

**ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITA' DI BOLOGNA**

**FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE NATURALI**

**Corso di Laurea magistrale in  
Analisi e gestione dell'ambiente**

**ANALISI SPAZIO-TEMPORALE DEGLI EFFETTI DI STRESS  
DI ORIGINE ANTROPICA SULL'ECOSISTEMA INTERTIDALE  
DI SPIAGGE SABBIOSE NELL'ALTO ADRIATICO**

**Tesi di laurea in Biodiversità e funzioni ecosistemiche**

**Relatore**

**Prof. Victor Ugo Ceccherelli**

**Presentata da**

**Francesco Orilia**

**Correlatore**

**Dr.Fabio Bozzeda**

**I sessione  
Anno Accademico 2011-2012**



## INDICE

<b>PREMESSA E SCOPO DELLA TESI .....</b>	<b>1</b>
<b>1.INTRODUZIONE.....</b>	<b>3</b>
1.1 Proprietà fisiche delle spiagge sabbiose .....	6
1.3 Servizi svolti dall'ecosistema della spiaggia.....	12
1.4 Minacce antropiche sulle spiagge sabbiose .....	12
1.4.1 Erosione .....	13
1.4.2 L'erosione costiera in Emilia-Romagna.....	14
1.4.3 Cambiamenti climatici.....	15
1.5 Gestione delle spiagge sabbiose .....	16
1.5.1 Interventi di Gestione contro l'erosione in Emilia-Romagna.....	18
1.6 Water Framework Directive: una proposta di sistema esperto .....	20
<b>2.CARATTERIZZAZIONE DELL'AREA DI STUDIO.....</b>	<b>24</b>
2.1 Caratteristiche dei siti di studio .....	25
2.1.1 Cesenatico.....	25
2.1.2 Cervia.....	27
2.1.3. Lido di Dante .....	29
<b>3.MATERIALI E METODI.....</b>	<b>30</b>
3.1 Disegno di Campionamento.....	30
3.2 Prelievo e trattamento dei campioni in campo.....	31
3.3 Trattamento dei campioni in laboratorio .....	32
3.4 Analisi dei dati .....	35
3.4.1 Analisi univariate.....	35
3.4.2 Analisi multivariate.....	36
3.5 Sistema esperto Fuzzy Naive Bayes .....	39
3.5.1 Fuzzy logic.....	39
3.5.2 Classificatore naive bayes.....	40
3.5.3 Compilatore fuzzy naive bayes del sistema esperto .....	40
3.5.4 Simulazione di due diversi ripascimenti a Cesenatico.....	43
<b>4.RISULTATI .....</b>	<b>45</b>
4.1 Risultati delle analisi univariate sulle variabili ambientali.....	45
4.2 Risultati delle analisi multivariate sulle variabili ambientali.....	55
4.3 Risultati delle analisi univariate sulle comunità macrobentoniche.....	57
4.4. Risultati delle analisi multivariate sulle comunità macrobentoniche. ....	64

4.5 Risultati simulazioni del sistema esperto .....	72
<b>5.CONCLUSIONI .....</b>	<b>74</b>
<b>6.BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>80</b>

## **PREMESSA E SCOPO DELLA TESI**

Il presente lavoro si inserisce all' interno del progetto integrato THESEUS (Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate).

Il progetto, finanziato dalla Comunità Europea, ha durata quadriennale, e vede, come partecipanti, 12 paesi dell'Unione Europea e altri 7 paesi extraeuropei (Cina, Messico, Stati Uniti, Ucraina, Russia e Taiwan).

I principali obiettivi del progetto sono:

✓ Analizzare gli effetti dell'applicazione di mitigazioni innovative delle coste e dell'adozione di tecnologie il cui scopo è quello di salvaguardare le coste sia dall'uso da parte dell'uomo che dai rischi dovuti all'innalzamento del livello del mare e ai cambiamenti climatici globali. .

✓ Fornire una metodologia integrata per la pianificazione sostenibile di strategie di difesa per la gestione dell'erosione costiera e delle inondazioni che tengano in conto non solo degli aspetti tecnici ma anche di quelli sociali, economici e ambientali/ecologici.

Il progetto si sviluppa partendo da alcune considerazioni:

✓ Le zone costiere sono fra le più popolate e sono molto importanti dal punto di vista socio-economico, ma sono sempre più soggette a problemi di erosione e inondazioni.

✓ I cambiamenti climatici e l'innalzamento del livello del mare si prevede che aumentino la frequenza e la severità dei processi di erosione. L'erosione e i conseguenti interventi di difesa delle coste fino ad oggi adottati hanno comportato la costruzione di difese rigide che cambiando l'idrodinamismo e i processi di deposizione del sedimento, influenzano i popolamenti e il funzionamento dell'ecosistema.

✓ Per salvaguardare l'economia delle zone costiere vengono messi in atto diversi interventi di gestione che possono interagire con i precedenti.

✓ Erosione, cambiamenti climatici e gestione costiera, hanno tutti un impatto sul sistema intertidale, in particolare su quello delle spiagge sabbiose.

Il lavoro qui presentato, è inquadrato all' interno del “work package 3”, le cui finalità sono la valutazione della resistenza e, al tempo stesso, della vulnerabilità, degli ecosistemi naturali in relazione alla presenza di difese costiere e di diversi interventi per la gestione delle spiagge.

A tale fine sono stati analizzati i dati dei popolamenti animali della zona intertidale di differenti spiagge, che differivano per grado di erosione costiera, presenza di strutture di difesa e differenti tipologie di gestione; assieme ai dati della componente biotica sono stati anche rilevati i dati di alcune variabili abiotiche che meglio servono a caratterizzare la zona intertidale e che possono rispondere ai fattori di disturbo in interesse.

In particolare, nell'ambito del mio lavoro di tesi mi sono occupato della componente macrobentonica. Nel dettaglio mi sono occupato dell'ultima campagna di campionamento, del sorting, riconoscimento tassonomico e conteggio degli organismi macrobentonici, e delle misurazioni delle variabili abiotiche ritenute più utili per spiegare le variazioni dei popolamenti.

Una parte consistente del mio lavoro di tesi è consistita, poi, nell'analisi dei dati i quali, integrati con dati precedentemente analizzati, hanno reso possibile gestire l'intero data set previsto dal disegno sperimentale completo.

Infatti, ho potuto operare su dati effettuati raccolti in 4 tempi differenti sull'arco di due anni, in tre spiagge della costa Emiliano –Romagnola.

Gli obiettivi principali del presente lavoro di tesi si possono così elencare:

- Confrontare gli ecosistemi intertidali di spiagge dove sono presenti strutture di difesa costiera rispetto a spiagge che ne erano invece prive.
- Valutare l'impatto provocato sugli ecosistemi di spiaggia dall'attività stagionale di "bulldozing", pratica consistente nella annuale realizzazione di dune artificiali tese a salvaguardare gli stabilimenti balneari dalle mareggiate invernali.
- Proposta di un sistema esperto di nuova concezione in grado di prevedere statisticamente la risposta delle comunità bentoniche a diverse tipologie di interventi antropici e di cambiamenti climatici.

# 1.INTRODUZIONE

Le zone costiere rappresentano un'area ad alto insediamento umano e svolgono un ruolo fondamentale per l'economia di molte nazioni. Le coste dell'Unione Europea si estendono per 17.000 Km attraverso 20 dei 27 Stati Membri ricoprendo circa 2 milioni di km<sup>2</sup>

Più della metà della popolazione mondiale vive entro i primi 60 km dalla linea di costa e questo dato di densità è destinato a crescere entro il 2020 (UCEDDED 1992). Il valore economico complessivo dei beni presenti entro i primi 500 metri dalle coste europee nel 2000 è stato stimato essere tra i 500 e 1000 miliardi di euro.

Vasti tratti di coste europee, altamente popolate e con un alto valore economico sono però minacciate da fenomeni come erosione costiera e pericolo di inondazioni; il cambiamento climatico e l'innalzamento del livello del mare, previsto dai vari scenari di incremento della temperatura media dell'atmosfera, faranno aumentare l'erosione costiera e l'intensità e frequenza degli eventi estremi .

Per preservare l'alto valore socio-economico della zona costiera è necessaria una nuova concezione della gestione dell'area poiché gli approcci usati in passato sono incompatibili con quanto richiesto, in tempi relativamente recenti, dalla direttiva Habitat e dalla Water Framework Directive della UE. Questi nuovi approcci si fondano sul concetto che per mantenere e preservare le risorse della zona costiera bisogna implementare lo studio, il monitoraggio e la salvaguardia delle caratteristiche fisiche, biologiche ed ecologiche di questa particolare tipologia di ambiente.

Il termine “zona costiera” è associato ad una realtà geografica facilmente intuibile ma la definizione e la delimitazione concettuale di questa “zona” sono complesse e non univoche.

Per individuare la “Costa” e/o le “Zone Costiere” non esiste una comune ed unica definizione ma un complesso di zonazioni differenziate, confini, scale spaziali e, soprattutto, terminologie adottate in funzione dei diversi approcci tematici.

Si riporta, qui di seguito, la definizione di Zona Costiera che è emersa nel 1995 a Barcellona durante la “Convenzione per la protezione dell'ambiente marino del Mediterraneo” (Conv. Barcellona 1976/ 1995): “*spazio geomorfologico dove si*

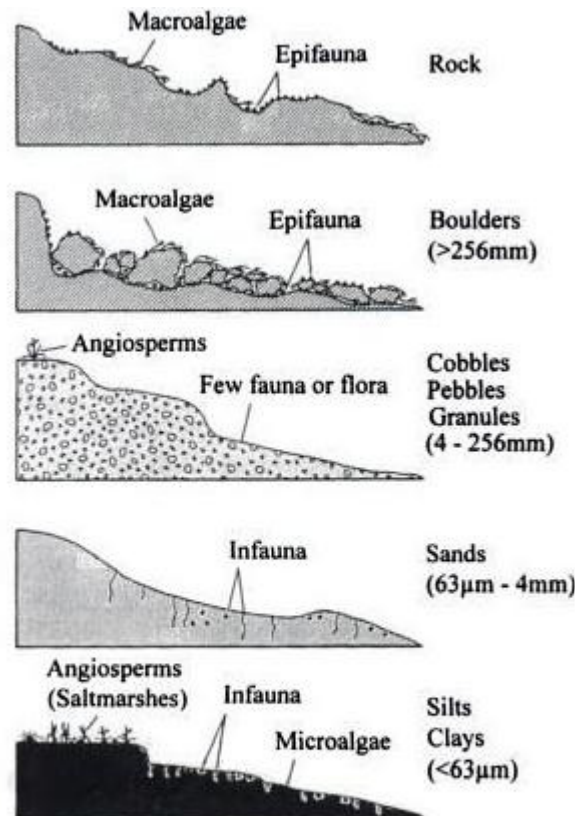
*manifesta l'interazione tra la componente marina e quella terrestre nel campo dei sistemi ecologici complessi comprendenti sia la componente biotica sia quella abiotica e spazio di azione per le comunità umane e le loro attività socio-economiche”.*

Il paesaggio e le caratteristiche della zona costiera (coste rocciose, coste sabbiose, estuari, ecc. ) sono estremamente variabili e dipendono principalmente dalla natura geologica dell'area, dai cambiamenti a lungo termine del “sea-level”, dall'energia delle onde e dall'esposizione al moto ondoso e dalla forza dell'azione della marea.

Nell'ottica di una gestione della zona costiera che tenga conto della tutela degli ecosistemi e degli habitat associati è importante sottolineare come ad ogni tipologia e struttura di costa e di spiagge corrispondono diversi tipi di ecosistemi e di habitat.

In Fig. 1.1 possiamo osservare uno schema della varietà di spiagge che si possono avere in base alla presenza o meno di sedimento e alla sua granulometria, passando da coste rocciose a coste con sedimento di taglia inferiore ai 63  $\mu\text{m}$ . Sono anche mostrate le relative comunità associate.





*Figura 1.1: sezione di diverse coste, da rocciose a sabbiose: sono abitate da diversi tipi di comunità (da Little-The Biology of soft shores and Estuaries, 2000)*

L'area di oggetto di studio di questo elaborato di tesi è la zona costiera della Regione Emilia Romagna, costituita unicamente da spiagge sabbiose. Per questo motivo, nel prosieguo, l'attenzione si focalizzerà su questo tipo di ambiente, con particolare riferimento alla zona intertidale.

## 1.1 Proprietà fisiche delle spiagge sabbiose

Le spiagge sabbiose rappresentano uno degli ambienti fisicamente più dinamici della terra, la forza del moto ondoso insieme alla granulometria del sedimento e all'azione della marea sono le maggiori forzanti che influenzano la morfologia di una spiaggia. (Brown & McLachlan 1990; Short 1999)

In Fig. 1.2 è riportato il tipico profilo di un sistema di spiaggia dove è presente una zona costituita da una fascia dunale, non influenzata dal moto ondoso, che può arrivare fino ad 1 km dalla linea di alta marea e un'area, più vicina al mare, che è invece influenzata dall'azione delle onde, fino al limite di battigia delle alte maree massime.

Successivamente, proseguendo verso mare vi è la zona intertidale che è la zona compresa tra i limiti di massima alta marea e quella di massima bassa marea. Si passa poi all'area completamente marina che è caratterizzata dalla "surf zone" o zona di frangenza delle onde, cioè il limite esterno verso il mare aperto di una spiaggia fino alla profondità in cui l'onda di altezza media muove i sedimenti verso la spiaggia stessa.

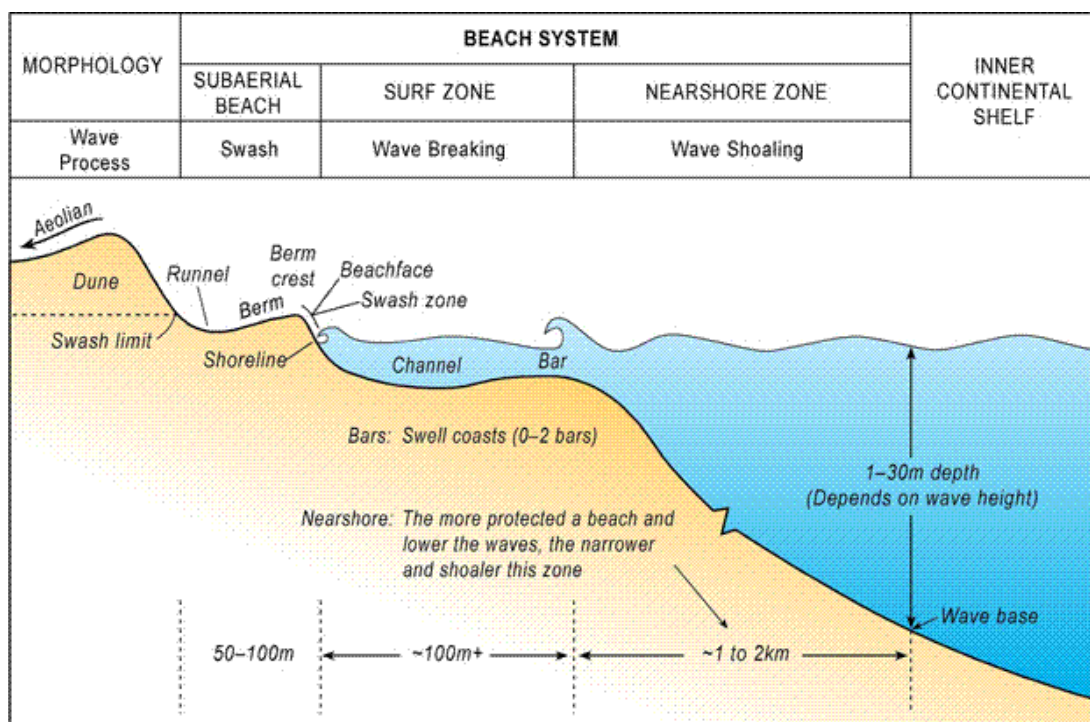


Figura 1. 2: Profilo di una spiaggia sabbiosa (modificato da Short 1999)

Le spiagge sabbiose sono presenti lungo le coste di tipo sedimentario esposte al moto ondoso, là dove vi sia sufficiente sedimento che possa essere trasportato dalle onde.

Il termine "spiaggia sabbiosa" in letteratura fa riferimento ad una ampia varietà di ambienti: da spiagge ad alta energia esposte al moto ondoso a spiagge estremamente riparate (Menn 2002).

Come detto in precedenza, i fattori che influenzano la morfologia di una spiaggia sono: moto ondoso, tipo di sedimento e marea.

In relazione a questi fattori è possibile distinguere 2 differenti tipologie di spiaggia: spiagge riflesive e spiagge dissipative (Short & Wright, 1983).

Le spiagge "riflessive" sono caratterizzate da maree e moto ondoso a bassa o moderata energia e il sedimento risulta essere più grossolano; le onde si infrangono direttamente sul ripido profilo della spiaggia e vengono riflesse verso il mare aperto.

Le spiagge "dissipative" invece si trovano principalmente lungo le coste caratterizzate da ampi "range" di marea, elevata energia delle onde e sedimenti a granulometria più fine (Grey & Elliot, 2009). Presentano un profilo non ripido, con un'ampia "surf-zone" lungo la quale le onde dissipano la loro energia.

Queste due tipologie di spiaggia rappresentano i due estremi di un continuum di situazioni intermedie che si realizzano in funzione dei fattori sopraelencati (Fig. 1.3).

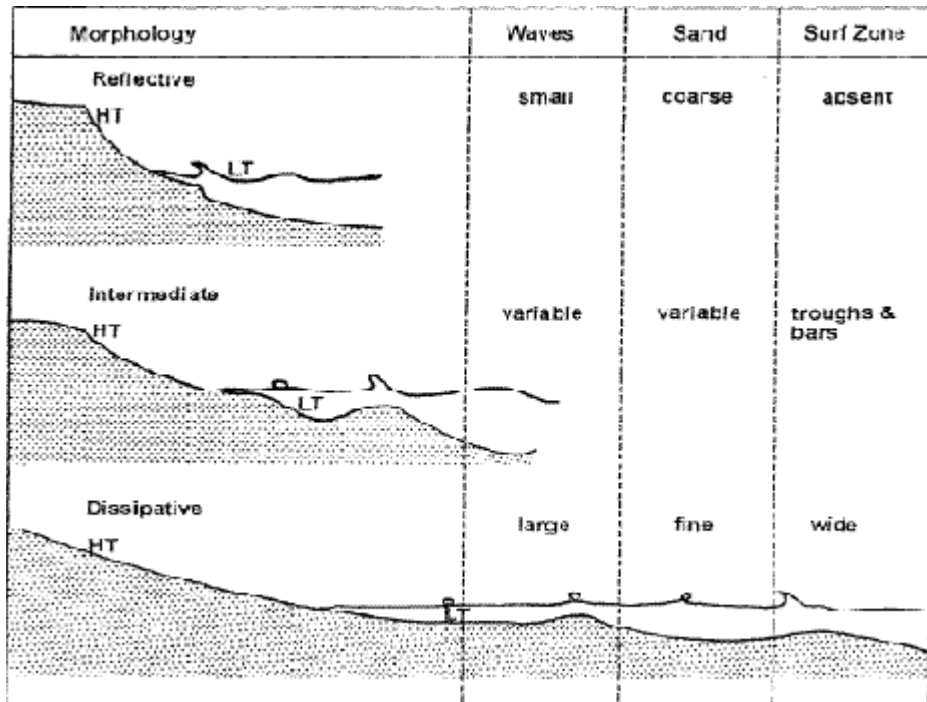


Figura 1.3: Tre diverse tipologia di spiaggia lungo il gradiente riflessivo/dissipativo ( da McLachlan 2001)

Sono stati proposti diversi indici per quantificare le caratteristiche morfodinamiche di una spiaggia incorporando parametri come: altezza dell'onda, perdita di velocità del trasporto sedimentario e ampiezza di marea.

Ad esempio, la capacità delle onde di modificare il litorale, è valutata con il parametro di Dean ( $\Omega$ ), che esprime quanto sia riflessiva o dissipativa una spiaggia microtidale. Si basa sulla valutazione dell'energia dell'onda e della velocità di deposizione della sabbia (Short, 1996):

$$\Omega = H_b * 100 / (W_s * T)$$

dove  $H_b$  corrisponde all'altezza, in metri, del frangente,  $W_s$  alla velocità di sedimentazione delle particelle di sedimento (m/s) e  $T$  al periodo dell'onda (s). Valori di  $\Omega$  pari circa a 1 caratterizzano spiagge riflessive, valori maggiori di 6 spiagge dissipative e l'intervallo tra i due valori comprende le spiagge intermedie (Fig. 1.4).

L'escursione di marea relativa (*relative tide range*, RTR) tiene invece in considerazione la capacità dei movimenti mareali di modificare la spiaggia e si esprime come:

$$RTR = Tr/Hb$$

dove Tr corrisponde all'altezza media della marea sigiziale.

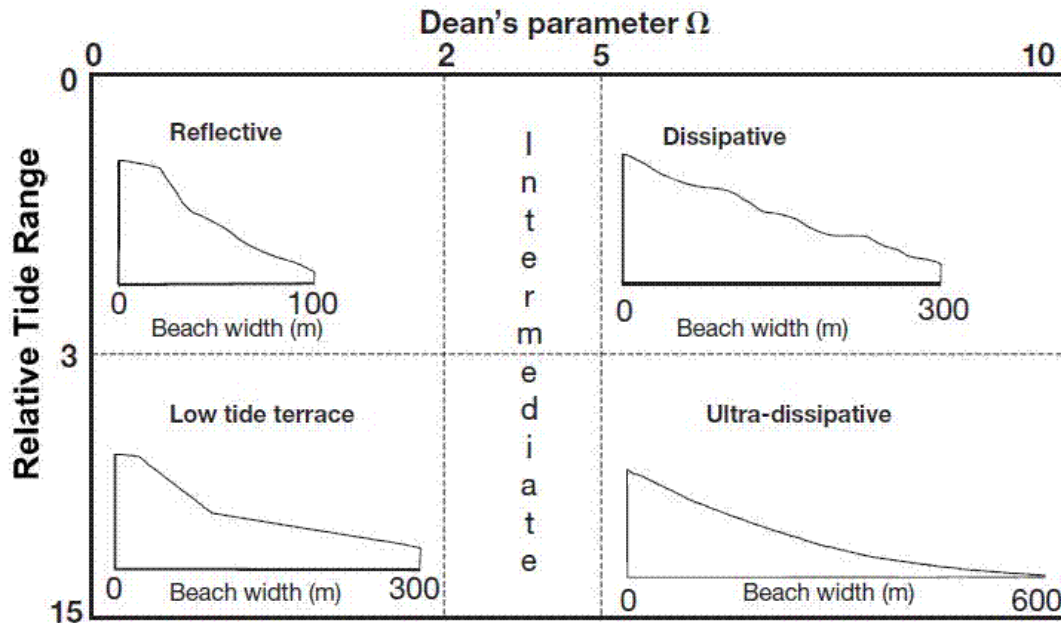


Figura 1.4: Classificazione di spiagge sabbiose basata su due indici composti sviluppati per le spiagge sabbiose: il parametro di Dean e il Relative Tidal Range ( da Defeo & McLachlan, 2005)

Il prodotto di  $\Omega$  per RTR fornisce, invece, la capacità cumulativa delle onde e delle maree di definire la morfologia della spiaggia (McLachlan et al., 1993) (Fig. 1.4).

Soares (2003) ha poi sviluppato il *Beach Deposit Index* (BDI): si basa sulla misura della pendenza della spiaggia e della dimensione dei granuli di sabbia. Questo indice può essere utilizzato per le spiagge microtidali in un ampio intervallo di condizioni.

$$BDI = \log_{10} (Mz * TR / S)$$

dove  $Mz$  è la taglia media dei granuli di sedimento (in unità  $\phi+1$  per evitare valori negativi),  $TR$  è la massima marea sigiziale (m) e  $S$  è la pendenza della spiaggia (adimensionale).

La morfodinamica di una spiaggia può considerevolmente influenzare il suo sistema biotico e a sua volta le interazioni ecologiche tra le popolazioni di organismi che la abitano ne influenzano direttamente o indirettamente la natura fisica. (Short 1999)

## 1.2 Ecologia spiagge sabbiose

L'ecosistema “spiaggia” riveste particolare rilevanza ecologica come ecosistema di transizione. E', infatti, caratterizzato da una “rete trofica” che supporta popolazioni di importanti “predatori terminali”(top predators). Da un lato svolgendo una funzione di “nursery”, cioè fornendo alimento esclusivo per gli stadi giovanili di specie ittiche di fondo e pelagiche e, dall'altro nutrendo specie di uccelli marini che, oltre ad un elevato valore naturalistico, veicolano parte dell'energia e dei nutrienti dall'ecosistema marino a quello terrestre ( Defeo et al., 2008). La rete trofica degli organismi della zona intertidale, che rappresenta l'habitat qui preso in esame, si basa in generale sulla sostanza organica disciolta e particolata che percolando negli spazi interstiziali del sedimento, che agisce come un filtro, diventa disponibile per gli organismi bentonici (Brown & McLachlan, 1990).

La zona intertidale presenta una rete trofica molto produttiva, dovuta alla più diretta esposizione alla luce degli organismi vegetali autotrofici, come microfitobenthos e macroalghe. Queste costituiscono le risorse alimentari per ricchi popolamenti di organismi interstiziali, come batteri, protozoi e metazoi.

Molti di questi organismi non si ritrovano in altri tipi di ambiente, infatti, presentano diverse peculiarità per quanto riguarda la mobilità, l'abilità di scavare all'interno del sedimento, l'adattamento alle escursioni mareali giornaliere e stagionali, i meccanismi di orientamento e adattabilità che permettono loro di affrontare rapidi cambiamenti di condizioni ambientali.

Gli organismi bentonici che abitano la zona intertidale si possono dividere in base alla dimensione in:

- Microbenthos, che include organismi più piccoli di 63  $\mu\text{m}$
- Meiobenthos, che raccoglie organismi di taglia compresa tra i 500 e 63  $\mu\text{m}$
- Macrobenthos, che include organismi di dimensioni superiori ai 500  $\mu\text{m}$

(Little, 2000)

Il meiobenthos è caratterizzato da taxa come i nematodi, i crostacei copepodi, i plattelminti, alcuni policheti e gli ostracodi (McIntyre 1977). I principali taxa rappresentati nel macrobenthos sono quelli dei policheti, molluschi, e crostacei che si raggruppano in un'ampia varietà di gruppi funzionali quali: filtratori, scavatori, depositivori e predatori.( Schlacher . et al., 2008).

La composizione e l'abbondanza degli organismi bentonici nell'intertidale sono generalmente determinate da fattori fisici come la granulometria del sedimento, l'ampiezza di marea, la pendenza della spiaggia e l'esposizione al moto ondoso spesso correlati fra di loro e espressi mediante gli indici di stato morfodinamico (Fig.1.5)

La ricchezza in specie decresce con l'aumentare della granulometria, della pendenza della spiaggia e al diminuire del range di marea; condizioni queste tipiche di un profilo di spiaggia riflessivo. Al contrario la ricchezza in specie aumenta in un ambiente dissipativo, che tende ad avere caratteristiche fisiche inverse e dove si realizzano condizioni più favorevoli per la colonizzazione da parte degli organismi.

La comunità macrobentonica rappresenta un buon oggetto di analisi delle condizioni ecologiche generali di ecosistemi acquatici in quanto composizione, abbondanza relativa delle varie specie e distribuzione delle biomasse tra i taxa della fauna bentonica variano in risposta ad eventi di disturbo (Covazzi-Harriague et al., 2007).

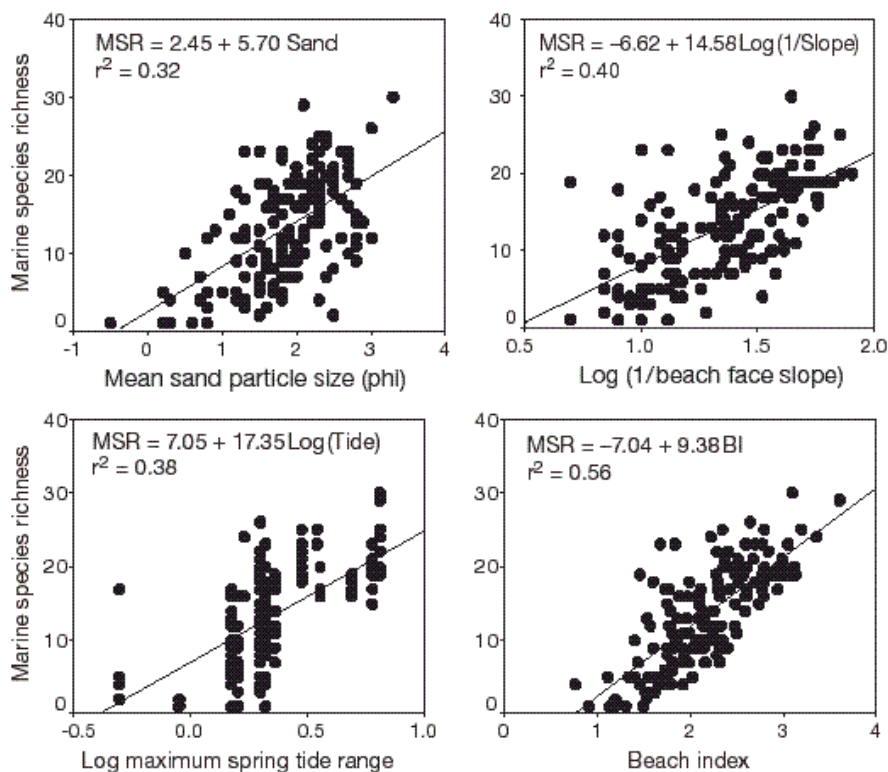


Figura 1.5: Relazioni significative tra la ricchezza specifica e alcune caratteristiche fisiche della spiaggia (da McLachlan & Dorvlo, 2005)

### **1.3 Servizi svolti dall'ecosistema della spiaggia.**

Le spiagge sabbiose svolgono una serie di servizi ecosistemici, molti dei quali sono indispensabili per garantire l'uso della spiaggia ( Defeo et al., 2008)

Tra i servizi forniti dall'ecosistema in esame, i più importanti sono:

- mantenimento del bilancio sedimentario
- protezione contro il moto ondoso compresi anche gli eventi estremi
- risposta dinamica al cambiamento del livello medio marino
- trasformazione della sostanza organica e abbattimento degli inquinanti
- filtrazione e purificazione dell'acqua
- mineralizzazione e riciclo dei nutrienti
- stoccaggio dell'acqua attraverso le dune
- mantenimento della biodiversità

### **1.4 Minacce antropiche sulle spiagge sabbiose**

Le spiagge sabbiose sono severamente influenzate dalle attività antropiche, sia direttamente, dall'espansione e lo sviluppo della popolazione umana verso la costa, che indirettamente, dal fenomeno del “sea level rise”.( Schlacher et al., 2008). Le principali pressioni dirette da parte delle attività umane sono:

attività ricreative, inquinamento, costruzione e urbanizzazione. Nella Tabella 1.1 sono elencati alcuni esempi di pressioni antropiche sull'ambiente delle spiagge.

Le principali minacce indirette per le spiagge sabbiose e quindi per le zone costiere sono:

- l'erosione, causata anche dall'uomo attraverso le pressioni antropiche descritte precedentemente:
- il cambiamento climatico, che comporta il “sea-level rise” e l'aumento della frequenza di eventi meteorologici estremi.

Entrambi i fenomeni, oltre che una minaccia per gli habitat e gli ecosistemi, rappresentano anche un danno diretto per l'uomo, che vive e sfrutta le risorse della zona costiera.



Tabella 1. 1: *Principali pressioni antropiche sulle spiagge sabbiose rivisitata (da Schlacher et al., 2008)*

Attività ricreative	veicoli calpestamento campeggio (spiaggia e duna) Attività nella surf-zone (barche jet-skies) Alta concentrazione umana
Inquinamento	Eutrofizzazione (fioritura alghe nocive) Acque di scarico Acque riscaldate oli e altre sostanze chimiche
Costruzioni	edifici, infrastrutture, strade Comunicazioni (perdita e deterioramento di habitat ) barriere di difesa ( riduzione dell'apporto di sedimento) Pennelli dighe, argini, frangiflutti
Danni ecologici per gestione spiagge	grooming, ripascimenti, armouring
Estrazione di risorse	Pesca estrazioni di minerali

### 1.4.1 Erosione

L'erosione delle zone costiere è una delle principali minacce ambientali a livello mondiale e nel corso degli anni ha portato ad un aumento della domanda degli interventi di misure di protezione.

Tuttavia il fenomeno dell'erosione è un evento che rientra fra i fenomeni naturali delle zone costiere, le quali rappresentano un ambiente altamente dinamico, modellato da una serie di fattori intrinsecamente mutevoli nel tempo.

Gli elementi che giocano un ruolo fondamentale nel "budget" sedimentario sono: il mare che con tutte le sue dinamiche porta ad una riorganizzazione della distribuzione del materiale sedimentario lungo costa, gli apporti fluviali che sono la fonte primaria di sedimento e l'azione del vento, che modella le dune, importantissima componente delle spiagge perchè svolgono il ruolo di serbatoio del sedimento e proteggono la spiaggia dalle mareggiate invernali.

Esiste un andamento generale che vede prevalere i processi erosivi durante le mareggiate, e i processi di accumulo durante il resto dell'anno ( Short, 1999). Nei climi alle latitudini temperate, viene a crearsi un equilibrio dinamico dove le spiagge

tendono ad essere soggette ad erosione durante il periodo invernale e ad essere ripristinate in primavera e in estate. (Bird, 1985).

Negli ultimi anni però questo equilibrio sembra essersi sbilanciato a favore di un aumento dell'erosione costiera, questo a causa di problemi di diversa natura, comprendenti anche l'intervento dell'uomo:

- l'aumento del livello del mare, conseguente ai cambiamenti climatici che si stanno verificando a livello globale
- l'aumento dell'intensità dei fenomeni di “*storm surge*”
- il ridotto input di nuovi sedimenti da parte dei fiumi
- l'errata gestione della zona costiera.

Per errata gestione costiera delle coste si intende l'uso incontrollato da parte dell'uomo delle risorse della zona costiera a scopi insediativi ed economici; in particolare hanno grande rilievo l'urbanizzazione e l'edilizia (costruzioni di porti turistici, moli, strutture per la balneazione, ecc.).

#### **1.4.2 L'erosione costiera in Emilia-Romagna.**

La regione Emilia-Romagna con i suoi 130 km di costa bassa e sabbiosa, ha un altissimo valore socio-economico ed ambientale.

Negli ultimi anni le coste di questa regione hanno acquisito sempre più valore come zona turistica, d'importanza sia nazionale che internazionale, e per mantenere inalterata la morfologia del litorale, al fine di soddisfare l'industria turistico-balneare, sono stati effettuati notevoli interventi di difesa costiera, come documentato dalle analisi condotte dall'ARPA (2007).

Gli interventi sono stati determinati anche da fattori che influenzano notevolmente la dinamica costiera lungo il litorale Romagnolo:

- L'andamento della corrente lungo la costa è orientata da sud a nord e la redistribuzione del sedimento viene ostacolata dalle costruzioni portuali e dai pennelli frangiflutti
- L'indiscriminata escavazione di materiale dagli alvei fluviali nel corso degli anni compresi tra il 1950 e il 1980 ha portato ad un consistente decremento dell'apporto solido fluviale, a cui si devono aggiungere una grande quantità di opere trasversali in alveo che hanno bloccato il materiale in transito

- La pendenza del fondale associata all'abbassamento da subsidenza (IDROSER,1996)

### **1.4.3 Cambiamenti climatici**

Il cambiamento climatico sicuramente rappresenta la più grande sfida ambientale, sociale e economica del ventunesimo secolo.

Numerosi studi scientifici effettuati negli ultimi decenni mostrano che le emissioni da parte dell'uomo di gas con effetto serra hanno cambiato il clima e lo stato degli oceani (Solomon et al.2007), ed è previsto che questi cambiamenti aumentino fino alla fine di questo secolo (Meehl et al. 2007).

I cambiamenti climatici hanno provocato una moltitudine di effetti ecologici che si riflettono su diversi ecosistemi in diverse aree geografiche ( Walther et al. 2002) e l'ecosistema costiero, la spiaggia in particolare, è minacciato dai fenomeni di “sea level rise”, di cambiamenti di frequenza e intensità di tempeste e moto ondoso e di alterazione del bilancio sedimentario.

É stato osservato che il tasso di innalzamento del livello del mare è aumentato dal 19<sup>esimo</sup> al 20<sup>esimo</sup> secolo, con un aumento di 0.17 m (0.12 - 0.22 m) nell'ultimo secolo.

Secondo l'andamento degli ultimi dieci anni la media del livello del mare è destinata a crescere di 0.18-0.59 m, secondo i 5 diversi scenari realizzati da modelli dell'IPCC ([www.ipcc.ch](http://www.ipcc.ch))

Tuttavia indipendentemente dall'esatto valore dell'innalzamento del livello del mare, l'erosione delle spiagge e l'arretramento della linea di costa sono eventi certi (Zhang et al.2004).

Globalmente circa il 70% delle spiagge e già regredito, circa il 20-30% è stabile, mentre solo il 10 % è in accrescimento.

Inoltre gli impatti del cambiamento climatico sulle spiagge saranno probabilmente aggravati dal rapido incremento della densità di popolazione umana nella zona costiera e la trasformazione di questa in un'area urbana (Nordstrom, 2000; Finkl & Krupa, 2003).

## 1.5 Gestione delle spiagge sabbiose

Le spiagge sabbiose hanno un grande valore ambientale socio- economico ed ecologico, come già detto in precedenza.

In Tabella 1.2 è riportata una serie di servizi forniti e resi possibili dall'ambiente della spiaggia, con associata la categoria di questo valore; categoria socio-economica o ecologica.

*Tabella 1.2: Valori ambientali delle spiagge sabbiose ( rivisitata da Schlacher et al., 2008)*

	Socio-economico	ecologico
turismo e attività ricreative	X	
connessioni culturali-storiche	X	
naturalità	X	
ricerca ed educazione	X	
Nautica	X	
pesca e raccolta di molluschi	X	
industria mineraria	X	
mantenimento salute umana	X	
beni immobili	X	
installazioni militari	X	
protezione contro tempeste	X	X
flora e fauna	X	X
filtrazione dell'acqua e riciclo nutrienti	X	X
siti di nursey e foraggiamento per i pesci	X	X
biodiversità		X
habitat		X
siti di riproduzione e nutrizione di pesci e tartarughe		X

La gestione delle spiagge è complessa poiché deve incorporano l'aspetto economico, ambientale, sociale e anche culturale. Inoltre gli obiettivi da raggiungere dipendono anche dal contesto in cui si opera e la struttura e gli interventi della gestione si diversificano a seconda delle necessità delle singole regioni;

tuttavia gli elementi più comuni di una gestione delle spiagge comprendono:

- protezione contro i pericoli costieri
- mantenimento dei benefici economici derivanti dalle spiagge
- salvaguardia e miglioramento delle opportunità ricreative per l'uomo
- regolazione dell'utilizzo delle risorse delle spiagge inclusa la pesca
- protezione di habitat e della biodiversità

(James, 2000a,b; Scapini, 2000).

La gestione delle spiagge in questi ultimi anni si è incentrata principalmente sulle caratteristiche fisiche cercando di mantenere in equilibrio il *budget* sedimentario e la stabilità della linea di costa per contrastare l'erosione.

A tali fini si sono adottate diverse tipologie di provvedimenti che si suddividono in:

- interventi “hard”
- interventi “soft”

Per quanto riguarda i primi, si tratta, per la maggior parte, della collocazione lungo la riva di strutture rigide in massi o cemento armato che possono essere disposte perpendicolarmente alla costa (“pennelli”) o collocate parallelamente al litorale (“frangiflutti”). Queste ultime si dividono in “onshore”, quando sono posizionate vicino a riva (chiamate “argini a mare”), e in “offshore”, quando distano diversi metri dalla linea di costa.

Le strutture rigide “offshore” differiscono tra di loro a seconda del grado di emersione o meno rispetto al livello del medio mare: troveremo quindi barriere sommerse (scogliere a cresta bassa la cui sommità si colloca a più di 1 m sotto il livello del mare), semisommerse (con la cresta che è al livello del medio mare) oppure emerse (con la cresta che resta sempre al di sopra del livello di alta marea sigiziale).

Gli interventi “soft” sono rappresentati dai ripascimenti delle spiagge, realizzati spargendo su di esse una grande quantità di materiale sabbioso prelevato da altre aree di fondale (distribuite sia all'interno che all'esterno del sistema litoraneo) allo scopo di realizzare un avanzamento della linea di costa. Questa pratica, negli ultimi anni, sta prendendo sempre di più piede lungo il litorale Adriatico. Spesso è comune associare ai ripascimenti la messa in posa di strutture di contenimento, come ad esempio barriere di massi o sacchi riempiti di sabbia (ARPA, 2007)

Nel Nord Adriatico sono state costruite più di 190 km di strutture artificiali, principalmente pennelli, frangiflutti, moli e barriere sottomarine (Bondesan et al. 1995, Cencini 1998).

### **1.5.1 Interventi di Gestione contro l'erosione in Emilia-Romagna**

La difesa delle spiagge dal fenomeno dell'erosione costiera in Emilia Romagna ha subito una modificazione sostanziale nel corso degli anni, a seguito dell'approvazione e della messa in pratica da parte della Regione delle indicazioni del Piano Costa 1981 e dell'approvazione da parte della Regione Emilia-Romagna del piano per la Gestione Integrata della Zona Costiera (GIZC) del 2005

Studi condotti con il Piano Costa 1981 avevano già evidenziato l'esigenza di abbandonare le opere di difesa rigide, a causa dell'elevato impatto paesaggistico ambientale, e aveva indicato, quale alternativa, il ripascimento artificiale.

Con l'approvazione del piano della Gestione Integrata della Zona Costiera è stata resa definitiva e condivisa l'acquisizione del ripascimento come migliore strategia di difesa del litorale emiliano-romagnolo.

Sono stati realizzati diversi studi (Lamberti e Tomasicchio, 1981; IDROSER,1996) nel tentativo di determinare le diverse tipologie di intervento per poi realizzare la modalità di protezione migliore. Sintetizzando questi sono i risultati:

- le barriere emerse proteggono in modo efficace la porzione di litorale direttamente antistante ad esse ma, trasferiscono il fenomeno di erosione nelle aree costiere limitrofe poiché sequestrano la quasi totalità del flusso solido litorale. Questo tipo di intervento era quello inizialmente privilegiato ma, alla luce dell'effetto sopra descritto, ora si preferisce costruire barriere sommerse o semisommerse;
- i pennelli risultano essere una tipologia di intervento estrema e non risolutiva del problema su lunghe scale temporali. Dal momento che sono posti trasversalmente alla corrente principale che ritroviamo lungo il litorale, che scorre in direzione sud-nord, causano l'arresto del materiale aumentando la sua deposizione sottocorrente, mentre sopracorrente si verifica l'erosione;
- i ripascimenti sembrano essere la soluzione meno impattante e più efficace, a patto che venga fatta una scelta appropriata del materiale utilizzato che dovrà avere una adeguata granulometria e composizione mineralogica.

In generale, la realizzazione di qualsiasi intervento di protezione ha come effetto basilare la modificazione della granulometria del sedimento nella zona intertidale della spiaggia. Questo si ripercuote sulle comunità bentoniche che vivono nel

sedimento; i pochi studi al riguardo (Bertasi et al., 2007; Martin et al., 2005) hanno rilevato la presenza di specie di animali macrofaunali che prediligono zone calme e tranquille di tipo lagunare.

Oltre agli impatti delle movimentazioni di sabbia dovute ai “ripascimenti”, di cui si è sopra accennato, vanno aggiunti quelli conseguenti alla costruzione degli argini sabbiosi di difesa invernali, eretti ogni anno su lunghi tratti del litorale in corrispondenza degli stabilimenti balneari. Consistono nel prelevare con escavatori la sabbia della zona intertidale per accumularla in argini più interni a ridosso degli edifici degli insediamenti balneari. Alla ripresa della stagione la stessa sabbia viene ridistribuita lungo la linea di battigia per allargare la spiaggia. I rilevati sabbiosi vengono realizzati in genere ad inizio ottobre, nella misura di 15-10 m<sup>3</sup> per ogni metro lineare di spiaggia, e spianati poi in Aprile (ARPA, 2007).

Questi interventi di “bulldozing” provocano la modificazione della linea di riva e del profilo delle spiagge per circa sei mesi ed in seguito, durante la successiva “stesa”, non viene rispettata la pendenza naturale del tratto di costa in questione ma viene seguito uno schema “a piazzale” mantenendo la zona degli ombrelloni alla quota più alta possibile.

Nel complesso gli effetti delle dune di sabbia sono positivi per quanto concerne il contenimento dei danni da mareggiate alle infrastrutture balneari, mentre potrebbero risultare negativi per l'equilibrio geologico ed ecologico delle spiagge.

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

La creazione di piani di gestione e la conservazione degli ecosistemi di spiaggia sono spesso impediti dalla scarsa conoscenza circa il valore ecologico da proteggere e il collegamento tra le proprietà fisiche di un habitat con le sue proprietà ecologiche.

Quindi si sta cercando di colmare questo “gap” di conoscenze indirizzando le ricerche da effettuare in specifici campi utili ai fini gestionali delle spiagge come ad esempio:

- miglioramento delle capacità predittive:
  1. per il recupero di aree impattate, ad esempio con la rimozione di costruzioni come moli e barriere,
  2. effetti del ripristino delle dune di spiaggia, sensitività e resilienza di individui, popolazioni e interi ecosistemi
  3. impatti dovuti a specie invasive
- identificazione delle risposte e degli impatti a livello ecologico
  1. identificazione di specie indicatrici degli impatti
  2. comprensione delle migliori azioni di ripristino
  3. comprendere gli effetti degli impatti sulla performance e la salute degli organismi
  4. interazione tra gli impatti, cumulativi e non-lineari
- collegamenti e connettività dell'ecosistema
  1. collegamento della catena trofica della spiaggia con i livelli trofici più alti ( pesci e uccelli)
  2. connettività delle metapopolazioni di spiagge differenti

## **1. 6 Water Framework Directive: una proposta di sistema esperto**

La direttiva europea sulle acque (2000/60/ EC) (Water Framework Directive) è il quadro Legislativo per la protezione ed il miglioramento della qualità di tutte le risorse idriche (fiumi, laghi, acque sotterranee, acque di transizione e acque costiere) in tutti i paesi dell'unione Europea.

La direttiva é stata pubblicata ed entrata in vigore nel Dicembre 2000, recepita dagli Stati Membri alla fine del 2003, con obiettivi prefissati da raggiungere entro il 2015.

L'obiettivo della normativa è quello di fissare un quadro comunitario per la protezione delle acque superficiali interne, acque di transizione, acque costiere e sotterranee.



Tali obiettivi sono finalizzati alla prevenzione e alla riduzione dell'inquinamento, agevolazione di un utilizzo idrico sostenibile, protezione dell'ambiente, miglioramento delle condizioni degli ecosistemi acquatici e ad una mitigazione degli effetti delle inondazione e della siccità in un contesto di cambiamento climatico.

La strategia della direttiva prevede la divisione del territorio Europeo in Ecoregioni e l'introduzione di un criterio innovativo per la gestione delle acque basato sui bacini idrografici, unità geografiche e idrologiche naturali, e stabilisce scadenze precise entro cui gli Stati membri sono tenuti a garantire la protezione degli ecosistemi acquatici.

Per garantire la protezione degli ecosistemi acquatici, la direttiva ha stabilito come obiettivo il conseguimento, in Europa, di un "buono stato" di tutte le acque, sia superficiali che sotterranee, entro il 2015.

In base alla direttiva, un corpo idrico si considera in "buono stato" sotto il profilo ecologico e chimico quando presenta bassi livelli di inquinamento chimico e un ecosistema sano. Il secondo criterio, vale a dire il "buono stato" ecologico, è una novità nella legislazione europea in materia di acque.

Per conseguire un "buono stato" ecologico, gli Stati membri dovranno intervenire sui fattori che influiscono negativamente sugli ecosistemi acquatici.

Se è vero che gli Stati membri vantano una lunga esperienza nel monitoraggio dello stato chimico delle loro acque, altrettanto vero è che l' accertamento e la misurazione del "buono stato" ecologico comporta una serie di nuove difficoltà.

Considerando la moltitudine di ecosistemi che caratterizzano il continente europeo, l'uso di un solo metodo per valutare tutti i corpi idrici sarebbe del tutto impensabile. La direttiva propone invece una definizione comune di "buono stato ecologico" di cui gli Stati membri devono tener conto all'atto di adottare i propri metodi di valutazione nazionali. Per garantire che i metodi di valutazione nazionali impiegati per misurare il "buono stato ecologico" forniscano risultati tra loro comparabili e coerenti con la direttiva, gli Stati membri, assistiti dalla Commissione europea, devono intraprendere un esercizio di intercalibrazione al fine di assicurare che i diversi sistemi nazionali

di valutazione producano risultati tra loro comparabili.

Un'importante innovazione introdotta dalla direttiva è la valutazione della qualità ecosistemica attraverso l'individuazione e lo studio di indicatori biologici riconosciuti come i primi recettori di eventuali impatti sia naturali che antropici.

Fra gli indicatori biologici, il comparto bentonico è stato individuato all'interno della direttiva come un buon indicatore dello stato ecosistemico di bacini e zone costiere.

In particolare, il monitoraggio dei popolamenti macrobentonici (cioè l'insieme delle specie bentoniche la cui taglia è maggiore di 0.500 mm) e le loro risposte ecologiche ai cambiamenti ambientali, hanno acquistato attualmente grande rilevanza nel contesto aperto dalla WFD.

Una caratteristica importante, ma poco considerata, degli indicatori biologici è la omnicomprensività, ma anche la complessità, della risposta biologica in quanto determinata, da interazioni complesse di tutte le variabili ambientali ed antropiche.

Al momento del recepimento della direttiva da parte degli stati membri, sono emersi alcuni problemi connessi con l'individuazione di taxa specifici fra i possibili indicatori e con le metodologie utilizzate per determinare gli stati di qualità.

Ad oggi sono stati individuate diverse specie come possibili indicatori di stati ecosistemici e sono state proposte una trentina di differenti metodologie, per lo più sotto forma di indici sintetici, adatte alla determinazione della qualità delle acque, in particolare per gli ambienti marini costieri (Borja & Muxika, 2005).

L'analisi dell'insieme dei diversi metodi proposti, ha però evidenziato come tali approcci risultano spesso incoerenti, e altamente variabili nelle risposte ottenute.

Un'ulteriore complicazione è legata alla richiesta, specificata all'interno della direttiva, di dotarsi di tecniche ed approcci adatti a comprendere gli effetti ecosistemici dei cambiamenti climatici e di possibili eventi alluvionali costieri.

La richiesta di responsi previsionali rende ancora più difficile l'utilizzo di indici sintetici poco flessibili e incrementa l'incertezza legata all'ambiguità degli indici proposti.

Le ultime indicazioni arrivate in materia dall'Unione Europea, in particolare dall'Institute for Environment and Sustainability (Ispra- Italy), richiedono lo sviluppo di approcci più generali in grado di contestualizzare su scala europea le specificità dei differenti indici all'interno delle complesse realtà ambientali locali. Ciò al fine di produrre risposte robuste circa i cambiamenti ecosistemici innescati da cambiamenti climatici e da particolari eventi meteorologici a questi connessi.

In particolare la Commissione Europea suggerisce di produrre metodiche, come sistemi esperti e “decision support system” basati su approcci analitici in grado di processare l'alto grado di variabilità ambientale associato agli indicatori pur nel rispetto delle peculiarità locali di ecosistemi ed indicatori ecosistemici.

Le tecniche suggerite sono tecniche connesse con l'analisi multicriteriale e con l'intelligenza artificiale, considerate adatte allo scopo per le loro caratteristiche di elasticità (tolleranza all'incertezza/alta variabilità) e di robustezza (capacità di produrre responsi generali partendo da dati ad alta variabilità).

In risposta a tali richieste, in questo lavoro di tesi si è deciso di proporre un sistema esperto di nuova concezione in grado di determinare statisticamente la risposta bentonica a diverse tipologie di interventi antropici e di cambiamenti climatici.

Un sistema esperto è un programma che tenta di riprodurre il comportamento di un esperto umano in uno specifico dominio. I sistemi esperti vengono utilizzati per risolvere problemi la cui soluzione richiederebbe, per la sua complessità, una considerevole esperienza umana.

L'approccio utilizzato per costruire il sistema esperto si basa sull'utilizzo congiunto di logica fuzzy e del teorema di Bayes. Tale approccio è già stato utilizzato all'interno del progetto Theseus (WP 3) per produrre modelli generativi in grado di simulare la risposta ecosistemica ad eventuali eventi di "flooding".

L'approccio congiunto è necessario per processare l'alto livello di variabilità dei sistemi ambientali nelle sue due componenti principali: la variabilità dovuta alla fase di rilevamento e la variabilità legata all'alto livello di connettività dei sistemi ambientali.

## **2.CARATTERIZZAZIONE DELL'AREA DI STUDIO**

Il sistema costiero Emiliano- Romagnolo rappresenta un sistema complesso che si sviluppa lungo 130 km di costa bassa e sabbiosa, praticamente ininterrotta se non per la presenza di sistemi di canali, lagune e foci, e per la presenza di strutture artificiali ad opera dell'uomo. L'area è soggetta a condizioni di vento moderato e ad un relativamente piccolo “range di marea” (circa 80 cm), anche se maggiore se confrontato con il resto del Mar Mediterraneo.

L'area di studio è caratterizzata da spiagge che si possono definire di tipo “dissipativo” molte delle quali sottoposte intensi fenomeni erosivi.

Come risposta al crescente trend erosivo e ad il crescentemente aumento dello sviluppo turistico che ha ulteriormente stimolato una crescente domanda di spiaggia, sono stati effettuati numerosi interventi, molti dei quali consistenti nella costruzione di un considerevole numero di opere di difesa quali: dighe, barriere parallele a costa ( a diverso grado di emersione) e pennelli perpendicolari a costa.

Accanto ad opere di difesa “permanenti”, sono stati, e vengono attuati interventi “periodici” , allo scopo di salvaguardare le strutture ricreative turistiche dalle condizioni invernali avverse.

Fra questi, si annovera l'innalzamento di dune di spiaggia a ridosso degli stabilimenti balneari.

Tale operazione consiste nel prelevare la sabbia dalla zona intertidale mediante l'utilizzo di ruspe ( bulldozzing).

## 2.1 Caratteristiche dei siti di studio

Tenendo presente lo scopo della tesi, valutare l'effetto della presenza di barriere artificiali e l'eventuale effetto del "bulldozing", lo studio è stato condotto in tre località, differenti sia per le caratteristiche morfodinamiche, che per il grado di erosione che per la gestione della linea di costa (Fig. 2.1).

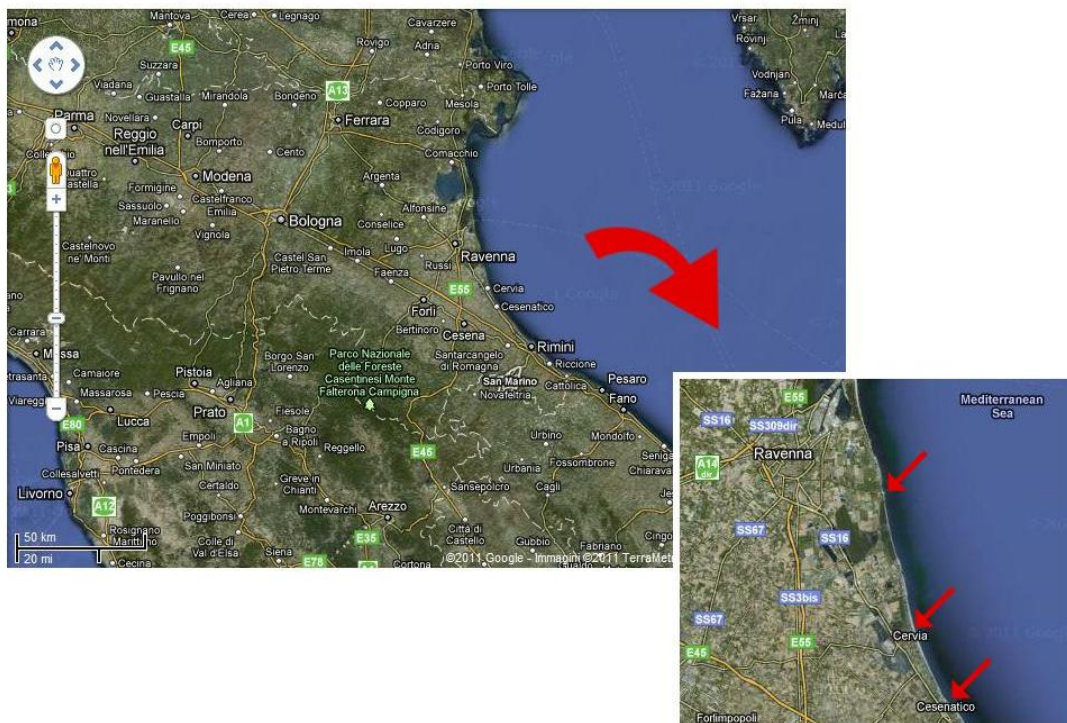


Figura 2.1: Costa Emiliano- Romagnola. Localizzazione dei siti di campionamento

### 2.1.1 Cesenatico

La spiaggia di Cesenatico è quella situata più a Sud (4898610 N; 291936 E; UTM 33 T) Tra i siti considerati Cesenatico è quello più esposto ed è soggetto a forte erosione. Il sito è stato scelto come "protetto" grazie alla presenza di strutture rigide artificiali permanenti di fronte alla costa (Fig. 2.2) e per il fatto che nel periodo invernale vengono innalzate le dune di sabbia di fronte agli stabilimenti balneari. (Fig.2.3)

I campionamenti sono stati effettuati nella zona di Cesenatico Ponente attigua al porto canale (litorale nord).



*Figura 2.2: Barriera artificiale semi- sommersa situata nel sito di Cesenatico*

Per far fronte al fenomeno dell'erosione, la spiaggia di Cesenatico ha subito fin dagli anni 70 numerosi interventi allo scopo di cercare di ripristinare la spiaggia. Nel 1978 la zona nella zona in esame sono stati posti Tubi Longard, e nel 1983 sono stati effettuati un ripascimento e la messa in posa di barriere sommerse in sacchi per il contenimento della sabbia. Sempre negli anni '70 sono stati costruiti, 700 m a nord del molo portuale, 3 piccoli pennelli i massi

Nel 2002 a Cesenatico ponente è stata costruita dal Genio Civile OO.MM. di Ravenna la scogliera semisommersa a protezione dei primi 800 m di spiaggia a Nord dei moli del porto, la realizzazione della quale è stata accompagnata dal salpamento di un grosso pennello in massi presente 400 m a Nord dello stesso molo (2003-2005). A terra, sull'estremità Nord della zona protetta, è presente un massiccio pennello in massi che si spinge in mare per 70 m. La barriera è continua, ha un solo tratto ribassato a ridosso del molo portuale ed è distante circa 250 m dalla battigia, mentre la larghezza della berma è sui 12 m. L'intervento è stato completato con il versamento di circa 150.000 m<sup>3</sup> di sabbia (ARPA,2007).



*Figura 2.3: Dune di sabbia artificiali innalzate nel sito di Cesenatico*

A causa dell'elevato valore economico legato al turismo, questo tratto di costa alla fine dei mesi estivi è sottoposto a “ bulldozing” per l'innalzamento delle dune di sabbia artificiali lungo tutta la spiaggia.

Le dune hanno dimensioni in media di 1m di altezza e 1,5 m di larghezza, e vengono rimosse in tarda primavera ridistribuendo il sedimento il sedimento lungo la larghezza della spiaggia, senza impattare la zona intertidale.

### **2.1.2 Cervia**



*Figura 2.4: Il sito di Cervia*

Il sito di Cervia (4904299 N;289430 E; UTM 33T) si trova a circa 20 km a Sud- Est di Ravenna. Presenta un tipico profilo dissipativo con una pendenza modesta (Fig. 2.4). La spiaggia è molto più ampia rispetto agli altri siti di campionamento, come conseguenza dei processi depositivi che superano quelli erosivi , quindi non sono presenti strutture rigide parallele a costa. Il sito è stato quindi scelto come “non protetto” da strutture artificiali rigide di difesa.

Anche Cervia è una zona molto turistica caratterizzata dalla presenza di numerose strutture ricettive nella zona alta di spiaggia. Inoltre, proprio a causa dell’elevata urbanizzazione legata al turismo, le dune naturali sono state completamente eliminate. Vengono però erette dune invernali, quindi l’area di studio è sottoposta a “bulldozing”(Fig 2.5)

I campionamenti sono stati effettuati in un’area compresa tra i 500 ed i 1000 m a sud del porto.



*Figura 2.5: Dune di sabbia artificiali innalzate nel sito di Cervia*



### 2.1.3. Lido di Dante

La spiaggia di Lido di Dante (4917309 N; 286590 E; UTM 33T) si trova a circa 10 km a Sud-Est di Ravenna fra i Fiumi Uniti e il fiume Bevano. Questo sito di studio è stato considerato “naturale” in quanto si trova all’interno della Riserva naturale della Bassona. La zona appare relativamente naturale, mostrando il tipico profilo delle spiagge “riflessive”, con la presenza anche di dune naturali e della pineta retrostante (Fig. 2.6). Quest’area, trovandosi in una zona di foce, risulta essere un ambiente fortemente dinamico, protetto solo verso l’interno dalla presenza della Pineta. Questo sito è stato scelto perché non presenta strutture di difesa rigide, anche se nella zona attigua di Lido di Dante sono presenti barriere e pennelli. Inoltre, proprio perché all’interno della zona protetta della Bassona, non vengono innalzate dune invernali, quindi è un’area non sottoposta a “bulldozing”



*Figura 2.6 Il sito di Lido di Dante*

## 3.MATERIALI E METODI

### 3.1 Disegno di Campionamento

Al fine di valutare l'impatto dovuto alla presenza delle strutture rigide artificiali di difesa costiera e alla costruzione delle dune artificiali invernali ("bulldozing") in prossimità della zona intertidale, sono stati pianificati 4 tempi di campionamento per ogni sito.

I campionamenti sono stati effettuati nell'arco di due anni. In particolare sono stati effettuati due campionamenti nel 2010, una prima del "bulldozing" nel periodo di giugno (B: before) e uno dopo nel periodo novembre-dicembre (A: after). Lo stesso campionamento è stato ripetuto l'anno successivo (2011) per valutare anche la variabilità temporale annuale.

Come detto in precedenza, i campionamenti sono stati effettuati nei tre siti:

- Cesenatico (CS): barriere+bulldozing
- Cervia (CR): assenza di barriere+ bulldozing
- Lido di Dante (LD): assenza di barriere+ assenza di barriere

Per ogni anno, sito e tempo (B e A) sono stati scelti in modo casuale 3 transetti perpendicolari alla linea di costa.

Per ogni transetto sono stati individuati 3 livelli di marea: alta (H); media (M); bassa(L)

Per ogni livello di marea sono stati prelevati 2 campioni replica per ogni variabile considerata.

Il piano di campionamento che ne è scaturito è pertanto un disegno sperimentale a 5 fattori:

FATTORE siti (o spiagge), fisso con 3 livelli: CS, CR, LD;

FATTORE "bulldozing", fisso ( con 2 livelli: B (before; A: after)

FATTORE anno, random con due livelli

FATTORE maree, fisso con 3 livelli (H; M, L,)

FATTORE Transetti, random e nested nell'interazione Siti x Bulldozing x Anno

### 3.2 Prelievo e trattamento dei campioni in campo

Il Macroenthos è stato raccolto utilizzando “ carote” in PVC di 10 cm di diametro che venivano spinte all’interno del sedimento fino a 10 cm di profondità. Ogni campione replica è stato ottenuto dall’unione di 4 carote, ottenendo un’area di campionamento di 314 cm.

I campioni di Macroenthos, sono stati sottoposti ad una prima setacciatura mediante filtro con 500 µm di maglia, direttamente in spiaggia. Una volta terminato il setacciamento i campioni sono stati riposti in barattoli e fissati in formalina al 10%

Contemporaneamente alla raccolta dei campioni biotici, sono stati prelevati campioni di sedimento per l’analisi di variabili “ descrittori del sedimento”, quali granulometria e materia organica, prelevati mediante carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità

I campioni di sedimento così ottenuti sono stati conservati in contenitori termici fino all’arrivo in laboratorio.

Per ogni punto di campionamento sono state registrate le coordinate geografiche per mezzo di GPS. Contemporaneamente venivano annotati i livelli di marea.

È stata valutata l’eventuale presenza dello strato di RPD Layer ( Redox Potential Discontinuity) e se presente, misurata la profondità.

Al termine di ogni campionamento venivano misurate con una rondella metrica la lunghezza della fascia intertidale di ciascun transetto per sito e tempo.



A



B



C

Figura 3.1: Immagini campionamento: A) prelievo campioni di macrofauna; B) prelievo campioni di meiofauna,; C) setacciamento.

### 3.3 Trattamento dei campioni in laboratorio

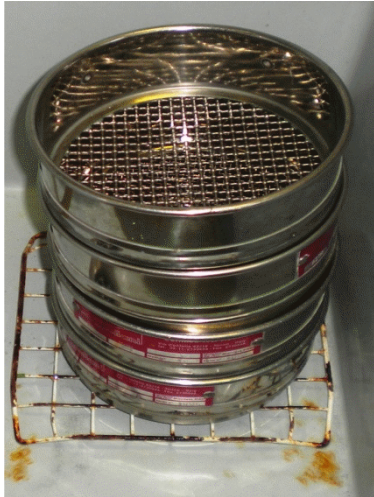
Una volta in laboratorio i campioni della macrofauna sono stati ulteriormente setacciati attraverso setacci di maglia di 5000, 2000, 1000 e 500  $\mu\text{m}$  disposti in modo decrescente di dimensione della maglia ( Fig.3.2 )

Gli organismi così suddivisi sono stati collocati in 4 beaker separati e colorati con Rosa bengala al fine di facilitarne il riconoscimento ( Fig.3.3 )

Successivamente si è passati alla procedura di “sorting” degli organismi che sono stati quindi riconosciuti fino al livello di specie, laddove possibile, e contati

Il riconoscimento e il conteggio degli individui trattenuti nei setacci a maglia più larga ( 5000 e 2000  $\mu\text{m}$  ) è stato effettuato ad occhio nudo all'interno di una vaschetta di plastica con l'ausilio di una lente d'ingrandimento.

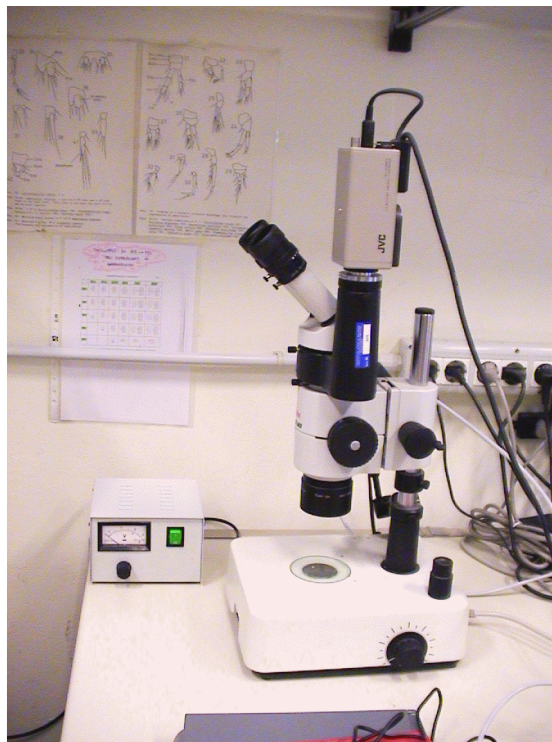
Invece per il riconoscimento degli organismi trattenuti dai setacci a maglia più fine (1000 e 500  $\mu\text{m}$ ) è stato utilizzato lo stereomicroscopio ( Fig. 3.10)



*Figura 3.2: setacci*



*Figura 3.3: Beker divisi per misura del sedimento con il colorante rosa bengala*



*Figura 3.10: Stereomicroscopio*

Gli organismi classificati sono stati posti in provette “ependorf”, per gruppi specie-taglia e conservati in formalina al 4%.

Dopo l'analisi e l'estrazione degli organismi macrobentonici, è stato determinato il peso secco del capulerio (dead Shell debris) rinvenuto nelle singole frazioni, setacciate a 1000, 2000 e 5000  $\mu\text{m}$ . E' stata considerata anche questa variabile in quanto abbiamo presupposto che potesse essere un descrittore delle eventuali differenze idrodinamiche delle spiagge indagate e della diversa eterogeneità dell'habitat.

Le analisi dei campioni quali per la granulometria e la materia organica, è stata effettuata seguendo protocolli standard (McIntyre 1977).

Queste analisi di laboratorio non sono state effettuate da me , ma sono state oggetto di altre tesi e attività di tirocinio.

Poiché nella presente tesi, sono stati utilizzati i risultati al fine di valutare le relazioni fra variabili biotiche e abiotiche, riporto solo le statistiche utilizzate nelle analisi dei risultati da me effettuate.

Per quanto riguarda la granulometria sono state calcolate le seguenti stative:

- la mediana ( in mm) che esprime il valore di taglia dei granuli, corrispondente al 50% cumulativo dei dati, ed individua, calcolandolo, il 50esimo percentile
- la classazione,
- la asimmetria

I calcoli dei parametri della granulometria sono state effettuate tramite un programma fornito gentilmente dal Prof. Dinelli

Per valutare l'effetto della presenza delle barriere rigide, è stato calcolato il grado di esposizione delle tre spiagge mediante l'indice SWMET o *Simplified Wave Model Exposure* che misura quanto una spiaggia è esposta al moto ondoso tenendo conto dei venti e della posizione geografica:

$$SWMET = \frac{1}{8} \sum_{i=1}^8 Fi \times Wi$$

dove F = Fetch, determinato mediante programma GIS;

W = intensità del vento nel periodo considerato;

i = direzione da cui proviene il vento;

Dove intensità e direzione dei venti nel periodo considerato sono stati ottenuti tramite sistema informativo DEXTER dell'ARPA Emilia Romagna

Infine sono stati calcolati i seguenti indici morfodinamici:

- BDI o Beach Dynamic Index: misura l'influenza dell'idrodinamismo della spiaggia in funzione della granulometria:

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

dove Slope: rapporto fra livello di alta marea e lunghezza della zona intertidale

a= costante di Stokes;

Mz= dimensione della mediana granulometrica;

a/Mz= misura dell'idrodinamismo

- RCI o Reflectivity Condition Index: misura il grado di riflessività di una spiaggia:

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

### **3.4 Analisi dei dati**

L'elaborazione dei dati è stata effettuata mediante tecniche di analisi univariate e multivariate sia sui dati biotici che sulle variabili ambientali, “descrittori dell'habitat”

.

#### **3.4.1 Analisi univariate**

Per analisi univariata si intende l'analisi effettuata considerando una variabile alla volta. I dati sono stati analizzati tramite ANOVA, ovvero l'Analisi della Varianza sulla base del disegno sperimentale di campionamento descritto in precedenza. Pertanto si tratta di un disegno a 5 fattori, come descritto nel paragrafo 2.3

Le ANOVA sono state effettuate sia sui dati abiotici che sugli indici sintetici biotici. Per questo elaborato di tesi le Analisi della varianza sono state effettuate per mezzo del programma GMAV.

### 3.4.2 Analisi multivariate

La struttura delle comunità, in termini di consistenza numerica e di rapporti reciproci di densità degli organismi, è stata analizzata anche con metodiche multivariate (Clarke, 1993; Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Esse consistono nel confrontare i vari campioni per evidenziare le somiglianze reciproche di composizione e struttura analizzando i raggruppamenti (clusters) che vengono così a formarsi. Il punto di partenza è la matrice grezza dei dati, sulla quale viene calcolata la similarità fra tutti i campioni avvalendosi di opportuni indici di similarità.

Si ottiene in questo modo una matrice di similarità triangolare e simmetrica dove sono riportati tutti i valori di similarità ottenuti tra i vari campioni confrontati a coppie.

L'indice adottato l'indice di similarità di Bray- Curtis (Faith *et al.*, 1987):

$$S_{12} = 100 \left( 1 - \frac{\sum_i |y_{i1} - y_{i2}|}{\sum_i (y_{i1} + y_{i2})} \right)$$

Si è scelto di utilizzare questo indice poiché fornisce i risultati più affidabili nell'ambito dello studio delle comunità bentoniche, inoltre è facilmente calcolabile ed essendo un rapporto è intrinsecamente standardizzato.

Per diminuire la dominanza di poche specie, e dare enfasi anche alle specie meno abbondanti, tutte le analisi sono state effettuate dopo aver trasformato i dati mediante “radice quadrata”

Per poter rappresentare i risultati di similarità fra tutti i possibili confronti tra campioni è stata impiegata la tecnica di ordinamento non metrico dell'MDS (Multi Dimensional Scaling) che consiste nell'adattare su un piano bidimensionale e/o tridimensionale le similarità fra i campioni. Questo tipo di rappresentazione si ottiene applicando un algoritmo complesso che utilizza una procedura iterativa di ottimizzazione per individuare la migliore dispersione dei punti-campione. Per configurare con maggiore successo le relazioni tra i campioni con il metodo



dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene trasformata in una matrice di similarità per ranghi (Clarke, 1993) nella quale viene assegnato un valore progressivo a ciascun valore dell'indice ottenuto. La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le n-1 dimensioni richieste teoricamente per n campioni, è indicata dal valore di stress: questo si può immaginare come lo scarto tra la "distanza" reale fra due punti-campione nella matrice e quella risultante sul piano.

Il suo valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell' MDS, infatti se lo stress presenta un valore accettabile, si può considerare valido (ovvero corrispondente al meglio ai valori di similarità reciproca della originaria matrice triangolare) un ordinamento dei punti sulle dimensioni assegnate, nel quale i punti-campione che presentano

maggior affinità per composizione ed abbondanza di specie risultano più vicini tra loro e viceversa.

Le differenze di struttura di comunità fra i fattori tenuti sotto controllo sono state testate mediante il test multivariato non parametrico della PERMANOVA (Anderson, 2001 a), con lo stesso disegno descritto nel paragrafo del disegno di campionamento.

Le analisi sono state realizzate sulla matrice di dissimilarità di Bray-Curtis. I valori P sono ottenuti mediante una strategia di permutazione appropriata per ciascun particolare termine del modello del disegno sperimentale, comprese le interazioni (Anderson, 2001 b)

I parametri descrittivi del sedimento sono stati analizzati mediante l'Analisi delle Componenti Principali (Principal Componente Analysis-PCA), utilizzando l'indice di distanza Euclidea:

$$D = \sqrt{\sum_i (y_{i1} - y_{i2})^2}$$

dopo che i dati sono stati preventivamente normalizzati.

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

La bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dei primi due assi.

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



### **3.5 Sistema esperto Fuzzy Naive Bayes**

Come già accennato nell'introduzione, il sistema esperto proposto in questo lavoro di tesi si basa sull'utilizzo di un classificatore "naïve bayes" operante in "ambiente fuzzy". L'approccio congiunto è necessario per processare l'alto livello di variabilità dei sistemi ambientali nelle sue due componenti principali: la variabilità dovuta alla fase di rilevamento e la variabilità legata all'alto livello di connettività dei sistemi ambientali. I due approcci sono di norma utilizzati singolarmente, la logica fuzzy per trattare la prima componente e il teorema di Bayes per trattare la seconda.

Rispetto alla teoria dei sistemi esperti convenzionali il compilatore (cioè ' algoritmo) "fuzzy naive-Bayes" presenta differenze sostanziali legate fundamentalmente alla "filosofia" dell'approccio. Innanzitutto, per via della sua natura "naive" questo sistema esperto non è basato su regole aprioristiche ma stima i parametri delle elaborazioni a partire da osservazioni reali delle variabili che si vogliono tenere sotto controllo. Ciò significa che il sistema esperto "fuzzy naïve Bayes" non presenta una vera e propria base di conoscenza già nota a priori ma impara dalle osservazioni.

#### **3.5.1 Fuzzy logic**

La fuzzy logic si basa sul concetto di "fuzzy set" (Zadeh L. 1965) cioè di un insieme al quale un elemento appartiene/non appartiene con un grado di verità compreso nell'intervallo  $[0,1]$ . Il reale problema, oggetto della teoria fuzzy, è la percezione o meglio la misura di grandezze reali. Assumendo di non essere in grado di ottenere misure di grandezze o fenomeni reali con un errore nullo o con l'assoluta sicurezza della costanza dell'errore, la logica fuzzy inquadra il grado d'incertezza come una qualità della grandezza misurata. Fatte queste assunzioni appare logico come un dato possa rispondere ad una determinata caratteristica secondo una scala che va dallo 0 al 100% standardizzabile in un valore compreso fra 0 e 1.

Il grado di "credenza" di un certo valore rispetto ad una determinata caratteristica è chiamato "coefficiente d'appartenenza" ed esprime l'appartenenza di un valore ad un "fuzzy set" che ne definisce una caratteristica. Formalmente i coefficienti d'appartenenza verificano i tre assiomi di Kolmogorov ed il problema del complementare, per cui si può dimostrare la loro valenza probabilistica.

Per le funzionalità del sistema esperto è importante sottolineare che attraverso formalismo fuzzy è possibile descrivere qualsiasi distribuzione probabilistica. In particolare a partire da una serie di coefficienti fuzzy è possibile stimare il valore di probabilità marginale di un dato evento fuzzy.

### **3.5.2 Classificatore naive bayes**

Fra i classificatori bayesiani il “naive Bayes” è uno dei più semplici e versatili essendo basato sull'unica assunzione semplificativa che tutti gli attributi che descrivono un'istanza (cioè l'insieme dei valori misurati delle variabili di un campione) siano fra loro condizionatamente indipendenti. L'assunzione di “indipendenza condizionale” viene detta assunzione naive Bayes ed in base a questa il classificatore esegue una classificazione di tipo MAP (maximum a posteriori probability). L'ambito applicativo del naive Bayes riguarda la classificazione di istanze descrivibili attraverso un insieme di attributi di “cardinalità” anche molto elevate. A differenza di altri algoritmi con apprendimento il naive Bayes non ricerca la soluzione nello spazio delle possibili soluzioni (aprioristiche) ma ne stima la veridicità sulla base delle frequenze osservate nelle istanze di apprendimento.

### **3.5.3 Compilatore fuzzy naive bayes del sistema esperto**

L'algoritmo compilatore fuzzy naive Bayes del sistema esperto è composto di 5 passi successivi :

- fuzzyficazione delle variabili ambientali,
- fase di “learning” (apprendimento),
- inferenza fuzzy naïve Bayes sulle nuove istanze,
- definizione del risultato utilizzando la regola del centroide all'interno dell'intervallo di incertezza risultante dal compilatore,
- defuzzyficazione dell'output.

- Fuzzyficazione delle variabili ambientali: consiste nel descrivere le variabili ambientali considerate secondo formalismo fuzzy. Viene creata una partizione fuzzy all'interno del dominio di valori di ciascuna variabile per cui ogni dominio di sistema viene descritto da una successione di fuzzy set secondo la quale verranno fuzzyficate le osservazioni che compongono il "set" di "training" in base al quale il compilatore effettuerà la fase di "learning".

Siano:  $P(x_i)$  la probabilità marginale dell' $i$ -esimo evento fuzzy di una variabile ambientale,  $P(y)$  la probabilità marginale della variabile obiettivo(output),  $P(x_i|y)$  la probabilità condizionata dell' $i$ -esimo evento fuzzy data la variabile obiettivo,  $P(y|x_i)$  la probabilità condizionata della variabile obiettivo data una nuova istanza di variabili ambientali,  $L$  il numero di istanze di apprendimento,  $dom(x_i)$  il dominio dell' $i$ -esimo evento fuzzy,  $\mu$  il coefficiente di appartenenza al fuzzy set di riferimento ed  $e$  l'istanza l'algoritmo (compilatore) procede come segue.

- Fase di learning: durante la fase di learning il sistema stima i parametri del classificatore dati dalle probabilità marginali di ogni fuzzy set:

$$P(x_i) = \frac{\left( \sum_{e \in L} \mu_{x_i}^e \right) + 1}{|L| + |dom(x_i)|}$$

e dalle probabilità condizionate di ogni fuzzy set dato il valore della variabile obiettivo (cioè l'output del sistema esperto):

$$P(x_i|y) = \frac{\left( \sum_{e \in L} \mu_{x_i}^e \mu_y \right) + 1}{\left( \sum_{e \in L} \mu_y^e \right) + |dom(x_i)|}$$

Nella fase di learning I valori di probabilità congiunta e condizionata sono calcolati secondo la definizione di spazio di probabilità di Lebesgue e sono riferiti all'evento

fuzzy cioè alla possibilità che una data variabile assuma valori inclusi in un particolare fuzzy set (Zadeh 1968).

- Inferenza fuzzy naïve Bayes: data una nuova istanza osservata, prevista o simulata, il compilatore calcola per ogni fuzzy set della partizione della variabile obiettivo la sua probabilità condizionata rispetto alla nuova istanza osservata.

$$P(y|e) = P(y) \prod \left( \sum_{x_i \in X} \frac{P(x_i|y)}{P(x_i)} \mu_{x_i}^e \right) = \mu(y)$$

- Definizione del risultato: l'output finale è composto da una serie di probabilità condizionate associate ai fuzzy set obiettivo. I valori previsti sono ottenuti secondo criterio MAP (Maximum a posteriori probability) attraverso il metodo del centroide.

L'utilizzo congiunto di logica fuzzy e classificatore naïve bayes rende l'output di classificazione simile per accuratezza all'output di un metodo predittivo. Il dominio della variabile obiettivo sottoposto a fuzzyficazione non è infatti più rappresentato da classi discrete ma da classi sfumate il dominio risulta quindi continuo rispetto ai possibili valori della variabile descritta.

La classificazione finale non è quindi assoluta ma definisce un range d'incertezza all'interno del dominio continuo della variabile obiettivo. Nel range d'incertezza, attraverso la regola del centroide, viene definita una simulazione puntiforme analoga per precisione ad una previsione deterministica.

L'ampiezza del range d'incertezza su cui ricade la classificazione è funzione della partizione fuzzy iniziale e della somiglianza (likelihood) statistica fra i dati di training e le nuove istanze.

- Defuzzyficazione dell'output: consiste nella trasposizione dei valori fuzzy di output in valori coerenti con la natura della variabile obiettivo (valori "crisp").

### **3.5.4 Simulazione di due diversi ripascimenti a Cesenatico**

Al fine di testare l'opportunità di utilizzo del sistema esperto prodotto, si è deciso di simulare nel sito di Cesenatico due ripascimenti virtuali uno con una granulometria minore ed uno con una granulometria più grossolana rispetto a quella osservata a Cesenatico.

I dati per ogni variabile sono stati ottenuti dalla campagna di campionamento Theseus del 2010-2011 portata a termine nei siti di Cesenatico, Cervia e Lido di Dante.

Le variabili ambientali considerate in fase di apprendimento sono state : mediana granulometrica, valore di classazione, valore di asimmetria, frazione conchigliare residua (capulerio), contenuto in percentuale di materia organica, “slope” della zona intertidale, lunghezza dell'intertidale e, come variabili di output/obiettivo su cui ricade la classificazione, separatamente l'abbondanza totale della macrofauna e il numero dei taxa.

Per ogni variabile è stato individuato un dominio rappresentativo del range di valori possibili per quella stessa variabile. Ogni dominio così ottenuto è stato standardizzato (mediante proporzioni) nel range adimensionale di valori da 0 a 120 in modo da eliminare le diverse scale legate alle diverse unità di misura e far emergere la reale variabilità delle diverse variabili. La standardizzazione applicata ai domini è stata applicata anche ai valori rilevati durante i campionamenti. Una volta standardizzati domini e valori si è proceduto alla fuzzyficazione dei valori osservati cioè alla loro trasposizione secondo formalismo fuzzy. I valori standardizzati sono stati sottoposti a fuzzyficazione secondo la regola del triangolo isoscele. Si è scelto di utilizzare la regola del triangolo isoscele per la sua facilità computazionale e per cercare la massima oggettività nel descrivere le distribuzioni osservate.

I domini sono stati partizionati in 7 intervalli fuzzy ognuno di ampiezza adimensionale 30 e ciascuno compenetrato nel punto medio con i due vicini. Ogni intervallo fuzzy è corrispondente ad un possibile evento fuzzy.

Definita la fuzzyficazione dei valori, il sistema esperto è stato calibrato tramite la fase di apprendimento durante la quale vengono stimati i parametri del sistema che daranno poi luogo alle simulazioni vere e proprie. Per considerare gli eventuali estremi è stata applicata alla stima dei parametri la correzione di Laplace per trasformare gli zeri, cioè le non osservazioni, in intorno di zero la cui ampiezza è

determinata dalla distribuzione dell'informazione nelle osservazioni e dal numero di osservazioni.

Per simulare un ripascimento a Cesenatico sono state sostituiti, nelle istanze rilevate a Cesenatico, i valori di mediana granulometrica, di classazione e di contenuto in materia organica del sedimento. Ciò è stato fatto in modo da simulare due differenti tipologie di rinascimenti: una con valori di mediana maggiori rispetto a quelli rilevati a Cesenatico ed una con valori minori.



## 4.RISULTATI

Le analisi dei dati sono state condotte sia sulle variabili ambientali che sui dati relativi alla comunità macrobentonica.

Con il termine variabili ambientali si intende l'insieme delle variabili che si influenzino e descrivano la distribuzione e l'abbondanza dei popolamenti macrobentonici (Short, 1999) quali: granulometria (mediana, classazione e asimmetria), detrito conchigliare (da qui in poi denominato come “capulerio”), contenuto di materia organica (TOM), pendenza e lunghezza della zona intertidale, esposizione delle spiagge e indici morfodinamici.

Relativamente alla comunità macrobentonica sono stati presi in esame dati di abbondanza (come densità in n-°del numero di individui per campione), il numero di taxa ritrovati per ogni campione analizzato, e l'indice di diversità Shannon calcolato anche questo per singolo campione.

L'analisi dei dati, sia delle variabili ambientali sia dei popolamenti macrobentonici, è stata realizzata mediante tecniche di analisi statistiche univariate e multivariate.

### 4.1 Risultati delle analisi univariate sulle variabili ambientali

Sono state condotte ANOVA sulle variabili ambientali e realizzati istogrammi con i valori medi delle variabili considerate ..

La prima analisi è stata effettuata sulla mediana della distribuzione di taglia dei granuli di sedimento di ciascun campione.

In Tab. 4.1 è riportata la classificazione del sedimento sabbioso in funzione della misura dei clasti secondo Wentworth.

*Tabella 4. 1: Classificazione di Wentworth del sedimento sabbioso*

Descrizione	Limiti ( $\mu\text{m}$ )
Sabbia molto grossolana	2000-1000
Sabbia grossolana	1000-500
Sabbia media	500-250
Sabbia fine	250-125
Sabbia molto fine	125-62

Secondo la classificazione di Wentworth, il sito sedimentario di Lido di Dante può essere classificato come “sabbia media” mentre Cervia e Cesenatico come “sabbia fine” (Tab. 4.1). In generale, si notano valori di mediana significativamente diversi nei tre siti (Fig. 4.1). Si nota come il sito di Lido di Dante presenti valori più elevati rispetto a quelli di Cervia e Cesenatico.

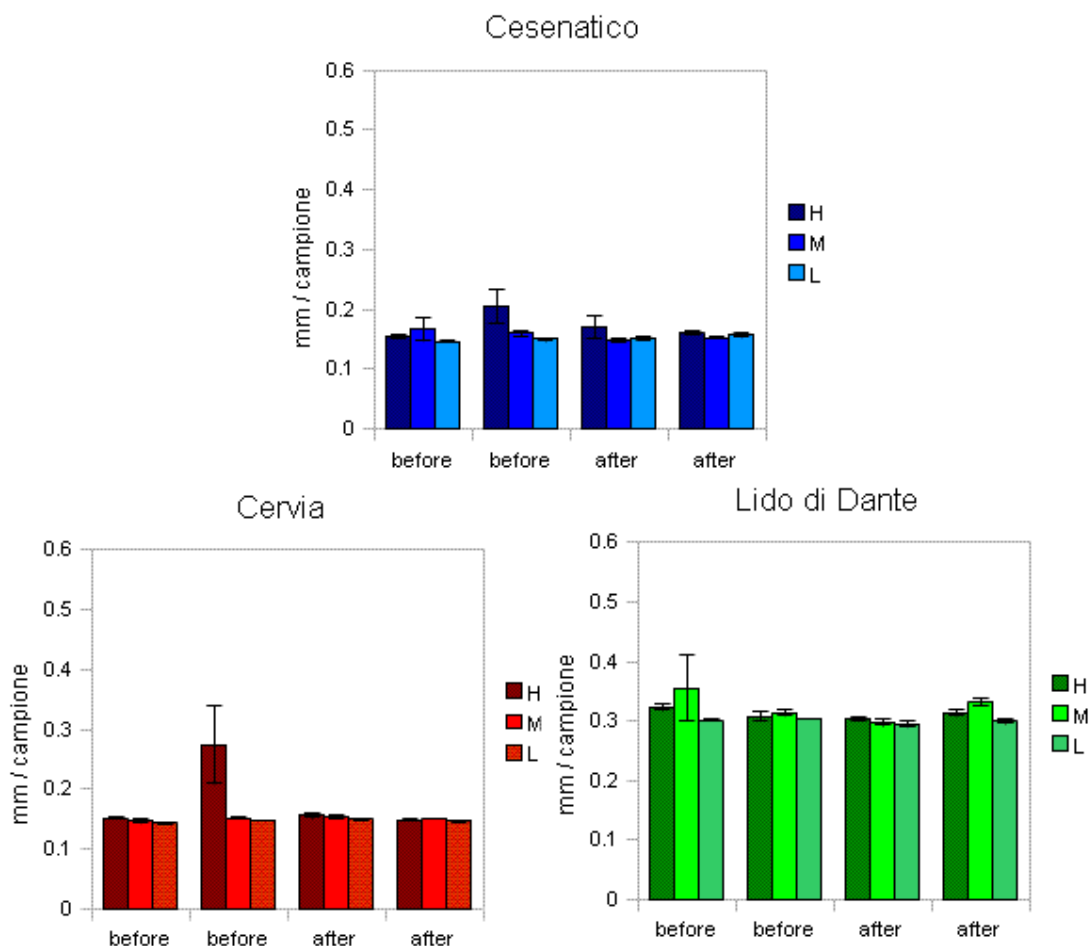


Figura 4.1: Valori medi della Mediana( $n=6$ ) $\pm$  e.s per ciascuna spiaggia, a ciascun tempo, e per ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: alta marea, M media marea, L: bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

L'ANOVA condotta sull'insieme dei dati e dei fattori in esame, mostra come esistano interazioni significative che coinvolgono il fattore “anno” (Tab. 4.2) oltre all'effetto bulldozing, siti e maree. Ciò sta ad indicare che gli effetti principali sono variabili nei due anni di indagine. In ogni caso, i risultati dei test statistici a posteriori

(SNK test) supportano le differenze tra Lido di Dante e Cervia-Cesenatico, che, in media, non risultano significativamente diverse.

*Tabella 4.2: Risultati ANOVA sulle variabili ambientali: Mediana, Classazione, Asimmetria (bu: bulldozing; an: anno; si: sito; ma: maree; tr: transetti)*

Source	DF	Mediana		Classazione		Asimmetria	
		F	P	F	P	F	P
bu	1	3.130	0.327	0.060	0.848	3.500	0.313
an	1	3.850	0.062	1.290	0.268	0.380	0.541
si	2	844.100	0.001	0.220	0.820	5.990	0.143
tr(buXanXsi)	24	1.470	0.095	2.520	0.001	3.080	0.000
ma	2	2.650	0.274	2.320	0.301	2.790	0.264
buXan	1	0.660	0.426	12.070	0.002	1.360	0.255
buXsi	2	0.240	0.810	0.200	0.834	0.430	0.699
buXma	2	0.480	0.675	0.490	0.671	1.170	0.461
anXsi	2	0.330	0.721	2.970	0.071	0.610	0.552
anXma	2	2.390	0.103	3.060	0.056	1.750	0.184
siXma	4	1.160	0.446	3.930	0.107	0.830	0.571
maXtr(buXanXsi)	48	1.130	0.300	2.980	0.000	2.640	0.000
buXanXsi	2	3.980	0.032	11.830	0.000	4.660	0.019
buXanXma	2	4.980	0.011	1.690	0.196	1.100	0.340
buXsiXma	4	0.850	0.562	1.120	0.456	1.090	0.468
anXsiXma	4	1.790	0.147	0.520	0.723	0.790	0.536
buXanXsiXma	4	1.410	0.244	2.430	0.060	0.540	0.709
RES	108						
TOT	215						

E' stata presa in esame anche la variabile "classazione", che fornisce indicazione sulla eterogeneità e compattezza del sedimento prelevato.

In Tab.4.3 è riportata la classificazione del sedimento a seconda della classazione secondo Wentworth;

Tabella 4.3: Classazione di wentworth dei vaolri di classazione

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

Complessivamente, mediando i risultati su tutti i tempi di bulldozing e su tutti i livelli di marea, si riscontrano valori maggiori a Lido di Dante, che rientrano nella categoria “ moderatamente classati (Tab. 4.3), mentre quelli di Cesenatico e Cervia, sembrano essere più simili tra loro e risultano essere “moderatamente ben classati”.

L’analisi degli istogrammi relativi ai risultati di questa variabile, evidenzia come questo parametro della granulometria sembra essere molto variabile sia a diverse scale spaziali (siti/marea) che temporali (anno/bulldozing) (Fig. 4.2).

Questo risultato grafico è confermato anche dal risultato dell'ANOVA (Tab. 4.2) dove si nota la significatività dell'interazione fra i fattori: BulldozingXannoXsito. Tale interazione non permette di evidenziare una chiara risposta della variabile classazione all’effetto del bulldozing, ma i confronti a posteriori avallano la differenza fra i tre siti.

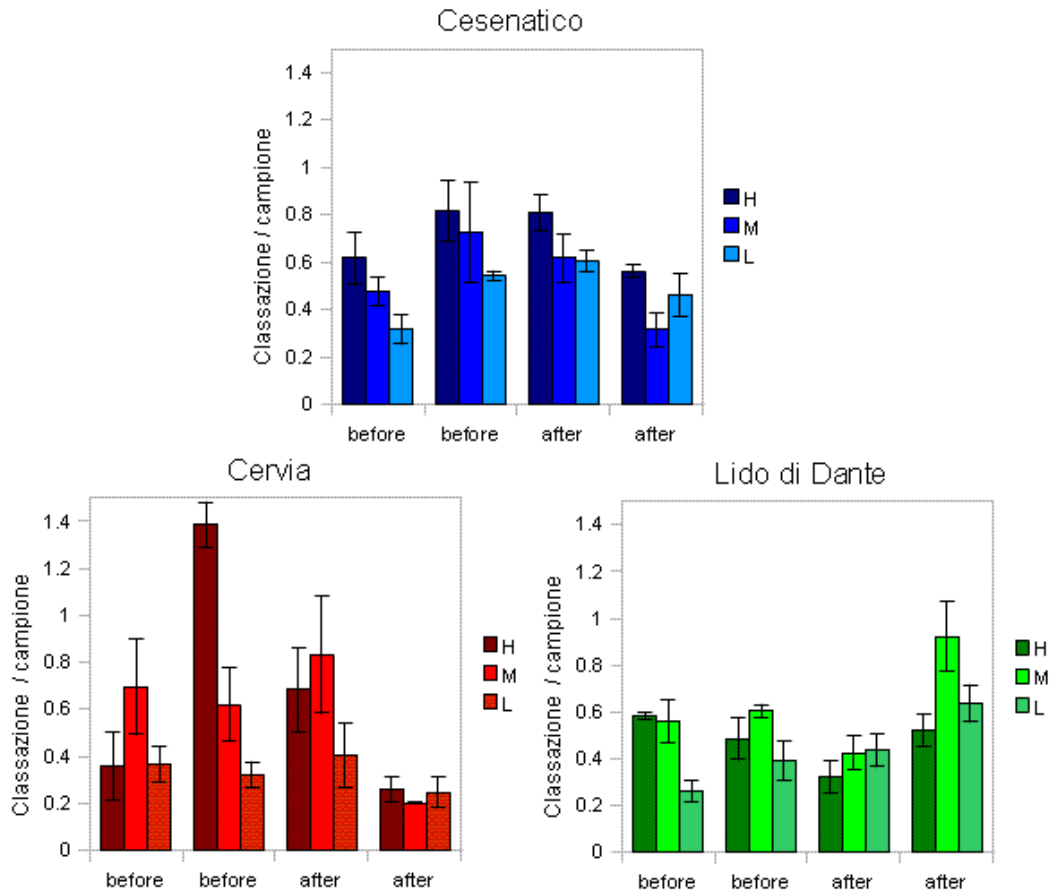


Figura 4.2: Valori medi della classazione ( $n=6$ )  $\pm$  e.s. per ciascuna spiaggia, a ciascun tempo, e per ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

Sempre per quanto riguarda la granulometria del sedimento dei campioni analizzati è stato preso in esame il parametro dell'asimmetria, che evidenzia l'omogeneità della popolazione granulometrica di un campione, cioè se i valori sono distribuiti equamente da una parte all'altra dei parametri centrali, o baricentro della curva.

Essa ha un segno positivo (+) se la curva ha una coda verso diametri sottili e un segno negativo (-) se la curva ha una coda verso diametri grossolani; una curva perfettamente simmetrica è definita con asimmetria zero ( Fig.4.3)

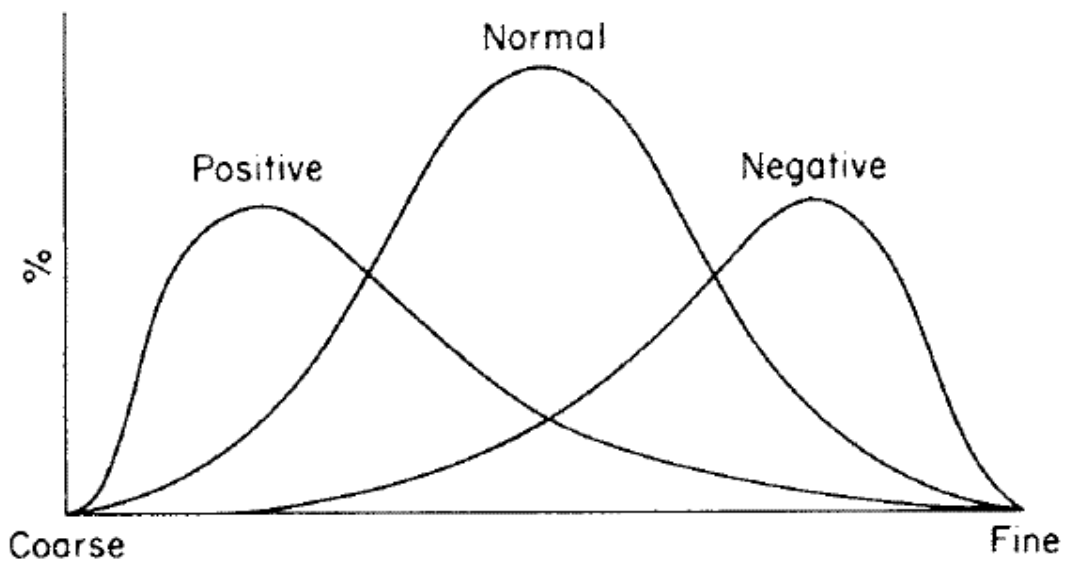


Figura 4.3: Parametro asimmetria: curva normale, negativa e positiva

Gli istogrammi relativi ai valori di asimmetria (Fig.4.4) mostrano come i sedimenti di Lido di Dante e di Cesenatico presentino valori di asimmetria negativi (anche se più marcati a Lido di Dante), mentre a Cervia vi sono valori sia negativi che positivi. Ancora una volta la significatività dell'interazione BulldozingXannoXsiti (Tab. 4.2) mette in evidenza come le differenze fra i siti siano variabili negli e nel fattore bulldozing, che però sembra indicare piuttosto una variabilità stagionale che non legata all'azione del bulldozing in sé.

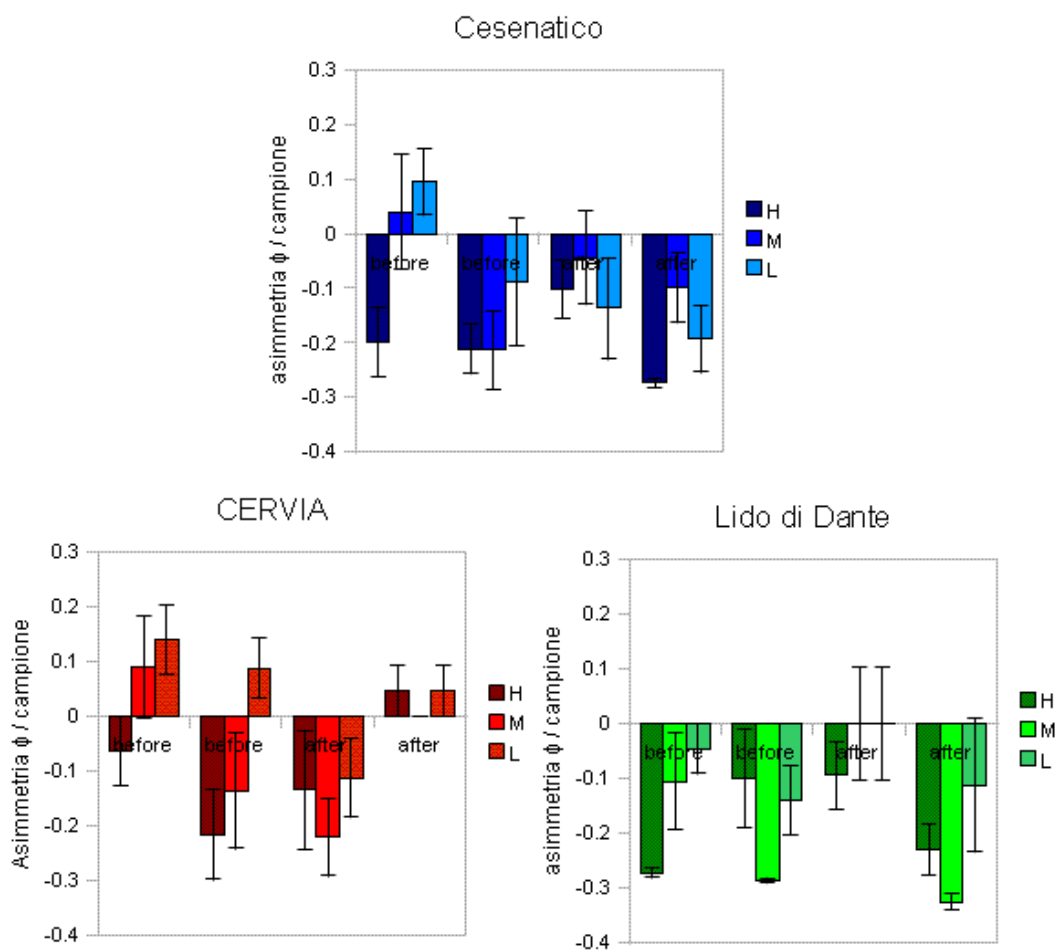


Figura 4.4: Valori medi di asimmetria:  $n=6 \pm e.s$  per ciascuna spiaggia, a ciascun tempo, e per ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea; before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

Il capulerio rappresenta l'insieme delle conchiglie frantumate e spiagiate. Questa variabile è stata ottenuta dopo l'estrazione di tutti gli organismi. Il materiale conchigliare è stato pesato in laboratorio. Questa variabile può dare informazione sull'idrodinamismo della spiaggia, inoltre può aiutare a spiegare la distribuzione della componente bentonica, in quanto il capulerio può alterare la tessitura del sedimento e la sua eterogeneità. Considerando i valori medi nei tre siti (Fig. 4.5) è possibile notare come valori decisamente inferiori si rinvengono a Cesenatico, intermedi a Cervia e molto elevati a Lido di Dante (si noti la scala diversa).

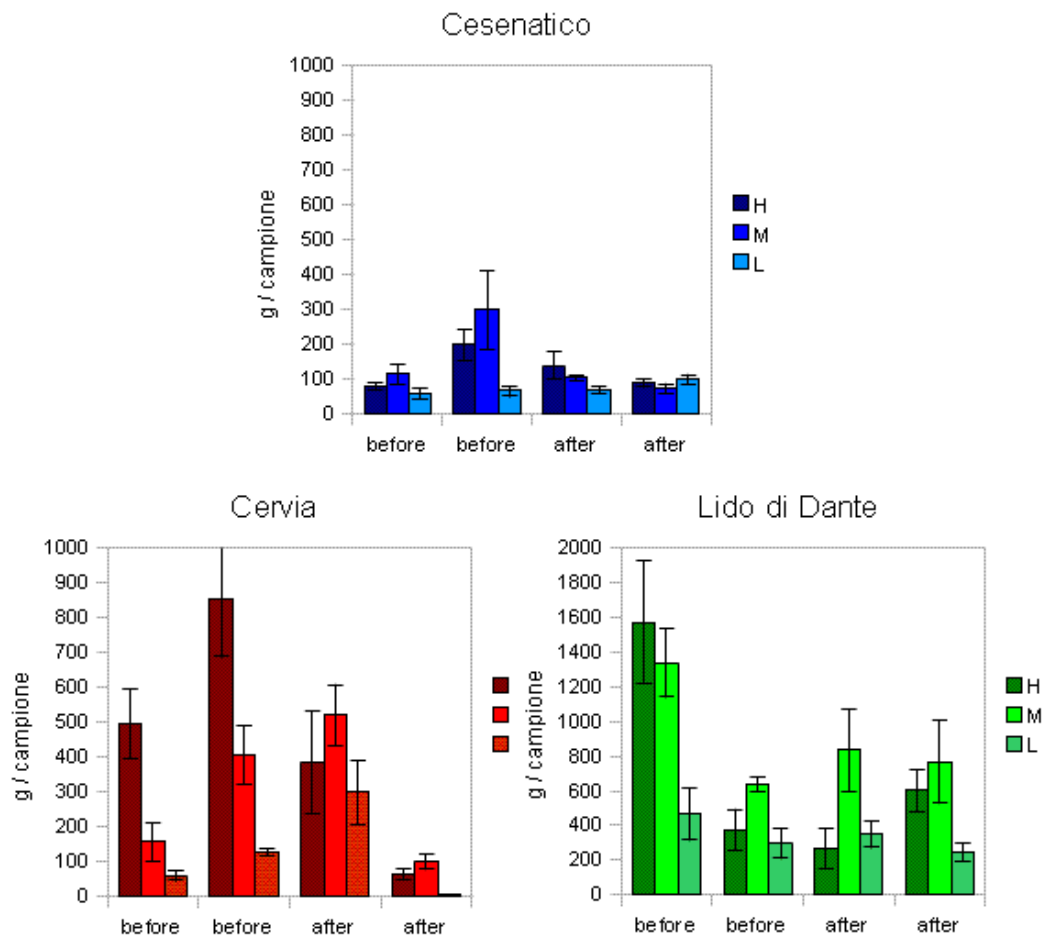


Figura 4.5: Valori medi del capulerio ( $n=6$ )  $\pm e.s$  per ciascuna spiaggia, a ciascun tempo e per ogni livello di marea: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: alta marea, L: bassa marea; before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo bulldozing

Ancora una volta non è possibile rilevare un cambiamento di questa variabile dovuta al bulldozing come evidenziato dai risultati forniti dall'Anova in cui risulta un'interazione significativa tra tutti e 4 i fattori considerati: BulldozingXannoXsitoXmaree (Tab. 4.4).



*Tabella 4.4: Risultati ANOVA eseguita sulle variabili ambientali: Capulerio, TOM (bu:bulldozing; si:sito; an: anno; ma: maree; tr: transetti)*

Source	DF	CAPULERIO		TOM	
		F	P	F	P
bu	1	239.600	0.041	1.690	0.041
an	1	4.530	0.044	1.820	0.044
si	2	8.420	0.106	31.880	0.106
tr(buXanXsi)	24	2.840	0.000	0.980	0.000
ma	2	101.340	0.010	2.660	0.010
buXan	1	0.030	0.860	1.470	0.860
buXsi	2	0.120	0.892	18.200	0.892
buXma	2	3.710	0.212	4.380	0.212
anXsi	2	4.220	0.027	0.720	0.027
anXma	2	0.160	0.852	0.480	0.852
siXma	4	5.900	0.057	1.590	0.057
maXtr(buXanXsi)	48	1.890	0.003	1.380	0.003
buXanXsi	2	13.660	0.000	0.070	0.000
buXanXma	2	1.500	0.234	0.150	0.234
buXsiXma	4	0.420	0.788	1.190	0.788
anXsiXma	4	0.850	0.502	1.300	0.502
buXanXsiXma	4	3.780	0.009	0.680	0.009
RES	108				
TOT	215				

Infine sono stati analizzati i dati relativi alla variabile TOM che fornisce indicazioni sul grado di arricchimento organico dei sedimenti.

Osservando i grafici in Fig. 4.6 si nota come che il sito con i valori più alti è quello di Cervia. Inoltre non vi evidenziano sostanziali differenze tra i tempi “before” e “after” nei due siti che hanno subito il bulldozing. Si rileva, però un’elevata variabilità fra i livelli di marea (ANOVA rileva un’interazione significativa di tutti i fattori BuXannoXsitoXmaree, Tab. 4.4).

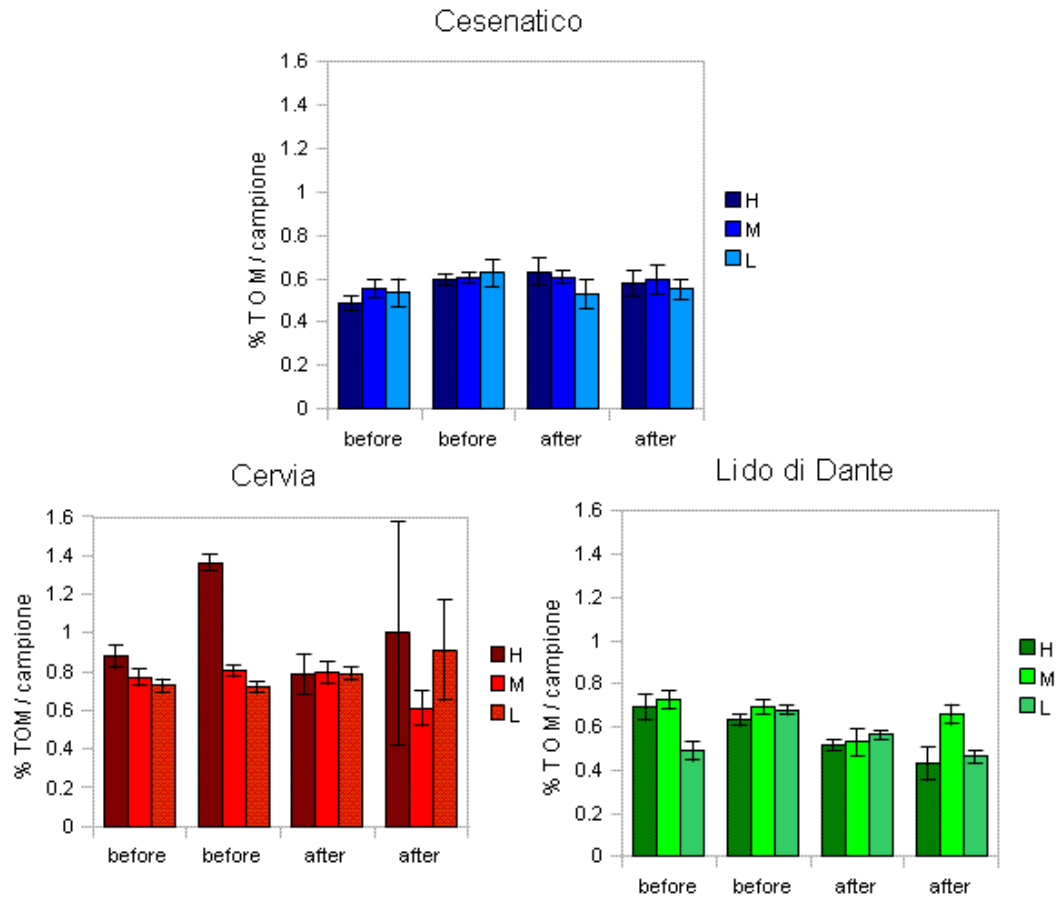


Figura 4.6: Valori medi di TOM ( $n=6$ )  $\pm$  e.s per ciascun sito, in ciascun tempo ed in ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: altamarea, M: media marea, L: bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

## 4.2 Risultati delle analisi multivariate sulle variabili ambientali

Per valutare la similarità fra campioni tenendo in considerazione le variabili ambientali analizzate è stata utilizzata la tecnica multivariata delle Componenti principali (*Principal Component Analysis – PCA*), utilizzando l'indice di distanza euclidea per valutare la distanza fra tutti i campioni esaminati. Nell'analisi sono state considerate anche la lunghezza e la pendenza delle spiagge.

In Fig. 4.7 si può osservare il plot della PCA; i primi due assi spiegano il 61,7% della varianza totale (Tab. 4.5). La varianza lungo l'asse PC1 è spiegata principalmente, da sinistra verso destra, da un aumento dei valori di capulerio (nel grafico “shell tot”) e della mediana, con i valori più alti a Lido di Dante e un aumento della pendenza delle spiagge( 1/slope) e una diminuzione della lunghezza dell'intertidale (intertidal length) sempre a Lido di Dante.

La variabilità lungo il secondo asse PC2, invece, è spiegata, dal basso verso l'alto da un aumento dei valori di TOM, classazione e valori di asimmetria con i valori più alti a Cervia.

Si nota una distinzione netta dei campioni di Lido di Dante nella parte sinistra del plot, con quelli di Cervia e Cesenatico che sono nella parte sinistra. I campioni di Cervia e Cesenatico non appaiono ben distinti tra di loro, soprattutto nella parte in basso a sinistra, dove i punti campione dei due siti sono per la maggior parte sovrapposti.

Non è possibile evidenziare andamenti particolari tra i tempi before e i tempi after, e quindi un eventuale effetto del bulldozing.

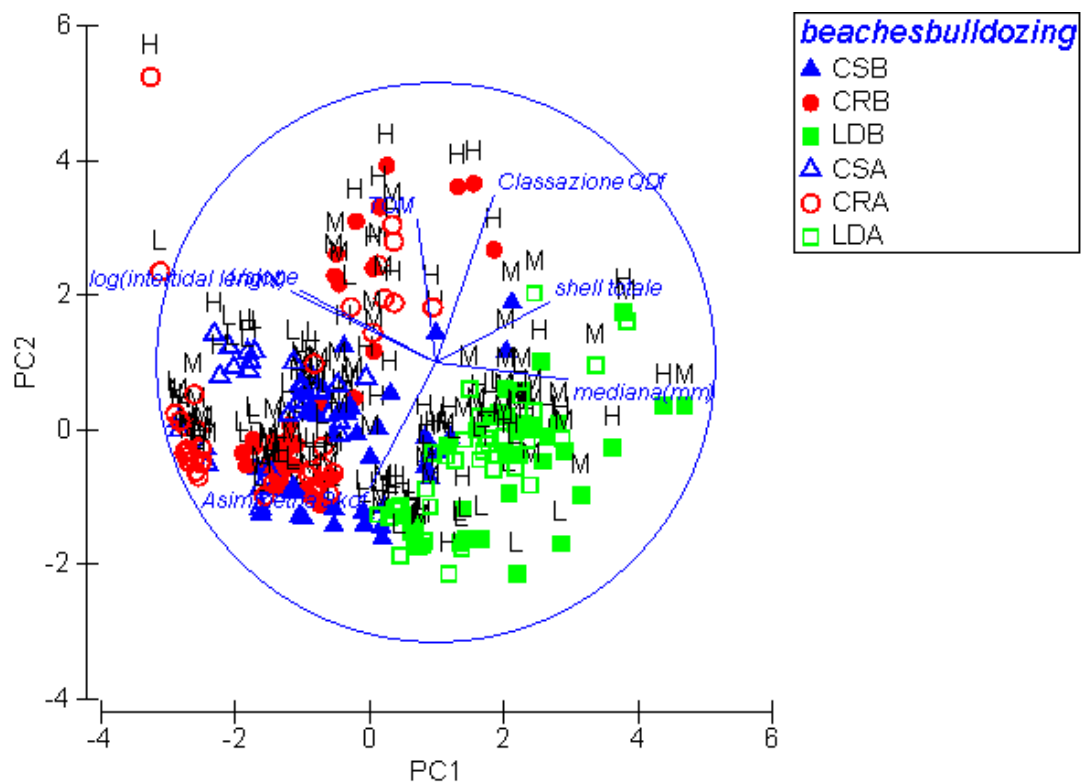


Figura 4.7: PCA condotta sui dati delle variabili ambientali (CS: Cesenatico, CR: Cervia, LD: Lido di Dante; simboli colarati con B: tempi before; simboli non colarati con A: tempi after; H: altamarea; M: media marea; L: bassa marea)

Tabella 4.5: Risultati della PCA

PC	Eigenvalues		
	Eigenvalues	%Variation	Cum.%Variation
1	2.87	41	41
2	1.45	20.7	61.7
3	0.96	13.7	75.4
4	0.62	8.8	84.2
5	0.57	8.2	92.4

### **4.3 Risultati delle analisi univariate sulle comunità macrobentoniche.**

Anche i risultati relativi ai popolamenti macrobentonici sono analizzati mediante analisi uni e multivariate.

Le analisi univariate sono state effettuate su alcuni indici che riassumono alcune peculiarità della struttura dei popolamenti bentonici. Una prima analisi è stata effettuata sul numero totale di individui rinvenuti nelle differenti condizioni tenute sotto controllo.

Gli istogrammi relativi ( Fig 4.8) mettono in evidenza valori decisamente più elevati nel sito di Cervia nel primo dei due tempi “before” (fare attenzione alla scala delle ordinate). Questo risultato, però, come si vedrà meglio in seguito, è dovuto principalmente alle elevate densità della specie del piccolo bivalve *Lentidium mediterraneo* che in qualche modo non permette di valutare meglio l'insieme dei risultati. A livello generale sembrano esserci densità maggiori nei tempi “before” rispetto ai tempi “after”, ma tale risultato poiché avviene anche a Lido di Dante (non soggetto a Bulldozing ) potrebbe essere dovuto anche alla stagionalità.

Sembra, comunque, che le diverse caratteristiche morfodinamiche della zona intertidale in qualche modo influenzino le densità dell'insieme dei popolamenti bentonici. A Cervia e Cesenatico si nota un aumento delle densità passando dal livello di alta marea (fisicamente più stressato) a quello di bassa, mentre a Lido di Dante si osserva un andamento inverso.

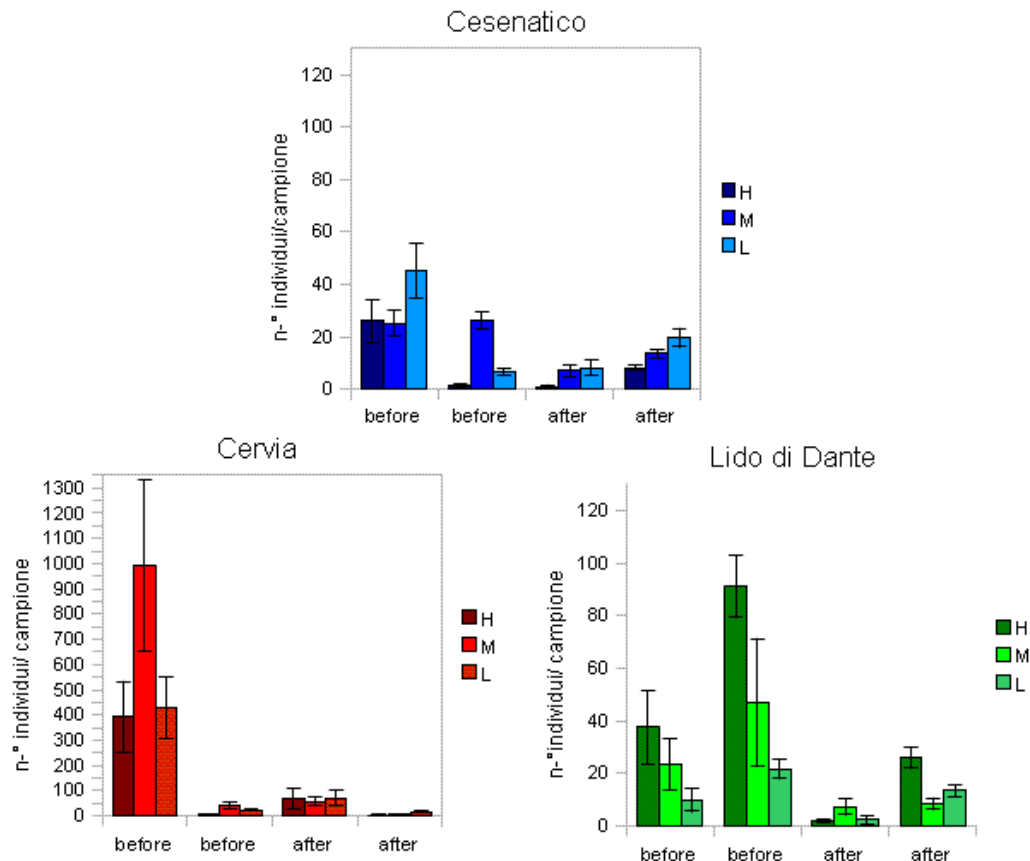


Figura 4.8: Valori medi di abbondanza ( $n=6$ )  $\pm$  e.s per ciascun sito, in ciascun tempo ed in ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: alta marea, M: media marea, L: bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

Questo risultato sembra supportato dall' ANOVA dove si osservano interazioni significative che coinvolgono il fattore marea. Da notare, inoltre, come i risultati siano però variabili nei diversi anni di campionamento (Tab.4.6)

Tabella 4.6: Risultati dell'ANOVA effettuate su: Abbondanza, numero di Taxa, Indice di Shannon ( con *L.mediterraneum*) ( bu: bulldozing; an: anno; si: sito; ma: maree; tr:transetti)

Source	DF	Abbondanza		Taxa		Shannon	
		F	P	F	P	F	P
bu	1	2.030	0.390	0.130	0.782	0.010	0.938
an	1	7.400	0.012	30.930	0.000	90.470	0.000
si	2	0.590	0.631	0.790	0.560	11.120	0.083
tr(buXanXsi)	24	3.460	0.000	0.960	0.529	1.220	0.241
ma	2	8.240	0.108	3.620	0.217	1.660	0.376
buXan	1	24.640	0.000	64.730	0.000	33.070	0.000
buXsi	2	0.850	0.540	3.060	0.246	1.240	0.447
buXma	2	0.280	0.782	0.300	0.768	0.090	0.916
anXsi	2	44.150	0.000	12.550	0.000	1.840	0.181
anXma	2	0.920	0.406	1.780	0.180	3.030	0.058
siXma	4	2.600	0.189	4.410	0.090	2.130	0.241
maXtr(buXanXsi)	48	1.690	0.013	1.460	0.056	1.430	0.066
buXanXsi	2	3.630	0.042	5.440	0.011	9.200	0.001
buXanXma	2	7.610	0.001	3.930	0.026	4.780	0.013
buXsiXma	4	1.960	0.266	0.290	0.872	0.240	0.903
anXsiXma	4	4.360	0.004	1.520	0.212	1.410	0.246
buXanXsiXma	4	0.850	0.499	4.030	0.007	5.530	0.001
RES	108						
TOT	215						

Per quanto riguarda la variabile numero di taxa, gli istogrammi (Fig. 4.9) non mostrano sostanziali pattern legati al bulldozing. Nei siti di Cesenatico e di Cervia si nota un trend crescente dei valori, dai campioni di bassa marea a quelli di alta marea. Ancora una volta nel sito di Lido di Dante il trend è inverso, anche se in tutti e tre si siti si rileva una elevata variabilità fra i tempi.

L'elevata significatività dell'interazione fra tutti i fattori presi in esame conferma quanto descritto (Tab. 4.6).

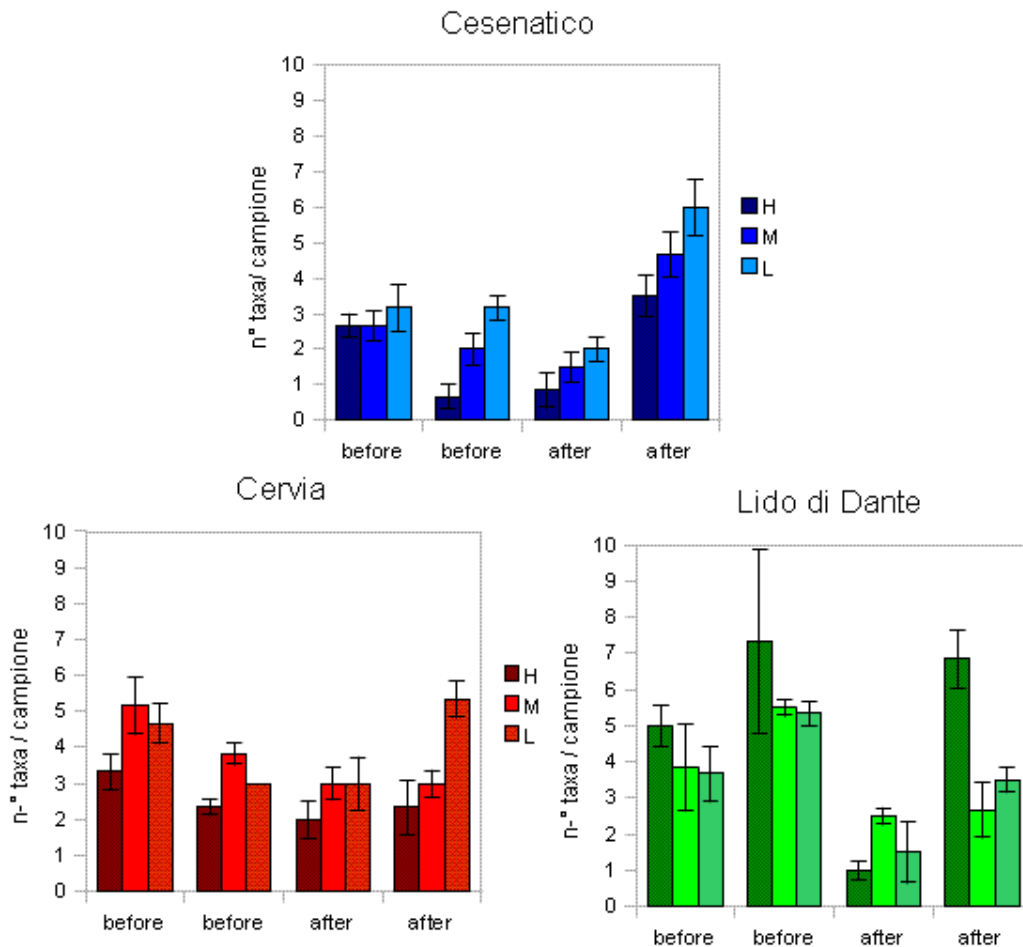


Figura 4.9:valori medi del numero di taxa ( $n=6$ ) $\pm$ e.s per ciascun sito, in ciascun tempo ed in ogni livello di marea per:a) Cesenatico,b) Cervia, c) Lido di Dante; H: altamarea, M:media marea, L:bassa marea; Bifore :rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after:rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

Per avere informazione sulla diversità dei popolamenti macrobentonici, è stato calcolato l'indice di Shannon per ogni campione analizzato.

Osservando gli istogrammi in Fig. 4.10 si nota come la diversità sembri essere influenzata di più dal numero di specie che non dall'equidistribuzione degli organismi fra le specie a Lido di Dante, mentre l'inverso accade a Cervia. Anche per l'indice di Shannon c'è un'interazione significativa tra tutti i fattori presi in esame nel disegno di campionamento ( Tab.4.6)



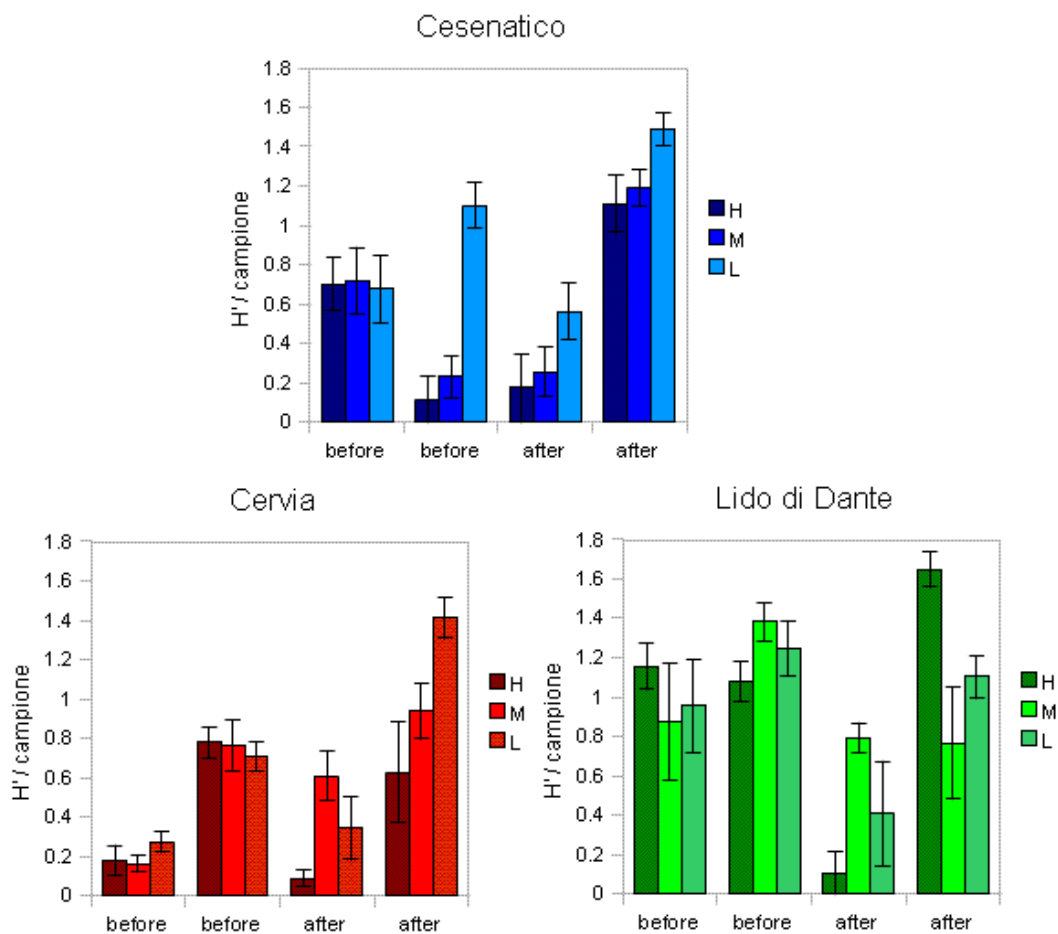


Figura 4.10:valori medi indice di diversità di Shannon ( $n=6$ ) $\pm$  e.s per ciascun sito, in ciascun tempo ed in ogni livello di marea per:a) Cesenatico,b) Cervia, c) Lido di Dante; H: altamarea, M:media marea, L:bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

Come anticipato, i risultati relativi alle abbondanze e all'indice di Shannon possono essere stati influenzati dalla elevate densità di *Lentidium mediterraneum*. Per questo motivo sono state realizzate altre analisi sulle abbondanze e diversità dopo aver escluso tale specie (Bertasi et al., 2007).

I valori medi delle abbondanze senza *L. mediterraneum* (Fig. 4.11) diminuiscono decisamente nel sito di Cervia, specialmente nel primo tempo Before

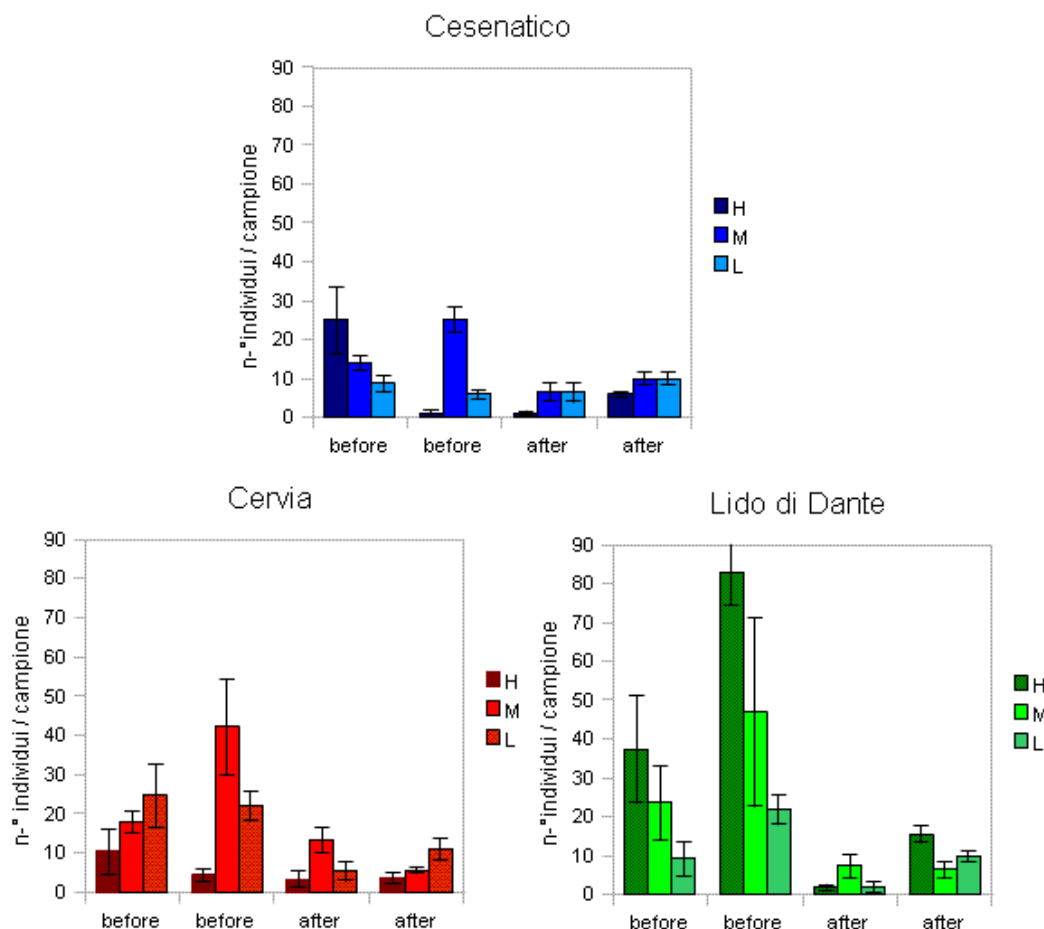


Figura 4.11: valori medi di abbondanza senza *L. mediterraneum* ( $n=6$ )  $\pm$  e.s per ciascun sito, in ciascun tempo ed in ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: altamarea, M: media marea, L: bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

L'indice di Shannon, dopo l'eliminazione dall'analisi della specie *L. mediterraneum* come era da attendersi, cambia fondamentalmente a Cervia il *L. mediterraneum* era presente in grandi quantità. (Fig.4.12)

.Per quanto riguarda i risultati dell'ANOVA le interazioni significative tra i fattori rimangono le stesse riscontrate nell'ANOVA realizzata con il *L. mediterraneum* (Tab. 4.7)

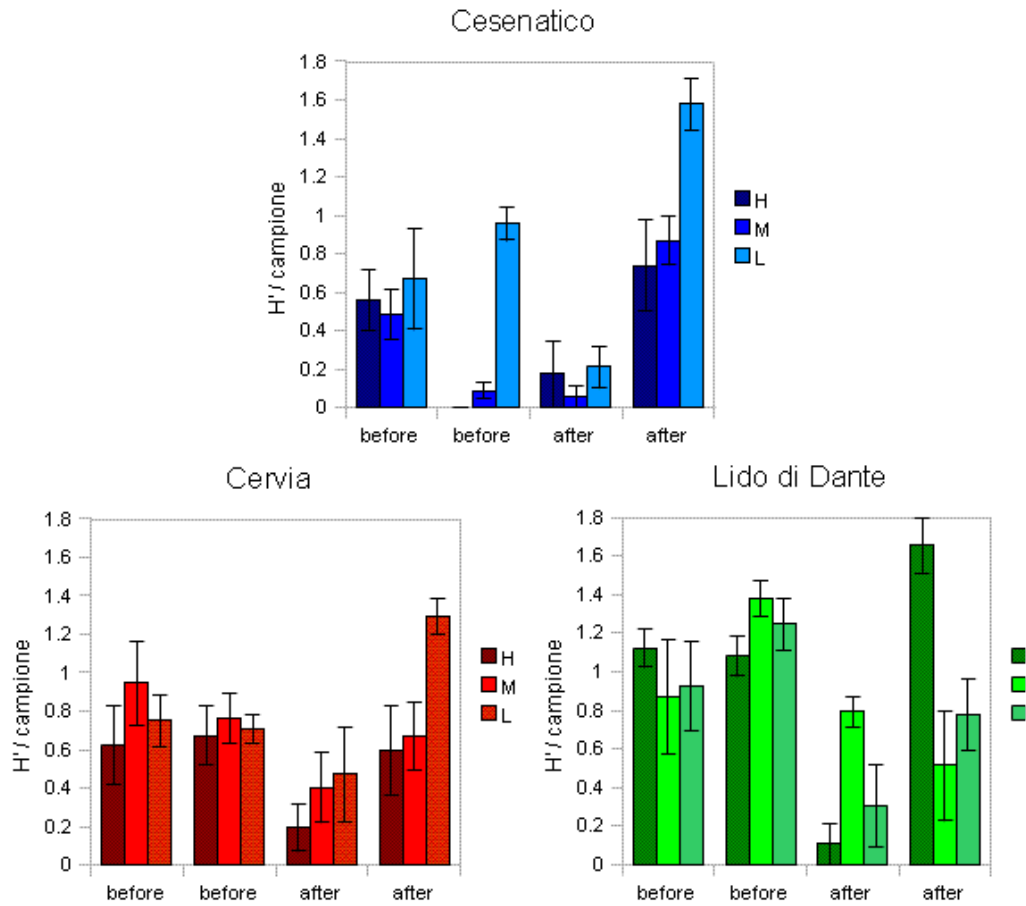


Figura 4.12: valori medi indice di diversità di Shannon senza *L.mediterraneum*( $n=6$ ) $\pm$  e.s per ciascun sito, in ciascun tempo ed in ogni livello di marea per: a) Cesenatico, b) Cervia, c) Lido di Dante; H: altamarea, M: media marea, L: bassa marea; Before: rispettivamente 2 tempi prima del bulldozing; after: rispettivamente 2 tempi dopo il bulldozing

#### **4.4. Risultati delle analisi multivariate sulle comunità macrobentoniche.**

L'insieme dei dati biotici, in termini di abbondanza e di taxa è stato analizzato mediante tecniche di analisi multivariata. Prima delle analisi, i dati sono stati trasformati mediante radice quadrata, al fine di valutare l'eventuale contributo anche delle specie più rare alle differenze di struttura di comunità fra i fattori indagati. Partendo dalla matrice di similarità tra i campioni, realizzata utilizzando l'indice di similarità di Bray-Curtis, si è ottenuto il plot di ordinamento dell'MDS (Fig. 4.13). La risposta delle comunità ai 5 fattori in esame è stata analizzata mediante la tecnica permutazionale della PERMANOVA, partendo dalla stessa matrice triangolare di similarità.

L'analisi del plot MDS (Fig. 4.13) in cui sono riportati tutti i punti campione, mette in evidenza un certo differenziamento delle comunità rinvenute nei tre siti anche se per alcuni campioni c'è anche una certa sovrapposizione

I campioni di Lido di Dante si distaccano da quelli di Cesenatico e Cervia concentrandosi maggiormente nella parte sinistra del grafico: I campioni di Cervia si posizionano quasi tutti a sinistra mentre i campioni di Cesenatico sono molto ravvicinati tra di loro e sono raggruppati nella parte centrale del grafico quasi a fungere da raccordo fra le comunità di Lido di Dante e quelle di Cesenatico

Pur se non in modo chiaro per tutti i siti e livelli di marea, i punti campione before e after sembrano formare raggruppamenti distinti.

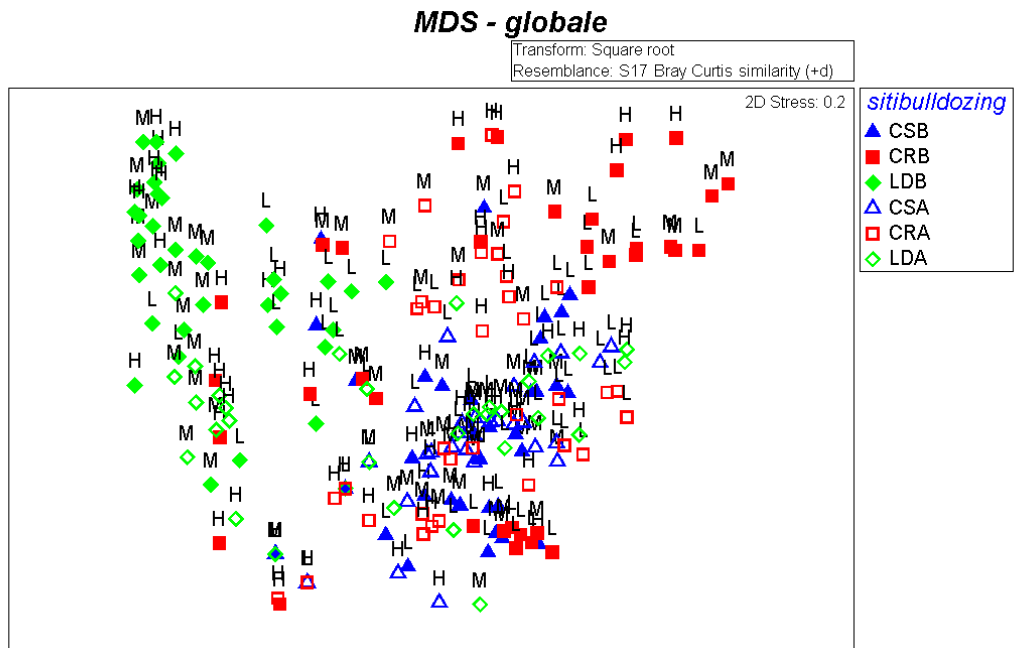


Figura 4.13: Plot di ordinamento MDS basato sulle densità trasformate mediante radice quadrata di Taxa macrobentonici usando l'indice di similarità di Bray-Curtis. Simboli pieni: 2 tempi before= B; simboli vuoti: 2 tempi after= A; CS= Cesenatico; CR: Cervia; LD: Lido di Dante ( H: altamarea ; M: media marea; L: bassa marea)

I risultati della PERMANOVA, però evidenziano una elevata significatività per l'interazione fra tutti i fattori tenuti sotto controllo (Tab. 4.7).

*Tabella 4.7: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza macrobentonici dopo trasformazione con radice quadrata usando l'indice di Bray-Curtis; (bu: bulldozing; an: anno; si: sito; maree; tr: transetti*

Source	df	Pseudo-F	P(perm)	Estimate
si	2	1.616	0.098	199.190
an	1	19.649	0.000	253.930
bu	1	1.152	0.162	40.217
ma	2	4.333	0.018	111.200
sixan	2	15.836	0.000	606.040
sixbu	2	1.434	0.277	110.590
sixma	4	1.843	0.110	106.030
anxbu	1	19.398	0.000	501.010
anxma	2	2.062	0.024	34.372
buxma	2	0.505	0.856	-92.777
sixanxbu	2	6.245	0.000	428.500
sixanxma	4	2.591	0.000	154.460
sixbuxma	4	1.053	0.451	10.404
anxbuxma	2	5.793	0.000	310.200
tr(sixanxbu)	24	1.768	0.000	106.450
sixanxbuxma	4	2.037	0.006	201.250
tr(sixanxbu)xma	48	1.400	0.000	166.550
Res	108			831.850
Total	215			

E' interessante l'analisi delle stime delle componenti di varianza dei fattori principali (ultima colonna evidenziata di Tab. 4.7). Si nota come la più alta varianza è dovuta al fattore "anno", indicando come le variazioni di struttura delle comunità dovute ai diversi siti, livelli di marea e bulldozing, non sono ripetibili nel tempo.

Quindi, per meglio evidenziare l'eventuale effetto del Bulldozing, sono state ripetute le analisi per ciascun anno separatamente.

Si nota come in entrambi i plot MDS (Fig.4.14) i punti campione dei tre siti rimangono separati, ma sembra ci siano differenze nella struttura di comunità anche fra i tempi "before" e "after" in tutti i siti. Ciò che però emerge è che nei due anni appaiono diverse le risposte delle comunità nel tempo "bulldozing" e nei vari livelli di marea. Ciò appare confermato dai risultati delle analisi PERMANOVA condotte

per i due anni separatamente in cui si nota una elevata significatività per l'interazione siXbuXma ( Tab. 4.8)

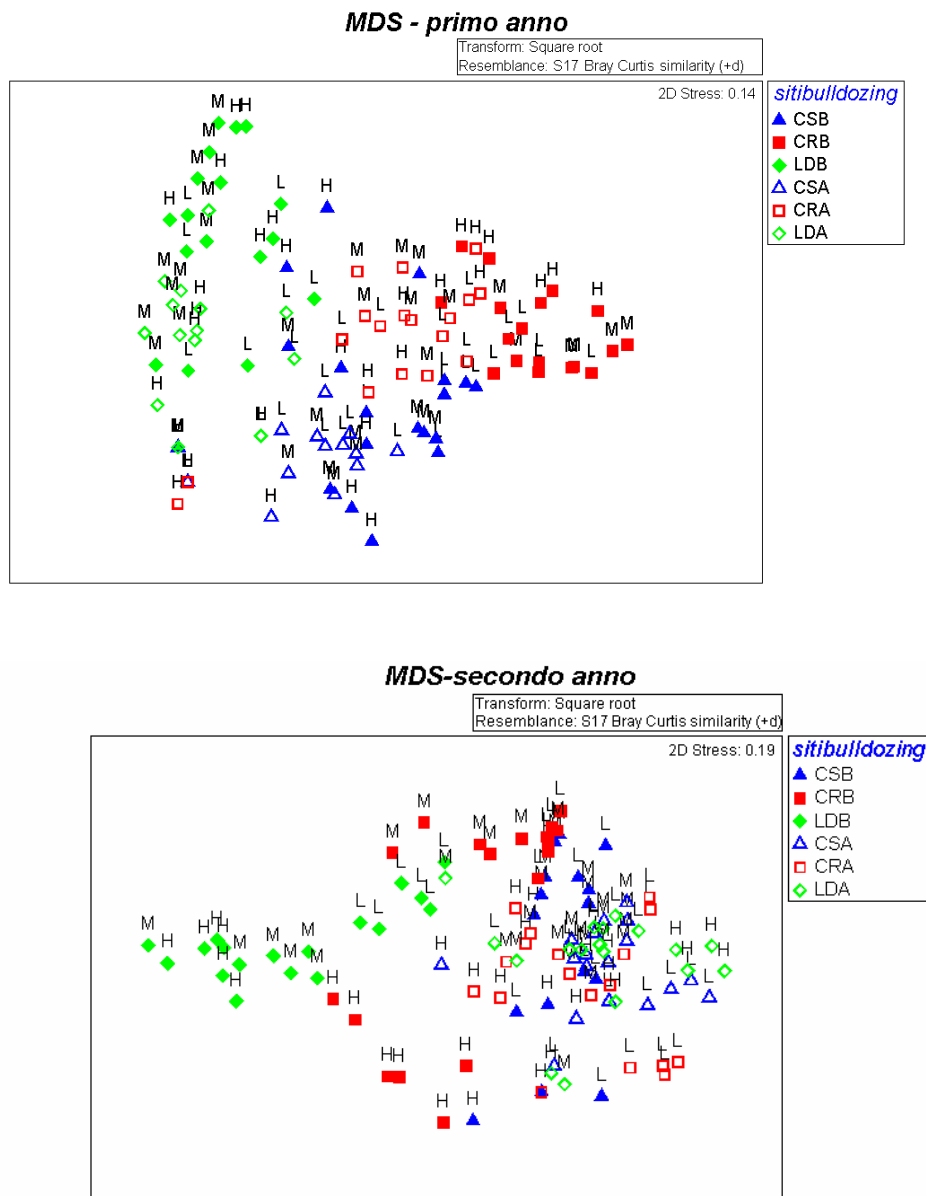


Figura 4.13: Plot di ordinamento MDS basato sulle densità trasformate mediante radice quadrata dei Taxa macrobentonici usando l'indice di Bray-Curtis per i due anni separatamente. Simboli pieni: 2 tempi before= B; simboli vuoti: 2 tempi after= A; CS= Cesenatico; CR: Cervia; LD: Lido di Dante ( H: altamarea; M: media marea; L: bassa marea)

Tabella 4.8: Risultati della PERMANOVA condotta separatamente per i due anni di indagine condotta sui dati di abbondanza macribentonici dopo trasformazione con radice quadrata usando l'indice di Bray-Curtis; (bu: bulldozing; an: anno; si: sito; maree; tr: transetti

Source	df	Primo anno		Secondo anno	
		Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)
be	2	28.331	0.000	10.809	0.000
bu	1	14.054	0.000	29.741	0.000
ti	2	38.053	0.002	71.058	0.000
bexbu	2	56.598	0.001	10.119	0.000
bexti	4	23.128	0.008	49.839	0.000
buxti	2	33.431	0.003	53.241	0.000
tr(bexbu)	12	18.268	0.001	16.966	0.002
bexbuxti	4	21.569	0.013	20.268	0.012
tr(bexbu)xti	24	12.467	0.076	1.586	0.001
Res	54				
Total	107				

Per analizzare quindi le differenze delle eventuali risposte al fattore “bulldozing” sono state fatte analisi a posteriori fra i singoli livelli dei fattori.

Relativamente al primo anno le tre spiagge differiscono fra di loro in termini di struttura di comunità, sia prima che dopo il bulldozing, inoltre i confronti fra prima e dopo effettuati per ciascuna spiaggia mettono in evidenza differenze significative fra “before” e “after” in tutti e tre i siti.

Le stesse analisi sono state realizzate sui campioni del secondo anno, dove si evidenzia una differenza significativa tra le strutture di comunità dei siti nel tempo “before” ma non nel tempo “after”.

Rimangono invece differenze significative tra i campioni “before” e “after” per ogni singola spiaggia. Tali differenze, però, dipendono dalla risposta delle comunità rinvenute nei diversi livelli di marea, nelle diverse spiagge nei differenti tempi “bulldozing”.

Per meglio comprendere quali specie fossero maggiormente responsabili di questi risultati vengono riproposti i plot MDS con sovrainposte le densità dei taxa maggiormente discriminanti dei tre siti: il microbivalve *Lentidium Mediterraneoum*, il polichete *Scolelepis squamata*, e il taxon dei Turbellari. I plot MDS riportati nelle Fig. 4.14, 4.15, 4.16 sono stati costruiti sovrapponendo i valori delle densità delle specie prese in esame, espressi come cerchi di diversa dimensione, ai punti campione



per i due anni singolarmente. Come già accennato, il microbivalve *L. mediterraneum*, è la specie che meglio caratterizza il sito di Cervia e lo differenzia dagli altri due, in particolare nel primo anno, mentre nel secondo anno le abbondanze di questo bivalve appaiono minori (notare il cambio di scala) e la specie appare meno discriminante (Fig. 4.14).

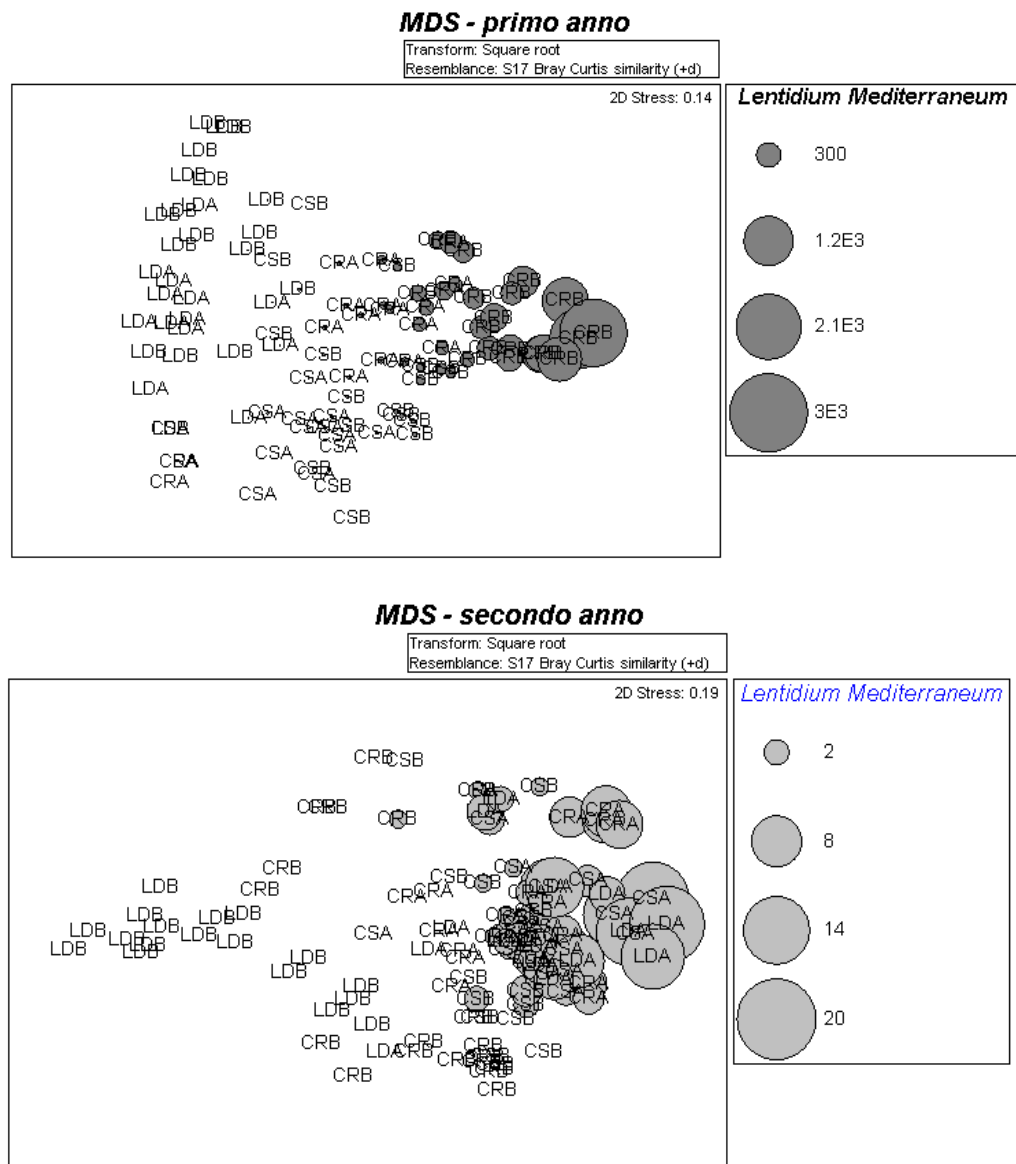


Figura 4.14 Plot di ordinamento MDS ottenuto come in Fig. 4.13 ma con sovrapposti cerchi la cui dimensione rappresentano la densità della specie o taxon indicato.

Le abbondanze del polichete *S. squamata*, invece sembrano caratterizzare la spiaggia di Cesenatico e, in particolare nel secondo anno anche Cervia, ma solo nel Before (Fig.4.15).

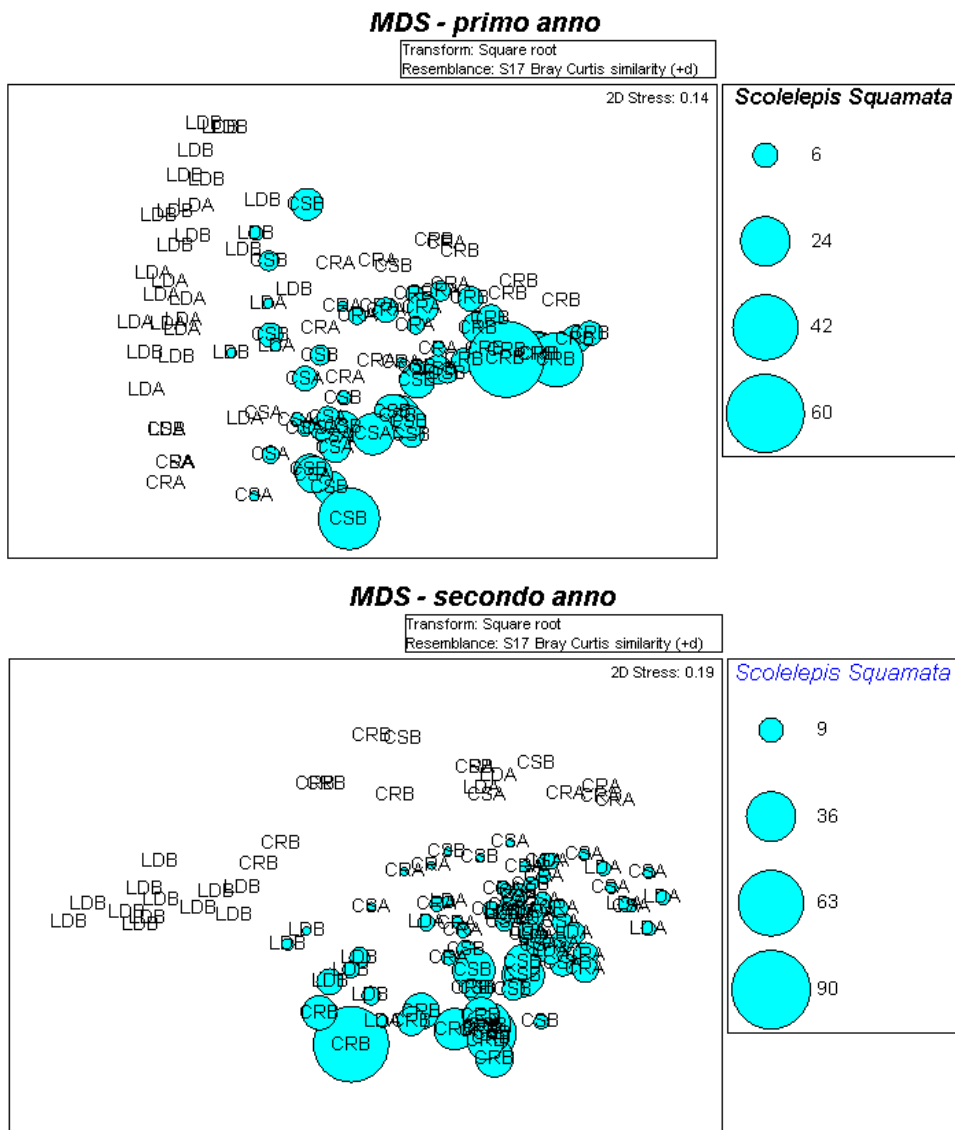


Figura 4.15 Plot di ordinamento MDS ottenuto come in Fig. 4.13 ma con sovrapposti cerchi la cui dimensione rappresentano la densità della specie o taxon indicato

Lido di Dante, invece, è caratterizzato dalle relativamente elevate abbondanze del taxon dei Turbellari (Fig.4.16). Questo gruppo generalmente è annoverato nella meiofauna. Sono generalmente interstiziali e il fatto che individui di questo gruppo siano presenti con numeri cospicui nei campioni di macrofauna, potrebbe far supporre che l'ambiente intertidale di questa spiaggia favorisca organismi adattati a granulometria maggiore. E', inoltre, interessante notare come i turbellari siano presenti anche a Cervia, anche se con densità minori.

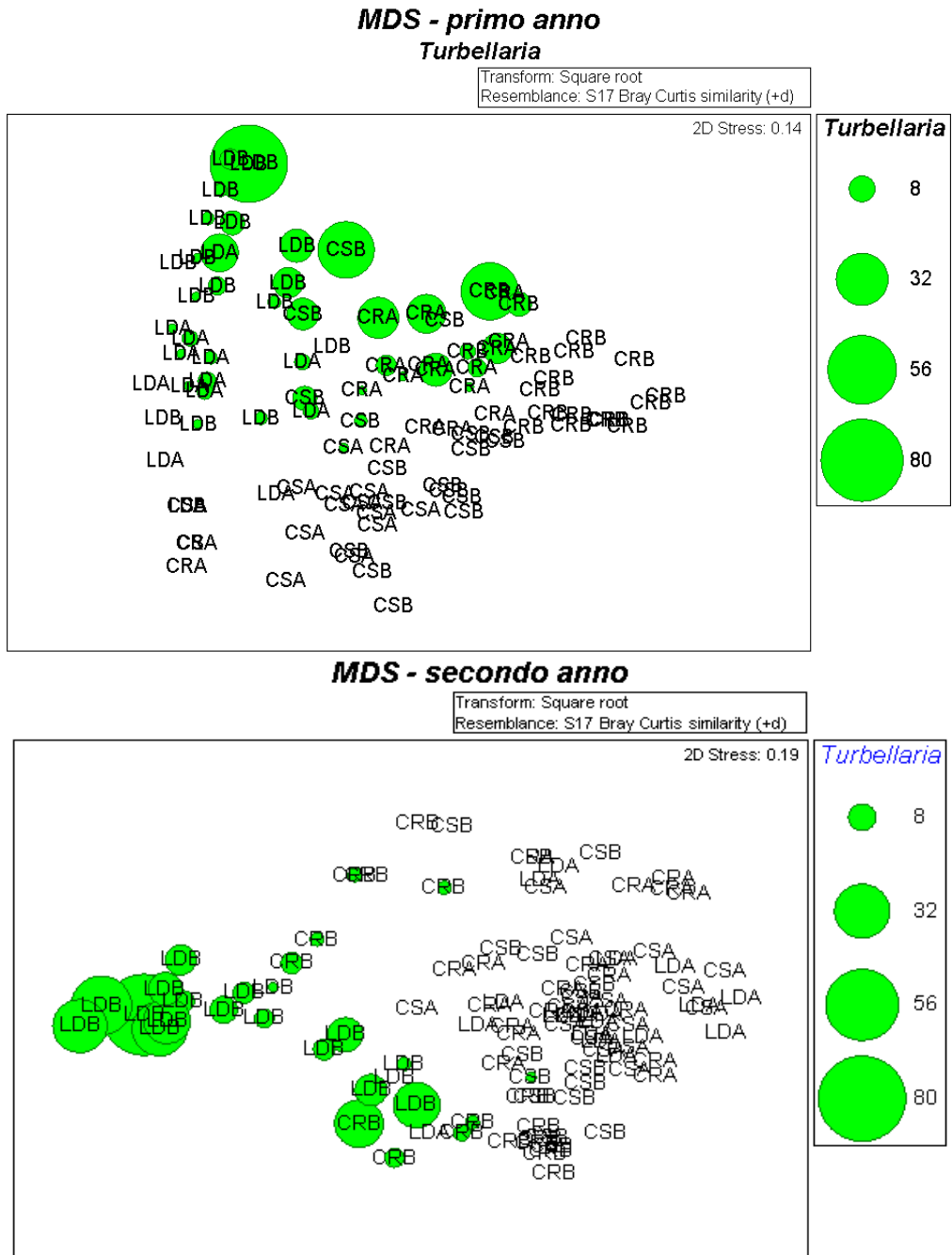


Figura 4.16 Plot di ordinamento MDS ottenuto come in Fig. 4.13 ma con sovrapposti cerchi la cui dimensione rappresentano la densità della specie o taxon indicato

## 4.5 Risultati simulazioni del sistema esperto

I risultati ottenuti attraverso le due simulazioni effettuate con il sistema esperto fuzzy-naive-Bayes mostrano come le differenti granulometrie di eventuali ripascimenti a Cesenatico potrebbero influenzare la risposta macrobentonica. Abbiamo simulato un ripascimento effettuato con sabbia più grossolana, cioè con valori di granulometria maggiore rispetto a quella di Cesenatico e un altro effettuato con sabbia più fine, cioè con valori di granulometria minori. I valori di sabbia più grossolana sono quelli rilevati nel campionamento della spiaggia di Lido di Dante, mentre quelli con sabbia più fine sono quelli rilevati a Cervia. Di seguito sono riportate le tabelle dei risultati ottenuti: una relativa al numero medio di taxa per campione ( Tab.4.10) e una relativa al numero medio di individui per campione( Tab. 4.11)

*Tabella 4.10: Risultati della simulazione di ripascimento relativi al numero medio di taxa per campione (H: alta marea; M: media marea; L: bassa marea)*

N°Taxa	H	M	L
osservazioni reali	1,92	2,71	4,04
simulazioni con granulometria più grossolana	4,26	4,15	4,06
simulazioni con granulometria più fine	3,33	3,49	3,64

*Tabella 4.11: Risultati della simulazione di ripascimento relativi al numero di individui per campione (H: alta marea; M: media marea; L: bassa marea)*

N°Individui	H	M	L
osservazioni reali	9,08	17,96	19,88
simulazioni con granulometria più grossolana	43,59	35,94	41,97
simulazioni con granulometria più fine	39,76	39,44	37,03

In generale, il dato comune più rilevante di tutti e due i parametri simulati è un aumento appariscente sia nel numero di taxa che di abbondanze rispetto ai valori osservati nel campionamento reale.

Nel dettaglio, poi, il ripascimento effettuato con granulometria più grossolana incide sui popolamenti macrobentonici con un aumento del numero di taxa che rimane comunque pressoché costante sui tre livelli di marea per un valore simulato pari a circa 4 taxa per campione.

I valori di abbondanza per lo stesso tipo di ripascimento mostrano invece differenze maggiori fra i tre livelli di marea per cui si passa dai 35,9 individui simulati in media marea ai 41,9 individui simulati in bassa marea fino ai 43,5 individui simulati in alta marea.

Nel caso invece del ripascimento effettuato con sabbia più fine si osserva un numero di taxa per campione con valori vicino simili tra i tre livelli di marea, compresi fra i 3,3 di alta marea e i 3,6 di bassa marea.

Per quanto riguarda le abbondanze, i risultati della simulazione con sabbia fine mostrano una minore differenza tra maree rispetto alla simulazione effettuata nell'ipotesi di sabbia più grossolano e compresi fra 39.7 in alta marea e 37.0 in bassa marea; non si osservano invece differenze significative tra i valori di alta e media marea.

Le simulazioni effettuate sono il risultato di quanto avviene ipotizzando una sostituzione della sabbia di Cesenatico con quelle rispettivamente di Lido di Dante e di Cervia riportate nelle condizioni ambientali al contorno di Cesenatico, cioè mantenendo invariate le altre variabili ambientali (slope, esposizione, etc.). Di conseguenza, è logico attendersi anche risultati con valori molto differenti da quelli realmente osservati. I risultati mostrano abbastanza chiaramente quello che può essere un effetto da disturbo dovuto al ricoprimento per cui si assiste ad una omogeneizzazione del numero di specie sui livelli di marea e ad un aumento delle abbondanze per quelle specie che meglio tollerano la nuova granulometria.

## 5.CONCLUSIONI

Nel presente lavoro di tesi si è cercato di valutare la risposta delle comunità bentoniche e l'assetto dei principali parametri ambientali alle variazioni conseguenti la presenza di barriere rigide artificiali e all'effetto congiunto delle operazioni di "bulldozing" effettuate al fine di innalzare, in autunno, dune di sabbia a protezione delle attività turistiche. La zona indagata è stata quella intertidale presente in alcuni siti della costa emiliano-romagnola.

A tal fine si è proceduto con una serie di campionamenti pianificati in modo tale da tenere sotto controllo spiagge differenzialmente soggette ad erosione/deposizione e, quindi, protette o meno da strutture rigide artificiali, e differenzialmente gestite in termini di pratiche di innalzamento o meno di dune sabbiose artificiali.

Per cercare di valutare la risposta globale del sistema, sono stati prelevati campioni sia per l'analisi dei descrittori dell'habitat sia per l'analisi dei popolamenti macrobentonici. I cambiamenti ambientali corrispondenti a differenti gradienti morfodinamici, a loro volta dipendenti dagli interventi antropici, hanno, infatti conseguenze rilevanti sulla macrofauna intertidale (Bertasi et al., 2007; Gray & Elliot, 2009; Martin et al., 2005).

Riguardo al fattore "protezione", dei tre siti analizzati Cervia e Lido di Dante sono stati scelti in quanto, per motivi diversi, non presentavano strutture rigide di difesa. Cervia è caratterizzata dal fatto di essere la spiaggia più dissipativa e non è soggetta ad erosione. Infatti è la più larga e presenta la pendenza minore. La spiaggia di Lido di Dante, più precisamente la zona della Bassona, invece, è di tipo erosivo e mostra la pendenza più accentuata, cioè appare più ripida. L'ultimo sito prescelto, Cesenatico, infine, è una spiaggia tendenzialmente sottoposta alla maggiore erosione ed è per questa ragione che, fin dagli anni '70, è stata protetta da strutture rigide artificiali. Inoltre, per motivi turistici, la zona delle strutture balneari di Cervia e Cesenatico, in tardo autunno, vengono protette dalle mareggiate mediante innalzamento di dune sabbiose. La sabbia viene prelevata dalla zona intertidale mediante ruspe (bulldozing). Si è quindi ipotizzato che questo impatto potesse in qualche modo interagire con la granulometria della sabbia e che potesse essere diverso a differenti livelli di marea.

L'insieme dei risultati delle analisi univariate e multivariate sia dei descrittori ambientali che di quelli biotici, hanno evidenziato, nel complesso, come la risposta delle variabili considerate sia complessa e non lineare.

Riguardo le variabili "ambientali" è stato possibile identificare delle differenze fra i tre siti indagati. In particolare le statistiche descrittive della granulometria, hanno mostrato un graduale cambiamento passando da Cervia, a Cesenatico e fino a Lido di Dante (Fig. 4.1; 4.2, 4.4) con valori delle diverse statistiche considerate che indicherebbero un gradiente di avanzamento/erosione. In particolare i valori di asimmetria risultano sempre negativi a Lido di Dante. E' però anche emersa una notevole variabilità di tutti i parametri esaminati fra i singoli livelli di marea, fra i tempi "before e after bulldozing" rispettivamente nei due anni di campionamento e fra i transetti esaminati. Del resto è noto che sia le spiagge in avanzamento che quelle in erosione possono presentare inversioni di tendenza a carattere stagionale ed mantenersi in relazione con la direzione e l'intensità del moto ondoso al momento dei campionamenti (Dal Cin, 1968). Tale variabilità del quadro ambientale non ha permesso, in qualche modo, di evidenziare l'effetto aggiuntivo del "bulldozing" sul sistema intertidale (Tab. 4.2).

Lo stesso risultato è emerso dall'insieme dei dati delle comunità macrobentoniche analizzate. Infatti sia i risultati dei descrittori univariati sia quelli ottenuti dall'analisi multivariata effettuata sull'insieme dei popolamenti, mostrano differenze dovute all'interazione di tutti fattori tenuti sotto controllo (Tab. 4.6; 4.7). L'analisi di dettaglio delle interazioni, però, non ha permesso di evidenziare chiare differenze significative dovute al "bulldozing". Ciò che si è evidenziato, invece, è stata un'elevata variabilità delle risposte ai diversi livelli dei fattori analizzati nei due diversi anni di indagine. Il fatto che non siano state rilevate chiare differenze nella struttura delle comunità in presenza del "bulldozing" nelle spiagge di Cervia e Cesenatico rispetto a Lido di Dante, potrebbe essere imputabile a più cause. Una di queste potrebbe essere legata al fatto che l'innalzamento delle dune generalmente avviene nel tardo autunno. E' noto come nel periodo autunnale si osserva un decremento sia delle abbondanze che del numero di specie (Covazzi Harrigue & Albertelli, 2007). Nel presente studio, quindi, la diminuzione di abbondanza e di numero di specie riscontrato in media in tutti e tre i siti di studio, potrebbe essere stato dovuto sia al "bulldozing" ma anche alla naturale evoluzione delle popolazioni macrobentoniche (Peterson et al., 2000).

Nonostante non sia stato possibile evidenziare chiari pattern di interazione fra “protezione” e “bulldozing”, sono comunque emerse delle chiare differenze fra i tre siti indagati. Le comunità rinvenute sono apparse caratterizzate da una diversa composizione in specie e da una differente struttura dei popolamenti. In particolar modo nel sito di Cervia sono state riscontrate le maggiori densità totali, in accordo con quanto atteso rispetto al maggiore grado di dissipatività. Ma queste più elevate densità, sono imputabili in gran parte alle popolazioni del microbivalve *Lentidium mediterraneum*. D’altro canto, in studi precedenti, era già stato evidenziato come questo piccolo bivalve si lascia trasportare dalle onde e si deposita a “patches” nelle aree meno stressate dall’idrodinamismo (Bertasi et al., 2007). Escludendo, infatti, *L. mediterraneum*, le densità fra i tre siti diventano comparabili. Per quanto riguarda Lido di Dante, la zona intertidale di questa spiaggia è caratterizzata da taxa quali Turbellari, Nematodi e Nemertini, che generalmente sono quelli dominanti nella meiofauna e sono fondamentalmente specie interstiziali. In questo sito, inoltre, fra le specie più prettamente macrofaunali, domina il polichete del genere *Saccocirrus sp.*, in particolare a livello della linea di alta marea. Specie appartenenti a questo genere, sono caratteristiche delle biocenosi a “*sables grossier et fins graviers brassés par les vagues*” del Mediterraneo e in generale i policheti Saccociridi sono comuni in sedimenti più grossolani associati con energia relativamente elevata (Brown & McLachlan, 1990). Questi policheti presentano un numero di parapodi ridotto e sono considerati come specie “vere” interstiziali, incapaci di scavare (burrow) attraverso i sedimenti più fini.

Infine nel sito di Cesanatico dominano il polichete *Scolecopsis squamata* e il *Lentidium mediterraneum*. *S. squamata* è un polichete cosmopolita, comune in molte zone intertidali di spiagge esposte in Europa (Eleftheriou & McIntyre, 1976). Viene rinvenuto principalmente nelle zone superiori e medie della zona intertidale e predilige sabbie a granulometria media-fine (Van Hoey et al., 2004).

L’insieme dei risultati, quindi, conferma che le spiagge sabbiose esposte sono principalmente definite dalla loro granulometria, idrodinamismo e tipologia delle spiagge stesse.

La relazione tra le variabili biotiche (numero di taxa e abbondanza) versus i fattori abiotici (Tab. 5.1.) sono riportate in Tab. 5.2.



Tab. 5.1. Valori medi ottenuti su tutti campioni delle variabili biotiche e abiotiche CS=Cesenatico;CR=Cervia;LD=Lido di Dante; S=Taxa; NnoL=abbondanze senza *L.mediterraneum*; 1/S=1/slope; med mm= mediana mm; BDI=Beach Dynamic Index; RCI=Reflectivity Condition Index

	S	N noL	N	Esposizione	1/S	med. mm	BDI	RCI
CS	7.08	2194.22	3447.43	19298.06	37.71	0.17	239.09	12.39
CR	8.08	3867.61	48907.49	18743.43	43.28	0.16	284.53	15.18
LD	9.42	2058.35	2213.28	16405.15	15.53	0.31	51.75	3.15

Tab. 5.2 Coefficienti di correlazione di Pearson fra le variabili biotiche e abiotiche (per le sigle vedi tab. 5.1)

	S	N noL	N	Esposizione	1/S	med. mm	BDI	RCI
S	1							
N noL	-0.149	1						
N	-0.105	0.999	1					
Esposizione	-0.966	0.3981	0.3571	1				
1/S	-0.807	0.7045	0.6724	0.9315	1			
med. mm	0.8818	-0.598	-0.562	-0.973	-0.99	1		
BDI	-0.81	0.7006	0.6684	0.9335	1	-0.991	1	
RCI	-0.787	0.7275	0.6964	0.919	0.9995	-0.985	0.9993	1

Considerando il parametro di esposizione si nota (Tab. 5.1) come esista un gradiente decrescente sud-nord, con i valori maggiori a Cesenatico. Considerando, invece, gli altri parametri legati all'idrodinamismo, quali la pendenza, la granulometria e gli indici morfodinamici, si può osservare come il gradiente cambia. I valori più elevati si riscontrano a Cervia, gli intermedi a Cesenatico e i più bassi a Lido di Dante. Il trend osservato permette di mettere in evidenza l'effetto delle barriere sulla zona intertidale antistante Cesenatico. Il complesso delle differenze di struttura di comunità macrobentoniche fra i tre siti, del resto, sembrano fortemente correlate con i descrittori morfodinamici, ma in maniera complessa e non lineare, come appare ad esempio, dalle diverse correlazioni riguardanti il numero di specie e/o le densità dell'insieme degli organismi.

Quanto detto, quindi, sottolinea la complessità e la variabilità della risposta dei popolamenti bentonici in funzione della complessità, della variabilità e dell'interazione reciproca degli altri parametri ambientali.

Per valutare, quindi, non solo la dinamica spazio-temporale del sistema intertidale, ma anche la risposta di questo agli interventi antropici, è necessario accoppiare

all'insieme delle routine statistiche standard, altre tipologie di approccio (Beninger et al., 2012).

In particolare, riguardo alla valutazione degli interventi antropici, uno degli approcci possibili è quello fuzzy naive Bayes qui utilizzato per la costruzione del “sistema esperto”, a supporto dei gestori, proposto nel presente lavoro di tesi.

I risultati ottenuti dalle simulazioni del sistema esperto mostrano come questo ultimo sia riuscito a creare una previsione di situazione virtuale quando alcuni valori di variabili del sedimento (mediana granulometrica, classazione e contenuto in TOM) propri rispettivamente di Lido di Dante e di Cervia sono stati riportati nel contesto di condizioni ambientali della spiaggia di Cesenatico.

Il sistema fuzzy naïve Bayes, nonostante al momento sia ancora in fase di messa a punto, si è dimostrato in grado di gestire l'elevato numero di interazioni ambientali che caratterizzano la risposta della componente biologica macrobentonica nell'habitat intertidale delle spiagge sabbiose.

Sicuramente il sistema esperto può e deve essere migliorato in alcuni aspetti, soprattutto per quanto riguarda alcune conseguenze fisiche dirette dell'omesso inserimento di un cambiamento dell'assetto morfodinamico (ad esempio una variazione di pendenza). Essendo la procedura fuzzy naive Bayes in fase di “testing” è importante, oltre che considerare i risultati, soffermarsi anche sulle potenzialità dell'approccio fuzzy naïve Bayes.

La prima evidenza è la caratteristica di robustezza dell'approccio in relazione alla capacità del sistema esperto di processare per intero le variabilità dell'ecosistema e la non omogeneità delle varianze fra le variabili. Osservando i risultati, emerge come il sistema esperto abbia diminuito le differenze interne della componente biotica dimostrando pertanto robustezza e stabilità numerica (in realtà, i dati di variabilità/incertezza sono stati calcolati ma non mostrati poiché la “Water Framework Directive” non lo richiede, richiedendo un dato “secco” di riferimento che serva agli “stakeholders”).

Un'altra caratteristica da sottolineare, sempre in riferimento alla capacità di processare alti livelli di variabilità, è l'elasticità del sistema, cioè la proprietà di includere in fase di inferenza situazioni anche molto diverse fra loro. L'elasticità è la conseguenza dell'elevato numero di parametri che vengono stimati durante la fase di “learning” e sui quali si basa, in definitiva, il responso finale del sistema esperto.

Un'ultima proprietà dei sistemi esperti costruiti secondo l'approccio fuzzy naïve Bayes è la possibilità di utilizzarli per costruire sistemi capaci di analizzare diverse tipologie di bacino e diverse tipologie di ecosistemi. Infatti il sistema esperto da noi proposto è potenzialmente in grado di processare dati provenienti da sistemi naturali ad alta variabilità intrinseca e ad alta variabilità di connessione fra le sue componenti. In particolare, nell'ottica della "Water Framework Directive", sistemi esperti, basati sugli stessi principi come quello proposto in questo lavoro di tesi, possono essere importanti per la capacità, in via previsionale, di simulare situazioni non osservate nella realtà e per l'elevata possibilità di standardizzazione, cioè la possibilità di utilizzare lo stesso approccio per differenti ecosistemi acquatici.

## **6.BIBLIOGRAFIA**

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

Anderson M.J. ( 2001 b) Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 626-639.

Anderson M.J, Gorley R.N., Clarke K.R. (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods

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

Bertasi F., Colangelo M.A., Abbiati M., Ceccherelli V.U. (2007) Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante ( Northern Adriatic Sea ). *Hydrobiologia*, 586: 277-290.

Bird E.C.F. (1985) Coastal changes- A global Review. Jhon Wiley & Sons, Chichester.

Bondesan, M., Castiglioni, G.B., Elmi, C., Gabbianelli, G., Marocco, R., Pirazzoli, P.A. & Tomasin, A. (1995). Coastal areas at risk from storm surges and sea-level rise in northeastern Italy. *Journal of Coastal Research* 11. 1354-11379

Borja, A., Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50, 787-789

Brown A.C., McLachlan A. (1990) Ecology of Sandy Shores. Elsevier Science Publishers, Amsterdam

Brown A.C., McLachlan A. (2002) Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation* **29**, 62-77.

Cencini, C. (1998). Physical processes and human activities in the evolution of the Po delta, Italy. *Journal of Coastal Research* 14: 774-793

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

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

Clarke K.R., Warwick R.M. (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.

Covazzi Harriague A., Misić C., Petrillo M., G. Albertelli., 2007. Stressors affecting the macrobenthic community in Rapallo Harbour (Ligurian Sea, Italy). *Scientia Marina* 71: 705-714.

Dal Cin R. (1968) Metodo granulometrico per individuare spiagge in erosione e spiagge in avanzamento « *Ann. Univ. Ferrara*», Sez.IX, v.IV, n.14, pp.213-236

Defeo O., McLachlan A., (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multiscale analysis. *Marine Ecology Progress Series* 295, 1-20

Defeo O., McLachlan M., Schoeman D.S., Schlacher T.A., Dugan J., Jones A., Lastra M., Scapini F. (2008) Treatments to sandy beaches ecosystems: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 81, 1-12

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

Fink C.W., Krupa S.L. (2003) Environmental impacts of coastal plan activities on sandy beach systems: hazards, perception and mitigation. *Journal of Coastal Research*, 35, 132-150

Gray J.S & Elliot M. ( 2009) *Ecology of Marine Sediments. From Science to Management*. Oxford University Press, New York.

James, R.J. (2000b) From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean and Coastal Management*, 43, 495-514.

IDROSER (1996) in “Progetto di Piano per la difesa dal mare e la riqualificazione ambientale del litorale della Regione Emilia-Romagna. Relazione generale”. Regione Emilia Romagna, Bologna

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

Little C. (2000) *The Biology of Soft Shores and Estuaruies* OXFORD University Press pp.252

Martin D., Bertasi F., Colangelo M.A., de Vries M., Hawkins S.J., Macpherson E., Moschella P.S., Satta M.P., Thompson R.C., Ceccherelli V.U. (2005) Ecological impact of coastal defence structures o sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engeneering*, 52: 1027-1051

Meehl G.A., Stocker T.F., Collins W.D., Friedlingstein P., Gaye A.T., Gregory J.M., Kitoh A., Knutti R., Murphy J.M., Noda A., Raper S.C.B., Watterson I.G., Weaver A.J., Zhao Z.-C. (2007) *Global Climate Projections*. In: Solomon S., Qin D., Manning M.*et al.* (Eds), *Cliaimte Change 2007: The Physical Science Basis. Contibution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 747-846.

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

McLachlan, A (2001) Coastal Beach Ecosystems. Encyclopedia of Biodiversity, p741-751

McLachlan, A. & Dorvlo, A. (2005) Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research*, 21: 674-687.

Menn I. (2002). Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgol Mar Res* (2002) 56:177-189

Nordstrom K.F. (2000) Beaches and Dunes on Developed Coasts. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 352 pp.

Peterson C.H., Hickerson D.H.M., Johnson G.G. (1998) Short-Term Consequences of Nourishment and Bulldozing on the Dominant Large Invertebrates of a Sandy Beach. *Journal of Coastal Research* 16(2), 368-378. Royal Palm Beach (Florida)

Schlacher T. A., Schoeman D.S., Dugan J., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A. (2008) Sandy beach ecosystems: Key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29:70-90.

Scapini F., Ed. (2002). Baseline Research for the Integrated Sustainable Management of Mediterranean Sensitive Coastal Ecosystems. A Manual for Coastal Managers, Scientists and all Those Studying Coastal Processes and Management in the Mediterranean. Istituto Agronomico per l'Oltremare, Società Editrice Fiorentina, Firenze: 224 pp.

Short A.D., (1996). The role of wave height, slope, tide range and embaymentisation in beach classification: a review. *Revista Chilena de Historia Natural* 69, 584-604

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

Short A.D., Wright L.D. (1983) Physical variability of sandy beaches. In: McLachlan A, Erasmus T (ed) Sandy beaches as ecosystems. W.Junk, The Hague, pp133-144

Soares A.G., (2003). Sandy beaches morphodynamics and macrobenthic communities in temperate subtropical and tropical regions - a macroecological approach. South Africa:University of Port Elisabeth, Doctoral Thesis, pp. 152

Solomon S., Qin D., Manning M., Alley R.B., Berntsen T., Bindoff N.L., Chen Z., Chidthaisong A., Gregory J.M., Hegerl G.C., Heimann M., Hewitson B., Hoskins B.J., Joos F., Jouzel J., Kattsov V., Lohmann U., Matsuno T., Molina M., Nicholls N., Overpack J., Raga G., Ramaswami V., Ren J., Rusticucci M., Somerville R., Stoker T.F, Whetton P., Wood R.A., Wratt D. (2007) Technical Summary. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z.Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L.Miler (Eds). Climate changes 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.: 19-91.

UNCED (1992) United Nations Conference on Environment and Development, Agenda 21, Chapter 17: Protection of the Oceans, All Kinds of Seas, Including Enclosed and Semienclosed Seas, and Coastal Areas and the Protection, Rational Use and Development of Their Living Resources

United Nations Division for Sustainable Development, New York, 42 pp

Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin J.M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F. (2002) Ecological responses to recent climate change. Nature, 416, 389-395

Van Hoey G., Degraer S., Vincx M. (2004) Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf Estuarine. Estuarine Coastal and Shelf Science 55-599-613 Inpress

Zadeh L.(1965) Information and control.



Zadeh L.(1968) Probability Measures of fuzzy events. Journal of Mathematical Analysis and Applications.

Zhang K.Q., Douglas B.C., Leatherman S.P. (2004) Global warming and coastal erosion. Climate Change, 64, 41-58.