

ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITA' DI BOLOGNA  
SCUOLA DI SCIENZE

Corso di laurea magistrale in Biologia Marina

**Risposta delle comunità bentoniche della zona intertidale di coste  
sabbiose a un evento estremo di mareggiata: il caso di Cesenatico**

Tesi di laurea in Disegni Sperimentali e Analisi Dati

Relatore

Prof.ssa Marina Antonia Colangelo

Presentata da

Serena Cassol

Correlatore

Dott. Fabio Bozzeda

III sessione

Anno Accademico 2014/2015



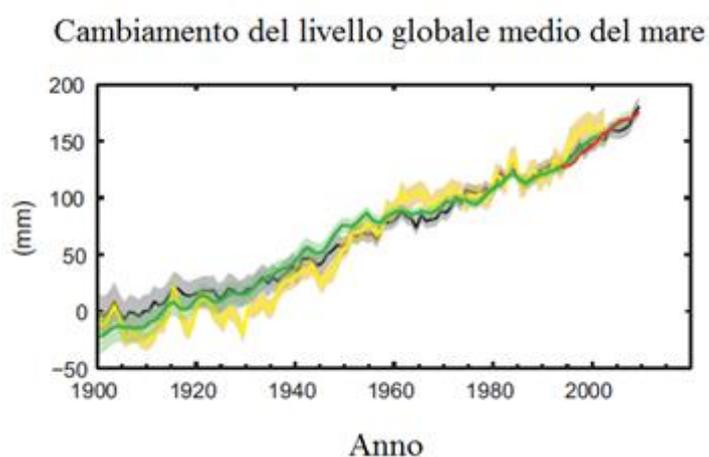
## **INDICE**

<b>1. INTRODUZIONE</b> .....	<b>1</b>
1.1 Cambiamenti climatici e effetti sulle zone costiere .....	1
1.2. Le coste sabbiose: morfologia ed ecologia .....	3
1.3. Caratterizzazione dell'area di studio: la costa Emiliano-Romagnola .....	6
1.4. La mareggiata del 5 e 6 Febbraio 2015.....	8
<b>2. MATERIALI E METODI</b> .....	<b>13</b>
2.1 Caratterizzazione dell'area di studio .....	13
2.2. Disegno di campionamento .....	14
2.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo .....	15
2.4 Trattamento campioni in laboratorio.....	16
2.4.1 Analisi sedimento.....	16
2.4.2 Analisi biotiche .....	18
2.4.3 Indici morfodinamici.....	19
2.5 Analisi statistiche .....	19
2.5.1. Analisi dei dati abiotici .....	19
2.5.2 Analisi delle comunità macrobentoniche .....	20
<b>3. RISULTATI</b> .....	<b>25</b>
3.1 Analisi delle variabili abiotiche.....	26
3.2 Analisi della comunità macrobentonica .....	27
<b>4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI</b> .....	<b>46</b>
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	
<b>APPENDICE</b> .....	

## 1. INTRODUZIONE

### 1.1 Cambiamenti climatici e effetti sulle zone costiere

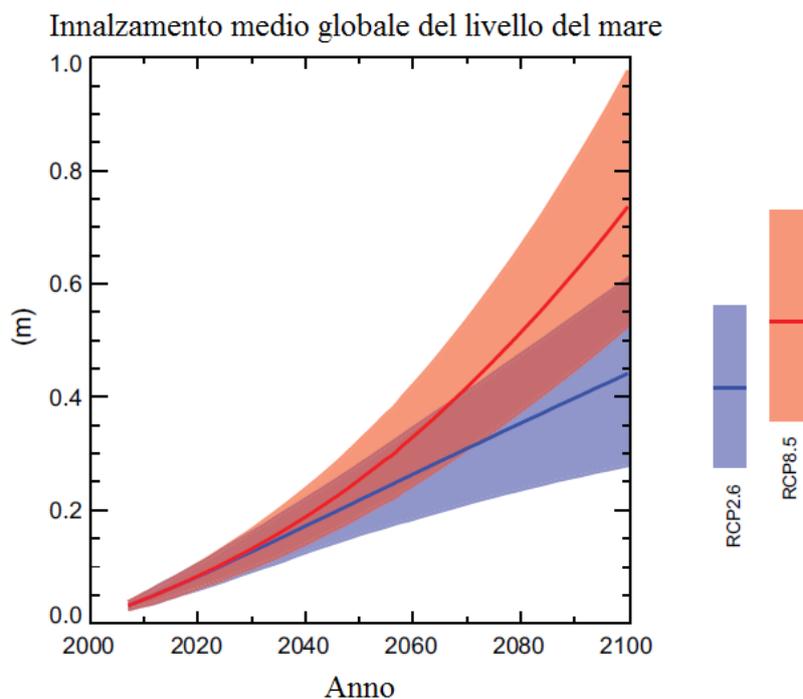
Il cambiamento climatico in atto ormai da decenni, ha come conseguenza più grave il surriscaldamento globale. A partire dagli anni '50 si sono osservati evidenti cambiamenti che hanno portato al riscaldamento degli oceani e alla diminuzione di neve e ghiaccio. Una diretta conseguenza di questi fenomeni consiste nel progressivo innalzamento del livello del mare che sta alterando le linee di costa in tutto il mondo e producendo gravi forme di erosione costiera. Ciò rappresenta una minaccia non solo per l'habitat, con i beni e servizi che esso offre, ma anche per le infrastrutture e le popolazioni che vivono in queste zone. Il tasso di innalzamento del livello del mare nel XIX secolo è stato più alto del tasso medio dei 2000 anni precedenti. Nel periodo 1901-2010, infatti, il livello globale medio del mare è cresciuto di circa 1,7 mm/anno, in particolare negli ultimi due decenni, (1993 – 2010) si è registrato un tasso medio di innalzamento del livello globale del mare di 3,2 mm/anno (Figura 1).



*Figura 1 - Livello globale medio del mare relativo al XIX secolo. Tutte le serie temporali (le linee colorate indicanti i diversi set di dati) mostrano valori annuali e, dove stimate, le incertezze sono indicate con ombreggiature colorate. Fonte: IPCC 2010.*

Molti estremi climatici (tempeste, mareggiate, inondazioni) continuano ad essere causati dalla variabilità climatica naturale ma è sempre più evidente che le attività antropiche, che dal 1950 al 2011 hanno quadruplicato la loro intensità (in particolare a partire dagli anni '70), forniscono un sostanziale contributo, poiché influiscono su due dei maggiori fattori determinanti: l'espansione termica e la perdita di massa dei ghiacciai, che insieme rendono conto del 75% di innalzamento del livello globale medio marino osservato (IPCC 2010).

Le previsioni riguardanti l'aumento delle temperature medie globali, gli eventi meteorologici estremi e rischi per l'ambiente e la popolazione sono sempre meno rassicuranti. Nei prossimi decenni le tempeste potrebbero infatti aumentare in frequenza e intensità per effetto dei cambiamenti climatici: modelli di previsione basati sulla simulazione di diversi scenari, indicano, a partire dalla metà del secolo corrente, un possibile aumento del livello del mare di 0,24 m e fino a 0,63 m per la fine del XXI secolo che riguarderà circa il 70% delle coste in tutto il mondo (Figura 2).



*Figura 2 - Proiezioni dell'innalzamento del livello medio globale del mare nel corso del XXI per due scenari considerati. Gli intervalli probabili valutati per la media del periodo 2005-2100 per tutti gli scenari sono rappresentati da barre verticali colorate, con il corrispondente valore mediano raffigurato da una linea orizzontale. Fonte: IPCC 2010.*

Questi cambiamenti influenzano le condizioni meteo aumentando la probabilità di accadimento di eventi estremi come alluvioni e tempeste, cioè, possono non essere la causa diretta di una particolare tempesta ma peggiorarne l'impatto sulla spiaggia: poiché le tempeste sono accompagnate da un temporaneo aumento del livello marino locale, le onde che si generano possono raggiungere altezze più elevate, fino a superare le dune presenti sulla spiaggia, a causa del fenomeno globale del *sea level rise* (Zhang *et al.*, 2004).

Gli ambienti costieri sono i tra i primi recettori delle conseguenze dei cambiamenti climatici come l'aumento dell'intensità e della frequenza di eventi di tempesta estremi e dei conseguenti fenomeni di *storm surge*, cioè l'innalzamento del livello marina dovuto

all'evento meteorologico. Le tempeste sono fenomeni che avvengono naturalmente e hanno un forte impatto sulle coste, in particolare quelle sabbiose. Le potenti onde che si abbattono sulla costa durante una mareggiata infatti provocano l'erosione di significativi volumi di sabbia causando grave erosione costiera, perdita di habitat, accelerazione dell'arretramento della linea di costa, alterazione dei regimi di sedimentazione e minaccia per le infrastrutture costiere (Lucrezi *et al.*, 2010; Harris *et al.*, 2011). Tali eventi sono quindi fattori di disturbo che possono modificare le dinamiche e la struttura delle comunità bentoniche delle spiagge e quindi il funzionamento dell'intero sistema (Moodley *et al.*, 1998).

Oltre ai cambiamenti climatici, le zone costiere sono sottoposte ad un costante aumento delle pressioni antropiche. I dati relativi all'anno 2011 indicano che il 40,8% della popolazione europea vive nelle regioni costiere, le quali costituiscono il 40% del territorio dell'UE e in Italia più del 75% (in alcune regioni più del 95%) della popolazione vive entro 50 km dalla costa (EUROSTAT, 2013). Con l'aumento della popolazione aumenta anche la pressione antropica che rischia di aggravare le conseguenze degli impatti naturali e portare quindi alla scomparsa progressiva dei sistemi costieri. L'azione sinergica di pressioni naturali legati a eventi meteorologici ed antropiche non fa che inasprire il fenomeno dell'erosione costiera, intrappolando le spiagge nel cosiddetto "*coastal squeeze*" tra il mare che avanza inesorabilmente da un lato e le strutture urbane dal lato terrestre.

## 1.2. Le coste sabbiose: morfologia ed ecologia

Le spiagge costituiscono l'habitat costiero dominante in tutto il mondo, dagli ambienti tropicali fino alle coste dell'Artico (Short, 2001). Sono zone di transizione tra ambiente terrestre e marino comprese tra i limiti inferiore e superiore dell'azione delle onde.

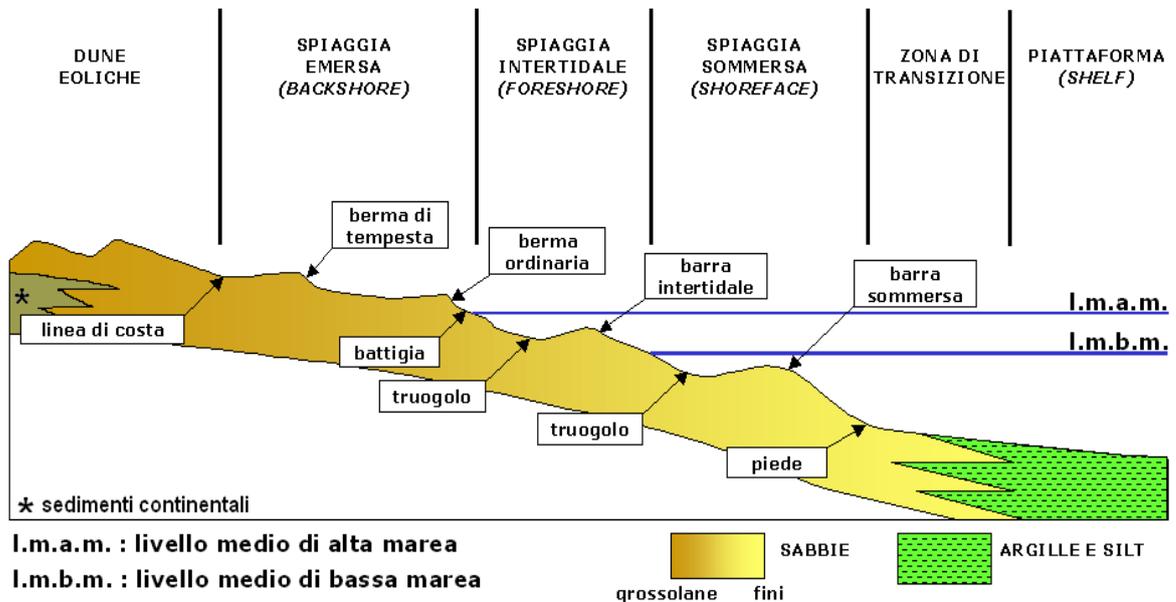
Le spiagge sono accumuli di sedimenti depositati e rielaborati dalle onde e dalle correnti marine e fluviali e i diversi tipi di spiaggia sono determinati dall'interazione tra energia del moto ondoso, granulometria del sedimento e dall'ampiezza del regime di marea.

Un tipico profilo di spiaggia (Figura 3) è costituito dalla **zona delle dune**, retrostante la spiaggia. Le dune si formano in seguito all'azione dei venti e sono disposte parallelamente alla costa a protezione dell'entroterra da mareggiate e onde di tempesta.

Dalla duna fino al limite massimo di alta marea si estende la **spiaggia emersa**, o *backshore*, costituita da una rampa inclinata verso il mare, la battigia.

La **spiaggia intertidale**, o *foreshore*, è compresa tra il limite medio di alta marea e quello di bassa marea ed è la parte più esposta al disturbo in quanto viene ciclicamente esposta e sommersa due volte al giorno.

La **spiaggia sommersa**, o *shoreface*, si colloca al di sotto del livello minimo di bassa marea e si estende fino al punto in cui finisce l'azione del moto ondoso sul fondale.



**Figura 3** – Esempio di profilo geomorfologico di una spiaggia sabbiosa.

Le spiagge sono ambienti altamente dinamici, come detto precedentemente, e sono tra i più produttivi del pianeta. Esse sono fortemente legate agli ecosistemi adiacenti come estuari, fiumi, e lagune in termini di apporto di sedimenti, ricambio di acqua dolce, scambio di materia organica e nutrienti; questi fattori influenzano salinità, temperatura, granulometria e carico di nutrienti e condizionano, quindi, la struttura dei popolamenti (Carcedo *et al.*, 2015).

A questo tipo di habitat sono associate comunità bentoniche altrettanto dinamiche che includono rappresentanti di molti phyla, in particolare crostacei, molluschi e policheti che sono solitamente gli organismi dominanti (Defeo & McLahan, 2005). La struttura di comunità è condizionata principalmente da 3 fattori: il tipo di sedimento, le oscillazioni climatiche (turbolenza e movimenti delle masse d'acqua sulla superficie della spiaggia) e i gradienti di esposizione/umidità in base ai cicli di marea.

La fauna bentonica si suddivide in 3 categorie principali in base alle dimensioni degli organismi:

- **macrobenthos**; organismi di dimensioni  $> 500 \mu\text{m}$
- **meiobentos**; organismi di dimensioni comprese tra  $500$  e  $63 \mu\text{m}$

- microbenthos; organismi di dimensioni  $< 63 \mu\text{m}$

Un'ulteriore distinzione viene fatta anche in base alla posizione degli organismi rispetto al substrato:

- epibenthos; organismi che vivono sulla superficie del substrato
- endobenthos; organismi che vivono all'interno del substrato

I primi sono tipici dei fondi duri mentre l'endobenthos è più abbondante nei fondi molli.

Per lo studio seguente è stata presa in considerazione la componente macrobentonica in quanto più semplice da manipolare e più studiata dal punto di vista ecologico. Questi organismi mostrano caratteristiche comportamentali che riflettono il loro stretto rapporto con il substrato in cui vivono come la scarsa mobilità e la capacità di scavare gallerie all'interno del sedimento. Per queste caratteristiche generalmente gli organismi macrobentonici si trovano rintanati nel substrato durante il giorno, quando il rischio di predazione e disidratazione è più elevato, e fuoriescono dalle tane durante la notte per procacciarsi il cibo (Fanini & Lawry, 2016).

Lo studio della macrofauna è divenuto sempre più importante nell'ultimo decennio, infatti molte direttive comunitarie come la *Water Framework Directive* (CEE 60/2000) e la *Marine Strategy Framework Directive* (CEE 56/2008) pongono particolare attenzione alla componente biologica e considerano gli organismi macrobentonici come utili strumenti per il monitoraggio dello stato qualitativo dell'ambiente marino. Questi organismi sono estremamente dinamici e rispondono in maniera diversa alle continue fluttuazioni delle variabili ambientali che caratterizzano gli habitat costieri, modificando, se necessario, le proprie abitudini onde evitare la conseguenza estrema del disturbo, la perdita di specie (Fanini & Lawry, 2016). In base alle risposte della fauna bentonica possiamo quindi valutare gli effetti di un particolare disturbo, sia esso di origine naturale o antropica, sugli ambienti costieri. Nel caso specifico dell'alto Adriatico l'importanza dell'uso delle specie macrobentoniche come indicatrici della qualità dell'habitat è enfatizzata ulteriormente dal fatto che, essendo un bacino semi chiuso e poco profondo, esso è fortemente influenzato dalle condizioni meteorologiche e dagli input del fiume Po.

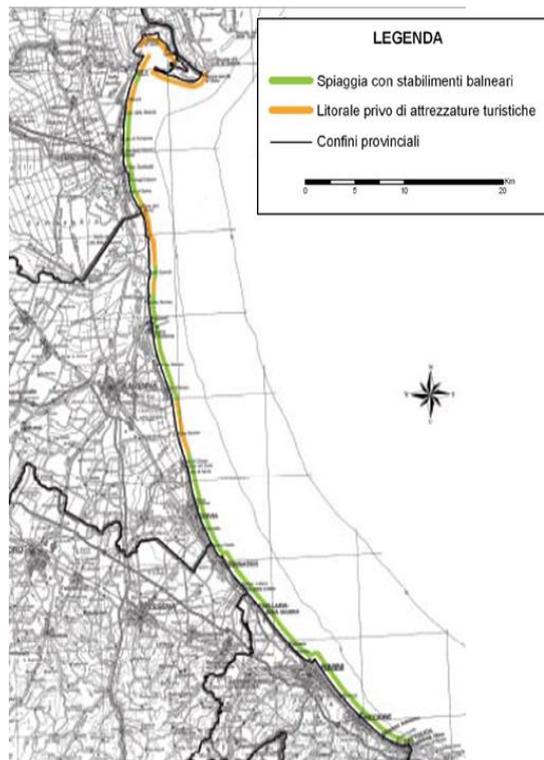
### 1.3. Caratterizzazione dell'area di studio: la costa Emiliano-Romagnola

Il litorale Emiliano-Romagnolo, come tutte le coste sabbiose, subisce l'effetto dei cambiamenti climatici come l'innalzamento del livello del mare e l'aumento dell'intensità e frequenza di accadimento di eventi estremi come tempeste e inondazioni (*flooding*).

Si affaccia su un tratto di mare Adriatico la cui profondità massima non supera i 50 m (Martinelli *et al.* 2011), è interamente costituito da costa bassa e sabbiosa ed è delimitato a nord dalla foce del Po di Goro e a sud dalla foce del torrente Tavollo, tra Cattolica e Gabicce, per un'estensione complessiva di 130 km, 110 dei quali fortemente urbanizzati (Martinelli *et al.* 2011).

Tutta la costa Emiliano-Romagnola ha subito una profonda trasformazione; nel corso della seconda metà del '900, infatti, i processi erosivi si sono diffusi fino ad interessare 105 km di litorale (E-R Ambiente, 2011) e sono causati principalmente dal ridotto apporto di sedimenti dai fiumi e da fenomeni di subsidenza sia naturale che antropica, quest'ultima dovuta alle attività di estrazione di gas naturali dal sottosuolo.

Su gran parte del litorale si è affermata, fin dal secolo scorso, una delle industrie turistico-balneari più floride d'Europa (Montanari *et al.* 2011), i cui stabilimenti occupano circa 85 km di costa (Figura 4). La sempre più intensa occupazione di aree prospicienti la spiaggia ha come conseguenze la riduzione della fascia litoranea che attenui gli effetti del moto ondoso, la presenza frammentaria o, in alcuni casi, assenza di dune costiere che proteggano dall'ingressione delle acque marine e un inasprimento della linea di costa. Tutto questo insidia il già delicato equilibrio in cui il sistema si trova, compromettendone la vulnerabilità e quindi la capacità di ripristino dopo una tempesta o una mareggiata.



*Figura 4 - Tratti costieri occupati da stabilimenti balneari. Fonte ARPA Emilia-Romagna 2009.*

Gli effetti dell'erosione sono amplificati dalla subsidenza, un fenomeno naturale irreversibile che ha determinato l'abbassamento della fascia costiera di 80-100 cm negli ultimi 55 anni e che rappresenta la più seria minaccia alla stabilità del litorale Emiliano-Romagnolo (ARPA 2009). I dati relativi ai tassi medi di subsidenza di circa 1 cm/anno (ARPA 2009) combinati a quelli riguardanti l'innalzamento del livello del mare previsto di circa 0,3 cm/anno (IPCC 2010), delineano uno scenario in cui la spiaggia rischia di scomparire a poco a poco.

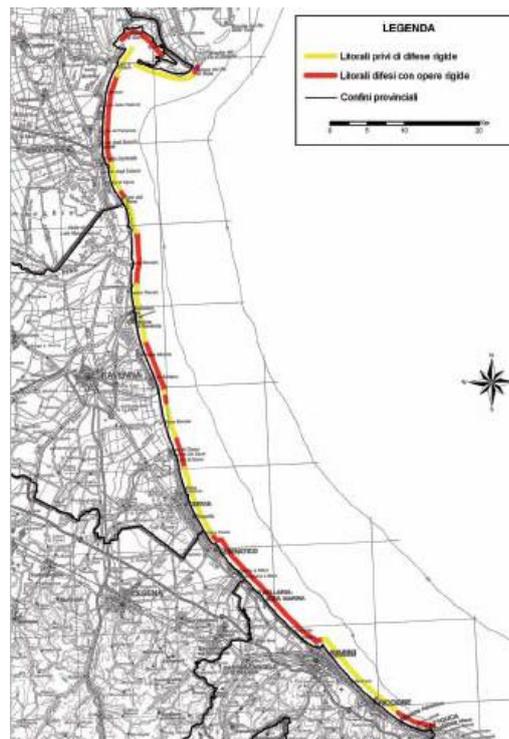
È quindi a partire dalla fine degli anni '70 che la regione Emilia-Romagna decide di occuparsi del problema dell'erosione adottando una serie di politiche di intervento finalizzate alla protezione del sistema costiero (ARPA 2009).

Agli inizi degli anni '80 vengono realizzati i primi interventi di ripascimento (nel 1983), con l'apporto di 538.000 m<sup>3</sup> di sabbia su 5,6 km di spiagge. Successivamente, sono stati condotti numerosi altri interventi, con sabbia di cave a terra, a difesa di circa 16 km di costa (E-R Ambiente, 2011).

Dopo l'iniziale propensione per soluzioni cosiddette "soft", a metà degli anni '90, la "visione" di difesa della costa, mediante ripascimento, inizia a essere giudicata con scetticismo e si diffonde una generale propensione verso ipotetici "interventi definitivi", che portano alla realizzazione di scogliere rigide.

A partire dal 1995, a protezione di 4,3 km di costa, iniziano interventi nei comuni di Ravenna e Cesenatico, con scogliere aventi la cresta a quota medio mare (E-R Ambiente, 2011).

Oggi 74 km di costa Emiliano-Romagnola, in pratica la metà dell'intero litorale, sono protetti da strutture rigide (Figura 5). Tali interventi hanno però determinato un notevole impatto paesaggistico-ambientale e non sembrano aver risolto il problema; dall'analisi dell'evoluzione della linea di costa, infatti, emerge che alcune spiagge protette da strutture rigide sono comunque soggette a erosione.



*Figura 5 - Lunghezza tratti costieri protetti con opere di difesa rigida al 2007. Fonte ARPA Emilia-Romagna 2009.*

#### 1.4. La mareggiata del 5 e 6 Febbraio 2015

Le tempeste (*storm surge*) sono *driver* naturali delle spiagge i cui effetti sull'ambiente fisico costiero sono ampiamente studiati. Intensità e durata della tempesta e il tempo di ritorno (il tempo medio intercorrente tra il verificarsi di due eventi successivi) influiscono sulla vastità dell'impatto: il verificarsi di numerose tempeste di moderata intensità può portare a impatti cumulativi con effetti più gravi rispetto a quelli causati da tempeste di maggiore intensità. Le conseguenze possono essere transitorie o permanenti e il sistema può impiegare molti anni per ritornare allo stato fisico- morfologico precedente la tempesta o, in alcuni casi, il recupero può non avvenire mai (Harris *et al.*, 2011).

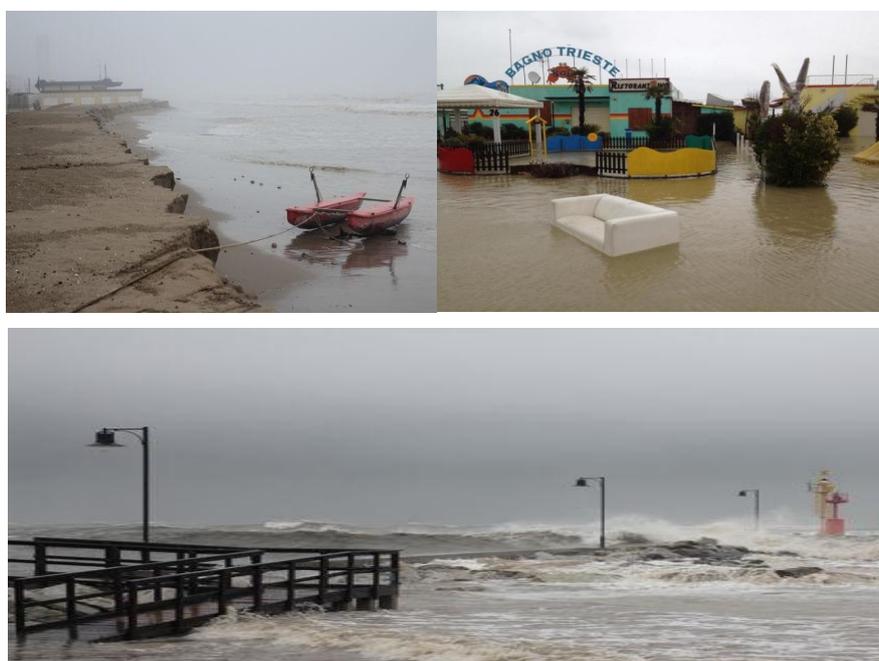
Gli studi di tipo opportunistico possono aiutare a comprendere gli impatti delle tempeste sulla comunità macrobentonica; per questo motivo il seguente lavoro di tesi approfitta di un evento estremo di tempesta avvenuto a Cesenatico nei giorni 5 e 6 Febbraio 2015 per valutare la risposta della struttura dei popolamenti macrobentonici alla modificazione della linea di costa indotta dall'evento di tempesta..

Nelle giornate tra il 3 e il 5 febbraio 2015 si è verificato un evento di mareggiata e alluvione particolare che ha interessato tutta la costa Emiliano-Romagnola, dal ravennate al riminese. Tali fenomeni sono stati causati dall'intensificarsi di forti venti di bora che dal Golfo di Trieste si sono propagati verso la costa di Veneto e Emilia-Romagna mantenendo l'intensità di burrasca forte, con rinforzi di tempesta per diverse ore in mare aperto (MeteoWeb) e portando a una condizione di mare agitato sopra un bacino poco profondo come l'Adriatico. Questa situazione combinata a un livello del marea superiore di 1 m, ha dato origine a un evento di mareggiata di eccezionale intensità se confrontato con eventi registrati da serie storiche a disposizione dell'ARPA Emilia-Romagna dal 1998 ad oggi. Questo evento ha comportato inondazioni lungo la costa di Cesenatico e, in misura minore, anche su alcuni tratti della costa riminese e del ravennate, dove si sono verificate delle temporanee inondazioni (MeteoWeb). L'eccezionalità dell'evento sta proprio nella concomitanza tra i due segnali di livello del mare e di altezza d'onda registrati, entrambi al di sopra della soglia di criticità. Il dato relativo al livello del mare registrato nella tarda sera del 5 Febbraio dal mareografo di Porto Corsini (Ravenna) è il più alto mai registrato dalla stazione mareografica (1,21 m). Le analisi del moto ondoso sono effettuate su dati registrati dalla stazione ondometrica Nausicaa, installata, dal 2007, al largo di Cesenatico; la mattina del 6 Febbraio la boa ondometrica ha registrato un'altezza d'onda di 4,66 m (Figura 6), evento che non si era mai verificato prima di allora (ARPA 2015).



*Figura 6 - Altezza d'onda a Cesenatico registrata dalla boa onda metrica Nausicaa tra il 5 e l'8 Febbraio 2015. Fonte: ARPA Emilia-Romagna.*

La violentissima mareggiata che ne è conseguita ha impattato con grande energia la costa, riuscendo a scavalcare le dune realizzate in Autunno proprio a protezione della costa e portando a estese ingressioni marine e a gravi fenomeni di erosione con danni alle infrastrutture lungo tutto il litorale devastando stabilimenti balneari e quel che restava di interi lungomari (Figura 7).



*Figura 7 – Danni alle infrastrutture a Cesenatico causati dalla mareggiata.*

Una correlazione esistente tra altezza d'onda significativa ( $H_s$ ) e lo *storm surge* ( $Z$ ) ha permesso di stimare l'altezza media delle onde impattanti sulla costa al picco dell'evento. La relazione empirica, basata su analisi statistiche effettuate su dati climatologici riferiti al periodo 1960-1990, stabilisce che quando lo *storm surge* supera il livello medio di marea annuale (0.4 m) l'altezza dell'onda può essere stimata da:

$$H_s = -0.8 + 2.56 \cdot Z \quad (Z > +0.4 \text{ m})$$

In cui  $H_s$  indica l'altezza significativa dell'onda a riva e  $Z$  indica il valore massimo registrato di *storm surge*. Per l'evento considerato l'altezza significativa delle onde a riva è stimata in 2.29 m.

**Tabella 1** - Scenari climatici di *flooding* localizzati a Cesenatico costruiti considerando la *storm surge* come prima variabile nella statistica e come variabili condizionate l'altezza ed il periodo dell'onda (Zanuttigh et al., 2014).

Tempi di ritorno	Surge, m	Altezza dell'onda, m	Periodo dell'onda, s
Tr=2 years	1.14	2.12	5.85
Tr=5 years	1.23	2.35	6.17
Tr=10 years	1.28	2.47	6.33
Tr=20 years	1.32	2.57	6.45
Tr=25 years	1.33	2.60	6.49
Tr=30 years	1.34	2.63	6.52
Tr=50 years	1.36	2.69	6.59
Tr=100 years	1.39	2.76	6.69

Basandosi sul livello marino registrato (1.21 m) e sulla stima dell'altezza significativa dell'onda (2.29 m) la tempesta del 5 Febbraio può essere classificata, secondo gli scenari IPCC (IPCC, 2010) come un evento a tempo di ritorno ( $Tr$ ) equivalente a 2 anni (Tabella 1) il che sta ad indicare un'elevata probabilità di accadimento di un evento equivalente ogni 2 anni. L'entità dei danni registrati, l'elevata frequenza predetta della tipologia di evento unitamente al previsto *sea level rise* ed alla subsidenza presente in zona evidenziano l'elevata vulnerabilità del sito considerato a fenomeni di *flooding* costiero.

Alla luce di quanto detto, lo scopo del seguente lavoro di tesi è stato valutare la risposta del comparto macrobentonico a una variazione della linea di riva, indotta da un evento estremo di tempesta. Approfittando di tale evento sono stati raccolti dati che permettessero di analizzare la situazione fisico-chimica del primo subtidale e la struttura della comunità bentonica ad esso associato. Le informazioni rinvenute durante i campionamenti sono state utilizzate per attuare un confronto *before/after* con i dati di precedenti campagne di campionamento (2011) e valutare la risposta dei popolamenti a uno *shift* della zona intertidale a primo subtidale.

I dati relativi ai campionamenti sono stati poi utilizzati per costruire un modello di previsione costruito secondo l'approccio Fuzzy Naive Bayes( FBN) (Bozzeda, 2013), per prevedere i pattern di distribuzione delle specie, abbondanza e diversità specifica (Indice di Shannon) utilizzando i dati relativi ai campionamenti *before* e validare il modello con i dati ricavati dai campionamenti *after*.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1 Caratterizzazione dell'area di studio

Nel presente studio è stata considerata la spiaggia di Cesenatico Ponente (litorale nord/centro) di ampiezza media di 13 m (ARPA 2010). La spiaggia in questione ha una lunghezza di 825 m ed è delimitata a sud dal Porto canale e a nord da un pennello (denominato “il *pennellone*”) (Figura 8).

L'area è soggetta a erosione costiera fin dagli anni '70 e presenta il tasso di subsidenza annuo più elevato della fascia costiera Emiliano-Romagnola, che ha comportato un abbassamento del suolo di 116 cm in 55 anni (ARPA 2009). Per questo motivo, a partire dalla fine degli anni '70, sono stati attuati numerosi interventi di gestione. Nel 2002 è stata posizionata una scogliera semi-emersa lunga 800 m (Figura 8). Questo tipo di struttura rigida ha lo scopo di ridurre l'energia del moto ondoso e favorire, quindi, la deposizione del sedimento verso riva. A nord del Porto canale, oltre al *pennellone*, sono presenti 3 pennelli più piccoli, o barriere trasversali, che si estendono dal retrospiaggia fino alla prima linea dei frangenti di normale mareggiata perpendicolarmente alla linea di costa.



*Figura 8 – Immagine satellitare (Google Earth) di Cesenatico. L'area di studio ,Cesenatico ponente, è evidenziata in rosso.*

Queste opere di difesa rigide interferiscono con il flusso sedimentario che si muove lungo la riva da sud verso nord: nel tratto di mare riparato da pennelli (a sud delle strutture) l'energia del moto

ondoso è minore e si ha una maggiore deposizione di sedimento, il lato a mare posizionato sottoflutto (al margine a nord delle strutture) presenta invece, quasi sempre, un tratto di spiaggia più arretrato, con processi erosivi più marcati che determinano un accrescimento asimmetrico della spiaggia (Figura 8). La realizzazione della scogliera semisommersa (Figura 9), combinata con la presenza del massiccio pennello, ha notevolmente contribuito a peggiorare la situazione del tratto, già soggetto ad una forte erosione (ARPA 2010).



*Figura 9 - Scogliera semisommersa a Cesenatico Ponente*

Dato il forte impatto che queste strutture rigide hanno sull'ambiente, negli ultimi anni si è preferito, adottare un approccio più "morbido" attraverso il ripascimento ovvero il trasporto di sedimento da cave o altre zone per ricostruire le spiagge erose. Dal 2000 al 2007, nel tratto di spiaggia in esame, sono stati portati a ripascimento più di 390.000 m<sup>3</sup> di materiale sabbioso prelevato principalmente da cave edili e darsene e da accumuli sottomarini (ARPA 2007). L'area è soggetta inoltre ad attività di *bulldozing* che consiste nell'impiego di ruspe con lo scopo di pulire la battigia dai detriti depositati dal mare durante la stagione turistica; costruire dune artificiali invernali, prelevando la sabbia dalla spiaggia, al termine della stagione balneare, per proteggere le costruzioni retrostanti da eventuali mareggiate; ripianare le stesse dune all'inizio della stagione successiva per riportare la spiaggia alla sua estensione originale.

## 2.2 Disegno di campionamento

Il primo scopo di questo lavoro è stato quello di cercare di valutare il comportamento dei popolamenti bentonici in seguito all'evento di *flooding* avvenuto a Febbraio 2015. A tal fine ci si è avvalsi del fatto di avere a disposizione una serie di dati, biotici e abiotici, relativi al tratto intertidale dell'area di studio campionato nel periodo 2010 – 2011 (Fini, 2011; Masuccio,

2011; Cirelli, 2012) da confrontare con quelli da me campionati a distanza di qualche mese dall'evento.

La seguente tesi consiste quindi in un confronto *before/after* per il quale sono stati considerati due tempi *before* (T1 e T2) e due tempi *after* (T3 e T4). Per ogni tempo sono stati scelti 3 transetti perpendicolari alla linea di costa. In riferimento ai campionamenti *before* i campioni in ogni transetto sono stati prelevati in tre siti situati a 3 livelli di marea, denominati come *Low*, *Medium* e *High*. Per valutare gli effetti della mareggiata del 5 – 6 Febbraio 2015, i campionamenti dell'*after* sono stati effettuati sugli stessi punti dei siti precedenti utilizzando le coordinate EST GPS registrate nei campionamenti del 2011. Per comodità, la denominazione dei siti, pur non coincidendo con i livelli di marea del momento, è rimasta *Low*, *Medium* e *High*. Ad ogni livello di marea, o sito marea, sono state prelevate 2 repliche.

Il disegno sperimentale consiste quindi di un modello a quattro fattori (Figura 10):

- fattore BEFORE/AFTER (B/A), fisso con 2 livelli (B e A)
- fattore TEMPO (T), nested in B/A , random con due livelli (T1 e T2/T3 e T4)
- fattore TRANSETTO (TR), nested in (T(B/A)), random con tre livelli (TR1....TR3)
- fattore MAREA (MA), fisso con 3 livelli (H, M e L), ortogonale a TEMPO e B/A

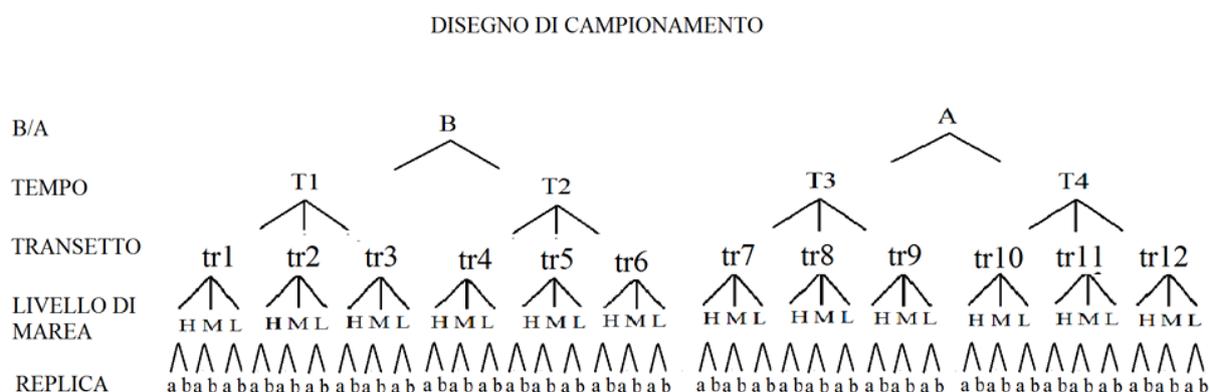


Figura 10 – Disegno di campionamento

### 2.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo

Come detto i siti sono stati individuati seguendo le coordinate GPS che erano state registrate durante i campionamenti del 2011. Sono state annotate poi l'altezza della colonna d'acqua in ogni punto, utilizzando una cordella metrica e l'altezza della marea. Sono stati prelevati due campioni replica per le analisi relative a: granulometria, materia organica (TOM) e macrofauna.

I campioni per i dati abiotici (granulometria e TOM) sono stati prelevati utilizzando carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità e trasferiti in barattoli precedentemente etichettati con la sigla del campione stesso, conservati in contenitori termici fino all'arrivo in laboratorio e infine stoccati rispettivamente in frigorifero (4°C) e in congelatore (-20°C). Per il prelievo dei campioni di macrobenthos sono state utilizzate carote in PVC del diametro di 10 cm e profondità 15 cm, ciascuna replica era costituita dall'unione di 4 carote per un'area di campionamento di ciascuna replica di 314 cm<sup>2</sup>. I campioni di macrobenthos sono stati prima setacciati in loco con setacci da 500 µm, poi riposti in barattoli precedentemente etichettati e fissati in formalina al 10% per le successive analisi.

## 2.4 Trattamento campioni in laboratorio

Per quanto riguarda la componente abiotica sono state effettuate analisi per il contenuto di materia organica e per la granulometria del sedimento mentre per la componente biotica è stata analizzata la macrofauna bentonica.

### 2.4.1 Analisi sedimento

Per analizzare la granulometria i campioni di sedimento prelevati sono stati posti in crogiuoli precedentemente tarati, seccati in stufa ad una temperatura di 80°C per 24 ore e pesati nuovamente. I campioni sono stati setacciati "a secco" con un agitatore meccanico su cui vengono montati una serie di setacci, da 1000 µm, 500 µm, 250 µm, 125 µm e 63 µm impilati in ordine decrescente. Le frazioni granulometriche presenti in ogni setaccio sono state pesate e il peso della frazione di dimensione <63µm è stato ricavato per differenza. I sedimenti sono stati analizzati seguendo la classificazione di Wentworth che permette di distinguere i tipi di sedimento in base alle dimensioni. Con una trasformazione logaritmica della scala Wentworth si ottiene, inoltre, il valore *phi* ( $\phi$ ) equivalente al diametro in millimetri (Tabella 2) che facilita la rappresentazione grafica (McIntyre & Eleftheriou 2005).

*Tabella 2 - Scala di Wentworth (in  $\phi$  e mm) per la classificazione dei sedimenti sabbiosi.*

$\phi$	Dimensioni (mm)	Descrizione
-1 - 0	2 - 1	Sabbia molto grossolana
0 - 1	1 - 0,5	Sabbia grossolana
1 - 2	0,5 - 0,25	Sabbia media
2 - 3	0,25 - 0,125	Sabbia fine
3 - 4	0,125 - 0,063	Sabbia molto fine
> 4	< 0,063	Silt

Per determinare il contenuto di materia organica totale (TOM) i campioni di sedimento sono stati scongelati, posti in crogiuoli tarati, seccati in stufa a 80°C per 24 ore e successivamente pesati, annotando il peso secco totale (DW, *Dry Weight*) per ogni campione. Successivamente il sedimento è stato incenerito in muffola per 8 ore a 450°C e nuovamente pesato, ottenendo così il peso delle ceneri (AW, *Ash Weight*). Dalla differenza tra peso secco e peso delle ceneri si ricava la quantità di sostanza organica presente nel campione, calcolata come percentuale del peso secco perso per incenerimento, secondo la seguente formula:

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

Le pesate sono state effettuate con una bilancia analitica di precisione (Kern 770). Per ogni campione sono stati calcolati i principali parametri granulometrici:

- media granulometrica espressa in mm,
- mediana (in  $\phi = -\log$  mm), indica il valore di taglia dei granuli di sedimento che corrisponde al 50% della curva cumulativa dei dati, è individuata quindi dal 50esimo percentile;
- classazione ( in  $\phi$ ), indica la dispersione del sedimento rispetto alla misura media, misura l'omogeneità dimensionale delle particelle costituenti il sedimento ed è calcolata come:

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

dove  $\phi_{84}$  e  $\phi_{16}$  fanno riferimento rispettivamente all'84esimo e 16esimo percentile (vedi Tabella 3);

- asimmetria (in  $\phi$ ), esprime lo scostamento della popolazione granulometrica dalla simmetria o normalità, valori prossimi a 0 indicano una distribuzione omogenea delle classi

- granulometriche. Valori positivi indicano una tendenza a diametri più fini mentre valori negativi indicano una prevalenza di diametri più grossolani. L'asimmetria della distribuzione può essere causata da un evento che rimuove granuli appartenenti a particolari classi granulometriche oppure che apporta materiale da un'altra popolazione granulometrica;
- appuntimento, misura il grado di appuntimento di una curva di frequenza granulometrica (con le classi dimensionali in ascissa e la frequenza percentuale in ordinata); permette di capire qual è il grado di cernita del sedimento attorno alla classe più rappresentata, la classe modale. Un sedimento con appuntimento elevato indica una sedimentazione rapida e improvvisa e può essere rappresentato da una curva gaussiana stretta ed appuntita. Al contrario un sedimento con appuntimento modesto indica una sedimentazione più graduale e quantitativamente equivalente di classi granulometriche diverse; la classe modale non mostrerà pertanto valori di abbondanza molto maggiori rispetto alle classi dimensionali vicine.

*Tabella 3 – Scala di Wentworth (in  $\phi$ ) per la classazione dei sedimenti.*

Range ( $\phi$ )	Descrizione
> 0,35	Molto ben classato
0,35 – 0,50	Ben classato
0,50 – 0,71	Moderatamente ben classato
0,71 – 1	Moderatamente classato
1 – 2	Poco classato
2 – 4	Molto poco classato
> 4	Estremamente poco classato

#### 2.4.2 Analisi biotiche

Riguardo i campioni di macrofauna, dopo una prima setacciatura effettuata direttamente in spiaggia, ogni campione è stato nuovamente setacciato in laboratorio utilizzando un setaccio da 500  $\mu\text{m}$  e sciacquato accuratamente per rimuovere ogni residuo di formalina. Ai campioni di macrofauna sono state aggiunte alcune gocce di rosa bengala, un colorante che, fissandosi alla materia organica, colora gli organismi eventualmente presenti nel campione, facilitandone l'individuazione. Segue poi la fase di *sorting* ovvero di conteggio e l'identificazione degli organismi nei principali taxa utilizzando uno stereomicroscopio e con l'aiuto delle chiavi

dicotomiche. Per la maggior parte degli organismi il riconoscimento è avvenuto fino al si livello di genere, mentre per altri è stata possibile anche l'identificazione fino al livello di specie. Una volta completato il *sorting*, tutti gli organismi trovati sono stati riposti in barattoli precedentemente etichettati con la sigla del campione e conservati in alcol etilico al 70%.

#### 2.4.3 Indici morfodinamici

Per misurare e caratterizzare la spiaggia dal punto di vista morfodinamico è stato calcolato l'indice BDI (*Beach deposit index*) secondo la seguente formula (Soares, 2003):

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

In cui *slope* (pendenza) è il rapporto tra l'escursione di alta marea e la lunghezza della zona intertidale; *a*, è la costante di Stokes ( $a=1,03125$ ) e *Mz*, la media granulometrica in mm;  $a/Mz$  è, quindi, una misura dell'idrodinamismo poiché misura la velocità costante di deposizione dei granuli di sedimento assimilati a una sferetta.

#### 2.5 Analisi statistiche

I dati sono stati analizzati mediante tecniche di analisi univariate e multivariate, sia per i dati biotici sia per quelli abiotici. Tutte le analisi statistiche sono state effettuate con i software PRIMER 7 con PERMANOVA add-on (Clarke *et al.*, 2014) e Microsoft Office Excel 2007. Per tutti i test è stato usato un livello di significatività di  $P > 0,05$ .

##### 2.5.1. Analisi dei dati abiotici

Per esaminare le caratteristiche fisiche della spiaggia sono state calcolate le medie (con i relativi errori standard) delle principali misure abiotiche (TOM, media e mediana granulometrica, cassazione, BDI e lunghezza, calcolate per ciascuna replica).

Per l'analisi multivariata dei dati abiotici è stato utilizzato l'indice di Distanza Euclidea:

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

che permette di rappresentare facilmente la differenza tra campioni in uno spazio bidimensionale. I dati in questo caso sono stati dapprima analizzati per valutare una eventuale

violazione della normalità dei dati e, trasformati in modo appropriato, in seguito sono stati normalizzati per ovviare il problema delle diverse unità di misura.

Per la rappresentazione dei dati abiotici è stata utilizzata la tecnica di ordinamento della PCA (*Principal Component Analysis*). Questa procedura parte dalla matrice originale con dati normalizzati e restituisce un plot nel quale la disposizione dei punti campione in relazione agli assi, che rappresentano l'intero set di variabili, è definita dalla disposizione dei dati nella matrice (Clarke *et al.*, 2014). Le componenti (PC) vengono estratte in modo che la prima (PC1) spieghi la quantità massima di variazione, la seconda (PC2) la massima quantità non spiegata dalla prima e così via.

### 2.5.2 Analisi delle comunità macrobentoniche

Per esaminare gli effetti dei fattori tenuti sotto controllo, le variazioni delle principali misure univariate relative alla comunità bentonica (numero di taxa, abbondanza, diversità di Shannon, basata su  $\log_e$ , calcolate per ciascuna replica) sono state testate mediante una serie di PERMANOVA (ANOVA permutazionale) con un disegno a 4 fattori, come descritto precedentemente. I test si sono basati su 9999 permutazioni, utilizzando l'opzione "*Unrestricted permutation of raw data*". Laddove necessario sono stati eseguiti test a posteriori mediante t di Student. Quando il numero di permutazioni uniche per i confronti a posteriori erano minori di 30, i *P-value* sono stati calcolati mediante il metodo di permutazione di Monte-Carlo (Anderson *et al.*, 2008).

Per quanto riguarda le analisi multivariate, dalla matrice di dati originale è stata ricavata una matrice di similarità usando l'indice di Bray-Curtis:

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

dove  $y_{ij}$  è il numero di individui della specie *i-esima* nel campione *j-esimo* e  $y_{ik}$  il numero di individui della specie *i-esima* nel campione *k-esimo*. A causa della mancanza di individui in alcune repliche, alla matrice è stata aggiunta una "dummy species", come raccomandato da Clarke *et al.* (2006). I dati sono stati precedentemente trasformati con "radice quarta" per enfatizzare il ruolo delle specie più rare.

Per la rappresentazione grafica dei dati di similarità è stata utilizzata la tecnica di ordinamento non-metrico dell'MDS (*Multi Dimensional Scaling*). Questa procedura trasforma la matrice

triangolare in una matrice di similarità per ranghi (Clarke *et al*, 2014) e permette di ridurre su un piano bidimensionale o tridimensionale la rappresentazione degli  $n$  punti campione che tenta di soddisfare tutte le condizioni imposte dalla matrice di (dis)similarità per ranghi. La stima della distorsione (*stress*), causata dalla forzatura geometrica che proietta le  $n-1$  dimensioni richieste per gli  $n$  campioni misura la concordanza nell'ordine dei ranghi delle distanze inter-oggetti e quelli predetti dalle similarità/dissimilarità. Il suo valore quindi è importante per valutare la qualità della rappresentazione fornita dall'MDS (Tabella 4). Se il valore di stress risulta accettabile, l'ordinamento dei punti può essere considerato valido.

*Tabella 4 – Limite di interpretabilità dei valori di stress degli MDS (Clarke, 1993).*

<b><i>Stress</i></b>	<b><i>Interpretabilità</i></b>
<b><i>0,00 – 0,05</i></b>	Rappresentazione eccellente
<b><i>0,05 – 0,10</i></b>	Buon ordinamento senza false deduzioni
<b><i>0,10 – 0,20</i></b>	Possibile compiere errori di interpretazione soprattutto nei dettagli
<b><i>&gt; 0,20</i></b>	Non utilizzabile, possibili errori di rappresentazione

Gli effetti dei fattori tenuti sotto controllo sulle variazioni di struttura di comunità sono stati testati mediante PERMANOVA, in accordo al modello a 4 fattori sopra descritto. L'analisi è stata condotta sulla matrice triangolare ottenuta mediante l'indice di similarità di Bray-Curtis.

Il contributo dato dalle specie, individualmente, alla dissimilarità, fra *Before* e *After* a ciascun sito di “marea” è stato calcolato usando la procedura SIMPER (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  $\delta_i$  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  $\delta_i$  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 alla dissimilarità 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.

Poiché la struttura della comunità bentonica è fortemente legata alle variabili ambientali è stata analizzata la correlazione esistente tra la matrice biotica e quella abiotica utilizzando la procedura BIO-ENV. Questa tecnica si basa sul confronto di due matrici di similarità: la matrice dei dati della comunità biotica (calcolata con l'indice di Bray-Curtis) e le matrici di dati abiotici (calcolate mediante Distanza Euclidea) generate da tutte le possibili combinazioni delle variabili ambientali considerate. Per confrontare le due matrici è necessario convertirle in matrici per ranghi e utilizzare quindi un coefficiente di correlazione per ranghi. Il coefficiente di correlazione utilizzato è 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  $r_i$  e  $s_i$  sono gli elementi delle matrici (rispettivamente biotica e abiotica) dei ranghi di similarità con  $i$  che varia da 1 a  $N$ , questi ranghi sono ottenuti dopo aver trasformato ciascuna delle matrici in un vettore di lunghezza  $N = n(n-1)/2$  dove  $n$  = numero di campioni. I termini costanti presenti nella formula sono definiti in modo tale che  $\rho_s$  sia compreso nel range di valori (-1; +1). Gli estremi corrispondono ai casi in cui i set di ranghi sono rispettivamente in completa opposizione o in completo accordo. Il valore di correlazione ( $\rho_s$ ) più elevato individua la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il plot biotico. Il valore di  $\rho_s$  così ottenuto viene quindi confrontato con la distribuzione ottenuta mediante permutazione.

Per rappresentare il legame fra i pattern multivariati delle comunità e le principali variabili ambientali identificate mediante BIO-ENV, è stata utilizzata la tecnica della sovrapposizione delle singole variabili al plot MDS (Clarke e Warwick, 1994).

Le correlazioni tra gli indici biotici più utilizzati (numero di taxa e abbondanza) e le principali variabili abiotiche (TOM e mediana) sono state meglio indagate con l'ausilio di diagrammi di dispersione, costruiti con il software Microsoft Office Excel 2007, con annessi risultati delle regressioni lineari. La relazione fra abbondanza (n° di ind./campione) e le variabili indipendenti è stata calcolata dopo trasformazione dei dati originali in  $\log(x+1)$ .

Per completare la caratterizzazione delle informazioni, provenienti dallo studio *before/after*, i dati sono stati utilizzati per calibrare e validare un modello complesso potenzialmente utilizzabile per prevedere le risposte ecologiche di spiaggia ad eventi simili a quello considerato, che si prevedono in aumento secondo gli studi climatologici relativi agli impatti del *climate change*.

I valori delle variabili abiotiche e biotiche acquisiti durante i primi due tempi di campionamento (*before*) sono stati utilizzati per stimare i parametri (*step 2*) di un modello previsionale costruito secondo un approccio *fuzzy naive Bayes* (FNB) (Bozzeda, 2013). Il modello così ottenuto è stato utilizzato, con i dati abiotici degli ultimi 2 tempi di *after* (T3 e T4) per prevedere/stimare (*step 3*) i pattern di distribuzione di numero di specie, abbondanza totale e diversità (indice di Shannon). I modelli FNB sono modelli generativi che sfruttano le caratteristiche di un compilatore naive Bayes operante in un dominio di esistenza *fuzzy* per processare la variabilità, spesso molto elevata, dei *pattern* di distribuzione ecologici e trattarne quindi l'incertezza associata.

L'output del modello è un *range* di valori equiprobabili all'interno del dominio della variabile target. L'ampiezza del *range* previsto indica l'incertezza del risultato in cui per incertezza si intende una componente stocastica determinata dalla variabilità dei valori della variabile target utilizzati durante la stima dei parametri e dalla differenza esistente fra le variabili indipendenti (variabili abiotiche) utilizzate durante la fase di *training* (*before*) e durante la fase di inferenza (*after*).

L'algoritmo dei modelli FNB si compone di 5 passaggi successivi (Widyantoro e Yen, 2000):

1. fuzzyficazione delle variabili
2. fase di apprendimento (dati biotici e abiotici, *before*)
3. inferenza fuzzy naïve Bayes sulle nuove istanze osservate (dati biotici *after*)
4. definizione del risultato utilizzando la regola del centroide all'interno dell'intervallo di incertezza risultante dal compilatore
5. defuzzyficazione dell'output.

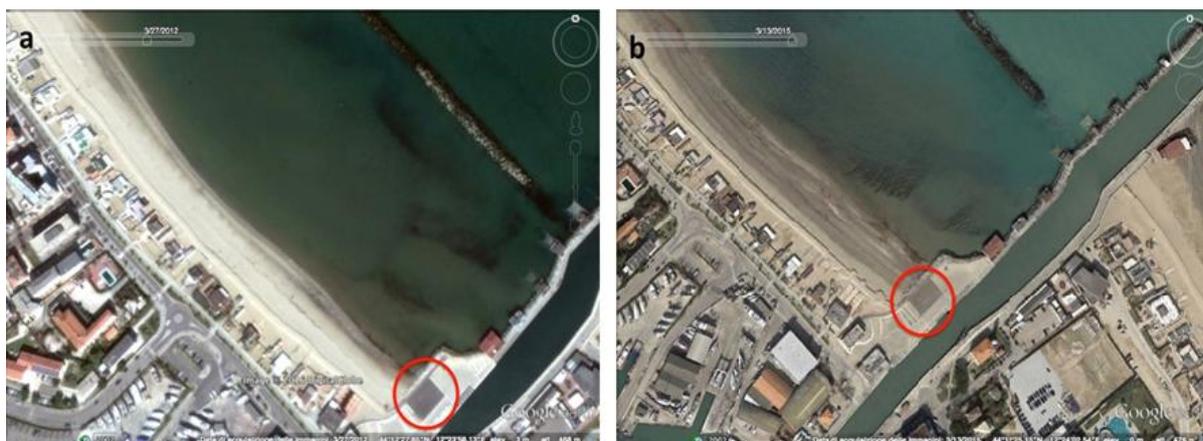
La caratteristica di “generatività” sta ad indicare la capacità dei modelli costruiti con questo approccio di tenere conto della dispersione osservata dei dati e, in base a questa, generare

risposte che possono uscire da quanto osservato durante i campionamenti con l'intenzione di replicare le capacità adattative dei sistemi ecologici.

### 3. RISULTATI

I dati ottenuti dal presente lavoro di tesi sono stati confrontati con quelli di precedenti campagne di campionamento (Fini, 2011; Masuccio, 2011; Cirelli, 2012) per operare un confronto di tipo *before/after* e individuare eventuali cambiamenti, intercorsi dopo il disturbo, rispettivamente nella morfologia della spiaggia e nella struttura dei popolamenti macrobentonici.

La figura 11 riporta due immagini satellitari acquisite dal software Google Earth. La prima (a) è riferita alla situazione di spiaggia ponente al 27 Marzo 2012 e quindi antecedente all'evento di mareggiata, mentre la seconda (b) è stata acquisita un mese dopo l'evento (03 Marzo 2015).



**Figura 11** - immagini satellitari acquisite dal software Google Earth della spiaggia di Cesentico ponente prima (a) e dopo (b) la mareggiata di Febbraio 2015.

Nell'analisi visiva delle due immagini è opportuno considerare che la prima è stata acquisita durante l'alta marea mentre la seconda durante la bassa marea in marea entrante. Prendendo come riferimento fisso lo spiazzo antecedente il molo, cerchiato in rosso nelle immagini, si nota come la linea di costa sia arretrata di almeno 29.11 m (tale è la lunghezza dello spiazzo di riferimento). L'entità reale dell'arretramento è probabilmente maggiore della stima effettuata in considerazione della differenza fra le maree delle due acquisizioni.

#### 3.1 Analisi delle variabili abiotiche

Poiché le caratteristiche fisico-morfologiche delle spiagge influenzano fortemente la struttura dei popolamenti bentonici, in termini di composizione specifica, abbondanza e distribuzione, sono state effettuate analisi univariate e multivariate anche su alcune variabili abiotiche come (TOM mediana e media granulometrica, classazione, BDI e lunghezza della zona campionata, calcolate per ciascuna replica). I risultati sono stati riassunti in Tabella 5, in cui sono riportati i valori medi per ciascun sito di marea calcolati per ogni tempo (T1...T4) e i relativi errori standard.

**Tabella 5** - Tabella riassuntiva delle caratteristiche fisico-chimiche della spiaggia di Cesenatico Ponente. Sono riportati i valori relativi alle medie dei tre livelli di marea (o siti mareali) per ogni tempo (T1...T4) e i corrispondenti valori di errore standard ( $\pm es$ ). Abbreviazioni: B= Before; A= After; T1...T4= Tempo1...Tempo 4; H=High; M= Medium; L= Low

			TOM (%)		Mediana ( $\phi$ )		Media (mm)		Classazione ( $\phi$ )		BDI		Lunghezza (m)	
			Media	$\pm es$	Media	$\pm es$	Media	$\pm es$	Media	$\pm es$	Media	$\pm es$	Media	$\pm es$
B	T1	H	0,60	0,03	2,35	0,18	0,23	0,03	0,81	0,13	76,35	8,04	12,13	2,68
		M	0,60	0,02	2,65	0,03	0,20	0,02	0,73	0,21	98,01	21,53		
		L	0,63	0,06	2,73	0,03	0,16	0,01	0,54	0,02	114,56	19,00		
	T2	H	0,58	0,06	2,63	0,03	0,19	0,00	0,56	0,03	368,79	62,85	26,26	2,24
		M	0,59	0,07	2,79	0,05	0,16	0,01	0,31	0,07	435,06	78,93		
		L	0,55	0,05	2,67	0,03	0,18	0,01	0,46	0,09	374,42	45,23		
A	T3	H	1,64	0,08	3,62	0,02	0,09	0,00	0,64	0,00	323,72	71,74	11,64	2,59
		M	1,72	0,26	3,62	0,03	0,09	0,01	0,82	0,17	355,11	76,82		
		L	1,30	0,08	3,61	0,03	0,09	0,00	0,72	0,09	324,28	65,12		
	T4	H	1,19	0,13	3,48	0,13	0,10	0,00	0,64	0,02	166,45	17,81	11,64	2,59
		M	1,15	0,05	3,59	0,02	0,10	0,00	0,64	0,00	171,62	19,35		
		L	1,45	0,18	3,64	0,03	0,08	0,01	0,89	0,18	205,70	37,08		

In generale la quantità di TOM% presente nel sedimento è compresa tra il 0,55 e 1,72% con valori sempre maggiori in *after* (Tabella 5).

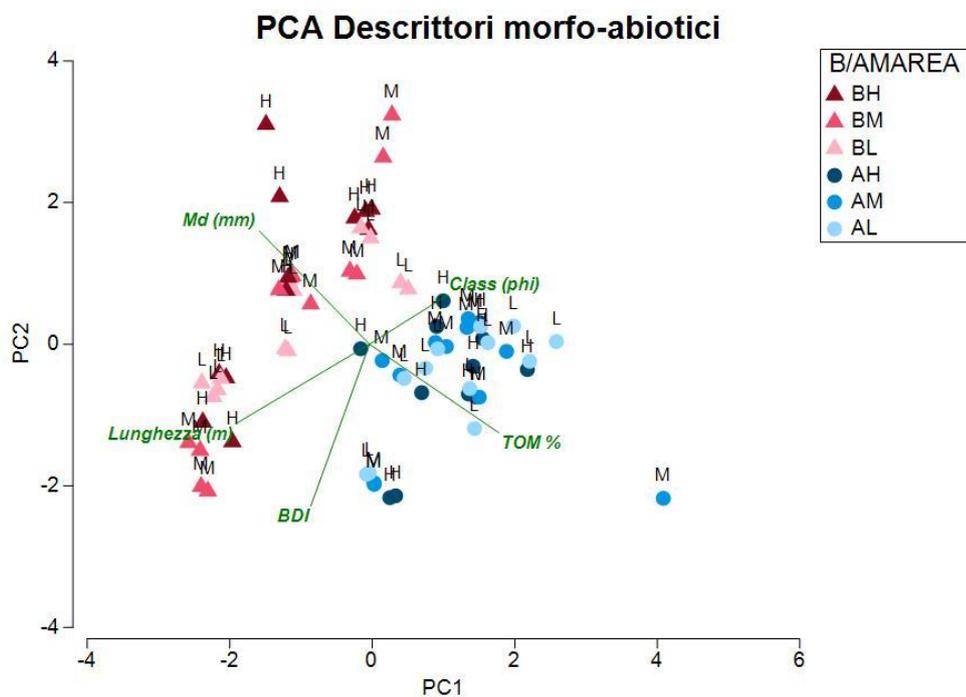
Nel complesso i sedimenti rinvenuti nei campioni raccolti possono essere classificati come sabbia fine e sabbia molto fine. Nello specifico, i sedimenti appartenenti a *before* e classificabili come sabbia fine, presentano valori di mediana e media compresi tra 2-3  $\phi$  e 0,250 – 0,125 mm rispettivamente; i campioni raccolti dopo la mareggiata invece presentano valori di mediana e media compresi tra 3-4  $\phi$  e tra 0,125 – 0,063 mm rispettivamente e sono, pertanto, classificabili come sabbia molto fine (Tabella 5).

Il sedimento si presenta come meglio classato in *before*, con qualche differenza anche tra i due tempi, (T1 e T2) . Si nota anche un certo trend nei diversi siti di marea con valori che definiscono il sedimento come meglio classato ai livelli *Medium* e *Low* rispetto al livello *High* sia in T1 che in T2. I risultati relativi all'*after* presentano valori di  $\phi$  più elevati rispetto al *before*, compresi tra 0,50-0,71  $\phi$  (sedimento moderatamente ben classato) e 0,71-1  $\phi$  (sedimento moderatamente classato). Non si notano, in questo caso, particolari trend di marea (Tabella 5).

L'indice BDI presenta, in generale, valori relativamente bassi e non si notano grandi differenze tra *before* e *after* (Tabella 5), mentre è elevata la variabilità fra i tempi. Tali risultati sono imputabili prevalentemente alle differenze di lunghezza dei transetti e alle pendenze calcolate nei diversi tempi.

Per esaminare i *pattern* dell'insieme dei dati ambientali nei diversi campioni è stata condotta la PCA (*Principal Component Analysis*) (Figura 12) dopo aver normalizzato i dati per ovviare al problema delle differenti unità di misura.

I due assi spiegano insieme il 74% della variabilità totale. La varianza lungo il primo asse, PC1 (43,4%) è spiegata, da sinistra verso destra da un aumento dei valori di classazione e TOM% e da una diminuzione della lunghezza dei transetti indagati; la varianza lungo il secondo asse, PC2 (31%) è spiegata, dall'alto verso il basso, una diminuzione della media granulometrica del sedimento e da un aumento dell'indice BDI al variare dei siti di marea. In generale si osserva una netta distinzione tra le nuvole formate dai punti campioni prima e dopo il disturbo, in particolare si nota una maggiore interspersione dei punti relativi a *before*.



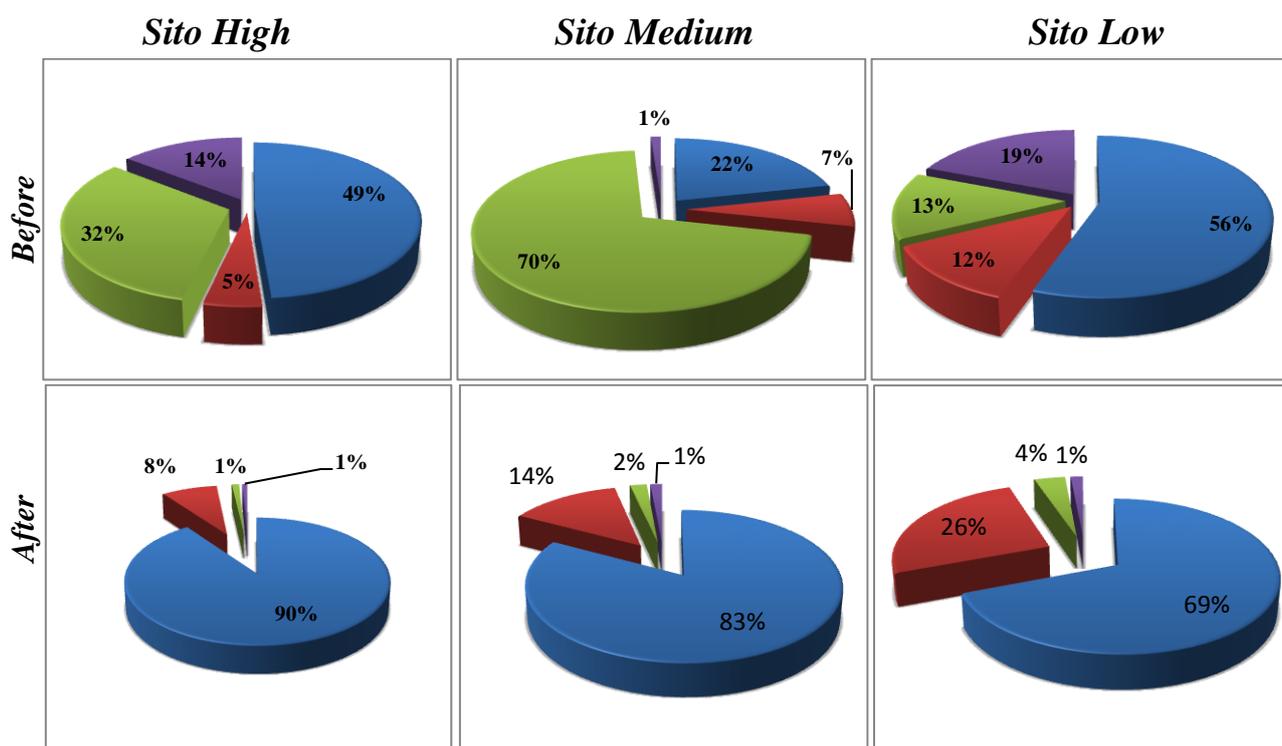
**Figura 12** - Plot della PCA condotta sui dati delle variabili abiotiche di ciascuna replica di *before* e *after* prelevata ai tre livelli di marea o siti marea in ciascun transetto e tempo. Abbreviazioni: Md= Media granulometrica (mm); Class= Classazione; siti: BH= Before/High; BM= Before/Medium; BL= Before/Low, AH= After/High; AM= After/Medium; AL= After/Low.

### 3.2 Analisi della comunità macrobentonica

Complessivamente sono stati individuati 46 taxa nei 72 campioni raccolti. In generale il numero di taxa e le abbondanze totali sono più elevate nei campioni rinvenuti dopo la mareggiata; infatti, globalmente, sono stati riconosciuti 22 taxa nei 36 campioni del 2011, per un totale di 471 individui e 42 taxa nei 36 campioni del 2015, per un totale di 18.366 individui. I popolamenti bentonici sono costituiti prevalentemente da Bivalvi, con una netta dominanza di *Lentidium*

*mediterraneum*; Crostacei, in particolare Anfipodi e Tanaidacei; Policheti, appartenenti soprattutto all'ordine Spionida. I rimanenti taxa sono stati considerati come un unico gruppo denominato "Altri" che comprende il Gasteropode *Cyclope neritea*, il Phoronide *Phoronis muelleri*, Nemertini, Oligocheti e Turbellari.

Da una prima analisi condotta sull'insieme dei grandi taxa, si osserva una differenza nella composizione della fauna bentonica tra *before* e *after* (Figura 13) e fra i diversi siti dei livelli mareali: nei 3 siti campionati nel 2011 c'è una prevalenza di Policheti e Bivalvi. Più in dettaglio nel sito *High* il 49% degli individui sono bivalvi e il 32% Policheti, nel sito *Medium* c'è una netta dominanza di Policheti (70%) e nel sito *Low* prevalgono di nuovo i Bivalvi (56%). Nei campioni rinvenuti nel 2015 invece c'è una netta dominanza dei Bivalvi, dovuta anche in questo caso alle elevate densità di *L. mediterraneum*, in tutti e 3 i siti; il secondo gruppo più numeroso risulta essere quello dei Crostacei, con un importante contributo dei Tanaidacei del genere *Aapseudes* (1.963 individui su 2.673 di crostacei totali) mentre i Policheti non superano il 4% (Figura 13).



**Figura 13** - Composizione specifica nei 3 siti High (H), Medium (M) e Low (L) in relazione ai tempi before e after. Sono stati considerati i gruppi tassonomici più caratteristici: Blu= Bivalvi; Verde= Policheti; Rosso= Crostacei; Viola= altri.

In Tabella 6 sono riportati i risultati delle analisi PERMANOVA effettuate sulle principali variabili biotiche: numero di taxa, abbondanza e diversità.

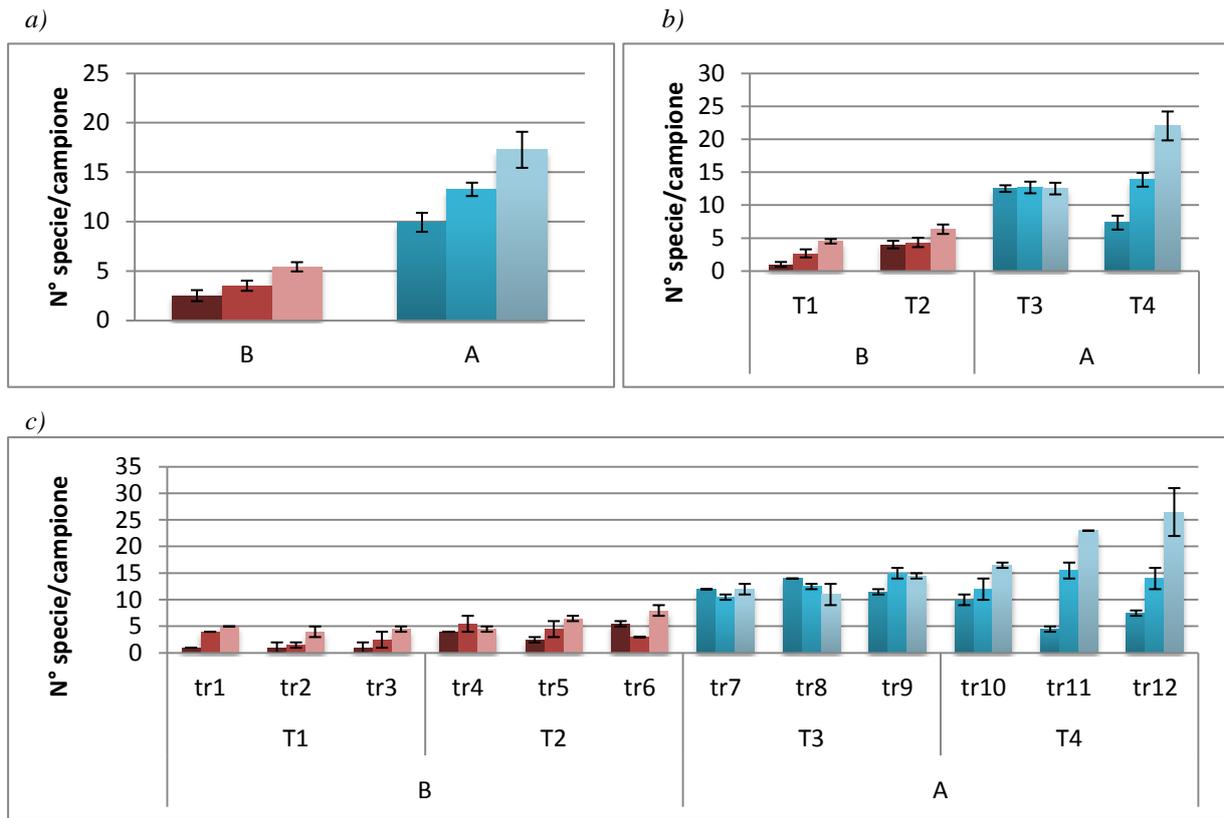
**Tabella 6** - Tabella dei risultati della PERMANOVA effettuata sulle principali variabili biotiche: numero di taxa, abbondanza e diversità. I P-values che sono risultati significativi ( $P < 0,05$ ) sono evidenziati in grassetto. Abbreviazioni dei fattori: B/A=Before/After; MA= Sito Marea; TE= Tempo; TR= Transetto.

Source	df	Numero di taxa			Abbondanza			H'		
		MS	Pseudo-F	P(MC)	MS	Pseudo-F	P(MC)	MS	Pseudo-F	P(MC)
Before/After (B/A)	1	64730,0	6,626	<b>0,009</b>	4,45E+06	2,301	0,268	1682	1682,000	<b>0,021</b>
Sito Marea (MA)	2	4454,6	1,872	0,127	1,35E+05	8,491	<b>0,039</b>	317,69	158,850	0,267
Tempo TE(B/A)	2	9769,8	9,385	<b>0,000</b>	1,93E+06	82,712	<b>0,000</b>	72,5	36,250	<b>0,031</b>
B/AxMA	2	3528,2	1,482	0,227	1,32E+05	8,297	<b>0,036</b>	58,583	29,292	0,724
Transetto TR(TE(B/A))	8	1041,0	1,830	<b>0,011</b>	23373	1,459	0,206	51,778	6,472	<b>0,043</b>
TE(B/A)xMA	4	2380,0	2,547	<b>0,009</b>	15859	1,094	0,396	327,83	81,958	<b>0,001</b>
TR(TE(B/A))xMA	16	934,6	1,643	<b>0,011</b>	14500	0,905	0,566	169,22	10,576	<b>0,001</b>
Res	36	568,8			16023			103	2,861	
Total	71							2782,6		

Nello specifico per ciò che concerne il numero di taxa si osservano differenze significative medie fra *before/after* ma anche una elevata variabilità sia temporale che spaziale, con differenze significative Tempo, Transetto e per l'interazione tra i fattori tempoXsitomarea e transettoXsitomarea.

Tali risultati sono ben evidenti dall'analisi dei grafici in Figura 14 in cui si osservano differenze tra *before* e *after* con valori sempre maggiori in *after* (Figura 14a). Si evidenzia, inoltre, una generale tendenza all'aumento graduale del numero di taxa procedendo dai siti marea *High* a *Low*, fatta eccezione per il tempo T3 (Aprile 2015), in cui si osserva una certa omogeneità tra i tre siti marea (Figura 14b). Nonostante l'elevata variabilità fra i transetti all'interno di ogni tempo, si nota una simile tendenza anche a questa scala spaziale (Figura 14c).

## Numero di taxa

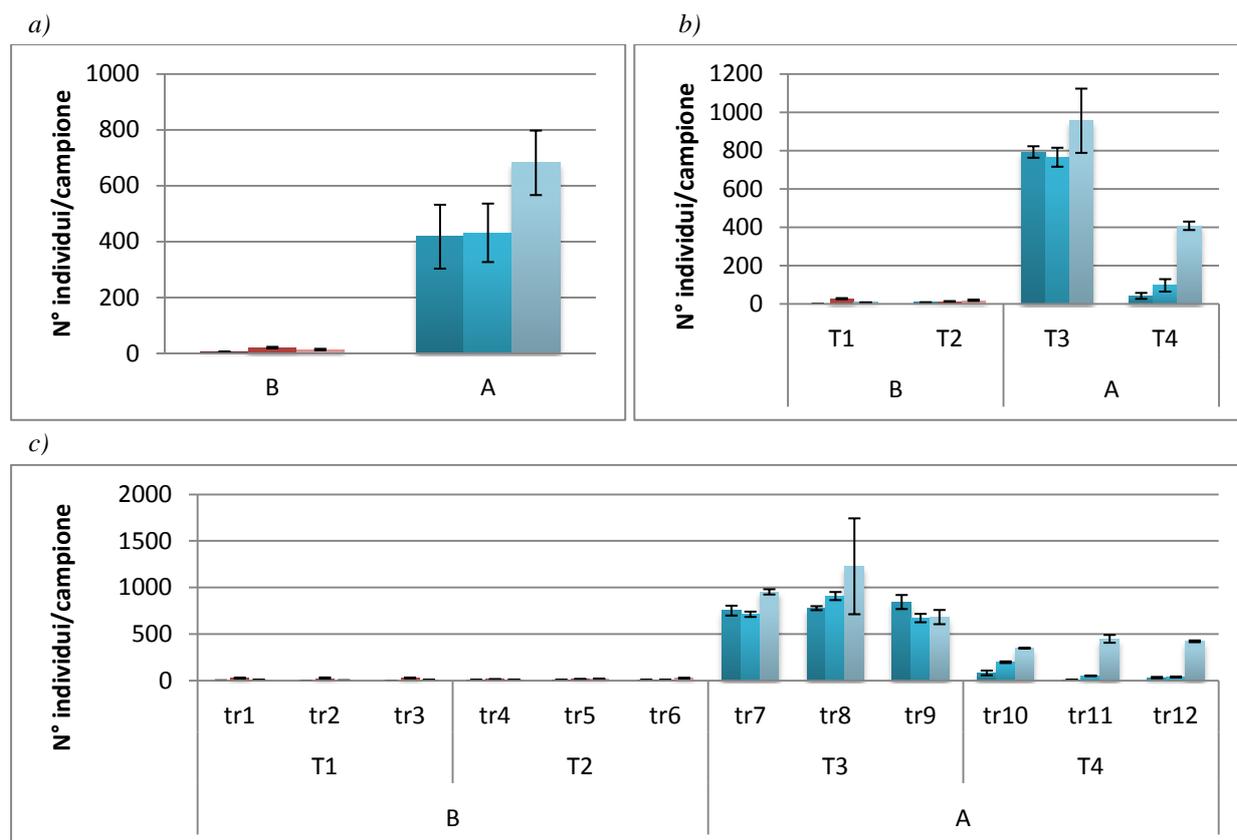


**Figura 14** – Istogrammi del numero medio di specie ( $\pm e.s.$ ) in (a) before (rosso) e after (blu), (b) nei 4 tempi (T1...T4) e (c) nei 12 transetti (tr1...tr12) per i 3 siti marea: H=High; M= Medium; L= Low. Le gradazioni di colore più scure fanno riferimento ai siti marea High, le gradazioni intermedie ai siti Medium e le gradazioni più chiare ai siti Low.

Per quanto riguarda le abbondanze (Tabella 6), si osservano differenze altamente significative per fattori Sito Marea e Tempo ma, ciò che risulta interessante è la significatività dell'interazione tra i fattori *before/after*Xmarea. Nonostante ciò i confronti a posteriori non hanno permesso di ottenere risultati coerenti, questo probabilmente a causa della elevata variabilità fra i siti all'interno dei transetti e dei tempi (Figura 15).

In generale i valori medi relativi alle abbondanze sono decisamente maggiori nei campioni del 2015 (Figura 15a), a causa delle elevate abbondanze nel tempo T3 (Aprile 2015), cioè dopo la mareggiata. Mentre nel tempo T4 (Settembre 2015), a 7 mesi dall'evento di disturbo, i valori diminuiscono (Figura 15b). Le abbondanze medie relative ai campionamenti del 2011 sembrano invece molto più omogenee e non presentano evidenti differenze tra i due tempi (Figura 15b). In media, risultano abbondanze significativamente maggiori al sito *Low* (post hoc t-Student,  $P < 0,05$ )

## Abbondanza



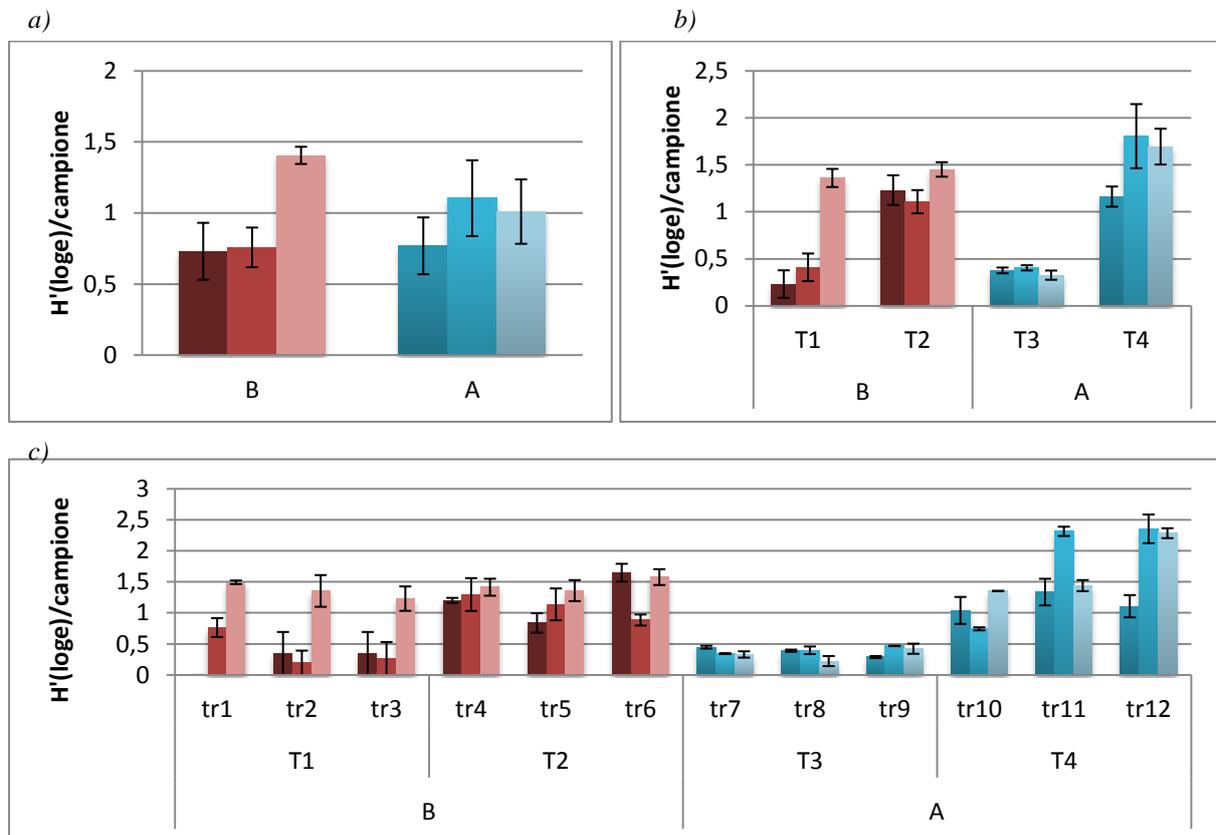
**Figura 15** - Istogrammi dei valori medi di abbondanza ( $\pm e.s.$ ) in (a) *before* (rosso) e *after* (blu), (b) nei 4 tempi (T1...T4) e (c) nei 12 transetti (tr1...tr12) per i 3 siti marea: H=High; M= Medium; L= Low. Le gradazioni di colore più scure fanno riferimento ai siti marea High, le gradazioni intermedie ai siti Medium e le gradazioni più chiare ai siti Low.

La PERMANOVA effettuata sui dati dell'indice di diversità di Shannon ( $H'$ ) (Tabella 6) mostra che ci sono differenze significative per i fattori *before/after*, Tempo e Transetto e per le interazioni tra i fattori tempoXsitomarea e transettoXsitomarea come ben evidenziato dai grafici riportati in Figura 16.

I valori medi relativi all'indice di diversità di Shannon ( $H'$ ) globalmente appaiono maggiori nel *before*, senza mostrare differenze sostanziali fra i tre livelli di marea (Figura 16a). Più nel dettaglio, in Figura 16b, si nota una marcata differenza tra i due tempi sia in *before* che in *after*; nel tempo T1 infatti si osserva un trend per quanto riguarda il Sito Marea con valori medi che aumentano gradualmente dal sito *High* (0,23) al sito *Medium* (0,41) al sito *Low* (1,36), nel tempo T2 non si osserva nessun particolare trend del fattore sito; i valori medi sono maggiori rispetto al tempo T1 e compresi tra 1,11 e 1,45 (*High* = 1,23; *Medium* = 1,11; *Low* = 1,25). In *after* la differenza osservata tra i due tempi è ancora più marcata, con valori molto bassi ma più omogenei per i tre siti marea in T3 (*High* = 0,38; *Medium* = 0,40; *Low* = 0,320) e valori medi molto più elevati (*High* = 1,16; *Medium* = 1,80; *Low* = 1,69;) nel tempo T4 (Figura 16b). I valori

medi di diversità relativi ai singoli transetti confermano quanto appena detto, soprattutto si osserva la grande diversità nei siti marea *Low* del tempo T1 in tutti e tre i transetti (*tr1...tr3*; Figura 16c).

## Diversità

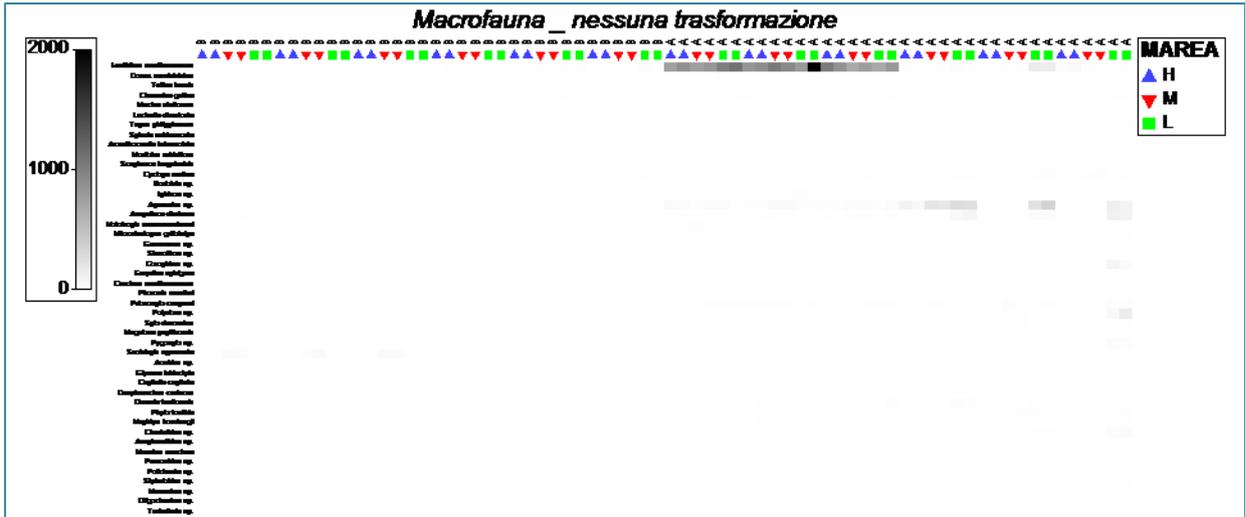


**Figura 16** - Istogrammi dei valori medi ( $\pm e.s.$ ) relativi all'indice di diversità di Shannon ( $H'$ ) in (a) *before* (rosso) e *after* (blu), (b) nei 4 tempi (T1...T4) e (c) nei 12 transetti (*tr1...tr12*) per i 3 siti marea: H=High; M= Medium; L= Low. Le gradazioni di colore più scure fanno riferimento ai siti marea High, le gradazioni intermedie ai siti Medium e le gradazioni più chiare ai siti Low.

Passando all'analisi dei pattern multivariati, al fine di decidere quale trasformazione fosse migliore, è stata utilizzata la tecnica degli *shade plot*, riportati in figura 17. Gli *shade plot* infatti permettono di visualizzare la matrice dei dati, con le specie riportate nelle righe e le repliche nelle colonne. Ogni entrata della matrice assume una colorazione che va dal nero (massima abbondanza) al bianco (assenza). Le abbondanze immesse nella matrice originale sono visibili in Figura 17a dove si nota la dominanza di *L. mediterraneum* e di poche altre specie, come il polichete *Scolelepis squamata*.

Come si può osservare dopo la trasformazione mediante radice quarta, anche i valori relativi alle specie meno abbondanti compaiono nel plot (Figura 17b), fornendo informazioni sui pattern delle specie dominanti e di quelle meno abbondanti nei vari campioni (Clarke *et al.*, 2014).

a)



b)



**Figura 17** – Rappresentazione mediante shade plot delle matrici non trasformata (a) e trasformata con radice quarta (b) dei dati relativi alle 72 repliche campionate (in colonna) e alle 46 specie identificate (in riga). Gli spazi bianchi indicano l'assenza della specie nel campione; le caselle nere indicano la massima abbondanza della specie nel campione; le diverse gradazioni di grigio rappresentano i valori intermedi: l'aumento di intensità di grigio corrisponde a valori via via più elevati (Clarke et al., 2014).

I risultati dell'analisi multivariata condotta sui dati relativi a tutta la comunità macrobentonica, sono riassunti in Tabella 7. Si osserva un effetto altamente significativo per il fattore *before/after* ma anche una elevata variabilità dovuta al Tempo, al fattore Transetto e alle interazioni tempoXsitomarea e transettoXsitomarea. L'assenza di significatività per l'interazione *before/after*Xsitomarea sta ad indicare che le differenze tra *before* e *after* sono congruenti a tutti i livelli di marea.

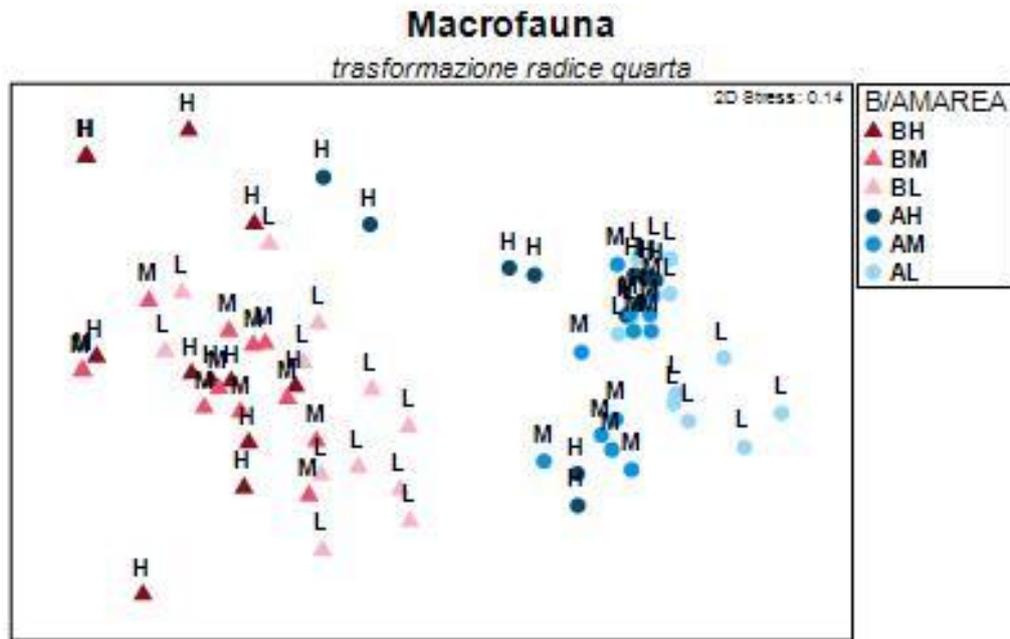
**Tabella 7** - Tabella riassuntiva dei risultati dell'analisi multivariata con test di permutazione (PERMANOVA) utilizzando l'indice di Bray-Curtis calcolato sulla matrice dei dati di abbondanza, previa trasformazione con radice quarta. I P-values che sono risultati significativi ( $P < 0,05$ ) sono riportati in grassetto. Abbreviazioni dei fattori: B/A=Before/After; MA= Sito Marea; TE= Tempo; TR= Transetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(MC)
Before/After (B/A)	1	64730	64730	6,626	<b>0,009</b>
Sito Marea (MA)	2	8909,3	4454,6	1,872	0,127
Tempo TE(B/A)	2	19540	9769,8	9,385	<b>0,000</b>
B/AxMA	2	7056,4	3528,2	1,482	0,227
Transetto TR(TE(B/A))	8	8328,2	1041	1,830	<b>0,011</b>
TE(B/A)xMA	4	9520,1	2380	2,547	<b>0,009</b>
TR(TE(B/A))xMA	16	14953	934,59	1,643	<b>0,011</b>
Res	36	20477	568,81		
Total	71	1,54E+05			

I risultati dell'analisi multivariata sono stati rappresentati mediante nMDS ottenuto dopo trasformazione con radice quarta (Figura 18). Si osserva una separazione netta tra i punti campione *before* e *after* e si nota anche una maggiore interdispersione dei punti relativi ai siti campionati *before*.

Si nota anche una certa separazione tra i siti marea *Medium* e *Low* evidente sia per *before* che per *after* ma molto più marcata in *after*. In particolare i siti *Low* i cui punti si trovano sempre a destra rispetto a *Medium* e *High*; i siti *High* mostrano una maggiore dispersione dei punti che tendono, tra l'altro, a convergere in alto a sinistra del plot. È interessante, inoltre, come a fronte di una elevata variabilità a tutte le scale spazio-temporali esaminate, si può individuare un graduale cambiamento passando dai punti campioni *High/before* verso *Low/after*.

Dal grafico emerge inoltre che i siti denominati come *High* e *Medium* in *after* sono consecutivi ai livelli di marea *Low* dei campionamenti *before*, come a suggerire che ci sia stato un avanzamento che sta portando ad uno *shift* da zona intertidale a primo subtidale (Figura 18).



*Figura 18 – Plot MDS non metrico costruito utilizzando l'indice di Bray-Curtis calcolato sulla matrice dei dati di abbondanza, previa trasformazione con radice quarta. Ciascun simbolo rappresenta un campione relativo ai siti marea considerati nei campionamenti before e after. BH= Before/High; BM= Before/Medium; BL= Before/Low, AH= After/High; AM= After/Medium; AL= After/Low.*

Poiché l'informazione che identifica quali siano i taxa maggiormente responsabili del raggruppamento dei campioni nel plot nMDS e testato mediante PERMANOVA viene completamente persa, è stata applicata la procedura SIMPER (*Similarity Percentage*). L'analisi è stata condotta sulla matrice dei dati trasformati con radice quarta mediante l'indice di similarità di Bray-Curtis. Un primo risultato riguarda l'analisi relativa alla similarità all'interno di ciascun livello di marea/sito in ciascun anno (B/A) per valutare la variabilità naturale fra campioni. In generale, i risultati mostrano che i campioni appartenenti al *before* presentano valori di similarità bassi all'interno di ciascun livello di marea (Appendice). Anche all'interno dei siti di marea *after*, si registrano valori di similarità media relativamente bassi, ma comunque maggiori rispetto al *before* (Appendice). All'interno di *before*, inoltre, la similarità media osservata per ogni livello di marea è determinata fondamentalmente da due specie: *S. squamata* e *L. mediterraneum*. All'interno dei siti marea *after* si nota invece che la similarità media osservata è imputabile a un numero più elevato di taxa, in particolare le due specie maggiormente responsabili, in tutti i siti di marea, sono *L. mediterraneum* e *Apeudes sp.*

**Tabella 8** – Matrice triangolare con riportati i valori di dissimilarità media percentuale tra i vari gruppi. Abbreviazioni fattori: BH= Before sito High; BM= Before sito Medium; BL= Before sito Low; AH= After sito High; AM= After sito Medium; AL= After sito Low.

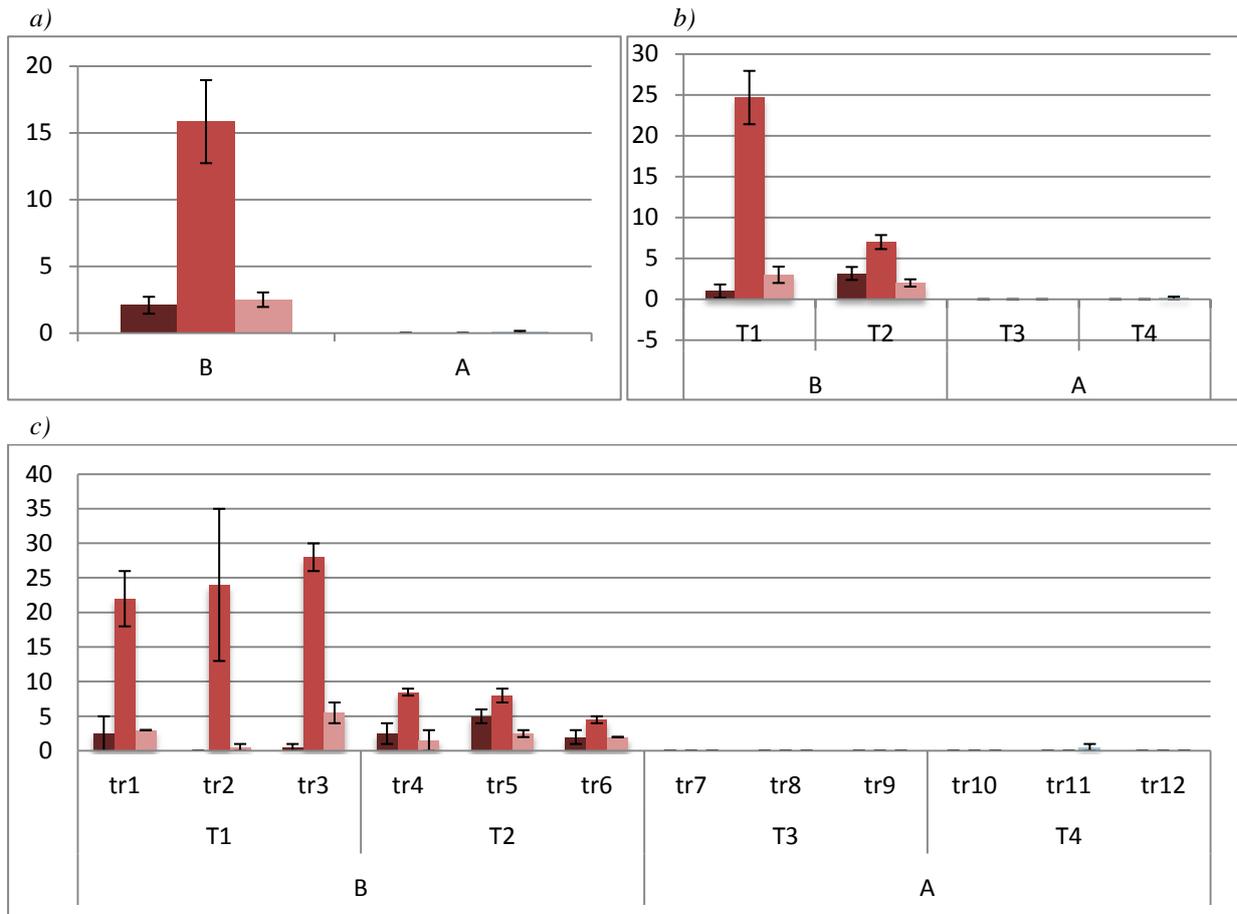
<b>BH</b>						
<b>BM</b>	63.81					
<b>BL</b>	72.40	61.14				
<b>AH</b>	87.25					
<b>AM</b>		85.20		49.25		
<b>AL</b>			79.64	52.08	44.45	
	<b>BH</b>	<b>BM</b>	<b>BL</b>	<b>AH</b>	<b>AM</b>	<b>AL</b>

I risultati relativi ai confronti fra i vari siti di marea all'interno dell'*after*, all'interno dei *before*, e a livelli corrispondenti B/A sono riassunti nella Tabella 8.

I confronti mostrano come, in *before*, valori di dissimilarità più elevati si rilevano tra i livelli di marea *High* e *Low* (Tabella 8), così come in *after* le dissimilarità maggiori si osservano tra i siti marea *High* e *Low* (Tabella 8). Globalmente, le dissimilarità più elevate, come atteso, si osservano tra *BH* e *AH*, *BM* e *AM*, e tra *BL* e *AL* (Tabella 8), ovvero tra i campioni prelevati al medesimo livello di marea (o sito marea) ma in tempi differenti (prima e dopo il disturbo). Le dissimilarità osservate sono imputabili alle specie *L. mediterraneum* e *Aapseudes sp.*, *L. mediterraneum* nel confronto *BH/AH*; *Aapseudes sp.* e *S. squamata* in *BM/AM*, *L. mediterraneum* e *Aapseudes sp.* in *BL/AL* (Appendice).

Per meglio comprendere questi risultati vengono riportati i valori di abbondanza media relativi alle tre specie responsabili delle differenze osservate (Figure 19, 20 e 21).

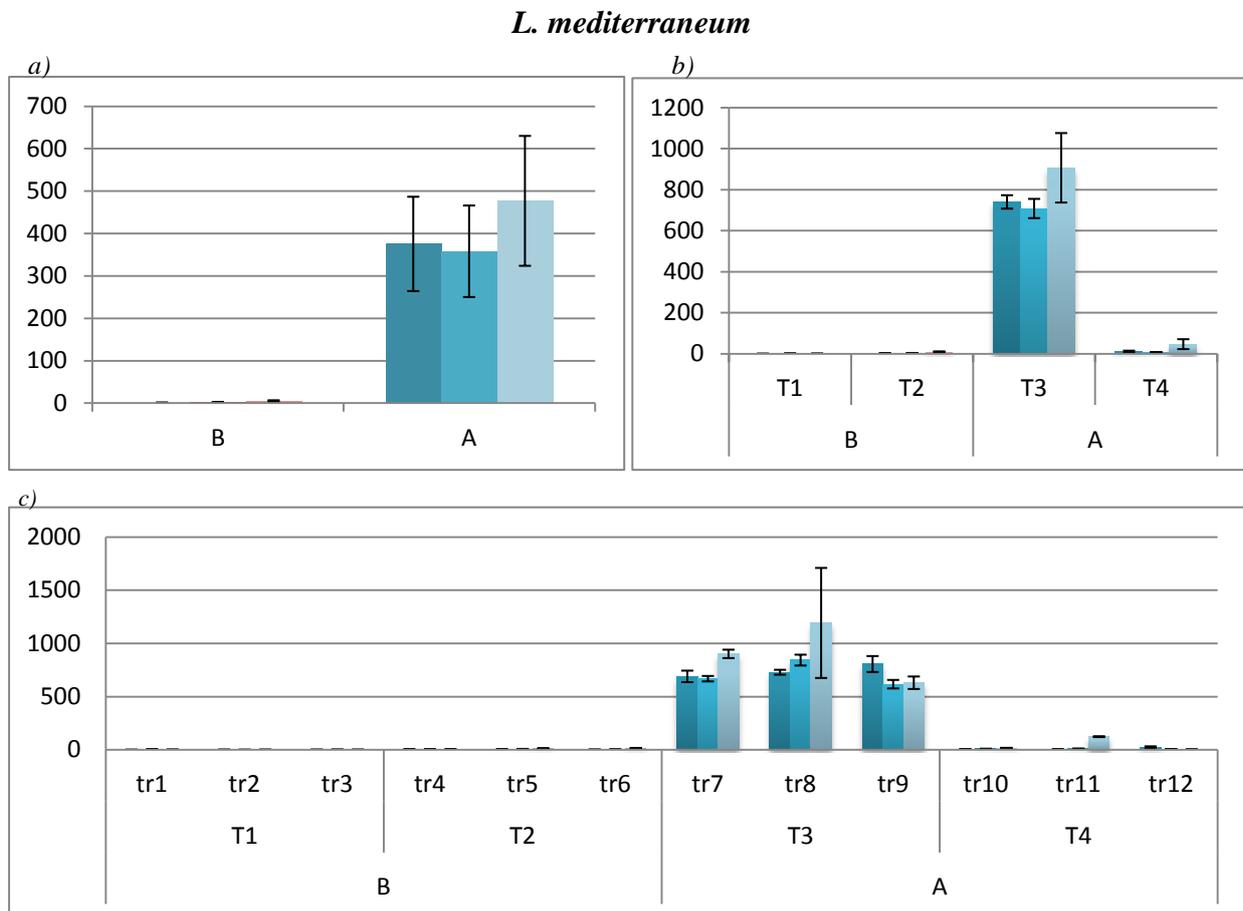
### *Scolelepis squamata*



**Figura 19** – Istogrammi dei valori medi di abbondanza ( $\pm e.s.$ ) di *Scolelepis squamata* in (a) *before* (rosso) e *after* (blu), (b) nei 4 tempi (T1...T4) e (c) nei 12 transetti (tr1...tr12) per i 3 siti marea: H=High; M= Medium; L= Low. Le gradazioni di colore più scuro fanno riferimento ai siti marea High, le gradazioni intermedie ai siti Medium e le gradazioni più chiare ai siti Low.

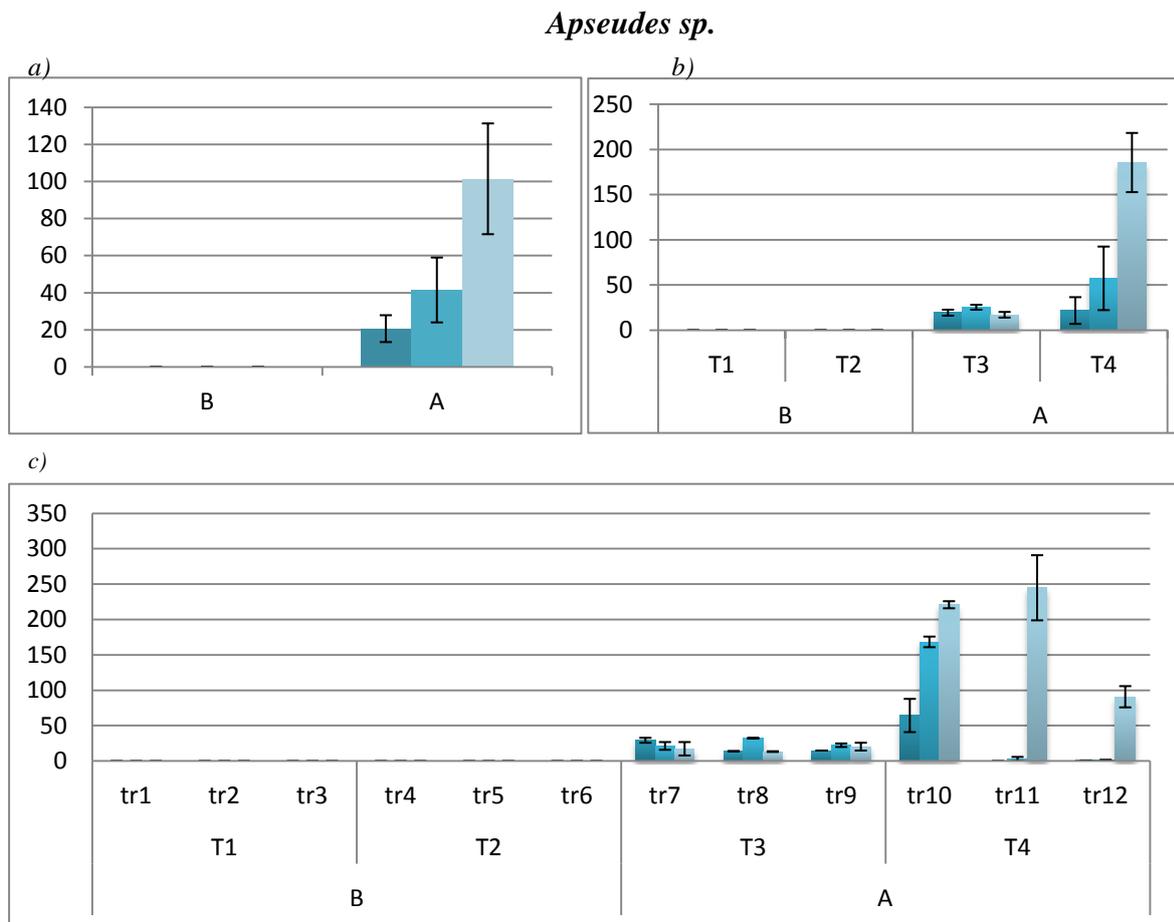
Il polichete *S. squamata* è la specie che maggiormente caratterizza la comunità *before* mentre in *after* è presente un solo individuo. Si nota, in *before*, una certa differenza tra il livello di marea *Medium*, che presenta valori di abbondanza maggiori, e i livelli *High* e *Low* (Figura 19a). Lo stesso trend si può osservare nei due tempi T1 e T2 (Figura 9b), e all'interno dei transetti (Figura 19c).

Il bivalve *L. mediterraneum* mostra valori di abbondanza decisamente più elevati nei campioni rinvenuti dopo il disturbo (Figura 20a), anche se si è riscontrata una notevole variabilità sia fra i tempi (Figura 20b) che tra transetti (Figura 20c).



**Figura20** - Istogrammi dei valori medi di abbondanza ( $\pm e.s.$ ) di *Lentidium mediterraneum* in (a) before (rosso) e after (blu), (b) nei 4 tempi (T1...T4) e (c) nei 12 transetti (tr1...tr12) per i 3 siti marea: H=High; M= Medium; L= Low. Le gradazioni di colore più scuro fanno riferimento ai siti marea High, le gradazioni intermedie ai siti Medium e le gradazioni più chiare ai siti Low.

In Figura 21 si possono visualizzare i dati di abbondanza della specie *Apseudes sp.*, un piccolo crostaceo appartenente all'ordine dei Tanaidacei. Nessun individuo è stato rinvenuto nei campioni *before*. Per quanto riguarda l'*after*, si osserva un evidente trend di marea, con un aumento del numero di individui da *High* a *Low* (Figura 21a). Lo stesso trend si può osservare nel tempo T4, mentre il tempo T3 presenta valori più bassi e molto simili tra i tre siti marea (Figura 21b). La medesima tendenza si individua anche all'interno dei transetti (Figura 21c).



**Figura 21** - Istogrammi dei valori medi di abbondanza ( $\pm e.s.$ ) di *Apseudes sp.* in (a) *before* (rosso) e *after* (blu), (b) nei 4 tempi (T1...T4) e (c) nei 12 transetti (tr1...tr12) per i 3 siti marea: H=High; M= Medium; L= Low. Le gradazioni di colore più scuro fanno riferimento ai siti marea High, le gradazioni intermedie ai siti Medium e le gradazioni più chiare ai siti Low.

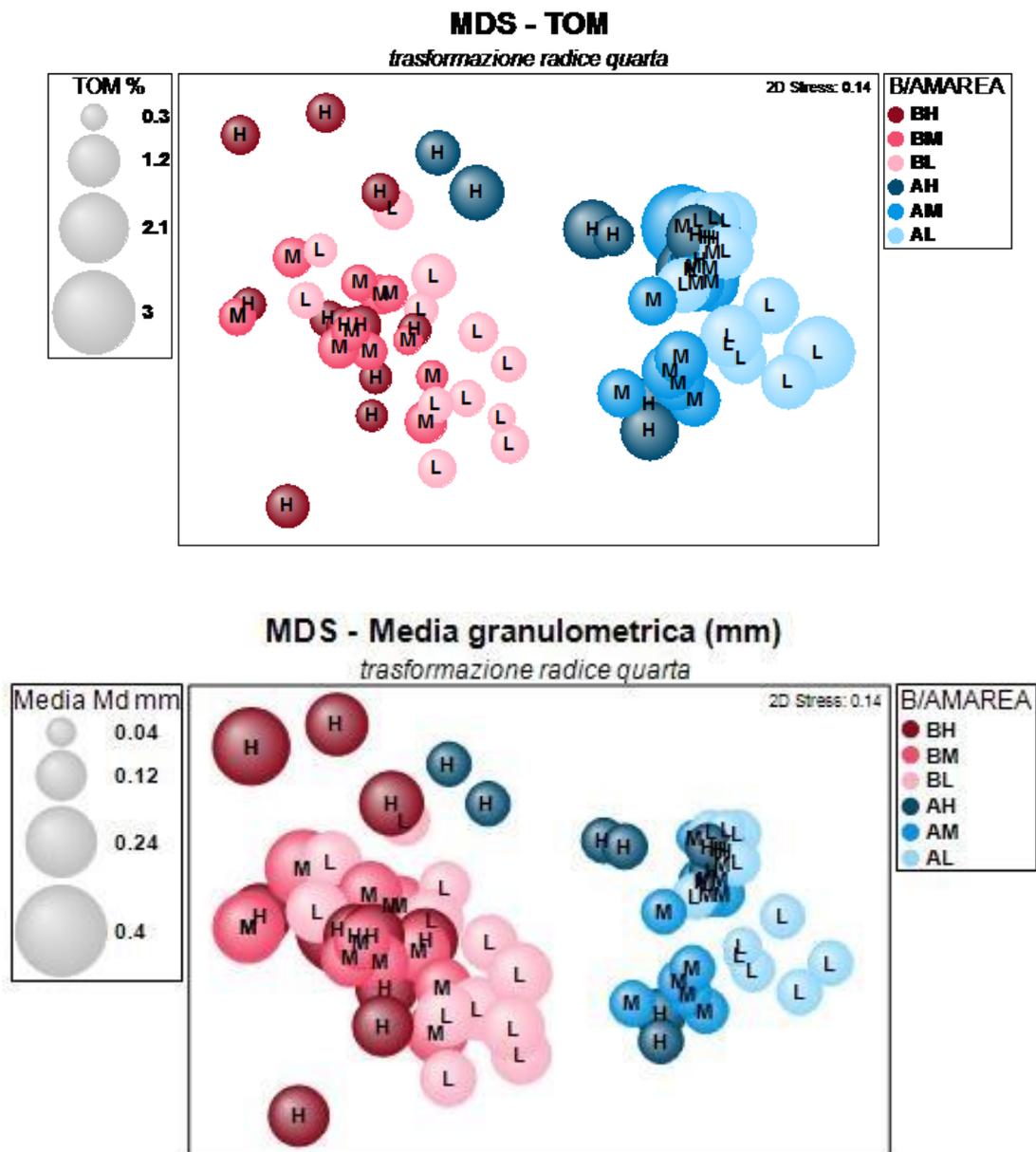
Per individuare le relazioni esistenti tra le caratteristiche fisico-morfologiche dell'ambiente e la struttura della comunità bentonica esistente è stata utilizzata la procedura BIO-ENV; questa tecnica evidenzia che la variabile ambientale che meglio spiega il *pattern* di comunità osservato è la Media (mm), con un valore di correlazione molto alto e pari a  $\rho_s = 0,61$  e ( $P = 0,01$ ). Anche la combinazione delle variabili Media e TOM(%) presenta un buon valore di correlazione ( $\rho_s = 0,56$ ). I risultati dell'analisi BIO-ENV sono riportati in Tabella 9.

*Tabella 9 – Risultati dell'analisi BIO-ENV*

VARIABILI	
TO	TOM %
Me	Media Md (mm)
Cl	Classazione (j)
LE	IUNGHEZZA m
BD	BDI

Best result		
No.Vars	Corr.	Selections
1	<b>0.610</b>	<b>Me</b>
2	0.556	TO,Me
3	0.493	TO,Me,Cl
4	0.137	TO,Me,Cl,LE
5	0.061	TO,Me,Cl,LE,BD

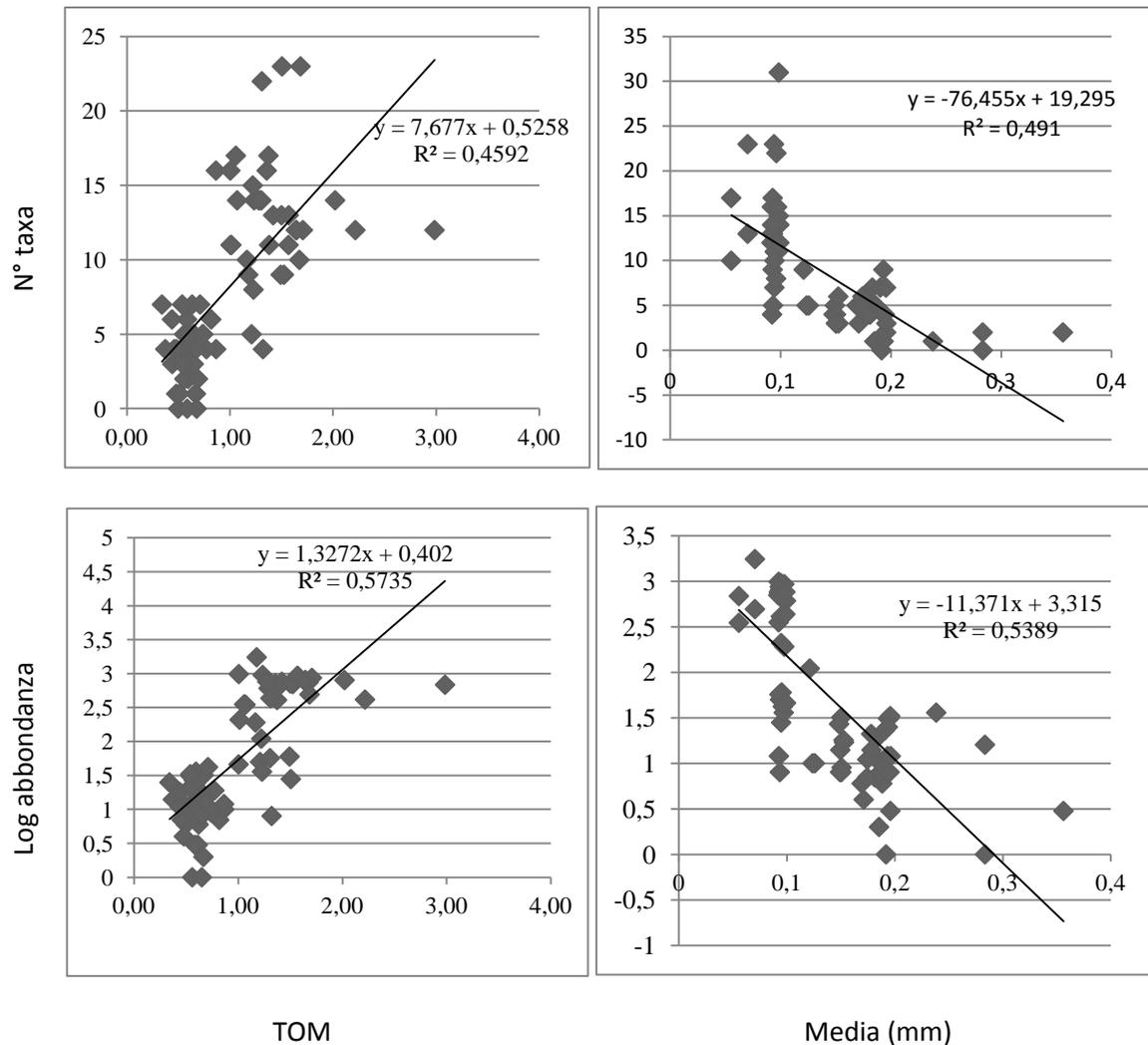
Per rappresentare graficamente come queste variabili spieghino i pattern di comunità, si riporta l'nMDS in cui ai punti campione della componente macrobentonica (Figura 18) sono sovrapposti i valori di TOM (%) e Media granulometrica (mm), in forma di cerchi di raggio proporzionale all'entità dei valori stessi (Figura 22).



*Figura 22 – Plot MDS dei punti-campione della matrice di similarità della macrofauna con sovrapposti i valori percentuali di TOM e di Mediana granulometrica ( $\phi$ ). BH= Before/High; BM= Before/Medium; BL= Before/Low, AH= After/High; AM= After/Medium; AL= After/Low.*

In entrambi i plot MDS si nota come le differenze nella struttura di comunità fra *before* e *after* sia ben spiegata dalla diminuzione della media granulometrica e da un aumento della materia organica.

In Figura 23 sono riportati i diagrammi di dispersione costruiti per osservare la relazione tra alcune variabili ambientali (Media e TOM) e i principali descrittori sintetici della comunità (numero di taxa e abbondanza).



**Figura 23** – Grafici a dispersione, con annesse linee di regressione, dei parametri biotici di comunità (numero taxa e abbondanza) correlate a TOM (%) e Media granulometrica (mm). I dati relativi alle abbondanze hanno subito una trasformazione logaritmica per ottenere la correlazione con TOM e Media.

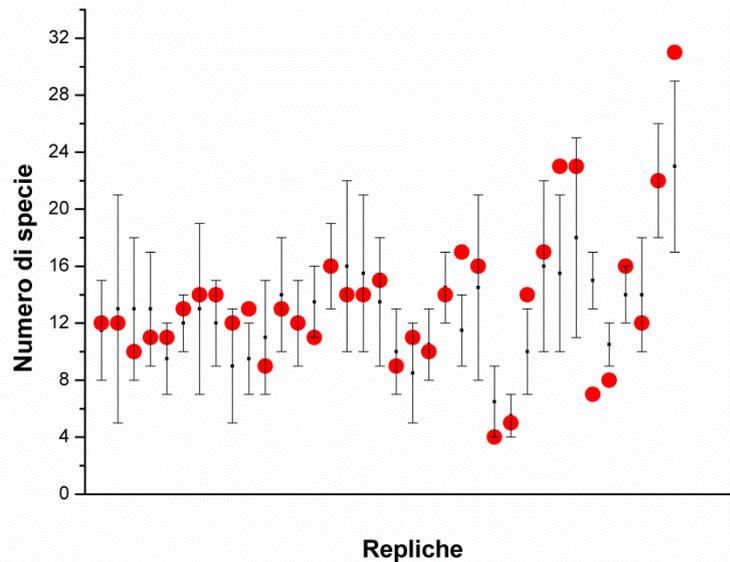
Esiste una correlazione positiva piuttosto marcata tra il numero di taxa e la materia organica contenuta nel sedimento e una correlazione negativa con la mediana (mm), confermando, in linea con altri studi, il ruolo fondamentale di granulometria e TOM nel condizionare la composizione specifica delle comunità bentoniche (Figura 23).

Lo stesso trend si osserva nei grafici relativi alle abbondanze: c'è una correlazione positiva tra il numero di individui presenti e la materia organica e una correlazione negativa con la Media (mm) (Figura 23).

I risultati delle simulazioni effettuate, tenendo conto di tutti i descrittori abiotici (*fuzzy naive Bayes*) replicano, per tutte le variabili target considerate (numero di specie, abbondanze totali, diversità di Shannon), i *pattern* osservati dopo l'evento estremo del 5 Febbraio 2015.

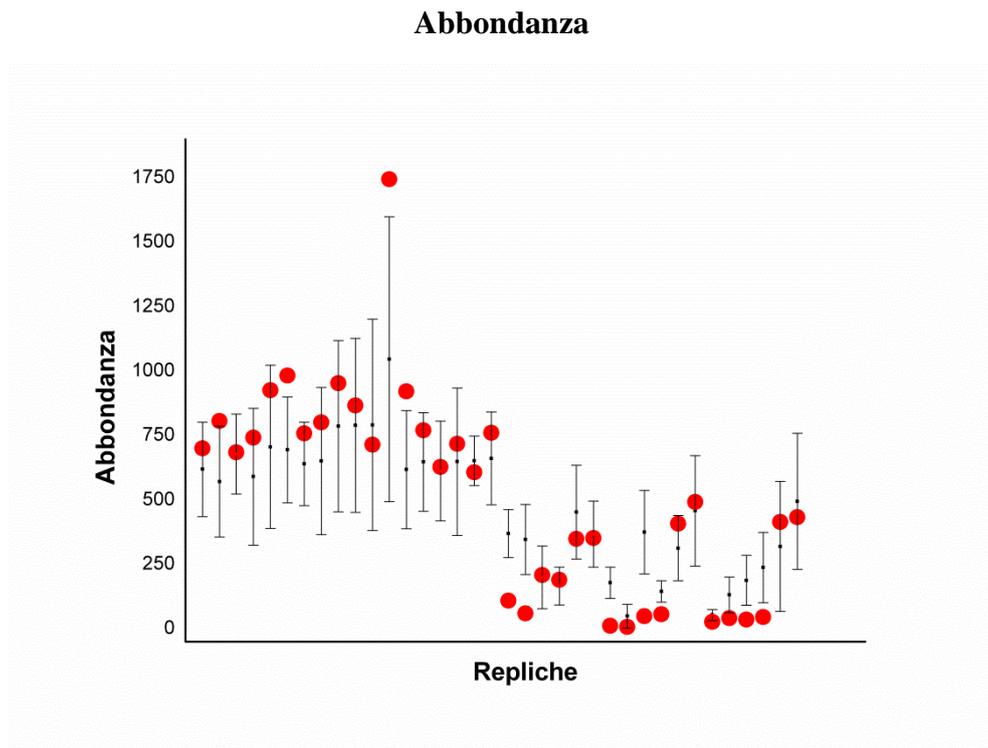
Nello specifico, per quanto riguarda il numero di specie, il modello previsionale individua i trend del numero di specie successivi al *flooding* per cui si osserva un aumento rispetto alle osservazioni precedenti l'evento ( $R^2 = 0.65$ ). I *range* d'incertezza stimati comprendono i valori di numero di specie osservati nel primo tempo *after* mentre sono meno precisi nel secondo tempo *after* sebbene comunque i pattern simulati seguano sempre il trend osservato. In particolare i valori molto maggiori di numero di specie del secondo tempo *after* vengono correttamente previsti come in aumento nonostante in alcuni casi il valore osservato non rientri nel *range* previsto (Figura 24).

### Numero di taxa



*Figura 24 – Modello previsionale FNB (fuzzy naive Bayes) che riporta i risultati delle simulazioni effettuate sulla composizione specifica della comunità macrobentonica. I punti rossi corrispondono ai valori osservati; i punti neri indicano i valori previsti dal modello con i relativi range di incertezza.*

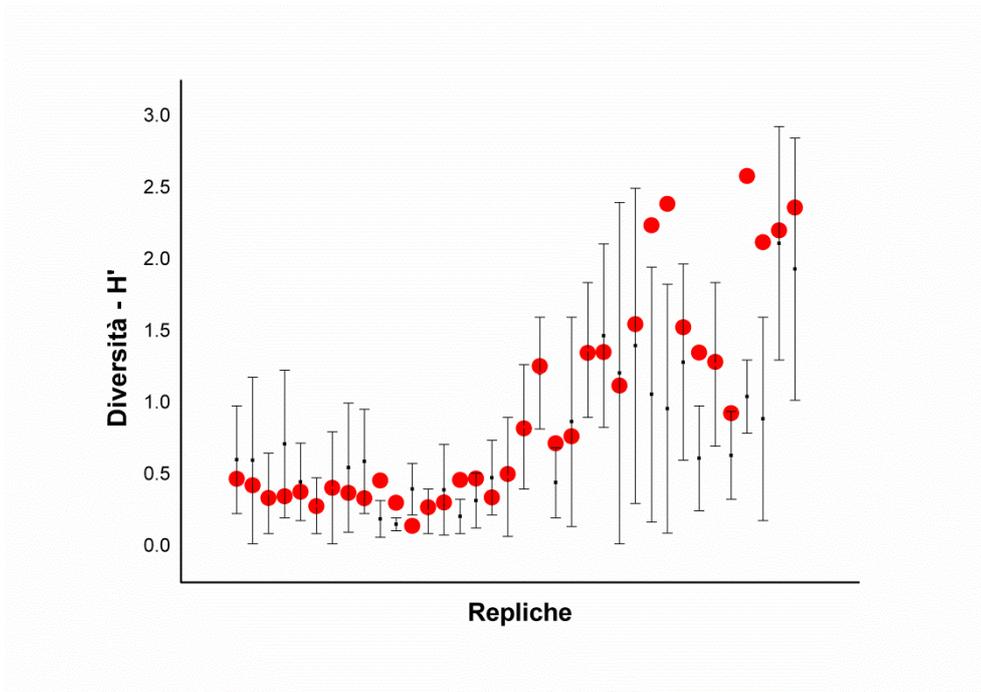
Come per il numero di specie i trend dei *pattern* di abbondanze conseguenti il *flooding* vengono correttamente previsti dal modello ( $R^2 = 0.85$ ); solo un punto, quello con le abbondanze maggiori esce si ritrova all'esterno del *range* d'incertezza previsto sebbene comunque quest'ultimo sia il *range* con il punto massimo più elevato di tutto il *pattern* simulato (Figura 25).



**Figura 25** - Modello previsionale FNB (fuzzy naive Bayes) che riporta i risultati delle simulazioni effettuate sulle abbondanze relative ai due tempi after (T3 e T4). I punti rossi corrispondono ai valori osservati; i punti neri indicano i valori previsti dal modello con i relativi range di incertezza.

Le previsioni FNB della diversità di Shannon mostrano i risultati migliori in cui tutti i punti osservati si ritrovano all'interno dei *range* d'incertezza simulati ( $R^2 = 0.68$ ). I *range* d'incertezza del secondo tempo *after* sono significativamente maggiori dei *range* previsti per il primo tempo *after*.

### H'



**Figura 4** - Modello previsionale FNB (fuzzy naive Bayes) che riporta i risultati delle simulazioni effettuate sui valori dell'indice di Shannon-Wiener relativi ai due tempi *after* (T3 e T4). I punti rossi corrispondono ai valori osservati; i punti neri indicano i valori previsti dal modello con i relativi range di incertezza.

#### 4. DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

Le coste sabbiose sono fortemente influenzate da fattori fisici come il moto ondoso, l'ampiezza di marea e le caratteristiche chimico-fisiche del sedimento e sono pertanto molto esposte agli effetti dei cambiamenti climatici in atto in questo momento che agiscono proprio su questi fattori.

Gli ambienti costieri sono tra i primi recettori delle conseguenze dei cambiamenti climatici quali l'aumento della frequenza e intensità delle tempeste e, di conseguenza, dei fenomeni di *storm surge*, che non fanno che aggravare il fenomeno dell'erosione costiera provocando un arretramento della linea di riva, rischiando di far scomparire le spiagge sabbiose, con conseguenze anche per la popolazione e le infrastrutture.

Le spiagge sabbiose sono ambienti molto dinamici e produttivi e ad esse sono associate comunità bentoniche che comprendono, generalmente, bivalvi, policheti e crostacei. La distribuzione e la composizione specifica di questi popolamenti è fortemente condizionata da alcuni parametri ambientali, primi fra tutti il contenuto di materia organica e la granulometria del sedimento.

Il presente lavoro di tesi ha permesso di valutare la risposta delle comunità bentoniche di coste sabbiose a un evento estremo di *flooding*, che ha sensibilmente modificato l'assetto dei principali parametri ambientali. Lo scopo principale del lavoro è stato quello di analizzare la struttura delle comunità bentoniche rinvenute a Cesenatico (litorale nord) e individuare eventuali cambiamenti avvenuti dopo l'evento di mareggiata del 2015, confrontandole con i dati relativi alle comunità analizzate prima della mareggiata (2011).

A tal fine sono stati prelevati campioni sia per la descrizione dell'habitat sia per l'analisi dei popolamenti macrobentonici.

Globalmente, i risultati hanno evidenziato delle differenze tra *before* e *after* sia per quanto riguarda le caratteristiche fisico-chimiche dell'ambiente sia cambiamenti delle comunità bentoniche (Tabelle 5 e 6).

Dal punto di vista abiotico, si è potuto osservare un aumento, di più del doppio, della materia organica totale presente nei sedimenti rinvenuti dopo la mareggiata e si osservano differenze anche nelle caratteristiche granulometriche del sedimento tra *before* e *after*. Come mostra la PCA in Figura 12, si distinguono chiaramente due gruppi, che rappresentano i punti campione relativi al *before* da una parte e quelli relativi all'*after* dall'altra. Tale distribuzione dei punti è determinata principalmente dalla variazione dei valori TOM e del diametro dei sedimenti. I campioni prelevati prima dell'evento del Febbraio 2015, infatti, sono costituiti da sedimento fine

e moderatamente ben classato, caratteristiche che rispecchiano quelle tipiche delle spiagge del litorale emiliano-romagnolo; i sedimenti rinvenuti in *after*, invece, presentano caratteristiche granulometriche leggermente diverse, con sedimento molto fine e moderatamente classato, ma comunque tipiche della zona (Correggiari *et al.*, 2011)..

Le differenze riscontrate sono probabilmente dovute al fatto che le potenti onde provocate da uno *storm surge*, vanno a smuovere il sedimento più in profondità (dove il sedimento è più fine) rispetto alle onde normali e ne favoriscono il trasporto verso la spiaggia (Harris *et al.*, 2011).

Riguardo i risultati relativi alle comunità, queste risultano dominate essenzialmente da bivalvi e policheti, com'è tipico delle zone intertidale e primo subtidale delle spiagge sabbiose, in accordo anche con quanto si trova in letteratura (Carcedo *et al.*, 2015; Jaramillo *et al.*, 1986). Dai risultati delle analisi condotte sui dati biotici emerge che tutti i siti *after* presentano valori di abbondanza e numero di specie più elevati rispetto al *before*. In particolare, per quanto riguarda l'*after*, c'è una netta dominanza di bivalvi e una brusca diminuzione del numero di policheti, rispetto al *before*, in tutti i siti marea indagati (Figura 13). Anche la struttura delle comunità esaminate mediante nMDS (Figura 18) subisce decisi cambiamenti tra *before* e *after* e a fronte di una elevata variabilità a tutte le scale spazio-temporali esaminate è comunque possibile individuare un graduale cambiamento passando dai punti campioni *High/before* verso *Low/after*.

Questi pattern osservati sono imputabili principalmente alle variazioni delle abbondanze di tre specie principali: il polichete *Scolelepis squamata*, il bivalve *Lentidium mediterraneum* e il crostaceo *Apseudes sp.* In particolare si osserva una decisa diminuzione dell'abbondanza del polichete *S. squamata* nei campioni dell'*after* (Figura 19) e un aumento di *L. mediterraneum* (Figura 20) e *Apseudes sp.* (Figura 21) da prima a dopo il disturbo. In dettaglio, *S. squamata* è presente quasi esclusivamente nei campioni rinvenuti prima della mareggiata: questo organismo, infatti, è un polichete fossatorio comune in molte zone dell'intertidale e predilige sabbie a granulometria medio-fine (Eleftheriu & McIntyre, 1976), quindi la brusca diminuzione delle abbondanze di *S. squamata* può essere giustificata dal graduale *shift* da zona intertidale a primo subtidale che si osserva dalle immagini satellitari relative al sito di campionamento (Figura 11).

Le elevate abbondanze di *L. mediterraneum* sono tipiche dei litorali sabbiosi dell'Adriatico nord-occidentale e quasi sempre mostrano notevoli fluttuazioni sia spaziali che temporali (Ambrogi *et al.*, 1995). Anche i risultati, relativi alle abbondanze di *L. mediterraneum*, ottenuti in questo studio mostrano una grande variabilità soprattutto temporale (Figura 20). Nonostante questa specie sia molto comune in tutto il Mediterraneo, il suo ruolo ecologico nel determinare la

struttura delle comunità non è del tutto chiaro poiché la sua distribuzione sembra essere legata prevalentemente al suo trasporto passivo mediato delle onde (Bertasi *et al.*, 2009).

L'insieme di questi risultati sembra essere influenzati principalmente dalla presenza di sedimento più fine e dall'aumento di TOM% in *after*. I valori relativi al numero di specie e alle abbondanze, infatti, aumentano all'aumentare della disponibilità di cibo mentre diminuiscono in presenza di sedimenti più grossolani come dimostrano i grafici a dispersione in figura 23. Ciò è dimostrato anche dai risultati dell'analisi BIO-ENV visualizzabili negli MDS in Figura 22 e sottolinea l'importanza dei principali parametri ambientali nel determinare la struttura della comunità bentonica, le cui dinamiche sono strettamente correlate al substrato in cui gli organismi vivono.

Osservando le simulazioni effettuate con i modelli FNB, si nota che i buoni risultati ottenuti dai modelli generativi mostrano come i *pattern* spaziali della macrofauna bentonica seguano una dinamica sistemica e complessa: l'evoluzione dei *pattern*, e quindi la risposta del comparto macrobentonico, seguono l'evoluzione dell'intero sistema ed è evidente che non è sufficiente, dal punto di vista previsionale, valutare una o poche variabili, considerate come i “migliori descrittori”. L'approccio utilizzato ricostruisce, infatti, la risposta della macrofauna alle variazioni dei parametri ambientali, come funzione delle interazioni complesse fra le variabili abiotiche descritte attraverso la stima dei parametri dei modelli effettuata durante la fase di *training*.

Sintetizzando, le analisi descrittive dimostrano come un evento di *flooding* estremo possa provocare uno *shift* delle comunità bentoniche, in questo caso da comunità intertidale a comunità di primo subtidale. Il trend osservato è confermato dall'applicazione del modello sistemico (FNB) che proietta le osservazioni nel tempo e ne quantifica l'incertezza.

Lo *shift* analizzato, se considerato in funzione del previsto aumento delle frequenze di fenomeni estremi analoghi e più intensi, può essere preso come base per una speculazione rispetto ai possibili effetti dei *flooding* costieri sulle comunità bentoniche di spiaggia, soprattutto in situazioni ad alta vulnerabilità qual è quella della spiaggia Ponente a Cesenatico. E' opportuno infatti ricordare come l'evento del 5 Febbraio sia un evento a tempo di ritorno 2 (Tabella 1), vale a dire il tipo di evento meno “grave” seppur più frequente.

Prendendo in considerazione la relativamente bassa magnitudo del *flooding* osservato, l'aumento previsto del livello medio marino e delle frequenze e delle magnitudo degli eventi di *flooding*

costiero, l'elevata vulnerabilità dimostrata dalla spiaggia Ponente e la chiusura di origine antropica del retrospiaggia, in cui la spiaggia stessa non può arretrare a causa delle costruzioni (come invece avverrebbe in condizioni naturali in cui il retro-spiaggia rappresenta una via di fuga ed un *reservoir* per la sabbia), si potrebbe ipotizzare, in futuro, una progressiva perdita, oltre che della spiaggia emersa anche della zona intertidale e dei servizi ecosistemici ad essa connessi, tra i quali la riduzione dei rischi associati alle tempeste e servizi ricreativi (Airoldi & Beck, 2007), che potrebbero avere ricadute importanti per l'intera rete trofica delle spiagge sabbiose e della prima fascia costiera.

Il *turn over* di specie osservato in funzione del loro ruolo trofico e del cambiamento delle variabili abiotiche (soprattutto granulometria e materia organica), meriterebbe un approfondimento riguardante l'intera comunità e dal punto di vista della composizione in specie. Un buon *ecosystem based management* delle spiagge non dovrebbe infatti prescindere dalla comprensione della composizione della comunità bentonica vista come base di beni e servizi ecosistemici legati alla spiaggia e potenzialmente utilizzabile come *early warning signals*.. L'importanza sociale ed economica delle spiagge nella regione nord-adriatica rende necessario un investimento da parte del decisore per identificare i migliori descrittori di stato e di *early warning* da inserire in un contesto di *adaptive ecosystem based management* finalizzato al mantenimento di questa importante struttura costiera e dei servizi che essa porta alle popolazioni ivi residenti.



## BIBLIOGRAFIA

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

Ambrogi, R., Colangelo, M.A., Fontana, P., Gatto, M., Sei, S., Tracanella, E., (1995). *La demografia del bivalve *Lentidium mediterraneum* nella zona di mare antistante il Delta del Po*. In: Congresso SIIE, Venice, 26–29 September 1994, pp. 165–167

Anderson M.J, Gorley R.N., Clarke K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and statistical Methods, PRIMER-E; Plymouth, UK

ARPA REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2009). *Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione*

ARPA REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2015). *Rapporto dell'evento meteorologico del 5 e 6 Febbraio 2015*

Akoumianaki I., Paspasyrou S., Kormas K. Ar., Nicolaidou A. (2013), *Environmental variation and macrofauna response in a coastal area influenced by land runoff*. *Estuarine, Coastal and Shelf science* 132, pp 33-44

Becchi C., Ortolani I., Muir A., Cannicci S. (2014). The effect of breakwaters on the structure of marine soft-bottom assemblages: A case study from a North-Western Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin*, 87, 131 – 139

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

Bozzeda F. 2013. *Sviluppo di un approccio congiunto fuzzy-Bayesiano per l'analisi e la modellizzazione degli ecosistemi: applicazione ad ecosistemi marini costieri*. [Dissertation thesis in Italian], Alma Mater Studiorum Università di Bologna. Dottorato di ricerca in Scienze ambientali: tutela e gestione delle risorse naturali, 25. *Ciclo*. urn:nbn:it:unibo-10141.

- Carcedo C. M., Fiori S. M., M. Cintia Piccolo M. C., Lopez Abbate M. C., Bremec C. S. (2015). *Variations in macrobenthic community structure in relation to changing environmental conditions in sandy beaches of Argentina*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 166, pp 56-64
- Cirelli G. (2012). *Impatto degli interventi antropici di difesa costiera sulla struttura e distribuzione della popolazione di *Lentidium mediterraneum* (Mollusca bivalvia)*. Tesi di Laurea Magistrale in Biologia Marina
- Clarke K. R. (1993). *Non parametric multivariate analysis of changes in community structure*. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117 – 143
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Chapman, M.G., 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 330, 55–80
- Clarke K. R., Gorley R. N., Somerfield P. J., Warwick R. M. (2014) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. III edizione. PRIMER-E Ltd.: Plymouth, UK
- Correggiari A., Aguzzi M., Remia A., Preti M. (2011). *Caratteristiche sedimentologiche e stratigrafiche dei giacimenti sabbiosi in Mare Adriatico Settentrionale utilizzabili per il ripascimento costiero*. *Studi costieri* 19: pp. 11 – 31
- Defeo O., McLahan A. (2005). *Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis*. *Marine Ecology Progress Series*. 295. pp 1–20.
- Eleftheriu A., McIntyre A.D. (1976). *The intertidal fauna of sandy beaches: a survey of the Scottish coast*. *Scottish Fisheries Researches Report* 6: 1-61
- E-R Ambiente (2011). *Le opera di difesa della costa emiliano-romagnola*. <http://ambiente.regione.emilia-romagna.it>
- EUROSTAT (2013). *Statistics in focus*. <http://ec.europa.eu/eurostat/>

- Harris L., Nel R., Smale M., Schoeman D. (2011). *Swashed away? Storm impacts on sandy beach macrofaunal communities*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 94:210 – 221
- Fanini L., Lawry J. K. (2016). *Comparing methods used in estimating biodiversity on sandy beaches: Pitfall vs. quadrat sampling*. Ecological Indicators, 60, pp 358–366
- Fini E. (2011). *Effetti degli interventi antropici di difesa costiera sulle comunità bentoniche del Nord Adriatico*. Tesi di Laurea Magistrale in Biologia Marina
- Kendall M. G. (1979). *Rank correlation methods* (IV ed.). Griffin and Co. Ltd.
- Martinelli L., Zanuttigh B., De Nigris N., Preti M. (2011). *Sand bag barriers for coastal protection along the Emilia Romagna littoral, Northern Adriatic Sea, Italy*. Geotextiles and Geomembranes 29, pp 370-380
- Lucrezi S., Schlacher T. A., Robinson W. (2010). *Can storms and shore armouring exert additive effects on sandy-beach habitat and biota?* Marine and Freshwater Research, 61:951 – 962
- Masuccio S. (2011). *Variazioni spazio-temporali nel sistema intertidale soggetto a differente impatto antropico*. Tesi di Laurea Magistrale in Biologia Marina
- McIntyre A., Eleftheriou A., (2005), *Methods for the study of marine benthos*, III edizione, Oxford UK, Blackwell Science Ltd, pp 43-81
- McLachlan A., Dorvlo A. (2005). *Global Patterns in Sandy Beach Macrobenthic Communities*. Journal of Coastal Research 21, 4, pp 674–687
- MeteoWeb (2015). *Devastanti mareggiate sulle coste della Romagna, l'esempio di una piccola "Storm Surge" prodotta dai violenti venti di bora*. <http://www.meteoweb.eu>
- Montanari G., Preti M., Carati M., Costantino R., De Nigris N. (2011). *I mille usi del Mare Adriatico*. ECOSCIENZA 2: 66-69
- Moodley L., Heip C.H.R., Middleburg J.J. (1998). *Benthic activity in sediments of the northwestern Adriatic Sea: sediment oxygen consumption, macro- and meiofauna dynamics*. Journal of Sea Research 40, pp 263 – 280
- Short A. D. (2001). *Beaches, physical process affecting*. University of Sidney, Australia.

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 p. 152

Widyantoro D. H., & Yen J. (2000). *A fuzzy similarity approach in text classification task*. In Proceedings of the IEEE International Conference on Fuzzy Systems, FUZZ-IEEE

Zhang K., Douglas B.C., Leatherman S.P. (2004). *Global warming and coastal erosion*. Climatic Change 64: 41–58



# APPENDICE

## Analisi SIMPER

RISULTATI SIMPER EFFETTUATO SULLA MATRICE TRASFORMATA CON RADICE QUARTA DEI DATI DI ABBONDANZA

Resemblance: S17 Bray-Curtis similarity

Group BH

Average similarity: 25.78

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolelepis squamata	0,85	13,67	0,77	53,02	53,02
Lentidium mediterraneum	0,69	9,89	0,66	38,36	91,38

Group BM

Average similarity: 55.57

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolelepis squamata	1,91	38,64	2,93	69,53	69,53
Lentidium mediterraneum	0,96	12,19	1,05	21,94	91,47

Group BL

Average similarity: 43.59

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolelepis squamata	1,07	12,73	1,36	29,21	29,21
Lentidium mediterraneum	1,12	9,83	1,06	22,54	51,75
Tellina tenuis	0,7	7,27	0,81	16,68	68,43
Cyclope neritea	0,61	3,66	0,52	8,41	76,83

Group AH

Average similarity: 47.42

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Lentidium mediterraneum	3,42	15,08	2,37	<b>31,81</b>	31,81
Aapseudes sp.	1,67	6,62	1,31	<b>13,96</b>	45,77
Phylo foetida	1	4,2	1,03	8,86	54,63
Ampelisca diadema	0,9	3,24	0,79	6,83	61,46
Prionospio caspersi	0,82	2,89	0,81	6,09	67,55
Tapes philippinarum	0,59	2,8	0,5	5,9	73,44

Group AM

Average similarity: 56.44

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Lentidium mediterraneum	3,41	12,4	1,84	<b>21,96</b>	21,96
Apseudes sp.	1,95	6,74	1,3	<b>11,94</b>	33,9
Phylo foetida	1,27	5,47	2	9,69	43,59
Cyclope neritea	1,16	4,91	2,07	8,69	52,29
Prionospio caspersi	1,25	4,83	1,4	8,56	60,85
Chamelea gallina	1	4,36	2,13	7,73	68,58
Ampelisca diadema	0,84	2,43	0,84	4,31	72,89

Group AL

Average similarity: 58.17

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Lentidium mediterraneum	3,72	10,82	1,22	<b>18,6</b>	18,6
Apseudes sp.	2,81	8,47	4,39	<b>14,57</b>	33,16
Prionospio caspersi	1,43	4,49	1,89	7,72	40,88
Iphinoe sp.	1,25	3,8	1,79	6,52	47,4
Cyclope neritea	1,3	3,72	2,02	6,4	53,8
Nephtys hombergii	1,18	3,69	1,83	6,35	60,15
Chamelea gallina	1,14	3,56	1,98	6,11	66,26
Nototropis swammerdamei	1,07	3,29	1,91	5,65	71,91

Groups BH & BM

Average dissimilarity = 63.81

Species	Group BH		Group BM		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Scolecopsis squamata	0,85	1,91	19,17	0,93	30,04	30,04
Lentidium mediterraneum	0,69	0,96	10,32	1	16,17	46,21
Ampelisca diadema	0,17	0,4	6,78	0,74	10,63	56,84
Glycera tridactyla	0,17	0,36	4,73	0,78	7,41	64,25
Chamelea gallina	0,19	0,17	3,56	0,59	5,57	69,83
Owenia fusiformis	0	0,25	3,46	0,53	5,43	75,25

Groups BH & BL

Average dissimilarity = 72.40

Species	Group BH	Group BL	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Lentidium mediterraneum	0,69	1,12	9,5	1,18	13,12	13,12
Tellina tenuis	0	0,7	8,74	1,15	12,07	25,19
Scolecopsis squamata	0,85	1,07	8,39	0,94	11,59	36,78
Cyclope neritea	0	0,61	6,69	0,91	9,23	46,01
Ampelisca diadema	0,17	0,43	6,16	0,81	8,51	54,52
Chamelea gallina	0,19	0,48	5,8	0,86	8,01	62,53
Bodotria sp.	0	0,46	4,82	0,79	6,65	69,19
Donax semistriatus	0	0,37	3,82	0,67	5,28	74,46

Groups BM & BL

Average dissimilarity = 61.14

Species	Group BM	Group BL	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Scolecopsis squamata	1,91	1,07	8,54	1,15	13,96	13,96
Lentidium mediterraneum	0,96	1,12	7,05	1,13	11,53	25,5
Tellina tenuis	0,17	0,7	6,4	1,15	10,46	35,96
Cyclope neritea	0	0,61	5,42	0,94	8,87	44,83
Ampelisca diadema	0,4	0,43	5,4	0,97	8,83	53,66
Chamelea gallina	0,17	0,48	4,58	0,87	7,48	61,15
Glycera tridactyla	0,36	0,28	4	0,82	6,55	67,69
Bodotria sp.	0	0,46	3,94	0,82	6,45	74,14

Groups BH & AH

Average dissimilarity = 87.25

Species	Group BH	Group AH	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Lentidium mediterraneum	0,69	3,42	14,44	1,77	16,55	16,55
Apseudes sp.	0	1,67	8,86	1,62	10,15	26,7
Phylo foetida	0	1	5,64	1,47	6,47	33,17
Tapes philippinarum	0,18	0,59	5,51	0,77	6,32	39,48
Scolecopsis squamata	0,85	0	5,32	1,05	6,1	45,58
Ampelisca diadema	0,17	0,9	5,03	1,1	5,76	51,34
Prionospio caspersi	0	0,82	4,63	1,14	5,31	56,65
Cyclope neritea	0	0,61	3,89	0,9	4,46	61,11
Iphinoe sp.	0	0,82	3,84	1,14	4,4	65,51
Nephtys hombergii	0	0,73	3,43	1,11	3,94	69,45
Chamelea gallina	0,19	0,68	3,27	0,97	3,75	73,2

Groups BM & AM

Average dissimilarity = 85.20

Species	Group	Group	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	BM	AM				
Lentidium mediterraneum	0,96	3,41	10,13	1,33	11,89	11,89
Apseudes sp.	0	1,95	8,28	1,61	9,72	21,61
Scolecopsis squamata	1,91	0	8,15	4,15	9,56	31,17
Phylo foetida	0	1,27	5,48	2,53	6,44	37,61
Prionospio caspersi	0	1,25	5,2	1,99	6,1	43,71
Cyclope neritea	0	1,16	4,96	2,38	5,83	49,54
Chamelea gallina	0,17	1	3,65	1,81	4,28	53,82
Iphinoe sp.	0	0,88	3,54	1,16	4,15	57,97
Ampelisca diadema	0,4	0,84	3,1	1,25	3,64	61,61
Nephtys hombergii	0	0,7	3,1	1,14	3,64	65,25
Tellina tenuis	0,17	0,69	2,72	1,2	3,19	68,44
Owenia fusiformis	0,25	0,62	2,47	1,05	2,9	71,35

Groups BL & AL

Average dissimilarity = 79.64

Species	Group BL	Group AL	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Lentidium mediterraneum	1,12	3,72	9,95	1,33	12,5	12,5
Apseudes sp.	0	2,81	8,48	4,08	10,65	23,15
Prionospio caspersi	0	1,43	4,5	2,44	5,65	28,8
Ampelisca diadema	0,43	1,65	4	1,59	5,02	33,82
Owenia fusiformis	0	1,26	3,8	1,79	4,77	38,59
Nephtys hombergii	0	1,18	3,78	2,19	4,75	43,34
Iphinoe sp.	0,17	1,25	3,64	1,58	4,57	47,91
Nototropis swammerdamei	0	1,07	3,35	2,18	4,2	52,11
Scolecopsis squamata	1,07	0,08	3,23	1,68	4,06	56,17
Phylo foetida	0,08	1,05	2,81	1,37	3,53	59,7
Cyclope neritea	0,61	1,3	2,61	1,33	3,28	62,98
Chamelea gallina	0,48	1,14	2,48	1,37	3,12	66,1
Corophium sp.	0	0,82	1,99	0,91	2,5	68,6
Pygospio sp.	0	0,72	1,88	0,97	2,36	70,97

Groups AH & AM

Average dissimilarity = 49.25

Species	Group	Group	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	AH	AM				
Lentidium mediterraneum	3,42	3,41	5,85	1,13	11,88	11,88
Apseudes sp.	1,67	1,95	3,79	1,04	7,69	19,57
Iphinoe sp.	0,82	0,88	2,41	1,09	4,9	24,46
Prionospio caspersi	0,82	1,25	2,36	1,1	4,78	29,25
Chamelea gallina	0,68	1	2,25	1,29	4,56	33,81
Cyclope neritea	0,61	1,16	2,24	1,14	4,56	38,36
Tapes philippinarum	0,59	0,44	2,15	1,02	4,36	42,73
Ampelisca diadema	0,9	0,84	2,11	1,18	4,28	47,01
Nototropis swammerdamei	0,5	0,57	2,09	0,95	4,24	51,25
Nephtys hombergii	0,73	0,7	2,06	1,09	4,17	55,42
Tellina tenuis	0,27	0,69	1,92	1,14	3,89	59,31
Phylo foetida	1	1,27	1,9	0,92	3,86	63,17
Owenia fusiformis	0,53	0,62	1,87	1,07	3,8	66,97
Donax semistriatus	0,57	0,54	1,77	1,05	3,6	70,57

Groups AH & AL

Average dissimilarity = 52.08

Species	Group	Group	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	AH	AL				
Lentidium mediterraneum	3,42	3,72	5,61	1,09	10,77	10,77
Apseudes sp.	1,67	2,81	3,5	1,14	6,73	17,5
Ampelisca diadema	0,9	1,65	2,99	1,46	5,74	23,24
Owenia fusiformis	0,53	1,26	2,4	1,27	4,61	27,85
Nototropis swammerdamei	0,5	1,07	2,27	1,52	4,37	32,21
Prionospio caspersi	0,82	1,43	2,08	1,15	3,99	36,2
Iphinoe sp.	0,82	1,25	2,07	1,03	3,98	40,19
Cyclope neritea	0,61	1,3	2,06	1,28	3,95	44,14
Phylo foetida	1	1,05	1,98	1,17	3,81	47,95
Chamelea gallina	0,68	1,14	1,94	1,14	3,72	51,67
Nephtys hombergii	0,73	1,18	1,88	1,04	3,61	55,28
Corophium sp.	0	0,82	1,67	0,89	3,2	58,48
Pygospio sp.	0,42	0,72	1,65	1,12	3,17	61,65
Tapes philippinarum	0,59	0,46	1,64	0,98	3,14	64,79
Tellina tenuis	0,27	0,63	1,51	1,04	2,9	67,69
Donax semistriatus	0,57	0,37	1,46	0,99	2,8	70,48

Groups AM & AL

Average dissimilarity = 44.45

Species	Group	Group AL		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	AM	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	3,41	3,72	4,63	1,21	10,42	10,42
Aapseudes sp.	1,95	2,81	2,79	1,26	6,28	16,71
Ampelisca diadema	0,84	1,65	2,64	1,54	5,95	22,66
Owenia fusiformis	0,62	1,26	2,01	1,3	4,53	27,19
Nototropis swammerdamei	0,57	1,07	1,79	1,47	4,02	31,2
Iphinoe sp.	0,88	1,25	1,74	1,16	3,91	35,12
Phylo foetida	1,27	1,05	1,71	1,15	3,84	38,96
Corophium sp.	0	0,82	1,51	0,9	3,4	42,36
Pygospio sp.	0,38	0,72	1,51	1,11	3,4	45,76
Polydora sp.	0,42	0,49	1,5	0,83	3,37	49,13
Nephtys hombergii	0,7	1,18	1,5	1,19	3,37	52,5
Cirratulidae sp.	0,08	0,73	1,37	0,89	3,09	55,59
Tapes philippinarum	0,44	0,46	1,31	1	2,96	58,54
Donax semistriatus	0,54	0,37	1,27	1,01	2,86	61,4
Capitella capitata	0,52	0,46	1,24	1,03	2,78	64,18
Prionospio caspersi	1,25	1,43	1,23	0,91	2,77	66,95
Glycera tridactyla	0,47	0,43	1,21	0,98	2,73	69,68
Tellina tenuis	0,69	0,63	1,2	1,03	2,7	72,38