

ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

Scuola di Scienze

Corso di laurea magistrale in BIOLOGIA MARINA

**Distribuzione dei popolamenti di invertebrati  
bentonici nella laguna di Messolonghi**

Tesi di laurea in Laboratorio Sperimentale in Mare

Relatore

**Prof. Massimo Ponti**

Presentata da

**Elena Folloni**

Correlatore

**Sofia Reizopoulou**

III Sessione

Anno Accademico 2014-2015



# Sommario

<b>1</b>	<b>Introduzione.....</b>	<b>5</b>
1.1	Acque di transizione.....	5
1.2	Lagune costiere.....	5
1.2.1	Lagune del Mediterraneo .....	6
1.2.2	Misure di tutela: dalla convenzione di Ramsar alla WFD .....	7
1.3	Tipologie di ambienti in lagune e parametri di analisi.....	8
1.3.1	Organismi macrobentonici come indicatori di risposte ambientali.....	9
1.4	Scopo dello studio.....	10
<b>2</b>	<b>Materiali e metodi .....</b>	<b>11</b>
2.1	Area di studio .....	11
2.2	Disegno di campionamento .....	12
2.3	Campionamento .....	13
2.4	Analisi di laboratorio .....	14
2.5	Analisi dei dati.....	14
2.5.1	Analisi della struttura dei popolamenti .....	14
2.5.2	Analisi della diversità specifica .....	15
2.5.3	Analisi dell'andamento delle singole specie .....	15
2.5.4	Analisi delle possibili correlazioni tra dati abiotici e biotici .....	16
<b>3</b>	<b>Risultati .....</b>	<b>17</b>
3.1	Variabili ambientali .....	17
3.2	Vegetazione .....	20
3.3	Popolamenti bentonici .....	20
3.3.1	Specie che caratterizzano la struttura dei popolamenti .....	22
3.3.2	Correlazioni tra struttura dei popolamenti e parametri ambientali ...	23
3.3.3	Correlazioni tra struttura dei popolamenti e vegetazione .....	23
3.4	Distribuzione delle specie tra habitat vegetati e non.....	24
3.4.1	<i>Nephtys hombergii</i> .....	24
3.4.2	<i>Armandia cirrhosa</i> .....	25

3.4.3	Ostracoda .....	26
3.4.4	<i>Iphinoe</i> spp. ....	26
3.4.5	<i>Loripes lucinalis</i> .....	27
3.4.6	<i>Gammarus insensibilis</i> .....	28
3.4.7	<i>Schistomeringos rudolphii</i> .....	29
3.4.8	<i>Amphipholis squamata</i> .....	30
<b>3.5</b>	<b>Analisi della diversità specifica in relazione ad habitat vegetati e non vegetati .....</b>	<b>31</b>
<b>3.6</b>	<b>Correlazioni tra variabili ambientali e abbondanza di alghe con le abbondanze delle specie e gli indici di diversità.....</b>	<b>40</b>
<b>4</b>	<b>Discussioni e conclusioni .....</b>	<b>42</b>
	<b>Bibliografia.....</b>	<b>48</b>

# **1 Introduzione**

## **1.1 Acque di transizione**

Con il termine acque di transizione ci riferiamo a tutti i corpi d'acqua localizzati nelle aree marine costiere e dove si trova l'incontro e mescolamento delle acque dolci provenienti dal drenaggio terrestre (da apporto fluviale e da falde acquifere) con le acque marine salate. Possono includere lagune costiere, paludi salmastre, saline, estuari e delta fluviali; tutti ambienti eterogenei e dinamici (Gomez et al. 1998; Benedetti-Cecchi et al. 2001). Questi ambienti sono particolarmente delicati e importanti da preservare, dato il loro ruolo nella riduzione del carico di nutrienti e inquinamento trasportato dai fiumi e quindi nella protezione dell'ambiente marino. Possono costituire delle zone di protezione verso il mare ma anche verso terra per la loro capacità di assorbire eventuali danni in caso di forti moti ondosi e mareggiate. Questi ambienti, sono soggetti a forti impatti antropici dovuti all'insediamento umano nelle zone circostanti, che come per gli altri ecosistemi acquatici portano a danni irreversibili o reversibili in tempi molto prolungati.

## **1.2 Lagune costiere**

Le lagune costiere sono corpi d'acqua chiusi e separati dal mare da barriere di sedimento. Possono avere una o più aperture, ma solitamente i depositi sabbiosi determinano un elevato grado di confinamento, limitando la circolazione delle masse d'acqua interne ed il rimescolamento con quelle marine (Heliotis 1988). Quindi si tratta di aree superficiali, con limitato moto ondoso, fondali fangosi e sabbiosi spesso colonizzati da macrofite (Nicolaidou et al. 2005).

La disposizione dei sedimenti in una laguna può variare a seconda del regime di precipitazioni annuali, che determinano un diverso apporto stagionale e portano ad una stratificazione più o meno evidente. La granulometria e composizione dell'area dipende quindi dal tipo di deposizione stagionale, che viene rimescolata dalle correnti generate dai venti, dalle maree e dalle piogge. Altre ampie

variazioni dei fattori abiotici possono avvenire anche in brevi intervalli temporali e possono essere attribuite ad influenze climatiche e meteorologiche e alla poca profondità dell'acqua, che accentua variazioni di temperatura e salinità.

### **1.2.1 Lagune del Mediterraneo**

Le lagune mediterranee sono costituite generalmente da aree poco profonde, protette da forti moti ondosi e correnti, e hanno fondali fangosi sabbiosi spesso ricoperti da fanerogame marine (Nicolaidou et al. 2006).

Le principali caratteristiche delle lagune nel Mediterraneo sono:

- Un'alta variabilità spaziale e temporale delle caratteristiche fisico-chimiche, idrologiche e delle distribuzioni delle specie.
- Un veloce tempo di risposta alle perturbazioni, dovuto sia alla scarsa profondità che agli apporti variabili di acqua dolce e salata che possono essere più o meno intensi e intervallati rispettivamente a seconda delle condizioni atmosferiche e del ciclo mareale.
- Un'alta produttività (Nixon 1995).
- Una forte pressione antropica che agisce su questi sistemi.

Nel mar Mediterraneo non si osservano maree elevate: fatta eccezione per lo stretto di Gibilterra ed il mar Adriatico il valore non supera i 60 cm (Marcos et al. 2009; Tsimplis 1994; Tsimplis & Blackman 1997). La laguna può ricevere acqua dolce da canali provenienti dai fiumi che formano il delta o direttamente dai fiumi stessi. A causa dell'assenza di maree molto alte e in relazione al grado di confinamento (ovvero presenza/assenza di barriere sabbiose che precludono l'area al mare aperto) e la profondità media dell'area possiamo incontrare una scala di gradazione alina dalla parte interna a quella esterna della laguna.

### **1.2.2 Misure di tutela: dalla convenzione di Ramsar alla WFD**

Le acque di transizione sono argomento della convenzione di Ramsar sulle zone umide (Ramsar, Iran 1971) un trattato intergovernativo di importanza internazionale che presenta un piano per la conservazione e il saggio uso di questi ambienti e delle loro risorse (Maltby & Baker 2009). La convenzione fu adottata a Ramsar nel 1971 ed entrò in vigore nel 1975, con la missione di una cooperazione internazionale per uno sviluppo sostenibile di tutti gli ambienti di transizione tra terra e mare e tutte le zone umide più in generale. La definizione di zona umida intesa nella convenzione è piuttosto ampia: vengono inclusi laghi fiumi, falde acquifere, acquitrini, paludi, lagune, delta ed estuari, piane di marea, mangrovie e barriere coralline. Questi ecosistemi sono tra i più diversificati e produttivi e sono vitali per la sopravvivenza dell'uomo: costituiscono delle riserve per tutta l'acqua dolce disponibile, e tantissime specie animali e vegetali si basano sull'alta produttività di questi sistemi per la loro sussistenza.

A livello europeo esistono due direttive principali per l'ambiente e la protezione della biodiversità: la direttiva habitat (Direttiva 1992/43/CEE) e la direttiva uccelli (2009/147/CEE) che concerne la conservazione degli uccelli selvatici.

A queste si aggiunge la Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC), una direttiva ad ampio spettro per la protezione delle acque. Tra gli altri, questa direttiva si pone come scopo la conservazione e l'uso sostenibile dell'ecosistema marino, fornendo un piano per conservare e proteggere l'integrità ecologica. L'obiettivo era di raggiungere almeno il buono stato ecologico (Good Ecological Status, GES) per tutte le acque marine costiere per il 2015. Viene indicato come GES una situazione in cui la distorsione derivante dalle attività umane si discosta solo leggermente dalle condizioni non disturbate (Sangiorgio et al. 2014). Per raggiungere questi obiettivi sono necessarie misure conservative e di regolazione, come l'istituzione di Aree Marine Protette (AMP), e che l'approccio conservativo sia basato sulle caratteristiche specifiche dell'ecosistema considerato (Granek et al. 2010).

La stima delle condizioni degli habitat bentonici è uno dei criteri di valutazione principali nella WFD: gli invertebrati macrobentonici sono tra gli organismi

principalmente considerati nel valutare la complessità e la salute di un ecosistema (Cabana et al. 2013).

### **1.3 Tipologie di ambienti in lagune e parametri di analisi**

Con la necessità di eseguire valutazioni ambientali per poter attuare regimi di protezione, sorgono alcuni problemi applicativi, particolarmente negli ambienti di transizione. L'instabilità naturale nelle acque di transizione e lagune costiere dissuade molti organismi dall'insediamento, motivo per cui vi troviamo generalmente un basso numero di specie rispetto ad ambienti marini (Reizopoulou & Nicolaidou 2006). Si trovano invece comunità biologiche più ristrette di specie eurialine resistenti ad ampie variazioni dei parametri ambientali.

La salinità subisce grandi variazioni nelle lagune su diverse scale temporali e spaziali, infatti in questi ambienti troviamo organismi eurialini, e quindi in grado di supportare ampi intervalli di questo parametro (Reizopoulou et al. 2014b). Un aspetto ambientale importante nelle lagune è il concetto del confinamento, introdotto da Guelorget and Perthuisot (1992). Esso è definito come il grado di comunicazione di una laguna con il mare esterno. Basandosi sull'effetto del confinamento fu proposta una zonazione teorica secondo cui l'ambiente lagunare può essere suddiviso in sei tipologie di zone con parametri da tipicamente marini a quasi dulciacquicoli. Le comunità bentoniche subirebbero una diminuzione della ricchezza specifica e un aumento della densità verso l'interno della laguna. Tuttavia questo modello è basato su un'idea di ecosistema statico, mentre le ampie variazioni dei parametri abiotici nelle lagune le caratterizza come ecosistemi dinamici (Basset et al. 2006). Da questo concetto deriva anche un approccio critico alla teoria della zonazione proposta da Guelorget e Perthuisot (Barnes 1994; Frénod & Goubert 2007).

Il concetto di confinamento risulta comunque molto utile per lo studio di questi ambienti. Nello specifico permette di classificare le lagune in aperte, ristrette e chiuse (Basset et al. 2013). Inoltre altri due aspetti risultano importanti per definire la tipologia di una laguna: l'escursione di marea e l'estensione. In caso di



lagune molto ampie (come quella oggetto di questo studio) la dimensione e il grado di apertura al mare esterno limitano l'effetto del confinamento (Basset et al. 2006; Reizopoulou et al. 2014a).

Sono da considerare anche parametri come la profondità, la composizione e assortimento del sedimento, il tipo e la quantità di vegetazione presente, l'ossigenazione del sedimento e dell'acqua, nonché il regime delle correnti.

Definite le caratteristiche ambientali da considerare, risulta importante poter correlare le distribuzioni delle singole specie con i dati abiotici nel loro insieme: in questo modo come valore ultimo, si potrebbe avere un'idea dei fattori che strutturano la comunità (Glockzin & Zettler 2008).

Questo passaggio è sicuramente importante per capire il tipo di protezione necessario per l'area nel suo specifico.

Tra i vari tipi di lagune è cruciale partire da delle condizioni di riferimento o studi di base, in modo da identificare specifici criteri di analisi, e considerare di caso in caso le interazioni che determinano la struttura della comunità (Basset et al. 2006).

L'eterogeneità delle condizioni ambientali nelle lagune si sviluppa su due piani principali: una componente inter-lagunare, intesa come tipologia di laguna, e una componente intra-lagunare. La prima può dipendere da sorgenti di variazione climatiche dovute alla latitudine, dal regime di marea e delle correnti e dal grado di confinamento; la seconda è causata dalla *patchiness* delle specie animali, e quindi dalla dinamicità che presentano gli habitat all'interno della laguna (Basset et al. 2013).

### **1.3.1 Organismi macrobentonici come indicatori di risposte ambientali**

Gli invertebrati macrobentonici (generalmente intesi come dimensione  $>0,5$  mm), rappresentano una componente importante di ogni ecosistema, come collegamento tra le fonti di produzione primaria e i livelli trofici superiori, tra cui pesci anche di interesse commerciale. Ad esempio è importante il loro contributo ai flussi chimici nell'interfaccia acqua-sedimento come risultato delle reazioni

metaboliche, che forniscono quindi detrito e substrati a fitoplancton, macroalghe, microalghe e fanerogame marine (McLachlan & Dorvlo 2005).

Il macrobenthos è composto principalmente da invertebrati come policheti, molluschi bivalvi e crostacei, generalmente organismi con uno stile di vita quasi sedentario dovuto ad una limitata motilità, e dunque ben soggetti ai cambiamenti dei parametri circostanti. Di conseguenza una comunità macrobentonica ha la capacità di integrare continuamente le condizioni ambientali, e proprio per questo è spesso presa in esame come indicatore sito specifico della qualità dell'acqua o più in generale dello status ecologico di un ambiente (Rosenberg et al. 2004; Ponti et al. 2009). Gli organismi macrobentonici vengono spesso presi come esempio per valutazioni di qualità e complessità dell'ecosistema o in modelli di risposta dell'ambiente alle pressioni antropiche (Pearson & Rosenberg 1978; Sangiorgio et al. 2014; Dauer 1993).

La distribuzione delle specie bentoniche riflette dei gradienti ambientali, specialmente quelli associati al sedimento come la granulometria, il contenuto di materiale organico e nutrienti inorganici (Gray 1974).

#### **1.4 Scopo dello studio**

Vista l'importanza dei macro-invertebrati bentonici per gli ecosistemi lagunari costieri e la loro utilità per studiarne il funzionamento, nel presente studio si vuole approfondire quali sono le condizioni biotiche e abiotiche che possono influire sulla loro struttura di comunità nella laguna di Messolonghi, ambiente particolare ed ancora poco studiato nella Grecia occidentale (Nicolaidou et al. 1988). In particolare è stato preso in considerazione il ruolo della vegetazione sulla diversità specifica e distribuzione delle specie.

## 2 Materiali e metodi

### 2.1 Area di studio

Il sistema paludoso di Messolonghi comprende pianure, colline e lagune su un'area di 620 km<sup>2</sup> nella parte occidentale della penisola greca. Queste zone si sono originate da depositi deltizi dei fiumi Achelos ed Evvinos: il primo scorre tutt'ora più ad ovest e sfocia nel Mar Ionio, il secondo scorre sul versante est dell'area fino ad entrare nel golfo di Patrasso (Anagnostou C. et al. 2009). Questo sistema acquifero rappresenta uno dei più importanti complessi lagunari nel Mediterraneo ed il più grande in Grecia. Il sistema include tre diverse lagune: Aitoliko è localizzata nella zona più a nord e più profonda (30 m di profondità massima) e occupa 64,749 km<sup>2</sup>; Kleisova è molto superficiale (meno di un metro di profondità) e occupa 101,171 km<sup>2</sup> ad est. Messolonghi è la laguna più ampia delle tre, occupa i 481,577 km<sup>2</sup> restanti.

Le due lagune più piccole sono connesse alla principale tramite due canali piuttosto stretti (50 m larghezza) e superficiali, fattore che limita la circolazione dell'acqua.

L'intera zona riceve un flusso stagionale di acqua dolce indirettamente dai due fiumi Evvinos e Achelos ovvero tramite due canali di irrigazione, e direttamente dall'area di Aitoliko. Questo input di acqua dolce è contrapposto a quello di acqua marina proveniente da sud e dato dalle maree: non si tratta però di maree rilevanti che possano determinare una zonazione dei popolamenti come descritto da Guelorget and Perthuisot (1992). Aitoliko è una laguna caratterizzata da elevata profondità, con acque prevalentemente dolci provenienti dai canali distributori dei due fiumi, e presenta elevate profondità fino a 33 m. Caratteristica peculiare è un'anossia di fondale che si verifica al di sotto di 15 m. Kleisova è una laguna molto superficiale e risulta essere la più inquinata dalle acque reflue e industriali, con un'elevata presenza di solfiti provenienti da concimi agricoli (Marazioti et al. 2010). Queste due lagune potrebbero fungere da zone buffer per l'area di Messolonghi, la più estesa del sistema, che quindi risulterebbe

relativamente più stabile sia agli input di acqua dolce che come risposte allo stress antropico.

Nella sola laguna di Messolonghi la comunicazione con il mare aperto è regolata principalmente dal regime dei venti stagionali, in quanto l'escursione di marea non è elevata (20-25 cm) e le barriere deposizionali deltizie sono irrilevanti (Katselis et al. 2007).

Da queste caratteristiche deriva lo scarso grado di confinamento che è tipico di Messolonghi. Esso determina parametri ambientali peculiari che la differenziano da altre lagune costiere in Grecia: la mancanza di un gradiente dall'entroterra verso il mare, che è in genere tipico di lagune deltizie; una grande varietà di biotopi, alta diversità e ricchezza di specie.

Il complesso Messolonghi-Aitoliko è riportato come area di interesse per la conservazione degli uccelli selvatici ('*important bird area*', IPA) nell'ambito del programma sviluppato dall'organizzazione BirdLife International; inoltre alcune zone sono designate come siti di interesse comunitario (SIC) all'interno della rete di protezione europea "Natura 2000", nell'ambito della Direttiva Habitat (92/43/CEE) e trattati nella convenzione di Ramsar sulle terre umide (Karageorgis et al. 2011).

Messolonghi occupa la maggior parte dell'area complessiva del sistema, ed è costituita da acque superficiali: la profondità va da pochi cm nella regione più interna fino a 2,5 m vicino all'isola di Vasiladi, e la profondità media dell'intera area è 0,5 m (Marazioti et al. 2010).

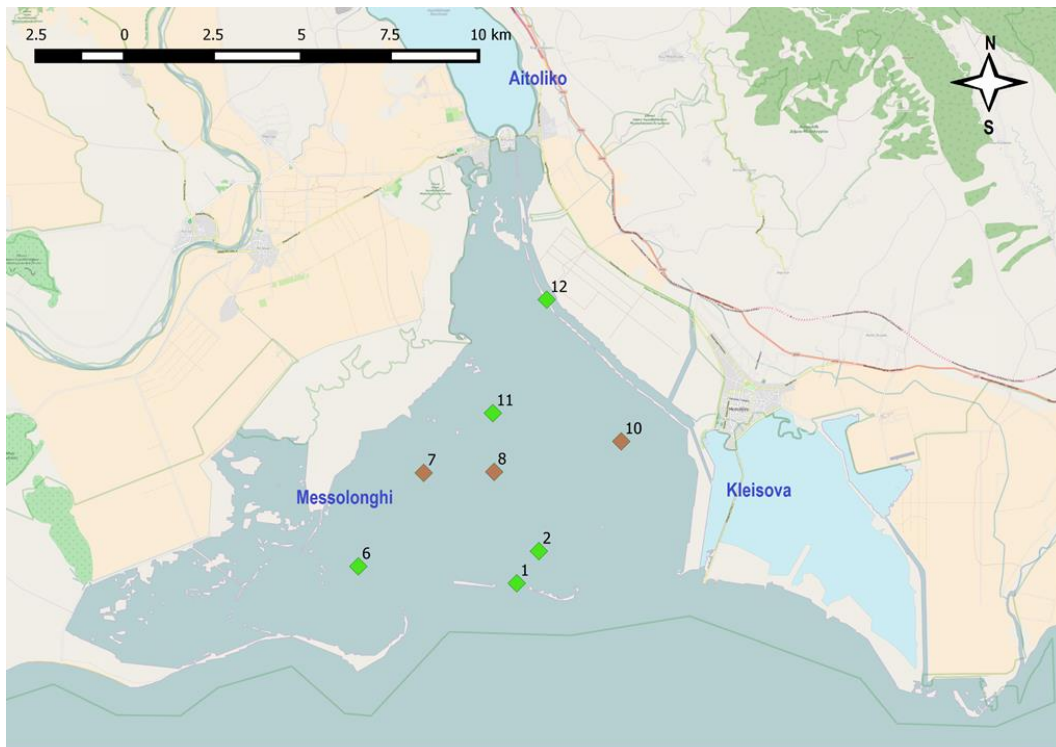
Si tratta di un bacino relativamente aperto, comunicante con il mare tramite un'ampia zona frontale interrotta da rilievi sabbiosi che fungono da barriere (Providakis et al. 2013).

## **2.2 Disegno di campionamento**

Sono state analizzate le relazioni esistenti tra la diversità nei popolamenti macrobentonici, e le seguenti variabili: la presenza o assenza della vegetazione ed i valori di alcuni parametri abiotici come la profondità, il contenuto di azoto, carbonio totale ed organico, e le percentuali di argilla limo e sabbia nel sedimento.

Ciascuna stazione campionata viene identificata come vegetata o non vegetata a seconda della quantità di vegetazione trovata.

Per analizzare le possibili differenze nelle strutture dei popolamenti, nell'abbondanza delle specie e nei valori di diversità specifica tra habitat vegetati e non vegetati, è stato applicato un disegno di analisi di tipo gerarchico a due fattori: il fattore "stazione", random è gerarchizzato nel fattore "habitat", che presenta due livelli fissi: "vegetato" e "non vegetato".



**Figura 1:** in verde si evidenziano stazioni con vegetazione, in marrone quelle prive.

### 2.3 Campionamento

Il campionamento nella laguna è stato effettuato tra il 31 Maggio e l'1 Giugno 2012. Sono stati prelevati tre campioni di fondale in otto stazioni sparse per tutta l'area (Fig.1). I campioni sono stati prelevati mediante box corer di 15×15 cm. Una piccola parte del campione fu inviato ad un laboratorio specializzato per analizzare la granulometria, il contenuto in carbonio organico e totale e l'azoto. In ogni stazione è stata misurata la profondità, senza però tener conto dell'escursione

di marea, che nell'area è al massimo 27 cm in base alle previsioni astronomiche (<http://www.tide-forecast.com/locations/Mesolongi-1/tides/latest>). Il campione è stato setacciato usando una maglia di 0,5 mm; colorato con rosa bengala e conservato in acqua marina e formalina al 4%.

## **2.4 Analisi di laboratorio**

In laboratorio la macrofauna è stata separata dal sedimento, previo un lavaggio accurato del campione dalla formalina e fango residuo, mediante prelievo manuale (*sorting*). Le alghe presenti sono state isolate, classificate, seccate a 60° e pesate.

Gli organismi sono stati classificati fino al massimo livello tassonomico possibile, e contati.

## **2.5 Analisi dei dati**

### **2.5.1 Analisi della struttura dei popolamenti**

I dati relativi alle abbondanze delle specie sono stati trasformati con radice quadrata per dare più valore alle specie rare.

Alla matrice ottenuta è stato applicato l'indice di similarità di Bray Curtis, il più indicato per matrici di dati biotici, e adatto nel considerare gli zeri tipici di dati con molte specie rare.

Per rappresentare graficamente le relazioni di similarità tra i campioni è stato utilizzato il metodo di ordinamento *Principal Coordinate Analysis* (PCO). Le specie che maggiormente contribuiscono a determinare i pattern di similarità sono state identificate mediante la procedura DistLM (Anderson 2004). La stessa procedura è stata utilizzata per calcolare le possibili correlazioni multivariate multiple tra le variabili abiotiche e i i pattern di similarità dei popolamenti. Queste relazioni vengono rappresentate da vettori sovrapposti al grafico di ordinamento PCO.

Le differenze tra i livelli dei fattori considerati sono state analizzate con l'analisi multivariata permutazionale della varianza (PERMANOVA; Anderson &

Robinson 2001; Anderson & Ter Braak 2003). In caso le permutazioni disponibili fossero poche, è stato utilizzato il valore di probabilità del test di Monte Carlo. Quando invece è rilevata un'elevata omogeneità per il fattore stazione ( $p > 0,20$ ) questo è stato escluso ed effettuato un ulteriore test considerando solo il fattore habitat.

### 2.5.2 Analisi della diversità specifica

Per calcolare la diversità dei popolamenti bentonici sono stati applicati i seguenti indici di diversità:

- L'indice di **ricchezza specifica** ( $S$ ): esprime semplicemente il numero totale di specie per ogni campione
- **L'indice di Pielou** ( $J'$ ), che esprime l'equidistribuzione delle specie: il grado di omogeneità con cui sono ripartiti gli individui tra le diverse specie.
- **L'indice di Shannon** ( $H'$ ,  $\log_2$ ), infine integra i due precedenti, dandoci un'idea della struttura di comunità.
- L'indice di diversità di Simpson  $I-\lambda$
- L'indice di Hill  $NI$ , che corrisponde al numero teorico di specie equidistribuite che fornirebbe la stessa eterogeneità presente nel campione
- L'indice di Hill  $NI0$  che quantifica il livello di equidistribuzione in relazione a  $NI$  e  $S$ .

### 2.5.3 Analisi dell'andamento delle singole specie

Della lista di specie risultate più rilevanti nel determinare i pattern di similarità in base all'analisi DistLM, ovvero che presentano un valore  $\alpha < 5\%$  è stato fatto un semplice grafico di abbondanza media per stazione, per evidenziare visivamente una differenza di distribuzione. I grafici sono presentati assieme a tabelle che riportano i risultati del test PERMANOVA.

#### **2.5.4 Analisi delle possibili correlazioni tra dati abiotici e biotici**

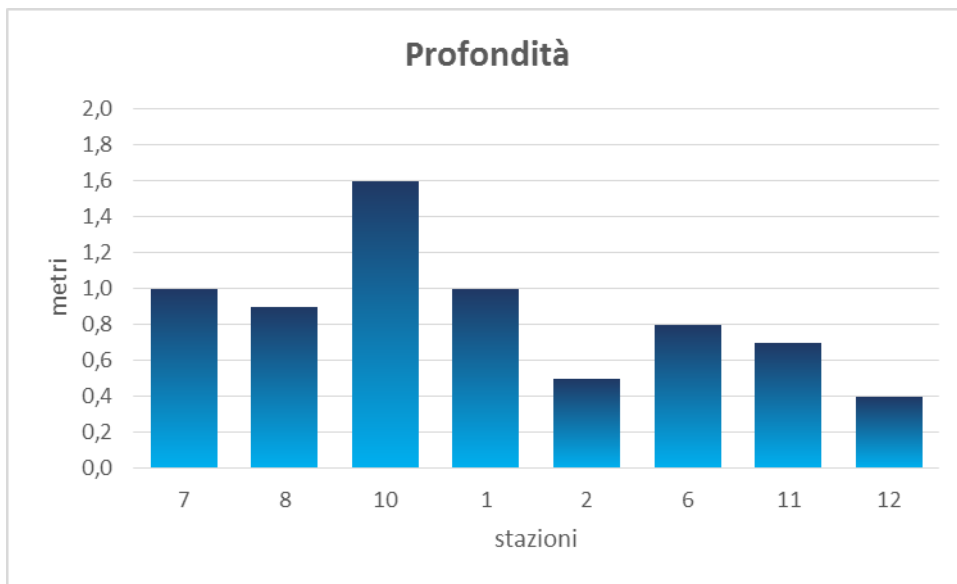
Mediante il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman sono state analizzate le possibili correlazioni tra le abbondanze delle specie e gli indici di diversità con le variabili abiotiche misurate. L'uso di un coefficiente per ranghi è utile per concentrarsi sulla direzionalità delle possibili correlazioni, senza focalizzarsi sull'aspetto quantitativo di ciascuna variabile. Ciò risulta utile in questo set di dati a causa della distribuzione disomogenea di molte specie, la cui abbondanza spesso si concentra solo in una stazione: considerando il dato numericamente e non per ranghi di similarità, verrebbe influenzato il risultato finale.



## 3 Risultati

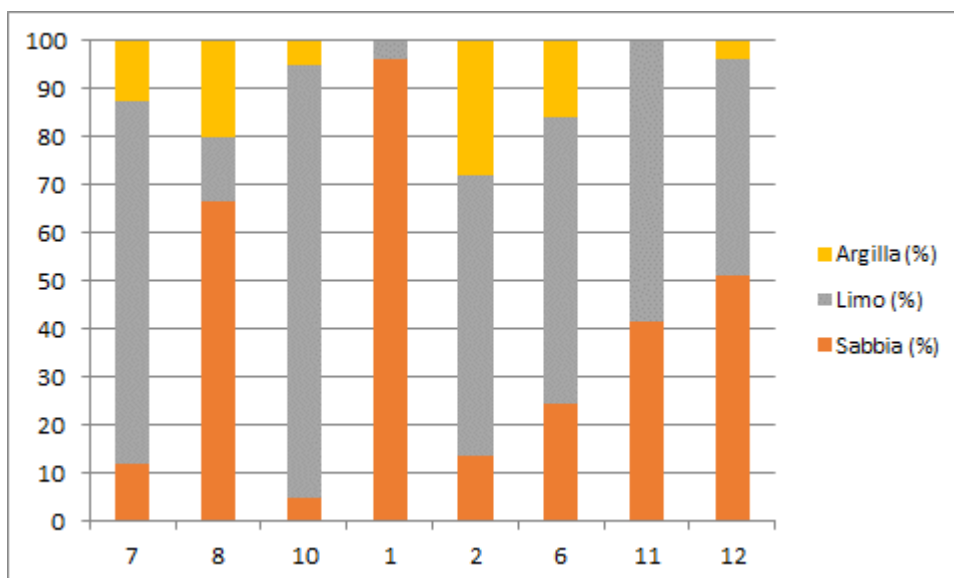
### 3.1 Variabili ambientali

La profondità massima misurata è di 1,6 m nella stazione 10 e la minima di 0,4 m nella stazione 12, la più interna e vicina alla costa (Figura 2).



**Figura 2: profondità misurata nelle diverse stazioni (non corretta per l'escursione di marea).**

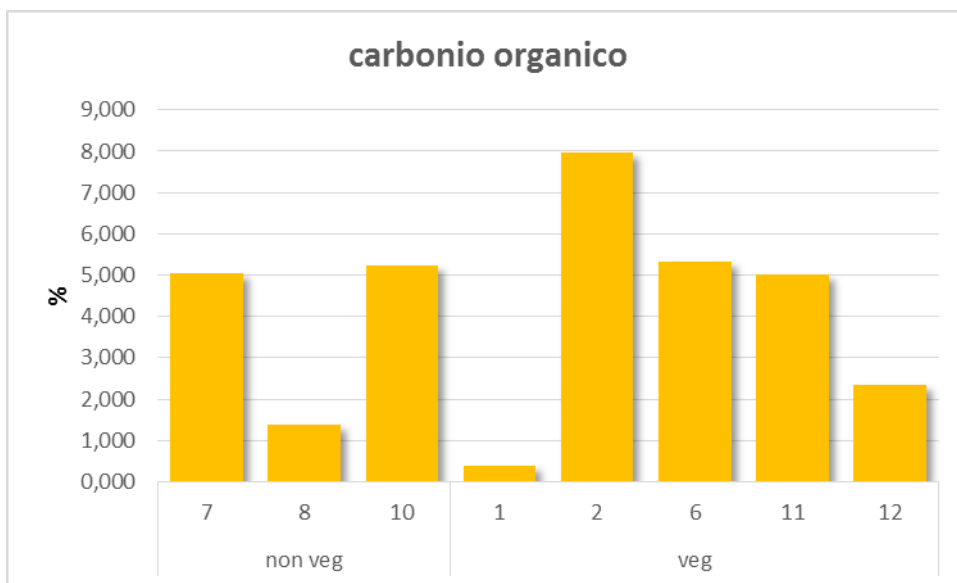
Nelle stazioni campionate troviamo una maggioranza di limo eccetto che nella numero 1 ed 8, che hanno principalmente sabbia (**Fig. 3**). L'argilla sembra generalmente carente in tutta la zona, fatto che può identificare un sedimento piuttosto permeabile ad acqua e quindi nutrienti.



**Figura 3: composizione granulometrica dei sedimenti per stazione.**

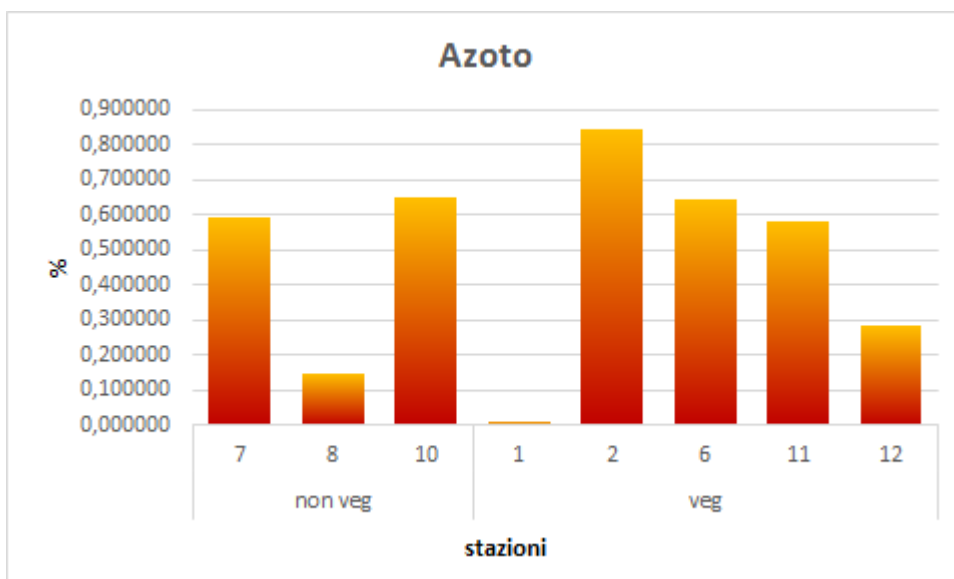
La distribuzione dei sedimenti osservata nelle diverse stazioni non sembra seguire un gradiente particolare, come ad esempio la distanza dal mare o dagli apporti fluviali. Solo l'elevata quantità di sabbia nella stazione 1 potrebbe dipendere dalla prossimità dei cordoni sabbiosi che separano la laguna dal mare. Questo fa supporre che i processi deposizionali all'interno della laguna siano complessi e legati alla combinazione di diversi fattori, quali ad esempio la circolazione interna, la morfologia del fondale, la distribuzione della vegetazione, gli interventi di regimazione delle acque, ecc.

Il carbonio organico è presente in quantità piuttosto variabili tra le stazioni considerate (Figura 4). Le stazioni 1 e 2 in particolare sono piuttosto vicine geograficamente (Figura 1) ma mostrano valori agli opposti: rispetto alle concentrazioni misurate in precedenza nell'area di studio, nella stazione 1 troviamo un valore piuttosto basso, nella 2 invece molto alto (Karageorgis et al. 2011).



**Figura 4:** contenuto di carbonio organico nel sedimento

Il contenuto di Azoto presenta un andamento simile a quello del carbonio organico (Figura 5).

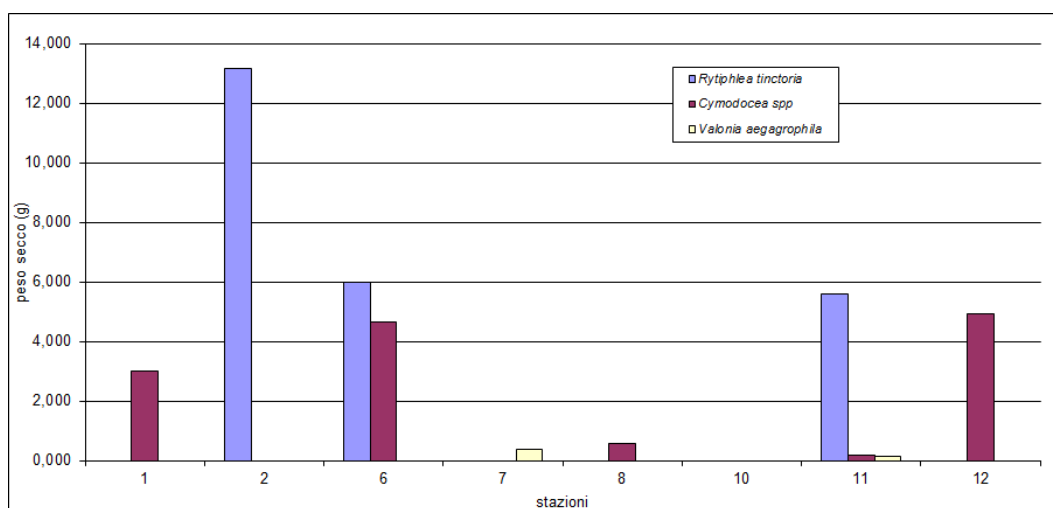


**Figura 5:** contenuto di azoto misurato nel sedimento.

### 3.2 Vegetazione

Le principali specie vegetali presenti sono la fanerogama *Cymodocea nodosa*, la rodofita *Rytiphloaea tinctoria* e la clorofita *Valonia aegagropila*. Le loro abbondanze sono riportate in Figura 6.

La stazione 10 risulta completamente priva di vegetazione. Nella stazione 7 vi è presenza di *V. aegagropila* e nella 8 di *C. nodosa*, tuttavia sono presenti solo in piccole tracce e per questo sono state considerate sostanzialmente non vegetate. Le stazioni 1,2,6,11,12 invece presentano elevate abbondanze di vegetali e per questo vengono classificate come habitat vegetato, ma la distribuzione delle specie tra queste è molto variabile: troviamo *R. tinctoria* rappresentata solo nelle stazioni 2, 6 ed 11, mentre *C. nodosa* nella 1, 6 e 12. *V. aegagropila* risulta presente in tracce oltre che nella stazione 7 anche nella 11.

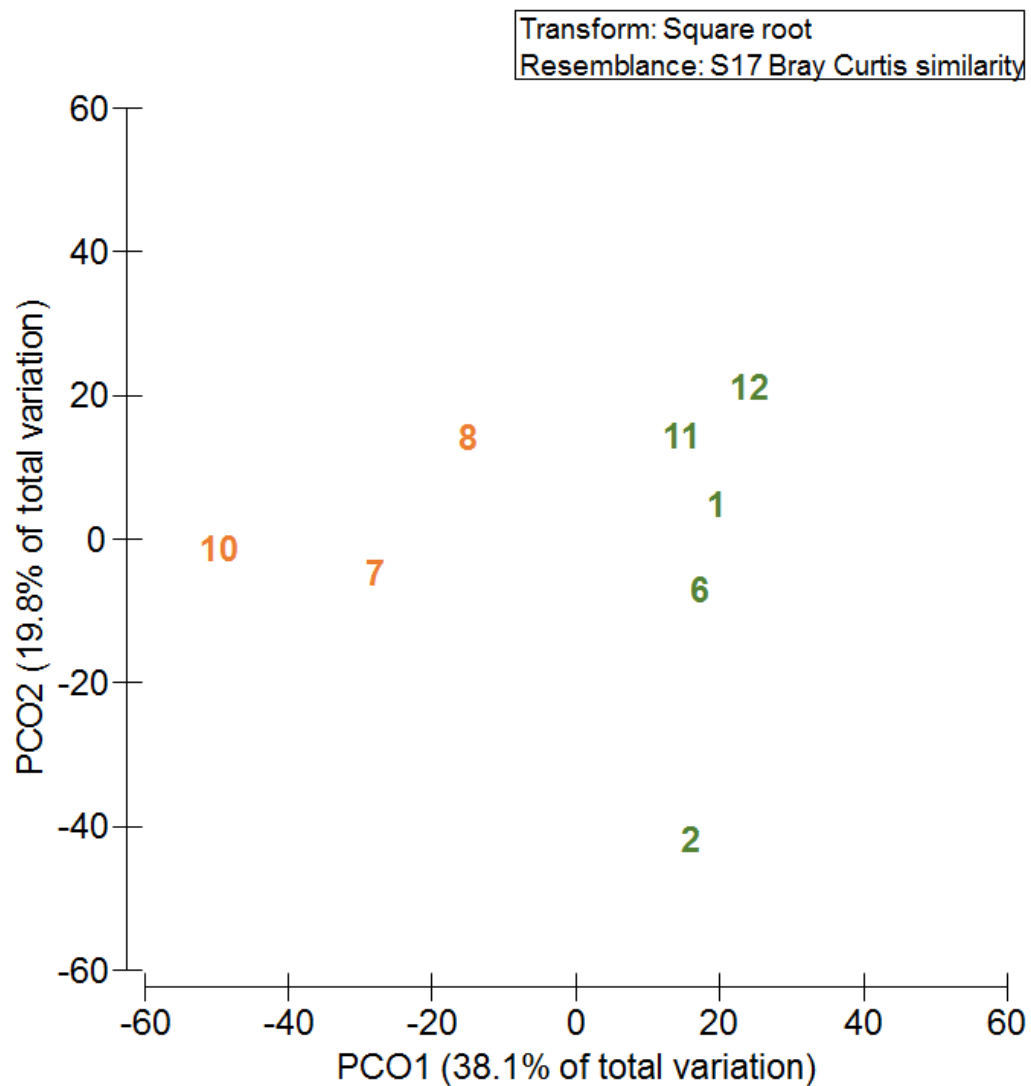


**Figura 6:** distribuzione delle specie vegetali: la rodofita *Rytiphloaea tinctoria* in blu, la tracheofita *Cymodocea nodosa* in viola, e la clorofita *Valonia aegagropila* in giallo.

### 3.3 Popolamenti bentonici

Sono stati trovati complessivamente 130 taxa nell'area di studio, ripartiti nei vari Phyla: 15 Mollusca, 73 Annelida, 35 Arthropoda, 2 Echinodermata sono stati identificati a livello di specie quando possibile, mentre non sono state fatte distinzioni per Sipunculida, Nemertea, e due diversi taxa di Cnidaria (Anthozoa, Hydrozoa). Osservando il grafico PCO si evidenzia una chiara differenza, lungo il

primo asse, tra i popolamenti presenti nelle stazioni vegetate e quelli nelle stazioni non vegetate (Figura 7, Tabella 1).



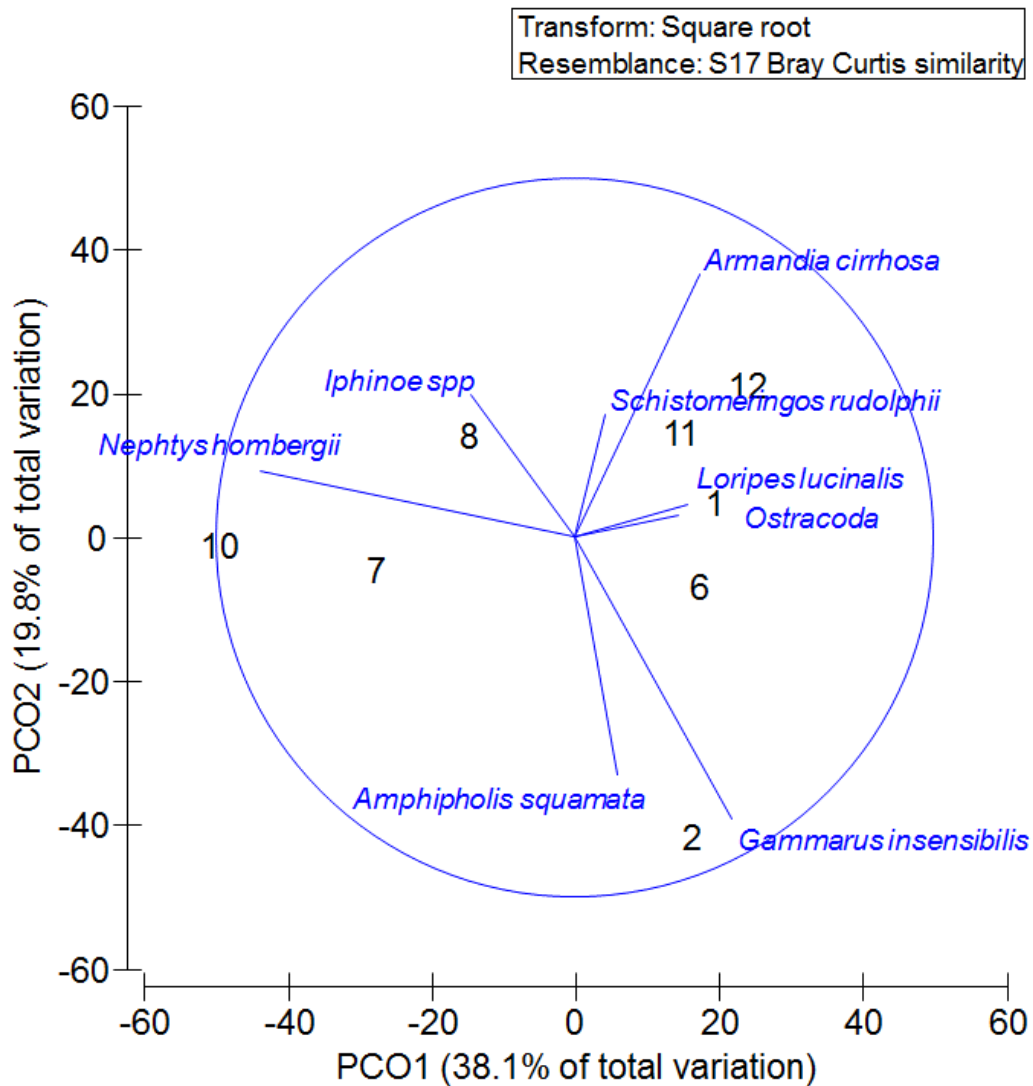
**Figura 7: grafico PCO che illustra le distanze tra le stazioni. In verde le vegetate, in arancione le non vegetate.**

**Tabella 1: Test PERMANOVA sulle abbondanze delle specie tra le stazioni.**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	3	21926	7308,5	1,5376	0,0949	837	0,1125
St(Ha)	4	19013	4753,3	2,3784	0,0001	9827	0,0002
Res	16	31976	1998,5				

### 3.3.1 Specie che caratterizzano la struttura dei popolamenti

Sul grafico di ordinamento PCO sono stati riportati i vettori di correlazione delle specie macrobentoniche che, sulla base dell'analisi DistLM con procedura di selezione step-wise (DistLM, Tabella 2), maggiormente contribuiscono a spiegare il pattern di similarità ottenuto (Figura 8).



**Figura 8: Vettori di correlazione delle specie macrobentoniche sovrapposti al grafico PCO.**

Nella seguente tabella sono elencate le specie risultate significative nel determinare le distanze tra le singole stazioni: la loro distribuzione spiega fino al 60% della variabilità riscontrata (Tabella 2).

**Tabella 2: risultati test DistLM su specie macrobentoniche (sequential test)**

Variable	R <sup>2</sup>	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
<i>Nephtys hombergii</i>	0,116	8477,000	2,894	0,0027	0,1163	0,1163	22
<i>Armandia cirrhosa</i>	0,220	7557,700	2,790	0,0016	0,1037	0,2199	21
Ostracoda	0,299	5751,100	2,250	0,0033	0,0789	0,2988	20
<i>Iphinoe</i> spp.	0,363	4650,100	1,901	0,0131	0,0638	0,3626	19
<i>Loripes lucinalis</i>	0,435	5276,900	2,305	0,0023	0,0724	0,4349	18
<i>Gammarus insensibilis</i>	0,500	4725,700	2,202	0,0054	0,0648	0,4997	17
<i>Schistomeringos rudolphii</i>	0,550	3628,100	1,767	0,0333	0,0498	0,5495	16
<i>Amphipholis squamata</i>	0,598	3534,600	1,809	0,0491	0,0485	0,5980	15

### 3.3.2 Correlazioni tra struttura dei popolamenti e parametri ambientali

Tra le variabili ambientali misurate, il marginal test (DistLM) indica come sia significativa solo la profondità nel determinare la struttura di similarità tra i popolamenti (Tabella 3).

**Tabella 3: DistLM (marginal test) dei parametri abiotici**

Variable	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
Profondità	3933,7	2,43	0,0104	0,28826
Azoto	2107,4	1,0958	0,3225	0,15443
Carbonio totale	1319	0,64199	0,8401	9,67E-02
Carbonio organico	2144,6	1,1188	0,3066	0,15716
Sabbia (%)	2661,1	1,4534	0,1555	0,195
Limo (%)	2548,5	1,3779	0,1674	0,18675
Argilla (%)	1892,9	0,96633	0,4272	0,13871
Fango (limo + argilla)	2661,1	1,4534	0,1439	0,195

### 3.3.3 Correlazioni tra struttura dei popolamenti e vegetazione

Dal marginal test osserviamo che nessuna delle specie vegetali presenta un ruolo significativo nel determinare la diversità dei popolamenti (Tabella 4).

**Tabella 4: DistLM (marginal test) significatività specie vegetali**

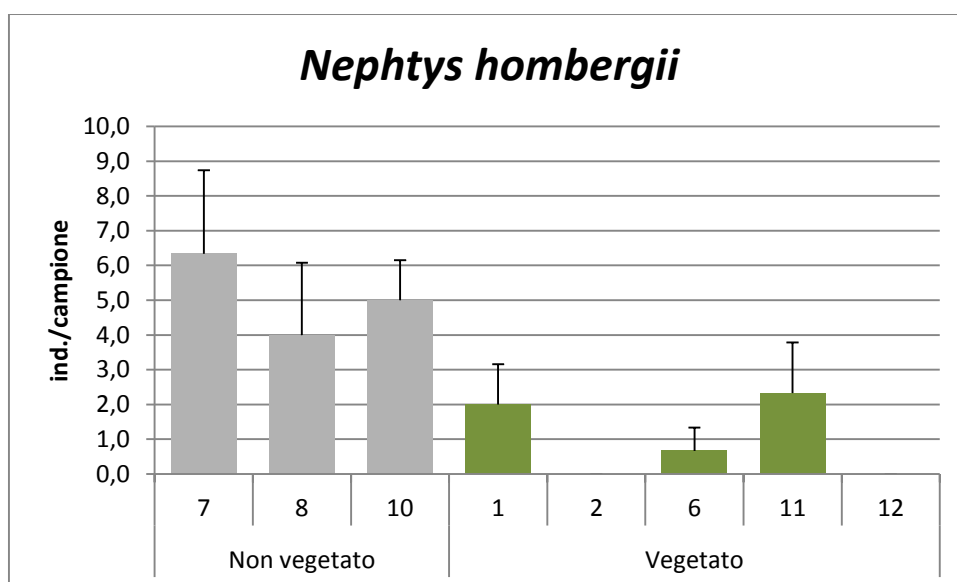
Variable	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
<i>Rytiphloea tinctoria</i>	2827,6	1,5682	0,1197	0,2072
<i>Cymodocea</i> spp	2770,1	1,5282	0,1304	0,20299
<i>Valonia aegagropila</i>	1289,6	0,6262	0,8753	9,45E-02

### 3.4 Distribuzione delle specie tra habitat vegetati e non

Di seguito vengono presentate una serie di analisi univariate condotte sulle singole specie di questa lista.

#### 3.4.1 *Nephtys hombergii*

L'abbondanza del polichete *Nephtys hombergii* è risultata significativamente maggiore nei siti privi di vegetazione rispetto a quelli vegetati (Figura 9, Tabella 5 e Tabella 6).



**Figura 9:** Abbondanza di *Nephtys hombergii* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

**Tabella 5:** Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di *Nephtys hombergii* in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	95,069	95,069	24,921	0,0184	32	0,0024
St(Ha)	6	22,889	3,8148	0,66345	0,6896	9350	0,6811
Res	16	92	5,75				
Total	23	209,96					

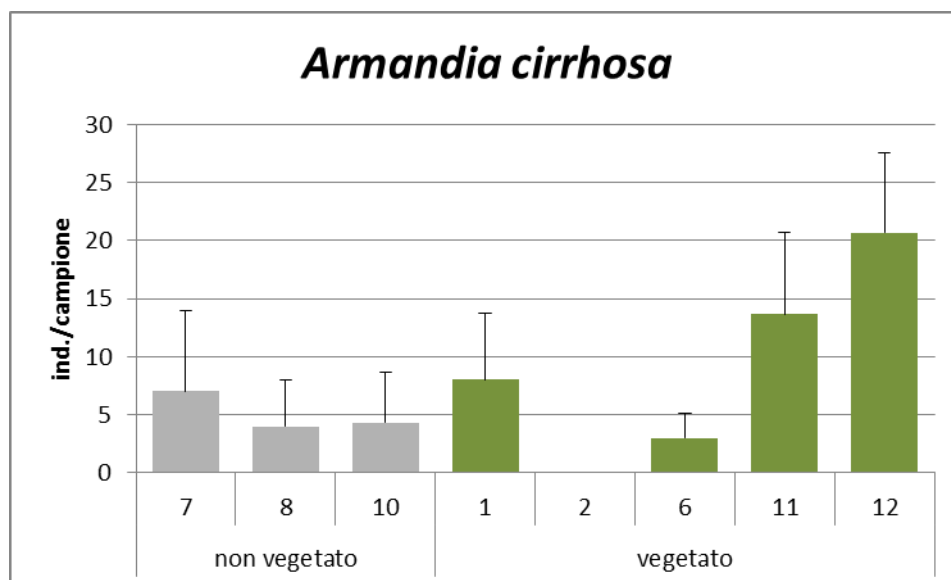


**Tabella 6: Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di *Nephtys hombergii* in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha), dopo l'eliminazione del fattore stazione.**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	95.069	95.069	18.205	0.0007	46	0.0003
Res	22	114.89	52.222				
Total	23	209.96					

### 3.4.2 *Armandia cirrhosa*

Il polichete *Armandia cirrhosa* non mostra differenze significative di abbondanza tra habitat vegetati e non (Figura 10, Tabella 7).



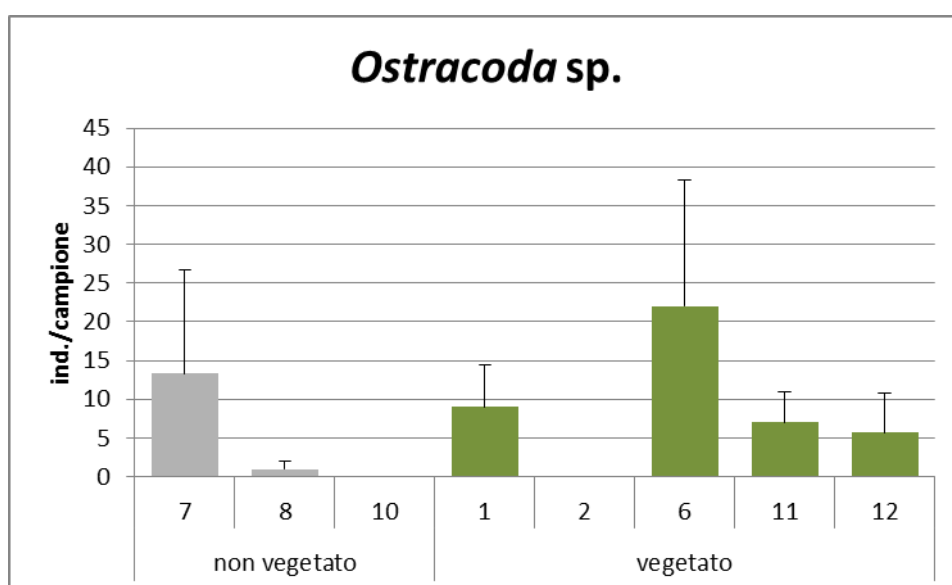
**Figura 10: Abbondanza di *Armandia cirrhosa* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).**

**Tabella 7: Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di *Armandia cirrhosa* in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	88.011	88.011	0.6258	0.5112	43	0.4617
St(Ha)	6	843.82	140.64	1.723	0.1611	9956	0.1754
Res	16	1306	81.625				
Total	23	2237.8					

### 3.4.3 Ostracoda

Gli Ostracodi presentano una distribuzione casuale e non mostrano differenze significative di abbondanza tra habitat vegetati e non (Figura 11, Tabella 8).



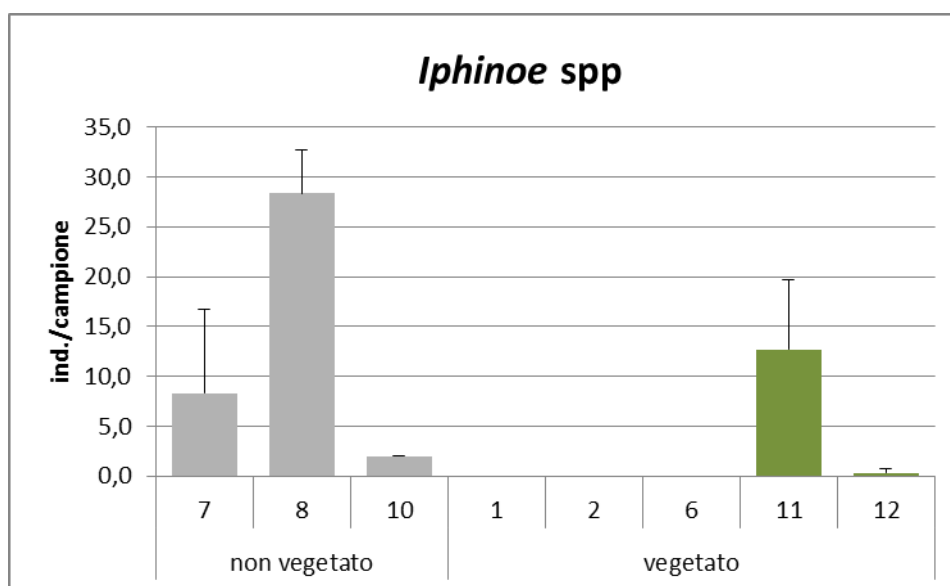
**Figura 11:** Abbondanza di Ostracoda nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

**Tabella 8:** Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di Ostracoda sp in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	88.011	88.011	0.46933	0.5367	41	0.5209
St(Ha)	6	1125.2	187.53	0.96126	0.4423	9921	0.4792
Res	16	3121.3	195.08				
Total	23	4334.5					

### 3.4.4 Iphinoe spp.

Questi crostacei dell'ordine dei Cumacea hanno una distribuzione molto eterogenea tra le stazioni e non mostrano differenze significative di abbondanza tra habitat vegetati e non (Figura 12, Tabella 9)



**Figura 12:** Abbondanza di *Iphinoe spp* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

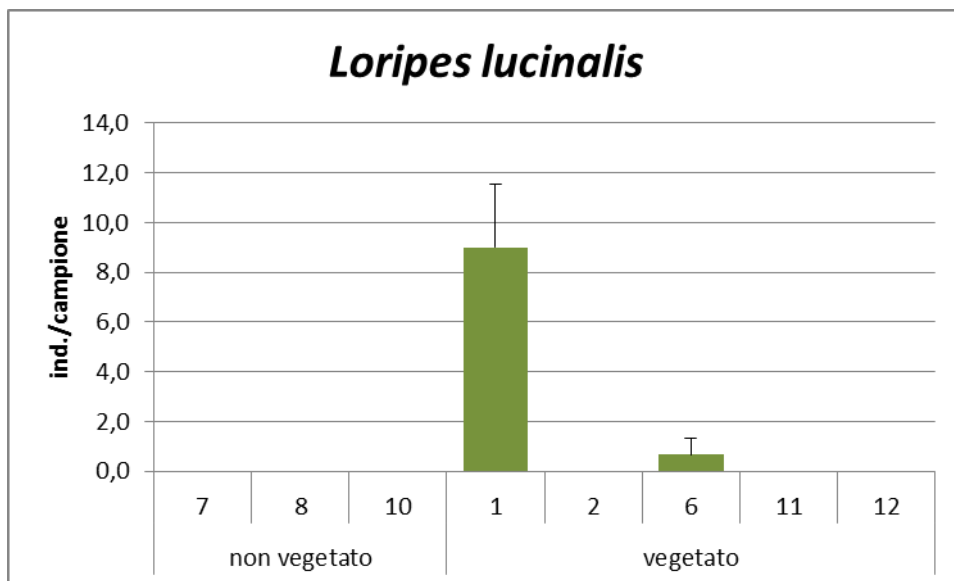
**Tabella 9:** Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di Ostracoda sp in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	595.47	595.47	23.601	0.1466	26	0.1784
St(Ha)	6	1513.8	252.3	48.951	0.0089	9941	0.0037
Res	16	824.67	51.542				
Total	23	2934					

### 3.4.5 *Loripes lucinalis*

Il bivalve *Loripes lucinalis* è generalmente poco rappresentato: totalmente assente dalle stazioni non vegetate, si trova invece in alcune stazioni vegetate (Figura 13). Un numero più alto di individui nella stazione 1 potrebbe essere legato all'elevata quantità di sabbia presente (Figura 3) per cui sono noti comportamenti preferenziali dei bivalvi (Montserrat et al. 2009).

L'analisi statistica indica solo una alta variabilità tra le stazioni e non consente di individuare differenze significative in relazione alle due tipologie di habitat (Tabella 10).



**Figura 13:** Abbondanza di *Loripes lucinalis* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

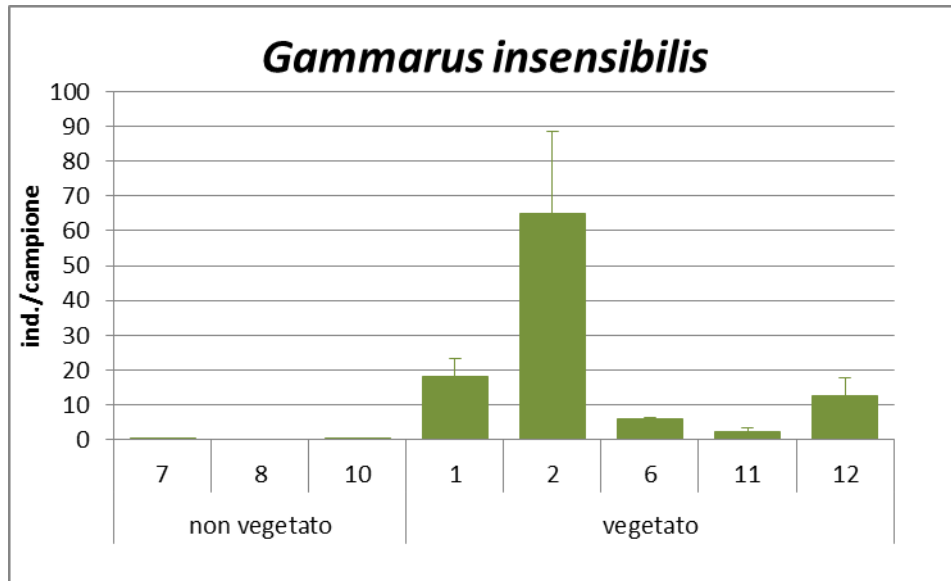
**Tabella 10:** Test PERMANOVA di *Loripes lucinalis* sui dati di abbondanza di in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	21.025	21.025	0.67006	0.7337	4	0.4505
St(Ha)	6	188.27	31.378	12.345	0.0001	6097	0.0001
Res	16	40.667	25.417				
Total	23	249.96					

### 3.4.6 *Gammarus insensibilis*

L'anfipode *Gammarus insensibilis*. è una specie abbondante e sembra prediligere zone con vegetazione (Figura 14). In particolare sembra avere un'affinità con l'alga *R. tinctoria*, che si trova soprattutto nella stazione 2 (Figura 6).

Anche in questo caso il test rivela una elevata eterogeneità tra le stazioni e non è in grado di evidenziare differenze significative in relazione alle due tipologie di habitat (Tabella 11).



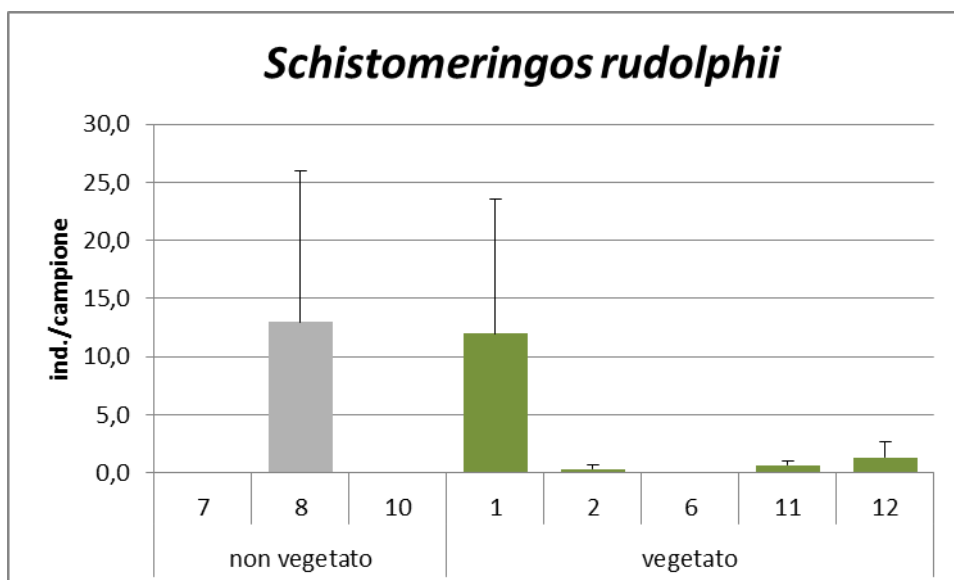
**Figura 14:** Abbondanza di *Gammarus insensibilis* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

**Tabella 11:** Test PERMANOVA di *Gammarus insensibilis* in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	2397.3	2397.3	18.541	0.1618	37	0.2204
St(Ha)	6	7758	1293	57.159	0.0001	9920	0.0021
Res	16	3619.3	226.21				
Total	23	13775					

### 3.4.7 *Schistomeringos rudolphii*

Il polichete *Schistomeringos rudolphii*, presente in maniera sporadica in alcuni campioni, non sembra essere influenzato in particolar modo dalla presenza o assenza di alghe (Figura 15 e Tabella 12).



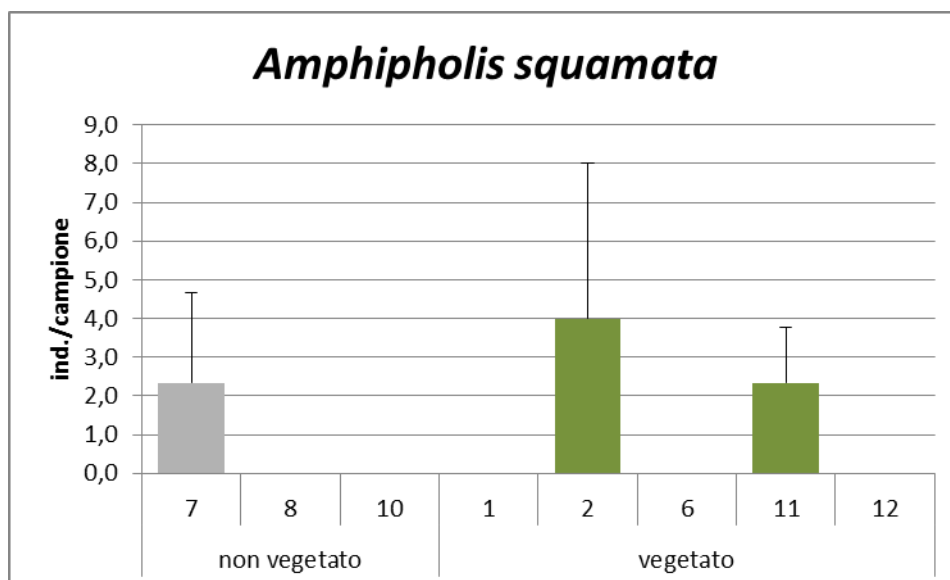
**Figura 15:** Abbondanza di *Schistomeringos rudolphii* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

**Tabella 12:** Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di *Schistomeringos rudolphii* in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	12.1	12.1	0.11105	0.8458	22	0.7416
(St(Ha))	6	653.73	108.96	0.95785	0.3668	9062	0.484
Res	16	1820	113.75				
Total	23	2485.8					

### 3.4.8 *Amphipholis squamata*

L'Ofiuride *A. squamata* sembra avere una distribuzione totalmente casuale e rimane comunque una specie poco rappresentata (Figura 16). Il risultato del test PERMANOVA non mostra differenze significative in relazione a nessuno dei due fattori (Tabella 13).



**Figura 16:** Abbondanza di *Amphipholis squamata* nelle diverse stazioni (in grigio quelle non vegetate, in verde quelle vegetate).

**Tabella 13:** Test PERMANOVA sui dati di abbondanza di *Amphipholis squamata* in relazione all'habitat vegetato o meno (Ha) e alle stazioni all'interno delle due tipologie di habitat (St(Ha)).

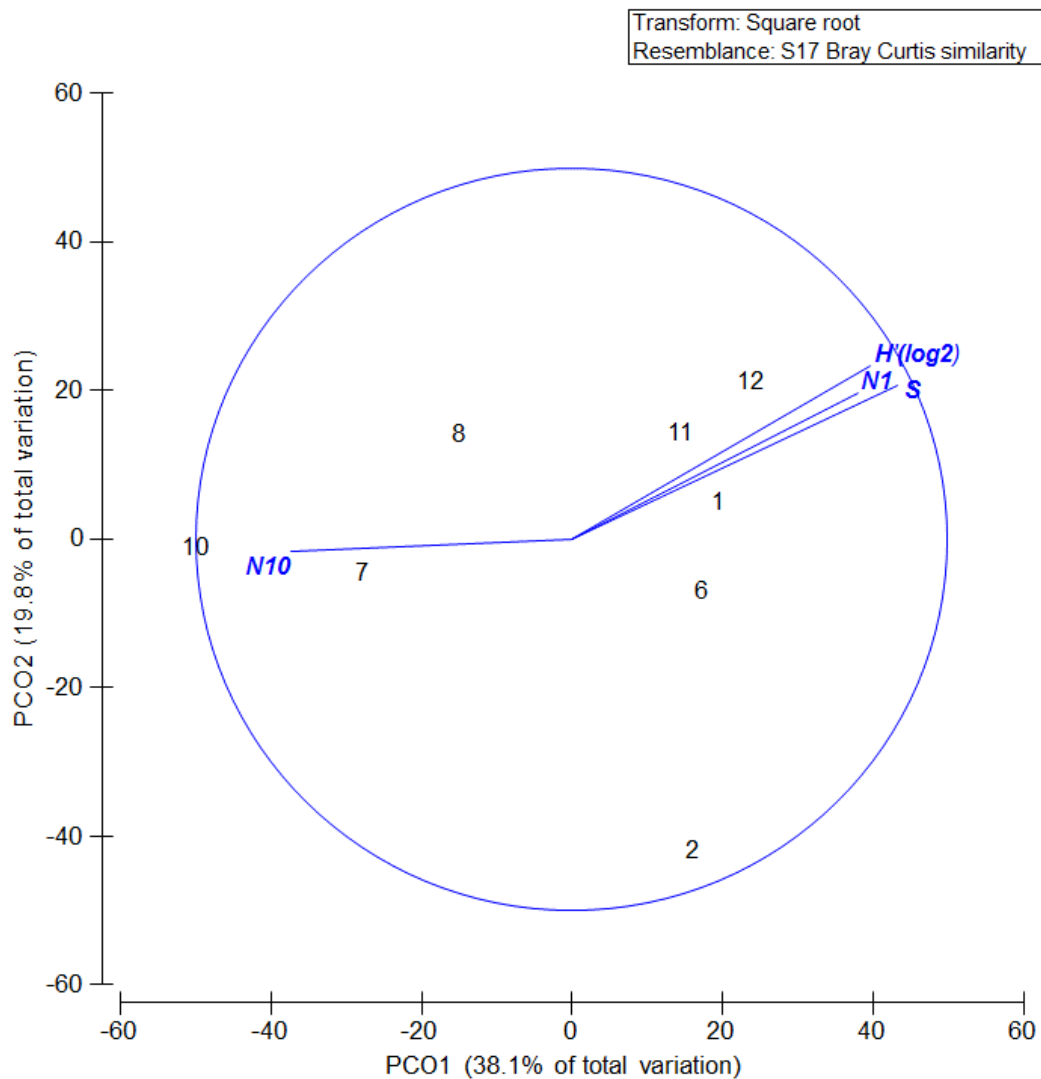
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	13.444	13.444	0.15769	0.8269	6	0.699
(St(Ha))	6	51.156	85.259	0.9652	0.3486	5179	0.4814
Res	16	141.33	88.333				
Total	23	193.83					

### 3.5 Analisi della diversità specifica in relazione ad habitat vegetati e non vegetati

La struttura dei popolamenti bentonici, che mostra una netta distinzione tra habitat non vegetati e vegetati si correla significativamente con la ricchezza specifica, l'indice di diversità di Shannon, l'indice di diversità Ni di Hill e l'indice di equidistribuzione N10 di Hill (Tabella 14). In particolare il grafico di ordinamento PCO evidenzia come ricchezza in specie e diversità complessiva aumentino nei popolamenti presenti negli habitat vegetati, mentre l'equidistribuzione sia maggiore nei popolamenti in habitat non vegetati (Figura 17).

**Tabella 14: DistLM (marginal test) degli indici biotici.**

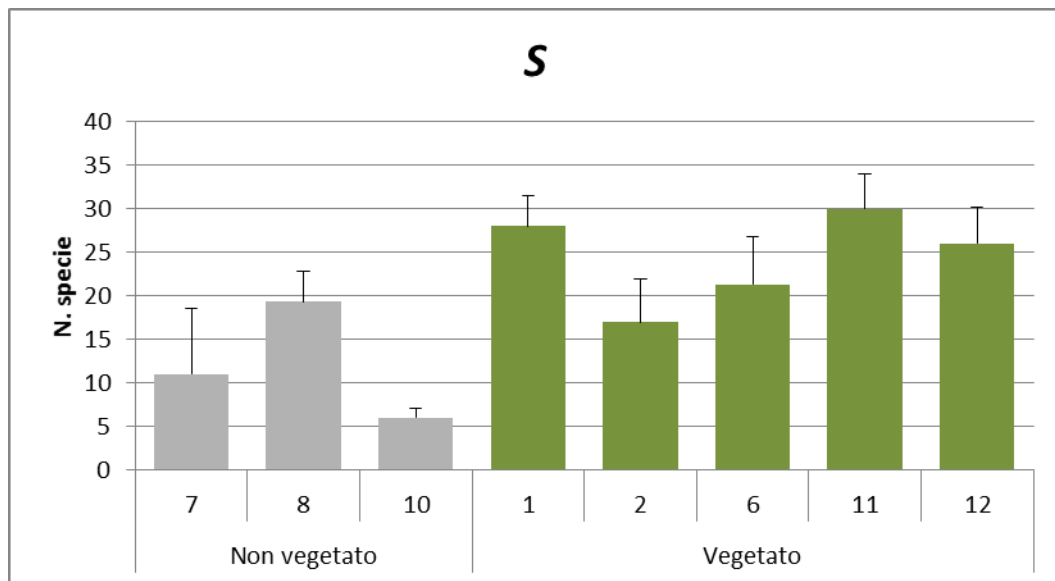
Variable	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
S	4459,2	2,9123	0,0025	0,32677
N	2948,2	1,6535	0,0886	0,21605
J'	2136,7	1,1138	0,3115	0,15657
H'(log2)	4062,8	2,5436	0,013	0,29772
1-λ'	2621,9	1,427	0,1567	0,19214
N1	3743,4	2,268	0,0255	0,27431
N10	3445,4	2,0266	0,0395	0,25248



**Figura 17: correlazioni degli indici di diversità al plot PCO.**



Questi andamenti rilevati dall'analisi di correlazione multivariata trovano conferma nei test univariati. I valori di ricchezza specifica in Fig. 18 mostrano una netta distinzione tra stazioni non vegetate e vegetate, in queste ultime osserviamo popolamenti più ricchi in specie. Il test PERMANOVA (Tabella 15) conferma le differenze osservate nel grafico, con un P(MC) di 0,02.

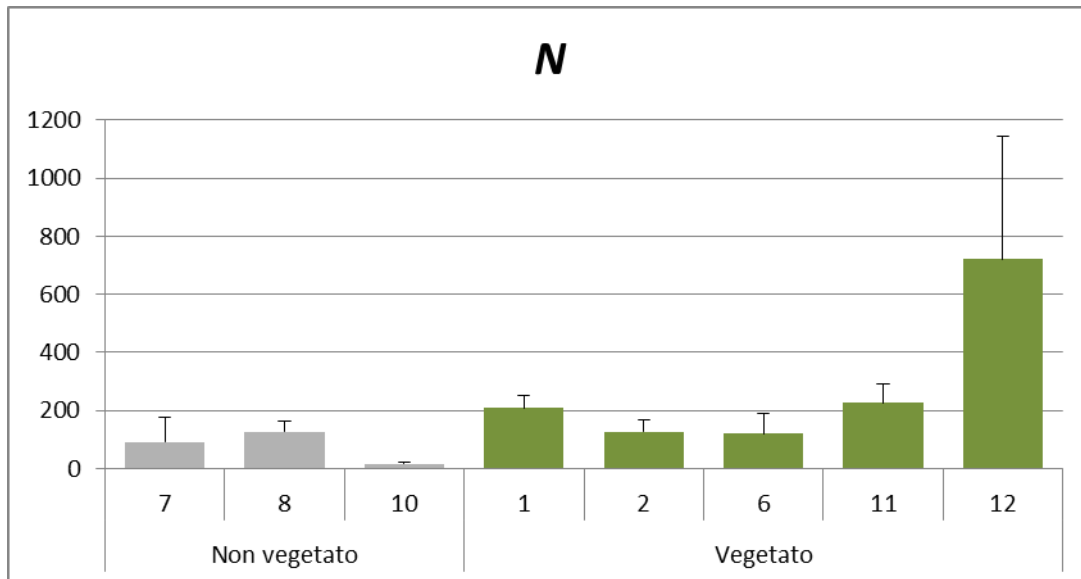


**Figura 18: Valori di ricchezza specifica nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate.**

**Tabella 15: Test PERMANOVA sui dati di ricchezza specifica in relazione all'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	858,71	858,71	8,5121	0,0541	46	0,0277
St(Ha)	6	605,29	100,88	1,5773	0,2172	9946	0,2195
Res	16	1023,3	63,958				

Il numero di individui per stazione è piuttosto eterogeneo (Figura 19). Dalla PERMANOVA non risultano variazioni significative imputate a nessuno dei due fattori, tuttavia per il fattore stazione vi è una probabilità al limite  $p= 0,05$  per poter rigettare  $H_0$  (Tabella 16).

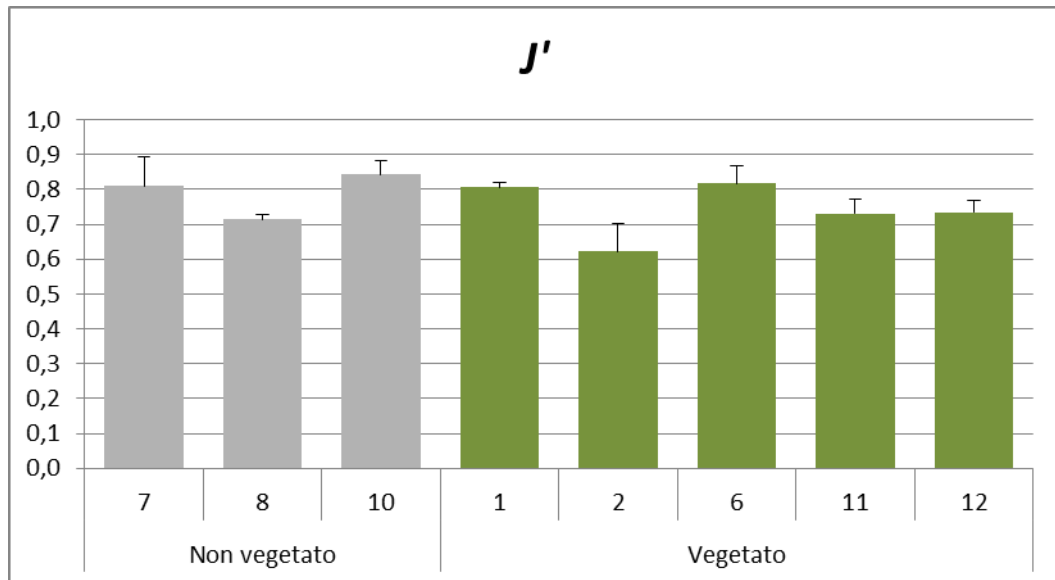


**Figura 19: Numero di individui nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate.**

**Tabella 16: Test PERMANOVA sui dati di ricchezza specifica in relazione al'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	2,30E+05	2,30E+05	1,7809	0,1937	56	0,2258
St(Ha)	6	7,75E+05	1,29E+05	1,7112	0,0502	9913	0,1787
Res	16	1,21E+06	75498				

I valori dell'indice di Pielou non mostrano differenze significative in relazione ai fattori indagati (Figura 20, Tabella 17).

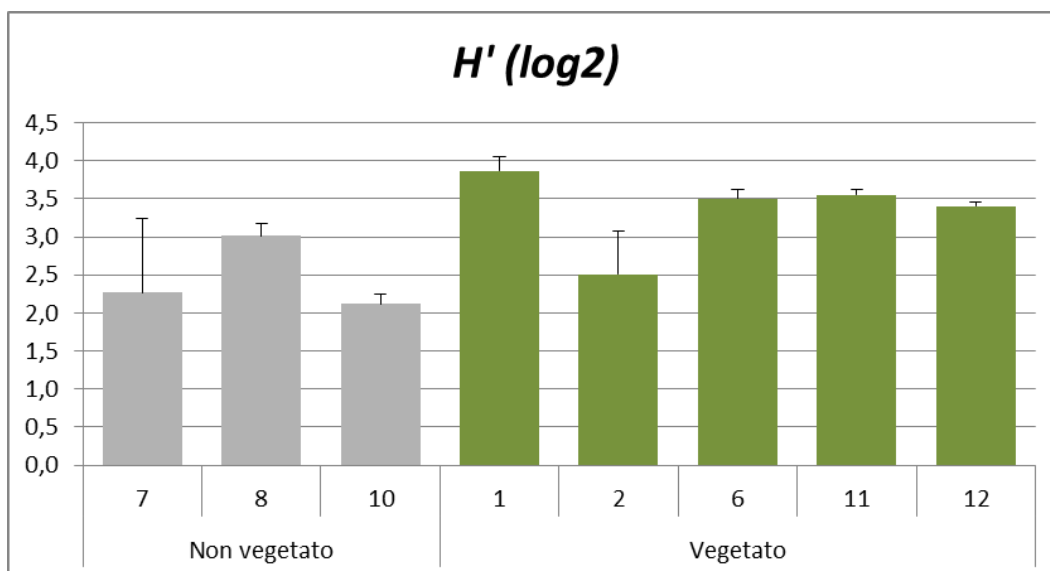


**Figura 20:** valori dell'indice di Pielou nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate.

**Tabella 17:** Test PERMANOVA sui valori dell'indice di Pielou in relazione al'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	1,20E-02	1,20E-02	0,72105	0,4669	56	0,4296
St(Ha)	6	1,00E-01	1,67E-02	2,169	0,0978	9937	0,1076
Res	16	1,23E-01	7,69E-03				

L'indice di Shannon mostra valori significativamente maggiori nelle stazioni vegetate (Figura 21, Tabella 18).

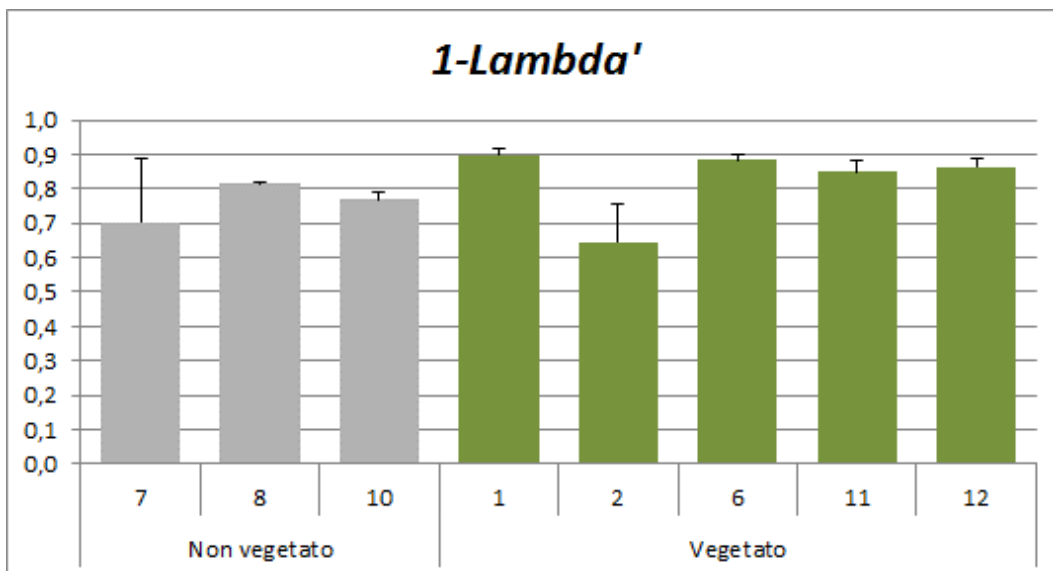


**Figura 41: Valori dell'indice di Shannon nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate**

**Tabella 18: Test PERMANOVA sui valori dell'indice di Shannon in relazione al'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	4,5684	4,5684	6,112	0,0733	56	0,0454
St(Ha)	6	4,4847	0,74745	1,4523	0,2419	9955	0,2536
Res	16	8,2344	0,51465				
Total	23	17,288					

L'indice di diversità  $1-\lambda'$  (Figura 22), non mostra differenze significative in relazione ai fattori analizzati (Tabella 19).

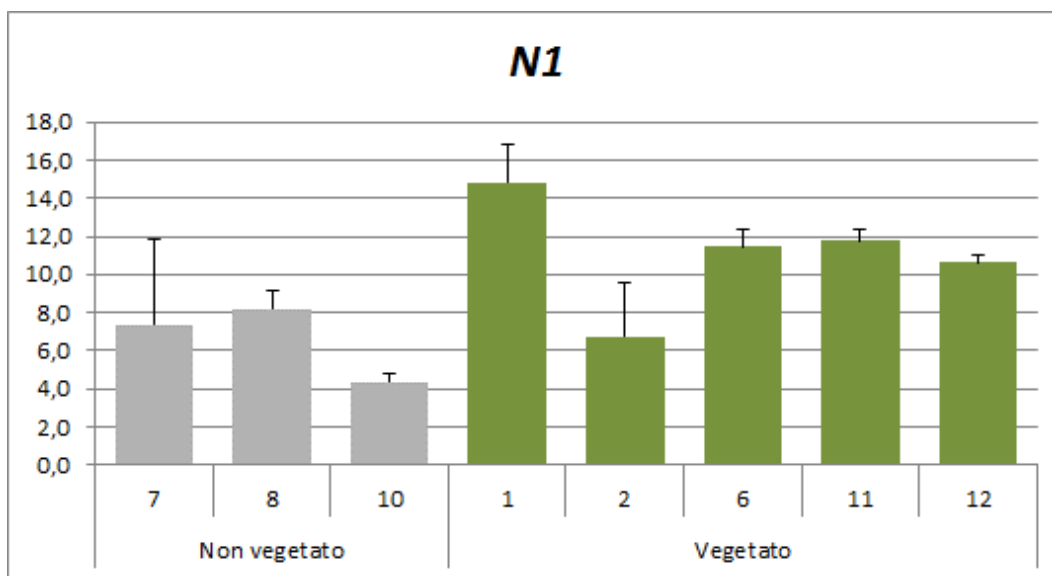


**Figura 22:** Valori dell'indice  $1-\lambda'$  nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate.

**Tabella 19:** p Test PERMANOVA sui valori dell'indice  $1-\lambda'$  in relazione al'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	2,48E-02	2,48E-02	1,0149	0,3512	56	0,3478
St(Ha)	6	0,14675	2,45E-02	1,3212	0,2504	9937	0,3017
Res	16	0,2962	1,85E-02				
Total	23	0,46778					

L'indice di diversità di Hill ( $N1$ ), mostra valori tendenzialmente maggiori nelle stazioni vegetate (Figura 23). Il test PERMANOVA per il fattore habitat fornisce un P(MC) di 0,06, quindi non molto lontano dalla significatività che ci siamo posti a priori, del resto la potenza del test è bassa a causa del limitato numero di permutazioni (Tabella 20).

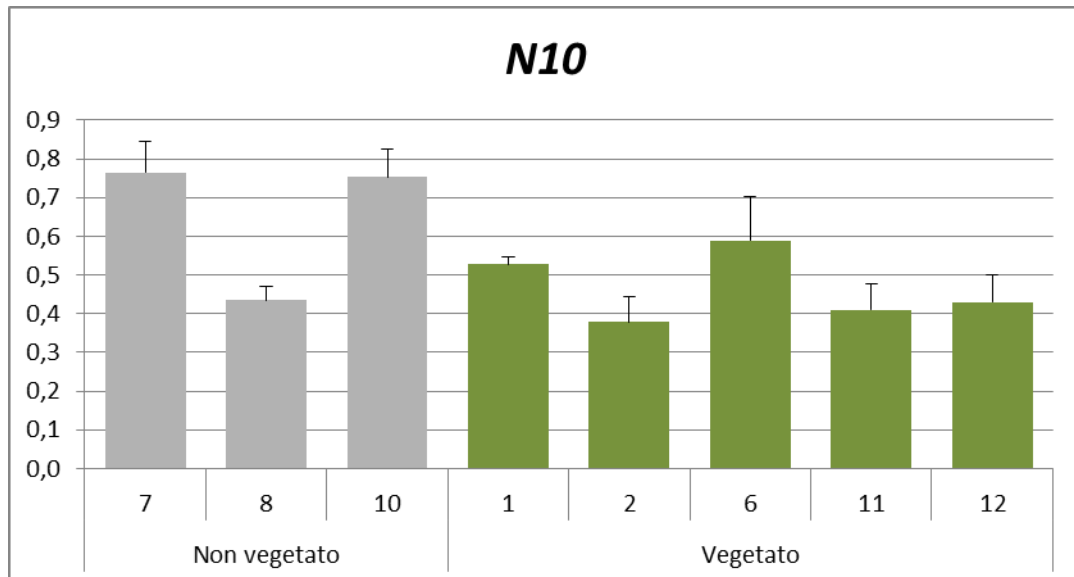


**Figura 23: Valori dell'indice N1 nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate**

**Tabella 20: Test PERMANOVA sui valori dell'indice N1 in relazione al'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	110,46	110,46	5,3031	0,1036	56	0,0611
St(Ha)	6	124,98	20,83	1,611	0,2065	9956	0,2082
Res	16	206,87	12,93				
Total	23	442,32					

Dai grafici in Figura 24, l'equidistribuzione misurata con l'indice N10 di Hill sembra essere più elevata nelle stazioni non vegetate. La PERMANOVA tuttavia non rivela variazione per il fattore vegetazione, mentre sono significative le differenze tra stazioni (Tabella 21).



**Figura 24: Valori dell'indice N10 nelle diverse stazioni: in grigio quelle non vegetate in verde le vegetate.**

**Tabella 21: Test PERMANOVA sui valori dell'indice N10 in relazione al'Habitat, se vegetato o meno (Ha) e alle stazioni nelle due diverse tipologie di Habitat (St(Ha)).**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Ha	1	0,18972	0,18972	3,7467	0,111	56	0,1022
St(Ha)	6	0,30383	5,06E-02	3,4181	0,0261	9944	0,0237
Res	16	0,23703	1,48E-02				
Total	23	0,73058					

### 3.6 Correlazioni tra variabili ambientali e abbondanza di alghe con le abbondanze delle specie e gli indici di diversità

I risultati delle analisi di correlazioni sono riassunti in Tabella 22. La ricchezza specifica (S) e l'indice di Shannon (H'), hanno una tendenza ad aumentare in presenza di sabbia, e a diminuire in presenza di limo e fango. Il numero di individui (N) sembra diminuire all'aumentare della profondità e del contenuto di limo e fango, mentre aumenta in presenza di sabbia; la ricchezza specifica e l'indice di Shannon hanno un andamento simile in relazione alla granulometria ma non si correlano alla profondità. Tra le specie bentoniche che sono risultate rilevanti nel determinare le differenze di struttura di comunità osservate *Nephtis hombergii* risulta aumentare di abbondanza con la profondità; l'abbondanza di *Armandia cirrhosa* tende a diminuire in presenza di argilla; *Schistomeringos rudolphii* sembra aumentare di abbondanza in presenza di sabbia e diminuire in presenza di limo, fango e contenuti di azoto e carbonio organico. L'ofiura *Amphipholis squamata* sembra diminuire all'aumento della fanerogama *Cymodocea nodosa*.

Il polichete *Spio decoratus* mostra un'affinità per la fanerogama *Cymodocea nodosa*. L'abbondanza dell'anfipode *Erichtonius difformis* sembra diminuire con l'aumento di azoto, carbonio organico, limo e fango, e viceversa con la sabbia. Il polichete *Capitella capitata* manifesta le stesse correlazioni di *E. difformis* ed in più ha una affinità verso la fanerogama *C. nodosa*. *Janua pagenstecheri* sembra diminuire di abbondanza con l'aumento della profondità. L'anfipode *Monocorophium insidiosum* sembra diminuire di abbondanza all'aumentare del pH.

Nel loro insieme, l'abbondanza dei molluschi sembra diminuire con l'aumento di azoto e carbonio organico, quella degli artropodi con l'aumento della profondità, quella degli anellidi all'aumentare delle percentuali di azoto, carbonio organico, limo e fango, ma hanno un'affinità verso la sabbia.



**Tabella 22: Correlazione per ranghi di Spearman degli indici di diversità e dell'abbondanza dei taxa selezionati con le variabili abiotiche e la quantità delle specie vegetali. Correlazioni negative in blu, positive in giallo.**

specie/ abiotici		profondità	pH	Azoto	Carb. Tot.	Carb. Org	Sabbia (%)	Limo (%)	Argilla (%)	fango (Lin	<i>Rytiphloe</i>	<i>Cymodoce</i>
N	rho	-0,742	-0,539	-0,5	0,095	-0,452	0,69	-0,738	-0,443	-0,69	0,218	0,418
	p	0,0349	0,1681	0,207	0,8225	0,2604	0,058	0,0365	0,2715	0,058	0,6036	0,302
S	rho	-0,467	-0,251	-0,619	-0,071	-0,524	0,762	-0,714	-0,611	-0,762	0,218	0,457
	p	0,243	0,5479	0,1017	0,8665	0,1827	0,028	0,0465	0,1077	0,028	0,6036	0,2554
J'	rho	0,635	0,108	0,167	-0,571	0,143	-0,428	0,571	-0,287	0,428	-0,436	0,101
	p	0,0909	0,7995	0,6932	0,139	0,7358	0,2894	0,139	0,49	0,2894	0,2797	0,811
H' log2	rho	-0,311	-0,168	-0,619	-0,119	-0,5	0,786	-0,714	-0,539	-0,786	0,191	0,52
	p	0,4528	0,6915	0,1017	0,7789	0,207	0,0208	0,0465	0,1681	0,0208	0,6506	0,1865
<i>N. hombergii</i>	rho	0,807	0,289	-0,059	-0,407	-0,155	-0,347	0,383	-0,096	0,347	-0,48	-0,542
	p	0,0154	0,4873	0,888	0,3167	0,7128	0,3993	0,3487	0,8204	0,3993	0,2284	0,165
<i>A. cirrhosa</i>	rho	-0,108	-0,635	-0,595	-0,548	-0,643	0,357	-0,333	-0,874	-0,357	-0,409	0,241
	p	0,7995	0,0908	0,1195	0,16	0,0856	0,3851	0,4198	0,0045	0,3851	0,3141	0,5653
Ostracoda	rho	0,084	-0,06	-0,299	-0,359	-0,144	0,192	-0,036	-0,277	-0,192	-0,069	0,37
	p	0,8426	0,8873	0,4713	0,3821	0,7342	0,6494	0,9327	0,5064	0,6494	0,8718	0,3669
<i>Iphinoe spp</i>	rho	0,172	0,294	-0,268	0,122	-0,341	0	0	-0,061	0	0,279	-0,364
	p	0,6841	0,4789	0,5204	0,7735	0,4076	1	1	0,8852	1	0,5026	0,3755
<i>L. lucinalis</i>	rho	0,227	-0,023	-0,327	-0,327	-0,218	0,436	-0,327	-0,259	-0,436	-0,053	0,515
	p	0,5881	0,9559	0,4287	0,4287	0,603	0,2797	0,4287	0,5361	0,2797	0,8997	0,1917
<i>G. insensibilis</i>	rho	-0,512	-0,542	0,12	-0,06	0,179	0,203	-0,275	-0,096	-0,203	0,466	0,268
	p	0,1945	0,1651	0,7776	0,888	0,6703	0,6287	0,5091	0,8204	0,6287	0,2439	0,5211
<i>S. rudolphii</i>	rho	-0,258	-0,196	-0,805	0,219	-0,805	0,903	-0,951	-0,196	-0,903	-0,224	0,377
	p	0,5378	0,6412	0,0159	0,6013	0,0159	0,0021	0,0002	0,6412	0,0021	0,5945	0,3574
<i>A. squamata</i>	rho	-0,297	-0,166	0,481	0,055	0,481	-0,399	0,261	0,242	0,398	0,661	-0,703
	p	0,4745	0,6945	0,2274	0,8971	0,2274	0,328	0,5321	0,5636	0,328	0,074	0,0517

specie/ abiotici		profondità	pH	Nitrogen	tot. Carbo	org. Carb	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	mud (Silt	<i>Rytiphloe</i>	<i>Cymodoce</i>
<i>S. decoratus</i>	rho	0,0446	-0,376	-0,659	-0,418	-0,596	0,596	-0,469	-0,606	-0,596	-0,494	0,817
	p	0,9164	0,3581	0,0751	0,302	0,1188	0,1188	0,2407	0,1112	0,1188	0,2134	0,0131
<i>D. spinosa</i>	rho	-0,577	-0,577	-0,41	-0,171	-0,341	0,585	-0,561	-0,601	-0,585	0,14	0,624
	p	0,1344	0,1344	0,3069	0,686	0,4076	0,1272	0,1479	0,1148	0,1272	0,7414	0,0983
<i>A. segmentum</i>	rho	-0,338	-0,089	-0,152	0,241	-0,038	0,089	0,025	0,166	-0,089	-0,305	0,669
	p	0,4127	0,8334	0,719	0,5653	0,9287	0,8344	0,9525	0,6946	0,8344	0,4624	0,0696
<i>E. difformis</i>	rho	-0,27	-0,429	-0,878	0	-0,878	0,781	-0,781	-0,405	-0,781	-0,503	0,507
	p	0,5178	0,882	0,0041	1	0,0041	0,0222	0,0222	0,3196	0,0222	0,2038	0,1998
<i>C. capitata</i>	rho	-0,176	-0,43	-0,843	-0,096	-0,771	0,771	-0,698	-0,327	-0,771	-0,58	0,815
	p	0,6772	0,2872	0,0085	0,8204	0,0251	0,025	0,0538	0,4288	0,025	0,132	0,0137
<i>J. pagenstecher</i>	rho	-0,84	-0,481	0,22	0,184	0,27	-0,098	0,036	-0,055	0,098	0,464	0,052
	p	0,009	0,2269	0,599	0,6625	0,5177	0,817	0,931	0,896	0,817	0,2467	0,9021
<i>L. savignyi</i>	rho	-0,431	-0,107	-0,333	0,048	-0,214	0,261	-0,119	-0,323	-0,261	-0,109	0,608
	p	0,2862	0,7995	0,4198	0,9108	0,6103	0,5309	0,7789	0,4346	0,5309	0,797	0,1092
<i>M. bifidus</i>	rho	-0,452	-0,457	-0,443	-0,299	-0,347	0,539	-0,503	-0,675	-0,539	0,288	0,332
	p	0,2611	0,254	0,2715	0,4713	0,3993	0,1681	0,2039	0,0664	0,1681	0,4889	0,4221
<i>M. gryllotalpa</i>	rho	-0,635	-0,455	-0,333	-0,119	-0,214	0,404	-0,333	-0,527	-0,405	0,191	0,545
	p	0,0909	0,2572	0,4198	0,7789	0,6103	0,3199	0,4198	0,1796	0,3199	0,651	0,1621
<i>M. insidiosum</i>	rho	-0,159	-0,761	-0,659	-0,439	-0,659	0,414	-0,415	-0,552	-0,415	-0,503	0,312
	p	0,7059	0,0283	0,0756	0,2763	0,0756	0,3069	0,3069	0,1558	0,3069	0,2038	0,452
Nemertea	rho	-0,415	-0,549	0,304	-0,051	0,304	-0,355	0,241	0,147	0,355	0,247	-0,344
	p	0,307	0,1591	0,4635	0,905	0,4635	0,388	0,5653	0,7288	0,388	0,5553	0,4032
Mollusca	rho	-0,203	-0,084	-0,762	0,143	-0,738	0,595	-0,548	-0,263	-0,595	-0,436	0,355
	p	0,6287	0,8435	0,028	0,7358	0,0365	0,1195	0,16	0,5284	0,1195	0,28	0,388
Arthropoda	rho	-0,73	-0,647	-0,333	-0,095	-0,261	0,5	-0,524	-0,515	-0,5	0,3	0,406
	p	0,0396	0,0831	0,4198	0,8225	0,5309	0,207	0,1827	0,1915	0,207	0,4703	0,3184
Anellida	rho	-0,323	-0,515	-0,905	-0,095	-0,857	0,857	-0,833	-0,479	-0,857	-0,409	0,634
	p	0,435	0,191	0,002	0,8225	0,0065	0,0065	0,0102	0,2297	0,0065	0,3141	0,0912

## 4 Discussioni e conclusioni

Dai risultati esposti, si evince che i popolamenti bentonici della laguna di Messolonghi costituiscono una comunità biologica diversificata, con un elevato numero di taxa. Lo studio ha consentito di evidenziare differenze significative tra i popolamenti presenti in habitat vegetati e non. In particolare i popolamenti in zone vegetate sono più ricchi in specie e diversificati rispetto a zone non vegetate. I risultati confermano la forte eterogeneità caratteristica nelle lagune, ampiamente documentata in letteratura (Barnes N. et al. 2008).

Nel corso degli anni, si è più volte cercato di dare degli strumenti per definire le tipologie di un ambiente lagunare. Basset et al. (2006) prendono in considerazione una serie di parametri che possano essere indicativi nel definire una tipologia di laguna: i più rilevanti risultano essere la dimensione della laguna e l'escursione di marea. La dimensione della laguna in particolare venne già proposta come maggior fattore caratterizzante nel determinare tipologie lagunari (Dufour & Harmelin-Vivien 1997). La laguna di Messolonghi, con la sua superficie di 481,5 km<sup>2</sup> è la più grande in Grecia, una delle maggiori in Mediterraneo, e questo potrebbe essere uno dei motivi dell'elevata eterogeneità dei suoi habitat e dei popolamenti.

Il confinamento è stato evidenziato come un altro importante fattore abiotico nel condizionare i popolamenti delle lagune in Grecia (Zalidis & Mantzavelas 1996). In particolare, la classica teoria della zonazione di Guelorget and Perthuisot (1992) parte da una visione molto ampia di ambiente di transizione, definito genericamente "paralico", che viene suddiviso in sei zone definite, all'interno delle quali si trovano solo determinate specie. In studi effettuati sia nel golfo di Amvrakia, poco distante, e nella stessa laguna di Messolonghi, è stato proposto come la zonazione si potrebbe applicare a questa laguna. Le specie trovate vengono suddivise in tipicamente marine tipicamente paraliche e un terzo gruppo dalla distribuzione intermedia. La loro distribuzione dovrebbe rispecchiare una

suddivisione in zone ecologiche dell'intera area, dalla più esterna alla più interna della laguna (Guelorget O. et al. 1986; Nicolaidou et al. 1988).

Successivamente è stato fornito un approccio critico con cui considerare questa teoria, descritto da Barnes (1994)). Secondo Barnes si trova certamente una zonazione della fauna ma intesa in senso più ampio, senza confini precisi: l'esistenza di zone discrete non è mai stata dimostrata e le specie descritte come tipicamente estuarine sono in realtà gli organismi più eurialini dell'ambiente marino.

In ambienti naturali non esistono zone definite in cui poter classificare gli organismi, la disposizione di questi non è mai correlata ad un solo fattore ma ad un'interazione di fattori biotici ed abiotici, che possono manifestarsi in diverse intensità e generare pattern anche molto vari da un anno all'altro (Barnes 1994; Barnes 1989).

Nella laguna oggetto di questo studio, è importante considerare sicuramente l'estensione molto vasta, l'ampia apertura al mare esterno, un'escursione di marea piuttosto bassa (~27 cm), e uno scarso grado di confinamento. Perciò anche tra i sistemi lagunari in sé ha parametri ambientali peculiari che la differenziano da altre lagune costiere in Grecia. Troviamo una grande varietà di biotopi, alta diversità e ricchezza di specie ma nessun gradiente dall'interno all'esterno della laguna, che è in genere tipico di lagune deltizie. Inoltre non si è finora riscontrata un'evidente correlazione tra indici biotici e parametri ambientali, o tra gli indici biotici ed il confinamento (Reizopoulou et al. 2014a).

L'estensione dell'area rende difficile il campionamento, perciò resta ancora un ambiente poco studiato, soprattutto riguardo al macrobenthos (Nicolaidou et al. 1988).

Da quanto osservato in questo studio, la disposizione delle specie non rispecchia un preciso gradiente abiotico, inoltre si tratta di una comunità biologica molto diversificata, con 130 taxa trovati e fino a 149 documentati in precedenza (Reizopoulou et al. 2014a; Nicolaidou et al. 1988). Troviamo un'elevata presenza di specie rare e poche specie relativamente abbondanti come i crostacei

*Gammarus insensibilis*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Monocorophium insidiosum*, i policheti *Capitella capitata*, *Armandia cirrhosa* e *Nephtys hombergii*.

La comunità nel suo complesso mostra delle variazioni alla presenza della vegetazione: tuttavia le specie prese singolarmente mostrano comportamenti differenti. Rispetto al fattore vegetazione, è risultata significativamente differente solo l'abbondanza di *N. hombergii* (Nephtyidae).

Dalle correlazioni per ranghi effettuate con le singole specie animali risultano poche associazioni biotiche, sia con l'alga rossa *Rytiphloea tinctoria*, su cui sono documentate associazioni con comunità di crostacei (principalmente anfipodi e tanaidacei) (Sparla 1993), che con la tracheofita *Cymodocea nodosa*, per cui risulta solo un'affinità dei policheti *Schistomeringos rudolphii* e *Spio decoratus*. Inoltre le singole specie analizzate mostrano distribuzioni spaziali differenti, e spesso con forti aggregazioni evidenziate dall'elevata variabilità tra le repliche della medesima stazione. Questo fa pensare ad un comportamento aggregativo degli organismi nella laguna, che formano distribuzioni a *patch*. Tra i parametri abiotici considerati, solo la profondità sembra avere una qualche influenza sulla struttura dei popolamenti. Tuttavia il coefficiente di Spearman ha rivelato poche correlazioni con questo parametro, al cui aumento corrisponde una diminuzione nel numero medio di individui per stazione, soprattutto per gli artropodi. Inoltre i valori di profondità utilizzati non sono stati corretti per la marea, seppure piccola, pertanto questi andamenti vanno considerati con cautela. Sono più frequenti invece le influenze della composizione del sedimento e contenuti di azoto e carbonio organico. In particolare i popolamenti tendono ad aumentare in numero di individui e ricchezza specifica all'aumento del contenuto di sabbia nel sedimento, mentre tendono a diminuire in presenza di azoto, carbonio organico, limo e fango. Gli anellidi in particolare rispecchiano questo andamento, mentre i molluschi non sembrano essere influenzati dalla composizione del sedimento ma tendono a diminuire all'aumento di azoto e carbonio organico.

Tra le singole specie, le abbondanze di *S. rudolphi*, *C. capitata* ed *E. difformis* tendono ad aumentare all'aumento del contenuto in sabbia nei sedimenti e diminuire all'aumento di azoto, carbonio organico limo e fango, mentre l'abbondanza di *Armandia cirrhosa* tende a diminuire all'aumentare del contenuto

in argilla. *N. hombergi* tende ad aumentare in abbondanza all'aumento della profondità, mentre *J. pagenstecheri* ha un andamento opposto.

In conclusione, nella laguna oggetto di questo studio, la presenza della vegetazione, nel suo insieme, risulta essere il fattore che incide maggiormente sulla struttura delle comunità e sulla loro diversità. Tuttavia l'effetto sulla comunità macrobentonica può essere dato da un'interazione delle diverse specie vegetali che potrebbero fornire protezione e substrati per molte specie. Non si evidenzia un gradiente abiotico che regola la distribuzione dei popolamenti, e non si può suddividere in zone definite la laguna.

Questo lavoro potrebbe rappresentare uno studio di base per avviare un programma di monitoraggio della laguna di Messolonghi, e per definire un approccio specifico applicabile a lagune con parametri ambientali simili. Porre delle condizioni di riferimento è sicuramente utile nello studio di qualsiasi ecosistema, ma risulta cruciale in ambienti lagunari a causa della loro eterogeneità sito specifica (Basset et al. 2013).

## Ringraziamenti

Ringrazio innanzitutto il mio relatore Massimo Ponti, per il tempo e la pazienza dedicati. Il mio collega ed amico Nick Providakis, a cui si devono parte dei dati oggetto di questo studio e che gentilmente mi ha fornito tutte le informazioni di cui avevo bisogno anche a distanza.

La mia famiglia, che mi ha dato l'opportunità di questa bellissima e faticosa esperienza: babbo, che a tuo modo sei sempre pronto a darmi una spinta (energica) ad andare avanti, mamma che non mi permetti mai di dubitare di me, Fede, ti ringrazio perché negli ultimi anni stai quasi diventando un sentimentale e perché sei sempre presente ad ogni mio scontro con la tecnologia.

Doverosissimi ringraziamenti alla mia seconda famiglia, ovvero gli amici: senza di voi non ce l'avrei mai fatta davvero. Le mie mille coinquiline e parlo di quelle che avranno sempre un posto nel cuore: Laura hai reso il mio ultimo anno un vero spasso, Claudia e Francesca grazie per le mille chiacchiere assieme e per avermi ospitato senza un perché e un per come più e più volte quando ormai non ero più coinquilina sulla carta. Sere continuerai ad essere la mia enciclopedia politica, Aury e Roby, anche se non siamo più in casa da tempo mi mancano sempre i nostri giorni assieme, assieme alla Lucy ovviamente, coinquilina adottata su tutti i fronti. Un grazie a chi sapeva sempre portare allegria a lezione, nei momenti di studio, ma soprattutto in quel di Ravenna: Gildina, Laura (ancora tu!), Ale, Giulia, Fede, Vale, Penny, Andre, Ale Colagiò, Claudia, Sergio, Palla, Davide, Mirko, Martina e tanti altri.

Grazie a Franzi, Jacopo e Cami che mi hanno sfamato, vestito ed alloggiato a casa degrado, un grazie speciale a Cami che ci ha sopportati con le nostre tesi e le nostre ansie, e alla sua chitarra flamenca con cui si è sfogata di rimando.

Grazie ai miei amici reggiani. Ambientarmi una volta tornata, con voi è stato davvero facile. Ai miei compagni di studio e di serate Ginny, Ery, Francy, Luca, Dave, Naty, Mari, Kampa (per stavolta metterò la K), Marmo, Alle, Jonny (è inutile non ti chiamo Cisky), Giorgio (di cui ho bei ricordi di poca sportività a tabù e poi il vuoto) ragazzi siete proprio un bel gruppone e sono molto felice di

esserci finita in mezzo. Grazie Totta per il tuo pensiero sempre originale e perché dopo tutti questi anni bazzichiamo ancora assieme di tanto in tanto.

E lo so che sei arrivata a leggere fino a qui e ancora non ti trovi ma a te va un ringraziamento bello grande, Je, perché di amiche come te posso andar anche in capo al mondo ma non ne trovo più. Grazie per esserci sempre e per darmi la certezza che ci sarai sempre.

Ed ora passiamo ai miei amici greci, per cui ci vuole proprio un paragrafo a parte, in inglese perché in greco è ancora un po' presto.

You all made my six months in Greece an unforgettable experience and because of you i had the will of coming back from the second day i stepped around you. And it seems a threat but of course i will be back, sooner or later. So thank you Laura and Dimitri for letting me in from the very first day; David and Popi for the patience and help in taxonomy; Nikos for talking from polychets to Parmigiano cheese, and for introducing me as "the girl from the city of the cheese". Nikoletta, Argiroula, Eleni for our night out and greek lessons, often combined, for savage camping in the beach after work, and for a loot of fun. I truly believe that we will encounter around the world and I can't wait for it.

# Bibliografia

- Anagnostou C., Karageorgis A., Hatiris G., P. D (2009) The deltaic - lagoonal systems of Acheloos and Evinos rivers (Western Greece): evolution and changes related to anthropogenic activities and sea-level rise Effets de l'augmentation de la température sur un système sédimentaire par petits fonds : une situation printanière. Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography
- Anderson MJ (2004) DistLM v.5: a fortran computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model. Department of Statistics University of Auckland, Auckland
- Anderson MJ, Robinson J (2001) Permutation tests for linear models Aust N Z J Stat 43:75-88
- Anderson MJ, Ter Braak CJF (2003) Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. J Stat Comput Sim 73:85-113
- Barnes N., Bamber R. N., Moncrieff C. B., Shearer M., J. FT (2008) Meiofauna in closed coastal saline lagoons in the United Kingdom: Structure and biodiversity of the nematode assemblage. Estuar Coast Shelf S 79:328-340
- Barnes RSK (1989) What, if anything, is a brackish-water fauna? Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh 80:235-240
- Barnes RSK (1994) A critical appraisal of the application of Guélorget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. Estuar Coast Shelf S 38:41-48
- Basset A, Barbone E, Borja A, Elliott M, Jona-Lasinio M, Marques J-C, Mazik K, Muxika I, Neto J-M, Reizopoulou S, Rosati I, Teixeira H (2013) Natural variability and reference conditions: setting type-specific classification boundaries for lagoon macroinvertebrates in the Mediterranean and Black Seas. Hydrobiologia 704:325-345
- Basset A, Sabetta L, Fonnesu A, Mouillot D, Do Chi T, Viaroli P, Giordani G, Reizopoulou S, Abbiati M, Carrada GC (2006) Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. Aquat Conserv 16:441-455



- Benedetti-Cecchi L, Rindi F, Bertocci I, Bulleri F, Cinelli F ( 2001) Spatial variation in development of epibenthic assemblages in a coastal lagoon. . *Estuar Coast Shelf S* 52:659-668.
- Cabana D, Sigala K, Nicolaidou A, Reizopoulou S (2013) Towards the implementation of the Water Framework Directive in Mediterranean transitional waters: the use of macroinvertebrates as biological quality elements. *Adv Oceanogr Limnol* 4:212-240
- Dauer DM (1993) Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar Pollut Bull* 26:249-257
- Dufour P, Harmelin-Vivien M (1997) A research program for a typology of atoll lagoons: strategy and first results *Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium*, p 843-848
- Frénod E, Goubert E (2007) A first step towards modelling confinement of paralic ecosystems. *Ecol Model* 200:139-148
- Glockzin M, Zettler ML (2008) Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors- A case study from the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea). *J Sea Res* 59:144-161
- Gomez E, Millet B, Picot B (1998) Nutrient accumulation in a lagoon sediment relating to hydrodynamic conditions. . *Oceanol Acta* 21:805-817.
- Granek EF, Polasky S, Kappel CV, Reed DJ, Stoms DM, Koch EW, Kennedy CJ, Cramer LA, Hacker SD, Barbier EB, Aswani S, Ruckelshaus M, Perillo GME, Silliman BR, Muthiga N, Bael D, Wolanski E (2010) Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management. *The journal of the society for conservation Biology* Vol. 24, No. 1, 02.2010:p. 207-216.
- Gray JS (1974) Animal-sediment relationships  
*Oceanogr Mar Biol, Annu Rev* 12:223-2261
- Guelorget O, Perthuisot J-P (1992) Paralyc ecosystem: biological organisation and functioning.
- Guelorget O., Frisoni G.-F., Monti D., J.-P. P (1986) Contribution to the ecological study of the northern lagoons of the Gulf of Amvrakia, Greece. *Deep Sea Research Part B Oceanographic Literature Review* 33:1022

- Heliotis FD (1988) An inventory and review of the wetland resources of Greece. *Wetlands* 8:15-31
- Karageorgis AP, Sioulas A, Krasakopoulou E, Anagnostou CL, Hatiris GA, Kyriakidou H, Vasilopoulos K (2011) Geochemistry of surface sediments and heavy metal contamination assessment: Messolonghi lagoon complex, Greece. *Environmental Earth Sciences* 65:1619-1629
- Katselis G, Koukou K, Dimitriou E, Koutsikopoulos C (2007) Short-term seaward fish migration in the Messolonghi–Etoliko lagoons (Western Greek coast) in relation to climatic variables and the lunar cycle. *Estuar Coast Shelf S* 73:571-582
- Maltby E, Baker T (eds) (2009) *The wetlands handbook*. Wiley-Blackwell
- Marazioti CE, Flessi G, Vlachos P, Koutrouli E, Ntaikou G, Antonopoulou G, Pakou C, Kalfas C, Kornaros M, Lyberatos G (2010) On the environmental state of the Mesologgi lagoon in Greece. *Fresenius Environmental Bulletin* 19:1151-1164
- Marcos M, Tsimplis MN, Shaw AGP (2009) Sea level extremes in southern Europe *J Geophysics*
- McLachlan A, Dorvlo A (2005) Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *J Coast Res* 21:674-687
- Montserrat F, Van Colen C, Provoost P, Milla M, Ponti M, Van den Meersche K, Ysebaert T, Herman PMJ (2009) Sediment segregation by biodiffusing bivalves. *Estuar Coast Shelf S* 83:379-391
- Nicolaidou A, Bourgoutzani F, Zenetos A, Guelorget O, Perthuisot J-P (1988) Distribution of molluscs and polychaetes in coastal lagoons in Greece. *Estuar Coast Shelf S* 26:337-350
- Nicolaidou A, Petrou K, Kormas KA, Reizopoulou S (2006) Inter-annual variability of soft bottom macrofaunal communities in two Ionian Sea lagoons. In: Martens K, Queiroga H, Cunha MR, Cunha A, Moreira MH, Quintino V, Rodrigues AM, Seroôdio J, Warwick RM (eds) *Marine Biodiversity: Patterns and Processes, Assessment, Threats, Management and Conservation*. Springer Netherlands, Dordrecht, p 89-98
- Nicolaidou A, Reizopoulou S, Koutsoubas D, Orfanidis S, Kevrekidis T (2005) Biological components of Greek lagoonal ecosystems: an overview. *Mediterr Mar Sci* 6

- Nixon SW (1995) Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-219
- Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16:229-311
- Ponti M, Vadrucchi MR, Orfanidis s, Pinna M (2009) Biotic indices for ecological status of transitional water ecosystems. *Transitional Waters Bulletin* 3:32-90
- Providakis N, Cabana D, Arevalo E, Sigala K, Ibanhez SP, Nicolaidou A, Reizopoulou S (2013) Benthic diversity in Messolonghi Lagoon, Greece 48st European Marine Biology Symposium, National University of Ireland, Galway, Ireland
- Reizopoulou S, Nicolaidou A (2006) Index of size distribution (ISD): a method of quality assessment for coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577:141-149
- Reizopoulou S, Simboura N, Barbone E, Aleffi F, Basset A, Nicolaidou A (2014a) Biodiversity in transitional waters: steeper ecotone, lower diversity. *Mar Ecol Evol Persp* 35:78-84
- Reizopoulou S, Simboura N, Sigala K, Barbone E, Aleffi F, Kaisakis G, Rosati I, Basset A, Nicolaidou A (2014b) Assessment of the ecological status of the Mediterranean coastal lagoons using macroinvertebrates. Comparison of the most commonly used methods. *Mediterr Mar Sci* 15:602-612
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species abundance distribution: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar Pollut Bull* 49:728-739
- Sangiorgio F, Quintino V, Rosati I, Rodrigues A-M, Pinna M, Basset A (2014) Macrofauna in Mediterranean and Black Sea transitional aquatic ecosystems: A comparative study of the benthic populations sampled by box corer and leaf bags. *Ecological Indicators* 38:159-169
- Sparla MP (1993) Peracarid crustacea inhabiting aegagropylae of the red alga *Rytiphloea tinctoria* (Clemente) C. Ag. in the stagnone sound, western sicily, italy. *Crustacean* 64
- Tsimplis MN (1994) Tidal Oscillations in the Aegean and Ionian Seas. *Estuar Coast Shelf S* 39:201-208

Tsimplis MN, Blackman D (1997) Extreme Sea-level Distribution and Return Periods in the Aegean and Ionian Seas. *Estuar Coast Shelf S* 44:79-89

Zalidis GC, Mantzavelas A (1996) Inventory of Greek wetlands as natural resources. *Wetlands* 16:548-556