

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di Laurea Magistrale in Biologia Marina
Campus di Ravenna

Confronto tra composizione tassonomica e struttura trofica delle
comunità macrobentoniche di spiagge dell'Emilia Romagna

Relatore
Dott.ssa Marina Antonia Colangelo

Presentata da
Francesco Bigoni

Correlatore
Prof. Victor Ugo Ceccherelli

III Sessione
ANNO ACCADEMICO 2012/2013

Indice

1. Introduzione	1
1.1. Contesto del lavoro di tesi: progetto THESEUS.....	1
1.2. Gli ecosistemi costieri: morfologia ed ecologia delle spiagge.....	4
1.3. Minacce e tutela: le strutture di difesa costiera.....	8
1.4. Gli organismi della macrofauna: ecologia e ruolo trofico.....	13
1.4.1. Gli Anellidi Policheti.....	16
1.4.2. I Crostacei.....	17
1.4.3. I Molluschi.....	18
2. Materiali e metodi	21
2.1. Caratterizzazione dell'area di studio.....	21
2.1.1. Lido di Spina.....	26
2.1.2. Bellocchio.....	27
2.1.3. Lido di Dante.....	29
2.1.4. Cervia.....	30
2.1.5. Cesenatico (area centrale).....	31
2.1.6. Cesenatico sud.....	32
2.2. Disegno di campionamento.....	33
2.3. Prelievo e trattamento dei campioni in campo.....	35
2.4. Trattamento dei campioni in laboratorio.....	37
2.4.1. Descrittori biotici.....	37
2.4.2. Descrittori abiotici.....	37
2.5. Analisi dei dati.....	41
2.5.1. Suddivisone in gruppi trofici.....	42
2.6. Analisi statistica dei dati.....	44
2.6.1. Analisi univariate.....	44
2.6.2. Analisi multivariate.....	45

3. Risultati	49
3.1. Macrofauna e gruppi trofici.....	49
3.1.1. Lido di Spina.....	49
3.1.2. Bellocchio.....	50
3.1.3. Lido di Dante.....	51
3.1.4. Cervia.....	52
3.1.5. Cesenatico.....	53
3.1.6. Cesenatico sud.....	54
3.2. Analisi trofica.....	56
3.3. Analisi tassonomica.....	63
3.4. Analisi morfo-abiotiche.....	72
3.5. Relazione tra composizione tassonomica e trofica.....	80
3.6. Relazione tra morfodinamica delle spiagge e popolamenti bentonici.....	82
4. Discussioni e conclusioni	83
Bibliografia	89
Sitografia	94

1. INTRODUZIONE

1.1 Contesto del lavoro di tesi: progetto THESEUS.

Il presente elaborato di Tesi si inserisce all'interno del progetto THESEUS (*Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate*); questo progetto, finanziato dall'Unione Europea, vede coinvolti 31 istituti partners appartenenti a 12 paesi dell'Unione Europea e 7 paesi extraeuropei, quali Cina, Messico, Stati Uniti, Ucraina, Russia e Taiwan. Tale progetto è stato avviato nel dicembre 2009 e ha una durata di 4 anni. I partners coinvolti appartengono a settori di studio quali:

- Ingegneria civile e delle coste.
- Ecologia.
- Scienze sociali ed economiche.
- Meteorologia e cambiamenti climatici.
- Informatica e GIS (*Geographical Information System*).

Il progetto si basa su 4 punti fondamentali:

- Ampi tratti di costa europea, densamente popolati ed economicamente rilevanti, sono già da tempo soggetti ad erosione costiera ed inondazioni (*flooding*).
- Si prevede che i cambiamenti climatici (*climate change*) e l'innalzamento del livello del mare (*sea-level rise*) determineranno un aumento della frequenza e dell'intensità del fenomeno dell'erosione e delle inondazioni.
- Gli approcci storici utilizzati per gestire questi rischi non sono in accordo con la Direttiva Habitat del 1992 in quanto mirano a garantire la sicurezza dell'uomo, trascurando gli aspetti ambientali degli ecosistemi costieri.
- Attualmente l'Europa non ha ancora sviluppato un approccio integrato per la valutazione e la gestione dei rischi sopra elencati.

Le zone costiere sono centri economici vitali, ma molti sono minacciati da problemi ambientali quali erosione, rischio di alluvioni e deterioramento dell'habitat circostante. Nello stesso tempo le zone costiere continuano a svilupparsi e di conseguenza il rischio cresce. Inoltre la velocità con cui avvengono i cambiamenti climatici aumenta e con essa la probabilità di danni causati da eventi estremi che potrebbero portare al declino degli habitat. Il sistema costiero europeo si estende per 17.000 km, coprendo circa 2 milioni di km², questo comporta che la gestione e la tutela delle coste debbano essere ben sincronizzate. Negli ultimi 50 anni la popolazione che vive lungo le coste è più che raddoppiata, raggiungendo i 70 milioni di abitanti nel 2001.

Mentre i mezzi d'informazione e l'opinione pubblica percepiscono le inondazioni costiere e l'erosione come eventi innaturali, questi sono invece eventi naturali e, per quanto cospicui siano gli investimenti per contrastare questi fenomeni, nessun intervento può ridurre i rischi a zero. Un livello accettabile di rischio residuo rimane sempre e deve essere sempre definito.

Mentre le nuove tecnologie di difesa hanno il potenziale di ridurre i costi e i rischi e di aumentare il *portfolio* di strumenti di gestione, è necessario che siano valutate non solo le soluzioni tecniche come risposta; piuttosto è necessario integrare le migliori misure tecniche in un contesto strategico che considera anche gli aspetti ambientali, sociali ed economici (Fig. 1).

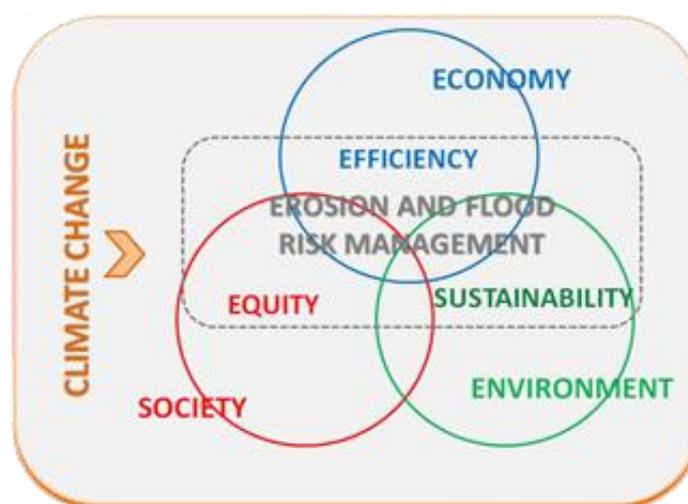


Figura 1: Requisiti delle strategie per la gestione dei rischi costieri (www.theseusproject.eu).

L'obiettivo primario del progetto, quindi, è quello di fornire una metodologia integrata per la pianificazione di strategie di difesa sostenibile per la gestione dell'erosione costiera e delle inondazioni che affronti anche gli aspetti tecnici, sociali, economici ed ambientali.

A tal fine sono stati individuati 8 siti di studio:

- Area del Delta del Po' (Italia), in particolare il litorale emiliano-romagnolo da Cesenatico fino a Porto Garibaldi.
- Santander (Spagna).
- Estuario del fiume Exe (UK).
- Estuario del fiume Gironda (Francia).
- Estuario del fiume Scheldt (Paesi Bassi).
- Estuario del fiume Elba (Germania).
- Delta del fiume Vistola (Polonia).
- Varna (Bulgaria).

I siti di studio sono caratterizzati da:

- Ecosistemi diversi (estuari, delta, lagune costiere, spiagge protette e non protette).
- Differenti condizioni climatiche e aumenti del livello di mare attesi.
- Condizioni socio-economiche.

Studiare gli habitat costieri dal punto di vista ecologico è importante in quanto è possibile ottenere informazioni basilari riguardanti resilienza e vulnerabilità nei confronti dell'erosione, dell'innalzamento del livello del mare, del rischio di inondazioni e anche nei confronti delle attività antropiche quali opere di difesa, urbanizzazione, attività ricreative, sfruttamento turistico, inquinamento, ecc. Risulta fondamentale la valutazione degli impatti sopradetti su questi ecosistemi costieri per poter decidere se effettuare interventi di recupero o di ripristino, oppure se è necessario semplicemente applicare un piano tutelativo e di salvaguardia. Lungo le coste dell'Emilia Romagna il fenomeno dell'erosione,

insieme alla subsidenza, è sempre più marcato e incisivo, tanto da richiedere spesso la realizzazione di strutture di difesa costiera.

1.2 Gli ecosistemi costieri: morfologia ed ecologia delle spiagge.

Le spiagge sabbiose sono ambienti la cui struttura fisica può essere definita da 3 variabili: granulometria, regime ondoso e regime di marea. Le interazioni tra questi tre fattori producono una vasta gamma di tipi morfodinamici di spiaggia (McLachlan & Dorvlo, 2005). La spiaggia, assieme alla duna e all'eventuale ambiente umido retrodunale, costituisce un ecosistema. Questo ecosistema è raramente stabile, in quanto è sempre soggetto a cambiamenti naturali, quali:

- La variazione del livello del mare, delle portate dei corsi d'acqua (esempio il fiume Po) e delle correnti lungo la riva.
- Mareggiate eccezionali che si verificano con ritmi decennali.
- Subsidenza e sollevamento tettonico.
- Cambiamenti climatici.
- Pressione antropica.

Dal punto di vista morfologico, il modellamento delle spiagge è opera di "agenti morfogenetici", che sono mossi da gradienti barici e gradienti gravimetrici; essi provocano i venti, sollevano le onde, dando così origine a correnti e maree. Onde e maree sono entità fisiche ben misurabili e quantificabili (altezze, lunghezze, velocità, ecc.); questi agenti trasformano l'energia cinetica che possiedono in "azioni morfogenetiche" chiamate "processi". Il risultato finale dei processi è costituito dai vari profili che la spiaggia può presentare (Fig. 2):

- Spiaggia emersa o *backshore*. Comprende retrospiaggia e avanspiaggia e si estende dalla base della duna fino al livello massimo di alta marea; pertanto quest'area viene bagnata dal mare solo durante le forti mareggiate.

- Spiaggia intertidale o *foreshore*. È compresa tra il limite di alta marea e quello di bassa marea; la continua successione di periodi di immersione ed emersione aumenta lo stress a cui gli organismi presenti in questa zona sono sottoposti.
- Spiaggia sommersa o *shoreface*. Si sviluppa dal limite inferiore di bassa marea fino al punto dove cessa l'azione del moto ondoso sul fondale (zona di chiusura).

Molto importante anche la zona delle dune. Le dune sono fondamentali perché proteggono la costa dalle mareggiate e immagazzinano il sedimento che va ad alimentare la spiaggia quando quest'ultima viene sottoposta ad eventi erosivi molto intensi.

In base all'ampiezza delle maree è possibile effettuare un'altra classificazione delle spiagge in microtidali (0 – 2 m), mesotidali (2 – 4 m) e macrotidali (maggiore di 4 m); buona parte delle spiagge italiane ricadono nella categoria delle microtidali.

La morfologia delle spiagge, evidenziata anche da un profilo topografico – batimetrico ortogonale alla linea di riva, è determinata dall'entità e dalle modalità di dispersione dell'enorme quantità di energia proveniente dalle onde. Per comprendere come ciò avvenga occorre seguire il movimento dell'onda e le progressive trasformazioni che subisce nel suo avvicinarsi alla riva:

- La *nearshore zone* è la zona dove le onde interferiscono con il fondale che si alza progressivamente verso terra.
- La *breaker zone* corrisponde all'area della prima barra esterna o alla prime barre, dove l'onda, interferendo bruscamente con la cresta della barra, si deforma. Rappresenta l'area dei frangenti.
- La *surf zone* corrisponde alla zona dove le onde, a seguito della loro rottura o frangenza, provocano traslazione d'acqua verso riva; questa zona è limitata verso terra dalla *swash zone*, mentre verso mare è limitata dalla zona di frangenza (*breaker zone*).
- La *beachface* corrisponde alla battigia, cioè al piano inclinato dove si manifesta il fenomeno del flutto montante e della risacca, in condizioni di mare medio. La battigia pertanto è più limitata della zona intertidale e della *swash zone*;

quest'ultima subisce infatti variazioni in funzione della marea e dell'intensità del moto ondoso.

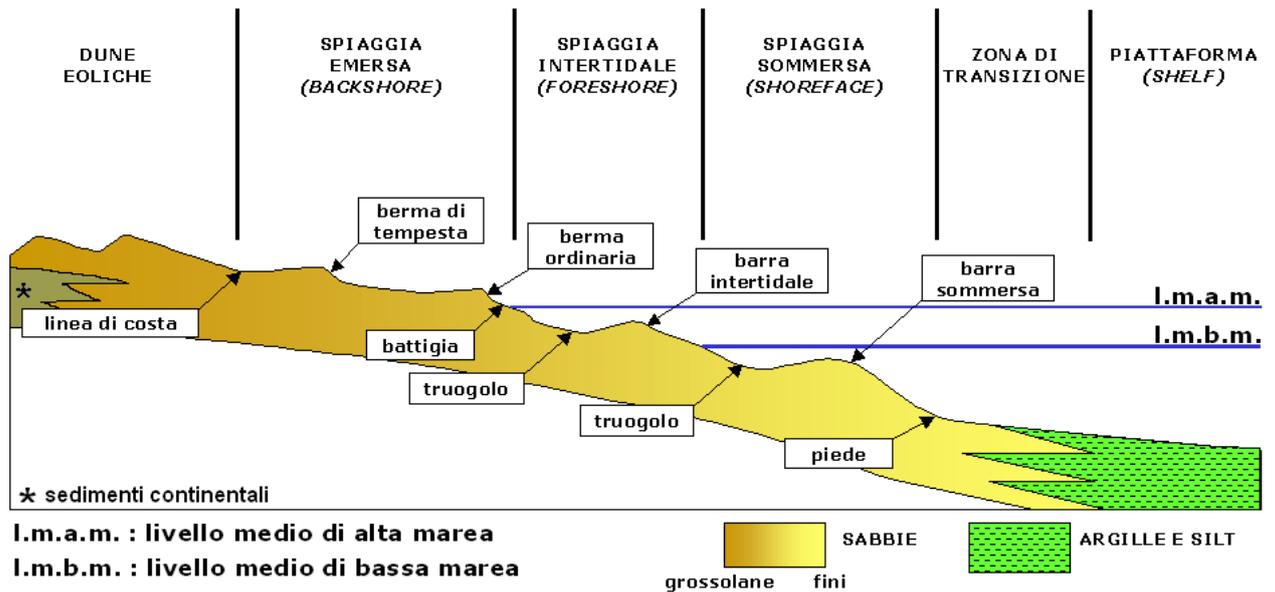


Figura 2: Schema del profilo di una spiaggia sabbiosa.

Come precedentemente menzionato le spiagge microtidali sono le più comuni lungo le coste italiane; queste spiagge si suddividono in (McLachlan, 2001; Fig. 3):

- Spiagge riflesse o accrescitive. Sono caratterizzate da un profilo ripido, sedimento grossolano e da una *surf zone* molto ridotta poiché l'energia del moto ondoso si scarica direttamente sulla spiaggia emersa e viene riflessa a mare.
- Spiagge intermedie. Sono caratterizzate da una *surf zone* molto ampia (tra i 20 e i 100 m); la granulometria è variabile e possiedono canali con correnti di risucchio e le barre ben sviluppate.
- Spiagge dissipative o erosive. Sono caratterizzate da un profilo piatto e una *surf zone* molto ampia; la granulometria è generalmente fine e le onde dissipano la loro energia giungendo fino al bagnasciuga (*swash zone*).

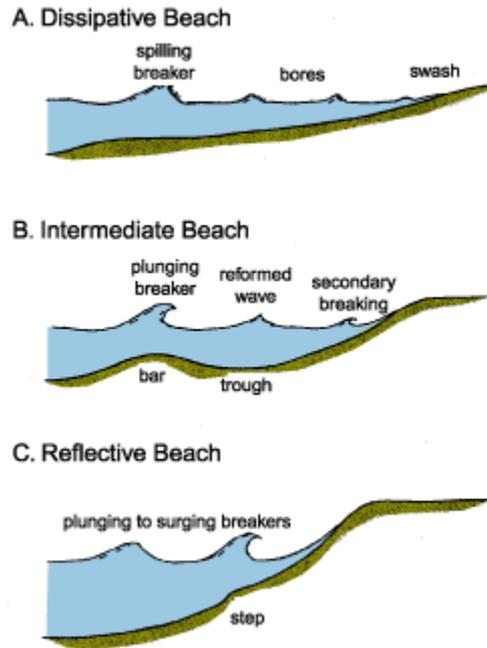


Figura 3: I tre stati morfodinamici delle spiagge microtidali secondo McLachlan (2001).

In natura le spiagge non sono vincolate ad uno solo di questi tre stati morfodinamici, ma variano la loro struttura in risposta ai cambiamenti dell'energia del moto ondoso e delle maree, fenomeni legati anche alla stagionalità. Pertanto, durante la stagione invernale, aumenta l'incidenza delle mareggiate e delle tempeste che portano le spiagge ad assumere un profilo tipicamente dissipativo; d'altro canto, durante la stagione primaverile/estiva, tendono ad assumere un profilo tipicamente riflessivo.

Dal punto di vista sedimentario, la spiaggia è, a tutti gli effetti, un corpo geologico; ciò che viene chiamato spiaggia non è altro che la superficie superiore del deposito litorale costituito da detrito, sabbia o ghiaia, che si accresce, si erode e si muove nel tempo in funzione della dinamica ambientale. Il substrato su cui poggia la spiaggia è di varia natura. Le suddivisioni sedimentologiche sono:

- *Offshore*: prevalenza di sedimento fine siltoso e argilloso, con presenza di veli di sabbie depositate in corrispondenza di forti mareggiate. Il sedimento è bioturbato.
- *Shoreface*: la parte inferiore, più profonda, ha una stratificazione incrociata gibbosa. Le superfici erosive denunciano la migrazione delle barre; vi è alternanza

di sabbie più fini e più grosse. Nella parte superiore vi sono strutture riconducibili all'alto dinamismo di questa zona, con livelli più grossolani ricoperti da sedimenti più fini.

- *Foreshore*: si possono distinguere tre sottozone. La prima è la piana intertidale al di sotto del livello del mare medio; la seconda è la battigia; la terza è la berma.
- *Backshore*: denuncia i processi erosivi che avvengono durante le mareggiate e i successivi processi di accrescimento che si manifestano con la diminuzione del moto ondoso (<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/suolo-e-territorio/rischio-ad-evoluzione-lenta/erosione-costiera>).

1.3 Minacce e tutela: le strutture di difesa costiera.

Sono innumerevoli le minacce che interessano gli ecosistemi costieri (Fig. 4); in particolare ad oggi le spiagge sono soggette a numerose attività antropiche che ne alterano le proprietà ecologiche, morfologiche e fisiche e che sono destinate ad aumentare nel corso del XXI secolo (Brown & McLachlan, 2002; Schlacher *et al.*, 2006, 2007). Basti pensare infatti che più della metà della popolazione mondiale vive entro 60 km dalla linea di costa (Airoldi & Beck, 2007); tutto ciò sta determinando l'aumento delle infrastrutture costiere ad un ritmo superiore di un terzo rispetto a quello che si registra nelle zone interne. La salvaguardia e la tutela degli ecosistemi costieri sono di primaria importanza in quanto:

- Le diverse attività umane (urbanizzazione, realizzazione di infrastrutture, attività ricreative ecc..) provocano delle rapide alterazioni che influenzano drasticamente la potenziale sostenibilità degli ecosistemi costieri. E' sempre più probabile che gli impatti attuali su questi ecosistemi saranno aggravati dai cambiamenti del clima. Infatti è previsto che i cambiamenti climatici determineranno delle conseguenze drammatiche e di lunga durata agli ecosistemi costieri, soprattutto quando la linea di costa si ritirerà verso l'entroterra a causa dell'innalzamento del livello del mare (Feagin *et al.*, 2005; Harley *et al.*, 2006), fenomeno che già oggi si sta manifestando e che è dovuto principalmente allo scioglimento della calotta artica ed antartica.

- Gli habitat costieri rappresentano sistemi altamente produttivi e forniscono una serie di servizi ecosistemici utilizzabili dall'uomo. Si definisce servizio ecosistemico qualunque bene o servizio indispensabile che l'uomo può trarre direttamente o indirettamente dagli ecosistemi naturali (Daily *et al.*, 1997). I servizi ecosistemici che gli ambienti costieri sabbiosi forniscono sono, tra gli altri, l'accumulo e il trasporto dei sedimenti, l'effetto dissipativo dell'energia derivante dal moto ondoso e dagli eventi estremi (uragani, mareggiate), risposta dinamica al *sea-level rise*, abbattimento degli inquinanti e degradazione della materia organica, filtrazione e purificazione delle acque, mineralizzazione e riciclo dei nutrienti, mantenimento della biodiversità, aree *nursery* per i giovanili di numerose specie ittiche, siti di deposizione per tartarughe, uccelli marini e zone di colonizzazione per i pinnipedi, fonte di cibo per l'uomo e per gli animali terrestri, valore paesaggistico/ricreativo, ecc. (Defeo *et al.*, 2009).



Figura 4: Esempi di minacce agli ecosistemi costieri.

Tornando alle minacce, uno dei fenomeni più gravi che affligge le coste è senza dubbio l'erosione costiera (Fig. 5), associata all'innalzamento del livello del mare in continuo aumento. Nel XX secolo il livello medio del mare è aumentato di 0,17 m rispetto al secolo precedente (Miller & Douglas, 2006). L'arretramento della linea di costa è controllato da numerosi fattori meteorologici, geologici, biologici e antropici. Sebbene il clima sia da considerarsi come il principale motore degli agenti modificatori, a livello locale altri fenomeni e processi possono diventare prevalenti. In particolare si può pensare a:

- Subsidenza naturale o indotta da estrazione di fluidi dal sottosuolo (esempio: gas metano).
- Ruolo di difesa delle piane costiere da parte dei sistemi dunali.
- Mancato apporto di sedimenti verso costa causato dall'alterazione dei cicli sedimentari per interventi antropici nei bacini idrogeografici (sbarramenti fluviali, regimazioni idrauliche, estrazioni di materiali alluvionali).
- Influenza sulla dinamica litoranea dei sedimenti intercettati dalle opere marittime (opere portuali o di difesa) e delle infrastrutture viarie ed urbanistiche costiere.

Attualmente, a livello globale, circa il 70% delle spiagge sabbiose è in erosione, il 20-30% è stabile e meno del 10% è in accrezione (Bird, 2000). Un'adeguata conoscenza delle molteplici fenomenologie che caratterizzano i litorali è indispensabile per procedere alla realizzazione di interventi strutturali che producano risultati soddisfacenti nella difesa dell'erosione, determinando impatti ambientali sostenibili nel medio-lungo periodo. A tal fine è necessario un approccio metodologico integrato tra dati geologici e storici, osservazioni sperimentali e modelli teorico-numeric, tenendo opportunamente conto delle indicazioni empiriche fornite dagli interventi già realizzati in situazioni simili.

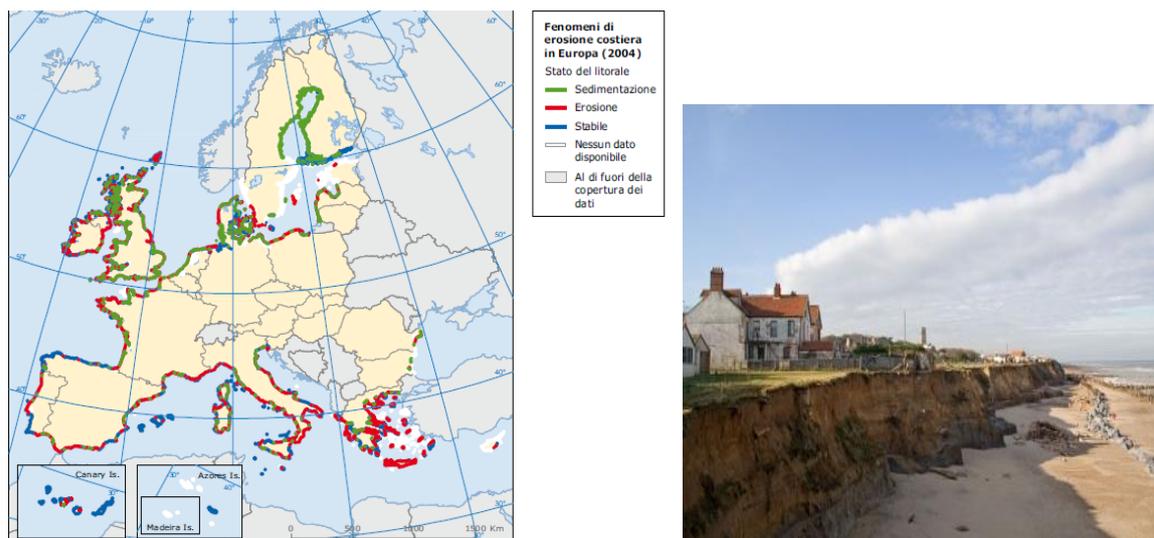


Figura 5: Fenomeni di erosione costiera in Europa (2004). A destra immagine di una spiaggia fortemente erosa.

Per cercare di tamponare gli effetti derivanti dall'erosione vengono proposte ed attuate diverse tipologie di intervento:

- Interventi mediante messa in posa di strutture di difesa "hard" (difese radenti, trasversali o longitudinali; Fig. 6).
- Interventi di difesa "soft" (ripascimenti artificiali); questi ultimi risultano meno impattanti rispetto ai precedenti, ma limitano solo parzialmente il fenomeno dell'erosione.

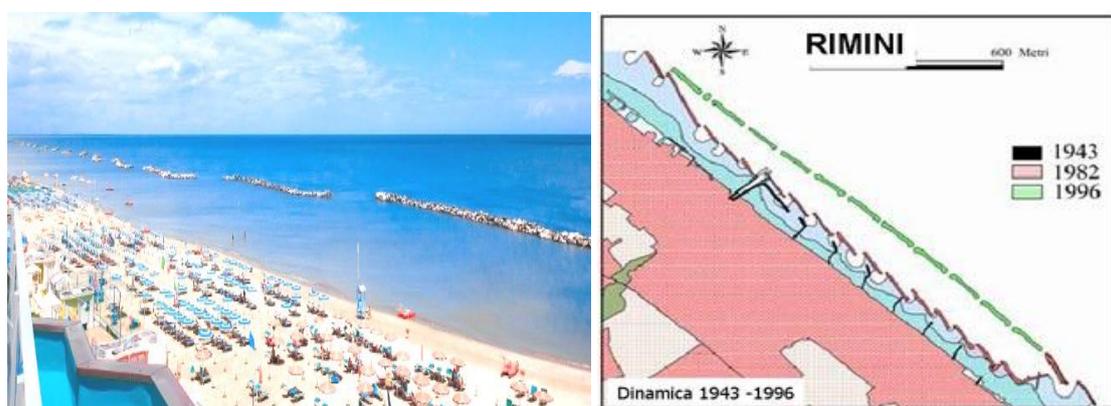


Figura 6: Esempio di difese parallele alla costa.

Come accennato, in passato la risposta standard all'erosione costiera si è tradotta nella costruzione di una varietà di strutture di difesa "hard", quali dighe, pennelli e barriere parallele a costa. L'adeguatezza di queste strutture rigide nel ridurre l'erosione costiera è stata fortemente messa in discussione, sia per quanto riguarda la loro efficacia, sia per quanto riguarda il loro impatto sull'ambiente intertidale e subtidale costiero (Airoldi *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2005; Moschella *et al.*, 2005). La presenza di queste strutture modifica il regime idrodinamico e i processi di deposizione del sedimento. I cambiamenti nella struttura dei popolamenti bentonici lungo le coste protette (Davis *et al.*, 1982; Ambrose e Anderson, 1990; Martin *et al.*, 2005; Bertasi *et al.*, 2007) sono causate dall'interazione tra le caratteristiche ambientali locali (ad esempio la morfologia della spiaggia, l'escursione di marea, l'esposizione al moto ondoso e il livello trofico) e la progettazione delle strutture di difesa (ad esempio il numero di moduli, le dimensioni, l'orientamento e la distanza dalla costa).

Al giorno d'oggi, la necessità di una gestione sostenibile ha stimolato l'interesse verso approcci "soft" di difesa costiera (Charlier, 2003). La tecnica maggiormente utilizzata è quella del ripascimento (cioè l'aggiunta di sedimenti prelevati da altri siti sabbiosi), spesso usata in combinazione con le strutture "hard" per stabilizzare il sedimento depositato. Il ripascimento periodico è considerato una tecnica ecologicamente sostenibile sia per le emergenze a breve termine sia per la protezione costiera a lungo termine (Hamm *et al.*, 2002). Tuttavia l'apporto antropico sempre maggiore di sedimenti è diffusamente riconosciuto come una grave minaccia per le zone costiere (GESAMP, 1994) in quanto porta a gravi ripercussioni sulle comunità di fondo molle e roccioso (Ellis *et al.*, 2000; Airoldi, 2003; Thrush *et al.*, 2003; Connell, 2005).

I ripascimenti possono essere quindi considerati, su larga scala, eventi estremi di sedimentazione antropica. Per contrastare efficacemente l'erosione, ingenti quantità di sedimenti (105-106 m³) devono essere importati a livelli che superano di gran lunga le fluttuazioni naturali tipiche degli ambienti sedimentari costieri (Miller *et al.*, 2002). Recenti lavori sperimentali sugli effetti di una maggiore deposizione sedimentaria a livello degli estuari di marea urbani in Nuova Zelanda hanno dimostrato che elevati carichi di sedimento possono modificare le caratteristiche granulometriche del fondo marino, determinando così un impatto sulle comunità macrobentoniche; in particolare le

ripercussioni si osservano principalmente sulla loro composizione, abbondanza e dinamica (Norkko *et al.*, 2002; Thrush *et al.*, 2003; Lohrer *et al.*, 2006), spesso con effetti duraturi nel tempo. Tuttavia gli impatti dovuti al ripascimento raramente sono stati esaminati in maniera diretta (Nelson, 1993; Rakocinski *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 2000; Guidetti, 2001; Nordstrom, 2005; Peterson e Bishop, 2005); inoltre è complesso prevedere gli effetti sugli ambienti nativi e sulle comunità a causa della mancanza di dati su ampia scala.

In altri casi, invece, si può decidere di non intervenire, permettendo alla spiaggia di arretrare in maniera naturale (*coastal retreat*): è la cosiddetta strategia del “*do nothing*”. Tale strategia però potrebbe comportare rischi socio-economici rilevanti, obbligando società e autorità competenti ad adottare costose misure economiche, come assistenza di emergenza, rimborsi e ricostruzioni a breve termine (Carrasco *et al.*, 2012).

1.4 Gli organismi della macrofauna: ecologia e ruolo trofico.

Le aree intertidali di spiagge offrono habitat che ospitano un'elevata biodiversità. Infatti tra i granelli di sabbia abitano moltissimi organismi interstiziali; i principali sono batteri, protozoi, microalghe e organismi della meiofauna, i quali nel complesso vanno a costituire una fonte alimentare per organismi di dimensioni maggiori.



Figura 7: Alcuni esemplari appartenenti alla macrofauna.

Gli organismi Invertebrati più grandi costituiscono il comparto della macrofauna (Fig. 7). Gli organismi macrobentonici, associati al sedimento, sono Invertebrati che hanno una dimensione superiore ai 500 μm e colonizzano la superficie (epifauna) e/o i primi centimetri di substrato (endofauna). La maggior parte dei Phyla animali (18 su 34) hanno rappresentanti appartenenti a questo comparto. In particolare gli organismi appartenenti all'endofauna sono adattati allo stile di vita infaunale tanto da tollerare composti nocivi e tossici (ammonio e solfuro); inoltre, mediante bioturbazione (rimiscelamento del sedimento) dei fondali, stimolano i processi microbici, migliorando anche l'abbattimento di alcuni inquinanti; inoltre vivere all'interno del sedimento offre una notevole protezione nei confronti dei predatori. Come già accennato, la macrofauna di spiagge sabbiose comprende i più importanti taxa di Invertebrati, anche se è stato riconosciuto che Bivalvi, Crostacei e Policheti sono i gruppi dominanti (Brown & McLachlan, 1990). Tendenzialmente i Crostacei tendono ad essere più abbondanti in spiagge esposte, i Molluschi in spiagge con condizioni intermedie (McLachlan, 1983), mentre i Policheti prediligono le spiagge più protette (Dexter, 1983). Negli ambienti esposti la macrofauna intertidale è controllata principalmente da condizioni fisiche (McLachlan *et al.*, 1993) e svariati fattori ecologici influenzano le diverse variabili di comunità piuttosto che un singolo fattore chiave (Brazeiro, 2001; Rodil & Lastra, 2004); inoltre i macroinvertebrati mostrano adattamenti ben specifici nei confronti di un ambiente così dinamico (esposizione alle onde e alle maree). Al contrario una maggiore abbondanza di

macrofauna, biomassa e diversità si trova in ambienti sedimentari più protetti (Adam, 1990), dove le interazioni biologiche diventano più importanti a causa del numero più elevato di specie, di cui una buona percentuale è costituito da organismi specialisti (Brown & McLachlan, 1990). È stato dimostrato che la disponibilità di cibo è uno dei principali fattori che influenzano la struttura delle comunità e il metabolismo bentonico (Pearson & Rosenberg, 1987; Grant & Hargrave, 1987; Thompson & Nichols, 1988; Graf, 1989; Dugan *et al.*, 2003). Infatti la sostanza organica svolge un ruolo fondamentale nelle catena alimentare del detrito in quanto rappresenta una fonte alimentare primaria che influenza il metabolismo e le dinamiche dei popolamenti bentonici (Brown & McLachlan, 1990; Grant & Hargrave, 1987; Graf, 1989; Fabiano *et al.*, 1995; Colombini *et al.*, 2000). Senza dubbio gioca un ruolo fondamentale anche la natura del sedimento; è stato infatti osservato che il numero di specie di macroinvertebrati, la loro abbondanza e la loro biomassa, generalmente aumentano man mano che la morfodinamica di una spiaggia si avvicina a quella caratterizzata da sabbie fini e lievi pendii. Quindi il tipo di spiaggia rappresenta uno spettro dinamico dei gradienti ambientali in cui i fattori locali e regionali limitano e modificano la distribuzione dei macroinvertebrati (Defeo & McLachlan, 2005). In generale si può affermare che le relazioni specie-ambiente possono cambiare con la scala di osservazione perché su scale spaziali differenti diversi processi possono influenzare la distribuzione delle specie (Thrush *et al.*, 2005); ad esempio, a livello locale una specie può essere limitata quasi esclusivamente da una granulometria fine, ma, a livello regionale, la stessa specie può anche essere limitata da altre variabili, come la disponibilità di cibo.

1.4.1 Gli Anellidi Policheti



Figura 8: Neanthes succinea (a sx) e Polydora spp. (a dx), Anellidi Policheti molto diffusi in Adriatico
(<http://it.wikipedia.org/wiki/Polychaeta>; <http://www.treccani.it/enciclopedia/policheti/>).

I Policheti (Polychaeta; Fig. 8) sono la classe filogeneticamente più antica del phylum degli Anellidi, comprendente circa 13.000 specie, di cui 8.000 presenti nel Mar Mediterraneo. Sono animali bentonici, metamerici e prevalentemente marini. Presentano uno sviluppo indiretto attraverso una larva di tipo trocofora. Il corpo dell'adulto è costituito da tre regioni: prostomio o regione cefalica, metastomio o tronco e pigidio o coda. Alcune specie sono caratterizzate da parapodi (associati a chete) ben sviluppati che permettono loro di strisciare sul fondo (Policheti erranti), altre invece mancano di parapodi, vivono adese al substrato, spesso all'interno di tubi chitinosi o calcarei da loro prodotti (Policheti sedentari). Spesso la cavità orale è evaginabile ed è provvista di papille, mandibole chitinose e denticoli (paragnati). La riproduzione è in genere di tipo sessuale e avviene, a seconda delle specie, attraverso la liberazione di uova e sperma in acqua o attraverso l'accoppiamento, ma può anche essere di tipo asessuale per scissione o strobilazione.

1.4.2. I Crostacei



Figura 9: *Gammarus* spp. (a sx) e *Eurydice spinigera* (a dx), Crostacei della macrofauna (<http://it.wikipedia.org/wiki/Crustacea>; <http://www.treccani.it/enciclopedia/crostacei/>).

I Crostacei (Crustacea; Fig. 9) costituiscono un subphylum degli Artropodi comprendente circa 35.000 specie, quasi esclusivamente acquatiche; possiedono due paia di antenne e un vario numero di appendici articolate, tipicamente bifide. Presentano un esoscheletro chitinoso, spesso calcificato e colorato, suddiviso in un numero variabile di segmenti articolati, mobili, di regola fusi a costituire capo, torace (o cefalotorace) e addome, tutti provvisti, eccetto l'ultimo (telson), di un paio di appendici articolate. Il tegumento viene spesso rinnovato mediante la muta, in stretta relazione con l'accrescimento, la metamorfosi e l'eliminazione di sostanze cataboliche. A parte rari casi ermafroditismo i sessi sono separati, con notevole dimorfismo (frequente è la partenogenesi). È raro lo sviluppo diretto: per lo più si compie attraverso metamorfosi. La forma larvale tipica è il *nauplius*, ma spesso dall'uovo sguscia una larva detta zoea, che rappresenta uno stadio più avanzato di sviluppo. Alcune specie, sia a livello larvale che allo stadio adulto, costituiscono una parte importantissima del plancton, servendo da cibo a molti animali pelagici.

1.4.3 I Molluschi



Figura 10: *Lentidium mediterraneum* (a sx) e *Mytilus galloprovincialis* (a dx), Molluschi Bivalvi (<http://www.treccani.it/enciclopedia/crostacei/>; <http://www.treccani.it/enciclopedia/molluschi/>; <http://it.wikipedia.org/wiki/Bivalvia>).

I Molluschi (Mollusca; Fig. 10) costituiscono il secondo phylum del regno animale per numero di specie dopo gli Artropodi, con oltre 110.000 specie note; sono principalmente marini. Sono tutti costituiti da tre elementi anatomici: capo, piede e conchiglia variamente sviluppati. La maggior parte degli organi è contenuta all'interno del sacco dei visceri, in posizione dorsale rispetto al piede muscoloso; il pallio (o mantello), piega cutanea dorsale, si trova a diretto contatto con la conchiglia, costituita primariamente da carbonato di calcio. I Molluschi sono ermafroditi o bisessuali; la larva tipica è il *veliger*, simile alla trocofora degli Anellidi, circondata da una corona di ciglia, detta *velum*. In particolare i Molluschi Bivalvi sono costituiti da due valve laterali, generalmente simmetriche, unite da una cerniera mobile interna e dai legamenti; le valve si aprono e si chiudono grazie all'azione dei muscoli adduttori. Essendo organismi sedimentari/bentonici, il piede non è adatto alla locomozione, ma viene usato per scavare. La respirazione avviene tramite branchie lamelliformi, dette ctenidi, che vengono anche utilizzate per il trattenimento delle particelle alimentari, le quali entrano attraverso il sifone inalante; d'altro canto il sifone esalante viene utilizzato per l'eliminazione dei cataboliti e per "bioturbare" (smuovere) il sedimento.

La macrofauna rappresenta anche un importante collegamento tra le fonti di produzione primaria, (fitoplancton, macroalghe e microalghe) e i livelli trofici superiori, come pesci e crostacei (Fig. 11).

Gli organismi macrobentonici vengono studiati e utilizzati come indicatori dello stato di salute degli ecosistemi estuarini e costieri. I cambiamenti delle comunità macrobentoniche possono essere valutati usando diversi approcci:

- Utilizzo di indici sintetici univariati come gli indici di diversità di *Shannon–Wiener* e di *Simpson* e indici di equipartizione, come l'equitabilità di *Pielou*.
- Valutazione del numero di taxa o dell'abbondanza/biomassa totale.
- Valutazione della composizione in specie.
- Analisi delle specie abbondanti e/o importanti dal punto di vista ecologico (specie chiave).
- Analisi che consistono nel raggruppamento delle specie in gruppi funzionali o gruppi trofici, cioè specie che, all'interno della comunità, svolgono la stessa funzione ecologica o condividono lo stesso regime alimentare. Spesso la struttura trofica può rimanere costante al variare della composizione in specie di una comunità (Heatwole & Levins, 1972).

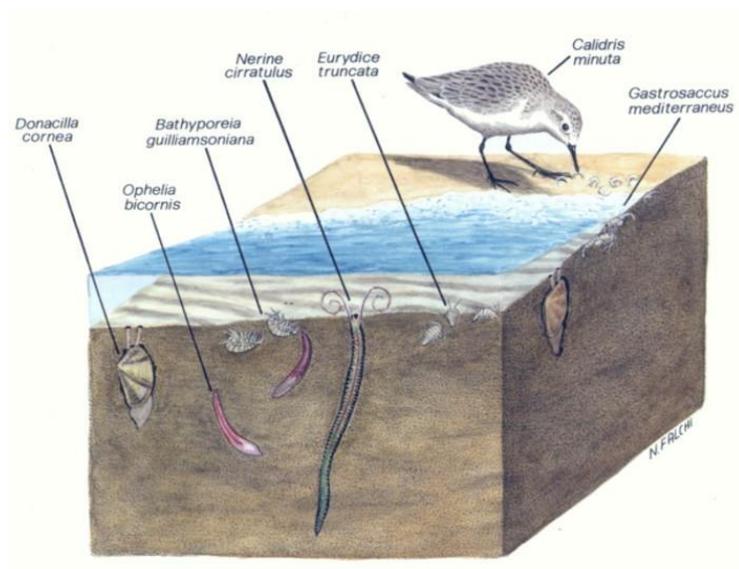


Figura 11: Biocenosi marina tipica dell'intertidale sabbioso (N. Falchi).

Dal punto di vista trofico, la macrofauna dei fondi molli è costituita principalmente da organismi filtratori (sospensivori), detritivori e carnivori (Hunt, 1925). I filtratori o sospensivori (prevalentemente Molluschi Bivalvi) si nutrono di particelle organiche o piccoli organismi in sospensione lungo la colonna d'acqua; i detritivori (Policheti, Anfipodi, alcuni Molluschi) sono da considerarsi organismi decompositori in quanto sono frantumatori di particelle organiche presenti sul fondo o all'interno del sedimento e tendono ad essere poco selettivi; i carnivori (Policheti, Isopodi, alcuni Crostacei) si nutrono di altri organismi in quanto hanno sviluppato strutture atte alla vita predatoria, quali mandibole, arti e organi sensoriali ben sviluppati. Ovviamente il trofismo è correlato alle caratteristiche dei sedimenti; in quelli sabbiosi le comunità sono solitamente dominate da sospensivori, mentre in quelli fangosi sono solitamente dominate da detritivori in quanto i sospensivori sono svantaggiati dall'intasamento dovuto alle particelle risospese e dall'effetto destabilizzante dei detritivori sul sedimento (Rhoads & Young, 1970; Levinton, 1972).

Sono state però avanzate alcune critiche sull'utilizzo dei gruppi funzionali nelle analisi di comunità (Posey, 1990), in particolare riguardanti la flessibilità delle strategie di alimentazione che molte specie mostrano. Ad esempio alcune specie possono ricorrere sia all'alimentazione detritivora che a quella sospensivora in base alla disponibilità di cibo (Taghon, 1982).

Un differente approccio potrebbe però garantire una maggiore affidabilità di questo metodo. Studi recenti infatti (Darr *et al.*, 2013; Paganelli *et al.*, 2011; van der Linden *et al.*, 2012) mostrano come può essere compiuta un'analisi più approfondita dei gruppi funzionali, dando un differente peso a più tratti appartenenti alla medesima specie.

Nell'ambito di questo studio sono state analizzate le componenti biotiche e abiotiche della zona intertidale di 6 spiagge lungo la costa emiliano-romagnola, diverse tra loro per caratteristiche morfodinamiche, per grado di antropizzazione, modalità di gestione ed interventi effettuati per contrastare i fenomeni di erosione costiera. Sono state indagate le comunità macrobentoniche di fondi molli dei siti, confrontando la loro composizione e struttura e la loro composizione in gruppi trofici. Infine sono state analizzate le relazioni fra i fattori morfo-abiotici delle differenti spiagge e la composizione tassonomica e trofica delle comunità rinvenute.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Caratterizzazione dell'area di studio.

La costa è un territorio importante per la regione Emilia-Romagna, sia dal punto di vista socio-economico, sia storico-naturalistico; è composta da una spiaggia bassa e sabbiosa quasi continua per circa 130 km e ampia da pochi metri ad oltre 200 metri. La spiaggia sommersa è caratterizzata da pendenze solitamente ridotte.

Il sistema delle dune è presente solo lungo il 30% circa del litorale e si sviluppa in modo discontinuo, con quote medie di 2–3 metri. Nel settore meridionale (costa riminese) è praticamente assente in quanto è stata ampiamente spianata e distrutta.

Lungo la costa emiliano-romagnola si trovano vasti territori bonificati, con quote inferiori al livello del mare, occupati in parte da aree umide di rilevanza naturalistica e ambientale.

Negli ultimi due secoli, il trasporto delle sabbie al mare da parte dei fiumi appenninici e del Po si è molto ridotto e ha generato il progressivo smantellamento delle cuspidi fluviali. La ridistribuzione delle sabbie lungo tutto il litorale ha innescato il fenomeno, ancora in atto, di rettificazione della linea di riva nel settore centrale (costa ravennate) e settentrionale (costa del delta del Po) del litorale: la sabbia ha seguito un percorso da sud

verso nord, determinando una tipica forma asimmetrica delle foci e la marcata deviazione del tratto finale delle aste fluviali (ad esempio i Fiumi Uniti e il Fiume Reno).

Le caratteristiche ambientali della costa Emiliano-Romagnola sono influenzate dal mare circostante e dai fiumi che si immettono in esso. Il Mar Adriatico è un mare poco profondo, semi-chiuso, caratterizzato da maree moderate ed è fortemente influenzato dal fiume Po che, dal 1970, è stato considerato come una delle principali cause di eutrofizzazione e degrado ambientale (Vollenweider *et al.*, 1992. ; Justic *et al.*, 1995 ; Mingazzini & Thake 1995; Cozzi *et al.*, 2005). Struglia *et al.* (2004), infatti, hanno indicato che il 57% di scarico nel Mare Adriatico è dovuto principalmente a questo fiume, che raggiunge i 2000 m³s⁻¹ in primavera e in autunno.

I principali effetti del fiume Po sono:

- Aumento del carico di nutrienti.
- Elevato stato trofico.
- Significativa stratificazione salina.
- Cambiamenti nella struttura dei sedimenti della zona costiera.

La conseguenza diretta dell'eutrofizzazione è una condizione patologica di ipossia nel sedimento che porta alla riduzione o alla totale scomparsa di organismi sensibili (Vollenweider *et al.*, 1992; Grall & Chauvaud, 2002).

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

La difesa delle spiagge dal fenomeno dell'erosione costiera in Emilia Romagna ha subito una modificazione sostanziale nel corso degli anni, in particolare in seguito all'approvazione da parte della regione Emilia-Romagna del piano per la Gestione Integrata della Zona Costiera (GIZC) del 2005. Studi condotti con il Piano Costa 1981 avevano già evidenziato l'esigenza di abbandonare le opere di difesa rigide, a causa dell'elevato impatto paesaggistico ambientale e aveva indicato, quale alternativa, il ripascimento artificiale.

In questi ultimi anni si sta tentando di introdurre, nell'ottica di una gestione integrata della zona costiera e quindi della spiaggia, lo studio e la salvaguardia degli ecosistemi e degli habitat con lo scopo di mantenere funzionali tutti gli eco-servizi forniti dal sistema spiaggia, tenendo in considerazione il loro valore socio-economico congiuntamente a quello ecologico.

Il presente studio è stato effettuato lungo porzioni di litorale in cui non sono presenti opere di difesa costiera rigide, quali pennelli e barriere e dove sono quasi del tutto assenti strutture turistico-balneari. I dati relativi a queste tre spiagge sono stati integrati con quelli provenienti da altre campagne di campionamento (Fini, 2011; Cirelli, 2012; Orilia, 2012) effettuate su tre spiagge soggette ad interventi antropici come la presenza di strutture rigide, periodico ripascimento e periodico innalzamento e rimozione delle dune invernali. Questa pratica consiste nella costruzione di dune artificiale mediante il prelievo di sedimento dalla zona intertidale trasportato poi verso la parte più alta della spiaggia, con l'utilizzo di mezzi pesanti quali ruspe.

In particolare i campionamenti relativi alla caratterizzazione delle spiagge relativamente "naturali" sono stati effettuati in tre siti: Lido di Spina sud, Bellocchio e la zona della Bassona di Lido di Dante; mentre i tre siti "gestiti" e maggiormente "antropizzati" sono Cervia, Cesenatico (area centrale) e Cesenatico sud (Fig. 12). Quest'ultimi, inoltre, sono soggetti a massiccio turismo con conseguenti impatti causati ad esempio dai mezzi utilizzati per la pulizia delle spiagge (*grooming*).



Figura 12: Localizzazione dell'area di studio e dei siti di campionamento. In verde sono segnalati i siti naturali; in rosso sono segnalati i siti antropizzati.

In Tabella 1 vengono sintetizzate le principali caratteristiche delle spiagge oggetto di studio in termini di interventi gestionali e di modifiche geomorfologiche (Zanchetta, 2014).

Tabella 1: Schematizzazione degli interventi gestionali e delle modifiche geomorfologiche per ciascun sito di studio (da Zanchetta, 2014).

Sito	Opere di difesa	Ripascimenti (m³)	Tasso di subsidenza (cm/anno)	Variazione della linea di riva
Lido di Spina	5 pennelli in pali di legno	n.d.	0,65	arretramento
Bellochio	/	/	1,09	arretramento
Lido di Dante	/	/	1,08	arretramento
Cervia	/	/	0,87	stabile
Cesenatico	Scogliera semisommersa e 3 pennelli	146.060	0,74	avanzamento
Cesenatico sud	Scogliere parallele emerse alternate a piattaforme	15.000	0,86	stabile

2.1.1 Lido di Spina

Lido di Spina è una delle numerose frazioni balneari del comune di Comacchio, in provincia di Ferrara. La spiaggia nella parte a nord verso Lido degli Estensi è molto ampia, mentre a sud verso il confine con Ravenna è soggetta a forte erosione; il tratto esaminato, lungo 900 m, è posto a nord rispetto al bagno Giamaica. Per contrastare il fenomeno, sono stati costruiti 5 pennelli costituiti da pali in legno vicino all'area della Riserva Naturale della Sacca di Bellocchio, compresa nel Parco Regionale del Delta del Po. Inoltre, dal 1995, i primi 600 m di spiaggia a nord dei suddetti pennelli vengono sottoposti a ripascimento per garantire l'avanzamento della linea di riva e quindi il normale svolgimento della stagione balneare (ARPA, 2007). Tuttavia ne deriva che le correnti litoranee operano una redistribuzione del sedimento fino al confine Nord del lido, che come già detto non è soggetto ad erosione. L'area campionata (Fig. 13) è un sito che definiamo più o meno "naturale", in quanto privo di strutture balneari e opere di difesa rigide, localizzato per l'appunto a circa 600 m a nord dei pennelli sopracitati e che presenta tuttora un sistema dunale con alle spalle una pineta.

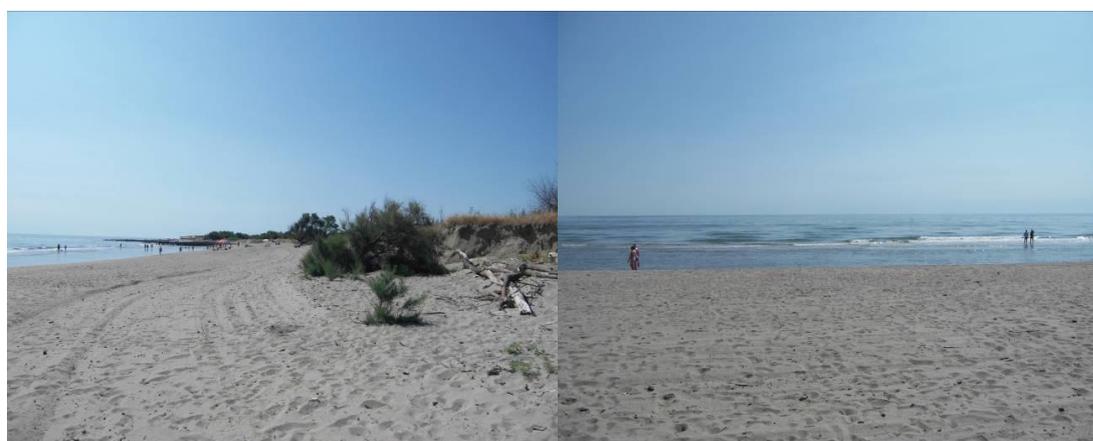


Figura 13: Il sito di Lido di Spina.

2.1.2. Bellocchio

Sito naturale in forte erosione, con un sistema lagunare retrostante, posto all'interno di un'area protetta e gestito con la pratica del "*do nothing*" (nessun intervento).

La Riserva Naturale statale Sacca di Bellocchio si estende per 284 ettari tra la foce del fiume Reno e Lido di Spina, molto rilevante dal punto di vista naturalistico e ambientale. Comprende alcune aree protette ricadenti nella Rete Natura 2000 come SIC-ZPS: Vene di Bellocchio, Sacca di Bellocchio (da cui prende il nome la riserva), Foce del Fiume Reno, Pineta litoranea di Bellocchio.

Il campionamento è stato svolto nell'area antistante la Sacca di Bellocchio (Fig. 14), che è un complesso di specchi d'acqua costieri e paludi, rappresentanti il relitto di una piccola laguna separatasi dal mare negli ultimi 60 anni, in seguito al protendersi verso nord della foce del Reno; il tratto è compreso tra la foce del canale Gobbino e il bagno Giamaica (Fig. 15). La laguna infatti è stata separata in due parti dal prolungamento del Canale Gobbino. La parte meridionale si è trasformata in palude mentre la parte settentrionale si è evoluta in un complesso di stagni costieri. Negli ultimi decenni il cordone litoraneo che divide questi ambienti dal mare ha molto risentito dei processi di erosione costiera causati dalla diminuzione di apporto solido da parte del fiume Reno. Le mareggiate hanno prodotto frequenti ingressioni saline nel bacino e progressivi arretramenti del cordone stesso. Pochi anni fa l'erosione costiera ha inoltre determinato l'apertura di un nuovo sbocco a mare per il Reno, più a sud della foce precedente, che si è ormai chiusa. A questo articolato complesso di zone umide si è così aggiunto il tratto terminale del fiume attualmente abbandonato.



Figura 14: Il sito di Bellocchio. Si notano i depositi argillosi e i residui vegetali.

La spiaggia di Bellocchio registra un arretramento annuo di 10 m (ARPA, 2007) e il processo di erosione è così intenso che il mare ha inglobato parte degli stagni salmastri retrostanti. La spiaggia, di conseguenza, presenta tratti in cui affiorano i depositi sedimentari argillosi dei precedenti stagni, e in cui si possono osservare residui di vegetazione tipicamente lagunare.

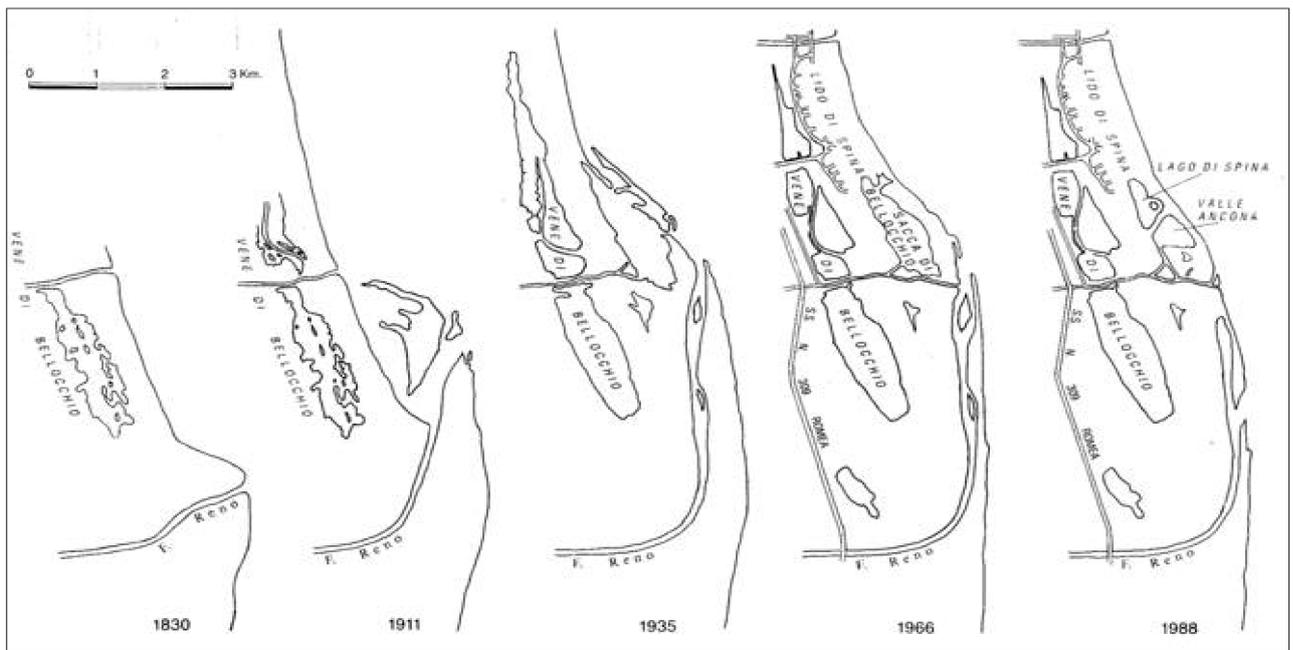


Figura 15: Evoluzione della foce del fiume Reno dal 1830 al 1988 (da: *Aspetti naturalistici delle zone umide salmastre dell'Emilia Romagna*, RER, 1990).

2.1.3. Lido di Dante

Lido di Dante è una piccola località balneare situata a circa 10 Km a sud-est di Ravenna, nel territorio che si estende tra la foce dei Fiumi Uniti a nord e del fiume Bevano a sud. Il campionamento è stato eseguito nella zona della Bassona (Fig. 16), una spiaggia a sud dell'abitato di Lido di Dante, compresa nel SIC-ZPS Ortazzo, Ortazzino, Foce del Torrente Bevano e antistante la Riserva Naturale della Pineta di Ravenna, che mantiene ancora le formazioni naturali delle dune costiere. Il sito è considerato naturale in quanto non vi sono strutture artificiali di difesa costiera che, invece, sono presenti a Nord. In particolare il tratto di 1 km è posto a sud del primo pennello di Lido di Dante.

L'area, trovandosi in prossimità di due foci fluviali, risulta caratterizzata da un ambiente molto dinamico.

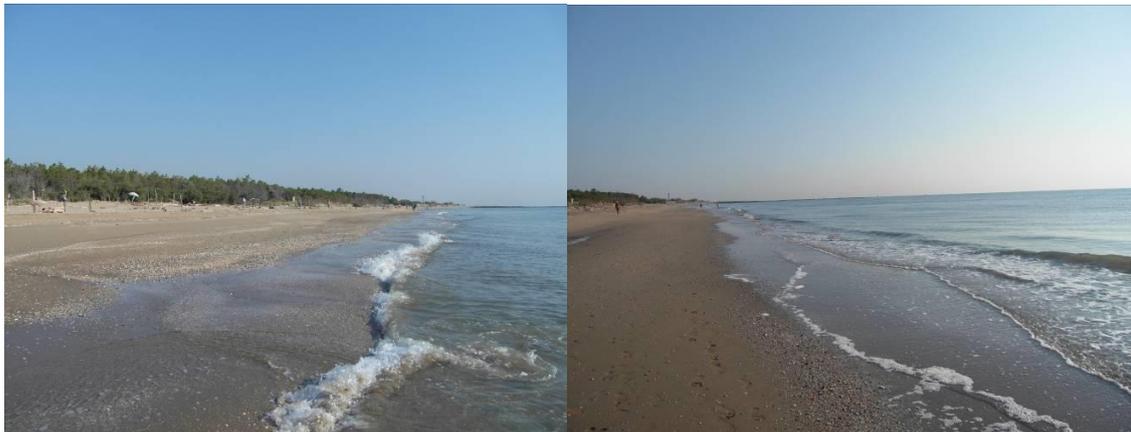


Figura 16: Il sito della Bassona (Lido di Dante).

2.1.4. Cervia

Il sito si trova a circa 20 km a sud-est di Ravenna; il tratto considerato misura 4.440 m ed è posto a sud della darsena di Cervia. La spiaggia è molto ampia come conseguenza dei processi depositivi che superano quelli erosivi, e non sono presenti strutture rigide parallele alla costa. Questo sito è stato classificato come “antropizzato” in quanto rappresenta una meta turistica molto frequentata e caratterizzata dalla cospicua presenza di strutture turistico-ricreative, in particolare nella zona alta della spiaggia. In passato era presente un cordone dunale oggi completamente distrutto e sostituito da strutture urbane. Inoltre viene praticata periodicamente l’attività di *bulldozing* in preparazione alla stagione turistica (Fig. 17).



Figura 17: Il sito di Cervia.

2.1.5. Cesenatico (area centrale)

Il sito è stato scelto come “protetto” per la presenza di strutture rigide artificiali permanenti di fronte alla costa ed inoltre perché sottoposto a *bulldozing* su base stagionale. I campionamenti sono stati effettuati nella zona di Cesenatico Ponente (litorale nord); il tratto, difeso da una scogliera semisommersa, è compreso tra il molo nord del porto di Cesenatico e il pennello grande. In questo territorio la subsidenza ha prodotto un abbassamento del terreno di 115 cm in 55 anni. L’abitato di Cesenatico e il territorio retrostante sono stati interessati per tutti gli anni ’80 dal tasso di abbassamento del suolo più elevato dell’intera fascia costiera regionale, ovvero 4-5 cm all’anno (ARPA, 2007). Il sito di studio ha pertanto subito nel corso degli anni una serie di interventi a partire dal 1978. Oltre alla costruzione delle barriere frangiflutti sono infatti state effettuate protezioni con Tubi Longard e ripascimenti vari. Attualmente la barriera protettiva è continua e semisommersa, ha un solo tratto più basso a ridosso del molo portuale ed è distante circa 250 m dalla battigia, mentre la larghezza della “berna” è sui 12 m. L’intervento è stato completato con il versamento di circa 150.000 m³ di sabbia (ARPA, 2007). (Fig. 18).



Figura 18: Il sito di Cesenatico (area centrale).

2.1.6. Cesenatico Sud

La più importante caratteristica di questo tratto della spiaggia di Cesenatico posta a sud rispetto alla bocca del Porto Canale è la presenza di una serie ininterrotta di scogliere parallele emerse da un estremo all'altro. Il fondale si è alzato fino a meno di 1 metro sotto il livello medio del mare all'interno delle scogliere, mentre all'esterno è stato eroso ed ora è 3-4 m sotto il livello del mare. Il bilancio della spiaggia emersa è positivo e complessivamente il tratto, che comprende il tratto a nord dei pennelli della Colonia Agip e il molo sud del porto di Cesenatico, è in avanzamento (11,3 km in avanzamento, 8,7 km stabili, 0 km in arretramento) (Fig. 19).



Figura 19: Il sito di Cesenatico sud.

2.2 Disegno di campionamento.

I campionamenti dei siti di Lido di Spina, Lido di Dante e Bellocchio ai quali ho partecipato in prima persona, sono stati effettuati nel periodo compreso tra giugno e luglio 2013, mentre quelli dei siti di Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud sono stati effettuati sempre nel periodo giugno-luglio tra il 2010 e il 2011 (Fini, 2011; Cirelli, 2012; Orilia, 2012).

Per stabilire lo stato di criticità delle porzioni di litorale, oggetto di studio, si è fatto riferimento alla classificazione ASPE (Accumulo, Stabile, equilibrio Precario, Erosione; RER, 2011).

Relativamente ai primi tre siti, in ciascun sito sono stati campionati diversi livelli lungo transetti perpendicolare alla linea di costa. Il numero di livelli dipendeva dalla lunghezza della zona intertidale e, in tutti i casi, il punto più alto è rappresentato dal livello di alta marea.

Per il sito di Lido di Spina (SPI) sono stati scelti, mediante procedura casuale, tre transetti perpendicolari alla linea di costa lungo la spiaggia non gestita per fini turistici e distante dai pennelli almeno 200 m. Al fine di coprire l'intera lunghezza della fascia intertidale, per ciascun transetto sono stati campionati due punti a partire dal livello di alta marea, distanti 10 metri l'uno dall'altro e nominati distanza 0 e distanza 10.

In ogni punto sono stati raccolti tre campioni replica per ogni variabile presa in esame.

Nel complesso a Lido di Spina sono stati raccolti 18 campioni per ogni variabile.

Nel sito di Bellocchio (BEL) sono state scelte due aree, una a nord (BELII) e una a sud (BELI) del canale di rotta generato dalla mareggiata da Scirocco avvenuta ad Aprile (Lelli, 2013). All'interno di ogni area sono stati selezionati con procedura casuale tre transetti perpendicolari alla linea di costa. Al fine di coprire l'intera lunghezza della fascia intertidale, per ciascun transetto sono stati campionati tre punti a partire dal livello di alta marea, distanti 10 metri l'uno dall'altro e nominati distanza 0, distanza 10 e distanza 20.

In ogni punto sono stati raccolti tre campioni replica per ogni variabile presa in esame.

Nel complesso a Bellocchio sono stati raccolti 54 campioni per ogni variabile considerata. L'analisi di tutte le variabili ha mostrato come in nessun caso è risultato significativo il fattore Area, quindi le analisi successive sono state fatte considerando l'intera spiaggia (BEL) con 6 transetti.

Anche nel sito di Lido di Dante (LDD) sono state scelte due aree, una a nord (LDDII) verso la zona più antropizzata e una a sud (LDDI) verso la foce del fiume Bevano. All'interno di ogni area sono stati selezionati con procedura casuale tre transetti perpendicolari alla linea di costa. Al fine di coprire l'intera lunghezza della fascia intertidale, per ciascun transetto sono stati campionati tre punti a partire dal livello di alta marea, distanti 10 metri l'uno dall'altro e nominati distanza 0, distanza 10 e distanza 20.

In ogni punto sono stati raccolti tre campioni replica per ogni variabile presa in esame.

Nel complesso a Lido di Dante sono stati raccolti 54 campioni per ogni variabile considerata. Anche per Lido di Dante i risultati delle analisi effettuate su tutte le variabili considerate ha mostrato come in nessun caso è risultato significativo il fattore Area, quindi le analisi successive sono state fatte considerando l'intera spiaggia (LDD) con 6 transetti.

Riguardo i siti di Cervia, Cesenatico e Cesenatico Sud sono stati scelti in modo casuale 6 transetti perpendicolari alla linea di costa. Per ogni transetto sono stati individuati 3 livelli di marea: alta (H), media (M) e bassa (L) marea.

Vista la scelta di effettuare un lavoro riassuntivo, in tutti i siti campionati il fattore transetto è stato considerato come replica, mentre è stato escluso il fattore distanza, usando come dati le stime del numero di specie e di abbondanza degli organismi lungo un'intera fascia di spiaggia di lunghezza pari all'intero intertidale e larga 1 metro e i valori medi ottenuti da tutte le repliche del transetto in esame per le variabili abiotiche e morfodinamiche.

2.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo.

In ciascun sito, per ciascun transetto e per ogni punto replica sono state annotate le coordinate con un GPS da campo, orario e altezza della marea (mediante il programma WXTide) e altezza della colonna d'acqua.

La procedura della raccolta dei campioni è stata la medesima per tutti i siti di campionamento (Fig. 20):

- Per i campioni di macrobenthos, ciascuna replica è stata ottenuta dall'unione del contenuto di 4 carote cilindriche in PVC di 10 cm di diametro introdotte all'interno del sedimento fino a una profondità di 10 cm (volume totale 785 cm³; area totale 314 cm²); i campioni sono poi stati setacciati *in situ* con setacci da 500 µm per poi essere fissati in formalina al 10% in barattoli di plastica contrassegnati dal codice identificativo della replica.
- I campioni per l'analisi della granulometria e i campioni per l'analisi del contenuto di materia organica sono stati prelevati tramite carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità, e posti poi nei rispettivi barattoli conservati in un frigorifero portatile. Giunti in laboratorio sono stati trasferiti rispettivamente a 4°C e -20 °C.



Figura 20: Procedure e strumenti durante la fase di campionamento in campo.

2.4. Trattamento dei campioni in laboratorio.

2.4.1. Descrittori biotici

In laboratorio i campioni di macrofauna sono stati setacciati utilizzando due setacci impilati in ordine decrescente delle loro maglie (1000 e 500 μm) in modo da trattenere due frazioni differenti di macrofauna. Il materiale setacciato è stato trasferito in due *beaker* distinti (uno per la frazione 500 μm e uno per la frazione 1000 μm). Successivamente è stata effettuata la colorazione con Rosa Bengala, un colorante che si lega alla materia organica viva al momento della raccolta e ne determina un alto contrasto con il detrito presente nel campione, permettendone così una più facile individuazione al momento del *sorting* allo stereomicroscopio. Gli organismi estratti sono quindi stati riconosciuti fino al livello di specie, laddove possibile, e contati (Fig. 21).

2.4.2. Descrittori abiotici

Per Lido di Spina e Lido di Dante è stato determinato il peso secco del capulerio (*dead shell debris*) mediante essiccamento in stufa a 80°C per 24 ore e successiva pesatura.

Nei campioni provenienti da Bellocchio oltre che il capulerio era presente un'abbondante quantità di materiale vegetale; il peso delle due porzioni (ottenuto previo essiccamento in stufa a 80°C per 24 ore) è stato sommato e identificato come "detrito grossolano", ma per convenienza è stato riportato come "*Shell debris*", riportando nel testo la diversa interpretazione da dare a questa variabile.

Le analisi granulometriche sono state svolte utilizzando due metodi differenti in base alla tipologia del sedimento campionato. I campioni di sabbia sono stati posti in appositi crogiuoli tarati e seccati in stufa a 80°C per 24 ore per ottenerne il peso secco (*dry weight*). In seguito sono stati polverizzati con un pestello. Il sedimento è stato poi setacciato a secco utilizzando una pila di setacci, disposti secondo una dimensione della maglia progressivamente decrescente (2000, 1000, 500, 250, 125, 63 μm), sottoponendolo all'azione di un agitatore meccanico per circa 10 minuti. Per la suddivisione delle frazioni ci si è basati sulla classificazione standard dei sedimenti sabbiosi (Tab. 2). Il peso della porzione pelitica inferiore ai 63 μm era del tutto trascurabile.

Tabella 2: Scala di Wentworth per la classificazione dei sedimenti sabbiosi.

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

I campioni in cui era evidente un elevato contenuto di argilla, sono stati invece seccati in forno per 48 ore e pesati. Dopo essere stati omogeneizzati mediante pestello, i campioni sono stati setacciati in umido utilizzando tre setacci impilati con maglie da 250, 125 e 63 μm . Le frazioni di sedimento raccolte sono state quindi nuovamente seccate in stufa per 24 ore e pesate, calcolando per differenza anche il peso della frazione di peliti, cioè della frazione inferiore a 63 μm .

Per ogni campione sono stati calcolati i principali descrittori granulometrici in ϕ , calcolati come $-\log_2$ (valore in mm):

- Mediana: indica il valore di taglia del sedimento corrispondente al 50% della curva cumulativa dei dati, di conseguenza è individuata dal 50esimo percentile.
- Classazione (Tab. 3): rappresenta la dispersione del sedimento rispetto al diametro medio dei granuli; misura l'omogeneità di assortimento dimensionale delle particelle che costituiscono il sedimento ed è calcolata come:

$$\sigma = \frac{\phi_{84} - \phi_{16}}{2}$$

dove ϕ_{84} e ϕ_{16} si riferiscono rispettivamente all'84esimo e al 16esimo percentile.

- Asimmetria: esprime lo scostamento della popolazione granulometrica dalla simmetria o normalità, sarà basso e vicino allo 0 più le classi granulometriche sono distribuite in modo omogeneo. Valori positivi indicano una selezione verso

diametri fini mentre valori negativi indicano una prevalenza di diametri più grossolani. Una distribuzione può diventare asimmetrica in seguito a un evento che apporta materiale da un'altra popolazione granulometrica, o che rimuove granuli appartenenti a particolari classi granulometriche.

- **Appuntimento:** misura il grado di appuntimento di una curva di frequenza granulometrica (con classi dimensionali in ascissa e frequenza percentuale in ordinata); offre un'idea del grado di cernita del sedimento attorno alla classe più rappresentata (classe modale). Un sedimento con appuntimento elevato indica un episodio sedimentario rapido ed improvviso e può essere espresso graficamente da una curva gaussiana stretta ed appuntita. Un sedimento con coefficiente di appuntimento modesto esprime viceversa un processo sedimentario più graduale ed una sedimentazione quantitativamente equivalente di classi granulometriche diverse; ne risulta che la classe modale non mostrerà valori di abbondanza molto maggiori rispetto alle classi dimensionali vicine.

Tabella 3: Scala di Wentworth per la classazione dei sedimenti.

Range (ϕ)	Descrizione
< 0,35	Molto ben classati
0,35 – 0,50	Ben classati
0,50 – 0,71	Moderatamente ben classati
0,71 – 1,00	Moderatamente classati
1,00 – 2,00	Poco classati
2,00 – 4,00	Molto poco classati
> 4,00	Estremamente poco classati

Per l'analisi del contenuto in materia organica, i campioni, dopo essere stati scongelati, sono stati trasferiti in crogiuoli tarati e posti in stufa a seccare a 80 °C per 24 ore. Quindi sono stati pesati, ottenendo così il peso secco totale (DW, *dry weight*). Successivamente

il sedimento è stato incenerito in muffola a 450 °C per 8 ore e quindi pesato, ottenendo il peso delle ceneri (*AW, ash weight*). Il contenuto di materia organica (*TOM, Total Organic Matter*) è stato misurato come percentuale del peso secco perso per incenerimento, secondo la formula:

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

Infine è stata indagata anche la morfodinamica delle differenti spiagge oggetto di studio. A tale scopo, sono stati proposti dagli ecologi differenti indici tra i quali: il parametro di Dean (Ω) che indica quanto una spiaggia microtidale è riflessiva o dissipativa in base all'energia dell'onda e alla velocità di deposizione della sabbia (Short, 1996); il RTR (*Relative Tide Range*) che indica l'importanza relativa delle maree rispetto alle onde nel controllare la morfodinamica di una spiaggia; il BSI (*Beach State Index*) che rispetto a Ω tiene conto anche del *range* di marea quindi è utile per confrontare spiagge con regimi di marea differenti (McLachlan *et al.*, 1993); il BI (*Beach Index*) che tiene conto del *range* di marea, della *slope* e della granulometria (McLachlan & Dorvlo, 2005).

Nello specifico, tenendo conto delle misure prese in campo, si è deciso di utilizzare l'indice denominato BDI (*Beach Deposit Index*). Si tratta di un indice morfodinamico che, in condizioni microtidali, indica come l'idrodinamismo incide sul profilo della spiaggia in funzione della granulometria (Soares, 2003):

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

dove: S = *slope* (pendenza), data dal rapporto tra altezza della colonna d'acqua al livello di alta marea e lunghezza della zona intertidale; a = costante di Stokes (1.03125); Mz = mediana granulometrica in mm.



Figura 21: Attività svolte in laboratorio.

2.5 Analisi dei dati

I dati delle comunità macrobentoniche e delle variabili abiotiche registrati sono stati analizzati mediante analisi univariate e analisi multivariate. Per poter rendere confrontabili i dati ottenuti nei diversi siti, l'analisi dei dati è stata condotta dopo linearizzazione delle abbondanze (ind. m^{-1} lineare), metodica che consiste nel moltiplicare la media delle densità al m^2 degli n campioni presenti in un transetto per la lunghezza del transetto, corrispondente all'intera estensione della fascia intertidale (Brazeiro & Defeo, 1996).

2.5.1. Suddivisione in gruppi trofici

L'analisi dei dati delle comunità macrobentoniche è stata effettuata sia tenendo presente la composizione tassonomica che la composizione in gruppi trofici. Riguardo la costruzione delle matrici dei gruppi trofici, gli organismi rinvenuti nei 6 siti analizzati sono stati ripartiti in 7 gruppi trofici come riportato nella Tab. 4. Recenti studi hanno dimostrato che alcuni taxa possono però adottare differenti strategie alimentari, a seconda delle condizioni in cui si trovano o della disponibilità di cibo. Pertanto i singoli taxa sono stati codificati utilizzando una procedura "fuzzy coding", che permette di classificare un taxon a seconda della sua affinità per più di una strategia; in particolare ad ognuna di queste è assegnato un numero da 0 a 3, dove 0 esprime nessuna affinità per la strategia considerata, 1 o 2 parziale affinità e 3 esprime affinità totale ed esclusiva. Ad esempio il valore 3 viene attribuito a quei taxa che mostrano solo una strategia alimentare; il valore 2 viene attribuito ai taxa che adottano prevalentemente una data strategia alimentare ma possono adottare un'altra strategia alimentare anche se con una minore probabilità, ovvero valore 1. La maggior parte delle nozioni riguardanti le strategie trofiche sono state ottenute da siti specializzati quali: *MarLIN - The Marine Life Information Network*; *WoRMS - World Register of Marine Species*.

Tabella 4: Elenco dei gruppi trofici di appartenenza dei taxa rinvenuti nei siti di studio.

SF	<i>Suspension feeder</i>	Filtratori di cibi sospesi
SDF	<i>Surface deposit feeder</i>	Detritivori di superficie
SSDF	<i>Sub-Surface deposit feeder</i>	Detritivori infaunali
CO	<i>Carnivore/Omnivore</i>	Carnivori/Onnivori
S	<i>Scavenger</i>	Spazzini
HG	<i>Herbivore/Grazer</i>	Erbivori/Pascolatori
P	<i>Parasitic</i>	Parassiti

I vari taxa sono stati assegnati ai diversi gruppi trofici sulla base di studi ecologici riportati in letteratura (Fauchald & Jumars, 1979; Taghon *et al.*, 1980; Dauvin & Ibanez, 1986; Gaston, 1987; Gaston & Nasci, 1988; Levinton, 1991; Taghon & Greene, 1992; Paiva, 1993; Pinedo *et al.*, 1997; Bonsdorff & Pearson, 1999; Martin *et al.*, 2000).

In Tab. 5 vengono riportate le diverse strategie alimentari adottate dai taxa rinvenuti.

Tabella 5: Associazione tra i taxa e i gruppi trofici d'appartenenza.

Taxa	Gruppo trofico	Taxa	Gruppo trofico	Taxa	Gruppo trofico
Turbellaria sp.	CO	Cirratulidae sp.	SF/SDF	<i>Atylus massiliensis</i>	SF/SDF
Proseriata sp.	CO	Nereidae sp.	SF/SDF/CO/HG	<i>Atylus swammerdami</i>	SF/SDF
Nemertea sp.	SF/CO	Spionidae sp.	SF/SDF	<i>Bathyporeia megalops</i>	SDF
Nematoda sp.	SF/SSDF/CO/P	<i>Scolecipis squamata</i>	SDF	<i>Bathyporeia leucophtalma</i>	SDF
<i>Donax semistriatus</i>	SF	<i>Polydora</i> sp.	SF/SDF	<i>Bathyporeia lindstromi</i>	SDF
<i>Donax trunculus</i>	SF	Capitellidae sp.	SDF/SSDF	<i>Bathyporeia sophiae</i>	SDF
<i>Cerastoderma glaucum</i>	SF	<i>Taeniacanthidae</i> sp.	CO	<i>Bathyporeia sunnivae</i>	SDF
<i>Chamelea gallina</i>	SF	Ostracoda sp.	SF/SDF/CO/S	<i>Melita hergensis</i>	SF/SDF/HG
<i>Gregarinella petagna</i>	SF	Decapoda sp.	SF/CO/S/HG	<i>Melita palmata</i>	SF/SDF/HG
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	SF	Cumacea sp.	SF/SDF/CO	<i>Corophium acherusicum</i>	SDF
<i>Tapes philippinarum</i>	SF	Bodotriidae sp.	SF/SDF	<i>Corophium insidiosum</i>	SF/SDF
<i>Barnea candida</i>	SF	<i>Idotea pelagica</i>	CO/S	<i>Capitella capitata</i>	SDF/SSDF
<i>Lentidium mediterraneum</i>	SF	Eurydice sp.	CO/S	<i>Nephtys hombergii</i>	CO
<i>Lumbrineris</i> sp.	CO/S	<i>Eurydice spinigera</i>	CO/S	Sigalionidae sp.	CO/S
Polichaeta	SF/SDF/SDDF/CO/S/HG	Sphaeromatidae sp.	CO/S	Oweniidae sp.	SF/SDF
<i>Mysta picta</i>	CO/S	<i>Sphaeroma serratum</i>	CO/S	Harpacticoida sp.	SF
<i>Prionospio</i> sp.	SF/SDF/HG	Amphipoda sp.	SDF/CO/S	Calanoida sp.	SF
<i>Glycera</i> sp.	SDF/CO	Gammaridae sp.	CO/S	<i>Stenothoe tergestina</i>	SF/SDF/P
<i>Glycera tridactyla</i>	CO	<i>Atylus guttatus</i>	SF/SDF	Tanaidacea sp.	SF/SDF/CO
<i>Macrura stultorum</i>	SF	<i>Cyclope neritea</i>	S/HG	Veneridae sp.	SF
<i>Tellina tenuis</i>	SF/SDF	Anisopoda sp.	SF/CO		

Come accennato la matrice basata sui gruppi trofici è stata ottenuta moltiplicando la densità dei taxa raggruppati per strategia trofica per la probabilità di appartenenza ad un dato gruppo. I pesi sono stati rangati secondo i valori 3,2,1,0.

Tutte le analisi sono state eseguite sia sulle matrici basate sui gruppi trofici che su quelle basate sulla composizione tassonomica. Le analisi sono state, inoltre, effettuate sia in presenza che in assenza del piccolo bivalve *Lentidium mediterraneum* che è classificato esclusivamente come *suspension feeder*. *L. mediterraneum* risulta essere una specie dominante, con ottime capacità di adattamento ai diversi substrati che caratterizzano i 6 siti la cui elevata abbondanza (eccetto Bellocchio) in tutte le spiagge influenza i risultati mascherando il ruolo delle altre specie e/o gruppi trofici.

2.6 Analisi statistica dei dati

L'elaborazione dei dati è stata effettuata mediante tecniche di analisi statistiche univariate e multivariate sia sui dati biotici che sulle variabili ambientali descrittive dell'habitat.

2.6.1 Analisi univariate

Le analisi univariate consistono nell'esaminare una variabile alla volta. L'Analisi della Varianza (ANOVA) a un fattore, con le 6 spiagge come livelli, è stata effettuata mediante test di permutazione (PERMANOVA) utilizzando l'indice di distanza Euclidea. Quando il fattore sito è risultato significativo, sono stati eseguiti confronti a posteriori fra tutti i livelli del fattore mediante il test *t di Student* (Student, 1908). Per i popolamenti macrobentonici le analisi sono state condotte per i seguenti descrittori di comunità: numero di gruppi trofici, abbondanza in termini di numero di individui per metro lineare (ind. m⁻¹), numero di taxa (S), diversità misurata utilizzando l'indice di Shannon-Wiener (H'), definito come:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

dove: p_i rappresenta la frequenza dell' i -esimo taxon, stimata come n_i/N .

ed infine l'equidistribuzione misurata utilizzando l'indice di Pielou (J'), che esprime il grado di omogeneità col quale gli individui sono distribuiti nella varie specie che compongono una comunità. È definito come:

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}$$

dove: H' è il valore dell'indice di diversità di Shannon-Wiener, S è il numero di specie. L'indice può assumere valori compresi tra 0 e 1. L'equidistribuzione tende a 1 quanto più gli organismi sono distribuiti uniformemente tra le specie; tende a 0 quanto più alcune specie dominano numericamente sulle altre (<http://it.wikipedia.org/wiki/Equitabilit%C3%A0>).

2.6.2 Analisi multivariate

La struttura delle comunità, in termini di differente composizione dei taxa e di abbondanza e di struttura trofica è stata analizzata applicando anche metodiche multivariate (Clarke, 1993; Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Le tecniche multivariate consistono nel confrontare i vari campioni per evidenziarne le eventuali somiglianze reciproche in composizione e struttura.

La similarità fra coppie di campioni è stata calcolata utilizzando l'indice di similarità di Bray-Curtis (Faith *et al.*, 1987) dopo trasformazione mediante radice quadrata:

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

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

La rappresentazione dei risultati di similarità è stata eseguita attraverso la tecnica di ordinamento non metrico dell'MDS (*Multi Dimensional Scaling*), che permette di ridurre su un piano bidimensionale la rappresentazione degli n punti-campione usando i valori di similarità calcolati nella matrice triangolare. Tali valori rappresentano le distanze reciproche tra i punti campione nello spazio multidimensionale di origine. Per configurare con maggior successo le relazioni tra i campioni con il metodo dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene trasformata in matrice di similarità per ranghi (Clarke, 1993). La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica, che proietta in due dimensioni le $n-1$ dimensioni richieste teoricamente per gli n campioni, è indicata dal valore di stress, che indica lo scarto fra le distanze (similarità) reali fra le coppie dei punti-campione nella matrice numerica e quelle risultanti sul piano di ordinamento. Il suo valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell'MDS (Tab. 6).

Se lo stress presenta un valore accettabile, si può considerare valido l'ordinamento dei punti nelle due dimensioni assegnate, con i punti-campione che presentano una maggiore affinità per composizione ed abbondanza di specie più vicini tra loro e viceversa per una minore affinità.

Tabella 6: Limiti di interpretabilità dei valori di stress dell'MDS (Clarke, 1993).

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

Le differenze di struttura di comunità fra le 6 spiagge sono state testate mediante il test multivariato non parametrico della PERMANOVA (Anderson, 2001).

Per stimare la relazione presente tra tutte le matrici multivariate esaminate (abbonadnza e gruppi trofici, in presenza e in assenza di *Lentidium mediterraneum*), e quindi se l'informazione ottenuta dalla composizione tassonomica e quella dalla struttura trofica sono paragonabili o meno, è stata applicata la procedura RELATE (Sommerfield & Clarke, 1995) dove le relazioni fra coppie di matrici di similarità sono state confrontate attraverso il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (ρ).

L'insieme delle variabili abiotiche è stato analizzato mediante la tecnica multivariata della PCA (*Principal Components Analysis*; Clarke & Warwick, 1994) che utilizza l'indice di distanza Euclidea:

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

dove j e k sono gli indici dei campioni e p sono le variabili utilizzate per l'analisi. Prima di procedere con la PCA i dati sono stati normalizzati. La bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dai primi due assi; un piano di *best-fit* che spiega almeno il 70-75% della variazione originale dei dati è considerato una rappresentazione soddisfacente della struttura dei dati.

Per spiegare poi i *patterns* di comunità relazionando l'analisi biotica all'analisi abiotica è stata eseguita la procedura BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Tale procedura consente di individuare le correlazioni che possono sussistere tra le variabili abiotiche descrittive dell'habitat e la variabile biotica in esame, ossia, considerando variabili ambientali singolarmente o in combinazioni via via crescenti, cioè k variabili alla volta ($k = 1, 2, 3..v$). Il BIO-ENV permette di determinare, individuando il valore più alto del coefficiente, tra quelli stimati, la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il *pattern* di similarità biotico. Il punto di partenza è la matrice di similarità (calcolata mediante l'indice di Bray-Curtis) dei dati della comunità biotica indagata; questa viene confrontata con le matrici di similarità (calcolate mediante la distanza Euclidea) generate da tutte le possibili combinazioni delle variabili ambientali considerate. Per poter mettere a confronto le due matrici è necessario convertirle entrambe in matrici per ranghi, e quindi a quel punto, utilizzare un coefficiente di correlazione per ranghi.

Nel caso specifico il coefficiente applicato è il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (ρ_s) (Kendall, 1970):

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

dove r_i e s_i sono gli elementi delle matrici (biotica e abiotica rispettivamente) dei ranghi di similarità con i che varia da 1 a N , tali ranghi sono ottenuti dopo aver trasformato ciascuna delle matrici in un vettore di lunghezza $N = n(n-1)/2$ dove n è il numero dei campioni. I termini costanti presenti nella formula sono definiti in modo tale che s sia compreso nel range di valori (-1 - +1). Gli estremi corrispondono ai casi in cui i set di ranghi sono rispettivamente in completa opposizione o in completo accordo. Il valore di correlazione più elevato, fra tutti i possibili ρ_s calcolati, individua la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il plot biotico. Il valore di ρ_s così ottenuto viene, quindi, confrontato con la distribuzione ottenuta mediante permutazione. Tutte le analisi multivariate sono

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

3. RISULTATI

3.1 Macrofauna e gruppi trofici

Di seguito vengono commentati i risultati della struttura delle comunità macrobentoniche sia in termini di composizione tassonomica che trofica separatamente per ciascun sito indagato. Come detto, a causa delle elevate abbondanze del bivalve *Lentidium mediterraneum*, tutte le analisi sono state effettuate sia con che senza questa specie. Le analisi sono state condotte sulle abbondanze al metro lineare (ind. * m⁻¹ lineare).

Relativamente alla struttura trofica, vengono riportati i risultati ottenuti dopo percentualizzazione delle abbondanze dei diversi gruppi trofici.

3.1.1 Lido di Spina

A Lido di Spina, si osserva una decisa dominanza, in termini percentuali (Fig. 22), dei *suspension feeder*, dovuta prevalentemente alle elevate densità di *Lentidium mediterraneum*, seguiti poi dai *surface deposit feeder*, dai *carnivore/omnivore*, dagli *scavenger*, dai *sub-surface deposit feeder*, dagli *herbivore/grazer* ed infine dai *parasitic*.

In assenza di *Lentidium mediterraneum*, si osserva, come era da attendersi, una netta diminuzione dei *suspension feeder*, mentre diventano percentualmente più importanti gli organismi appartenenti ai *surface deposit feeder*.

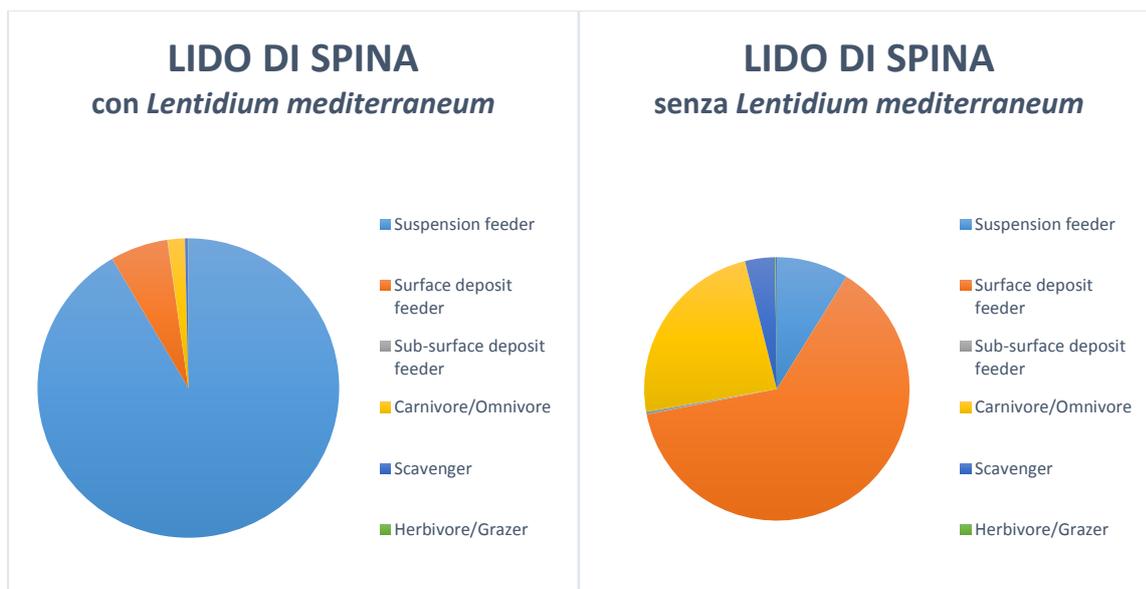


Figura 22: Composizione percentuale dei gruppi trofici a Lido di Spina in presenza e assenza di *Lentidium mediterraneum*.

3.1.2 Bellocchio

Anche a Bellocchio si nota, in termini percentuali (Fig. 23), una netta prevalenza dei *suspension feeder* grazie però alla notevole abbondanza soprattutto di *Mytilus galloprovincialis*, ma anche di altre specie quali *Tapes philippinarum*, *Polydora spp.*, *Prionospio spp.*, *Melita palmata* e *Corophium insidiosum*; seguono poi i *surface deposit feeder*, i *carnivore/omnivore*, gli *scavenger*, gli *herbivore/grazer*, e infine i *sub-surface deposit feeder*. Sono del tutto assenti organismi parassiti.

Anche dopo l'esclusione di *L. mediterraneum*, i *suspension feeder* presentano le abbondanze maggiori sempre grazie alle specie citate precedentemente; di seguito poi tutti gli altri gruppi trofici come nel caso precedente, seppur con percentuali leggermente differenti.

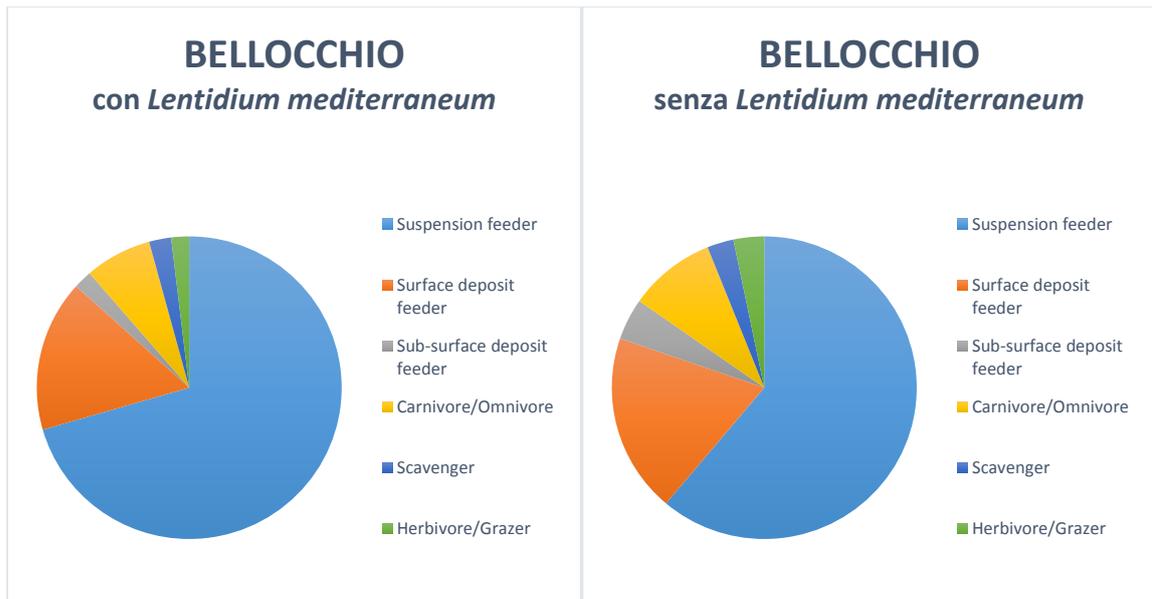


Figura 23: Composizione percentuale dei gruppi trofici a Bellocchio in presenza e assenza di *Lentidium mediterraneum*.

3.1.3 Lido di Dante

L'analisi delle densità dei diversi gruppi trofici, dal punto di vista percentuale, evidenzia un dominio praticamente assoluto dei *suspension feeder* a causa delle elevatissima densità di *Lentidium mediterraneum*. Da notare l'assenza di specie appartenenti ai gruppi dei *sub-surface deposit feeder* e dei *parasitic*.

Molto diversa la situazione in assenza di *Lentidium mediterraneum* (Fig. 24); in mancanza del bivalve, infatti, si ha una migliore equiripartizione fra i *carnivore/omnivore*, seguiti dai *surface deposit feeder*, dai *suspension feeder*, dagli *scavenger* ed infine dagli *herbivore/grazer*.

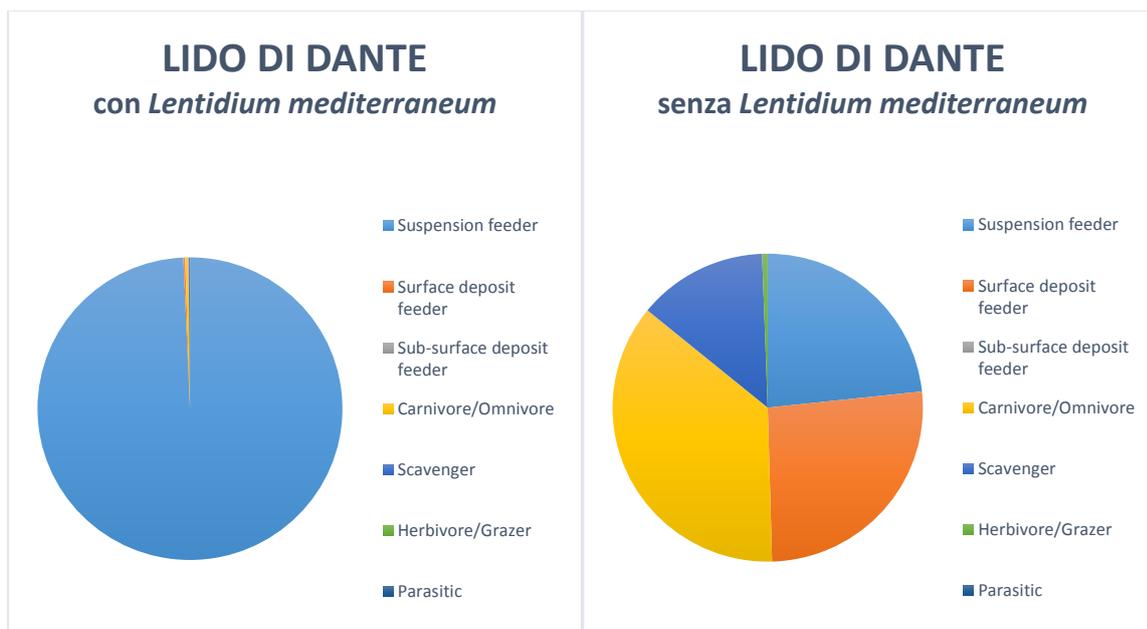


Figura 24: Composizione percentuale dei gruppi trofici a Lido di Dante in presenza e assenza di *Lentidium mediterraneum*.

3.1.4 Cervia

A Cervia (Fig. 25), in presenza di *L. mediterraneum*, si osserva un'elevata composizione percentuale degli organismi appartenenti al gruppo dei *suspension feeder*. Seguono poi i *surface deposit feeder*, i *carnivore/omnivore*, gli *herbivore/grazer*, gli *scavenger*, ed infine i *sub-surface deposit feeder*; non sono presenti organismi parassiti.

In assenza di *L. mediterraneum* sono i *surface deposit feeder* a farla da padrone; seguono poi i *carnivore/omnivore*, i *suspension feeder*, gli *herbivore/grazer*, gli *scavenger*, i *sub-surface deposit feeder*; come già precedentemente detto non sono presenti organismi parassiti.

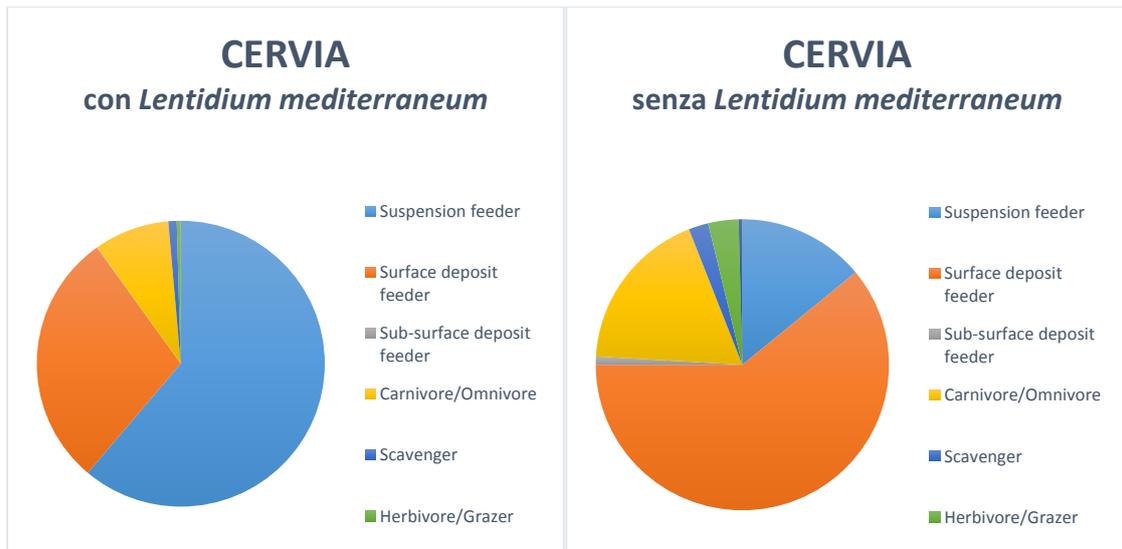


Figura 25: Composizione percentuale dei gruppi trofici a Cervalia in presenza e assenza di *Lentidium mediterraneum*.

3.1.5 Cesenatico

Contrariamente a quanto evidenziato fino ad ora, considerando la composizione percentuale dei diversi gruppi trofici in presenza di *Lentidium mediterraneum*, i *surface deposit feeder* risultano essere i più abbondanti, ma non di molto rispetto ai *suspension feeder* (Fig. 26). Seguono poi i *carnivore/omnivore*, gli *scavenger*, gli *herbivore/grazer*, i *parasitic* ed infine i *sub-surface deposit feeder*. In assenza del piccolo bivalve la percentuale dei *surface deposit feeder* aumenta, mentre diminuisce pesantemente quella dei *suspension feeder* a discapito dei *carnivore/omnivore*; di seguito poi tutti gli altri gruppi trofici come nel caso precedente, seppur con percentuali leggermente differenti.

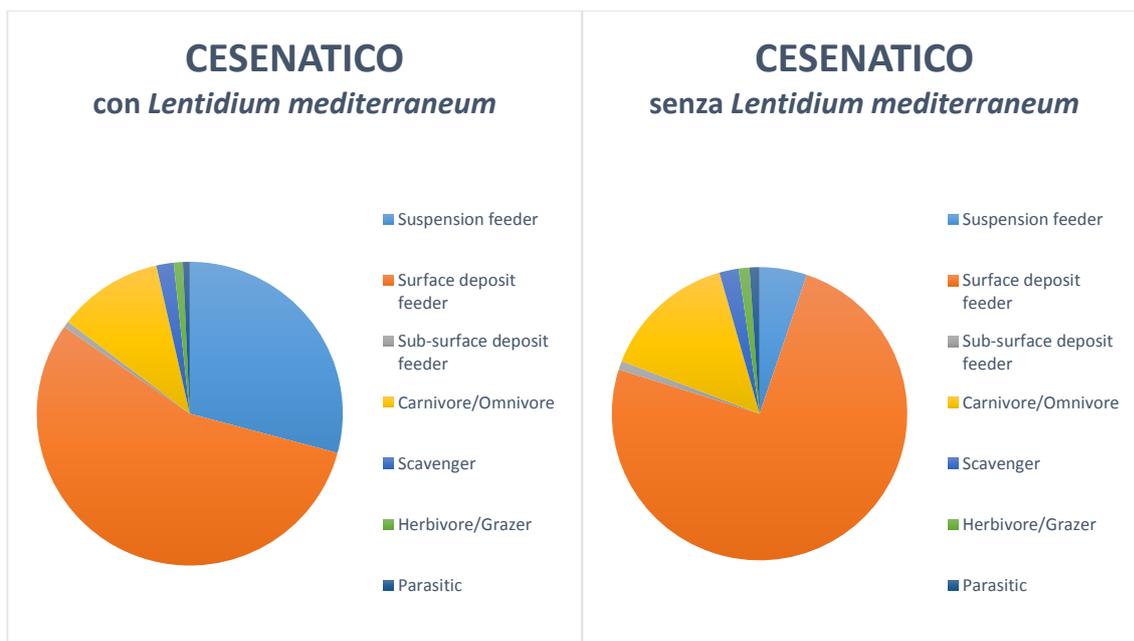


Figura 26: Composizione percentuale dei gruppi trofici a Cesenatico in presenza e assenza di *Lentidium mediterraneum*.

3.1.6 Cesenatico sud

In generale (Fig. 27), nel sito di Cesenatico sud, si osserva, sia in presenza che in assenza di *Lentidium mediterraneum*, una maggiore equiripartizione degli organismi tra i gruppi trofici in termini percentuali; in particolare, in presenza del bivalve, si nota una leggera preponderanza dei *suspension feeder* seguiti da i *carnivore/omnivore*, dai *surface deposit feeder*, dagli *scavenger*, dai *sub-surface deposit feeder*, dagli *herbivore/grazer* ed infine dai *parasitic*.

In assenza di *L. mediterraneum* la percentuale più alta riguarda i *carnivore/omnivore*, seguiti poi dai *suspension feeder*, dai *surface deposit feeder*, dagli *scavenger*, dai *sub-surface deposit feeder*, dagli *herbivore/grazer* ed infine dai *parasitic*.

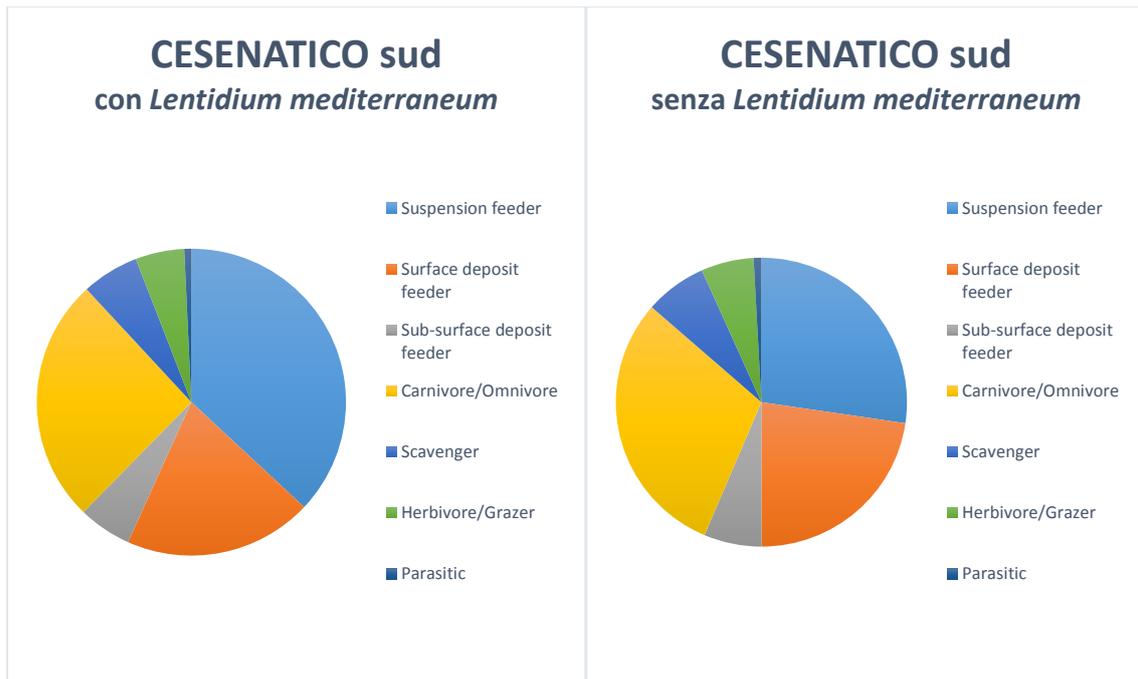


Figura 27: Composizione percentuale dei gruppi trofici a Cesenatico sud in presenza e assenza di *Lentidium mediterraneum*.

3.2 Analisi trofica.

Per l'analisi trofica sono stati calcolati i seguenti indici sintetici: numero di gruppi trofici per ciascun sito (S), indice di diversità di Shannon-Wiener (H') e indice di equidistribuzione di Pielou (J'). Le differenze fra i siti per le statistiche sopra dette sono state analizzate mediante ANOVA ad una via utilizzando la procedura PERMANOVA.

Di seguito vengono commentati dapprima le analisi condotte tenendo in considerazione le densità di *Lentidium mediterraneum* e quindi quelle dopo aver sottratto queste dalla matrice.

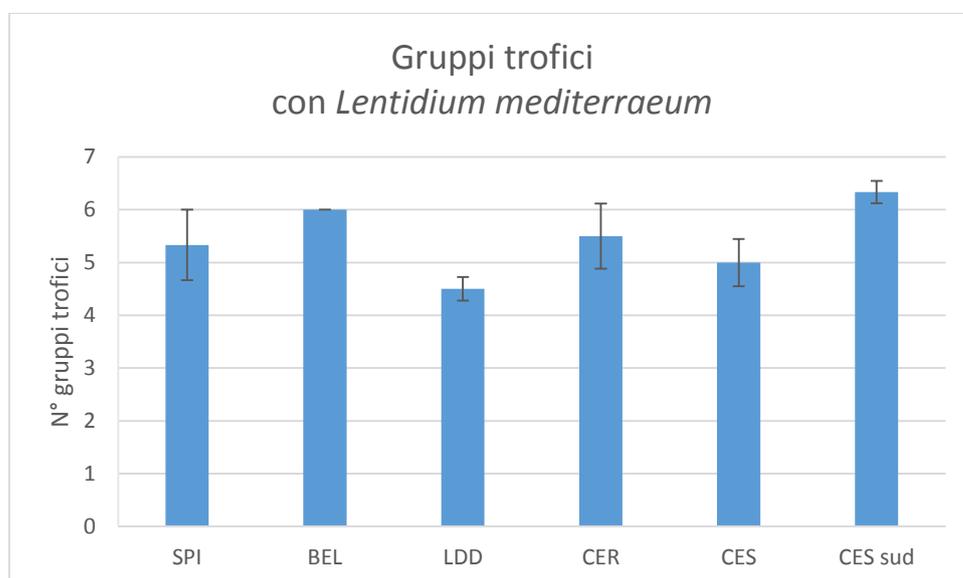


Figura 28: Numero medio di gruppi trofici ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Quello che si osserva dall'analisi dell'istogramma in Fig. 28 è che i siti di Cesenatico sud e Bellocchio sono caratterizzati da un numero medio di gruppi trofici maggiore rispetto a Lido di Dante che in media presenta il più basso numero di gruppi trofici. La PERMANOVA evidenzia come per il numero di gruppi trofici, i siti differiscano significativamente ($F_{5,27} = 3,0164$; $P = 0,0315$). Dai confronti a posteriori risultano del resto differenze significative fra Bellocchio e Lido di Dante, ma anche fra Lido di Dante e Cesenatico sud. Anche a

Cesenatico si evidenzia un numero di gruppi trofici significativamente minore rispetto a Bellocchio e Lido di Dante.

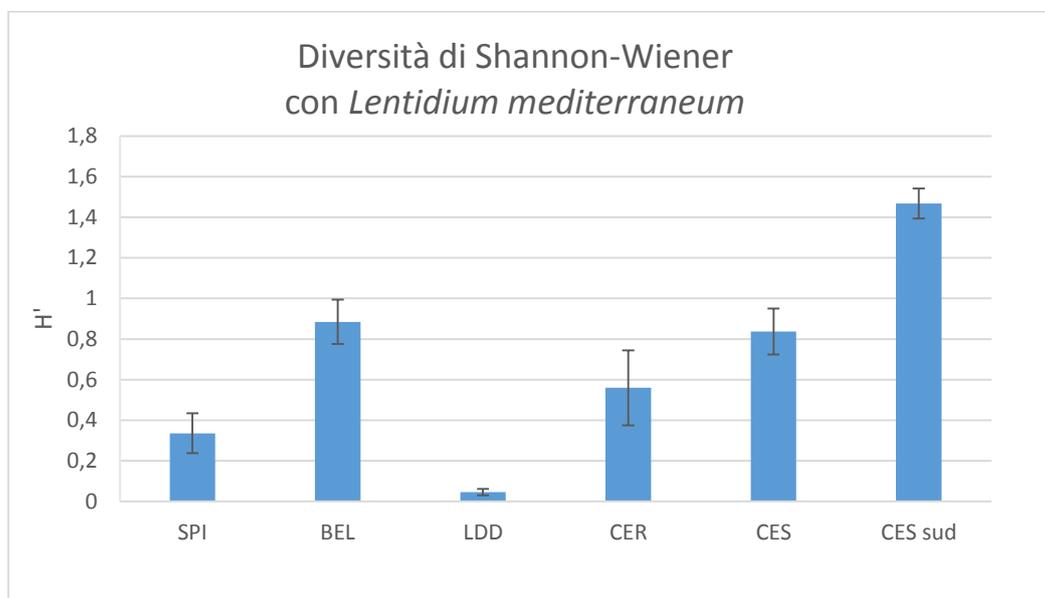


Figura 29: Indice di diversità di Shannon-Wiener ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Osservando l'istogramma in Fig. 29 a Cesenatico sud si registrano i valori più elevati di diversità: seguono poi Bellocchio, Cesenatico, Cervia, Lido di Spina e Lido di Dante. L'analisi PERMANOVA ha messo in evidenza differenze significative ($F_{5,27} = 16,498$; $P = 0,0001$). Infatti nei confronti a posteriori la diversità di Cesenatico sud risulta significativamente maggiore rispetto a tutti i siti; a Lido di Dante, invece, i valori di diversità risultano significativamente minori rispetto a quelli di tutte le altre spiagge.

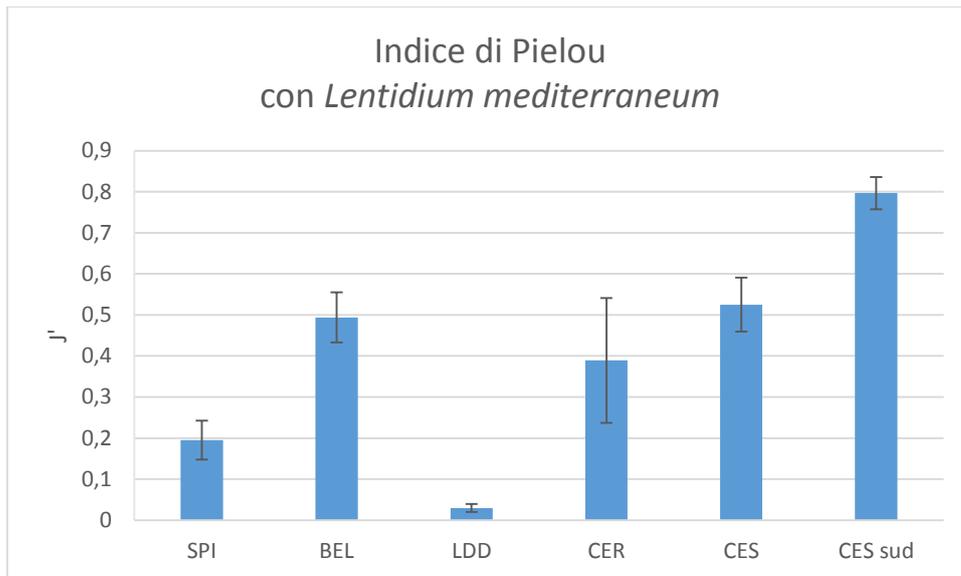


Figura 30: Indice di Pielou ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

I valori di equidistribuzione (Fig. 30) sono influenzati da quelli di diversità. Infatti i grafici mostrano gli stessi andamenti. Globalmente, quindi, si nota un'equidistribuzione notevolmente bassa a Lido di Dante e Lido di Spina; ciò indica un'elevata dominanza da parte di un solo gruppo trofico, ovvero quello dei *suspension feeder*. L'analisi PERMANOVA ha messo in evidenza differenze significative ($F_{5,27} = 10,127$; $P = 0,0001$). Infatti i confronti a posteriori mostrano differenze significative in termini di equidistribuzione tra Cesenatico sud e tutti gli altri siti; d'altro canto a Lido di Dante i valori di equidistribuzione risultano significativamente minori rispetto a quelli di tutte le altre spiagge, in accordo con i valori di diversità precedenti.

L'analisi della struttura trofica multivariata fra tutti i siti è stata condotta applicando l'indice di similarità di Bray-Curtis, dopo trasformazione dei dati mediante radice quadrata e i risultati sono stati rappresentati mediante nMDS (*Non metric Multi-Dimensional Scaling*). L'analisi è stata effettuata, ancora una volta sia in presenza che in assenza di *Lentidium mediterraneum*.

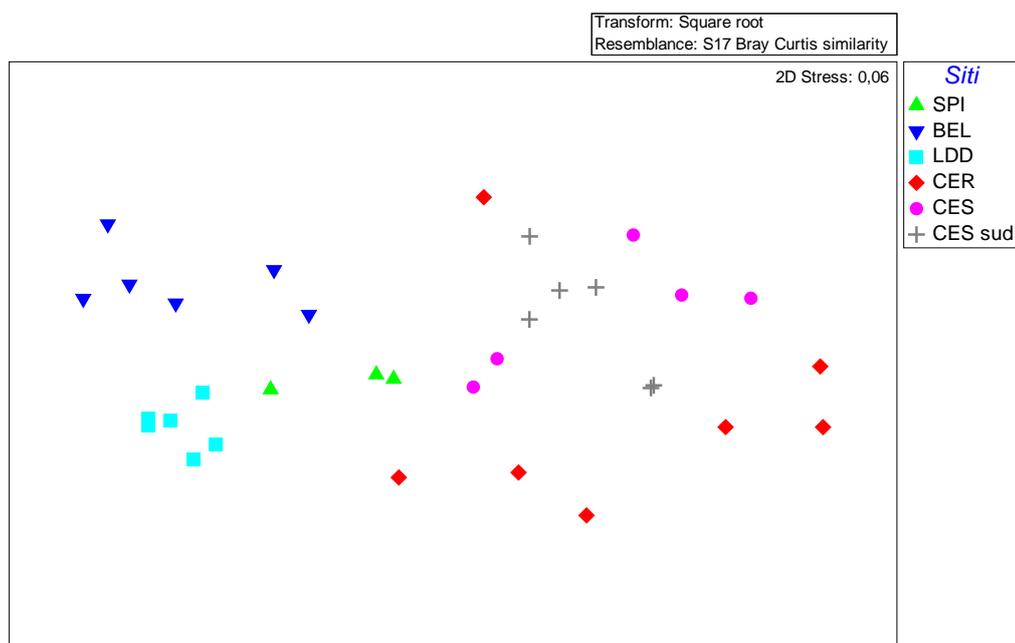


Figura 31: Non metric MDS ottenuto tramite indice di Bray-Curtis a partire dalla matrice transetti/gruppi trofici in presenza di *Lentidium mediterraneum*.

I risultati dell'analisi condotta sulla struttura trofica delle comunità considerando *Lentidium mediterraneum*, sono rappresentati in Fig. 31. Il plot nMDS mostra una chiara distinzione tra la struttura trofica delle comunità rinvenute a Bellocchio, Lido di Dante e Lido di Spina rispetto agli altri siti (Cervia, Cesenatico, Cesenatico sud) che risultano più interdispersi. Dall'analisi PERMANOVA, del resto, i siti risultano significativamente diversi per struttura trofica ($F_{5,27} = 12,523$; $P = 0,0001$). L'analisi *post-hoc* mostra come, con l'eccezione dei siti di Cervia e Cesenatico che non differiscono, tutti gli altri siano diversi.

Le medesime analisi sono state effettuate in assenza di *Lentidium mediterraneum*. Per quanto riguarda i gruppi trofici, il numero di quest'ultimi per sito rimane invariato e quindi l'istogramma non è stato riportato.

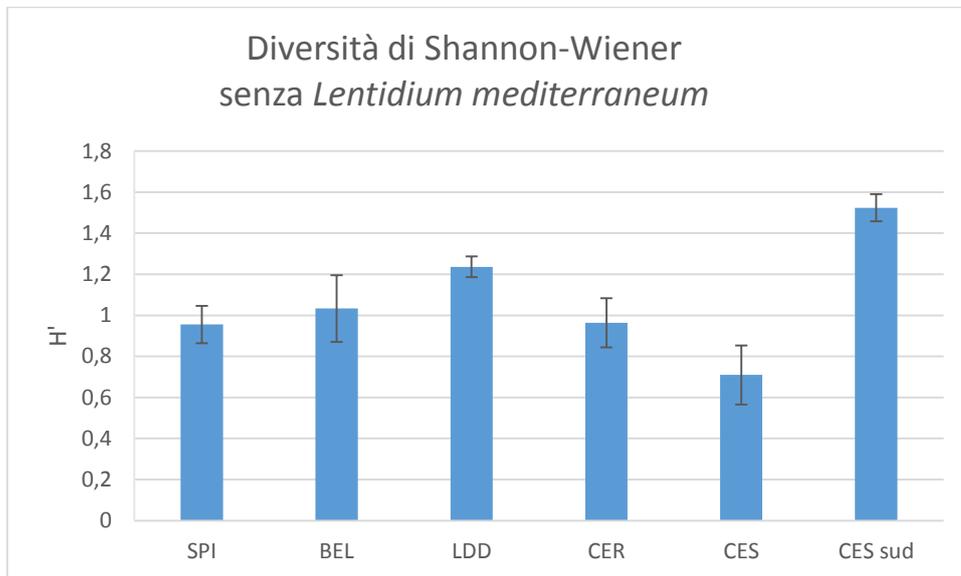


Figura 32: Indice di diversità di Shannon-Wiener ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in assenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Osservando l'istogramma in Fig. 32, anche in assenza di *L. mediterraneum*, i valori più alti di diversità si registrano a Cesenatico sud: seguono poi Lido di Dante, Bellocchio, Cervia, Lido di Spina e Cesenatico. L'analisi PERMOVA ha messo in evidenza differenze significative ($F_{5,27} = 5,8656$; $P = 0,0017$). Nei confronti a posteriori i valori di diversità significativamente più elevati riguardano il sito di Cesenatico sud ma, in assenza del piccolo bivalve, i valori di diversità di Lido di Dante non risultano più significativamente minori rispetto a quelli di tutti gli altri siti.

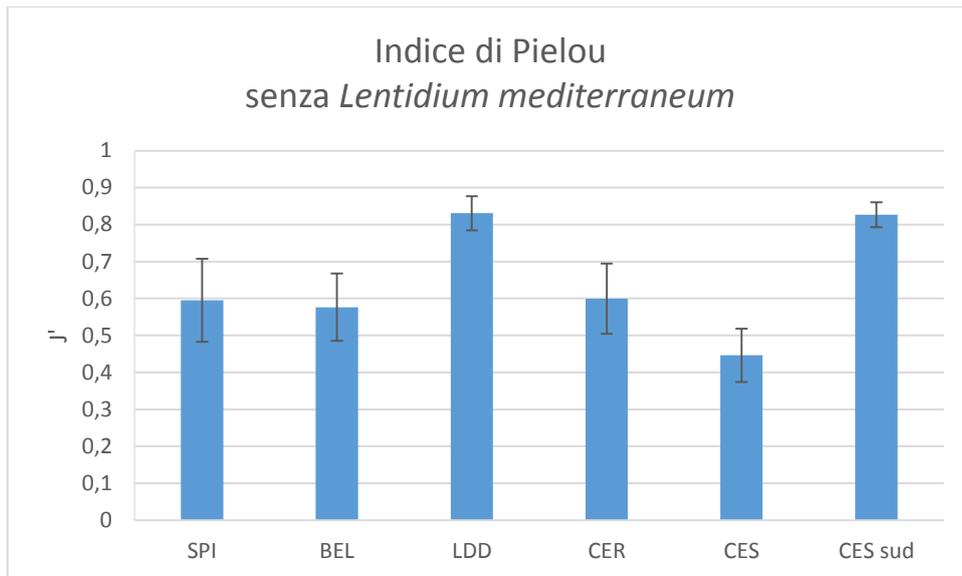


Figura 33: Indice di Pielou ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in assenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Anche in questo caso i valori di equidistribuzione (Fig. 33) sono influenzati da quelli di diversità; infatti i grafici mostrano più o meno gli stessi andamenti. I valori più elevati riguardano i siti di Lido di Dante (grazie all'assenza di *L. mediterraneum* gli altri gruppi trofici assumono un peso più rilevante) e Cesenatico sud. L'analisi PERMANOVA ha evidenziato differenze significative ($F_{5,27} = 4,3939$; $P = 0,0055$). L'analisi *post-hoc* mostra differenze significative in termini di equidistribuzione dei gruppi trofici tra Lido di Dante e tutti gli altri siti; lo stesso per Cesenatico sud.

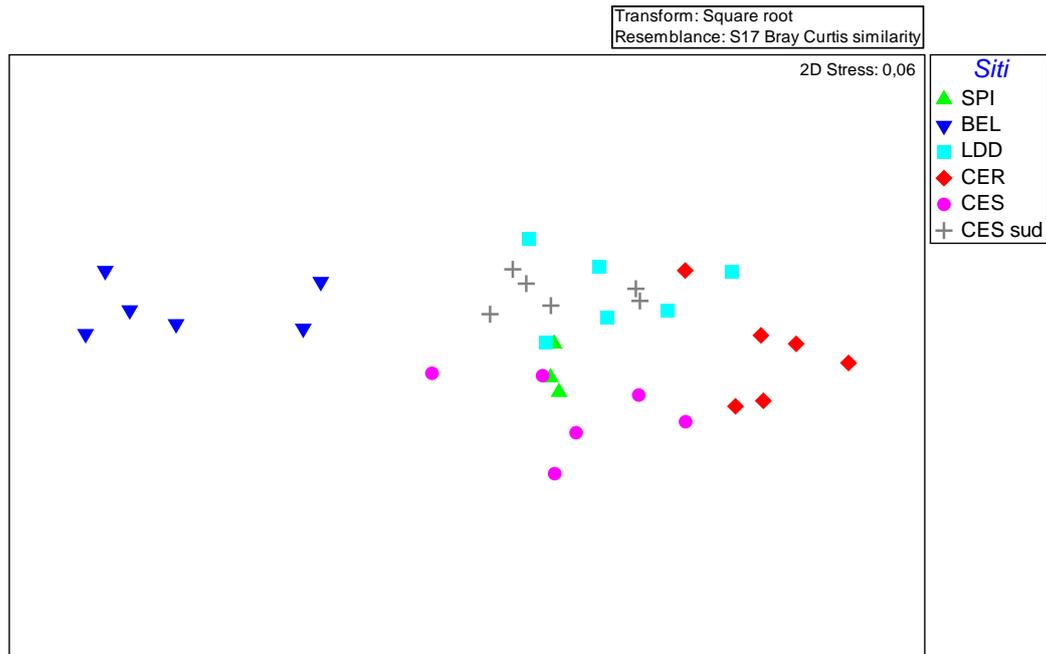


Figura 34: Non metric MDS ottenuto tramite indice di Bray-Curtis a partire dalla matrice transetti/gruppi trofici in assenza di *Lentidium mediterraneum*.

L'analisi del plot nMDS (Fig. 34) mostra una chiara separazione tra i transetti di Bellocchio e quelli di tutti gli altri siti, rispetto a quanto evidenziato prima. Dall'analisi PERMANOVA, i siti risultano significativamente diversi per struttura trofica ($F_{5,27} = 13,113$; $P = 0,0001$). L'analisi *post-hoc* mostra differenze significative tra Bellocchio e tutti gli altri siti da un punto di vista trofico. Inoltre, contrariamente all'analisi effettuata tenendo presente *L. mediterraneum*, non risultano differenze significative relativamente alla struttura trofica fra Lido di Spina e Cesenatico e tra Lido di Spina e Lido di Dante.

3.3 Analisi tassonomica.

In seguito alle analisi trofiche ci si è concentrati sull'analisi tassonomica, ovvero la diversità tassonomica all'interno dei 6 siti oggetto di studio. Globalmente sono stati riconosciuti 64 taxa appartenenti alla macrofauna. Per l'analisi dei risultati sono stati calcolati i seguenti indici sintetici: S (n° di taxa), N (n° di individui), J' (equitabilità di Pielou) e H' (indice di Shannon-Wiener).

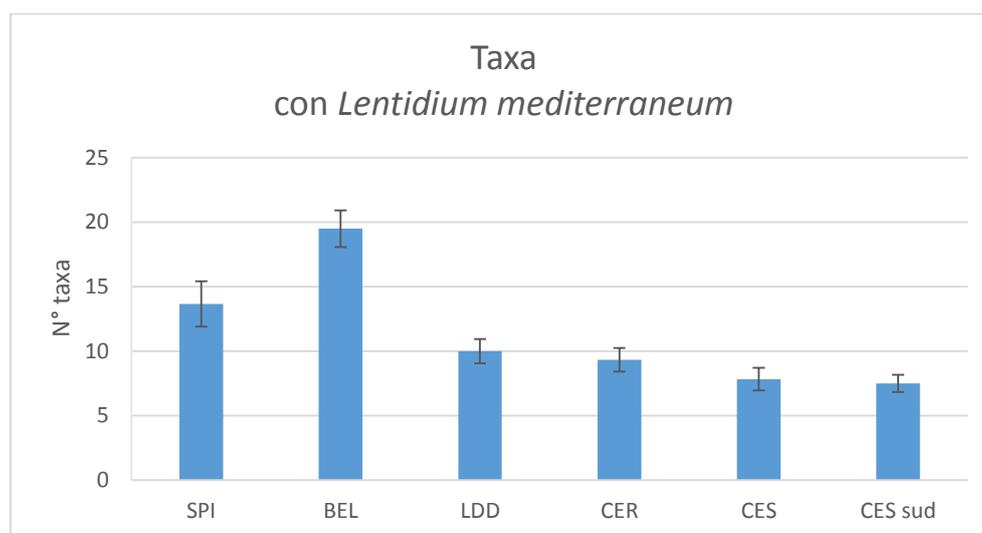


Figura 35: Numero medio di specie ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

L'istogramma in Fig. 35 mostra che il sito di Bellocchio, mediamente, possiede il più alto numero di specie; seguono poi Lido di Spina, Lido di Dante, Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud. Globalmente quindi, considerando tutti i taxa, il numero medio è diverso fra i siti (PERMANOVA: $F_{5,27}=19,655$; $P = 0,0001$) con i valori significativamente più alti a Bellocchio. L'analisi *post-hoc* mostra sostanzialmente differenze significativamente elevate tra Bellocchio e tutti i restanti siti; altre differenze si osservano anche tra Lido di Spina e i siti di Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud.

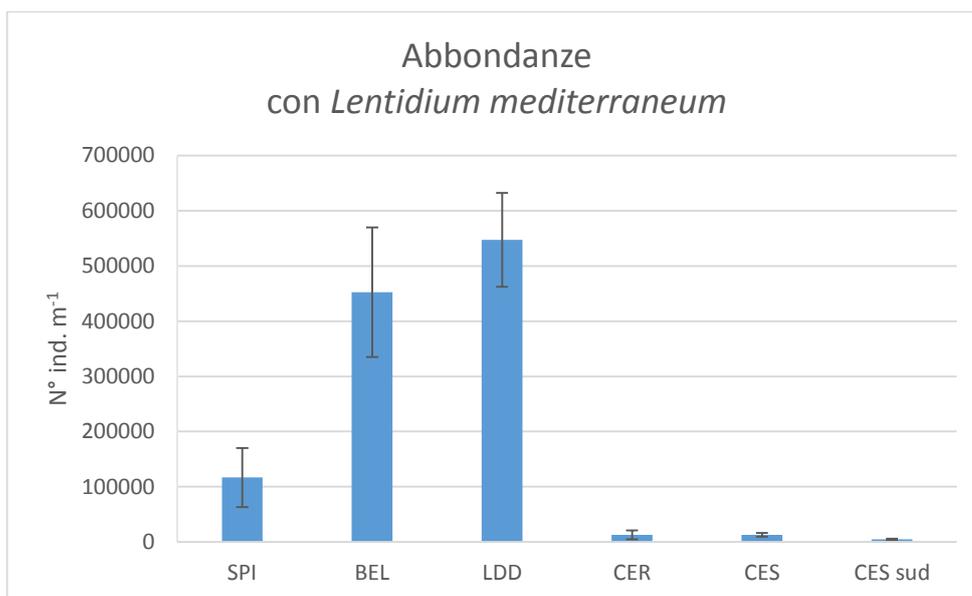


Figura 36: Valori medi di abbondanza m^{-1} lineare ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Le maggiori densità totali (Fig. 36) sono state rinvenute a Lido di Dante a causa soprattutto di un'elevatissima abbondanza di *L. mediterraneum*. In generale il fattore sito è risultato significativo (PERMANOVA: $F_{5,27} = 14,758$; $P = 0,0001L$). I confronti a posteriori confermano differenze significativamente elevate per quanto riguarda i siti di Lido di Dante e Bellocchio rispetto a tutti gli altri.

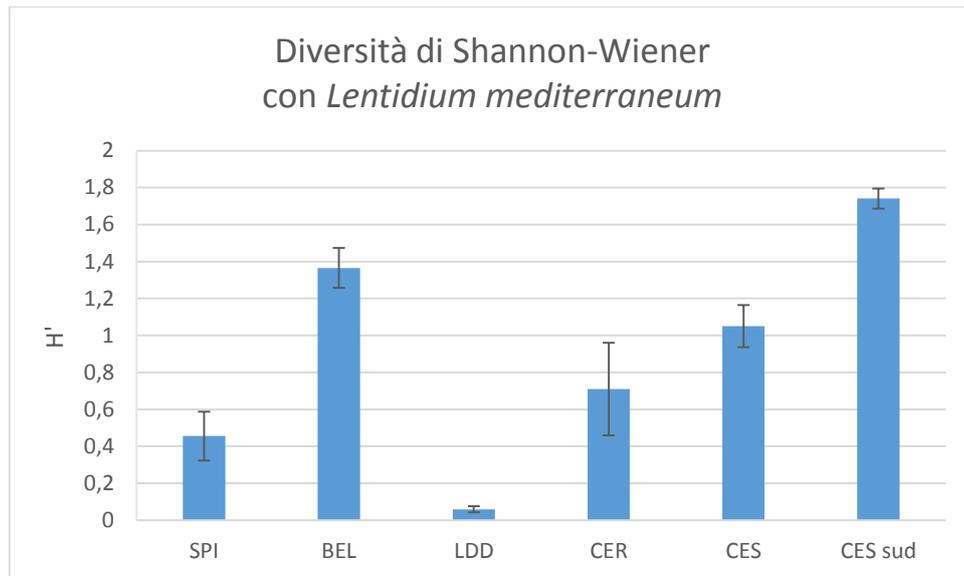


Figura 37: Indice di diversità di Shannon-Wiener ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Dal punto di vista della diversità in termini tassonomici, si osserva (Fig. 37) che i valori più alti riguardano il sito di Cesenatico sud e di Bellocchio, che quindi possiedono il maggior numero di specie. Contrariamente il sito di Lido di Dante presenta la minore diversità, ovvero il minor numero di specie rispetto a tutti gli altri siti. L'analisi PERMANOVA ha mostrato differenze significative ($F_{5,27} = 20,423$; $P = 0,0001$); in seguito, i confronti a posteriori hanno confermato che i siti di Cesenatico sud, Bellocchio e Lido di Dante mostrano differenze significative rispetto a tutti gli altri siti.

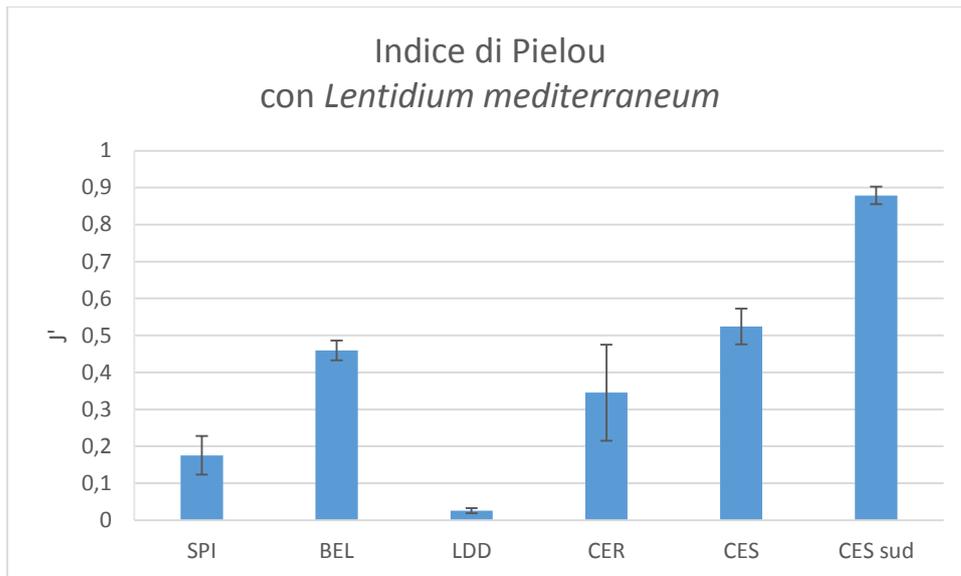


Figura 38: Equitabilità di Pielou ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in presenza di *Lentidium mediterraneum*. Spi=Lido di Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer=Cervia ($n=6$), Ces=Cesenatico ($n=6$), Ces sud=Cesenatico sud($n=6$).

L'andamento del grafico in Fig. 38 risulta molto simile a quello della diversità in quanto quest'ultima influenza l'equidistribuzione. Anche in questo caso il sito di Cesenatico sud mostra i valori più alti di equidistribuzione degli organismi dal punto di vista tassonomico; seguono Cesenatico, Bellocchio, Cervia, Lido di Spina e Lido di Dante, dove infatti è dominante *L. mediterraneum*. Differenze significative sono risultate dall'analisi PERMANOVA ($F_{5,27} = 21,221$; $P = 0,0001$); infatti l'analisi *post-hoc*, in generale, mostra differenze significative praticamente tra tutti i siti, tranne che tra Bellocchio e i siti di Cervia e Cesenatico, tra Lido di Spina e Cervia ed infine tra Cervia e Cesenatico.

L'analisi effettuata sulla struttura tassonomica multivariata fra tutti i siti è stata condotta applicando l'indice di similarità di Bray-Curtis, dopo trasformazione dei dati mediante radice quadrata e i risultati sono stati rappresentati mediante nMDS (*Non metric Multi-Dimensional Scaling*). L'analisi è stata effettuata, ancora una volta sia in presenza che in assenza di *Lentidium mediterraneum*.

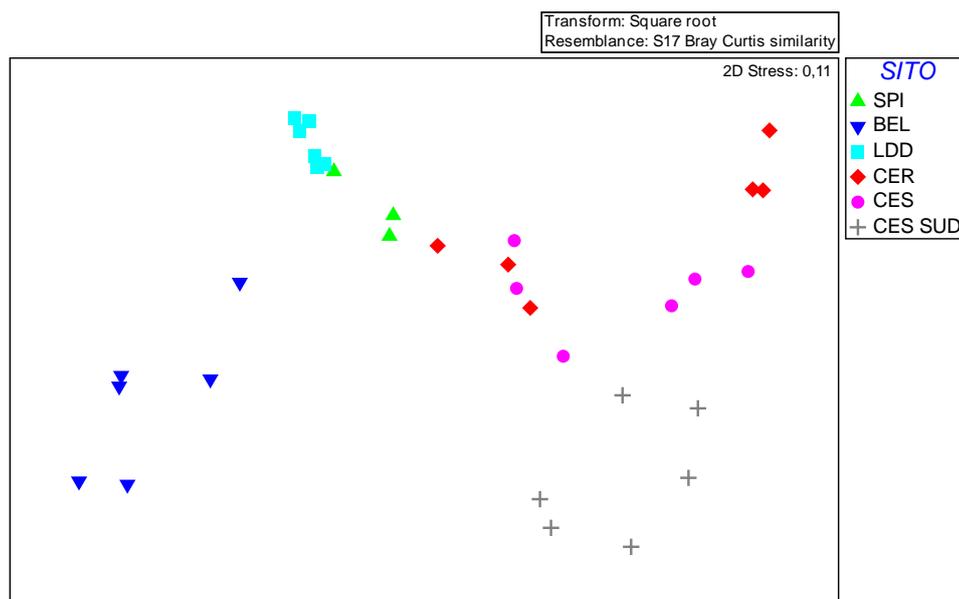


Figura 39: Non metric MDS ottenuto tramite indice di Bray-Curtis a partire dalla matrice transetti/taxa in presenza di *Lentidium mediterraneum*.

L'analisi del plot nMDS (Fig. 39) mostra una chiara distinzione tra i transetti di Bellocchio rispetto a tutti gli altri siti. Anche i punti campione di Cesenatico sud appaiono relativamente ben separati da quelli degli altri siti. Per quanto riguarda i siti di Cesenatico e Cervia si osserva una interdipersione dei transetti, mentre per quanto riguarda i siti di Lido di Spina e Lido di Dante la dispersione è minore, disponendosi i transetti in maniera più compatta (in particolare a Lido di Dante). Dall'analisi PERMANOVA, i siti risultano significativamente diversi per struttura tassonomica ($F_{5,27} = 10,587$; $P = 0,0001$). L'analisi *post-hoc* mostra differenze significative fra tutti i siti. Queste differenze sono dovute principalmente alle variazioni di densità delle specie più importanti.

Le medesime analisi sono state effettuate in assenza di *Lentidium mediterraneum*. Per quanto riguarda la composizione tassonomica, il numero di specie cala di 1 in tutti i siti in cui era presente il bivalente, ma le differenze sono impercettibili e quindi l'istogramma relativo ai taxa non è stato riportato.

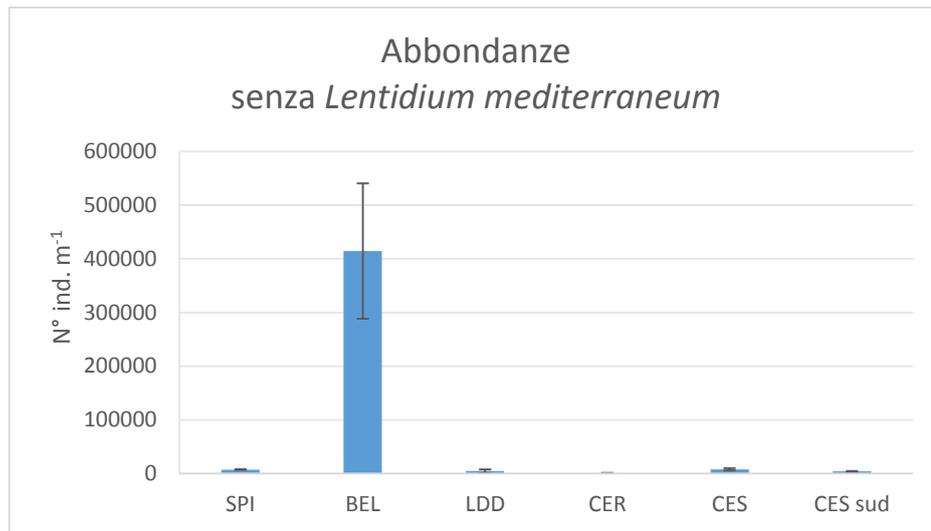


Figura 40: Valori medi di abbondanza m^{-1} lineare ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in assenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Nell'istogramma in Fig. 40, in assenza del piccolo bivalente, l'abbondanza più elevata di macrofauna si osserva a Bellocchio; tutti gli altri siti presentano valori di abbondanza di gran lunga più bassi. I risultati della PERMANOVA hanno mostrato differenze significative ($F_{5,27} = 9,3102$; $P = 0,0006$). L'analisi *post-hoc* conferma una netta differenza significativa tra Bellocchio e i restanti siti.

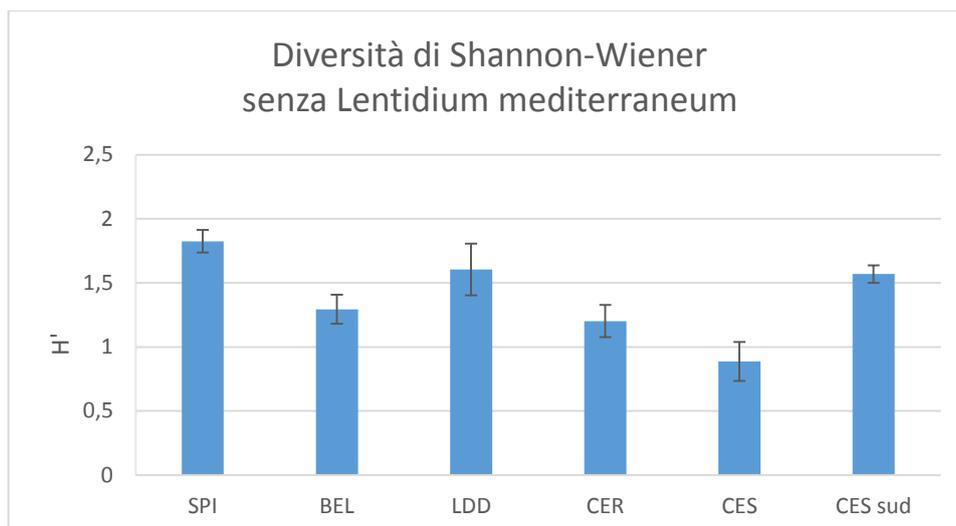


Figura 41: Indice di diversità di Shannon-Wiener ($\bar{H} \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in assenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

L'istogramma in Fig. 41 mostra una generale omogeneità in termini di diversità tra i siti; in particolare, in assenza di *L. mediterraneum*, Lido di Spina è caratterizzata dalla maggiore diversità dal punto di vista tassonomico; seguono poi Lido di Dante, Cesenatico sud, Bellocchio, Cervia e Cesenatico. L'analisi PERMANOVA ha evidenziato differenze significative ($F_{5,27} = 5,0742$; $P = 0,0022$). I confronti a posteriori confermano una situazione pressoché omogenea; differenze in termini di significatività si riscontrano tra Lido di Spina coi siti di Bellocchio, Cervia e Cesenatico, tra Lido di Dante e Cesenatico ed infine tra Cervia e Cesenatico sud.

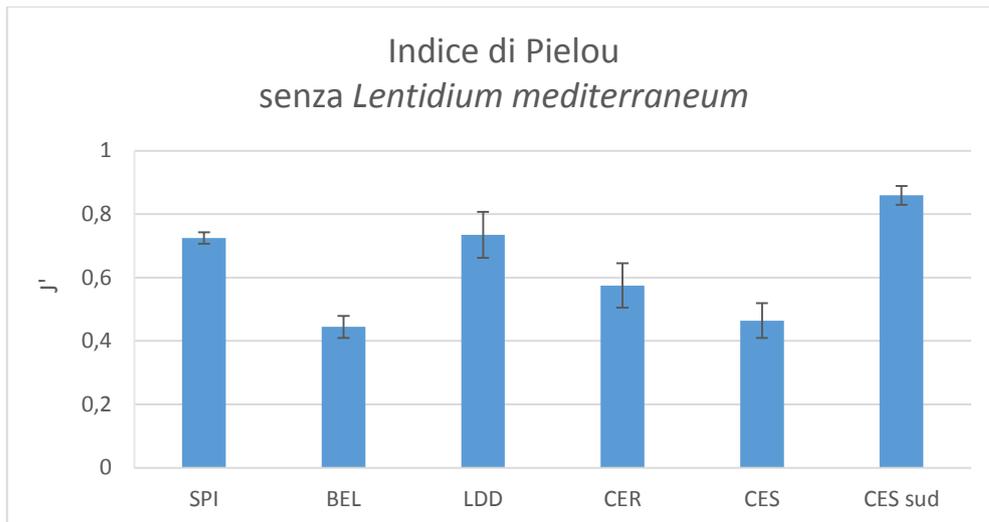


Figura 42: Equitabilità di Pielou ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ogni sito considerato in assenza di *Lentidium mediterraneum*. SPI=Lido di Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER=Cervia ($n=6$), CES=Cesenatico ($n=6$), CES sud=Cesenatico sud($n=6$).

Anche in questo caso l'andamento dell'istogramma in Fig. 42 è molto simile a quello dell'istogramma della diversità. Infatti, in generale, si osserva omogeneità tra i siti in termini di equidistribuzione degli individui all'interno delle specie. L'analisi PERMANOVA ha evidenziato differenze significative ($F_{5,27} = 9,3427$; $P = 0,0001$). Infine l'analisi *post-hoc*, come nelle analisi precedenti sulla diversità, conferma una generale uniformità tra i siti in termini di equidistribuzione; in particolare le differenze significative più rilevanti si osservano tra Cesenatico sud e tutti gli altri siti (ad eccezione di Lido di Dante).

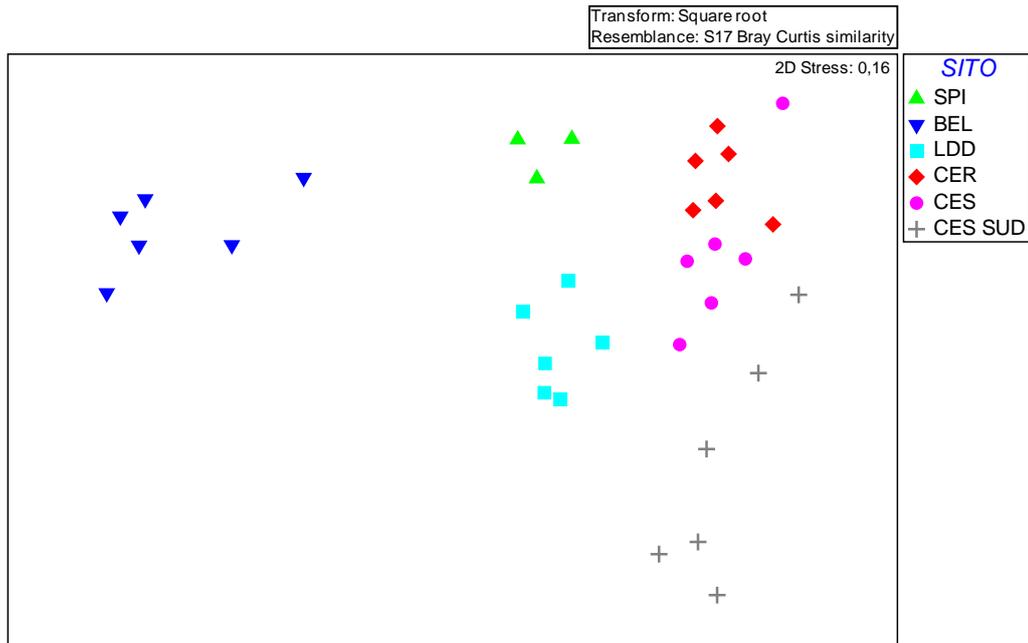


Figura 43: Non metric MDS ottenuto tramite indice di Bray-Curtis a partire dalla matrice transetti/taxa in assenza di *Lentidium mediterraneum*.

Dall'analisi del plot nMDS (Fig. 43) si osserva una netta distinzione tra tutti i siti, con il sito di Bellocchio ancora una volta più distante dagli altri. Dall'analisi PERMANOVA, i siti risultano significativamente diversi per struttura tassonomica ($F_{5,27} = 9,9515$; $P = 0,0001$). L'analisi *post-hoc* mostra una generale differenza significativa per la struttura di comunità fra tutti i siti.

3.4 Analisi morfo-abiotiche.

Per le analisi dei dati morfodinamici e abiotici sono state considerate 8 variabili per ognuno dei 33 transetti dei 6 siti oggetto di studio: TOM % (*Total Organic Matter*), *shell tot* (g), mediana granulometrica (ϕ), classazione granulometrica (ϕ), lunghezza della fascia intertidale (L), pendenza (S: *slope*), 1/S e BDI (*Beach Deposit Index*).

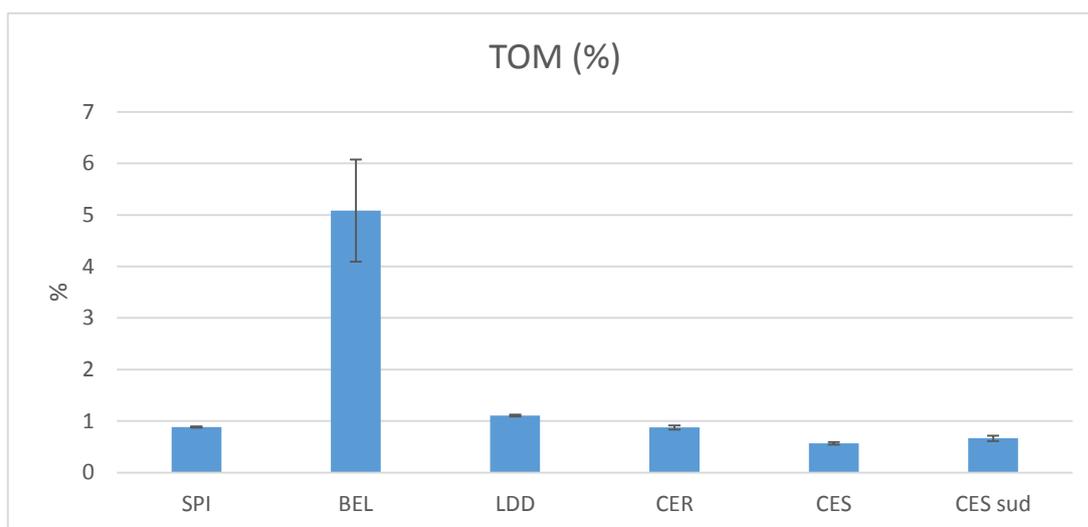


Figura 44: Valori medi di TOM (%) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Riguardo il contenuto in materia organica (TOM%), come si osserva nell'istogramma in Fig. 44, si notano valori differenti nei diversi siti indagati (PERMANOVA: $F_{5,27} = 13,559$; $P = 0,0002$) con i contenuti più alti di materia organica nel sito di Bellocchio (> 5%), seguito dal sito di Lido di Dante, caratterizzato però da una concentrazione molto più bassa (circa 1%). Tutti i restanti siti mostrano una concentrazione < 1%. Le analisi *post-hoc* mostrano differenze significative in tutti i confronti con Bellocchio. Differenze per il contenuto di materia organica si riscontrano anche fra Cesenatico e le altre spiagge, a causa dei valori più bassi.

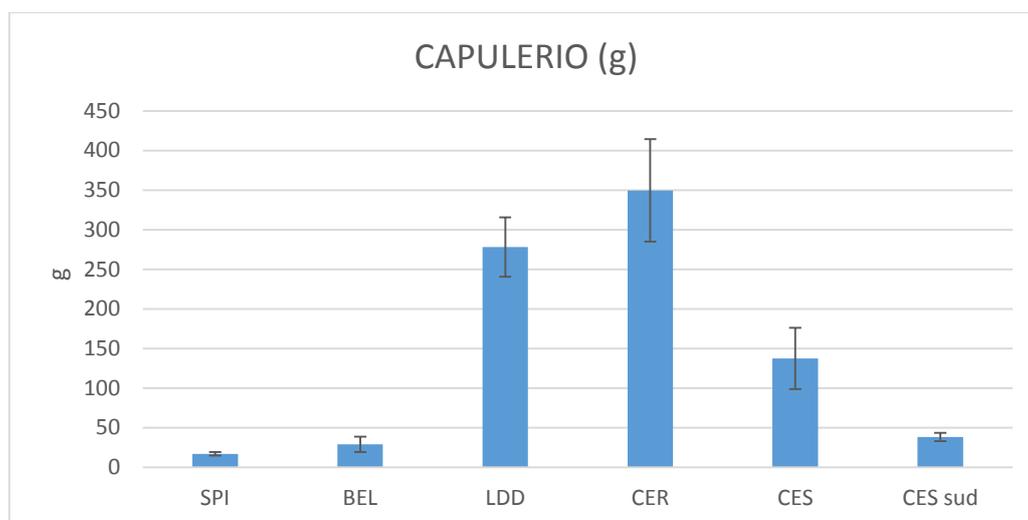


Figura 45: Valori medi del capulerio (gr) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Belloccchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Riguardo il capulerio (Fig. 45), invece, le più alte concentrazioni si osservano rispettivamente nel sito di Cervia e di Lido di Dante. Seguono poi Cesenatico, Cesenatico sud, Belloccchio ed infine Lido di Spina. I risultati della PERMANOVA evidenziano come il fattore sito sia significativo ($F_{5,27} = 9,8516$; $P = 0,0001$). L'analisi *post-hoc* mostra differenze significative tra Belloccchio e i siti di Lido di Dante, Cervia e Cesenatico, tra Lido di Spina e i siti di Lido di Dante, Cervia e Cesenatico sud ed infine tra Cervia e i siti di Cesenatico e Cesenatico sud.

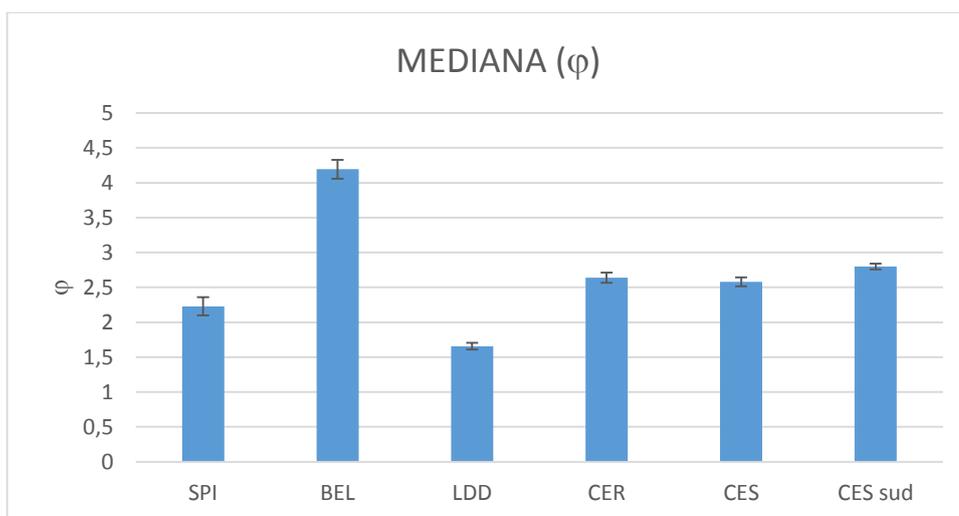


Figura 46: Valori medi di mediana granulometria (ϕ) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Passando all'analisi dei descrittori della granulometria, osservando l'istogramma Fig. 46 in cui sono riportati i valori medi della mediana (in phi), si nota come a Bellocchio sono stati misurati i valori più alti tipici di un sedimento prevalentemente costituito da sabbia molto fine e *silt*. I valori più bassi, invece sono stati misurati a Lido di Dante che si caratterizza per un sedimento di sabbia media. Le altre spiagge, invece, presentano valori medi tipici di sabbie fini. I siti risultano differenti (PERMANOVA: $F_{5,27} = 13,044$; $P = 0,0001$). In generale si osserva una certa uniformità tra tutti i siti. L'analisi *post-hoc* in particolare mostra differenze significative tra Bellocchio e tutti i restanti siti; lo stesso per quanto riguarda il sito di Lido di Dante che ha la granulometria più grossolana.

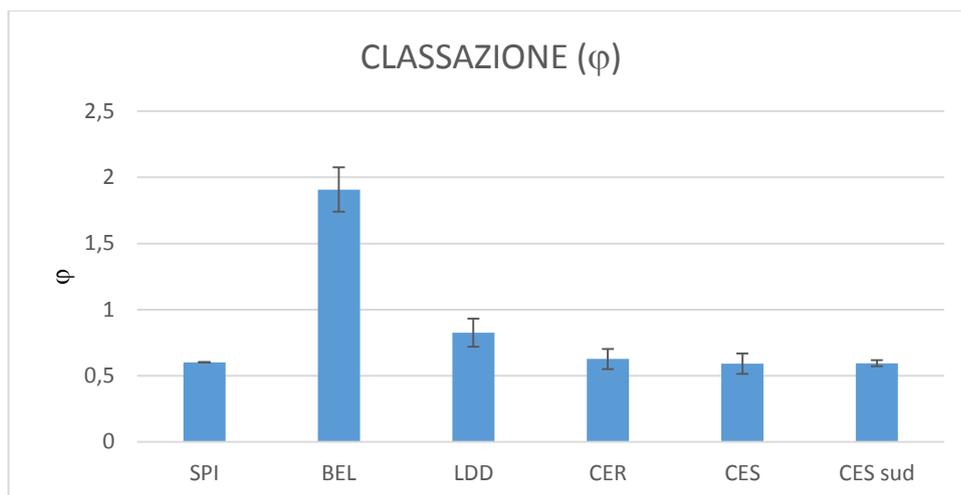


Figura 47: Valori medi di classazione (ϕ) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Anche per quanto riguarda la classazione (Fig. 47), il sito di Bellocchio possiede il valore più alto che sta ad indicare che il sedimento è poco classato. Seguono Lido di Dante, Cervia, Lido di Spina, Cesenatico sud e Cesenatico, con un sedimento moderatamente ben classato. L'analisi PERMANOVA ($F_{5,27} = 12,604$; $P = 0,0002$) conferma queste differenze, in particolare i confronti a posteriori evidenziano differenze significative tra Bellocchio e tutti gli altri siti.

In seguito vengono riportate le analisi dei risultati delle variabili morfodinamiche.

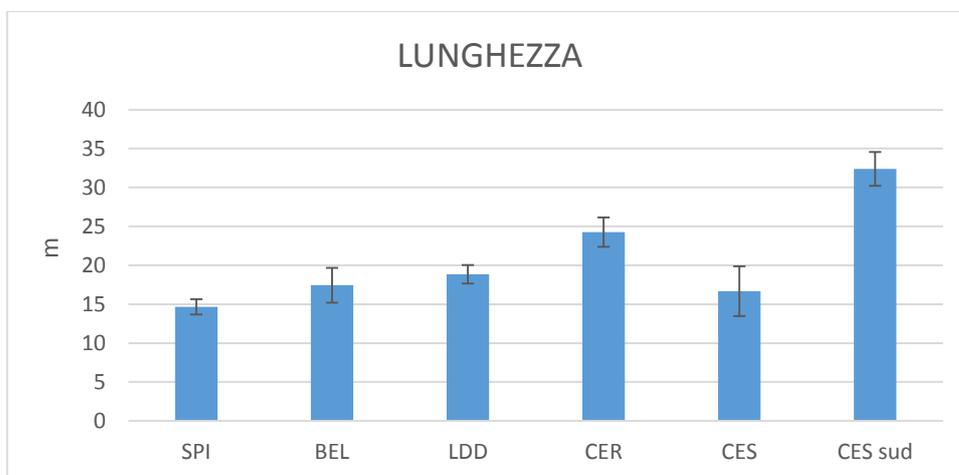


Figura 48: Valori medi di lunghezza della fascia intertidale (m) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

L'analisi PERMANOVA condotta sulla lunghezza della zona intertidale mostra differenze significative fra i siti ($F_{5,27} = 8,3541$; $P = 0,0001$). Dall'istogramma in Fig. 48 si osserva che la spiaggia di Cesenatico sud possiede la più ampia fascia intertidale, seguita da Cervia, Lido di Dante, Bellocchio, Cesenatico e Lido di Spina. L'analisi *post-hoc* mostra infatti differenze significative tra Cesenatico sud e tutti i restanti siti, tra Lido di Spina e Cervia ed infine tra Lido di Dante e Cervia.

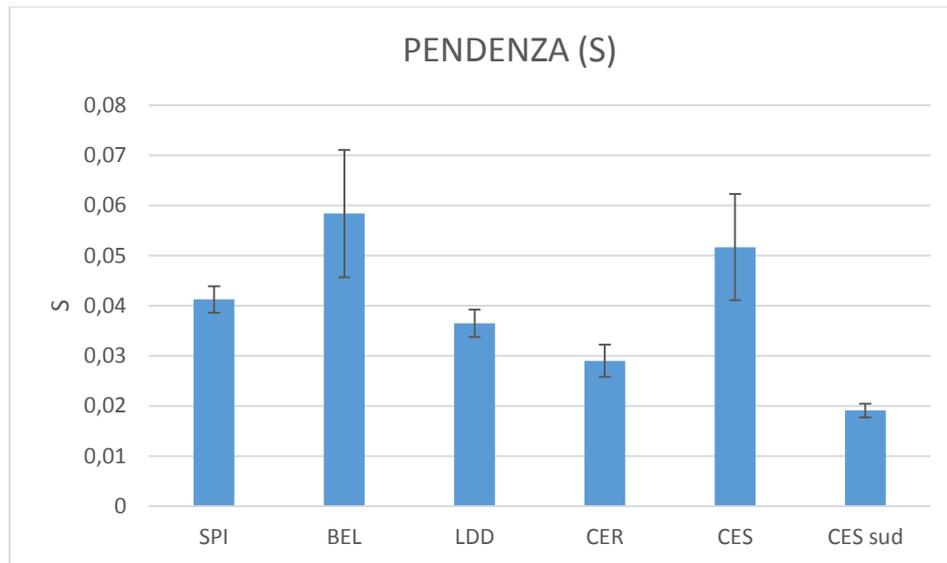


Figura 49: Valori medi della pendenza (s) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

L'analisi PERMANOVA condotta sulla pendenza mostra differenze significative fra i siti ($F_{5,27} = 2,5965$; $P = 0,0485$). In particolare le spiagge che mostrano la maggiore pendenza (Fig. 49) sono Bellocchio e Cesenatico, seguite da Lido di Spina, Lido di Dante, Cervia e Cesenatico sud. L'analisi a posteriori mostra differenze significative tra Cesenatico sud e tutti gli altri siti, tra Cervia e i siti di Lido di Spina e Bellocchio.

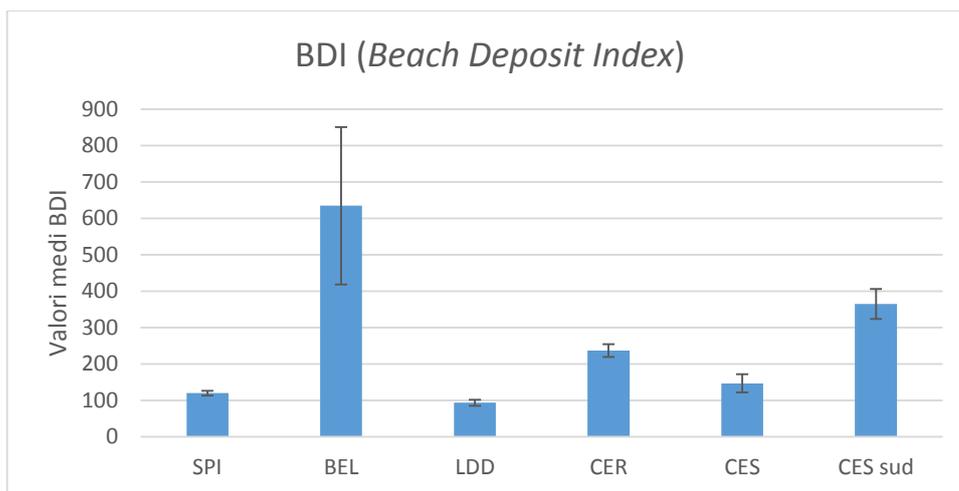


Figura 50: Valori medi di BDI (Beach Deposit Index) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). SPI=Spina ($n=3$), BEL=Bellocchio ($n=6$), LDD=Lido di Dante ($n=6$), CER= Cervia ($n=6$), CES= Cesenatico ($n=6$), CES sud= Cesenatico sud ($n=6$).

I valori di BDI fra i diversi siti risultano significativamente diversi fra i siti ($F_{5,27} = 5,6492$; $P = 0,0025$). Come si evidenzia in Fig. 50, il sito di Bellocchio è quello maggiormente esposto all'effetto idrodinamico; seguono Cesenatico sud, Cervia, Cesenatico, Lido di Spina e Lido di Dante. I valori più alti si rinvencono a Bellocchio ma, essendo elevata la variabilità tra i transetti, nell'analisi a posteriori le differenze significative si riscontrano prevalentemente tra i valori di BDI relativamente alti di Cesenatico sud e quelli registrati in tutti gli altri siti.

Successivamente, per valutare il grado di similarità reciproca dei siti indagati per ciò che concerne le caratteristiche morfodinamiche e abiotiche, è stata condotta una PCA (*Principal Component Analysis*) (Fig. 51), relativa alle variabili sopra descritte. I dati sono stati normalizzati per ovviare al problema delle differenti unità di misura (Clarke, 1993).

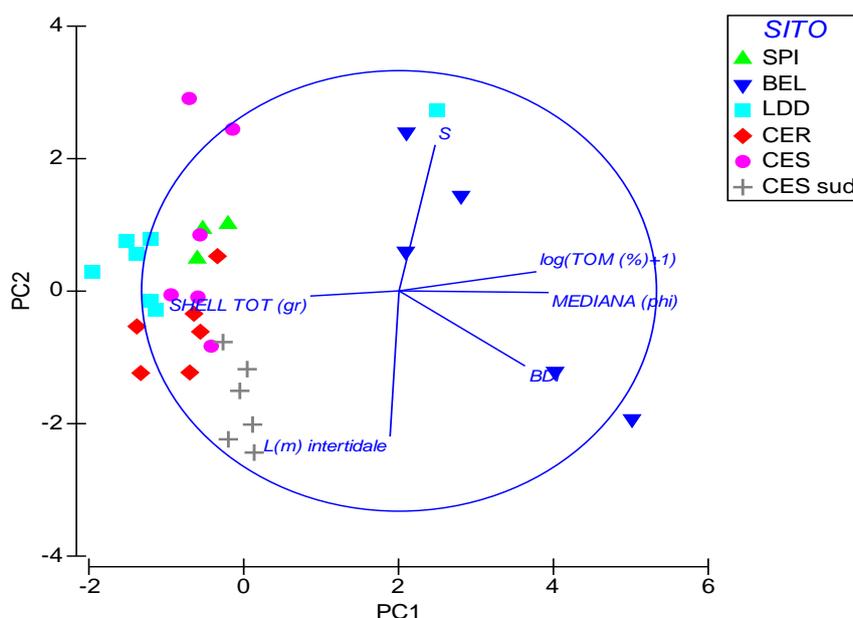


Figura 51: PCA condotta sui dati normalizzati riferiti alle variabili abiotiche considerate.

I primi due assi (PC1, PC2) spiegano il 77,4% della varianza totale.

La variabilità lungo il primo asse (PC1) è spiegata principalmente da sinistra verso destra da una diminuzione del quantitativo di *shell* totale e da un aumento della mediana (sedimento più fine), del quantitativo di TOM e dell'indice BDI (maggiore effetto idrodinamico). La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è invece spiegata principalmente dall'alto verso il basso da un aumento della lunghezza della fascia intertidale e da una diminuzione della pendenza.

3.5 Relazione tra composizione tassonomica e trofica.

La relazione presente tra tutte le matrici multivariate esaminate (abbondanza e gruppi trofici, in presenza e in assenza di *Lentidium mediterraneum*) è stata analizzata mediante la procedura RELATE (Somerfield & Clarke, 1995); la correlazione fra tutti i confronti a coppie è stata stimata mediante il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (ρ_s) e la significatività delle correlazioni è stata valutata mediante test non parametrico di Mantel. I valori di correlazione fra tutti i confronti costituiscono la base per rappresentare la maggiore o minore concordanza fra le matrici e vengono rappresentate mediante il cosiddetto "2nd stage MDS".

Tutti i confronti sono risultati significativi, indicando una certa concordanza fra le matrici messe a confronto. I valori più alti (Tab. 7) riguardano:

- 1) Il confronto tra le matrici basate sulla struttura tassonomica in presenza di *L. mediterraneum* e la struttura trofica sempre in sua presenza.
- 2) Il confronto tra le matrici basate sulla struttura tassonomica in presenza di *L. mediterraneum* e sempre la struttura tassonomica in sua assenza.

Tutti gli altri confronti risultano <0.70 . Tenendo in considerazione quanto suggerito da Somerfield and Clarke (1995), questi valori indicano come le informazioni ottenute dalle diverse matrici non siano comparabili. L'insieme dei risultati è ben riassunto nel plot 2nd stage MDS (Fig. 51) in cui risulta come le matrici basate sull'analisi dei gruppi trofici, dopo rimozione di *L. mediterraneum*, diano una differente informazione sulla struttura di comunità delle diverse spiagge.

Tabella 7: Correlazioni tra le matrici multivariate biotiche. Tax L.m.=Composizione tassonomica in presenza di L.mediterraneum, Tax no L.m.=Composizione tassonomica in assenza di L.mediterraneum, GF L.m.=Composizione trofica in presenza di L.mediterraneum, GF no L.m.=Composizione trofica in assenza di L.mediterraneum, %GF L.m.=Composizione trofica percentuale in presenza di L.mediterraneum, %GF no L.m.=Composizione trofica percentuale in assenza di L.mediterraneum.

Tax no L.m.	0.761					

GF L.m.	0.797	0.565				
	***	***				
GF no L.m.	0.358	0.361	0.365			
	**	**	**			
%GF L.m.	0.683	0.446	0.509	-0.029		
	***	**	**	ns		
%GF no L.m.	0.445	0.524	0.181	0.426	0.175	
	**	**	**	**	*	
	Tax. L.m.	Tax no L.m.	GF L.m.	GF no L.m.	%GF L.m.	%GF no L.m.

2nd Stage MDS

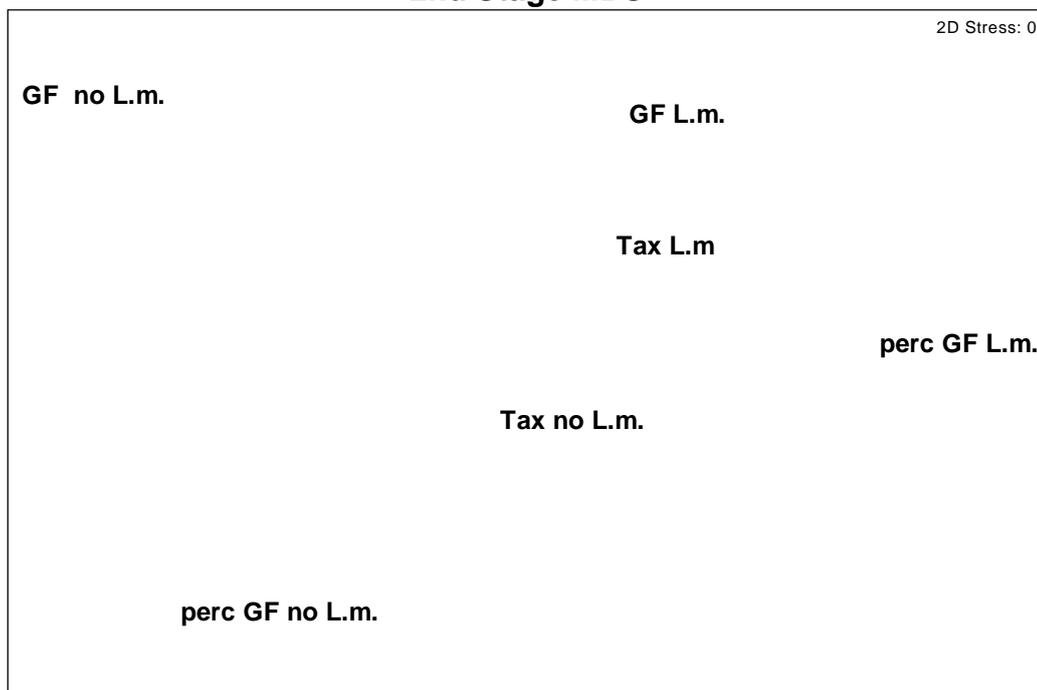


Figura 52: Plot "2nd Stage MDS" che mostra il grado di concordanza tra le matrici considerate. Tax L.m.=Composizione tassonomica in presenza di L.mediterraneum, Tax no L.m.=Composizione tassonomica in assenza di L.mediterraneum, GF L.m.=Composizione trofica in presenza di L.mediterraneum, GF no L.m.=Composizione trofica in assenza di L.mediterraneum, %GF L.m.=Composizione trofica percentuale in presenza di L.mediterraneum, %GF no L.m.=Composizione trofica percentuale in assenza di L.mediterraneum.

3.6 Relazione fra morfodinamica delle spiagge e popolamenti bentonici

Per valutare quali variabili morfodinamiche e abiotiche spiegano meglio le variazioni di struttura tassonomica e/o trofica delle comunità indagate nei 6 siti, sono state effettuate una serie di analisi BIOENV fra la matrice dei dati morfo-abiotici, precedentemente trasformata e normalizzata, e le matrici biotiche basate sulla composizione tassonomica e sulla struttura trofica. In Tab. 8 sono riportate le variabili che ottimizzano il valore di ρ_s , per ciascuna matrice biotica indicata.

Tabella 8: Correlazioni tra matrici biotiche e variabili morfo-abiotiche.

Matrici biotiche	ρ_s	P	Variabili
Composizione trofica con <i>L. mediterraneum</i>	0,436	0,001	log(TOM), mediana
Composizione trofica senza <i>L. mediterraneum</i>	0,670	0,001	log(TOM), mediana
Composizione trofica % con <i>L. mediterraneum</i>	0,255	0,003	shell TOT, lunghezza intertidale
Composizione trofica % senza <i>L. mediterraneum</i>	0,336	0,001	log(TOM), BDI
Composizione tassonomica con <i>L. mediterraneum</i>	0,609	0,001	log(TOM), mediana, BDI
Composizione tassonomica senza <i>L. mediterraneum</i>	0,749	0,001	log(TOM), BDI

In generale il valore più alto di correlazione si ha tra la composizione tassonomica in assenza di *L. mediterraneum* e il contenuto in materia organica (TOM %) e BDI, mentre il valore minore si ottiene nell'analisi effettuata fra la matrice biotica basata sulla composizione trofica percentuale e la matrice morfo-abiotica. Interessante è osservare che le variabili che meglio spiegano le variazioni della struttura trofica % nei siti indagati siano il contenuto di *shell* (e/o materiale vegetale grossolano a Bellocchio) e la lunghezza della fascia intertidale. Invece, in tutte le altre analisi, è il contenuto in materia organica (TOM %), insieme a qualche misura di granulometria, che spiega al meglio le variazioni di struttura di comunità, sia se si considera la composizione tassonomica che quella trofica.

4. DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

Il presente elaborato di tesi mi ha permesso di analizzare 6 siti lungo la costa emiliano-romagnola, differenti sia dal punto di vista biotico (in particolare dal punto di vista trofico/tassonomico) che abiotico.

Nel dettaglio l'indagine sulle variabili biotiche prese in esame è stata svolta sia in presenza che in assenza di *Lentidium mediterraneum*; questa specie di mollusco Bivalve è decisamente abbondante nelle spiagge del Nord Adriatico (Ambrogi *et al.*, 2001) e mostra una distribuzione spaziale aggregata che può essere correlata al trasporto passivo da parte delle onde. Le popolazioni di questo organismo seguono una dinamica particolare; il modo in cui gli individui si distribuiscono lungo il litorale suggerisce che questa specie si comporti come una particella di sedimento lasciandosi trasportare passivamente dall'energia del moto ondoso (Gomoiou, 1968; Massé, 1971). Più precisamente seguirebbe le cosiddette "migrazioni di crescita" (Amouroux, 1974; Barlocco, 1989). Si è osservato, infatti, che il reclutamento degli individui giovanili avviene più al largo mentre gli adulti di taglia maggiore si distribuiscono verso riva. Essendo le migrazioni passive, la specie è adattata a vivere in ambienti altamente idrodinamici; di conseguenza la sua distribuzione ottimale viene raggiunta nei litorali dove non sono presenti ostacoli e in cui l'energia delle onde non subisce alterazioni che ne impediscano poi l'insediamento. Per questa sua ecologia del tutto particolare, *L. mediterraneum* si potrebbe considerare un indicatore dell'idrodinamismo. La densità di questa specie sembra ben correlata con la morfodinamica delle spiagge più esposte, come Lido di Dante, ma non sembra essere ben correlata ad altri fattori strutturanti le comunità bentoniche intertidali. Inoltre, l'elevata variabilità della sua abbondanza, tende a mascherare la risposta dell'intera comunità.

Le analisi trofiche sono state effettuate raggruppando gli organismi dei diversi taxa in gruppi trofici, sia in presenza di *L. mediterraneum* che in sua assenza. Le indagini effettuate, tenendo presente tutti i taxa, hanno messo in evidenza una netta dominanza degli organismi sospensivori a Lido di Spina, Lido di Dante e Bellocchio. Tale dominanza, nei primi due siti, è dovuta alle elevate abbondanze del piccolo bivalve. A Bellocchio, dove *L. mediterraneum* è risultato poco presente, le elevate densità degli organismi

sospensivori dipendono principalmente da *Mytilus galloprovincialis*, esclusivamente *suspension feeder*, che in questo sito è presente con una distribuzione a *patch*, assieme ad altre specie quali *Corophium insidiosum*, *Polydora spp.*, *Tapes philippinarum*, *Melita palmata* e *Prionospio spp.*, le quali però possono assumere anche altri comportamenti alimentari (detritivori di superficie o infaunali, erbivori/onnivori). Per quanto riguarda i siti che abbiamo definito più antropizzati, ovvero Cervia e Cesenatico, troviamo ancora dominanti i *suspension feeder* ma non quanto nei siti citati in precedenza; fa eccezione il sito di Cesenatico sud, che vede come protagonisti i *surface-deposit feeder* (organismi detritivori).

In assenza di *L. mediterraneum* solo il sito di Bellocchio mantiene come prevalenti gli organismi appartenenti al gruppo dei *suspension feeder*, mentre in tutti gli altri siti si hanno delle variazioni; in particolare a Lido di Dante, dove la presenza del bivalve influenza pesantemente le analisi, si osserva una maggiore omogeneità tra i diversi gruppi trofici, con una prevalenza dei *carnivore/omnivore*; un certo grado di uniformità analogo lo si nota anche a Cesenatico sud (prevalenza dei *carnivore/omnivore*) e, in parte, a Cervia (prevalenza dei *surface deposit feeder*). Infine i detritivori di superficie dominano a Lido di Spina e a Cesenatico.

Il numero di gruppi trofici tra i siti è risultato piuttosto omogeneo, sia in presenza che in assenza di *L. mediterraneum*; in particolare, in presenza del bivalve, Cesenatico sud si è mostrato, mediamente, il sito con il maggior numero di gruppi trofici e quindi, di conseguenza, con i più alti valori di diversità ed equidistribuzione dei gruppi trofici stessi; situazione molto simile quella di Bellocchio. Al contrario Lido di Dante ha mostrato i valori più bassi di diversità ed equidistribuzione, essendo il sito caratterizzato mediamente dal più basso numero di gruppi trofici. Per quanto riguarda i siti di Cervia e Cesenatico i valori riscontrati sono molto simili tra loro.

L'analisi del plot nMDS ha chiaramente mostrato che i siti di Bellocchio, Lido di Dante e Lido di Spina sono caratterizzati da una struttura trofica ben distinta rispetto ai siti antropizzati (Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud).

L'assenza di *L. mediterraneum* non altera i risultati a Cesenatico sud, che continua a mostrare un'elevata diversità ed equipartizione dal punto di vista trofico; diversa la situazione per Lido di Dante dove, essendo dominante *L. mediterraneum* come precedentemente detto, mostra ora – in sua assenza – una spiccata diversità/equidistribuzione dovuta al fatto che tutti gli altri gruppi trofici (ad eccezione dei *suspension feeder*) tendono ad assumere una preponderanza maggiore. Per quanto riguarda tutti gli altri siti si osserva una generale uniformità negli stessi termini, soprattutto tra Lido di Spina e Cervia.

L'analisi del plot nMDS ha mostrato, ancora più marcatamente che in precedenza, una netta distinzione in termini di composizione e struttura trofica tra Bellocchio e tutti gli altri siti.

Le analisi tassonomiche sono state anch'esse effettuate sia in presenza che in assenza di *L. mediterraneum*. In termini di biodiversità, a Bellocchio è stato rinvenuto il maggior numero di taxa (32 sui 64 totali rinvenuti); in termini di abbondanza, in presenza di *L. mediterraneum*, Lido di Dante risulta il sito con le densità lineari più alte, ma con i valori di diversità ed equidistribuzione più bassi, ovvero ridottissima biodiversità a causa principalmente del piccolo bivalve. Anche a Bellocchio le densità sono risultate elevate, ma queste non sono dovute ad una sola specie dominante; infatti in questo sito i valori di diversità sono risultati elevati e anche gli organismi sono ben equiripartiti all'interno delle numerose specie ivi rinvenute (valori di equidistribuzione tendenti a 1). Per quanto riguarda il sito di Lido di Spina questo mostra un numero inferiore di taxa rispetto a Bellocchio, ma superiore rispetto a tutti i restanti siti; d'altro canto la densità risulta essere molto più contenuta. Infine Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud condividono all'incirca il medesimo numero di gruppi trofici e le medesime densità di individui, quest'ultime però estremamente più basse rispetto ai siti precedentemente citati.

L'analisi del plot nMDS ha mostrato, ancora una volta, come le comunità macrobentoniche di Bellocchio siano differenti da quelle degli altri siti in termini tassonomici. Una struttura ben definita si osserva anche per Lido di Dante e Cesenatico sud.

L'assenza di *L. mediterraneum* riduce, ovviamente e notevolmente, le abbondanze a Lido di Dante, senza però alterare quelle di Bellocchio. Dal punto di vista della diversità e della distribuzione degli individui all'interno delle specie si è osservata una generale omogeneità tra tutti i siti. Inoltre la rimozione del bivalve riduce drasticamente la densità degli individui anche a Lido di Spina, con valori di diversità ed equipartizione simili a quelli di Lido di Dante, mentre non si hanno differenze significative, considerando gli stessi valori, per quanto concerne Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud.

L'analisi del plot nMDS ha mostrato, per l'ennesima volta, il sito di Bellocchio significativamente differenziato rispetto a tutti gli altri in termini di composizione tassonomica.

Considerando le matrici morfo-abiotiche, le statistiche hanno evidenziato delle differenze sostanziali nella composizione del sedimento, specie per i siti di Lido di Dante e Bellocchio. Mentre Lido di Spina, Cesenatico e Cesenatico sud presentano un sedimento medio-fine e moderatamente ben classato, e rispecchiano, per tali motivi, le tipiche caratteristiche granulometriche delle spiagge che caratterizzano il litorale emiliano-romagnolo, Lido di Dante e Bellocchio si discostano da questa situazione tipica e presentano un sedimento rispettivamente più grossolano a Lido di Dante, e molto fine e argilloso a Bellocchio. Cervia sembra porsi in una condizione intermedia, con un sedimento misto che va dal fine al grossolano.

La PCA condotta sulle variabili morfo-abiotiche ha messo in risalto come il sito di Bellocchio si discosti da tutti gli altri siti per quanto riguarda la tipologia del sedimento (molto fine, *silt*), il quantitativo di materia organica (TOM%), l'esposizione al moto ondoso (BDI) e la pendenza (S).

Infine le correlazioni tra composizione tassonomica e trofica in presenza e assenza di *L. mediterraneum* hanno mostrato come il bivalve tenda a mascherare e ad alterare, a causa della sua elevata densità, la composizione in specie e il regime alimentare degli organismi praticamente in tutti i siti, ad eccezione di Bellocchio, dove la struttura di comunità è definita dall'elevato numero di specie e dalle loro abbondanze. Qui infatti ci sono specie che non solo fanno parte della catena trofica dei sospensivori, ma, allo stesso tempo, possono anche nutrirsi di detrito organico o, ancora, di sostanza vegetale.

Le correlazioni tra le matrici biotiche e quelle morfo-abiotiche hanno evidenziato come il contenuto di materia organica (TOM) sia la variabile che meglio spiega la struttura delle comunità nei siti considerati, sia dal punto di vista tassonomico che trofico. D'altronde elevati carichi di nutrienti favoriscono senza dubbio l'insediamento, l'accrescimento e le interazioni all'interno delle comunità macrobentoniche; in particolare alcune specie possono variare l'alimentazione sulla base della disponibilità di cibo. A Lido di Spina, Lido di Dante, Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud il contenuto di materia organica, a causa delle caratteristiche fisiche, morfologiche e granulometriche di queste spiagge, è piuttosto basso; situazione ben differente a Bellocchio, dove il substrato fangoso molto fine e ricco di sostanze nutritive sembra favorire l'insediamento di comunità più ricche e abbondanti (il detrito vegetale copiosissimo contribuirebbe a fornire una maggiore quantità di sostanza organica edibile da parte dei detritivori) (Josefson & Conley, 1997); tutto questo fa di Bellocchio il sito che presenta la maggiore eterogeneità e variabilità in termini tassonomici (elevata biodiversità) e di conseguenza anche trofici (un elevato numero di specie potrebbe determinare una maggiore probabilità di riscontrare la presenza di più gruppi trofici). Alcuni autori hanno dimostrato che, per le specie di fondo molle, la capacità di infossarsi e quindi, la possibilità di sfuggire ai predatori e all'essiccamento, è influenzata dalla dimensione dei granuli (Alexander *et al.*, 1993); dunque una granulometria maggiore aumenta il tasso di mortalità di determinate specie e quindi limita la loro distribuzione (Brazeiro, 2001). Inoltre l'elevata diversità di questo sito è anche dovuta alla presenza di specie che di norma non sono comuni nella zona intertidale di coste sabbiose in quanto non sono adattate alle condizioni tipiche della *surf zone*, ma preferiscono zone meno stressate dal punto di vista idrodinamico e ricche di sostanza organica (Pearson & Rosenberg, 1978; Holte, 1998); molto probabilmente *L.*

mediterraneum, essendo una specie che predilige gli ambienti sabbiosi tipici del litorale emiliano-romagnolo (ovvero con caratteristiche che più si avvicinano a quelle di Lido di Dante), non possiede le caratteristiche fisiologiche e morfologiche per adattarsi a queste condizioni più simili a quelle di un ambiente lagunare.

Anche se è una variabile abiotica che non è stata considerata nell'ambito di questo studio, senza dubbio il quantitativo di ossigeno di fondo influenza la struttura di queste comunità, in particolare sempre a Bellocchio; infatti, secondo il rapporto annuale dell'ARPA sulla qualità delle acque marine in Emilia-Romagna, i siti più settentrionali sono caratterizzati da valori più bassi di ossigeno e quindi maggiormente interessati da eventi ipossici/anossici (soprattutto durante la stagione estiva). Nella acque di fondo i valori più bassi sono attribuiti alla richiesta di ossigeno da parte di organismi detritivori che, come precedentemente detto, degradano la sostanza organica, rappresentata soprattutto da microalghe che si depositano sul fondo. Ad ogni modo le specie presenti a Bellocchio riescono a tollerare basse concentrazioni di ossigeno grazie appunto alle loro caratteristiche lagunari; presumibilmente quindi anche questa variabile ostacola, sommata a tutte le altre, l'insediamento da parte di *L. mediterraneum*.

BIBLIOGRAFIA

- Adam, P., 1990. *Saltmarsh Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge: 473.
- AEA (2006), *The changing faces of the Europe's coastal areas*, relazione AEA n. 6/2006, Agenzia europea dell'ambiente, Copenaghen.
- Airoldi, L., 2003. *The effects of sedimentation on rocky coast assemblages*. *Oceanography and Marine Biology*. An Annual Review 41, 161–236.
- Airoldi, L., Abbiati, M., Beck, M.W., Hawkins, S.J., Johnson, P.R., Martin, D., Moschella, P.S., Sundelöf, A., Thompson, R.C., Åberg, P., 2005. *An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures*. *Coastal Engineering* 52, 1073–1087.
- Airoldi L., Beck, M.W. (2007). *Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe*. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 45: 345-405.
- Alexander, R.R., Stanton, R.J., Dodd, J.R. (1993). *Influence of sediment grain size on the burrowing of bivalves: correlation with distribution and stratigraphic persistence of selected Neogene clams*. *Palaios* 8: 289-303.
- Ambrose, R.F., Anderson, T.W., 1990. *Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community*. *Marine Biology* 107, 41–52.
- Ambrogi, R., Fontana, P., Sala, I. (2001). *Long term series (1979-93) of macrobenthos data on soft bottoms in front of the Po river delta*. *Archives of Oceanography and Limnology* 22: 167-174.
- Amouroux, J.M. (1974). *Etudes des peuplements infralittoraux de la côte du Roussillon. 1Présentation du Milieu & 2-Faunistique et caractéristiques bionomiques*. *Vie milieu*, Vol. XXIV, fasc.1, sér.B.
- Anderson M.J. (2001). *A new method for non-parametric multivariate analysis of variance*. *Australian Journal of Ecology* 26: 32-46.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*.
- ARPA Regione Emilia-Romagna (2007). *Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione*.
- Barlocco, A. (1989). *Modificazioni spazio-temporali di una comunità a *Lentidium mediterraneum* (Costa, O.G.), Pelecypoda, lungo un gradiente ambientale*.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1996). *Ecology. Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, Oxford.
- 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. (2000). *Coastal geomorphology - An introduction*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Bonsdorff, E., Pearson, T.H. (1999). *Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: A functional-group approach*. *Australian Journal of Ecology* 24: 312-326.
- Brazeiro, A., 2001. *Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors?* *Marine Ecology Progress Series* 224:35–44.
- Brazeiro A., Defeo O. (1996). *Macrofauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to indentify patterns in such variable environments?* *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 523-536.
- 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.
- Brown, A. C. & A. McLachlan, 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier, Amsterdam, 328 pp. 40:953–965.

- Carobene L. (2006). *L'ecosistema spiaggia: caratteristiche e genesi*. DIP.TE.RIS., Università di Genova.
- Carrasco A.R., Ferreira Ó., Matias A., Freire P., (2012). *Flood hazard assessment and Management of fetch-limited coastal environments*. *Ocean & Coastal Management*, 65: 15-25.
- Charlier, R.H., 2003. *Hold the sea back – is it sustainable? Retrospective and projection*. *Journal of Coastal Research* 19, 875–883.
- 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., Gorley R.N., (2006). *PRIMER v6 User Manual/Tutorial*.
- Clarke K.R., Warwick R.M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Cirelli G., (2012). *Impatti degli interventi antropici di difesa costiera sulla struttura e distribuzione della popolazione di *Lentidium mediterraneum* (Mollusco bivalvia)*. Tesi di laurea in Biologia Marina, Università di Bologna, sede di Ravenna.
- Colombini, I., A. Aloia, M. Fallaci, G. Pezzoli & L. Chelazzi, 2000. *Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach*. *Marine Biology* 136: 531–541.
- Colosio, F., Abbiati, M., Airoidi, L., 2007. *Effects of beach nourishment on sediments and benthic assemblages*. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1197-1206.
- Connell, S.D., 2005. *Assembly and maintenance of subtidal habitat heterogeneity: synergistic effects of light penetration and sedimentation*. *Marine Ecology Progress Series* 289, 53–61.
- Cozzi, S., Cantoni, C., Precali, R., Degobbis, D., Catalano, G., Supic, N., 2005. *Relationship among hypoxia, mucilage events and circulation in the Northern Adriatic Sea*. *Geophysical Research* 7.
- Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D., Woodwell, G.M. (1997). *Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems*. From *Issues in Ecology*, 2. A publication of the Ecological Society of America, Washington, DC.
- Darr, A., Gogina, M., & Zettler, M. (2013). *Functional changes in benthic communities along a salinity gradient—a western Baltic case study*. *Journal of Sea Research*, 85, 315–324.
- Dauvin, J.C., Ibanez, F. (1986). *Variations à long-terme (1977-1985) du peuplement des sables fins de la Pierre Noire (Baie de Morlaix, Manche Occidentale): analyse statistique de l'évolution structurale*. *Hydrobiologia* 142: 171-186.
- Davis, N., Van Blaricom, R.V., Dayton, B.K., 1982. *Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities*. *Marine Biology* 70, 295– 303.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D.S., Schlacher, T.A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., Scapini, F. (2009). *Threats to sandy beach ecosystems: a review*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 81: 1-12.
- Defeo, O. & A. McLachlan, 2005. *Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis*. Feature article: Review. *Marine Ecology Progress Series* 295: 1–20.
- Dexter, D. M., 1983. *Community structure of intertidal sandy beaches in New South Wales, Australia*. In McLachlan, A. & T. Erasmus (eds), *Sandy Beaches as Ecosystems*. Junk, The Hague.

- Duffy-Anderson, J.T., Manderson, J.P., Able, K.W., 2003. *A characterization of juvenile fish assemblages around man-made structures in the New York New Jersey Harbor Estuary, USA*. Bull. Mar. Sci. 72, 877– 889.
- Dugan, J. E., D. M. Hubbard, M. D. McCrary & M. O. Pierson, 2003. *The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California*. Estuarine and Coastal Shelf Science 58S: 25–40. doi: 10.1016/S0272–7714(03)00045-3.
- Fauchald, K., Jumars, P.A. (1979). *The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds*. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 17: 193-284.
- Ellis, J.I., Norkko, A., Thrush, S.F., 2000. *Broad-scale disturbance of intertidal and shallow sublittoral soft-sediment habitats: effects on the benthic macrofauna*. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 7, 57–74.
- Fabiano, M., R. Danovaro & S. Fraschetti, 1995. *A 3-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean)*. Continental Shelf Research 15: 1453–1469.
- Faith D.P., Minchin P.R., Belbin L. (1987). *Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance*. Vegetatio, 69: 57-68.
- Feagin R.A., Sherman D.J., Grant W.E., (2005). *Coastal erosion, global sea-level rise, and the loss of sand dune plant habitats*. Frontiers in Ecology and the Environment, 3: 359-364.
- Fini E. (2011). *Effetti degli interventi antropici di difesa costiera sulle comunità bentoniche delle spiagge del Nord Adriatico*. Tesi di laurea in Biologia Marina, Università di Bologna, sede di Ravenna.
- Gaston, G.R. (1987). *Benthic Polychaeta of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution*. Marine Ecology Progress Series 36: 251-262.
- Gaston, G.R., Nasci, J.C. (1988). *Estuarine macrobenthos in Calcasieu Lake, Louisiana: community and trophic structure*. Estuaries 11: 201-211.
- GESAMP, 1994. *Anthropogenic Influences on Sediment Discharge to the Coastal Zone and Environmental Consequences*. UNESCO-TOC, Paris.
- Gomoiou, M.T. (1968). *Quelques considérations sur la repartition et la dynamique des Mollusques psammobiontes de la Mer Noire*. Rapp. Comm. Int. Mer Médit. 19: 87-89.
- Grall, J., Chauvaud, L., 2002. *Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts*. Global Change Biology 8, 813e830.
- Graf, G., 1989. *Pelagi-benthic coupling in a deep-sea benthic community*. Nature 341: 437–439.
- Grant, J. & B. T. Hargrave, 1987. *Benthic metabolism and the quality of sediment organic carbon*. Biological Oceanography 4: 243–264.
- Guidetti, P., 2001. *Detecting environmental impacts on the mediterranean seagrass Posidonia oceanica L. Delile: the use of reconstructive methods in combination with 'beyond baci' designs*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 260, 27–39.
- Hamm, L., Capobianco, M., Dette, H.H., Lechuga, A., Spanhoff, R., Stive, M.J.F., 2002. *A summary of european experience with shore nourishment*. Coastal Engineering 47, 237–264.
- Harley C.D.G., Hughes A.R., Hultgren K.M., Miner B.G., Sorte C.J.B., Thornber C.S., Rodriguez L.F., Tomanek L., Williams S.L., (2006). *The impacts of climate change in coastal marine systems*. Ecology Letters, 9: 228-241.
- Heatwole, H., Levins, R. (1972). *Trophic structure stability and faunal changes during recolonization*. Ecology 53, 531-534.
- Holte, B. (1998). *The macrofauna and main functional interactions in the sill basin sediments of the pristine Holandsfjord, Northern Norway, with autecological reviews for some keystone species*. Sarsia 53: 55-68.
- Hunt, O.D. (1925). *The food of the bottom fauna of the Plymouth fishing grounds*. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 13: 560-599.

- Josefson, A.B., Conley, D.J. (1997). *Benthic response to a pelagic front*. Marine Ecology Progress Series 147: 49-62.
- Justic, D., Rabalais, N.N., Turner, R.E., Dortch, Q., 1995. *Changes in nutrient structure of river-dominated coastal: stoichiometric nutrient balance and its consequences*. Estuarine and Coastal Shelf Sciences 40, 263e280.
- Levinton, J.S., 1972. *Stability and trophic structure in deposit-feeding and suspension-feeding communities*. The American Naturalist 106 (950), 472e486.
- Levinton, J.S. (1991). *Variable feeding behaviour in three species of Macoma (Bivalvia: Tellinidae) as a response to water flow and sediment transport*. Mar. Biol. 110: 375-383.
- Lohrer, A.M., Thrush, S.F., Lundquist, C.J., Vopel, K., Hewitt, J.E., Nicholls, P.E., 2006. *Deposition of terrigenous sediment on subtidal marine macrobenthos: response of two contrasting community types*. Marine Ecology Progress Series 307, 115–125.
- Martin, D., Pinedo, S., Sardà, R. (2000). *Distribution patterns and trophic structures of softbottom polychaete assemblages in a north-western Mediterranean shallow-water bay*. Ophelia 53(1): 1-17.
- Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M.A., de Vries, M., Frost, M., Hawkins, S.J., Macpherson, E., Moschella, P.S., Satta, M.P., Thompson, R.C., Ceccherelli, V.U., 2005. *Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats*. Coastal Engineering 52: 1027– 1051.
- Massé, H. (1971). *Contribution à l'étude quantitative et dynamique de peuplements des sables fins infralittoraux des côtes de Provence*.
- McArdle, S.B., McLachlan, A., 1992. *Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna*. J. Coast. Res. 8, 398– 407.
- McLachlan, A. (2001). *Coastal beach ecosystems*, in: Levin, S. (2001). Encyclopedia of biodiversity, Volume 1: 741-751.
- McLachlan, A., Jaramillo, E., Defeo, O., Dugan,, De Ruyck, A., Coetzee, P., 1995. *Adaptations of bivalves to different beach types*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 187, 147– 160.
- McLachlan, A., Dorvlo, A., 2005. *Global patterns in sandy beach macrobenthic communities*. Journal of Coastal Research, 21(4), 674–687. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- McLachlan, A., 1983. *Sandy beach ecology: a review*. In McLachlan, A. & T. Erasmus (eds), Sandy Beaches as Exosystems. Junk, The Hague: 321–380.
- McLachlan, A., E. Jaramillo, E. Donn & F. Wessels, 1993. *Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison*. Journal of Coastal Research 15: 27–38.
- Miller, D.C., Muir, C.L., Hauser, O.A., 2002. *Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates?* Ecological Engineering 19, 211–232.
- Miller, L., Douglas, B.C. (2006). *On the rate and causes of twentieth century sea-level rise*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 364: 805-820.
- Mingazzini, M., Thake, B., 1995. *Summary and conclusions of the workshop on marine mucilages in the Adriatic Sea and elsewhere*. Science of Total Environment 165, 9e14.
- Moschella, P.S., Abbiati, M., Åberg, P., Airoidi, L., Anderson, M.J., Bacchiocchi, F., Bulleri, F., Dinesen, G.E., Frost, M., Gacia, E., Granhag, L., Jonsson, P.R., Satta, M.P., Sundelöf, A., Thompson, R.C., Hawkins, S.J., 2005. *Low-crested coastal defence structures next term as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design*. Coastal Engineering 52, 1053–1071.

- Nelson, W.G., 1993. *Beach restoration in the south-eastern United States: environmental effects and biological monitoring*. Ocean and Coastal Management 19, 157–182.
- Nordstrom, K.F., 2005. *Beach nourishment and coastal habitats: research needs to improve compatibility*. Restoration Ecology 13, 215–222.
- Norkko, A., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Norkko, J., Ellis, J.I., Funnell, G.A., Schultz, D., Macdonald, I., 2002. *Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-dependent macrofaunal recovery*. Marine Ecology Progress Series 234, 23–41.
- Orilia F., (2012). *Analisi spazio-temporale degli effetti di stress di origine antropica sull'ecosistema intertidale di spiagge sabbiose nell'Alto Adriatico*. Tesi di laurea in Scienze per l'Ambiente, Università di Bologna, sede di Ravenna.
- Paganelli D., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A. (2012). *Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): A study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 96: 245–256.
- Paiva, P.C. (1993). *Trophic structure of a shelf polychaete taxocenosis in southern Brazil*. Cahiers de Biologie Marine 35: 39–55.
- Peterson, C.H., Bishop, M.J., 2005. *Assessing the environmental impacts of beach nourishment*. Bioscience 55, 887–896.
- Peterson, C.H., Hickerson, D.H.M., Johnson, G.G., 2000. *Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach*. Journal of Coastal Research 16, 368–378.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R. (1978). *Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment*. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 16: 229–311.
- Pearson, T. H. & R. Rosenberg, 1987. *Feast and famine: structuring factors in marine benthic communities*. In Gee, J. H. R. & P. S. Giller (eds), Organization of Communities, Past and Present. Blackwell Scientific Publication, Oxford: 373–395.
- Pinedo, S., Sardà, R., Martin, D. (1997). *Comparative study of the trophic structure of the soft bottom assemblages in the Bay of Blanes (Western Mediterranean Sea)*. Bulletin of Marine Science 60: 529–543.
- Posey, M. H. (1990). *Functional approaches to soft-substrate communities: How useful are they*. Aquat Sci. 2: 343–56.
- Sanchez-Jerez, P., Gillanders, B.M., Rodriguez-Ruiz, S., Ramos-Espla', A., 2002. *Effect of an artificial reef in Posidonia meadows on fish assemblage and diet of Diplodus annularis*. ICES J. Mar. Sci. 59, 59–68 Suppl.
- Schlacher T.A., Dugan J., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A., Defeo O., (2007). *Sandy beaches at the brink*. Diversity & Distributions, 13: 556–560.
- Schlacher T.A., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Dugan J., Scapini F., McLachlan A., (2006). *Neglected ecosystems bear the brunt of change*. Ethology, Ecology & Evolution, 18: 349–351.
- Short, A.D. (1996). *The role of wave height, slope, tide range and embaymentisation in beach classification: a review*. Revista Chilena de Historia Natural 69: 589–604.
- Student (1908). *The Probable Error of a Mean*. Biometrika, Vol. 6, No. 1 (Mar., 1908), pp. 1–25.
- Struglia, M.V., Mariotti, A., Filograsso, A., 2004. *River discharge in the Mediterranean Sea: climatology and aspects of the observed variability*. Journal of Climate Change 17, 4740e4751.
- Rakocinski, C.F., Heard, R.W., Lecroy, S.E., McLelland, J.A., Simons, T., 1996. *Responses by macrobenthic assemblages to extensive beach restoration at Perdido Key, Florida, USA*. Journal of Coastal Research 12, 326–353.

- Regione Emilia-Romagna (2011). *Nuovi strumenti per la gestione dei litorali in Emilia-Romagna. Assessorato alla sicurezza territoriale difesa del suolo e della costa protezione civile.*
- Rhoads, D.C., Young, D.K., 1970. *The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure.* Journal of Marine Research 28, 150e178.
- Rodil, I. F. & M. Lastra, 2004. *Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain.* Estuarine, Coastal and Shelf Science 61: 37–44.
- Taghon, G.L., Nowell, A.R.M., Jumars, P.A. (1980). *Induction of suspension feeding in spionid polychaetes by high particulate fluxes.* Science 210: 562-564.
- Taghon, G.L. (1982). *Optimal foraging by deposit feeding invertebrates: roles of particle size and organic coating.* Oecologia (Berlin) 52: 295-304.
- Taghon, G.L., Greene, R.R. (1992). *Utilization of deposited and suspended particulate matter by benthic "interface" feeders.* Limnol. Oceanogr. 37: 1370-1391.
- Thompson, J. K. & F. H. Nichols, 1988. *Food availability controls seasonal cycle of growth in Macoma balthica (L.) in San Francisco Bay, California.* Journal Experimental Marine Biology Ecology 116: 43–61.
- Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Norkko, A., Cummings, V.J., Funnell, G.A., 2003. *Macrobenthic recovery processes following catastrophic sedimentation on estuarine sandflats.* Ecological Applications 13, 1433– 1455.
- Thrush SF, Hewitt JE, Herman PMJ, Ysebaert T (2005) *Multi-scale analysis of species-environment relationships.* Mar Ecol-Prog Ser 302: 13–26. doi: 10.1006/ecss.1996.0200.
- Van der Linden, P., Patrício, J., Marchini, A., Cid, N., Neto Magalhães, J., & Marques, Carlos, J. (2012). *A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem.* Ecological Indicators, 20, 121–133.
- Vollenweider, R.A., Rinaldi, A., Montanari, G., 1992. *Eutrophication, structure and dynamics of the marine coastal system: results of ten year monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea).* In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R., Viviani, R. (Eds.), Marine Coastal Eutrophication. Elsevier, Amsterdam, pp. 63e106.

SITOGRAFIA

- <http://www.geographics.it/contenuti/theseus>
- <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/suolo-e-territorio/rischio-ad-evoluzione-lenta/erosione-costiera>
- <http://it.wikipedia.org/wiki/Polychaeta>
- <http://www.treccani.it/enciclopedia/policheti/>
- <http://it.wikipedia.org/wiki/Crustacea>
- <http://www.treccani.it/enciclopedia/crostacei/>
- <http://www.treccani.it/enciclopedia/molluschi/>
- <http://it.wikipedia.org/wiki/Bivalvia>
- <http://it.wikipedia.org/wiki/Equitabilit%C3%A0>