



Doc. SICS_210_Integraz
Progetto messa in produzione pozzo
Agosta 1 Dir

INTEGRAZIONI ALLO STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE

Allegato 7d.

**Valutazione dei possibili effetti causati dalla subsidenza
indotta dalla coltivazione del giacimento Agosta sulle
caratteristiche biologiche ed ecologiche delle comunità
macrobentoniche delle Valli di Comacchio**

Luglio 2016



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI FERRARA
- EX LABORE FRUCTUS -

**DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA VITA E BIOTECNOLOGIE
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI FERRARA**

**VALUTAZIONE DEI POSSIBILI EFFETTI CAUSATI DALLA SUBSIDENZA INDOTTA DALLA
COLTIVAZIONE DEL GIACIMENTO AGOSTA SULLE CARATTERISTICHE BIOLOGICHE
ED ECOLOGICHE DELLE COMUNITÀ MACROBENTONICHE DELLE VALLI DI
COMACCHIO**

A CURA DI
PROF. M. MISTRI
DR.SSA C. MUNARI

INDICE

1. LE VALLI DI COMACCHIO	3
2. TAXA DI INTERESSE COMUNITARIO	4
3. SCOPO	6
4. IL SITO DI STUDIO	7
5. LA COMUNITÀ MACROBENTONICA	8
6. FATTORI STRUTTURANTI IL MACROBENTHOS	12
7. LO STATO DI QUALITÀ ECOLOGICO	17
8. LA SERIE STORICA LTER	21
9. ANALISI UNIVARIATA	27
10. ANALISI MULTIVARIATA	39
11. STRUTTURA DELLE COMUNITÀ E TOLLERANZA AL DISTURBO	42
12. ECOLOGICAL QUALITY STATUS	45
13. EFFETTO DEL CONFINAMENTO	48
14. FATTORI AMBIENTALI	51
15. CONCLUSIONI	53
16. BIBLIOGRAFIA	57
17. APPENDICE I: FAUNA MACROBENTONICA	58
18. APPENDICE II: ALTRI TAXA DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO	60

1. LE VALLI DI COMACCHIO

Il SIC-ZPS IT406002 "Valli di Comacchio" comprende habitat naturali e specie di interesse comunitario, la conservazione di alcuni/e dei quali è ritenuta prioritaria per la Comunità Europea. L'art. 2 della Direttiva Habitat (1992/43/CE) definisce:

«Sito di importanza comunitaria un sito che, nella o nelle regioni biogeografiche cui appartiene, contribuisce in modo significativo a mantenere o a ripristinare un tipo di habitat naturale di cui all'allegato I o una specie di cui all'allegato II in uno stato di conservazione soddisfacente e che può inoltre contribuire in modo significativo alla coerenza di Natura 2000 di cui all'art. 3, e/o che contribuisce in modo significativo al mantenimento della diversità biologica nella regione biogeografica o nelle regioni biogeografiche in questione».

Tra i 17 tipi di habitat riportati nella versione più aggiornata (10/2014) della scheda "*Natura 2000 - Standard Data Form*" (www.minambiente.it), quattro sono gli habitat considerati prioritari*: 1150-Lagune costiere, 2270-Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*, 3170-Stagni temporanei mediterranei, 6210-Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*). L'estensione nel sito di tali quattro habitat prioritari è così quantificata: 1150-Lagune costiere: 11557.75 ha; 2270-Dune con foreste di *P. pinea* e/o *P. pinaster*: 32.07 ha, 3170-Stagni temporanei mediterranei: 0.41 ha; 6210-Formazioni erbose secche seminaturali: 30.6 ha. L'habitat 1150-Lagune costiere è di gran lunga il più rappresentato. La "*Mappa della vegetazione delle Valli di Comacchio*" (<http://geoportale.regione.emilia-romagna.it>) non riporta la presenza di specie caratterizzanti gli habitat prioritari 2270 (*P. pinea*, *P. pinaster*, *P. halepensis*, *Juniperus macrocarpa*, *J. turbinata*), 3170 (alleanze: *Isoetion*, *Nanocyperion flavescentis*, *Preslion cervinae*, *Agrostion salmanticae*, *Heleochloion*, *Lythron tribracteati*), e 6210 (facies a *Festuco-Brometalia*) su sponde, argini e dossi dell'area NW delle Valli, ove l'habitat prioritario maggiormente rappresentato è il 1150-Lagune costiere. Le indagini ecologiche di seguito esposte considereranno quindi questo habitat.

**Tipi di habitat naturali prioritari: i tipi di habitat naturali che rischiano di scomparire nel territorio, di cui all'art. 2 e per la cui conservazione la Comunità ha una responsabilità particolare a causa dell'importanza della parte della loro area di distribuzione naturale compresa nel territorio di cui all'art. 2. Tali tipi di habitat naturali prioritari sono contrassegnati da un asterisco (*) nell'allegato I (art. 1, lett. d).*

2. TAXA DI INTERESSE COMUNITARIO E/O FONDAMENTALI PER IL FUNZIONAMENTO ECOSISTEMICO

Le specie di interesse comunitario sono numerose, in particolar modo ai sensi della Direttiva Habitat (1992/43/CE), per le Valli vengono segnalate in condizione "rara e minacciata" alcune specie vegetali (*Bassia hirsuta*, *Halocnemum strobilaceum*, *Triglochin maritimum* e *Limonium bellidifolium*) che vivono sugli argini vallivi. Di grande importanza conservazionistica è invece la presenza della specie endemica *Salicornia veneta* (Code 1443), che è considerata di importanza prioritaria*. Un'altra specie di grande interesse ecologico è la fanerogama *Ruppia cirrhosa*, un tempo comune in tutti i bacini vallivi maggiori (Valli Magnavacca, Campo, Fossa di Porto) ed ora relegata a piccole porzioni di habitat (bassofondali di Valle Campo). Le praterie di fanerogame acquatiche svolgono un ruolo fondamentale per la conservazione degli habitat costieri poiché supportano molteplici comunità biologiche, compresa la fauna aviaria, aumentano la stabilità dei bassofondali (Quaderni Habitat n. 19 – Praterie a fanerogame marine) e sequestrano in modo permanente importanti quantità di CO₂. Negli ultimi decenni le praterie di fanerogame nel SIC-ZPS IT406002 sono fortemente regredite per cause fondamentalmente riconducibili alla diminuita trasparenza della colonna d'acqua. Nelle situazioni di limitata circolazione idrodinamica, tipica delle Valli, tali praterie residue non sono in grado di ricolonizzare naturalmente i bassofondali per la mancanza di piante che producano semi o fungano da innesco. La regressione di *Ruppia cirrhosa* provoca perdita dei relativi servizi ecosistemici (nursery, stabilizzazione fondali, ecc.) e riduzione delle specie di pregio caratterizzanti l'Habitat 1150.

I popolamenti macrobentonici** di fondo mobile costituiscono un elemento prioritario nel processo di valutazione della qualità ecologica di un sito acquatico per la loro capacità di rispondere significativamente e velocemente a variazioni ambientali sia di origine naturale che antropica. La struttura delle comunità macrobentoniche, infatti, è strettamente dipendente dall'insieme dei fattori biotici ed abiotici che caratterizzano l'habitat. Negli ambienti lagunari, i fattori abiotici più importanti sono la concentrazione di ossigeno disciolto, l'idrodinamismo, la tessitura del substrato, e l'ammontare di sostanza organica, oltre ovviamente all'eventuale presenza di sostanze inquinanti. Lo studio della fauna macrobentonica è uno strumento prioritario per la definizione dello "stato di salute" di un ambiente acquatico, in quanto la struttura della comunità macrobentonica è la risultante dei processi avvenuti nell'ambiente circostante.

Specie prioritarie: le specie di cui alla lettera g), punto i), per la cui conservazione la Comunità ha una responsabilità particolare a causa dell'importanza della parte della loro area di distribuzione naturale compresa nel territorio di cui all'art. 2. Tali specie prioritarie sono contrassegnate da un asterisco () nell'allegato II (art. 1, lett. h)

**Macrobenthos: include gli invertebrati acquatici che vivono a diretto contatto col fondale e che hanno dimensioni maggiori di 0.500 mm, anche se alcuni autori utilizzano, per motivi pratici, limiti differenti (1.00-2.00 mm).

Il recepimento della Direttiva 200/60/EC, mediante il Decreto 8 Novembre 2010, n. 260, pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n. 30 del 7 Febbraio 2011, prevede che lo stato di qualità ecologica degli ecosistemi lagunari italiani venga valutato mediante l'utilizzo di elementi biologici. Gli invertebrati bentonici rappresentano l'elemento più idoneo a tale scopo: le specie macrobentoniche sono classificate in gruppi ecologici (EG) che corrispondono a differenti livelli di sensibilità. Il gruppo EGI comprende le specie più sensibili; seguendo un gradiente di tolleranza si arriva fino al gruppo EGV, che comprende le specie maggiormente opportuniste, caratteristiche di ambienti fortemente stressati. La fauna macrobentonica del SIC-ZPS IT406002 "Valli di Comacchio" è oggetto di studio da tempo (Mistri et al., 2000; Mistri, 2002; Munari et al., 2005; Munari e Mistri, 2008, 2012, 2014).

3. SCOPO

Questo studio ha lo scopo di implementare la valutazione dedicata alle caratteristiche biologiche ed ecologiche dell'habitat prioritario maggiormente rappresentato nel SIC-ZPS IT406002 "Valli di Comacchio", l'habitat 1150-Lagune costiere, considerando l'elemento maggiormente informativo per la valutazione dello stato ecologico di un sistema acquatico di transizione, la fauna macrobentonica. Nel caso in questione, la fauna macrobentonica è particolarmente indicativa in quanto, oltre ad essere elemento biologico di qualità per la definizione dello stato ecologico, costituisce il livello trofico sul quale foraggia una cospicua parte della fauna ittica di Valle. Nell'area NW delle Valli di Comacchio insiste un sito di monitoraggio (44°36.949'N, 12°07.377'E) per la fauna macrobentonica posto ad una profondità media pari a $Z=0.9$ m (Z è anche funzione della gestione idraulica della Valle). In questo sito, le indagini relative alla composizione specifica ed alla struttura di comunità della fauna macrobentonica sono iniziate nel 1996 e, seppur con frequenza irregolare, sono proseguite per quasi un ventennio. All'interno delle Valli vi sono ulteriori siti di monitoraggio della fauna bentonica, alcuni dei quali a profondità maggiori ($Z=1.2$ m). Il confronto tra la composizione e struttura di comunità tra i vari siti "storici" consente di ipotizzare come variazioni negli assetti geologici dell'area valliva NW (subsidenza del fondale di alcuni cm) potranno influire sulla componente biologica macrobentonica e, di riflesso, su parte della rete alimentare valliva. La comunità macrobentonica del sito a NW viene quindi messa a confronto, su serie storica quasi ventennale, con la comunità dei siti più profondi. Si rimarca infine la precauzionalità dello studio: i siti confrontati differiscono per profondità di 30 cm mentre la previsione di abbassamento del fondale al 2030 è di 2 cm.



Allocazione dei siti della rete storica di monitoraggio "macrobenthos".

4. IL SITO DI STUDIO

Le Valli di Comacchio sono un ampio e articolato sistema lagunare, localizzato lungo la costa nord-ovest del Mar Adriatico, a circa 40 km da Ferrara. Costituiscono un sistema seminaturale la cui evoluzione è stata corretta dall'intervento antropico di regolazione idraulica e di bonifica terminata negli anni '60 (Valle Pega, Mezzano). Esse sono delimitate a sud dall'argine del fiume Reno e separate dal mare dal cordone litoraneo di Spina, di circa 2,5 km di larghezza. Quest'ultimo è interrotto dal sistema di canali Navigabile-Logonovo-Fosse, che costituiscono la sola comunicazione col mare e dal Gobbino, periodicamente interrotto nella sua bocca a mare.



Foce del Canale Gobbino; alto: Aprile 2005, basso: Settembre 2014 (Foto M Mistri)

Le Valli hanno una profondità media di circa 60 cm con massimi di 1,5 - 2 m. I fondali sono per lo più costituiti da limi, argille e materiali bioclastici. La salinità è variabile nel corso dell'anno sia per motivi meteo-climatici, quali l'evaporazione e la precipitazione, sia per il regime idraulico. Sono attualmente divise in quattro bacini principali: Valle Fossa di Porto (29,8 km²), Valle Magnavacca

(61,6 km²), parzialmente separate dal cordone dunale di Boscoforte, Valle Campo (16,7 km²), completamente arginata e Valle Fattibello (7,3 km²), separata dal resto del sistema dall'argine del canale Fosse-Foce e su cui si affaccia l'abitato di Comacchio. A questi se ne aggiungono alcuni di minor estensione quali le Valli Smarlacca, Lavadena e le Saline. La porzione meridionale è di proprietà privata

Le Valli di Comacchio costituiscono il principale ambiente di transizione di tipo chiuso ("choked") nel nostro Paese, con ridotti scambi idrici regolati dall'uomo, e caratterizzato da forti escursioni di temperatura e salinità. Questi fattori, compreso il disturbo antropico, hanno portato ad una drastica selezione delle biocenosi sia vegetali che animali. Si tratta di zone da sempre sede di un'intensa attività economica, in particolare di acquacoltura e piscicoltura, che hanno in parte contribuito a compromettere questo ambiente (Munari e Mistri, 2014), tanto da renderlo ipereutrofico, soggetto a crisi distrofiche e caratterizzato da intense e frequenti fioriture di ficocianobatteri, quali *Aphanothece* e *Synechococcus*. Tali eventi determinano perturbazioni nella funzionalità di questo sistema vallivo e risultano essere particolarmente negativi per la componente animale bentonica (Mistri et al., 2000; Mistri, 2002; Munari et al., 2005; Munari e Mistri, 2012).

5. LA COMUNITÀ MACROBENTONICA

La comunità è il livello di organizzazione biologica più usato negli studi di impatto ambientale. Altri tipi di studi che impiegano livelli di organizzazione più bassi come la biochimica, la biologia cellulare o la fisiologia degli organismi richiedono approcci sperimentali. In queste situazioni gli individui sottoposti a sperimentazione vengono prelevati dall'ambiente naturale e trattati opportunamente in laboratorio. La risposta che si può ottenere, quindi, sarà verosimilmente legata alle sole condizioni in cui si trovavano al momento del campionamento. La struttura delle comunità, invece, rappresenta l'espressione e l'integrazione di tutte le condizioni ambientali avvenute in periodi antecedenti al momento del campionamento. Qualora intervenga un disturbo, questo colpirà la comunità nel suo complesso, e non solo le singole componenti. Quindi questo livello di organizzazione può essere in grado di registrare gli effetti dei cambiamenti e/o delle alterazioni ambientali e dare anche indicazioni predittive sulle conseguenze che differenti tipi di impatto possono comportare.

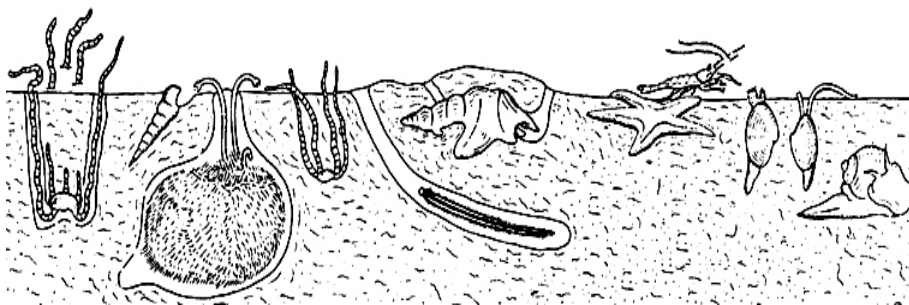
Negli ambienti acquatici, e in particolare in quelli marini e di transizione, fra le comunità più indagate (sia per motivi naturalistici che per determinare l'impatto di eventi di disturbo) si annoverano le comunità bentoniche. Il benthos è l'insieme dei vegetali e degli animali che vivono sul fondo o che al fondo sono legati da esigenze alimentari. Nel benthos si distingue una frazione

costituita da vegetali, il fitobenthos, ed una animale, lo zoobenthos. Una classificazione di quest'ultima viene generalmente fatta su base dimensionale. Si distinguono quindi:

- ◆ Macrobenthos: include gli organismi che hanno dimensioni maggiori di 0.500 mm, anche se alcuni autori utilizzano, per motivi pratici, limiti più alti (1.00-2.00 mm)
- ◆ Meiobenthos: comprende gli organismi la cui taglia è compresa fra 0.500 mm e 0.063 mm
- ◆ Microbenthos: comprende gli organismi le cui dimensioni sono inferiori a 0.063 mm

Nella valutazione degli effetti di disturbo, generalmente viene studiata una sola delle tre componenti assumendo che questa rifletta la risposta dell'intero sistema. La scelta della componente da utilizzare in ogni studio specifico dipende dalle caratteristiche dell'ambiente che si intende studiare, dai costi e dalle competenze tassonomiche dei singoli operatori.

Gli habitat dei fondi molli (fondi sedimentari) sono i più comuni nei mari e negli oceani; tra questi quelli delle zone costiere di transizione (valli e lagune), pur rappresentandone una piccola porzione, rivestono un ruolo fondamentale nel fornire cibo agli uomini, pesci e uccelli, nell'influenzare i cicli biogeochimici. Il macrobenthos dei fondi molli è il compartimento più utilizzato per valutare la risposta delle comunità a differenti tipi di impatto ambientale.



Rappresentazione schematica del compartimento macrobentonico.

L'utilizzo di questa componente biotica degli ecosistemi costieri, pur presentando alcune difficoltà quali il campionamento di grandi quantità di sedimento e tempi relativamente lunghi per la separazione degli organismi appartenenti alle singole specie (*sorting*), presenta indubbi vantaggi. Innanzitutto la tassonomia degli organismi macrobentonici di fondi molli è relativamente semplice, al contrario di quella, per esempio, degli organismi meiobentonici. Inoltre in letteratura esiste un'ampia casistica riguardante gli effetti di cambiamenti di variabili ambientali sulle comunità macrobentoniche. La scelta di utilizzare questa componente, in studi di risposta ad opere antropiche, è però forse determinata principalmente dal fatto che gli organismi macrobentonici di fondo molle sono relativamente sedentari ed avendo un rapporto diretto con il fondale possiedono un'intrinseca capacità di rivelare gli effetti delle variazioni ambientali indotte e di "memorizzarle" nella struttura di comunità. Risultano quindi particolarmente utili per lo studio di effetti locali di disturbo.

Gli approcci a disposizione per la valutazione dello stato di integrità di un ambiente di transizione sono vari e numerosi: indagini chimiche, studi ecologici, uso sistematico di indicatori biologici a livello di singola specie o dell'intera comunità (in laboratorio e/o in campo), ecc. A ciascuno di questi approcci, se utilizzato da solo, è possibile riconoscere, oltre ad innegabili punti di forza, anche, inevitabilmente, limiti. Numerosi studi hanno evidenziato l'accordo, ma spesso anche il disaccordo, tra i vari approcci, indicandone la complementarità. Lo studio della struttura della comunità bentonica è forse l'approccio maggiormente appropriato in quanto consente di compensare i limiti degli approcci individuali, rivestendo quindi un valore olistico nelle indagini finalizzate alla valutazione della qualità ambientale. Infatti, potendo aumentare via via lo spettro di informazioni su potenziali cause ed effetti ai vari livelli della complessità bioecologica, diviene maggiore la possibilità di riconoscere il livello di allontanamento da condizioni di salute dell'ambiente imputabile alla presenza di fattori di stress e/o di disturbo, puntiforme o cronico.

L'analisi della composizione, della struttura e della dinamica delle comunità macrobentoniche è un approccio quanto mai idoneo per la valutazione dello stato di salute o del livello di disturbo (sia di origine naturale che antropica) di un determinato corpo d'acqua. La maggior parte degli organismi che costituiscono tali comunità, infatti, sono caratterizzati da ridotta mobilità e da cicli vitali relativamente brevi, e, se intervengono fenomeni che alterano le condizioni dell'habitat, essi possono rispondere in maniera estremamente rapida, avvicinando specie che adottano diverse strategie vitali, meglio adattate alle nuove condizioni ambientali. Il paradigma sotteso postula che le comunità macrobentoniche rispondano agli stress ambientali (es. forti input di sostanza organica o di nutrienti nel sistema, ipossia, variazioni di salinità, ecc.) mediante differenti strategie adattative. La composizione della comunità macrobentonica su fondi mobili cambia seguendo il tipico modello della successione secondaria, inizialmente descritto da Pearson e Rosenberg (1978). La successione secondaria segue una transizione che va da alta a bassa diversità, e dalla dominanza delle specie sensibili alla dominanza di specie tolleranti in concomitanza con la crescita dell'arricchimento organico nel sedimento. Nel tentativo di elaborare descrittori e indicatori finalizzati alla definizione della qualità e del livello di impatto negli ambienti costieri, gli ecologi hanno proceduto gradualmente, ma con livelli di complessità di elaborazione sempre crescente. La tendenza recente è volta all'identificazione ed allo sviluppo di metodiche capaci di condensare una quantità di informazione (spesso relativa ad entrambi i comparti, biotico ed abiotico, del sistema) in un unico biocriterio o indicatore multimettrico, ed il cui utilizzo è basato sul confronto tra le condizioni del sistema da indagare e quelle di situazioni di controllo definite a priori.

E' dunque possibile rilevare gli effetti cumulativi di modificazioni ambientali grazie all'integrazione delle risposte a condizioni sfavorevoli operata nel tempo dalle comunità

bentoniche. La perturbazione agisce inizialmente eliminando le specie più caratteristiche della biocenosi, segue una progressiva diminuzione del numero di specie con la sopravvivenza solo di quelle caratterizzate da intervalli di tolleranza ampi nei confronti di diversi fattori ambientali, specie ubiquiste e spesso anche cosmopolite. Quando il disturbo è particolarmente elevato, gli organismi macrobentonici scompaiono totalmente e sopravvivono solo forme batteriche.

Le comunità macrobentoniche rispondono agli stress ambientali con diverse strategie adattative. Gray (1979) sintetizza queste strategie in tre gruppi ecologici: *r* (*r-selezionate*: specie con un ciclo vitale corto, crescita veloce, precoce maturazione sessuale e forme larvali durante tutta la durata dell'anno); *k* (*K-selezionate*: specie con un ciclo vitale relativamente lungo, crescita lenta ed elevata biomassa) e *T* (tolleranti: specie non soggette ad alterazioni). Sono stati proposti quattro passi successivi relativi ad ambienti soggetti a stress: (i) stato iniziale (in una situazione priva di inquinamento è presente una ricca biocenosi in specie ed individui, con specie esclusive e elevata diversità); (ii) leggero squilibrio (regressione delle specie esclusive, proliferazione di specie tolleranti, apparizione di specie pioniere, decrescita della diversità); (iii) squilibrio pronunciato (popolazioni dominate da indicatori di inquinamento, diversità molto bassa); (iv) substrato azoico. Seguendo questi quattro punti, Grall & Glémarec (1997) hanno stabilito che la macrofauna di fondi molli può essere ordinata in cinque gruppi, in accordo alla loro sensibilità ad un gradiente di stress crescente.

- GRUPPO 1: specie molto sensibili all'arricchimento organico e presenti in condizioni non inquinate. Include carnivori specialisti e alcuni policheti tubicoli;
- GRUPPO 2: specie indifferenti all'arricchimento, sempre presenti in bassa densità con variazioni non significative nel tempo. Include organismi sospensivori, carnivori meno selettivi e scavatori;
- GRUPPO 3: specie tolleranti ad arricchimenti eccessivi di materia organica. Queste possono essere presenti in condizioni normali, ma le loro popolazioni sono stimolate dall'arricchimento organico. Sono specie "surface deposit-feeders", come Spionidi tubicoli;
- GRUPPO 4: specie opportuniste di secondo ordine. Principalmente policheti di piccola taglia: "subsurface deposit-feeders", come Capitellidi e Cirratulidi;
- GRUPPO 5: specie opportuniste di primo ordine. "Subsurface deposit-feeders" che proliferano in sedimenti ridotti, come alcune specie di Capitellidi.

I più importanti indici biotici sviluppati nella letteratura sono basati sul paradigma di Pearson e Rosenberg (1978). Questo stabilisce che le comunità bentoniche rispondono ai miglioramenti della qualità ambientale in tre passi successivi: (i) aumento dell'abbondanza; (ii) aumento della diversità specifica; (iii) sostituzione delle specie dominanti da quelle tolleranti a quelle sensibili. Questo

paradigma (e la classificazione di sensibilità ecologica della macrofauna) è stato adattato da molti autori per elaborare un indice che fornisca una misura semi-quantitativa del grado di impatto sulla macrofauna di fondi molli, riflessa dai cambiamenti qualitativi e quantitativi della composizione della comunità.

6. FATTORI STRUTTURANTI IL MACROBENTHOS

Competizione: nasce quando la quantità di risorse (cibo e spazio) è insufficiente per i consumatori. Alcune specie, particolarmente competitive, spinte da forti pressioni predatorie, sono in grado di modificare il loro modo di utilizzare le risorse e quindi di convivere nello stesso habitat.

Predazione: stabilizza la comunità impedendo il monopolio delle risorse da parte di alcune specie e permette a quelle più deboli di sfruttare meglio tali risorse e di aumentare così di numero. Si tratta, in questo caso, di predatori generalisti che utilizzano la specie più abbondante, rappresentata dai competitori più forti.

Tipologia del substrato: la sua natura spiega la distribuzione degli invertebrati macrobentonici. Distinguiamo due tipi di substrato: uno molle e uno duro. La distribuzione degli organismi su substrati duri è influenzata principalmente dalla salinità, mentre su quelli molli è in relazione con la granulometria, con il contenuto organico, con la salinità e l'ossigeno disciolto. La granulometria influenza la porosità del substrato, che è una proprietà molto importante per il macrobenthos perché determina la quantità di ossigeno presente nel sedimento e la sua possibilità di ricambio. La fauna macrobentonica stessa può influenzare la struttura del sedimento tramite la bioturbazione, che provoca un incremento di microalghe, batteri e altri microrganismi di cui si nutrono i detritivori.

Disponibilità trofica: è indicata come uno dei principali fattori nella determinazione spaziale e temporale delle comunità macrobentoniche. Queste ultime risultano inoltre fondamentali nel trasferimento di energia all'interno della catena trofica. I sedimenti nudi sono generalmente caratterizzati da elevati valori di proteine, basse concentrazioni di clorofilla-*a* e carboidrati, a conferma di una ridotta attività fotosintetica. La struttura funzionale della comunità in questi habitat presenta dominanza di sospensivori, legati al particolato organico in sospensione, di probabile origine alloctona. Risulta pertanto evidente come la struttura di comunità risponda alla tipologia della risorsa trofica disponibile, che è a sua volta dipendente dalle caratteristiche dell'habitat. Per questo motivo è importante determinare anche qualità e tipologia della risorsa alimentare a disposizione delle comunità; si valutano pertanto, nello strato superficiale del sedimento, alcuni parametri biochimici che caratterizzano la frazione labile della sostanza organica, cioè realmente utilizzata nei trasferimenti di energia lungo la catena trofica.

L'analisi dell'aspetto funzionale della comunità macrobentonica porta a raggruppare i vari taxa sulla base della modalità nutrizionale e delle preferenze alimentari ottenendo così una classificazione funzionale i cui principali gruppi trofici sono:

(i) Suspension feeders (SF), si alimentano filtrando le particelle in sospensione nella massa d'acqua, grazie ad un apposito apparato filtrante. Appartengono a questo gruppo Balanidi (es. *Chtamalus*), Bivalvi (es. *Mytilus*, *Ruditapes*) e alcuni Policheti (es. *Ficopomatus*, *Hydroides*).

(ii) Surface deposit feeders (SDF), utilizzano il particolato che si deposita sulla superficie del sedimento e sono principalmente Anellidi Policheti (*Neanthes*), ma anche Anfipodi (*Corophium*).

(iii) Sub- surface deposit feeders (SSDF), capaci di scavare gallerie nel substrato, affossandosi e di trovare nutrimento dunque dal detrito situato nei primi mm al di sotto della superficie; sono i Policheti come *Capitella* e *Polydora*.

(iv) Herbivores (He), erbivori pascolanti che si nutrono principalmente di materiale vegetale; tra questi i Molluschi Gasteropodi, e organismi raschiatori che si cibano del particolato organico grossolano, principalmente rimuovendo il periphyton adeso al substrato (Anfipodi come *Gammarus* e Isopodi come *Idotea*).

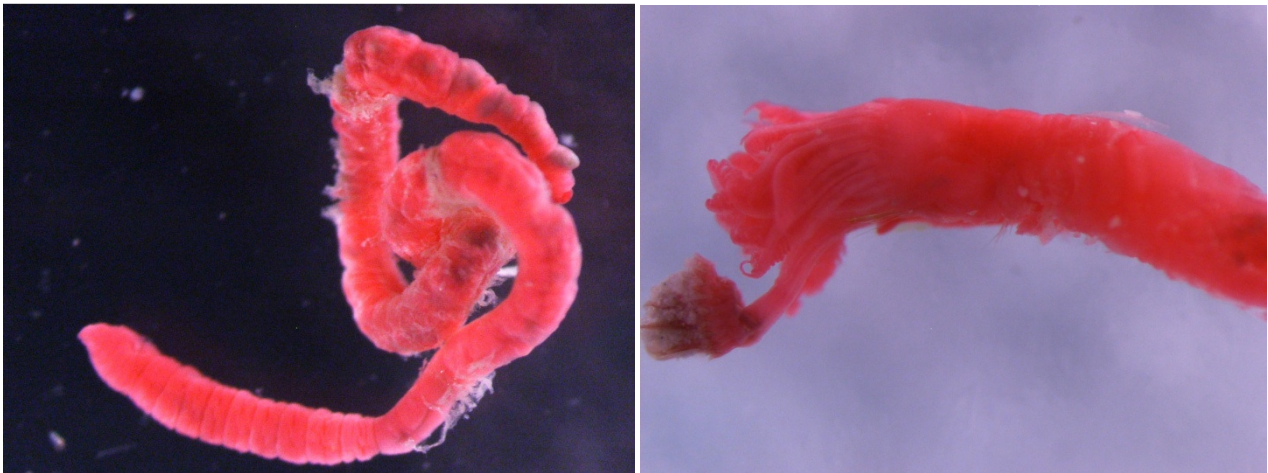
(v) Predators (PR), predano gli animali appartenenti agli altri gruppi trofico-funzionali; tra questi troviamo ad esempio i Nemertini, numerosi Policheti (es. *Eunice*), i Neogasteropodi (es. *Hexaplex*) ed i Decapodi (es. *Carcinus*).



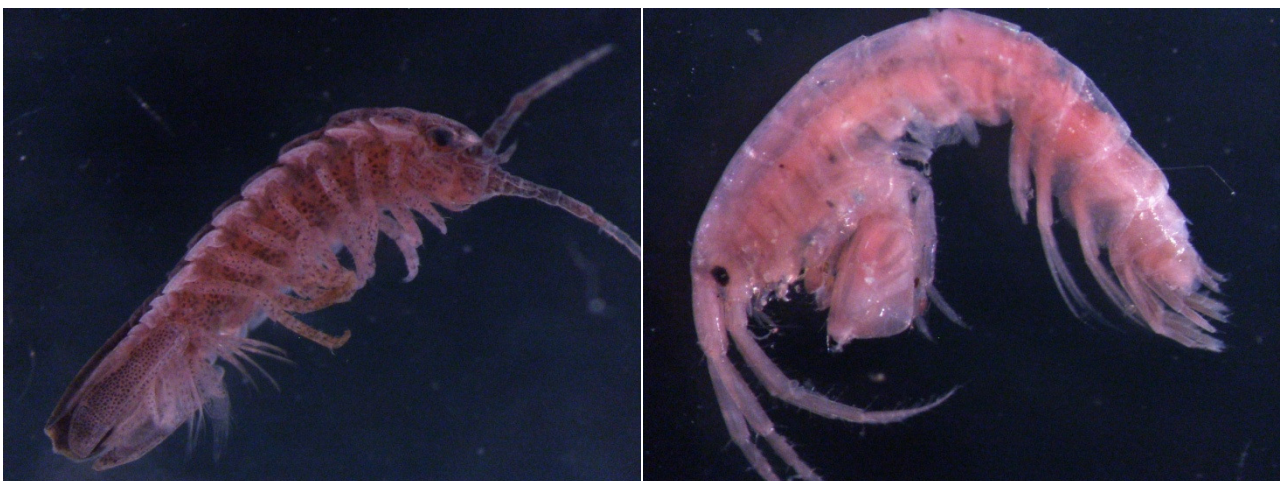
Policheti; a sinistra: Eunice vittata (PR); a destra: Polydora ciliata (SSDF). (Foto M Mistri)

Un substrato ad elevato contenuto di carbonio proteico consente la colonizzazione di un gran numero di detritivori, che sono prevalenti a basse profondità e tipici delle zone di estuario. I suspension feeders, invece, dominano in inverno, in quanto soddisfano le loro necessità alimentari filtrando il particolato risospeso e arricchito di fitodetrito, presente nella colonna d'acqua per risospensione del sedimento, anziché utilizzare direttamente il fitoplancton. In questa stagione il

detrito profondo raggiunge i valori più elevati di contenuto organico, ad opera dell'attività di decomposizione microbica. funzionale La comunità macrobentonica comprende anche specie la cui unica fonte trofica è costituita da microalghe bentoniche, come numerosi gasteropodi e crostacei. La biomassa della componente microfitobentonica è essa stessa utilizzabile come fonte trofica e viene determinata tramite la concentrazione di clorofilla *a*, parametro che fornisce anche una stima ragionevole dell'attività autotrofa del sedimento. Gli erbivori sono sempre il gruppo meno rappresentato nelle comunità del sedimento nudo, essendo strettamente legati alla presenza di macroalghe o di praterie di fanerogame marine, la cui morfologia determina la tipologia di organismi brucatori stanziati nell'area. Sono presenti in gran numero e associati, in primavera ed estate, a macroalghe efemerale, per ragioni trofiche e di rifugio dai predatori, mentre in inverno a detrito ad alto valore nutrizionale per il maggiore contenuto di frazione labile della materia organica.



Policheti; a sinistra: Heteromastus filiformis (SSDF); a destra: Hydroides dianthus (SF).



Crostacei; a sinistra: Idotea balthica (He); a destra: Melita palmata (He). (Foto di M Mistri)

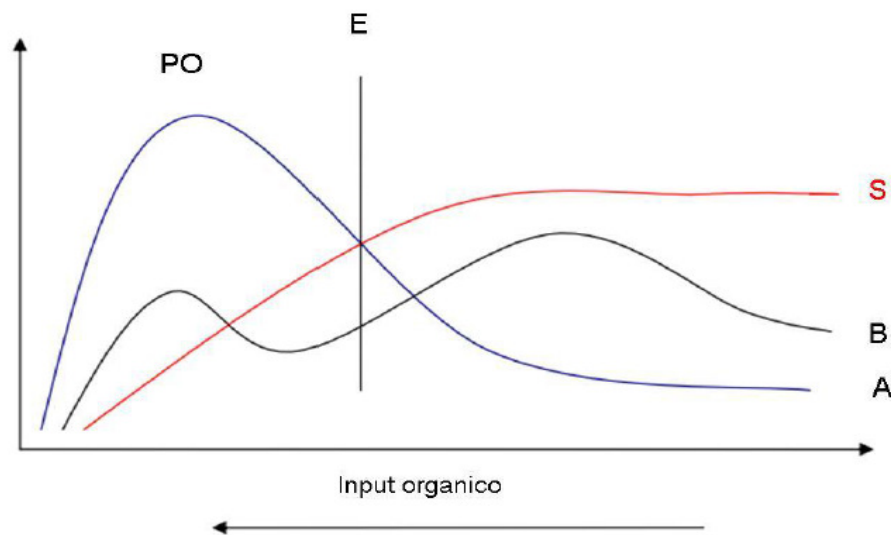
Eterogeneità dell'habitat: la distribuzione della fauna bentonica varia soprattutto in funzione dell'eterogeneità dell'habitat, che può essere attribuita a fattori quali struttura del sedimento, irregolarità climatica e perturbazioni indotte dall'uomo al benthos. Habitat a copertura vegetale di macrofite presentano una maggiore ricchezza specifica e abbondanza di organismi rispetto ad aree adiacenti ma prive di substrato vegetativo. Una possibile motivazione di tale relazione può essere, da un lato, un aumento nel numero di microhabitat ed un incremento delle risorse alimentari, dall'altro, il ruolo giocato dai rizomi delle macrofite sulla deposizione e sulla stabilizzazione del sedimento. Infatti, si assiste ad esplosioni di erbivori fitali nel periodo primaverile, quando la copertura vegetale è massima. Nel periodo autunnale invece prevalgono i processi di decomposizione, che incrementano la frazione labile presente nel sedimento e di conseguenza favoriscono lo sviluppo di detritivori epi- ed infaunali.

Disturbo: i substrati nudi sono caratterizzati da instabilità ambientale, infatti le specie dominanti sono opportuniste, come accade nelle comunità di sedimenti molli, in seguito ad un pesante evento di disturbo. Su sedimenti molli, l'input di materiale organico, dovuto a biodepositi prodotti dagli organismi delle comunità di macroinvertebrati, induce cambiamenti nelle comunità bentoniche stesse. Queste risultano essere dominate da specie in grado di tollerare le elevate concentrazioni di materiale organico, come *Capitella*, *Heteromastus*, *Polydora* (Pearson & Rosenberg, 1978), e caratterizzate da elevate densità di specie opportuniste e oligocheti. Eventi di disturbo su substrato molle sono seguiti dalla colonizzazione di SDF, SF e microbenthos che aiutano la stabilizzazione del sedimento, legandolo con del muco attraverso la costruzione di tubi. Le comunità macrobentoniche possono infatti influenzare i processi biogeochimici e la stabilità del sedimento stesso. Si crea in tal modo un habitat idoneo all'instaurarsi degli SSDF.

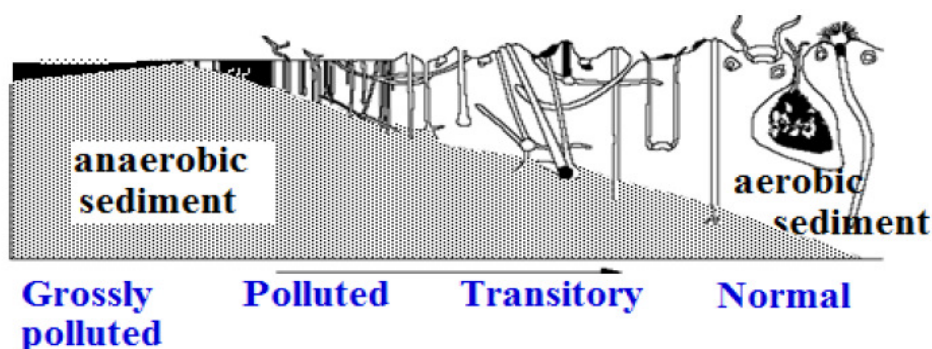
Un altro fattore di disturbo che può agire negativamente sulle comunità bentoniche di habitat nudi è la presenza nel sedimento di alterate condizioni redox, associate ad abbondante idrogeno solforato, riconoscibile dal caratteristico odore. Tale condizione si risolve in un impoverimento delle comunità di macroinvertebrati e in una minore diversità, accompagnata dalla colonizzazione di poche specie bentoniche opportuniste, adatte a sopravvivere in questi ambienti difficili. Si tratta comunque di agenti di disturbo, la cui intensità viene tamponata nei substrati vegetati. I rizomi infatti, aumentando la granulometria del substrato (Barko et al., 1991) e la complessità spaziale, facilitano lo scambio di ossigeno con lo strato d'acqua sovrastante e la sua penetrazione in profondità, spiegando così la più alta densità animale in questi habitat.

Relazioni tra colonna d'acqua e comparto sedimentario Tra comparto produttivo e quello decompositivo esistono rapporti stretti in quanto le comunità di produttori operano l'assimilazione dei nutrienti, il particolato sedimenta ed i batteri demoliscono materiale organico e infine vi è

rilascio dal sedimento. All'interno del sistema lagunare l'effetto di scompensi funzionali, dovuti ad input energetico alloctono, si esplica in una semplificazione strutturale della comunità (Pearson & Rosenberg, 1978) ed in seguito nella comparsa di alcune specie ad *r* strategia. 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 macrobentonica di fondo mobile. 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).



Modificazioni spaziali e temporali dovute a tale impatto dal punto di vista dell'abbondanza/biomassa e composizione della comunità macrobentonica di fondo mobile. S: numero delle specie; B: biomassa; A: abbondanza; E: ecotone; PO: picco delle specie opportuniste.



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

Tra il picco delle opportuniste e la zona di transizione esiste un ecotono (E). 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.

7. LO STATO DI QUALITÀ ECOLOGICO

La Direttiva Europea sulle Acque (2000/60/EC), *Water Framework Directive* (WFD), stabilisce un quadro per la protezione e il miglioramento delle acque costiere ed estuariali, con l'intento di ottenere un "buono stato ecologico delle acque superficiali". Sulla base di questa Direttiva Comunitaria a tutti gli Stati Membri viene chiesto di portare i corpi d'acqua ad un livello buono entro dicembre del 2015. Scopo della WFD è quindi il coordinamento delle Legislazioni locali in merito alle acque costiere e di transizione, in modo che tutti gli Stati Membri dell'Unione Europea abbiano una linea comune nella salvaguardia e gestione dei corpi d'acqua. A tale scopo i monitoraggi in uso sono stati rivisti in relazione a tale Direttiva e dove questi metodi non erano più sufficienti sono stati sviluppati nuovi strumenti di classificazione. In passato i monitoraggi e l'accertamento della qualità ambientale degli ecosistemi acquatici avveniva prevalentemente mediante analisi dei parametri chimici. Tuttavia tali approcci possono fornire indicazioni su potenziali impatti o su effetti specifici, danno invece poche informazioni sulla qualità ambientale complessiva e sul potenziale impatto a livello di comunità e di ecosistema. Tra le principali innovazioni apportate dalla WFD vi è la grande importanza data alla componente biologica degli ecosistemi acquatici, per la valutazione dello stato di qualità dell'ambiente. La WFD richiede agli Stati Membri di stabilire lo stato di qualità ecologica (EcoQS, Ecological Quality Status) dei corpi d'acqua, intendendo con "corpo d'acqua" un "elemento discreto e significativo di acqua superficiale come un lago, un fiume, un'acqua di transizione o una distesa di acqua costiera". Nel caso particolare del macrobenthos, le definizioni normative della WFD descrivono gli aspetti delle comunità bentoniche che devono essere inclusi nella valutazione dell' EcoQS di un corpo d'acqua. E' essenziale che ogni schema classificativo proposto per la valutazione della WFD includa indici (*metrics*) che indirizzino questi parametri identificati nelle definizioni normative per ognuna delle 5 classi di stato ecologico: "elevato", "buono", "moderato", "povero", "cattivo". Da qui, i termini principali da prendere in considerazione per uno schema classificativo degli invertebrati bentonici per la WFD sono: "il livello di diversità e abbondanza dei *taxa* di invertebrati" e il rapporto tra *taxa* tolleranti e *taxa* sensibili. Lo sviluppo di valutazioni ecologiche e di sistemi classificativi è una delle parti più importanti e tecnicamente innovative della realizzazione della WFD.

La WFD è recepita dall'Italia tramite i DDLL 152/2006 e 260/2010.

La classificazione dello stato ecologico presentata nel DL 152/2006 è effettuata sulla base della valutazione degli Elementi di Qualità Biologica (EQB), degli elementi fisico-chimici, chimici (inquinanti specifici) e idromorfologici. Per gli elementi biologici la classificazione si effettua sulla base del valore di Rapporto di Qualità Ecologica (RQE), definito dal rapporto tra valore del parametro biologico osservato e valore, dello stesso parametro, corrispondente alle condizioni di riferimento per il “tipo” di corpo idrico in osservazione. Pertanto, la classificazione degli elementi biologici deve tener conto del “tipo” di corpo idrico, e delle relative condizioni di riferimento tipo-specifiche. Nella classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici di transizione si considerano i seguenti 3 elementi di Qualità Biologica:

- macroalghe
- fanerogame
- macroinvertebrati bentonici

La suddivisione dei corpi idrici in tipi è funzionale alla definizione delle condizioni di riferimento tipo-specifiche:

Marea	non tidale	microtidale	
Salinità	Oligo/meso/poli/eu/iperalino	Oligo/meso/polialino	eu/iperalino
Macrotipo	M-AT-1	M-AT-2	M-AT-3

Le Valli di Comacchio ricadono nel macrotipo M-AT-1, essendo un corpo idrico non tidale. Sui fondali delle Valli le fanerogame e le macroalghe sono praticamente assenti, conseguentemente la valutazione della qualità ambientale può essere effettuata esclusivamente con l'EQB "macrobenthos". L'indice macrobentonico utilizzato, in quanto previsto dal DL 260/2010, è stato AMBI/M-AMBI.

7.1 AMBI (AZTI Marine Biotic Index)/ M-AMBI (Multimetric-AMBI)

L'indice AMBI/M-AMBI, sviluppato per le coste Basche, è stato testato in diverse aree geografiche e soggette a differenti tipi di impatto; è l'indice più comunemente usato nell'ambito della WFD. Si basa sulla classificazione delle specie macrobentoniche in cinque gruppi ecologici che corrispondono a differenti livelli di sensibilità (Borja et al., 2000). Il gruppo I comprende le specie più sensibili; seguendo un gradiente di tolleranza si arriva fino al gruppo V, che comprende le

specie opportuniste, caratteristiche di ambienti fortemente inquinati. AMBI/M-AMBI è stato calcolato mediante il programma disponibile su www.azti.es. L'indice è calcolato come:

$$\text{AMBI} = [(0*\% \text{EGI}) + (1,5*\% \text{EGII}) + (3*\% \text{EGIII}) + (4,5*\% \text{EGIV}) + (6*\% \text{EGV})] / 100$$

In quest'ultima formula i gruppi ecologici sono così rappresentati:

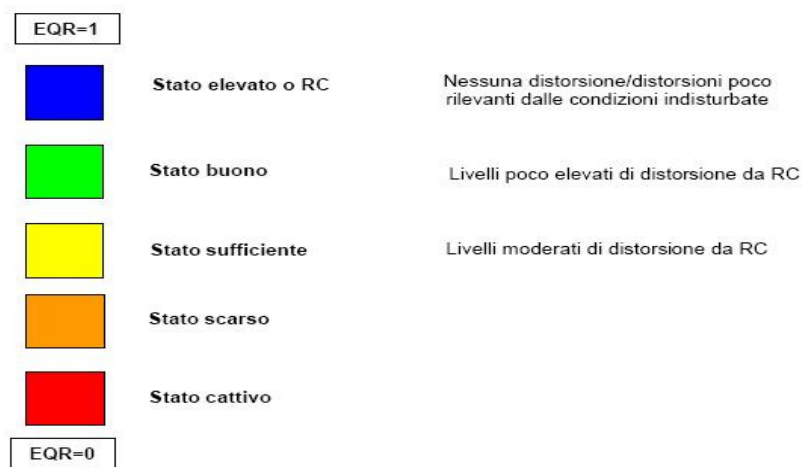
- gruppo I (EGI): comprende specie molto sensibili all'arricchimento organico, presenti quindi quando l'ambiente è intatto e soggette a scomparsa anche a seguito di un leggero squilibrio;
- gruppo II (EGII): è caratterizzato da specie indifferenti all'arricchimento, presenti in ridotte densità e senza variazioni significative nel tempo, che possono svilupparsi a seguito della riduzione delle specie del gruppo I;
- gruppo III (EGIII): specie tolleranti ad un eccesso di sostanza organica, che sono stimolate dall'arricchimento quindi in situazioni di disequilibrio;
- gruppo IV (EGIV): specie opportunistiche di secondo ordine, si sviluppano in condizioni di disequilibrio;
- gruppo V (EGV): specie opportunistiche di primo ordine, presenti in condizioni di forte disequilibrio.

L'appartenenza ad un gruppo è determinata dalla strategia usata dalla specie: *r* (opportuniste), *k* (sensibili), *T* (tolleranti). Le specie a strategia *r* hanno periodo di vita breve, tasso di crescita veloce, rapida maturazione sessuale e larve presenti durante tutto l'anno; quelle a strategia *k* hanno vita relativamente lunga, tasso di crescita lento e biomassa elevata; la strategia *T* invece comprende le specie tolleranti allo stress e che non risentono marcatamente delle alterazioni ambientali.

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). Ad alcune specie non viene assegnato alcun valore ecologico, e questo, in alcuni casi, può compromettere la veridicità del risultato se: a) la percentuale di non assegnati >20%, b) i taxa non appartenenti ad alcun gruppo presentano un elevato numero di individui. Inoltre, AMBI sembra perdere efficacia quando il numero di taxa è ridotto (1-3), il numero di individui è esiguo (meno di tre per replica), o in caso di naturale arricchimento organico, situazione tipica degli ambienti di transizione. AMBI non considera la diversità, usa una sola scala per la valutazione dell'EcoQ. Per ovviare a questo problema è stato recentemente introdotto il M-AMBI (Multivariate AMBI) che rappresenta un ulteriore sviluppo dell'applicazione 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/EC; 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.

Rispetto ad AMBI, l'indice M-AMBI include nel calcolo anche la ricchezza di specie e la diversità; il software con cui viene calcolato è il medesimo di AMBI. M-AMBI consiste in un'analisi statistica multivariata in cui l'Analisi Fattoriale combina i valori di AMBI, con quelli di diversità di Shannon-Wiener (H') e numero di specie (S). Il primo step di M-AMBI è quello di calcolare AMBI, la ricchezza specifica (S) e H' per ogni stazione. Durante la seconda fase sulla base di queste tre variabili viene assegnato un valore ecologico, da Bad a Good (Muxika et al., 2007).



Categorie di qualità ecologica previste dalla vigente legge (DL260/10)

8. LA SERIE STORICA: LONG TERM ECOLOGICAL RESEARCH (LTER)

Le Valli di Comacchio, grazie all'attività del Gruppo di Ricerca di Ecologia Bentonica dell'Università di Ferrara (Prof Mistri), sono uno dei 22 siti italiani della Rete Europea LTER (Long Term Ecological Research). I primi studi sul macrobenthos delle Valli risalgono all'inizio degli anni '70 del secolo scorso (Colombo, 1972). Questi lavori riportano comunità macrobentoniche ben strutturate e la presenza di estese praterie della fanerogama *Ruppia cirrhosa* in tutti i bacini. Il Gruppo di Ricerca di Ecologia Bentonica dell'Università di Ferrara studia la comunità macrobentonica della Valli di Comacchio dal 1996. La frequenza dei dati raccolti è variabile, funzione delle scarse (spesso nulle) risorse allocate per lo studio della comunità bentonica. I dati raccolti hanno una frequenza quasi stagionale dal 1996 al 2003, poi la frequenza si dirada e si esaurisce a causa della mancanza di interesse da parte dell'Ente gestore per studi di questo tipo. I campionamenti degli ultimi anni sono stati effettuati su base completamente volontaristica, fatta eccezione per un progetto comunitario LIFE nel biennio 2013-2014.



Stazione Foce, ed il lavoriero: è ben evidente lo stato di ipertrofia della Valle (acque verdi). Valle Uccelliera (al margine superiore destro della fotografia), compresa nella Salina di Comacchio e segregata dai bacini maggiori delle Valli di Comacchio, presenta acque meno ipertrofiche e di colore diverso. (Foto: Volo 2003)

Storicamente sono stati monitorati 4 siti (C2, C4, C5, C6) all'interno del bacino principale Magnavacca - Fossa di Porto, considerati rappresentativi della (scarsa) variabilità ambientale presente in tale bacino. Tre di tali siti di campionamento sono situati in Valle Magnavacca, lungo l'asse N-S del bacino (C4, C5, C6), uno all'estremità settentrionale di Valle Fossa di Porto (C2). In particolare, la stazione C4 si trova in un'area che risente della vivificazione apportata dallo sbocco di acque sia marine che fluviali, tramite la Bocca di Foce; la stazione C5 è più riparata, addossata alla penisola di Boscoforte, e interessata dall'ingresso di acqua dal Reno; la stazione C6 è invece situata nell'area centrale della Valle. Resta infine la stazione C2, più settentrionale, riparata dal cordone dunale, e pertanto a minor vivificazione.



Margine NW delle Valli, argine Agosta, casone e idrovora Fosse: ben evidente lo stato di ipertrofia delle acque vallive (acque verdi) rispetto alla acque del Canale Fosse Foce (acque blu). (Foto: Volo 2003)

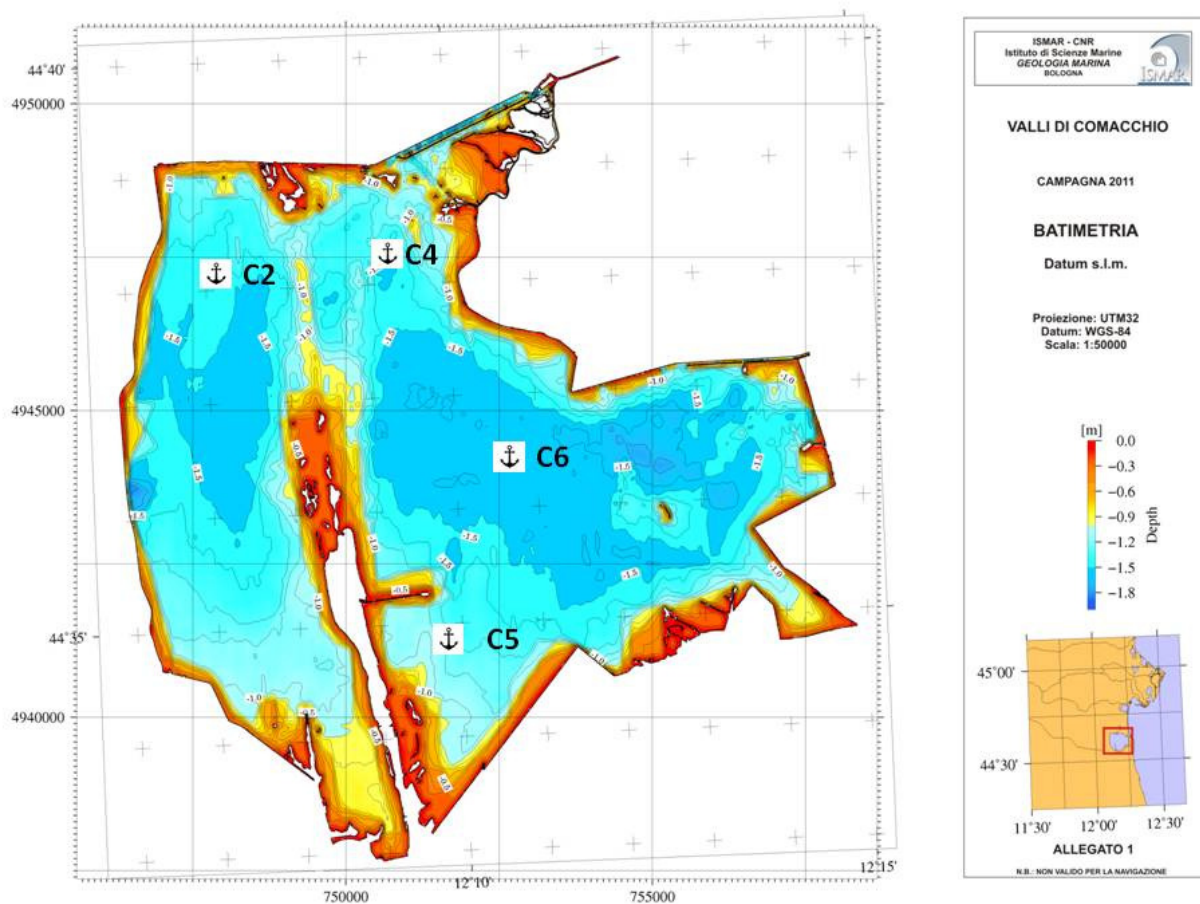
La raccolta del macrobenthos è sempre stata effettuata mediante una benna di Van Veen (volume di prelievo: 4 litri), prelevando tre repliche per ogni punto-stazione. Ogni campione, dopo essere stato lavato e filtrato con un setaccio di 500 micron di maglia, viene messo in un contenitore da 1000 ml dopo fissaggio con una soluzione di formalina all'8% (vedi immagini seguenti). In laboratorio si procede al conteggio ed al riconoscimento tassonomico al livello della specie degli organismi campionati. La lista tassonomica delle specie censite nei quasi 20 anni di indagine è riportata

nell'Appendice I. I Policheti risultano essere il taxon dominante. Dal punto di vista trofico, dominano specie detritivore e limivore. Poco rappresentate le specie filtratrici.



*Prelievo con benna, setacciatura con setaccio multifunzione® e fissaggio del campione biologico
(Foto M Mistri)*

La seguente figura mostra una batimetria aggiornata all'anno 2011 delle Valli di Comacchio. Sulla mappa è stata riportata la posizione delle stazioni storiche di monitoraggio biologico.



Stazioni di monitoraggio per la fauna macrobentonica (profondità riferite allo 0 mare)

Le caratteristiche di ciascun sito di monitoraggio (periodo di riferimento 2013) sono riportate nella seguente tabella (Tab. 1):

Sito	Coordinate	Profondità (m)	Wentworth (%)		
			Sabbia	Silt	Argilla
C2	44°36.949'N, 12°07.377'E	-0.9	8	25.25	66.75
C4	44°38.472'N, 12°09.249'E	-1.2	4.78	30.59	64.63
C5	44°33.875'N, 12°10.248'E	-0.9	6.88	26.94	66.18
C6	44°36.101'N, 12°12.725'E	-1.2	3.88	28.62	67.5

Tab 1. Caratteristiche dei siti di monitoraggio.

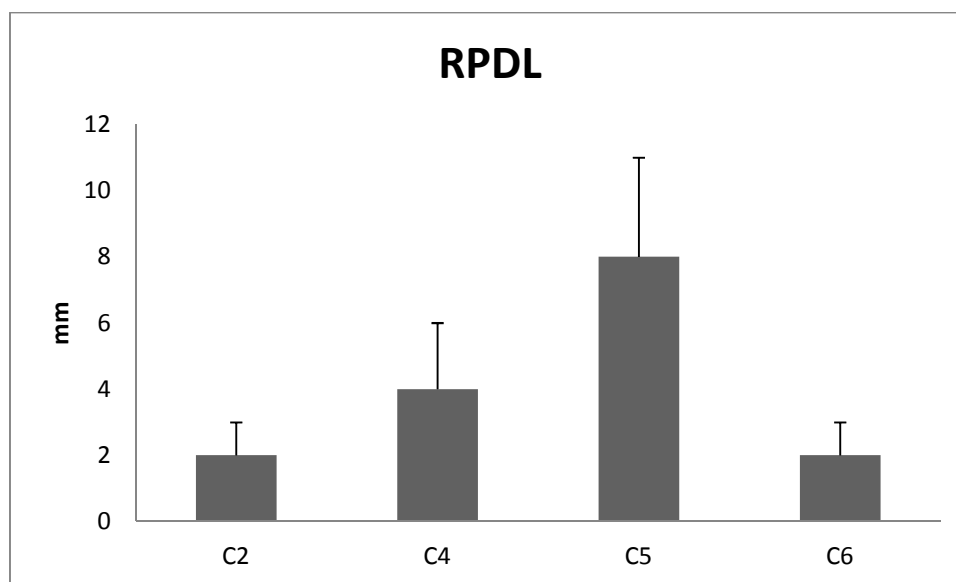
I valori medi, assieme alla deviazione standard, delle caratteristiche trofiche sedimentarie (contenuto percentuale in sostanza organica analizzato come Loss-On-Ignition LOI, proteine, lipidi, carboidrati e clorofilla-a microbentonica, calcolati sul peso secco DW) monitorati a varie date (periodo di riferimento 2000-2003) presso i quattro siti, sono riportati nella Tabella 2. Com'è noto i sedimenti lagunari svolgono un ruolo di serbatoio/sorgente di composti organici ed inorganici che

intervengono nei processi biogeochimici influenzando gli equilibri all'interno dell'ecosistema. In conseguenza di ciò la conoscenza delle caratteristiche geochimiche dei sedimenti è di notevole importanza per definire la qualità di un sistema ambientale. Ad esempio il contenuto in sostanza organica nei sedimenti, in quanto espressione della domanda di ossigeno da parte del biota, è ritenuto un parametro fondamentale nella valutazione della qualità dei sistemi di transizione.

SITO		LOI (% DW)	PROTEINE ($\mu\text{gr/gDW}$)	LIPIDI ($\mu\text{gr/gDW}$)	CARBOIDRATI ($\mu\text{gr/gDW}$)	CHL-A ($\mu\text{gr/gDW}$)
C2	avg	17.138	0.022	0.022	0.012	3.130
	ds	2.926	0.007	0.007	0.004	0.837
C4	avg	13.944	0.030	0.028	0.016	3.015
	ds	3.574	0.005	0.007	0.005	0.945
C5	avg	11.786	0.033	0.031	0.017	3.121
	ds	2.882	0.006	0.006	0.005	0.390
C6	avg	14.481	0.029	0.027	0.015	2.663
	ds	4.155	0.009	0.006	0.005	0.584

Tab 2. Caratteristiche trofiche sedimentarie dei siti di monitoraggio.

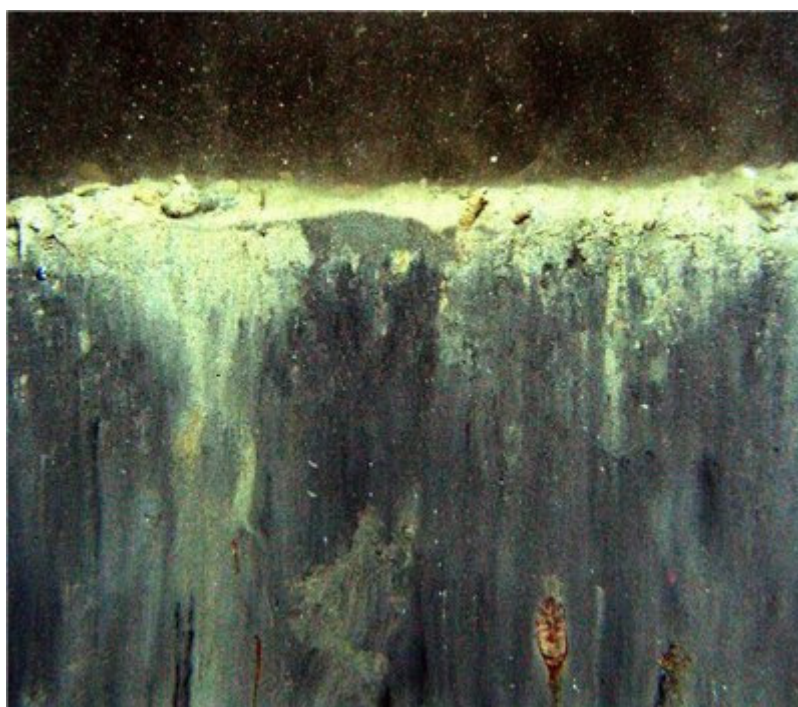
Il seguente istogramma mostra invece l'andamento stagionale (periodo di riferimento 2000-2003) della profondità dello strato ossidato (Redox Potential Discontinuity Layer, RPDL) sedimentario ai quattro siti di monitoraggio.



Profondità (valore medio e DS) del RPDL

Sebbene il potenziale di ossidoriduzione non sia considerato da nessuna normativa per la determinazione della qualità ambientale dei sedimenti, esso è relazionato a vari processi fisici, chimici e biologici che avvengono all'interno del sedimento e fornisce un'importante informazione

sulla condizione di anossia. In particolare, è di fondamentale importanza conoscere il potenziale di ossido-riduzione nei primi strati di sedimento (0-20 mm) in quanto le condizioni di elevata distrofia si verificano quando anche lo strato più superficiale del sedimento risulta ipossico o anossico. Una misurazione semplificata dello stato di ossidazione dei sedimenti può essere condotta attraverso la determinazione della profondità dello strato di discontinuità rilevabile osservando il cambiamento di colore del sedimento che passa da condizioni ossiche (colore chiaro) a condizioni anossiche (colore scuro). Quanto più questo strato risulta più vicino alla superficie tanto più sono da considerarsi critiche le condizioni di ossigenazione del sedimento. I processi connessi alla decomposizione della materia organica, avvengono ciascuno in un determinato intervallo di condizioni redox, ed i loro prodotti influenzano lo stato chimico-fisico e il comportamento degli elementi maggiori. Nel livello superficiale del sedimento, la degradazione della materia organica comporta un consumo di ossigeno, mentre più in profondità essa procede utilizzando, in successione, altri agenti ossidanti. L'impoverimento dell'ossigeno nell'acqua superficiale e il suo continuo consumo nel sedimento produce l'instaurarsi in quest'ultimo di condizioni ridotte che interessano strati sempre più prossimi all'interfaccia con l'acqua sovrastante.



Profilo sedimentario: in chiaro strato a metabolismo aerobio (ossidato), in scuro strato a metabolismo anaerobio (ridotto).

Questi dati relativi all'arricchimento organico sedimentario (conseguente ai processi che hanno luogo nella colonna d'acqua) mostrano come nel periodo di riferimento i fondali di tutte e quattro le stazioni fossero caratterizzati da elevate concentrazioni di sostanza organica, indice di ipertrofia del sistema lagunare.

Dai dati presentati si evince anche che le 4 stazioni di monitoraggio a lungo termine presentano simili caratteristiche in termini di contenuto di sostanza organica e di tessitura sedimentaria, essendo tutte ascrivibili al tipo argillo-siltoso. Le stazioni si caratterizzano invece per la differente profondità, con C2 e C5 siti a minor profondità (ca. -0.9 m) rispetto a C4 e C6 (ca. -1.2 m).

Il confronto nel lungo periodo sul dato biotico utilizzerà questa differenza di profondità relativa delle stazioni, considerando C2 e C5 (stazioni a minor profondità) da un lato, e C4 e C6 (stazioni a maggior profondità) dall'altro. L'ipotesi da verificare è che, a parità di tessitura sedimentaria e a simile concentrazione di sostanza organica nei sedimenti, sia la diversa profondità (ca. 30 cm di differenza) a definire la struttura della componente biotica che vive nei sedimenti.

9. ANALISI UNIVARIATA

La serie (dal 1996 al 2015) di dati relativa alla comunità macrobentonica è stata dunque analizzata mediante indici strutturali calcolati sulla matrice di specie/abbondanza delle repliche dei campioni. Gli indici univariati (cioè che restituiscono l'informazione estratta dalla matrice biotica in formato alfanumerico) utilizzati sono: numero totale di taxa nel campione (S), densità totale di individui nel campione (N), indice di ricchezza specifica di Margalef (misurato dal numero di specie sul totale degli individui presenti, d), evenness di Pielou (indicativa della equiripartizione degli individui tra le specie, J'), e l'indice di diversità di Shannon-Wiener (H'), l'indice più comunemente usato e che contiene una misura della diversità dei taxa presenti, considerando sia la ricchezza specifica in taxa che le abbondanze. Più in dettaglio:

Indice di ricchezza specifica di Margalef (d): rappresenta il numero di specie rapportato al numero di individui presenti:

$$d = (S - 1) / \log N$$

dove: N = abbondanza, e S = numero di specie

Evenness (o equiripartizione) di Pielou (J'): indica la distribuzione degli individui tra le specie e presenta campo di esistenza compreso tra 0 (una sola specie) e 1 (tutte le specie presenti hanno lo stesso numero di individui):

$$J' = H' / \log S$$

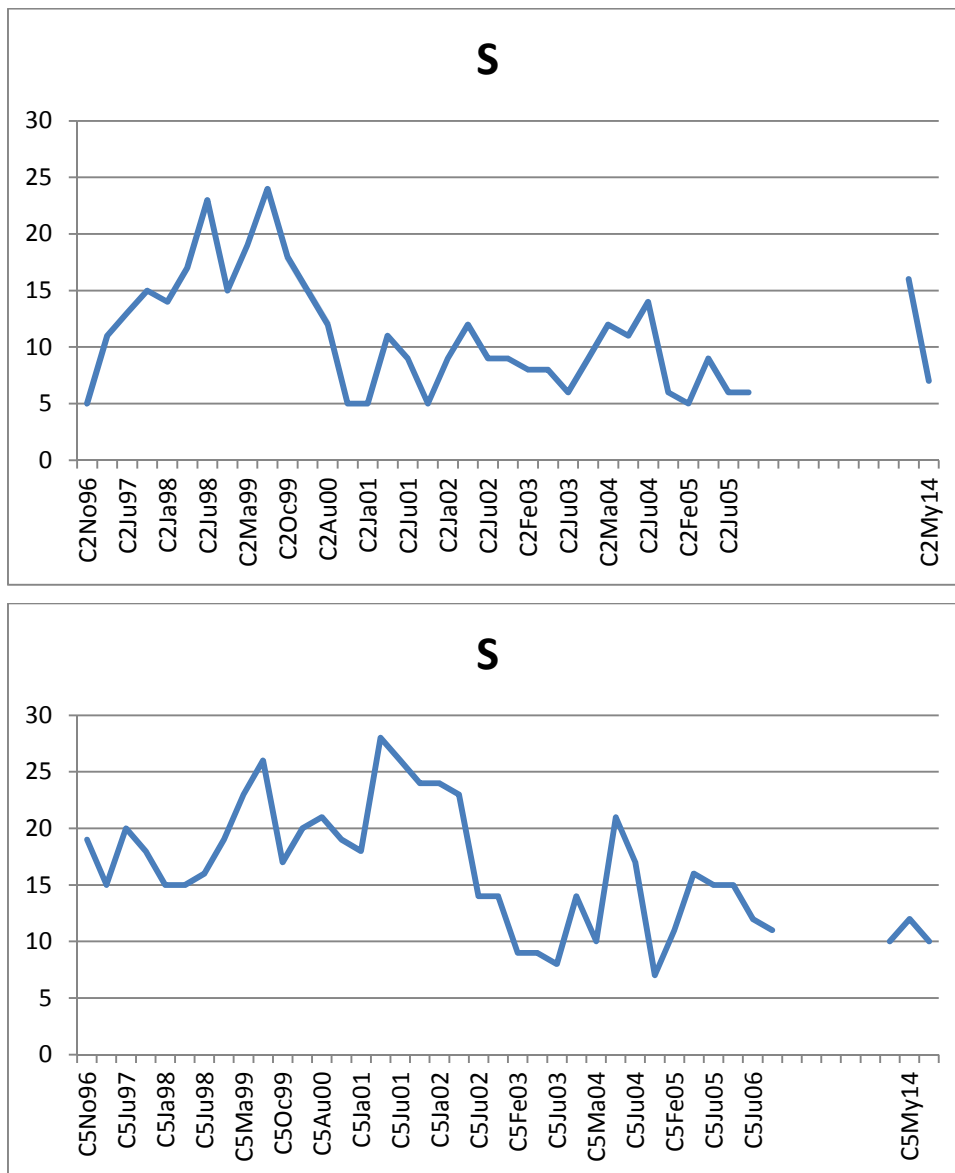
dove: H' = indice di diversità di Shannon-Wiener, S = numero di specie

Indice di diversità di Shannon-Wiener (H'): misura la diversità della comunità in bits, considerando sia la ricchezza specifica che l'evenness:

$$H' = - \sum [(p_i) \log (p_i)]$$

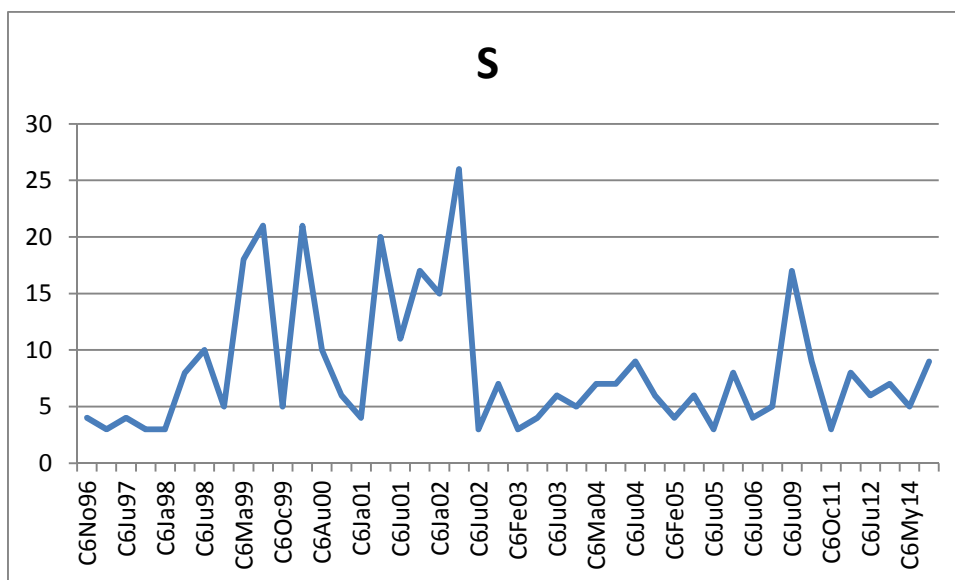
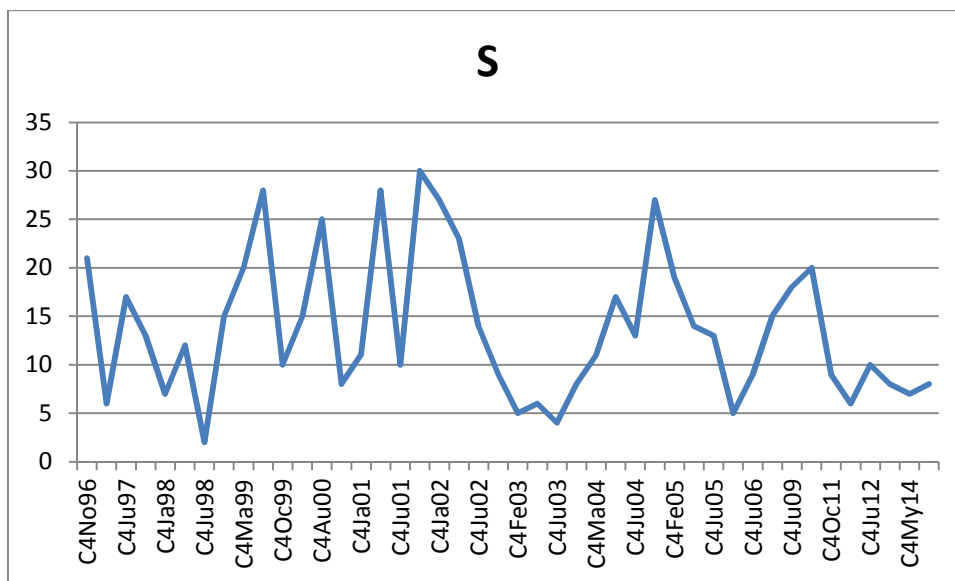
con $p_i = n_i/N$ per tutte le i specie presenti nel campione, dove n_i = numero degli individui della specie i -esima, e N = numero totale degli individui.

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento del numero di specie (S) per le due stazioni a minor profondità (C2 e C5).



Z=0,9 m: numero di specie in C2 (sopra) e C5 (sotto)

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento del numero di specie (S) per le due stazioni a maggior profondità (C4 e C6).



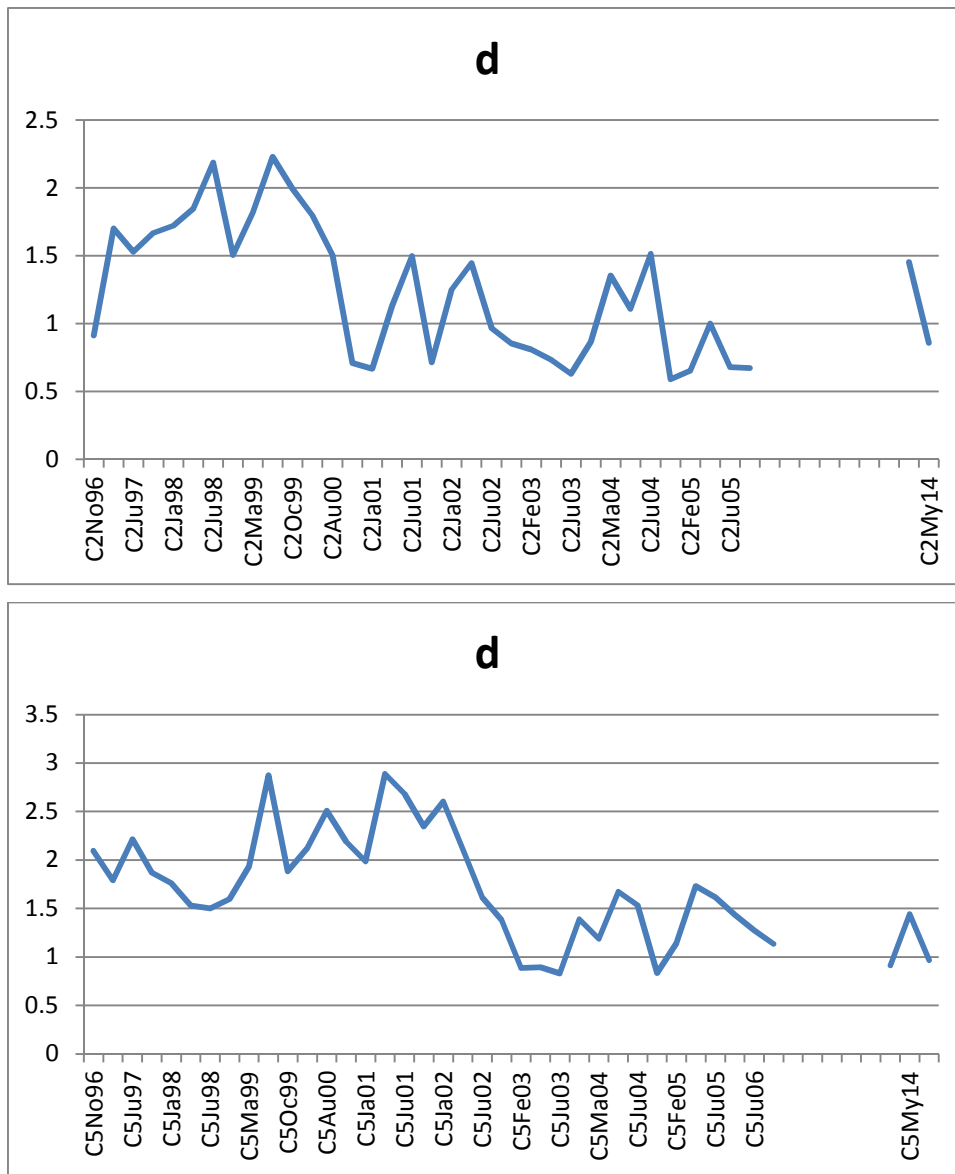
Z=1.2 m: numero di specie in C4 (sopra) e C6 (sotto)

La sottostante tabella (Tab. 3) riporta il valore medio (AVG) assieme alla deviazione standard (SD) del valore del numero di taxa per le stazioni a minor (C2, C5) e a maggior (C4, C6) profondità.

	Numero di taxa (S)			
	C2	C5	C4	C6
AVG	11.06	16.44	13.70	8.30
SD	5.06	5.46	7.40	5.85

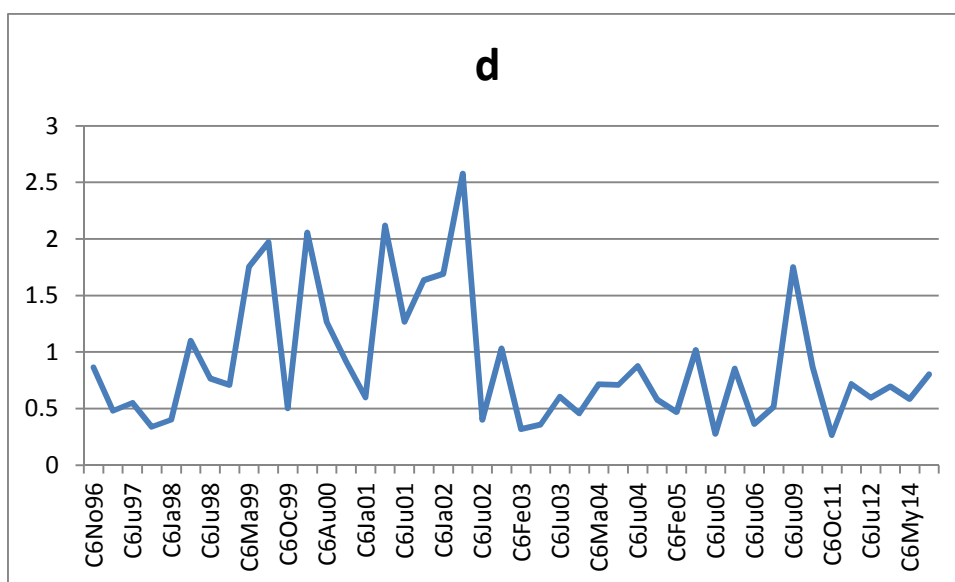
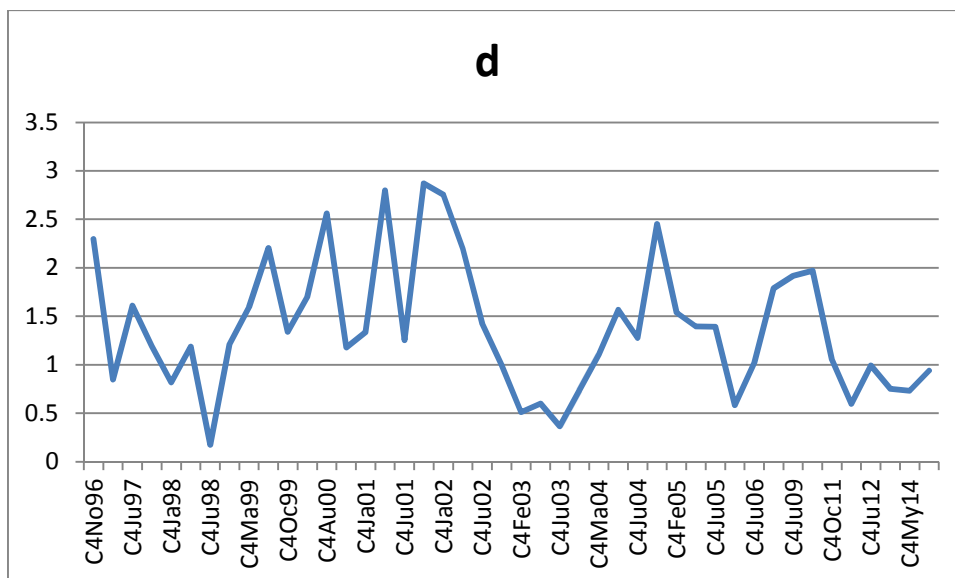
Tab. 3. Numero di taxa, S

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento della ricchezza specifica (d) per le due stazioni a minor profondità (C2 e C5).



Z=0.9 m: ricchezza specifica in C2 (sopra) e C5 (sotto)

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento della ricchezza specifica (d) per le due stazioni a maggior profondità (C4 e C6).



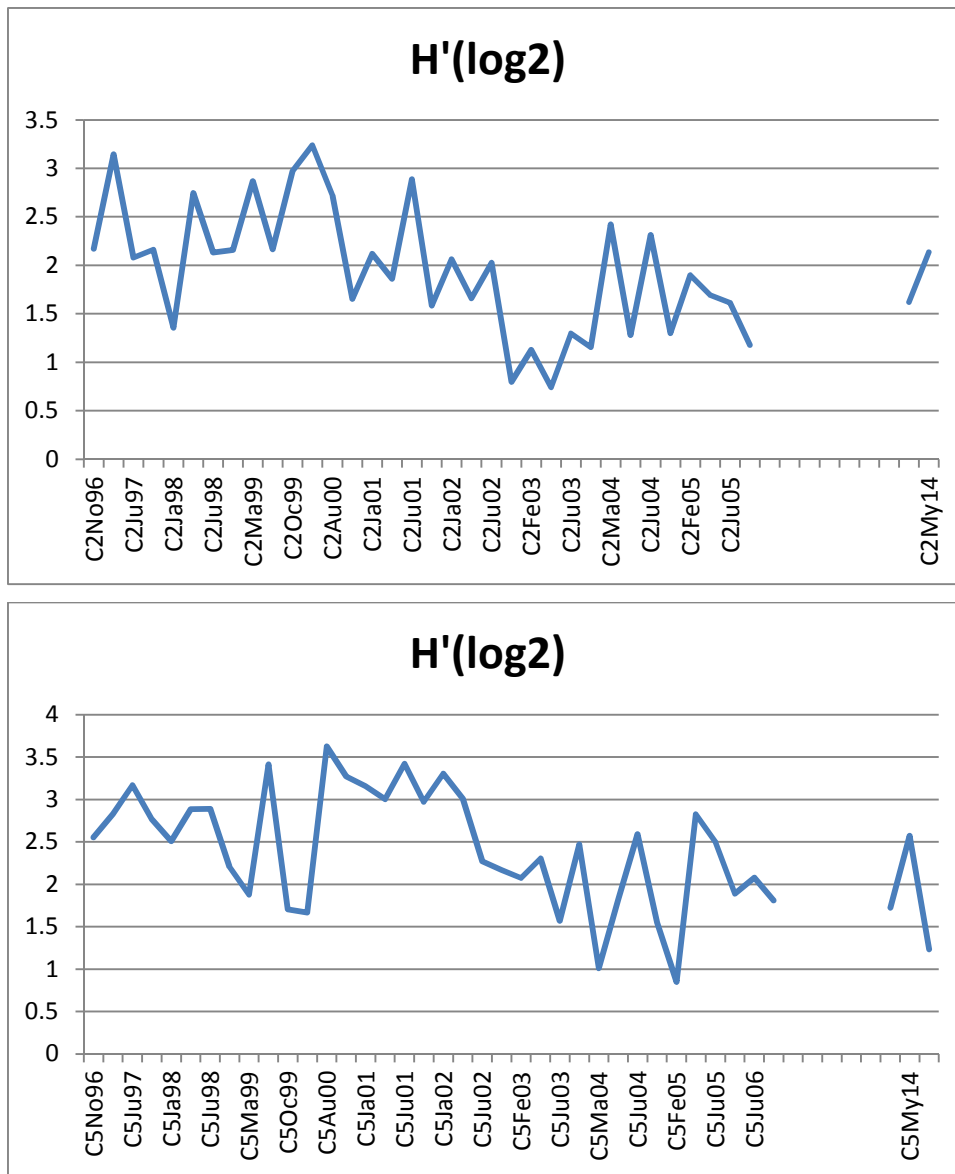
Z=1.2 m: ricchezza specifica in C4 (sopra) e C6 (sotto)

La sottostante tabella (Tab. 4) riporta il valore medio (AVG) assieme alla deviazione standard (SD) del valore della ricchezza specifica per le stazioni a minor (C2, C5) e a maggior (C4, C6) profondità.

	Ricchezza specifica (d)			
	C2	C5	C4	C6
AVG	1.24	1.70	1.38	0.90
SD	0.49	0.57	0.68	0.57

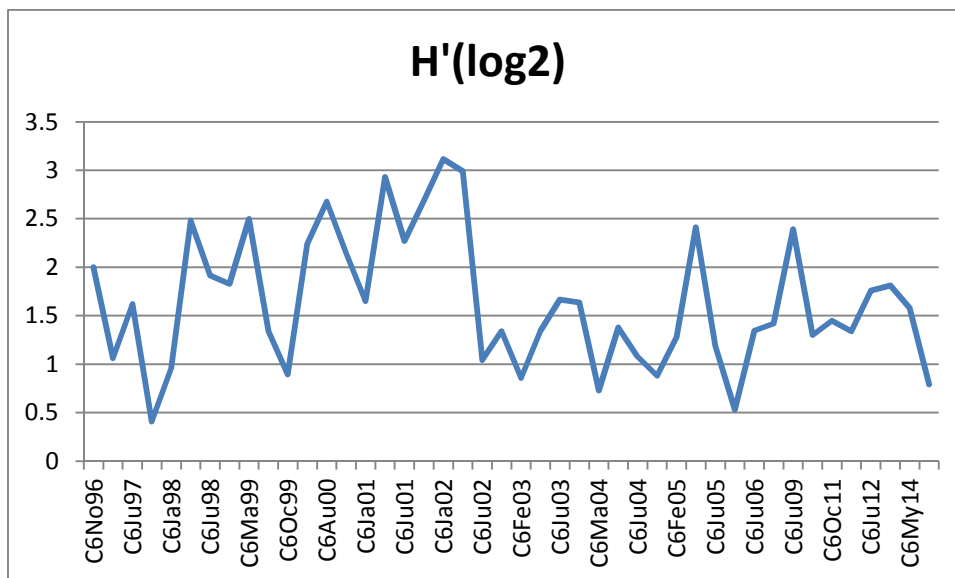
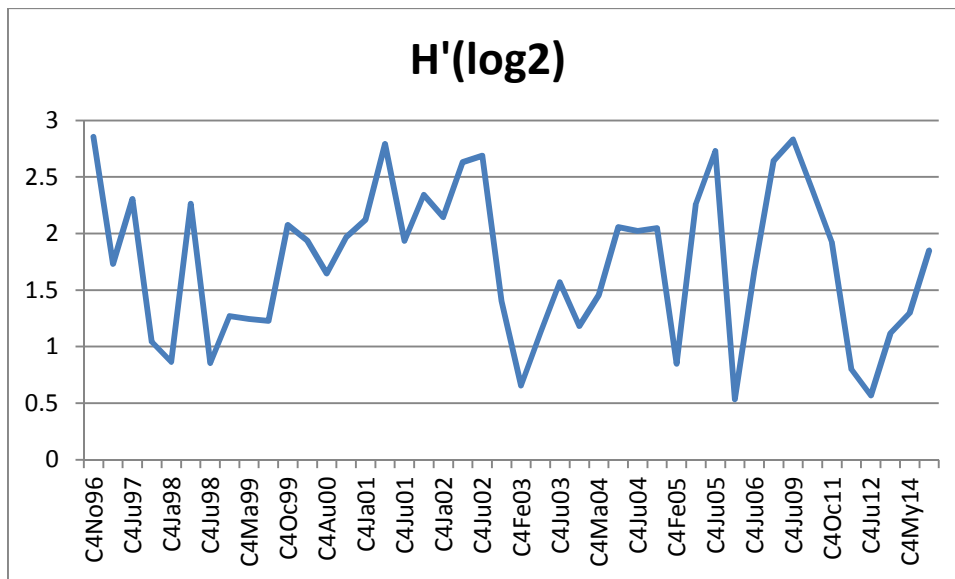
Tab. 4. Ricchezza specifica, d

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento della diversità (H') usando il logaritmo in base 2 per le due stazioni a minor profondità (C2 e C5).



Z=0.9 m: diversità in C2 (sopra) e C5 (sotto)

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento della diversità (H') per le due stazioni a maggior profondità (C4 e C6).



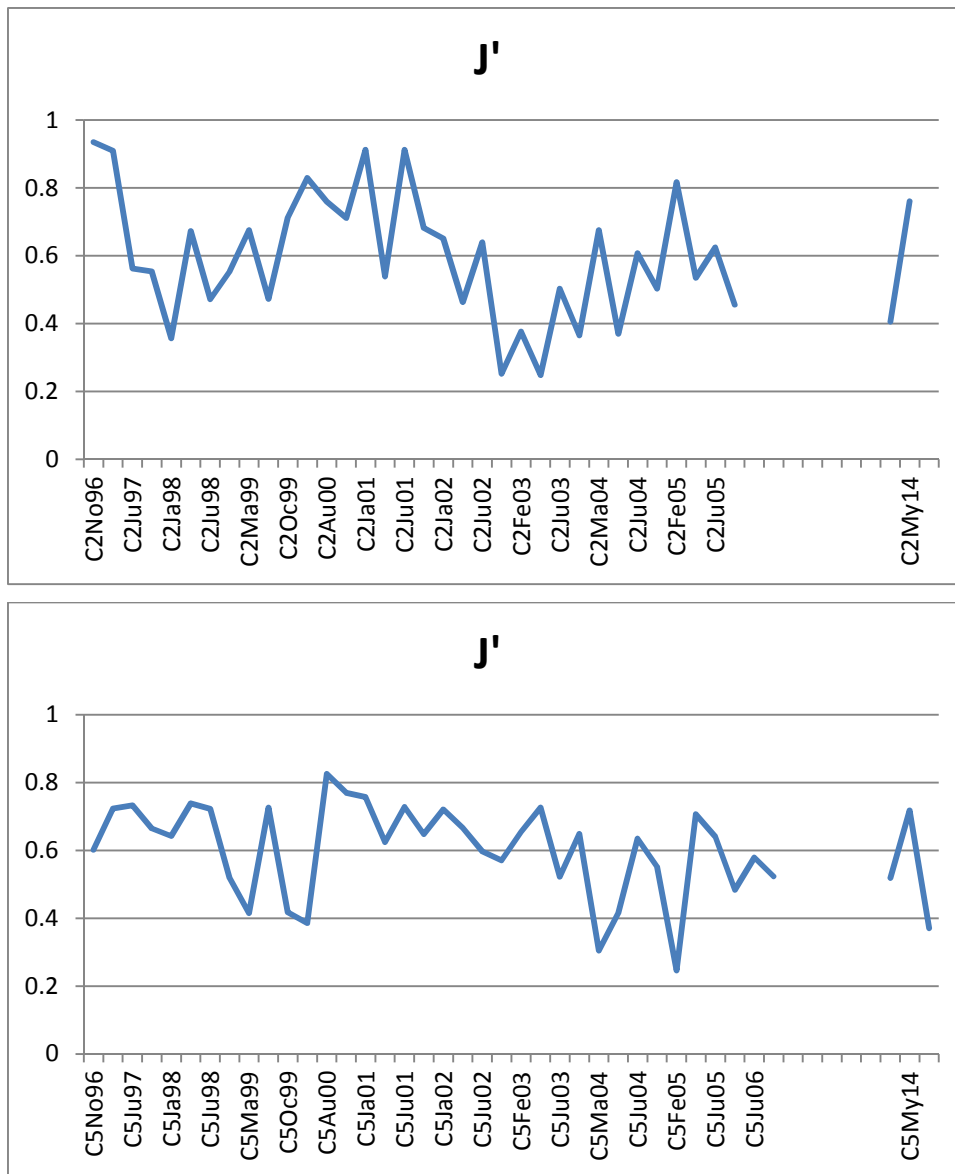
Z=1.2 m: diversità in C4 (sopra) e C6 (sotto)

La sottostante tabella (Tab. 5) riporta il valore medio (AVG) assieme alla deviazione standard (SD) del valore della diversità per le stazioni a minor (C2, C5) e a maggior (C4, C6) profondità.

	Diversità (H')			
	C2	C5	C4	C6
AVG	1.95364	2.39845	1.74772	1.64212
SD	0.64809	0.69956	0.6736	0.68709

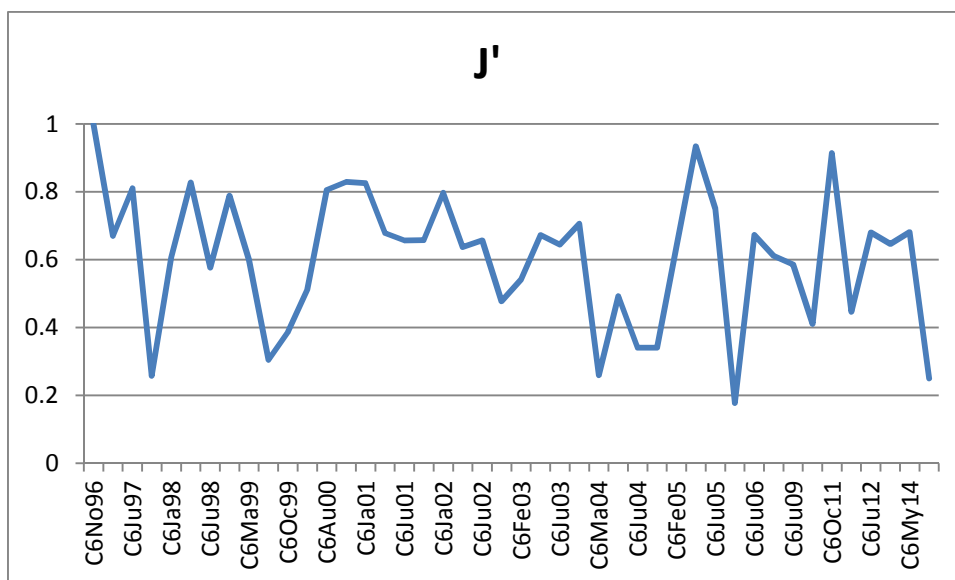
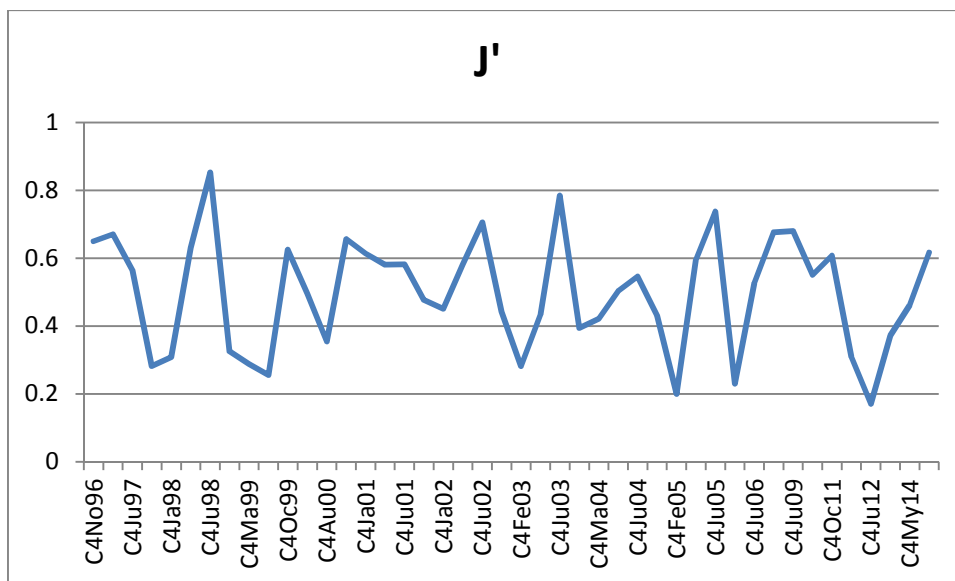
Tab. 5. Diversità, H'

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento della evenness (J') per le due stazioni a minor profondità (C2 e C5).



Z=0.9 m: evenness in C2 (sopra) e C5 (sotto)

La seguente coppia di grafici mostra l'andamento della evenness (J') per le due stazioni a maggior profondità (C4 e C6).



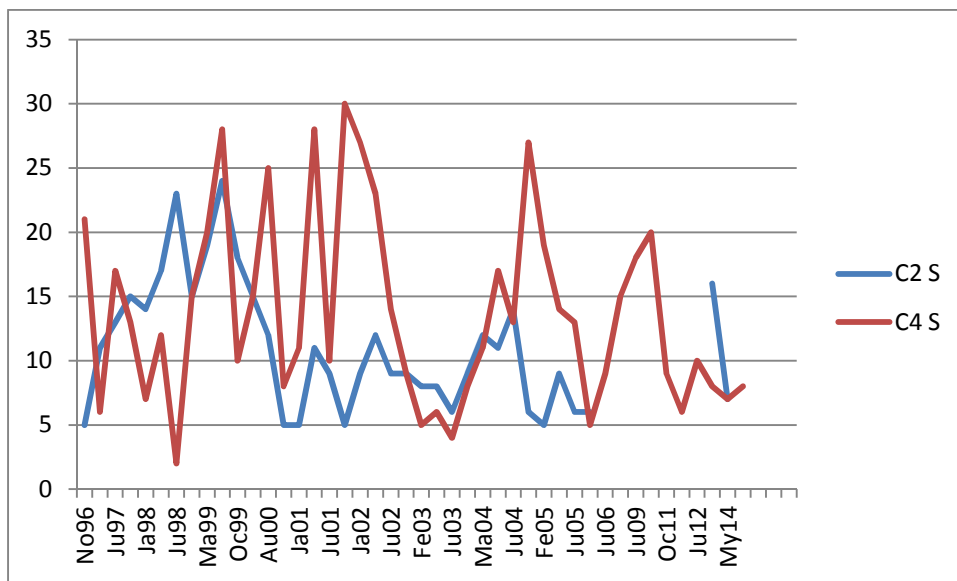
Z=1.2 m: evenness in C4 (sopra) e C6 (sotto)

La sottostante tabella (Tab. 6) riporta il valore medio (AVG) assieme alla deviazione standard (SD) del valore della evenness per le stazioni a minor (C2, C5) e a maggior (C4, C6) profondità.

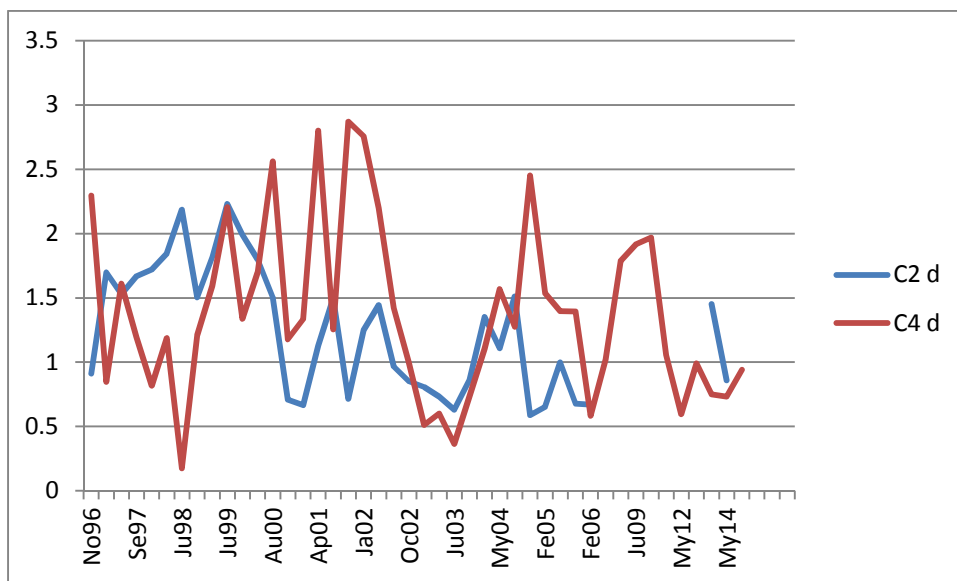
	Evenness (J')			
	C2	C5	C4	C6
AVG	0.60	0.60	0.50	0.61
SD	0.19	0.14	0.17	0.20

Tab. 6. Evenness, J'

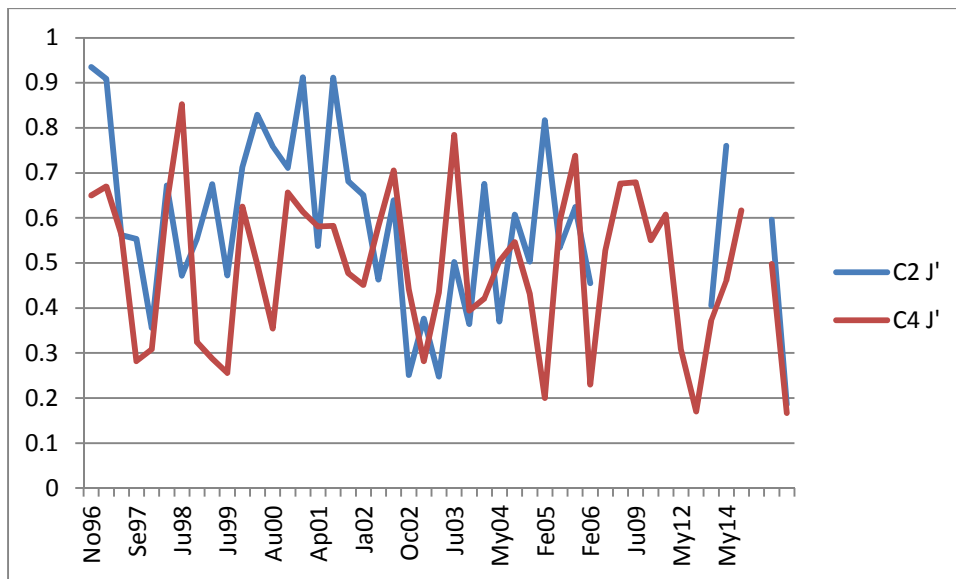
Nei seguenti grafici viene confrontato l'andamento temporale dei valori dei parametri descrittivi di comunità alle stazioni C2 (Z=0.9 m, in blu) e C4 (Z=1.2 m, in rosso). Il confronto viene fatto tra queste due stazioni caratterizzate da diverse profondità in quanto probabilmente sono le maggiormente comparabili in termini di omogeneità delle condizioni ambientali di contorno: entrambe sono nel settore settentrionale delle Valli (quindi lontane dai sifoni del Reno), entrambe sono soggette ad afflussi di acque continentali. Differentemente, C5 risente della vivificazione dal Reno, C6, pur essendo quasi al centro della Valle Magnavacca, risulta la maggiormente confinata a causa dello stato di quasi costante inoperosità del Canale Gobbino.



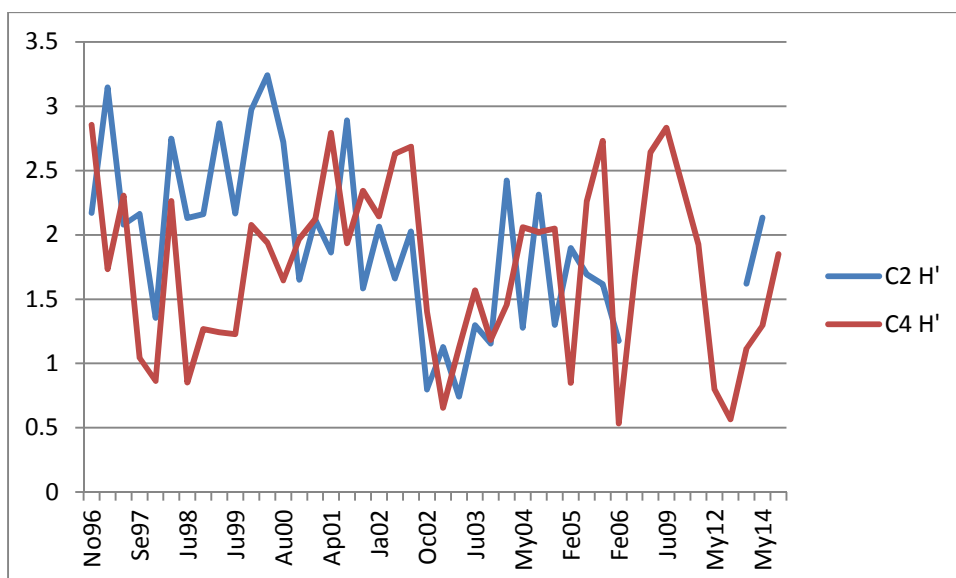
Numero di specie alle stazioni C2 (blu) e C4 (rosso)



Ricchezza specifica alle stazioni C2 (blu) e C4 (rosso)



Evenness alle stazioni C2 (blu) e C4 (rosso)



Diversità alle stazioni C2 (blu) e C4 (rosso)

Le variazioni temporali di tutti parametri descrittivi sono quasi costantemente in fase, indicando che le pressioni a cui le comunità macrobentoniche delle stazioni C2 e C4 sono andate soggette nel tempo erano pressochè le medesime.

Le possibili differenze tra i valori dei parametri descrittivi di comunità tra le quattro stazioni sono state indagate mediante analisi della varianza (ANOVA) ad una via. I valori degli indici univariati sono stati testati per la omoscedasticità, e la loro distribuzione è stata normalizzata mediante la trasformazione $\ln(x+1)$. La seguente Tab. 7 riporta i risultati dell'ANOVA.

		SS	df	MS	F	P
ln S	<i>Intercetta</i>	979.98	1	979.98	4431.47	0.001
	<i>stn</i>	11.86	3	3.95	17.88	0.001
	<i>Errore</i>	35.16	159	0.22		
ln d	<i>Intercetta</i>	102.57	1	102.57	1635.09	0.001
	<i>stn</i>	2.93	3	0.98	15.58	0.001
	<i>Errore</i>	9.97	159	0.06		
ln J'	<i>Intercetta</i>	32.50	1	32.50	2529.72	0.001
	<i>stn</i>	0.15	3	0.05	3.77	0.012
	<i>Errore</i>	2.04	159	0.01		
ln H'	<i>Intercetta</i>	176.45	1	176.45	2945.71	0.001
	<i>stn</i>	1.64	3	0.55	9.11	0.001
	<i>Errore</i>	9.52	159	0.06		

Tab. 7. Risultati ANOVA

Dal momento che risultano differenze statisticamente significative tra le quattro stazioni, è stato effettuato un test post-hoc (Tukey's HSD test) per definire quali stazioni differissero. La seguente Tab. 8 riporta i risultati del test.

		C2	C4	C6
ln S	C4	0.478		
	C6	0.009	0.001	
	C5	0.001	0.073	0.001
ln d	C4	0.839		
	C6	0.007	0.001	
	C5	0.006	0.046	0.001
ln J'	C4	0.065		
	C6	0.995	0.022	
	C5	0.996	0.030	1.000
ln H'	C4	0.468		
	C6	0.126	0.864	
	C5	0.050	0.001	0.001

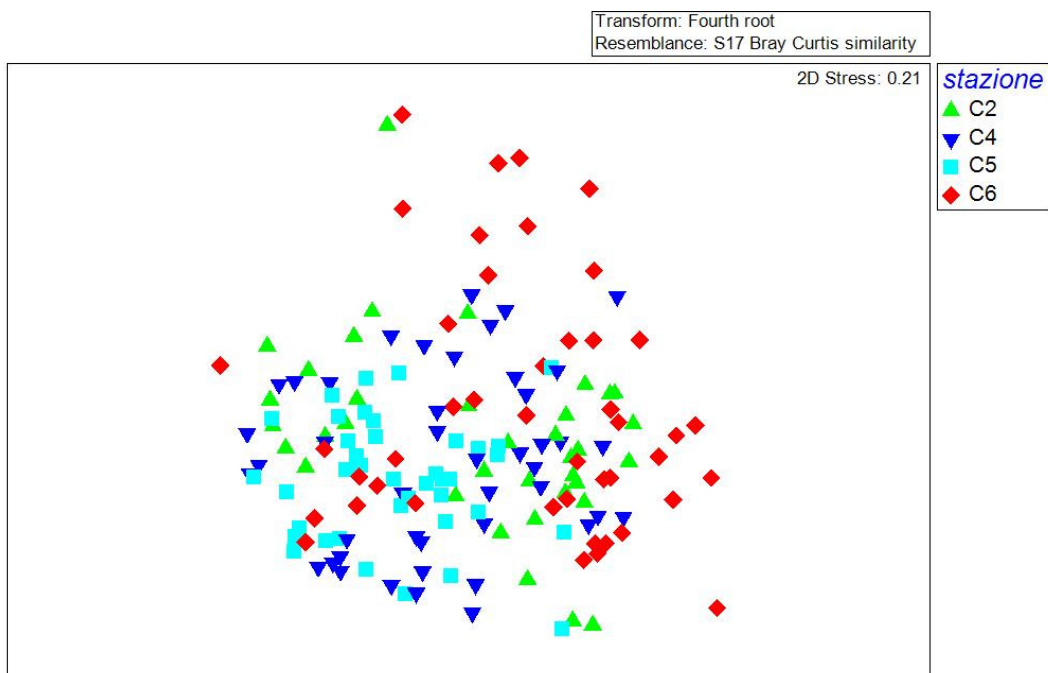
Tab. 8. Tukey's HSD test

Le stazioni C2 ($Z=0.9$) e C4 ($Z=1.2$), nel settore settentrionale delle Valli, non differiscono significativamente per alcun parametro descrittore. La stazione C5 ($Z=0.9$), nel settore meridionale ed in prossimità del sifone Reno, si caratterizza per i più elevati valori di tutti i parametri descrittivi di comunità, e risulta significativamente meglio strutturata rispetto a tutte le altre stazioni. La stazione C6 ($Z=1.2$), al contrario, risulta la peggio strutturata, a causa dell'elevato grado di confinamento dagli ingressi d'acqua (continentale o marina) cui è soggetta.

10. ANALISI MULTIVARIATA

Le eventuali differenze strutturali (di composizione tassonomica e di abbondanza) all'interno delle comunità macrobentoniche alle quattro stazioni sono state studiate mediante analisi statistica multivariata, usando quale tecnica di ordinamento il cosiddetto Multidimensional Scaling non parametrico (nMDS). Questa tecnica statistica consiste nell'adattare su un piano bidimensionale la disposizione dei campioni che meglio rispecchia il vero grado di reciproca similarità. Questo tipo di rappresentazione si ottiene tramite l'applicazione di un algoritmo complesso (Shepard-Kruskal) che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la minore distorsione nella rappresentazione della struttura multidimensionale dei punti campione su un più semplice piano bidimensionale. Per configurare con maggiore successo le relazioni tra i campioni col metodo dell'nMDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene trasformata in matrice di similarità per ranghi, nella quale viene assegnato un valore progressivo a ciascun valore dell'indice ottenuto, per cui il valore uno viene dato al valore di similarità più alto, due al successivo e così via. La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le n-1 dimensioni richieste teoricamente per n campioni è indicato dal valore di stress.

La seguente figura mostra il diagramma di ordinamento ottenuto per le stazioni.



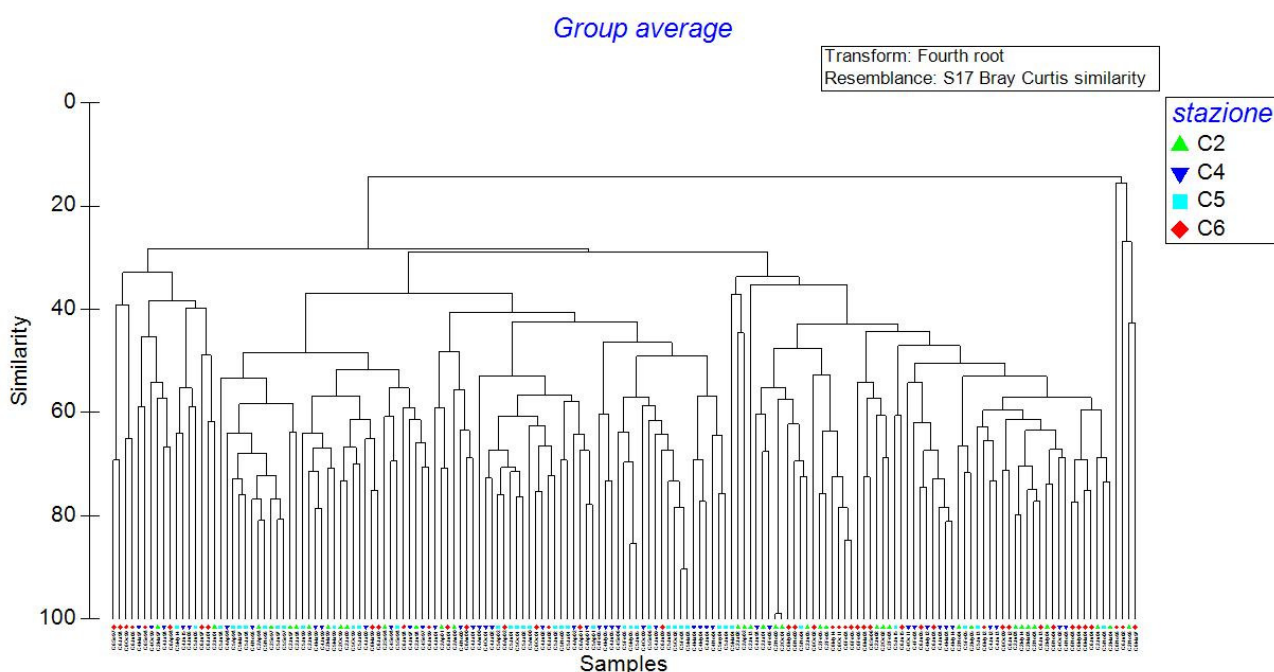
Ordinamento delle comunità delle quattro stazioni mediante nMDS

Il diagramma mostra chiaramente come i punti stazione di C2, C4, C5 e buona parte di C6 costituiscano una unica nuvola sul piano. Alcuni punti stazione relativi a C6 si discostano parzialmente, segregando in posizione più marginale.

Ciò significa che le comunità macrobentoniche delle quattro stazioni, ed in particolare quelle che vivono in C2, C4 e C5, non presentano macroscopiche differenze in termini strutturali tra di loro.

In altri termini, è estremamente complicato distinguere la comunità di un sito a profondità minore (C2, C5) da quella di un sito a profondità maggiore (C4, C6) sulla base della struttura (abbondanza e composizione tassonomica). **I siti, indipendentemente dalla profondità, ospitano, in generale, la stessa comunità.**

Questo risultato viene confermato dalla classificazione mediante cluster analysis, come mostrato nella sottostante figura, ove i vari punti stazione non si aggregano omogeneamente in funzione della stazione ma risultano interdispersi tra loro.



Dendrogramma di classificazione

Dal momento che i punti stazione nell'nMDS risultano dispersi su un'ampia area del tracciato di ordinamento, l'analisi statistica multivariata è stata ulteriormente approfondita mediante analisi permutazionale della varianza (PERMANOVA) eseguita sull'intera comunità delle quattro stazioni.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
stn	3	29759	9919,7	4,6535	0,0001
Res	159	3,39E+05	2131,7		
Total	162	3,69E+05			

Tab. 9. PERMANOVA

La Tab. 9 riporta i risultati della PERMANOVA ad una via, considerando il fattore stazione (stn). Il P permutazionale risulta significativo ($P=0.001$), indicando delle differenze nella struttura di comunità tra le quattro stazioni. Pur nel quadro di generale omogeneità evidenziato nell'nMDS, è evidente, per esempio, che i punti stazione allocati nel plot in alto a destra presentano delle differenze strutturali rispetto a quelli allocati in basso a sinistra.

Tali differenze sono state indagate mediante t-test permutazionale appaiato (*pairwise test*), i cui risultati sono mostrati nella seguente Tab. 10.

Groups	t	P(perm)
C2, C4	1,9064	0,0018
C2, C5	2,5242	0,0001
C2, C6	1,3248	0,0763
C4, C5	1,9178	0,0007
C4, C6	2,0077	0,0002
C5, C6	2,9931	0,0001

Tab. 10. Pairwise tests

Il confronto tra la struttura di comunità mostra che la comunità della stazione C2 (minor profondità) non differisce dalla struttura di comunità della stazione C6 (maggior profondità), seppur con un valore di P appena superiore al livello di significatività (0.05).

Considerando l'intera comunità macrobentonica, l'analisi multivariata di ordinamento (nMDS) mostra un quadro di generale omogeneità nella medesima struttura di comunità nelle Valli di Comacchio: il complemento di specie che può vivere in quell'ambiente, la Valle, è prevedibile. E' invece presente una discreta variabilità spazio-temporale che differenzia la struttura di comunità tra le diverse stazioni, in quanto soggette a condizioni microambientali che possono differire tra le diverse stazioni.

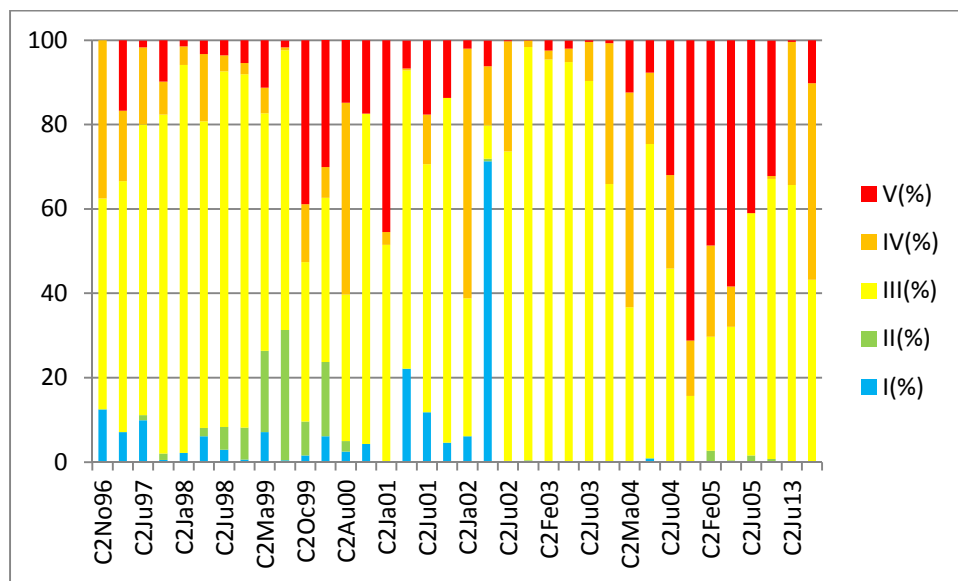
Nelle Valli di Comacchio, la composizione della comunità macrobentonica non è influenzata dalla profondità.

11. STRUTTURA DELLE COMUNITÀ E TOLLERANZA AL DISTURBO

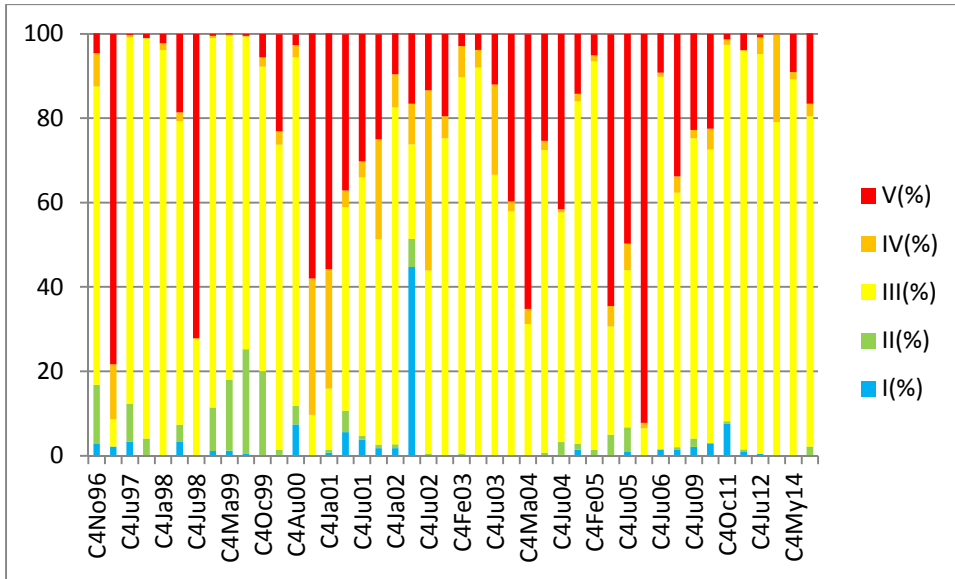
Questo paragrafo considera la struttura delle comunità macrobentoniche ai quattro siti scomponendole sulla base della tolleranza al disturbo. La comunità viene dunque analizzata considerando le cinque classi di tolleranza al disturbo (EGI-V) previste dall'indice AMBI:

- (i) EGI: specie molto sensibili all'arricchimento organico, presenti quindi quando l'ambiente è intatto e soggette a scomparsa anche a seguito di un leggero squilibrio;
- (ii) EGII: 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;
- (iii) EGIII: specie tolleranti ad un eccesso di sostanza organica, che sono stimolate dall'arricchimento quindi in situazioni di disequilibrio;
- (iv) EGIV: specie opportunistiche di secondo ordine, si sviluppano in condizioni di disequilibrio;
- (v) EGV: specie opportunistiche di primo ordine, presenti in condizioni di forte disequilibrio.

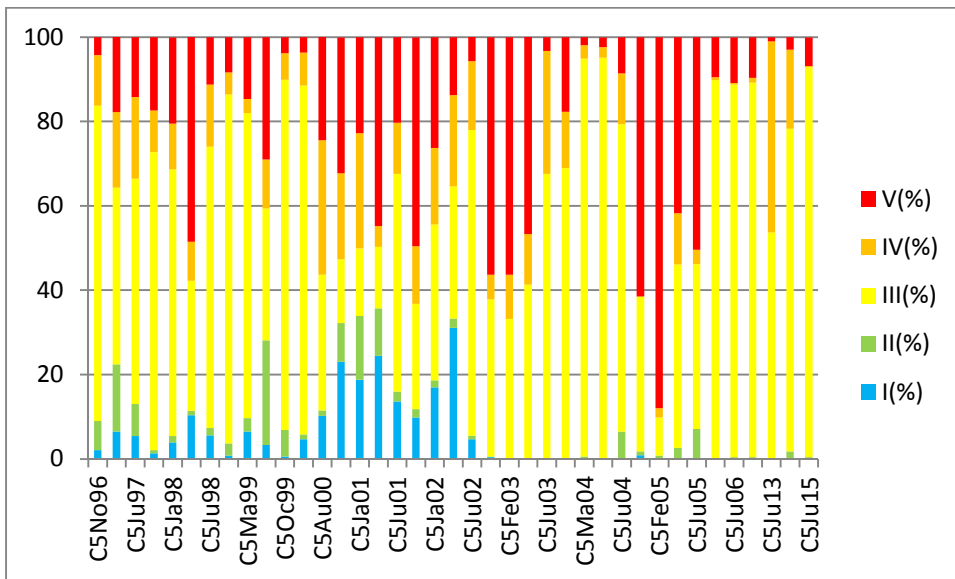
Di seguito viene mostrata la composizione percentuale per classi di tolleranza di ciascuna stazione alle varie date di campionamento.



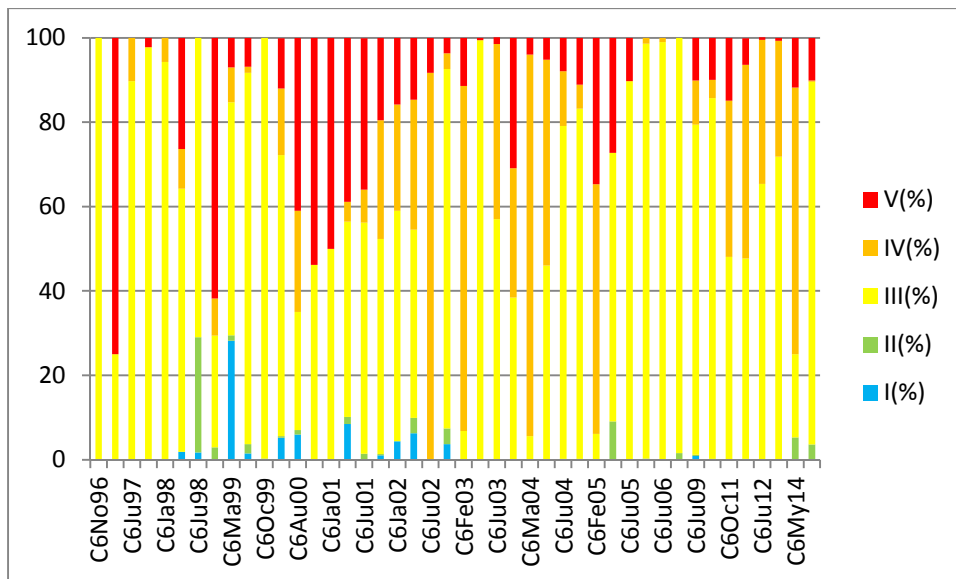
Stazione C2 (Z=0.9 m)



Stazione C4 (Z=1.2 m)



Stazione C5 (Z=0.9 m)



Stazione C6 (Z=1.2 m)

I grafici mostrano chiaramente come la macrofauna a tutte le quattro stazioni sia costituita prevalentemente da specie opportuniste di primo e secondo ordine (EGIV-V) e da specie tolleranti (EGIII), caratteristiche di condizioni ambientali di disequilibrio e di forte arricchimento organico. Se nei primi 5-6 anni di indagine (1996-2002) in quasi tutti i siti erano comunque ancora presenti specie sensibili, seppur in bassa percentuale, a partire dal 2003 si nota una ulteriore riduzione della quantità di specie sensibili o indifferenti all'arricchimento organico (EGI-II). Questo è indicativo di peggiorate condizioni ambientali a tutte le stazioni, indipendentemente dalla profondità. Da questo quadro si discosta leggermente la stazione C4 (Z=1.2 m), ove alcune specie sensibili vengono registrate nel 2011.

L'analisi strutturale della comunità macrobentonica per classi di tolleranza al disturbo mostra come in tutte le stazioni, indipendentemente dalla profondità, siano dominanti i gruppi ecologici EGIII, EGIV e EGV, cioè i taxa indicatori di arricchimento organico.

Nelle Valli di Comacchio, la struttura della comunità macrobentonica per classi di tolleranza al disturbo non è influenzata dalla profondità.

12. ECOLOGICAL QUALITY STATUS

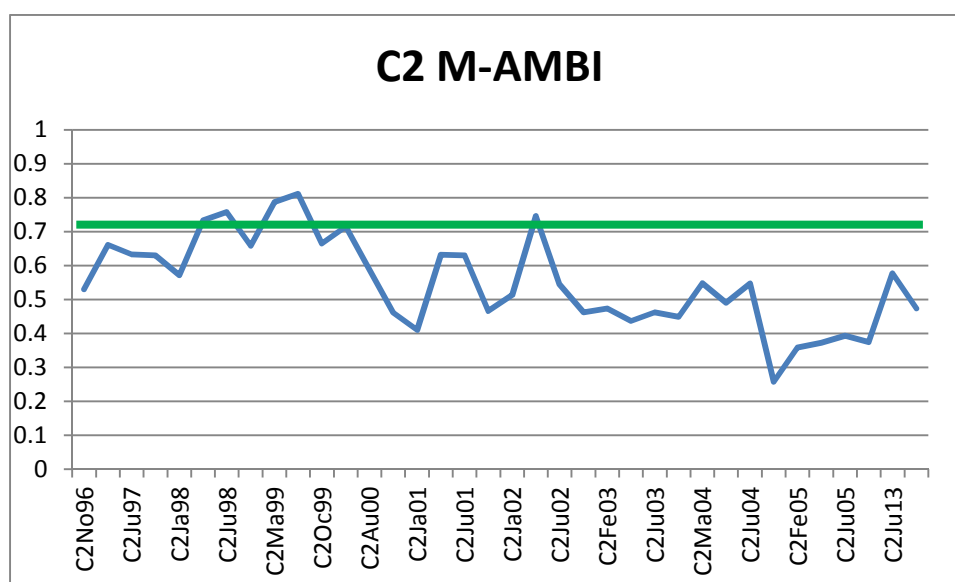
Lo stato ecologico di qualità è stato valutato, come richiesto dalla vigente normativa (DL 260/10) mediante l'utilizzo dell'indice M-AMBI. Si rammenta che, nonostante la Direttiva 2000/60/EC preveda l'utilizzo di 5 classi di qualità ecologica (High, Good, Moderate, Poor, Bad), ai fini della gestione dell'ambiente l'unico valore dell'indice veramente importante (rapporto di qualità ecologica, RQE = 0.71) è quello che demarca il limite tra le classi di qualità Moderate (Sufficiente nel DL 260/10) e Good (Buono nel DL 260/10): se la qualità ecologica è inferiore a Good è necessario intervenire per risanare il corpo idrico, mentre se la qualità ecologica è uguale o superiore a Good non sarà necessario intervenire (2000/60/EC). La seguente immagine, tratta dal DL 260/10, pag. 92, riporta il valore del limite per ciascuna classe di qualità ecologica.

Valori di riferimento e limiti di classe

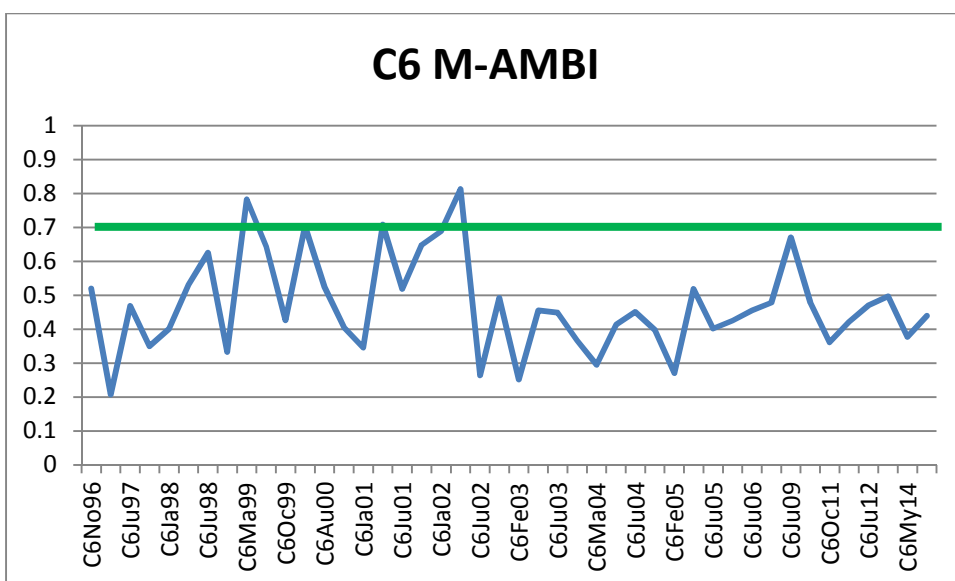
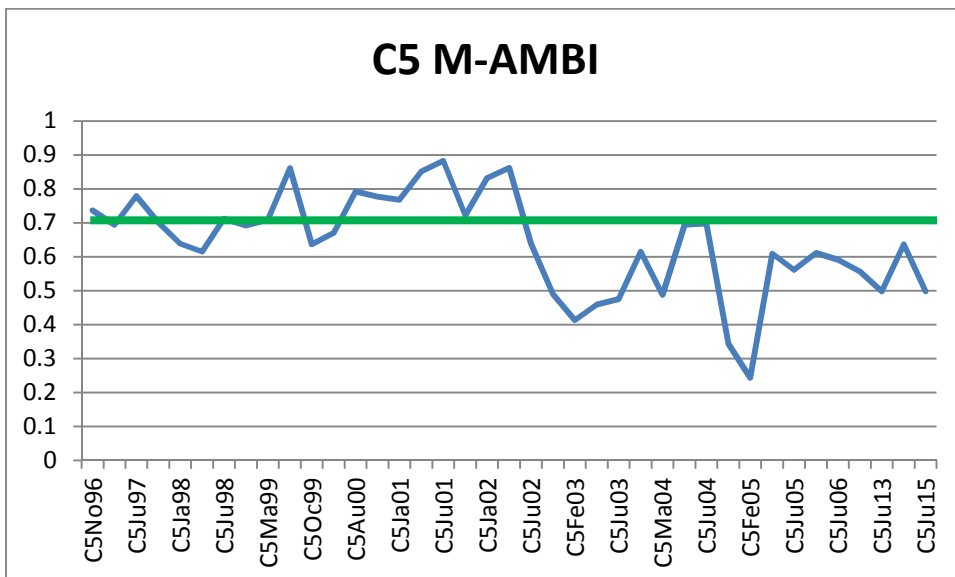
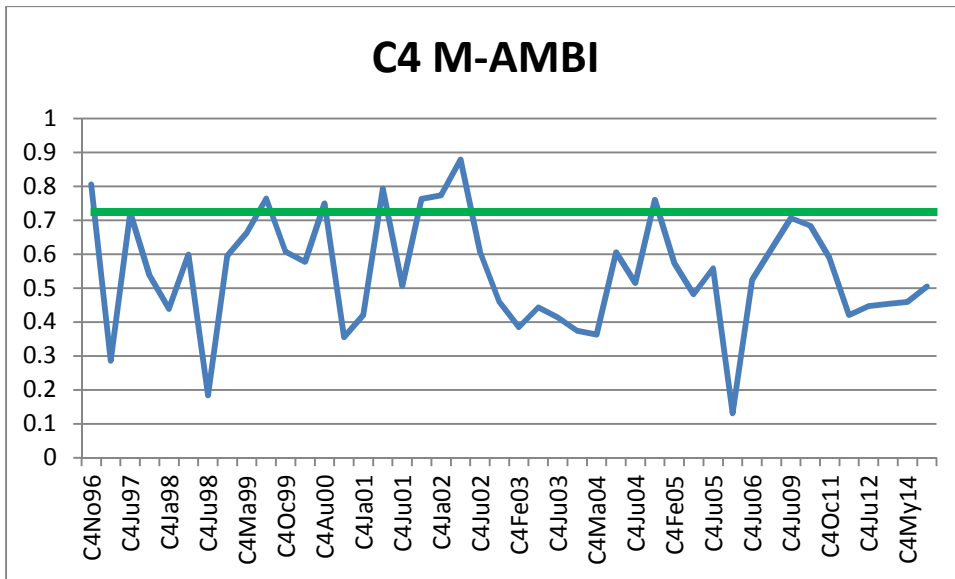
Tab. 4.4.1/c – Limiti di classe in termini di RQE per l'M-AMBI

<i>Rapporto di Qualità Ecologica</i>			
<i>Elevato/Buono</i>	<i>Buono/Sufficiente</i>	<i>Sufficiente/Scarso</i>	<i>Scarso/Cattivo</i>
0,96	0,71	0,57	0,46

Le immagini sottostanti riportano il valore dell'indice di qualità ecologica M-AMBI alle quattro stazioni calcolato per il periodo 1996-2015: la linea verde mostra il limite (RQE = 0.71) tra la classe di qualità Sufficiente (Moderate) e la classe di qualità Buono (Good).



Valori di M-AMBI in C2 (Z=0.9 m)



Valori di M-AMBI in C4 (Z=1.2 m), C5 (Z=0.9 m) e C6 (Z=1.2 m)

L'andamento temporale nel lungo periodo di M-AMBI mostra come da oltre un decennio la qualità ecologica delle quattro stazioni considerate sia sempre al disotto del limite Sufficiente/Buono.

La seguente Tabella 11 riassume le frequenze percentuali di stato di qualità ecologica a ciascuna stazione per il periodo considerato (1996-2015).

	High	Good	Moderate	Poor	Bad
C2	0	16,7	27,8	33,3	22,2
C4	0	20,5	27,3	15,9	36,4
C5	0	30,8	41,0	17,9	10,3
C6	0	4,5	15,9	25,0	54,5

Tab. 11 Frequenze percentuali di stato di qualità ecologica

Lo stato di criticità ambientale in cui versano le Valli di Comacchio è ben riassunto dagli zeri nella colonna relativa allo stato di qualità ecologica High (Elevato), e dalla bassa frequenza nella colonna Good (Buono). Non si ravvisano differenze di qualità ecologica che possano essere ascritte a differenze di profondità. La qualità ecologica anche in questo caso è funzione del grado di confinamento che le stazioni presentano: quelle maggiormente soggette ad un qualche tipo di ricambio idrico (es C5) mostrano condizioni leggermente migliori (stato Buono nel 30.8% dei casi); quelle maggiormente confinate (es C6) mostrano condizioni peggiori (stato Buono nel 4.5% dei casi).

Complessivamente, la qualità ecologica delle Valli risulta insoddisfacente ai sensi del DL 260/10 nell'83.3% dei casi per la stazione C2 (Z=0.9 m), nel 79.5% dei casi per la stazione C4 (Z=1.2 m), nel 69.2% dei casi per la stazione C5 (Z=0.9 m), e nel 95.5% dei casi per la stazione C6 (Z=1.2 m).

Nelle Valli di Comacchio, la qualità ecologica valutata in base all'elemento "macrobenthos" non è influenzata dalla profondità.

13. EFFETTO DEL CONFINAMENTO

I risultati di un recente programma di ricerca europeo (LIFE 09 NAT IT 000110 Conservation of habitat and species in the Natura 2000 sites in the Po Delta) hanno consentito la valutazione degli effetti del confinamento nelle Valli di Comacchio. In dettaglio, sono stati studiati gli effetti della riapertura della bocca a mare del canale Gobbino sulla comunità macrobentonica di due siti in prossimità della stazione C6, in Valle Magnavacca.



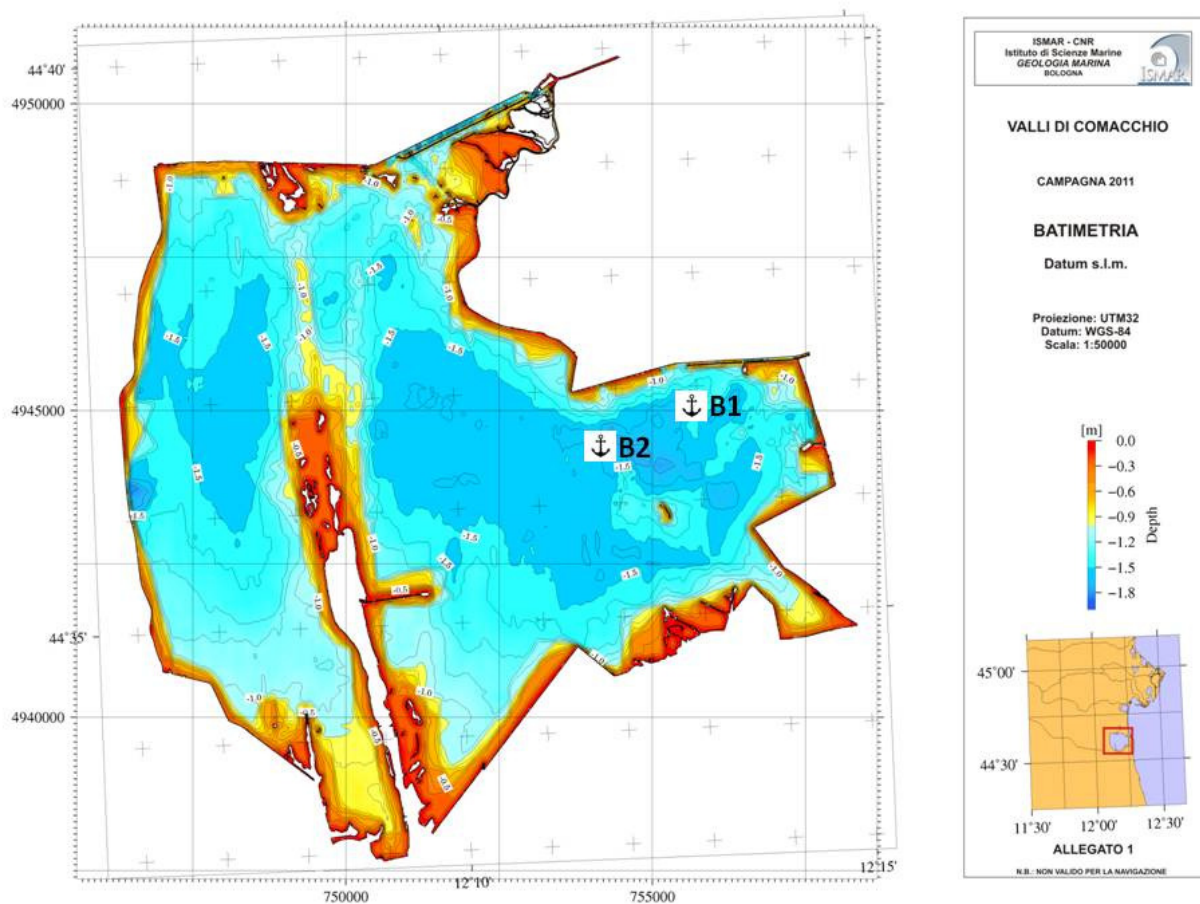
Scavo della bocca a mare del Gobbino

La foce del canale Gobbino è stata scavata nel periodo Maggio/Giugno 2014. Per monitorare gli effetti dello scavo della foce del Gobbino, sono state effettuate due campagne di campionamento supplementari presso due nuove stazioni di monitoraggio poste in Valle Magnavacca, le stazioni B1 e B2 (44.614152°; 12.213327° e 44.600250°; 12.204647°). La profondità di entrambe le stazioni era di -1.5 m. I campionamenti sono stati effettuati nel Maggio e nel Settembre 2014. La prima data è indicativa delle condizioni della comunità macrobentonica immediatamente prima dell'apertura di foce Gobbino, mentre la seconda è indicativa delle condizioni della comunità a tre mesi dall'apertura della foce.

Il numero di taxa complessivo in soli tre mesi passa da 13 (Maggio, Gobbino chiuso) a 43 (Settembre, Gobbino aperto), con un incremento di ben 30 specie che a Maggio non erano presenti. I parametri descrittivi (ricchezza specifica, S, e diversità, H') relativi alla comunità macrobentonica nelle 2 stazioni hanno seguenti valori (per data):

Maggio 2014: B1: S = 11, H' = 2.41; B2: S = 5, H' = 0.64;

Settembre 2014: B1: S = 28, H' = 2.41; B2: S = 24, H' = 2.84.



Allocazione dei siti B1 e B2 (Z=1.5 m)

La ricchezza specifica è più che raddoppiata in B1 (da 11 a 28 taxa) e praticamente quintuplicata in B2 (da 5 a 24 taxa) passando da Maggio a Settembre 2014.

I risultati dell'applicazione di M-AMBI al set di dati raccolti vengono riportati nella Tab. 12.

Siti	AMBI	H'	S	M-AMBI	Status
<i>Maggio</i>					
B1	3.404	2.412	11	0.595	Moderate
B2	3.223	0.639	5	0.358	Bad
<i>Settembre</i>					
B1	3.088	2.412	28	0.834	Good
B2	2.979	2.840	24	0.842	Good

Tab. 12. Applicazione di M-AMBI

Mentre alla data del Maggio 2014 nessuna delle stazioni considerate raggiungeva un livello di qualità (ES) soddisfacente (cioè almeno "Good"), nel Settembre 2014 entrambe le stazioni raggiungono pienamente tale livello di qualità ecologica.

Le figure seguenti riportano la composizione della comunità macrobentonica alle 2 stazioni ripartita in percentuali di organismi sensibili (blu), indifferenti (verde), tolleranti (giallo), opportunisti di I° livello (arancione), opportunisti di II° livello (rosso), in accordo con la libreria di AMBI.



Maggio 2014: Stazione B1 (sinistra) e B2 (destra).



Settembre 2014: Stazione B1 (sinistra) e B2 (destra).

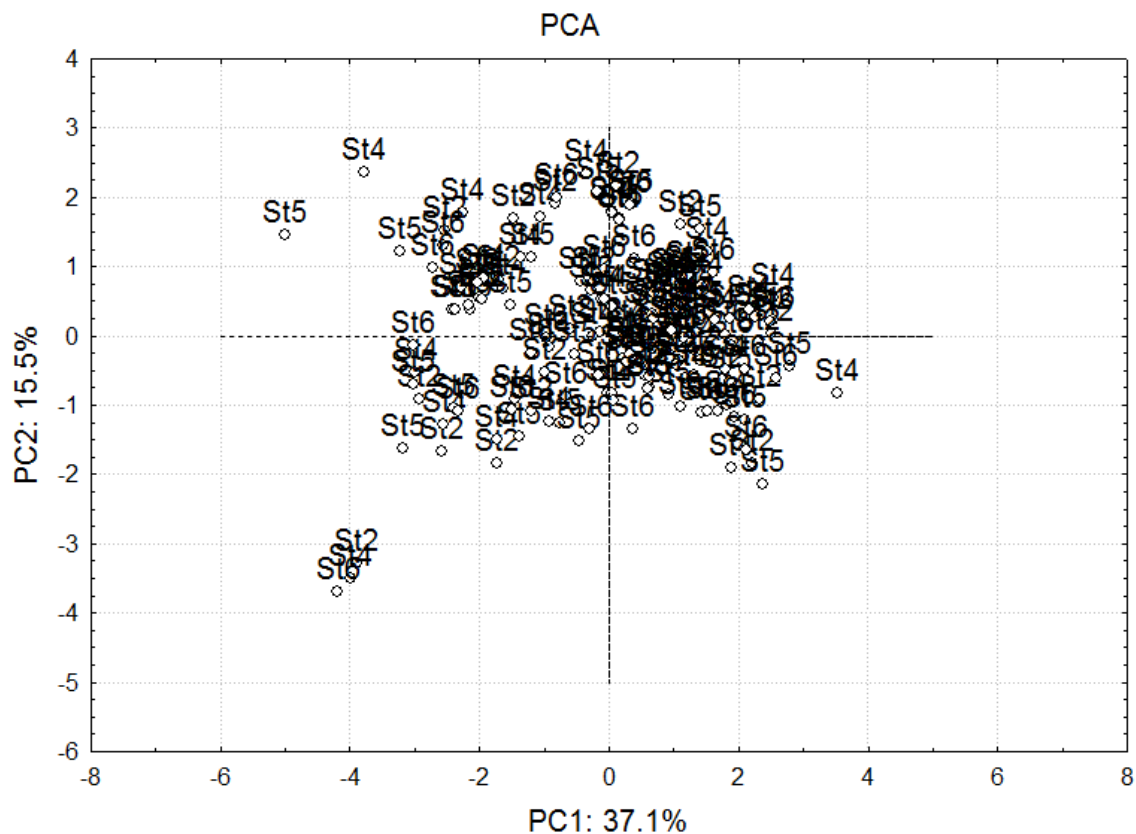
Al Maggio 2014, la comunità macrobentonica alle 2 stazioni è composta quasi esclusivamente da taxa tolleranti e opportunisti di I° livello. Le specie sensibili (blu) e indifferenti (verde), indicatrici di buona condizione ambientale, compaiono in entrambe le stazioni a Settembre 2014. l'apertura della foce del Gobbino ha portato un immediato beneficio alla struttura e composizione della comunità macrobentonica e conseguentemente allo stato di qualità ecologico misurato tramite tale elemento. La ricchezza faunistica riscontrata nel Settembre 2014 è da ascrivere esclusivamente al ricambio idrico garantito dall'officiosità del Gobbino, in grado di veicolare organismi (larve e/o adulti) all'interno delle Valli.

Questo risultato mostra come il fattore di maggior importanza per la strutturazione della fauna bentonica valliva attualmente sia la vivificazione. La vivificazione ricambia la colonna d'acqua ossigenando i fondali ne migliora la qualità, e favorisce il reclutamento di specie.

Nelle Valli di Comacchio, se viene garantita la vivificazione marina, la comunità macrobentonica in siti la cui profondità è di -1.5 m presenta ottime condizioni ecologiche.

14. FATTORI AMBIENTALI

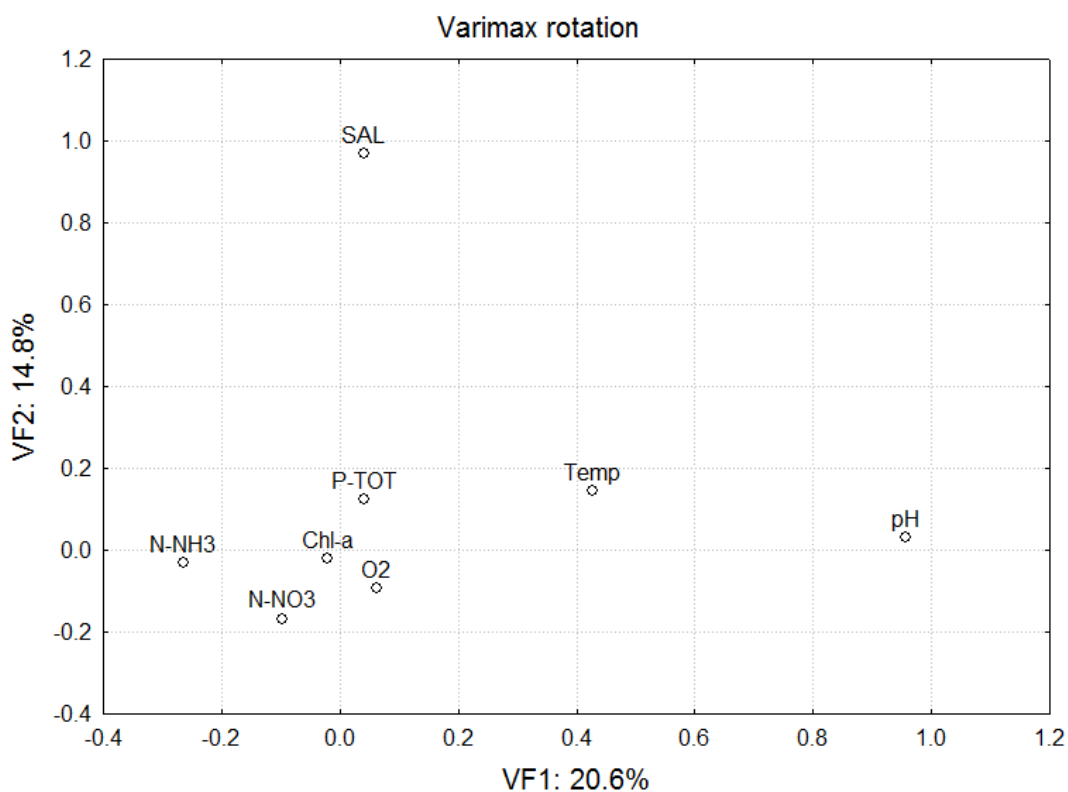
In questo paragrafo vengono considerate le caratteristiche della colonna d'acqua la relazione che può intercorrere tra i parametri mesologici e le caratteristiche della comunità macrobentonica. tale studio tiene in considerazione solo la prima parte del periodo di indagine (1996-2002), ma è comunque indicativa anche del restante periodo, in cui alcuni parametri mesologici hanno raggiunto valori critici per la vitalità del biota delle Valli. Si rammenta, per esempio la salinità, che in alcune estati ha raggiunto valori prossimi a 50 PSU, e lo strato redox praticamente assente (es 2012: C4 sal=48 PSU, redox=0 mm; C6 sal=45 PSU, redox=0 mm). La figura sottostante mostra il plot dell'analisi delle componenti principali della matrice acqua, per i parametri salinità, pH, temperatura, ossigeno disciolto, clorofilla-a, fosforo totale, azoto nitrico e azoto ammoniacale.



PCA fattori ambientali: allocazione stazioni nel piano

Il grafico mostra come non vi sia una distinzione tra le quattro stazioni sulla base dei fattori ambientali: le stazioni segregano in un'unica nuvola al centro degli assi.

Il grafico seguente mostra il peso di ciascun fattore ambientale sui primi due assi principali.



PCA fattori ambientali: allocazione parametri sui primi due assi

La seguente Tab. 13 mostra il loading di ciascun fattore sugli assi principali (varianza cumulativa percentuale pari al 66%).

	PC1	PC2	PC3
Temp	0.903	0.131	-0.048
pH	0.545	0.602	-0.235
O ₂	-0.726	0.223	0.100
NH ₃	-0.654	-0.522	-0.018
NO ₃	-0.620	0.281	-0.321
P-TOT	0.468	-0.449	-0.186
SAL	0.483	-0.505	-0.223
Chl-a	0.252	0.011	0.908
Var%	37.09	15.48	13.50
Cum%	37.09	52.58	66.08

Tab. 13 Loading sui primi 3 assi principali

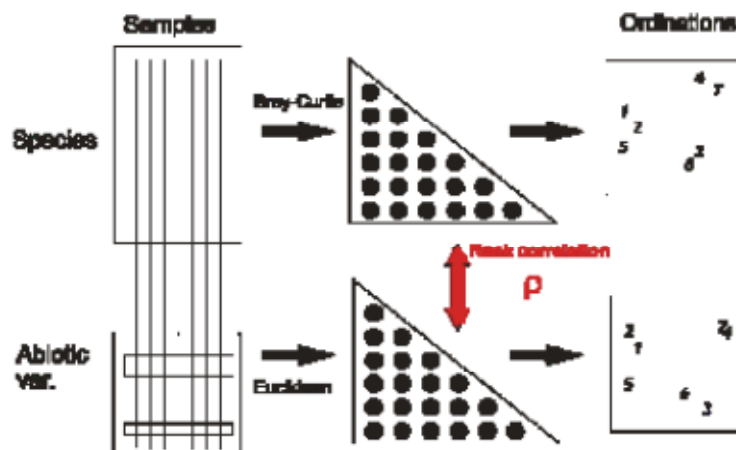
Nelle Valli di Comacchio le forzanti ambientali principali per la colonna d'acqua risultano essere l'**eutrofizzazione** espressa dalla concentrazione dell'ossigeno disciolto e dei composti azotati, e le **variazioni climatiche**, espresse dalla temperatura e dalla salinità.

La seguente Tab. 14 riporta le caratteristiche chimico-fisiche dei sedimenti per il periodo di riferimento. Si noti l'elevato valore della sostanza organica e l'esiguità dello strato ossidato, specialmente alle stazioni C2 e C6. Infine, si noti l'elevato valore della concentrazione dei solfuri presenti nei sedimenti (in grassetto), indicativa di processi anaerobici in atto nei sottostanti strati anossici (vedi §8). Da tali processi anaerobici, oltre ai solfuri sedimentari, potrebbe derivare anche parte dell'azoto ammoniacale registrato nella colonna d'acqua.

Sito	Z	RPDL (mm)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Sostanza organica (%)	Solfuri (g kg ⁻¹)
C2	-0.9	2±1	0	39	61	15.5	0.33
C4	-1.2	4±2	0	42.7	57.3	12.2	0.23
C5	-0.9	8±3	0	47.2	52.8	10.8	0.29
C6	-1.2	2±1	0	37.3	62.7	11.3	0.39

Tab. 14. Caratteristiche sedimentarie

Quindi è stata eseguita un'analisi BIOENV utilizzando la matrice di abbondanza della fauna macrobentonica e la matrice dei valori dei fattori ambientali relativa alla colonna d'acqua e ai sedimenti: i parametri inclusi sono tutti quelli riportati in tab. 13 e 14. Il BIOENV è una procedura multivariata per analizzare il grado di correlazione tra una matrice di dati biologici ed una matrice di dati abiotici, come esemplificato nella sottostante figura.



Principi dell'analisi BIOENV: correlazione di Spearman tra dati biotici ed abiotici

L'analisi (Spearman's $\rho=0.74$) ha mostrato che i parametri ambientali che correlano significativamente con la comunità macrobentonica sono: solfuri, sostanza organica, azoto ammoniacale ed ossigeno disciolto. **Nelle Valli di Comacchio, la profondità di un sito non mostra alcuna correlazione con la struttura della comunità macrobentonica del sito stesso.**

15. CONCLUSIONI

L'ipotesi che questo studio si è proposto di verificare è la seguente: "Esistono, nel SIC-ZPS IT406002 Valli di Comacchio, differenze nella strutturazione delle comunità biologiche riconducibili alla profondità?" A tale scopo è stata valutata la strutturazione della comunità macrobentonica in quattro stazioni (due a minor profondità, C2 e C5, e due a maggior profondità, C4 e C6) nelle Valli di Comacchio, per il periodo 1996-2015. La stazione C2 è ricompresa all'interno del cono di subsidenza previsto dal modello geodinamico relativo alla coltivazione del Pozzo Agosta. C2 e C5 presentano profondità pari a 0.9 m, C4 e C6 pari a 1.2 m. I risultati ottenuti vengono di seguito riassunti.

(i) I sedimenti della quattro stazioni sono fortemente arricchiti in sostanza organica e presentano una profondità dello strato redox minima (spesso inferiore al millimetro). Lo strato immediatamente subsuperficiale dei sedimenti è nerastro con forte odore di solfuro. Si deduce che il metabolismo sedimentario in tutte le quattro stazioni è spesso di tipo anaerobico.

(ii) Nelle Valli di Comacchio le forzanti ambientali principali sono l'eutrofizzazione, in questo studio espressa dalla concentrazione dell'ossigeno disciolto e dei composti azotati, e le variazioni climatiche, in questo studio espresse dalla temperatura e dalla salinità. Le quattro stazioni considerate non mostrano differenze significative per i valori di queste forzanti.

(iii) Complessivamente, nei quasi 20 anni di indagine, sono stati rinvenuti oltre 150 taxa bentonici. Di questi solo alcuni (Policheti) risultano numericamente dominanti. Si evincono differenze spaziotemporali nella composizione tassonomica della comunità macrobentonica, ma le differenze non dipendono dalla profondità, bensì dalla vivificazione ottenibile migliorando l'afflusso di acque marine.

(iv) Dal punto di vista trofico, la comunità è dominata da organismi detritivori e limivori. I filtratori sono quasi sempre molto scarsi, suggerendo un disaccoppiamento tra il comparto bentonico e quello planctonico. Ciò potrebbe favorire l'accumulo di sostanza organica nei sedimenti.

(v) L'analisi dei parametri descrittivi di comunità (numero di specie, ricchezza specifica, evenness e diversità) mostra che le stazioni C2 ($Z=0.9$) e C4 ($Z=1.2$), nel settore settentrionale delle Valli, pur presentando differenti profondità non differiscono significativamente per alcun parametro descrittore della biodiversità. La stazione C5 ($Z=0.9$), nel settore meridionale ed in prossimità del

sifone Reno, si caratterizza per i più elevati valori di tutti i parametri descrittivi di comunità, e risulta significativamente meglio strutturata rispetto a tutte le altre stazioni. La stazione C6 ($Z=1.2$), al contrario, risulta la peggio strutturata a causa dell'elevato grado di confinamento cui è soggetta.

(vi) L'analisi multivariata (ordinamento mediante nMDS e classificazione mediante cluster-analysis sulle matrici di similarità calcolate tramite coefficiente di Bray-Curtis) conferma l'esistenza di differenze spazio-temporali nella struttura delle comunità alle quattro stazioni, ma non delinea alcun pattern netto. E' estremamente complicato distinguere la comunità di un sito a profondità minore (C2, C5) da quella di un sito a profondità maggiore (C4, C6) sulla base della struttura (abbondanza e composizione tassonomica). I siti, indipendentemente dalla profondità, ospitano, in generale, la stessa comunità. In altri termini, nelle Valli di Comacchio la struttura della comunità macrobentonica è prevedibile, indipendentemente dal sito. E' invece presente una certa variabilità spazio-temporale tra differenti siti in quanto soggetti a condizioni microambientali che possono, a volte, differire (es. un certo sito può essere soggetto ad ingresso di acque marine o di acque dolci).

(vii) L'analisi strutturale della comunità macrobentonica per classi di tolleranza al disturbo mostra come in tutte le stazioni, indipendentemente dalla profondità, siano dominanti i gruppi ecologici EGIII, EGIV e EGV, cioè, coerentemente con quanto esposto ai punti (i), (ii), (iii) e (iv), i taxa indicatori di arricchimento organico.

(viii) Lo stato di qualità ecologico, valutato tramite l'indice M-AMBI come richiesto dalla vigente normativa (DL 260/10), risulta complessivamente insoddisfacente nell'83.3% dei casi per la stazione C2 ($Z=0.9$ m), nel 79.5% dei casi per la stazione C4 ($Z=1.2$ m), nel 69.2% dei casi per la stazione C5 ($Z=0.9$ m), e nel 95.5% dei casi per la stazione C6 ($Z=1.2$ m).

(ix) Lo studio dell'effetto dell'escavazione della foce del Canale Gobbino sulla fauna bentonica mostra come il fattore di maggior importanza per la strutturazione macrobentonica valliva attualmente sia la vivificazione. La vivificazione ricambia la colonna d'acqua ossigenando i fondali ne migliora la qualità, e favorisce il reclutamento di specie. Nelle Valli di Comacchio, se viene garantita la vivificazione marina, la comunità macrobentonica in siti la cui profondità è di -1.5 m presenta ottime condizioni ecologiche.

(x) Infine, l'analisi di correlazione tra i dati biotici ed abiotici ha mostrato che i parametri ambientali che correlano significativamente con la comunità macrobentonica sono le variazioni nella

concentrazione di solfuri, sostanza organica, azoto ammoniacale ed ossigeno disciolto. La variazione di profondità (parametro incluso nella matrice abiotica) non mostra alcuna correlazione con la struttura e composizione della comunità macrobentonica.

In conclusione, non si riscontra alcuna differenza strutturale nel comparto bentonico riconducibile alla profondità.

Un incremento di profondità dovuto a subsidenza (nei termini previsti dal modello) alla stazione C2 non produrrebbe alcun cambiamento nella struttura del benthos vallivo né alcuna perdita di habitat.

La struttura e composizione della fauna macrobentonica valliva dipende dall'eutrofizzazione e dalla gestione idraulica delle Valli. Essendo, nei bacini considerati, scomparse le praterie di fanerogame sommerse (alcuni residui sono presenti in altri bacini minori, vedi Appendice II), l'habitat bentonico vallivo risulta estremamente omogeneo e banalizzato.

Le stazioni a minor profondità (-0.9 m) hanno la medesima fauna con le medesime caratteristiche delle stazioni a maggior profondità (-1.2 m). Di conseguenza è possibile affermare che, per la fauna bentonica, le caratteristiche ambientali in tale range di profondità sono le medesime: la struttura della comunità bentonica nelle stazioni a maggior profondità porta ad escludere che a -1.2 m gli eventi di disturbo strutturanti la macrofauna (es. anossie) avvengano con maggior frequenza rispetto alle stazioni a minor profondità.

Il risultato del confronto tra la composizione e struttura di comunità macrobentonica tra i quattro siti nelle Valli di Comacchio consente di ipotizzare che variazioni negli assetti geologici dell'area valliva NW (subsidenza del fondale di alcuni cm) non avranno alcuna influenza sulla componente bentonica dell'ecosistema, di riflesso sulla rete trofica valliva che verte sulla fauna bentonica e, in ultima analisi, sulla biologia ed ecologia dell'habitat 1150-Lagune costiere del SIC-ZPS IT406002 "Valli di Comacchio".

16. BIBLIOGRAFIA

- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar Poll Bull* 40, 1100-1114.
- EC, 2000. European Commission Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework of Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327/1-72, Brussels.
- Grall J., Glémarec M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbation in the Bay of Brest. *Estuar Coast Shelf Sci* 44, 43-53.
- Gray J. S., 1979. Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 286, 545-561.
- Mistri, M., 2002. Persistence of benthic communities: a case study from the Valli di Comacchio, a Northern Adriatic lagoonal ecosystem (Italy). *ICES J Mar Sci* 59, 314-322.
- Mistri, M., Fano, E.A., Rossi, G., Caselli, K., Rossi, R., 2000. Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, Northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuar Coast Shelf Sci* 51, 599-611.
- Munari C., Mistri M., 2014. Traditional management of lagoons for fishery can be inconsistent with restoration purposes. *Chemistry and Ecology* 30, 653-665.
- Munari C., Mistri M., 2012. Ecological status assessment and response of benthic communities to environmental variability: The Valli di Comacchio as a study case. *Mar Env Res* 81, 53-61.
- Munari C., Mistri M., 2008. Biodiversity of soft-sediment benthic communities from Italian transitional waters. *Journal of Biogeography* 35, 1622-1637.
- Munari C., Rossi R., Mistri M., 2005. Temporal trends in macrobenthic community structure and redundancy in a shallow coastal lagoon (Valli di Comacchio, northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* 550, 95-104.
- Muxika, I., Borja, A., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar Poll Bull* 55, 16-29.
- Pearson T.H., Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanog Mar Biol Ann Rev* 16: 229-311.

17. APPENDICE I: FAUNA MACROBENTONICA

<i>Aiptasia</i> sp.	<i>Serpula concharum</i>
<i>Actinia</i> sp.	<i>Serpula vermicularis</i>
<i>Cereus pedunculatus</i>	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>
<i>Aureliana heterocera</i>	<i>Apomatus similis</i>
<i>Calliactis parasitica</i>	<i>Pomatoceros triqueter</i>
<i>Polycladida</i>	<i>Filograna implexa</i>
<i>Tetrastemma coronatum</i>	<i>Amphiglena mediterranea</i>
<i>Lineus viridis</i>	<i>Terebella lapidaria</i>
<i>Poseidonemertes</i> sp.	<i>Amphitritides gracilis</i>
<i>Amphiporus bioculatus</i>	<i>Polycirrus</i> sp.
<i>Amphiporus lactifloreus</i>	<i>Nematonereis unicornis</i>
<i>Valencinia longirostris</i>	<i>Eunice</i> sp.
<i>Cerebratulus</i> sp.	<i>Eunice vittata</i>
<i>Nipponemertes pulcher</i>	<i>Lysidice ninetta</i>
<i>Nemertea</i> sp.	<i>Eumida sanguinea</i>
<i>Micrura scotica</i>	<i>Syllidae</i> sp.
<i>Caudofoveata</i> sp	<i>Syllis gracilis</i>
<i>Ecrobia ventrosa</i>	<i>Syllis prolifera</i>
<i>Cyclope neritea</i>	<i>Syllis amica</i>
<i>Retusa truncatula</i>	<i>Syllis columbretensis</i>
<i>Haminoea navicula</i>	<i>Eusyllis</i> sp.
<i>Chrysallida monterosatii</i>	<i>Syllides convolutus</i>
<i>Gibbula</i> sp.	<i>Syllides edentatus</i>
<i>Abra alba</i>	<i>Syllides edentulus</i>
<i>Abra segmentum</i>	<i>Grubeosyllis clavata</i>
<i>Scrobicularia plana</i>	<i>Salvatoria tenuicirrata</i>
<i>Cerastoderma glaucum</i>	<i>Salvatoria vieitezi</i>
<i>Tellina</i> sp.	<i>Salvatoria neapolitana</i>
<i>Musculista senhousia</i>	<i>Sphaerosyllis hystrix</i>
<i>Loripes lacteus</i>	<i>Sphaerosyllis thomasi</i>
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	<i>Sphaerosyllis pirifera</i>
<i>Polydora ciliata</i>	<i>Eurysyllis tuberculata</i>
<i>Spio decoratus</i>	<i>Exogone naidina</i>
<i>Polydora</i> sp.	<i>Exogone</i> sp.
<i>Spio filicornis</i>	<i>Myrianida</i> sp.1
<i>Spio multioculata</i>	<i>Myrianida</i> sp.2
<i>Prionospio cirrifera</i>	<i>Odontosyllis ctenostoma</i>
<i>Prionospio fallax</i>	<i>Opisthosyllis</i> sp.
<i>Streblospio shrubsolii</i>	<i>Streptosyllis</i> sp.
<i>Cirratulidae</i> sp.	<i>Trypanosyllis zebra</i>
<i>Cirratulus cirratus</i>	<i>Tubificidae</i>
<i>Cirriformia tentaculata</i>	<i>Ctenodrilus serratus</i>
<i>Monticellina dorsobranchialis</i>	<i>Sipunculus nudus</i>
<i>Caulleriella bioculata</i>	<i>Dexamine spinosa</i>

<i>Capitella capitata</i>	<i>Melita palmata</i>
<i>Capitellidae sp2</i>	<i>Ampelisca diadema</i>
<i>Capitomastus minimus</i>	<i>Ampelisca sarsi</i>
<i>Heteromastus filiformis</i>	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>
<i>Mediomastus capensis</i>	<i>Microdeutopus algicola</i>
<i>Peresiella clymenoides</i>	<i>Corophium insidiosum</i>
<i>Axiothella constricta</i>	<i>Corophium orientale</i>
<i>Micromaldanae ornitocheta</i>	<i>Gammarus aequicauda</i>
<i>Armandia cirrhosa</i>	<i>Gammarus insensibilis</i>
<i>Cossura soyeri</i>	<i>Gammarus sp.</i>
<i>Levinsenia gracilis</i>	<i>Perioculodes longimanus</i>
<i>Paradoneis ilvana</i>	<i>Sphaeroma serratum</i>
<i>Protoaricia oerstedii</i>	<i>Cymothoidae</i>
<i>Myriochele oculata</i>	<i>Idotea baltica</i>
<i>Magelona sp.</i>	<i>Jaera hopeana</i>
<i>Phyllodoce lineata</i>	<i>Tanaidacea sp</i>
<i>Phyllodoce sp.</i>	<i>Heterotanais oerstedii</i>
<i>Phyllodoce pusilla</i>	<i>Leptochelia savignyi</i>
<i>Phyllodoce mucosa</i>	<i>Bodotria sp.</i>
<i>Phyllodoce macroftalma</i>	<i>Cumella limicola</i>
<i>Phyllodoce madeirensis</i>	<i>Palaemon adspersus</i>
<i>Phyllodoce albo-vittata</i>	<i>Palaemon elegans</i>
<i>Phyllodoce laminosa</i>	<i>Crangon crangon</i>
<i>Eulalia sp.</i>	<i>Carcinus aestuarii</i>
<i>Podarkeopsis capensis</i>	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>
<i>Oxydromus pallidus</i>	<i>Dyspanopeus sayi</i>
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	<i>Brachynotus gemmellari</i>
<i>Ancystrosyllis groenlandica</i>	<i>Amphiura chiajei</i>
<i>Nereididae</i>	<i>Asciadiacea</i>
<i>Leptonereis glauca</i>	<i>Chironomus salinarius</i>
<i>Platynereis dumerilii</i>	<i>Balanidae sp.</i>
<i>Perinereis cultrifera</i>	<i>Mesopodopsis slabberi</i>
<i>Hediste diversicolor</i>	<i>Gastrosaccus sanctus</i>
<i>Neanthes succinea</i>	<i>Maxmuelleria gigas</i>
<i>Hydroides dianthus</i>	

18. APPENDICE II: ALTRI TAXA DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO

Salicornia veneta

Le Valli di Comacchio, come visto precedentemente, ospitano alcune specie vegetali di interesse comunitario e/o conservazionistico. Lo stato di conservazione della maggior parte di tali specie, vivendo esse principalmente sugli argini vallivi, non dovrebbe essere interessato da fenomeni di subsidenza di alcuni cm. Al contrario, *Salicornia veneta* è un importante endemismo che colonizza annualmente vaste aree vallive. I popolamenti quasi monospecifici (*Salicornietum venetae*) si sviluppano nei punti più bassi dei bacini, quasi sempre coperti da un velo d'acqua e asciutti solo dall'estate all'autunno, quando le piante concludono il loro ciclo vitale liberando stock di semi nel terreno. Lo stato di conservazione della specie *Salicornia veneta* è strettamente dipendente dalle variazioni di livello idrico e geomorfologico nelle zone ove essa è presente. Fenomeni di eccessiva subsidenza causerebbero la regressione del salicornieto. Nel complesso territoriale delle Valli di Comacchio, la presenza di *Salicornia veneta* viene riportata nei bacini della Salina (Pellizzari et al., 2007). Nel conoide di subsidenza, nell'area NW delle Valli, non è presente *Salicornia veneta* ma sono presenti popolamenti di *Sarcocornia fruticosa* in posizione riparia, come mostrato nelle sottostanti immagini.



Sarcocornietea fruticosae nell'area NW delle Valli di Comacchio

Ruppia cirrhosa

Ruppia cirrhosa è una fanerogama di grande importanza per l'ecosistema lagunare e per i servizi ecosistemici ad essa associati. Nelle Valli di Comacchio, le praterie di questa specie sono enormemente regredite negli ultimi decenni a causa del peggioramento della qualità delle acque lagunari: l'aumentata torbidità dovuta alle persistenti fioriture fitoplanctoniche deprime il processo fotosintetico della pianta e la fa scomparire praticamente da tutti i bacini vallivi nei quali, negli anni '70, veniva censita. Attualmente, *Ruppia cirrhosa* permane soltanto in alcune aree circoscritte del SIC-ZPS IT406002 "Valli di Comacchio", nell'habitat 1150-Lagune costiere. L'abbassamento del fondale per subsidenza potrebbe ulteriormente sfavorire la specie "allontanandola" dalla luce filtrante nei primi cm di colonna d'acqua. La presenza di *Ruppia cirrhosa* è limitata ad alcune zone circoscritte di Valle Campo (area orientale del complesso vallivo) e presso il margine meridionale delle Valli (vedi figura seguente). La fanerogama non è presente nell'area NW delle Valli di Comacchio, quella interessata alla subsidenza eventualmente causata dal Pozzo Agosta.



Ruppia cirrhosa nell'area meridionale delle Valli

Bibliografia citata

Pellizzari M., C. Barbieri, G. Caramori, G.A. Pagnoni, F. Piccoli, 2007. La vegetazione della Salina di Comacchio (Ferrara, Parco del Delta del Po): ripristino ecologico e conservazione degli habitat. *Fitosociologia* 44: 77-82.