



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea magistrale (*ordinamento ex D.M.
270/2004*) in Scienze Ambientali

Tesi di Laurea

*Analisi comparativa di indicatori
applicati alla comunità
macrobentonica della laguna di
Venezia*

—
Ca' Foscari
Dorsoduro 3246
30123 Venezia

Relatore

Dott. Fabio Pranovi

Laureanda

Silvia Colla

Matricola 811761

Anno Accademico

2011/ 2012

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
2. MATERIALE E METODI	4
2.1. PIANO SPERIMENTALE	4
2.2. INDICATORI ED INDICI	7
2.2.1. INDICI STRUTTURALI	7
2.2.2. INDICI BIOTICI	10
2.2.3. INDICI FUNZIONALI	15
2.3. ANALISI STATISTICA	21
3. RISULTATI	22
3.1. CAMPO INVERNO	22
3.2. CAMPO ESTATE ITER	27
3.3. CAMPO ESTATE NEW	32
3.4. CONFRONTO CAMPI INVERNO-ESTATE ITER	38
3.5. CONFRONTO CAMPI INVERNO-ESTATE NEW	41
3.6. CONFRONTO CAMPI ESTATE ITER-ESTATE NEW	44
4. DISCUSSIONE	47
5. CONCLUSIONI	55
6. BIBLIOGRAFIA	56

1. Introduzione

La consapevolezza della necessità di adottare nuovi approcci nel contesto della gestione ambientale risale, ormai, a qualche decennio fa, essendo stati il concetto e i principi dell'approccio ecosistemico, discussi fin dalle prime riunioni dell'Organo Tecnico della Conservazione sulla Diversità Biologica, all'inizio degli anni 90.

Con la 5ª Conferenza delle Parti (COP 5) della Conservazione sulla Diversità Biologica (Nairobi 2000) è stata definitivamente approvata la definizione di 'approccio ecosistemico' su base scientifica (UNEP, 2000).

L'approccio ecosistemico rappresenta un modo di pensare ed agire in maniera ecologica, su base scientifica, integrando le informazioni biologiche, sociali ed economiche per raggiungere un equilibrio socialmente e scientificamente accettabile tra le priorità della conservazione della natura, l'uso delle risorse e la suddivisione dei benefici. Questo approccio tenta di rimuovere le barriere tra economia, società e ambiente naturale, considerando l'uomo all'interno delle dinamiche di un ecosistema (UNEP, 2000). L'approccio ecosistemico si basa sull'applicazione di metodologie scientifiche che considerano i diversi livelli di organizzazione biologica, le strutture, i processi, le funzioni e le interazioni tra gli organismi e il loro ambiente (Padovani *et al.*, 2003).

Come previsto dalla normativa comunitaria Water Framework Directive (2000/60/CE), perché un ecosistema possa essere oggetto di conservazione-gestione ambientale, è necessario valutarne lo Stato Ecologico inteso come struttura e funzione della comunità. Lo Stato Ecologico è espresso come Rapporto di Qualità Ecologica, dato dalla comparazione tra lo stato attuale, definito mediante appositi indicatori, e lo stato corrispondente ad una condizione di riferimento (WFD, 2000).

L'obiettivo principale della Direttiva è il raggiungimento di un "buono stato ecologico" per tutti i corpi idrici entro il 2015. Lo stato ecologico dei corpi idrici è l'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici, che considera la natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, le caratteristiche del flusso e la struttura fisica del corpo idrico, ponendo come prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema. Gli elementi di qualità biologica sono gli aspetti tipici di un ecosistema acquatico che possono essere valutati attraverso la struttura (composizione e abbondanza) delle loro comunità, soppesando gli effetti delle attività antropiche sugli ecosistemi acquatici.

Fondamentale, per la valutazione dello stato ecologico, è quindi la definizione delle “Condizioni di riferimento”, intese come comunità biologiche, condizioni idromorfologiche, fisico-chimiche, che determinano i valori degli elementi di qualità che portano alla definizione di stato ecologico elevato.

Lo stato ecologico, come detto, viene espresso come Rapporto di Qualità Ecologica (RQE) tra i valori ricavati dal monitoraggio dei corpi idrici e quelli posti come condizione di riferimento. Il rapporto è espresso come valore numerico compreso tra 0 (stato ecologico pessimo) ed 1 (stato ecologico elevato) (Allegato V, 1.4.1 della Direttiva 2000/60/CE).

Per quanto riguarda la definizione degli elementi qualitativi per la classificazione dello Stato Ecologico delle acque costiere e di transizione la Direttiva pone l’accento su composizione, abbondanza e biomassa delle comunità fitoplanctoniche, dell’altra flora acquatica, macrozoobentoniche e ittiche, considerando gli elementi idromorfologici, fisico-chimici e gli inquinanti specifici a sostegno. Per la prima volta, quindi, l’assetto delle comunità biologiche riveste, in una legge comunitaria, un ruolo fondamentale per la definizione della qualità ambientale (WFD, 2000).

Lo studio specifico della struttura e dei processi ecologici sono propedeutici alla pianificazione della conservazione e gestione delle risorse degli ecosistemi marino-costieri e di transizione.

L’osservazione specifica dell’ambiente sedimentario ed in particolare della fauna macrozoobentonica risulta efficace ai fini della valutazione della qualità ecologica dei sistemi marino-costieri e delle acque di transizione, in considerazione del fatto che questo comparto è il ricevitore immediato degli inquinanti di sedimentazione e dei disturbi di origine antropica; la sensibilità agli eventi di impatto trova riscontro nella variazione della struttura e funzionalità delle comunità (Quintino *et al.*, 2006).

Eventi naturali ed attività antropiche rappresentano elementi di disturbo in grado di influenzare profondamente le componenti biologiche e di alterare la loro funzionalità; in particolare, l’attività di pesca comporta effetti significativi sulla dinamica delle popolazioni, sulle interazioni tra le specie, sulla struttura della rete trofica e sull’ambiente fisico bentonico (Jennings e Kaiser 1998).

In questo contesto, gli attrezzi da pesca, ‘tipo draga’, che smuovono il fondale per la raccolta degli organismi fossori, risultano essere particolarmente impattanti, in quanto, oltre agli effetti diretti

sulla comunità bentonica, risospendono il sedimento ed alterano i processi biogeochimici all'interfaccia acqua-sedimento, con modificazione della granulometria.

In laguna di Venezia, uno dei principali impatti ambientali è derivato proprio dallo sfruttamento della vongola filippina, *Ruditapes philippinarum*, la cui tecnica di pesca prevede l'utilizzo della 'rusca' (Pranovi *et al.*, 2004), attrezzo meccanico che altera in modo grave la tessitura del sedimento interferendo negativamente sui processi coesivi di natura biologica, che avvengono sulla superficie del fondale, aumentando così la risospensione (Black e Parry 1999). Quest'ultima, inoltre, può avere importanti ripercussioni sulla qualità e la quantità di alimento disponibile per gli organismi filtratori. Uno dei principali effetti della risospensione è l'aumento della torbidità che altera l'attività primaria sul fondo e nella colonna d'acqua (Sfriso e Marcomini 1996).

Allo scopo di approfondire la conoscenza delle dinamiche di una popolazione soggetta a disturbo antropico è indispensabile conoscere il regime del disturbo ed il modello di ricolonizzazione del sito disturbato (Sousa, 1984).

In questo contesto, per meglio analizzare i processi e le dinamiche che regolano il comparto macrobentonico, la comunità è stata manipolata inducendo un disturbo sperimentale. L'analisi delle fasi di ricolonizzazione dopo il disturbo, permette di individuare i processi che regolano e strutturano le comunità (Pranovi *et al.*, 2005).

Con il presente lavoro si intende applicare allo studio delle comunità macrozoobentoniche, sottoposte a disturbo antropico di tipo meccanico, indici in grado di descrivere le proprietà del sistema ed evidenziarne le variazioni strutturali e funzionali.

In particolare, il piano sperimentale utilizzato nel presente lavoro di tesi si propone di:

- analizzare gli effetti di un disturbo antropico sperimentale sulla comunità macrobentonica considerando diverse variabili, quali il tempo dopo l'evento di disturbo, la stagione (inverno-primavera/estate), intensità ed iterazione del disturbo.
- applicare indici ed indicatori di diversa tipologia alla comunità macrobentonica per valutarne lo stato ecologico.
- confrontare gli indicatori ecologici utilizzati per testarne la capacità di descrivere correttamente uno stato ecologico.

2. Materiali e metodi

2.1. Piano sperimentale

I dati utilizzati per le analisi sono relativi ad una serie di campionamenti effettuati in un'area di bassofondo prospiciente l'isola delle Vignole Nuove, nei pressi del canale "La Bissa" (Fig. 2.1.1).



Figura 2.1.1. Ubicazione area di campionamento (foto satellitare da earth.google.com).

All'interno di quest'area sono state individuate due aree contigue di prelievo, denominate INVERNO-ESTATE ITER ed ESTATE NEW (Fig. 2.1.2).

L'area denominata INVERNO-ESTATE ITER rappresenta un sito trattato sperimentalmente nel periodo Dicembre 2004 – Aprile 2005 (INVERNO) e successivamente reiterato nel periodo Maggio 2005 – Settembre 2005 (ESTATE ITER). Il campo denominato ESTATE NEW coincide, invece, con un sito indisturbato nel periodo Dicembre 2004 – Aprile 2005 e, trattato da Maggio 2005 a Settembre 2005. Ciascun campo, poi, è stato suddiviso in tre corridoi di campionamento (80 m x 5 m) così denominati:

- Singolo (un solo passaggio sperimentate);
- Controllo (indisturbato);
- Multiplo (più passaggi sperimentali)(Fig. 2.1.2).



Figura 2.1.2. Ubicazione dei campi sperimentali (INVERNO-ESTATE ITER ed ESTATE NEW), con i tre corridoi di campionamento: S (trattamento Singolo), C (Controllo) e M (trattamento Multiplo) (foto satellitare da maps.google.it).

All'interno di ogni singolo corridoio, all'inizio del periodo di campionamento, è stato realizzato un "disturbo sperimentale" del substrato per mezzo di una "rusca", uno strumento a bocca rigida usato principalmente per la raccolta meccanica di *Ruditapes philippinarum*, in grado di produrre una parziale o totale rimozione dei primi centimetri di sedimento (Pranovi *et al.*, 2004). Nei corridoi denominati "Singolo" il disturbo è stato applicato una sola volta, mentre nei corridoi denominati "Multiplo" sono stati effettuati 9 passaggi consecutivi dell'attrezzo in modo tale da simulare una diversa intensità del disturbo sulla comunità macrobentonica. Il solco prodotto dalla "Rusca" nei corridoi "Singolo" è risultato essere largo 0.45-0.5 m e profondo 0.07-0.10 m, mentre quello nei corridoi "Multiplo" è risultato misurare 1.50-1.70 m di larghezza e 0.10-0.15 m di profondità.

I campioni di macrozoobenthos sono stati raccolti utilizzando un box-corer modificato, che viene inserito nel sedimento da due operatori in semi-immersione. La chiusura dello strumento viene effettuata manualmente mediante due lame d'acciaio che scorrono lateralmente con una

inclinazione di 45° rispetto alla verticale. La tempistica dei campionamenti è riportata in tabella 2.1.1.

I campioni prelevati prima del passaggio sperimentale provengono dalle aree antistanti i corridoi sperimentali, mentre quelli prelevati dopo il disturbo sono prelevati all'interno del solco formato. Per ogni campione sono state prelevate 5 repliche.

ESTATE NEW			ESTATE ITER			INVERNO			
M	C	S	M	C	S	M	C	S	
						T-30			Dic
						T-7			Gen
						T0			
						T1			
						T7			
						T15			Feb
						T30			
						T60			Mar
						T90			Apr
									Mag
									Giu
									Lug
									Set
			T-30			T-1			
			T-1			T0			
			T0			T1			
			T1			T7			
			T7			T15			
			T15			T30			
			T30			T60			
			T60			T90			
			T90						

Tabella 2.1.1. Schema sperimentale di campionamento (dicembre 2004-settembre 2005). S= singolo, C= controllo e M= multiplo. T 0 indica il giorno in cui è stato applicato il disturbo sperimentale. I numeri accanto alla lettera T indicano i giorni trascorsi dopo l'evento di disturbo o prima del disturbo (es. -7).

I campioni, una volta prelevati, sono stati setacciati su maglia da 500 µm, etichettati e riposti in freezer a -20°C per una corretta conservazione. In laboratorio, dopo lo scongelamento, la pulizia e la colorazione in rosa bengala, è stato effettuato il sorting della materia organica colorata e la classificazione sistematica di tutti gli organismi reperiti, al più basso livello tassonomico possibile. Per ogni specie o *taxon* riconosciuto, è stata misurata l'abbondanza e la biomassa umida e secca

(24 ore in stufa a 102°C). Per mezzo di opportuni coefficienti di trasformazione, è stato poi calcolato anche il peso senza ceneri (ash free dry weight, AFDW). I dati dell'attività di laboratorio sono stati raccolti in tabelle specie/campione necessarie all'analisi della comunità.

2.2. Indicatori ed indici

Per descrivere sistemi complessi, quali i diversi comparti ambientali, è prassi fare uso di "indicatori", ovvero parametri e funzioni che sintetizzano le informazioni e i dati a disposizione, consentendo di esprimere giudizi oggettivi su determinati aspetti, stabilire confronti nello spazio - tra situazioni o ambiti territoriali diversi - e nel tempo - monitorare la variazione di un parametro. Secondo la definizione data dall'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE, 1993), un generico indicatore, per essere efficace, deve avere le seguenti caratteristiche di base:

- 1) rilevanza e utilità: l'indicatore deve avere un legame con gli obiettivi di programmazione e di pianificazione, deve essere in grado di misurare un andamento in atto, rilevando l'evoluzione della situazione ambientale analizzata, rispetto agli obiettivi predefiniti;
- 2) Solidità scientifica: ogni indicatore utilizzato deve essere basato su standard riconosciuti dalla comunità scientifica nazionale ed internazionale, consentendo il confronto tra situazioni e territori diversi;
- 3) Misurabilità: i dati utilizzati per calcolare gli indicatori devono essere facilmente ottenibili, documentati, di qualità comprovata ed aggiornabili regolarmente, così che possano essere ottenibili a costi ragionevoli e riproducibili nel tempo (Muller e Lenz, 2006).

Gli indicatori, quindi, rappresentano un output dei dati ambientali elaborati, e possono dare origine agli indici, parametri sintetici caratterizzati da un contenuto informativo superiore.

2.2.1. Indici strutturali

In ecologia, gli studi a livello di comunità sono quelli più utilizzati per valutare lo stato degli ecosistemi, poiché la struttura di una comunità integra e riflette le condizioni ambientali nel tempo (Warwick, 1993).

Nello studio del macrobenthos, una delle misure più immediate e utilizzate per avere indicazioni sulla struttura delle comunità è la diversità, intesa come numero di specie per numero di individui.

Dalle tabelle specie/campione, sono stati calcolati i principali parametri strutturali che caratterizzano una comunità macrobentonica, come la diversità specifica e il numero di individui. Partendo dalle tabelle di abbondanza, sono stati calcolati alcuni indici univariati che, combinando il numero di specie e la loro abbondanza, forniscono indicazioni sulla diversità. Esistono diverse formule in grado di sintetizzare in un semplice valore numerico il concetto di diversità; ne sono un esempio l'Indice di diversità di Shannon-Wiener, l'Indice di ricchezza specifica di Margalef e l'Indice di equiripartizione di Pielou.

- L'indice di Shannon-Wiener H' (Shannon e Wiener, 1949) è un indice di diversità che considera sia il numero di specie presenti, sia il modo in cui gli individui sono distribuiti tra esse;

$$H' = - \sum_{j=1}^S p_j \log p_j$$

dove:

p_j = frequenza della j -esima specie, ovvero il rapporto tra il numero di individui della specie j -esima e il numero totale di individui del campione ($\sum_j p_j = 1$);

S = numero delle specie trovate.

L'indice misura la probabilità che un individuo preso a caso dalla popolazione appartenga ad una specie differente da una specie estratta in un precedente ipotetico prelievo. Maggiore è il valore di H' , maggiore è la diversità. Il suo valore risulta compreso tra 0 e, teoricamente, $+\infty$.

- L'indice di ricchezza specifica di Margalef (d) (Margalef, 1958) è basato sul rapporto tra il numero di specie e il numero totale di individui. Si calcola come:

$$d = (S-1)/\ln(N),$$

dove:

S = numero delle specie trovate;

N = numero degli individui trovati.

- Indice di equiripartizione di Pielou (J) (Pielou E.C., 1975), valuta il grado di uniformità nella distribuzione degli individui tra le diverse specie. L'indice misura la ripartizione delle abbondanze delle specie: è massimo quando tutte le specie sono presenti con la stessa abbondanza, ha invece valori bassi quando ci sia una sola specie abbondante e numerose specie rare. L'indice mostra quanto la diversità sia dovuta ad un equilibrato rapporto tra le specie, ed è calcolato come rapporto H'/H_{max} .

$$J = H'/H_{max} = H'/\ln S$$

dove:

S= numero delle specie del campione;

H'= indice di Shannon;

Hmax= indice di Shannon calcolato per una situazione teorica di riferimento.

Sono stati applicati anche alcuni indici di diversità tassonomica, che prendono in considerazione la distanza filogenetica tra i taxa, valutando il numero di nodi che devono essere 'attraversati' per passare da uno all'altro. Nell'albero riportato in figura 2.2.1.1, la distanza tra i diversi livelli è uguale e standardizzata (le specie legate tra loro al livello più alto, quello di ordine, hanno un valore di Δ^+ pari a 100) in modo tale che la distanza tra i livelli è circa di 33 ($100/3$). Come visualizzato nell'albero A: specie che appartengono allo stesso genere distano 33 unità, mentre dall'albero C si evidenzia che specie appartenenti alla stessa famiglia ma a generi diversi distano 67 unità. È possibile osservare che Δ^+ aumenta, dal caso A a quello C, all'aumentare della complessità strutturale della comunità, ciò perché le specie appartengono a più generi e famiglie. Nella situazione C e D viene riportato anche il valore Λ^+ che risulta maggiore nel caso D a causa di una minore equiripartizione delle specie tra i livelli tassonomici superiori (Leonard *et al.*, 2006).

- Average taxonomic distinctness (Δ^+), che misura la lunghezza della distanza media tra due specie scelte a caso da un campione, tenendo conto solo dei dati di presenza-assenza delle specie stesse (Fig. 2.2.1.1);

$$\Delta^+ = [\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}] / [s(s-1)/2]$$

- Variation in taxonomic distinctness (Λ^+), che è la varianza associata a Δ^+ e riflette la complessità dell'albero tassonomico (Fig. 2.2.1.1);

$$\Lambda^+ = [\sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \omega_{medio})^2] / [s(s-1)/2]$$

dove, in ambo le formule utilizzate:

ω_{ij} = rappresenta il peso dato alla distanza che unisce le specie “i” e “j” nell’albero tassonomico;

s= numero delle specie presenti

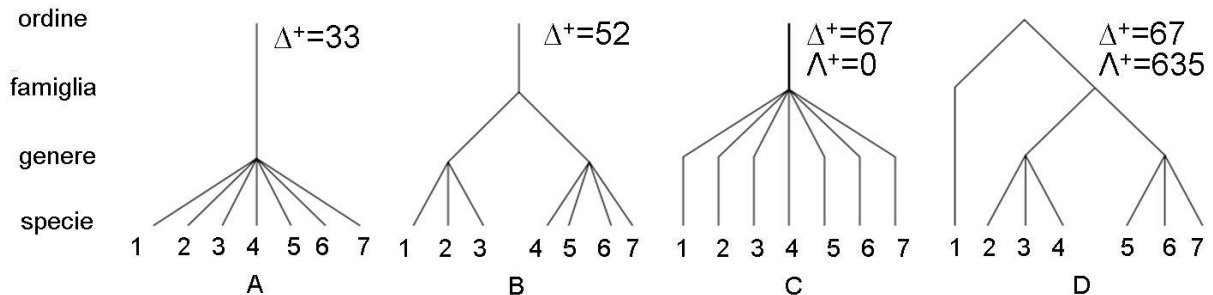


Figura 2.2.1.1. Esempio di Taxonomic distinctness (Δ^+) per 4 comunità con lo stesso numero di specie (7), ma con una diversa struttura tassonomica.

Nel presente elaborato la lista sistematica di riferimento considera 6 livelli: specie, genere, famiglia, ordine, classe e phylum.

2.2.2. Indici biotici

In letteratura, esistono diversi indici ed indicatori per la valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi bentonici. Molti di essi si basano su descrittori di tipo tassonomico, relativi alla ricchezza di specie o alla presenza di taxa indicatori, altri su descrittori di tipo non tassonomico.

La ricchezza tassonomica osservata risulta, spesso, una sottostima della vera ricchezza tassonomica della comunità e l'errore in questione dipende dallo sforzo e dalla metodologia di campionamento (Gaston, 1996).

I descrittori di tipo non tassonomico che si basano sulla presenza di specie indicatrici risultano avere valenza esclusivamente locale e dipendono dall'attribuzione delle diverse specie a gruppi definiti in base alla letteratura e in base alla conoscenza di singoli esperti (Occhipinti-Ambrogy *et al.*, 2004).

Pearson e Rosenberg (1978) hanno proposto un metodo di valutazione dello stato di compromissione dell'ecosistema in cui la fonte di inquinamento è l'arricchimento in sostanza organica. Sono studiate le modificazioni spaziali e temporali dovuti a tale impatto dal punto di vista dell'abbondanza/biomassa e composizione della comunità macrozoobentonica di fondo mobile (Figg. 2.2.2.1-2). Avvicinandoci (nel tempo o nello spazio) alla fonte di arricchimento organico osserviamo un decremento nel numero delle specie (S) e un aumento delle abbondanze

(A) che toccano un livello di massimo al picco delle specie opportuniste (PO). Tra il picco delle opportuniste e la zona di transizione esiste un ecotono (E).

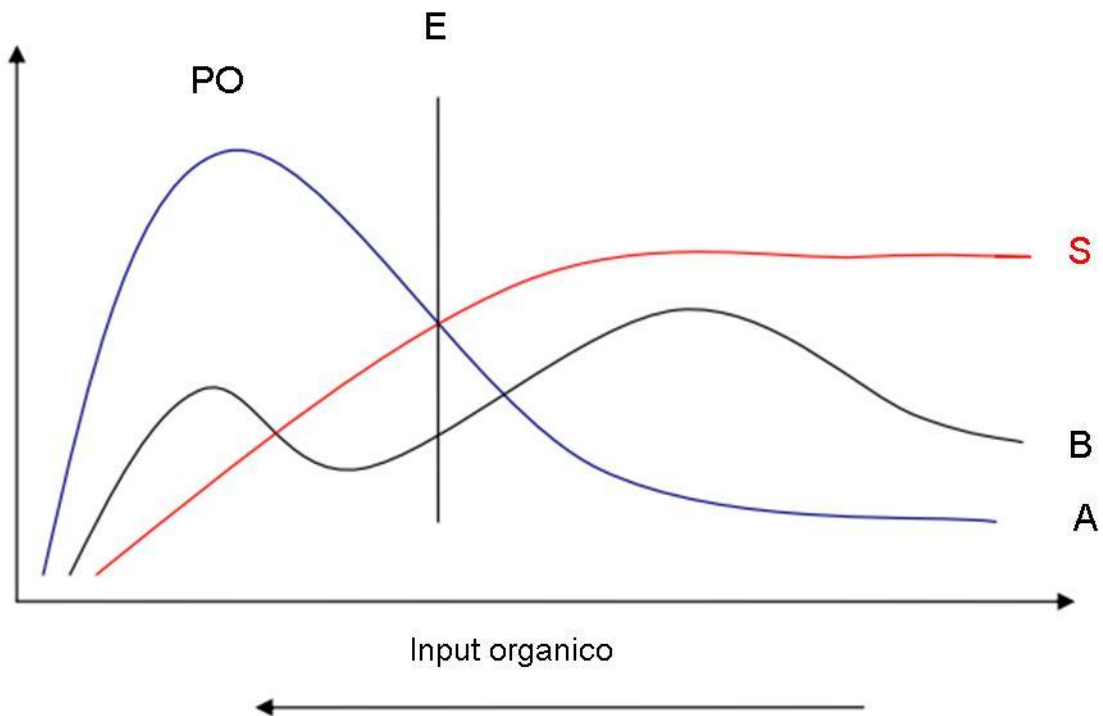


Figura 2.2.2.1. Modificazioni spaziali e temporali dovuti a tale impatto dal punto di vista dell'abbondanza/biomassa e composizione della comunità macrozoobentonica di fondo mobile. S: numero delle specie; B: biomassa; A: abbondanza; E: ecotone; PO: picco delle specie opportuniste. Modificato da Pearson e Rosenberg, 1978.

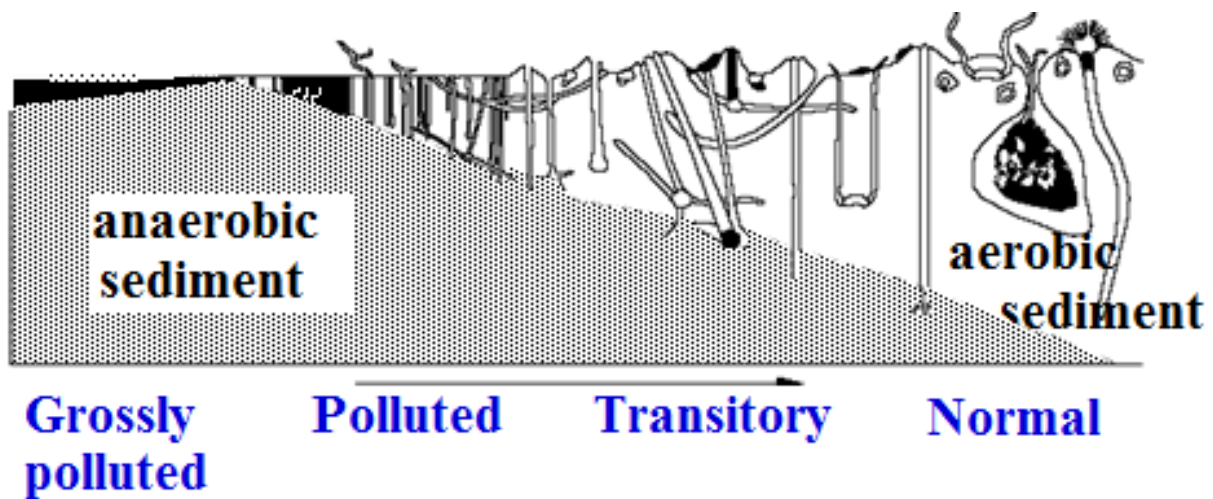


Figura 2.2.2.2. Gradiente di inquinamento organico in aumento da destra verso sinistra, con passaggio da uno stato aerobico del sediment, caratterizzato dalla presenza di microrganismi, ad uno stato anaerobico azoico.

Le specie opportuniste, che possiamo ritrovare in corrispondenza dell'omonimo picco, sono in genere caratterizzate da cicli vitali molto brevi conferendo al picco un carattere effimero. La posizione nel tempo del PO offre indicazioni poi sul fatto che l'inquinamento stia o meno subendo un incremento: se il picco si allontana dalla fonte di inquinamento essa è in fase di incremento (benthic pollution index). Tale metodo si basa sull'assunto teorico che la capacità di "affrontare" uno stress ecologico non è dovuto alla struttura della comunità ma alla capacità di ogni singola specie.

Il recente incremento di interesse verso gli indicatori bentonici ha portato alla definizione di un Coefficiente Biotico, il Azti Macrobenthos Biotic Index, AMBI (Borja *et al.*, 2000), designato per stabilire la qualità ecologica delle coste Europee, mediante l'analisi delle risposte delle comunità dei fondi molli ai cambiamenti della qualità delle acque e dei sedimenti dovuti a cause naturali e antropiche (Borja *et al.*, 2003; Gorostiaga *et al.*, 2004). Tale indice permette una classificazione dell'entità del disturbo di un particolare sito rappresentando lo stato di salute della comunità macrobentonica residente (Muxika *et al.*, 2005).

La scelta di calcolare tale indice è dovuta, sia al tipo di dato richiesto in ingresso (abbondanza specifica), sia alla sua facilità e velocità di applicazione, caratteristiche indispensabili per una applicazione in monitoraggi di routine. L'AMBI è stato proposto per valutare lo stato di qualità di ambienti marini estuarini e costieri in Europa attraverso lo studio delle comunità, i cui taxa sono attribuiti a cinque differenti gruppi ecologici sulla base della sensibilità o tolleranza ad un eccesso di materia organica.

Il Coefficiente Biotico è espresso dalla formula:

$$\text{AMBI} = [(0 \times \% \text{GI}) + (1.5 \times \% \text{GII}) + (3 \times \% \text{GIII}) + (4.5 \times \% \text{GIV}) + (6 \times \% \text{GV})] / 100$$

In quest'ultima i gruppi ecologici sono così rappresentati:

- gruppo I (GI): comprende specie molto sensibili all'arricchimento organico, presenti quindi quando l'ambiente è intatto e soggette a scomparsa anche a seguito di un leggero squilibrio;
- gruppo II (GII): è caratterizzato da specie indifferenti all'arricchimento, presenti in ridotte densità e senza variazioni significative nel tempo, che possono svilupparsi a seguito della riduzione delle specie del gruppo I;
- gruppo III (GIII): specie tolleranti ad un eccesso di sostanza organica, che sono stimolate dall'arricchimento quindi in situazioni di disequilibrio;

- gruppo IV (GIV): specie opportunistiche di secondo ordine, si sviluppano in condizioni di disequilibrio;
- gruppo V (GV): specie opportunistiche di primo ordine, presenti in condizioni di forte disequilibrio.

Il valore di AMBI varia da 0, situazione in cui tutte le specie appartengono al gruppo I in condizioni di assenza di inquinamento, a 6 in cui tutti gli organismi appartengono al gruppo V e l'ambiente è fortemente inquinato. Il valore corrispondente a 7 indica un ambiente privo di vita (azoico). In base ai valori assunti è possibile classificare le aree di studio seguendo lo schema proposto dagli autori (Borja *et al.*, 2000; Muxica *et al.*, 2005) (Tab. 2.2.2.1).

M-AMBI (Multivariate AMBI) rappresenta un ulteriore sviluppo dell'applicazione AMBI, combina, cioè, l'indice di diversità di Shannon, l'indice di ricchezza specifica e AMBI con un approccio multivariato; M-AMBI fornisce un indice numerico che varia da 0 (stato ecologico scadente) a 1 (stato ecologico elevato) in accordo ai requisiti indicati dalla Direttiva 2000/60/CE;

M-AMBI (Multivariate-Azti Marine Biotic Index) è un indice multimetrico che prevede l'elaborazione delle suddette metriche con tecniche di analisi multivariata. Tale indice viene utilizzato per fornire una classificazione ecologica sintetica dell'ecosistema attraverso l'utilizzo dei parametri strutturali (diversità, ricchezza specifica e rapporto tra specie tolleranti/sensibili) della comunità di fondo.

Per il calcolo dell'indice AMBI e la determinazione di M-AMBI è stato applicato il programma AMBI (AZTI Marine Biotic Index, <http://ambi.azti.es/>) ai dati rilevati presso le stazioni monitorate.

Nell'ambito della classificazione delle acque di transizione, oltre all'M-AMBI, è stato proposto anche l'Indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency, Munari e Mistri, 2008).

BITS lavora sulla composizione percentuale di "gruppi ecologici" (caratterizzati da una generica sensibilità allo stress ambientale) che possono essere quindi considerati come degli indici di struttura.

Tale indice si basa sulla sufficienza tassonomica e richiede il riconoscimento della macrofauna bentonica fino al livello della famiglia con il vantaggio di permettere l'identificazione dei taxa da parte di personale con un minore livello di conoscenza tassonomica del macrobenthos.

L'analisi della struttura della comunità prevede la suddivisione delle famiglie in 3 gruppi ecologici: sensibili, tolleranti e opportuniste.

L'indice si esprime come:

$$\text{BITS} = \log \left[\frac{(6f_I + f_{II})}{(f_{III} + 1) + 1} \right] + \log \left[\frac{n_I}{(n_{II}+1) + n_I / (n_{III}+1) + 0.5n_{II}/(n_{III}+1) + 1} \right]$$

dove:

f_I: frequenza delle famiglie sensibili in percentuale,

f_{II}: frequenza delle famiglie tolleranti in percentuale,

f_{III}: frequenza delle famiglie opportuniste in percentuale,

n_I: numero di famiglie sensibili,

n_{II}: numero di famiglie tolleranti,

n_{III}: numero di famiglie opportuniste.

La classificazione dello Stato Ecologico delle aree di studio avviene secondo i valori riportati in tabella 2.2.2.2.

Valore AMBI	Classificazione Stato Ecologico dell'area
0.0 < AMBI ≤ 1.2	Alto
1.2 < AMBI ≤ 3.3	Buono
3.3 < AMBI ≤ 4.3	Moderato
4.3 < AMBI ≤ 5.5	Povero
5.5 < AMBI ≤ 6.0	Pessimo

Tabella 2.2.2.1. Classificazione dello Stato Ecologico di un'area sulla base dei valori assunti dall'indice AMBI.

Valore BITS	Classificazione Stato Ecologico dell'area
1.84 < BITS ≤ 2.30	Alto
1.38 < BITS ≤ 1.84	Buono
0.92 < BITS ≤ 1.38	Moderato
0.46 < BITS ≤ 0.92	Povero
0 < BITS ≤ 0.46	Pessimo

Tabella 2.2.2.2. Classificazione dello Stato Ecologico di un'area sulla base dei valori assunti dall'indice BITS.

2.2.3. Indici funzionali

Nel contesto della valutazione dello stato ecologico di un ecosistema, un'altra opportunità è quella di applicare indicatori che prendano in considerazione specifici elementi funzionali della comunità in analisi. Nell'ambito del presente lavoro di tesi, vengono considerati il grado di reworking del sedimento e l'Exergia.

Biogenic Mixing Depth (BMD) (Solan *et al.*, 2004)

Le varie specie bentoniche, in relazione alle loro caratteristiche morfologiche e comportamentali, hanno un diverso grado di relazione con il sedimento, che può essere misurato in termini di bioturbazione potenziale del fondale.

L'indice si basa su tre caratteristiche biologiche (Biological traits) di ciascuna specie che influiscono sulla capacità di bioturbazione.

$$BP_i = B_i^{0.5} \times M_i \times R_i$$

B_i = biomassa individuale in grammi;

M_i = Mobility, che rappresenta il grado di motilità della specie nel sedimento. Viene assegnato un punteggio da 1 (movimento limitato) a 4 (movimento libero nel sedimento).

R_i = Reworking, che riflette il grado di rimaneggiamento del sedimento. Viene assegnato un punteggio da 1 (epifauna che provoca bioturbazione nell'interfaccia acqua-sedimento) a 5 (formazione di veri e propri buchi che causano il trasferimento del sedimento dal fondo alla superficie).

Moltiplicando gli effetti di ciascun individuo per l'abbondanza media della singola specie (A_i), è possibile determinare il livello di bioturbazione potenziale a livello di popolazione.

$$BP_p = BP_i \times A_i$$

Infine, sommando i valori (BP_p) di tutte le specie, è possibile stimare il livello potenziale di bioturbazione dell'intera comunità.

$$BP_c = \sum BP_p \text{ (di tutte le specie per campione)}$$

La relazione tra BP_c e BMD è:

$$BMD = \log\left(\frac{BMD/6}{1 - BMD/6}\right) = 4.55 + 0.719 \log BP_c$$

Il valore di BMD solitamente varia tra 0 cm (interfaccia acqua-sedimento) e 6 cm (la profondità massima alla quale tipicamente il macrobenthos rielabora il sedimento nella Baia di Galway in Irlanda) (Solan *et al.*, 2004).

Exergy

L'Exergia è un concetto ampiamente utilizzato in ingegneria meccanica, in applicazioni socio-economiche, come goal function nei modelli ecologici, e più recentemente come indicatore applicato direttamente a dati biologici.

I sistemi auto-organizzati trasformano l'energia libera in biomassa, struttura, complessità e informazione, e incrementano queste proprietà durante lo sviluppo.

Gli ecosistemi tendono ad incrementare e memorizzare la loro Exergia, per cui questa funzione termodinamica viene usata per valutarne la loro evoluzione verso la maturità.

L'idea di utilizzare l' Exergia come indicatore ecosistemico è stata introdotta da Jørgensen e Mejer.

Secondo Jørgensen *et al.* (1995) e Bendoricchio e Jørgensen (1997), l'Exergia può essere stimata mediante la seguente equazione:

$$Ex = RT \sum_{i=0}^N (C_i \beta_i)$$

dove:

R= costante dei gas;

T= temperatura assoluta;

C_i= concentrazione della biomassa dell' i-esimo componente;

β_i= fattore che esprime l'exergia posseduta dall'i-esima componente in virtù della sua energia chimica e dell'informazione contenuta nel DNA.

L'informazione genetica rappresenta l'informazione incorporata nella biomassa e, quindi, rappresenta un metodo per stimare la complessità e l'organizzazione degli organismi.

Definizione di Exergia in termodinamica

L'entropia consente di quantificare la "qualità" dell'energia: i potenziali F e G consentono infatti di calcolare quanto "lavoro utile" possa essere estratto da un sistema chiuso, rispettivamente isoterma e isoterma/isobara, in cui avvenga un processo spontaneo. La possibilità di definire la funzione entropia anche per un sistema fuori equilibrio, consente di generalizzare il concetto di "lavoro utile" di Gibbs ad un sistema aperto e di applicarlo all'analisi di sistemi di interesse ambientale.

La grandezza che consente di quantificare la qualità dell'energia di un sistema e dei flussi di energia/materia che esso scambia con l'ambiente esterno è denominata Exergia.

L'Exergia può essere definita come: "la massima quantità di lavoro che può essere fatta da un sistema composto (formato dal sistema oggetto di studio e da un ben specificato serbatoio di riferimento) quando è portato in equilibrio con l'ambiente (Jørgensen S.E., 2000)".

Considerando un sistema A in quiete ed in equilibrio termodinamico, è possibile esprimere la sua energia interna attraverso l'equazione fondamentale di Gibbs:

$$U = TS - PV + \sum_{i=1}^m \mu_i n_i$$

in cui T, P e μ_i sono grandezze intensive caratterizzanti il sistema.

Se il sistema A scambia lavoro e materia con un serbatoio esterno, dove le proprietà intensive del serbatoio R sono diverse da quelle del sistema, si originano dei processi spontanei per cui la coppia A-R tende ad evolversi verso uno stato di equilibrio, dato dai valori delle grandezze intensive del serbatoio, in quanto esso, per definizione, mantiene costanti le proprie grandezze intensive (T_R , P_R e μ_{iR}). I processi spontanei che avvengono nel sistema e tra A e R, possono essere usati per ottenere energia meccanica fino a quando le grandezze intensive di A risultano diverse da quelle di R. Nel momento in cui le grandezze intensive di A risultano uguali a quelle di R, si raggiunge lo stato di equilibrio, A_0 , detto anche "dead state" e non è più possibile estrarre lavoro dal sistema A-R.

Nella Termodinamica di non equilibrio è possibile “percorrere” un cammino reversibile che congiunge un dato stato del sistema con lo stato di equilibrio, rendendo possibile l'estrazione della massima quantità di energia meccanica dalla coppia A-R, pari all'Exergia.

L'Exergia quindi è pari a:

$$Ex = U + P_0V - T_0S - \sum_{i=1}^m \mu_{i0} n_i$$

L'espressione può essere manipolata in due modi, in modo da evidenziare la sua dipendenza dalle differenze tra:

- Le variabili intensive di A ed R, per cui si ottiene:

$$Ex = S(T - T_0) - V(P - P_0) + \sum_{i=1}^m n_i (\mu_i - \mu_{i0})$$

- Le variabili estensive di A e A₀, da cui si ricava:

$$Ex = U - U_0 + P_0(V - V_0) - T_0(S - S_0) - \sum_{i=1}^m \mu_i (n_i - n_{i0})$$

Le due principali questioni su cui c'è ampio dibattito scientifico in merito all'applicazione dell'Exergia ai sistemi ecologici riguardano la definizione dei coefficienti di ponderazione e dello stato di riferimento.

In merito ai coefficienti di ponderazione il numero dei geni codificanti sono difficili da misurare e i dati sono disponibili solo per pochi organismi, per cui l'Exergia viene calcolata attraverso i coefficienti di ponderazione estrapolati per un taxa. Sono invece disponibili in quantità maggiore dati di dimensione del genoma specifico (Gregory, 2005) ma il loro uso per stimare l'exergia è discutibile, in quanto la dimensione del genoma include anche geni non codificanti e sequenze ripetute di DNA, la cui funzione non è ancora così chiara, anche se sembrano avere un significato adattativo.

Nel presente elaborato l'Exergia viene stimata utilizzando tre diversi coefficienti:

1. per gruppo trofico di macrozoobenthos;
2. Sulla base del contenuto genetico codificato per gruppi tassonomici;
3. Valori di dimensione del genoma, presi il più vicino possibile al livello di specie.

I coefficienti per i diversi gruppi trofici provengono da Jørgensen *et al.* (2002), e i valori utilizzati sono:

- $\beta = 30, 35, 47, \text{ e } 41$, rispettivamente per detritivori, filtratori, carnivori, onnivori, mentre per i detri-erbivori è stata utilizzata la media dei coefficienti per i detritivori e filtratori ($\beta = 32.5$).

I coefficienti per taxa provengono da diverse pubblicazioni (Jørgensen *et al.*, 1995; Marques *et al.*, 1997; Jørgensen, 2000):

- anellidi = 50, crostacei = 230, gasteropodi = 450, bivalvi = 760, echinodermi = 360, spugne = 26,7, il coefficiente per le ascidie è stato estrapolato dalle spugne, mentre per gli altri gruppi il valore medio usato è $\beta = 278,1$.

I coefficienti exergetici nel caso delle specie sono stati stimati direttamente da valori di C_i sulla base della seguente formula:

$$\beta_i = \ln(20^{(c_i/2)(bp/3)}) \frac{1}{Ex_{det}}$$

I valori di C sono stati presi da un database di circa 1500 voci con dati riportati da varie fonti (Fonseca *et al.*, 2000; Gregory, 2005.). Quando disponibile, lo specifico valore di C , è stato utilizzato per ciascuna specie, in caso contrario è stato preso il primo valore disponibile tra i valori delle specie appartenenti allo stesso genere, famiglia, ordine, classe e phylum, al fine di utilizzare il valore di C più vicino al livello di specie (Fonseca *et al.*, 2000).

Per quanto riguarda lo stato di riferimento, per la definizione di Exergia, si assume come sistema di riferimento un ambiente detto “zuppa inorganica”, che rappresenta un ambiente omogeneo alla stessa temperatura e pressione dell’ambiente esterno e privo di organismi viventi. L’Exergia misura, quindi, in termini di energia, la distanza dell’ecosistema considerato, da questo livello di riferimento dato dalla zuppa inorganica.

Quindi il contenuto di Exergia di un sistema proviene interamente dall’energia biochimica e dall’energia racchiusa negli organismi.

Nel presente lavoro, il sistema di riferimento è interno al sito sperimentale ed è dato dal corridoio, indisturbato, di controllo identificato con la lettera "C".

In precedenti applicazioni l'Exergia si è rivelata un buon descrittore dello stato della comunità macrobentonica soggetta ad un disturbo sperimentale (Pranovi *et al.*, 2005; Libralato *et al.*, 2006; Pranovi *et al.*, 2008).

2.3. Analisi statistica

La comunità macrobentonica è stata analizzata utilizzando sia metodi univariati che multivariati. L'analisi univariata ha visto l'impiego degli indici sopra descritti che caratterizzano la comunità da un punto di vista strutturale e funzionale.

Le analisi statistiche sono state eseguite utilizzando i software STATISTICA 6.0 e PRIMER 6.0.

Per valutare la significatività delle variazioni osservate è stato applicato il test statistico PERMANOVA (Permutational Analysis of Variance) che considera i valori delle similarità stesse e non fa assunzioni sulla distribuzione dei dati (Anderson, 2001; McArdle e Anderson 2001).

PERMANOVA è un programma statistico per testare i responsi simultanei di una o più variabili per uno o più fattori in un modello sperimentale ANOVA, che calcola i P-values usando permutazioni. L'assunzione che i dati siano conformi ad una distribuzione multivariata normale è particolarmente irrealistica per molte serie di dati ecologici (Marti, 2001). Questo è dovuto alla distribuzione delle abbondanze delle specie che sono normalmente altamente aggregate o disperse. Il metodo si basa sulle distanze o dissimilarità tra le osservazioni individuali. La statistica è costruita per comparare queste distanze tra le osservazioni fatte nello stesso gruppo verso quelle fatte in gruppi differenti, seguendo la struttura concettuale dell'ANOVA (Marti, 2005).

Nel presente lavoro la PERMANOVA è stata applicata utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori-indici calcolati dopo aver applicato la trasformazione con radice quadrata dei valori, e dopo aver utilizzato come misura di similarità il coefficiente di Bray-Curtis. Solo per l'Exergia i valori non sono stati trasformati mediante radice quadrata (in quanto molti valori sono negativi) e come misura di similarità è stata utilizzata la distanza Euclidea.

I fattori considerati sono: tempo, trattamento, campo e la loro interazione.

Per ogni fattore e per la loro interazione è stato effettuato un confronto a coppie (PAIRWISE TEST).

3. Risultati

3.1. Campo 'INVERNO'

Indici strutturali

In genere, tutti gli indici strutturali mostrano come il controllo (C) presenti valori superiori rispetto ai due trattamenti, Singolo (S) e Multiplo (M) (Fig. 3.1.1). Questi ultimi, dopo l'evento di disturbo (T0), mostrano una risposta simile, con una diminuzione dei valori, un minimo a T7 (più marcato in M) ed una ripresa a T15. A T90, però, solo il corridoio S mostra una ripresa, con valori simili al Controllo.

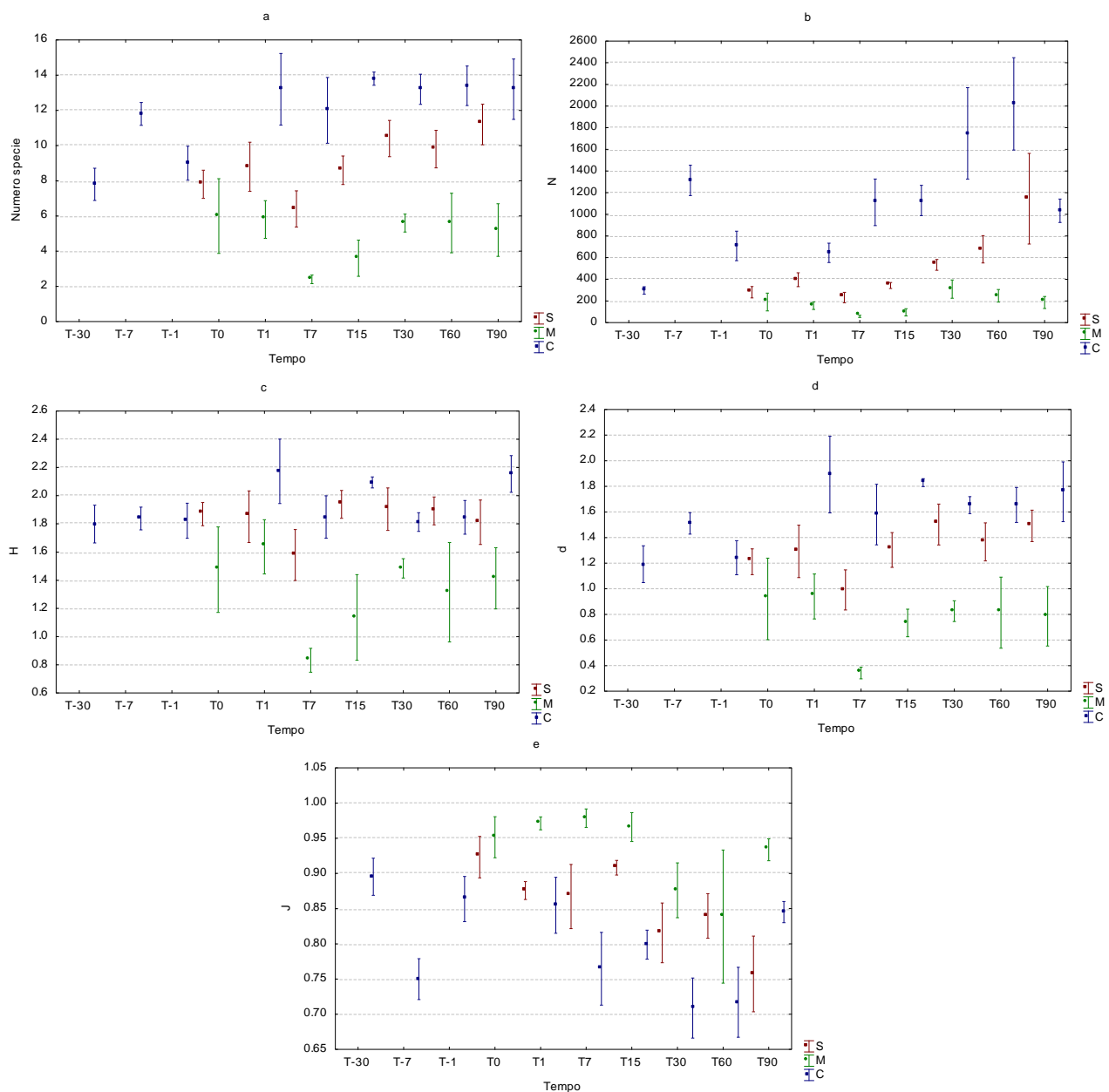


Figura 3.1.1. Andamento degli indici strutturali nel campo 'INVERNO'. a) Numero di specie (S); b) numero di individui (N); c) indice di Shannon-Wiener (H'); d) indice di ricchezza specifica di Margalef (d); e) indice di Pielou (J'); valore medio (± e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

A differenza degli Indici di diversità, gli Indici Tassonomici, mediamente, non sembrano presentare significative variazioni temporali, quanto piuttosto fluttuazioni entro un range abbastanza ristretto (Fig.3.1.2). Nel caso di Δ^+ spiccano alcuni valori del corridoio M, come al tempo T 7 , T 15 e T 60, caratterizzati da una barra d'errore estremamente grande, ad indicare una situazione di elevata eterogeneità spaziale, su piccola scala (Fig. 3.1.2a). Per l'indice Λ^+ , invece, il corridoio M ai tempi T 7, T 15, T 60 e T 90 presenta valori significativamente inferiori rispetto sia al controllo che al corridoio S (Fig. 3.1.2b).

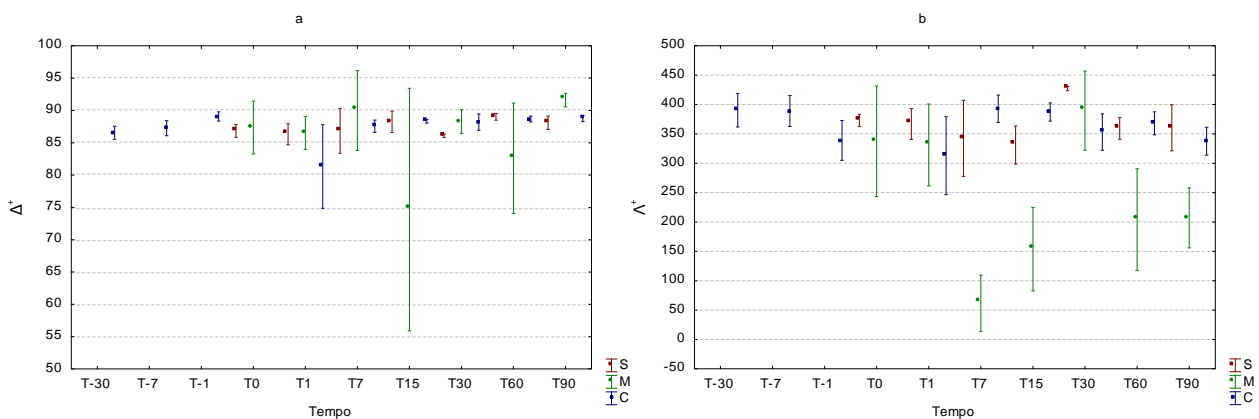


Figura 3.1.2. Andamento degli indici tassonomici nel campo 'INVERNO'; a) Average taxonomic distinctness (Δ^+); b) Variation in taxonomic distinctness (Λ^+); valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Indici biotici

L'applicazione dell'indice AMBI evidenzia come, immediatamente dopo il disturbo e a T1, il corridoio S mostri valori superiori al Controllo (Fig. 3.1.3a). Successivamente, non si registrano differenze significative tra i trattamenti. Inoltre, tutti i valori rilevati sia in S che in M rientrano nell'intervallo 1.2-3.3, che in termini di EQI, rappresenta un 'ambiente leggermente disturbato' (condizione buona).

Per quanto riguarda l'indice BITS, si osserva ancora una significativa differenza a T1 del corridoio S, con valori più elevati per il controllo. A T15, si registrano valori significativamente inferiori per S e M rispetto a C (Fig. 3.1.3b). Anche in questo caso, in relazione agli intervalli EQI, si registrano valori compresi tra condizione 'buone' e 'moderata'.

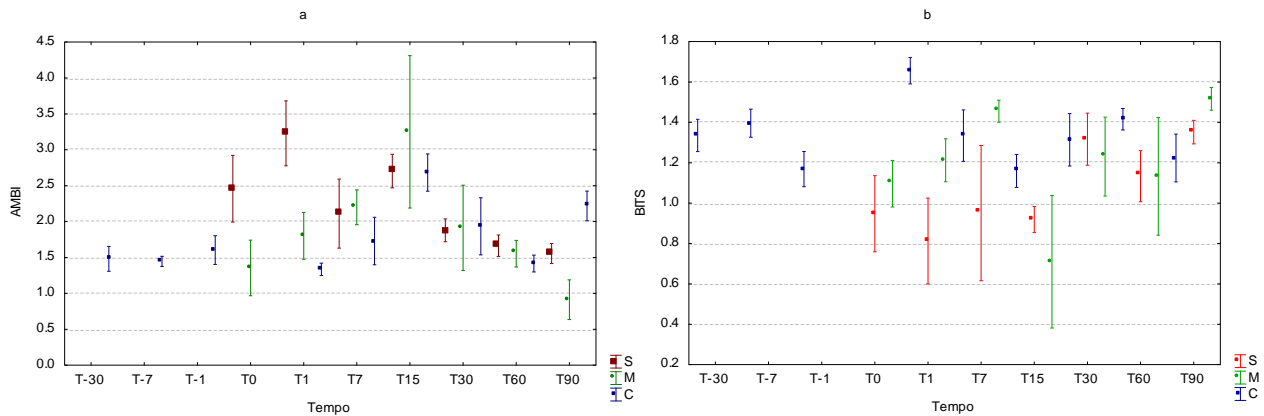


Figura 3.1.3. Andamento degli indici biotici per il campo 'INVERNO'; a) Coefficiente Biotico, AMBI; b) Indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency); valore medio (\pm e.s.); ; C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Indici funzionali

L'applicazione dell'indice di Bioturbazione Potenziale (BP_c) mostra che, a fronte di valori non significativamente diversi dei trattamenti a T0 e T1 rispetto a C, successivamente sia S che M mostrano significative diminuzioni con il valore minimo registrato a T15, e un sostanziale recupero a T90 (Fig. 3.1.4).

Per quanto riguarda ΔEx , si osservano, per il trattamento S, due minimi, a T1 e T30 (Fig. 3.1.5a), mentre per M il valore minimo viene registrato a T15 (Fig. 3.1.5b). Entrambi i trattamenti evidenziano che 90 gg non sono sufficienti per raggiungere il totale recupero.

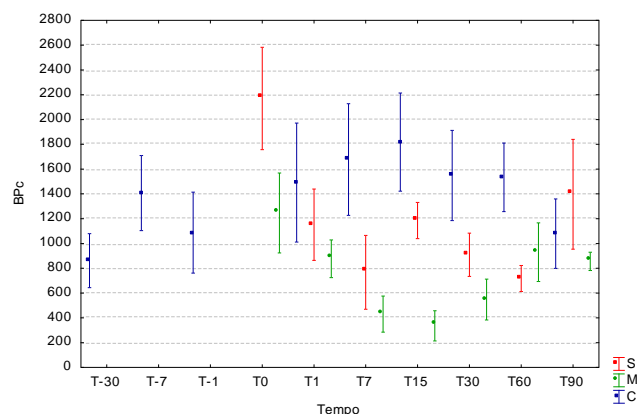


Figura 3.1.4. Andamento dell'indice di Bioturbazione potenziale (BP_c) nel campo 'INVERNO'; valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

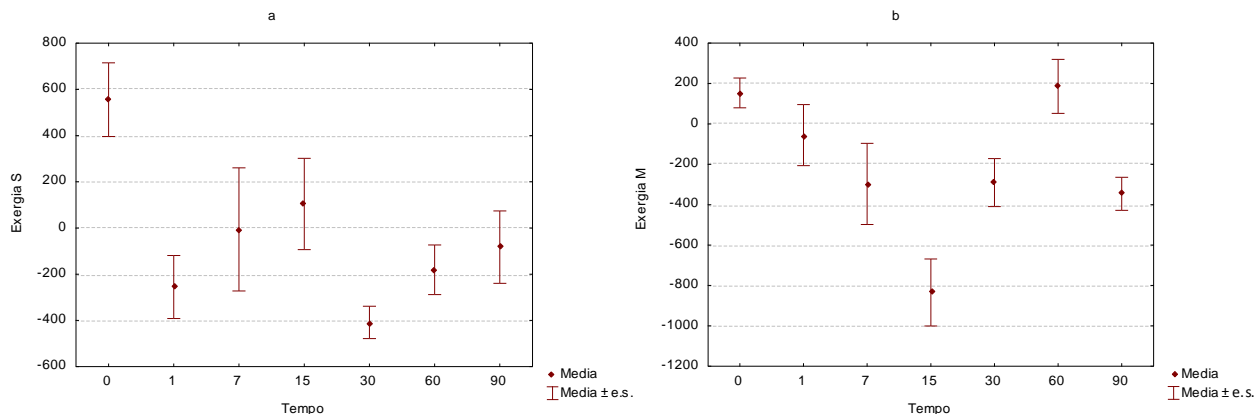


Figura 3.1.5. Andamento ΔEx per Gruppo Trofico (GT) nel campo 'INVERNO': a) nel corridoio S, b) nel corridoio M; valore medio (\pm e.s.).

Analisi statistica

Le analisi statistiche effettuate mediante PERMANOVA, utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori calcolati, evidenziano variazioni significative in relazione a tutti i fattori considerati: tempo, trattamento e la combinazione dei due (tempo x trattamento) (Tab. 3.1.1).

INVERNO	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Tempo	9	6468.3	718.7	3.5753	0.001	998	0.001
Trattamento	2	8034	4017	19.983	0.001	998	0.001
Tempo x Trattamento	14	5999.8	428.56	2.1319	0.001	997	0.001

Tabella 3.1.1. PERMANOVA applicata agli indici/indicatori ottenuti per il campo 'INVERNO'.

Dall'analisi del tipo di trattamento (S, C, M) (Tab. 3.1.2.) si evidenziano delle variazioni significative tra tutti i termini di confronto (S-M, S-C, M-C). Dalla lettura dei dati elaborati secondo le variabili "trattamento nel tempo" (Tab. 3.1.3.) si osserva che, rispetto al controllo S ed M non presentano variazioni significative fino al tempo T 0. Al tempo T 1 si nota una variazione significativa di M rispetto a C. Al tempo T 7 S-M, M-C e S-C presentano tutte variazioni significative così ad indicare un rilevante e differenziato scostamento da C. Al T 15 la sola variazione significativa è quella della coppia S-C indice di un probabile rimbalzo di M, confermato al tempo T 30 e T 60, dove S e M risultano entrambi con variazioni significative rispetto a C. E' da rilevare che a T 60 S ed M iniziano ad avere un andamento diverso: S tende a C, e ciò è confermato a T 90 dove S si approssima a C mentre M presenta ancora una variazione significativa.

Coppie	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
S, M	3.3041	0.001	998	0.001
S, C	4.0219	0.001	999	0.001
M, C	5.5948	0.001	999	0.001

Tabella 3.1.2. PERMANOVA secondo il fattore Trattamento per il campo 'INVERNO'.

T1				T7			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	1.5941	0.11	0.096	S, M	2.4978	0.006	0.012
S, C	1.0469	0.347	0.374	S, C	2.3111	0.038	0.02
M, C	1.9321	0.006	0.033	M, C	3.94	0.006	0.003
T15				T30			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	1.4149	0.006	0.173	S, M	1.4971	0.083	0.127
S, C	3.5423	0.009	0.002	S, C	2.7452	0.01	0.009
M, C	1.7817	0.01	0.068	M, C	3.1932	0.011	0.004
T60				T90			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	1.7181	0.034	0.09	S, M	2.3677	0.013	0.024
S, C	2.7357	0.051	0.011	S, C	0.58012	0.684	0.648
M, C	2.598	0.007	0.008	M, C	3.8277	0.011	0.002

Tabella 3.1.3. PAIR-WISE TEST secondo il fattore trattamento nel tempo nel campo 'INVERNO'.

Dall'analisi dei dati elaborati secondo le variabili "tempo per trattamento S, M e C" (Tab. 3.1.4.), per S si rilevano variazioni significative nelle coppie -1/7, 0/30, 0/60, 15/30 e 15/60. Per M risultano con variazioni significative tutte le coppie a confronto con il tempo T 7. Nel controllo non sono presenti variazioni significative.

Tempo x Trattamento secondo fattore Tempo							
Trattamento S				Trattamento M			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P (MC)
-1, 7	1.999	0.021	0.036	-30, 7	3.3804	0.008	0.003
0, 30	2.9836	0.013	0.006	-7, 7	4.2516	0.007	0.002
0, 60	3.3399	0.014	0.003	-1, 7	2.6543	0.03	0.009
15, 30	2.3265	0.022	0.017	7, 30	2.662	0.025	0.014
15, 60	2.5583	0.01	0.01	0, 7	2.2293	0.045	0.03
				1, 7	2.5628	0.02	0.024
				7, 60	1.7083	0.098	0.08
				7, 90	2.4751	0.014	0.039

Tabella 3.1.4. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo nel trattamento nel campo 'INVERNO'.

3.2. Campo 'ESTATE ITER'

Indici strutturali

Dall'analisi degli indici strutturali (Fig.3.2.1a-b-c-d) si rileva come gli andamenti temporali, tanto dei due trattamenti quanto del Controllo, siano altalenanti evidenziando in generale i valori massimi dopo 15 giorni dalla perturbazione e quelli minimi dopo 30 giorni. Tranne che per l'indice di Shannon (Fig.3.2.1c), in cui tutti i tre corridoi analizzati dopo 90 giorni dal disturbo presentano valori medi simili, a T90 i valori medi assunti sia dal trattamento singolo sia dal controllo risultano simili, mentre quelli propri del corridoio "M" sono nettamente inferiori.

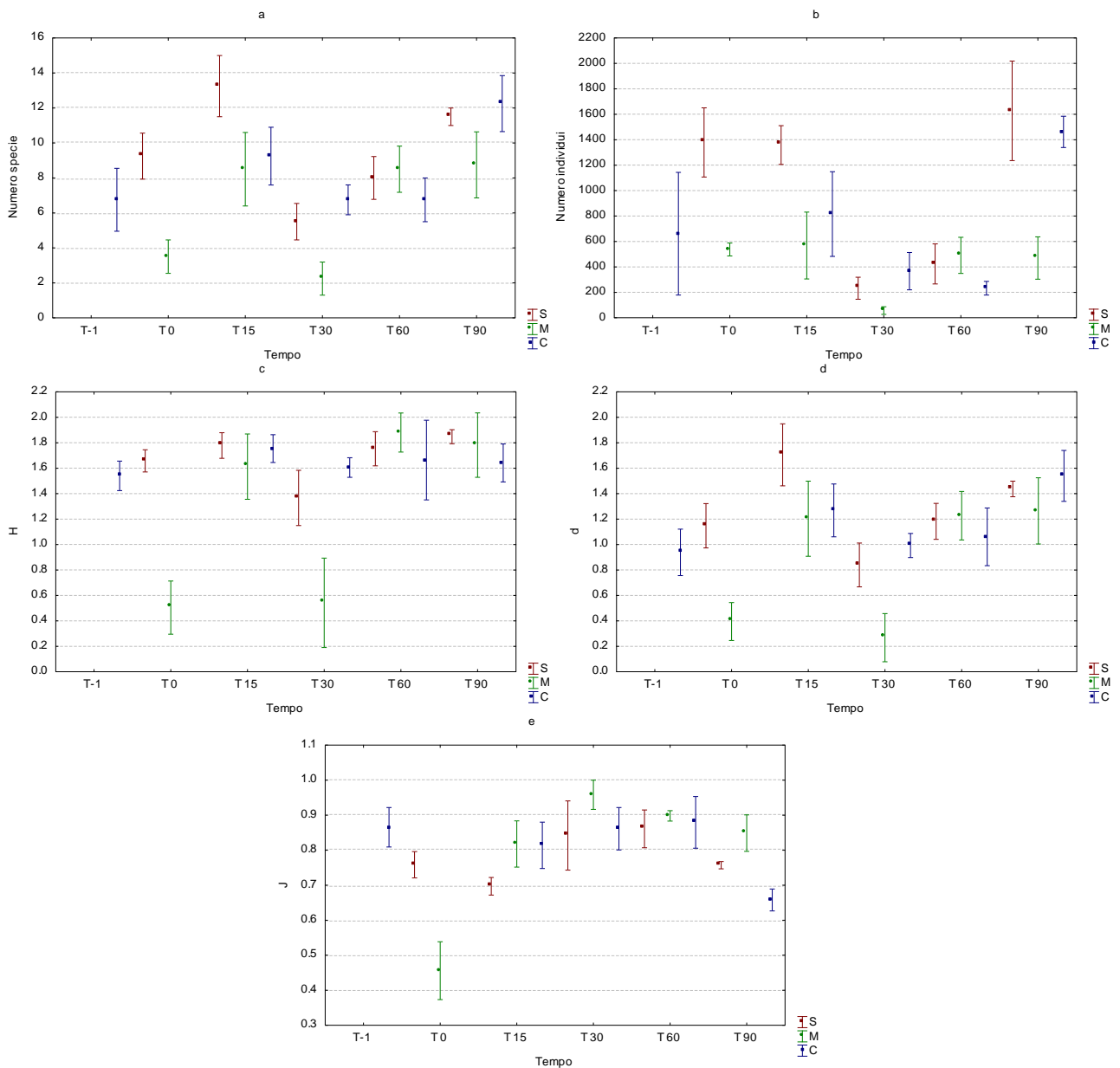


Figura 3.2.1. Andamento degli indici strutturali nel campo 'ESTATE ITER'. a) Numero di specie (S); b) numero di individui (N); c) indice di Shannon-Wiener (H'); d) indice di ricchezza specifica di Margalef (d); e) indice di Pielou (J'); valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

I valori medi degli indici tassonomici nel tempo, sia per quanto riguarda il Controllo sia per quanto riguarda i due trattamenti (Fig.3.2.2a), mostrano un andamento simile a quelli analizzati per il campo INVERNO: i valori medi si concentrano in un unico intervallo (Δ^+ : 70-90), con un Controllo ed un Singolo aventi un andamento costante. Diversa è la situazione del corridoio Multiplo in cui i valori presentano una barra d'errore estremamente grande, ad indicare una situazione di elevata eterogeneità spaziale su piccola scala come al tempo T0 e T30.

Per l'indice Λ^+ (Fig.3.2.2b) il corridoio S presenta valori sempre superiori al Controllo; mentre il corridoio M presenta valori significativamente inferiori al controllo da T0 a T30.

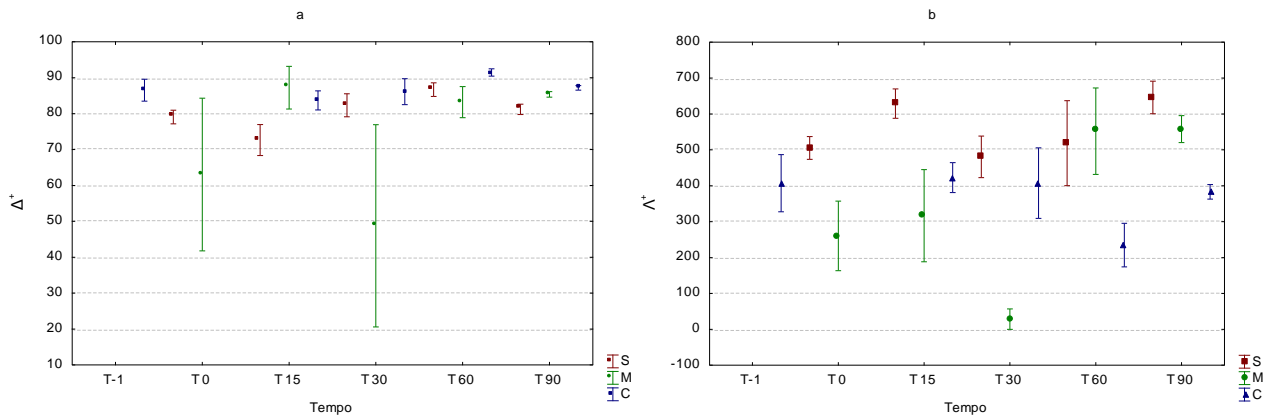


Figura 3.2.2. Andamento degli indici tassonomici nel campo 'ESTATE ITER'; a) Average taxonomic distinctness (Δ^+); b) Variation in taxonomic distinctness (Λ^+); valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Indici biotici

Dalla figura 3.2.3a-b è possibile notare come in entrambi i casi, pur partendo da una situazione estremamente eterogenea al tempo T 0, il disturbo indotto abbia sostanzialmente reso molto simili tra loro i tre corridoi: tutti i valori medi, tranne per il trattamento Multiplo a T 30, risultano compresi, rispettivamente, tra 1 e 2 per l'indice AMBI e tra 1.0 e 1.8 per l'indice BITS.

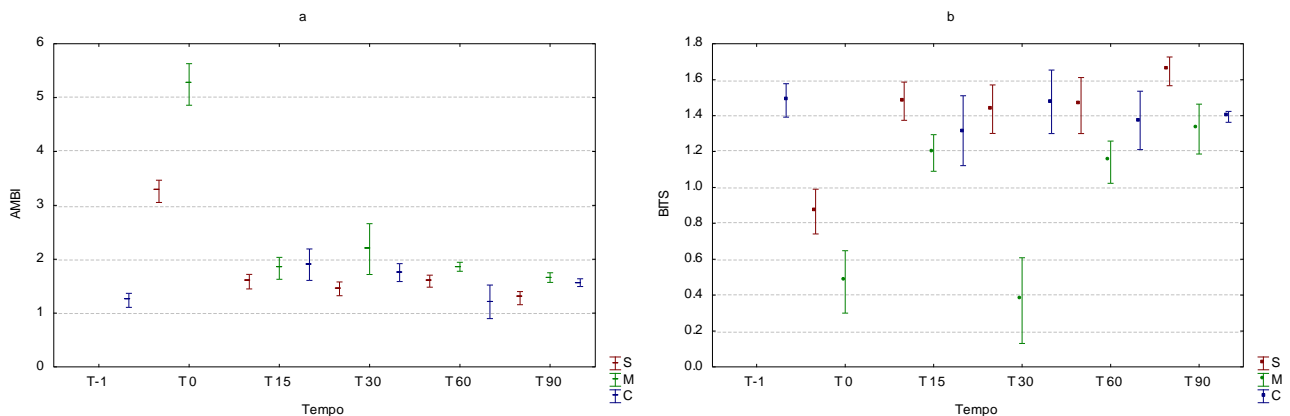


Figura 3.2.3. Andamento degli indici biotici per il campo 'ESTATE ITER'; a) Coefficiente Biotico, AMBI; b) Indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency); valore medio (\pm e.s.); ; C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Indici funzionali

Il Controllo presenta valori di bioturbazione sempre significativamente superiori ai trattamenti con due massimi a T 0 e T 90. I trattamenti Singolo e Multiplo mostrano un andamento simile nel tempo; in entrambi i casi ad un calo iniziale, con i valori medi minimi raggiunti rispettivamente a T 15 per S e a T 30 per M, segue un aumento che per M mostra valori simili se non superiori a quelli di partenza (Fig.3.2.4).

Per quanto riguarda ΔEx , per il trattamento S (Fig.3.2.5a), si osserva il valore minimo a T 15, seguito da una immediata ripresa dei valori che si conferma costante fino a T 90. Per M (Fig.3.2.5b) si rilevano sempre valori negativi con un andamento fluttuante con valori minimi a T 15 e T 30. Entrambi i trattamenti evidenziano che 90 gg non sono sufficienti per raggiungere il totale recupero.

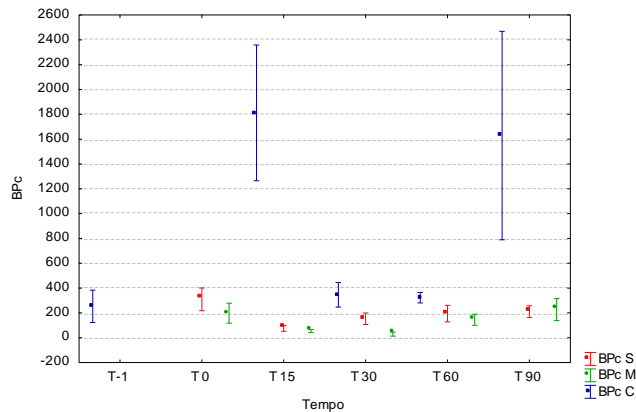


Figura 3.2.4. Andamento del l'indice di Bioturbazione potenziale (BP_C) nel campo 'ESTATE ITER'; valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

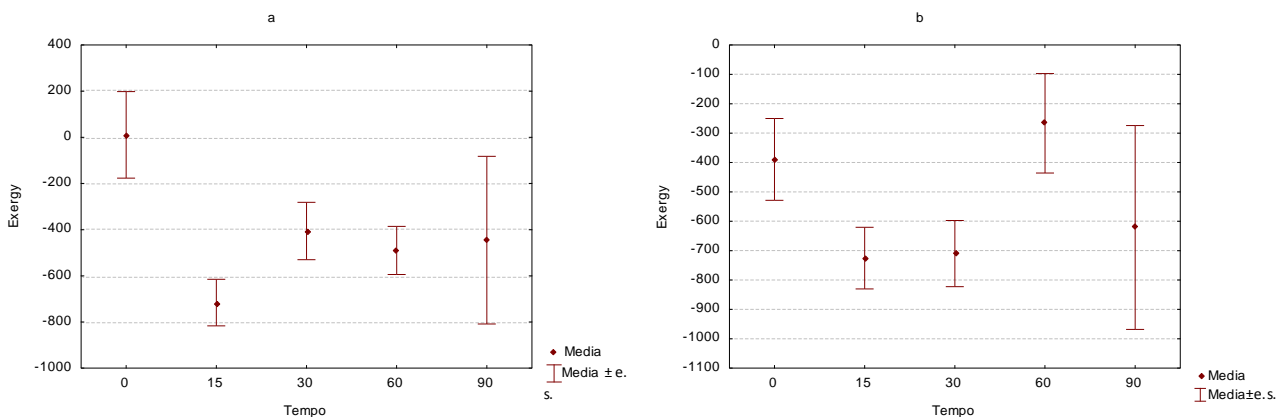


Figura 3.2.5. Andamento ΔEx per Gruppo Trofico (GT) nel campo 'ESTATE ITER': a) nel corridoio S, b) nel corridoio M; valore medio (\pm e.s.).

Analisi statistiche

Le analisi statistiche effettuate mediante PERMANOVA, utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori calcolati, evidenziano variazioni significative in relazione a tutti i fattori considerati: tempo, trattamento e la combinazione dei due (tempo x trattamento) (Tab.3.2.1).

ESTATE ITER	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Tempo	5	6752.7	1350.5	5.5254	0.001	997	0.001
Trattamento	2	5868	2934	12.004	0.001	999	0.001
Tempo x Trattamento	7	5873	839	3.4325	0.001	999	0.001

Tabella 3.2.1. PERMANOVA applicata agli indici/indicatori ottenuti per il campo 'ESTATE ITER'.

Dall'analisi del tipo di trattamento (S, C, M) (Tab.3.2.2) si evidenziano delle variazioni significative tra tutti i termini di confronto (S-M, S-C, M-C). Dalla lettura dei dati elaborati secondo le variabili "trattamento nel tempo" (Tab.3.2.3) si osserva che, a T 15 S ed M presentano variazioni significative rispetto a C. A T 30 le variazioni sono presenti tra S ed M e M e C. A T 60 la sola variazione significativa è tra M e C. A T 90 tutte le coppie presentano variazioni significative.

Coppie	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
S, M	3.305	0.001	999	0.001
S, C	3.6699	0.001	999	0.001
M, C	3.3839	0.001	999	0.001

Tabella 3.2.2. PERMANOVA secondo il fattore Trattamento per il campo 'ESTATE ITER'.

T15				T30			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	1.8122	0.06	0.113	S, M	2.5058	0.024	0.044
S, C	3.8169	0.028	0.006	S, C	0.91301	0.558	0.452
M, C	2.3528	0.032	0.031	M, C	2.603	0.022	0.031
T60				T90			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	0.33776	0.845	0.86	S, M	2.3977	0.028	0.027
S, C	1.5502	0.094	0.134	S, C	2.3791	0.034	0.031
M, C	1.9533	0.051	0.065	M, C	3.3069	0.03	0.013

Tabella 3.2.3. PAIR-WISE TEST secondo il fattore trattamento nel tempo per il campo 'ESTATE ITER'.

Dalla lettura dei dati elaborati secondo le variabili “tempo per trattamento S, M e C” (Tab.3.2.4), per S si rilevano variazioni significative di T 30 e T 60 entrambe rispetto a T0, T15 e T90. Per M si rilevano variazioni significative di T 30 rispetto a T 0, T 60 e T 90. Nel controllo risultano con variazioni significative le seguenti coppie: 15/30, 15/60, 30/90, 60/90 e 90/-1.

Tempo x Trattamento secondo il fattore Tempo							
Trattamento S				Trattamento M			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P (MC)
0, 30	2.7248	0.026	0.004	0, 30	2.1578	0.062	0.045
0, 60	2.2066	0.024	0.039	30, 60	2.6069	0.027	0.019
15, 30	3.4326	0.029	0.005	30, 90	2.7527	0.027	0.015
15, 60	2.5357	0.031	0.022	Trattamento C			
30, 90	3.055	0.028	0.007	15, 30	2.0991	0.057	0.028
60, 90	2.3503	0.064	0.032	15, 60	3.1471	0.027	0.005
				30, 90	2.618	0.023	0.013
				60, 90	3.8601	0.029	0.005
				90, -1	2.3107	0.092	0.046

Tabella 3.2.4. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo nel trattamento per il campo ‘ESTATE ITER’.

3.3. Campo 'ESTATE NEW'

Indici strutturali

Emerge la presenza di fluttuazioni stagionali del Controllo con iniziale diminuzione significativa dei valori tra T-7 e T 0, con una ripresa parziale a T 7, seguita da un continuo decremento fino a T 90. Questo lo si può osservare in termini di diversità specifica e numero di individui (Fig. 3.3.1a-b) ; per quanto riguarda l'indice di Shannon-Wiener (H')(Fig. 3.3.1c) e l'indice di ricchezza specifica di Margalef (d)(Fig. 3.3.1d) la ripresa parziale avviene tra T 7 e T 15.

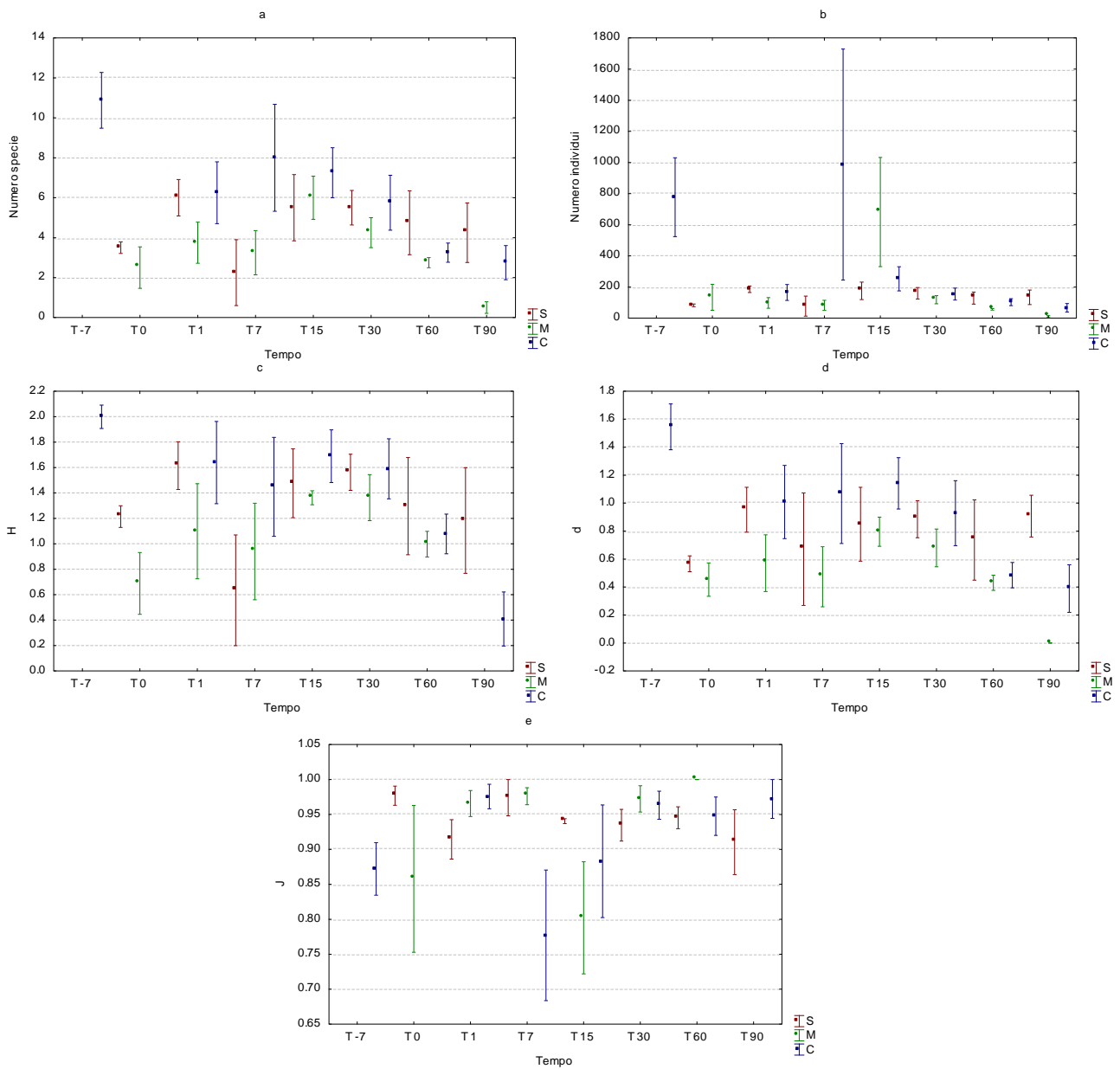


Figura 3.3.1. Andamento degli indici strutturali nel campo 'ESTATE NEW'. a) Numero di specie (S); b) numero di individui (N); c) indice di Shannon-Wiener (H'); d) indice di ricchezza specifica di Margalef (d); e) indice di Pielou (J'); valore medio (± e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Considerando i trattamenti Singolo e Multiplo, dopo l'evento di disturbo a T 0, si registrano delle fluttuazioni dei valori che consistono in una ripresa significativa di questi il giorno seguente al trattamento, con una riduzione degli stessi al tempo T 7. Da T 15 i due trattamenti mostrano valori simili al Controllo, cui segue un progressivo decremento degli stessi.

Nel caso di Δ^+ (Fig. 3.3.2a) i trattamenti S, M ed il Controllo, mostrano andamenti temporali fluttuanti, maggiormente accentuati nel caso del corridoio "M". I valori medi massimi vengono raggiunti per S a 60 giorni dal disturbo, per M a 30 giorni, mentre per il Controllo a T 7. I valori minimi sono stati registrati rispettivamente a T 7 per il trattamento "S" e a T 90 per il trattamento "M" e per il Controllo. Da sottolineare il crollo nei valori medi dei tre corridoi, particolarmente accentuato per "M", dopo 90 giorni.

Per l'indice Λ^+ , i trattamenti S e M ed il Controllo (Fig. 3.3.2b) mostrano andamenti fluttuanti nel tempo. I valori massimi vengono raggiunti a T-7 per C, a T 1 per S, a T 15 per M; i valori minimi sono registrati in T 7 per S e in T 90 per M e per C.

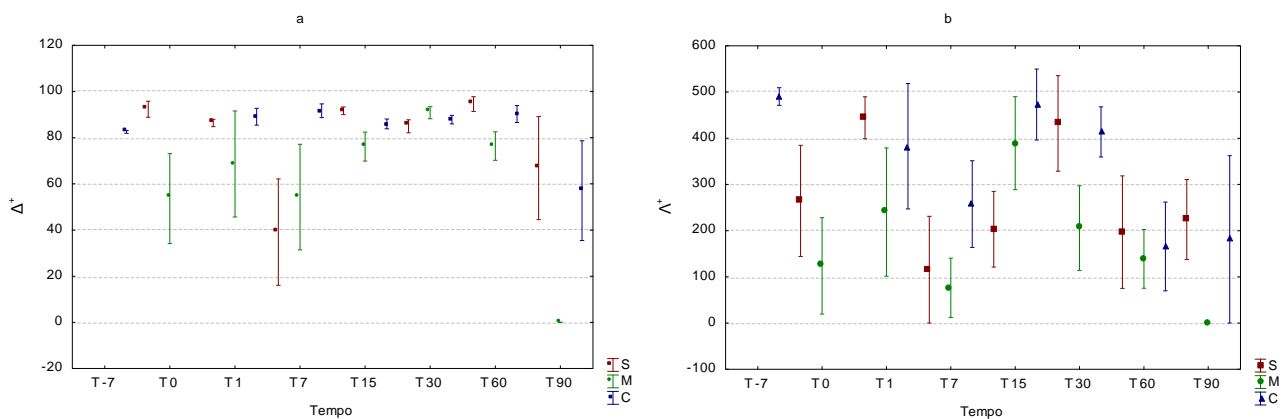


Figura 3.3.2. Andamento degli indici tassonomici nel campo 'ESTATE NEW'; a) Average taxonomic distinctness (Δ^+); b) Variation in taxonomic distinctness (Λ^+); valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Indici biotici

L'applicazione dell'indice AMBI evidenzia come i due trattamenti S ed M ed il Controllo mostrino andamenti temporali fluttuanti (Fig. 3.3.3a). I valori medi massimi vengono raggiunti in T 7 per S, e in T 90 per M; il Controllo ha valori simili massimi in T 15 e T 90. I valori medi minimi sono raggiunti in T 15 per S e in T 30 per M, e a T 1 per il Controllo. Dopo 90 giorni dal disturbo in tutti e tre i corridoi, i valori medi dell'indice AMBI risultano essere nettamente più elevati rispetto ai campionamenti precedenti.

Anche per l'indice BITS nei due trattamenti e nel Controllo, si riscontrano valori fluttuanti nel tempo (Fig. 3.3.3b). I valori massimi si leggono in T 1 per S, in T 30 per M e in T 60 per C; i valori minimi sono stati registrati in T 7 e T 90 per S, in T 7 per M e in T 1 per C. Dopo 90 giorni dal disturbo i valori medi degli indici crollano. Tale calo è già presente a T 60 in S.

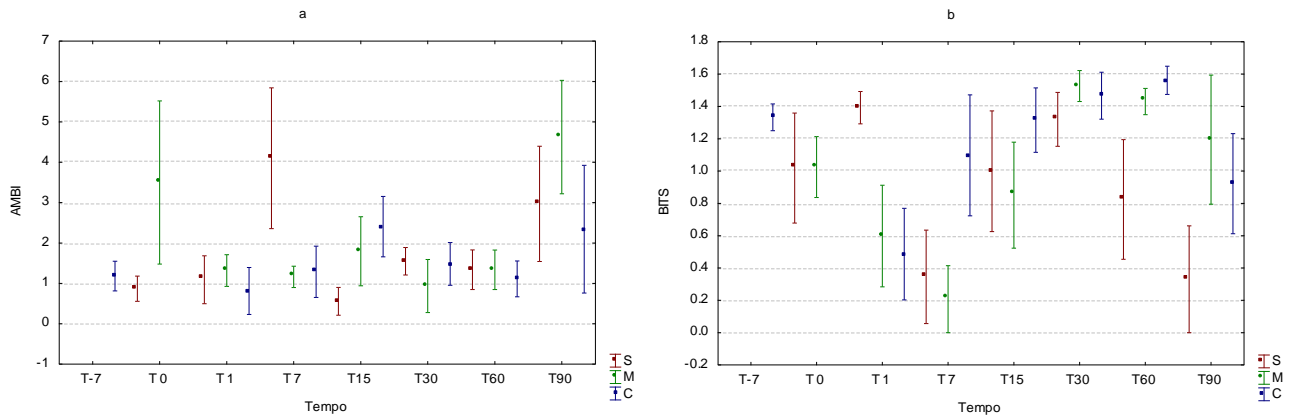


Figura 3.3.3. Andamento degli indici biotici per il campo 'ESTATE NEW'; a) Coefficiente Biotico, AMBI; b) Indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency); valore medio (\pm e.s.); ; C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

Indici funzionali

L'applicazione dell'indice di Bioturbazione Potenziale (BPC) mostra che i due trattamenti S ed M ed il Controllo hanno andamenti fluttuanti nel tempo (Fig.3.3.4). I valori massimi sono raggiunti a T 7 per C, a T 60 per S e a T 30 per M. I valori minimi sono registrati a T 90 per C ed M e a T 0 per S. Tra T60 e T90 si assiste ad un calo netto nei valori dell'indice.

Per quanto riguarda ΔEx , si osserva, per il trattamento S (Fig.3.3.5a) un minimo a T7, seguito da una ripresa dei valori fino a T 30, soglia alla quale l'indice tende a stabilizzarsi fino a T 90.

Il trattamento Multiplo (Fig.3.3.5b) presenta un decremento dei valori con un minimo a T 15, mentre il valore massimo risulta a T 30, seguito da decrescita dei valori fino a T 60, punto attorno al quale il valore poi tende ad aumentare nuovamente.

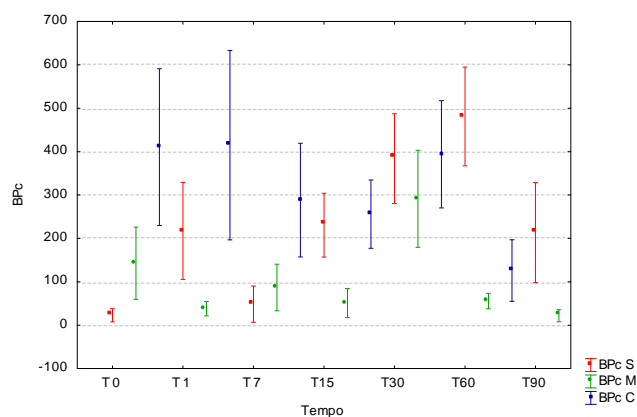


Figura 3.3.4. Andamento del l'indice di Bioturbazione potenziale (BP_C) nel campo 'ESTATE NEW'; valore medio (\pm e.s.); C=Controllo, S=Singolo, M=Multiplo.

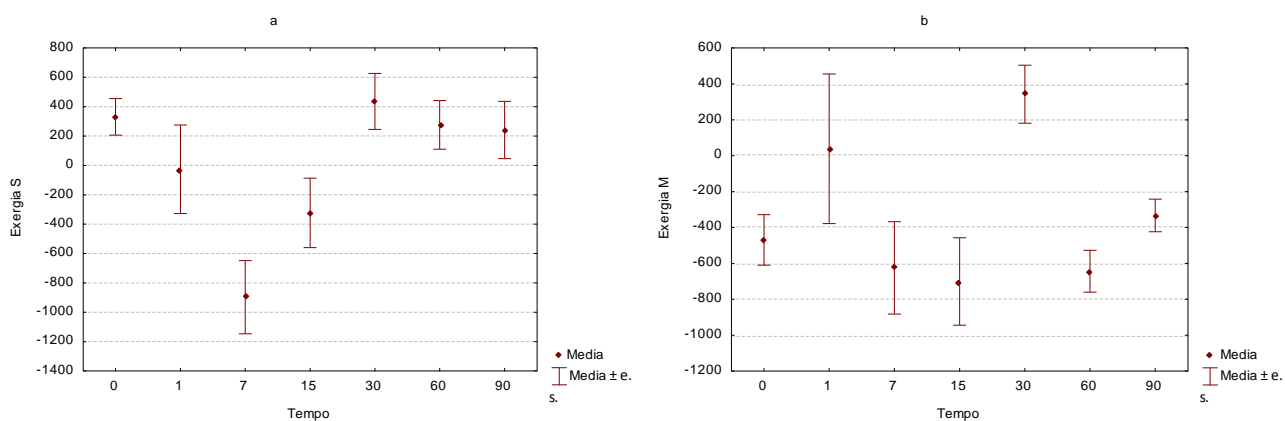


Figura 3.3.5. Andamento ΔEx per Gruppo Trofico (GT) nel campo 'ESTATE NEW': a) nel corridoio S, b) nel corridoio M; valore medio (\pm e.s.).

Analisi statistiche

Le analisi statistiche effettuate mediante PERMANOVA, utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori calcolati, evidenziano variazioni significative in relazione a tutti i fattori considerati: tempo, trattamento e la combinazione dei due (tempo x trattamento) (Tab.3.3.1).

ESTATE NEW	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Tempo	7	22971	3281.5	3.8713	0.001	998	0.001
Trattamento	2	4328.5	2164.3	2.5532	0.032	998	0.024
Tempo x Trattamento	11	14886	1353.2	1.5964	0.026	997	0.037

Tabella 3.3.1. PERMANOVA applicata agli indici/indicatori ottenuti per il campo 'ESTATE NEW'.

Dall'analisi del tipo di trattamento (S, C, M) (Tab.3.3.2) solo il confronto M-C evidenzia variazioni significative. Dalla lettura dei dati elaborati secondo le variabili "trattamento nel tempo" (Tab.3.3.3) si osserva che, in generale non vi sono variazioni significative, eccezione fatta a T60 per la coppia S-M.

Coppie	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
S, M	1.6027	0.072	999	0.095
S, C	1.0584	0.35	999	0.314
M, C	1.9971	0.006	999	0.013

Tabella 3.3.2. PERMANOVA secondo il fattore Trattamento per il campo 'ESTATE NEW'

T1				T7			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	1.211	0.362	0.26	S, M	1.2715	0.364	0.227
S, C	0.60581	0.922	0.621	S, C	1.4036	0.358	0.182
M, C	0.788	0.693	0.501	M, C	1.4022	0.165	0.185
T15				T30			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	1.6587	0.123	0.119	S, M	1.0745	0.403	0.344
S, C	1.2947	0.241	0.249	S, C	0.5035	0.944	0.833
M, C	0.9975	0.451	0.376	M, C	1.131	0.31	0.31
T60				T90			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P(MC)
S, M	2.0878	0.063	0.04	S, M	1.5404	0.194	0.154
S, C	0.30184	0.87	0.895	S, C	0.84343	0.547	0.487
M, C	1.4719	0.217	0.1762	M, C	1.5009	0.145	0.115

Tabella 2.3.3. PAIR-WISE TEST secondo il fattore trattamento nel tempo per il campo 'ESTATE NEW'.

Dalla lettura dei dati elaborati secondo le variabili “tempo per trattamento S, M e C” (Tab.3.3.4), per S non si rilevano variazioni significative. Per M risultano con variazioni significative le coppie 1/90, 15/30, 15/60, 15/90, 30/90 e 60/90. Nel controllo risultano con variazioni significative tutte le coppie a confronto con il tempo T-7.

Tempo x Trattamento secondo il fattore Tempo							
Trattamento M				Trattamento C			
Coppie	t	P(perm)	P(MC)	Coppie	t	P(perm)	P (MC)
1, 90	2.0223	0.03	0.042	1, -7	2.3514	0.003	0.009
15, 30	1.9162	0.054	0.047	7, -7	1.9122	0.041	0.049
15, 60	2.2016	0.041	0.034	15, -7	2.5111	0.005	0.007
15, 90	2.9554	0.029	0.005	30, -7	3.5937	0.002	0.001
30, 90	2.9008	0.021	0.006	60, -7	4.4492	0.004	0.001
60, 90	2.5725	0.027	0.017	90, -7	2.9978	0.003	0.004

Tabella 3.3.4. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo nel trattamento per il campo ‘ESTATE NEW’.

3.4. Confronto campi 'INVERNO-ESTATE ITER'

Analisi univariate

Confrontando i dati risultanti dall'analisi del campo 'INVERNO', con quelli del campo 'ESTATE ITER' (medesimo campo studiato nel periodo maggio-settembre), è possibile dare lettura comparata dei dati secondo un quadro temporale più ampio e di diversa stagionalità.

In genere, tutti gli indici di diversità mostrano come il controllo C presenti una variazione stagionale (Figg. 3.1.1-3.2.1). Per quanto riguarda i trattamenti S ed M, si rilevano andamenti simili ma con diversificazioni temporali: nel campo INVERNO ambo i minimi si registrano a T7, nel campo ESTATE ITER a T30.

La comparazione dei dati a T90 dimostra che nel campo INVERNO solo il trattamento S presenta valori simili a C, mentre M rimane significativamente inferiore. Diversa la situazione a T90 nel campo ESTATE ITER dove i trattamenti S ed M si approssimano al Controllo; fa eccezione il numero di specie (Fig. 3.2.1a) ove M risulta ancora significativamente inferiore a C.

Dal confronto dei grafici degli Indici Tassonomici, nel caso di Δ^+ , non si rilevano significative variazioni temporali (Fig. 3.1.2a-3.2.2a), spiccano solo alcuni valori del corridoio M, caratterizzati da una barra d'errore estremamente grande. Per l'indice Λ^+ , invece, il corridoio M presenta valori significativamente diversi in entrambi i campi (INVERNO-ESTATE ITER)(Fig. 3.1.2b-3.2.2b). I corridoi S e C risultano avere andamenti e valori simili con eccezione a T90 nel campo ESTATE ITER dove C è inferiore tanto ad S che ad M.

Per l'indice AMBI la comparazione dei due campi considerati evidenzia come, a T90 rispetto a C, nel campo INVERNO si rilevano variazioni significative sia in S che in M, mentre nel campo ESTATE ITER lo sono solo per S (Fig. 3.1.3a-3.2.3a).

Per quanto riguarda l'indice BITS, la comparazione dei due campi considerati evidenzia come, a T90 rispetto a C, mentre nel campo INVERNO si rilevano variazioni significative in M e non in S, nel campo ESTATE ITER avviene l'esatto inverso (Fig. 3.1.3b-3.2.3b).

Dal confronto dei valori di Bioturbazione Potenziale (BPc) registrati nei due campi (INVERNO-ESTATE ITER) si evidenzia come nel primo a T90 risulti un buon recupero tanto per S come per M (Fig. 3.1.4); nel secondo, invece, i valori di S ed M sono di gran lunga inferiori a C, segno di una difficoltà di recupero della comunità (Fig. 3.2.4).

Per quanto riguarda ΔEx , nel confronto tra INVERNO ed ESTATE ITER, si osserva per i trattamenti S ed M, un insufficiente recupero a T90 (Fig. 3.1.5-3.2.5); inoltre, per M, in entrambi i campi il valore minimo è registrato a T15, per S, invece, i valori minimi risultano a T30 nel campo INVERNO e a T15 nel campo ESTATE ITER.

Analisi statistica

Le analisi statistiche effettuate mediante PERMANOVA, utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori calcolati, evidenziano delle variazioni in relazione a tutti i fattori considerati: tempo, trattamento, campo e le combinazione di questi tre (Tab. 3.4.1).

Per quanto riguarda i fattori tempo e trattamento e le loro combinazioni, viene rispettato lo schema già evidenziato per l'analisi a livello di singolo campo.

Dall'analisi "Trattamento x Tempo x Campo" secondo il fattore campo, si osservano variazioni significative per S in tutte le situazioni T tranne che a T90, per M in tutte le situazioni T tranne che a T15 e per C a T30 e T60 (Tab. 3.4.2).

Dall'analisi "Trattamento x Tempo x Campo" secondo il fattore trattamento si osservano variazioni significative a T90 tanto nel campo INVERNO per S-M e M-C, come nel campo ESTATE ITER secondo tutte le combinazioni tra S, C e M (Tab. 3.4.3).

INVERNO-ESTATE ITER	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Trattamento	2	9079.9	4540	18.476	0.001	998	0.001
Tempo	4	3193.1	798.29	3.2488	0.001	999	0.001
Campo	1	6872.3	6872.3	27.968	0.001	997	0.001
TrattamentoxTempo	7	3478.7	496.96	2.0225	0.004	998	0.009
TrattamentoxCampo	2	2477.6	1238.8	5.0415	0.001	999	0.001
TempoxCampo	4	5412.5	1353.1	5.5069	0.001	997	0.001
TrattamentoxTempoxCampo	7	5185.1	740.73	3.0146	0.001	999	0.001

Tabella 3.4.1. PERMANOVA applicata agli indici/indicatori ottenuti per i campi 'INVERNO-ESTATE ITER'.

CAMPI INVERNO-ESTATE ITER	TRATTAMENTO S	TRATTAMENTO M	CONTROLLO
T0	*	*	
T15	*	NS	NS
T30	*	*	*
T60	*	*	*
T90	NS	*	NS

Tabella 3.4.2. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo x trattamento x campo secondo il fattore campo per i campi INVERNO-ESTATE ITER.

T90	S, M	S, C	M, C
INVERNO	*	NS	*
ESTATE ITER	*	*	*

Tabella 3.4.3. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo x trattamento x campo secondo il fattore trattamento per i campi INVERNO-ESTATE ITER al tempo T90.

3.5. Confronto campi 'INVERNO-ESTATE NEW'

Il confronto tra i campi INVERNO ed ESTATE NEW ci permette di valutare similarità e diversità in termini di stagionalità, nelle fasi di recupero della comunità, a seguito del disturbo.

Analisi univariate

In genere, tutti gli indici di diversità mostrano come il controllo C presenti una variazione stagionale (Figg. 3.1.1-3.3.1). Per quanto riguarda i trattamenti S ed M, si rilevano andamenti simili ma con diversificazioni temporali: nel campo INVERNO ambo i minimi si registrano a T7, mentre nel campo ESTATE NEW a T 7 per S e a T 90 per M.

La comparazione dei dati a T 90 dimostra che in ambo i campi solo il trattamento S presenta valori simili a C mentre M rimane significativamente inferiore.

Gli indici Tassonomici, mediamente, non presentano significative variazioni temporali, quanto piuttosto fluttuazioni entro un range ristretto (Figg. 3.1.2a-3.3.2a). Nel caso di Δ^+ spiccano alcuni valori del corridoio M, con barra d'errore estremamente grande (Fig. 3.1.2a-3.3.2a). Per il campo INVERNO, i valori minimi di S ed M si registrano rispettivamente a T30 e T 15; mentre per il campo ESTATE NEW, entrambi a T 7. Per l'indice Λ^+ , invece, il corridoio M presenta valori significativamente diversi da S e C nel campo INVERNO da T 7 a T 90, mentre nel campo ESTATE NEW (Figg. 3.1.2b-3.3.2b) l'andamento dei corridoi S, M e C risulta altalenante con valori simili. Per entrambi i campi, in S ed M, i valori minimi si registrano a T 7. A T 90 in entrambi i campi per S, contrariamente ad M, non risultano variazioni significative rispetto a C.

L'applicazione dell'indice AMBI nella comparazione dei due campi considerati evidenzia per il campo INVERNO, i valori minimi di S ed M a T 90, mentre per il campo ESTATE NEW si registra il valore minimo di S a T 15 e quello di M a T 30 (Figg. 3.1.3a-3.3.3a). A T 90, per il campo INVERNO, si rilevano variazioni significative di S ed M rispetto a C; non vi sono, invece, variazioni significative nel campo ESTATE NEW (Figg. 3.1.3a-3.3.3a).

Per quanto riguarda l'indice BITS, mentre nel campo ESTATE NEW si rilevano valori altalenanti ed un calo a T 60 con un minimo a T 90 nell'ordine per M, C ed S, nel campo INVERNO si osservano valori altalenanti per M, S e C (Figg. 3.1.3b-3.3.3b). Per il campo INVERNO i valori minimi si registrano a T 1 per S e a T 15 per M; mentre nel campo ESTATE NEW a T 7 sia per S che per M.

Dal confronto dei valori di Bioturbazione Potenziale (BPc) registrati nei due campi, si evidenzia come nel primo a T 90 risulti un buon recupero tanto per S come per M (Fig. 3.1.4); nel secondo S, contrariamente ad M, recupera mostrando valori superiori a C (Fig. 3.3.4). I valori minimi per il campo INVERNO si registrano a T 7-T 60 per S e a T 15 per M, mentre per il campo ESTATE NEW a T 7 per S e T 90 per M.

Per quanto riguarda ΔEx , nel confronto tra INVERNO ed ESTATE NEW, per il primo si osservano in S, valori negativi a seguito del disturbo con un insufficiente recupero a T90; per il secondo valori positivi da T 30 a T 90 ad indicare un trend positivo di recupero (Figg. 3.1.5a-3.3.5a). Per il trattamento M (Figg. 3.1.5b-3.3.5b) si osservano valori negativi a seguito del disturbo con un valore insufficiente a T 90 malgrado un parziale recupero a T 60 nel campo INVERNO e a T 30 nel campo ESTATE NEW. Si nota quindi come il trattamento M rispetto ad S sia maggiormente impattante nella comunità macrobentonica.

Per il campo INVERNO i valori minimi risultano a T 30 per S e a T 15 per M, e per il campo ESTATE NEW a T 7 per S e T 15 per M.

Analisi statistica

Le analisi statistiche effettuate mediante PERMANOVA, utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori calcolati, evidenziano delle variazioni in relazione a tutti i fattori considerati: tempo, trattamento, campo e le combinazione di questi tre (Tab. 3.5.1).

Dall'analisi "Trattamento x Tempo x Campo" secondo il fattore campo si osservano variazioni significative per S in tutte le situazioni T tranne che a T 90, per M a T 1, T 60 e T 90 e per C a T 15, T 30, T 60 e T 90. (Tab. 3.5.2).

Dall'analisi "Trattamento x Tempo x Campo" secondo il fattore trattamento si osservano variazioni significative a T 90 solo nel campo INVERNO per S-M e M-C (Tab. 3.5.3).

INVERNO-ESTATE NEW	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Trattamento	2	9431.1	4715.6	8.8581	0.001	998	0.001
Tempo	6	11009	1834.8	3.4467	0.001	999	0.001
Campo	1	25940	25940	48.727	0.001	999	0.001
TrattamentoxTempo	11	9505.4	864.13	1.6233	0.017	998	0.021
TrattamentoxCampo	2	3537.1	1768.6	3.3222	0.003	999	0.006
TempoxCampo	6	12257	2042.9	3.8375	0.001	999	0.001
TrattamentoxTempoxCampo	11	10681	971.04	1.8241	0.006	999	0.009

Tabella 3.5.1. PERMANOVA applicata agli indici/indicatori ottenuti per i campi 'INVERNO-ESTATE NEW'.

CAMPI INVERNO-ESTATE NEW	TRATTAMENTO S	TRATTAMENTO M	CONTROLLO
T0	*	NS	
T1	*	NS	NS
T7	NS	NS	NS
T15	*	NS	*
T30	*	NS	*
T60	*	*	*
T90	NS	*	*

Tabella 3.5.2. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo x trattamento x campo secondo il fattore campo per i campi INVERNO-ESTATE NEW.

T90	S, M	S, C	M, C
INVERNO	*	NS	*
ESTATE NEW	NS	NS	NS

Tabella 3.5.3. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo x trattamento x campo secondo il fattore trattamento per i campi INVERNO-ESTATE NEW al tempo T 90.

3.6. Confronto campi 'ESTATE ITER-ESTATE NEW'

Dal confronto dei dati risultanti dall'analisi del campo ESTATE ITER ed ESTATE NEW (campi studiati nel periodo maggio-settembre), è possibile rilevare l'effetto della reiterazione del disturbo sulla comunità macrobentonica.

Analisi univariate

Nel campo ESTATE ITER, per tutti i trattamenti, in genere gli indici di diversità mostrano una tendenza al recupero a partire da T 30. Diversamente, nel campo ESTATE NEW a partire da T 15, per C, S ed M, si rileva una diminuzione dei valori, maggiormente significativa per M (Figg. 3.2.1-3.3.1). Per il campo ESTATE ITER, tanto in S quanto in M, il valore minimo si rileva a T 30, mentre per il campo ESTATE NEW per S risulta a T 7 e per M a T 90 (fa eccezione l'indice di Shannon con un minimo a T 0).

Gli indici Tassonomici, mediamente, non sembrano presentare significative variazioni temporali, (Figg. 3.2.2-3.3.2). Nel caso di Δ^+ spiccano alcuni valori dei corridoi S ed M, caratterizzati da una barra d'errore estremamente grande (Figg. 3.2.2a-3.3.2a). E' da rilevare un diverso comportamento a T 90, dove per il campo ESTATE ITER i tre corridoi (C, S, M) ricadono in un range ristretto di valori, e per il campo ESTATE NEW, invece, si rileva un valore di M tendente a 0 e valori di S e C significativamente superiori ad M.

Per l'indice Λ^+ , tanto nel campo ESTATE ITER quanto nel campo ESTATE NEW sono presenti fluttuazioni nel tempo, con i medesimi andamenti per C, S ed M (Figg. 3.2.2b-3.3.2b). Per il campo ESTATE ITER i minimi di S ed M si registrano a T 30, mentre per il campo ESTATE NEW a T 7.

L'applicazione dell'indice AMBI nella comparazione dei due campi considerati evidenzia come i valori rilevati da T 15 a T 60 sia in S che in M e C, in termini di EQI, rappresentano un 'ambiente leggermente disturbato'(Fig. 3.2.3a-3.3.3a). Per il campo ESTATE ITER i valori minimi per S ed M risultano a T 90, mentre per il campo ESTATE NEW si registrano a T 15 per S e T 30 per M.

Per quanto riguarda l'indice BITS, mentre nel campo ESTATE NEW si registrano valori altalenanti ed un calo a T 60, con un minimo a T 90 per entrambi i trattamenti, nel campo ESTATE ITER si osservano valori altalenanti solo per M; C ed S registrano un comportamento uniforme da T 15 a T 90 (Figg. 3.2.3b-3.3.3b).

Dal confronto dei valori di Bioturbazione Potenziale (BPC) registrati nei due campi, si evidenzia come in ESTATE ITER a T 90, S ed M mostrino valori simili ma significativamente inferiori al Controllo (Fig. 3.2.4); in ESTATE NEW, invece, i valori di S e C risultano simili, mentre quelli di M e C risultano significativamente diversi (Fig. 3.3.4). Nel campo ESTATE ITER i valori minimi per S ed M risultano a T 15 e T 30, mentre nel campo ESTATE NEW, per S si rilevano a T 7, per M a T 90.

Per quanto riguarda ΔEx , nel confronto tra ESTATE ITER ed ESTATE NEW, nel trattamento S, per il primo si osservano un insufficiente recupero a T 90, mentre per il secondo si osserva da T 30 a T 90 un trend positivo di recupero (Figg. 3.2.5a-3.3.5a). Per il campo ESTATE ITER il valore minimo di S si registra a T 15, mentre nel campo ESTATE NEW risulta a T 7.

Per il trattamento M in ambo i campi si osservano valori negativi a seguito del disturbo con un valore insufficiente a T 90, nonostante una tendenza al recupero a T 60 per ESTATE ITER e a T 30 per ESTATE NEW (Figg. 3.2.5b-3.3.5b). In entrambi i campi, per M, il valore minimo si registra a T 15.

Analisi statistica

Le analisi statistiche effettuate mediante PERMANOVA, utilizzando contemporaneamente tutti gli indicatori calcolati, evidenziano delle variazioni in relazione a tutti i fattori considerati: tempo, trattamento, campo e le combinazione di questi tre (Tab. 3.6.1).

Dall'analisi "Trattamento x Tempo x Campo" secondo il fattore campo si osservano variazioni significative per S ai tempi T 0 e T 15, per M a T 30, T 60 e T 90 e per C a T 0, T 15, e T 90 (Tab. 3.6.2).

Dall'analisi "Trattamento x Tempo x Campo" secondo il fattore trattamento si osservano variazioni significative a T 90 solo nel campo ESTATE ITER per S-M e M-C e S-C (Tab. 3.6.3).

ESTATE ITER-ESTATE NEW	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Trattamento	2	7261.4	3630.7	7.5241	0.001	999	0.001
Tempo	4	8921.5	2230.4	4.6221	0.001	999	0.001
Campo	1	7873.4	7873.4	16.316	0.001	999	0.001
TrattamentoxTempo	8	6679.3	834.92	1.7302	0.012	997	0.023
TrattamentoxCampo	2	2571.9	1285.9	2.6649	0.015	999	0.021
TempoxCampo	4	13473	3368.3	6.9803	0.001	997	0.001
TrattamentoxTempoxCampo	8	10451	1306.3	2.7071	0.001	999	0.001

Tabella 3.6.1. PERMANOVA applicata agli indici/indicatori ottenuti per i campi 'ESTATE ITER-ESTATE NEW'.

CAMPI ESTATE ITER-ESTATE NEW	TRATTAMENTO S	TRATTAMENTO M	CONTROLLO
T0	*	NS	*
T15	*	NS	*
T30	NS	*	NS
T60	NS-*	*	NS
T90	NS	*	*

Tabella 3.6.2. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo x trattamento x campo secondo il fattore campo per i campi ESTATE ITER-ESTATE NEW.

T90	S, M	S, C	M, C
ESTATE ITER	*	*	*
ESTATE NEW	NS	NS	NS

Tabella 3.6.3. PAIR-WISE TEST secondo il fattore tempo x trattamento x campo secondo il fattore trattamento per i campi ESTATE ITER-ESTATE NEW al tempo T 90.

4. Discussione

Con la 5^a Conferenza delle Parti (COP 5) della Convenzione sulla Diversità Biologica (Nairobi 2000), è stato definito, su base scientifica, un concetto che inciderà largamente sul modo di gestire l'ambiente, il territorio e le risorse biotiche ed abiotiche: 'l'approccio ecosistemico' (UNEP, 2000).

L'approccio ecosistemico è una strategia per la gestione integrata di terra, acqua e tutte le risorse/beni prodotti da un ecosistema promuovendone la conservazione e l'uso sostenibile, riconoscendo che le popolazioni umane sono parte integrante di molti ecosistemi (Padovani *et al.*, 2003).

Perché un ecosistema possa essere oggetto di gestione ambientale, è necessario valutarne lo Stato Ecologico inteso come struttura e funzione della comunità. Lo Stato Ecologico è espresso come Rapporto di Qualità Ecologica, dato dalla comparazione tra lo stato attuale osservato attraverso l'uso di indicatori e lo stato corrispondente ad una condizione di riferimento (WFD, 2000).

I piani di conservazione e gestione degli ecosistemi marino-costieri e di transizione sono rivolti sempre più verso lo studio delle componenti biologiche dell'ecosistema, poiché queste sono in grado di cogliere, con differente sensibilità, le modificazioni dell'ambiente. Per l'appunto, normative comunitarie, come la Water Framework Directive (2000/60/CE) e la Marine Strategy Framework Directive (CEE 56/2008), pongono particolare attenzione alle componenti biologiche dell'ecosistema, le quali rivestono un ruolo centrale per la valutazione dello stato e della qualità dell'ambiente marino e di transizione. La WFD considera, per la prima volta a livello legislativo, anche la composizione, l'abbondanza e la biomassa delle comunità biologiche, quali indicatori validi per la determinazione dello Stato Ecologico e della qualità ambientale.

Negli ambienti acquatici marini e di transizione, il macrozoobenthos dei fondi molli, è la componente più studiata per valutare le risposte della comunità a differenti tipi di impatto ambientale. Questa componente biotica, utilizzata in studi di risposta a stress naturali e/o di origine antropica, risulta particolarmente utile per l'analisi degli effetti locali di disturbo in quanto gli organismi che ne fanno parte sono longevi, relativamente sedentari e, avendo un rapporto diretto con il fondale, possiedono la capacità di rivelare gli effetti delle variazioni ambientali e di 'memorizzarle' nella struttura della comunità (Lardicci *et al.*, 2001).

Le comunità macrozoobentoniche di fondi molli sono in grado di descrivere specifiche modificazioni ambientali, sia di origine naturale che antropica (Bianchi e Zurlini, 1984; Damiani *et al.*, 1988), e permettono, quindi, di valutare l'entità delle perturbazioni attraverso la risposta degli organismi in un arco temporale idoneo, ed osservare eventuali cambiamenti ed il recupero del sistema ecologico. Lo studio del macrozoobenthos di fondo molle rappresenta, dunque, un importante strumento per il monitoraggio dell'ambiente marino e di transizione, dove insistono attività antropiche e le fluttuazioni delle variabili ambientali sono più evidenti (Castelli *et al.*, 2003).

Con il presente lavoro di tesi ci si riproponeva di applicare indici ed indicatori di diversa tipologia alla comunità macrozoobentonica per analizzare gli effetti di un disturbo antropico sperimentale in relazione allo Stato Ecologico. In particolare, si sono confrontate le risposte dei diversi indici utilizzati, al fine di testarne la capacità di descrivere correttamente le variazioni di Stato Ecologico.

Per fare ciò, si è utilizzato uno schema sperimentale in grado di tenere in considerazione tre grandezze tipiche del disturbo: magnitudo (singolo passaggio e più passaggi sovrapposti), frequenza (iterazione del disturbo in una zona già disturbata in precedenza) e stagione (inverno-estate). Inoltre, l'analisi dei campioni raccolti nel tratto indisturbato, che costituisce un Controllo 'interno' da utilizzarsi come stato di riferimento, ha permesso di descrivere la struttura della comunità macrozoobentonica di un basso fondale lagunare e le sue variazioni temporali da dicembre ad agosto, cogliendone eventuali variazioni stagionali.

In generale, si osserva una stagione invernale (dicembre-marzo), caratterizzata da valori dapprima costanti e poi in graduale aumento (in termini, ad esempio, di struttura, abbondanza, ecc.), ed un periodo estivo (aprile-agosto), in cui si rileva una stabilizzazione e poi una diminuzione del numero di specie e del numero di individui. Tali variazioni, sono legate all'andamento stagionale di parametri chimico-fisici (ad esempio la temperatura) e biologici (ad esempio la produzione primaria). Le diminuzioni osservate nel periodo estivo sono da ricondursi principalmente a fattori di stress per la comunità, quali le elevate temperature, le variazioni di altri parametri abiotici ad essa connessi (salinità), e periodi di emersione durante le basse maree.

Per quanto riguarda la dinamica della ricolonizzazione, in tutti i campi esaminati, nei corridoi Singoli e Multipli, si osserva un andamento che può essere riassunto nello schema riportato in figura 4.1, tabella 4.1. A seguito dell'evento di disturbo, in genere, si evidenzia una diminuzione

immediata di tutte le variabili considerate; successivamente, si registra una parziale ripresa, seguita da una significativa diminuzione, con un picco negativo registrabile tra 7 e 30 giorni dopo la perturbazione. In seguito, il recupero è graduale e, a 90 giorni dal disturbo, i valori si approssimano a quelli di Controllo, almeno per il trattamento Singolo. I valori nel trattamento Multiplo risultano spesso significativamente inferiori a quelli del Singolo.

L'effetto meccanico immediato comporta, infatti, un asporto diretto o un dislocamento degli organismi, vagili e fossori, alcuni dei quali vengono immediatamente uccisi o se danneggiati, vengono successivamente predati. La prima fase di recupero è probabilmente ascrivibile all'arrivo di organismi da aree adiacenti, attratti dalla disponibilità di prede. Essi non determinano una ristrutturazione della comunità, in quanto si tratta di specie opportuniste e/o spazzine (scavengers). Il ruolo di queste specie è ampiamente descritto in letteratura, proprio in relazione a fenomeni di disturbo legati ad attività di pesca (Pranovi *et al.*, 2004).

Il successivo declino della comunità, può essere spiegato in termini di effetto ritardato, mediato dall'habitat. Il disturbo, infatti, produce un significativo cambiamento morfologico del fondale. Il passaggio con la rusca, provoca una risospensione differenziale delle particelle, con alterazione della struttura granulometrica locale. Inoltre, lo scavo di un solco comporta modificazioni strutturali, con l'affioramento di substrati dalle caratteristiche chimico-fisiche diverse non favorevoli, nell'immediato, alla colonizzazione da parte della comunità macrozoobentonica e variazioni nella tessitura del fondale stesso (Pranovi *et al.*, 2005). Ciò risulta abbastanza chiaro nell'andamento evidenziato dall'applicazione dell'indice di Bioturbazione Potenziale a livello di comunità (BPC), che considera appunto le interazioni tra organismi e sedimento.

Le capacità di recupero della comunità macrozoobentonica sembrano essere direttamente influenzate anche dalla stagione. In termini generali, infatti, si evidenzia che nella stagione fredda, il divario fra i valori del trattamento Singolo e Multiplo risulta essere più marcato, con maggior difficoltà di recupero anche del trattamento Singolo, che mostra valori prossimi al controllo solo a 90 giorni dal disturbo. Nella stagione primavera/estate, invece, sembra che, almeno per il trattamento Singolo, sia possibile rilevare un recupero più veloce.

Dal confronto dei campi INVERNO ed ESTATE NEW, in merito alle stagionalità, si osserva come il trattamento Singolo presenti un recupero strutturale della comunità dopo 90 giorni dall'evento di disturbo nel primo campo e dopo soli 15 giorni nel secondo. Si può affermare quindi che,

generalmente, le condizioni di 'attivazione' della comunità nel periodo primaverile, facilitano il recupero dopo l'evento di disturbo, almeno, in condizioni di bassa intensità, comportando una ricolonizzazione più veloce e regolare.

Considerando i campi ESTATE NEW ed ESTATE ITER, lo schema sperimentale adottato permette, infine, di valutare l'effetto della reiterazione del disturbo.

Osservando i valori del campo ESTATE NEW risulta evidente come i trattamenti Singolo e Multiplo appaiono simili al Controllo dopo 15 giorni dall'evento di disturbo, con un miglior recupero di S rispetto ad M. L'iterazione del disturbo (ESTATE ITER) non sembra determinare effetti significativi per il trattamento Singolo, il quale dimostra un buon recupero già dopo 15 giorni l'evento di disturbo e mantiene costante tale recupero in termini di struttura e funzionalità. Il trattamento Multiplo mostra il medesimo andamento del trattamento Singolo, eccezione fatta per il numero di specie e il numero di individui in cui, dopo 90 giorni, i valori sono significativamente inferiori rispetto al Controllo ed al trattamento Singolo. Si può ragionevolmente affermare, quindi, come i due campi abbiano comportamenti di recupero tendenzialmente simili, tanto per S come per M, seppure differenziati nel tempo.

In conclusione si può asserire che, in relazione al disturbo indotto, il fattore che gioca un ruolo predominante è l'intensità del disturbo; la stagionalità sembra essere importante come fattore di regolazione della velocità di recupero, mentre l'iterazione non sembra avere effetti significativi. Nel presente lavoro l'iterazione del disturbo probabilmente non è rilevante in quanto dopo 90 giorni la comunità macrozoobentonica risulta nel complesso tornata alle condizioni di partenza, per cui non si sono rilevati effetti di 'accumulo', cosa che invece potrebbe essere rilevata nel caso in cui l'iterazione del disturbo venisse applicata in un intervallo di tempo più ristretto (30- 60 giorni dal primo evento di disturbo).

Per quanto concerne il confronto tra diversi gruppi di indici (Strutturali, Biotici e Funzionali), gli indici funzionali sono da considerarsi quelli che meglio descrivono l'effettivo recupero funzionale e strutturale della comunità macrozoobentonica in quanto basati sul numero di specie, abbondanza e biomassa; in particolare l'Exergia considera anche l'energia chimica di un organismo e l'informazione contenuta nel suo DNA.

Nel presente elaborato, per quanto riguarda Δ Exergy, in generale dopo 90 giorni l'evento di disturbo, per i due trattamenti Singolo e Multiplo, in tutti e tre i campi considerati, il sistema non ha

ancora raggiunto un totale recupero funzionale. L'applicazione dell'indice di Bioturbazione Potenziale (BPc) conferma la situazione appena descritta per il campo ESTATE ITER e per il trattamento Multiplo nel campo ESTATE NEW; fa eccezione il campo INVERNO per il quale l'indice BPc indica un recupero del sistema contrariamente a quanto evidenziato dall'Exergia. Per quanto riguarda il trattamento Singolo nel campo ESTATE NEW, già dopo 30 giorni l'evento di disturbo, i valori di Exergia sono positivi e rimangono costanti fino a 90 giorni; anche l'applicazione dell'indice di Bioturbazione Potenziale (BPc) mostra un sostanziale recupero a 90 giorni dopo l'evento di disturbo a conferma di un totale recupero strutturale e funzionale della comunità macrozoobentonica.

In generale si evidenzia una speculare similarità fra i due indici funzionali Δ Exergy e BPc, con la differenziazione dei risultati nel campo INVERNO per i due trattamenti; ciò è dovuto al peso nell'elaborazione dei parametri considerati per il calcolo dell'Exergia.

Si può ragionevolmente affermare che l'Exergia, come già rilevato in precedenti applicazioni (Pranovi *et al.*, 2005; Libralato *et al.*, 2006; Pranovi *et al.*, 2008), si è rivelata un buon descrittore dello stato della comunità macrozoobentonica soggetta ad un disturbo sperimentale. Per tali ragioni, si è deciso di assumere l'Exergia come indici di riferimento, più conservativo nel descrivere e rappresentare la dinamica di recupero e lo stato della comunità.

Dall'analisi degli indici di diversità si nota come 90 giorni, almeno per il trattamento S, in tutti e tre i campi esaminati, siano sufficienti per permettere il recupero della struttura della comunità macrozoobentonica. Con l'aumento dell'intensità del disturbo, i medesimi giorni non sono più sufficienti per raggiungere le condizioni del corridoio indisturbato. Tali risultati vengono parzialmente confermati dall'Exergia; per quanto riguarda il trattamento Singolo solo il campo ESTATE NEW conferma il pieno recupero dopo 90 giorni l'evento di disturbo. Viene invece completamente confermata la difficoltà di recupero del trattamento Multiplo in tutti e tre i campi.

In linea teorica, si può affermare che comunità macrozoobentoniche soggette a disturbo sono costituite, generalmente, da specie tra loro strettamente legate dal punto di vista tassonomico, con valori ridotti di $\Delta+$. Comunità non disturbate, invece, sono costituite da specie distanti dal punto di vista tassonomico, appartenenti a differenti ordini, classi, phyla, con ampia diversificazione tassonomica e dunque valori elevati di $\Delta+$. L'indice $\Lambda+$ dovrebbe, invece, mostrare valori elevati in

condizioni di disturbo ambientale, ove alcune specie (r-strategie) risultano preponderanti rispetto ad altre (k-strategie) (Munari e Mistri, 2011).

Nel presente lavoro, per quanto riguarda l'indice $\Delta+$ nei tre campi considerati, i trattamenti Singolo e Multiplo e il Controllo, in generale, non evidenziano variazioni significative dei valori, non permettendo quindi una discriminazione degli effetti del disturbo sulla composizione specifica della comunità oggetto di studio. Per l'indice $\Lambda+$ la situazione si presenta diversa a seconda del campo considerato e per tipo di trattamento.

Questi indici, pertanto, evidenziano un limite nella loro capacità di discriminare il disturbo divenendo, quindi, di scarsa utilità per il presente lavoro.

Numerosi indicatori macrobentonici (per esempio AMBI/M-AMBI, BENTIX, BQI, MEDOCC) sono stati testati per la classificazione delle acque costiere e di estuario in esecuzione della Direttiva quadro europea sulle acque (WFD); essi, comunemente si basano sul modello di Pearson e Rosemberg (1978) di variazione della comunità in risposta all'arricchimento organico e richiedono l'identificazione degli organismi al livello tassonomico di specie. Sono stati proposti, anche, indicatori (per esempio BOPA, BO2A, BITS) basati sul concetto della "sufficienza tassonomica" (Ferraro e Cole, 1990). In merito alle acque di transizione, il decreto 260/2010 propone due indici per l'EQB macrobenthos: BITS e AMBI.

L'indice AMBI è stato ampiamente applicato ad ambienti marino-costieri europei, con risultati di buona relazione tra livello di impatto e risposta dell'indicatore (Borja *et al.*, 2000).

Come riportato da Munari e Mistri (2011), è convinzione diffusa che la risposta di AMBI sia influenzata più dai parametri 'diversità' e 'numero di specie' (presenti nella formulazione dell'indicatore), piuttosto che da una reale capacità discriminatoria dell'indice stesso, ritenendo che allora tanto varrebbe utilizzare solo la diversità specifica.

L'utilizzo dell'indice BITS, appositamente sviluppato per lagune costiere, dovrebbe consentire di ridurre la possibilità di errore nella classificazione tassonomica in quanto richiede il riconoscimento della macrofauna bentonica fino al livello di famiglia, consentendo quindi di ovviare alla differente distribuzione geografica delle specie.

L'utilizzo degli indici BITS e AMBI, nel presente lavoro di tesi, genera risultati molto simili tra loro.

In pratica, entrambi questi indicatori, non sembrano in grado di discriminare gli effetti legati ad un disturbo meccanico. Da un lato si evidenzia una scarsa variabilità e rispondenza con la dinamica di ricolonizzazione, non ricalcando il trend di variabilità osservato negli indici strutturali e funzionali; dall'altro, tutte le condizioni analizzate rientrano nelle condizioni 'buona' e 'moderata'. I risultati del calcolo dell'indice M-AMBI non sono stati riportati nel presente elaborato in quanto ricalcano esattamente quelli dell'indice AMBI.

Ciò, probabilmente, è spiegabile con il fatto che detti indici, come già sopra riportato, si basano sulla variazione della comunità in risposta all'arricchimento organico che non è propriamente assimilabile ad un disturbo meccanico, tanto per tipologia propria del disturbo come per l'intuitiva diversa tempistica di recupero. Inoltre è da considerare come questi indici facciano riferimento a delle soglie (valori di AMBI da 0 a 6) che non si prestano alla corretta rappresentazione dello stato di disturbo/recupero esaminato nel presente lavoro. Tuttavia, bisogna ricordare che in accordo con la WFD, i corpi idrici della laguna di Venezia dovranno essere classificati, in termini di comunità macrozoobentonica, utilizzando l'indice AMBI. D'altra parte, però, la raccolta meccanica delle vongole con rusca, insieme con l'aumento di torbidità generato da attività antropiche, rappresenta, almeno in alcune aree della laguna, il principale driver di pressione.

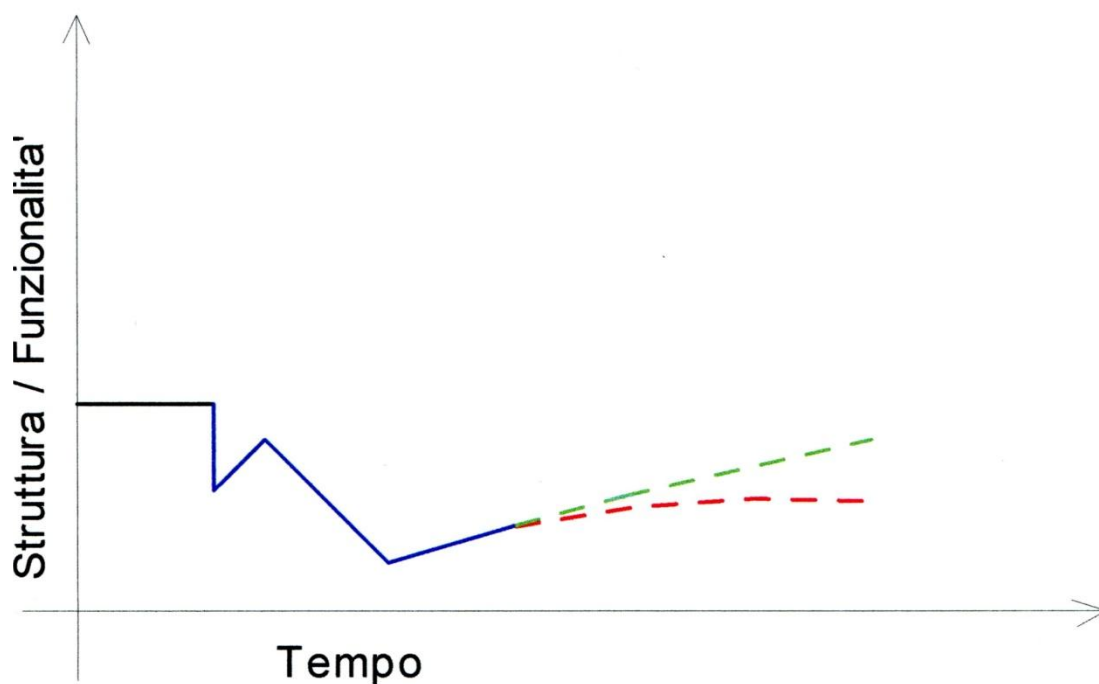


Figura 4.1. Dinamica di ricolonizzazione attesa in una comunità macrozoobentonica soggetta a disturbo meccanico. In nero la comunità non disturbata, in blu la comunità post disturbo, in verde e rosso rispettivamente la comunità soggetta a disturbo Singolo e Multiplo.

CAMPO INVERNO	TS/C a T0	TM/C a T0	Minimo in S	Minimo in M	T90 TS/C	T90 TM/C
S	*	*	T7	T7	NS	*
N	*	*	T7	T7	NS	*
d	NS	*	T7	T7	NS	*
J'	*	*	T90	T60	*	*
H	NS	*	T7	T7	*	*
Delta+	NS	NS	T30	T15	NS	*
Lambda+	NS	NS	T7	T7	NS	*
AMBI	*	NS	T90	T90	*	*
BITS	*	NS	T1	T15	NS	*
BPc	*	NS	T7-T60	T15	NS	NS
Exergy			T30	T15		
CAMPO ESTATE ITER	TS/C a T0	TM/C a T0	Minimo S	Minimo M	T90 TS/C	T90 TM/C
S	*	*	T30	T30	NS	*
N	*	NS	T30	T30	NS	*
d	NS	*	T30	T30	NS	Circa
J'	*	*	T15	T0	*	*
H	NS	*	T30	T30	*	NS
Delta+	*	*	T15	T30	*	*
Lambda+	Circa	Circa	T30	T30	*	*
AMBI	*	*	T90	T90	*	NS
BITS	*	*	T0	T30	*	NS
BPc	NS	NS	T15-T30	T15-T30	*	*
Exergy			T15	T15		
CAMPO ESTATE NEW	TS/C a T0	TM/C a T0	Minimo S	Minimo M	T90 TS/C	T90 TM/C
S	*	*	T7	T90	NS	*
N	*	*	T7	T90	*	*
d	*	*	T0-T7	T90	*	*
J'	*	NS	T90	T15	*	No valore
H	*	*	T7	T0	NS	No valore
Delta+	*	*	T7	T7	NS	*
Lambda+	*	*	T7	T7-T90	NS	*
AMBI	*	*	T15	T30	NS	NS
BITS	Circa	*	T7	T7	*	NS
BPc	No valore C	No valore C	T7	T90	NS	*
Exergy			T7	T15		

Tabella 4.1. Riassunto finale degli indici/indicatori calcolati per i campi INVERNO, ESTATE ITER ed ESTATE NEW; TS/C=trattamento Singolo contro Controllo, TM/C=trattamento Multiplo contro Controllo, NS=non significativo, *=significativo, S=numero di specie, N=numero di individui, d=indice di Margalef, J'=indice di Pilon, H=indice di Shannon.

5. Conclusioni

I risultati del presente lavoro di tesi hanno permesso il confronto fra i diversi gruppi di indici (strutturali, biotici e funzionali), testandone la capacità di descrivere correttamente variazioni di Stato Ecologico, di un sito in laguna di Venezia, sottoposto a disturbo meccanico, secondo diversi gradi di magnitudo e reiterazione in stagioni diverse. Ciascun gruppo, in relazione alla propria capacità di risoluzione, evidenzia le tendenze positive o negative di recupero, nelle diverse situazioni temporali, di intensità e reiterazione, a volte, però, in modo contrastante.

Gli indici strutturali si prestano in modo soddisfacente a rappresentare la dinamica di ricolonizzazione della comunità macrozoobentonica, anche se con alcuni limiti, dettati principalmente dal basso numero di parametri considerati (numero di specie e numero di individui).

Gli indici biotici, invece, per la loro specificità, essendo basati su criteri di sensibilità ad inquinamento organico, non sembrano adatti al monitoraggio di siti sottoposti ad un disturbo meccanico, quale quello della pesca con la rusca.

Data la peculiarità del sito considerato, i sottili equilibri che lo regolano e gli stressori cui è sottoposto, divengono importanti il numero e le tipologie di fattori presi in considerazione dall'indice stesso: quanti più elementi sono contenuti, tanto più sarà attendibile il risultato ottenuto.

In particolare, si ritiene sottolineare l'utilità di indicatori che tengano in considerazione anche il parametro biomassa. Essa, infatti, sembra essere un buon descrittore delle dinamiche temporali analizzate.

In conclusione, quindi, si ritiene che gli indici funzionali, proprio per la pluralità di fattori presi in considerazione, siano quelli che meglio si adattano a descrivere lo stato della comunità macrozoobentonica soggetta ad un disturbo sperimentale quale quello provocato dalla raccolta meccanica delle vongole.

6. Bibliografia

Anderson M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. Ecol.* 26: 32-46.

Bendoricchio, G., Jørgensen, S.E., 1997. Exergy as goal function of ecosystem dynamics. *Ecol. Model.* 102: 5–15.

Bianchi N. e Zurlini G., 1984. Criteri e prospettive di una classificazione ecotipologica dei sistemi marini costieri italiani. *Acqua aria*. vol 8: 785-796 ISSN: 1591-1616.

Black K.P., Parry G.D., 1999. Entrainment, dispersal and settlement of scallop dredge sediment plumes: field measurements and numerical modelling. *Can. J. Fis. Aquat. Sci* 56: 2271-2281.

Borja A., Franco J., Perez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40(12): 1100-1114.

Borja A., Muxica I., Franco J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 46: 835-845.

Castelli A., Lardicci C., Tagliapietra D., 2003. Il macrobenthos di fondo molle. *Biol. Mar. Medit.*, 10 (Suppl.): 109-144.

Damiani V., Bianchi N.C., Ferretti O., Bedulli D., Morri C., Viel M., Zurlino G., 1988. Risultati di una ricerca ecologica sul sistema marino costiero pugliese. *Thalassia Salentina* 18: 153-169.

Ferraro S.P. e Cole F.A., 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67: 251-262.

Fonseca, J.C., Marques, J.C., Paiva, A.A., Freitas, A.M., Madeira, V.M.C., Jørgensen, S.E., 2000. Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate exergy from organisms biomass. *Ecol. Model.* 126: 179–189.

Gaston K.J., 1996. The multiple forms of the intraspecific abundance- distribution relationships. *Oikos* 76:211-220.

Gorostiaga J.M., Borja A., Díez I., Francés G., Pagola-Cardé S., Sáiz Salinas J.I., 2004. Recovery of benthic communities, in polluted systems. In: Borja A., Collins M. (eds) Oceanography and marine environment of the Basque Country. *Elsevier Oceanogr Ser* 70: 549–578.

Gregory, T.R., 2005. Animal genome size database. <http://www.genomesize.com>.

Jennings S., Kaiser M. J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Mar. Biol.* 34:201-352.

- Jørgensen, S.E., 2000. Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas. *Aquat. Ecosyst. Health* 3: 419–430.
- Jørgensen, S.E., Nielsen, S.N., Mejer, H., 1995. Emergy, environ, exergy and ecological modelling. *Ecol. Model.* 77: 99–109.
- Jørgensen, S.E., Verdonshot, P., Lek, S., 2002. Explanation of the observed structure of functional feeding groups of aquatic macro-invertebrates by an ecological model and the maximum exergy principle. *Ecol. Model.* 158: 223–231.
- Lardicci C., Como S., Corti S., Rossi F., 2001. Recovery of the macrozoobenthic community after severe dystrophic crises in a mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 42 (3): 202-214.
- Leonard D.R.P., Clarke K.R., Somerfield P.J. & Warwick R.M., 2006. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *J. Environ. Manage* 78: 52-62.
- Libralato S., Torricelli P. e Pranovi F., 2006. Exergy as ecosystem indicator: an application to the recovery process of marine benthic communities. *Ecol. Model.* 192/3-4: 571-585.
- Margalef R., 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3:36-7 1. *Transl. from Mem. R. Acad. Cienc. Artes. Barc.* 32:373-449, 1957.
- Marti J.A., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Centre for Research on Ecological Impacts of Coastal Cities, Marine Ecology Laboratories A11, University of Sydney, New South Wales 2006, Australia. *Aust. Ecol.* 26: 32-46.
- Marques, J.C., Pardal, M.A., Nielsen, S.N., Jørgensen, S.E., 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecol. Model.* 102: 155–167.
- Marti J.A., 2005. *PERMANOVA. Permutational multivariate analysis of variance. A computer program.* Departement of Statistics. University of Auckland.
- McArdle B.H. e Anderson M.J., 2001. Fitting multivariate model to semi-metric distances: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290-297.
- MSFD, 2008. Marine Strategy Framework Directive (2008/56/CE).
- Muller F. e Lenz R., 2006. Ecological indicators: theoretical fundamentals of consistent application in environmental management. *Ecol. Ind.* 6: 1-5.
- Munari C. e Mistri M., 2008. Biodiversity of soft-sediment benthic communities from Italian transitional waters. *J. of Biogeogr.* 35: 1622-1637.
- Munari C. e Mistri M., 2011. La variabilità degli indicatori biologici. *Ecoscience* 5-6.

- Muxika I., Borja A., Bonne W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Eco.l Ind.* 5: 19–31.
- Occhipinti-Ambrogy A., Forni G., Marchini A., 2004. Testing different approaches for quality assessment using the benthic community: examples from the Northern Adriatic Sea. IOC Workshop Report N. 195.
- OCSE, 1993. Environmental information systems and indicators a review of selected central and Eastern European Countries. Paris.
- Padovani L., Carrabba P., Mauro F., 2003. L'approccio eco sistemico: una proposta innovativa per la gestione della biodiversità e del territorio. *En. Amb. Inn.*, 103: 30-32.
- Pearson T.H. e Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Pielou E., 1975. Ecological Diversity. John Wiley, New York. N.Y. 165.
- Pranovi F., Da Ponte F., Raicevich S. e Giovanardi O., 2004. A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam harvesting in the Venice Lagoon. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 43-52.
- Pranovi F., Da Ponte F. e Torricelli P., 2008. Historical changes in the structure and functioning of the benthic community in the lagoon of Venice. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 76: 753-764.
- Pranovi F., Raicevich S., Libralato S., Da Ponte F. e Giovanardi O., 2005. Trawl fishing disturbante and medium-terms recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sandy and muddy habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea). In: P. W. Barnes e J. P. Thomas (Eds), Benthic habitats and the effects of fishing. *American Fishery Society, Symposium 41, Bethesda, Maryland*: 545-569.
- Quintino V., Elliott M. e Rodrigues A.M., 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: Case studies at differing spatial scales. *J Exp. Mar. Biol. Ecol* 330: 368-382.
- Sfriso A. e Marcomini A., 1996. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresour. Technol.* 58: 299-307.
- Shannon C. E. e Weaver W., 1949. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press. Urbana: 117.
- Solan M., Cardinale B.J., Downing A.L., Engelhardt K.A.M., Ruesink J.L. e Srivastava D.S., 2004. Extinction and Ecosystem Function in the Marine Benthos. *Science* 306: 1177-80.
- Sousa W. P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 15: 353-91.

UNEP, 2000. Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its fifth Meeting. Nairobi, 2000. UNEP/CBD/COP/5/23, pp. 103-109.

Warwick R.M. e Clarke K.R., 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 215-226.

WFD, 2000. Water Framework Directive (2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000).

<http://ambi.azti.es/> (AZTI Marine Biotic Index) consultato il 02/07/2012.

DECRETO n. 260, 8 novembre 2010. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo.

Allegato V, 2000 Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000.