

laALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA
FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di Laurea Magistrale in Biologia Marina

Confronto tra metodi di analisi di comunità bentoniche
in diverse spiagge del Nord Adriatico

Relatore

Dott.ssa Marina Antonia Colangelo

Presentata da

Michele Anghileri

Correlatore

Prof. Victor Ugo Ceccherelli

II Sessione

ANNO ACCADEMICO 2012/2013

Indice

1. Introduzione	1
1.1 Scopo del lavoro.....	1
1.2 Morfologia ed ecologia delle spiagge sabbiose.....	3
1.3 Minacce	7
1.5 La Macrofauna: popolamenti e gruppi trofici	10
2. Materiali e Metodi	14
2.1 Caratterizzazione dell'area di Studio	14
2.1.1 Lido di Spina	16
2.1.2 Bellocchio.....	17
2.1.3 Lido di Dante	19
2.2 Disegno di Campionamento	20
2.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo	22
2.4 Trattamento dei campioni in laboratorio.....	23
2.4.1 Descrittori Biotici	23
2.4.2 Descrittori Abiotici.....	23
2.5 Analisi dei dati	26
2.5.1 Suddivisione in Gruppi Trofici.....	26
2.5.2 Analisi univariate.....	27
2.5.3 Analisi multivariate	28
3. Risultati	32
3.1 Analisi della Macrofauna	32
3.1.1 Lido di Spina	32
3.1.2 Bellocchio.....	39
3.1.3 Lido di Dante	46
3.2 Analisi delle variabili abiotiche e relazione con la componente biotica	53
3.2.1 Lido di Spina	53
3.2.2 Bellocchio.....	54
3.2.3 Lido di Dante	56
3.3 Relazione fra morfodinamica delle spiagge e popolamenti bentonici	58
4. Discussione e Conclusioni	64
Bibliografia	

1. Introduzione

1.1 Scopo del lavoro

Il presente studio si colloca nell'ambito del progetto THESEUS (*Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate*).

È un progetto europeo della durata di quattro anni avviato nel Dicembre 2009, a cui aderiscono 31 istituti partner appartenenti a 19 paesi: 12 dell'Unione Europea e 7 del resto del mondo (Russia, USA, Messico, Cina, Taiwan, Ucraina).

Il progetto si basa su quattro punti chiave:

- Grandi porzioni delle coste europee, altamente popolate, sono già soggette ad erosione costiera e inondazioni (*flooding*);
- I cambiamenti climatici e l'innalzamento del livello del mare porteranno ad un aumento della frequenza e dell'intensità degli eventi erosivi e di *flooding*;
- Gli approcci storici adottati per gestire questi rischi non sono compatibili con la Direttiva Habitat (1992) perché puntano a garantire la sicurezza dell'uomo a discapito degli ecosistemi costieri;
- L'Europa non ha ancora sviluppato un approccio integrato, per valutare e gestire i crescenti rischi sopracitati, e che affronti i molteplici problemi che ne derivano.

L'obiettivo principale del progetto THESEUS è di fornire nuove metodologie efficaci per la pianificazione di strategie sostenibili di difesa costiera, che mirino ad integrare aspetti ambientali, economici, sociali e culturali.

Sono stati individuati otto siti di studio lungo le coste europee (Fig. 1), in ciascuno dei quali vengono analizzati gli habitat che più li contraddistinguono in termini di vulnerabilità, resistenza e resilienza.

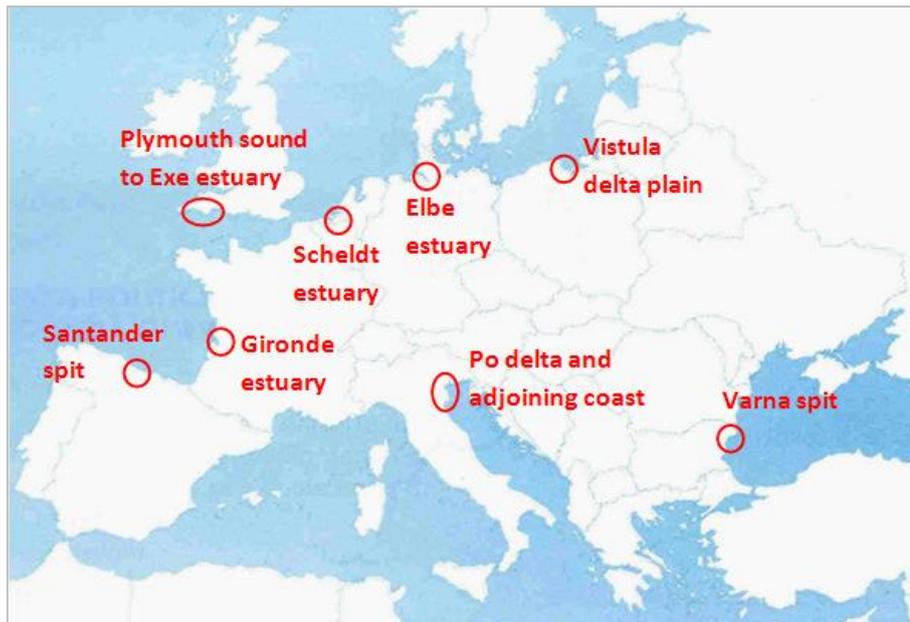


Figura 1: Mappa degli 8 siti di studio individuati lungo le coste europee per il progetto THESEUS.

Fra gli otto siti è presente anche l'area del Delta del Po, più in particolare il litorale emiliano-romagnolo da Cesenatico fino a Porto Garibaldi (Fig. 1).

Il presente lavoro si inserisce nel *work package 3* che ha lo scopo di analizzare la risposta degli ecosistemi naturali alla presenza o meno di difese contro l'erosione e le inondazioni. In particolare sono stati pianificati studi atti alla valutazione dell'impatto delle tecnologie di difesa costiera sia per i casi di difesa attiva che per quelli privi di difese.

Lo studio di habitat costieri dal punto di vista ecologico fornisce infatti informazioni essenziali su vulnerabilità e resilienza dell'ambiente alle inondazioni e al *sea level rise*, consentendo di discriminare tra habitat dove è consigliabile la messa in atto di una protezione attiva (rafforzamento e/o creazione di nuovi habitat) e habitat dove invece non serve intervenire, nell'ottica di ridurre gli impatti delle strutture tradizionali dove non sono necessarie e per sviluppare opere di difesa più "ecologiche".

Questo tipo di informazione è essenziale per procedere con le opzioni cosiddette "no-defend", in quanto permette di identificare gli habitat che devono essere protetti e quelli in cui è possibile adottare questa opzione.

A tal fine, in questo studio sono state analizzate le componenti biotiche e abiotiche della zona intertidale di 3 spiagge lungo la costa dell'Emilia-Romagna, che non vengono protette da strutture rigide e solo in maniera saltuaria subiscono interventi di ripascimento.

In particolare il mio lavoro di tesi si è concentrato sullo studio della macrofauna bentonica e sulla interazione della struttura di comunità con le variabili ambientali e morfodinamiche.

Più in dettaglio, gli obiettivi principali del lavoro sono stati:

- operare un confronto fra risposte del compartimento macrobentonico di spiagge differenti per caratteristiche morfodinamiche;
- caratterizzare le comunità macrobentoniche ivi presenti;
- valutare se l'analisi di altre caratteristiche biotiche, oltre quelle prettamente tassonomiche, permettono di evidenziare ulteriori aspetti dell'ecologia dei popolamenti intertidali che possano implementare i risultati del monitoraggio di questo habitat.

1.2 Morfologia ed ecologia delle spiagge sabbiose

Le spiagge sabbiose dominano la maggior parte delle coste tropicali e temperate, fungendo sia da importante zona tampone contro l'avanzamento del mare, sia come bene ricreazionale (McLachlan, 1983).

La spiaggia si trova all'interfaccia tra mare e terraferma in una zona molto dinamica, per questo la sua morfologia viene plasmata dall'influenza di atmosfera, biosfera, litosfera e idrosfera. Le coste sabbiose sono costituite da sedimento proveniente principalmente da apporti fluviali e dai litorali vicini.

Nonostante le spiagge sabbiose occupino il 50 - 60 % delle coste a livello globale (Bird, 1996), esse cominciarono ad essere indagate da Remane nel 1933, in Germania. Fino a quel momento, le spiagge sabbiose, erano state trascurate da gran parte degli studi scientifici perché considerate dei "deserti" dal punto di vista biologico. Negli anni successivi la ricerca riguardante le spiagge sabbiose è progredita mettendo in risalto come tali coste rappresentino un habitat estremamente dinamico, ma anche ricco di specie, nonché l'importanza che rivestono dal punto di vista ecologico, economico, sociale e culturale.

Normalmente una spiaggia viene suddivisa in diverse zone o habitat (Fig. 2):

- zona delle dune: le dune sono fondamentali perché proteggono la costa dalle mareggiate e immagazzinano il sedimento che va ad alimentare la spiaggia quando viene sottoposta a eventi erosivi particolarmente intensi;
- spiaggia emersa o *backshore*: comprende retrospiaggia e avanspiaggia e si estende dalla base della duna fino al livello massimo di alta marea, di conseguenza è un'area che viene bagnata dal mare solo durante le mareggiate;
- spiaggia intertidale o *foreshore*: si trova compresa tra il limite di alta marea e il limite di bassa marea, in questa zona lo stress per gli organismi è maggiore perché vengono sottoposti ad una continua successione di periodi di immersione ed emersione;
- 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).

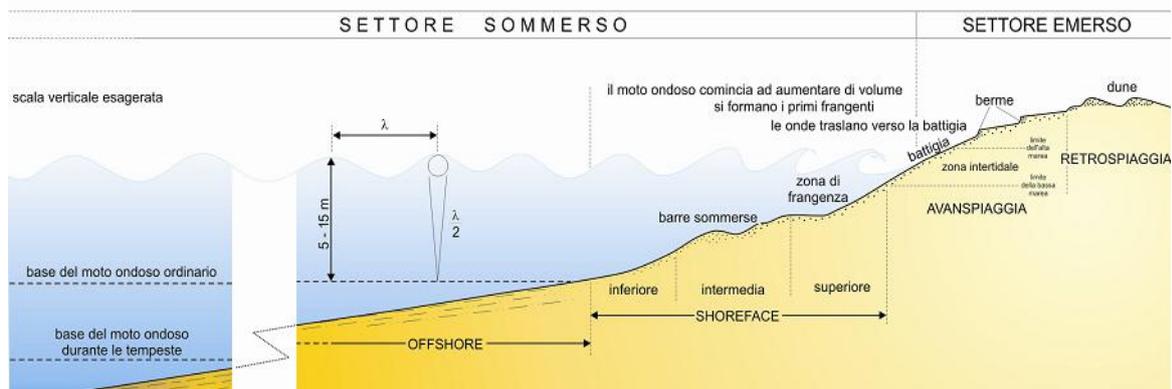


Figura 2: Schema del profilo topografico di una spiaggia sabbiosa (Walker & Plint, 1992).

Proprio perché la spiaggia si trova in un ambiente su cui agiscono numerose forze, ne consegue che le varie zone del profilo topografico subiscono continuamente variazioni e migrazioni. Spesso tali variazioni avvengono su base stagionale.

I principali fattori fisici che determinano le caratteristiche di una spiaggia sono: l'energia del moto ondoso, la granulometria del sedimento, il *range* di marea.

Per quanto riguarda l'ampiezza delle maree le spiagge si distinguono in: microtidali (0 - 2 m), mesotidali (2 - 4 m) e macrotidali (maggiore di 4 m). Generalmente le spiagge italiane ricadono nella categoria delle microtidali.

McLachlan (2001) ha classificato le grande variabilità delle spiagge sabbiose microtidali con una scala morfodinamica generale (Figg. 3 e 4):

- spiagge riflesse: sono contraddistinte da un profilo ripido, sedimento grossolano e da una *surf zone* (zona di frangenza, Fig. 2) molto ridotta siccome l'energia del moto ondoso viene scaricata direttamente sulla spiaggia emersa e riflessa a mare. Di conseguenza sono spiagge generalmente in accrezione;
- spiagge intermedie: caratterizzate da una *surf zone* ampia 20 – 100 m, granulometria variabile, barre ben sviluppate e canali con correnti di risucchio;
- spiagge dissipative: presentano un profilo piatto e una *surf zone* molto estesa lungo la quale onde ampie distribuiscono il sedimento (generalmente fine) e dissipano la propria energia giungendo fino al bagnasciuga (*swash zone*). Rappresentano l'estremo erosivo delle spiagge.

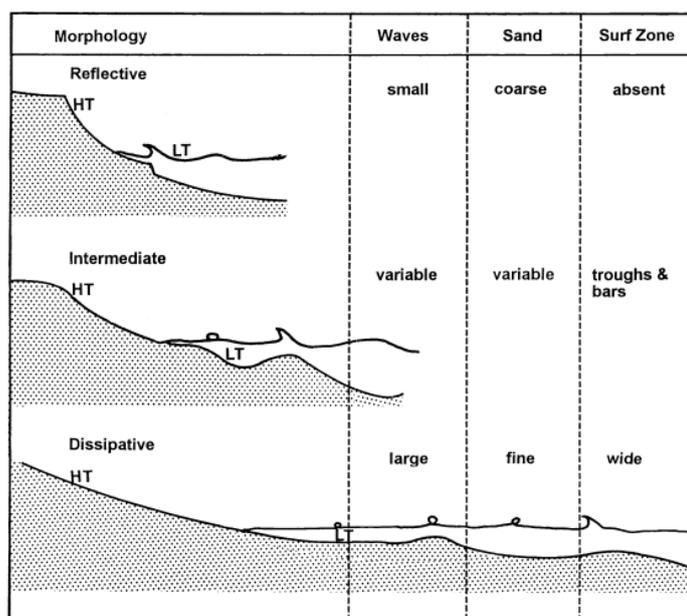


Figura 3: I tre stati morfodinamici delle spiagge microtidali secondo McLachlan (2001). HT: alta marea; LT: bassa marea.

Le spiagge in natura seguono un *continuum* tra queste categorie morfodinamiche. Inoltre una spiaggia non è vincolata a uno solo dei tre stati in quanto risponde ai cambiamenti dell'energia del moto ondoso e delle maree, mutando la propria morfologia. Durante la stagione invernale si concentrano eventi come mareggiate e tempeste, la spiaggia quindi si trova in stato di erosione e presenta un profilo più tipicamente dissipativo. Invece durante le stagioni estiva e primaverile è in accrezione con un più tipico profilo riflessivo.

Fra le diverse caratteristiche che modellano una spiaggia e i popolamenti che la abitano, sicuramente gioca un ruolo importante la pendenza (*slope*). Secondo Roy *et al.* (1994) pendenze maggiori di 0.8° favoriscono il trasporto del sedimento verso il largo impedendo la persistenza della spiaggia. Perciò anche la pendenza del substrato è una caratteristica fondamentale per la formazione di una spiaggia sabbiosa.

Questo parametro inoltre è molto importante per l'insediamento della fauna. Nelle spiagge dissipative a minor pendenza sono presenti comunità con un più elevato numero di specie, maggiore abbondanza e biomassa rispetto a quelle presenti nelle spiagge a maggiore pendenza (McLachlan, 1990).

Il motivo è che un'elevata esposizione al moto ondoso ha un effetto negativo sulla macrofauna (McLachlan, 1983), siccome molte specie tendono a vivere in prossimità dell'interfaccia tra acqua e sedimento. La meiofauna invece tende a vivere più in profondità per cui è in grado di tamponare meglio la variabilità delle condizioni morfodinamiche.



Figura 4: Esempio di una spiaggia dissipativa (a sinistra) e di una spiaggia riflessiva (a destra).

Per descrivere lo stato morfodinamico di una spiaggia sono stati proposti vari indici che prendono in considerazione variabili differenti come altezza del frangente, periodo dell'onda, granulometria, lunghezza della spiaggia, ampiezza di marea. Ne viene fornita una breve descrizione nel paragrafo 2.4.2.

Le caratteristiche fisiche delle spiagge, le interazioni delle specie residenti e i processi ecosistemici generano una serie di servizi ecosistemici fruibili dall'uomo. Un servizio ecosistemico è definito come un bene o servizio essenziale che l'uomo trae direttamente o indirettamente dagli ecosistemi naturali (Daily *et al.*, 1997).

Come ben riassunto da Defeo *et al.* (2009) i principali servizi ecosistemici forniti dalle spiagge sono:

- accumulo e trasporto di sedimenti;
- effetto dissipativo per l'energia derivante dal moto ondoso e dagli eventi estremi, come uragani e mareggiate;
- risposta dinamica, entro certi limiti, 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 e delle risorse genetiche;
- aree nursery per i giovanili di numerose specie ittiche;
- siti di deposizione tartarughe e uccelli marini e zone di colonizzazione per i pinnipedi;
- fonte di cibo per l'uomo e gli animali terrestri;
- valore paesaggistico e ricreativo;

1.3 Minacce

Le spiagge presentano habitat produttivi molto importanti per l'uomo, infatti più della metà della popolazione mondiale vive entro 60 km dalla linea di costa (Airoldi & Beck, 2007). Lo sviluppo costiero, nel tempo, si è tradotto nell'alterazione su larga scala degli ecosistemi sabbiosi e si prevede che i cambiamenti indotti dall'uomo su questi ambienti tenderanno ad aumentare durante il XXI secolo (Brown & McLachlan, 2002).

Le minacce che gravano sulle spiagge derivano da una serie di *stressors* che includono un'ampia gamma di impatti sia a scala locale che globale come *grooming*, calpestio, spianamento delle dune, inquinamento (compresi acustico e luminoso), introduzione di specie invasive, sovrasfruttamento di risorse, irrigidimento della linea di costa, *sea-level rise* (Defeo *et al.*, 2009).

Tra le principali problematiche riguardanti i litorali vi è l'erosione costiera.

I processi erosivi delle spiagge sono fenomeni naturali legati alla dinamica delle coste sabbiose, che dipendono in gran parte dalle condizioni meteo-marine. Su scala geologica, il ritiro della linea di riva è causato dall'alternanza di glaciazioni e periodi interglaciali che provocano movimenti eustatici (innalzamenti o abbassamenti del livello del mare).

I fattori che negli ultimi decenni hanno contribuito maggiormente all'aumento dell'erosione costiera sono:

- riduzione degli apporti sedimentari dai fiumi a causa degli interventi operati nei bacini idrografici (canalizzazioni, costruzione di dighe, escavazioni degli alvei);
- costruzione di porti, infrastrutture e stabilimenti balneari;
- subsidenza naturale o causata dall'estrazione di fluidi e gas dal sottosuolo;
- intensificazione degli eventi estremi.

Dal momento che l'accentuarsi dei processi erosivi ha iniziato a rappresentare una minaccia per il territorio e per la popolazione, ma soprattutto per lo sviluppo turistico e costiero, le autorità hanno deciso di far fronte a questa situazione mettendo in atto una serie di interventi di difesa ove ritenuto opportuno. Le prime strategie ad essere state adottate sono le cosiddette difese *hard* (difese radenti, trasversali o longitudinali; Fig. 5), ma la consapevolezza del loro forte impatto ambientale e il fatto che trasferiscono il problema erosivo ai litorali limitrofi ha portato a concentrarsi sulle difese *soft* (ripascimenti artificiali), che sono meno impattanti anche se non eliminano i processi erosivi ma li ritardano solamente (Fig. 6).



Figura 5: Esempio di difese parallele alla costa e di difese longitudinali alla costa.



Figura 6: Esempio di come appare un litorale prima e dopo un intervento di ripascimento.

L'alternativa alle opere di difesa sopra elencate è la strategia del cosiddetto *do nothing*, cioè quando si decide di non intervenire consentendo alla spiaggia di arretrare in modo naturale.

A tutti gli impatti antropici diretti, si sommano gli effetti che il *global climate change* produrrà su tutti gli ecosistemi marini. Il *climate change* è sicuramente uno dei problemi che andranno affrontati maggiormente nel XXI secolo, sia sul piano ambientale, che sui piani economico e sociale.

Negli ultimi decenni molti studi hanno evidenziato che l'aumento delle emissioni di gas serra di origine antropica ha determinato cambiamenti nel clima mondiale; prevedendo inoltre che i cambiamenti si intensificheranno alla fine del secolo corrente (Meehl *et al.*, 2007).

Le spiagge sabbiose sono fra i primi habitat a risentire degli effetti del *climate change*; in particolare degli effetti dell'innalzamento del livello del mare, dei cambiamenti dell'energia del moto ondoso, dell'intensificazione degli eventi estremi e dell'alterazione del budget sedimentario (Jones *et al.*, 2004).

Nel XX secolo il livello medio del mare è aumentato di 0,17 m rispetto al secolo precedente (0,12 – 0,22 m; Miller & Douglas, 2006).

In base agli scenari sulle emissioni di gas serra, l'IPCC (<http://www.ipcch.ch/>) ritiene che alla fine del XXI secolo il livello del mare potrà aumentare di altri 0,18 – 0,59 m.

La principale conseguenza del *sea-level rise* è rappresentata dall'accentuarsi dei fenomeni erosivi.

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). A livello europeo si riscontra una situazione analoga (Airoldi & Beck, 2007). A causa dei cambiamenti climatici, le spiagge in erosione si ritireranno ulteriormente, quelle stabili entreranno in erosione e la percentuale di quelle in accrezione diminuirà.

Una delle maggiori cause di perdita di habitat nelle spiagge sabbiose è sicuramente il *coastal squeeze*, che “schiaccia” il litorale tra erosione e *sea-level rise* da un lato, e sviluppo antropico dall'altro.

L'introduzione di zone di regressione (*setback*) è una delle pratiche più efficaci da mettere in atto e forniscono al litorale lo spazio per regredire in modo naturale.

Contemporaneamente si può operare con il *managed coastal retreat*, cioè la preparazione all'abbandono e/o all'eliminazione delle infrastrutture presenti nella zona di *setback* (Defeo *et al.*, 2009).

1.5 La Macrofauna: popolamenti e gruppi trofici

Le spiagge sabbiose sono habitat dinamici colonizzati da comunità biotiche strutturate principalmente da forzanti fisiche (Defeo & McLachlan, 2005). Documentare come la componente biotica risponde alle modificazioni dell'ambiente fisico risulta un passo cruciale per prevedere le conseguenze dei cambiamenti globali sulle coste.

Nella fascia intertidale sono presenti dense popolazioni di organismi invertebrati. In particolare, la macrofauna (o macrobenthos) è l'insieme di tutti quegli organismi che colonizzano la superficie (epifauna) e i primi centimetri del substrato (endofauna), e che hanno dimensioni superiori ai 500 µm.

La macrofauna comprende rappresentanti di molti phyla di invertebrati (Fig. 7), ma generalmente si ritiene che i taxa più importanti sono molluschi, crostacei e policheti (McLachlan, 1983).

Secondo Dexter (1983), i crostacei tendono ad essere più abbondanti nelle spiagge esposte al moto ondoso e i policheti preferiscono le spiagge più protette, mentre i molluschi sono più numerosi nelle spiagge con condizioni intermedie.

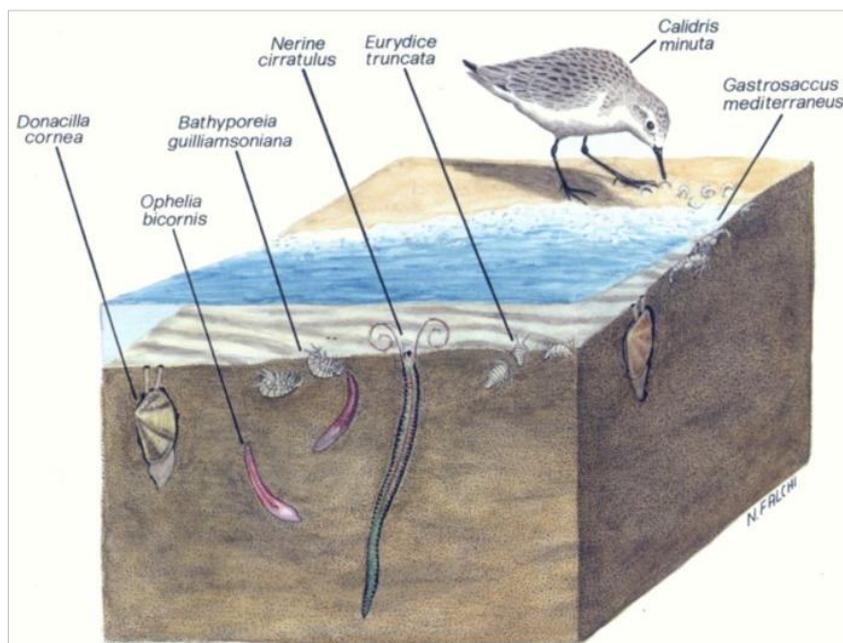


Figura 7: Rappresentazione di una biocenosi tipica dell'intertidale sabbioso (N. Falchi).

La macrofauna funge da importante collegamento tra le fonti di produzione primaria (fitoplancton, macroalghe e microalghe, detrito) e i livelli trofici superiori, come pesci (tra cui i giovanili) e crostacei sfruttati a livello commerciale.

Le comunità macrobentoniche forniscono svariati servizi ecosistemici che contribuiscono a mantenere una buona qualità delle acque e dei sedimenti. Gli organismi filtratori rimuovendo particelle dalla colonna d'acqua mantengono l'acqua pulita e trasparente favorendo alghe e piante acquatiche.

La bioturbazione (rimescolamento del sedimento) dei fondali operata dall'endofauna bentonica stimola i processi microbici migliorando anche il degrado di alcuni inquinanti.

Grazie alle loro caratteristiche bio-ecologiche, da molti anni le comunità macrobentoniche vengono studiate e impiegate come indicatori dello stato di salute degli ecosistemi estuarini e costieri. Infatti molti organismi macrobentonici sono sedentari e rispondono rapidamente agli impatti e ai disturbi antropici, presentano numerose modalità e interazioni trofiche e sono componenti importanti della rete trofica influenzando sul trasporto e il riciclo di nutrienti e sostanze tossiche.

La distribuzione della macrofauna lungo i litorali spesso è caratterizzata da un'evidente *patchiness*, dovuta all'effetto del moto ondoso che movimentata le masse d'acqua e provoca il *sorting* del sedimento, combinato alla concentrazione localizzata delle fonti di cibo e all'aggregazione biologica delle specie (McLachlan, 1983).

Numero di specie e abbondanza della macrofauna sono state correlate a diverse variabili quali granulometria e composizione del sedimento, contenuto di sostanza organica nel sedimento, pendenza della spiaggia, idrodinamismo (Fig. 8).

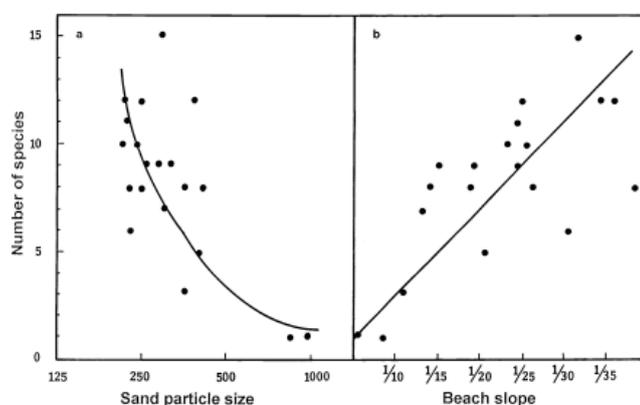


Figura 8: Relazione presente tra numero di specie e dimensione dei granuli (μm) del sedimento e tra numero di specie e pendenza (McLachlan, 2001).

Le comunità macrobentoniche possono essere analizzate in termini di abbondanza, o di biomassa, e descritte mediante l'utilizzo di indici sintetici come indici di diversità (per es.: indici di Shannon-Wiener, di Simpson) o di equiripartizione (per es.: indice di Pielou).

Altrimenti le analisi si possono focalizzare solo sulle specie più abbondanti e/o più importanti dal punto di vista ecologico (specie chiave).

Un altro approccio di analisi dei popolamenti biotici consiste nel raggruppamento delle specie in gruppi funzionali cioè specie che all'interno della comunità svolgono la stessa funzione ecologica.

Nello specifico si possono accorpate i taxa in gruppi trofici in base al ruolo che ricoprono nella rete trofica. L'organizzazione trofica degli ambienti di fondo molle risulta importante nel regolare la distribuzione degli organismi, e dipende da molti fattori quali granulometria, contenuto di materia organica nel sedimento (Sanders, 1958; Gray, 1974), disturbi ambientali e stress, condizioni idrodinamiche (Maurer & Leathem, 1981; Probert, 1984; Gaston & Nasci, 1988; Snelgrove & Butman, 1994).

La struttura trofica dei popolamenti può rimanere costante al variare della composizione in specie (Heatwole & Levins, 1972). Di conseguenza la risposta collettiva dei gruppi trofici a cambiamenti ambientali probabilmente è più indicativa della risposta dell'intera comunità piuttosto che della singola specie (Begon *et al.*, 1996).

Lo studio dei gruppi trofici può quindi essere utile per cercare di individuare *pattern* determinati da queste forzanti abiotiche e per analizzare le interazioni trofiche all'interno della comunità stessa.

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

Nel presente lavoro sono state analizzate l'utilità e le informazioni fornite da questo tipo di approccio.

Dal punto di vista trofico, la macrofauna degli habitat di fondo molle è costituita principalmente da organismi filtratori (sospensivori), detritivori e carnivori (Hunt, 1925). I filtratori si nutrono di particelle organiche o piccoli organismi (zooplancton e fitoplancton) sospesi nella colonna d'acqua.

Molti bivalvi sono un esempio di adattamento allo stile di vita sedentario tipico dei filtratori sospensivori (Fig. 9), quali perdita del capo e della radula e la presenza di branchie ciliate lamellari (lamellibranchi).

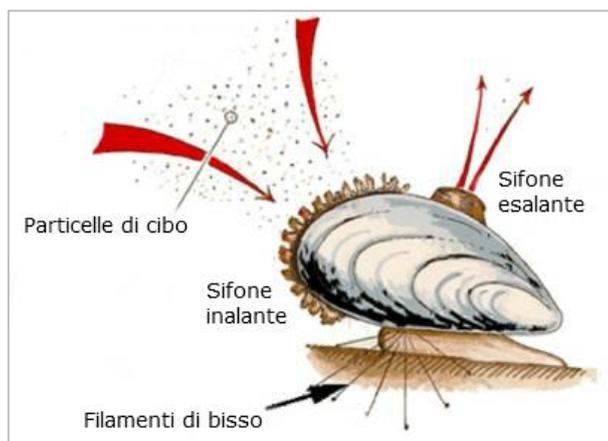


Figura 9: Schematizzazione del meccanismo di filtrazione nei bivalvi.

Nel caso dei bivalvi il battito delle ciglia genera un flusso d'acqua verso le branchie che permette di realizzare filtrazione e scambi gassosi. Spesso l'apertura delle valve verso l'esterno è costituita da sifoni (inalante e esalante), cioè delle estensioni tubulari del mantello.

I detritivori possono essere di superficie o infaunali. In genere i primi sono più selettivi e captano detrito organico dal substrato tramite strutture specializzate. I Detritivori Infaunali invece sono poco selettivi e si nutrono principalmente dei *biofilm* ricchi di batteri e archea che rivestono le particelle di sedimento ingerendo il substrato in cui vivono (Hunt, 1925). Molte specie di policheti (soprattutto quelle sedentarie), di Anfipodi e alcune specie di Molluschi rientrano in questa categoria trofica.

Tra i carnivori troviamo invece le forme più mobili che tendono a possedere adattamenti alla vita predatoria come mandibole, arti e organi di senso sviluppati. Rientrano in questo gruppo varie specie di policheti, isopodi e altre specie di crostacei.

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. E' costituita 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 generalmente ridotte.

Il sistema dunale è presente solo lungo il 30% circa del litorale e si sviluppa, in modo discontinuo e 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 provocato il progressivo smantellamento delle cuspidi fluviali. La redistribuzione 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).

Il presente studio è stato effettuato lungo porzioni di litorale in cui sono assenti strutture turistico-balneari e in cui non vengono messe in atto opere di difesa costiera, in particolare dove non sono presenti strutture rigide, quali pennelli e barriere. In particolare i campionamenti sono stati effettuati in tre siti: Lido di Spina sud, Bellocchio e la zona della Bassona di Lido di Dante (Fig. 10).

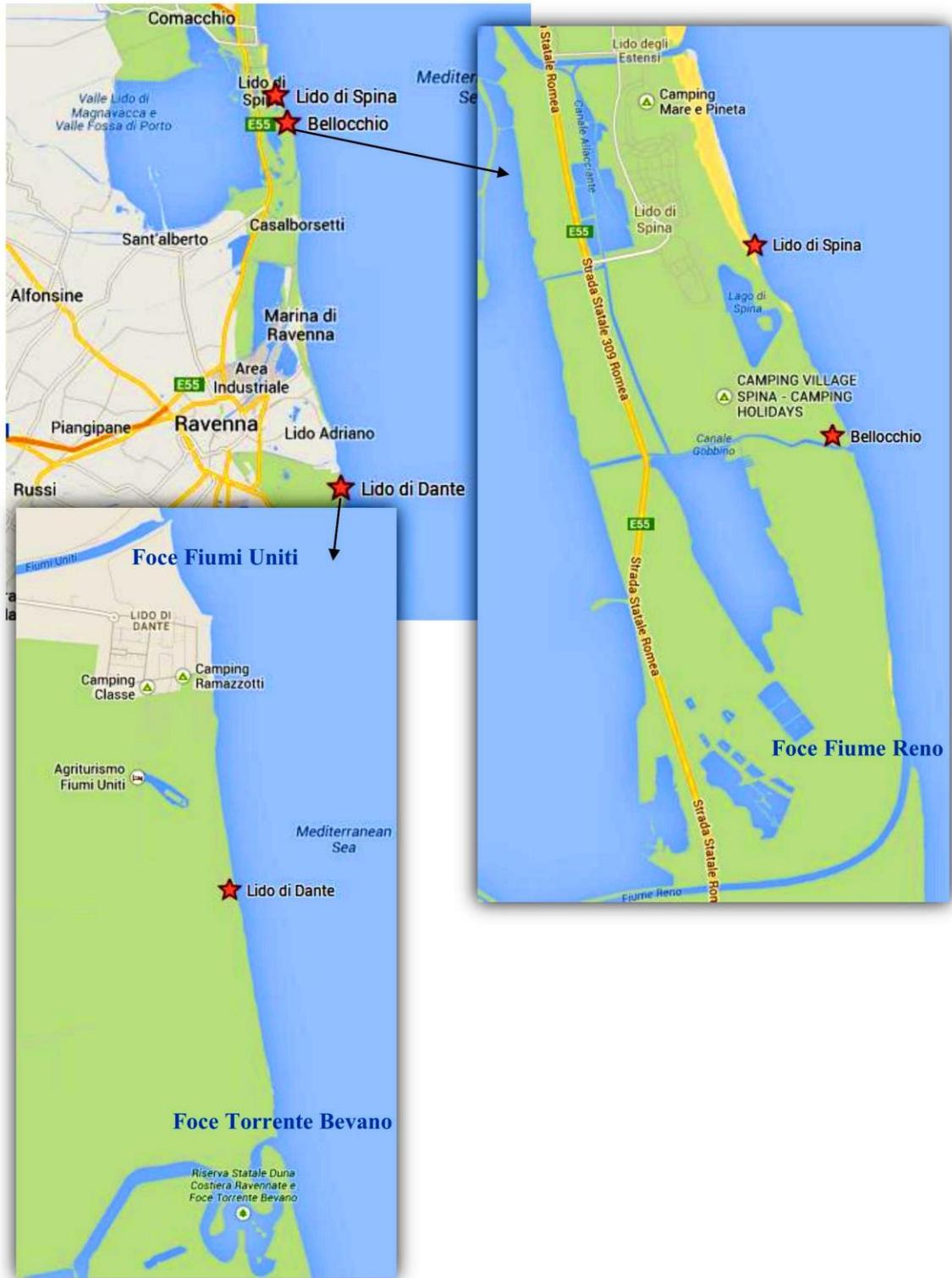


Figura 10: Localizzazione dell'area di studio e dei siti di campionamento.

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.

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 detto non è soggetto ad erosione.

L'area campionata (Fig. 11) 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, che presenta tuttora un sistema dunale con alle spalle una pineta.



Figura 11: Il sito di Lido di Spina. In lontananza si intravedono i 5 pennelli e il Bagno Jamaica.

2.1.2 Bellocchio

Tra la foce del fiume Reno e Lido di Spina si estende per 284 ettari la Riserva Naturale statale Sacca di Bellocchio, 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. 12), 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 (Fig. 13).



Figura 12: Il sito di Bellocchio.

La laguna 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 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.

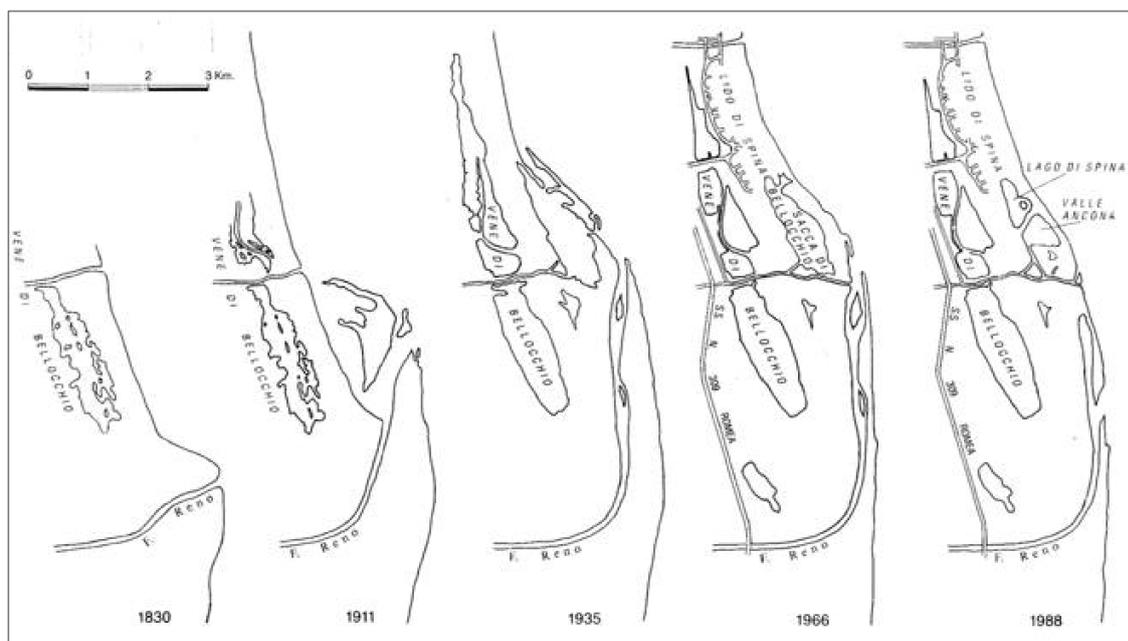


Figura 13: Evoluzione della foce del fiume Reno fra il 1830 e il 1988 (da: *Aspetti naturalistici delle zone umide salmastre dell'Emilia-Romagna*, RER, 1990).

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 (Fig. 14).



Figura 14: Piattaforma di abrasione con affioramento di depositi argillosi e residui vegetali lagunari.

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. 15), 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.

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



Figura 15: Il sito di Lido di Dante.

2.2 Disegno di Campionamento

Per analizzare le comunità macrobentoniche intertidali in diverse spiagge, caratterizzate da diversa morfologia e sottoposte a diverse forzanti idrodinamiche, sono stati indagati i tre siti descritti in precedenza:

- Lido di Spina: sito in erosione che mantiene ancora aspetti naturali, posizionato vicino ad aree fortemente urbanizzate e caratterizzate da infrastrutture balneari, opere di difesa e ripascimenti annuali;
- 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*;
- Lido di Dante: sito naturale in erosione non protetto da strutture artificiali, contraddistinto dalla presenza di una pineta litoranea retrostante la spiaggia e da un sistema di dune costiere.

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).

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 casi il punto più alto è rappresentato dal livello di alta marea.

Nel sito di Lido di Spina (SPI) sono stati scelti con procedura casuale tre transetti perpendicolari alla linea di costa lungo la spiaggia non gestita per fini turistici e distante dai pennelli almeno 200m. 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.

Il disegno sperimentale (Fig. 16) è quindi costituito da 2 fattori:

- TRANSETTO: *random* con tre livelli (T1, T2, T3);
- DISTANZA: *fisso* con due livelli (0, 10).

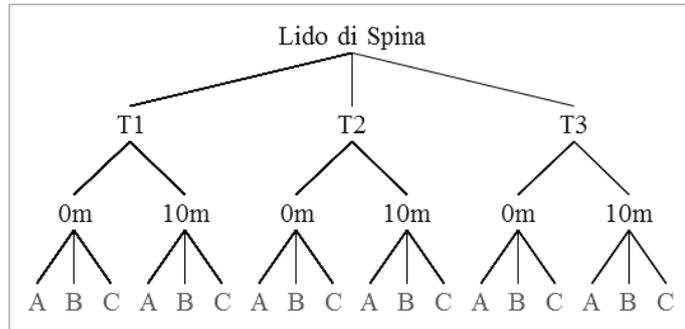


Figura 16: Disegno di campionamento del sito di Lido di Spina.

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.

Il disegno sperimentale (Fig. 17) è quindi costituito da tre fattori:

- AREA: fisso con due livelli (BELI e BELII);
- TRANSETTO: *random* con tre livelli e *nested* in area (T1, T2, T3);
- DISTANZA: fisso con tre livelli (0, 10, 20) e ortogonale.

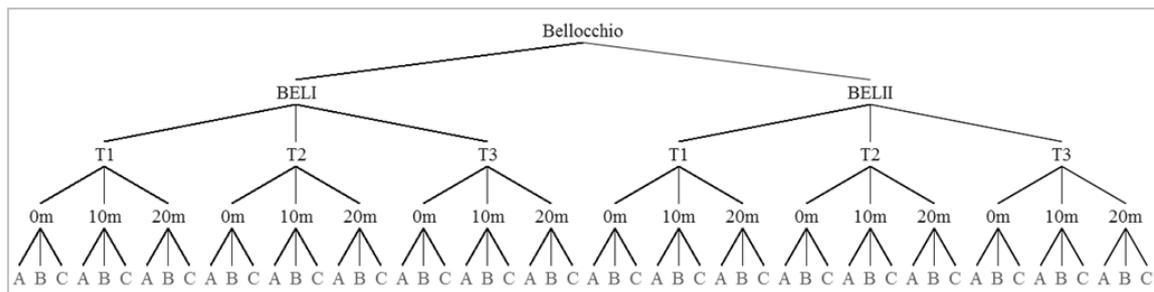


Figura 17: Disegno di campionamento del sito di Bellocchio.

Anche nel sito di Lido di Dante (LDD) sono state scelte due aree, una a nord (LDDII) verso la zona 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.

Il disegno sperimentale (Fig. 18) è quindi costituito da tre fattori:

- AREA: fisso con due livelli (LDDI e LDDII);
- TRANSETTO: *random* con tre livelli e *nested* in area (T1, T2, T3);
- DISTANZA: fisso con tre livelli (0, 10, 20) e ortogonale.

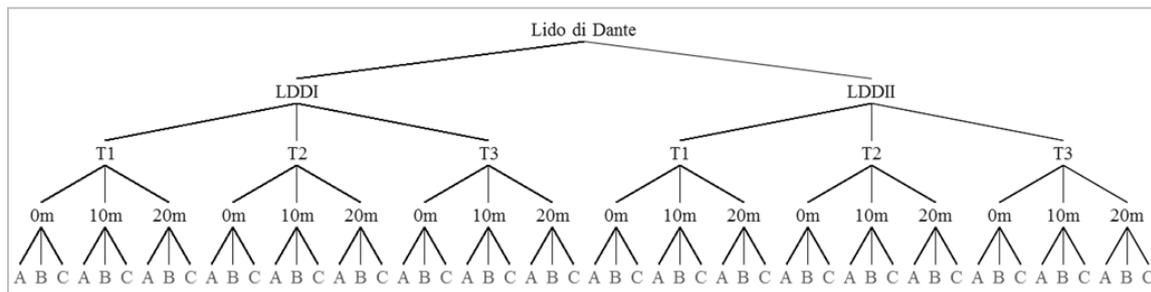


Figura 18: Disegno di campionamento del sito di Lido di Dante.

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.

In ogni punto replica sono stati raccolti:

- tre campioni di macrobenthos. Ciascun campione (replica) è stato ottenuto 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 cm^3 area totale 314 cm^2); i campioni sono poi stati setacciati in situ con setacci da $500 \mu\text{m}$ per poi essere fissati con formalina al 10% in barattoli di plastica contrassegnati dal codice identificativo della replica;
- tre campioni per l'analisi granulometrica e tre campioni per l'analisi del contenuto di materia organica 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 poi stati trasferiti rispettivamente a 4°C e -20°C .

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 al livello tassonomico fino al livello di specie, laddove possibile, e contati.

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”.

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. 1). Il peso della porzione pelitica inferiore ai 63 μm è stato trascurabile.

Tabella 1: 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, posti all'interno di crogiuoli tarati, 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 inferiore a 63 μm .

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

- 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. 2): 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 valore 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 2: 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*) 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, con le 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: $S = slope$, 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.

2.5 Analisi dei dati

I dati delle comunità macrobentoniche e delle variabili abiotiche registrati sono stati analizzati mediante analisi univariate e analisi multivariate.

2.5.1 Suddivisione in Gruppi Trofici

L'analisi dei popolamenti macrobentonici è stata effettuata anche sui gruppi trofici di appartenenza in base allo schema in Tab. 3.

Nell'assegnare ciascun taxon al gruppo trofico appropriato (Tab. 4) si è fatto riferimento alle conoscenze sull'ecologia delle varie specie sulla base di studi 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).

Tabella 3: Elenco dei gruppi trofici di appartenenza dei vari taxa rinvenuti nei siti oggetto di studio.

F	<i>Filter Feeders</i>	filtratori di cibi sospesi
SD	<i>Surface-deposit Feeders</i>	detritivori di superficie
SSD	<i>Subsurface-deposit Feeders</i>	detritivori infaunali
C	<i>Carnivores / Omnivores</i>	carnivori / onnivori
M	<i>Mixed</i>	misti: filtratori e detritivori di superficie

In particolare, per quanto riguarda le specie del genere *Corophium* si è deciso di assegnarle al gruppo dei Misti basandosi sugli studi svolti da Miller (1984).

Queste specie di anfipodi, infatti, vivono all'interno di tubi che costruiscono nel sedimento. Si possono nutrire con due modalità: emergendo dal tubo e utilizzando il secondo paio di antenne per captare particelle di detrito organico dalla superficie del sedimento, oppure filtrando particelle sospese tramite le correnti generate con i pleopodi e agglomerandole con le setole piumose del 2° paio di gnatopodi.

Tabella 4: Attribuzione dei taxa rinvenuti nei campioni al gruppo trofico d'appartenenza.

<i>Taxa</i>	<i>Gruppo trofico</i>	<i>Taxa</i>	<i>Gruppo trofico</i>
<i>Turbellaria</i> spp.	C	<i>Polydora</i> spp.	M
<i>Proseriata</i> spp.	C	<i>Capitellidae</i> spp.	SSD
<i>Nemertea</i> spp.	C	<i>Decapoda</i> spp.	C
<i>Nematoda</i> spp.	C	<i>Bodotridae</i> spp.	SD
<i>Donax semistriatus</i>	F	<i>Idotea pelagica</i>	C
<i>Donax trunculus</i>	F	<i>Eurydice spinigera</i>	C
<i>Cerastoderma glaucum</i>	F	<i>Sphaeroma serratum</i>	C
<i>Chamelea gallina</i>	F	<i>Gammaridae</i> spp.	SD
<i>Gregariella petagnae</i>	F	<i>Atylus guttatus</i>	SD
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	F	<i>Atylus massiliensis</i>	SD
<i>Tapes philippinarum</i>	F	<i>Atylus swammerdami</i>	SD
<i>Barnea candida</i>	SSD	<i>Bathyporeia</i> spp.	SD
<i>Lentidium mediterraneum</i>	F	<i>Bathyporeia megalops</i>	SD
<i>Lumbrineridae</i> spp.	C	<i>Bathyporeia leucophthalma</i>	SD
<i>Mysta picta</i>	C	<i>Bathyporeia lindstromi</i>	SD
<i>Prionospio</i> spp.	SD	<i>Bathyporeia sophiae</i>	SD
<i>Glycera</i> spp.	C	<i>Bathyporeia sunnivae</i>	SD
<i>Cirratulidae</i> spp.	SD	<i>Melita hergensis</i>	SD
<i>Nereididae</i> spp.	M	<i>Melita palmata</i>	SD
<i>Spionidae</i> spp.	M	<i>Corophium acherusicum</i>	M
<i>Scolelepis squamata</i>	SD	<i>Corophium insidiosum</i>	M

2.5.2 Analisi univariate

Le tecniche univariate consentono l'analisi di una variabile alla volta. In base ai disegni di campionamento descritti in precedenza è stata condotta l'analisi della varianza (ANOVA) a due o tre fattori. Prima di effettuare l'ANOVA è stata testata l'omogeneità della varianza mediante il test C di Cochran e, se necessario, sono state effettuate le opportune trasformazioni sui dati. Nei casi in cui, nonostante la trasformazione, il test di Cochran rimaneva significativo, l'ANOVA è stata condotta sui dati non trasformati, interpretando in modo critico i risultati e adottando un livello di significatività dell'1% (Underwood,

1997). I confronti a posteriori sono stati eseguiti con il test di *Student-Newman-Keuls* (SNK-TEST; Underwood, 1997).

In particolare i popolamenti macrobentonici sono stati analizzati mediante le seguenti variabili: abbondanza (N), numero di taxa (S) e diversità misurata con l'indice di Shannon-Wiener (H') calcolato come:

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

dove p_i è la frequenza dell' i -esimo taxon, calcolata come n_i/N (n_i è l'abbondanza dell' i -esimo taxon nel campione, ed N è il numero totale di individui nel campione).

Per quanto riguarda le analisi univariate dei dati considerando i gruppi trofici, sono state calcolate, per ogni sito, le composizioni percentuali medie alle differenti distanze campionate.

2.5.3 Analisi multivariate

Per analizzare la struttura delle comunità sono state utilizzate tecniche statistiche multivariate, che prendono in considerazione più variabili contemporaneamente. Le tecniche multivariate operano un confronto tra tutti i campioni e permettono di evidenziarne le somiglianze in termini di composizione e struttura. A partire dalla matrice originale dei dati vengono calcolati gli opportuni indici di similarità che operano dei confronti a coppie di campioni generando così una matrice triangolare di similarità.

La similarità fra coppie di campioni è stata calcolata utilizzando il complementare del coefficiente di dissimilarità di Bray-Curtis (Faith *et al.*, 1987):

$$S_{jk} = 100 * \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^n |x_{ij} + x_{ik}|} \right)$$

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

È stato scelto questo indice perché fornisce i risultati più affidabili nello studio delle comunità bentoniche, è facilmente calcolabile ed essendo un rapporto è intrinsecamente standardizzato. Inoltre non tiene conto della presenza dei doppi zeri. Tuttavia risente della differenza di taglia dei campioni e tende ad esaltare l'influenza delle specie dominanti.

Per rappresentare graficamente i risultati di similarità è stata applicata la tecnica di ordinamento dell'MDS non metrico (*Multi Dimensional Scaling*), che consente di riportare su un piano bidimensionale i punti-campione in base ai valori di similarità calcolati con la matrice triangolare. Questo tipo di rappresentazione si ottiene attraverso un algoritmo complesso (Shepard-Kruskal) che utilizza una procedura iterativa di ottimizzazione per individuare la minore distorsione nella rappresentazione della struttura multidimensionale dei punti-campione su un piano bidimensionale.

Per illustrare con maggiore successo le relazioni tra i campioni col metodo dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene trasformata in matrice di similarità per ranghi (Clarke 1993).

La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le $n-1$ dimensioni richieste teoricamente per n campioni, è indicato dal valore di stress. Lo stress è lo scarto medio fra le distanze (similarità) reali tra coppie di campioni nella matrice triangolare e quelle risultanti sul piano.

Lo stress è importante per valutare la bontà di rappresentazione dell'MDS (Tab. 5). Se lo stress ha un valore accettabile si può considerare valido l'ordinamento dei punti nelle due dimensioni assegnate, con i punti-campione che presentano maggiore affinità per composizione ed abbondanza di specie più vicini tra loro e viceversa.

Tabella 5: 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 i fattori tenuti sotto controllo sono state testate attraverso il test non parametrico con permutazioni PERMANOVA (Anderson, 2001), considerando significative le differenze solo nel caso in cui il test fornisca valori di probabilità minori del 5%.

Poiché l'informazione che identifica i taxa responsabili del raggruppamento di campioni rilevato mediante MDS e testato mediante PERMANOVA, viene completamente persa, è stata applicata la procedura SIMPER (*similarity percentage*). Questa analisi consente di individuare i taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i

raggruppamenti di comunità risultate significativamente differenti in base alle analisi precedenti (Clarke, 1993).

Anche in questo caso viene utilizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis che racchiude tutta l'informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza. Per identificare i taxa responsabili delle differenze evidenziate, viene calcolato il contributo medio δ_i della specie i -esima alla distanza complessiva tra due campioni j e k :

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

I contributi δ_i possono essere mediati su tutti i campioni che costituiscono due o più gruppi per identificare le specie che globalmente pesano di più nel determinare la distanza complessiva fra gruppi. Le specie discriminanti tra due gruppi saranno quelle che forniranno un elevato contributo medio ma che avranno anche una bassa deviazione standard. Solitamente il maggior contributo alla dissimilarità media sarà dato da specie abbondanti in un gruppo di campioni e rare (o assenti) in altri. Nello stesso modo è possibile esaminare il contributo che ciascuna specie dà alla similarità media all'interno di un gruppo.

Per analizzare l'insieme delle variabili abiotiche e i dati dei gruppi trofici di tutti e tre i siti, è stata utilizzata la tecnica multivariata della PCA (*Principal Component Analysis*), che utilizza l'indice di distanza euclidea:

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

dove j e k sono gli indici dei campioni e p sono le variabili utilizzate nell'analisi (Clarke & Warwick, 1994).

La tecnica consiste nell'ordinare i punti-campione in un piano a due o tre dimensioni dando un plot che rifletta al meglio la struttura delle variabili esaminate. La bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dei primi due assi. Un piano di *best-fit* che giustifica almeno il 70% della variazione originale dei dati è considerato una rappresentazione più che soddisfacente della struttura dei dati.

Per identificare la relazione presente tra i dati ambientali e i *pattern* di comunità osservati, è stata effettuata la procedura BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994).

L'analisi mette a confronto la matrice di similarità dei dati biotici (calcolata con l'indice di Bray-Curtis) con le matrici di similarità (calcolate con la distanza euclidea) generate da tutte le possibili combinazioni delle variabili abiotiche considerate per diversi "gradi di complessità", cioè considerando un numero crescente, k , di variabili ($k = 1, 2, 3 \dots v$) in tutte le possibili combinazioni.

Per confrontare le matrici è necessario convertirle in matrici per ranghi, calcolando poi un coefficiente di correlazione per ranghi, il coefficiente di Spearman (Kendall, 1970):

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

dove $N = n(n - 1) / 2$, n è il numero di campioni, r_i e s_i sono elementi delle matrici per ranghi.

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

3. Risultati

3.1 Analisi della Macrofauna

3.1.1 Lido di Spina

L'analisi dei campioni di Lido di Spina ha consentito di isolare e contare un totale di 4698 individui appartenenti a 21 taxa differenti.

Una prima analisi effettuata sui descrittori univariati rivela come il numero medio di taxa calcolato per ciascuna distanza (Fig. 19) non è mai maggiore di 7 con un valore leggermente minore per il livello 0. Tale differenza non è però significativa come mostrato dai risultati dell'ANOVA (Tab. 6)

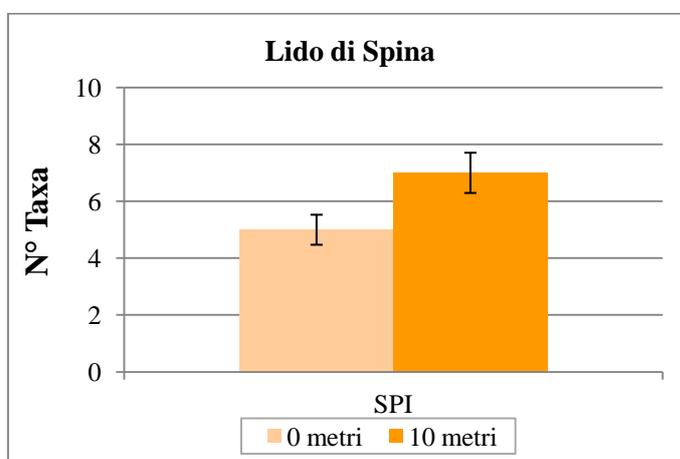


Figura 19: Numero medio di taxa ($n=9$) \pm e.s. per ogni distanza (0, 10) considerata a Lido di Spina. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

L'analisi effettuata sulle abbondanze totali è stata condotta esprimendo le abbondanze assolute di ogni campione come densità al m^2 .

In Fig. 20 è rappresentato l'istogramma relativo ai valori medi di abbondanza calcolati per i due livelli del fattore Distanza (0 metri e 10 metri). Ad un primo riscontro si nota un'abbondanza media decisamente maggiore a 0 m, quasi doppia rispetto a 10 m.

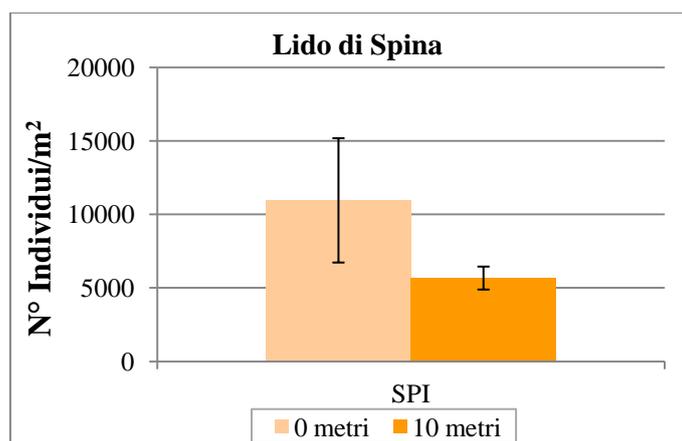


Figura 20: Valori medi di abbondanza ($n=9$) \pm e.s. per ogni distanza (0, 10) considerata a Lido di Spina. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

I risultati dell'ANOVA non evidenziano però differenze significative per il fattore Distanza, bensì per il fattore Transetto e per l'interazione TransettoxDistanza (Tab. 6).

Lo stesso risultato si ottiene dall'analisi effettuata sull'indice di diversità di Shannon.

Tabella 6: Risultati dell'ANOVA per il numero di taxa (S), le abbondanze per $m^2(N)$ e la diversità di Shannon-Wiener (H'). TR: Transetto; DI: Distanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	S			N			H'		
		MS	F	ns	MS	F	ns	MS	F	P
TR	2	2.167	0.58	ns	312524341.795	81.2	***	0.366	6.91	*
DI	1	18.000	5.14	ns	12576779.651	0.38	ns	0.002	0.0026	ns
TRxDI	2	3.500	0.94	ns	330674841.498	85.91	***	0.837	15.78	**
Res	12	3.722			3848927.836			0.053		
Transform	None				None			None		

Tali risultati sono imputabili ad una variabilità spaziale molto accentuata (*patchiness*) tra i punti replica, sia all'interno dei transetti che fra le distanze indagate. Questa variabilità potrebbe quindi mascherare le possibili differenze esistenti tra le singole distanze campionate (0 e 10 metri).

Osservando l'istogramma delle abbondanze in ciascun campione (Fig. 21) si osserva infatti una elevata variabilità tra transetti soprattutto per la distanza 0 metri, risultato che spiega bene l'interazione significativa fra transetti e distanze.

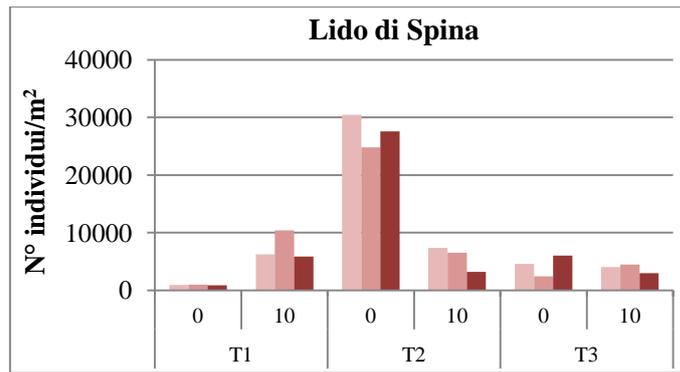


Figura 21: Valori di abbondanza di Lido di Spina per ciascun transetto (T1, T2, T3) e distanza (0, 10). Ogni barra corrisponde a una replica.

È stata condotta l'analisi multivariata sui dati di tutta la comunità macrobentonica dopo trasformazione mediante radice quadrata. L'analisi del plot nMDS (Fig. 22) non mostra una chiara separazione tra i punti-campione a 0 metri e a 10 metri anche se i campioni relativi ai popolamenti rinvenuti a 10 metri sono meno dispersi rispetto a quelli di 0 metri.



Figura 22: Non metric MDS plot ottenuto tramite indice di Bray-Curtis calcolato sui dati di abbondanza della macrofauna trasformati con radice quadrata. Ciascun simbolo è una replica di ciascun transetto e distanza. 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri.

I risultati della PERMANOVA evidenziano, del resto, differenze significative per l'interazione TansettoxDistanza e per il fattore Transetto (Tab. 7).

Tabella 7: risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna di Lido di Spina. TR: Transetto; DI: Distanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
TR	2	2919.7	7.2389	**
DI	1	2158.4	0.9130	ns
TRxDI	2	2364.2	5.8618	**
Res	12	403.33		

Per poter evidenziare i taxa maggiormente caratterizzanti le comunità rinvenute alle due distanze è stata condotta l'analisi SIMPER per il fattore Distanza (Tab. 8) sui dati trasformati mediante radice quadrata. La similarità media risulta maggiore a 10 metri (69.22 %) rispetto a 0 metri (50.6 %) e i taxa che più contribuiscono alla similarità entro gruppi sono il piccolo bivalve *Lentidium mediterraneum* e il polichete *Scolelepis squamata* a 0 metri e *L. mediterraneum* e gli anfipodi del genere *Bathyporeia* a 10 metri. La dissimilarità tra gruppi è relativamente bassa (44.74 %) e imputabile principalmente alle differenti densità di *L. mediterraneum*.

Tabella 8: Risultati dell'analisi SIMPER effettuata fra le due distanze (0, 10) per Lido di Spina.

Specie	Abbondanza media (ind. m ⁻²)		δ_i 0 vs 10 ($\delta = 44.74$)
	0 m	10 m	
Nemertea spp.	6.71	4.22	2.47
<i>Lentidium mediterraneum</i>	83.74	69.08	20.65
<i>Scolelepis squamata</i>	8.23	6.36	1.38
Bodotridae spp.	1.25	5.52	2.39
<i>Eurydice spinigera</i>	2.34	6.86	2.74
<i>Bathyporeia</i> spp.	4.65	15.78	5.35

Dall'insieme di queste prime analisi, appare evidente come tutti i risultati siano condizionati dalla dominanza di *L. mediterraneum*, che presenta una elevata variabilità spaziale sia a piccola che a media scala, quindi fra transetti e distanze (Fig. 23).

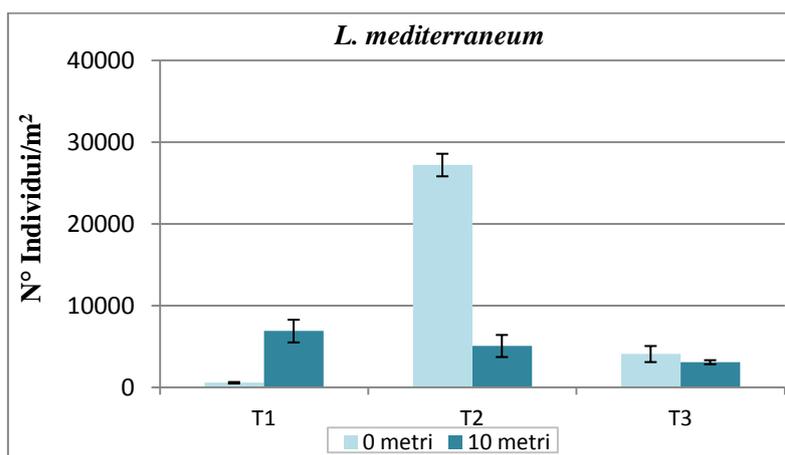


Figura 23: Abbondanze medie a 0 e 10 metri ($n=3$) \pm e.s. di *L. mediterraneum* nei tre transetti di Lido di Spina (T1, T2, T3).

L'analisi dei dati è stata quindi svolta dopo aver eliminato dalla matrice iniziale questa specie, al fine di cercare di evidenziare meglio il *pattern* della struttura della comunità residente eventualmente mascherato dalle elevate abbondanze e dalla *patchiness* di *L. mediterraneum*.

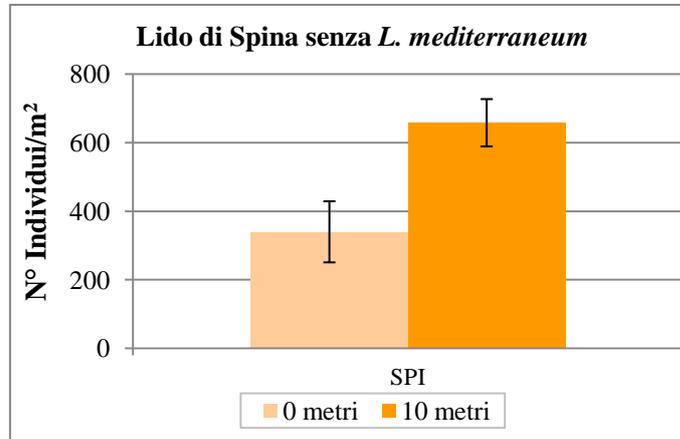


Figura 24: Valori medi di abbondanza ($n=9$) \pm e.s. per ogni distanza (0, 10) considerata a Lido di Spina omettendo le abbondanze di *L. mediterraneum*. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

L'istogramma relativo ai valori medi di abbondanza senza *L. mediterraneum* (Fig. 24) mostra, al contrario di prima, un'abbondanza media decisamente maggiore al livello 10, come era da aspettarsi.

I risultati dell'ANOVA (Tab. 9) effettuata sui dati calcolati senza *L. mediterraneum* (abbondanze e diversità di Shannon) mostrano come, almeno per le abbondanze si è al limite della non significatività ($p = 0,0591$), ma fondamentalmente come il fattore transetto non risulti significativo.

Tabella 9: Risultati dell'ANOVA per le abbondanze per m^2 (N) e la diversità di Shannon-Wiener (H') senza *L. mediterraneum*. TR: Transetto; DI: Distanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	N			H'		
		MS	F	ns	MS	F	ns
TR	2	1183.280	0.02	ns	0.112	0.57	ns
DI	1	456407.968	15.43	ns	0.098	0.25	ns
TRxDI	2	29581.998	0.42	ns	0.390	1.98	ns
Res	12	71109.488			0.197		
Transform	None				None		

Anche il plot nMDS (Fig. 25), ottenuto dai dati di tutta la comunità macrobentonica senza *L. mediterraneum*, mostra una maggiore separazione tra i punti-campione a 10 metri e quelli a 0 metri, anche se le comunità rinvenute alle due distanze non risultano significativamente diverse. Inoltre non si ha più significatività per l'interazione TransettoxDistanza (Tab. 10).



Figura 25: Non metric MDS plot costruito tramite indice di Bray-Curtis calcolato sui dati di abbondanza della macrofauna senza *L. mediterraneum* trasformati con radice quadrata. Ciascun simbolo è una replica di ciascun transetto e distanza. 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri.

Tabella 10: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna di Lido di Spina senza *L. mediterraneum*. TR: Transetto; DI: Distanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
TR	2	3537.7	2.3523	*
DI	1	5720.7	4.7211	ns
TRxDI	2	1211.7	0.8057	ns
Res	12	1503.9		

L'analisi SIMPER mostra un valore di dissimilarità media tra gruppi maggiore (63.67 %) rispetto a quello ottenuto dall'analisi effettuata sull'intera matrice biotica, imputabile principalmente a *Bathyporeia* spp. e all'isopode *Eurydice spinigera* più abbondanti a 10 m e ai nemertini (*Nemertea* spp.) più abbondanti a 0 m.

Passando all'analisi effettuata in termini di gruppo trofici (Fig. 26), i risultati mostrano come la composizione percentuale dei gruppi trofici risulta simile fra le due distanze, con una dominanza del gruppo dei Filtratori (96.8% e 88.5 % in media a 0 e 10 metri rispettivamente).

I risultati della PERMANOVA (Tab. 11) non evidenziano, del resto, differenze significative per il fattore Distanza mentre risultano significativi l'interazione TransettoxDistanza e il fattore Transetto. Come in precedenza tali risultati sono imputabili ad una variabilità spaziale (tra transetti) molto accentuata del gruppo dei Filtratori dominato da *L. mediterraneum*.

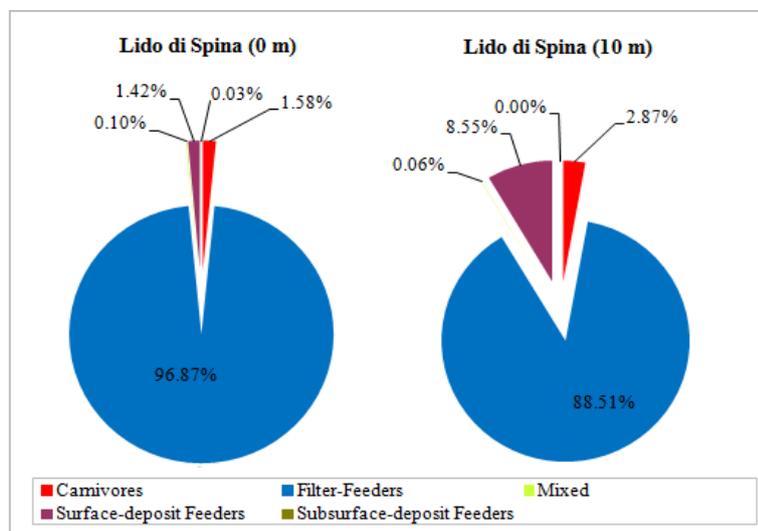


Figura 26: Grafici a torta con la composizione percentuale dei gruppi trofici nel Sito di Lido di Spina a 0 e 10 metri (n=9).

Tabella 11: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati dei gruppi trofici di Lido di Spina con e senza *L. mediterraneum*. TR: Transetto; DI: Distanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Gruppi trofici				Gruppi trofici senza <i>L.mediterraneum</i>					
Source	df	MS	Pseudo-F	Source	df	MS	Pseudo-F		
TR	2	4449.2	15.2130	**	TR	2	1545.3	1.4963	ns
DI	1	4778	0.8586	ns	DI	1	6563	5.5429	*
TRxDI	2	5565.2	19.0280	**	TRxDI	2	1184	1.1465	ns
Res	12	292.47			Res	12	1032.8		

Eliminando *L. mediterraneum* la composizione percentuale dei gruppi trofici risulta abbastanza differente (Fig. 27): a 0 metri i gruppi più presenti sono Carnivori (50.5 %) e Detritivori di Superficie (45.3 %), a 10 metri si ha un'inversione con i Detritivori di Superficie (73.6 %) dominanti, seguiti dai Carnivori (24.7 %).

I risultati della PERMANOVA (Tab. 11) rivelano infatti differenze significative per il fattore Distanza.

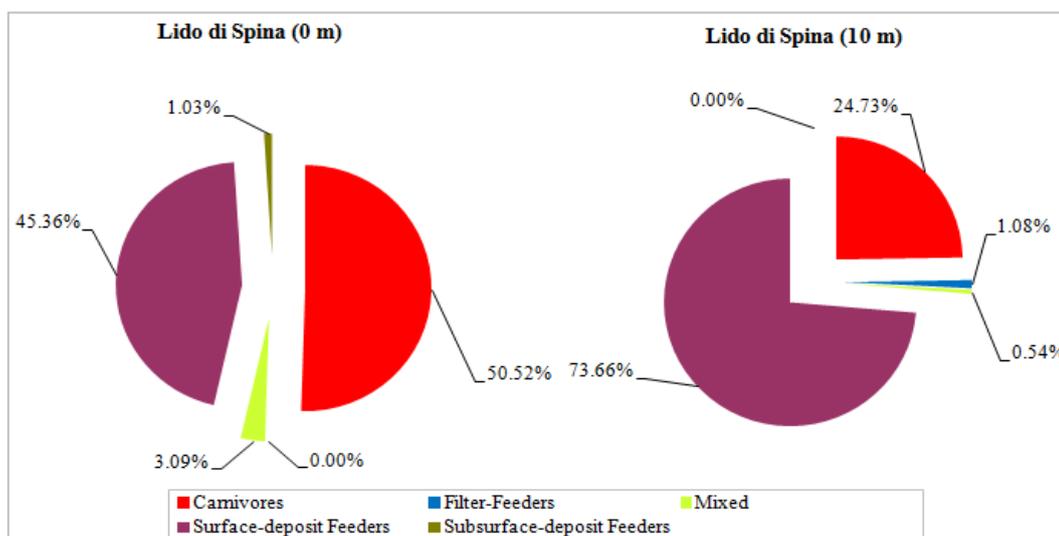


Figura 27: Grafici a torta con la composizione percentuale dei gruppi trofici nel Sito di Lido di Spina a 0 e 10 metri (n=9) senza *L. mediterraneum*.

3.1.2 Bellocchio

L'analisi dei campioni di macrofauna prelevati a Bellocchio ha consentito di isolare e contare un totale di 29971 individui appartenenti a 32 taxa differenti.

L'ANOVA sul numero di specie è stata effettuata su dati non trasformati, nonostante il test di Cochran sia risultato significativo, ma nessuna trasformazione ha permesso di rendere le varianze omogenee. Non sono risultati significativi i fattori Area e Distanza (Fig. 28 e Tab. 12).

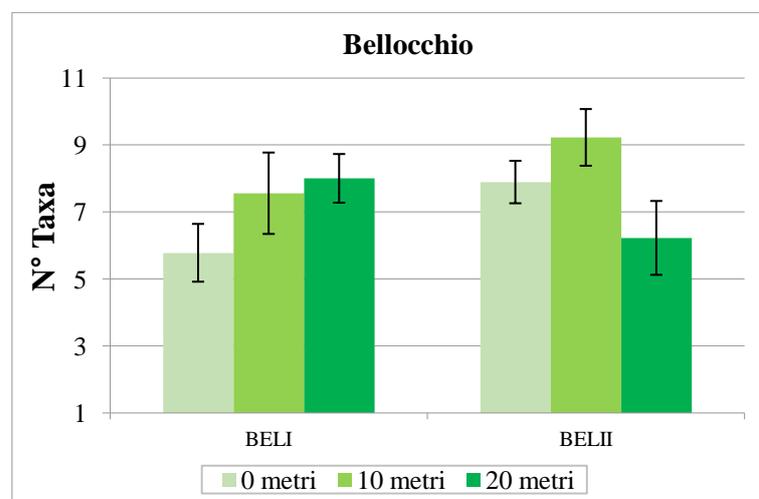


Figura 28: Numero medio di taxa (n=9) \pm e.s. per ogni area (BELI e BELII) e per ogni distanza (0, 10, 20) considerata a Bellocchio. I dati sono stati mediati fra repliche e transesti.

L'analisi effettuata sulle abbondanze totali è stata condotta esprimendo le abbondanze assolute come densità al m².

In Fig. 29 è rappresentato l'istogramma relativo ai valori medi di abbondanza calcolati per ogni distanza e per ogni area del sito di Bellocchio. Anche in questo caso a BELI sembra esserci un graduale aumento della densità media passando da 0 a 20 m. BELII invece non mostra un andamento chiaro e le densità medie maggiori vengono raggiunte a 10 m.

L'ANOVA condotta sui dati trasformati con radice quadrata evidenzia differenze significative per il fattore Transetto e per l'interazione TransettoxDistanza (Tab. 12), risultato spiegabile dall'elevata variabilità presente fra i transetti all'interno delle due aree.

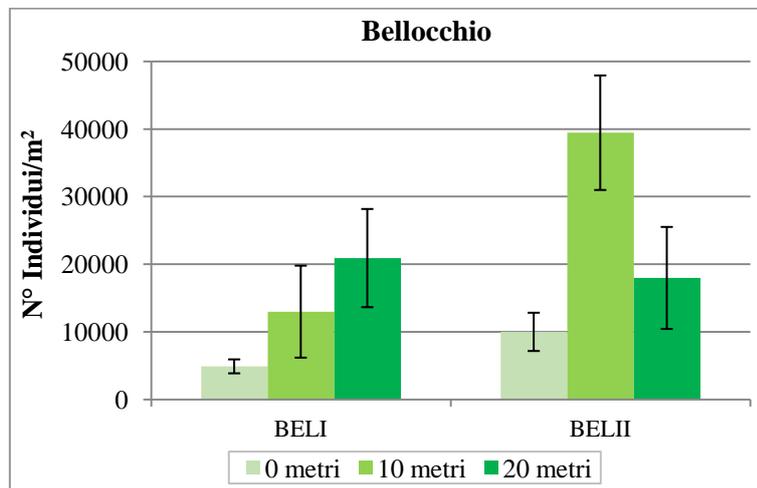


Figura 29: Numero medio di individui ($n=9$) \pm e.s. per ogni area (BELI e BELII) e per ogni distanza (0, 10, 20) considerata a Bellocchio. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

Tabella 12: Risultati dell'ANOVA per il numero di taxa (S), le abbondanze per m² (N) e la diversità di Shannon-Wiener (H'). TR: Transetto; DI: Distanza; TRxDI: TransettoxDistanza; ARxDI: AreaxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	S			N			H'		
		MS	F		MS	F		MS	F	
AR	1	6.000	0.14	ns	17624.710	1.16	ns	0.014	0.06	ns
TR(AR)	4	42.222	16.52	***	15189.764	15.59	***	0.244	2.53	ns
DI	2	12.389	0.94	ns	19033.401	1.72	ns	0.122	0.65	ns
ARXDI	2	20.389	1.56	ns	14466.533	1.31	ns	1.259	6.69	*
DIXTR(AR)	8	13.111	5.13	**	11063.300	11.36	***	0.188	1.95	ns
Res	36	2.556			974.233			0.096		
Transform		None			Sqrt (x+1)			None		

Il plot del nMDS (Fig. 30) effettuato sui dati di tutta la comunità macrobentonica di Bellocchio, dopo trasformazione mediante radice quadrata, mostra una certa separazione tra i campioni delle due aree e fra le distanze. I punti-campione relativi a ciascuna area e distanza risultano molto interdistribuiti e questo non permette di individuare chiari cambiamenti di struttura di comunità .

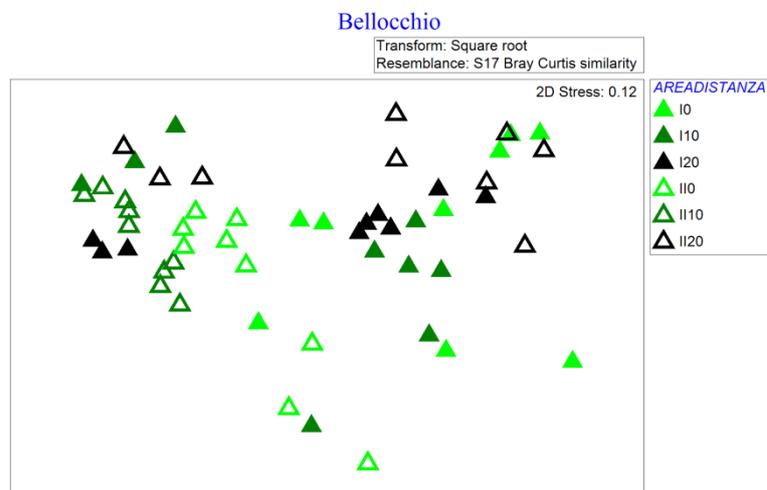


Figura 30: Non metric MDS plot costruito tramite indice di Bray-Curtis calcolato sui dati di abbondanza della macrofauna trasformati con radice quadrata. Ciascun simbolo è una replica di ciascun transetto e distanza. I: area 1; II: area 2; 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri; 20: distanza 20 metri.

I risultati della PERMANOVA, condotta sui dati trasformati mediante radice quadrata, non mostrano differenze significative tra le due aree ma evidenziano una significatività per il fattore Transetto e per l'interazione TransettoxDistanza (Tab. 13).

Tabella 13: risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna di Bellocchio. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
AR	1	9855.80	1.7251	ns
DI	2	6537.40	1.5875	ns
TR(AR)	4	5713.30	9.4707	**
ARxDI	2	6972.60	1.6931	ns
TR(AR)xDI	8	4118.20	6.8265	**
Res	36	603.26		

L'analisi SIMPER (Tab. 14) è stata effettuata sulle tre distanze, non essendo risultato il fattore Area significativo, e trasformando i dati mediante radice quadrata.

Tabella 14: Risultati dell'analisi SIMPER effettuata fra le tre distanze (0, 10, 20) per Bellocchio.

Specie	Abbondanza media (ind. m ⁻²)			δ_i		
	0 m	10 m	20 m	0 vs 10 ($\delta = 63.62$)	0 vs 20 ($\delta = 63.71$)	10 vs 20 ($\delta = 63.76$)
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	31.47	73.61	46.85	15.03	12.39	14.93
<i>Tapes philippinarum</i>	10.14	6.60	3.23	2.73	2.59	1.29
<i>Barnea candida</i>	2.58	11.04	20.32	3.2	6.28	5.02
<i>Lentidium mediterraneum</i>	34.28	16.29	43.68	8.44	11.63	9.03
Nereididae spp.	10.07	20.09	19.13	3.44	4.39	4.3
<i>Polydora</i> spp.	40.01	89.85	56.78	15.05	13.06	14.35
<i>Corophium insidiosum</i>	4.62	31.31	11.29	5.74	2.75	5.29

La similarità media entro ciascuna distanza è relativamente bassa (39 %, 44 % e 40 %).

La dissimilarità tra gruppi ha valori analoghi per tutti i confronti (63.6 %, 63.7 %, 63.7 %).

Nello specifico, tra 0 e 10 m i taxa maggiormente discriminanti risultano essere: il bivalve *Mytilus galloprovincialis*, i policheti del genere *Polydora* e l'anfipode *Corophium insidiosum* che sono più abbondanti a 10 m; ed *L. mediterraneum* più abbondante a 0 m.

Anche nel confronto tra 10 e 20 m la dissimilarità è data dalle maggiori abbondanze a 20 m di *L. mediterraneum* e a 10 m di *M. galloprovincialis*, *Polydora* spp. e *C. insidiosum*.

Tra 0 e 20 m i taxa che più contribuiscono alla dissimilarità sono *M. galloprovincialis*, *Polydora* spp., *C. insidiosum* e il bivalve *Barnea candida*; presenti con abbondanze maggiori a 20 m.

I risultati ottenuti sono imputabili all'elevata eterogeneità spaziale del sito, in particolare alla presenza di *patch* di *M. galloprovincialis* (Fig. 31). Questo organismo viene considerato come *ecosystem engineer*, in quanto la sua presenza modifica l'habitat e fornisce nicchie ecologiche per molti altri organismi i cui *pattern* di abbondanza sono influenzati dalla distribuzione delle popolazioni di questo bivalve (Tsuchiya & Nishihira, 1985; Seed, 1996; Chapman *et al.*, 2005).

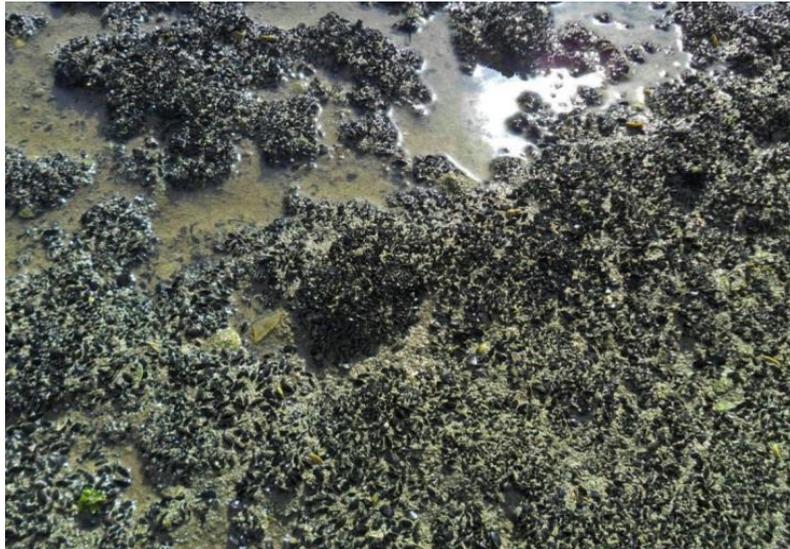


Figura 31: Patches di *M. galloprovincialis* presenti nel sito di Bellocchio.

Per verificare l'eventuale influenza strutturante di *M. galloprovincialis*, è stata condotta una PERMANOVA sulla matrice originale ponendo le abbondanze di questo bivalve come covariata rispetto ai dati di abbondanza del resto della macrofauna (Tab. 15).

La struttura di comunità mostra una relazione significativa con la densità di *M. galloprovincialis*. Le interazioni significative con i fattori Area e Transetto, stanno ad indicare che l'influenza dei mitili è a *patches*.

Tabella 15: risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna di Bellocchio covariati a *M. galloprovincialis*. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; MyxAR: MytilusxArea; MyxDI: MytilusxDistanza; MyxTR: MytilusxTransetto; MyxARxDI: MytilusxAreaxDistanza; MyxTRxDI: MytilusxTransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
My	1	32164.0	22.0270	**
AR	1	2293.6	0.5870	0.8845
DI	2	4416.9	1.3516	0.3096
TR(AR)	4	3973.4	6.5089	**
MyxAR	1	1911.4	3.1311	**
MyxDI	2	1735.4	0.8056	0.6911
ARxDI	2	4124.3	1.6445	0.2294
MyxTR(AR)	4	1619.8	2.6534	**
TR(AR)xDI	8	1654.7	2.7106	**
MyxARxDI	2	991.9	1.6248	0.1594
MyxTR(AR)xDI	7	592.26	0.9702	0.4879
Res	19	610.46		

Per rappresentare graficamente come la distribuzione di *M. galloprovincialis* spiega i *pattern* di comunità osservati viene riportato, in Fig. 32, l'nMDS costruito sui dati della

macrofauna (escludendo dalla matrice iniziale *M. galloprovincialis*) e sovrapponendo ai punti-campione i valori di abbondanza del bivalve, dati da cerchi di raggio proporzionale all'entità dei valori stessi.

Si osserva chiaramente la separazione in due *clusters*, a sinistra i campioni con elevata abbondanza di *M. galloprovincialis* mentre a destra quelli dove questo bivalve è assente o presente con bassa densità. Quindi i campioni che presentano abbondanze simili del bivalve sono simili anche in termini di abbondanza e composizione specifica.

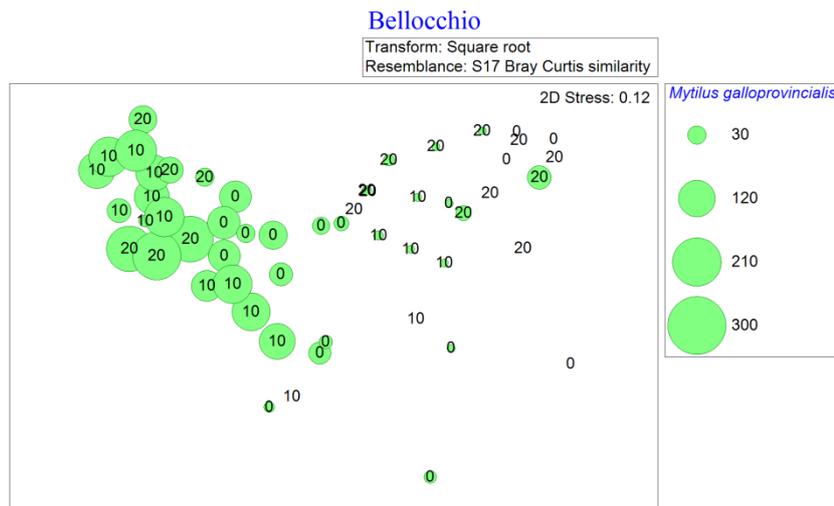


Figura 32: Non metric MDS plot dei punti-campione di Bellocchio con sovrapposizione dei valori di abbondanza di *M. galloprovincialis*, trasformati con radice quadrata. Ciascun simbolo è una replica di ciascun transetto e distanza.

Passando all'analisi della composizione percentuale dei gruppi trofici, si nota come a tutte e tre le distanze indagate risultano dominanti i Filtratori e i cosiddetti Misti (Fig. 33).

Nello specifico, a 0 m i Filtratori hanno un'abbondanza media percentuale maggiore (58.5 %) rispetto ai Misti (40 %). Passando a 10 m si ha un'inversione di dominanza con i Misti (61.5 %) che prevalgono sui Filtratori (36.6 %). Infine a 20 m la composizione percentuale di Filtratori e Misti diventa analoga (49.6 % e 44.8 %), e assumono più importanza i Detritivori Infaunali (4.5 %) rispetto alla composizione trofica descritta per le due distanze precedenti.

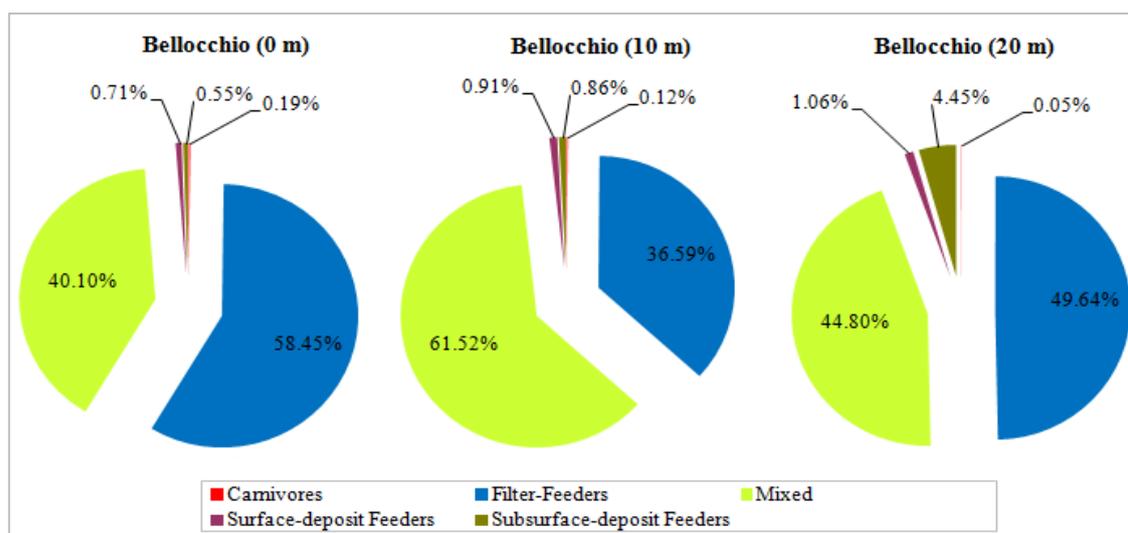


Figura 33: Grafici a torta con la composizione percentuale dei gruppi trofici nel sito di Bellocchio a 0, 10 e 20 metri (n=18).

I risultati della PERMANOVA (Tab. 16) però evidenziano una elevata variabilità fra transetti e distanze.

I Filtratori più abbondanti alle tre distanze sono *M. galloprovincialis* e *L. mediterraneum*. L'elevata percentuale di Misti a 10 m è data principalmente dall'incremento di abbondanza di *Polydora* spp. e *C. insidiosum* seppur con elevata patchiness.

L'aumento dei Detritivori Infaunali a 20 m è imputabile alla maggior presenza di *B. candida* a questa distanza.

Tabella 16: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati dei gruppi trofici di Bellocchio. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
AR	1	6887.6	1.012	ns
DI	2	5429.2	1.0727	ns
TR(AR)	4	6806.0	8.0749	**
ArxDI	2	6034.7	1.1924	ns
TR(AR)xDI	8	5061.2	6.0047	**
Res	36	842.86		

3.1.3 Lido di Dante

L'analisi dei campioni di Lido di Dante ha consentito di isolare e contare un totale di 47012 individui appartenenti a 20 taxa differenti.

Il numero medio di taxa calcolato per ciascuna distanza in ciascuna area (Fig. 34) mostra un incremento progressivo passando dalla distanza 0 alla distanza 20. Tale andamento risulta simile in entrambe le aree indagate che infatti non differiscono (Tab. 17)

I confronti *post-hoc* fra le distanze indicano che è presente una differenza significativa nel numero di taxa tra 0 e 20 m e tra 10 e 20 m.

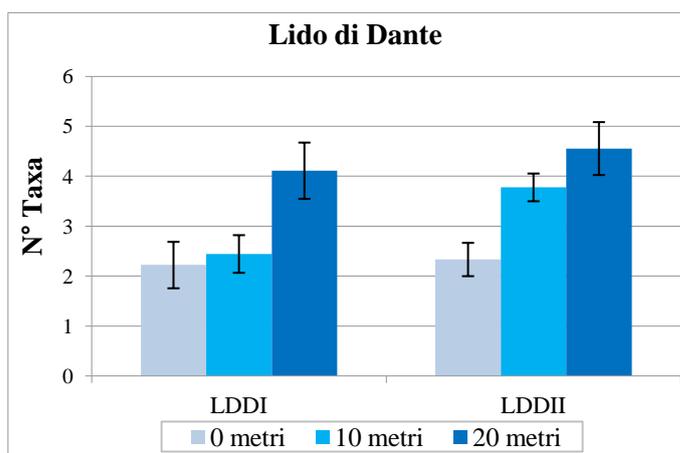


Figura 34: Numero medio di taxa ($n=9$) \pm e.s. per ogni area (LDDI e LDDII) e per ogni distanza (0, 10, 20) considerata a Lido di Dante. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

Risultati analoghi sono stati ottenuti anche per le densità al m^2 (Fig. 35).

Si nota un'abbondanza media crescente passando dalla distanza 0 alla distanza 20. Inoltre alla distanza 20 di LDDII vi è un'abbondanza media decisamente maggiore rispetto alla stessa distanza in LDDI.

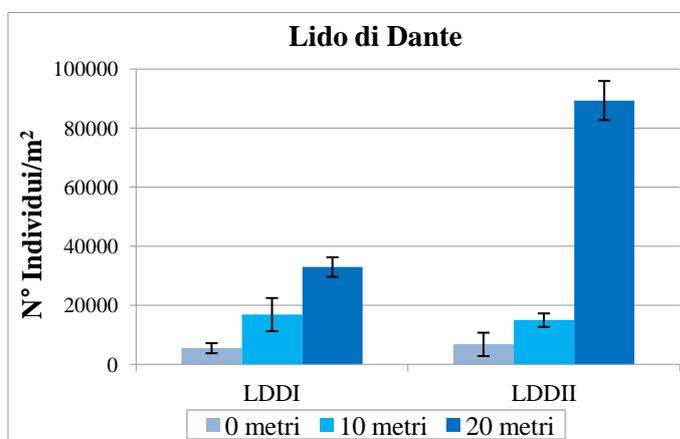


Figura 35: Valori medi di abbondanza ($n=9$) \pm e.s. per ogni area (LDDI e LDDII) e per ogni distanza (0, 10, 20) considerata a Lido di Dante. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

I risultati dell'ANOVA evidenziano del resto differenze significative per l'interazione AreaxDistanza (Tab. 17).

Invece l'analisi effettuata sull'indice di diversità di Shannon, dopo trasformazione logaritmica dei dati, mostra differenze significative per il fattore Transetto e per l'interazione TransettoxDistanza. Come per Lido di Spina, questo dato è imputabile alle elevate abbondanze di *L. mediterraneum* e alla sua patchiness tra i Transetti campionati.

Tabella 17: Risultati dell'ANOVA per il numero di taxa (*S*), le abbondanze al m² (*N*) e la diversità di Shannon-Wiener (*H'*). TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: *p* < 0.05; **: *p* < 0.001; ***: *p* < 0.0001; ns: non significativo.

Source	df	<i>S</i>			<i>N</i>			<i>H'</i>		
		MS	F	ns	MS	F	ns	MS	F	ns
AR	1	5.352	1.71	ns	4667451310.968	176.24	**	0.013	0.18	ns
TR(AR)	4	3.130	1.86	ns	26483344.656	0.21	ns	0.070	13.84	***
DI	2	19.241	16.62	*	15503680018.008	36.58	**	0.209	3.06	ns
ARxDI	2	1.796	1.55	ns	4827374127.307	11.39	*	0.011	0.16	ns
DIXTR(AR)	8	1.157	0.69	ns	423786170.642	3.44	*	0.068	13.53	***
Res	36	1.685			123282685.135			0.005		
Transform		None			None			Ln(x+1)		

Il plot nMDS effettuato sui dati di tutta la comunità macrobentonica (Fig. 36) mostra come punti-campione a 0, a 10 e a 20 metri formino dei clusters abbastanza ben definiti. Si nota inoltre che la dispersione dei campioni è via via minore passando da quelli rinvenuti a 0 metri fino a quelli a 20 metri.

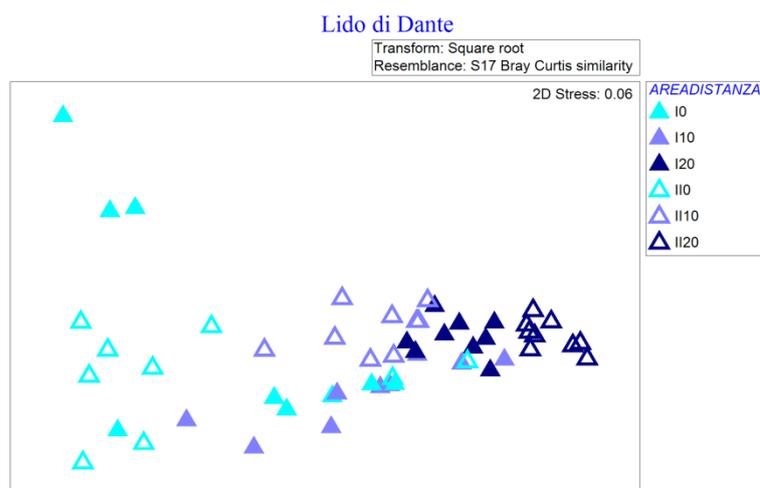


Figura 36: Non metric MDS plot costruito tramite indice di Bray-Curtis calcolato sui dati di abbondanza della macrofauna trasformati con radice quadrata. Ciascun simbolo è una replica di ciascun transetto e distanza. I: area 1; II: area 2; 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri; 20: distanza 20 metri.

Quanto rivelato dall'nMDS viene confermato dai risultati della PERMANOVA, che evidenzia differenze significative per l'interazione TransettoxDistanza (Tab. 18).

I confronti *post hoc* per il fattore distanza evidenziano differenze significative tra tutte le distanze campionate (0 vs 10, 0 vs 20, 10 vs 20).

Tabella 18: risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna di Lido di Dante. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
AR	1	1221.4	0.8876	ns
DI	2	15473.0	10.2020	**
TR(AR)	4	1376.0	3.3015	*
ArxDI	2	2437.0	1.6068	ns
TR(AR)xDI	8	1516.7	3.6390	**
Res	36	416.8		

L'analisi SIMPER (Tab. 19) è stata effettuata per il fattore Distanza, in quanto il fattore Area non è risultato significativo, nemmeno nell'interazione AreaxDistanza.

La similarità media risulta maggiore a 20 metri (86 %) rispetto a 10 metri (71 %) e 0 metri (51 %). Il taxa che contribuisce maggiormente alla similarità entro gruppi è *L. mediterraneum*.

La dissimilarità media tra gruppi è relativamente bassa ed è quasi tutta da attribuire alle differenti densità di *L. mediterraneum* che mostra un graduale incremento passando da 0 a 20 m.

Tabella 19: Risultati dell'analisi SIMPER effettuata fra le tre distanze (0, 10, 20) per Lido di Dante.

Specie	Abbondanza media (ind. m ⁻²)			δ_i		
	0 m	10 m	20 m	0 vs 10 ($\delta = 49.76$)	0 vs 20 ($\delta = 64.26$)	10 vs 20 ($\delta = 39.6$)
<i>Donax semistriatus</i>		1.57	4.25	0.77	1.24	0.99
<i>Lentidium mediterraneum</i>	60.35	116.91	237.98	34.91	53.25	31.33
Spionidae spp.	6.26	0.31	0.44	3.44	2.04	0.20
<i>Scolecopsis squamata</i>	0.31	3.34	0.76	1.61	0.32	0.86
<i>Eurydice spinigera</i>	5.00	6.50	5.90	4.57	2.78	1.67
<i>Sphaeroma serratum</i>	0.31	2.57	1.30	1.37	0.40	0.80
<i>Atylus swammerdami</i>			3.92		1.04	0.90

La composizione percentuale in termini di gruppi trofici (Fig. 37) risulta simile a tutte e tre le distanze indagate, con una quasi totale dominanza del gruppo dei Filtratori (98% in media).

I risultati della PERMANOVA (Tab. 20) evidenziano, differenze significative per i fattori Distanza e Transetto e per l'interazione TransettoxDistanza.

Come in precedenza questi risultati sono imputabili ad una variabilità spaziale molto accentuata del gruppo dei Filtratori, dominato da *L. mediterraneum*, alle varie distanze in relazione ai transetti.

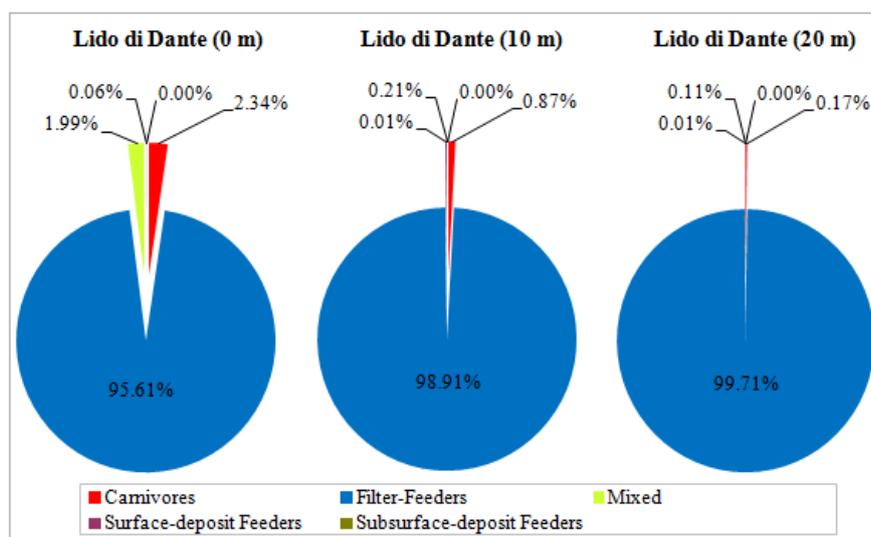


Figura 37: Grafici a torta con la composizione percentuale dei gruppi trofici nel Sito di Lido di Dante a 0, 10 e 20 metri (n=18).

Tabella 20: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati dei gruppi trofici di Lido di Dante. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
AR	1	3476.3	1.4436	ns
DI	2	25144	9.0439	**
TR(AR)	4	2408.1	3.2843	*
ARxDI	2	5081.1	1.8276	ns
TR(AR)xDI	8	2780.3	3.792	**
Res	36	733.19		

Come per Lido di Spina si è deciso di analizzare i dati dopo aver eliminato dalla matrice iniziale *L. mediterraneum*, al fine di cercare di evidenziare meglio il *pattern* della struttura della comunità residente eventualmente mascherato dalle elevate abbondanze del bivalve.

L'istogramma relativo ai valori medi di abbondanza senza *L. mediterraneum* (Fig. 38) non mostra un chiaro *pattern* tra le distanze. A differenza di prima l'ANOVA evidenzia differenze significative solo per il fattore Transetto (Tab. 21).

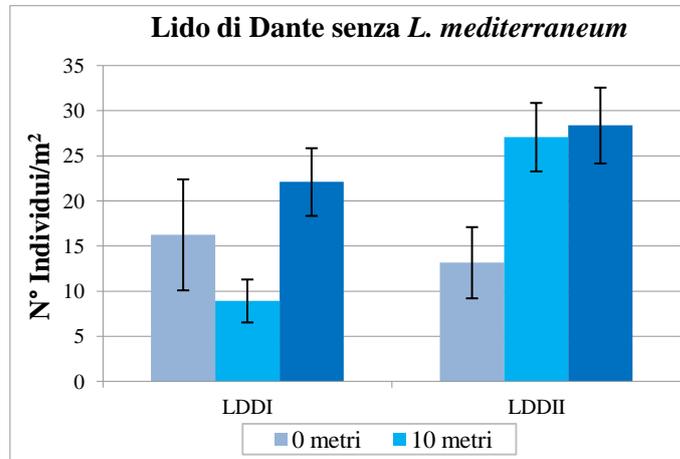


Figura 38: Numero medio di taxa ($n=9$) \pm e.s. per ogni area (LDDI e LDDII) e per ogni distanza (0, 10, 20) considerata a Lido di Dante omettendo le abbondanze di *L. mediterraneum*. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

L'istogramma in Fig. 39 mostra che la diversità aumenta lungo la fascia intertidale allontanandosi dalla distanza 0.

L'analisi effettuata sull'indice di diversità di Shannon mostra differenze significative per il fattore Distanza (Tab. 21), e i confronti *post-hoc* indicano differenze significative tra 0 e 20 m e tra 10 e 20 m.

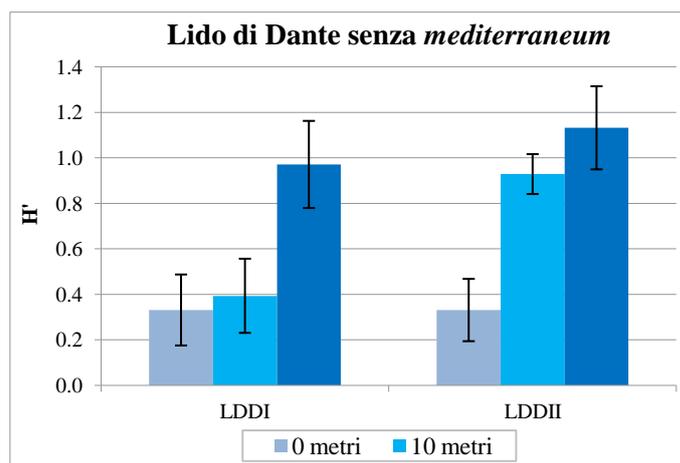


Figura 39: Diversità misurata con l'indice di Shannon-Wiener ($n=9$) \pm e.s. per ogni area (LDDI e LDDII) e per ogni distanza (0, 10, 20) considerata a Lido di Dante omettendo le abbondanze di *L. mediterraneum*. I dati sono stati mediati fra repliche e transetti.

Tabella 21: Risultati dell'ANOVA per le abbondanze al m² (N) e la diversità di Shannon-Wiener (H') senza *L. mediterraneum*. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: p < 0.05; **: p < 0.001; ***: p < 0.0001; ns: non significativo.

Source	df	N			H'		
		MS	F		MS	F	
AR	1	681.2411	1.67	ns	0.726	1.81	ns
TR(AR)	4	407.1116	3.66	*	0.4003	1.8	ns
DI	2	521.4943	2.16	ns	2.3396	18.79	**
ARXDI	2	509.5018	2.11	ns	0.3392	2.72	ns
DIXTR(AR)	8	241.3973	2.17	ns	0.1245	0.56	ns
Res	36	111.3632			0.2226		
Transform		None			None		

L'analisi SIMPER per il fattore Distanza, rivela come la similarità media alle tre distanze risulta molto bassa (10 %, 23 %, 31 %) mentre la dissimilarità media, rispetto a prima, è molto più elevata.

Tra 0 e 10 m ($\delta = 92.55\%$) i taxa discriminanti sono i policheti della famiglia Spionidae più abbondanti a 0 m e *S. squamata* e gli isopodi *Eurydice spinigera* e *Sphaeroma serratum* più presenti a 10 m.

Tra 0 e 20 m la dissimilarità risulta molto elevata (93.48 %), i taxa discriminanti sono *E. spinigera*, *S. serratum* più abbondanti a 20 m, il bivalve *Donax semistriatus* e l'anfipode *Atylus swammerdami* (presenti solo a 20 m) e i policheti della famiglia Spionidae più presenti a 0 m.

La dissimilarità tra 10 e 20 m è meno elevata ma comunque maggiore rispetto a prima (77.76 %) ed è dovuta principalmente a *S. squamata*, *E. spinigera*, *S. serratum* più presenti a 10 m e a *D. semistriatus* (più abbondante a 20 m) e *A. swammerdami* (assente a 10 m).

L'analisi della PERMANOVA condotta sulla matrice senza *L. mediterraneum* evidenzia differenze significative tra le distanze (Tab. 22).

I confronti *post hoc* per il fattore distanza evidenziano differenze significative tra tutte le distanze campionate (0 vs 10, 0 vs 20, 10 vs 20).

Tabella 22: risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna di Lido di Dante senza *L. mediterraneum*. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
AR	1	6267.4	1.4618	ns
DI	2	15387	3.8938	*
TR(AR)	4	4287.5	2.3148	*
ARxDI	2	9520.4	2.4092	*
TR(AR)xDI	8	3951.7	2.1335	**
Res	36	1852.2		

L'analisi della composizione percentuale dei gruppi trofici senza *L. mediterraneum* è mostrata nei grafici a torta in Fig. 40.

Nello specifico, a 0 m dominano i Carnivori (51.92 %) insieme ai Misti (44.23 %) composti rispettivamente da isopodi (*E. spinigera*, *S. serratum*) e da policheti spionidi. Passando a 10 m la percentuale dei Carnivori cresce (74.29 %) e assumono maggior peso i Detritivori di Superficie (18.1 %) costituiti soprattutto da *S. squamata*. Infine a 20 m si riscontrano una percentuale maggiore di Filtratori (17.36 %) data dal bivalve *D. semistriatus* e di Detritivori di Superficie (31.4 %) data da *S. squamata* e dall'anfipode *A. swammerdami*; i Carnivori mantengono comunque la percentuale più elevata (48.76 %). Si nota inoltre, a tutte e tre le distanze, una completa assenza di Detritivori Infaunali.

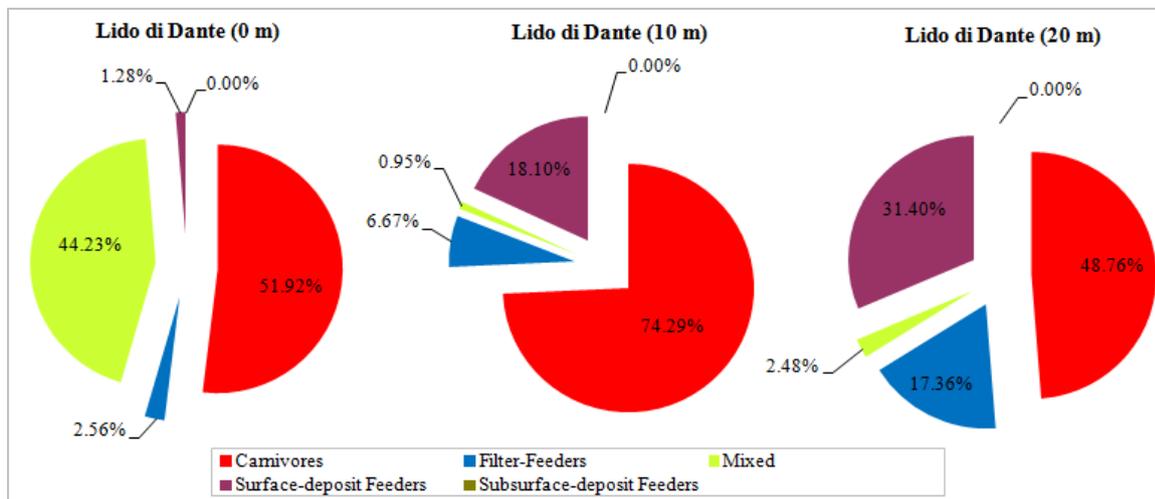


Figura 40: Grafici a torta con la composizione percentuale dei gruppi trofici nel Sito di Lido di Dante a 0, 10 e 20 metri ($n=18$) senza *L. mediterraneum*.

I risultati della PERMANOVA (Tab. 23) evidenziano, del resto, differenze significative per il fattore Distanza e i confronti *post-hoc* indicano che tale differenza è significativa tra 0 e 10 m e tra 0 e 20 m.

Tabella 23: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati dei gruppi trofici di Lido di Dante senza *L. mediterraneum*. TR: Transetto; DI: Distanza; ARxDI: AreaxDistanza; TRxDI: TransettoxDistanza; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.001$; ***: $p < 0.0001$; ns: non significativo.

Source	df	MS	Pseudo-F	
AR	1	5621.2	1.9541	ns
DI	2	12915	3.8431	*
TR(AR)	4	2876.6	1.3367	ns
ARxDI	2	8807.7	2.6209	*
TR(AR)xDI	8	3360.5	1.5616	*
Res	36	2152		

3.2 Analisi delle variabili abiotiche e relazione con la componente biotica

3.2.1 Lido di Spina

In Tab. 24 sono riportati, per ogni distanza, i valori medi ($\pm e.s.$) delle variabili abiotiche misurate a Lido di Spina.

Il sito è caratterizzato, in media, da un sedimento moderatamente ben classato e costituito prevalentemente da sabbia fine in entrambe le distanze campionate.

È stato misurato anche il peso secco della frazione conchigliare residua detta capulerio (*Shell Tot*) che può fornire informazioni su idrodinamismo e complessità del sedimento a piccola scala. A 10 m in media si è riscontrata una quantità di capulerio circa doppia rispetto a quella misurata a 0 m.

Per quanto riguarda la percentuale di sostanza organica totale (*TOM %*), sono stati registrati valori medi molto bassi ($< 1\%$) in entrambe le distanze.

Tabella 24: Valori medi ($\pm e.s.$) dei descrittori abiotici alle diverse distanze campionate (0 m, 10 m) a Lido di Spina.

Distanza	<i>TOM (%)</i>		<i>Shell Tot (gr)</i>		<i>Mediana (φ)</i>		<i>Asimmetria (φ)</i>		<i>Appuntamento Kg (φ)</i>		<i>Classazione (φ)</i>	
	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.
0 m	0.94	0.09	10.99	1.67	2.29	0.11	-0.04	0.08	0.61	0.03	0.60	0.002
10 m	0.83	0.04	23.01	3.00	2.17	0.11	0.06	0.08	0.69	0.04	0.60	0.002

I primi due assi (PC1 e PC2) della PCA condotta sui dati normalizzati delle variabili considerate (Fig. 41) spiegano l'84.4 % della varianza totale.

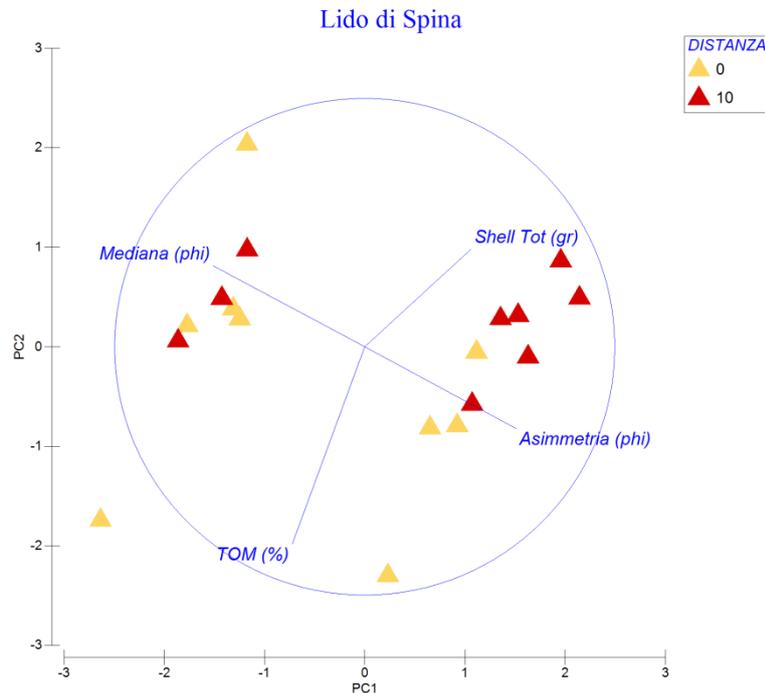


Figura 41: PCA condotta sui dati delle variabili abiotiche. 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri.

La varianza lungo il primo asse (PC1) è spiegata principalmente da sinistra verso destra da una diminuzione della *Mediana* (ϕ) (sedimento più grossolano) e da un aumento dell'*Asimmetria* (ϕ) (sedimento meno omogeneo).

La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è invece spiegata dall'alto verso il basso da un aumento della *TOM* (%). L'analisi del plot però non evidenzia una distinzione fra i punti campione delle due diverse distanze.

La procedura BIO-ENV evidenzia che il *subset* di variabili abiotiche che meglio spiega il *pattern* di comunità osservato a Lido di Spina è dato dalla singola variabile *TOM* (%) con un coefficiente di correlazione $\rho_s = 0,340$ ($p < 0.05$) e sui dati senza *L. mediterraneum* $\rho_s = 0,545$ ($p < 0.01$), risultato spiegato da un'elevata percentuale di Detritivori di Superficie, se si analizzano i gruppi trofici senza il bivalve.

3.2.2 Bellocchio

In Tab. 25 sono riportati, per ogni distanza in ogni area, i valori medi ($\pm e.s.$) delle variabili abiotiche misurate a Bellocchio.

Il sito è caratterizzato, in media, da un sedimento costituito prevalentemente da sabbia molto fine o silt, poco classato e/o molto poco classato.

In media il peso del detrito grossolano varia tra gli 11 e 50 g senza un andamento particolare tra 0, 10 e 20 m, ma con un'elevata variabilità proprio perché la deposizione è variabile sia all'interno dei transetti che delle aree e delle distanze. Per quanto riguarda la percentuale di sostanza organica totale (*TOM %*), sono stati registrati valori elevati (> 3 %) senza però un chiaro *pattern* tra le distanze campionate.

Tabella 25: Valori medi (\pm e.s.) dei descrittori abiotici alle diverse distanze campionate (0 m, 10 m, 20 m) nelle due aree di Bellocchio (BELI, BELII).

Area	Distanza	<i>TOM (%)</i>		<i>Detrito Grossolano (gr)</i>		<i>Mediana (ϕ)</i>		<i>Asimmetria (ϕ)</i>		<i>Appuntimento Kg (ϕ)</i>		<i>Classazione (ϕ)</i>	
		Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.
BELI	0 m	3.96	0.93	21.70	8.60	2.80	0.30	0.11	0.05	0.90	0.16	1.38	0.28
	10 m	5.43	0.42	17.88	4.68	4.97	0.31	0.04	0.04	0.86	0.04	1.91	0.08
	20 m	4.62	0.79	25.64	8.90	4.98	0.16	0.02	0.02	0.80	0.04	2.01	0.08
BELII	0 m	5.95	1.39	49.86	16.47	3.79	0.30	0.07	0.06	0.69	0.03	2.23	0.29
	10 m	7.34	1.29	46.73	11.15	4.35	0.36	-0.08	0.04	0.96	0.16	1.87	0.27
	20 m	3.22	0.66	10.96	2.93	4.27	0.39	0.03	0.05	1.36	0.49	2.05	0.18

In Fig. 42 è mostrato il plot della PCA condotta sui dati normalizzati delle variabili prese in esame. I primi due assi (PC1 e PC2) spiegano il 78,7 % della varianza totale.

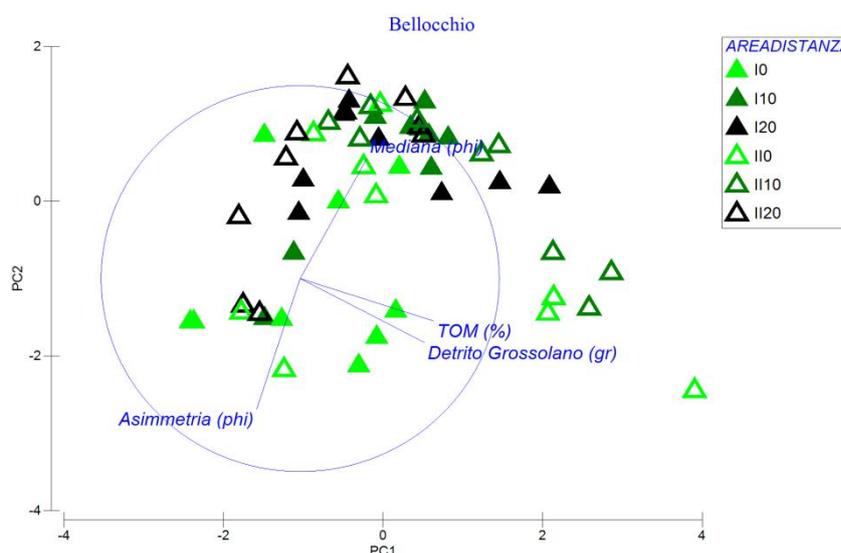


Figura 42: PCA condotta sui dati delle variabili abiotiche. I: area 1; II: area 2; 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri; 20: distanza 20 metri.

La varianza lungo il primo asse (PC1) è spiegata principalmente da sinistra verso destra da un aumento di *Detrito grossolano (gr)* e di *TOM (%)*. La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è invece spiegata dal basso verso l'alto da una diminuzione dell'*Asimmetria*

(φ) e un aumento della *Mediana* (φ) che spiegano abbastanza bene la *clusterizzazione* dei punti campioni relativi alla distanza 20 m.

La procedura BIO-ENV evidenzia che il *subset* di variabili abiotiche che meglio spiega il *pattern* di comunità osservato a Bellocchio è dato da *TOM (%)* e *Asimmetria* (φ); entrambi con un valore di correlazione $\rho_s=0,224$ ($p < 0.01$). Da notare, però, che anche se il test rivela una correlazione significativa fra le variabili abiotiche indicate e le comunità macrobentoniche, il valore è basso.

Per rappresentare graficamente come i valori di *TOM (%)* alle diverse distanze spiegano i pattern di comunità, viene riportato in Fig. 43 l'nMDS costruito sovrapponendo ai punti campione della componente macrobentonica (Fig. 30) i valori di *TOM (%)*, in forma di cerchi di raggio proporzionale all'entità dei valori stessi.



Figura 43: Non metric MDS plot dei punti-campione della macrofauna di Bellocchio con sovrapposizione dei valori di *TOM (%)*.

3.2.3 Lido di Dante

In Tab. 26 sono riportati, per ogni distanza in ogni area, i valori medi ($\pm e.s.$) delle variabili abiotiche misurate a Lido di Dante.

Il sito è caratterizzato da un sedimento classificabile come sabbia media (diametro tra 250 e 500 μm) a tutte le distanze esaminate. Il sedimento risulta, inoltre, poco classato e moderatamente ben classato.

Il capulerio è presente in quantità elevate nei campioni di Lido di Dante e, in base ai valori medi, si nota una quantità via via minore andando verso mare (20 m). Le quantità

medie di *TOM* (%) registrate sono molto basse (circa 1 %) in tutte le distanze campionate.

Tabella 26: Valori medi (\pm e.s.) dei descrittori abiotici alle diverse distanze campionate (0 m, 10 m, 20 m) nelle due aree di Lido di Dante (LDDI, LDDII).

Area	Distanza	<i>TOM</i> (%)		<i>Shell Tot</i> (gr)		<i>Mediana</i> (ϕ)		<i>Asimmetria</i> (ϕ)		<i>Appuntamento Kg</i> (ϕ)		<i>Classazione</i> (ϕ)	
		Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.	Media	e.s.
LDDI	0 m	1.04	0.05	364.0	60.76	1.70	0.01	-0.13	0.07	2.56	0.27	0.48	0.06
	10 m	1.06	0.05	325.2	36.49	1.60	0.08	-0.27	0.04	2.41	0.42	0.80	0.15
	20 m	1.23	0.13	46.2	13.15	1.79	0.01	0.18	0.06	2.65	0.38	0.51	0.03
LDDII	0 m	1.42	0.14	692.4	72.86	1.28	0.13	-0.24	0.05	1.13	0.10	1.30	0.08
	10 m	1.02	0.05	235.1	49.48	1.71	0.02	-0.07	0.02	2.51	0.36	1.06	0.05
	20 m	0.87	0.05	6.0	1.62	1.85	0.01	0.12	0.04	1.36	0.04	0.81	0.07

Per valutare quanto sono simili i campioni da punto di vista abiotico, è stata condotta la PCA sui dati normalizzati relativi alle variabili considerate.

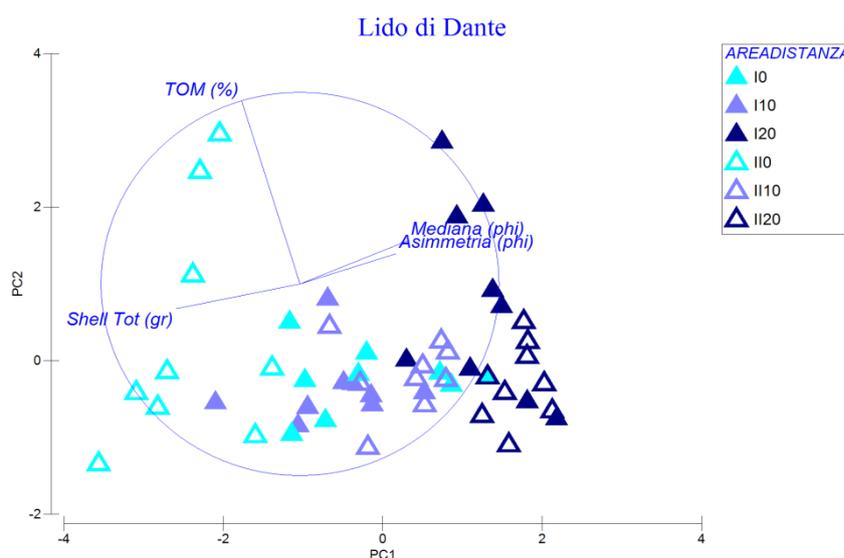


Figura 44: PCA condotta sui dati delle variabili abiotiche. I: area 1; II: area 2; 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri; 20: distanza 20 metri.

In Fig. 44 è mostrato il plot della PCA. I primi due assi (PC1 e PC2) spiegano il 77.9 % della varianza totale.

La varianza lungo il primo asse (PC1) è data principalmente da sinistra verso destra da una aumento di *Mediana*(ϕ) e *Asimmetria* (ϕ) e da una diminuzione di *Shell Tot* (gr).

La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è invece spiegata dall'alto verso il basso da una diminuzione della *TOM* (%).

Il plot evidenzia una certa separazione tra i punti-campione alle diverse distanze, verso sinistra sono presenti i punti a 0 m con valori di *Shell Tot (gr)* elevati, e un sedimento caratterizzato da sabbia più grossolana (Tab. 26). Al centro si distribuiscono i campioni a 10 m mentre a destra si concentrano quelli a 20 m seguendo una diminuzione di *Shell Tot (gr)* e un aumento della *Mediana(ϕ)*, quindi si passa a un sedimento sabbioso moderatamente classato e più fine. I punti a 0 m sono chiaramente più dispersi.

La procedura BIO-ENV evidenzia che il *subset* di variabili abiotiche che meglio spiega il *pattern* di comunità osservato a Lido di Dante è dato dalla singola variabile *Shell Tot (gr)* con un coefficiente di correlazione $\rho_s=0,418$ ($p < 0.01$).

Per rappresentare graficamente come la quantità di capulerio alle diverse distanze spiega i pattern di comunità, viene riportato in Fig. 45 l'nMDS costruito sovrapponendo ai punti-campione della componente macrobentonica (Fig. 36) i valori *Shell Tot (gr)*, in forma di cerchi di raggio proporzionale all'entità dei valori stessi.

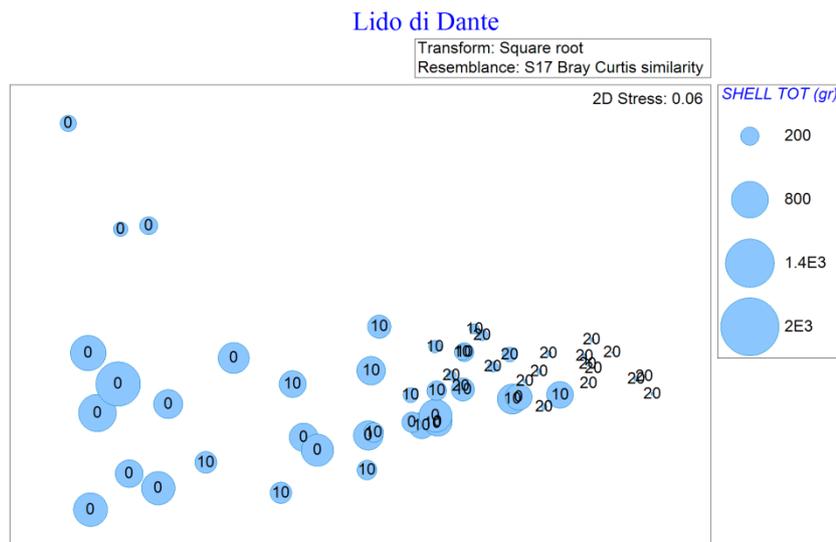


Figura 45: Non metric MDS plot dei punti-campione della macrofauna di Lido di Dante con sovrapposizione dei valori di *Shell Tot (gr)*.

3.3 Relazione fra morfodinamica delle spiagge e popolamenti bentonici

È stata effettuata, infine, un'analisi complessiva delle caratteristiche morfodinamiche delle tre spiagge indagate e dei popolamenti bentonici rinvenuti.

Attraverso le misure raccolte nei siti di campionamento sono state calcolate lunghezza, pendenza (*slope*) e indice BDI (*Beach Deposit Index*) per ogni transetto (Tab. 27).

Tabella 27: Lunghezza, Pendenza e BDI medio (\pm e.s.) di ogni transetto campionato.

Area	Transetto	Lunghezza (m)	Slope	BDI (\pm e.s.)
SPI	T1	15.5	1/28	120.6 (\pm 8.7)
	T2	13.4	1/22	130.4 (\pm 7.8)
	T3	16.3	1/23	108.7 (\pm 10.7)
BELI	T1	22.9	1/22	567.5 (\pm 135.6)
	T2	24.0	1/25	600.7 (\pm 167.6)
	T3	27.1	1/68	2049.5 (\pm 314.9)
BELII	T1	17.2	1/16	341.7 (\pm 95.6)
	T2	25.3	1/35	879.3 (\pm 156.7)
	T3	18.5	1/16	368.0 (\pm 74.1)
LDDI	T1	25.7	1/37	125.2 (\pm 2.1)
	T2	18.0	1/25	87.9 (\pm 1.3)
	T3	17.0	1/25	80.7 (\pm 3.8)
LDDII	T1	20.2	1/34	117.6 (\pm 3.0)
	T2	17.6	1/29	84.0 (\pm 7.8)
	T3	21.2	1/29	93.2 (\pm 5.6)

La lunghezza dei transetti, volta a ricoprire l'intera lunghezza della fascia intertidale, non è mai risultata inferiore a 13 m a Lido di Spina e a 17 m a Bellocchio e a Lido di Dante. In tutti i siti e le aree indagate si nota, inoltre, una certa variabilità. In media, però, la fascia intertidale risulta più lunga a Bellocchio. A Lido di Spina, invece, la fascia intertidale è risultata sempre la più corta.

Riguardo le pendenze, a Bellocchio queste sono risultate molto variabili. Tale risultato potrebbe essere spiegato dalla presenza di creste intertidali (BELI T3) e di depressioni del substrato dovute alla forte erosione ($Slope=1/16$). Lido di Dante e Lido di Spina presentano invece pendenze più accentuate e simili fra loro nei differenti transetti (Tab. 27). Nonostante le differenze evidenziate, le spiagge indagate presentano valori tipici delle spiagge dissipative (Wright & Short 1984).

In questo contesto di generale dissipatività, analizzando i valori degli indici BDI, Bellocchio risulta essere la spiaggia maggiormente dissipativa mentre Lido di Dante la meno dissipativa. Infatti a Lido di Dante sono state riscontrate le dimensioni granulometriche maggiori, mentre a Bellocchio quelle più fini.

L'analisi complessiva dei popolamenti bentonici di tutte e tre le spiagge è stata condotta dopo linearizzazione delle abbondanze (ind. m^{-1} lineare), che consiste nel moltiplicare la media delle densità al m^2 degli n campioni presenti in un transetto per la lunghezza del transetto (Brazeiro & Defeo, 1996).

In Fig. 46 sono riportati i dendrogrammi risultanti dalla *cluster analysis* svolta con (a sinistra) e senza *L. mediterraneum* (a destra).

Dall'analisi del dendrogramma a sinistra di Fig. 46, appare una buona separazione dei 3 siti (BEL, SPI, LDD). Le eccezioni sembrano in gran parte imputabili alla maggiore o minore presenza di *L. mediterraneum*. Ad esempio uno dei transetti di Bellocchio risulta raggruppato ai transetti di Lido di Spina, proprio per la relativa abbondanza del bivalve. Del resto, eliminando *L. mediterraneum* non si osserva più questa situazione e i campioni relativi ai transetti dei siti risultano ben aggregati, formando 3 *cluster* ben distinti.

Si riscontra anche un incremento della dissimilarità tra siti, soprattutto tra Lido di Spina e Lido di Dante (intorno al 75 %), ciò rimarca l'effetto uniformante del bivalve che con le sue elevate abbondanze e distribuzione "aggregata" tende a mascherare la struttura delle comunità residenti nelle spiagge.

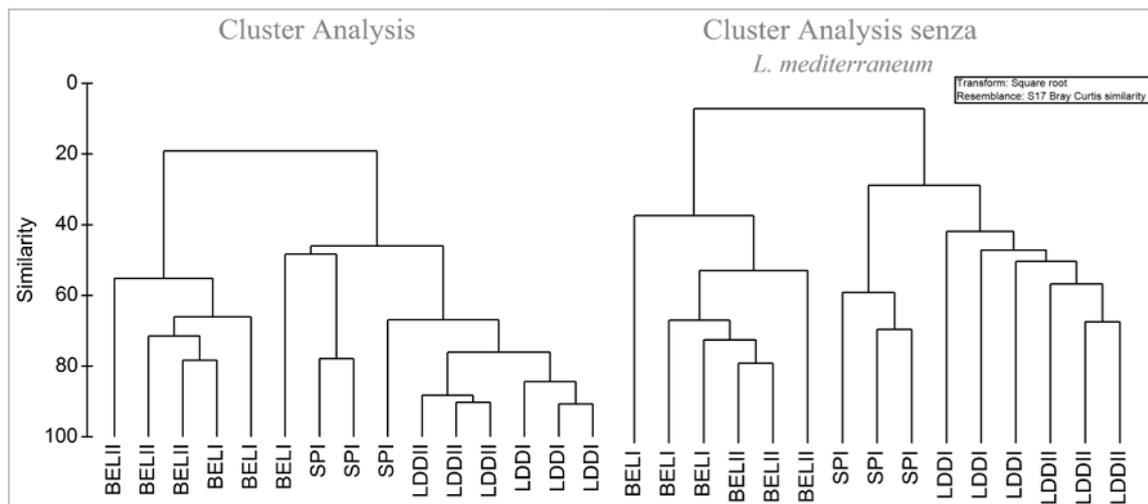


Figura 46: Dendrogrammi ottenuti tramite cluster analysis sui dati di abbondanza linearizzati per transetto, con e senza *L. mediterraneum*.

Per stimare la relazione presente tra le matrici di abbondanza e le matrici dei gruppi trofici e, quindi, se l'informazione data dall'analisi dei gruppi trofici è paragonabile a quella data dall'analisi sulle matrici con i taxa, è stato svolto un test di correlazione tramite la procedura RELATE (Clarke & Gorley, 2006; Tab. 28). I valori di Rho (ρ_s) risultano elevati per tutti e 3 i siti, e supportati da alti livelli di significatività. A Bellocchio si riscontra il valore di correlazione minore ($\rho_s=0.79$).

Vista la dominanza di *L. mediterraneum*, per Lido di Spina e Lido di Dante il test è stato svolto anche dopo aver eliminato dalla matrice il bivalve. Come era da aspettarsi si ottengono coefficienti di correlazione molto più bassi ma comunque significativi, ad

indicare che l'analisi effettuata sui gruppi trofici permette di evidenziare risultati diversi rispetto a quella effettuata sui taxa, e consente di approfondire l'informazione su quella che è la struttura dei popolamenti bentonici.

Tabella 28: Risultati del test di correlazione svolto tra le matrici dei taxa e le matrici dei gruppi trofici, con e senza *L. mediterraneum*. ρ_s : coefficiente di correlazione di Spearman; p : livello di significatività.

	Relazione taxa-gruppi trofici			Relazione taxa-gruppi trofici senza <i>L. mediterraneum</i>	
	SPI	BEL	LDD	SPI	LDD
ρ_s	0.866	0.790	0.991	0.481	0.542
p	0.0001	0.0001	0.0001	0.0006	0.0001

Per esaminare complessivamente le comunità indagate dal punto di vista trofico, è stata condotta la PCA (Fig. 47) sui dati normalizzati e trasformati con radice quadrata relativi alle abbondanze (m^{-2}) dei gruppi trofici con (in alto) e senza (in basso) *L. mediterraneum*. Nel grafico in alto i primi due assi (PC1 e PC2) spiegano il 69.4. % della varianza totale. La varianza lungo il primo asse (PC1) è data principalmente da sinistra verso destra da una aumento di *Mixed* e *Subsurface-deposit Feeders* e da una diminuzione dei *Carnivores*. La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è invece spiegata dall'alto verso il basso da un aumento di *Filter-Feeders*.

Il plot evidenzia quindi una certa separazione tra i punti-campione di Bellocchio, posizionati a destra, caratterizzati da una maggiore quantità di Misti e Detritivori Infaunali, soprattutto alle distanze 10 e 20 m. A sinistra sono localizzati i punti di Lido di Spina e Lido di Dante dove sono invece più abbondanti Carnivori e Filtratori. I punti relativi a Lido di Dante e Bellocchio presentano un certa dispersione.

Escludendo *L. mediterraneum* la percentuale di variabilità spiegata dai primi due assi sale a 81.3 %. Nello specifico lungo il primo asse da sinistra verso destra vi è un aumento di *Mixed*, *Subsurface-deposit Feeders* e *Filter-Feeders*. La varianza del secondo asse è quasi interamente spiegata dall'alto verso il basso da un aumento di *Surface-deposit Feeders*.

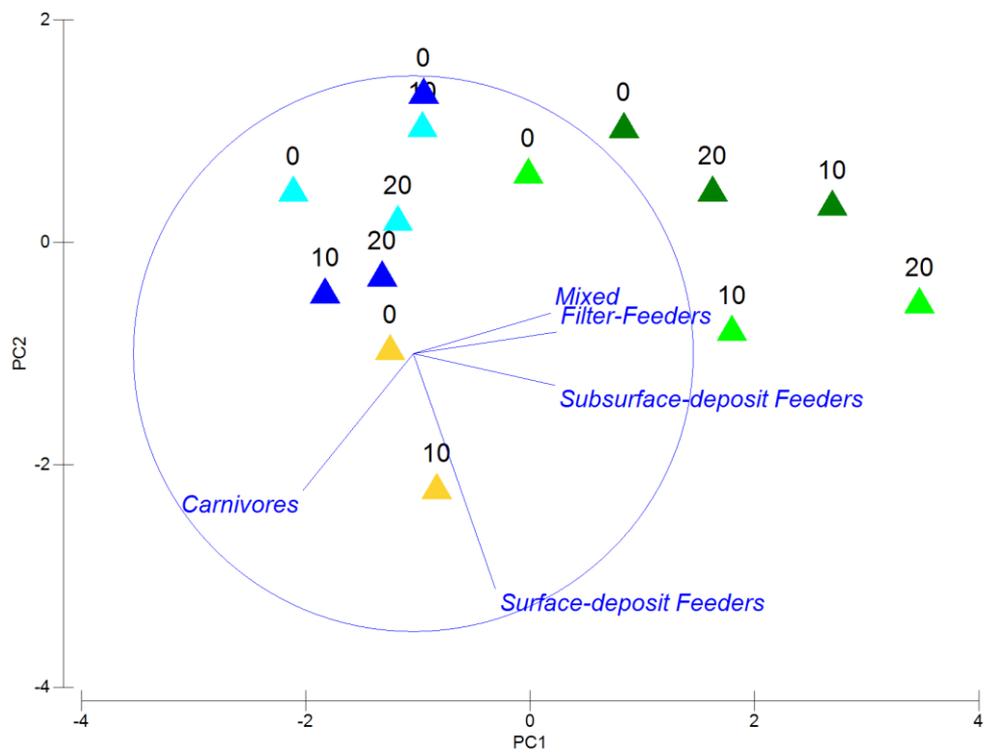
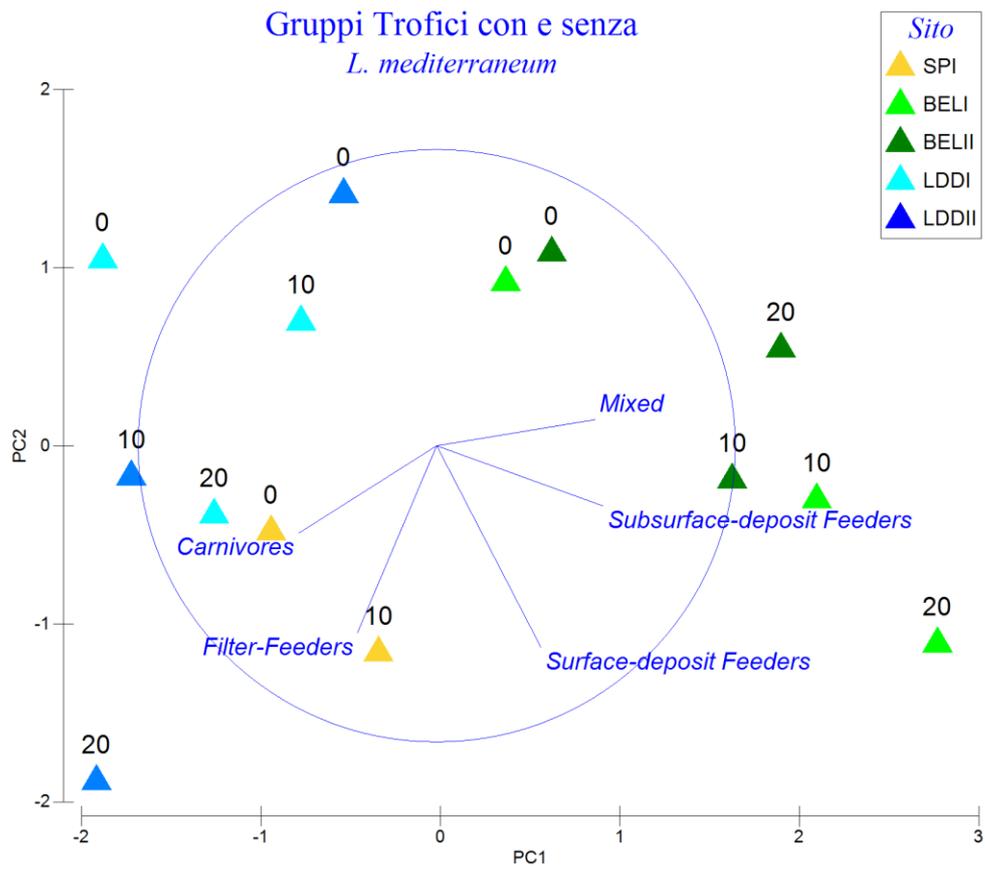


Figura 47: PCA condotte sui dati dei gruppi trofici con e senza *L. mediterraneum*. SPI: Lido di Spina; BEL: Bellocchio; LDD: Lido di Dante; I: area 1; II: area 2; 0: distanza 0 metri; 10: distanza 10 metri; 20: distanza 20 metri.

Per indagare le relazioni presenti tra alcune delle variabili biotiche e abiotiche sono stati costruiti dei diagrammi di dispersione con annesse le linee di regressione (Fig. 48). Le analisi sono state condotte utilizzando i dati di abbondanza linearizzati per transetto.

In generale non si evidenzia una relazione marcata fra le abbondanze della macrofauna e il BDI. È interessante notare, però, come il logaritmo dell'abbondanza di *L. mediterraneum* abbia una relazione negativa con l'indice BDI, quindi, passando a condizioni di maggiore dissipatività si assiste a una calo della presenza del bivalve.

Anche se i coefficienti di regressione appaiono relativamente bassi, si nota un aumento del numero di specie e della diversità all'aumentare del BDI, e quindi della dissipatività.

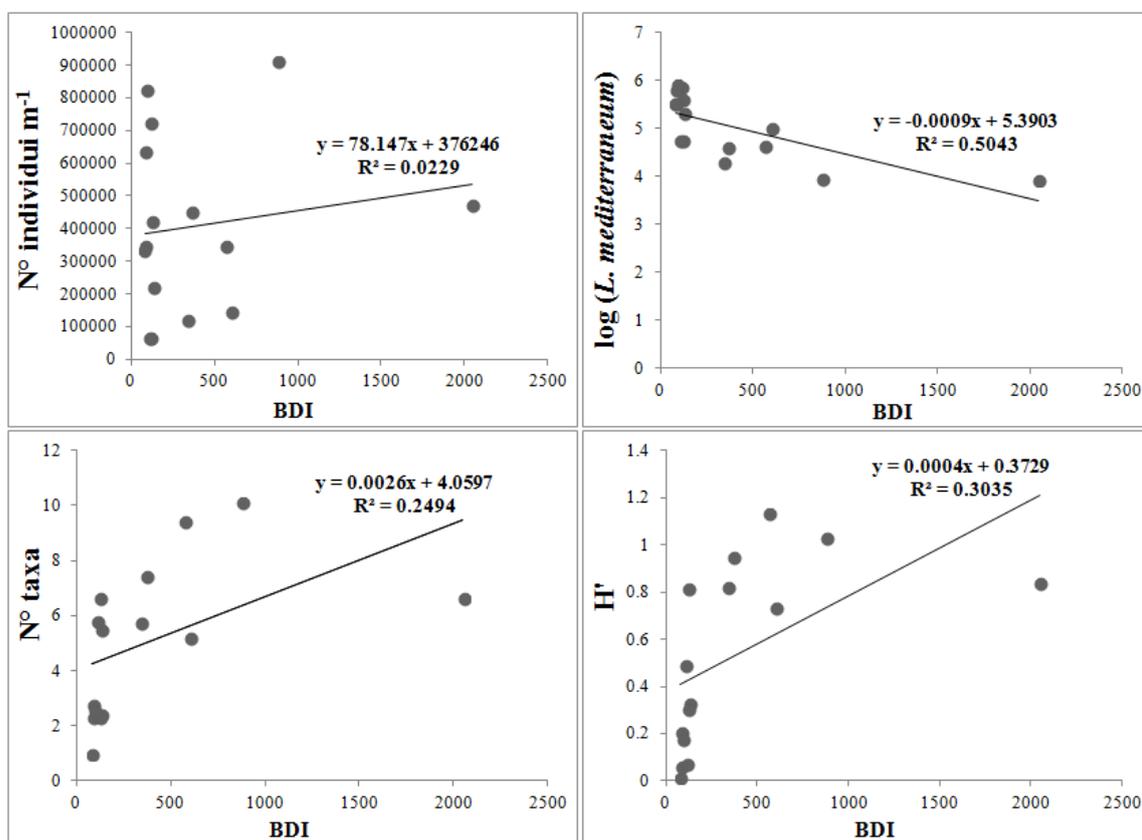


Figura 48: Grafici a dispersione, con annesse linee di regressione, dei parametri biotici (abbondanza, numero di specie, diversità di Shannon, logaritmo dell'abbondanza di *L. mediterraneum*) con l'indice BDI.

4. Discussione e Conclusioni

Il presente lavoro di tesi ha permesso di analizzare tre spiagge del litorale emiliano-romagnolo, differenti dal punto di vista morfodinamico e caratterizzate da comunità macrobentoniche peculiari.

Bellocchio è il sito dove è stato rinvenuto il maggior numero di taxa (32), e in cui è stata riscontrata la maggiore variabilità poiché presenta campioni con un minimo di 1 specie a un massimo di 13 specie.

Il numero di taxa rinvenuti a Lido di Spina e Lido di Dante è risultato simile (21 e 20).

In termini di abbondanze, le più elevate sono state registrate a Lido di Dante, con 47012 individui di cui 46630 solo del bivalve *L. mediterraneum*. In questo sito è stata riscontrata anche la maggiore variabilità, con campioni da 17 individui fino a campioni con 3742 individui.

In generale i risultati sono paragonabili a quelli ottenuti in altri studi su spiagge temperate europee (Bertasi *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2005, Rodil & Lastra, 2004).

Bellocchio è un tipico esempio di litorale soggetto a *retreat*. La vecchia linea di riva si trova verso il largo, e la zona dei frangenti è ora in corrispondenza della vecchia laguna attualmente coperta dal mare, quindi la fascia intertidale campionata non è altro che il residuo della laguna.

Il sistema risulta caratterizzato da un'elevata eterogeneità spaziale. In alcuni tratti affiora una piattaforma di abrasione, segno di un'erosione continua e progressiva nel tempo, dove i depositi lagunari argillosi sono diventati substrato per colonie di mitili (Lelli, 2013). Sono evidenti anche i residui vegetali tipici di un sistema lagunare. Queste condizioni hanno consentito la formazione di *patch* costituite da letti di mitili (*mussel beds*), che oltre ad aumentare l'eterogeneità e la complessità dell'habitat (*ecosystem engineer*, Tsuchiya & Nishihira, 1985; Seed, 1996; Chapman *et al.*, 2005), sembrano favorire la sedimentazione e, anche se solo parzialmente, tamponare i processi erosivi grazie ad un effetto dissipativo dell'energia del moto ondoso.

Le quantità più elevate di TOM (%) che sembrano collegate alla distribuzione delle *patch* di *M. galloprovincialis* e la presenza di un substrato fangoso stabile molto fine, favoriscono l'insediamento di una comunità più ricca e abbondante. A livello di gruppi trofici, le cospicue percentuali di *Mixed* riscontrate a Bellocchio sono attribuibili proprio

a queste caratteristiche. Gli anfipodi del genere *Corophium*, ad esempio, scavano la propria tana in sedimenti fini o fangosi dove le condizioni sono particolarmente stabili (Connor *et al.*, 2003), e ciò denota l'efficacia di queste specie nell'essere buoni indicatori di specifiche condizioni del sedimento. 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). Una granulometria maggiore aumenta il tasso di mortalità di determinate specie e quindi limita la loro distribuzione (Brazeiro, 2001).

L'elevata diversità di specie registrata è quindi dovuta alla presenza di specie che normalmente non sono comuni nella zone intertidale di coste sabbiose (*Capitella capitata*, *Polydora* spp., *Prionospio* spp., *Tapes philippinarum*, *Barnea candida*, *Corophium* spp.) in quanto non sono adattate alle condizioni tipiche della *surf zone* ma preferiscono aree meno stressate dal punto di vista idrodinamico e arricchite in sostanza organica (Pearson & Rosenberg, 1978; Holte, 1998). L'elevata presenza di detrito vegetale contribuirebbe inoltre a fornire una maggiore quantità di sostanza organica edibile da parte dei detritivori (Josefson & Conley, 1997).

Le spiagge di Lido di Spina e Lido di Dante sono risultate relativamente più simili, nonostante fossero le più distanti. Entrambe sono caratterizzate da un sedimento sabbioso medio-fine e da una minore eterogeneità del substrato. A livello di comunità sono state rilevate meno specie rispetto che a Bellocchio, ma soprattutto con abbondanze assai minori (tranne che per il bivalve *L. mediterraneum* che invece domina in questi siti).

Tali risultati sono in accordo con quelli ottenuti in molti studi in cui è stato evidenziato che l'abbondanza e il numero di taxa degli organismi macrobentonici sono correlati a diversi fattori, tra i quali granulometria del sedimento, pendenza della spiaggia, idrodinamismo (McLachlan, 1983, Brown and McLachlan, 1990, Soares, 2003, Defeo and McLachlan, 2011). Nello specifico le spiagge più dissipative, con pendenze lievi e sedimento più fine ospitano comunità caratterizzate da maggiori abbondanze e numero di specie rispetto alle spiagge meno dissipative.

Inoltre, entrambe le spiagge sono caratterizzate dalla presenza di specie peculiari, come l'associazione tra *Scolelepis squamata* ed *Eurydice spinigera*, suggerendo che questi due siti sono caratterizzati da comunità tipiche delle spiagge sabbiose europee esposte al moto ondoso (Eleftheriou & McIntyre, 1976).

Questi due taxa prediligono ambienti con un certo idrodinamismo a causa del loro habitus alimentare (Jones, 1970; Dauer, 1983).

A Lido di Spina, tuttavia, sono state registrate granulometrie più fini e un numero di specie per campione maggiore rispetto a Lido di Dante.

Nel complesso, per queste sue caratteristiche, si potrebbe collocare in una situazione intermedia tra Bellocchio e Lido di Dante.

Il fatto che la struttura delle comunità registrate a Lido di Dante sia spiegata principalmente dal modo in cui il capulerio si distribuisce alle differenti distanze considerate è indice che il moto ondoso è la forzante maggiormente responsabile dei *pattern* di comunità osservati in questo sito. A Lido di Dante risultano infatti evidenti i movimenti turbolenti e ciclici di risalita e discesa delle onde lungo la *swash zone* (bagnasciuga, Fig. 15). Queste evidenze riescono a spiegare i risultati ottenuti sulle comunità macrobentoniche includendo o escludendo *L. mediterraneum*. In particolare quando le analisi vengono condotte sulla matrice senza *L. mediterraneum* si evidenzia un aumento di diversità verso i punti-campione posti a 20 m dove l'energia delle onde diminuisce, avendo così un minor impatto sui popolamenti macrobentonici.

La zona intertidale di Lido di Dante, quindi, risulta la più esposta, e il moto ondoso inibisce la deposizione di sedimento fine e di macrofauna di piccole dimensioni che risulta, di conseguenza, meno abbondante e diversificata di quella rinvenuta nelle zone meno stressate dal moto ondoso, come Bellocchio e, in secondo luogo, Lido di Spina.

Dal complesso dei risultati, è quindi emerso, il ruolo peculiare del piccolo bivalve *Lentidium mediterraneum*.

Questa specie è decisamente abbondante nelle spiagge Nord Adriatiche (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 piccolo mollusco bivalve 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. È comunque necessario tenere conto, nell'ottica di un monitoraggio, che si corrono dei rischi nell'utilizzarlo come indice dell'idrodinamismo in quanto i cicli vitali e riproduttivi di questa specie non sono ancora del tutto noti e i reclutamenti non sembrano seguire un andamento regolare.

Comunque, 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. Dall'insieme di queste considerazioni, si potrebbe suggerire che al fine di risparmiare del tempo dovuto al *sorting* di migliaia di individui, potrebbe essere conveniente evitare di contare gli organismi di questa specie le cui abbondanze sono estremamente variabili nello spazio e nel tempo (Bertasi *et al.*, 2009).

L'analisi delle comunità mediante i gruppi trofici funzionali ha consentito di evidenziare la presenza di un gradiente strutturale di comunità.

Infatti nell'analisi tramite PCA (Fig. 47) si osserva, soprattutto nel plot derivante dalla matrice senza *L. mediterraneum*, una *clusterizzazione* dei tre siti, per di più Lido di Spina e Lido di Dante risultano più simili in termini di struttura trofica nonostante siano i più distanti dal punto di vista geografico con una dominanza di Carnivori e Detritivori di Superficie.

I due siti, quindi, pur presentando comunità composte da specie differenti risultano comparabili dal punto di vista trofico. D'altro canto Bellocchio, per le sue caratteristiche, si discosta da questa condizione evidenziando una struttura trofica del tutto differente dominata da Misti, Detritivori e Filtratori.

Sono state perciò evidenziate differenze dovute alle caratteristiche peculiari dei siti e meno alla distanza relativa fra di essi.

L'utilizzo dei gruppi trofici funzionali può quindi essere uno strumento utile nell'analisi delle comunità intertidali. Da precisare, però, che non è da considerarsi come un metodo

alternativo a quelli classici (analisi di composizione specifica e di abbondanza relativa), ma come un efficace complemento. Infatti può fornire maggiori informazioni riguardo l'ecologia e le interazioni che intercorrono all'interno delle comunità macrobentoniche, e potrebbe suggerire dove differenti processi vengono coinvolti nello strutturare la macrofauna di fondo molle.

Bibliografia

- 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.
- 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. 1- Présentation 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.
- Bertasi, F., Colangelo, M.A., Colosio, F., Gregorio, G., Abbiati, M., Ceccherelli, V.U. (2009). Comparing efficacy of different taxonomic resolutions and surrogates in detecting changes in soft bottom assemblages due to coastal defence structures *Marine Pollution Bulletin* 58: 686-694.
- Bird, E.C.F. (1996). *Beach management*. John Wiley & Sons, Chichester, p.182.
- 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? *Mar. Ecol., Prog. Ser.* 224: 35-44.
- Brazeiro, A., Defeo, O. (1996). Macrofauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 523-536.
- Brown, A.C., McLachlan, A. (1990) *Ecology of Sandy Shores*. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier.
- Brown, A.C., McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation* 29: 62-77.
- Chapman, M.G., People, J., Blockley, D. (2005). Intertidal assemblages associated with natural *Corallina* turf and invasive mussel beds. *Biodivers. Conserv.* 14: 1761-1776.

- 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.
- Connor, D.W., Allen, J.H., Golding, N., Lieberknecht, L.M., Northen, K.O., Reker, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland. Version 03.02. <http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes>. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- 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.
- Dauer, D.M. (1983). Functional morphology and feeding behavior of *Scolelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae). *Marine Biology* 77: 279-285.
- 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.
- Defeo, O., McLachlan, A. (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series* 295: 1-20.
- Defeo, O., McLachlan, A. (2011). Coupling between macrofauna community structure and beach type: a deconstructive meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series* 433: 29-41.
- 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.
- Dexter, D.M. (1983). Community structure of intertidal sandy beaches in New South Wales, Australia. In: McLachlan & Erasmus (eds), *Sandy Beaches as Ecosystems*, The Hague: Junk: 461-473.
- Eleftheriou, A., McIntyre, A.D. (1976). The intertidal fauna of sandy beaches: a survey of the Scottish coast. *Scottish Fisheries Research Report* 6: 1-61.
- Faith, D.P., Minchin, P.R., Belbin, L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetation* 69: 57-68.
- Fauchald, K., Jumars, P.A. (1979). The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 17: 193-284.
- 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.
- 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.
- Gray, J.S. (1974). Animal-sediment relationships. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 12: 223-261.
- 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 key-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.
- Jones, A.R., Gladstone, W., Hacking, N.J. (2004). Sandy Beach Ecosystems and Climate Change: Potential Ecological Consequences and Management Implications. Coast to Coast 2004, Australia's 6th National Coastal Management Conference, Tasmania, Department of Primary Industries Water and Environment, Hobart, Tasmania.
- Jones, D.A. (1970). Factors affecting the distribution of the intertidal isopods *Eurydice pulchra* Leach and *E. affinis* Hansen in Britain. *Journal of Animal Ecology* 39: 455-472.
- Josefson, A.B., Conley, D.J. (1997). Benthic response to a pelagic front. *Marine Ecology Progress Series* 147: 49-62.
- Kendall, M.G. (1970). Rank Correlation Methods (IV ed). Griffin and Co. Ltd.
- Lelli, J. (2013). Caratterizzazione dei processi di erosione costiera recenti nel Lido di Bellocchio (RA).
- 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.
- 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.
- Martin, D., Pinedo, S., Sardà, R. (2000). Distribution patterns and trophic structures of soft-bottom polychaete assemblages in a north-western Mediterranean shallow-water bay. *Ophelia* 53(1): 1-17.
- Massé, H. (1971). Contribution à l'étude quantitative et dynamique de peuplements des sables fins infralittoraux des côtes de Provence.
- Maurer, D., Leathem, W. (1981). Polychaete feeding guilds from Georges Bank, USA. *Marine Biology* 62: 161-171.
- McLachlan, A. (1983). Sandy beach ecology - A review. In: McLachlan, A., Erasmus, T. (eds), *Sandy Beaches as Ecosystems*. W. Junk, The Hague, pp. 321-380.
- McLachlan, A. (1990). Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research* 6: 57-71.
- McLachlan, A. (2001). Coastal beach ecosystems, in: Levin, S. (2001). *Encyclopedia of biodiversity*, Volume 1: 741-751.
- McLachlan, A., Jaramillo, E., Donn, T. E., Wessels, F. (1993). Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of Coastal Research* 15: 27-38.
- McLachlan, A., Dorvlo, A. (2005). Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research* 21: 674-687.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J., Zhao, Z.-C. (2007). Global Climate Projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M. *et al.* (eds), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working VI Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 747-846.

- Miller, D.C. (1984). Mechanical post-capture particle selection by suspension- and deposit-feeding *Corophium*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 82(1): 59-76.
- 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.
- Paiva, P.C. (1993). Trophic structure of a shelf polychaete taxocenosis in southern Brazil. *Cahiers de Biologie Marine* 35: 39-55.
- 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.
- 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.
- Probert, P.K. (1984). Disturbance, sediment stability, and trophic structure of soft bottom communities. *Journal of Marine Research*, 42: 839-821.
- Regione Emilia-Romagna (1990). Aspetti naturalistici delle zone umide salmastre dell'Emilia-Romagna. In: B. Sabelli (Eds.): 155-183.
- 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.
- Rodil, I.F., Lastra, M. (2004). Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 37-44.
- Roy, P.S., Cowell, P.J., Ferland, M.A., Thom, B.G., (1994). Wave-dominated coasts. In: Carter, R.W.G., Woodroof, C.D. (eds) (1994). *Coastal Evolution-Late Quaternary shoreline morphodynamics*. Cambridge University Press IV: 121-186.
- Sanders, H.L. (1958). Benthic studies in Buzzards Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limnology and Oceanography* 3: 245-258.
- Seed, R. (1996). Patterns of biodiversity in the macroinvertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 76: 203-10.
- 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.
- Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A. (1994). Animal-sediment relationships revisited: causes versus effect. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32: 111-117.
- Soares, A.G. (2003). Sandy beach morphodynamics and macrobenthic communities in temperate, subtropical and tropical regions - a macroecological approach. Port Elizabeth, South Africa: University of Port Elizabeth, Doctoral thesis. 152. p.
- 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.
- 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.
- Tsuchiya, M., Nishihira, M. (1985). Islands of *Mytilus* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 25: 71-81.

- Underwood, A.J. (1997). Experiments in ecology- Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press.
- Walker, R.G., Plint, A.G. (1992). Wave- and shallow storm-dominated shallow marine systems. In Walker, R.G., James, N.P. (eds) Facies Models: Response to Sea Level Change: Geological Association of Canada: 219-238.
- Wright, L.D., Short, A.D. (1984). Morphodynamic variability of surf zones and beaches: A synthesis. Mar. Geol. 56: 93-118.