

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea in Biologia Marina

**Variazioni spazio-temporali nel sistema
intertidale soggetto a differente impatto
antropico.**

Tesi di laurea in “**Habitat marini:evoluzione, struttura e processi**”

Relatore

Dott.ssa Marina Antonia Colangelo

Presentata da

Simona Masuccio

Correlatore

Dott.Fabio Bozzeda

(II sessione)

Anno Accademico 2010/2011

Sommario

1. Introduzione	4
1.1 Inquadramento del problema e scopo del lavoro	4
1.2 Caratteristiche ecologiche delle spiagge	6
1.2 Servizi ecosistemici offerti dalle spiagge	9
1.3 Minacce antropiche	10
1.4 Gestione: strutture di difesa e bulldozing nel Nord Adriatico	12
1.5 Meiofauna	14
1.5.1 Nematoda	16
1.5.2 Copepoda	18
1.5.2.1 Ordine Harpacticoida	18
1.6 La costa Emiliano Romagnola	20
2 Caratterizzazione dell'area di studio	23
2.1 Localizzazione e caratterizzazione dei siti	23
2.1.1 Il sito di Cesenatico	24
2.1.2 Il sito di Cervia	25
2.1.3 Il sito di Lido di Dante	26
3 Materiali e metodi	27
3.1 Disegno di campionamento	27
3.1.1 Metodi di campionamento	29
3.1.2 Trattamento dei campioni	30
3.2 Indici morfodinamici	31
3.3 Analisi dei dati	33
3.3.1 Analisi univariate	33
3.3.2 Analisi multivariate	33
4 Risultati	36
4.1 Risultati della componente biotica	37
4.2 Confronto con la componente macrobentonica	55
4.3 Relazioni tra variabili abiotiche e biotiche	60
5 Discussione e Conclusione	70
6 Bibliografia	73

1.Introduzione

1.1 Inquadramento del problema e scopo del lavoro

La presente tesi s'inserisce nel contesto del progetto integrato denominato THESEUS (Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate); l'acronimo si ispira al nome dell'eroe mitologico in lotta contro il Minotauro. Lo scopo principale del programma è quello di trovare tecnologie innovative per proteggere e preservare le coste. Si mira ad ottenere quindi una soluzione equilibrata che soddisfi bisogni dell'uomo, principi di conservazione e flessibilità economica. Il progetto quadriennale è finanziato dalla Commissione Europea; vi partecipano 12 paesi dell'Unione Europea e altri 7 del resto del mondo (Cina, Messico, Stati Uniti, Ucraina, Russia e Taiwan). Vi sono coinvolti ingegneri ecologi, economisti, sociologi, meteorologi e informatici. Il progetto si propone di individuare e studiare gli effetti di tecnologie di difesa costiera a minor impatto ambientale quali: speciali opere marittime come i convertitori di energia da onda, le strutture sommerse e i ripascimenti; la gestione e il rinforzo di habitat naturali (quali dune e zone umide o reef naturali); la pianificazione di misure per promuovere la resilienza socio-economica (piani assicurativi, pianificazione di uso del suolo). Il tutto finalizzato alla messa a punto di un approccio integrato per la scelta di un piano strategico di difesa della costa e di supporto all'implementazione delle direttive europee (Flood Directive, Water Framework Directive). Il progetto prevede di analizzare nel dettaglio, in otto siti di studio, la vulnerabilità, la resistenza e la resilienza dei principali habitat tenendo conto anche delle previsioni di "flooding" e di "sea level rise" conseguenti ai vari scenari di "global climate change" dei prossimi 100 anni. Fra i siti di studio è stata scelta anche la costa dell'Emilia-Romagna. Lo studio qui presentato si colloca all'interno del "work package 3" il cui scopo generale è quello di esaminare le interazioni tra difese costiere ed ecosistemi naturali. Viene valutata la gestione dell'habitat naturale e parallelamente gli effetti ecologici che gli interventi di ingegneria costiera possono avere sugli habitat marini. Scendendo ancor più nel dettaglio lo scopo del presente lavoro consiste nell'analizzare l'influenza che le strutture di difesa costiera hanno sulle comunità di meiofauna e macrofauna bentonica presenti nella zona

intertidale della costa emiliano-romagnola. Gli obiettivi principali del lavoro sono stati nel dettaglio:

- Operare un confronto fra risposte ecosistemiche del compartimento meiobentonico di spiagge differenti per caratteristiche morfologiche, gradi di esposizione agli eventi meteorologici, grado di antropizzazione e modalità gestionali di difesa dall'erosione costiera.
- Caratterizzare l'innalzamento tramite bulldozing delle dune di sabbia artificiali invernali come "stressore" antropico aggiuntivo, e valutarne il possibile impatto sugli ecosistemi costieri.
- Confrontare la risposta dei popolamenti di meiofauna e di macrofauna sottoposti ai differenti stress antropici sopracitati e individuare delle differenti dinamiche di risposta associate ai due compartimenti.

L'analisi dell'impatto sul meiobenthos e macrobenthos è stata integrata con l'analisi di alcuni parametri ambientali naturali che a causa della presenza di barriere artificiali possono subire variazioni che a loro volta influenzano la comunità biotica.

1.2 Caratteristiche ecologiche delle spiagge

Il termine spiaggia definisce un ambiente costiero in cui si realizza un trasporto ed una mobilitazione di sedimento, dovuta alla combinazione di fenomeni di erosione e sedimentazione determinati dalle onde, dalle maree e dalle correnti marine costiere. Il sedimento, non consolidato e ridistribuito da tutti questi agenti deriva, nella maggior parte dei casi, da apporti provenienti da delta fluviali o dai litorali vicini. In alcuni casi, le spiagge sono composte da materiali presenti *in loco* e rielaborati da onde e correnti. Le spiagge sabbiose esposte sono uno dei sistemi fisici più dinamici presenti sulla superficie della terra. La spiaggia può essere suddivisa in più habitat o sottoambienti (Fig.1):

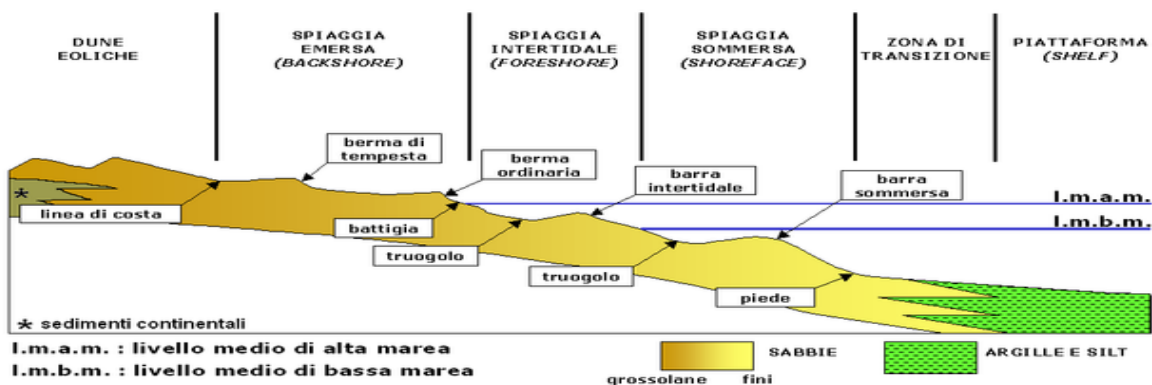


Figura. 1. Profilo geomorfologico ideale (non in scala) di una spiaggia impostata sul limite della terraferma.

- Zona delle dune eoliche: le dune rappresentano per un verso una protezione della retrostante fascia costiera, limitando le introggressioni del mare conseguenti ad attacchi ondosi di particolare intensità, gli effetti degli aerosol salini e infine l'incursione del cuneo salino; per l'altro verso le dune fungono da "buffer", fornendo la sabbia per la spiaggia quando si verificano mareggiate erosive di particolare intensità. Nonostante la notevole importanza delle dune ai fini dell'equilibrio della spiaggia e del sistema costiero stesso, l'antropizzazione del territorio ha profondamente inciso sui litorali, lasciando, fra gli altri, il retaggio negativo della sottrazione di ampie percentuali di cordoni dunali. Fig1.1)



Figura.1.1 Esempio di cordoni dunali.

- Spiaggia emersa (*backshore*): tratto di spiaggia al di sopra del livello massimo di alta marea, raggiunto dall'acqua solamente in caso di tempeste o mareggiate molto intense;
- Zona intertidale (*foreshore*): zona posta tra il livello medio di alta marea e il livello medio di bassa marea, ciclicamente esposta durante la bassa marea e sommersa durante l'alta marea;
- Zona di spiaggia sommersa (*shoreface*): posta al di sotto del limite inferiore di bassa marea.

In particolare per il presente lavoro è stata presa in considerazione l'ecosistema più dinamico della zona intertidale, che è influenzata da 4 fattori: maree, onde, tipologia di sedimento e pendenza. Le spiagge generalmente vengono classificate in base ad alcune caratteristiche di tipo fisico correlate fra loro. Le principali forze fisiche responsabili della morfologia e dell'ecologia delle spiagge sono: l'ampiezza di marea, la granulometria del sedimento, l'energia del moto ondoso e la pendenza della spiaggia. Defeo e McLachlan (2005) hanno proposto una scala generale di diverse tipologie di spiaggia classificate lungo un continuum di tipi morfodinamici che vanno dalle spiagge definite riflesse a quelle definite dissipative (Fig. 1.2). Le spiagge di tipo dissipativo sono caratterizzate da sabbia fine, leggera pendenza, e una larga zona di frangenti delle onde (*surf zone*) dove le onde dissipano la propria energia prima di incontrare la spiaggia emersa. Le spiagge di tipo riflessivo, diversamente, sono caratterizzate da sabbia più grossolana, zona intertidale stretta, pendenza intertidale ripida, zona di frangente delle onde ridotta dove le onde si infrangono direttamente sulla spiaggia emersa e la maggior parte dell'energia del moto ondoso viene riflessa verso il mare (Tsuyuko Yamanaka et al 2010). Molte spiagge hanno caratteristiche che sono comprese fra questi due estremi e perciò vengono definite "intermedie". Inoltre Le spiagge non sono confinate in un'unica tipologia morfodinamica ma rispondono ai cambiamenti di energia del moto ondoso.

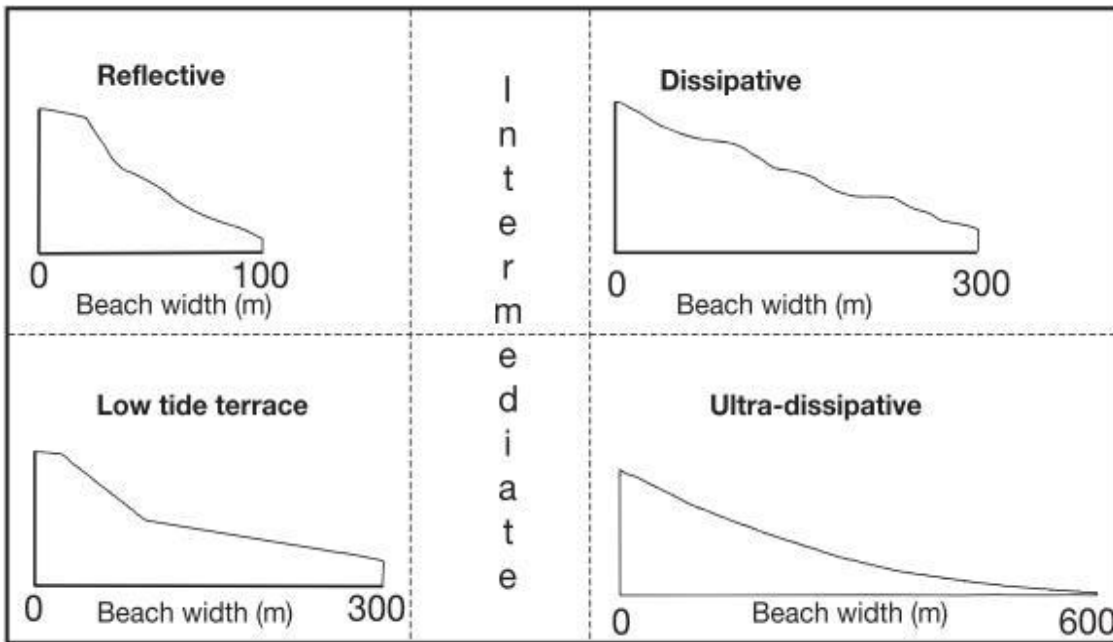


Figura 1.2. Confronto fra spiagge riflesive e dissipative (Defeo and McLachlan, 2005).

Si hanno spiagge ripide quando l'azione delle onde è più forte: le spiagge soggette a moto ondoso minore hanno basse pendenze e sono più idonee ad ospitare la fauna (Defeo and McLachlan, 2005). Tuttavia questo gradiente non si riflette realmente nelle comunità biologiche poiché le taglie intermedie di sedimento, come le ghiaie e i ciottoli, solitamente sono definiti “deserti intertidali” nei quali il macrobiota è assente. Questo si verifica perché questi costituenti granulometrici, la cui taglia può variare tra i 5 mm ed i 250 mm di diametro, vengono solitamente depositati quando le correnti sono molto forti e le particelle vengono continuamente movimentate. Quando questo accade, la ghiaia o i ciottoli sbattono l'un contro l'altro rendendo impossibile la vita sulla loro superficie o interno negli spazi interstiziali di queste spiagge (Little C, 2000). Nell'alto Adriatico, la zona interesse nella quale abbiamo svolto il presente studio, sono presenti solo spiagge dissipative. Per quanto concerne gli organismi, è stato dimostrato che nelle spiagge dissipative dimorano comunità con più elevata ricchezza, abbondanza e biomassa animale rispetto a quelle presenti nelle spiagge riflesive (MaLachlan, 1990; McLachlan, De Ruyck and Hacking, 1996; McLachlan *et al*,1993). probabilmente ciò è dovuto al fatto che il sedimento meno grossolano e permette agli organismi di insediarsi più facilmente (Defeo and McLachlan, 2005).

1.2 Servizi ecosistemici offerti dalle spiagge

Le spiagge sabbiose sono aree ricreative di grande importanza 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. Forniscono infatti scenari suggestivi, rive dove poter camminare e pescare, lembi di spiaggia asciutta dove riposare e giocare, la “*surf zone*” per chi vuole avventurarsi in acqua e quella dove è possibile sperimentare una vasta gamma di attività ricreative. L'habitat delle spiagge fornisce un gran numero di servizi ecosistemici, molti dei quali sono essenziali all'uso di quest'ambiente costiero da parte dell'uomo. I principali servizi ecosistemici includono: accumulo e trasporto dei sedimenti; dissipazione delle onde che permette di tamponare eventi climatici estremi; frammentazione della materia organica; mineralizzazione e riciclo dei nutrienti; area di nursery per i giovanili di molte specie di pesci; siti di nidificazione per tartarughe e uccelli marini (Defeo *et al.*, 2009).

La costante perdita di biodiversità e il crescente degrado degli ecosistemi compromettono la capacità di questi ultimi di svolgere funzioni essenziali, con il rischio che s'innescino processi irreversibili. Se si preserva la natura e si ripristinano gli ecosistemi, si riduce la loro vulnerabilità e se ne aumenta la resilienza. Alla luce di questi problemi l'attenzione da parte degli organi competenti e degli studiosi si sta volgendo sempre più verso le aree costiere e i problemi ad esse connessi.

1.3 Minacce antropiche

L'importanza economica delle aree costiere è in considerevole crescita a causa del costante aumento delle popolazioni, delle industrie e delle attività ricreative che si concentrano sempre di più sulle coste. Tutto ciò può provocare un'alterazione delle linee di costa, imputabile a più fattori e un deterioramento delle condizioni naturali. L'utilizzo di spiagge sabbiose come aree ricreative è accompagnato da molte interferenze umane sull'ecosistema. La presenza di persone sulla spiaggia e di bagnanti nella zona di surf ha provocato effetti sulla presenza e sui comportamenti di alcuni elementi della fauna che si rinviene usualmente in questo particolare habitat, come uccelli limicoli, pesci e crostacei semi-terrestri (ad es. *Ocypode* sp.) (Brown & McLachlan, 1990). La rimozione di alghe e altri detriti, una pratica molto comune sulle spiagge balneari adibite a balneazione, può influire sul trasporto di sabbia e alterare la stabilità delle dune, oltre che a privare alcuni animali presenti sulla spiaggia di rifugi, di cibo o di entrambi (Brown & McLachlan, 1990). Altre forme di interferenze umane sono la guida dei veicoli lungo le spiagge sabbiose, il deposito di rifiuti e l'inquinamento dell'ecosistema come le maree nere derivanti da piattaforme petrolifere, oleodotti, sversamenti da navi cisterna, ecc. (Nordstrom, 2000).

Nel presente studio ci si è focalizzati, in particolar modo, sul problema dell'erosione costiera in Emilia Romagna. Attualmente vi sono centinaia di chilometri di litorali, intensamente antropizzati, gravemente minacciati dai fenomeni erosivi. Dalle analisi condotte dall'ARPA, descritte nel fascicolo "Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione", è emerso che nel 2007 la percentuale di spiagge in erosione in Emilia-Romagna risultava essere pari al 15%. La costa di questa regione, che negli ultimi decenni si è affermata come zona turistica di notevole importanza sia a livello nazionale che internazionale, ha visto accentuarsi da un lato l'alterazione delle dinamiche costiere e dall'altro la necessità di mantenere inalterata la morfologia del litorale, sia per un incremento della sensibilità ecologica affermata negli ultimi 50 anni, sia per continuare ad alimentare l'industria turistico-balneare.

I processi erosivi sono imputabili sia a cause naturali (correnti oceaniche, movimenti di marea; azione del vento) sia a cause antropiche (subsidenza del terreno indotta dall'uomo, dragaggio al largo, riduzione del rifornimento di sedimento dai fiumi, distruzione di letti algali, paludi e dune sabbiose). Il fenomeno è comunque un evento naturalmente presente lungo la linea di costa, ma viene intensificato da problematiche di diversa natura, come:

- l'aumento del livello del mare
- l'aumento dell'intensità e della frequenza di fenomeni meteo-marini come le tempeste

- un ridotto input di sedimenti parte trasportati dei fiumi.

Tutte le problematiche sopra indicate andranno intensificandosi e diventeranno sempre più frequenti a causa del previsto riscaldamento globale. Bisogna considerare, infatti, che la temperatura media del pianeta è aumentata di circa 0.6°C negli ultimi 100 anni, con due principali fasi di riscaldamento, tra il 1910 e il 1945 e dal 1976 in poi. Il tasso di riscaldamento durante la seconda fase è stato circa due volte maggiore che non nella prima fase, ed è previsto che continuerà con un tasso ancora maggiore per i prossimi 50-100 anni. Considerando l'aumento dell'energia del moto ondoso come corollario del riscaldamento globale, appare evidente l'importanza di studiare gli effetti che si avranno sugli organismi delle comunità infaunali di spiaggia e sull'intero ecosistema delle spiagge (Bird, 2000). I cambiamenti climatici antropogenici attesi per il prossimo secolo si prevede che aumenteranno la frequenza e la severità dei processi di erosione (Stuart Chapin et al 2000) e di conseguenza rappresenteranno una seria minaccia per la biodiversità marina e terrestre. Il fenomeno dell'erosione e degli allagamenti sta diventando un problema sempre più serio a causa dei livelli di innalzamento del mare e dell'aumento della frequenza di tempeste come risultato dei cambiamenti globali (Airoldi e Beck, 2007). L'erosione costiera appare già di per sé un fenomeno naturale complesso, ma l'urbanizzazione e la concentrazione delle attività socio-economiche nelle aree costiere ha comportato un'esasperazione del problema sollecitando, a sua volta, una sempre più pressante richiesta di misure di protezione efficaci.

1.4 Gestione: strutture di difesa e bulldozing nel Nord Adriatico

La presenza di strutture rigide alterando il regime idrodinamico della costa può modificare la granulometria e altre variabili abiotiche che a loro volta influenzeranno l'intero funzionamento ecosistemico delle zone intertidali e subtidali (Bertasi *et al*, 2007; Martin *et al*, 2005). Questi cambiamenti avranno un impatto sulla composizione in specie, abbondanza e struttura trofica delle comunità di invertebrati marini che popolano gli ambienti sedimentari e in particolare dell'infauna (Martin *et al*, 2005.)

Le misure adottate per contrastare il fenomeno dell'erosione possono essere ricondotte a due tipologie principali:

- Interventi a monte: sono il genere da preferire in un'ottica di gestione della fascia costiera su scale spazio-temporali ampie poiché si sono rivelate essere realmente efficaci
- Interventi a valle: possono essere una soluzione valida per rimediare ad una situazione critica, specialmente quando deve essere mantenuto in tempi brevi un tratto di spiaggia di elevato interesse turistico. Nonostante ciò non possono essere adottati come soluzione a lungo termine per il problema dell'erosione.

Esistono due fondamentali approcci adottati nella costa emiliano-romagnola per limitare l'erosione costiera: uno con opere di tipo rigido (hard) ed uno con opere di tipo morbido (soft). L'approccio con opere di tipo rigido prevede la collocazione lungo la riva di strutture rigide in massi o cemento armato che possono essere:

- disposte perpendicolarmente alla costa, definite pennelli
- collocate parallelamente al litorale, che a loro volta si dividono in:
 - *onshore*: quando sono posizionate a riva (chiamate argini a mare.)
 - *offshore*: quando distano diversi metri dalla costa (dette frangiflutti.)

La categoria di barriere presa in esame dal presente lavoro è l'ultima citata. Esse differiscono tra di loro a seconda del grado di emersione maggiore o minore della loro cresta rispetto al livello del mare: troveremo quindi barriere sommerse (scogliere a cresta bassa la cui sommità si colloca a più di 1 m sotto il livello medio del mare), semisommerse (con la cresta che è al livello medio del mare) oppure emerse. Alcune di queste strutture rigide di difesa sono risultate funzionali mentre per altre

tipologie sono stati riscontrati problemi per il rischio che arrecavano agli utenti della spiaggia e per il danno paesaggistico arrecato (Menn, 2002.)

Nel nord Adriatico sono state costruite più di 190 km di strutture artificiali lungo 300 km di costa costituita da sedimento molle. (Bondesan et al, 1995). La quasi totalità di queste opere è stata messa in posa nel periodo 1950-1980. Ne risulta che al già delicato equilibrio naturale si è sovrapposto l'intervento dell'uomo, che ha irrigidito l'evoluzione dei litorali costruendo insediamenti e strutture turistico-balneari, porti, moli e opere di difesa (scogliere e pennelli) tutti insistenti sulla sottile fascia costiera o subito a ridosso di questa. (ARPA, 2007).

Gli interventi cosiddetti "*SOFT*" sono caratterizzati dalla stabilizzazione della linea di costa a mezzo di ripascimenti artificiali. Quest'ultimo intervento è in grado di conciliare meglio l'esigenza di protezione del territorio e delle infrastrutture retrostanti con l'ovvia conseguenza di minori impatti rispetto ad opere di protezione cosiddette rigide.

Questa soluzione è già stata attuata su spiagge di altri paesi. In particolare lungo la costa olandese, che per vari motivi presenta una situazione simile alla nostra. Anche le famose spiagge di Copacabana e Miami Beach, Rio de Janeiro, sono state stabilizzate usando proprio questo metodo. Il problema principale, tuttavia, riguarda il reperimento del materiale sabbioso. Constatata la non economicità del prelievo di sabbia dalle cave, si sono individuati accumuli sedimentari sottomarini che sembrano la fonte adatta per questo tipo di operazione. (ARPA, 2007)

Il secondo tipo di intervento preso in considerazione in questo studio consiste nella costruzione di argini di difesa invernali atti a contenere i danni delle mareggiate. Eretti ogni anno su lunghi tratti del litorale in corrispondenza degli stabilimenti balneari, questi innalzamenti sabbiosi vengono realizzati ad inizio ottobre accumulando con degli escavatori la sabbia prelevata dalla battigia nella misura di 15- 10 m³ per ogni metro lineare di spiaggia e successivamente spianate in aprile (ARPA, 2007). Tali argini a costruzione annuale provocano la modificazione della linea di riva e del profilo delle spiagge quindi risultano avere impatti negativi per l'equilibrio delle stesse.

1.5 Meiofauna

La zona intertidale delle spiagge sabbiose fornisce un habitat per numerosi organismi adattati alle ostili condizioni fisiche. La maggior parte dei quali vive nel sedimento e nelle acque interstiziali. Dal punto di vista dimensionale, si usa distinguere il macrobenthos (invertebrati più grandi di 500 μm); il meiobenthos (organismi che passano attraverso un setaccio con maglie di 500 μm e sono trattenuti da uno con maglie di 63 μm) e il microbenthos (le cui dimensioni sono minori di 63 μm). 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). La meiofauna, infatti, riesce in qualche modo a tamponare l'estrema variabilità delle condizioni fisiche 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. Al contrario, la maggior parte delle specie di macrofauna tendono a trovarsi sulla o in prossimità della superficie dei sedimenti sabbiosi per ragioni inerenti all'alimentazione, alla respirazione, al reclutamento di larve o alla migrazione. Gli organismi possono essere ulteriormente suddivisi in endobentonici (endofauna o infauna se animali oppure endoflora o inflora se vegetali) per indicare gli organismi che vivono all'interno del substrato, e presentano caratteristici adattamenti a tale ambiente; ed organismi epibentonici (epifauna o epiflora) per indicare quelli che vivono sulla superficie del substrato. In linea di massima, i fondi duri sono caratterizzati da organismi epibentonici, mentre i fondi molli ospitano prevalentemente organismi endobentonici (Giere, 2009.).

I popolamenti della macrofauna includono molti phyla, ma i policheti, i molluschi, sia bivalvi che gasteropodi, e i crostacei sono spesso dominanti. I popolamenti della meiofauna sono caratterizzati invece da una forte dominanza dei nematodi, dai crostacei copepodi, prevalentemente appartenente all'ordine degli harpacticoidi, dai plathelminthi, da alcune specie di polycheti e dagli ostracodi (Giere, 2009).

Con il particolare termine di "meiobenthos" si definisce poi quella categoria di organismi bentonici della meiofauna, di dimensioni intermedie tra macrofauna e microfauna, che vivono principalmente nei substrati molli a tutte le profondità in acque dolci e marine. Sebbene originariamente il termine si riferisse ai piccoli metazoi, correlazioni ecologiche suggeriscono che anche la maggior parte dei protozoi (ciliati e ameboidi) potrebbero essere inclusi nel meiobenthos. (Menn, 2002). Con il

termine meiobenthos si identifica un gruppo ben distinto di organismi, la cui morfologia, fisiologia e caratteristiche del ciclo vitale si sono evolute per sfruttare al meglio gli interstizi dei sedimenti molli marini. La fauna interstiziale mostra caratteristiche biologiche, morfologiche e comportamentali che appaiono strettamente correlate alle limitazioni fisiche del biotopo interstiziale e che Lanerye definì nel 1980 (in Giere, 1993) come “fenomeni di evoluzione regressiva”. Le condizioni ambientali così particolari e limitanti hanno rappresentato una forte pressione selettiva che ha portato ad adattamenti simili, per convergenza adattativa, anche tra gruppi filogeneticamente distanti tra loro. Gli organismi interstiziali presentano solitamente dimensioni corporee ridotte ed un appiattimento del corpo con spostamento laterale delle appendici locomotorie, allo scopo di favorire il movimento tra i granelli di sabbia. La necessità di spostarsi agevolmente lungo i sottili canalicoli interstiziali determina di frequente una condizione di allungamento del corpo. Per molti animali meiobentonici, l’adesione è una importante reazione che li rende adatti alla vita in un ambiente mobile. Lo sviluppo di strutture adesive è perciò particolarmente frequente nella fauna interstiziale di sabbie soggette ad essere frequentemente mobilizzate. L’adesione a piccole particelle mobili quali i granelli di sabbia è ottenuta tramite un’ampia varietà di adattamenti strutturali e comportamentali. Come esempio si ricordano gli apparati boccali di alcuni Arpacticoidi (Giere, 2009). Tuttavia è importante sottolineare la presenza di adattamenti fisiologici ed ecologici comuni alla biocenosi interstiziale e che rappresentano una risposta evolutiva al sistema.

La diversità filetica della meiofauna è particolarmente elevata, e superiore a quella di ogni altro comparto dell’ambiente marino. Non a caso, gli ultimi phyla scoperti appartengono tutti alla meiofauna: Gnathostomulida (1956), Loricifera (1983) e Cyliophora (1995) (Funch, P. & Kristensen, R.M., 1995). La meiofauna marina costituisce un comparto faunistico di grande interesse per l’elevata diversità, a tutti i livelli gerarchici.

I principali tratti biologici e di ciclo vitale degli organismi appartenenti alla meiofauna (quali la sedentarietà degli adulti e l’assenza di fasi larvali dispersive, l’alta diversità specifica, il ciclo vitale particolarmente breve) li rendono indicatori biologici ideali per indagini nel campo del monitoraggio ambientale e delle risposte a differenti disturbi antropici. Eppure, l’utilizzo di questi organismi abbondanti e ubiquitari è stato sinora marginale. Oltre alle ridotte dimensioni, che necessitano di specifiche competenze nel trattamento dei campioni, tra le cause che hanno impedito un utilizzo più generalizzato di organismi della meiofauna è stata evidenziata come eminente l’assenza di supporti all’identificazione tassonomica che ne permettano il riconoscimento anche da parte dei non esperti. La meiofauna, caratterizzata da brevi cicli vitali, sedentarietà e spesso con ristretta distribuzione può consentire di documentare la valenza di impatto delle fluttuazioni climatiche con un margine di affidabilità superiore rispetto a quello fornito dalle specie vagili. La

meiofauna marina costituisce uno dei comparti meno conosciuti dal punto di vista sistematico e biogeografico della fauna italiana: lacuna questa particolarmente stigmatizzata, dato il contributo preponderante della meiofauna alla biodiversità marina (Mc Intyre, 1969).

E' stata ormai riconosciuta, sempre di più, l'importanza che gli organismi appartenenti alla meiofauna rivestono, non solo nelle reti trofiche, ma anche nei processi di rimineralizzazione dei nutrienti e di depurazione dei sedimenti marini e dulcacquicoli a tutte le latitudini e a tutte le profondità.

Per quanto riguarda la distribuzione intertidale della meiofauna, questa è determinata principalmente dalla temperatura, dalla salinità e anche dalla granulometria del sedimento che influisce sullo spazio interstiziale, sul contenuto d'acqua e sulla disponibilità di ossigeno e nutrimento. In quasi tutti gli studi meiobentonici la maggior parte degli organismi della meiofauna è stata trovata nei primi 2 cm di sedimento. La zonazione verticale è controllata dalla profondità dello "RPD (redox potential discontinuity) layer" ovvero il confine tra sedimenti aerobici e anaerobici. Nei fondali sabbiosi la meiofauna può essere distribuita secondo la profondità dell'RPD e in spiagge caratterizzate da forte moto ondoso può arrivare anche fino a 50 cm o più. Il contenuto di ossigeno è quindi un fattore fondamentale nel controllare la distribuzione verticale della meiofauna. Anche la disidratazione gioca un ruolo importante: è risaputo infatti come la meiofauna sia sensibile a un basso contenuto di acqua tra i granuli di sabbia (Giere, 2009). È stato riscontrato che il meiobenthos intertidale varia stagionalmente, tipicamente la massima abbondanza si ritrova nei mesi caldi dell'anno ma ci sono certamente delle eccezioni. Verranno qui di seguito descritti solo i principali taxa che sono stati stati ritrovati abbondantemente con più abbondanza nei campioni raccolti.

1.5.1 Nematoda



1.3 nematode

Rappresentano il taxon dominante nei sedimenti marini, dove possono costituire in termini di abbondanza perfino il 90-95% della meiofauna totale e il 50-90% della loro biomassa; ciascun metro quadrato di fondale marino è popolato da 1 a 12 milioni di nematodi. La così grande importanza dei 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. La maggior parte dei nematodi meiobentonici sono lunghi circa 0,5-3 mm, il più piccolo trovato finora era lungo 0,2 mm. La grande maggioranza dei nematodi che vivono liberi sono animali bentonici, vivono negli spazi interstiziali e riescono a colonizzare qualsiasi tipo di sedimento. (Per quanto riguarda la loro struttura corporea molte caratteristiche preadattative hanno permesso loro di vivere in fanghi e sabbie. I nematodi normalmente si muovono per mezzo di onde di contrazioni muscolari, che percorrono le fibre muscolari longitudinali della parete del corpo. Le ondulazioni provocano uno scivolamento serpentino; essendo animali interstiziali infatti, i loro movimenti ondulatori sono efficaci per avanzare soltanto se i nematodi possono appoggiarsi contro particelle del substrato o veli d'acqua. Wieser fu il primo che trovò una relazione tra struttura di comunità, granulometria, catena trofica e capsula boccale dei nematodi. Che è approssimativamente tubulare e rivestita di cuticola. Mancano di uno stadio larvale (ovovivipari) presentano variabilità stagionale con densità più elevate nel periodo estivo e sono caratterizzati da molteplici modalità d'alimentazione. Inoltre, la stabilità delle popolazioni, il breve ciclo riproduttivo, la loro notevole tolleranza nei confronti delle variazioni ambientali, i metodi semplici di raccolta dei campioni, i volumi dei campioni ridotti e la possibilità di studiare materiale fissato fanno sì che questo gruppo sia considerato in campo ecologico un ottimo 'indicatore'.

1.5.2 Copepoda



Figura 1.4 copepode

Considerati come uno dei più abbondanti taxa di Metazoi, i Copepodi rappresentano il gruppo di crostacei più grande e diversificato. Attualmente includono circa 11.500 specie (Pesce.) superando addirittura gli insetti, che hanno un maggior numero di specie ma presentano popolazioni con un minor numero di individui.

1.5.2.1 Ordine Harpacticoida

Gli Harpacticoidi costituiscono uno degli ordini più importanti tra i dieci compresi nella sottoclasse Copepoda (Huys e Boxshall, 1991). Sono essenzialmente organismi bentonici, poche sono le forme planctoniche (*Microsetella*, *Euterpina*, *Clytemnestra*, *Macrosetella*) o associate ad altri organismi (*Sunaristes*) (Huys e Boxshall, 1991). La loro taglia è compresa tra gli 0,2 e i 2,5 mm e abbondano in tutti gli ambienti acquatici, da quelli marini e salmastri a quelli di acqua dolce. L'ordine è composto da 50 famiglie, 460 generi e oltre 3000 specie (Huys e Boxshall, 1991). Gli Harpacticoidi interstiziali presentano una maggiore varietà morfologica rispetto agli altri gruppi di Copepodi (Marcotte, 1983). Ciò sarebbe dovuto secondo la teoria di Hutchinson (1959) al fatto che essi sono sottoposti ad una grande varietà di pressioni selettive continuamente variabili nel tempo.

Il corpo degli Harpacticoidi, come quello di tutti i Crostacei, è rivestito di una struttura chitinoso e trasparente, l'esoscheletro, che poggia su uno strato basale di cellule epiteliali. Questi organismi hanno corpi sottili e antenne corte, usano le zampe toraciche per camminare tra i granelli di sabbia. Gli Harpacticoidi rappresentano il gruppo di Metazoi interstiziali più abbondanti dopo i Nematodi (Mc Intyre, 1969).

Il numero di specie di Harpacticoidi presenti negli strati di sabbia sembra crescere proporzionalmente alla taglia dei granelli. Dunque nei cosiddetti "substrati a sabbia grossa" questi piccoli Crostacei si rinvencono in proporzioni nettamente più massicce rispetto ai Nematodi. La fauna interstiziale è spazialmente distribuita secondo zonazioni che possono assumere un andamento sia verticale che orizzontale. La zonazione verticale è controllata dal livello della

discontinuità del potenziale redox (RDP) (Hicks e Coull, 1983). Il primo fattore responsabile dei gradienti verticali dell'RDP è l'ossigeno, il quale determina direttamente il potenziale redox dei sedimenti e lo stato di ossidazione di vari nutrienti organici (Hicks e Coull, 1983). Di norma i picchi di massima abbondanza sono caratteristici delle stagioni più calde, poiché seguono temporalmente i picchi riproduttivi, correlati positivamente alle variazioni di temperatura (Palmer e Coull, 1980).

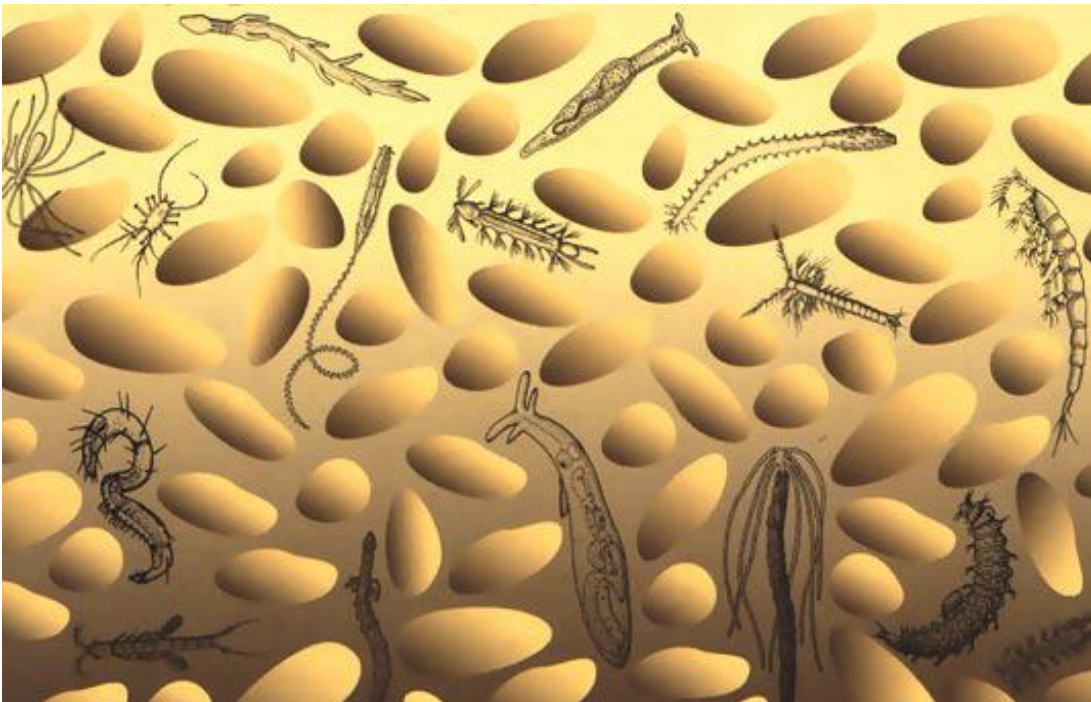


Figura 1.5 Esempio di associazione tra taglie granulometriche e organismi del meiobenthos.

Capire quindi la distribuzione dei differenti tipi di sedimento è essenziale per comprendere la distribuzione e l'ecologia di fauna e flora.

Gli organismi che si ritrovano nella zone intertidale hanno notevole rilevanza in quanto:

- molte specie sono di interesse commerciale e rappresentano il nutrimento per altre specie che sono a loro volta importanti a livello economico;
- alcune specie vengono utilizzate come bioindicatori per valutare gli effetti di diversi impatti in ambiente marino (ad esempio l'inquinamento). Le spiagge sabbiose sostengono due distinte reti trofiche una piccola rete trofica alla quale contribuiscono principalmente batteri micro, meio e macrofauna, e una rete trofica più grande alla quale appartengono uccelli epibenthos e macrobenthos. La grande catena trofica è correlata con la piccola principalmente attraverso il gruppo delle specie della macrofauna in quanto queste sono una risorsa di cibo per le specie più

grandi ma hanno anche un ruolo importante nella piccola rete trofica. Spiagge in erosione mostrano una più alta abbondanza di specie appartenenti alla piccola rete trofica mentre spiagge in accrescimento tendono a ospitare più specie che fanno parte della rete trofica più grande. Entrambe le catene trofiche sono importanti nel ciclo della materia organica e dei nutrienti. Le spiagge sabbiose potrebbero sembrare abbastanza stabili, ma attualmente sono gli ecosistemi fra i più fragili. In particolare ogni cambiamento delle proprietà fisiche della spiaggia avrà delle ripercussioni sul biota. (Menn, 2002), (Defeo et al, 2009 Brown & McLachlan, 1990). Quindi 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 della spiaggia (Short, 1983). Tuttavia si assume che la meio e la macrofauna rispondano diversamente a questi fattori abiotici in virtù del fatto che hanno una sensibilità divergente, poiché rappresentano, gruppi biologicamente ed ecologicamente separati. (McIntyre, 1968, 1971; McLachlan, 1977b).

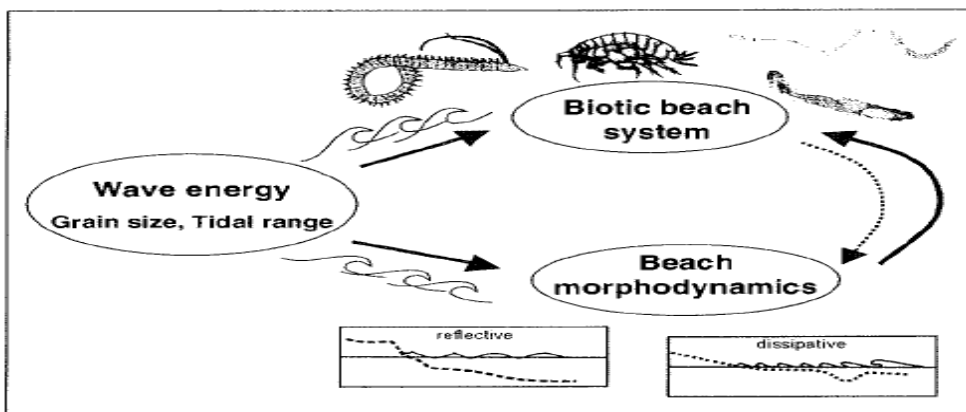


Figura 1.6. Modello schematico delle interazioni tra forza del moto ondoso morfodinamica della spiaggia e componente biotica in spiagge (Short, 1999).

1.6 La costa Emiliano Romagnola

La linea di costa Adriatica subisce da tempo variazioni dovute a cause naturali. Circa 18.000 anni fa, alla fine dell'ultima glaciazione, il livello del mare si era abbassato di circa 120 m rispetto alla posizione attuale e la linea di costa arrivava a Sud di Pescara. L'Adriatico settentrionale era emerso e trasformato in una vasta pianura alluvionale.

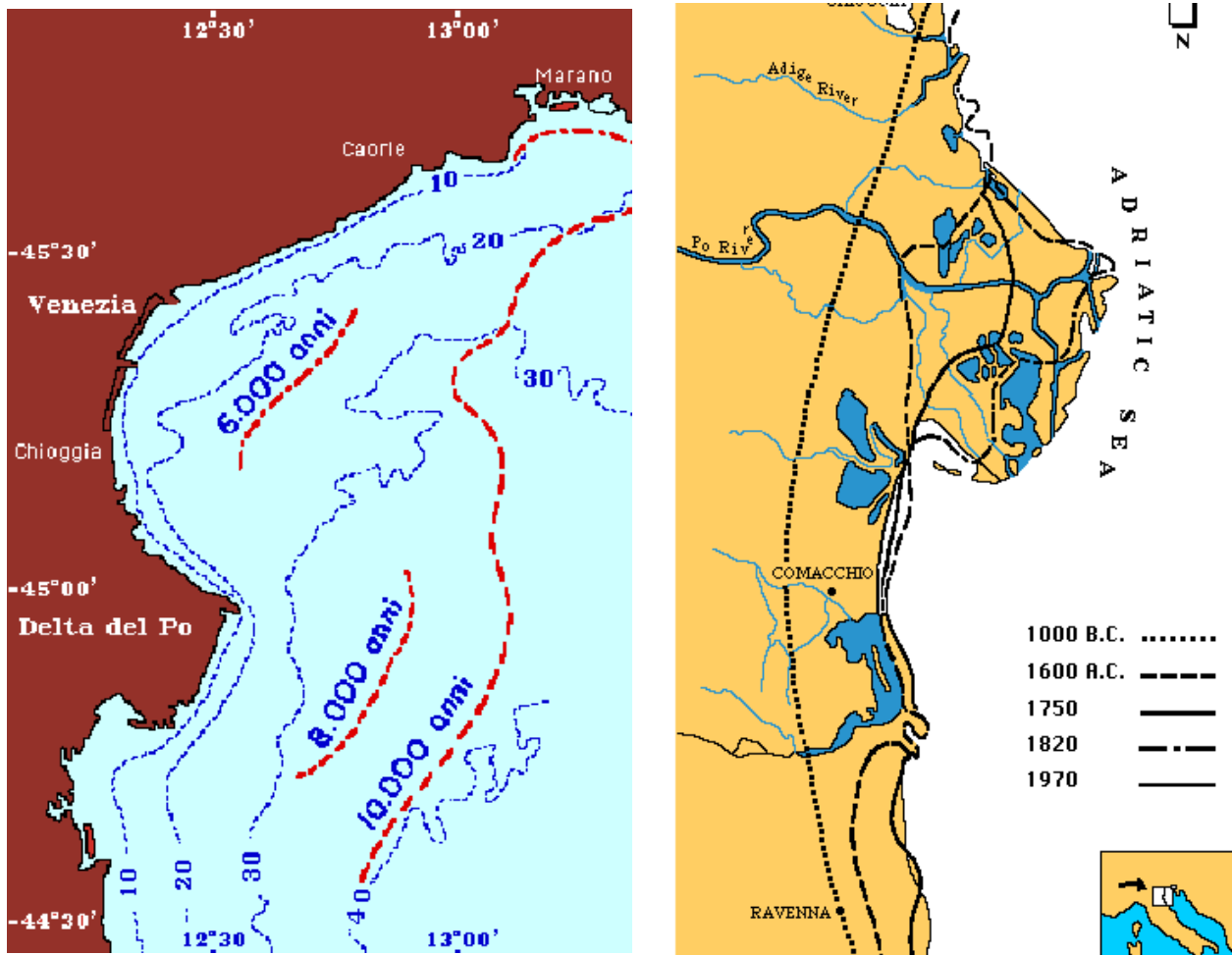


Figura 1.7. Ricostruzione della posizione di alcune linee di riva e della variazione del livello dell'Alto Adriatico negli ultimi 10.000 anni.

Successivamente, col ritiro dei ghiacci, il livello del mare si è innalzato progressivamente. In questo periodo l'acqua è avanzata verso la terra, trovando una pianura molto bassa, e la linea di costa si è spostata all'altezza di Mestre. All'altezza di Gabicce però il mare ha incontrato terreni alti e si è creato un "gradone" (falesia) visibile tutt'oggi nei pressi di Bellaria e Viserba (l'altezza del "gradone" varia dai 2 ai 10 metri). Nel momento del massimo avanzamento (circa 5 mila anni fa) la costa si trovava ad Alfonsine Adria. Si sono poi verificate ulteriori oscillazioni, anche i periodi storici, che hanno portato il livello della marea a raggiungere la posizione attuale. Oggi la regione

Emilia Romagna ha uno sviluppo litoraneo di 130 km. L'attività principale insita nella fascia costiera è quella turistico-balneare che ,come noto, rappresenta un importante volano economico per la regione e per l'intero paese .La qualità degli arenili assume in questo caso un ruolo molto importante. Il loro mantenimento funzionale rappresenta un indiscussa garanzia allo sviluppo del settore. La costa è bassa e di tipo sabbioso, quindi soggetta a naturali fluttuazioni che nel corso dei secoli hanno di fatto spostato di centinaia di metri la linea di costa verso il mare , allungandola o verso l'interno erodendola. Si tratta di un ambiente dinamico, il cui equilibrio dipende dall'interazione tra diversi fattori in grado di modificare il profilo di una costa bassa e sabbiosa.:

- la variazione del livello del mare;
- le condizioni meteo-marine;
- gli apporti sedimentari fluviali;
- la subsidenza e le attività antropiche(come la progressiva demolizione delle dune.

La sostituzione della vegetazione spontanea e dei cordoni dunali con strutture balneari e palazzi, costruiti spesso a ridosso della battigia, ha provocato l'alterazione dell'equilibrio della costa. La spiaggia sabbiosa romagnola, in passato, era accompagnata, nell'area costiera, da una, più o meno ampia, fascia di dune, allungate nel senso del litorale e perpendicolari ai venti dominanti. Fino a qualche anno fa, alcune tracce di questa caratteristica fascia costiera si potevano osservare tra Milano Marittima e la foce del Savio.(ARPA, 2007)

2 Caratterizzazione dell'area di studio

2.1 Localizzazione e caratterizzazione dei siti

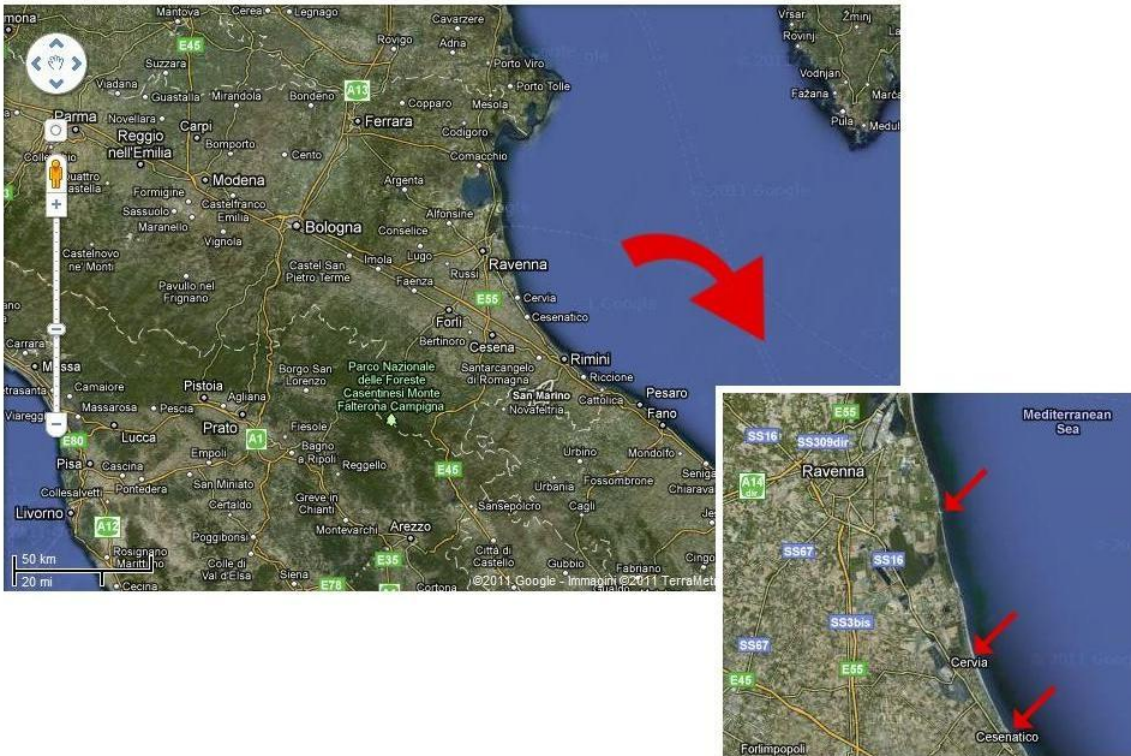


Figura 2.1 posizione geografica dei tre siti di studio

La costa emiliano-romagnola è costituita prevalentemente da una spiaggia quasi continua estesa circa 130 km e ampia da pochi metri ad oltre 200. È una costa bassa e sabbiosa che si estende dalla foce del Po di Goro, a nord, fino alla foce del torrente Tavollo, tra Cattolica e Gabicce, a sud. o. All'interno di quest'area sono stati scelti tre siti di campionamento differenti per l'intervento antropico a cui sono esposti.

2.1.1 Il sito di Cesenatico

Fra i tre siti indagati, Cesenatico è quello più esposto ed è soggetto ad erosione. Cesenatico è una località turistica che rappresenta un elevato valore socio-economico per la regione e presenta una notevole urbanizzazione funzionale all'attività turistica. Il sito è stato scelto come "protetto" in virtù della presenza di strutture rigide artificiali permanenti parallele alla costa e di pennelli perpendicolari, e per la realizzazione, nel periodo invernale di dune di sabbia di fronte agli stabilimenti balneari prelevando il sedimento dalla zona intertidale mediante ruspe. Le dune hanno dimensioni, in media di 1 m in altezza e 1.5 m in larghezza e vengono rimosse in tarda primavera ridistribuendo il sedimento nella spiaggia. I campionamenti sono stati effettuati nella zona di Cesenatico Ponente attigua al porto canale (litorale nord).



Figura 2.2: Barriere artificiali rigide a Cesenatico.

2.1.2 Il sito di Cervia

Il sito di Cervia si trova a circa 20 Km a Sud-Est di Ravenna ed è localizzato nell'area compresa tra 500 m e 1000 m a Sud del porto locale. Presenta un tipico profilo dissipativo con una pendenza modesta. Il sito, quindi, non presenta strutture di difesa artificiali ed è stato scelto come sito “non protetto” da strutture rigide. Essendo comunque una località turistica ed urbanizzata, similmente a quanto descritto per Cesenatico, durante il periodo invernale vengono innalzate le dune di sabbia.



Figura 2.3: Il sito di Cervia.

2.1.3 Il sito di Lido di Dante

Il sito si trova a circa 10 Km a sud-est di Ravenna e il campionamento è stato eseguito nella zona sud della spiaggia facente parte della Riserva naturale della foce del Bevano.

Il sito è compreso tra le foci di due fiumi, a nord i Fiumi Uniti e a sud il Bevano; è stato considerato sito “naturale” poiché dato lo stato di riserva naturale non è possibile edificarvi, non sono presenti strutture di difesa artificiale e non vengono erette in inverno dune artificiali. Il sito, trovandosi in prossimità di un’area di foce, risulta essere un ambiente fortemente dinamico ed è protetto nella parte retrostante da una pineta.



Figura 2.4: Il sito di Lido di Dante

3 Materiali e metodi

3.1 Disegno di campionamento

Il piano di campionamento completo è riportato in Figura 3.1. Per valutare l'impatto riguardante la costruzione di dune di sabbia artificiali in aggiunta all'eventuale presenza di strutture rigide di difesa sono stati previsti 4 tempi di campionamento per sito, due senza la presenza di dune e due dopo l'innalzamento delle dune. Per ogni tempo e sito sono stati individuati in maniera casuale tre transetti perpendicolari alla linea di costa, per ciascun transetto e sito sono stati scelti tre livelli di marea fissi: (H) alta, media (M) e bassa (L). Per ciascun livello di marea sono state infine prese due repliche A e B per ogni variabile considerata. Il disegno sperimentale consiste quindi di un modello a quattro fattori: primo fattore fisso "siti" con 3 livelli: (CES, CER, LDD) secondo fattore fisso e ortogonale rispetto ai siti "Tempo" con 4 livelli e un terzo fattore fisso ed ortogonale "Maree" con 3 livelli: (H, M, L.); infine il fattore Transetti con 3 livelli: (T1, T2, T3) individuati con procedura random (nested rispetto all'interazione Siti xTempo). I campioni raccolti sono risultati 54 per ciascun tempo di campionamento. Nel presente lavoro di tesi, mi sono occupata delle variabili ottenute dai primi due campionamenti, rispettivamente il primo senza dune e il secondo dopo il loro innalzamento.

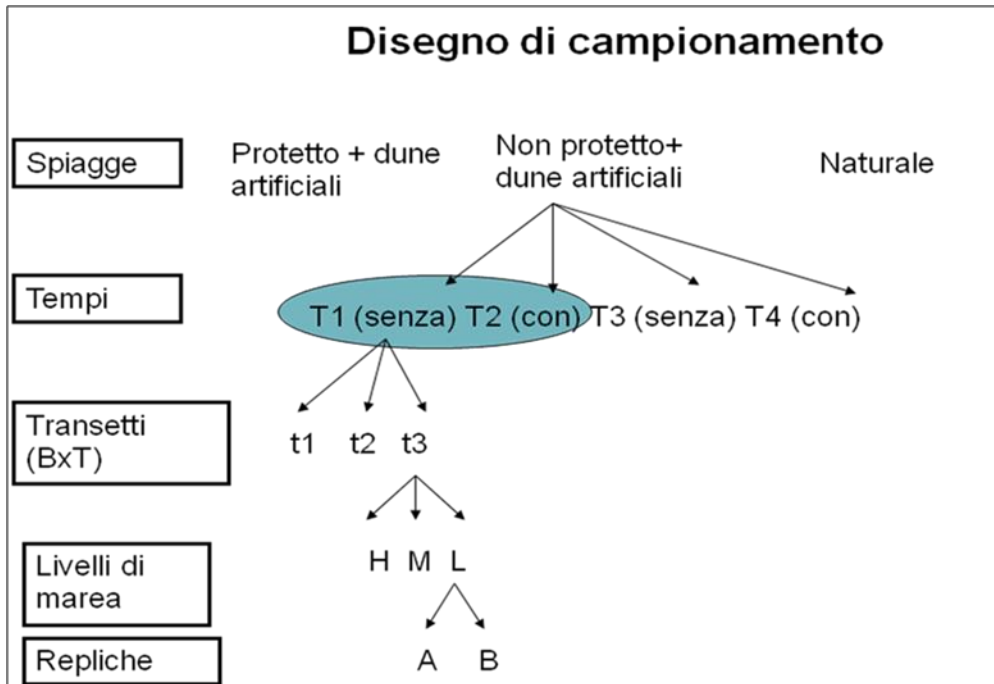


Figura 3.1: Schema del disegno di campionamento completo

3.1.1 Metodi di campionamento

I campioni sono stati prelevati in un arco temporale abbastanza ristretto, precisamente nei giorni 6,7,20/10/2010 per il primo campionamento, 17,18,19/11/2010 per il secondo . I campionamenti sono stati condotti lungo la fascia intertidale, e per ognuno di essi sono state impiegate circa 4 ore di tempo. Una volta raggiunto il sito, venivano posizionati e contrassegnati con un picchetto di ferro i transetti identificati con procedura random. Per ogni livello di marea e per ciascun transetto sono stati annotati l'orario di prelievo dei campioni, la posizione registrata con un GPS da campo, l'altezza della marea (mediante il programma WXTide) e la presenza/assenza del RPD (*redox potential discontinuity layer*) con un cilindro graduato annotando, qualora fosse presente, a quanti centimetri di profondità. Infine con una rotella metrica è stata misurata la lunghezza di ogni transetto, per valutare l'ampiezza della zona intertidale. I campioni di macrofauna bentonica sono stati ottenuti dall'unione di 4 "carote" in PVC di 10 cm di diametro, che sono state introdotte all'interno del sedimento fino a 10 cm di profondità (ottenendo un'area di campionamento pari a 314 cm²). Al momento del prelievo, ogni campione è stato collocato in una busta di nylon, precedentemente contrassegnata con la sigla del campione stesso. I campioni destinati alle analisi di granulometria, materia organica totale e meiobenthos sono stati prelevati con carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità e collocati direttamente in barattoli etichettati. In seguito per la macrofauna è stata eseguita una setacciatura mediante filtro di 500 µm direttamente in sito e il campione così ottenuto è stato conservato con formalina al 10% in un barattolo di plastica segnato con il codice della replica; la meiofauna è stata fissata all'interno di barattolini con formalina al 4%.

3.1.2 Trattamento dei campioni

In laboratorio i campioni di macrofauna sono stati setacciati attraverso 4 setacci impilati l'uno sopra all'altro, secondo una serie geometrica decrescente delle loro maglie (5000, 2000, 1000 e 500 μm) per analizzare la struttura di taglia della macrofauna. Le quattro diverse taglie così ottenute sono state collocate in quattro beker separati e successivamente è stata effettuata la colorazione con rosa bengala. Dopo l'analisi e l'estrazione degli organismi macrobentonici, è stato determinato il peso secco di capulerio (*dead shell debris*) delle singole frazioni mediante essiccamento in stufa a 80°C per 24 ore. I risultati sono riportati in grammi/campione. I campioni di meiofauna in laboratorio sono stati colorati precedentemente con colorante rosa bengala, e quindi per estrarre gli organismi dal sedimento è stato utilizzato il metodo delle elutrazioni (Boisseau 1957; e successivamente modificato da Mc Intyre anno 1993). Il campione è stato versato all'interno di un setaccio con maglia di 45 micron, posto all'interno di una bacinella per la raccolta del refluo, e successivamente in una beuta da 2 l che è stata poi riempita d'acqua fino alla quantità di circa 500 mml. Sono state effettuate 5 elutrazioni successive che consistono nell'agitare meccanicamente il campione, tutte della durata di qualche secondo. Una volta finite le elutrazioni gli organismi trattenuti dal setaccio sono stati conservati all'interno di un becker, poi riconosciuti allo stereomicroscopio a livello di taxa maggiori e conteggiati. I campioni di granulometria e materia organica totale sono stati trasportati in laboratorio all'interno di frigoriferi portatili ed in seguito stoccati a -20°C. Le analisi di laboratorio sono state oggetto di un'altra tesi (Bini, 2011)

3.2 Indici morfodinamici

Per comparare lo stato morfodinamico delle diverse spiagge nel tempo sono stati calcolati diversi indici.

-
- L' Indice di dinamismo della spiaggia (*Beach Dynamic Index BDI*), indica quanto il profilo di una spiaggia è modificato dall'idrodinamismo in funzione della granulometria.

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

dove *Slope* = rapporto fra livello di marea e lunghezza della zona intertidale;

a = costante di Stokes (1.03125)

M_Z = dimensione in millimetri della mediana della teglia della granulometria;

il Modello semplificato di esposizione al moto ondoso (*Simplified wave model exposure SWMET*) indica quanto una spiaggia sia esposta tenendo conto dei venti e la posizione geografica della stessa:

$$SWMET = \frac{1}{8} \cdot \sum_{i=1}^8 F_i \cdot W_i$$

dove F = fetch, determinato mediante un programma GIS;

W = intensità de vento;

i = direzione del vento;

l'Indice di condizione di riflessività della spiaggia (*Reflectivity condition index RCI*), indica quanto una spiaggia è riflessiva:

$$RCI = \frac{BDI}{SWMET}$$

3.3 Analisi dei dati

I dati delle comunità meiobentoniche e macrobentoniche sono stati analizzati mediante tecniche di analisi uni- e multivariate.

3.3.1 Analisi univariate

I metodi univariati analizzano i risultati di una variabile alla volta. Le abbondanze totali sia della componente macrobentonica che di quella meiobentonica, quelle dei singoli taxon meiobentonici e le statistiche dei dati abiotici sono stati analizzate tramite l'analisi della varianza (ANOVA), basandosi sul disegno sperimentale di campionamento precedentemente descritto. Prima di effettuare l'ANOVA l'omogeneità della varianza è stata testata mediante il test C di Cochran e sono state applicate dove occorreva le opportune trasformazioni dei dati. Qualora, anche dopo la trasformazione dei dati il test di Cochran, rimaneva significativo, l'ANOVA è stata condotta sui dati non trasformati, ponendo attenzione all'interpretazione dei risultati. I confronti a posteriori sono stati effettuati mediante lo Student-Newman-Keuls test (SNK-TEST) (Underwood, 1997).

3.3.2 Analisi multivariate

Per l'analisi della struttura delle comunità sono state utilizzate tecniche statistiche multivariate che prendono in considerazione più variabili contemporaneamente. L'analisi consiste nell'esprimere le relazioni che intercorrono fra tutte le coppie di campioni in termini di abbondanza e specie, mediante il calcolo di indici di similarità. La similarità o (dissimilarità) tra campioni è stata calcolata mediante il coefficiente di similarità di **Bray-Curtis**, (Faith et al, 1987)

$$d_{jk} = \frac{\sum_i |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_i (x_{ij} + x_{ik})}$$

dove x_{ij} è il numero di individui della specie i -esima nel campione j e x_{ik} il numero degli individui della specie i -esima nel campione k . È stato scelto questo indice del momento che fornisce i risultati più affidabili nello studio delle comunità bentoniche è di facile calcolo ed essendo un rapporto è intrinsecamente standardizzato. Per contro risente della differenza di taglia dei campioni e tende ad esaltare l'influenza delle specie dominanti

Si passa quindi dalla matrice di dati iniziale, eventualmente trasformati, ad una matrice triangolare di similarità.. Per rappresentare graficamente i risultati di similarità è stata applicata la tecnica di

ordinamento dell' **MDS** (multi dimensional scaling) non metrico che consiste nell'adattare su un piano bidimensionale la disposizione dei campioni che meglio rispecchia il vero grado di reciproca similarità. Questo tipo di rappresentazione si ottiene tramite l'applicazione di un algoritmo complesso che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la migliore distorsione dei punti campione. Per configurare con maggiore successo le relazioni tra i campioni col 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 il valore uno viene dato al valore di similarità più alto, due al successivo e così via. La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le n-1 dimensioni richieste teoricamente per n campioni è indicato dal valore di stress. Questo si può immaginare come lo scarto fra la distanza reale fra due punti-campione nella matrice è quella risultante sul piano. Il suo valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell' MDS se lo stress presenta un valore accettabile si può considerare valido (cioè corrispondente al meglio ai valori di similarità reciproca dell'originaria matrice triangolare) un ordinamento dei punti sulle due dimensioni assegnate, nel quale punti campione che presentano maggiore affinità per composizione ed 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	INTERPRETABILITÀ
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

Le differenze di strutture di comunità fra i fattori tenuti sotto controllo sono state testate attraverso il test non parametrico a permutazioni **PERMANOVA** (Anderson and Robinson., 2001). Solo nel caso in cui il test fornisca valori di probabilità minori dello 0.05 le differenze riscontrate possono essere considerate significative. Poichè l'informazione che identifica i taxa responsabili del raggruppamento di campioni rilevato mediante MDS e testato mediante PERMANOVA, viene completamente persa, è stata applicata la procedura **SIMPER** (Similarity percentage) al fine di individuare quali sono in taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i raggruppamenti di comunità risultate significativamente differenti (Clarke.,1993). Ancora una volta

è stato utilizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis che racchiude tutta l'informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza. Inoltre è possibile identificare più precisamente i taxa responsabili delle differenze evidenziate, disaggregando l'indice di Bray-Curtis, calcolando innanzitutto la dissimilarità media (δ) tra tutte le coppie di campioni inter-gruppo (cioè ciascun campione del gruppo 1 con ciascun campione del gruppo 2) per poi scindere questa media in contributi separati di ciascun taxon alla dissimilarità media. Per ogni specie quindi, mediando tra tutte le coppie di campioni (gli indici j e k della formula) si calcola il contributo medio e la deviazione standard dalla dissimilarità tra gruppi a confronto. Le specie discriminanti tra due gruppi saranno quelle che forniranno un elevato contributo medio ma che avranno anche una bassa deviazione standard. Solitamente il maggior contributo alla dissimilarità media verrà da specie abbondanti in un gruppo di campioni e rare (o assenti) in altri. Nello stesso modo è possibile esaminare il contributo che ciascuna specie dà alla similarità media all'interno di un gruppo. L'ultima fase di analisi consiste nel cercare di spiegare i *patterns* di comunità mettendo in relazione l'analisi biotica con l'analisi delle variabili ambientali derivanti dallo stesso set di campioni. Per indagare le correlazioni tra i dati descrittivi dell'habitat ed i dati biotici ci si è avvalsi della procedura denominata **BIO-ENV** (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994), al fine di valutare le variabili ambientali a livello crescente di complessità, cioè k variabili alla volta ($k=1, 2, \dots, v$). Il procedimento consta nel determinare la migliore combinazione di variabili ambientali che spiegano il *pattern* di similarità. Il punto di partenza è la matrice di similarità (calcolata tramite l'indice di Bray-Curtis) dei dati delle comunità indagate che viene confrontata con le matrici di similarità (calcolate mediante distanza euclidea) derivanti da tutte le possibili combinazioni delle variabili ambientali. Per poter paragonare le due matrici è necessario però convertirle in matrici per ranghi per poi confrontarle tramite un coefficiente di correlazione per ranghi. Viene perciò definito un coefficiente di accoppiamento tra gli elementi delle rispettive matrici di similarità (r_i ; $i = 1, 2, \dots, N$) e (s_j ; $j = 1, 2, \dots, N$) dove $N = n(n-1)/2$ ed n è il numero dei campioni. Il coefficiente utilizzato è il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (ρ_s):

$$\rho_s = 1 - \frac{6 \sum_i D_i^2}{N(N^2 - 1)}$$

I termini costanti sono definiti in modo tale che ρ_s sia compreso nel range (-1; +1) con gli estremi $\rho_s = -1$ e $\rho_s = +1$ che corrispondono ai casi in cui due *sets* di ranghi sono in completa opposizione o in completo accordo, rispettivamente. Valori di ρ_s intorno a zero corrispondono all'assenza di qualsiasi accoppiamento tra i due *patterns*. Il valore più elevato di tutti i possibili ρ_s calcolati,

individua la migliore combinazione di variabili ambientali che spiegano il plot biotico. Il valore di ρ_s così calcolato viene confrontato con la distribuzione nulla ottenuta mediante permutazione. Per analizzare l'insieme delle variabili abiotiche analizzate e è stata utilizzata la tecnica multivariata dell'Analisi delle Componenti Principali (*Principal Component Analysis – PCA*), utilizzando l'indice 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 $i=1, \dots, p$ sono le variabili utilizzate nell'analisi.

La tecnica consiste nell'ordinare i punti campione lungo degli assi (uno per ogni variabile). La bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dei primi due assi.

Tutte le analisi sono state effettuate tramite il software PRIMER attualmente alla (versione 6) e PERMANOVA+ for PRIMER (Anderson, Gorley & Clarke).

4 Risultati

4.1 Risultati della componente biotica

L'analisi dei campioni di meiobenthos ha portato ad isolare un totale di 23.175 organismi e ad identificare 18 taxa. Se si considerano gli istogrammi relativi al numero di specie si evidenzia come il numero di specie non superi mai il valore di 6 in tutti i siti a tutti i tempi e in ogni livello di marea tranne nel caso di Lido di Dante al tempo 1 livello di alta marea. Un primo responso analitico è stato ottenuto attraverso l'analisi della varianza (ANOVA), condotta sui dati del numero di taxa e dell'abbondanza totale della meiofauna (Tab.4.1). Per quanto riguarda il numero di taxa, il Test di Cochran non è risultato significativo quindi non è stato necessario applicare una trasformazione dei dati. L'ANOVA mette in evidenza un'elevata significatività per l'interazioni maree x spiagge, mentre non si riscontrano differenze fra tempi. I risultati ottenuti mediante SNK test fra tutti i livelli dell'interazioni non vengono riportati, ma commentati tenendo presente i grafici relativi (Fig.4.1),(Fig. 4.2). Per quanto riguarda l'alta marea si rileva un numero di taxa significativamente più elevato nel sito di Lido di Dante, per la media marea risulta un maggior numero di taxa a Cervia e a livello di bassa marea si rinvengono differenze significative fra Cesenatico e gli altri due siti a causa di un minor numero di taxa. I confronti effettuati fra i livelli di marea nelle singole spiagge evidenziano come a Cesenatico e a Cervia non risultano differenze fra i 3 livelli di maree. Solo a Lido di Dante si osserva un numero minore di taxa a livello di media marea.

Riguardo le densità a causa dell'eterogeneità delle varianze l'analisi è stata condotta dopo trasformazione logaritmica dei dati. Risulta significativa l'interazione tempi x spiagge x maree. Il confronto fra tempi per ciascun livello di marea, effettuato a Cesenatico evidenzia un decremento delle densità passando dal tempo 1 al tempo 2. A Cervia invece, pur notando una diminuzione delle abbondanze generale, risultano differenti solo le abbondanze al livello di alta marea. (Fig.4.1). A Lido di Dante, invece, non si evidenziano marcate differenze fra i tempi, anche se sono risultate significativamente diverse le densità alle alte maree.

Tabella 4.1 Risultati dell'ANOVA per numero di taxa e densità

Source	DF	numero taxa			densità		
		MS	F	P	MS	F	P
te	1	3.3426	1.82	0.2018	32.968	64.76	0
sp	2	9.9259	5.41	0.0211	8.6438	16.98	0.0003
tr(teXsp)	12	1.8333	0.89	0.5641	0.5091	0.87	0.5846
ma	2	0.5926	0.48	0.6217	7.614	18.52	0
teXsp	2	0.5926	0.32	0.7299	3.7822	7.43	0.008
teXma	2	0.9259	0.76	0.4797	0.4189	1.02	0.376
spXma	4	4.1065	3.36	0.0256	6.3784	15.52	0
maXtr(teXsp)	24	1.2222	0.59	0.9194	0.4111	0.7	0.8298
teXspXma	4	0.9676	0.79	0.5421	1.4582	3.55	0.0207
RES	54	2.0648			0.5877		
TOT	107						

Cesenatico e Cervia presentano sia al tempo 1 che al tempo due andamenti opposti, scendendo nel dettaglio il numero medio di specie a Cesenatico è maggiore nell'alta e nella bassa marea mentre al tempo due il numero di specie è minore nella bassa marea a Cervia ritroviamo il maggior numero di specie nella bassa e nella media marea al tempo due. Ma si può tuttavia affermare che i valori in tutti e tre i siti sono abbastanza costanti ad ogni tempo e livello di marea.

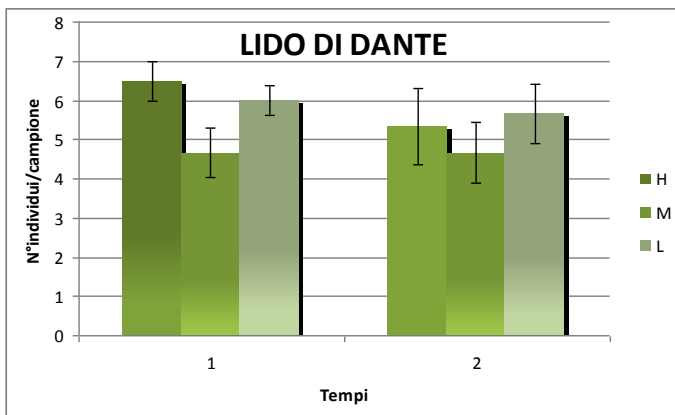
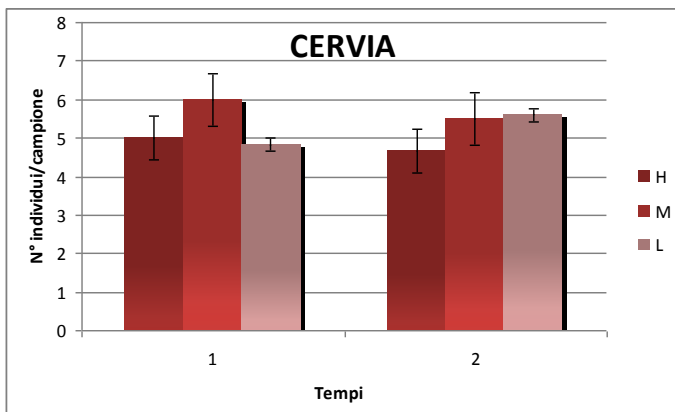
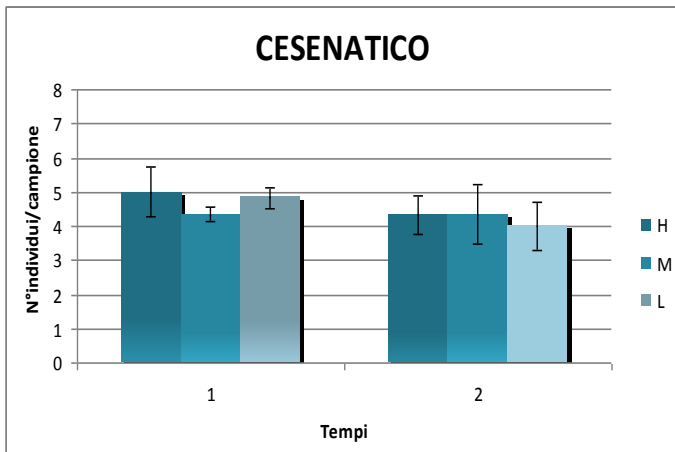


Figura4.1 Numero medio di taxa (n=6) ± e.s a CESENATICO, CERVIA, LIDO DÌ DANTE, in ciascun tempo e per ogni livello di marea. H:alta marea,M:media marea,L:bassa marea.

;

Dall'analisi degli istogrammi delle abbondanze medie totali degli organismi (Fig. 4.2) risulta una più alta densità di organismi nel sito di Cervia rispetto a siti di Cesenatico e Lido di Dante. Si nota inoltre che complessivamente al tempo 2 quindi dopo l'innalzamento delle dune, il numero medio di individui nei tre siti è mediamente minore rispetto al tempo 1 ma il trend generale è simile nei due tempi. Nei siti di Cesenatico e Cervia al tempo uno e due, rispettivamente precedente e antecedente all'innalzamento delle dune di sabbia, ritroviamo un andamento simile. Il numero di individui infatti cresce procedendo dall'alta alla bassa marea. Questa similarità potrebbe però essere dovuta non a simile idrodinamismo, ma al fatto che la protezione da parte delle barriere a CES rende questa spiaggia equiparabile a CER che è la più dissipativa.

Lido di Dante invece mostra un andamento irregolare, altalenante sia al tempo uno che al tempo due il numero medio di individui, a differenza dei siti di Cesenatico e Cervia è maggiore nell'alta marea.

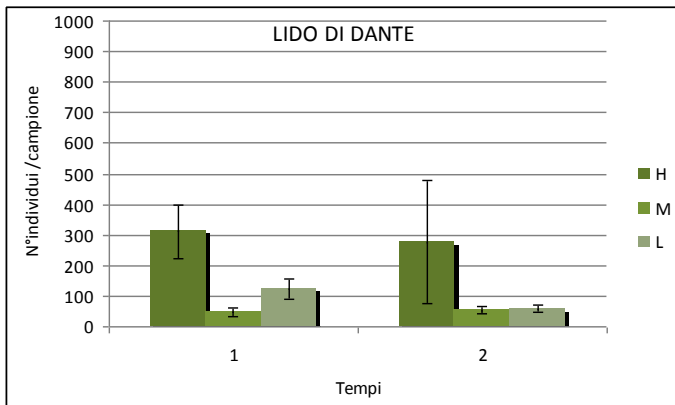
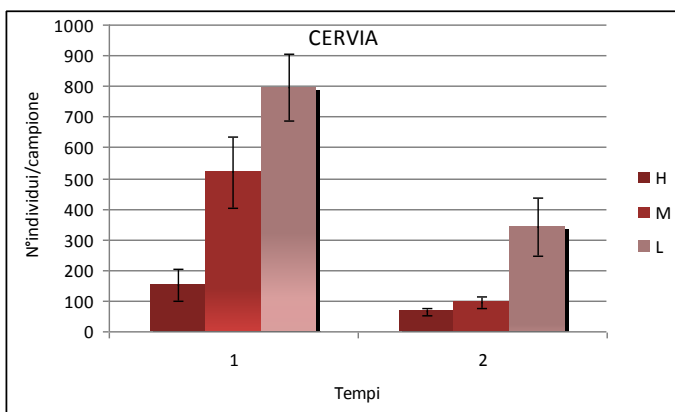
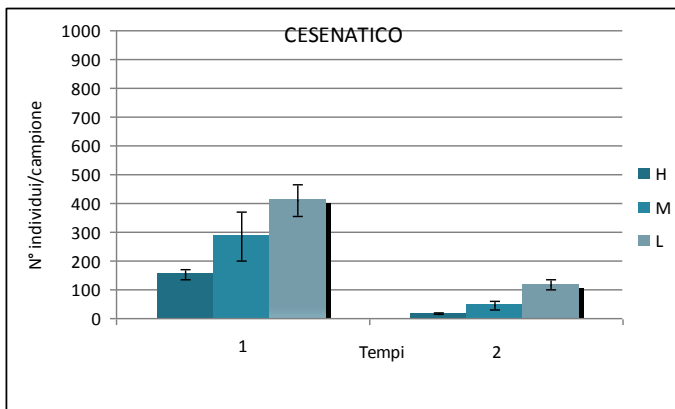


Figura. 4.2 Abbondanze medie degli individui totali ($n=6$) \pm e.s a CESENATICO, CERVIA, LIDO DI DANTE per ogni livello di marea H:alta marea,M:media marea,L:bassa marea al tempo1 e 2.

L'analisi multivariata condotta sui dati di tutta la comunità meiobentonica è riportata nell'MDS in figura 4.3. Analizzando il plot dell'MDS ottenuto mediante l'indice di Bray Curtis calcolato sui dati assoluti possiamo osservare che i punti campione relativi a Lido di Dante appaiono ben aggregati e ben separati dai punti dei siti di Cesenatico e Cervia. Per quanto riguarda i tempi si nota che i punti campione corrispondenti al tempo uno sono abbastanza ben separati dai punti campione del secondo tempo. I punti relativi alle basse maree nei tre siti risultano ben aggregati tra loro mentre quelli dell'alta e media marea risultano più dispersi.

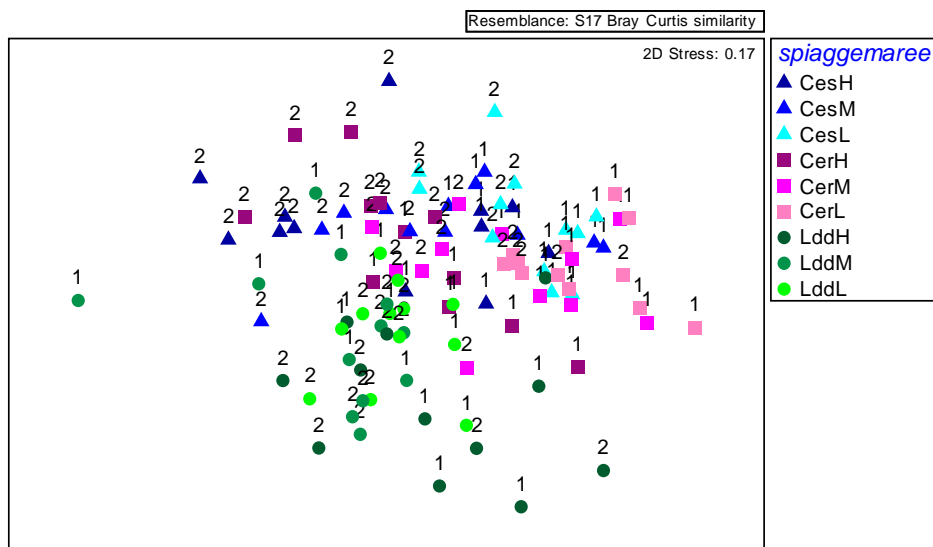


Figura 4.3 MDS ottenuto dall'analisi tramite l'indice di Bray Curtis sui dati assoluti relativo alla meiofauna. CES:CESENATICO, CER: CERVIA, LDD:LIDO DI DANTE; H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea. 1: tempo 1; 2:tempo 2.

Quanto rivelato dall'MDS risulta confermato dall'analisi della Permanova (Tab 4.2) in cui risulta significativa l'interazione tempi x spiagge x maree. Risultati dell'analisi condotta per i singoli confronti a coppie fra i livelli dei fattori considerati sono riportati in appendice.

Tabella 4.2 Risultati dell'analisi PERMANOVA condotta su dati non trasformati (te: tempi; sp:spiagge; ma:livelli mareali).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
te	1	23031	23031	18.312	0.0001	9947
sp	2	47745	23872	18.981	0.0001	9960
ma	2	15318	7659.2	6.6073	0.0001	9929
texsp	2	23496	11748	9.3412	0.0001	9937
texma	2	13120	6560	5.659	0.0001	9940
spxma	4	21477	5369.1	4.6317	0.0001	9914
tr(texsp)	12	15092	1257.7	0.80346	0.8901	9822
texspxma	4	14941	3735.2	3.2222	0.0003	9905
tr(texsp)xma	24	27821	1159.2	0.74055	0.9891	9802
Res	54	84528	1565.3			

Per meglio comprendere gli andamenti della struttura di comunità fra i 3 livelli di marea nel tempo son stati costruiti altri tre MDS separatamente ciascun sito. Per quanto riguarda il sito di Cesenatico c'è una chiara distinzione fra i punti campione al tempo 1 e quelli al tempo 2 posizionati rispettivamente a sinistra e a destra del grafico. Risulta differente la distribuzione dei punti campione relativa ai livelli di marea nei 2 tempi. I campioni dei livelli di marea in particolare le maree al tempo 2 mostrano un c graduale cambiamento da alte a basse maree. I punti relativi al livello di bassa marea si avvicinano ai punti campione relativi al tempo 1, dove non si evidenzia una chiara distinzione fra le comunità rinvenute ai vari livelli di marea.

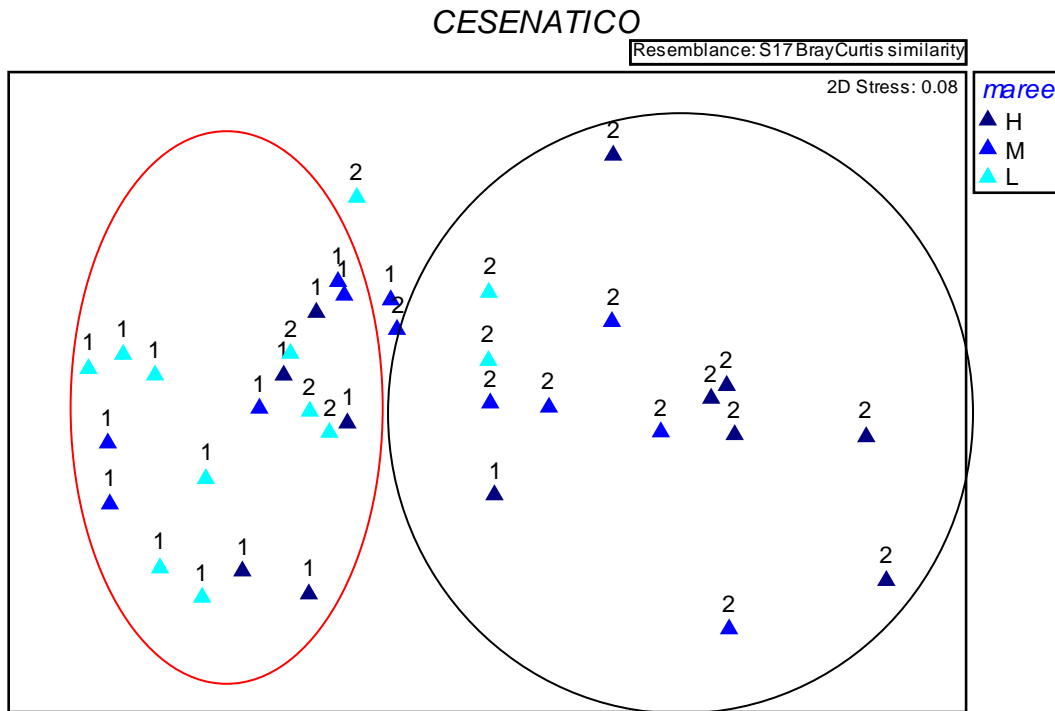


Figura 4.4 MDS ottenuto dall'analisi tramite l'indice di Bray Curtis sui dati assoluti relativo al sito di CESENATICO. H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea. 1: tempo 1; 2:tempo 2.

Il plot MDS (Fig.4.5) costruito sui dati dei popolamenti campionati a Cervia mostra un trend simile a quello descritto per Cesenatico (Fig 4.4) ovvero i punti relativi ai due tempi risultano ben separati fra loro. Al tempo 1 i punti campione relativi ai siti di livelli di marea sono abbastanza interdipersi fra di loro. Al tempo 2 invece, si osserva un graduale cambiamento di struttura di comunità passando dalla alta alla bassa marea. Ancora una volta i punti campione dei siti bassa marea del tempo 2 si confondono con i punti campione dei siti a bassa e media marea del tempo 1. Considerando separatamente i due tempi notiamo come rispetto al tempo due i popolamenti dell'alta marea al tempo 1 siano nettamente separati da quelli rinvenuti ai livelli di media e bassa e più simile a quelli campionati a livello dell'alta marea del tempo due. Tali risultati potrebbero suggerire che le differenze fra tempi sono da attribuire prevalentemente ai popolamenti rinvenuti a bassa e media marea.

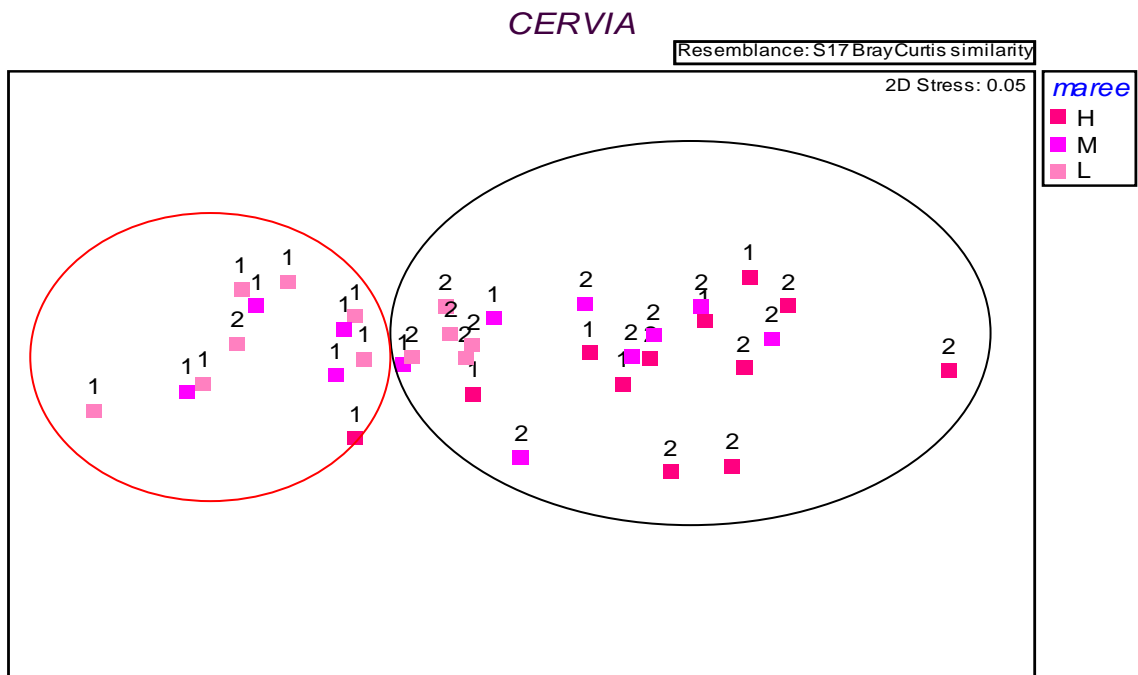


Figura 4.5 MDS ottenuto dall'analisi tramite l'indice di Bray Curtis sui dati assoluti relativi al sito di CERVIA. H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea. 1: tempo 1; 2: tempo 2

Il plot MDS relativo ai popolamenti di Lido Di Dante (Fig.4.6) permette di evidenziare una situazione diversa da quanto rilevato a Cervia e Cesenatico. Si nota una certa separazione dei punti campione corrispondenti ai tempi secondo una ideale linea verticale che divide il tempo 1 in alto del plot e il tempo 2 in basso. I punti relativi alle maree risultano ben aggregati tra loro e le basse e le medie maree relative ai due tempi sono più vicine e quindi più simili tra loro sia entro che fra i tempi.

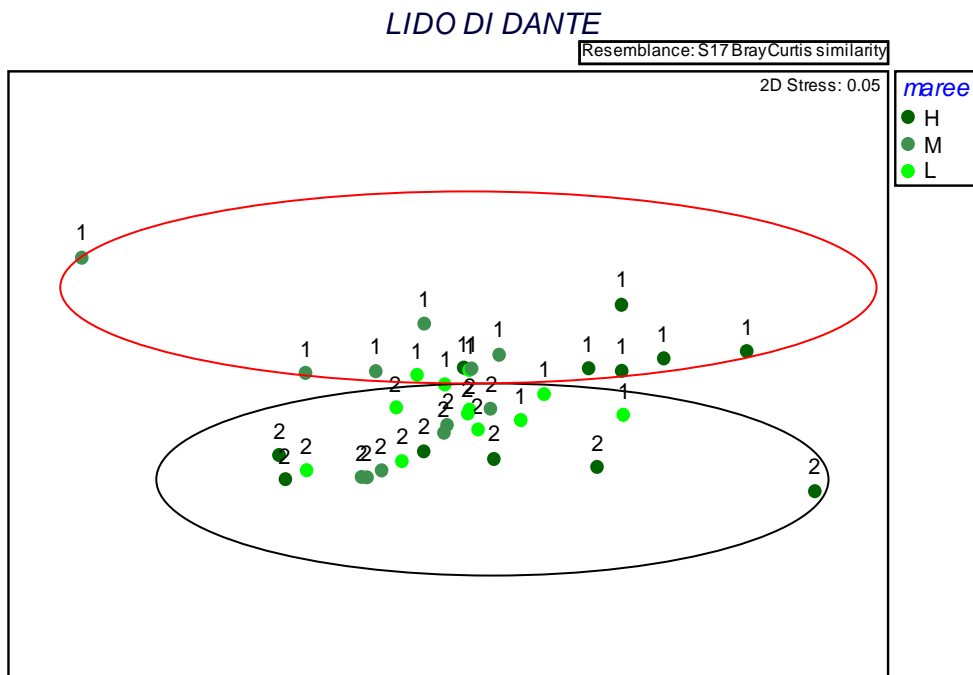


Figura 4.6 MDS ottenuto dall'analisi tramite l'indice di Bray Curtis sui dati assoluti relativi al sito di LIDO DÌ DANTE. H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea. 1: tempo 1; 2: tempo 2

Per poter evidenziare i taxa maggiormente responsabili delle osservazioni descritte nei paragrafi precedenti sono state condotte diverse analisi SIMPER descritte in materiali e metodi (Pag. 25).

Le analisi del SIMPER sono state condotte per ciascuna spiaggia separatamente .

I risultati relativi al sito di Cesenatico evidenziano una dissimilarità media tra il tempo 1 e il tempo 2 elevata (70,54%). Questa dissimilarità è dovuta alla diminuzione delle abbondanze medie dal tempo 1 al tempo dei taxa dei nematodi dei nemertini e dei turbellari.

CESENATICO (Dissimilarità media = 70.54). Tabella 4.3 Risultati dell'analisi SIMPER per il sito di CESENATICO nei due tempi di campionamento. Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	Tempo1	Tempo2				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	145.56	21.67	35.49	1.52	50.32	50.32
Nemertinea	107	31.44	25.69	1.3	36.42	86.73
Turbellaria	19.94	3.78	5.81	0.99	8.23	94.97

Per quanto riguarda il sito di Cervia possiamo notare una dissimilarità media tra i tempi del 66,77 % minore rispetto a Cesenatico (Tab. 4.3.) Anche nel sito di Cervia la dissimilarità è principalmente dovuta ad una diminuzione marcata delle densità dei nematodi seguiti dai nemertini e turbellari dal tempo 1 al tempo 2. Rispetto al sito di Cesenatico però è interessante notare la presenza di harpacticoidi che risultano occasionalmente presenti al tempo 1 ma relativamente abbondanti al tempo 2.

CERVIA (Dissimilarità media = 66.77) Tabella 4.4. Risultati dell'analisi SIMPER per il sito di CERVIA nei due tempi di campionamento. Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	TEMPO 1	TEMPO 2				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	305.56	69.06	33.19	1.51	49.71	49.71
Nemertinea	98.78	39.78	15.35	0.99	22.98	72.69
Turbellaria	59.83	34.11	10.95	0.97	16.4	89.09
Harpacicoda	0.33	11.78	3.19	0.42	4.77	93.87

A lido di Dante la dissimilarità media tra i tempi è del 71,61% (Tab. 4.5) Tale dissimilarità, contrariamente a quanto osservato nei due siti analizzati precedentemente, sembra dovuta non tanto ad una diminuzione delle densità ma a un'inversione di dominanza dei principali taxa rinvenuti. Il taxon con abbondanza più elevata è quello dei Naupli al primo tempo che risulta presente solo occasionalmente al tempo 2. All'opposto il taxon degli Arpacticoidi risulta poco abbondante al tempo 1 e dominante al tempo 2. Questo risultato potrebbe essere spiegato dal fatto che gli Arpacticoidi rinvenuti al tempo 2 sono gli adulti dei naupli rinvenuti al tempo 1.

LIDO DI DANTE (Dissimilarità media = 71.61) Tabella 4.5. Risultati dell'analisi SIMPER per il sito di LIDO DI DANTE nei due tempi di campionamento. Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	TEMPO 1	TEMPO 2				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nauplii	80.5	1.83	23.16	0.97	32.34	32.34
Turbellaria	22.39	37.22	15.03	0.92	20.98	53.32
Nematoda	35.83	9.22	13.91	0.89	19.43	72.75
Harpacicoida	13.17	65.11	10.92	0.59	15.25	88
Nemertinea	3.78	6.44	4.07	0.77	5.69	93.69

Ulteriori analisi sono state condotte per confrontare le tre spiagge a ciascun tempo . Fra Cesenatico e Cervia si osserva un valore di dissimilarità del 55,91% relativamente basso dovuto alle maggiori abbondanze di Nematodi e Turbellari osservate a Cervia.

TEMPO 1 (Dissimilarità media = 55.91). Tabella 4.6 Risultati dell'analisi SIMPER al tempo 1 tra i siti di CESENATICO e CERVIA. .Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	Sito Ces	Sito Cer				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	145.56	305.56	27.98	1.37	50.05	50.05
Nemertinea	107	98.78	17.46	1.22	31.23	81.28
Turbellaria	19.94	59.83	6.81	0.82	12.18	93.46

TEMPO 1 (Dissimilarità media= 79.26) Tabella 4.8. Risultati dell'analisi SIMPER al tempo 1 tra i siti di CERVIA e LIDO DÌ DANTE. .Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	Sito Cer	Sito Ldd				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	305.56	35.83	35.4	1.59	44.66	44.66
Nemertinea	98.78	3.78	15.52	0.92	19.58	64.24
Nauplii	0.72	80.5	12.26	0.72	15.46	79.7
Turbellaria	59.83	22.39	9.17	0.86	11.58	91.28

TEMPO 1 (Dissimilarità media= 77.67) Tabella 4.7. Risultati dell'analisi SIMPER al tempo 1 tra i siti di CESENATICO e LIDO DÌ DANTE. .Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	SitoCes	SitoLdd				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	145.56	35.83	28.37	1.33	36.53	36.53
Nemertinea	107	3.78	24.17	1.31	31.12	67.66
Nauplii	0.39	80.5	14.32	0.79	18.43	86.09
Turbellaria	19.94	22.39	4.81	1.03	6.2	92.29

Invece quando i confronti coinvolgono Lido di Dante le dissimilarità medie sono maggiori (Tab 4.7) e imputabili alla dominanza di Nematodi e Turbellari a Cesenatico e Cervia e all'abbondanza di naupli a Lido di Dante, praticamente assenti nelle prime due.

I confronti fra spiagge per i popolamenti rinvenuti al tempo2 o con i valori di dissimilarità media più elevati . In particolare del 77,03% con Cesenatico e del 73,63% con Cervia. Anche in questo caso le differenze osservate sono da attribuire all'elevata abbondanza dei Nematodi sia Cervia mentre per Cesenatico e Lido di dante sono dovute rispettivamente alle abbondanze dei Nemertini degli Arpacticoidi.

TEMPO 2 (Dissimilarità media= 67.67). Tabella 4.9 Risultati dell'analisi SIMPER al tempo 2 tra i siti di CESENATICO e CERVIA. .Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	Sito Ces	Sito Cer				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	21.67	69.06	26.59	1.3	39.29	39.29
Nemertinea	31.44	39.78	17.73	1.29	26.2	65.48
Turbellaria	3.78	34.11	9.89	0.78	14.62	80.1
Harpacticoida	0.39	11.78	8.97	0.54	13.26	93.36

TEMPO 2 (Dissimilarità media= 77.03). Tabella 4.10. Risultati dell'analisi SIMPER al tempo 2 tra i siti di CESENATICO e LIDO DÌ DANTE. .Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	Sito Ces	SitoLdd				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Turbellaria	3.78	37.22	27.29	1.57	35.42	35.42
Nemertinea	31.44	6.44	20.31	1.21	26.37	61.79
Nematoda	21.67	9.22	13.76	1.06	17.86	79.64
Harpacticoida	0.39	65.11	9.39	0.49	12.19	91.83

TEMPO 3 (Dissimilarità media = 73.63) Tabella 4.11. Risultati dell'analisi SIMPER al tempo 2 tra i siti di CERVIA e LIDO DÌ DANTE. Sono riportate solo le specie che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa

	Sito Cer	SitoLdd				
TAXA	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	69.06	9.22	24.64	1.19	33.46	33.46
Turbellaria	34.11	37.22	18.04	1.29	24.51	57.97
Nemertinea	39.78	6.44	12.88	1.06	17.49	75.45
Harpacicoida	11.78	65.11	12.78	0.61	17.35	92.81

Infine sono state condotte analisi della varianza, per le densità dei due taxon principalmente responsabili delle dissimilarità osservate tra comunità, Nematodi e Arpacticoidi(Tab. 4.12).

Tabella 4.12 Risultati dell'ANOVA per densità dei due taxa maggiormente responsabili delle dissimilarità tra comunità

Source	DF	Arpacticoidi			Nematodi		
		MS	F	P	MS	F	P
te	1	12033.33	1.18	0.2979	70.8764	84.25	0
sp	2	15754.29	1.55	0.2518	38.8577	46.19	0
tr(teXsp)	12	10161.73	0.96	0.4928	0.8413	0.83	0.616
ma	2	13023.12	1.28	0.2951	16.9397	28.39	0
teXsp	2	6714.75	0.66	0.5343	2.208	2.62	0.1134
teXma	2	16229.08	1.6	0.2225	0.821	1.38	0.2718
spXma	4	8205.176	0.81	0.5314	3.3945	5.69	0.0023
maXtr(teXsp)	24	10136.77	0.96	0.5257	0.5967	0.59	0.9199
teXspXma	4	11388.17	1.12	0.3688	1.2909	2.16	0.1039
RES	54	10531.72			1.0091		
TOT	107						

Per quanto riguarda i Nematodi è stata effettuata una trasformazione dei dati con LOG (x+1) in quanto il test di Cochran risultava significativo. Si evidenzia un effetto significativo dell'interazione spiagge x maree Dall'analisi dell'SNK test è emerso che per quanto riguarda il confronto fra spiagge alle alte maree emergono differenze significative solo fra i siti di Cervia e Lido di Dante, differenze dovute all'abbondanza dei Nematodi più alta a Cervia. Per quanto riguarda le medie maree tutte le densità risultano differenti con densità più abbondanti a Cervia e significativamente

più basse a Lido di Dante. Le basse maree risultano tutte diverse con un trend uguale a quanto descritto per le medie maree. Se osserviamo le differenze fra maree per singole spiagge, a Cesenatico risulta un aumento delle densità passando dall'alta marea verso la bassa. A Cervia l'andamento è simile ma con differenze significative fra tutti i livelli di marea. A Lido di Dante si riscontrano situazioni completamente differenti dove si ha un decremento significativo delle densità in concomitanza della media marea mentre le alte e medie maree risultano non significative.

Per il taxon degli Arpacticoidi, il test di Cochran è risultato comunque significativo, anche dopo trasformazione si è deciso quindi di lavorare su dati non trasformati facendo attenzione ai risultati. L'analisi della varianza non permette di rilevare significative differenze fra fattori probabilmente a causa dell'elevata variabilità fra repliche e transetti. Questa affermazione trova riscontro anche dall'analisi degli istogrammi delle densità medie (Fig. 4.2). Facendo attenzione al cambio di scale si nota come il taxon degli Arpacticoidi sia presente con densità crescenti passando da Cesenatico a Cervia a Lido di Dante. Ma è da notare l'elevata variabilità delle densità a Lido di Dante.

Dall'analisi Simper i nematodi e gli harpacticoidi sono risultati i taxa che contribuiscono maggiormente alle dissimilarità tra campioni.

Qui di seguito vengono riportati i grafici degli istogrammi relativi a questi due taxa. Per quanto riguarda i nematodi si nota come la più elevata densità si ritrovi nel sito di Cervia in particolare al tempo 1 alta marea, Cesenatico presenta densità più basse che non superano i 200 individui/campione mentre a Lido di Dante, osserviamo densità molto basse. Nel caso degli Arpacticoidi notiamo una notevole abbondanza di organismi nel sito di Lido di Dante una scarsa abbondanza a Cervia e una quasi totale assenza a Cesenatico. Osservando gli istogrammi relativi alle densità di Arpacticoidi va considerato che, a causa delle notevoli differenze osservate tra i siti, la scala alle ordinate passa da 1 a 10 a 100 rispettivamente per Cesenatico Cervia e Lido di Dante.

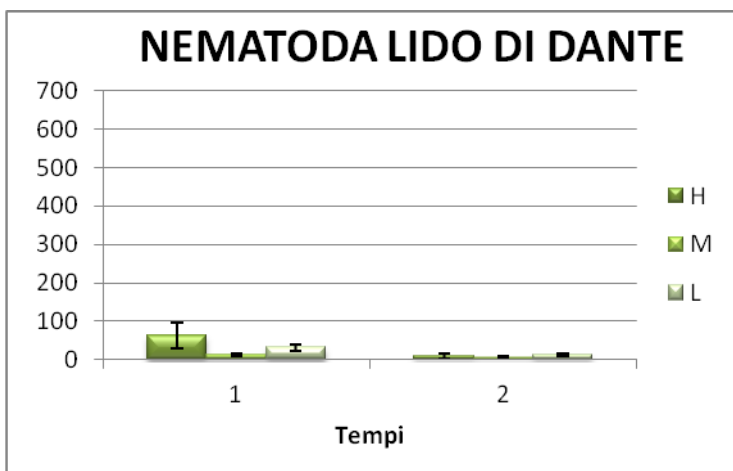
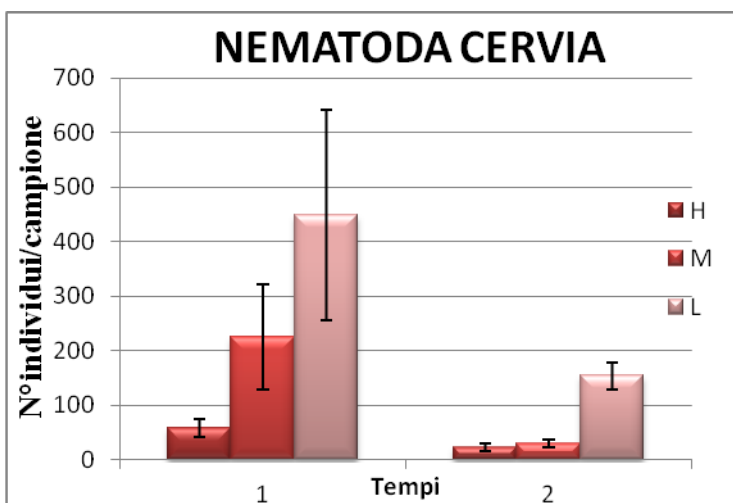
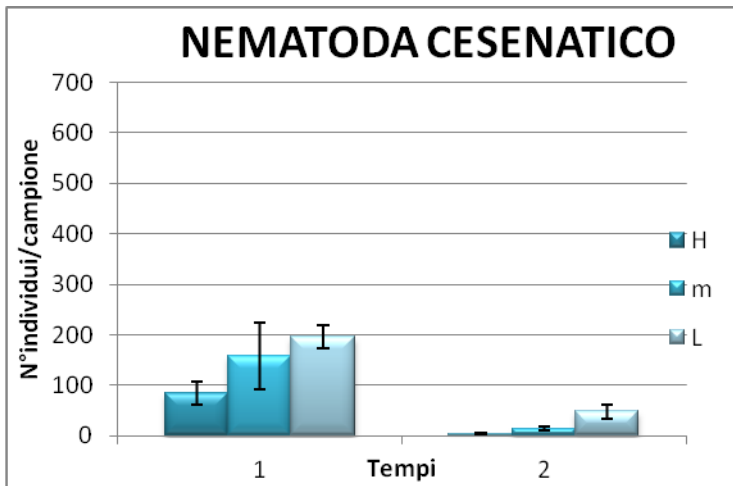


Figura4.7 Densità di Nematodi ($n=6$) \pm e.s per ciascuna spiaggia in ciascun tempo per ogni livello di marea.
 H:alta marea,M:media marea,L:bassa marea

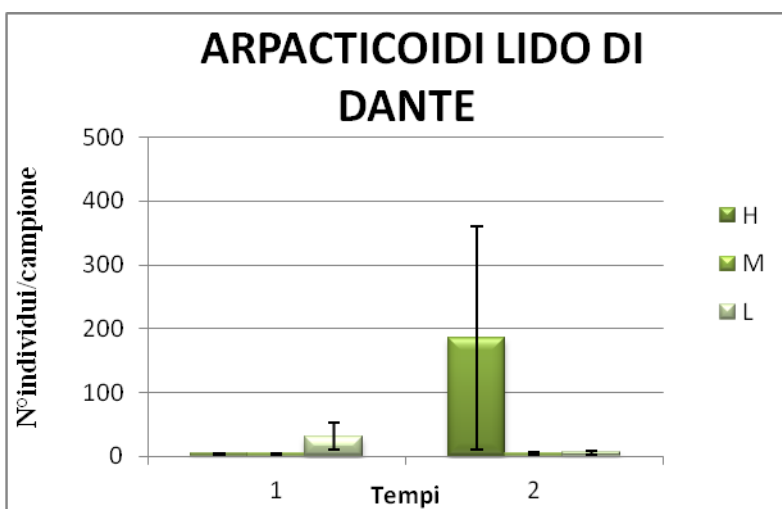
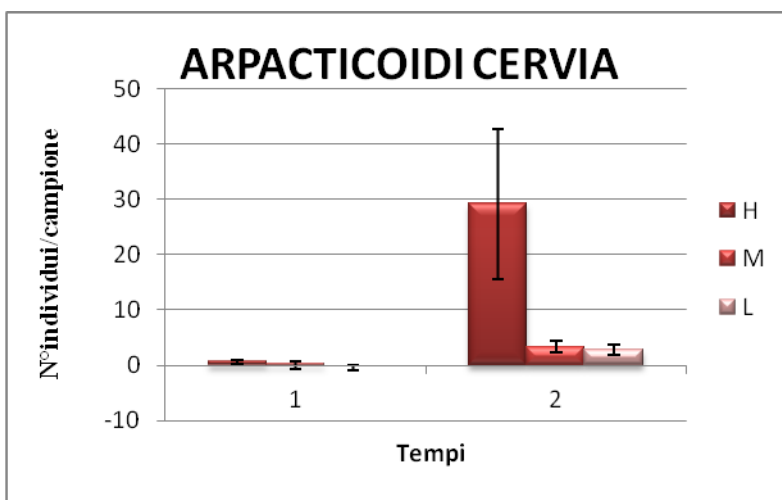
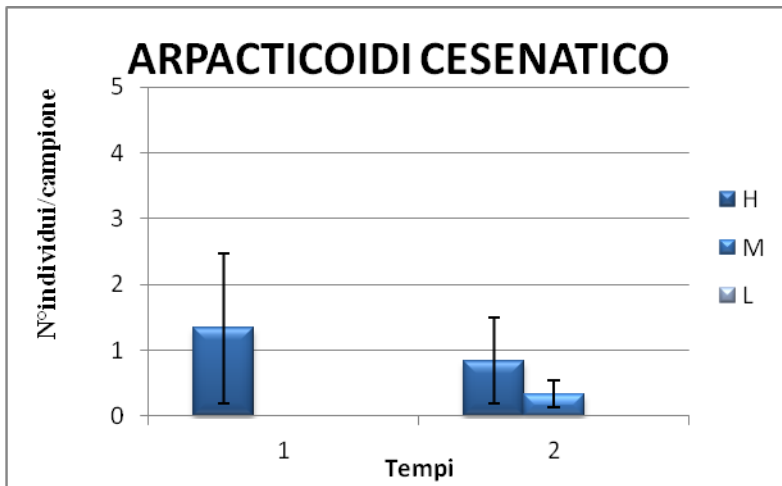


Figura4.8 Densità di Harpacticoida ($n=6$) \pm e.s per ciascuna spiaggia in ciascun tempo per ogni livello di marea. H:alta marea,M:media marea,L:bassa marea

4.2 Confronto con la componente macrobentonica

Per quanto riguarda la comunità macrobentonica sono stati isolati 40 taxa per un totale di 14.879 organismi. Sono state condotte analisi della varianza, per l'abbondanza totale e per numero di specie della macrofauna. Sono riportati gli istogrammi relativi alle abbondanze totali e numero di specie degli organismi della macrofauna. Si può notare che la più alta densità di organismi anche nel caso della macrofauna, come nella meiofauna, si osserva nel sito di Cervia e c'è una diminuzione di organismi passando dal tempo 1 al tempo 2. C'è da considerare però che nel caso della macrofauna questa elevata densità di organismi e di conseguenza questa notevole differenza con gli altri due siti è imputabile principalmente a *Lentidium Mediterraneum*. Inoltre come osservato per i risultati relativi alla meiofauna si nota una diminuzione delle densità dal primo tempo al secondo tempo per tutti i siti anche se non marcati come per la meiofauna. Analizzando i dati relativamente alle densità per i livelli di marea si osserva, specialmente al tempo 1 un pattern completamente diverso rispetto a quanto descritto per i risultati della meiofauna (Fig 4.2). Se si considerano gli istogrammi relativi al numero di specie (Fig 4.9) si evidenzia come il numero di specie non superi mai il valore di 6 in tutti i siti a tutti i tempi e ad ogni livello di marea. Inoltre si nota un decremento passando dal tempo 1 al tempo 2. È interessante notare come i siti di Cesenatico e Lido di Dante, rispetto alle maree presentino al tempo 1, nel caso della macrofauna, un andamento opposto mentre per la meiofauna il trend osservato è lo stesso. Il sito di Cervia invece ha lo stesso trend sia al tempo 1 che al tempo 2 per entrambe le componenti biotiche.

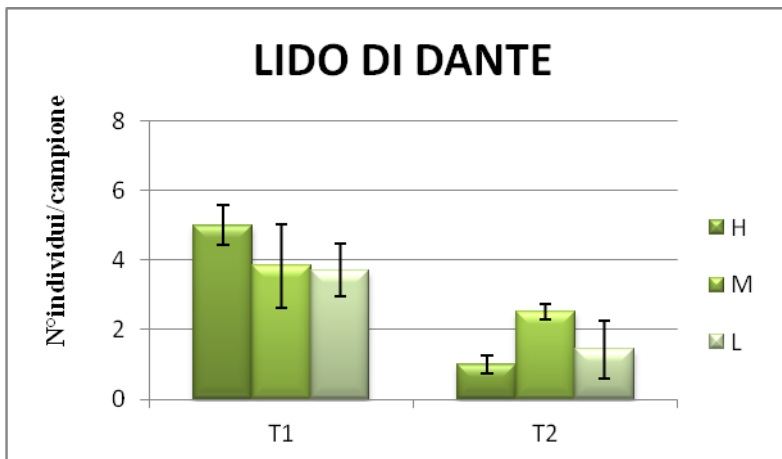
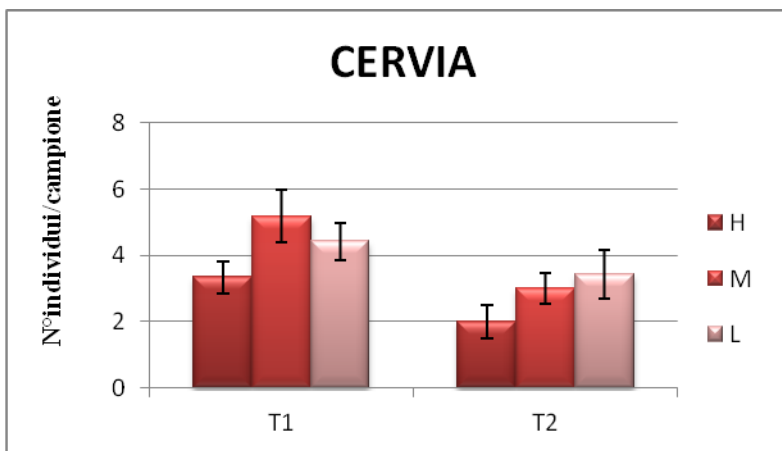
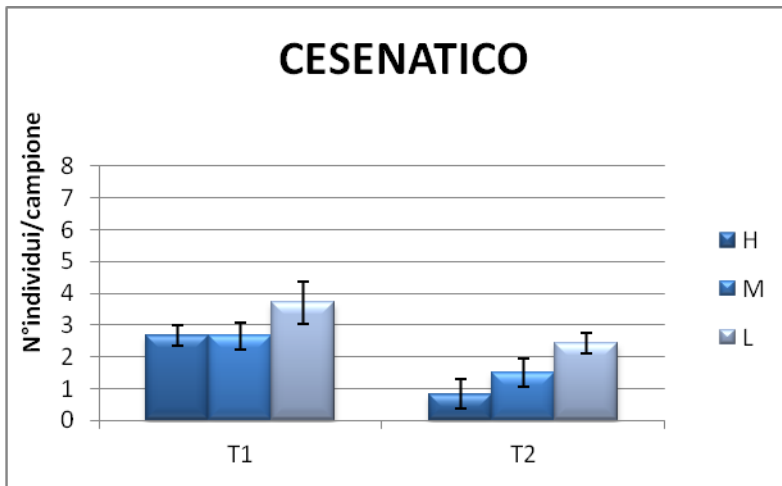


Figura 4.9 Numero di specie (n=6) \pm e.s per la componente macrobentonica per ciascuna spiaggia per ogni livello di marea al tempo 1 e 2; H:alta marea,M:media marea,L:bassa marea. T1: tempo 1; T2: tempo 2.

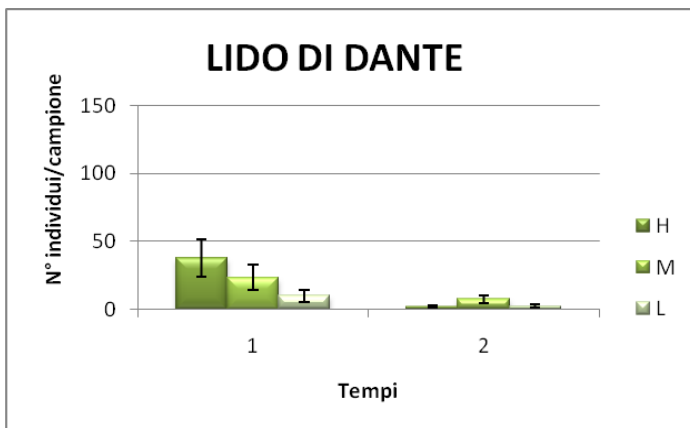
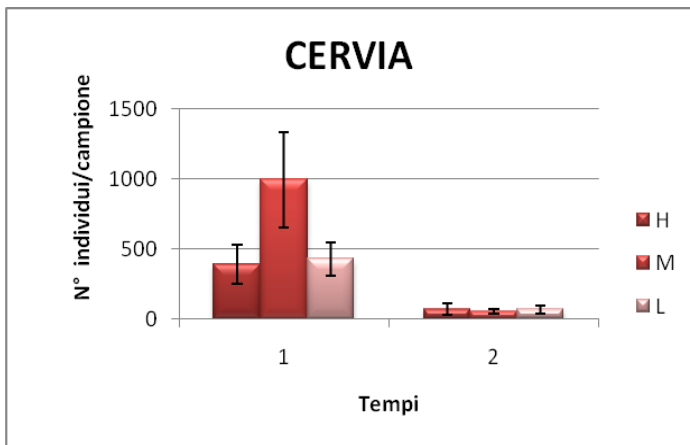
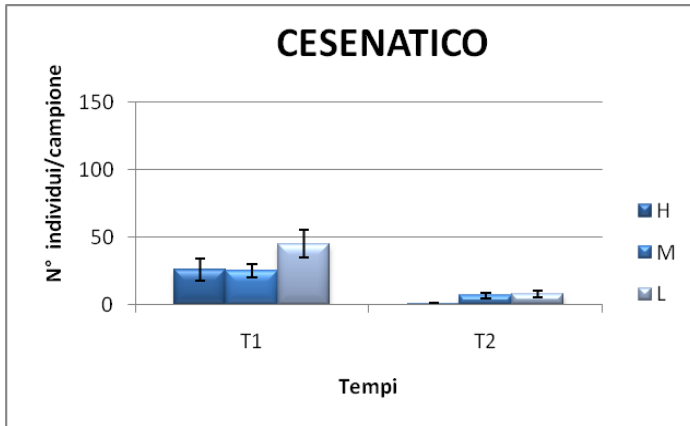


Figura 4.10 Abbondanze medie degli individui totali ($n=6$) \pm e.s per la componente macrobentonica per ciascuna spiaggia per ogni livello di marea al tempo 1 e 2; H:alta marea,M:media marea,L:bassa marea.T1: tempo 1; T2: tempo 2.

Per quanto riguarda il numero di specie l'ANOVA mette in evidenza un'elevata significatività dei fattori tempo e spiagge.(Tab 4.13) Il Test di Chochran non è risultato significativo quindi non è stato necessario applicare una trasformazione dei dati.

Tabella 4.13 Risultati dell'ANOVA per numero di specie e densità per la componente macrobentonica

Source	Specie				Densità		
	DF	MS	F	P	MS	F	P
te	1	94.4537	55.74	0	32.968	64.76	0
sp	2	14.7037	8.68	0.0047	8.6438	16.98	0.0003
tr(teXsp)	12	1.6944	0.7	0.7482	0.5091	0.87	0.5846
ma	2	4.8981	2.52	0.1016	7.614	18.52	0
teXsp	2	2.9259	1.73	0.2192	3.7822	7.43	0.008
teXma	2	1.8426	0.95	0.4017	0.4189	1.02	0.376
spXma	4	3.6898	1.9	0.1436	6.3784	15.52	0
maXtr(teXsp)	24	1.9444	0.8	0.7224	0.4111	0.7	0.8298
teXspXma	4	2.3565	1.21	0.3317	1.4582	3.55	0.0207
RES	54	2.4352			0.5877		
TOT	107						

Dal test di SNK risulta, per quanto riguarda la componente macrobentonica, come nell'alta marea si rilevi un numero di taxa più elevato nel sito di Lido di Dante mentre per la media marea a Cervia. A livello di bassa marea il maggior numero di taxa li ritroviamo a Cervia e Lido di Dante. Dall'analisi degli SNK relativi alla meiofauna sono stati ottenuti risultati simili. Per quanto riguarda le singole spiagge il numero di taxa risulta pressochè simile in tutti e tre i livelli di marea.

Riguardo le densità della macrofauna a causa dell'eterogeneità delle varianze l'analisi è stata condotta dopo trasformazione logaritmica dei dati. Risulta significativa l'interazione tempiXspiaggeXmaree. (Tab 4.13). Il confronto fra tempi effettuato evidenzia un decremento delle densità a tutti i livelli di marea per tutti e tre i siti. Per la meiofauna a Cervia ci sono significative differenze fra tempi solo in alta marea. A Lido di Dante si osservano differenze solo fra le alte maree.

Il plot dell'MDS ottenuto mediante l'indice di Bray-curtis sui dati assoluti dei popolamenti della macrofauna è riportato in figura 4.11. I punti campione mostrano una netta separazione tra le tre spiagge e tempi. Più nel dettaglio a Cervia si nota un passaggio graduale dal tempo 1 al tempo 2 fino al punto in cui i campioni di Cervia si collocano vicino a quelli di Cesenatico al tempo 1. Comparando il plot della macrofauna con quello della fig si nota come i popolamenti della macrofauna sembrano risentire della tipologia delle spiagge, con un gradiente Cervia- Cesenatico- Lido di Dante, invece per la meiofauna è più chiara la separazione fra Lido di Dante con Cesenatico e Cervia e una maggiore diversificazione dei popolamenti fra i livelli di marea

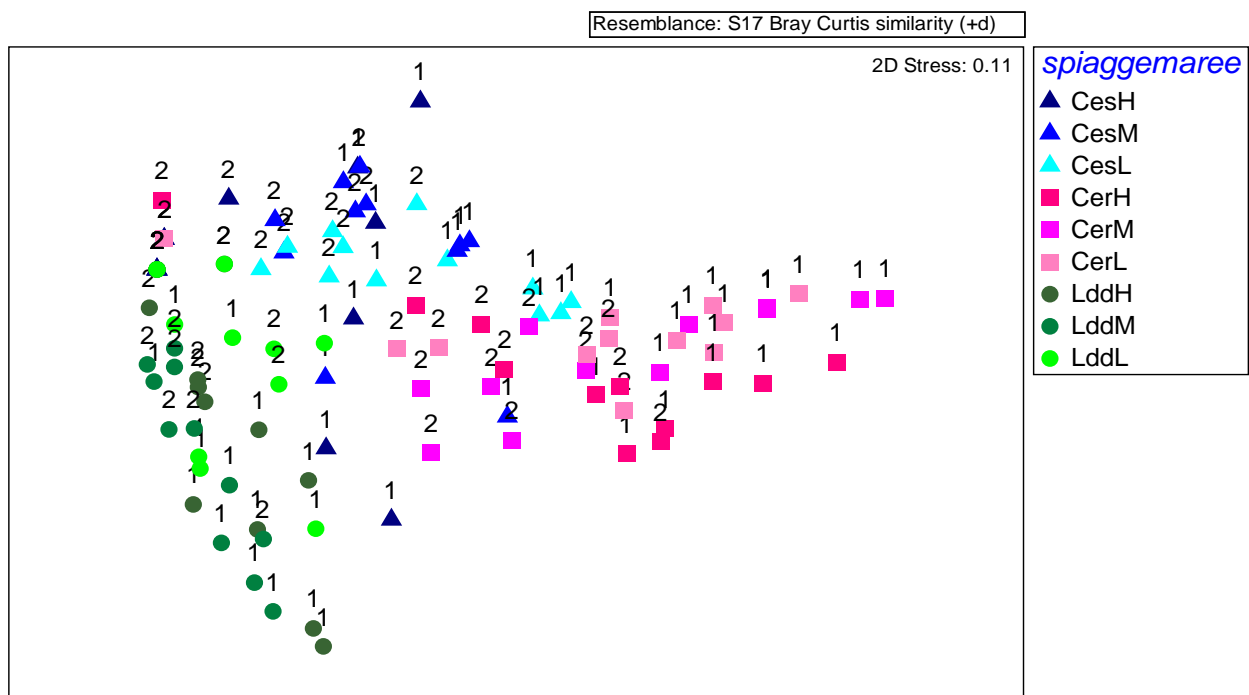


Figura 4.11 MDS ottenuto dall'analisi tramite l'indice di Bray Curtis sui dati assoluti relativo alla macrofauna. Ces:Cesenatico, CER: Cervia, LDD:Lido di dante; H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea.;1: tempo 1; 2:tempo 2.

Il plot dell'MDS è in qualche modo confermato dall'analisi PERMANOVA in cui risulta significativa l'interazione spiaggextempixmaree, la significatività di questa interazione è però imputabile alle densità molto elevate di *Lentidium mediterraneum* a Cervia rispetto agli altri due siti

4.3 Relazioni tra variabili abiotiche e biotiche

Al fine di valutare la relazione fra le comunità meiobentoniche, macrobentoniche e le principali variabili biotiche quali materia organica (TOM), granulometria e capulerio (detrito carbonatico spiaggiato) vengono riportati i risultati delle analisi dei campioni del Dott. Bini nel medesimo contesto di questa tesi di laurea. I risultati ottenuti sono stati utilizzati per effettuare le correlazioni fra dati abiotici e dati biotici. Per quanto riguarda la granulometria sono state calcolate le medie dei valori delle mediane della distribuzione di taglia dei granuli e di classazione delle repliche prelevate ai tre livelli di marea distintamente per ciascun transetto, in ciascuna spiaggia e ad ogni tempo. I risultati evidenziano una differenziazione fra i tre siti per la granulometria secondo la scala di Wentworth (Tab. 4.14). Nella spiaggia di Lido di Dante la sabbia è classificabile come “sabbia media”, nei siti di Cesenatico e Cervia è classificabile come “sabbia fine”. Emergono differenze fra Lido di Dante e le altre spiagge anche per quel che riguarda la classazione, i sedimenti di Lido di Dante sono classificati come “moderatamente classati” mentre quelli di Cesenatico e Cervia risultano essere “moderatamente ben classati” (Tab.4.15)..

Tabella 4.14 Classificazione di Wentworth del sedimento sabbioso.

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

Tabella 4.15 Classificazione di Wentworth dei valori di classazione

Range	Descrizione
< 0.35	Molto ben classati
0.35-0.50	Ben classati
0.50-0.71	Moderat. ben class.
0.71-1.00	Moderat. class.
1.00-2.00	Poco classati
2.00-4.00	Molto poco classati
> 4.00	Estrem. poco class.

Oltre alla mediana granulometria sono state inoltre misurate altre variabili legate all'idrodinamismo quali pendenza della zona intertidale (slope, larghezza) per calcolare i valori di indici descrittivi delle caratteristiche morfodinamiche delle tre spiagge. Il Simplified wave model exposure index SWMET definisce l'esposizione geografica locale ai venti e onde di marea; il Beach Dynamic Index (BDI) definisce lo stato morfologico della spiaggia in relazione all'idrodinamismo; e il Reflective Condition Index (RCI) ottenuto dal rapporto dei precedenti due definisce il grado di riflessività della spiaggia.

I valori ottenuti dal calcolo degli indici descrivono un gradiente morfodinamico esistente fra le tre spiagge. (Tab. 4.16) Lido di Dante si caratterizza per una minor esposizione in luogo di una maggiore pendenza e riflessività. A Cesenatico sono stati misurati valori maggiori di esposizione ma bassi valori di riflessività. La spiaggia di Cervia è invece descritta da valori bassi sia di esposizione che di riflessività risultando la spiaggia più dissipativa fra le tre.

).

	T1			T2		
beach	CES	CER	LDD	CES	CER	LDD
1/S	28.58	31.58	11.83	38.37	31.17	19.82
median mm	0.18	0.15	0.33	0.17	0.15	0.3
lenght	21.23	24.52	8.07	25.71	21.82	14.15
BDI	168.82	221.6	37.97	239.92	209.83	68.52
RCIyear	8.75	11.82	2.31	12.43	11.19	4.18
SWMET	19298.1	18743.4	16405.2	19298.1	18743.4	16405.2

Tabella 4.16. Misure delle variabili morfodinamiche e valori calcolati degli indici (1/S: pendenza; median: mediana granulometrica in mm; lenght: larghezza intertidale; BDI beach dynamic index; RCI: reflexivity condition index; SWMET simplified wave model exposure index

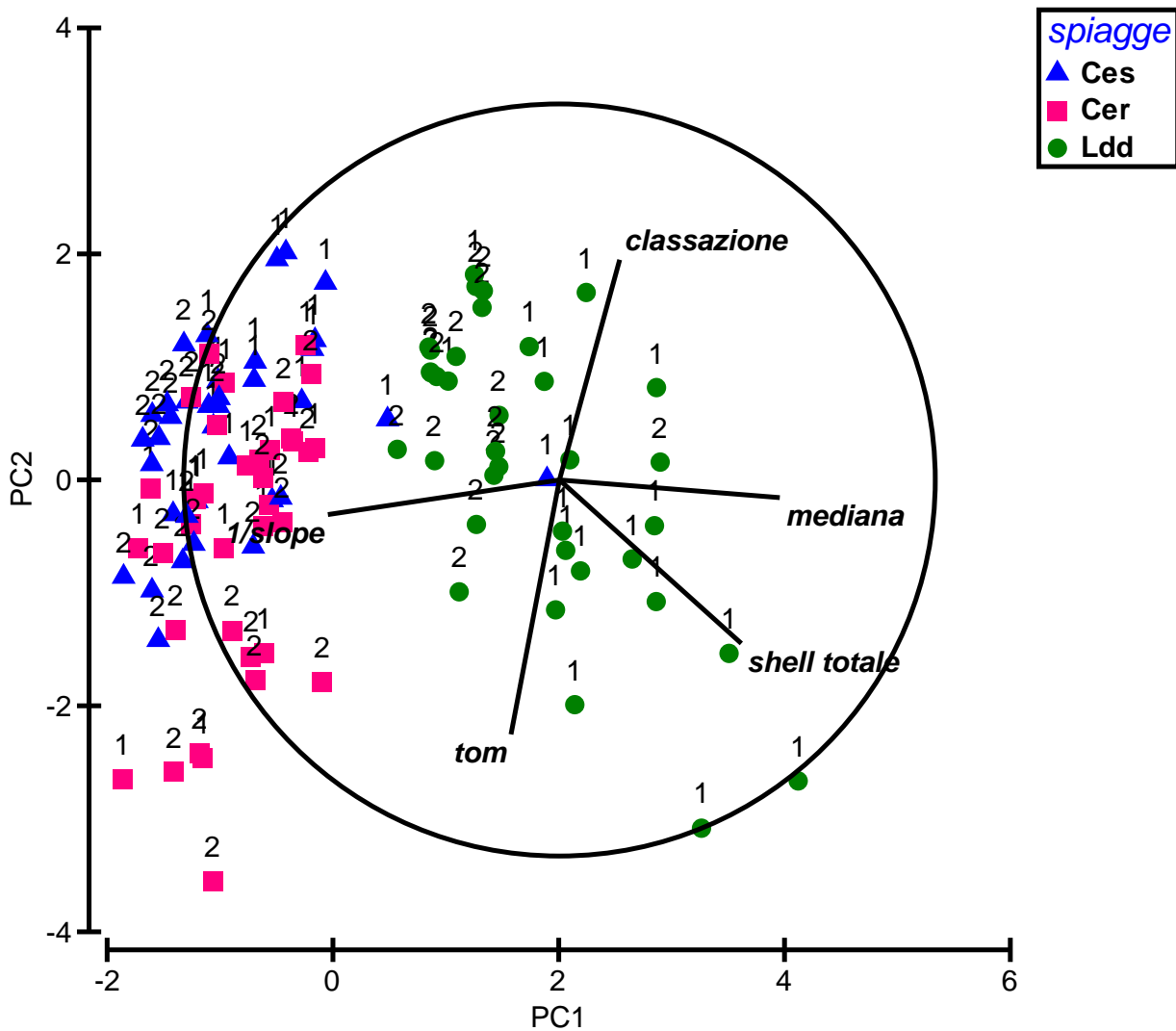


Figura 4.12 Plot della PCA condotta su TOM, percentuale di granulometria grossolana, peso del capulerio totale, mediana e cassazione e pendenza 1/slope.

Dall' esame degli indici morfodinamici emerge come le dinamiche abiotiche proprie dei tre siti siano dipendenti non solo da esposizione e idrodinamismo ma dall'insieme del sistema di variabili. E' stata quindi effettuata un'analisi tramite PCA delle variabili abiotiche incidenti sulle tre spiagge misurate. Le variabili considerate sono: percentuale di materia organica (TOM), peso totale del capulerio (shell totale) mediana della distribuzione granulometrica, cassazione, e pendenza della zona intertidale (1/slope).(Fig 4.12)

Il primo asse del plot della PCA spiega il 42,2 % della varianza, il secondo il 26,7%. I punti campione relativi ai tre siti sono ben aggregati tra loro. Lungo il primo asse (PC1) la varianza è spiegata dalla mediana della granulometria e dall' indice 1/slope le due variabili operano una discriminazione fra siti per cui Cesenatico e Cervia assumono valori simili e bassi per mediana e

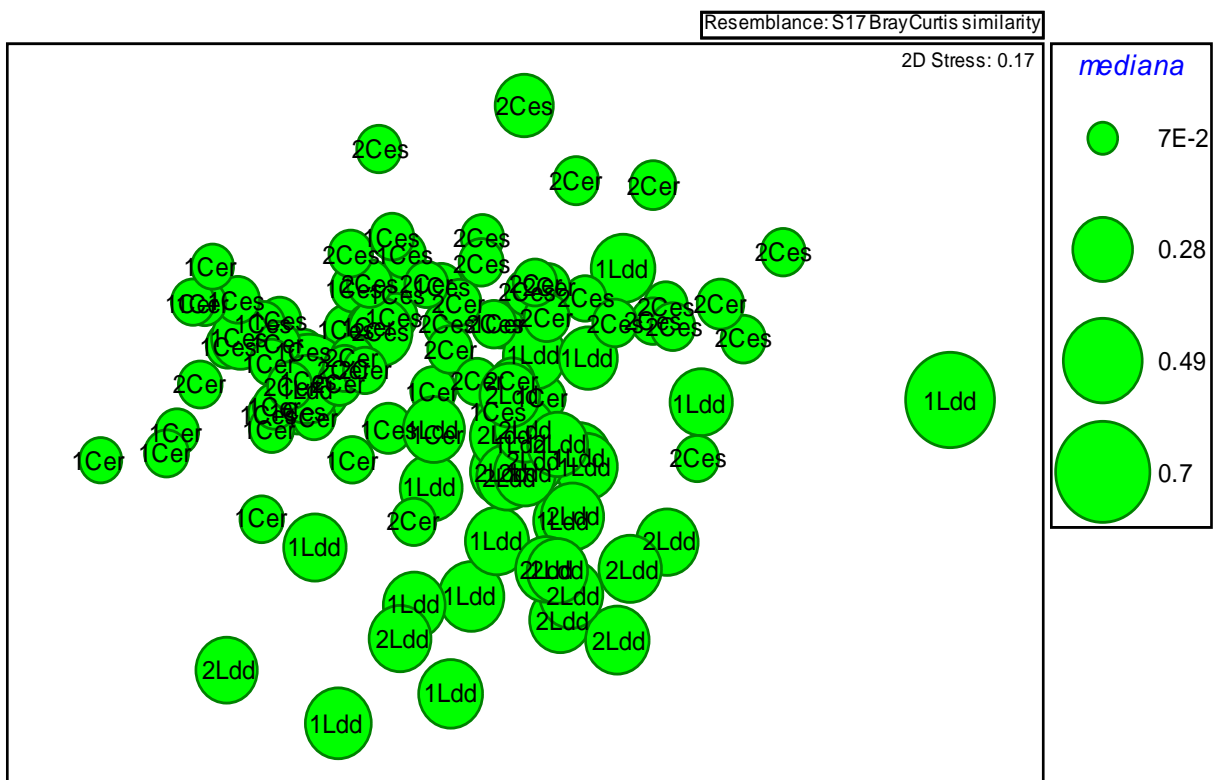
1/slope sulla sinistra del plot ed al crescere dei valori delle due variabili Lido di Dante si separa sulla destra . Il secondo asse (PC2) discrimina invece all'interno dei siti cioè fra tempi e maree per cui per i tre siti si vedono valori simili di classazione e TOM (E' interessante notare la maggior variabilità dei valori di Cervia rispetto a quelli di Cesenatico . I punti campione dei due siti sono comunque relativamente sovrapposti a conferma della dinamica simile nelle due spiagge considerate più dissipative.

Le medesime variabili sono state utilizzate per valutare la correlazione tra variabili biotiche ed abiotiche effettuata mediante l'analisi BIOENV. Questa procedura viene utilizzata per analizzare il grado di correlazione tra una matrice di dati biologici (abbondanza, biomassa...) e una matrice di dati abiotici. Si comparano poi i ranghi di dissimilarità che si ottengono dalle due matrici per testare quanto le variabili biotiche, nel nostro caso TOM, capulerio totale, mediana, classazione e 1/slope, spieghino la disposizione dei punti campione in base alla struttura di comunità osservata mediante l'ordinamento MDS

Best results Tabella 4.17. Valori di correlazione tra le matrici delle variabili biotiche e biotiche relative alla macrofauna e meiofauna risultanti dall'analisi BIOENV.

No.Vars	Corr.	Selections	
1	0.363	3	MEDIANA
3	0.339	2-4	SHELL TOTALE-MEDIANA -1/SLOPE
2	0.333	3,4	MEDIANA, 1/SLOPE
4	0.327	2-5	SHELL TOTALE-MEDIANA-1/SLOPE-CLASSAZIONE
2	0.327	2,3	SHELL TOTALE, MEDIANA
4	0.322	1-4	TOM-SHELL TOTALE-MEDIANA-1/SLOPE
3	0.319	3-5	MEDIANA-1/SLOPE-CLASSAZIONE
3	0.315	1,3,4	TOM, MEDIANA,1/SLOPE
5	0.312	All	TOM-SHELL TOTALE-MEDIANA-1/SLOPE- CLASSAZIONE
2	0.304	2,4	SHELL TOTALE, 1/SLOPE

Dall'analisi BIOENV si può notare che la variabile che ha indice di correlazione più elevato risulta essere la mediana della distribuzione della granulometria, e in secondo luogo l'insieme delle variabili capulerio, mediana e pendenza della zona intertidale. Per valutare come le variabili abiotiche variano e quindi spiegano i pattern di comunità vengono riportati gli MDS costruiti sovrapponendo ai punti campione i valori di mediana espressi come cerchi di dimensione crescente per entrambe le componenti bentoniche. La maggior granulometria misurata a Lido di Dante sembra determinante nella diversa strutturazione di comunità rispetto alle altre due spiagge.



a)Componente meiobentonica

Cesenatico e Cervia. Le tre comunità di macrofauna risultano più distanti fra loro evidenziando maggiormente la presenza di un gradiente.

La presenza del lentidium incide maggiormente a Cesenatico e Cervia seppure in maniera opposta; a Cervia la comunità di macrofauna senza lentidium si avvicina alla meiofauna mentre a Cesenatico si osserva la dinamica contraria riflettendo le differenti dinamiche fisiche delle due spiagge.

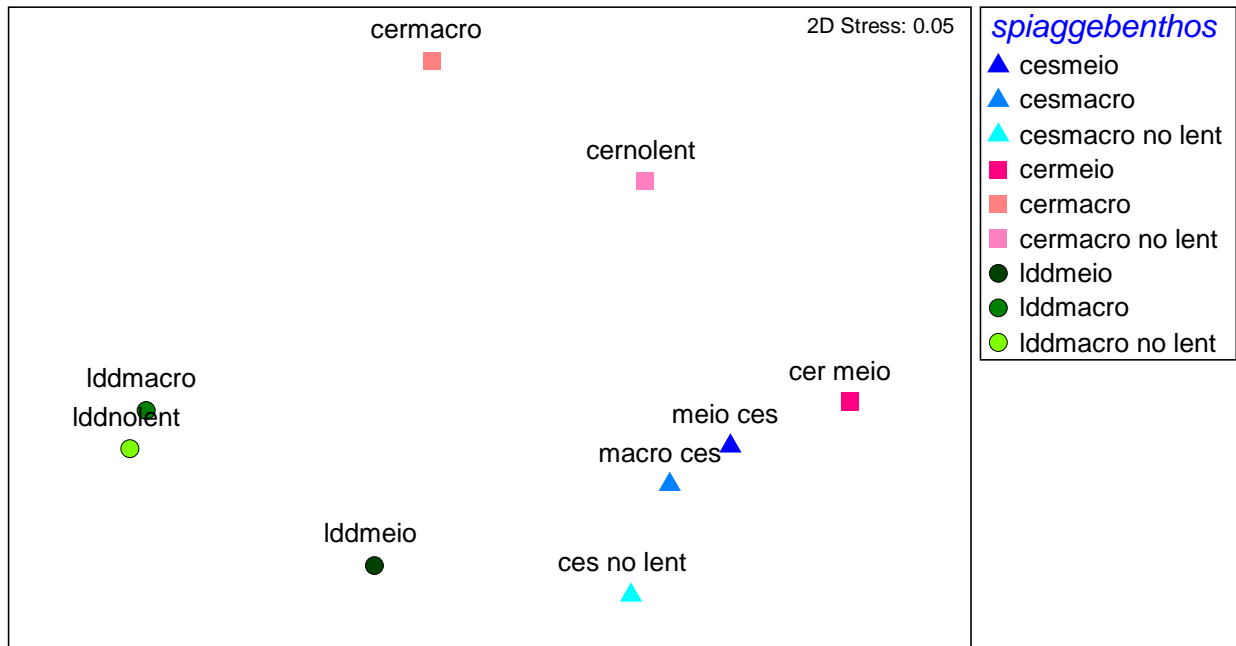


Figura 4.14. PLOT MDS costruito sull'analisi 2STAGE relativa alle comunità di meiofauna e macrofauna con e senza lentidium nei siti: Ces: CESENATICO, CER: CERVIA, LDD: LIDO DÌ DANTE

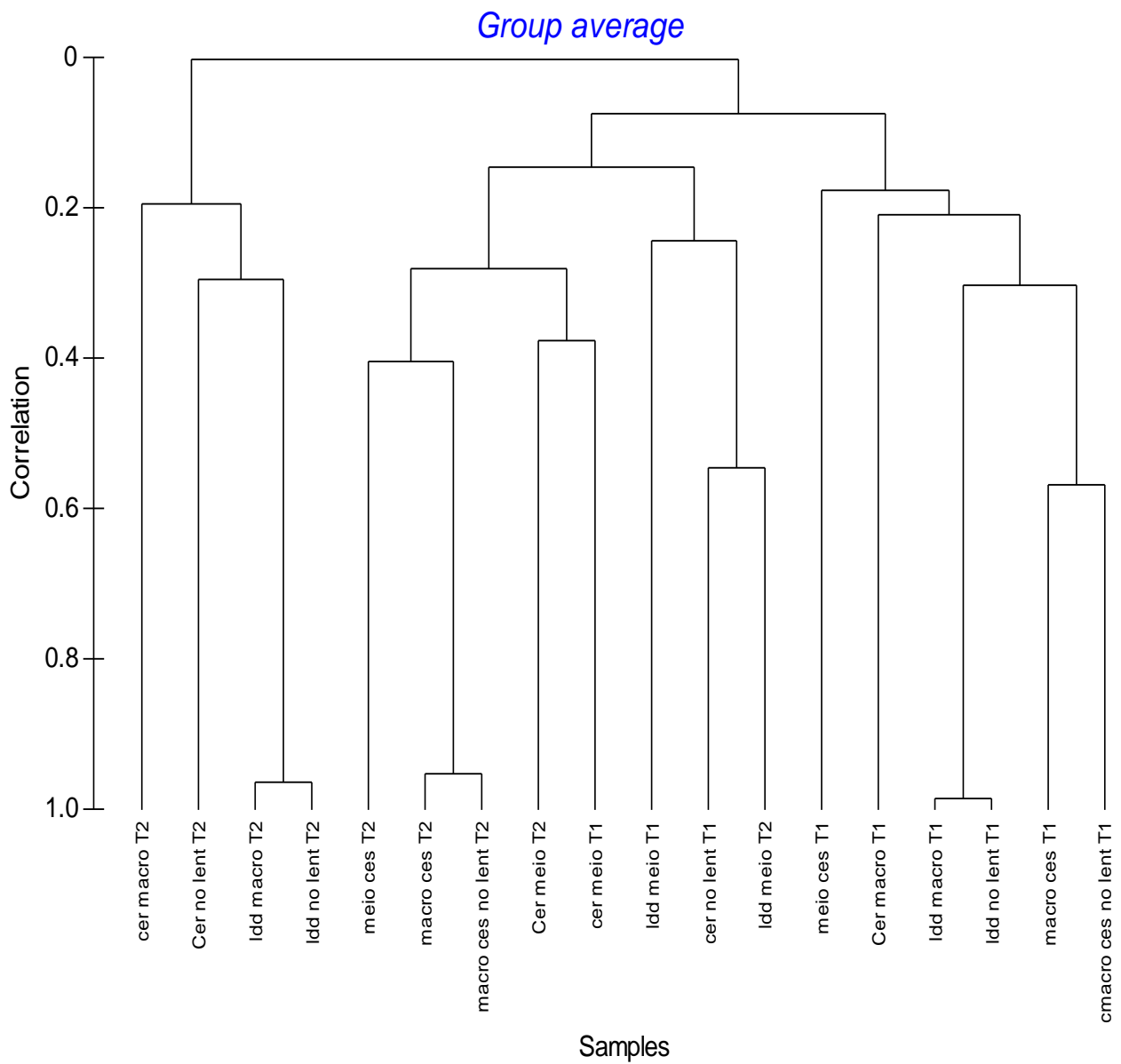


Figura4.15 Cluster relativo all'analisi 2STAGE calcolata sulle com unità di meiofauna e macrofauna con e senza lenticidium nei siti e nei tempi. CES: CESENATICO, CER: CERVIA, LDD: LIDO DÌ DANTE

L'analisi con 2Stage considerando anche i tempi è stata visualizzata mediante CLUSTER.(Fig.4.12). Si osserva una prima grande clusterizzazione fra i due tempi, all'interno di queste si osserva un primo cluster relativo alla macrofauna di Cervia e Lido di Dante al tempo 2, un secondo cluster relativo a meiofauna di Cervia e meio e macro-fauna di Cesenatico sempre al tempo 2 . Un terzo cluster relativo alla meiofauna al tempo 1 e un'ultimo cluster relativo alla macrofauna sempre al tempo 1. In generale si osserva per la macrofauna dissimilarità di risposta fra siti, con e senza *Lentidium mediterraneum* per Cervia, e fra tempi. La meiofauna mostra una risposta sensibile alle differenze presenti fra i siti e in modo meno accentuato fra tempi. La presenza di *L. mediterraneum* per valori di abbondanza è ininfluente a Lido di Dante sia al tempo1 che al tempo 2 mentre a Cervia e a Cesenatico le comunità di macrofauna senza *L.mediterraneum* seguono in alcuni casi dinamiche simili alla meiofauna (Cervia tempo 1 e tempo 2) in altri più simili alla comunità di macrofauna con presenza di *L.mediterraneum* (Cesenatico tempo 1).

5 Discussione e Conclusione

L'analisi statistica condotta sulle variabili abiotiche e sugli indici morfodinamici, sembra evidenziare come i tre siti di studio seguono differenti dinamiche probabilmente dovute al diverso orientamento geografico, quindi esposizione all'idrodinamismo e grado di antropizzazione diversi. Dal punto di vista abiotico si può quindi dire che le tre spiagge costituiscono tre sistemi differenti fra di loro, differenze che vanno ad influenzare la risposta delle comunità meiobentoniche associate ai siti.

Per quanto riguarda la comunità meiobentonica sono stati contati 23.175 organismi e isolati 18 taxa. Il numero medio di taxa ritrovati varia da un minimo di 4 a un massimo di 7 taxa per campione (Fig. 4.1). Non si sono riscontrate differenze fra i tempi, ma solo fra spiagge e maree. Le densità medie di individui per campione mostrano un trend simile crescente dall'alta verso la bassa marea. a Cervia e a Cesenatico. A Lido di Dante, invece, il trend si presenta invertito infatti osserviamo le maggiori densità di individui a livello di alta marea (Fig. 4.2). Confrontando le densità del tempo 1 con quelle del tempo 2 osserviamo una netta diminuzione della densità di individui a Cervia e Cesenatico mentre a Lido di Dante fra tempo 1 e tempo 2 non si osservano differenze significative. Questo risultato potrebbe suggerire che a Cervia e Cesenatico, i singoli popolamenti risentano della costruzione delle dune artificiali invernali avvenuto tra tempo 1 e tempo 2 tramite bulldozing.

Le differenze riscontrate fra le comunità fra spiagge e tempi, potrebbero, comunque, essere legate alle variazioni di granulometria individuate. Lido di Dante è caratterizzato da una granulometria maggiore per valori della mediana e minore per valori di classazione rispetto a Cesenatico e Cervia. Lido di Dante appare caratterizzato dalla presenza del taxon degli Arpacticoidi, presenti solo sporadicamente negli altri due siti, caratterizzati da sabbia più fine. Inoltre, pur non avendo condotto un'analisi dettagliata a livello di specie, è stato osservato che gli organismi presentavano una forma "slender" tipica di specie interstiziali. I siti di Cervia e Cesenatico, invece sono caratterizzati da elevate densità di nematodi, turbellari e nemertini, concordemente da quanto ritrovato in studi analoghi in cui i sedimenti erano caratterizzati da sabbia più fine (Giere, 2009). Le variazioni di granulometria e di struttura di comunità meiobentonica, sono del resto legate anche al grado di riflessività delle spiagge esaminate. Le spiagge di Cesenatico e Cervia presentano valori degli indici idrodinamici tipici delle spiagge dissipative, dove, infatti, si rileva un aumento dell'abbondanza degli organismi passando dai livelli di alta marea a quelli di bassa.

Questi andamenti sembrano corrispondere all'energia di trasporto che è graduale e in decrescita per le spiagge dissipative e istantanea e massimizzata alla alta marea per le spiagge più riflesse, come nel caso di Lido di Dante.

Interessante, però notare e confrontare i risultati ottenuti nelle due spiagge di Cesenatico e Cervia. Le due spiagge sono caratterizzate da valori di esposizione molto diversi fra loro, risultando la spiaggia di Cesenatico la più esposta, per cui le due spiagge dovrebbero presentare caratteristiche sia abiotiche che biotiche molto differenti. Il fatto che, in termini di comunità meiobentoniche le due spiagge presentino andamenti simili, permette di evidenziare l'impatto che le barriere rigide hanno sul sistema bentonico (Bertasi et al, 2007). Queste, infatti, cambiando l'idrodinamismo incidente a riva, comportano cambiamenti della pendenza della spiaggia, della granulometria e quindi dei popolamenti associati (Short, 1999). Questi risultati sono ben evidenziati dalle analisi multivariate condotte sulle variabili abiotiche e biotiche (Fig 4.12).

La risposta del sistema bentonico, ai fenomeni naturali e antropici, appare però complessa e non lineare, come evidenziato dal confronto delle riposte dei popolamenti meiobentonici e macrobentonici.

I popolamenti macrobentonici, come descritto per la meiofauna, mostrano differenze in termini di numero di specie, densità e struttura fra le tre spiagge, in particolare nei confronti con Lido di Dante. Quello che appare, diverso, invece è la risposta che emerge dal confronto fra Cesenatico e Cervia. La comunità macrobentonica appare più differenziata e mostra una distribuzione degli organismi che riflette maggiormente l'idrodinamismo legato al grado di dissipatività delle spiagge (Brown & McLachlan, 1990). Infatti a Cervia si notano elevatissime densità di *Lentidium mediterraneum*, in particolare a livello di media marea. Cosa che non si evidenzia a Cesenatico. In ogni caso l'impatto delle barriere artificiali sulle comunità macrobentoniche è evidenziato dalle differenze con le comunità di Lido di Dante. Quindi, i risultati rivelano un'influenza diretta minore del moto ondoso sulla meiofauna rispetto alla macrofauna, legata alle diverse scale spaziali e temporali (McLachlan, 1977).

I due popolamenti (meio e macrobentonico), sembrano rispondere diversamente anche all'effetto del "bulldozing". Infatti i valori assoluti di abbondanza della meiofauna non mostrano diminuzioni significative fra i due tempi, mentre le abbondanze degli organismi macrobentonici subiscono un notevole decremento. Questa differente risposta potrebbe essere legata alla differente ecologia dei taxa, in particolare alla maggior velocità di ricolonizzazione della meiofauna. (McLachlan & Harty, 1981).

In conclusione, il presente lavoro mette in evidenza come la dinamica costiera sia fortemente influenzata dall'intervento antropico e come lo studio del sistema intertidale sia necessario per meglio comprenderne l'evoluzione. Ciò anche alla luce del fatto che l'habitat intertidale delle spiagge si può considerare fra i primi recettori dei cambiamenti idrodinamici, cambiamenti che si presuppone saranno sempre più pronunciati alla luce delle teorie e previsioni legate al "sea level" rise e "climate change".

Il problema della valutazione temporale dell'evoluzione costiera va affrontato a livello di sistema. Un'analisi a livello sistemico è possibile solo basandosi su una o più variabili ad alto livello di dipendenza nella struttura del sistema quali sono le variabili biologiche.

L'insieme dei risultati presenti sembra mettere in evidenza la complessità, la complementarietà e la velocità delle risposte di macro e meiofauna alle variazioni ambientali, sia naturali che antropiche. Si è evidenziata anche la necessità e l'importanza dello studio congiunto dei due comparti bentonici anche come indicatori non solo dello stato degli habitat, e dei servizi ad essi correlati, al momento dello studio (tempo zero) ma anche, con monitoraggi successivi, delle possibili evoluzioni temporali degli ecosistemi stessi.

6 Bibliografia

Airoldi, L., and 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. (2001). *A new method for non-parametric multivariate analysis of variance*. *Australian Journal of Ecology*, (26):32–46.

ARPA 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.

Bird, E.C.F. (1985) *Coastline changes – A global Review*. John Wiley & Sons, Chichester

Bondesan, M., Castiglioni, G.B., Elmi, C., Gabbianelli, G., Marocco, R., Pirazzoli, P.A. & Tomasin, A. (1995). *Coastal areas at risk from storm surges and sea-level rise in northeastern Italy*. *Journal of Coastal Research* 11. 1354–1379

Brown, A. C. & McLachlan, A. (1990). *Ecology of Sandy Shores*. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier.

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.

Castelli, A., Lardicci, C., Tagliapietra, D. (2004). Soft Bottom macrobenthos. In “*A Manual for the study of marine benthos*”, M.C. Gambi & M. Dappiano Eds. *Biol. Mar. Medit*, in press.

Cencini, C., 1998. *Physical processes and human activities in the evolution of the Po Delta, Italy*. Journal of Coastal Research 14,774–793.

Clarke, K. R., (1993). *Non parametric multivariate analysis of changes in community structure*. Aust. J. Ecol. 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., R.M. Warwick (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.

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.S., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., Scapini, F. (2009). *Threats to sandy beach ecosystems: A review*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 81:1–12.

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

Funch, P. & Kristensen, R.M. (1995). *Cyliophora is a new phylum with affinities to Entoprocta and Ectoprocta*. Nature (London) 378 (6558): 711-714.

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

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

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

Little, C. (2000). *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Oxford University Press. New York, NY.

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

Mc Lachlan, A. (1977). *Studies on the psammolittoral meiofauna of Algoa Bay, South Africa. 2. The distribution, composition and biomass of the meiofauna and macrofauna*. Zool. Africa 12: 33-60.

McLachlan, A. (1990) *Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands*. Journal of Coastal Research, 6, 57-71.

McLachlan, A., De Ruyck, A.M.C., Hacking, N. (1996) *Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude*. Revista Chilena de Historia Natural, 69, 451-467.

McLachlan, A., Harty, B. Marine Pollution Bulletin, 1981. *Effects of oil on water filtration by exposed sandy beaches*. 12 (11), 374 - 378.

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

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

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–.

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.

Nordstrom, K.F., (2000). *Beaches and Dunes on Developed Coasts*. Cambridge University Press, UK.

Palmer, M.A., and Coull, B.C. (1980). *The prediction of development rate and effect of temperature for the meiobenthic copepod *Microarthridion littorale**. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 48: 73-83.

Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. & M. Warren. (1999). - *Nature*, 399: 579-583.

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.

Root, T.L., J.T. Price, K.R. Hall, S.H. Schneider, C. Rosenzweig, and J.A. Pounds. (2003). *Fingerprints of global warming on wild animals and plants*. *Nature*, 421, 57-60, doi:10.1038/nature01333.

Serban, J, (1960). *La néotenie, et le problème de la taille chez les Copépodes*. *Crustaceana*. 1: 77-83.

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

Stebbing, A. R. D., Turk, S. M. T., Wheeler, A. and Clarke, K.R. 2002. *Immigration of southern fish species to south-west England linked to warming of the North Atlantic (1960–2001)*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 82: 177-180.

Stuart Chapin III F., Zavaleta, E., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack M.C. & S. Diaz, 2000. – *Nature*, 405: 234-242.

Swedmark, B. (1964). *The interstitial fauna of marine sand*. *Biol. Rev.* 39: 1-42.

Tsuyuko Yamanaka, Dave Raffaelli, Piran C.L. White. (2010). *Physical determinants of intertidal communities on dissipative beaches: Implications of sea-level rise*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88:2, 267-278 Online publication date: 20-Jun-2010.

Turner, C., (1969). *Man-made reef ecology*. *Bull. Dep. Fish Game St. Calif.* 146, 1-221

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

Wilkinson, C.R., & R.W., Buddemeier. (1994). *Global Climate Change and Coral Reefs: Implications for People and Reefs*. Report of the UNEP-IOC-ASPEI-IUCN Global Task Team on the Implications of Climate Change on Coral Reefs. IUCN, Gland, Switzerland.

