marea.

Molto importante poi è la zona dunale che costituisce un tipico elemento morfologico del sistema spiaggia- pianura costiera. Oltre ad essere un ambiente di grande interesse naturalistico, le dune delimitano e proteggono la zona retrostante interponendosi al mare.

La morfodinamica delle spiagge può influire considerevolmente sul biota e a sua volta le interazioni ecologiche esercitano un'influenza diretta ed indiretta sulla natura fisica dell'ecosistema (Short, 1999).

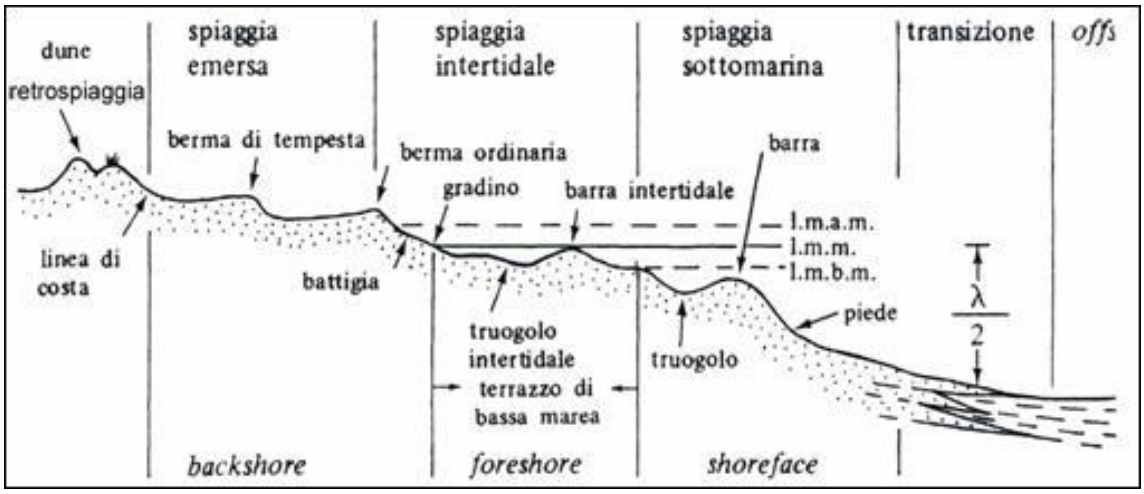


Figura 1.1: Profilo topografico di una spiaggia (Carotene e Bramati,1975)

Le spiagge possono essere divise in riflessive oppure dissipative.

Le spiagge di tipo dissipativo sono caratterizzate da tipologia di sabbia fine, leggera pendenza e una zona larga in cui frangono le onde dove quindi le onde dissipano la loro energia prima di incontrare la zona emersa. Le spiagge di tipo riflessivo invece, presentano sabbia più grossolana, una zona intertidale stretta con pendenza più ripida e le onde si frangono direttamente nella zona emersa perciò l'energia del moto ondoso viene riflessa verso il mare (Defeo et al., 2009; Harris et al., 2011).

In particolare il mio lavoro è stato realizzato nella zona intertidale che è quella compresa fra i livelli medi di alta e bassa marea, ed è pertanto periodicamente emersa e sommersa. Questa zona è molto dinamica ed è influenzata da 4 fattori: maree, onde, tipologia di sedimento e pendenza. La distribuzione del sedimento è determinata dalle correnti di marea.

1.3 Problema dell'erosione costiera

Gli ecosistemi costieri sono sempre più sottoposti a minacce sia naturali che antropiche. L'aumento della popolazione umana concentrata nelle zone costiere e l'espansione e lo sviluppo dell'urbanizzazione hanno intensificato le pressioni antropiche esercitate sugli ecosistemi costieri in tutto il mondo (Clark, 1996).

L'ambiente costiero è un sistema altamente dinamico dove i fenomeni di erosione e quindi di arretramento costiero, o di avanzamento della linea di costa sono controllati da numerosi fenomeni meteo climatici, geologici, biologici, antropici. C'è un andamento generale che vede prevalere processi erosivi durante le tempeste e processi di accumulo durante il resto dell'anno (Short, 1999).

La maggioranza delle spiagge sono già classificate come in erosione (Bird, 2000) e la risposta alla minaccia di erosione della spiaggia e del litorale hanno fatto affidamento a diverse tipologie di intervento. Sebbene il clima è da considerarsi come il principale motore degli agenti modificatori ci sono anche altri fattori importanti nel determinare l'erosione costiera:

- Subsidenza naturale o antropica indotta da estrazioni di fluidi nel sottosuolo
- Ruolo di difesa delle piane costiere da parte del sistema dunale
- Mancato apporto di sedimenti da parte dei fiumi verso costa
- Presenza di opere portuali e di difesa e varie infrastrutture urbanistiche costiere.

Per ovviare o contenere il problema dell'erosione delle spiagge sabbiose vengono utilizzati diversi interventi. Questi possono essere suddivisi in interventi che comportano l'irrigidimento del litorale mediante l'aggiunta di strutture rigide come dighe, pennelli o frangiflutti, e inteventi definiti "soft" che prevedono il ripristino delle spiagge mediante ripascimento o il *bulldozing* per ristabilire le dune muovendo il sedimento dalla zona intertidale verso la zona più alta della spiaggia (Peterson et al., 2000).

Per secoli l'intervento predominante è stato quello dell'utilizzo di barriere artificiali (Nordstrom, 2000; Charlier et all, 2005); di conseguenza c'è un interesse sempre

maggiore nel cercare di valutare i cambiamenti che la presenza di strutture rigide di difesa possono comportare negli habitat di sedimento circostante.
Come accennato sopra, è' possibile individuare differenti tipologie di strutture rigide di difesa costiera:

- Pennelli trasversali
- Scogliere parallele a costa emerse o semisommerse
- Scogliere radenti
- Barriere filtranti

In generale gli interventi di difesa che utilizzano strutture rigide, mirano a ridurre l'energia delle correnti litoranee e del moto ondoso, favorendo così localmente la deposizione dei sedimenti e quindi limitando l'arretramento della linea di costa o addirittura favorendone l'avanzamento (ARPA, 2007).
La scelta delle opere più idonee da realizzare è anche da integrare opportunamente con i naturali processi evolutivi del litorale (clima, variabilità del livello del mare, movimenti isostatici, subsidenza) e devono perciò limitare al minimo il degrado dell'ambiente costiero.
Va tenuto presente inoltre che la realizzazione delle opere in mare costituisce un ostacolo al libero propagarsi delle correnti e delle onde pertanto interagisce con esse dando origine a effetti di vario tipo che si ripercuotono anche a grandi distanze.
Malgrado ciò la scelta di usare strutture rigide di difesa costiera e il più diffuso nelle coste urbanizzate (Griggs, 1998; Nordstrom, 2000).

1.3.1 Opere di difesa nella costa dell' Emilia-Romagna

La costa dell'Emilia- Romagna si estende per 130 km e riveste una funzione strategica sotto un punto di vista sociale, economico e ambientale. Tuttavia è una costa fortemente soggetta a fenomeni di erosione costiera sia per cause naturali che di origine antropica La costa emiliano – romagnola si è affermata come regione turistica di notevole importanza. A causa dell'erosione è una delle regioni in cui per la difesa della costa si è utilizzato l'approccio di messa in loco di strutture rigide di difesa costiera (Tab. 1.1; Fig. 1.2).

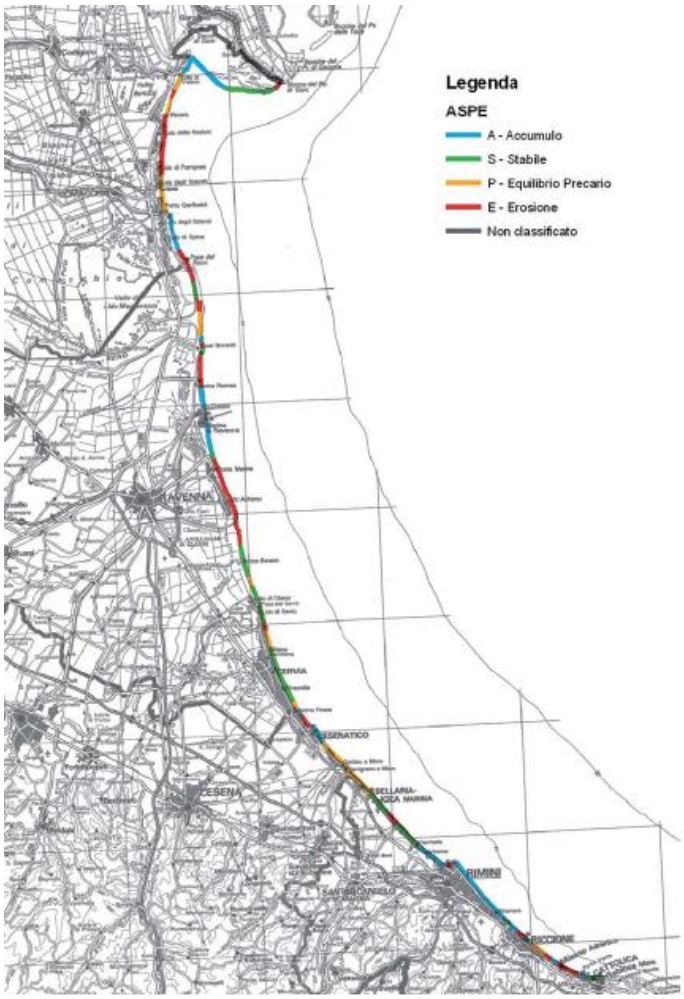


Figura 1.2: Stato del litorale emiliano-romagnolo in base all'indice ASPE (2006)

La difesa delle spiagge dal fenomeno dell'erosione marina in Emilia-Romagna ha subito una modificazione sostanziale nei primi anni '80 a seguito dell'approvazione del nuovo piano di gestione della costa (ARPA 2007).

C'è da tenere presente che le conseguenze nella costruzione di strutture di difesa costiera influiscono fortemente sulla risposta dell'habitat; perciò è importante conoscerne la tipologia in modo da poter poi valutare i probabili cambiamenti indotti dalla presenza di tali strutture (Martin et al., 2005).

Tabella 1.1: Interventi di difesa dall'erosione con opere rigide realizzate tra il 2000 e il 2006 (ARPA, 2009)

Località	Tipologia	Caratteristiche	Anno
Porto verde	Scogliera sommersa	Costruzione di una spiaggetta tipo "pocket beach	
Igea Marina	scogliera semisommersa	Ottenuta ribassando 6 scogliere parallele emerse	2003
Savignano	scogliera semisommersa	Ottenuta ribassando la cresta di una scogliera parallela emersa	2001
Valverde di Cesenatico	Scogliere parallele emerse e pennelli	Modificato l'assetto di 3 scolgiere, salpati 10 pennelli e costruiti 3 nuovi	2004
Cesenatico Ponente	Scogliera semisommersa	La realizzazione dell'opera è stata accompagnata dal salpamento di un grosso pennello in massi	2001
Milano Marittima nord	Pennello e barriera in sacchi	Prolungamento del pennello a lato della foce del Canale di Via Cupa e costruzione di una seconda barriera in sacchi	2000
Milano Marittima nord	2 pennelli filtranti	Pennelli in pali di legno con diametro di 30 cm e interasse di 20	2005
Foce Bevano	Protezione con pali della nuova foce	La foce è stata spostata verso sud di 500 m e protetta sul lato nord con una palizzata in pali di castagno	2006
Lido di Dante	Barriere semisommerse	Ricarica barriera e rialzo dei pennelli laterali	2005
Lido Adriano sud	Scogliere parallele emerse	Realizzate due nuove scogliere in aggiunta alle 17 preesistenti	2005
Punta Marina	Scogliera semisommersa	Realizzati ex novo scogliera longitudinale, 5 setti di chiusa trasversali e il pennello del "Ruvido"	2000-2006
Foce Lamone-Casal Borsetti	2 pennelli	Prolungati due pennelli in roccia preesistenti la nuova testata è stata realizzata a T	2002
Poligono militare di Foce Reno	Didesa radente	Ripristino dell'opera nei tratti collassati	2004-2006
Pineta di Volano	Pennelli in pali	15 pennelli in pali di legno Demerara accostati	2003
Foce Po di Goro	pennelli in massi	Un pennello sul lato sinistro della foce e un secondo più piccolo 300 m più a sud	2002

Sono stati fatti degli studi (Lamberti e Tommasicchio, 1981; IDROISER 1996) con lo scopo di capire l'efficacia delle diverse tipologie di strutture al fine di utilizzare la protezione migliore.

Ne è risultato che:

- Le barriere emerse (Fig. 1.3) proteggono in modo efficace la zona di litorale antistante ad esse ma resta lo svantaggio che il fenomeno dell'erosione si sposta nelle zone limitrofe poiché annullano il flusso solido litorale. Questo intervento che inizialmente era quello privilegiato è stato sostituito dalle barriere sommerse o semisommerse.
- I pennelli (strutture perpendicolari alla linea di costa) sono un tipo di intervento molto estremo e non risolve il problema dell'erosione su lunghe scale temporali. Ciò a causa del fatto che vengono posti trasversalmente alla corrente principale e quindi causano l'arresto del materiale permettendo però solo il deposito sottocorrente e non sopracorrente inducendo così l'erosione.

Figura 1.3: Esempio di strutture di difesa rigida

Gli effetti quindi di tali strutture devono essere sempre minimizzati, il numero deve essere ridotto al minimo necessario per proteggere la costa evitando così effetti su larga scala di perdita di habitat, frammentazione e cambiamenti nelle comunità che ci vivono (Martin et al., 2005).

Le barriere sommerse presentano dei vantaggi rispetto a quelle emerse in quanto garantiscono una migliore qualità delle acque e dei sedimenti del fondo oltre ad avere un minore impatto a livello visivo; tra gli svantaggi c'è un maggior costo di manutenzione ed un minor grado di protezione (ARPA 2007). Risulta, comunque, importante valutare come l'utilizzo congiunto di diverse tipologie di strutture possa cambiare l'impatto della loro presenza sull'habitat sedimentario circostante (Bertasi et al., 2007):

Al fine di valutare l'impatto che la presenza di strutture rigide, le comunità bentoniche dell'habitat dei sedimenti molli circostanti si sono rivelate fra le più idonee (Martin et al., 2005).

1.4 Comunità bentoniche

Fanno parte delle comunità bentoniche tutte le specie animali e vegetali che vivono nel fondale marino, sia sulla superficie che all'interno della stessa (Martin et al, 2005).

Si possono individuare diverse comunità bentoniche, in relazione alla dimensione degli organismi che le compongono:

- Macrobenthos che comprende organismi la cui taglia è maggiore di 500 μm
- Meiobenthos che comprende organismi la cui taglia è compresa tra 500 e 63 μm
- Microbenthos che comprende organismi al di sotto dei 63 μm.

La composizione e l'abbondanza egli organismi bentonici che vivono nella zona intertidale sono determinate da fattori fisici come granulometria del sedimento, ampiezza di marea, esposizione al moto ondoso. La ricchezza in specie decresce con granulometria più grossolana e all'aumentare del range di marea; al contrario tende ad aumentare con caratteristiche inverse (Defeo et al., 2009).

Di seguito vengono riportate le caratteristiche biologiche dei due popolamenti generalmente più utilizzati negli studi di impatto ambientale: meiobenthos e macrobenthos. La meiofauna e la macrofauna differiscono non solo per le dimensioni ma anche per il differente ruolo biologico ed ecologico che svolgono (Peterson et al, 2006).

1.4.1 La meiofauna

Il termine meiobenthos fu coniato nel 1942 da Molly per definire un gruppo di organismi bentonici che possono essere distinti dal macrobenthos per la loro taglia più piccola.

La loro taglia va dai 500 µm fino a 45 µm; anche se recentemente il limite minimo è stato posto a 31 µm Gli organismi appartenenti al meiobenthos si trovano frequentemente in sedimenti di fondo molle ma anche come epifitisulle macroalghe e sedimenti di fondo duro.

La Meiofauna riesce in qualche modo a tamponare gli estremi fisici delle spiagge, in quanto gli organismi tendono a vivere sotto la superficie dei sedimenti durante l'intero ciclo di marea, così come durante tutta la loro vita (Reise, 2002).

Per quanto riguarda gli habitats della meiofauna, la granulometria è un fattore chiave in quanto determina le condizioni spaziali e strutturali e determina indirettamente l'ambiente fisico e chimico del sedimento; le particelle del sedimento hanno inoltre un'importanza determinante per la vita del meiobenthos.

I principali taxa sono: nematodi, turbellari, nemertini, copepodi, ciliophori, , ostracodi.

Nei paragrafi sottostanti vengono evidenziate le caratteristiche biologiche dei due taxa che sono risultati dominanti nel mio lavoro di tesi.

1.4.1.1 Nematodi

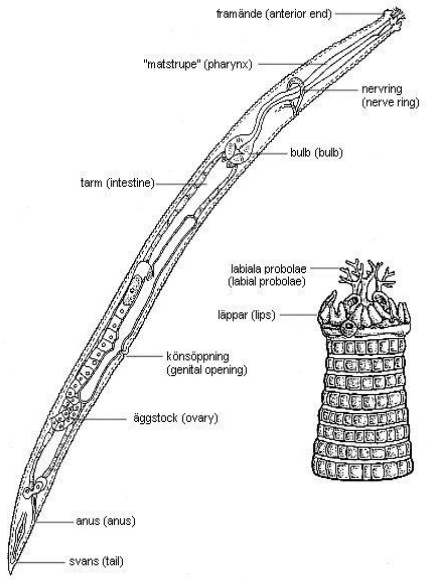


Figura1.4: Sezione di un Nematode

Sono il phylum più rappresentativo della meiofauna (Fig. 1.4); essi dominano sia in abbondanza che in biomassa. Si possono trovare in tutti i substrati, sedimenti, zone climatiche e profondità (Giere, 2009).

La loro taglia va dai 0.5 ai 3 mm di lunghezza; in generale le loro lunghezze sono 20-40 volte la loro grandezza.

Le caratteristiche generali della loro struttura è pre-adattata per vivere negli interstizi di sedimenti sabbiosi e nei sedimenti fangosi; nel meiobenthos rappresentano l'80- 90% degli individui e il 50- 90% della biomassa; la maggioranza vive in habitats marini (Eyualem- Abebe et al., 2008).

Essendo un phylum, presentano una elevata ricchezza di specie e possono appartenere a diversi gruppi trofici. Le secrezioni di muco che lasciano attraverso il movimento stimolano e/ o modificano la crescita batterica, secondo l'ipotesi del "gardening hypothesis" (Riemann and Schrage 1978; Jensen 1996; Moens et al. 2005;: Traunspurger et al., 1997). Tali secrezioni sembra inoltre abbiano effetti enzimatici sui polisaccaridi refrattari quali cellulosa (Riemann and Helmke, 2002).

La loro abbondanza e biomassa è in gran parte correlata con l'approvvigionamento alimentare e spesso con la densità batterica. Tuttavia, studi trofici in fanghi di marea hanno rilevato che i nematodi preferiscono le microalghe ai batteri come fonte alimentare (Pascal et al., 2008).

L'alimentazione è costituita da detrito e microrganismi. Molte specie sono predatori e le loro prede sono rappresentate prevalentemente da turbellari e policheti

La riproduzione è dioica; l'apparato riproduttore, sia maschile che femminile, è a "frusta" cioè formato da lunghi tubuli avvolti su se stessi. Con l'accoppiamento gli spermatozoi risalgono l'utero e fecondano le uova negli ovidotti; le specie possono essere ovipare ed ovovivipare e non si ha stadio larvale. Alla schiusa le uova danno origine a un'individui di forma adulta.

1.4.1.2 Turbellari

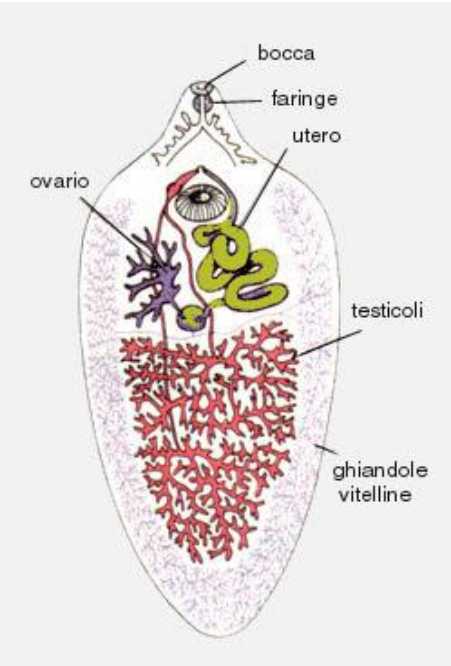


Figura 1.5: Rappresentazione di un Turbellare

I turbellari (Fig. 1.5) sono stati riconosciuti come una taxa parafiletico nei platelminti a vita libera (**Ehlers, 1985**). Il maggior numero di specie si riscontra nelle sabbie fini e *tidal flats*. Tuttavia in ambienti particolarmente sfavorevoli, come spiagge esposte e fanghi subossici gli organismi appartenenti ai turbellari diminuisce pur rimanendo relativamente elevato (Reise, 1988).

Nei *tidal flat*, Reise (1988) ha constatato che quasi il 65% di tutte le specie (in particolare quelle più grandi) erano predatori di altri organismi di meiofauna ad esempio i nematodi (Ott, 1972). In particolare negli habitat sabbiosi i turbellari possono esercitare una forte pressione predatoria sulla macrofauna di piccola taglia (Watzin, 1985, 1986).

L'esposizione alle correnti e al moto ondoso, nonché la generale instabilità non sembrano influenzare negativamente il loro insediamento (Fegley, 1987; Hellwig-Armonie, 1988) il che spiegherebbe la loro comparsa frequente.

La salinità sembra essere uno dei fattori subordinanti per la maggior parte dei turbellari, quasi tutte le specie tollerano bene le condizioni salmastre.

L'abbondanza massima di solito è in primavera e in autunno, in estate e inverno sono apparentemente meno numerosi, anche se per quelli che abitano nelle rive sopralitorali e le saline i picchi di popolazione sono stati registrati durante la stagione fredda (Faubel, 1976).

Si nutrono di detrito, diatomee e sono animali predatori, specialmente di nauplii e arpacticoidi.

Sono animali ermafroditi, la trasmissione degli spermi avviene tramite copulazione e lo sviluppo diretto è quello predominante.

1.5 La Macrofauna

Comprende tutti quegli organismi di dimensioni maggiori di 500 μm. I popolamenti macrobentonici di fondo molle sono particolarmente importanti per
la loro capacità di rispondere a variazioni ambientali sia di origine naturale che antropica. La struttura delle comunità macrobentoniche è infatti strettamente dipendente da una serie di fattori biotici ed abiotici caratterizzati da una notevole variabilità sia spaziale che temporale, quali l'idrodinamismo, la granulometria del substrato, la concentrazione di sostanza organica, la presenza di sostanze inquinanti e, non da ultime, le caratteristiche biologiche delle specie.
La macrofauna bentonica delle spiagge sabbiose esposte al moto ondoso è prevalentemente rappresentata da crostacei, molluschi e policheti (McIntyre, 1977).

1.5.1 Polychaeta

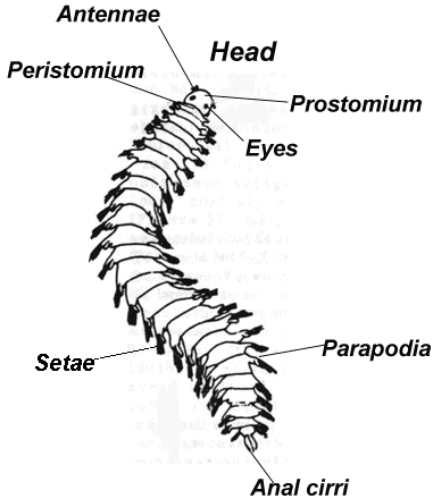


Figura1.6: Polychaete

Fanno parte del phylum degli Anellida, le loro dimensioni variano in genere da pochi millimetri a 20 cm e più. In Fig. 1.6 è riportata la descrizione morfologica.

La loro distribuzione è molto vasta e la maggior parte dei policheti è bentonica anche se possono presentare stadi larvali planctonici oppure migrano verso la superficie per liberare i prodotti sessuali.

Possono nuotare scivolando per mezzo delle ciglia oppure molti policheti erranti si muovono attraverso un tipico movimento serpentiforme. Possono essere fossori scavando nel fango o nella sabbia per mezzo di contrazioni peristaltiche e spingendo la terra con la faringe, oppure ci sono organismi che sono sedentari e si nutrono per mezzo di tentacoli che utilizzano per raccogliere il detrito. Ci sono anche organismi cosidetti tubicoli che vivono in tubi costruiti da loro; ci sono anche specie detritivore ed anche predatori.

La durata del loro ciclo vitale si aggira intorno ad un anno e quasi tutte le specie hanno sessi separati.

La riproduzione può essere sia asessuata che sessuata con liberazione di uova e spermi nell'acqua. La loro alimentazione consiste di piccoli organismi, detrito e alghe; la maggior parte dei policheti erranti sono predatori ed onnivori.

1.5.2 Bivalvi

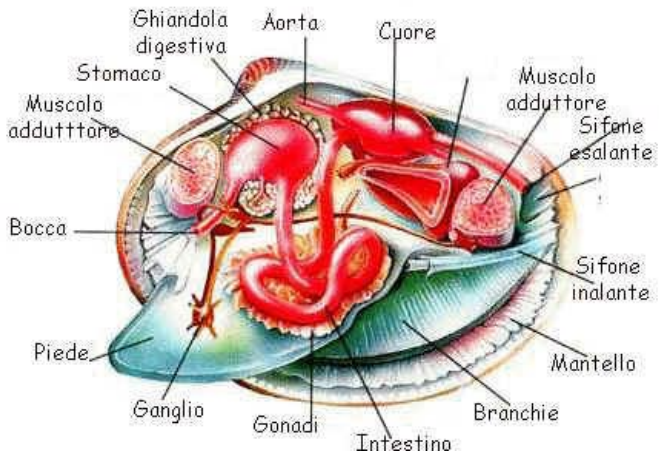


Figura 1.7: Mollusco bivalve

Fanno parte del phylum dei molluschi le loro dimensioni variano da 0,5 a 50 mm; presentano corpo molle e una conchiglia robusta.

La maggior parte di questi animali si infossa sul substrato servendosi del piede che spesso può essere proteso in avanti; alcuni si muovono flettendo il piede, altri aprono e chiudono le valve nuotando con un movimento ondulatorio (Riedl, 1991).

Troviamo prevalentemente forme marine, con principalmente forme bentoniche; tuttavia le larve possono condurre vita pelagica per un periodo di tempo variabile.

Vivono in media molti anni; la loro crescita si rileva dalle strie di accresciemento. La loro riproduzione avviene attrverso la liberazione di uova e spermi in acqua con un numero di larve enorme dove però gran parte muore durante lo stadio di vita pelagica.

Sono prevalentemente organismi filtratori.

Presentano sviluppo indiretto con larve che passano un periodo di vita pelagico.

1.5.3 Crostacei

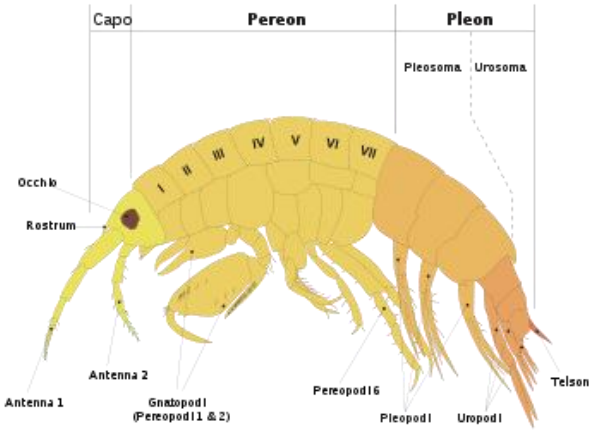


Figura 1.8: Crostaceo

Appartengono al phylum degli Artropodi le loro dimensioni variano tra 0,5 e 3 cm; Hanno una durata di vita media molto bassa (pochi anni); presentano sessi separari con i maschi caratterizzati dalle seconde antenne che hanno dimensioni paticolarmente grosse.

Sono organismi che vivono tra i granelli di sabbia e presentano quindi dimensioni molto piccoleLa trasmissione degli spermi avviene tramite la copula ma esistono anche popolazioni partenogeniche. Le uova situate inizialmente in un marsupio vengono deposte in solidi gusci tanto da poter soppravivere anche senza acqua, quando si schiudono ne escono fuori delle larve che alla successiva trasformazione diventano già dei piccoli simili all'adulto.Il numero dei piccoli è molto alto con crescita veloce che avviene tramite le mute. Si nutrono di detrito organico e protozoi.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Caratterizzazione del sito

Il sito preso in esame nel presente studio è quello di Cesenatico.. (Fig 2.1)

Figura 2.1: Area costiera di Cesenatico

Sito fortemente soggetto all'erosione è caratterizzato dalla presenza di strutture rigide artificiali Cesenatico ha una notevole importanza dal punto di vista turistico e presenta quindi una notevole urbanizzazione. Nel sito di Cesentico è stata indagata la zona sud, protetta da barriere rigide, parallele a costa, del tipo emerso.

Il tratto a nord soggetto a forte erosione e a partire dagli anni 70, è stato protetto attraverso strutture di difesa costiera; inizialmente furono costruiti tre pennelli per poi collocare dei tubi longard lungo la costa ma furono danneggiati dal mare e quindi rimossi dopo pochi anni. Nel 1983 furono fatti ripascimenti e costruite le barriere, di 800 m di lunghezza, 12 m di larghezza, 250 m di distanza dalla battigia.

Durante il periodo invernale inoltre si innalzano delle dune artificiali prelevando il sedimento dalla zona intertidale mediante ruspe.

2.2 Disegno di campionamento

Per valutare la risposta delle comunità bentoniche alla presenza delle strutture di difesa costiera è stato fatto il disegno di campionamento riportato in figura 2.2. E' stata considerata solo la parte più centrale della zona di Cesenatico Sud, al fine di evitare le aree più vicine al porto canale che avrebbero potuto avere caratteristiche diverse. L'area presa in considerazione di circa 800m è stata suddivisa in corridoio di circa 50 m, fra queste sono stati scelti in maniera casuale 6 transetti perpendicolari alla linea di costa. In ciascun transetto sono stati individuati tre punti coincidenti con tre livelli di marea: alta (H), media (M) e bassa (L). Per ciascun livello di marea sono state prese due repliche A e B per ciascuna variabile considerata.

Per ciascuna variabile considerata, sono stati, quindi prelevati 36 campioni. Nel presente lavoro mi sono occupata di analizzare tutte le variabili ottenute da tale campionamento.

Poiché lo scopo della tesi era quello di valutare se diverse tipologie di barriera avesse un effetto diverso sull'ambiente sedimentario, ho confrontato i risultati di questo campionamento, con quelli ottenuti da altri campioni effettuati nella zona di Cesenatico nord, caratterizzata dalla presenza di barriere semisommerse, con un impatto prevedibilmente diverso.

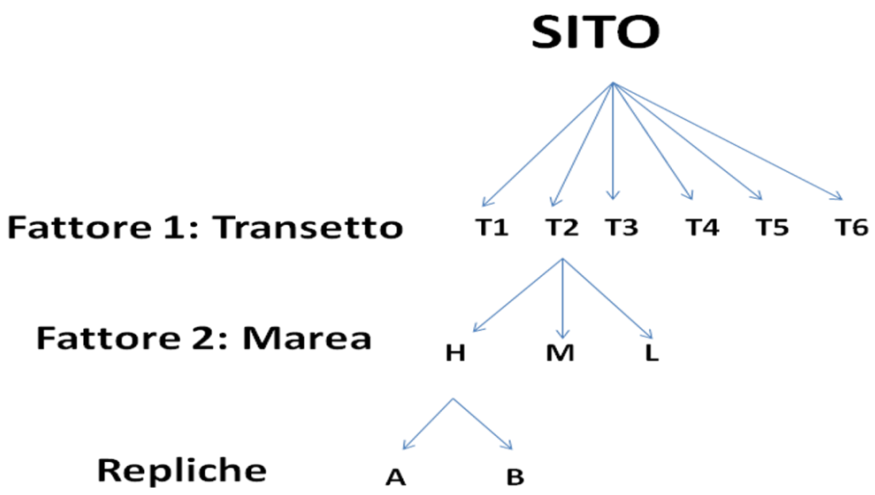


Figura 2.2: Disegno di campionamento

2.2.1 Metodi di campionamento

I campioni sono stati prelevati in un unico giorno, precisamente nel giorno 09/05/2012. Il campionamento è stato fatto lungo la fascia intertidale impiegando all'incirca 5 ore per effettuare tutto il lavoro.

Raggiunto il sito venivano individuati i transetti attraverso procedura random e successivamente contrassegnati, ciascuno, mediante un picchetto (Fig. 2.3).

Per ogni transetto e per ogni livello di marea è stata registrata la posizione mediante l'uso di un GPS da campo, l'orario di prelievo dei campioni, l'altezza della marea (usando il programma WXTide) e la presenza/ assenza del RPD (*redox potenzial discontinuità layer*), utilizzando un cilindro graduato e annotando qualora fosse stato presente a quanti centimetri di profondità era stato rilevato.

I campioni di macrofauna bentonica sono stati prelevati utilizzando una carota in PVC del diametro di 10 cm, tale operazione per ogni campione è stata effettuata 4 volte inserendo la carota all'interno del sedimento a una profondità di 10 cm. Ciascuna replica, quindi risultava dall'unione del contenuto di sedimento di 4 carote per un'area campionaria di 314 cm^2. Successivamente il campione veniva subito setacciato in campo con un filtro di 500 μm e poi riposto nel suo barattolo contrassegnato con l'etichetta del campione e fissato con formalina al 10%.

Figura 2.3: Fase di campionamento

I campioni di meiobenthos, materia organica e granulometria sono stati prelevati utilizzando carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità sempre inserendo la carota all'interno del sedimento; successivamente poi i campioni venivano riposti in appositi barattolini contrassegnati con l'etichetta del campione. Anche la meiofauna stata fissata con formalina al 4%

2.2.2 Trattamento dei campioni in laboratorio

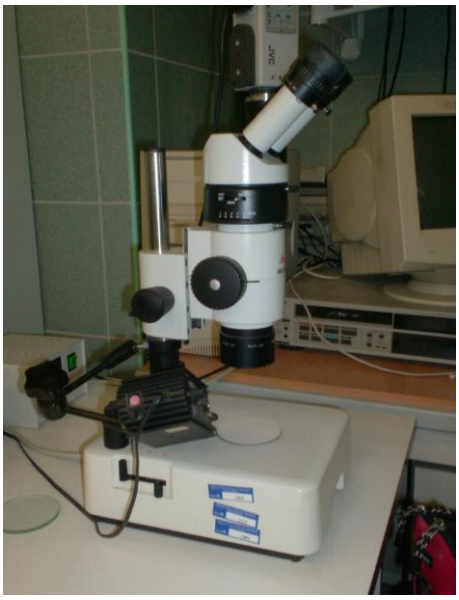
In laboratorio i campioni sono stati trattati secondo i protocolli standard in funzione della variabile considerata. .

La macrofauna è stata setacciata attraverso l'uso di 2 setacci di maglie differenti (1000 e 500 μm) impilati in serie decrescente; una volta setacciato, il campione veniva messo in due differenti beker suddivisi per la taglia e sono stati poi colorati con il rosa bengala.

Dopo aver lasciato i campioni a colorare per 24 ore sono stati osservati con lo stereo microscopio per il riconoscimento delle specie presenti (Fig. 2.4).

Dopo aver estratto gli organismi macrobentonici, il restante sedimento è stato suddiviso attraverso setacciamento nelle frazioni 5000, 2000 e 1000 μm e mettendolo poi in forno a 80 gradi per 24 ore, al fine di determinare il peso secco del capulerio (*dead shell debris*).

(a)



(b)

Figura 2.4: Fase di sorting dei campioni di macrofauna, e di meiofauna mediante stereomicroscopio

In laboratorio, i campioni di meiofauna sono stati colorati anch'essi con il rosa bengala, successivamente è stata eliminata la formalina dal campione per poi essere setacciato attraverso due filtri di 1 mm e 0.045 mm di maglia. Per estrarre gli organismi dal sedimento, la frazione rimasta sul setaccio a maglia più piccola è stata sottoposta al metodo della elutriazione , successivamente modificato da McIntyre (1993). Il metodo consiste nel mettere il campione in una beuta da 2 l che viene riempita d'acqua fino a 500 ml e si agita poi il campione con dei movimenti rotatori. Per ogni campione vengono fatte 5 elutriazioni della durata di qualche secondo e ogni elutriata veniva versata in un filtro da 45 micron per raccogliere gli organismi in sospensione nell'elutriato; una volta finita l'elutriazione il contenuto del setaccio veniva messo in un becker per poter poi essere osservato allo stereo microscopio (Fig. 2.4) per il riconoscimento e il conteggio degli organismi effettuato a livello di taxa maggiori.

2.3 Misure di granulometria e materia organica

Per l'analisi del contenuto in materia organica, in laboratorio i campioni, precedentemente congelati e poi scongelati, sono stati messi a seccare in forno a 80 °C per 24 ore. Sono stati poi pesati ottenendo così il peso secco totale (DW, *Dry* Weight). I campioni sono stati successivamente inceneriti in una muffola a 500 °C per un ciclo di 8 ore per poi essere nuovamente pesati in modo da ottenere il peso delle ceneri (AW, *Ash Weight*).

Per ottenere il contenuto di materia organica (TOM) è stata fatta una misura percentuale del peso secco per incenerimento utilizzando la seguente formula:

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

L'analisi della granulometria è stata effettuata secondo protocollo; prima è stata messa a seccare in forno a 80 °C per 24 ore.

Una volta seccata è stata fatta la setacciatura attraverso una pila di setacci:

- 2000 μm
- 1000 μm
- 500 μm
- 250 μm
- 125 μm
- 63 μm

La setacciatura a secco si esegue semplicemente impilando i setacci in ordine decrescente e posizionandoli sopra un agitatore automatico per la durata di 10 minuti.

Una volta finita la setacciatura tutte le frazioni ottenute sono state messe ciascuna in un contenitore (precedentemente tarato) con la frazione corrispondente e sono state poi pesate.

Per ogni campione sono stati poi calcolati:

- La mediana (misurata in mm) che indica il valore di taglia dei granuli corrispondente al 50% cumulativo dei dati ed individuata calcolando il 50 esimo percentile;
- La classazione calcolata utilizzando la formula sotto riportata:

$$\frac{\phi_{84} + \phi_{16}}{2}$$

dove Φ indica il valore percentile nella distribuzione.

Infine è stato calcolato l'indice di dinamismo della spiaggia (*Beach Dynamic Index*) o BDI, che indica quanto il profilo di una spiaggia è modificato dall'idrodinamismo in funzione della granulometria:

$$\text{BDI}=\frac{1}{slope}\cdot\frac{a}{M_z}$$

dove *slope* è uguale al rapporto fra il livello di marea e la lunghezza della zona intertidale;

a = costante di Stokes (1.03125);

Mz = dimensione in millimetri della mediana granulometrica;

a/Mz = misura dell'idrodinamismo.

2.4 Analisi dati

L'elaborazione dei dati è stata fatta mediante l'uso di tecniche di analisi univariate e multivariate sia sui dati biotici che su quelli abiotici (variabili ambientali).
Il disegno sperimentale consisteva del fattore Sito, in funzione della tipologia di barriera, fisso con due livelli (Barriere semisommerse presenti a Cesenatico Nord: CSN; Barriere emerse presenti a Cesenatico Sud: CSS); fattore Marea, fisso e ortogonale, con tre livelli (Alta:H; Media:M; Bassa:L), transetti, random e nested nel fattore Sito.

2.4.1 Analisi univariate

L'abbondanza totale degli individui, il numero di taxa e le statistiche dei dati abiotici sono stati analizzati tramite l'analisi della varianza (ANOVA) effettuata sulla base del disegno sperimentale di campionamento precedentemente descritto.
Prima di effettuare le analisi è stata testata l'omogeneità della varianza attraverso il test di Cochran e apportate le opportune trasformazioni in caso in cui il test risultasse significativo. Qualora anche dopo trasformazione il test di Cochran evidenziava eteroscedicità delle varianze, l'ANOVA è stata condotta sui dati non trasformati, stando attenti all'interpretazione dei risultati qualora i fattori indagati fossero risultati significativi. I confronti a posteriori sono stati effettuati mediante l'SNK test (*Student-Newman- Test*) (Underwood, 1997). La stessa analisi è stat condotta anche sui dati delle variabili ambientali
Le analisi ANOVA sono state condotte anche sull'indice di diversità di Shannon-Wiener. Questo tipo di analisi sono state fatte con l'utilizzo del programma GMAV.

2.4.2 Analisi multivariate

Per l'analisi della struttura delle comunità sono state utilizzate tecniche di analisi multivariate che prendono quindi in considerazione più variabili contemporaneamente. Esse consistono nel confrontare i vari campioni per evidenziare le somiglianze reciproche di struttura e composizione analizzando i raggruppamenti che vengono così a formarsi.

Si parte dalla matrice grezza dei dati per poi andare a calcolare la similarità tra i campioni attraverso l'uso degli indici opportuni e ottenendo così una matrice di dati di similarità triangolare e simmetrica dove sono riportati tutti i valori di similarità ottenuti tra i campioni che sono confrontati a coppie.

L'indice usato per il calcolo di similarità è quello di Bray- Curtis (Faith et al. 1987):

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

Dove yjj indica il numero di individui della specie i- esima nel campione j e yik il numero degli individui della specie i- esima nel campione k.

La scelta di utilizzare questo indice è data dal fatto che fornisce risultati affidabili nello studio delle comunità bentoniche.

Per diminuire la dominanza di poche specie e dare rappresentatività anche alle specie meno abbondanti le analisi sono state fatte dopo trasformazione dei dati mediante radice quadrata.

La rappresentazione grafica dei risultati di similarità è stata fatta attraverso la tecnica di ordinamento dell'MDS (*multi dimensional scaling*) non metrico che consiste

nell'adattare su un piano bidimensionale e/o tridimensionale la similarità tra i campioni.

Per configurare con maggiore successo la relazione tra i campioni nell'MDS la matrice triangolare viene trasformata in una matrice di similarità per ranghi (Clarke, 1993).

La stima della distorsione ottenuta introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le n-1 dimensioni richieste per n campioni viene indicata dal valore di stress, immaginato come lo scarto tra la distanza reale fra due punti campione nella matrice e quella risultante sul piano.

Tale valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell'MDS (Tab. 2.1)in quanto se lo stress ha un valore accettabile si può considerare valido un ordinamento dei punti nelle due dimensioni assegnate, dove i punti campione che presentano maggiore affinità per composizione e abbondanza di specie risultano più vicini tra loro e viceversa.

Tabella 2.1: Limiti di interpretabilità dei valori di stress degli MDS (Clarke, 1993)

STRESS	INTERPRETABILITÁ
0.00 – 0.05	Rappresentazione eccellente
0.05 – 0.10	Buon ordinamento, senza falze deduzioni
0.10 – 0.20	Possibile compiere errori di interpretazione soprattutto nei dettagli
➢ 0.20	Non utilizzabile, possibili errori di interpretazione

Per valutare la similarità tra i campioni delle variabili abiotiche analizzate è stata utilizzata la tecnica di ordinamento della PCA (*Principal component Analysis*) tecnica multivariata delle componenti principali, utilizzando come indice quello di distanza Euclidea:

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

dove J, k sono gli indici contatori dei campioni e i = 1.., p sono le variabili utilizzate nell'analisi.

Tale tecnica consiste nell'ordinare i punti campione lungo degli assi (uno per ogni variabile)

La rappresentazione dei punti campione è valutata mediante la varianza spiegata dai primi due assi.

Le differenze delle strutture di comunità fra i fattori tenuti sotto controllo sono state testate attraverso il test non parametrico di permutazioni PERMANOVA (Anderson and Robinson, 2001). Per tutti i test statistici è stato utilizzato un livello di significatività di 0.05.

Nell'ultima fase delle analisi si è cercato di spiegare i *patterns* delle comunità mettendo in relazione la matrice biotica con quella delle variabili ambientali derivanti dallo stesso set di campioni. Per indagare quindi tali correlazioni tra le variabili ambientali e i dati biotici abbiamo usato l'analisi denominata BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994), con lo scopo di valutare le variabili ambientali a livello crescente di complessità; ovvero k variabili alla volta (k= 1, 2 ….,v). Il procedimento consiste nel determinare la migliore combinazione delle variabili ambientali che spiegano il *pattern* di similarità dei dati biotici. Si parte dalla matrice di similarità dei dati delle comunità che viene confrontata con la matrice di similarità delle combinazioni delle variabili ambientali. Per poter paragonare le due matrici bisogna convertire in matrici di ranghi e successivamente confrontare un appropriato coefficiente di correlazione (per ranghi). Viene quindi definito un coefficiente di accoppiamento tra gli elementi delle rispettive matrici di similarità (r_i; i = 1,2, ……, N) e (s_j ; i = 1, 2, ……, N) dove N= n (n/1)/2; n è il numero dei campioni.

Il coefficiente che viene utilizzato per la correlazione è quello di Spearman (Kendal, 1970):

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

I termini costanti sono definiti in modo tale che ps sia compreso nel range (-1, +1) con gli estremi = ρ_s -1, ρ_s +1 che corrispondo ai casi in cui due sets di ranghi sono in completa opposizione o in completa accordo. Valori intorno a 0 corrispondono all'assenza di qualsiasi accoppiamento tra i due *patterns*. Il valore più elevato invece la migliore combinazione delle variabili ambientali che spiega il plot delle comunità. Tutte le analisi multivariate sono state effettuate mediante il programma PRIMER 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson, Gorley & Clarke, 2008).

3. RISULTATI

Le analisi dei dati sono state condotte sia sulle variabili ambientali che sui dati relativi alle comunità macro e meiobentoniche.

Per variabili ambientali si intende l'insieme delle variabili che possono influenzare e la distribuzione e l'abbondanza dei popolamenti bentonici (Short, 1999). Fra questi abbiamo preso in considerazione la granulometria, il contenuto di materia organica (TOM), la pendenza e la lunghezza della zona intertidale.

Per le comunità macro e meiobentoniche sono stati presi in esame dati di abbondanza (intesa come numero di individui per campione) e il numero di taxa per ogni campione analizzato, nonché la struttura di comunità in termini multivariati.

L'analisi dei dati è stata effettuata mediante tecniche di analisi statistiche univariate e multivariate condotte sia sulle variabili ambientali che sui popolamenti.

3.1 Analisi delle variabili ambientali

Sulle variabili ambientali prima elencate sono state condotte analisi della varianza (ANOVA) e realizzati istogrammi per i valori medi delle variabili.

Per quanto riguarda la granulometria del sedimento è stata presa in esame la classazione che ci fornisce indicazione sulla eterogeneità e compattezza del sedimento prelevato.

Nella tabella 3.1 viene riportata la classificazione del sedimento secondo la classificazione di Wenthworth

Tabella 3.1: Valori di classazione di Wenthworth

Range	Descrizione
< 0.35	Molto ben classati
0.35-0.50	Ben classati
0.50-0.71	Moderatamente ben classati
0.71-1.00	Moderatamente classati
1.00-2.00	Poco classati
2.00-4.00	Molto poco classati
>4.00	Estremamente poco classati

Complessivamente l'analisi degli istogrammi ottenuti mediando i valori delle repliche e dei transetti (Fig. 3.1), rivela come i sedimenti rientrano nella categoria "moderatamente ben classati" (Tab. 3.1). In media, non sembrano esserci differenze fra i due siti. Sembra che nei due siti ci sia una certa differenza fra i livelli di marea.

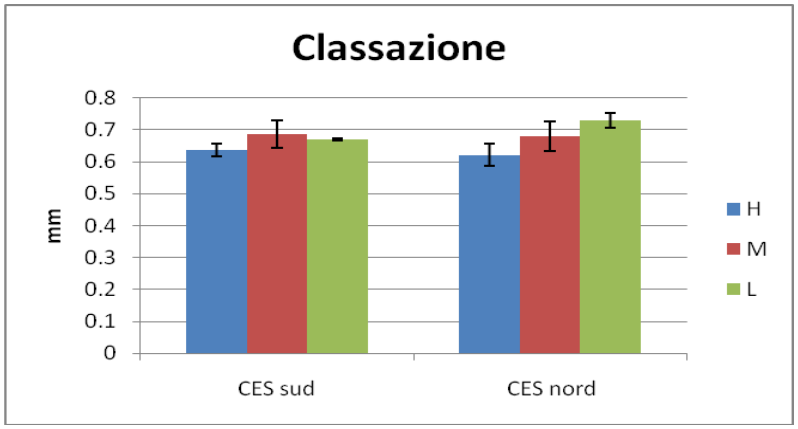


Figura 3.1: Valori medi di classazione (n =12) ± e.s per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Tabella 3.2: Risultati ANOVA sulla classazione (Si sito; Tr transetto; Ma marea)

Source	DF	F	P	F versus
Si	1	0.11	0.7441	Tr(Si)
Tr(Si)	10	5.85	**0.0000**	RES
Ma	2	2.84	0.0821	MaXTr(Si)
SiXMa	2	0.87	0.4341	MaXTr(Si)
MaXTr(Si)	20	3.14	0.0014	RES
RES	36			
TOT	71			

Dall'analisi dell'ANOVA (Tab. 3.2) si può notare come, però, non emergano differenze significative fra siti, fra maree e per la loro interazione. Risulta significativa solamente l'interazione transettoXsito, evidenziando elevata variabilità lungo le due spiagge.

Un'altra analisi per quanto riguarda la granulometria è stata effettuata sulla mediana della distribuzione di taglia dei granuli di sedimento per ciascun campione.

Tabella 3.3: Classificazione di Wenthworth del sedimento sabbioso

Descrizione	***Range (µm)***
Sabbia molto grossolana	2000-1000
Sabbia grossolana	1000-500
Sabbia media	500-250
Sabbia fine	250-125
Sabbia molto fine	125-62

Secondo la classificazione del sedimento di Wenthworth (Tab 3.3), si nota come il sedimento delle due spiagge rientra nella categoria delle sabbie fini. In media, si notano valori leggermente più elevati a Cesenatico nord (Fig 3.2).

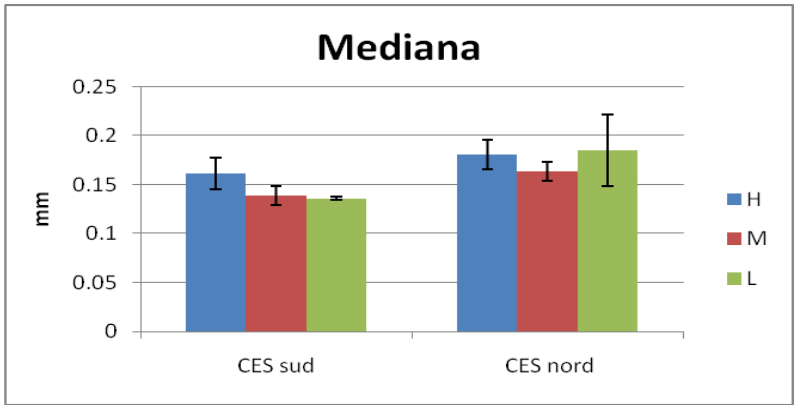


Figura 3.2: Valori medi della mediana (n=12) ± e.s per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Tabella 3.4: Risultati ANOVA della mediana (Si sito, Tr transetto, Ma marea)

Source	DF	F	P	F versus
Si	1	5.66	**0.0386**	Tr(Si)
Tr(Si)	10	1.01	0.4521	RES
Ma	2	0.49	0.6221	maXTr(Si)
SiXMa	2	0.33	0.7255	maXTr(Si)
maXTr(Si)	20	1.59	0.1097	RES
RES	36			
TOT	71			

I risultati dell'ANOVA (Tab. 3.4) evidenziano differenze significative per il fattore sito (Si), con valori, in media più bassi a CES sud.

Sono stati analizzati i dati relative alla variabile TOM che ci fornisce indicazioni sul grado di arricchimento organico dei sedimenti. Dal grafico di Fig 3.3 risulta evidente come il sito di Cesenatico sud presenta valori medi più alti rispetto a quelli calcolati a Cesenatico nord, in particolare nei livelli di marea media (M) e bassa (L)

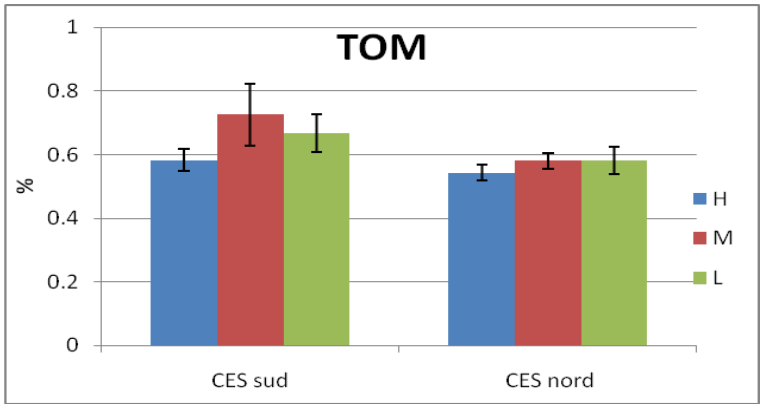


Figura 3.3: Valori medi di TOM % (n=12) ± e.s per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Tabella 3.5: Risultati ANOVA della variabile TOM (Si: sito, Tr: transetto, Ma: marea)

Source	DF	F	P	F versus
Si	1	2.61	0.1375	Tr(Si)
Tr(Si)	10	2.49	0.0219	RES
Ma	2	1.50	0.2479	MaXTr(Si)
SiXMa	2	0.47	0.6313	MaXTr(Si)
MaXTr(Si)	20	1.41	0.1830	RES
RES	36			
TOT	71			

Dai risultati dell'ANOVA (Tab. 3.5) anche per la variabile TOM risulta significativo solamente il fattore Transetto. Infine è stata effettuata l'analisi del capulerio, cioè dell'insieme di conchiglie ritrovate nei singoli campioni. Questa variabile è stata determinata mediante il peso secco di tre frazioni dimensionali (5000, 2000 e 1000 µm) residuato dopo estrazione degli organismi macrobentonici, mediante essiccamento in stufa a 80°C per 24 ore. Questa variabile può dare informazioni sull'idrodinamismo della spiaggia e può inoltre aiutare a spiegare la distribuzione della componente bentonica in quanto può alterare la tessitura del sedimento e la sua eterogeneità.

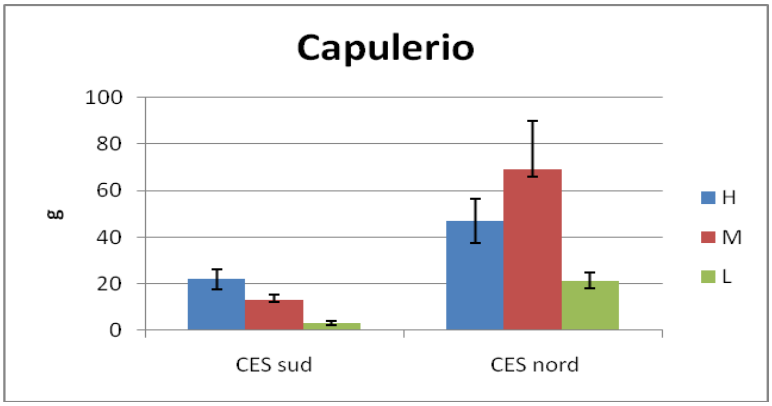


Figura 3.4: Valori medi del capulerio (n=12) ± e.s per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Considerando i valori medi nei due siti (Fig. 3.4) risulta evidente come ci siano valori notevolmente inferiori nel sito di Cesenatico sud rispetto a quello nord; si riscontra inoltre un andamento decrescente nei tre livelli di marea nel sito sud. Anche i risultati dell'analisi dell'ANOVA (Tab. 3.6) conferma significatività nel fattore sito (Si).

Tabella 3.6: Risultati ANOVA dei valori medi di capulerio (Si sito, Tr transetto, Ma marea)

Source	DF	F	P	F versus
Si	1	6.46	**0.0293**	Tr(Si)
Tr(Si)	10	16.28	0.0000	RES
Ma	2	3.11	0.0665	MaXTr(Si)
SiXMa	2	1.39	0.2723	MaXTr(Si)
MaXTr(Si)	20	9.46	0.0000	RES
RES	36			
TOT	71			

3.1.1 Analisi multivariate delle variabili ambientali

Per poter valutare la similarità tra i campioni prendendo in considerazione tutte le variabili ambientali analizzate è stata utilizzata la tecnica multivariata delle componenti principali (*Principal Component Analysis – PCA*), utilizzando l'indice di Distanza Euclidea per valutare la distanza tra tutti i campioni.

Nell'analisi sono state considerate anche la pendenza e la lunghezza delle spiagge.

Nella figura 3.5 si può osservare il plot della PCA in cui i primi due assi spiegano il 66,5 % della varianza totale (Tab. 3.6). I punti campioni sono distribuiti sul primo asse (PC1) in funzione di un aumento da sinistra verso destra dei valori di lunghezza della zona intertidale che si riferiscono principalmente al sito di Cesenatico nord e da un andamento in senso inverso della pendenza (*slope)*. Il secondo asse (PC2), invece spiega dal basso verso l'alto un aumento dei valori di TOM e classazione con valori più alti nel sito di Cesenatico sud; mentre i valori di Mediana e della media del peso di capulerio (*Shell mean)* seguono un andamento opposto con valori più bassi nel sito di Cesenatico nord.

Nel sito di Cesenatico sud i punti campione risultano meglio aggregati del sito nord, dove, al contrario, sembrano esserci differenze fra livelli di marea.

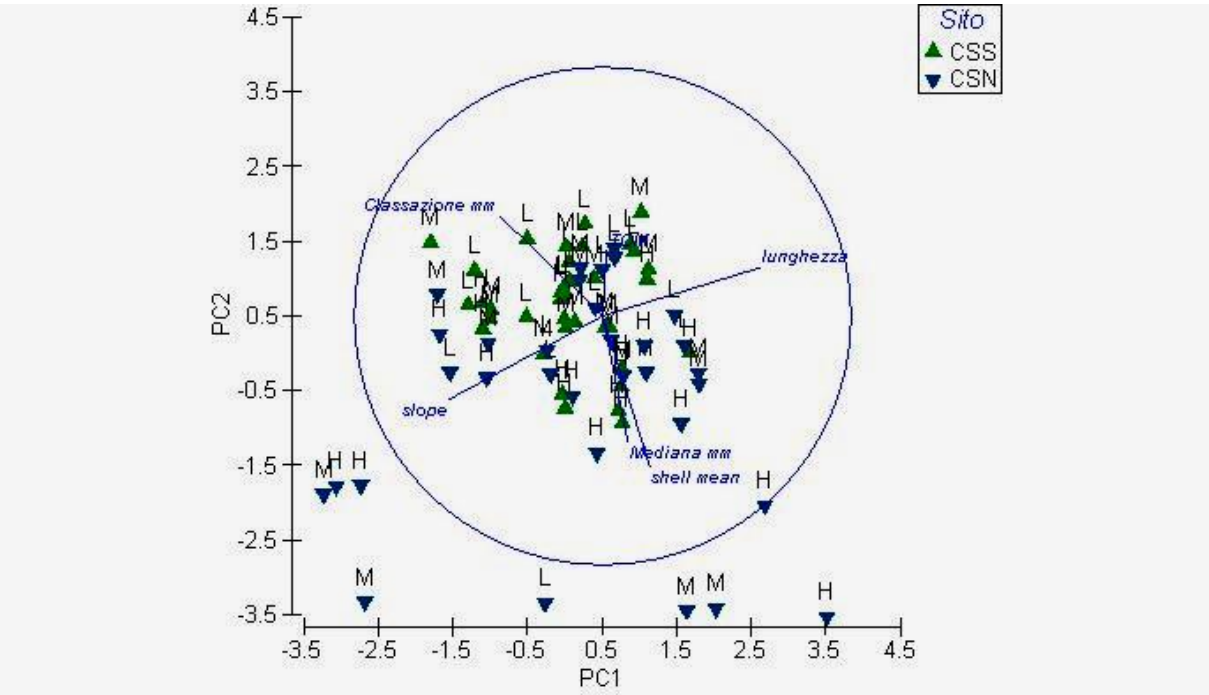


Figura 3.5: PCA condotta sui dati delle variabili ambientali (CSS: Cesenatico sud, CSN: Cesenatico nord) simboli colorati; H alta marea, M media marea, L bassa marea

Tabella 3.7: Risultati della PCA

PC	Eigenvalues	%Variation	Cum.%Variation
1	2.94	42.0	42.0
2	1.72	24.5	66.5
3	1.01	14.4	80.9
4	0.682	9.7	90.6
5	0.538	7.7	98.3

3.2 Analisi delle comunità macrobentoniche

Anche per i risultati relativi ai popolamenti macrobentonici sono state effettuate analisi univariate e multivariate.

Le analisi univariate, mediante ANOVA, sono state condotte sul numero totale di individui per ogni campione, sul numero di taxa e utilizzando e sulla diversità di Shannon- Wiener. .

Per quanto riguarda l'abbondanza totale di individui, gli istogrammi (Fig 3.6) mettono in evidenza una sostanziale differenza tra i due siti con abbondanze più elevate nel sito di Cesenatico nord rispetto al sito di Cesenatico sud; si nota anche una differenza fra i livelli di marea con abbondanza maggiore a livello di bassa marea rispetto ai livelli di media e alta marea per quanto riguarda Cesenatico sud, mentre a Cesenatico nord le abbondanze rilevate ai livelli di bassa e media marea risultano quasi simili e più elevate rispetto a quelle registrate a livello di bassa marea.

I risultati dell'ANOVA (Tab. 3.8) evidenziano effetti significativi dei due fattori principali Sito (Si) e Marea (Ma). I risultati dell'SNK test mostrano come valori significativamente più alti si riscontino al livello di bassa marea, in confronto con gli altri due livelli, che invece non risultano significativamente diversi.

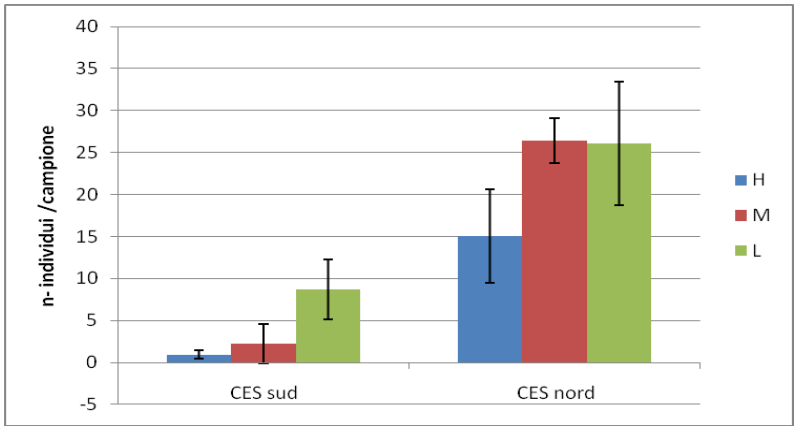


Figura 3.6: Valori medi di abbondanza di individui di macrobenthos (n=12) ± e.s per ciascun sito per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Per quanto riguarda il numero di taxa, gli istogrammi (Fig 3.7) mettono in evidenza differenze tra i livelli di marea in entrambi i siti. Nel sito di Cesenatico sud si nota come sia molto maggiore il numero di taxa a livello di bassa marea rispetto ai livelli di media e alta marea. Mentre nel sito di Cesenatico nord l'andamento crescente è più graduale tra i tre i livelli di marea, partendo dal livello di alta verso quello di bassa

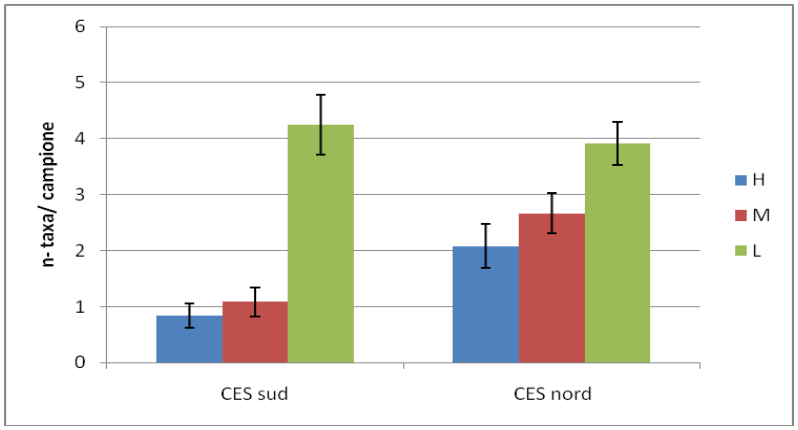


Figura 3.7: Valori medi del numero di taxa di macrobenthos (n=12) ± e.s per ciascun sito per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Tabella 3.8: Risultati dell'ANOVA effettuate su: Abbondanza, numero di taxa, Indice di Shannon del macrobenthos (Si sito, Tr transetto, Ma marea).

		Abbondanza		Taxa		Shannon-Wiener	
Source	**DF**	**F**	**P**	**F**	**P**	**F**	**P**
Si	1	18.37	**0.0016**	7.14	0.0234	23.32	**0.0007**
Tr(Si)	10	7.9	0.0000	1.7	0.1178	0.9	0.5438
Ma	2	4.21	**0.0298**	18.87	**0.0000**	19.11	**0.0000**
SiXMa	2	1.95	0.1682	2.52	0.1058	2.47	0.1103
MaXTr(Si)	20	3.83	0.0002	2.36	0.0123	2.11	0.0251
RES	36						
TOT	71						

Anche per il numero di taxa, risultano significativi i fattori Sito e Marea (Tab. 3.8). La significatività nel fattore marea (Ma) potrebbe essere però influenzata fortemente dal fatto che a Cesenatico sud c'è un notevole picco nel livello di bassa marea; infatti dall'SNK test risulta maggiore il livello di significatività della bassa marea rispetto a quelle di alta e media.

Per avere informazioni anche sulla diversità è stato calcolato l'indice di Shannon per ogni campione analizzato.

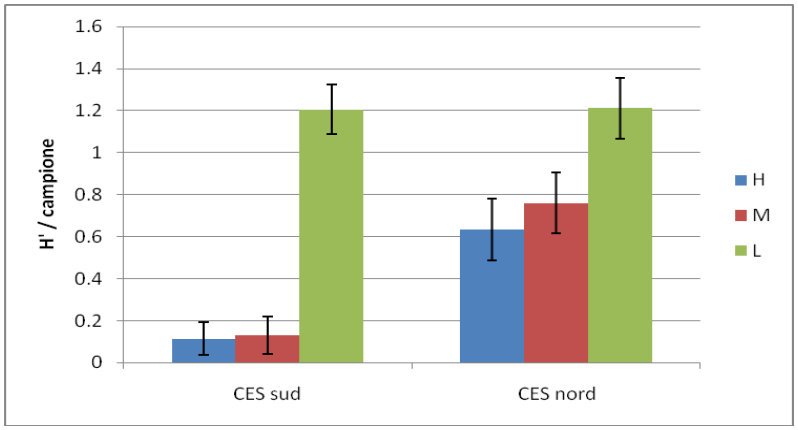


Figura 3.8:Valori medi indice di diversità di Shannon del macrobenthos (n=12) ± e.s per ciascun sito per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

L'analisi degli istogrammi (Fig. 3.8) mette in evidenza come la diversità sia molto bassa nei livelli di marea H a M a Cesentatico sud, mentre presenta un aumento graduale a Cesenatico nord. Tali andamenti sembrano influenzati particolarmente dal numero di taxa e non dalle abbondanze. Queste evidenze sono confermate dai risultati dell'ANOVA (Tab. 3.8). Risultano significativi il fattore Sito e il fattore Marea (Ma). I risultati dell'SNK test la bassa marea risulta significativa mentre non ci sono differenze significative negli altri due livelli di marea; a conferma di quanto evidenziato anche dagli istogrammi.

3.2.1 Risultati delle analisi multivariate sulle comunità macrobentoniche

L'insieme dei dati dei popolamenti macrobentonici è stato analizzato anche attraverso analisi multivariata.

Prima delle analisi i dati sono stati trasformati mediante radice quadrata, al fine di valutare l'eventuale contributo anche delle specie più rare alle differenze di strutture di comunità fra i fattori indagati. Partendo dalla matrice di similarità di Bray- Curtis si è ottenuto il plot di ordinamento dell'MDS (Fig. 3.7); la risposta delle comunità ai fattori presi in esame è stata poi analizzata mediante tecnica permutazionale della PERMANOVA, partendo dalla stessa matrice triangolare di similarità.

MDS globale

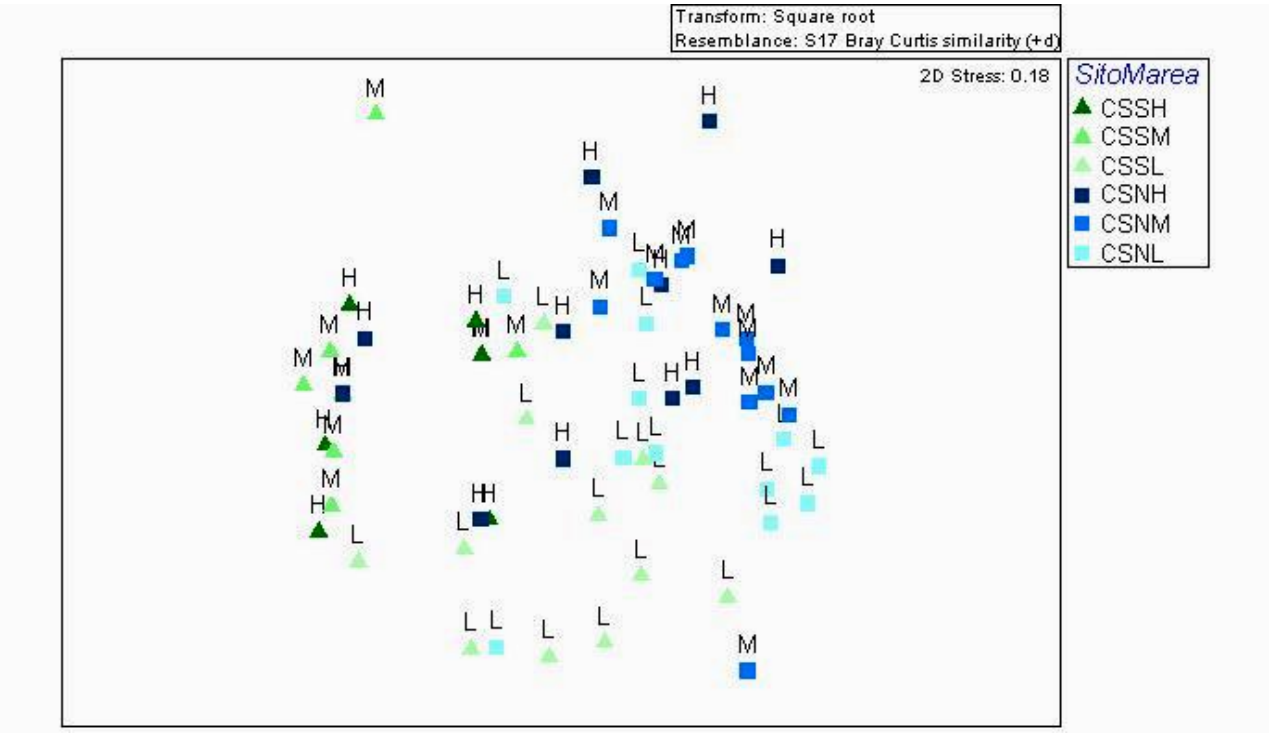


Figura 3.9: Plot di ordinamento MDS basato sulle densità trasformate mediante radice quadrata di taxa macrobentonici mediante l'indice di similarità di Bray- Curtis. Triangolo: CSS (Cesenatico sud),Quadrato: CSN (Cesenatico nord); colore simboli: H alta marea, M media marea, L bassa marea, combinati con i siti.

L'analisi del plot MDS (Fig. 3.9) in cui sono riportati tutti i punti campione mette in evidenza un certo differenziamento di struttura di comunità tra i due siti. Si nota come i punti campione di Cesenatico sud siano posizionati a sinistra del grafico mentre quelli di Cesenatico nord si trovano tendenzialmente verso destra. Anche per quanto riguarda i livelli di marea i punti campione sembrano formare dei raggruppamenti, anche se non ben distinti.

Tabella 3.9: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza macrobentonici dopo trasformazione con radice quadrata utilizzando l'indice di Bray- Curtis (Si sito, Tr transetto, Ma marea).

Source	df	Pseudo-F	P(perm)
Si	1	10.878	0.0025
Ma	2	5.4975	0.0001
Tr(Si)	10	2.8794	0.0001
SixMa	2	2.7478	**0.0133**
Tr(Si)xMa	20	1.9479	0.0002
Res	36		
Total	71		

Ciò viene confermato anche dall'analisi della PERMANOVA dove si evidenzia un'elevata significatività nell'interazione tra i fattori SitoxMarea (Tab. 3.9).

I confronti a posteriori effettuati sull'interazione mostrano come la struttura di comunità dei due siti siano significativamente differenti a tutti e tre i livelli di marea. Considerando invece le differenze di struttura di comunità all'interno di ciascun sito si può notare sia per il sito sud che per quello nord un graduale cambiamento passando dal livello di alta marea verso quello di bassa.

3.3 Analisi delle comunità meiobentoniche

Anche le comunità meiobentoniche sono state analizzate mediante metodi uni- e multivariati. Per quanto riguarda i dati relativi alle abbondanze totali, gli istogrammi (Fig. 3.10) mostrano una decisa differenza tra il sito di Cesenatico sud e quello nord con abbondanze più elevate nel sito nord rispetto a quello sud. Si vede, inoltre, un andamento crescente di abbondanza passando dal livello di alta marea, verso quello di bassa marea in entrambi i siti. Dai risultati dell'ANOVA (Tab. 3.10) condotta sui dati di abbondanza, risulta significativa l'interazione SitoxMarea.

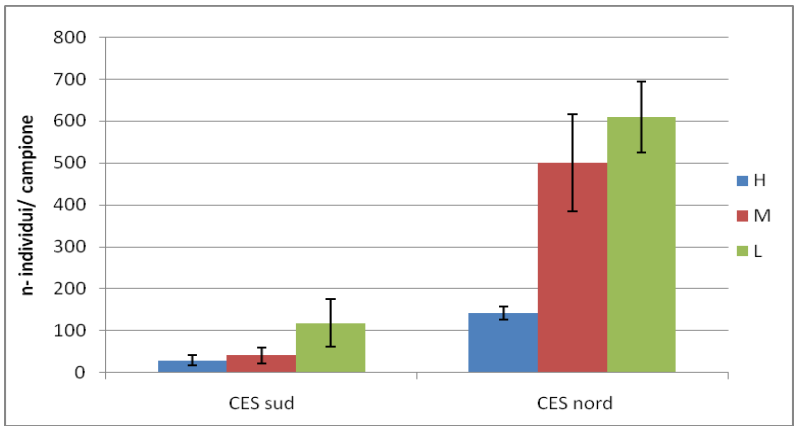


Figura 3.10: Valori medi di abbondanza di individui di meiobenthos (n=12) ± e.s per ciascun sito per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Per quanto riguarda il numero di taxa (Fig. 3.11) anche qui risulta evidente un maggiore numero nel sito di Cesenatico nord rispetto a quello sud; mentre risulta abbastanza omogeneo fra i livelli di marea per entrambi i siti. Tale evidenza è confermata dalla significatività del solo fattore Sito (Tab. 3.10)

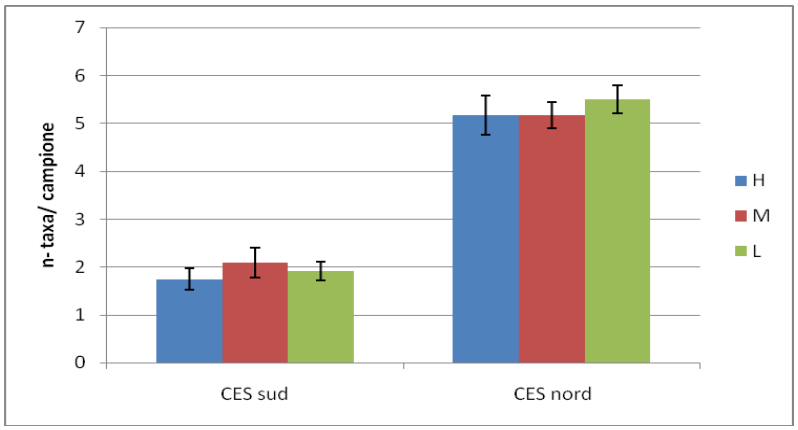


Figura 3.11: Valori medi del numero di taxa di meiobenthos (n=12) ± e.s per ciascun sito per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Tabella 3.10: Risultati dell'ANOVA effettuate su: Abbondanza, numero di taxa, Indice di Shannon del meiobenthos (Si sito, Tr transetto, Ma marea).

		Abbondanza		Taxa		Shannon-Wiener	
Source	**DF**	**F**	**P**	**F**	**P**	**F**	**P**
Si	1	59.76	**0.0000**	74.93	**0.0000**	85.26	**0.0000**
Tr(Si)	10	2.05	0.0568	3.69	0.0018	2.06	0.0549
Ma	2	18.01	**0.0000**	0.61	0.5538	0.51	0.6053
SiXMa	2	4.84	**0.0193**	0.61	0.5538	0.52	0.6047
MaXTr(Si)	20	1.21	0.3016	0.87	0.6238	0.68	0.8234
RES	36						
TOT	71						

Dai risultati dell'ANOVA dell'indece di diversità di Shannon emerge significativo il fattore sito; mentre per quanto riguarda l'abbondanza si riscontra significatività nell'interazione del fattore sito con la marea (SiXMa) dove dall'SNK test si riscontra in tutti e tre i livelli di marea una significatività maggiore nel sito nord rispetto a quello sud, conferma di quanto si vede anche negli istogrammi.

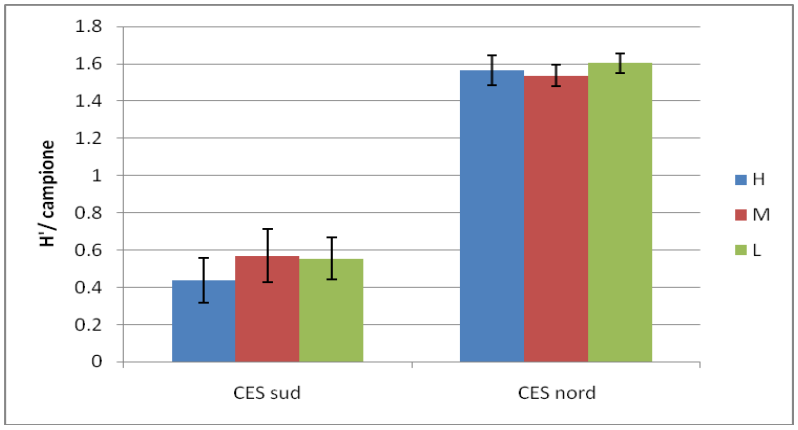


Figura 3.12: Valori medi indice di diversità di Shannon del meiobenthos (n=12) ± e.s per ciascun sito per ciascuna spiaggia e per ogni livello di marea: CES sud con barriere emerse (Cesenatico sud), CES nord con barriere semisommerse (Cesenatico nord); H alta marea, M media marea, L bassa marea.

Per quanto riguarda l'indice di Shannon-Wiener, gli istogrammi (Fig. 3.12) e i risultati dell'ANOVA (Tab. 3.10) mostrano come la diversità tassonomica sia decisamente maggiore nel sito di Cesenatico nord rispetto alla zona sud

3.3.1 Risultati delle analisi multivariate sulle comunità meiobentoniche

L'insieme dei popolamenti meiobentonici è stato analizzato attraverso le analisi multivariate precedentemente menzionate. Le analisi dono state condotte sui dati trasformati mediante radice quadrata.

.

MDS - globale

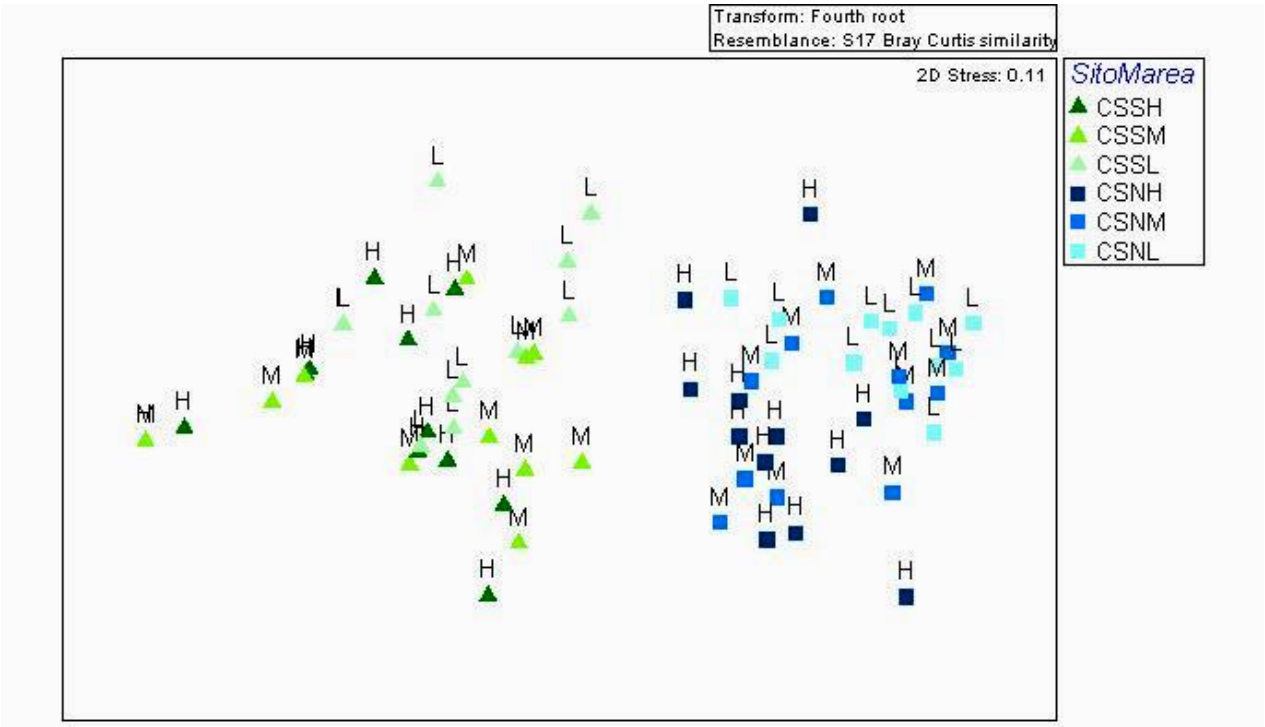


Figura 3.13: Plot di ordinamento MDS basato sulle densità trasformate mediante radice quadrata di taxa meiobentonici mediante l'indice di similarità di Bray- Curtis. Forma simboli: CSS (Cesenatico sud), CSN (Cesenatico nord); colore simboli: H alta marea, M media marea, L bassa marea, combinati con i siti.

Dall'analisi del plot MDS (Fig. 3.13) risulta evidente come ci sia una netta distinzione tra i due siti con i campioni di Cesenatico sud posizionati a sinistra del plot e quelli di

Cesenatico nord a destra. Interessante notare come i punti-campione relativi al livello di bassa marea di Cesenatico nord convergano verso il cluster costituito dai punti campione di Cesenatico sud.

Tabella 3.11: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza meiobentonici dopo trasformazione con radice quadrata utilizzando l'indice di Bray- Curtis (Si sito, Tr transetto, Ma marea).

Source	df	Pseudo-F	P(perm)
Si	1	52.28	**0.0027**
Ma	2	6.9636	**0.0012**
Tr(Si)	10	2.1587	0.0086
SixMa	2	1.8123	0.1485
Tr(Si)xMa	20	0.7344	0.8653
Res	36		
Total	71		

Quanto riscontrato dall'Analisi MDS risulta confermato anche dalla PERMANOVA (Tab. 3.11); in cui risultano significativi i fattori Sito, Marea e Transetto.

I confronti a posteriori effettuati evidenziano come i due siti differiscono per la struttura di comunità a tutti i livelli di marea. Invece, considerando le differenze di struttura di comunità all'interno di ciascun sito, si nota come a Cesenatico sud differiscono solo le comunità trovate ad alta e bassa mare. Invece, a Cesenatico nord, si nota un graduale cambiamento passando dal livello di alta, verso quello di bassa, con le maggiori differenze nei confronti con l'alta marea.

3.4 Relazioni tra variabili abiotiche e biotiche

Al fine di valutare la relazione tra le comunità meiobentoniche, macrobentoniche e le principali variabile abiotiche quali materia organica (TOM), capulerio (*shell mean*), mediana, classazione, slope e lunghezza sono state condotte le analisi di correlazione tra la matrice dei dati abiotici con quelle dei dati biotici mediante la procedura BIOENV, spiegata nel capitolo dei materiali e metodi.

Tabella 3.12: Valori di correlazione tra le matrici delle variabili abiotiche e biotiche della macrofauna risultanti dall'analisi BIOENV.

No Vars.	Corr.	Selections
3	0.155	Shell mean,Classazione,slope
2	0.152	Shell mean,slope
5	0.149	Shell mean,lunghezza
4	0.148	Shell mean, Classazione, lunghezza
4	0.148	Shell mean, slope
3	0.146	Shell mean, slope, lunghezza
2	0.146	slope, lunghezza
3	0.142	Classazione, lunghezza
4	0.139	Mediana, lunghezza
4	0.135	Shell mean, Mediana, slope, lunghezza

Dall'analisi di BIOENV (Tab. 3.12) effettuata con la matrice di similarità della nacrofauna, si può notare che la variabile che ha indice di correlazione più elevato risulta essere quella della *shell mean* (capulerio) e in secondo luogo quelle di classazione granulometrica e della slope. Da notare, però, come i valori di correlazione, seppur significativi, sono molto bassi

Per valutare come la variabile di capulerio spiega i pattern della comunità viene riportato l'MDS (Fig. 3.14) costruito sovrapponendo ai punti campione i valori del capulerio espressi come cerchi di dimensione crescente.

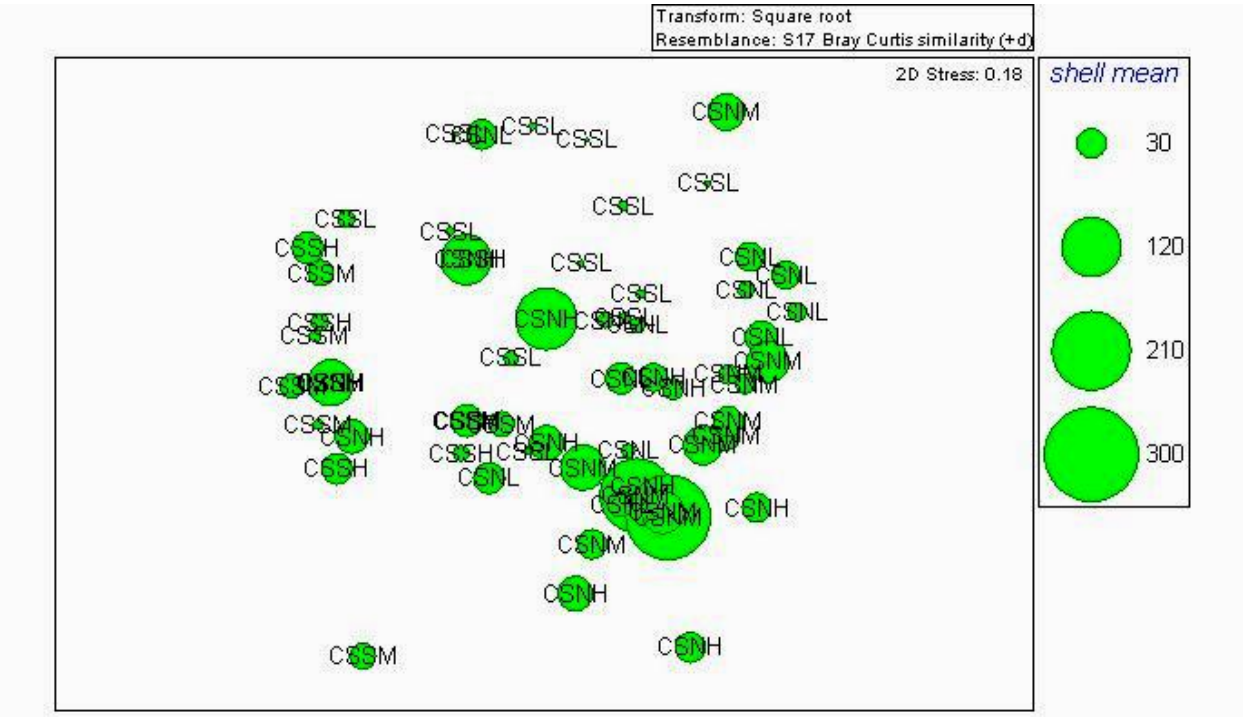


Figura 3.14: Plot MDS ottenuto dalla sovrapposizione tra la matrice biotica di similarità macrobentonica e i valori di capulerio.

Dal plot si denota come la variabile del capulerio sia determinate nella diversa strutturazione della comunità del sito di Cesenatico nord rispetto a quello sud.

Tabella 3.13: Valori di correlazione tra le matrici delle variabili abiotiche e biotiche della meiofauna risultanti dall'analisi BIOENV

No Vars.	Corr.	Selections
2	0.168	Shell mean, Mediana
1	0.166	Mediana
1	0.164	Shell mean
2	0.162	Shell mean, Classazione
3	0.161	Shell mean,Classazione
4	0.139	Shell mean, Classazione,lunghezza
3	0.138	Shell mean, Mediana,lunghezza
2	0.138	Shell mean, lunghezza
3	0.135	Shell mean,Classazione,lunghezza
3	0.134	Shell mean, slope, lunghezza

Dall'analisi di BIOENV (Tab. 3.13) sulla comunità meiobentonica si può notare che le variabili che meglio spiegano la struttura delle comunità sono quelle di *shell mean* (capulerio) e della mediana granulometrica.

Per valutare come la variabile di capulerio spiega i pattern della comunità viene riportato l'MDS (Fig. 3.14) costruito sovrapponendo ai punti campione i valori del capulerio espressi come cerchi di dimensione crescente.

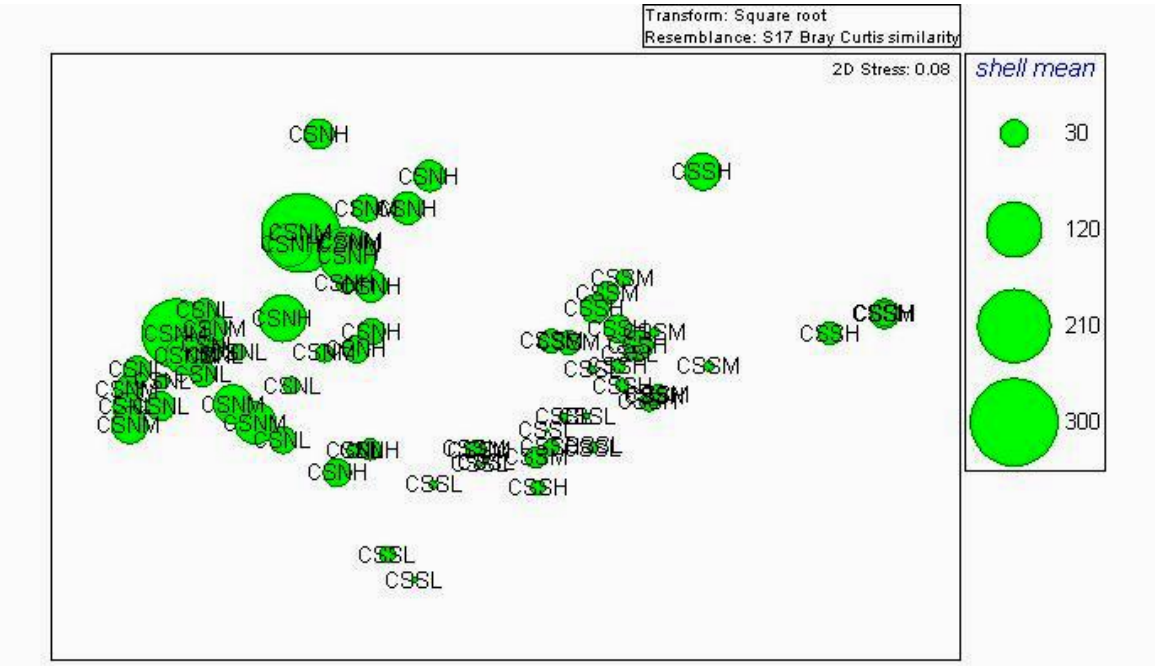


Figura 3.15: Plot MDS ottenuto dalla sovrapposizione tra la matrice biotica di similarità meiobentonica e i valori di capulerio.

4. DISCUSSIONI

Nel presente lavoro di tesi si è cercato di valutare quali sono le risposte delle comunità macro e meiobentoniche alla presenza di diverse tipologie di barriera.

Gli organismi macrobentonici e, in minor modo, quelli meiobentonici, sono quelli più ampiamente usati negli studi di impatto ambientale in quanto sono relativamente sedentari e quindi rispondo ad eventi di disturbo locali (Gray, 1981). Inoltre meio e macrobenthos riescono ad integrare relativamente bene eventi di lungo periodo. Per una comprensione più accurata, lo studio dei popolamenti bentonici è stato integrato con l'analisi di variabili ambientali che più condizionano la loro distribuzione. Poiché le condizioni idrodinamiche rappresentano il fattore ultimo che influenza non solo la distribuzione di differenti tipi di sedimento, ma anche la distribuzione degli organismi bentonici associati, qualsiasi struttura posta nella zona costiera modifica la dinamica dei sedimenti circostanti. Studi precedenti (Martin et al, 2005; Bertasi et al., 2007) hanno analizzato gli effetti delle strutture di difesa costiera (prevalentemente strutture semisommerse) sui popolamenti macrobentonici dei sedimenti circostanti le barriere. Tali studi hanno evidenziato come cambiamenti nei sedimenti e nelle comunità sia praticamente inevitabile, in particolare nella zona verso riva, dietro le barriere. E' emerso, però che i cambiamenti dipendono dal tipo di struttura presente e dalle specifiche comunità che spesso sono sito-specifiche. Pochi studi, invece, hanno preso in esame se l'effetto sui regimi idrodinamici si ripercuotesse fino alla zona intertidale. La morfodinamica di questa zona dipende da fattori fisici quali azione delle onde, pendenza della spiaggia e granulometria. Nel presente lavoro di tesi, quindi l'attenzione si è focalizzata su questa zona, protetta da due differenti tipologie di barriere parallele a costa. Ricordo che la costa di Cesenatico è protetta da due tipi di barriere rigide "offshore". L'area Sud, che ho studiato io direttamente, dalla fase di campionamento all'analisi dei campioni di tutte le variabili (biotiche ed abiotiche) (CSS – Cesenatico Sud) è protetta da barriere emerse di 1-1.5 m sopra il m.s.l, e

costruite nel 1997. La costa a Nord (CSN – Cesenatico Nord), indagata da altri i cui risultati sono serviti per confrontare le due tipologie di barriere, è protetta da barriere semisommerse, lunghe 800 m, ampie 12 m, distanti da riva 50 m e costruite nel 2002. Le due zone di costa sono separate da moli del porto e di canali. Questi aumentano l'erosione nella zona nord, mentre promuovono la deposizione nella zona più a Sud.

Questi due tipi di barriere anche se inquadrate nella stessa tipologia producono degli effetti molto diversi tra loro e quindi vengono utilizzate anche in situazioni differenti.

Per quanto riguarda le barriere emerse esse consentono alla massa d'acqua di ritornare verso il largo solo attraverso i varchi dove una minima parte di quest'acqua potrebbe filtrare anche attraverso i massi costituenti la barriera. Mentre le barriere semisommerse, permettono che una considerevole quantità d'acqua torni verso il largo attraverso lo spazio presente tra la cresta della struttura e la superficie libera.

La località di Cesenatico è, inoltre, fortemente antropizzata per garantire lo sviluppo turistico. A tale fine, vengono effettuati interventi aggiuntivi, quali "bulldozing" della zona intertidale per prelevare la sabbia sia a protezione delle strutture turistico-balneare in inverno, sia per aumentare l'ampiezza della spiaggia in estate, a discapito della zona intertidale. Pochi studi hanno preso in considerazione l'analisi della risposta di entrambi i popolamenti meio e macrobentonici.

Le analisi univariate (Tab. 3.8 e 3.10) e multivariate (Figg. 3.9 e 3.13) effettuate sui dati biotici confermano differenze dovute al fattore sito e al fattore mare.

E' risultato evidente come sia in termini di abbondanza che in numero di taxa ci siano valori maggiori nel sito di Cesenatico nord rispetto a quello sud sia per quanto riguarda la macro che la meiofauna.

Ciò potrebbe essere dovuto sia all'influenza delle diverse tipologie di barriera e/o al fatto che le barriere nei due siti sono state costruite in anni differenti.

Nel sito di Cesenatico sud inoltre tutte le analisi hanno dato conferma del fatto che nell'alta e nella media marea la densità era notevolmente più bassa rispetto al livello della bassa marea soprattutto per quanto riguarda i popolamenti macrobentonci.

Per quanto riguarda i dati abiotici anche qui emergono delle differenze nei due siti soprattutto per quanto riguarda il capulerio, la variabile che meglio spiega i patterns dei popolamenti di macro e meio. Anche se il contenuto di percentuale di materia organica è considerato uno tra i fattori maggiormente responsabili della struttura delle comunità di macrofauna (Brown and McLachlan, 1990); nel presente studio, invece, il contenuto di materia organica (Fig. 3.3) è risultato pressoché omogeneo nei due siti . quindi le differenza in abbondanza riscontrate fra siti e fra livelli di marea, non sembrano essere spiegate da questa varibile.

Ciò può essere dovuto al fatto che un mese prima del campionamento a Cesenatico sud sono stati fatti interventi di bulldozing in cui dall'intera zona intertidale è stata prelevata sabbia al fine di aumentare la zona emersa da utilizzare per gli ombrelloni. tale impatto aggiuntivo potrebbe spiegare la minore abbondanza degli organismi indagati nel sito sud.

In conclusione dai risultati è emerso come nel sito con la presenza di barriere emerse i popolamenti erano notevolmente meno abbondanti rispetto a quello con le barriere semisommerse.

Risulta, però, evidente, che l'aggiunta di altri interventi, come bulldozing e ripascimento, ripetuti nel tempo e a distanza ravvicinata, (come evidenziato a Cesenatico Sud), possono compromettere la risposta delle comunità bentoniche. Tali interventi, infatti, possono ampliare la modificazione del profilo di spiaggia, e quindi di caratteristiche dell'ambiente sedimentario, come granulometria, materia organica ecc, che a loro volta sono le variabili che più sono responsabili della struttura delle comunità bentoniche.

Come ultima annotazione, risulta rilevante come anche le comunità meiobentoniche hanno permesso di evidenziare differenze di struttura in relazione ai fattori considerati. La meiofauna, del resto ha un ruolo rilevante nel funzionamento degli ecosistemi bentonici, quindi considerare anche questa componente, può aiutare a comprendere come l'intero sistema sia influenzato dagli interventi antropici (Schratzberger, 2012).

5. BIBIOGRAFIA

Agnew, D. J. & A. C. Taylor, (1986). Seasonal and diel variations of some physico-chemical parameters of boulder shore habitats. Ophelia 25: 83–95.

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

Anderson M.J., (2001, b). Permutation tests for univariate 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, (2007). 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 (2007) 586:277–290.

Bird E.C.F., (2000). Coastal Geomorphology: An Introduction. John Wiley & Sons Ltd, Chichester 322 pp.

Brown A. C. and Anton McLachan (2002). Sandy shore ecosystem and the threats facing them: some predictions for the year 2025. Enviromental conservation 29 (1): 62-77.

Bull, C. F. J., A. M. Davis & R. Jones, (1998). The influence of fish-tail groynes (or breakwaters) on the characteristics of the adjacent beach at Llandudno, North Wales. Journal of Coastal Research 14: 93–105.

Carotene L e Bramati A., (1975). Modello per l'analisi morfologica quantitativa delle spiagge. Boll.Soc.Geol.It., Vol.94, pp. 479-494.

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.

Clarke K.R., (1993). Non -parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.

Clarke 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., Warwick R.M., (1994). Change in marine communites: an approach to statistical analisyis and interpretation. Natural Enviroment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.

Clark J. R., (1996). Coastal zone management handbook. CRC Press, Boca Raton, FL 694 pp.

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

Correggiari, A., F. Frascari, S. Miserocchi & D. Fontana, (1990). Breakwaters and eutrophication along the Emilia-Romagna coast. In Vollenweider, R. A., R. Marchetti & R. Viviani (eds), Marine Coastal Eutrophication Elsevier, Amsterdam, 277–290.

Cuadrado, D. G., E. A. Go´mez & S. S. Ginsberg, (2005). Tidal and longshore sediment transport associated to a coastal structure. Estuarine, Coastal and Shelf Science 62: 291–300.

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

Defeo O., Anton McLachan, David S. Schoeman, Thomas A. Schlader, Jennifer Dugan, Alan Jones, Mariano Lastra, Felicita Scapini, (2009). Threats to sandy beach ecosystems: A review. Estuarine Coastal and shelf Science 81, 1-12.

Eyualem- Abebe E, Decraemer W, De Ley P, (2008). Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater. Hydrobiologia 595: 67- 68.

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

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

Fegley SR., (1987). Experimental variation of near bottom current speeds and its effects on depth distribution of sand- living meiofauna. Mar boil ecol 123: 97- 113.

Giere, O., (2009). Meiobenthology. The Microscopic motile Fauna in Aquatic Sediments. Springer-Verlag ed., Berlin Heidelberg, 328 pp.

Gowen, R.J., Mills, D.K. Trimmer, M. & Nedwell, D.B., (2000). Production and its fate in two coastal regions of the Irish Sea: the influence of anthropogenic nutrients. Marine Ecology Progress 208: 51–64.

Gray J.S (1981). The ecological of Marine Sediments. Cambridge University Press, Cambridge.

Griggs G.B., (1998). The armoring of California's coast. In: Magoon O.T., Converse H., Baird B., Miller-Henson M. (Eds), California and the World Ocean '97 Conference Proceedings. American Society of Civil Engineers, Preston, VA: 515–526.

Harris Linda, Nel Ronal, Schoeman David, (2011). Mapping beach morpodynamics remotely: A novel application tested on South African sandy shores. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 92: 78- 89.

Hellwig- Armonies M., (1988). High abundance of plathelmintes in north sea salt marsh creek. Progr zool 36: 499- 504.

IDROISER (1996) in Progetto di piano per la difesa dal mare e la riqualificazione ambientale del litorale della Regione Emilia- Romagna. Relazione generale. Regione Emilia- Romagna Bologna.

Jensen P, (1996). Burrows of marine nematodes as centres for microbial growth. Nematologica 42: 320- 329.

Lamberti A. Tommasicchio U., (1981). Le barriere sommerse, possibili strutture a difesa della costa. Porti Mare Territorio, anno III, n° 1, Giuffrè editore Milano.

Martin D , Colangelo M A , Bertasi F , deVries M , Frost M , Hawkins S J , Macpherson, E , Moschella, P S , Satta M P , Thompson R C , Ceccherelli V U, (2005). Ecological impacts of low crested structures on soft bottoms and mobile infauna: how to evaluate and forecast the consequences of an unavoidable modification of the native habitats. Coastal Engineering 52: 1027–1051.

Mentino Preti, Margherita Aguzzi, Nunzio de Nigris, Maurizio Morelli, ARPA DT, (2010). Annnuario dei dati ambientali 2010.

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

McIntre A.D., (1997). Sandy foreshores.In: Barnes RSK (ed) The coastline. John Wiley & Sons, London, pp 31-47.

Moens T, Dos Santos GAP, Thompson F, Swings J, Fonseca- Genevois V, Vincx M, De Mesel I, (2005). Do nematode mucus secretions affect bacterial growth?. Aquat Microb Ecol 40: 77- 83.

Nordstrom K.F., (2000). Beaches and dunes on Developed Coasts. Cambridge University Press, Cambridge; 338 pp.

Olav Giere, (2009). Meiobenthology, the microscopic Motile Fauna of aquatic sediments. Springer- Verlag Berlin Heidelberg.

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.

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.

Reise K., (1988). Plathelminth diversity in littoral sediments around the Island of sylt in the north sea. Forthschr zool 36: 469- 480.

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

Riemann F., Schrage M., (1978). The Mucus- trap hypothesis on feeding of aquatic nematodes and implications for biodegradation and sediment texture. Oecologia (Berl) 34: 75- 88.

Riemann F., Helmke E., (2002). Symbiontic relations of sediment- agglutinating nematodes and bacteria in detrital habitats: the enzyme- sharing concept. Mar Ecol PSZN 23: 93- 113.

Rupert Riedl, (1991). Fauna e flora del mediterraneo; dalle alghe ai mammiferi una guida sistematica alle specie che vivono nel mar mediterraneo. Franco Muzzio editore.

Schratzberger Michaela, (2012). On the relevance of meiobenthic research for policy-makers. Marine Pollution Bulletin. 64: 2639- 2644.

Short A. D., (1999). Handbook of beach and shoreface morphodynamic. John Wiley & Sons, Chichester.

Thomalla, F. & C. E. Vincent, (2003). Beach response to shore-parallel breakwaters at Sea Palling, Norfolk, UK. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56: 203–212.

Traunspurger W., Bergtold M., Goedkoop W., (1997). The effects of nematodes on bacterial activity and abundance in a freshwater sediment. Oecologia (Berl) 112: 118-122.

Underwood, A.J., (1997). Experiments in ecology. Cambridge. University Press.

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.

Siti internet:

http://www.theseusproject.eu/

http://www.isprambiente.gov.it/it

http://www.unibas.it/utenti/longhitano/Lezione