

## 1. INTRODUZIONE

Fin dai tempi antichi l'uomo ha abitato le zone costiere e sfruttato il mare sia a scopo alimentare con pesca e acquacoltura, sia come via di comunicazione, con le prime testimonianze di imbarcazioni che risalgono a circa 4000 anni fa. Come conseguenza di queste attività la pressione antropica sulle zone costiere è andata via via aumentando e questo ha portato un incremento dell'inquinamento e dell'impatto sugli ecosistemi marini, soprattutto con la nascita dell'industria. Nei dintorni delle foci dei fiumi questo impatto è maggiore a causa delle sostanze inquinanti trasportate dai fiumi stessi. La modificazione dell'ecosistema dovuta a queste sostanze porta ad un conseguente cambiamento nella struttura e nel funzionamento delle comunità bentoniche (Aflì et al., 2008).

L'ecologia può essere definita come uno studio delle relazioni esistenti tra gli organismi e il loro ambiente (Patricio et al., 2006). Il concetto di "Biodiversità" gioca un ruolo chiave in questo campo. Esso assume diversi significati in base alla disciplina in cui viene trattato, passando dall'essere considerato come "l'insieme delle specie" in un approccio tassonomico, all' "unità funzionale" per gli ecologi modellisti (Boero & Bonsdorff, 2007). L'importanza della biodiversità diviene accettata in tutto il mondo dopo la pubblicazione di un lavoro di May nel 1988, nel quale pone la seguente domanda: "Quante sono le specie sulla Terra?" (May, 1988). E a questa domanda ancora non esiste risposta precisa e certa. La biodiversità si lega strettamente al concetto di ecosistema. Le specie sopravvivono e si riproducono se l'ecosistema dove vivono funziona, ma è anche vero che l'ecosistema funziona perché le specie proliferano. Quindi sono due entità inseparabili, anzi, sarebbe corretto dire che le specie sono parte integrante e fondamentale di un ecosistema (Boero & Bonsdorff, 2007). Ci sono tre cicli di base che concorrono al funzionamento di un ecosistema: cicli biogeochimici (extraspecifici), cicli vitali (intraspecifici) e reti trofiche (cicli interspecifici).

Quello che spesso sta alla base degli studi ecologici è il cambiamento che avviene in un ecosistema, con analisi di dati storici per valutare le differenze col passato. Il cambiamento è il principale fattore dell'evoluzione. Se ci sono variazioni nella componente abiotica avremmo di conseguenza cambiamenti nella composizione in specie della comunità che vive in un certo habitat, e dall'altro lato, variazioni della composizione di una comunità portano ad una modifica dei parametri ambientali (Boero & Bonsdorff, 2007). La paleontologia e serie di dati ecologici del passato mostrano chiaramente che ecosistemi stabili non esistono (Jackson &

Johnson, 2001). Comunemente succede che specie rare diventino abbondanti e che specie che predominano arrivino ad estinguersi a livello locale. Il cambiamento è un fattore naturale in tutti gli ecosistemi, ma se il processo è troppo veloce diventa allarmante, e quindi può essere considerato innaturale (Boero & Bonsdorff, 2007). Per questo nascono e si sviluppano nuovi metodi di studio, per capire se i cambiamenti ambientali che avvengono sotto i nostri occhi sono da imputare alla naturale evoluzione di un ecosistema o se invece c'è il peso dell'impatto antropico. Nel secondo caso si studiano rimedi per evitare di danneggiare completamente un'area naturale.

Sono stati sviluppati diversi metodi per la valutazione dell'impatto dovuto all'aumento dell'inquinamento e sono nati diversi indici basati su vari criteri sia biotici che abiotici (Dauvin, 2007), soprattutto negli anni recenti con lo sviluppo di nuove legislazioni un po' in tutto il pianeta (Oceans Act negli USA, Australia e Canada; Water Framework Directive e marine Strategy in Europa; National Water Act in Sud Africa, ecc.) (Borja et al, 2008a). Il concetto di questi indici è proprio quello di "sommare", "riassumere", il grande complesso di informazioni biologiche che vengono dai monitoraggi, e di renderli facili da comunicare alla comunità scientifica (Borja et al., 2009a). Dagli inizi del 2000 oltre alla comunità bentonica, si sono aggiunti altri parametri per la valutazione dello stato ecologico, come la comunità ittica, il fitoplancton e lo zooplancton (Borja et al., 2009a).

A oggi non esiste un indice universale che possa tenere conto di tutti questi fattori, anche perché soprattutto gli ambienti di transizione sono molto peculiari e hanno caratteristiche ambientali proprie anche se si trovano relativamente vicini. Per la valutazione dello stato ecologico si è fatto riferimento anche alla paleoecologia, valutando le fluttuazioni dell'azoto totale (Andersen et al., 2004). In ecologia marina vengono usate anche delle semplici variabili per la valutazione della qualità ambientale, come il numero di specie (S) e il numero di individui (N) (Aflì et al, 2008), e anche indici univariati come l'indice di Shannon-Wiener (H') (Shannon and Weaver, 1963) e l'evennes J' di Pielou (Pielou, 1966). Altri indici meno usati sono l'indice di Brillouin (HB) (Brillouin, 1956), l'indice D di McIntosh (McIntosh, 1967), la tecnica di rarefazione di Sanders (Sanders, 1968) e l'indice di Berger-Parker d (Berger and Parker, 1970).

Un modello generalizzato basato sulla sensibilità delle specie macrobentoniche è proposto da Glémarec e Hily (1981) per la valutazione dello stato di degrado delle aree marine costiere. Alcune stazioni vengono classificate in base al loro grado di arricchimento organico e al loro

potenziale di ossido-riduzione nel sedimento. Le specie che presentavano simile abbondanza nel gradiente erano raggruppate insieme, e alla fine si sono ottenuti 5 gruppi ecologici (EG). Sulla base di questi gruppi ecologici sono stati ideati poi diversi indici per la valutazione della qualità dello stato ambientale, soprattutto nell'ambito della direttiva europea 2000/60/CE per la politica delle acque (Water Framework Directive), che prevede un monitoraggio delle acque interne e costiere di tutti gli stati membri dell'Unione. Per gli ambienti di transizione e costieri la comunità macrobentonica è sicuramente il parametro più utilizzato per la valutazione ambientale (Borja et al., 2004a). L'obiettivo è che gli stati in questione abbiano ecosistemi acquatici in buono stato entro il 2015, prevenendo ulteriori degrading, promuovendo l'uso sostenibile dell'acqua e sostenendo la protezione ambientale (Borja, 2005). Gli strumenti utilizzati per poter valutare lo stato ecologico degli ecosistemi acquatici sono proprio questi indici ambientali, sviluppati perlopiù lungo le coste europee sia mediterranee che atlantiche, ma testati anche in zone extraeuropee (Bigot et al., 2008). Indici come AMBI (AZTI Marine Biotic Index) (Borja et al., 2000), BENTIX (Simboura and Zenetos, 2002), M-AMBI (Muxica et al., 2007) permettono di classificare i siti considerati in 5 stati ecologici, da "Bad" a "High", in base al grado di inquinamento, come indicato dalla WFD. Grall e Glemarec (2003) sviluppano l'indice I2EC (Coastal Endofaunal Evaluation Index), che oltre ai 5 stati ecologici da "Bad" a "High", presenta anche tre situazioni di transizione (o Ecotoni). Il BQI è proposto da Rosenberg et al. (2004) e si basa sulla combinazione del livello di tolleranza all'inquinamento, dell'abbondanza e della diversità delle specie presenti. AMBI rimane comunque l'indice più usato, ed è stato testato anche a La Reunion insieme a M-AMBI (Bigot et al., 2008), in America del Sud (Muniz et al., 2005), a Hong Kong (Cai et al., 2003).

Gomez-Gesteira e Dauvin (2000) propongono l'uso di alcuni gruppi tassonomici per la valutazione dello stato ecologico degli ecosistemi marini. Il loro indice BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods Index) si basa sul rapporto tra policheti opportunisti e anfipodi, L'ispirazione per questo indice viene dalle osservazioni sull'inquinamento da idrocarburi e le conseguenze sulla comunità macrobentonica, con immediato decremento degli anfipodi appena dopo l'evento di disturbo. Tra i policheti le specie sensibili scompaiono subito, mentre quelle opportuniste tendono a proliferare. Dauvin e Ruellet (2007) modificano BOPA per poterlo adattare alla WFD che prevede i 5 stati ecologici (ECoQ). BITS è un altro indice sviluppato nell'ambito della WFD (Mistri e Munari, 2008) che come BOPA si basa sul concetto di "sufficienza tassonomica". Questo concetto viene definito da Ellis in una

pubblicazione del 1985. Egli afferma che in ogni progetto, gli organismi possono venire identificati a un livello (specie, genere, famiglia, ecc.) che equilibri la necessità di dare informazioni biologiche (come ad esempio la diversità) con l'accuratezza nell'identificazione. Si tende sempre ad identificare gli organismi al più basso livello tassonomico possibile, solitamente la specie, ma si è visto che l'uso di livelli tassonomici più alti non compromette i risultati ottenuti e sicuramente riduce tempi e costi dei lavori di monitoraggio. Inoltre è anche ridotto il rischio di errori nell'identificazione (Dauvin et al., 2003), in quanto spesso risulta complicato identificare correttamente a livello di specie, data anche l'estrema somiglianza di diverse specie appartenenti allo stesso genere o famiglia. Viene in questo modo anche ridotto l'effetto della singola specie dominante, e la risposta della comunità all'inquinamento può essere più facilmente investigata. Lo svantaggio può essere quello dell'esclusione di specie rare dagli studi di monitoraggio e si rischia di considerare bassi livelli di biodiversità (Ferraro e Cole, 1990; Dauvin et al., 2003).

L'indice ITI (Infaunal Trophic Index) (Word 1978) si basa invece sui gruppi trofici per valutare lo stato di salute dell'ambiente, in base a quale predomina si ha un relativo stato ecologico, con 4 classi di inquinamento. Altri indici sviluppati a livello regionale sono il B-IBI (Benthic Index of Biotic Integrity) sviluppato negli USA (Weisberg et al., 1997), l'ISI (Indicators Species Index) sviluppato in Norvegia da Rigg (Salas et al., 2006a) e il FINE (Fuzzy INdex of Ecosystem integrity) ideato in Italia (Mistri et al., 2007), che però non è conforme alla WFD in quanto in un solo modello considera alghe, piante e bentos, mentre la WFD prevede che siano analizzati separatamente (Munari e Mistri, 2007).

Boero e Bonsdorff (2007) ideano l'HBI (Historical Biodiversity Index), che è il rapporto tra la biodiversità realizzata (le specie trovate in una sessione di campionamento in una data area) e la biodiversità potenziale (le specie che potrebbero esserci in un certo habitat in base a delle previsioni). Nel 2008 viene ideato l'ISD index (Simboura e Reizopoulou, 2008), un nuovo metodo sviluppato per gli ambienti di transizione, basato sulla misura della biomassa.

La maggior parte di questi indici si basa sul paradigma di Pearson & Rosenberg (1978), che dice che le comunità bentoniche rispondono al miglioramento della qualità ambientale con tre steps: aumento dell'abbondanza, incremento della diversità, e passaggio da specie tolleranti all'inquinamento a specie sensibili all'inquinamento (Borja et al., 2000; Pranovi et al., 2007).

Per completare uno studio sull'ecosistema è fondamentale anche analizzare il comparto sedimentario. La granulometria del sedimento e la distribuzione dei sedimenti fini ci danno importanti indicazioni sull'idrodinamismo e la morfologia del bacino idrico (Magni et al., 2008). Inoltre il fondale è la zona di accumulo di inquinanti, sia sostanza organica che altri inquinanti come metalli pesanti. E questo è cruciale, in quanto la componente principale dei nostri studi è proprio la comunità macrobentonica, che vive cioè a stretto contatto col fondo. La granulometria e il conseguente accumulo di inquinanti, influisce pesantemente sulla distribuzione e composizione della comunità macrobentonica (Magni et al., 2008).

Molte riviste scientifiche si sono occupate di questo tema, pubblicando diversi articoli sulle sperimentazioni degli indici nati per l'implementazione della WFD. *Marine Pollution Bulletin* dedica un intero numero sul dibattito nato intorno a questi indici (Devlin et al., 2007). Diversi lavori di Borja, Dauvin, Simboura, Rosenberg, ecc., trattano la nascita e gli sviluppi degli indici atti a determinare lo stato ecologico di corpi idrici in tutto il Mediterraneo, lungo le coste atlantiche europee e anche in stati extraeuropei (Bakalem et al., 2008). Anche su *Ecological Indicator* vengono pubblicati numerosi articoli su questi temi, in particolare un'intera sessione (Borja and Dauer, 2008) sull'ASLO Meeting "Global Challenges Facing Oceanography and Limnology", svoltosi nel giugno 2006 a Victoria (Canada). Questi lavori trattano appunto l'uso degli indici per valutare lo stato ecologico degli ambienti marini costieri e di transizione, utilizzando la comunità macrobentonica di fondi mobili (Bakalem et al., 2008; Borja et al., 2008b; Blanchet et al., 2008; Dauer et al., 2008; Puente et al., 2008; Teixeira et al., 2008; Weisberg et al., 2008). Al fine di implementare la WFD, sono state aggiunte altre direttive in seguito, come la "Common Implementation strategy" (CIS), aggiunta nel maggio 2001 e numerosi gruppi di lavoro per poter applicare le nuove direttive (Borja et al., 2004a).

Oltre alle valutazioni dal punto di vista ecologico, ultimamente sono nate nuove correnti per la valutazione economica di un ecosistema e della sua biodiversità (Beaumont et al., 2008). Numerosi studi sono stati effettuati per valutare quanto ci costa inquinare. Spesso, il fatto di parlare in termini di moneta aiuta a far capire anche ai non addetti ai lavori quanto sia importante mantenere la biodiversità. Il valore anche economico di una foresta pluviale ad esempio sarà molto elevato, in quanto è elevata la diversità genetica, e quindi anche una fonte di nuove sostanze per le case farmaceutiche (Beaumont et al., 2008).

Questo progetto è stato sviluppato nell'ambito di questa direttiva, negli anni 2007-2008 - 2009. La finalità è stata quella di valutare lo stato ecologico applicando i diversi indici sviluppati per monitorare gli ambienti di transizione e verificarne l'attendibilità nelle lagune del Delta del Po veneto, una delle zone umide più importanti non solo in Italia, ma nell'intero bacino del Mediterraneo. Sono stati applicati 5 indici previsti dalla WFD che sono stati sviluppati lungo le coste europee atlantiche e mediterranee: AMBI, ideato da Borja et al., (2000) per le coste basche, M-AMBI, (Muxica et al., 2007), BENTIX, sviluppato da Simboura e Zenetos (2002) lungo le coste greche, BOPA, applicato per la prima volta nel Canale della Manica da Dauvin e Ruellet nel 2007, BITS, ideato da Mistri e Munari (2008) e applicato per sei lagune della costa Adriatica italiana (Venezia, Scardovari, Goro, Gorino, Comacchio, Lesina). Inoltre è stata analizzata la comunità utilizzando gli indici strutturali classici (o descrittori di comunità) e diverse analisi statistiche.

La maggior parte di questi indici si basa su dati numerici dove gli individui vengono identificati a livello di specie, mentre in alcuni casi si introduce il concetto di "sufficienza tassonomica". Sicuramente l'identificazione a livello di specie porta alcune informazioni in più, in primis il numero di specie presenti e quindi una valutazione della biodiversità, ma in alcuni casi arrivare alla specie diventa difficoltoso. Innanzitutto gli animali devono essere in un eccellente stato di conservazione, occorrono materiali per l'identificazione corretta spesso difficili da trovare, i tempi sono molto lunghi e in alcuni casi specie diverse hanno fenotipo identico e per l'identificazione occorrerebbe un'analisi genetica. Per ovviare a questo è stata introdotto il concetto di "sufficienza tassonomica", dove gli individui sono identificati a livello di famiglia, in modo da ridurre la probabilità di errore e accorciare i tempi per l'identificazione con conseguente risparmio economico. Gli indici che si basano sulla sufficienza tassonomica in questo lavoro sono BOPA e BITS.

## 2. LA WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (WFD)

La Water Framework Directive, Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque (Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee, 22-12-2000), ed è considerata la più importante legislazione degli ultimi 20 anni (Andersen et al., 2004). Questa Direttiva stabilisce innanzi tutto che l'acqua non è un prodotto commerciale al pari di altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale.

Il percorso per arrivare alla direttiva 2000/60/CE si snoda attraverso diverse proposte, seminari, comunicazioni da parte del Consiglio, che sfoceranno poi nella compilazione della WFD. Di seguito sono riportati i passi fondamentali di questo percorso, riportati dalla Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee del 22-12-2000:

- 1988: nel seminario ministeriale sulla politica comunitaria in materia di acque tenutosi a Francoforte, viene messa in luce la necessità che la legislazione comunitaria disciplinasse la qualità ecologica delle acque. Nella risoluzione del 28 giugno 1988 (GU C del 09-08-1988) il Consiglio ha invitato la Commissione a presentare proposte per migliorare la qualità ecologica delle acque superficiali all'interno della Comunità.
- 1991: si tiene a L'Aia il seminario ministeriale sulle acque sotterranee, dove si riconosce la necessità di intervenire per evitare il deterioramento delle acque dolci sia qualitativamente che quantitativamente, e dove si richiede l'attuazione di un programma di interventi che entro il 2000 garantisca la gestione e la protezione sostenibili delle fonti di acqua dolce. Nelle risoluzioni del 25 febbraio 1992 (GU C 59 del 6-3-1992) e del 20 febbraio 1995 (GU C 49 del 28 febbraio 1995) il consiglio ha auspicato l'elaborazione di un programma d'azione per le acque sotterranee e la revisione di una direttiva del 1979 sulla protezione delle acque sotterranee contro l'inquinamento da alcune sostanze pericolose nell'ambito di una politica globale per la protezione delle acque dolci.
- 1995, 29 maggio: comunicazione della Commissione sull'uso razionale e la conservazione delle zone umide nella quale si riconosce l'importante funzione svolta da esse nella protezione delle risorse idriche.

- 1995, 10 novembre: l’Agenzia Europea per l’Ambiente presenta una relazione aggiornata sullo stato dell’ambiente, nella quale si sottolinea la necessità di protezione per le acque comunitarie, sia per la qualità che per la quantità.
- 1996: diverse istituzioni invitano la Commissione in diverse date, a presentare una proposta di Direttiva che istituisca un quadro per la politica comunitaria in materia di acque.

Questa direttiva sviluppa il concetto dell’EcoQ (Ecological Quality Status), per la valutazione dello stato ambientale dei bacini idrici.

Vengono riportati in sintesi i punti principali della Direttiva 2000/60/CE:

- Come stabilisce l’articolo 174 del trattato, la politica ambientale della Comunità deve contribuire a perseguire gli obiettivi della salvaguardia , tutela e miglioramento della qualità ambientale, dell’utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali, puntando su precauzione e prevenzione, e sulla correzione dei alla fonte dei danni all’ambiente, col principio di “chi inquina paga”.
- La politica in materia ambientale deve tener conto di diversi fattori, tra cui i dati tecnici e scientifici disponibili, delle condizioni ambientali regionali, dello sviluppo socioeconomico e dei costi degli interventi.
- Una corretta politica delle acque deve tenere presente la fragilità degli ecosistemi acquatici vicini alla costa o alle foci dei fiumi, o in golfi o mari relativamente chiusi, in quanto il loro equilibrio in quanto il loro equilibrio è molto influenzato dalla qualità delle acque interne che ricevono. La tutela dello stato delle acque in un bacino idrografico porta vantaggi economici contribuendo alla protezione delle popolazioni ittiche, anche costiere.
- La Comunità e gli Stati membri sono parti di vari accordi internazionali che prevedono obblighi rilevanti in materia di protezione delle acque marine dall’inquinamento:
  - 1976, 16 febbraio, Barcellona. Convenzione sulla salvaguardia del Mar Mediterraneo dall’inquinamento.
  - 1980, 17 maggio, Atene. Protocollo relativo alla protezione del Mar Mediterraneo dall’inquinamento di origine tellurica.
  - 1992, 9 aprile, Helsinki. Firma della convenzione sulla protezione dell’ambiente marino nella zona del Mar Baltico;



- 1992, 22 settembre, Parigi. Firma della convenzione sulla protezione dell'ambiente marino nell'Atlantico nordorientale.
- La presente Direttiva deve contribuire alla graduale riduzione delle emissioni di sostanze pericolose nelle acque.
- È opportuno stabilire definizioni comuni di stato delle acque, e fissare obiettivi ambientali per raggiungere un buono stato delle acque superficiali e sotterranee di tutta la Comunità e impedirne il deterioramento. Si dovrebbero eliminare tutte le sostanze inquinanti e arrivare a valori vicini a quello del fondo naturale per le concentrazioni in ambiente marino.

Nell'articolo 2 della direttiva vengono date diverse definizioni:

- “Acque di transizione”: corpi idrici superficiali in prossimità della foce di un fiume, che sono parzialmente di natura salina a causa della loro vicinanza alle acque costiere, ma sostanzialmente influenzati da flussi di acqua dolce.
- “Acque costiere”: le acque superficiali situate all'interno rispetto a una retta immaginaria distante , in ogni suo punto, un miglio nautico sul lato esterno dal punto più vicino della linea di base che serve da riferimento per definire il limite delle acque territoriali e che si estendono eventualmente fino al limite esterno delle acque di transizione.
- “Stato ecologico”: espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali.
- “Inquinamento”: introduzione diretta o indiretta, a seguito di attività umana, di sostanze o di calore nell'aria, nell'acqua o nel terreno, che possono nuocere alla salute umana o alla qualità degli ecosistemi acquatici o degli ecosistemi terrestri che dipendono direttamente da ecosistemi acquatici, , perturbando, deturpando o deteriorando i valori ricreativi o altri legittimi usi dell'ambiente.
- “Standard di qualità ambientale”: concentrazione di un particolare inquinante o gruppo di inquinanti nelle acque, nei sedimenti e nel biota che non deve essere superata per tutelare la salute umana e l'ambiente.

Nell'articolo 4 è specificato che gli Stati membri devono provvedere a raggiungere un buono stato delle acque superficiali entro 15 anni dall'entrata in vigore della presente Direttiva, salvo eventuali proroghe.

L'articolo 8 regola il monitoraggio delle acque superficiali, dello stato delle acque sotterranee e delle aree protette. Ogni stato deve provvedere a elaborare programmi di monitoraggio delle acque in modo da avere una visione globale dello stato ecologico dei vari bacini.

La direttiva comprende anche 11 allegati:

- *Allegato I*: riporta le informazioni richieste per la per la compilazione dell'elenco delle autorità competenti.
- *Allegato II*: è suddiviso in acque superficiali e acque sotterranee e per entrambi fornisce una serie di parametri per la caratterizzazione delle varie tipologie di corpo idrico e l'ecoregione a cui appartiene (mappa allegato XI). Ci sono due principali sistemi per questa classificazione, il sistema A, basato essenzialmente Ecoregione di appartenenza del corpo idrico, salinità e profondità, mentre il sistema B include latitudine, longitudine, range di marea e salinità come fattori obbligatori.
- *Allegato III*: riguarda l'analisi economica. Riporta informazioni necessarie per stimare i costi dei servizi idrici.
- *Allegato IV*: definisce le tipologie di aree protette dal punto di vista della WFD.
- *Allegato V*: riporta, per ogni corpo idrico (fiume, lago, acque di transizione, ecc.), quali sono gli elementi qualitativi per la valutazione dello stato ecologico.

Per quel che riguarda le acque di transizione, che sono quelle che più interessano il presente progetto, gli elementi biologici sono:

- Composizione, abbondanza e biomassa del plancton;
- Composizione e abbondanza dell'altra flora acquatica;
- Composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici;
- Composizione e abbondanza della fauna ittica.

Mentre gli elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici sono:

- Condizioni morfologiche (variazione della profondità, massa, struttura e substrato del letto);
- Regime di marea (flusso delle acque dolci ed esposizione alle onde);

Gli elementi chimico-fisici a sostegno degli elementi biologici sono:

- Elementi generali (Trasparenza, condizioni termiche, ossigenazione, salinità, nutrienti)

- Inquinanti specifici (inquinamento da tutte le sostanze dell'elenco di priorità di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico, inquinamento da altre sostanze).

Per le acque costiere si deve aggiungere la struttura della zona intercotidale per le condizioni morfologiche, e la direzione delle correnti dominanti nel Regime di marea. Sempre nell'allegato V vengono riportate le definizioni dei vari stati ecologici. In generale si ha che:

- Stato elevato: nessuna alterazione antropica o alterazioni antropiche poco rilevanti, dei valori degli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica del tipo di corpo idrico superficiale rispetto a quelli di norma associati a tale tipo inalterato. I valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale rispecchiano quelli di norma associati a tale tipo inalterato e non evidenziano nessuna distorsione, o distorsioni poco rilevanti.
- Stato buono: i valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale presentano livelli poco elevati di distorsione dovuti all'attività umana, ma si discostano solo lievemente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.
- Stato sufficiente: i valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale si discostano moderatamente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. I valori mostrano segni moderati di distorsione dovuti all'attività umana e alterazioni significativamente maggiori rispetto alle condizioni dello stato buono.
- Stato scarso: acque che presentano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale e nelle quali le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.
- Stato cattivo: acque che presentano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale e nelle quali mancano ampie porzioni di comunità biologiche interessate di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.

Poi per ogni tipologia di bacino vengono elencate una serie di caratteristiche specifiche per la definizione dello stato ecologico, che sono gli elementi biologici, idromorfologici e chimico-fisici elencati sopra.

- *Allegato VI*: elenca gli elementi da inserire nei programmi di misure. La parte A elenca una serie di direttive da seguire, la parte B porta un elenco non tassativo delle eventuali misure supplementari che gli Stati possono adottare.
- *Allegato VII*: riporta i piani di gestione dei bacini idrografici.
- *Allegato VIII*: elenco indicativo dei principali inquinanti.
- *Allegato IX*: riporta l'elenco delle direttive di riferimento per i valori limite di emissione e per gli standard di qualità ambientale.
- *Allegato X*: elenco delle sostanze prioritarie.
- *Allegato XI*: riporta la mappa delle eco regioni relative a fiumi e laghi e la mappa delle eco regioni relative ad acque di transizione e acque costiere.

Nel maggio 2001 la Comunità Europea, in accordo con gli Stati Membri, per facilitare le fasi iniziali di implementazione e applicazione della Direttiva ha stabilito una Strategia Comune di Implementazione (CIS), in modo da avere una linea comune da seguire (Casazza et al., 2004). Ci sono dei passi precisi da seguire per applicare la Direttiva, un processo graduale per raccogliere ordinatamente i dati ed interpretarli, per arrivare a determinare lo stato ecologico dei vari bacini idrici.

Ogni Stato Membro ha il compito di implementare autonomamente la Direttiva, ma si deve comunque seguire la Strategia Comune di Implementazione, in modo da diffondere e condividere le esperienze e le informazioni, elaborare delle Linee Guida ( "Guidances") tecniche ed evitare duplicazioni di lavoro (Casazza et al., 2004). A questo scopo sono stati creati diversi gruppi di lavoro, uno dei quali, il WG "COAST", si occupa delle problematiche delle acque costiere e di transizione.

Gli allegati II e V della Direttiva 2000/60/CE riportano i riferimenti tecnici per attuare le tre fasi iniziali dell'applicazione della Direttiva stessa (Sistemi da utilizzare per la caratterizzazione, descrittori, criteri per la fissazione delle condizioni di riferimento, elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico).

I tre punti principali della Metodologia di applicazione della Direttiva per l'ecoregione Mediterranea sono:

1. *La definizione delle tipologie*: vengono identificate quattro tipologie costiere generali, in base alla profondità e al tipo di substrato presente.

<b>Tipologia</b>	<b>Nome della tipologia</b>	<b>Substrato(1)</b>	<b>Profondità(2)</b>
CW - M1	Costa rocciosa-fondale basso	roccioso	bassa
CW - M2	Costa rocciosa-fondale profondo	roccioso	profonda
CW - M3	Costa sabbiosa (sedimentaria)-fondale basso	sedimentario	bassa
CW - M4	Costa sabbiosa (sedimentaria)-fondale profondo	sedimentario	profonda

CW: coastal water

M: Mediterraneo

(1): si intende il tipo di substrato dominante

(2): la distinzione è basata su una profondità di circa 30 m a 1 miglio dalla costa (da Casazza et al., 2004 mod).

Le lagune del Delta del Po oggetto di questa ricerca si possono classificare come CW-M3

2. *Condizioni di riferimento*: rappresentano le condizioni biologiche del sistema in stato ecologico migliore, cioè col minor impatto antropico, alle quali si può assegnare il valore di “stato elevato”. Il problema principale però è proprio quello di trovare aree dove non ci sia impatto antropico, ma gli Stati membri hanno deciso di fare riferimento a situazioni realmente esistenti (Casazza et al., 2004; Bald et al., 2005). Nel caso dell'ecoregione Mediterranea queste aree di riferimento potrebbero essere riserve e/o aree marine protette, che oltre ad avere in genere buon stato ecologico, esistono serie di dati pregressi grazie a studi fatti nel passato (Casazza et al., 2004).

3. *Sistemi di classificazione*: gli elementi di qualità da rispettare sono quelli riportati nell'allegato V della Direttiva. Per quel che riguarda il benthos sono stati proposti diversi indici che verranno ampiamente descritti in “materiali e metodi”.

### 3. L'AMBIENTE LAGUNARE E L'AREA DI STUDIO

Nel 1971 in Iran, nella città di Ramsar, si è tenuta una conferenza internazionale nella quale è stata elaborata la “convenzione per la salvaguardia delle zone umide di interesse internazionale soprattutto come habitat per gli uccelli acquatici”. Le direttive della Convenzione di Ramsar, recepite in Italia dal DPR n. 448 del 13-03-1976, definiscono come zona umida “un’area di palude, torbiera, distesa d’acqua sia naturale che artificiale, permanente o temporanea, con l’acqua sia ferma che corrente, dolce, salmastra o salata, includendo anche le acque marine la cui profondità, durante la bassa marea, non superi i 6 metri”.

Secondo la WFD un ambiente di transizione è definito come un corpo d’acqua nelle vicinanze di una foce fluviale, che presenta acque parzialmente saline, influenzate dalle acque costiere ma anche dalle acque dolci dei fiumi (Dauvin e Ruellet, 2009).



**Figura 3.1.** Il faro sulla foce del Po di Pila visto dalla Sacca del Canarin e in primo piano, una classica postazione di caccia.

La tendenza nel passato era quella di cercare di eliminare questi ambienti di transizione come paludi e lagune, perché erano visti solo come un impedimento all’agricoltura e dannosi per la presenza di organismi ostili come le zanzare della malaria. Poi quando si è visto che anche la vallicoltura portava vantaggi economici, allora ha avuto inizio la rivalutazione di questi ambienti. Oggi

sono sfruttati per l’acquacoltura e la molluschicoltura, oltre che per la caccia e la pesca tradizionali. Molte aree lagunari sono state chiuse con degli argini a formare delle valli private.

Le lagune sono ambienti peculiari che si formano in condizioni particolari, dove ci sono sensibili escursioni di marea, in presenza di coste basse con pendenza poco accentuata e in presenza di grandi fiumi che apportano sedimenti.

La formazione di queste zone umide può avvenire in diversi modi:

- Formazione di penisole a partire da barre sommerse. Queste barre si formano grazie al trasporto lungo costa di sedimenti da parte di onde e correnti marine. Quando crescono fino ad affiorare vanno a chiudere un tratto di mare dove è ridotto il moto ondoso e di conseguenza aumenta la sedimentazione;
- Interclusione di aree marine costiere fra strutture sedimentarie costruite dai fiumi. Nel Delta del Po queste aree sono chiamate “sacche”;
- Ingressione di acqua marina su piane costiere dove la subsidenza fa abbassare il livello del terreno.

Queste zone umide dal punto di vista geologico sono ambienti effimeri e dinamici, in continua evoluzione, che possono rimanere statici solo con l'intervento dell'uomo. Gli interventi antropici incidono da secoli sulle dinamiche del delta del Po, fin dal periodo Etrusco-Romano sono state fatte modificazioni al paesaggio deltizio con la creazione delle cosiddette “valli”, cioè tratti di lagune e altri ambienti costieri salmastri che vengono delimitati con degli arginelli che danno alle valli la caratteristica forma geometrica. Questi argini servono per delimitare le proprietà private e le valli vengono utilizzate soprattutto per allevamento ittico, caccia e attività ricreative.

Sono ambienti di transizione, chiamati “ecotoni”, tra mare, terraferma e acque dolci (Basset et al., 2006). I parametri chimico-fisici molto variabili creano un ecosistema particolare, con specie adattate a condizioni instabili. Tra i parametri che più incidono ci sono salinità, temperatura e ossigeno disciolto. Il fatto che arrivi acqua dolce dai fiumi e acqua salata dal mare, ci porta in presenza di acque cosiddette salmastre, con salinità che può variare in funzione di diversi fattori. Durante le piene infatti si avrà maggiore apporto di acqua dolce e quindi il valore di questo parametro può scendere anche di molto, mentre aumenta nei periodi di magra, quando si avrà ingressione di acqua marina che può risalire anche per parecchi chilometri il corso del fiume. Anche la temperatura influisce sulla salinità, infatti nei periodi più caldi la maggiore evaporazione porterà un conseguente aumento di salinità. La temperatura è un altro dei parametri fondamentali di queste aree. Essendo bacini a profondità ridotta l'acqua si scalda e si raffredda velocemente, con temperature elevate durante i periodi estivi e molto basse durante i mesi più freddi. L'ossigeno disciolto è una conseguenza della



temperatura e dell'idrodinamismo. Infatti a basse temperature l'ossigeno si discioglie in quantità maggiori rispetto a temperature elevate. Questo parametro è però anche influenzato dai movimenti delle masse d'acqua, infatti nelle zone a idrodinamismo basso anche l'ossigeno si discioglie meno velocemente. Queste sono condizioni dure per piante e animali, così come lo possono essere erosione e deposizione di sedimenti (Basset et al., 2006). Per questo troviamo essenzialmente specie che si adattano a variazioni ambientali accentuate.

Sono ambienti molto sensibili dal punto di vista ecologico, spesso soggetti a gravi problemi di eutrofizzazione, dovuti al ridotto idrodinamismo e al fatto di essere spesso circondati da terre coltivate e nelle vicinanze di foci fluviali (Andersen et al, 2004). Per risolvere questo delicato problema sono state proposte diverse direttive a livello europeo, mirate alla salvaguardia e al risanamento di questi ambienti, spesso pesantemente inquinati. Queste direttive sono riportate in Andersen et al, 2004. L' eutrofizzazione è definita da Nixon (1995) come un incremento eccessivo di sostanza organica nell'ecosistema. L'aumento moderato di nutrienti è un fattore positivo sia per l'aumento di fitoplancton che per l'aumento di macroalghe (Gray, 1992). Il fatto che aumentino le biomasse vegetali porta ad un aumento di sostanze nutritive per i consumatori primari dello zoobenthos, quindi aumentano i tassi di crescita e la produttività. Ma se l'aumento di nutrienti è eccessivo l'effetto diventa negativo (Gray, 1992): cambia la composizione della comunità (Pearson & Rosenberg, 1978), cambia il comportamento delle specie sensibili dovuto alla riduzione della concentrazione di ossigeno (Baden et al., 1990) e aumento della biomassa algale. Durante l'ultima fase di questi fenomeni di eutrofizzazione si verifica una drastica diminuzione dell'ossigeno, il rilascio di acido solfidrico e mortalità in massa dello zoobenthos (Rosenberg and Loo, 1988).



**Figura 3.2.** Valle nei pressi della laguna di Caleri, dove svernano parecchi fenicotteri rosa

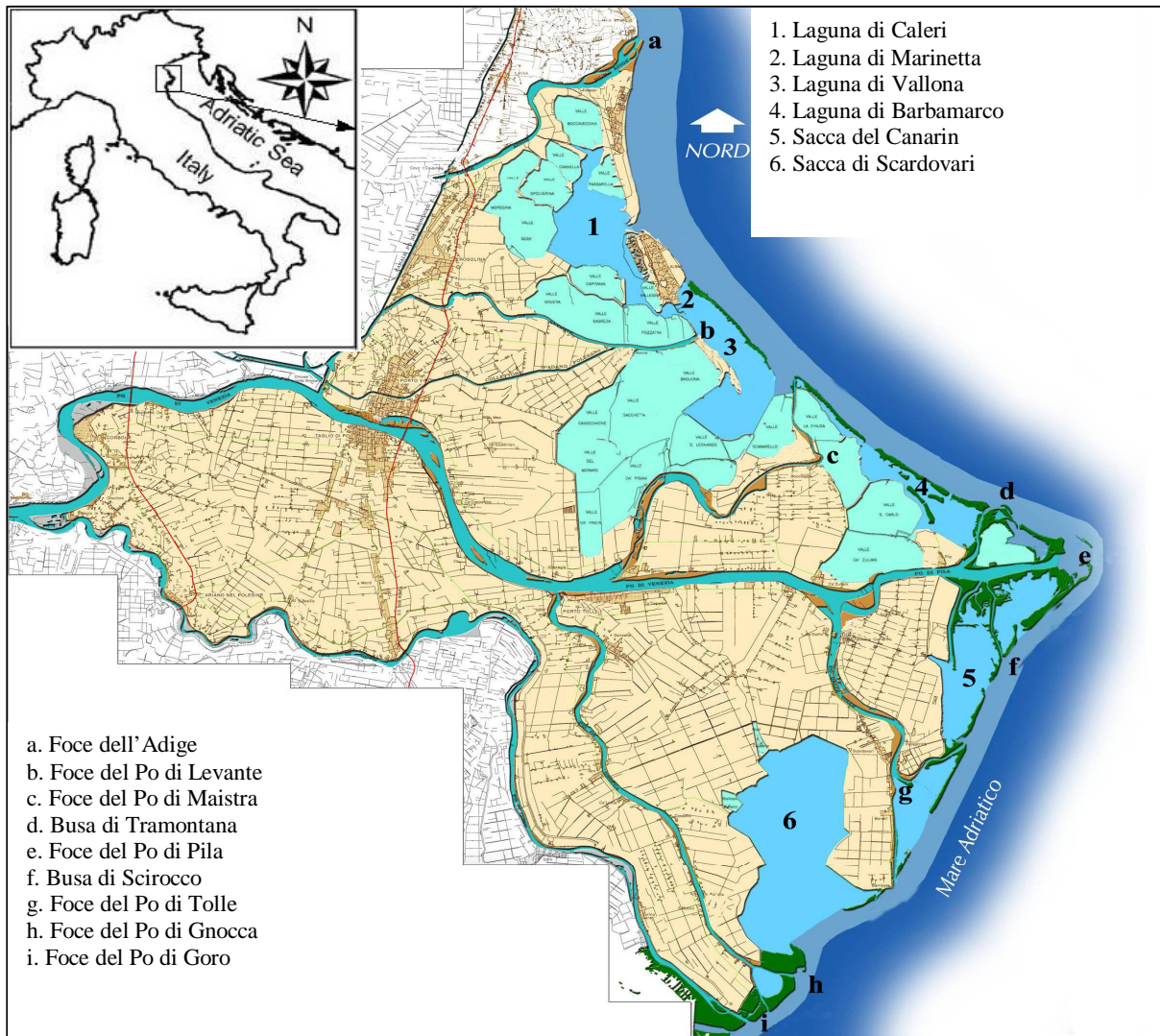
In questi ambienti sicuramente il macrobenthos e le componenti vegetali di macro dimensioni predominano, ma un ruolo fondamentale lo assumono i procarioti, che anche se sono di dimensioni ridottissime, hanno una significativa quantità di biomassa e sono fondamentali nel flusso energetico dell'ecosistema (Danovaro e Pusceddu, 2007)

Oltre all'eutrofizzazione gli ambienti marini costieri sono soggetti a diversi impatti antropici, come la pesca intensiva, l'acquacoltura, l'apporto eccessivo di sedimenti, l'estrazione di sabbia per costruire, turismo, trasporto navale e invasione di specie aliene (Bachelet et al., 2000; Munari et al., 2004a; Borja, 2006; Rossi et al., 2006; Turolla, 2006; Wallentinus e Nyberg, 2007). Le lagune sono siti preferenziali per l'insediamento delle specie alloctone, in quanto in questi habitat è molto sviluppata l'acquacoltura (Marchini et al., 2008), che spesso utilizza specie importate da altri luoghi che possono essere veicoli per larve di specie invasive, e la navigazione di grosse navi provenienti anche da luoghi remoti, che scaricano le acque di zavorra quando arrivano a destinazione, le quali spesso sono ricche di larve di specie esotiche (Mizzan et al., 1999). Negli ultimi anni si è molto sviluppato l'allevamento di specie ittiche in gabbia, soprattutto in mare aperto, ma non molto distante dalla costa (Aguado-Giménez et al., 2007). Questo è anche dovuto a fattori storici, in quanto le grandi civiltà si sono sempre sviluppate nelle aree costiere e anche adesso la maggior concentrazione di persone la si ha nella fascia costiera (Borja, Dauer, 2008). Le diverse Direttive sviluppate in questi ultimi anni mirano proprio alla salvaguardia di questi delicati ecosistemi, in particolar modo la Water Framework Directive, che sarà ampiamente analizzata in questo progetto. Anche l'erosione delle coste è un problema che pesa sulle lagune, in quanto le barre sabbiose che le delimitano verso mare spesso vengono completamente rimosse o comunque pesantemente danneggiate (Simonini et al., 2005).

### 3.1. AREA DI STUDIO

#### 3.1.1. *Il sistema lagunare del Polesine*

Il tratto costiero di circa 300 km dell'Adriatico Nord-Occidentale, per un'area di circa 2400 km<sup>2</sup> di superficie, dalla foce dell'Isonzo al Delta del Po, è sotto il livello medio del mare. Nel Mediterraneo, è una delle aree a maggior rischio alluvioni, soprattutto in condizioni meteo avverse, come la presenza di forti depressioni provenienti dall'Atlantico (Bondesan et al., 1995; Ferla et al., 2007) o prolungati e forti venti di Scirocco, che impediscono ai fiumi di riversare le loro acque nel mare. L'area di studio è rappresentata dal sistema lagunare costiero del Polesine, nella provincia di Rovigo. Comprende sei lagune, disposte approssimativamente in direzione Nord-Sud; dalla foce dell'Adige alla foce del Po di Goro.



**Figura 3.3.** L'area di studio.

Secondo la Water Framework Directive sono situate nell'ecoregione Mediterranea. Seguendo



**Figura 3.4.** Foce della Busa di Tramontana e le Valli del Burcio.

le direttive dell'Allegato II possiamo classificare queste lagune come “ambienti di transizione”, e visto il range di salinità che presentano (da meno del 9‰ a più del 36‰, dati ARPAV) vengono descritte come “Polialine” e “Microtidali” visto che l'escursione di marea non supera i 2 metri. Nonostante si trovino nell'ecoregione Mediterranea, dal punto di vista climatico, idrografico e biologico, le lagune dell'alto

Adriatico sono definite “Sub-Atlantiche” (Bianchi, 1988). Nel sistema considerato abbiamo

ben sette foci fluviali principali (da Nord a Sud: Adige, Po di Levante che sfocia nella laguna di Marinetta, Po di Maistra, Po di Pila, Po di Tolle, Po di Gnocca e Po di Goro), più alcune secondarie (Busa di Tramontana, Busa di Scirocco). Alcune di queste foci possono essere considerate degli estuari secondo la definizione prevista dalla WFD, che descrive un estuario come un settore di un bacino fluviale a valle, soggetto alle maree e che si estende fino al limite delle acque salmastre. È considerato come una rientranza della costa soggetta all'influenza delle acque dolci. Il mescolarsi di acque dolci e acque salate e il ridotto flusso di corrente, porta alla sedimentazione di particelle fini, portando a volte alla formazione di estese piane di marea di sabbia e fango. La combinazione delle correnti di marea e del flusso crescente della marea stessa può portare alla formazione di delta alla foce dell'estuario (Dauvin e Ruellet, 2009).

È quindi un ambiente dominato dal fiume e dalle maree, in un continuo predominare uno sull'altro. Le piene del fiume Po, che raccoglie le acque piovane di quasi tutto il Nord Italia, portano verso mare una grande quantità di detriti (anche se molto ridotti rispetto al passato)

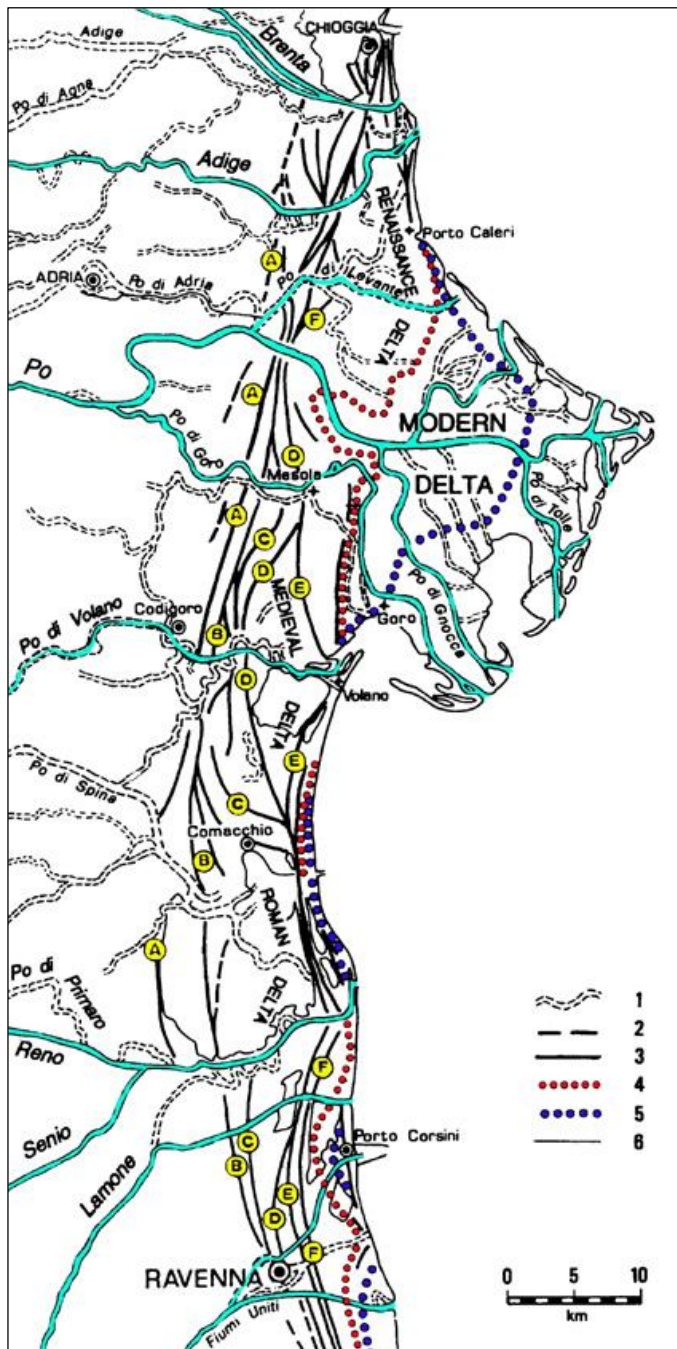


**Figura 3.5.** Classico aspetto di uno scanno del Delta del Po.

che vengono poi ridistribuiti dai movimenti del mare. Quando però la portata del Po è ridotta, soprattutto d'estate, sono i flussi di marea a regolare l'idrodinamismo delle nostre lagune. Le maree sono semidiurne, quindi raggiungono due punti di massima e due di minima nell'arco del giorno.

I fondali del nostro sistema lagunare sono perlopiù fangosi, tranne che nelle bocche a mare, dove troviamo prevalentemente sabbia, materiale di cui sono costituite le barre (o scanni) che le delimitano verso mare. La temperatura dell'acqua va da minime di circa 4°C a massime di oltre 30°C, a causa dei bassi fondali che fanno sì che l'acqua si scaldi velocemente d'estate ma che altrettanto velocemente ceda calore durante i mesi freddi. La salinità di queste acque varia molto a seconda della stagione e degli eventi atmosferici. Periodi di intense precipitazioni fanno diminuire drasticamente la salinità (inferiore al 9‰), così come la fanno invece aumentare i periodi di siccità (oltre il 36‰). Siamo in una zona con clima Sub-Atlantico, dove le precipitazioni si concentrano durante i mesi autunnali e invernali, per poi

diminuire durante la primavera e l'estate. Le temperature vanno da oltre 30 gradi per le massime estive, a qualche grado sotto zero per le minime nei mesi invernali.



**Figura 3.6.** Evoluzione geologica del Delta del Po.

1. Paleoalvei
2. Dune fossili
3. Antiche linee di costa: A) prima del VI secolo a.c.; B) tra il VI e IV secolo a.c.; C) tra il I e II secolo d.c.; D) circa il VI secolo d.c.; E) X secolo d.c.; F) tra il XIII e il XV secolo d.c.
4. linea di costa alla fine del XVI secolo.
5. linea di costa tra il 1730 e il 1740.
6. Linea di costa attuale.

La storia geologica del Delta del Po è recente, è una terra giovane e in continua evoluzione. Partendo però da lontano, arriviamo a 65 milioni di anni fa, quando l'attuale pianura padana era un'avanfossa, come un bacino di raccolta dei sedimenti che provenivano dall'erosione sia della catena alpina che appenninica. La Pianura Padana si forma tra i 5 milioni e i 6000 anni fa, quando la linea di costa arriva all'incirca al livello attuale.

Due episodi cruciali per la geomorfologia del Delta sono la rotta di Ficarolo del 1150 e il taglio di Porto Viro del 1604, che sono i due fatti fondamentali che hanno portato il delta alla conformazione attuale. Nel XII secolo nei pressi dell'attuale Ficarolo avvennero una serie di rotte che hanno fatto sì che diversi rami del Po confluissero tutti in un solo ramo, l'attuale Po Grande, fino a Cavanella Po. Oltre questa località il fiume si suddivideva in diversi rami, che durante il basso Medioevo e Rinascimento costituivano il cosiddetto Delta Rinascimentale.

Ma il Delta moderno esiste grazie al taglio di Porto Viro del 1604. Gli

idraulici veneziani capirono che l'apporto di sedimenti del fiume avrebbe interrato col tempo la laguna di Venezia. Per impedire ciò chiusero i rami che sfociavano più a nord, permettendo così a quelli più a sud di fortificarsi e aumentare la portata.

L'area è stata soggetta a continui allagamenti, con la formazione di paludi e aree salmastre. Col tempo l'intervento dell'uomo ha portato alla bonifica di queste aree e all'arginamento del fiume, con il vantaggio di ricavare ampie aree da coltivare, ma anche con numerosi svantaggi. Il fiume, imbrigliato tra due argini, non può più cambiare percorso nella pianura, quindi i sedimenti (che sono in quantità molto inferiori rispetto al passato) si depositano nel letto stesso del fiume, dando origine a letti pensili, che fanno sì che il livello del fiume sia più alto di quello delle terre circostanti. Questo problema è accentuato dalla subsidenza, cioè il compattamento dei sedimenti che fa sì che il livello del terreno sia più basso di quello del mare. Questa è sia di origine naturale, ma soprattutto a causa di estrazioni di acque di falde profonde per l'irrigazione che di acque metanifere per l'estrazione del metano. Ora tutta la zona è sotto il livello del mare, a parte argini e dune, e questo è un problema serio per queste zone, se effettivamente si attuassero le previsioni sull'innalzamento del livello del mare nei prossimi decenni (Bondesan et al., 1995).

I confini del Delta attuale sono a Nord la foce dell'Adige, a Sud il Po di Goro, a Est il mare Adriatico, a Ovest, come descritto dal Prof. Cati, la delimitazione è data dalla linea di demarcazione che da Serravalle arriva a Loreo-Rosolina. Ma esiste anche il cosiddetto "Delta Storico", cioè zone dove sono presenti paleo alvei e tracce di antichi sistemi deltizi. Questo fa sì che quando si parla di Delta del Po ci si riferisca all'intera fascia costiera che va da Chioggia al ravennate (Bondesan et al., 1995).

È una zona con forte impatto antropico, nelle lagune in esame è molto sviluppata la molluschicoltura, l'acquacoltura e la pesca. La raccolta dei molluschi viene effettuata prevalentemente con dei rastrelli manuali chiamati rasche, anche se negli ultimi anni viene utilizzata una macchina che raccoglie i molluschi con un sistema idraulico (Munari et al., 2004). Nelle terre circostanti l'attività principale è data dall'agricoltura. Rare le zone boschive, limitate alle aree golenali. Un peso importante all'equilibrio economico ed ecologico dell'area deltizia è rappresentato dalla centrale termoelettrica dell'ENEL di Polesine Camerini, le cui acque di raffreddamento sono sversate direttamente nella sacca del Canarin.

La zona è stata ed è tutt'ora al centro di accesi dibattiti riguardo la sua protezione. Circa 20 anni fa si iniziò a parlare dell'istituzione di un Parco Nazionale, fortemente contrastato dagli enti e dalle popolazioni locali, che hanno portato ad una sorta di compromesso con l'istituzione di due Parchi Regionali, del Veneto e dell'Emilia Romagna. All'interno di questi si individuano molte zone a protezione speciale (ZPS) ai sensi della Convenzione di Ramsar, della Direttiva Uccelli e della Direttiva Habitat. Ogni anno si contano oltre 55.000 uccelli svernanti e oltre 35.000 nidificanti (fonte LIPU).

La zona costiera alto-Adriatica è soggetta spesso a condizioni di eutrofia-mesotrofia, dovute al fatto che i grandi fiumi che sfociano in nell'Alto Adriatico occidentale portano grandi carichi di nutrienti, anche se il trend sembra in diminuzione (Rinaldi, 2004).

Le lagune alto-Adriatiche hanno una serie di fattori comuni che le rendono diverse da ogni altro bacino salmastro del Mediterraneo. I tre fattori principali che le caratterizzano sono: l'origine, il clima e il range di marea. Hanno origine dall'antica linea di costa che andava da Aquileia a Ravenna, dove i sedimenti formarono delle barre che diedero origine a queste lagune; il clima è definito "Sub-Atlantico", con temperature miti durante l'anno e precipitazioni abbondanti, con due stagioni ben definite; i venti predominanti sono la Bora (E-N-E) e lo Scirocco (S-E). La marea presenta delle escursioni che non si registrano per quel che riguarda il resto del Mediterraneo (80-100cm) (Sconfiatti et al., 2003)

### 3.1.2. Laguna di Caleri

È la laguna situata più a Nord ed ha un'estensione di circa 1.150 ettari. Comunica col mare Adriatico tramite un'unica bocca di circa 150-200 metri di lunghezza. Per la quasi totalità del suo perimetro, la laguna di Caleri è circondata da valli da pesca. Nello scanno che la separa dal mare sorge il villaggio turistico di Albarella e il relativo porto, che hanno pesante incidenza sull'equilibrio lagunare, con impatto dovuto alla presenza



**Figura 3.7.** Laguna di Caleri con le stazioni di campionamento.

massiccia di persone durante il periodo estivo e dal passaggio delle imbarcazioni. Come in tutte le altre lagune considerate, anche qui si pratica la molluschicoltura e la pesca.

### 3.1.3. Laguna di Marinetta e Vallona



**Figura 3.8.** Laguna di Marinetta con stazioni di campionamento.

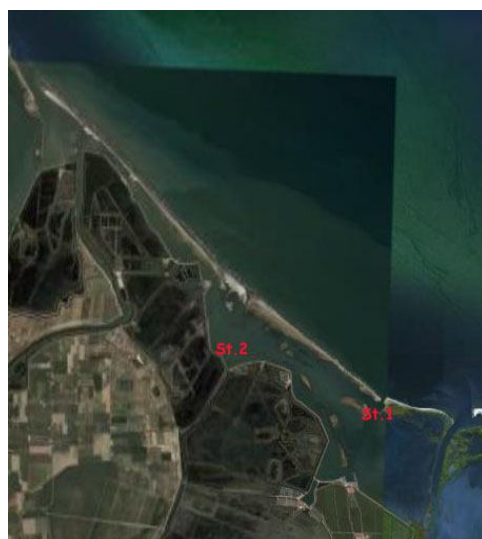


**Figura 3.9.** Laguna di Vallona e stazioni di campionamento.

Le due lagune sono in pratica la suddivisione di uno stesso bacino, la cui linea di confine è rappresentata dalla foce del Po di Levante. La laguna di Vallona è stata campionata solo in parte, in quanto la restante superficie è privata. Marinetta ha una superficie di circa 350 ettari ed è in comunicazione con la laguna di Caleri. Per facilitare l'uscita delle imbarcazioni dal porto di Albarella c'è un profondo canale che porta direttamente al mare e che favorisce il ricambio idrico nella laguna. L'apporto di acque dolci viene dal Po di Levante, la cui foce fa da confine tra Marinetta e Vallona.

### 3.1.4. Laguna di Barbamarco

Ha un'estensione di circa 800 ettari, con due bocche a mare che interrompono il lungo cordone sabbioso che separa la laguna dall'Adriatico. La laguna ha grossomodo andamento Nord Ovest – Sud Est. Nella parte ovest si trovano quattro valli da pesca, di oltre 1800 ettari di estensione. Nel punto più a nord della



**Figura 3.10.** Laguna di Barbamarco con le due stazioni di campionamento.



laguna sfocia il Po di Maistra, mentre nella zona sud-est il confine della laguna è dato dalla Busa di Tramontana. Anche in questa laguna è molto praticata la molluschicoltura, soprattutto per la vongola filippina (*Tapes philippinarum*). Da segnalare la presenza di un importante porto da dove partono grossi pescherecci per la pesca nell'Adriatico, che transitato da una delle due bocche a mare della laguna, per questo tenuta costantemente sotto osservazione per evitare innalzamento dei fondali che precluderebbe il passaggio del pescherecci.

### 3.1.5. Sacca del Canarin



**Figura 3.11.** Sacca del Canarin e relative stazioni di campionamento.

Delimitata a ovest dall'isola di Polesine Camerini, a est dal mare Adriatico e dal Po di Levante, a nord dallo stesso Po di Levante e dai canneti che si sviluppano tra il Po e le lagune, a sud dal Po di Tolle, si estende su una superficie di circa 1000 ettari ed ha un profondità media di circa 1 metro. Molto praticata la molluschicoltura e la pesca. La sua formazione è recente, se si considera che l'Isola di Polesine Camerini si è formata negli ultimi 200 anni (Bondesan et al., 1995).

Si tratta di una laguna mesoalina con acque basse ma stratificate ed eutrofiche, dal chimismo estremamente variabile. Le escursioni di marea e le variazioni di portata del Po, fanno sì che la Sacca di discosti da quelle che sono le tipiche



**Figura 3.12.** Zona Nord della Sacca del Canarin durante una massiccia fioritura di *Ulva sp.*

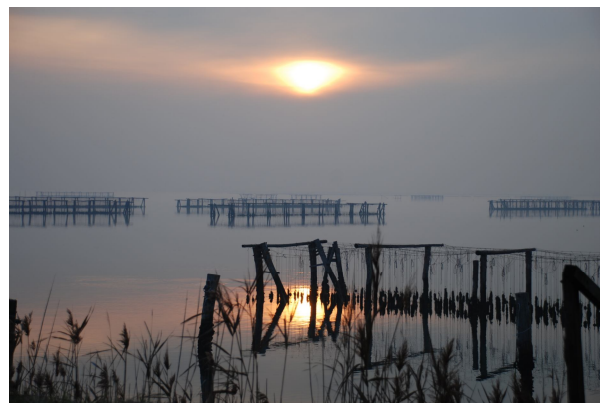
caratteristiche di una laguna costiera, ed assomigli di più ad un ambiente di estuario (Matricardi e Bianchi, 1982). La profondità media è di 1,5 metri, la salinità varia dal 3 a 22‰ e la temperatura dell'acqua da 5 a 25 °C. (Bianchi e Morri, 1996). È interessata da frequenti blooms algali, soprattutto durante l'estate, quando grandi quantità di alghe del genere *Ulva* si accumulano nella zona verso Nord, dove abbiamo profondità molto ridotte, e con bassa marea accentuata alcuni punti sono temporaneamente esposti all'aria. Questo porta a frequenti crisi distrofiche, dovute anche al ridotto idrodinamismo della laguna, che richiede continui interventi di vivificazione da parte dell'uomo.

### 3.1.6. Sacca di Scardovari



**Figura 3.13.** Sacca di Scardovari e relative stazioni di campionamento.

È il bacino più esteso dei sei presi in considerazione, con oltre 3.000 ettari di superficie. La Sacca di Scardovari ebbe origine intorno a metà '800, grazie all'avanzamento verso mare di due rami del Po, il Po di Tolle a Nord-Est e il Po di Gnocca a Sud-Ovest. L'attuale conformazione deriva dall'alluvione del 1966, a seguito della quale la Sacca è stata completamente arginata. Ha orientamento circa Nord-Sud, con l'unica bocca che si apre verso mare a sud-est. È praticamente circondata da terre coltivate. La profondità media è di circa 1,5-2 metri, in alcuni punti durante la campagna di campionamento, sono



**Figura 3.14.** Immagini della Sacca di Scardovari. A destra, strutture per l'allevamento di mitili.

stati rilevati punti con profondità di oltre 4,5 metri. L'apporto di acqua dolce avviene prevalentemente dalla bocca a mare con i flussi di marea. Infatti la parte meridionale della Sacca risulta essere quella con ricambio idrico maggiore, sia di acqua dolce che salata. Nella parte settentrionale invece il ricambio idrico è minore. Altri apporti di acqua dolce derivano da due idrovore che favoriscono l'eliminazione dell'acqua in eccesso nelle campagne circostanti. La laguna è molto sfruttata per l'allevamento di mitili e vongole.

#### 4. LA COMUNITA' MACROBENTONICA

Una comunità è un insieme di specie che vivono in certa area, che interagiscono tra loro e con l'ambiente, modificandolo e venendone modificate. Si parla quindi di Biocenosi per indicare la comunità e di Biotopo per indicare lo spazio fisico dove questa vive (Olenin e Ducrottoy, 2006).

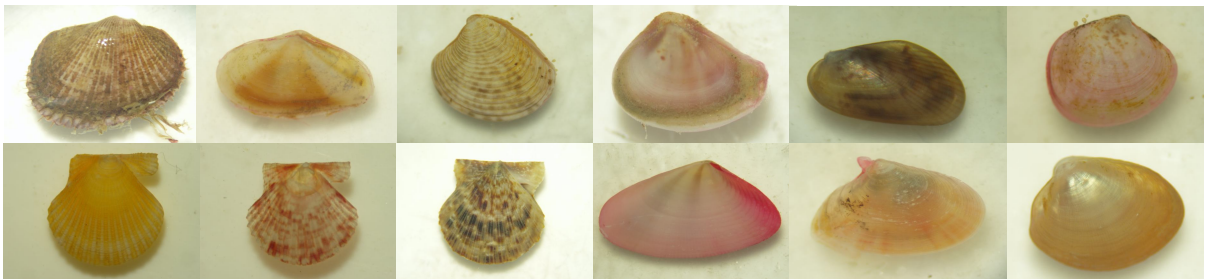
Il benthos è quell'insieme di organismi che vivono a stretto contatto col fondale. Le interazioni possono essere di diverso tipo, anche in base al tipo di substrato che si considera. Alcune specie bentoniche usano come substrato altri organismi invece del fondale. In questa ricerca sono considerati organismi che vivono in substrati incoerenti come sono i fondali dell'area di studio in questione. Le specie rinvenute appartengono sia all'endobenthos, in quanto viventi all'interno del sedimento, che all'epibenthos, che vivono cioè nell'interfaccia sedimento acqua o sopra substrati duri come possono essere conchiglie e piccoli sassi. In particolare si parla di macro-benthos, cioè l'insieme di individui che hanno dimensioni maggiori di 0,5 mm. Il fatto che vivano nell'interfaccia sedimento-acqua fa sì che siano utili per fare valutazioni su entrambi i comparti dell'ecosistema (Blanchet et al., 2008)

I sedimenti dei fondali mobili sono delle zone di accumulo di contaminanti, sia arricchimento organico di origine naturale, sia di inquinanti apportati dalle varie attività umane (Albayrak et al., 2006). L'ipossia è uno dei disturbi che più influiscono sulla struttura della comunità; i più sensibili sono i pesci, seguiti da crostacei, echinodermi, anellidi e molluschi (Gray et al., 2002).



**Figura 4.8.** Alcuni esempi di Policheti delle lagune del Delta del Po.

La comunità macrobentonica è un indicatore ecologico molto importante, in quanto costituita da organismi sessili o poco mobili e che appartengono a molti taxa diversi. Essendo specie che hanno movimenti limitati se non nulli, non hanno possibilità di spostarsi al succedersi di eventi di disturbo, quindi la comunità verrà strutturata in base al livello di stress (Pearson and Rosenberg, 1978). Ogni specie ha un grado di sensibilità al disturbo e danno importanti indicazioni su eventuali eventi che perturbano l'ecosistema (Borja et al., 2003). Infatti durante un evento di stress ambientale la struttura di una comunità può variare in modo significativo, soprattutto nei rapporti di dominanza e nel tipo di specie presenti (Cagnoni et al., 1999). Ad esempio come riportato da Gomez-Gesteira & Dauvin (2000), dopo un evento di inquinamento da idrocarburi, la componente della comunità che ne risente di meno sono i policheti, mentre l'impatto maggiore si ha sugli anfipodi. Da qui la proposta di focalizzare il monitoraggio su singoli gruppi di anfipodi dopo eventi di inquinamento di questo tipo, utilizzando il rapporto policheti/anfipodi per valutare i cambiamenti temporali della comunità macrobentonica, come si utilizza il rapporto nematodi/copepodi per la meiofauna. La struttura della comunità macrobentonica può essere alterata da concentrazioni di idrocarburi nei sedimenti minori di 50 ppm, ma alcune specie possono già sparire con concentrazioni minori di 10 ppm (Kingston, 1992).

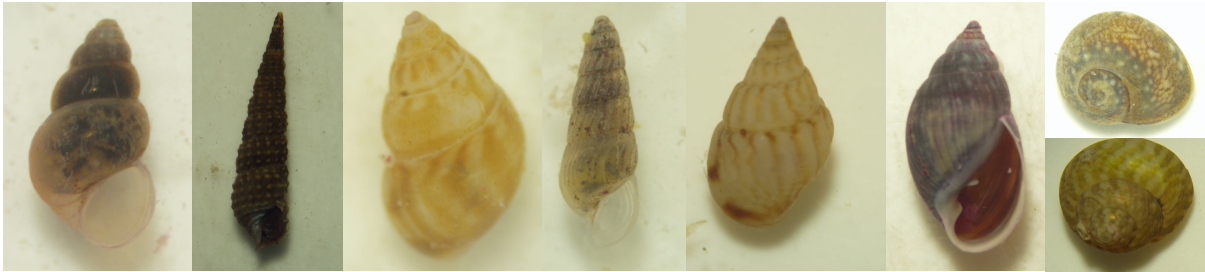


**Figura 4.9.** Esempi di bivalvi rinvenuti nelle lagune del Delta del Po (dimensioni da 4 mm a un cm)

Anche nella WFD è specificato che la composizione e l'abbondanza degli invertebrati bentonici sono elementi da considerare per la valutazione dello stato ecologico degli ambienti di transizione.

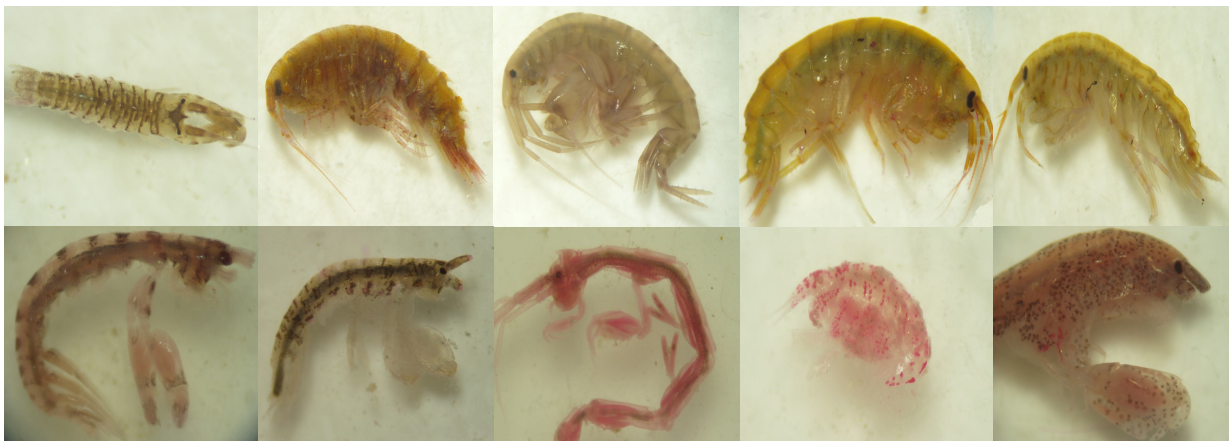
Concetti espressi da Warwick (1986) e McManus e Pauly (1990) possono essere così riassunti (Elliot e Quintino, 2007): in uno stato di condizione naturale la comunità macrobentonica o è in uno stato di equilibrio o tende ad esso; in un contesto privo di impatto ci sono relazioni ben definite tra la parte biotica e quella abiotica; in uno stato di equilibrio la maggior quantità di biomassa è data da poche specie con bassa abbondanza e individui di grossa taglia; la

dominanza numerica è delle specie con individui relativamente piccoli e questo porta ad una più regolare distribuzione dell'abbondanza tra le specie rispetto alla biomassa; predominano le specie a strategia k.



**Figura 4.10.** Gasteropodi (dimensioni da 5 mm a 1,5 cm)

In condizioni di moderato inquinamento i maggiori dominanti (in biomassa) vengono eliminati e questo produce una maggior similarità nell'evenness di abbondanza e biomassa; la diversità può temporaneamente crescere a causa delle specie di transizione. In situazioni di inquinamento pesante o disturbo, la comunità diviene numericamente dominata da poche specie con individui di piccola taglia, che spesso sono opportunisti che tollerano l'inquinamento e che hanno strategia r; la biomassa può essere più regolarmente distribuita tra le specie rispetto all'abbondanza; il cambiamento della struttura della comunità al seguito dell'incremento del disturbo lo si può prevedere. Gli opportunisti sono deboli competitori, e possono venire esclusi da specie a strategia k quando le condizioni migliorano e l'ecosistema è in ripresa (Elliot e Quintino, 2007).



**Figura 11.** Anfipodi (dimensioni da 3 mm a 1 cm)

Secondo Pearson & Rosenberg (1978) e Gray (2002), il vero problema per gli organismi durante un evento di inquinamento è la mancanza di ossigeno nel sedimento che questo comporta. Il disturbo può essere di quattro stadi. Un primo stadio di non inquinamento, dove

la situazione è definita “normale” e vi si trovano organismi grandi e che penetrano più in profondità nel sedimento, essendo questo maggiormente ossigenato, con diversità biologica elevata; c'è poi un secondo stadio detto “di transizione”, nel quale cala la biodiversità, gli organismi diminuiscono di taglia e vivono in pochi cm di sedimento; nel terzo stadio ci sono piccoli individui di superficie essenzialmente detritivori, in una condizione definita “inquinata”; nell'ultimo stadio siamo in presenza di “inquinamento pesante”, dove sopravvivono solo alcune specie di nematodi (Salen-Picard, 1983). Da questo si evince che in habitat più stabili predominano specie a strategia K, con individui di grandi dimensioni e cicli vitali più lunghi, mentre durante un evento di disturbo sono le specie a strategia r a dominare la comunità, i cosiddetti opportunisti, con individui più piccoli e cicli vitali brevi.

La comunità macrobentonica ha un'importanza rilevante per lo studio e la valutazione ecologica degli ecosistemi marini e lagunari. Innanzitutto la maggior parte dei fondi oceanici è composta da sedimenti e quindi diventa il più grande singolo ecosistema sulla Terra in termini di copertura spaziale (Snelgrove, 1997). Essa, oltre ad influire sui processi biogeochimici e sulla stabilità del sedimento, è anche un importante anello di giunzione tra la meiofauna (organismi di dimensioni inferiori a 0,5 mm) e la componente nektonica (organismi che vivono nella colonna d'acqua). I policheti sono una componente importante della comunità, sia perché dominano nel numero di specie e in abbondanza, ma anche perché sono considerati un pre-adattamento alle condizioni di habitat disturbati (Mistri et al., 2001). Il bentos di fondo incoerente presenta alcune caratteristiche che ne fanno la componente biotica più usata per gli studi di impatto nell'ecosistema marino costiero (Warwick, 1993): la sistematica è relativamente semplice e le risposte al disturbo a livelli tassonomici superiori alla specie sono quelle maggiormente studiate rispetto a qualsiasi altra componente; i campionamenti quantitativi sono più facili da effettuare rispetto al bentos di fondo duro ed esiste una vasta letteratura sugli effetti degli inquinanti sulle comunità (Occhipinti Ambrogi e Forni, 2004). In alcuni studi invece che l'abbondanza degli individui, come base di partenza si utilizzano le strategie alimentari; in genere si individuano questi gruppi: “surface deposit feeders”, cioè organismi che si alimentano della sostanza organica sulla superficie del sedimento; “sub-surface deposit feeders”, si infossano nel sedimento e si nutrono della sostanza organica nei primi mm di sedimento; “herbivores”, che si nutrono di sostanza vegetale; “suspension feeders”, che hanno apparati filtratori per trattenere la sostanza organica

presente nell'acqua; "predator", cioè che si nutrono di altri animali (i parassiti spesso sono inclusi in questo gruppo) (Gamito e Furtado, 2009).

Le difficoltà nell'identificazione a livello di specie di questi organismi del macrobenthos sta innanzitutto nelle dimensioni, infatti parliamo di individui intorno a 1-2 millimetri e a volte anche inferiori al millimetro. Innanzitutto bisogna disporre di binoculari dotati di ingrandimenti adatti a distinguere i più piccoli dettagli come setole, spine e appendici particolari. Ad esempio tra i Capitellidi le diverse specie si distinguono osservando le setole da ogni parapode. In base al segmento da cui iniziano le setole uncinato si può stabilire la specie. Negli anfipodi spesso è la forma delle prime appendici o gli uropodi a fare la differenza. Nei Serpulidi invece un carattere diagnostico è dato dalla presenza o meno e dalla forma dell'opercolo.



## 5. MATERIALI E METODI

### 5.1. Campionamento e laboratorio

Le campagne di campionamento si sono svolte nella primavera 2007, autunno 2007 e autunno 2008. Durante la primavera e l'autunno, negli habitats temperati a fondo mobile, si hanno i



**Figura 5.1.** Benna di Van Veen.

due picchi di abbondanza della macrofauna (Mantovani et al., 2006). In totale sono state campionate 20 stazioni, di cui 4 nella laguna di Caleri, 4 nella laguna di Marinetta, 2 nella laguna di Vallona, 2 a Barbamarco, 3 nella Sacca del Canarin e 5 nella Sacca di Scardovari. Per ogni stazione sono state prelevate tre repliche per l'analisi della comunità macrobentonica e una per l'analisi granulometrica dei sedimenti, utilizzando una benna di Van Veen con area di 0,027 m<sup>2</sup>, che penetra circa 15 cm nel sedimento. I campioni raccolti sono stati lavati e setacciati con un setaccio di 0,5 mm di maglia e messi in kartell da un litro con formalina al 7%. Tramite carotatore sono invece stati raccolti campioni

per l'analisi della quantità di carbonio organico (TOC) presente nei sedimenti. Come riportato da Lampadariou et al., 2005, i risultati che si ottengono possono essere influenzati dal metodo di campionamento che si utilizza.

La seconda fase è stata quella di sorting e identificazione delle specie presenti per ogni replica. Dopo il lavaggio in acqua dolce, il campione è stato immerso in una soluzione di Rosa Bengala per circa 15 minuti, in modo che gli animali presenti prendendo la colorazione risultassero più facilmente individuabili, dopodiché si è proceduto all'identificazione tassonomica. Per la maggior parte degli individui si è arrivati all'identificazione a livello di specie, ma in alcuni casi ciò non è stato possibile, quindi la classificazione si è fermata a livelli



**Figura 5.2.** Materiale per il campionamento (Kartell, setaccio, cilindro)

superiori alla specie. Come riportato anche in Borja et al., 2007, alcuni taxa, come Oligochaeta, Nemertea, Platyhelminthes, non vengono identificati a livello di specie per evitare il problema di arrivare a identificazioni sbagliate, viste le particolari difficoltà che questi taxa comportano. Gli animali raccolti sono stati poi conservati in alcol al 70%.

Il TOC (Total Organic Carbon), cioè la quantità di carbonio organico nel sedimento, è stata misurata tramite l'Analizzatore di Carbonio Organico Totale controllato da PC, TOC VCPH/TOC VCPN e il software TOC Control V, prodotti da Shimadzu Corporation. Questo strumento si basa sulla decomposizione termica-rivelazione all'infrarosso.

Il sedimento raccolto durante i campionamenti del 2007 e conservato in congelatore, è stato lasciato in stufa a 100°C per 48 ore, in modo da eliminare l'eccesso di acqua presente. Una volta disidratato è stato tritato finemente in modo da renderlo il più omogeneo possibile, e pesato collocandolo nelle cuvette che poi vanno inserite nella macchina per le analisi. Una prima quantità di circa 60-70 mg è usata per la misurazione del TC (Total Carbon), invece una quantità inferiore di circa 30-40 mg, alla quale viene aggiunto acido cloridrico, è usata per la misurazione dell'IC (Inorganic Carbon). Il campione viene inserito nel tubo di combustione che poi arriva alla fornace, dove la temperatura è di circa 720°C. Un software gestisce questi dati, e la differenza tra TC e IC ci dà la quantità di carbonio organico del sedimento (TOC).

Per l'analisi della granulometria ci si è avvalsi della collaborazione del Prof. Tessari, dipartimento di Scienze della Terra, che ha provveduto all'analisi tessiturale dei campioni di sedimento provenienti dalle lagune in esame.

*Procedura analitica:* I campioni sono stati inizialmente quartati ad umido al fine di ridurre la quantità mantenendo la rappresentatività statistica della popolazione sedimentaria. Successivamente sono stati sottoposti ad ossidazione della sostanza organica, mediante trattamento con 150 ml di Acqua Ossigenata a bassa concentrazione (16 volumi), sino alla scomparsa dell'effervescenza dovuta alla produzione di CO<sub>2</sub>. Tale procedura è stata reiterata, per la totalità dei campioni, almeno due volte.

Ritenuta conclusa la fase di ossigenazione, i campioni sono stati sottoposti a setacciatura ad umido utilizzando un vaglio a luce netta di 63 µm (4 φ) avente lo scopo di separare la frazione sabbiosa da quella siltoso-argillosa.

Quest'ultima è stata raccolta in caraffe ed ivi lasciata sedimentare. La frazione sabbiosa è stata raccolta in beakers e fatte essiccare in stufa, alla temperatura di 105 °C per 24 ore.

Al termine dell'essiccazione i residui vegetali ed i bioclasti aventi dimensioni maggiori dei clasti più grossolani sono stati eliminati. Il sedimento così ripulito è stato infine pesato con bilancia tecnica al centigrammo.

Il fango contenuto nelle caraffe, dopo l'eliminazione dell'acqua in eccesso mediante sifonatura, è stato raccolto in beakers e conservato allo stato umido in attesa dell'analisi. Il peso secco dello stesso è stato ottenuto per via indiretta prelevandone una quantità ridotta, dopo opportuna miscelazione con agitatore meccanico, da sottoporre ad essiccazione e determinazione del contenuto in acqua.

Allo scopo di determinare la ripartizione tra silt ed argilla i fanghi sono stati, infine, sottoposti ad analisi tessiturale mediante l'uso di un Sedigrafo della Micromeritics, imponendo come condizioni d'analisi un limite inferiore di 0.5  $\mu\text{m}$  in modalità standard. I dati di output sono stati introdotti in un software specifico (Sedimcol), unitamente ai pesi della frazione sabbiosa, al fine di determinare la ripartizione percentuale delle frazioni granulometriche.

I dati ottenuti dall'identificazione tassonomica sono stati organizzati in matrici, con i taxa nelle righe e le stazioni nelle colonne. Tutti gli indici sono stati applicati alla media del numero di individui delle tre repliche. Lo stesso è stato fatto con i dati riguardanti i sedimenti, sia per il TOC che per la granulometria.

## *5.2. Indici strutturali classici (o descrittori di comunità)*

Questi indici sono stati calcolati con il software PRIMER 5 su una matrice di dati importata da Excel con le stazioni sulle colonne e le specie sulle righe. I dati riguardano il numero di individui di ogni specie per ogni campione, e sono la media aritmetica dei risultati delle tre repliche.

**Numero totale di taxa (s):** s rappresenta il numero di taxa presenti in ogni campione.

**Densità (N):** N sta ad indicare il numero totale di individui (o per campione o per metro quadro)

**Indice di Margalef (d) o ricchezza specifica:** è la misura del numero di specie (S) sul totale degli individui presenti

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

**Indice di evenness di Pielou (J):** indica come gli individui sono distribuiti tra le specie. Va da zero (minima omogeneità) a 1 (massima omogeneità).

$$J = H/\log S$$

H = indice di diversità di Shannon-Wiener

S = numero totale di taxa.

**Indice di Shannon-Wiener (H')**: è l'indice più comunemente usato nelle analisi ecologiche (Vincent et al., 2002; Bouchet e Sauriau, 2008). Consente una misura della diversità dei taxa presenti, tenendo conto sia della ricchezza specifica che dell'evenness:

$$H = - \sum (n_i/N) \log (n_i/N)$$

$n_i$  = numero di individui della specie i-esima;

N = numero totale degli individui

Per i valori di soglia di questo indice sono stati presi quelli stabiliti da Vincent (2002).

EcoQ	H'
HIGH	$H' > 4$
GOOD	$3 < H' \leq 4$
MODERATE	$2 < H' \leq 3$
POOR	$1 < H' \leq 2$
BAD	$H' \leq 1$

**Tabella 5.1.** Valori di soglia dei vari EcoQ per H'.

### 5.3. MDS e Cluster Analysis

L'MDS (*Multidimensional Scaling*) è una tecnica di ordinamento non parametrica che permette di riportare su un piano i punti che corrispondono ai vari campioni, in modo da avere una visione diretta e riuscire a dare una interpretazione immediata della panoramica sull'ambiente che si sta studiando. Questo perché si sa che punti vicini hanno comunità simili tra loro, mentre i punti più lontani avranno poche specie in comune o magari valori di

abbondanza molto diversi. Il primo passo da fare è quello di costruire la matrice di partenza (specie per sito) di abbondanza. Si applica una trasformazione (compressione tramite doppia radice quadrata) in modo da ridurre l'effetto delle specie più abbondanti. Dopo di ciò viene costruita una matrice triangolare di similarità applicando l'indice di Bray-Curtis (la similarità viene calcolata tra coppie). Da questa matrice si ottiene l'MDS, una rappresentazione bidimensionale della comunità e dei suoi andamenti. Questo metodo ci dà un valore di stress, che è una misura della bontà dell'elaborazione fatta. Se lo stress è inferiore a 0,05 allora la rappresentazione sul piano sarà molto buona e non ci sarà rischio di dare false interpretazioni ai risultati. Con stress inferiore a 0,1 l'ordinamento è ancora buono, mentre con stress inferiore a 0,2 occorreranno ulteriori indagini anche se il risultato è ancora attendibile. Con stress inferiore a 0,3 abbiamo i punti disposti sul piano in maniera arbitraria.

Per la *Cluster analysis* si parte dalla stessa matrice, ma in questo caso la rappresentazione grafica è a dendrogramma, e si vede in percentuale quanta similarità hanno le varie stazioni tra di loro.

MDS e Cluster Analysis vengono effettuati sempre col software PRIMER 5.

#### 5.4. Indici WFD

Per poter mettere in pratica quanto previsto dalla WFD sono stati ideati degli indici, in modo da avere degli strumenti per la valutazione dell'EcoQ (Ecological Quality Status).

Molti degli indici sviluppati nel passato si basano sul paradigma di Pearson & Rosenberg (1978), che dice che le comunità macrobentoniche reagiscono al miglioramento della qualità ambientale in tre step: un iniziale incremento dell'abbondanza, un successivo aumento della diversità di specie e un passaggio da una dominanza di specie tolleranti all'inquinamento alla dominanza di specie sensibili all'inquinamento (Borja et al., 2000). Negli anni, nelle varie integrazioni fatte alla WFD (Henocque and Andral, 2003; Borja et al., 2004a; Casazza et al., 2004) si è affermato che, nel particolare caso del benthos, era essenziale proporre degli schemi di classificazione per la valutazione dell'EcoQ che includesse degli indici i cui valori portassero ad una delle cinque classi ecologiche proposte dalla nuova legge (High, good, moderate, poor, bad). Nel caso degli invertebrati bentonici i principali parametri sono: la diversità e l'abbondanza dei vari taxa, e il rapporto tra taxa tolleranti e taxa sensibili (Muxika et al., 2007). L'Ecological Quality Ratio (EQR) è definita come la relazione tra le condizioni realmente osservate e quelle che sono invece le condizioni di riferimento (ambienti non

disturbati presi come modelli) (Anon, 2000; Borja et al., 2007; Borja et al., 2004a). i cinque stati ecologici previsti dalla WFD sono (Borja et al., 2004; Simboura et al., 2005):

- “High” status: i livelli di diversità e abbondanza dei vari taxa di invertebrati bentonici sono nel range normalmente associato a condizioni di non disturbo. Sono presenti tutti i taxa sensibili alle condizioni di disturbo, quindi associati a ambienti non inquinati;
- “Good” status: i livelli di diversità e abbondanza dei vari taxa di invertebrati bentonici sono leggermente fuori dal range normalmente associato a condizioni di non disturbo. Sono presenti molti taxa associati alle comunità-tipo e siamo in condizioni di leggero disturbo;
- “Moderate” status: i livelli di diversità e abbondanza dei vari taxa di invertebrati bentonici sono moderatamente fuori dal range normalmente associato a condizioni di non disturbo. Sono assenti molti taxa normalmente associati a condizioni di non disturbo;
- “Poor” status: le acque mostrano evidenze di maggiori alterazioni dei valori degli elementi di qualità biologica per i corpi idrici-tipo; le comunità deviano sostanzialmente da quelle che sono normalmente associate a condizioni di non disturbo; siamo in presenza di inquinamento pesante;
- “Bad” status: le acque mostrano severe alterazioni e mancano completamente le comunità associate a condizioni di non disturbo; siamo in presenza di sedimenti anossici e in condizioni estremamente inquinate.

#### 5.4.1. AMBI (ATZI Marine Biotic Index)

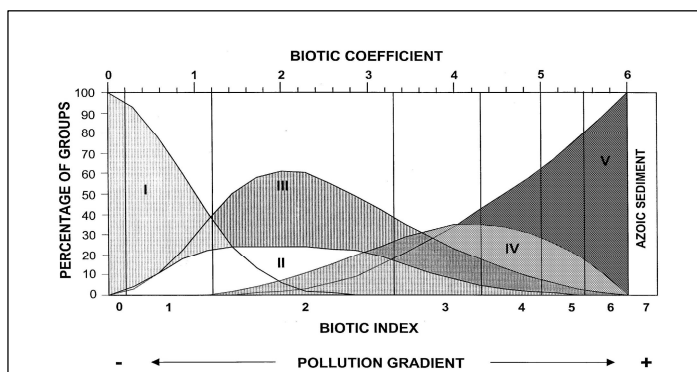
Borja et al. (2000) propongono un indice chiamato BI (Biotic Index). La comunità risponde ad un evento di stress ambientale con diverse strategie adattative. Gray (1979) riassume queste strategie in tre gruppi ecologici: r (specie con cicli vitali brevi, maturazione sessuale veloce e larve durante tutto l’anno), k (specie con cicli vitali relativamente lunghi, crescita lenta ed elevata biomassa) e T (specie tolleranti allo stress, che non sono influenzate dalle alterazioni ambientali). Hily (1984) e Glémarec (1986) basandosi su quanto detto da Salen-Picard (1983) sui 4 stadi dell’inquinamento, propongono di classificare la macrofauna in cinque gruppi, in base alla loro tolleranza al fattore di disturbo. I cinque gruppi sono:

- Gruppo I: specie molto sensibili all'arricchimento organico, presenti solo in condizioni non inquinate (primo stadio). Include carnivori specialisti e qualche specie di policheti tubicoli (deposit-feeding).
- Gruppo II: specie indifferenti all'arricchimento organico, sempre presenti in basse densità con variazioni nel tempo non significative (siamo tra il primo stadio di non-inquinamento e uno stadio leggermente disturbato). In questo gruppo troviamo suspension feeders, carnivori poco selettivi e animali che si nutrono di animali morti.
- Gruppo III: specie tolleranti ad un eccessivo arricchimento organico (siamo in situazioni leggermente disturbate). Queste specie sono presenti anche in condizioni non disturbate, ma al popolazione aumenta in condizioni disturbate. Ci sono surface deposit-feeders e spionidi tubicoli.
- Gruppo IV: secondo ordine di specie opportuniste, siamo in ambiente da leggermente disturbato a marcatamente disturbato. Principalmente sono presenti policheti di piccola taglia, come Cirratulidi subsurface deposite-feeders.
- Gruppo V: primo ordine di specie opportuniste, in situazioni fortemente disturbate. Ci sono deposit-feeders che proliferando in ambiente ridotto.

La formula proposta da Borja et al. (2000) è la seguente:

$$BC = \{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

In base al valore del Biotic Coefficient (BC) si ha un corrispondente valore di BI che stabilisce lo stato ecologico dell'ambiente in questione.



**Figura 5.3.** Corrispondenza tra BI e BC (Da Borja et al., 2000), in base al gradiente di inquinamento.

EcoQ	AMBI
HIGH	AMBI $\geq$ 1,2
GOOD	1,2 < AMBI $\leq$ 3,3
MODERATE	3,3 < AMBI $\leq$ 4,3
POOR	4,3 < AMBI $\leq$ 5,5
BAD	AMBI > 5,5

**Tabella 5.2.** Valori di soglia di AMBI per i vari EcoQ.

Tabella 5.1. Sommario dei valori di BC e BI (da Grall and Glémarec, 1997, modificato).				
Classificazione del sito in base all'inquinamento	Biotic Coefficient	Biotic Index	Gruppo ecologico dominante	Condizioni della comunità
Unpolluted	$0.0 < BC \leq 0.2$	0	I	Normal
Unpolluted	$0.2 < BC \leq 1.2$	1		Impoverished
Slightly polluted	$1.2 < BC \leq 3.3$	2	III	Unbalanced
Meanly polluted	$3.3 < BC \leq 4.3$	3		Transitional to pollution
Meanly polluted	$4.3 < BC \leq 5.0$	4	IV-V	Polluted
Heavily polluted	$5.0 < BC \leq 5.5$	5		Transitional to heavy pollution
Heavily polluted	$5.5 < BC \leq 6.0$	6	V	Heavy polluted
Extremely polluted	Azoic	7	Azoic	Azoic

Borja et al., (2004) trovano la corrispondenza tra i cinque gruppi ecologici di AMBI e i cinque livelli di disturbo proposti dalla WFD.

AMBI è stato testato con successo in diverse zone costiere del Mediterraneo (Borja et al., 2003, Muxika et al., 2003) e del Nord Atlantico, e anche in alcune zone extramediterranee, in aree con diversi tipi di impatto ambientale (Borja et al., 2004; Borja et al., 2003a; Muxica et al., 2005), come Hong Kong (Cai et al., 2003), il Sud America (Muniz et al., 2005), La Reunion (Bigot et al., 2008). Le specie che non sono nella lista originaria di AMBI vengono assegnate ad uno dei 5 gruppi ecologici previsti dall'indice.

Ci sono alcune problematiche riguardo all'uso di questo indice. La sua affidabilità si riduce quando il numero di taxa e/o di individui è estremamente basso. Inoltre, se la percentuale dei taxa che non vengono assegnati a nessun gruppo ecologico è superiore al 20% bisogna valutare con attenzione il risultato ottenuto (Borja et al., 2004; Borja et al., 2005).

AMBI è un indice da utilizzare solamente con comunità di substrati molli e non di substrati duri, dalla lista tassonomica è consigliato rimuovere tutti i taxa che non siano invertebrati bentonici, quelli di acqua dolce, i giovanili non identificati, i taxa di fondo duro (es. Nudibranchia), i taxa epifaunali (es. Bryozoa) e i taxa planctonici; se la salinità è  $>10$  rimuovere gli insetti; inoltre si deve cercare di usare il livello tassonomico più basso (dove è



possibile la specie), a parte quando questi sono inclusi nella lista di specie dell'indice (es. Nemertea) (Borja et al., 2005).

AMBI si calcola utilizzando il software gratuito scaricabile da [www.AZTI.es](http://www.AZTI.es). la lista di AMBI comprende oltre 4.400 specie, tra Mediterraneo, Mare del Nord, Nord America e Oceano Indiano.

#### 5.4.2. M-AMBI (Multivariate-AMBI)

Muxika et al. (2007) propongono un altro strumento per la valutazione dello stato ecologico degli ambienti di transizione, chiamato M-AMBI. In questo nuovo indice oltre ad AMBI, si utilizzano anche la ricchezza specifica e la diversità, combinate in una tecnica di analisi multivariata come la Factor Analysis (FA). In un primo approccio, Borja et al. (2003b) propongono l'uso di AMBI, della ricchezza specifica e della diversità per la valutazione dell'EcoQ. In un successivo sviluppo, Borja et al. (2004a) suggeriscono l'uso di un'analisi multivariata, la FA, come uno strumento oggettivo nella valutazione dell'EQR (Muxika et al., 2007). L'uso dell'FA per gli studi di valutazione dello stato ambientale è stato sviluppato inizialmente da Algarra and Niell (1985) e Niell et. al. (1988). Metodologie simili sono state sviluppate da Smith et. al. (1993; 1999; 2001), Bald et. al. (1999; 2001) e Gibson et al. (2000).

Per il calcolo di M-AMBI si utilizza lo stesso software di AMBI, disponibile sul sito [www.AZTI.es](http://www.AZTI.es).

<b>M-AMBI</b>	<b>Ecological status</b>
> 0,85	High
0,55-0,85	Good
0,39-0,55	Moderate
0,20-0,39	Poor
< 0,20	Bad

**Tabella 5.5.** Stato ecologico in base al valore di M-AMBI

#### 5.4.3. BENTIX

Partendo dall'idea di Borja et al.(2000), Simboura&Zenetos (2002), sviluppano un altro indice per la valutazione dell'EcoQ, il BENTIX, basato sulle relative percentuali di tre gruppi ecologici di specie, raggruppate in base alla loro sensibilità o tolleranza ai fattori di disturbo.

La formula sviluppata in base a questi gruppi ci da un valore che permette di assegnare ogni stazione ad uno dei cinque stati ecologici previsti dalla WFD.

Il vantaggio di BENTIX è che rispetto ad AMBI abbiamo solamente tre gruppi ecologici, e quindi l'indice risulta semplificato.

Le comunità macrobentoniche reagiscono in modi diversi al disturbo ambientale o a fattori di stress, e adottano diverse strategie adattative. Gray (1981a), suddivide gli effetti dell'inquinamento in due categorie, il disturbo e lo stress. Nel caso di BENTIX però non c'è questa distinzione, ed entrambi sono considerati come forme di inquinamento.

I tre gruppi ecologici sono (Simboura et al., 2002):

- Gruppo I (GI): specie sensibili agli eventi di disturbo. Corrispondono alle specie a strategia-K, con vita relativamente lunga, crescita lenta e alta biomassa. Vi sono comprese anche le specie indifferenti all'inquinamento, che sono sempre presenti in basse densità e che non hanno significative variazioni nel tempo. Alle specie di questo gruppo viene assegnato il valore 1.
- Gruppo II (GII): specie tolleranti all'inquinamento, che possono rispondere all'arricchimento organico o ad altre forme di inquinamento con un incremento della densità di individui (Situazione leggermente disturbata). In questo gruppo sono compresi anche gli opportunisti di secondo ordine. A queste specie viene assegnato il valore 2.
- Gruppo III (GIII): include gli opportunisti di primo ordine, presenti in situazioni fortemente disturbate, le specie pioniere e le specie tolleranti all'ipossia. Alle specie di questo gruppo viene assegnato il valore 3.

In base a quanto descritto sopra queste specie possono essere considerate come un gruppo di specie "sensibili" e 3 sottogruppi di specie "tolleranti" (specie tolleranti, secondo e primo ordine di specie opportuniste). La massima riduzione a cui si può arrivare è suddividerle in due gruppi: le specie "sensibili" e le specie "tolleranti", che in base a quanto detto sopra sono in rapporto 1:3.

$$\text{BENTIX} = \{6 \times \text{GI} + 2 \times (\% \text{GII} + \% \text{GIII})\} / 100$$

<b>Tabella 5.4.</b> Schema di classificazione degli habitats in base ai valori di BENTIX (da Simboura et al., 2002, modificato)		
<b>Classificazione dell'inquinamento</b>	<b>Bentix</b>	<b>Ecological Quality Status (EcoQ)</b>
Normal/Pristine	$4.5 \leq \text{BENTIX} < 6.0$	High
Slightly polluted, transitional	$3.5 \leq \text{BENTIX} < 4.5$	Good
Moderately polluted	$2.5 \leq \text{BENTIX} < 3.5$	Moderate
Heavily polluted	$2.0 \leq \text{BENTIX} < 2.5$	Poor
Azoic	0	Bad

Il BENTIX può essere applicato in tutti i tipi di dati di fondi mobili marini. Qualche piccolo accorgimento deve essere preso in caso di sedimenti fangosi. Infatti l'elevata percentuale di particelle fini favorisce l'accumulo di sostanza organica, e quindi la macrofauna è naturalmente dominata da specie tolleranti di habitat fangosi (con punteggio 2), che abbassano il valore di BENTIX in un ambiente che in realtà non è disturbato dalle attività umane. In ambiente fangoso è possibile modificare la scala dei valori di BENTIX, in particolare la classe "moderate" da 2,5-3,5 a 2,5-3, la classe "good" da 3,5-4,5 a 3-4 e la classe "high" da 4,5-6 a oltre 4 (Simboura et al., 2002).

#### 5.4.4. BOPA

Dauvin and Ruellet (2007) propongono questo nuovo indice, BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods Index), basato sul concetto della "sufficienza tassonomica". In questo indice vengono considerati il numero totale di individui del campione, i policheti opportunisti e gli anfipodi (ad eccezione del genere *Jassa*). Gli organismi vengono classificati non più a livello di specie, ma a livello di famiglia (Dauvin and Ruellet, 2007), e questo è un vantaggio di questo indice, che può essere uno strumento con bassi costi di applicazione e utilizzabile da persone con poca conoscenza tassonomica, minimizzando il rischio di errori. Il rapporto tra policheti opportunisti e anfipodi era già stato proposto da Dauvin e Ruellet (2000), in quanto, ad esempio nell'inquinamento da idrocarburi, c'è un basso impatto sui policheti ma alto sugli anfipodi. Infatti gli anfipodi sono un gruppo sensibile non solo all'arricchimento organico, ma anche all'inquinamento da metalli e idrocarburi (Dauvin and Ruellet, 2007). Alcune famiglie (es. Ampeliscidae, Pontoporeidae, Melitidae e Gammaridae, possono ad esempio sparire completamente in presenza di sversamento di idrocarburi (Dauvin, 1998, 2000). Gomez Gesteira and Dauvin (2000) testano diversi rapporti tra specie: policheti/crostacei, policheti

opportunisti/crostacei, policheti opportunisti/anfipodi, per capire quale sia il metodo migliore per determinare l'impatto da sversamento di idrocarburi. In accordo coi loro risultati il rapporto più efficiente risulta essere  $\log[(\text{policheti opportunisti}/(\text{anfipodi} + 1)) + 1]$ . Questo varia da  $\leq 1$  in assenza di inquinamento a  $>1$  in ambienti con alto livello di inquinamento dove scompaiono gli anfipodi.



**Figura 5.4.** Gammaridae (dimensioni 2 mm)

Dauvin and Ruellet (2007) riesaminano il rapporto tra policheti opportunisti/anfipodi, modificandolo in modo che possa essere utilizzato per assegnare gli ambienti di transizione e costieri ad uno dei 5 livelli di EcoQ previsti dalla WFD. Questo nuovo indice è chiamato BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods Index).



**Figura 5.5.** Melitidae (dimensioni 1 mm)

$$\text{BOPA} = \log [f_p / (f_a + 1) + 1]$$

Dove  $f_p$  è la frequenza dei policheti opportunisti (rapporto tra il numero totale di policheti opportunisti e il numero totale di individui nel campione);  $f_a$  è la frequenza degli anfipodi (rapporto tra il numero totale degli anfipodi escluso il genere *Jassa* e il numero totale di individui nel campione) e  $f_p + f_a \leq 1$ .

Nell'equazione viene aggiunto "+1" :

- 1) per rendere valida l'equazione anche se  $f_a = 0$
- 2) per evitare di avere  $\log 0$ , che non esiste, se  $f_p = 0$ .

BOPA è uguale a zero solo quando non ci sono policheti opportunisti e indica un'area dove l'arricchimento organico è a livelli molto bassi. Quindi il valore di BOPA è basso quando lo stato ambientale è buono, con poche specie opportuniste, e aumenta quando aumenta l'arricchimento organico. Il valore dell'indice può andare da zero (quando  $f_p = 0$ ) a  $\log 2$  (circa 0,30103, quando  $f_a = 0$ ). questo perché:

$$\begin{aligned} f_p &= [0;1] \text{ e } f_a = [0;1] \\ (f_a + 1) &= [1;2] \\ f_p / (f_a + 1) &= [0;1] \\ [f_p / (f_a + 1) + 1] &= [1;2] \\ \text{BOPA index} &= [0; \log 2] \end{aligned}$$

<b>BOPA</b>	<b>Stato della comunità</b>	<b>Classificazione del grado di inquinamento del sito</b>	<b>Ecological status</b>
< 0,14	Normal	Unpolluted	High-good
0,14-0,19	Changed	Polluted	Moderate
> 0,19	Degraded	Extremely polluted	Poor-bad

**Tabella 5.6.** EcoQ in base a BOPA

Per adattare BOPA alle direttive della WFD, che prevedono la classificazione dei siti in cinque stati ecologici, Dauvin e Ruellet (2007) ricorrono al confronto di BOPA con i limiti di AMBI e BENTIX. Il risultato è che AMBI è la scelta migliore, e ne deriva la seguente tabella:

<b>BOPA-m</b>	<b>ECoQ</b>
0-0,04576	High
0,04576-0,13966	Good
0,13966-0,19382	Moderate
0,19382-0,26761	Poor
0,26761-0,30103	Bad

**Tabella 5.7.** Valori di BOPA-m.

#### 5.4.5. BITS

Mistri e Munari (2008) sviluppano il BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency), indice specificatamente ideato per le lagune costiere mediterranee. Sono state prese in esame sei lagune: laguna di Venezia, Sacca di Scardovari, Sacca di Goro, Valle di Gorino, Valli di Comacchio e laguna di Lesina.

$$\text{BITS} = \log [(6fI+fII)/(fIII+1)+1] + \log [nI/(nII+1)+nI/(nIII+1)+0,5nII/(nIII+1)+1]$$

*fI*: frequenza delle famiglie sensibili (rapporto tra il numero totale di individui delle famiglie sensibili e il numero totale di individui nel campione);

*fII*: frequenza delle famiglie tolleranti (rapporto tra il numero totale di individui delle famiglie tolleranti e il numero totale di individui nel campione);

*fIII*: frequenza delle famiglie opportuniste (rapporto tra il numero totale di individui delle famiglie opportuniste e il numero totale di individui nel campione);

*nI*: numero delle famiglie sensibili;  
*nII*: numero delle famiglie tolleranti;  
*nIII*: numero delle famiglie opportuniste.

Il “+1” nel primo termine viene aggiunto per permettere la risoluzione dell’equazione quando *fIII* è zero. Nel secondo termine lo stesso avviene per *nIII*.

BITS è nullo quando non ci sono famiglie tolleranti e sensibili, quindi con elevato inquinamento organico nel sedimento e scarso ricambio idrico. BITS ha valore elevato quando lo stato ambientale è buono con poche famiglie opportuniste e decresce quando lo stato ambientale degrada (Mistri e Munari, 2008). La valutazione dell’EcoQ con BITS varia a seconda del tipo di substrato (sabbia o fango).

<b>Tabella 5.8.</b> Valori di BITS associati ai diversi EcoQ proposti dalla WFD per habitas lagunari di sabbia e fango		
<b>EcoQ</b>	<b>Sabbia</b>	<b>Fango</b>
High	2.20 < BITS < 2.75	1.84 < BITS < 2.30
Good	1.65 < BITS < 2.20	1.38 < BITS < 1.84
Moderate	1.01 < BITS < 1.65	0.92 < BITS < 1.38
Poor	0.55 < BITS < 1.01	0.46 < BITS < 0.92
Bad	0 < BITS < 0.55	0 < BITS < 0.46

Tra gli indici proposti per la WFD ci sono BOPA e BITS che si basano sul concetto della “sufficienza tassonomica”, ma mentre BOPA considera solo i policheti opportunisti e gli anfipodi, BITS considera tutta la comunità bentonica. Entrambi gli indici hanno il vantaggio di risparmio sia in termini di tempo che economici, in quanto gli organismi vengono classificati non a livello di specie, ma di famiglia. Ferraro e Cole (1990) stimano che l’identificazione a livello di famiglia porti a risparmiare sui costi del 55%. Inoltre, il fatto di identificare a livello di famiglia riduce di molto la possibilità di errori di identificazione. Inoltre BITS è sviluppato specificatamente per le lagune costiere, dove la struttura della comunità è diversa dagli altri ambienti costieri e quindi si riscontra qualche difficoltà ad applicare altri indici (es. AMBI).

I valori di BITS sono stati calcolati utilizzando il software disponibile su [www.bits.unife.it](http://www.bits.unife.it)

### *5.5. La regressione lineare semplice*

La regressione lineare semplice è un metodo statistico che ci permette di analizzare due variabili quantitative e verificare la dipendenza di una dall'altra o viceversa l'interdipendenza. Riportando i valori delle variabili su grafico, con la variabile dipendente sull'asse Y e la variabile indipendente sull'asse X, si crea una serie di punti (diagramma di dispersione) che permette di avere un'idea sul tipo di relazione che intercorre tra le due variabili. Con questo tipo di rappresentazione si può vedere se Y dipende o meno da X. L'insieme dei punti del diagramma di dispersione viene meglio interpretato aggiungendo la linea di tendenza e facendo il calcolo di  $R^2$  (coefficiente di determinazione) e semplicemente dice di quanto la retta si "adatta" alla nuvola dei punti.  $R^2$  è un valore compreso tra 0 e 1. È uguale a zero quando le due variabili sono completamente indipendenti e uguale a uno quando tutti i punti sono collocati esattamente sulla retta. Quindi più il valore di  $R^2$  si avvicina a 1 e più la retta passa vicino ai punti del diagramma di dispersione.

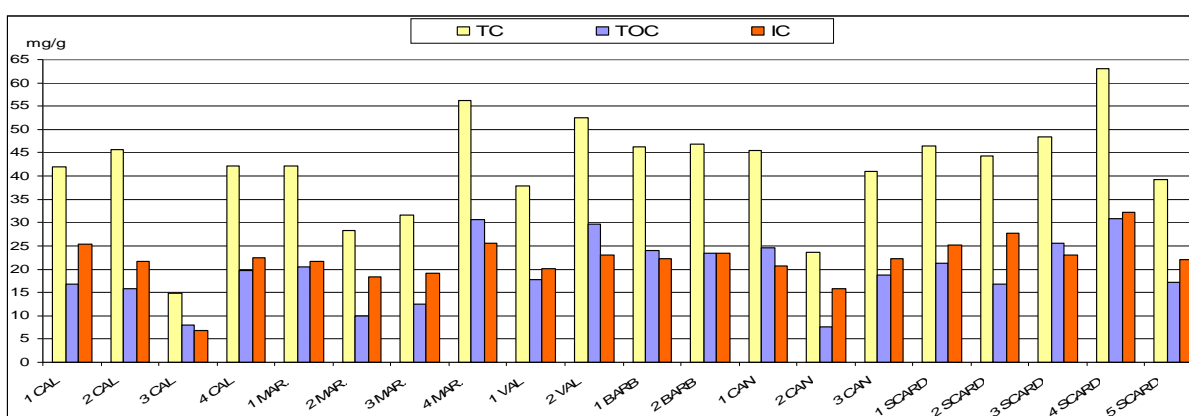
## 6. RISULTATI

### 6.1. Il comparto sedimentario

Al fine di ottimizzare l'applicazione degli indici previsti dalla WFD e avere una più accurata valutazione dello stato ambientale, è stata effettuata anche un'analisi della granulometria del sedimento e della quantità di carbonio organico presente (TOC, Total Organic Carbon). I dati riguardanti questi due parametri si riferiscono alla prima campagna di campionamento, in primavera 2007.

#### 6.1.1. Il TOC

<b>Tabella 6.2.</b> Dati sul Carbonio Totale (TC), sul Carbonio Organico Totale (TOC) e sul Carbonio Inorganico							
Stazione	mg/g C organico TOC	mg/g C totale TC	mg/g C inorganico IC	Stazione	mg/g C organico TOC	mg/g C totale TC	mg/g C inorganico IC
1 CAL	16,7	42	25,3	1 BARB	24,1	46,3	22,2
2 CAL	15,9	45,6	21,6	2 BARB	23,4	46,9	23,4
3 CAL	8	14,9	6,9	1 CAN	24,6	45,4	20,7
4 CAL	19,7	42,1	22,4	2 CAN	7,7	23,6	15,8
1 MAR.	20,5	42,2	21,7	3 CAN	18,7	41	22,3
2 MAR.	10	28,4	18,3	1 SCARD	21,2	46,5	25,2
3 MAR.	12,4	31,6	19,2	2 SCARD	16,7	44,4	27,7
4 MAR.	30,6	56,2	25,5	3 SCARD	25,5	48,5	23
1 VAL	17,8	37,9	20,1	4 SCARD	30,9	63,1	32,2
2 VAL	29,6	52,6	23	5 SCARD	17,2	39,3	22,1



**Figura 6.12.** Grafico riportante i dati sul carbonio della tabella 6.1. I dati si riferiscono alla campagna di campionamento della primavera 2007



Il grafico 6.1 mostra la quantità di carbonio totale in milligrammi su grammo di sedimento presente nei campioni raccolti per ogni stazione nel 2007. Oltre al totale viene riportata la quantità di TOC e di carbonio inorganico. La stazione 4 di Scardovari è il sito con la maggior quantità di carbonio totale (63,1 mg/g), seguita dalla stazione 4 di Marinetta (56,2 mg/g). La stazione che invece presenta la minor quantità di carbonio totale è la 3 di Caleri, con 14,9 mg/g. Per quel che riguarda il TOC la quantità maggiore è segnalata per la stazione 4 di Scardovari (30,9 mg/g), seguita dalla stazione 4 di Marinetta (30,6 mg/g). La stazione con la quantità minore di TOC è invece la stazione 2 di Canarin (7,7 mg/g).

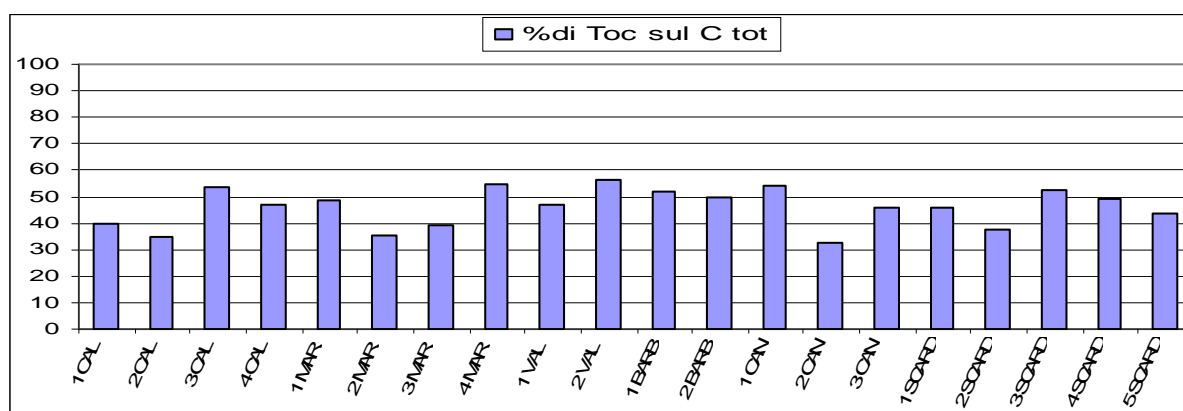


Figura 6.13. Istogramma della percentuale di TOC sul carbonio totale.

Il grafico in figura 6.2 mostra la quantità di TOC in percentuale sul carbonio totale. In questo caso è la stazione 2 di Vallona ad avere la percentuale maggiore (56,27%), seguita dalla stazione 4 di Marinetta (54,45%). La stazione con la percentuale minore è invece la stazione 2 di Canarin (32,63%).

### 6.1.2. La granulometria

Campione	Sabbia	Silt	Argilla	Campione	Sabbia	Silt	Argilla
1 CAL p07	2.44	58.61	38.96	1 BARB p07	32.06	37.52	30.4
2 CAL p07	33.26	44.66	22.08	1 BARB p07	16.41	55.9	27.7
3 CAL p07	99.79	0.15	0.06	1 CAN p07	1.03	48.24	50.74
4 CAL p07	46.03	33.45	20.51	2 CAN p07	88.3	4.6	7.1
1 MAR p07	69.12	20.58	10.3	3 CAN p07	1.81	51.52	46.67
2 MAR p07	90.77	5.9	3.33	1 SCARD	19.78	48.48	31.74
3 MAR p07	69.64	17.94	12.42	2 SCARD	2.13	50.25	47.63
4 MAR p07	18.53	39.95	41.52	3 SCARD	0.99	48.36	50.65
1 VAL p07	58.44	23.11	18.45	4 SCARD	6.98	38.54	54.48
2 VAL p07	15.88	48.87	35.25	5 SCARD	32.74	40.34	26.92

L'analisi della granulometria del sedimento è indispensabile per l'applicazione del BITS, un indice che prevede l'utilizzo anche di questo parametro. La tabella riporta le percentuali di ogni classe granulometrica per ogni stazione. I sedimenti che compongono i fondali delle lagune in questione sono composti da sabbia, silt e argilla, quindi a granulometria comunque fine.

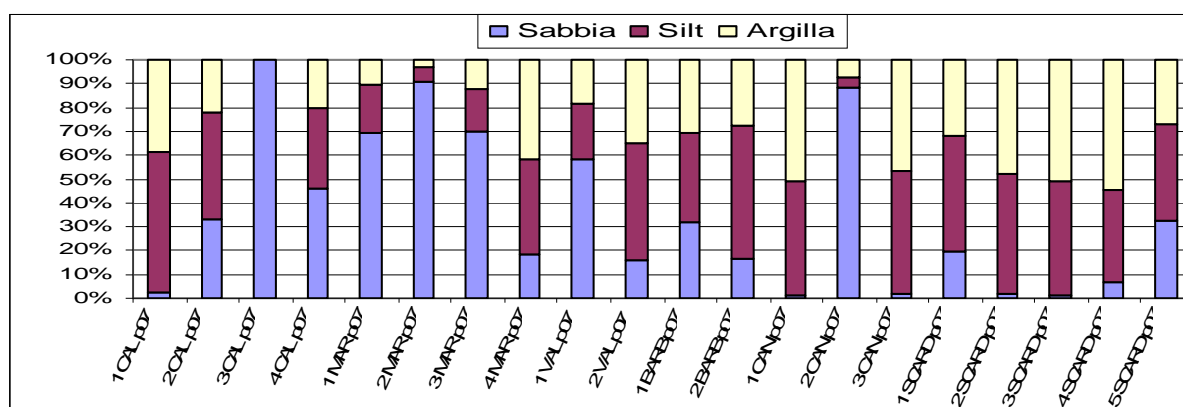


Figura 6.14. Istogramma che riporta i dati della tabella 6.2.

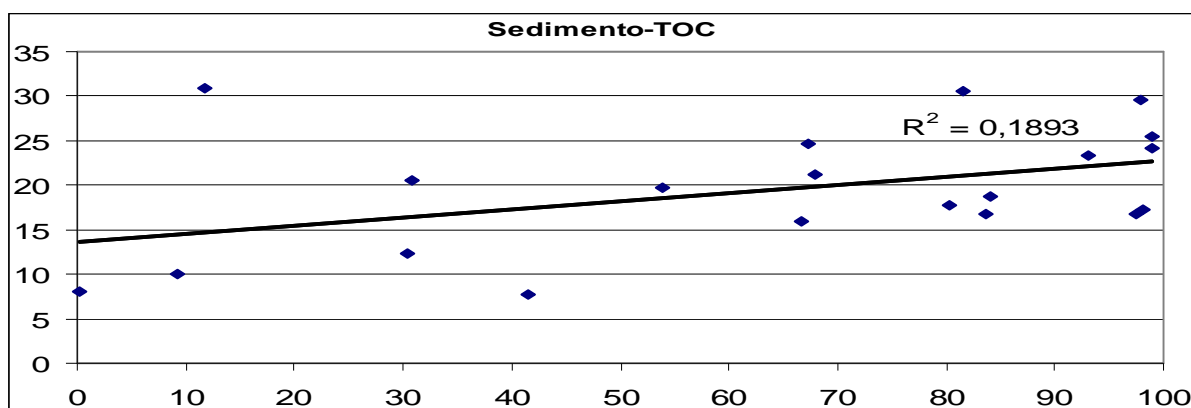


Figura 6.16. Regressione lineare tra sedimenti e TOC.

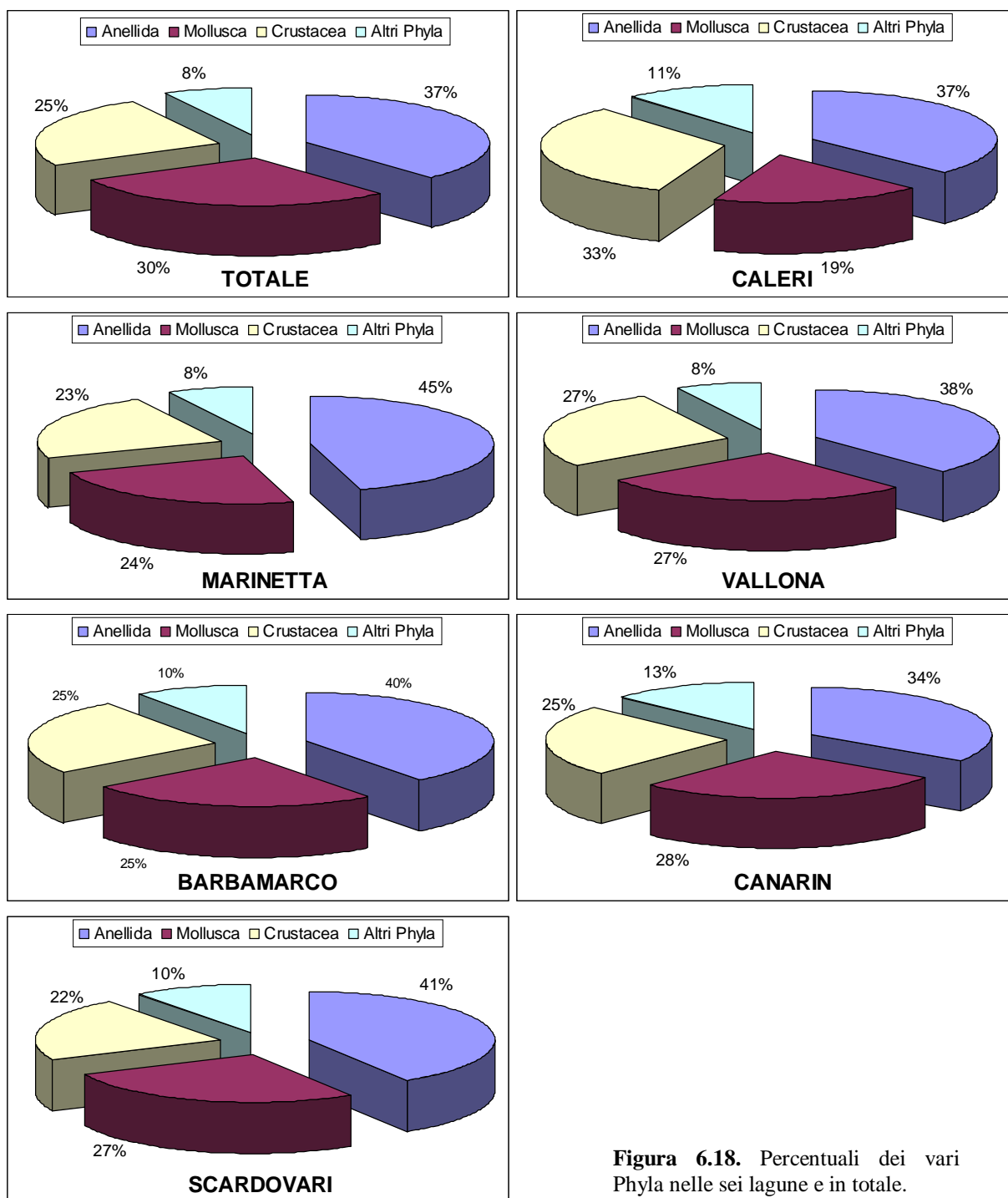
Facendo un confronto tramite regressione lineare tra la quantità di carbonio organico (TOC) e il sedimento, si nota che la linea di tendenza ha andamento crescente, quindi sembra che all'aumento della percentuale di silt-argilla aumenti di conseguenza la quantità di TOC nel sedimento (Afli et al., 2008), anche se  $R^2=0,1893$  e quindi non significativo. Questo è in accordo col fatto che sedimenti fini favorirebbero l'accumulo di sostanza organica e inquinanti (Carvalho et al., 2006; Giani et al., 2009).

## 6.2. La comunità macrobenthonica

Come panoramica iniziale dei dati biotici riportiamo la lista tassonomica delle specie rinvenute nelle sei lagune prese in esame. Sono state rinvenute 141 specie in totale nelle sei lagune per le tre stagioni, di cui 54 Anellida, 42 Mollusca, 35 Crustacea e 11 specie appartenenti ad altri Phyla.

Scoloplos armiger	Anellida	Bittium scabrum	Mollusca	Bodotria scorpioides	Crustacea
Theostoma oerstedii	Anellida	Pusillina sarsii	Mollusca	Iphinoe serrata	Crustacea
Polydora ciliata	Anellida	Hydrobia acuta	Mollusca	Balanus eburneus	Crustacea
Malacoceros fuliginosus	Anellida	Hinia reticulata	Mollusca	Jaeropsis brevicornis	Crustacea
Prionospio cirrifera	Anellida	Cyclope neritea	Mollusca	Idotea baltica	Crustacea
Spio decoratus	Anellida	Chrysallida terebellum	Mollusca	Isopoda	Crustacea
Streblospio shrubsolii	Anellida	Haminoea navicula	Mollusca	Munna sp.	Crustacea
Paradoneis lyra	Anellida	Philine aperta	Mollusca	Cyathura carinata	Crustacea
Cossura soyeri	Anellida	Limapontia depressa	Mollusca	Eurydice spinigera	Crustacea
Capitella capitata	Anellida	Opisthobranchia	Mollusca	Sphaeroma serratum	Crustacea
Capitomastus minimus	Anellida	Nudibranchia	Mollusca	Ampelisca sarsi	Crustacea
Heteromastus filiformis	Anellida	Ovatella myosotis	Mollusca	Amphilochus neapolitanus	Crustacea
Mediomastus sp.	Anellida	Nucula nucleus	Mollusca	Peltocoxa mediterranea	Crustacea
Pseudoleiocapitella fauveli	Anellida	Anadara demiri	Mollusca	Microdeutopus anomalus	Crustacea
Ophelia neglecta	Anellida	Anadara inequivalvis	Mollusca	Microdeutopus gryllotalpa	Crustacea
Armandia cirrhosa	Anellida	Mytilus galloprovincialis	Mollusca	Corophium insidiosum	Crustacea
Polyophtalmus pictus	Anellida	Mytilaster minimus	Mollusca	Atylus massiliensis	Crustacea
Eteone picta	Anellida	Modiolus adriaticus	Mollusca	Dexamine spinosa	Crustacea
Eulalia sanguinea	Anellida	Mytilidae juv.	Mollusca	Apherusa chierighinii	Crustacea
Glycera tridactyla	Anellida	Chlamys glabra	Mollusca	Gammarus aequicauda	Crustacea
Kefersteinia cirrata	Anellida	Chlamys varia	Mollusca	Erichthonius brasiliensis	Crustacea
Syllis gracilis	Anellida	Ostrea edulis	Mollusca	Melita palmata	Crustacea
Eusyllis assimilis	Anellida	Crassostrea gigas	Mollusca	Caprella scaura	Crustacea
Leptonereis glauca	Anellida	Mysella bidentata	Mollusca	Palaemon adspersus	Crustacea
Nereis diversicolor	Anellida	Cerastoderma glaucum	Mollusca	Palaemon serratus	Crustacea
Neanthes succinea	Anellida	Mactra stultorum	Mollusca	Hippolyte inermis	Crustacea
Perinereis cultrifera	Anellida	Tellina distorta	Mollusca	Processa edulis	Crustacea
Platynereis dumerilii	Anellida	Tellina nitida	Mollusca	Upogebia pusilla	Crustacea
Lumbrinereis impatiens	Anellida	Tellina planata	Mollusca	Diogenes pugilator	Crustacea
Onuphis eremita	Anellida	Tellina tenuis	Mollusca	Carcinus aestuarii	Crustacea
Eunice vittata	Anellida	Donax semistriatus	Mollusca	Dyspanopeus sayi	Crustacea
Nematonereis unicornis	Anellida	Abra alba	Mollusca	Brachynotus sexdentatus	Crustacea
Nephtys hombergii	Anellida	Abra ovata	Mollusca	Athanas nitescens	Crustacea
Harmothoe spinifera	Anellida	Abra nitida	Mollusca	Crangon crangon	Crustacea
Lagisca extenuata	Anellida	Chamelea gallina	Mollusca	Penaeus kerathurus	Crustacea
Stauropcephalus kefersteini	Anellida	Tapes philippinarum	Mollusca	Chironomus salinarius	Altri Phyla
Melinna palmata	Anellida	Venerupis aurea	Mollusca	Podocoryna carnea	Altri Phyla
Polymnia nebulosa	Anellida	Lentidium mediterraneum	Mollusca	Turbellaria	Altri Phyla
Polycirrus aurantiacus	Anellida	Mercenaria mercenaria	Mollusca	Turbellaria sp.2	Altri Phyla
Owenia fusiformis	Anellida	Musculista senhousia	Mollusca	Nemertea	Altri Phyla
Pallasia cirrata	Anellida	Corbula gibba	Mollusca	Porifera sp.	Altri Phyla
Sabellidae	Anellida	Solen marginatus	Mollusca	Actiniaria	Altri Phyla
Chone collaris	Anellida			Bryozoa	Altri Phyla
Ficopomatus enigmaticus	Anellida			Ophiuroidea	Altri Phyla
Hydroides dianthus	Anellida			Botryllus schlosseri	Altri Phyla
Hydroides elegans	Anellida			Ascidiacea	Altri Phyla
Spirobranchus polytrema	Anellida				
Serpula vermicularis	Anellida				
Serpula concharum	Anellida				
Janua pagenstecheri	Anellida				
Saccocirrus papilloecercus	Anellida				
Pectinaria koreni	Anellida				
Oligochatae	Anellida				

I grafici sotto riportati illustrano le percentuali dei vari Phyla nelle lagune considerate. I dati rappresentati indicano il numero di specie senza considerare il numero di individui per ogni specie.



**Figura 6.18.** Percentuali dei vari Phyla nelle sei lagune e in totale.

La distribuzione delle specie presenta un trend simile in tutte le sei lagune, con alcune eccezioni, che rispecchiano quello che è il totale. Gli anellidi sono il gruppo predominante (da 34% a 45%), seguono i molluschi (da 19% a 30%), poi i crostacei (da 22% a 33%) e le specie

appartenenti ad altri phyla (da 8% a 13%). L'unica eccezione è data da Caleri, dove i crostacei (33%) superano i molluschi (19%), mentre a Vallona e Barbamarco i due phylum si equivalgono. Riportiamo ora una tabella che riassume sul totale degli individui rinvenuti nelle sei lagune per le tre stagioni, le percentuali delle specie predominanti.

**Tabella 6.5.** Percentuale delle specie predominanti sul totale

Phylum	Specie	%
Anellidi	<i>Polydora ciliata</i>	4,463959
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	31,72401
	<i>Capitella capitata</i>	5,661202
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	1,958374
	<i>Hydroides dianthus</i>	2,561133
	<i>Janua pagenstecheri</i>	2,047015
Molluschi	<i>Oligochatae</i>	13,8989
	<i>Tapes philippinarum</i>	4,318587
Artropodi	<i>Musculista senhousia</i>	2,518585
	<i>Munna sp.</i>	3,77965
	<i>Dexamine spinosa</i>	3,193438
	<i>Gammarus aequicauda</i>	2,402761
Cnidari	<i>Chironomus salinarius</i>	3,361265
	<i>Podocoryna carnea</i>	2,519767

Riportiamo in tabella 6.5 le percentuali delle tre specie più abbondanti per ogni stazione.

**Tabella 6.6.** % delle spp più abbondanti in ogni stazione

STAZIONE	SPECIE PIÙ ABBONDANTE	SECONDA SPECIE PIÙ ABBONDANTE	TERZA SPECIE PIÙ ABBONDANTE
1CALp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 36,70%	<i>Munna sp.</i> 15,48%	
2CALp07	<i>Munna sp.</i> 39,62%	<i>Streblospio shrubsolii</i> 25,16%	
3CALp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 25%		
4CALp07	<i>Janua pagenstecheri</i> 72,64%		
1MARp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 40,46%	<i>Sabellidae sp.</i> 21%	
2MARp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 23,94%	<i>Capitomastus minimus</i> 12,68%	<i>Cyclope neritea</i> 12,68%
3MARp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 74,30%		
4MARp07	<i>Oligochatae</i> 28,48%	<i>Podocoryna carnea</i> 26,18%	<i>Streblospio shrubsolii</i> 21,47%
1VALp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 24,75%	<i>Dexamine spinosa</i> 22,67%	<i>Oligochatae</i> 16,77%
2VALp07	<i>Oligochatae</i> 38,04%	<i>Streblospio shrubsolii</i> 24,74%	
1BARBp07	<i>Capitella capitata</i> 26,77%	<i>Capitomastus minimus</i> 16,17%	<i>Polydora ciliata</i> 15,90%
2BARBp07	<i>Chironomus salinarius</i> 57,88%	<i>Capitella capitata</i> 17,58%	
1CANp07	<i>Oligochatae</i> 32,64%	<i>Dexamine spinosa</i> 17,15%	
2CANp07	<i>Tapes philippinarum</i> 80,65%		
3CANp07	<i>Oligochatae</i> 35,19%	<i>Streblospio shrubsolii</i> 31,88%	
1SCARp07	<i>Munna sp.</i> 54,36%		
2SCARp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 32,66%	<i>Oligochatae</i> 31,73%	<i>Capitella capitata</i> 22,76%
3SCARp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 64,61%	<i>Oligochatae</i> 28,69%	
4SCARp07	<i>Streblospio shrubsolii</i> 84,70%		
5SCARp07	<i>Podocoryna carnea</i> 52,63%	<i>Oligochatae</i> 16,62%	

<b>(continua) Tabella 6.7. % delle spp più abbondanti in ogni stazione</b>			
<b>STAZIONE</b>	<b>SPECIE PIÙ ABBONDANTE</b>	<b>SECONDA SPECIE PIÙ ABBONDANTE</b>	<b>TERZA SPECIE PIÙ ABBONDANTE</b>
1CALa07	Streblospio shrubsolii 59,22%		
2CALa07	Streblospio shrubsolii 38,53%	Polydora ciliata 14,91%	
3CALa07	Capitomastus minimus 31,37%	Podocoryna carnea 14,03%	
4CALa07	Streblospio shrubsolii 72,98%	Polydora ciliata 13,24%	
1MARA07	Capitomastus minimus 19,87%	Polydora ciliata 17,15%	Oligochatae 14,43%
2MARA07	Streblospio shrubsolii 22,22%	Glycera tridactyla 22,22%	Bodotria scorpioides 11,11%
3MARA07	Streblospio shrubsolii 44,70%	Oligochatae 15,07%	Polydora ciliata 14,38%
4MARA07	Oligochatae 32,21%	Nemertea 13,12%	Sabellidae 10,76%
1VALa07	Oligochatae 29,63%	Dexamine spinosa 16,22%	
2VALa07	Streblospio shrubsolii 29,54%	Corophium insidiosum 20,91%	Chironomus salinarius 17,52%
1BARBa07	Capitella capitata 10,92%	Polydora ciliata 8,62%	Malacoceros fuliginosus 8,22%
2BARBa07	Oligochatae 31,72%	Streblospio shrubsolii 24,07%	Chironomus salinarius 14,97%
1CANa07	Oligochatae 54,91%	Streblospio shrubsolii 16,21%	
2CANa07	Polydora ciliata 32,63%	Tapes philippinarum 28,92%	
3CANa07	Streblospio shrubsolii 38,37%	Oligochatae 14,93%	
1SCARa07	Streblospio shrubsolii 28,38%	Oligochatae 21,68%	
2SCARa07	Oligochatae 63,82%		
3SCARa07	Oligochatae 50,67%	Capitella capitata 12,63%	
4SCARa07	Streblospio shrubsolii 42,61%	Oligochatae 12,22%	
5SCARa07	Streblospio shrubsolii 38,48%	Oligochatae 9,09%	Paradoneis lyra 8,97%
1CALa08	Streblospio shrubsolii 58,32%	Capitella capitata 39,04%	
2CALa08	Streblospio shrubsolii 65,67%	Capitella capitata 30,60%	
3CALa08	Streblospio shrubsolii 63,44%		
4CALa08	Streblospio shrubsolii 48,59%	Capitella capitata 15,88%	
1MARA08	Streblospio shrubsolii 71,53%	Capitella capitata 20,25%	
2MARA08	Bodotria scorpioides 33,98%	Capitella capitata 17,47%	
3MARA08	Streblospio shrubsolii 83,89%		
4MARA08	Streblospio shrubsolii 77,79%		
1VALa08	Streblospio shrubsolii 93,03%		
2VALa08	Streblospio shrubsolii 95,02%		
1BARBa08	Capitella capitata 70,75%		
2BARBa08	Streblospio shrubsolii 73,16%	Capitella capitata 21,05%	
1CANa08	Streblospio shrubsolii 27,93%	Neanthes succinea 22,97%	
2CANa08	Tapes philippinarum 54,01%	Streblospio shrubsolii 24,09%	
3CANa08	Streblospio shrubsolii 86,50%		
1SCARa08	Streblospio shrubsolii 74,69%	Capitella capitata 12,18%	
2SCARa08	Streblospio shrubsolii 30,91%	Paradoneis lyra 23,64%	Oligochatae 15,15%
3SCARa08	Capitella capitata 44,27%	Streblospio shrubsolii 32,27%	
4SCARa08	Hydroides dianthus 32,54%	Ficopomatus enigmaticus 29%	Chironomus salinarius 11%
5SCARa08	Streblospio shrubsolii 61,03%		

Tra le 20 stazioni per tre stagioni (quindi 60 campioni), in ben 33 siti predomina *Streblospio shrubsolii*. Sul totale degli individui questa specie predomina col 31,72%, seguita dagli Oligocheti (13,89%), da *Capitella capitata* (5,66%) e da *Polydora ciliata* (4,46%). Tra i molluschi predominano *Tapes philippinarum* (4,31%) e *Musculista senhousia* (2,51%). Tra gli Artropodi *Munna sp.* raggiunge il 3,77% del totale e *Chironomus salinarius* il 3,36%.

Alcune specie risultano localmente abbondanti, come *Janua pagenstecheri* col 72,64% del totale nella stazione 4 di Caleri a primavera 2007; questo è dovuto alla presenza massiccia dell'alga rossa appartenente al genere *Gracilaria* sulla quale il piccolo spirorbide aderisce. Nella stazione 2 di Canarin sempre a primavera 2007 predomina invece *Tapes philippinarum* con l'80,65% del totale; questo dato trova la sua spiegazione nel fatto che la stazione di campionamento è nelle vicinanze di appezzamenti lagunari chiamati "orti", utilizzati per l'allevamento degli stadi giovanili di *Tapes*.

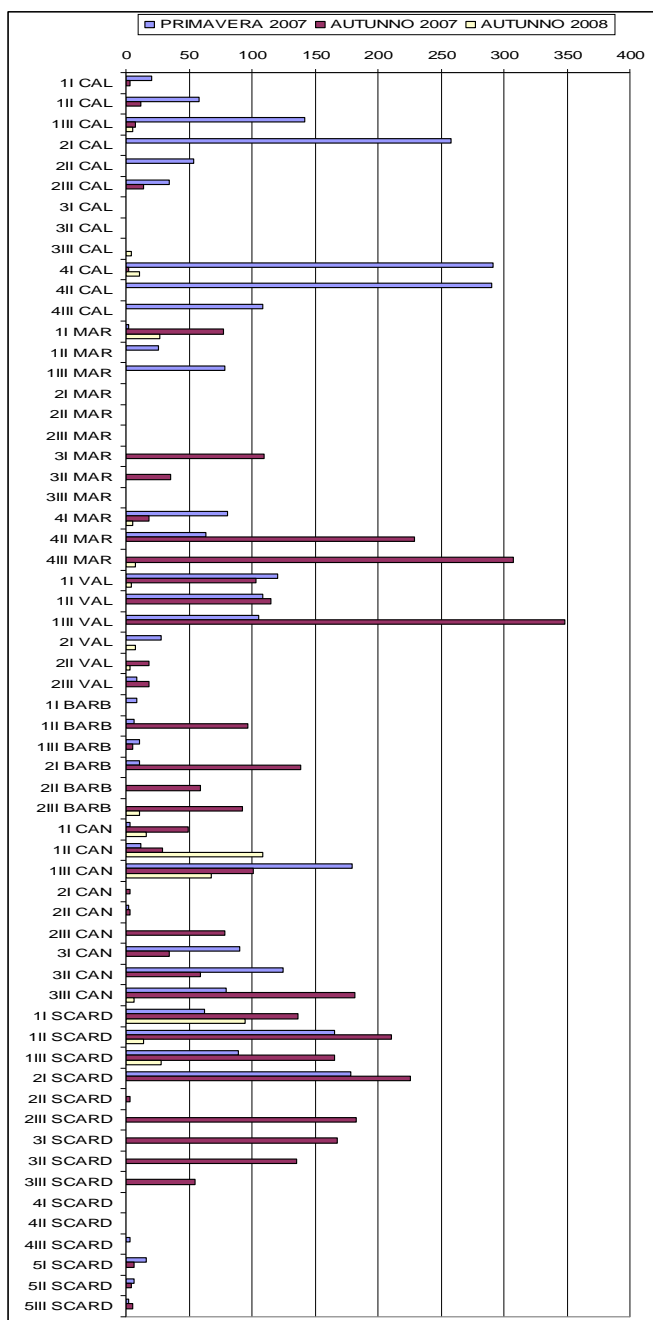
Nella stazione 5 di Scardovari a primavera 2007 predomina col 52,63% *Podocoryna carnea*, un piccolo idroide che si sviluppa soprattutto sulle conchiglie di *Hinia*. Nella stazione 2 di Marinetta in autunno 2008 la specie predominante è *Bodotria scorpioides* col



**Figura 19.** *Bodotria scorpioides* (dimensioni 4 mm)

33,98% sul totale. Come nella primavera 2007 anche in autunno 2008 nella stazione 2 di Canarin predomina *Tapes philippinarum* con il 54,01% sul totale. Nella stazione 4 di Scardovari in autunno 2008 predominano *Hydroides dianthus* col 32,54% del totale e *Ficopomatus enigmaticus* col 29% del totale, due specie di serpulidi in grado di costituire i cosiddetti "Reef a Serpulidi".

### 6.3. Macroalghe



**Figura 20.9.** Quantità di macroalghe per ogni replica (in grammi).

L'istogramma della figura 6.9 mostra la quantità di alghe rinvenute per ogni replica, pesate in grammi di peso umido. Le specie predominanti appartengono al genere *Ulva* e *Gracilaria*. In questo caso non viene fatta una media dei dati, ma il peso viene riportato per singola replica, in modo da evidenziare come in questi ambienti la variabilità sia elevata anche all'interno di una singola stazione. La presenza o meno di macroalghe può influenzare significativamente la struttura della comunità, soprattutto per quel che riguarda gli anfipodi, che prediligono ambienti con copertura vegetale. Nella stazione 1 di Caleri, in tutte e tre le repliche, la maggior quantità di macroalghe la troviamo a primavera 2007 (minimo 20,7 g, massimo 141,7 g). Lo stesso avviene nella stazione 2 (minimo 34,81, massimo 258,07). Nella stazione 3, posta nella bocca a mare della laguna, non è stata rinvenuta presenza di macroalghe, probabilmente a causa dell'elevato idrodinamismo che non permette alle macroalghe di aderire a

qualche substrato, che per queste specie può anche essere rappresentato da un guscio vuoto di mollusco. Nella stazione 4 la maggior quantità di biomassa algale si ha sempre a primavera 2007 (minimo 108,91, massimo 291,18). Se si osservano i dati della macrofauna notiamo che nella stazione 4 la specie animale più abbondante risulta essere *Janua pagenstecheri* col 72,64% sul totale di individui, un piccolo spirorbidae che vive in tubi calcarei aderenti a





**Figura 6.10.** In alto, *Gracilaria* dopo il lavaggio del campione. Sotto, particolare con *Spirorbidae* (dimensioni 1 mm).

diversi tipi di substrato, tra cui proprio i talli delle macroalghe. Nella laguna di Marinetta invece le abbondanze maggiori sono perlopiù in autunno 2007; nella stazione 1 in una replica la quantità maggiore è rinvenuta in autunno 2007 (76,09 g) mentre nelle altre due a primavera 2007 (quantità massima 78,24 g). Anche qui nella stazione 2 posta sulla bocca a mare, la quantità di macroalghe è zero. Nella stazione 4 in due repliche la quantità massima è in autunno 2007 (massimo 307,72 g) e in una in primavera 2007 (81,12 g). A Vallona la quantità maggiore è nella stazione 1 in autunno 2007 (348,07 g), mentre nella stazione 2 la presenza di macroalghe è molto inferiore (28,13 g a primavera 2007). Anche a Barbamarco la biomassa algale è maggiore in autunno 2007 rispetto alle altre due stagioni. Nella

stazione 1 il massimo è in autunno 2007 (96,66 g), mentre il minimo (10,29 g) a primavera 2007. nella stazione 2 i valori massimi sono in autunno 2007 (minimo 59,11 g, massimo 139,17). A Canarin nella stazione 1 si ha un'elevata variabilità tra le tre repliche, nella II infatti la quantità maggiore la si ha in autunno 2007 (49,36), nella III in autunno 2008 (108,48) e nella IIII a primavera 2007 (179,69); nella stazione 2 le quantità maggiori sono state rinvenute in autunno 2007 (massimo 78,72 g). Anche a Scardovari la maggior quantità di biomassa algale si riscontra in autunno 2007. Nella stazione 1 i valori massimi sono in autunno 2007 (minimo 136,81, massimo 210,27 g), così come nella stazione 2 (minimo 2,73, massimo 225,55). Lo stesso avviene nella stazione 3 (minimo 54,32 g, massimo 167,88 g). Le stazioni 4 e 5 sono quelle dove è minore o assente la presenza di macroalghe (massimo 16,52 g nella stazione 5 di Scardovari a primavera 2007).

6.4. Gli indici strutturali classici (o descrittori di comunità): S, N, d, J' e H'

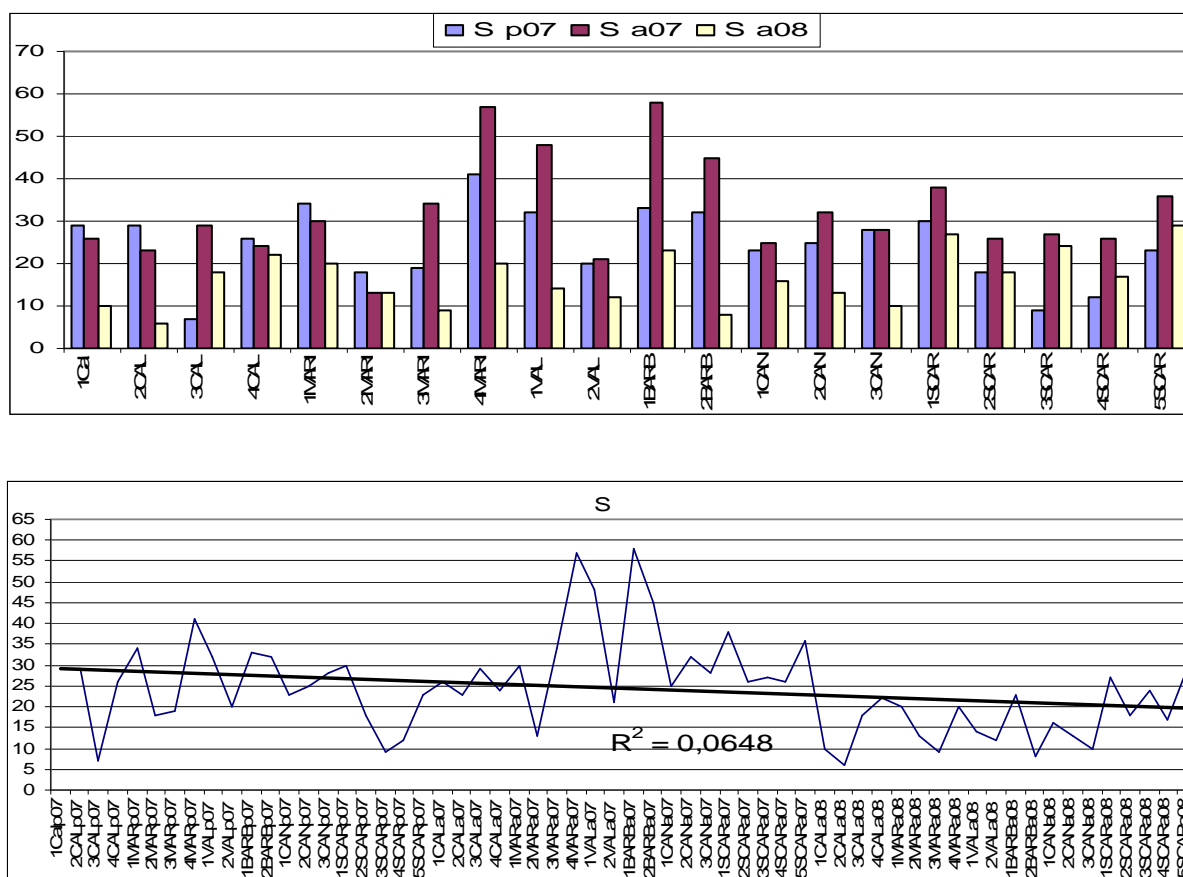
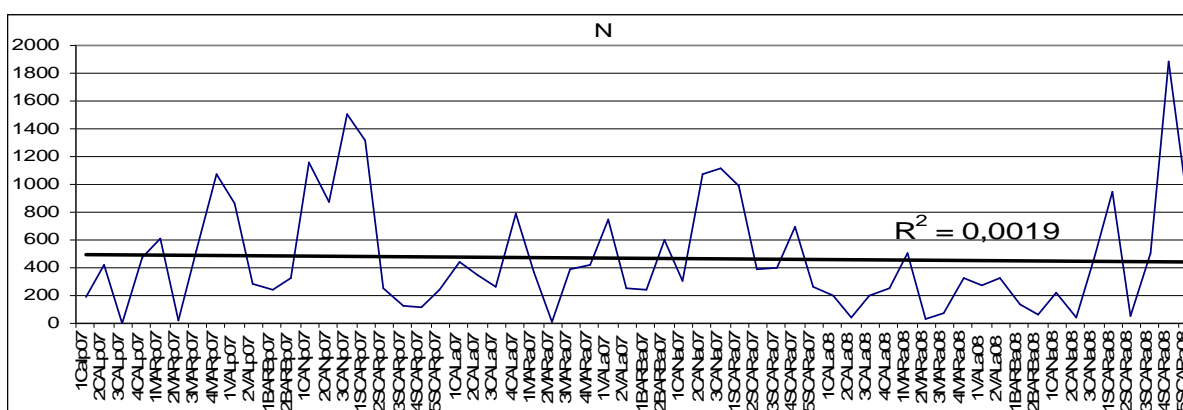
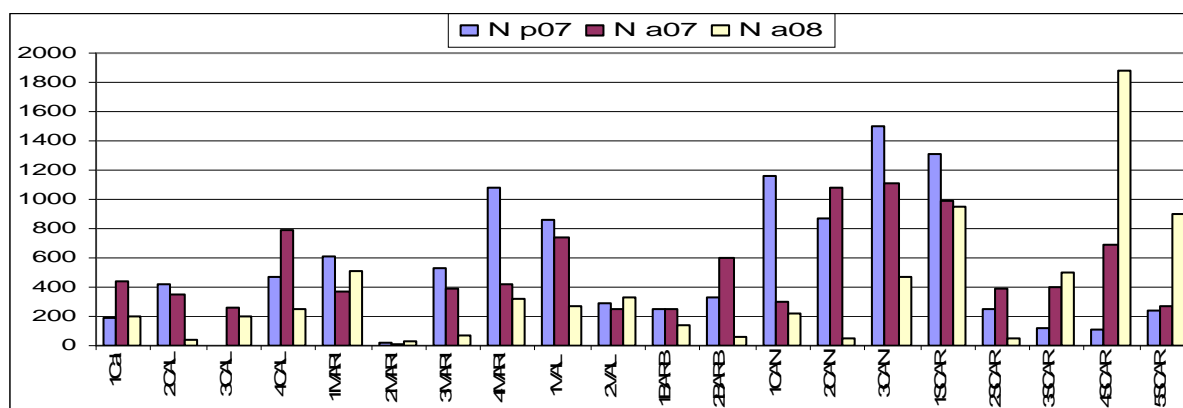


Figura 6.10. Andamento di S per ogni laguna e nell'arco delle tre stagioni

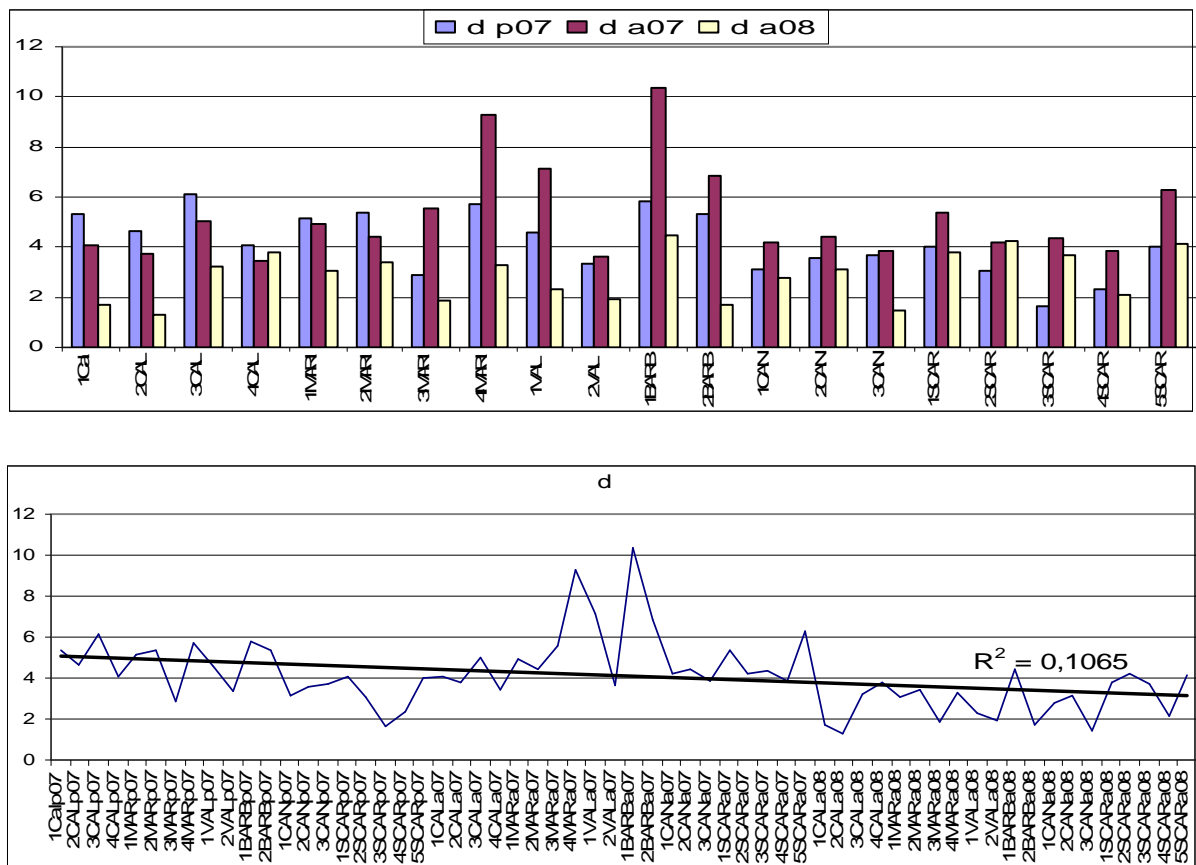
Per quel che riguarda S (numero totale di taxa nel campione) il valore più alto si registra nell'autunno 2007 nella stazione 1 di Barbamarco (58), seguita, sempre nella stessa stagione, dalla stazione 4 di Marinetta (57) e dalla stazione 1 di Vallona (48). Il valore più basso invece si registra nella stazione 2 di Caleri durante l'autunno 2008, seguita dalla stazione 3 di Caleri durante la primavera 2007 e dalla stazione 2 di Barbamarco durante l'autunno 2008.

Osservando il grafico dell'andamento durante le tre stagioni si nota una maggiore ricchezza di taxa durante l'autunno 2007. La linea di tendenza mostra una graduale diminuzione di S, ma il trend non è significativo ( $R^2=0,0648$ ).



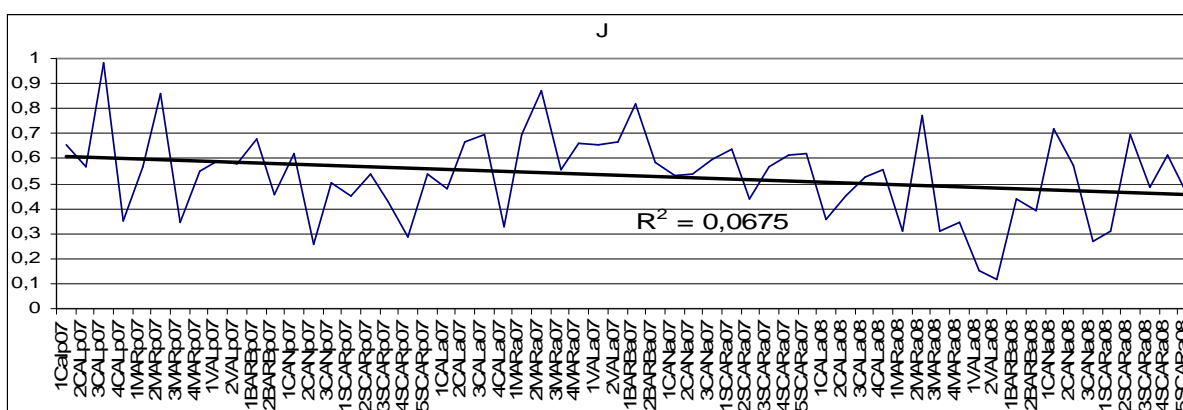
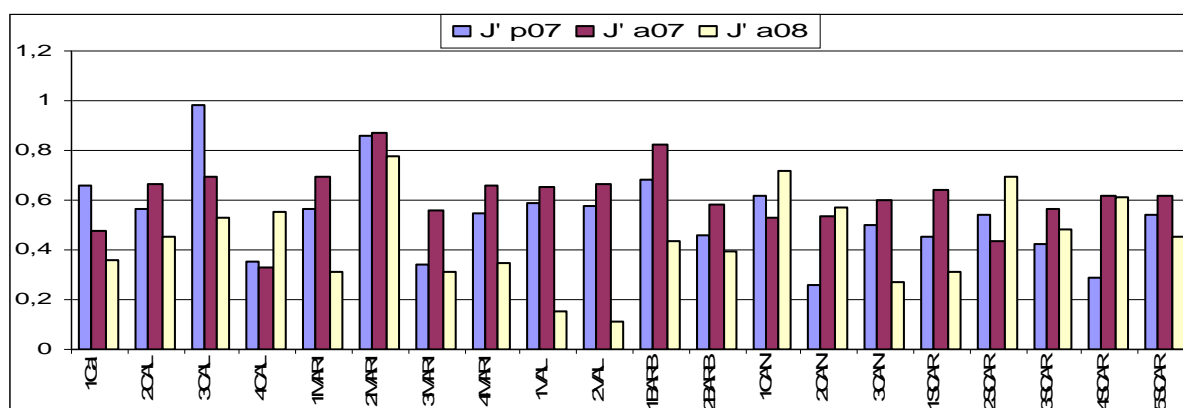
**Figura 6.11.** Andamento di N per ogni laguna e nell'arco delle tre stagioni

La densità maggiore di individui per campione (N) si registra nella stazione 4 di Scardovari nell'autunno 2008 (1885 individui/campione), seguita dalla stazione 3 di Canarin in primavera 2007 (1502,33) e dalla stazione 1 di Scardovari sempre nella primavera 2007 (1314). Il valore più basso di N lo troviamo invece nella stazione 3 di Caleri a primavera 2007 (2,66), seguita dalla stazione 2 di Marinetta in autunno 2007 (15) e in primavera 2007 (23,66). La linea di tendenza mostra un trend non significativo ( $R^2=0,0019$ ).



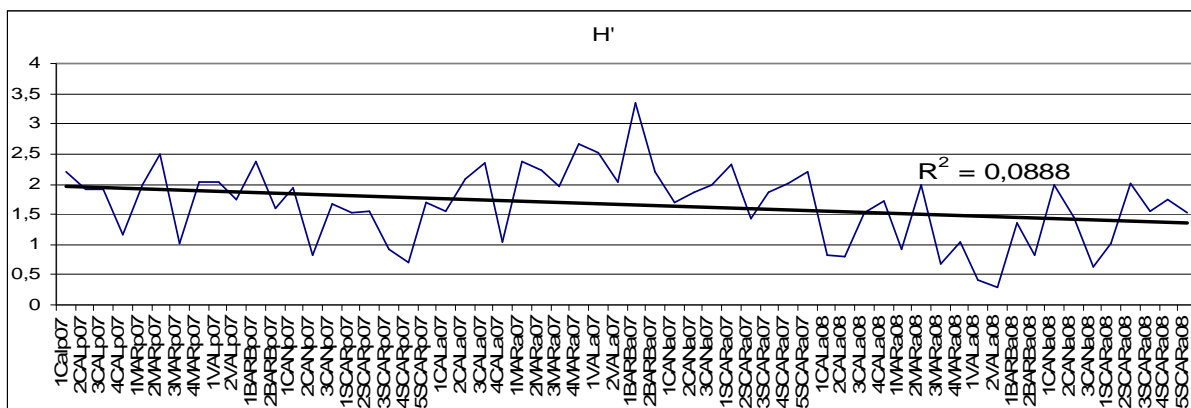
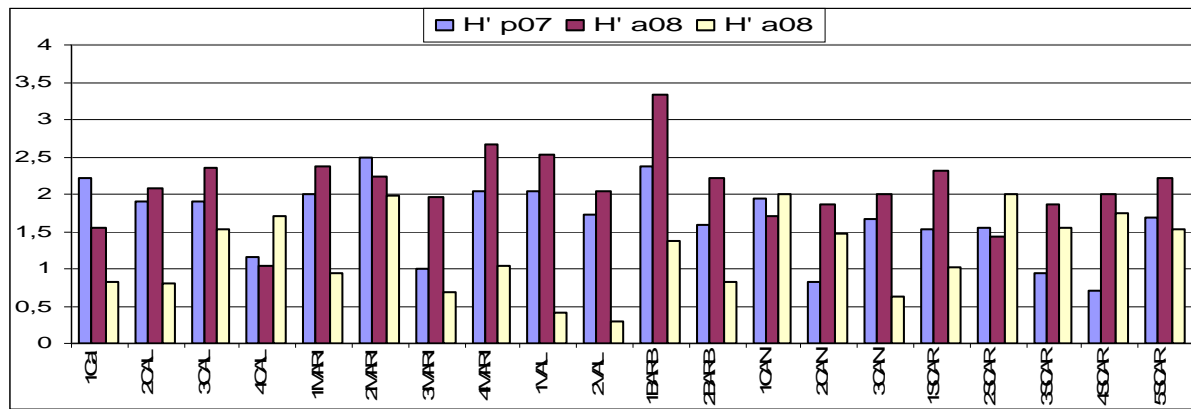
**Figura 6.12.** Andamento di d per ogni laguna e nell'arco delle tre stagioni

La ricchezza specifica (d) presenta il valore maggiore nella stazione 1 di Barbamarco nell'autunno 2007 (10,34), seguita dalla stazione 4 di Marinetta (9,25) e dalla stazione 1 di Vallona (7,11) sempre nella stessa stagione. Il valore minimo lo si registra nella stazione 2 di Caleri in autunno 2008 (1,31), seguita dalla stazione 3 di Canarin (1,46) nella stessa stagione e dalla stazione 3 di Scardovari (1,65) a primavera 2007. La linea di tendenza mostra un trend negativo dalla primavera 2007 all'autunno 2008, ma con  $R^2=0,1065$  e quindi non significativo.



**Figura 6.13.** Andamento di J' per ogni laguna e nell'arco delle tre stagioni

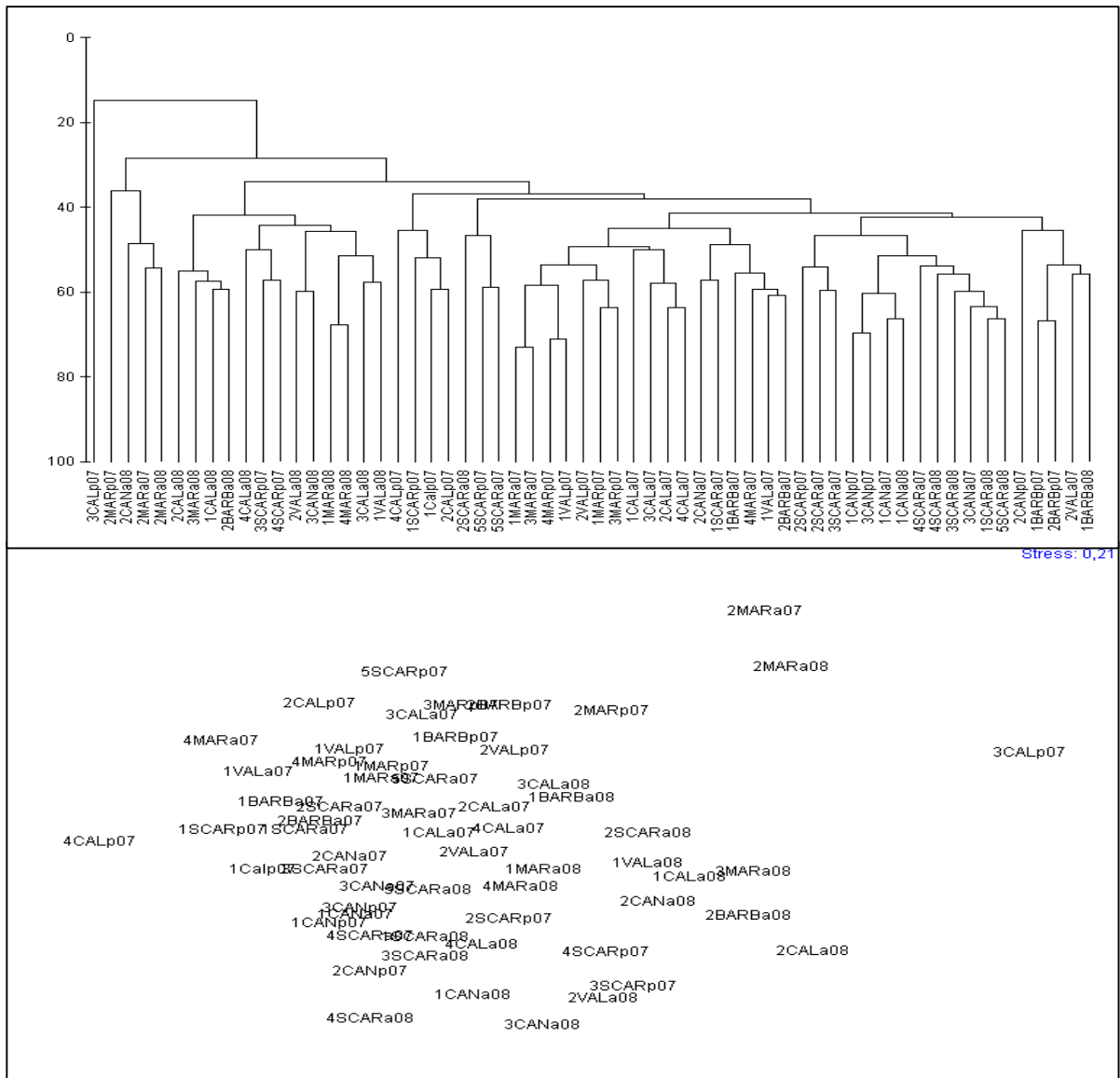
L'indice di Pielou (J) ha il suo valore massimo nella stazione 3 di Caleri a primavera 2007 (0,98), seguita dalla stazione 2 di Marinetta in autunno 2007 (0,87) e primavera 2007 (0,86). Il valore più basso lo si registra invece nella stazione 2 di Vallona in autunno 2008 (0,11), seguita dalla stazione 1 di Vallona della stessa stagione (0,15) e dalla stazione 2 di Canarin a primavera 2007 (0,26). La linea di tendenza mostra un andamento negativo durante le tre stagioni ma con  $R^2=0,0675$  e quindi non significativo.



**Figura 6.14.** Andamento di H' per ogni laguna e nell'arco delle tre stagioni

L'indice di diversità presenta il valore maggiore nella stazione 1 di Barbamarco nell'autunno 2007 (3,33), seguita dalla stazione 4 di Marinetta (2,66) e dalla stazione 1 di Vallona (2,53) sempre nella stessa stagione di campionamenti. Il valore più basso di H' lo abbiamo invece nella stazione 2 di Vallona in autunno 2008 (2,28), seguita dalla stazione 1 di Vallona (0,40) e dalla stazione 3 di Canarin (0,62) della stessa stagione. Anche nel caso di H' la linea di tendenza ha andamento negativo ma con  $R^2=0,0888$  e quindi non significativo.

### 6.5. MDS e Cluster Analysis



**Figura 6.15.** Cluster Analysis e MDS rappresentanti gli andamenti di tutte le stazioni considerate nell'arco delle tre stagioni di campionamento.

Osservando i risultati della cluster analysis, si nota come la stazione 3 di Caleri della primavera 2007 sia quella che presenta la più bassa similarità con tutte le altre stazioni di campionamento (meno del 20%). Le stazioni che presentano invece similarità maggiore sono le stazioni 1 e 3 di Marinetta dell'autunno 2007 (più del 70%). Osservando i risultati dell'MDS viene confermato che la stazione 3 di Caleri della primavera 2007 è quella che più si differenzia da tutte le altre, in più si può vedere come una certa differenza esiste anche per la stazione 2 di Marinetta, sia nell'autunno 2007 che nell'autunno 2008. anche la stazione 4 di

Caleri della primavera 2007 è distaccata dalle altre e mostra quindi una certa dissimilarità. Il valore di stress è di 0,21, quindi il risultato è attendibile ma va ulteriormente analizzato.

## 6.6. Indici WFD

### 6.6.1. AMBI

<b>Tabella 6.6.</b> Valori di AMBI e relativo Stato Ecologico (EcoQ)					
<b>Stazione</b>	<b>AMBI</b>	<b>ECoQ</b>	<b>Stazione</b>	<b>AMBI</b>	<b>ECoQ</b>
1Calp07	2.718	Good	1BARBa07	3.488	Moderate
2CALp07	2.206	Good	2BARBa07	4.002	Moderate
3CALp07	3.188	Good	1CANa07	4.563	Poor
4CALp07	1.715	Good	2CANa07	3.681	Moderate
1MARp07	2.628	Good	3CANa07	3.642	Moderate
2MARp07	3.465	Moderate	1SCARa07	3.832	Moderate
3MARp07	3.484	Moderate	2SCARa07	5.034	Poor
4MARp07	2.789	Good	3SCARa07	5.081	Poor
1VALp07	2.783	Good	4SCARa07	3.268	Good
2VALp07	4.158	Moderate	5SCARa07	3.646	Moderate
1BARBp07	4.455	Poor	1CALa08	4.189	Moderate
2BARBp07	3.523	Moderate	2CALa08	3.873	Moderate
1CANp07	3.575	Moderate	3CALa08	3.333	Moderate
2CANp07	3.296	Good	4CALa08	3.769	Moderate
3CANp07	3.824	Moderate	1MARa08	3.684	Moderate
1SCARp07	2.376	Good	2MARa08	2.49	Good
2SCARp07	4.47	Poor	3MARa08	3.327	Moderate
3SCARp07	3.881	Moderate	4MARa08	3.205	Good
4SCARp07	2.969	Good	1VALa08	3.077	Good
5SCARp07	2.042	Good	2VALa08	3.052	Good
1CALa07	3.492	Moderate	1BARBa08	5.137	Poor
2CALa07	3.251	Good	2BARBa08	3.647	Moderate
3CALa07	3.3	Moderate	1CANa08	3.108	Good
4CALa07	3.076	Good	2CANa08	3.175	Good
1MARa07	4.102	Moderate	3CANa08	3.052	Good
2MARa07	2.318	Good	1SCARa08	3.394	Moderate
3MARa07	3.504	Moderate	2SCARa08	3.418	Moderate
4MARa07	3.577	Moderate	3SCARa08	4.406	Poor
1VALa07	3.478	Moderate	4SCARa08	2.952	Good
2VALa07	3.255	Good	5SCARa08	6.633	Bad



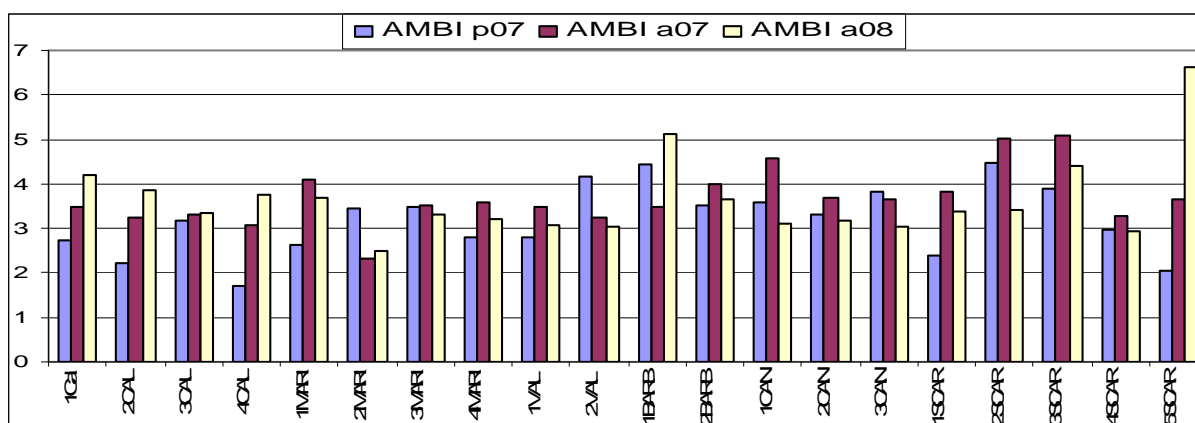


Figura 6.16. Istogramma riportante i valori di AMBI per ogni stazione. Le stagioni sono rappresentate con colori diversi.

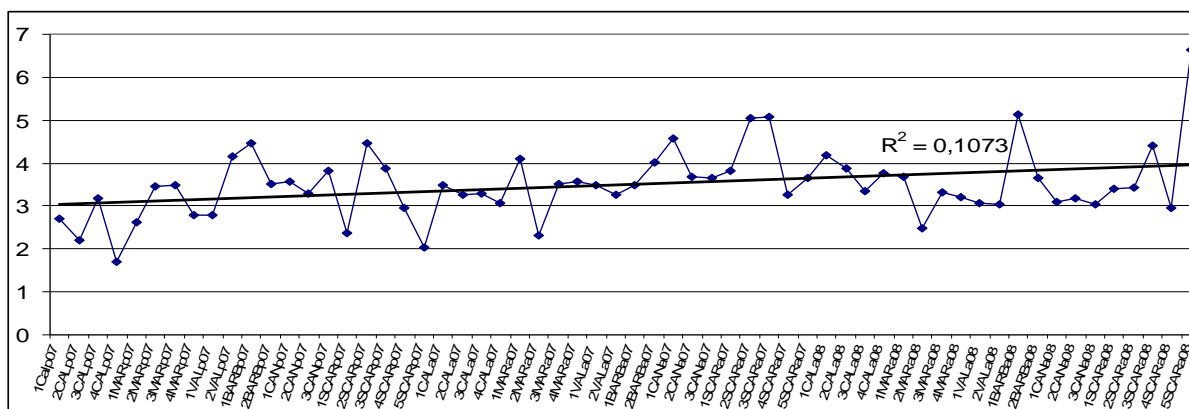
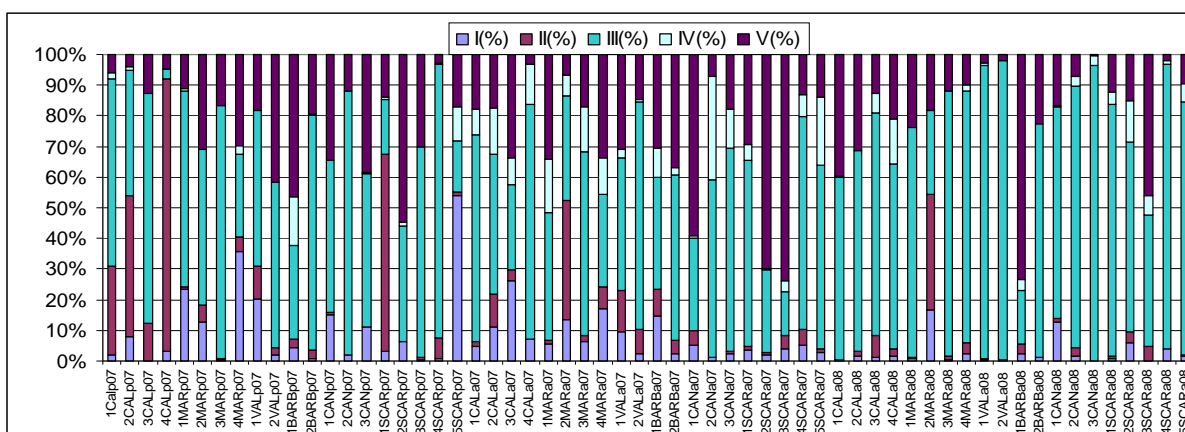


Figura 6.17. Trend di AMBI nelle tre stagioni di campionamento

Il valore più alto di AMBI si registra nella stazione 5 di Scardovari nell'autunno 2008 (6,63), che risulta quindi essere la stazione più disturbata, mentre il più basso nella stazione 4 di Caleri in primavera 2007 (1,71), che è quindi la stazione con meno disturbo. In tabella 6.6 viene riportato il valore di AMBI per ogni stazione e la relativa valutazione dell'ECoQ. L'unica stazione che secondo AMBI ha un'ECoQ "Bad" è la stazione 5 di Scardovari in autunno 2008, sette stazioni hanno ECQ "Poor", 28 stazioni hanno ECQ "Moderate" e 24 con ECQ "Good". Nessuna stazione raggiunge un ECQ "High".

Se si osserva il trend di AMBI nelle tre stagioni considerate si denota un incremento, quindi un peggioramento dell'EcoQ, anche se  $R^2=0,1073$  e quindi non significativo.



**Figura 6.18.** Istogramma delle cinque classi di AMBI

Se si osservano le percentuali dei 5 gruppi in cui vengono suddivise le specie in base alla tolleranza si denota una predominanza della classe III. Sono 37 su 60 (nelle tre stagioni) le stazioni in cui la classe III supera il 50% del totale. Inoltre in altre 6 stazioni anche rimanendo sotto il 50% risulta comunque essere la classe dominante. Solo in due stazioni la classe I è quella con percentuale maggiore, la 4 di Marinetta a primavera 2007 (35,8%) e la stazione 5 di Scardovari della stessa stagione (53,8%). Sono invece 4 le stazioni dove la classe II è predominante: la stazione 4 di Caleri (89,1%) e la stazione 1 di Scardovari (64,1%) in primavera 2007, la stazione 2 di Marinetta in autunno 2007 (38,6%) e in autunno 2008 (37,9%). In nessuna stazione è predominante la classe IV, invece in 8 stazioni prevale la classe V: la stazione 1 di Barbamarco (46,3%) e la stazione 2 di Scardovari (54,7%) in primavera 2007, la stazione 3 di Caleri (33,5%), la stazione 4 di Marinetta (33,8%), la stazione 1 di Canarin (59,2%) e la stazione 3 di Scardovari (73,9%) in autunno 2007 e infine la stazione 1 di Barbamarco (73,6%) in autunno 2008. Le stazioni dove ci sono specie non assegnate sono: la 2 di Caleri (0,4%), la 4 di Caleri (5,3%), la 1 di Marinetta (0,3%), la 4 di Marinetta (0,4%), la 1 di Vallona (0,2%) a primavera 2007; la 1 di Vallona (1,5%) e la 2 di Vallona (0,1%) in autunno 2007. Sono comunque percentuali molto basse che non influiscono sul risultato finale.

## 6.6.2. M-AMBI

Tabella 6.7. Valori di M-AMBI e relativo Stato Ecologico (EcoQ)					
Stazione	M-AMBI	EcoQ	Stazione	M-AMBI	EcoQ
1CALp07	0.58316	Good	1BARBa07	0.89434	High
2CALp07	0.59253	Good	2BARBa07	0.64595	Good
3CALp07	0.43464	Moderate	1CANa07	0.42702	Moderate
4CALp07	0.51455	Moderate	2CANa07	0.54704	Good
1MARp07	0.63589	Good	3CANa07	0.55326	Good
2MARp07	0.55557	Good	1SCARa07	0.64	Good
3MARp07	0.38391	Poor	2SCARa07	0.38325	Poor
4MARp07	0.66633	Good	3SCARa07	0.42753	Moderate
1VALp07	0.59866	Good	4SCARa07	0.53864	Good
2VALp07	0.42	Moderate	5SCARa07	0.61	Good
1BARBp07	0.58	Good	1CALa08	0.26928	Poor
2BARBp07	0.53214	Good	2CALa08	0.26072	Poor
1CANp07	0.50806	Moderate	3CALa08	0.45325	Moderate
2CANp07	0.41	Moderate	4CALa08	0.45943	Moderate
3CANp07	0.49765	Moderate	1MARA08	0.37662	Poor
1SCARp07	0.53593	Good	2MARA08	0.52457	Moderate
2SCARp07	0.37151	Poor	3MARA08	0.29878	Poor
3SCARp07	0.28303	Poor	4MARA08	0.41813	Moderate
4SCARp07	0.33417	Poor	1VALa08	0.31397	Poor
5SCARp07	0.57482	Good	2VALa08	0.28864	Poor
1CALa07	0.48313	Moderate	1BARBa08	0.36	Poor
2CALa07	0.55453	Good	2BARBa08	0.28818	Poor
3CALa07	0.62052	Good	1CANa08	0.49437	Moderate
4CALa07	0.44537	Moderate	2CANa08	0.42344	Moderate
1MARA07	0.57401	Good	3CANa08	0.31485	Poor
2MARA07	0.55017	Good	1SCARa08	0.43649	Moderate
3MARA07	0.58971	Good	2SCARa08	0.50325	Moderate
4MARA07	0.77702	High	3SCARa08	0.39879	Moderate
1VALa07	0.72489	Good	4SCARa08	0.48672	Moderate
2VALa07	0.52794	Moderate	5SCARa08	0.31759	Poor

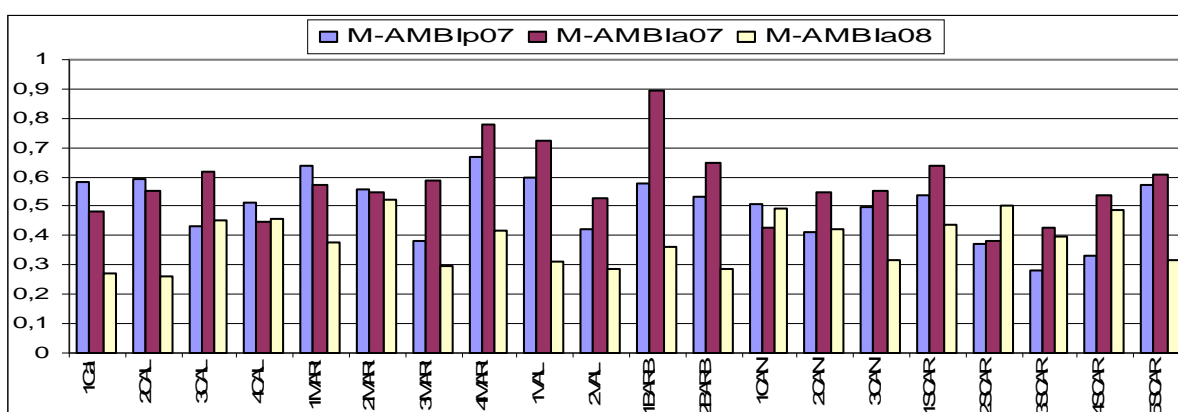
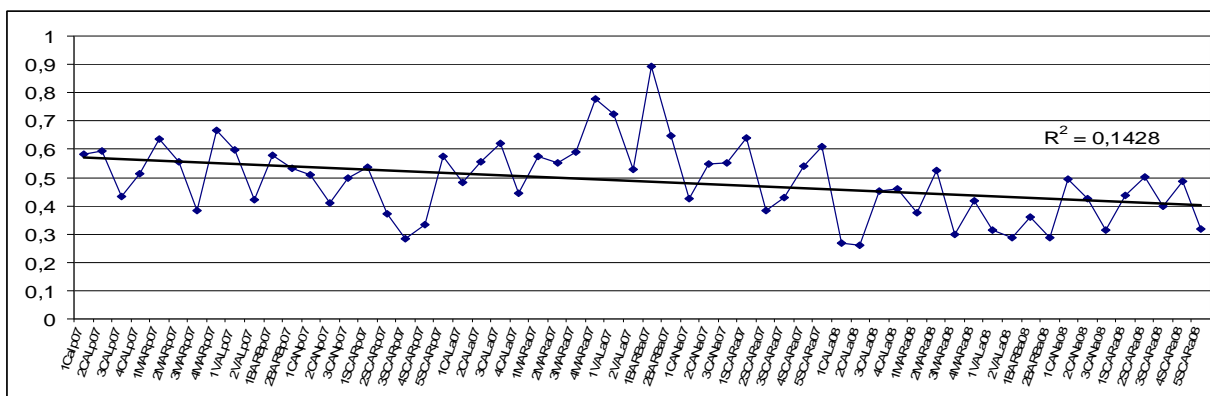


Figura 6.19. Istogramma riportante i valori di M-AMBI per ogni stazione. Le stagioni sono rappresentate con colori diversi.



**Figura 6.20.** Trend di M-AMBI nelle tre stagioni di campionamento

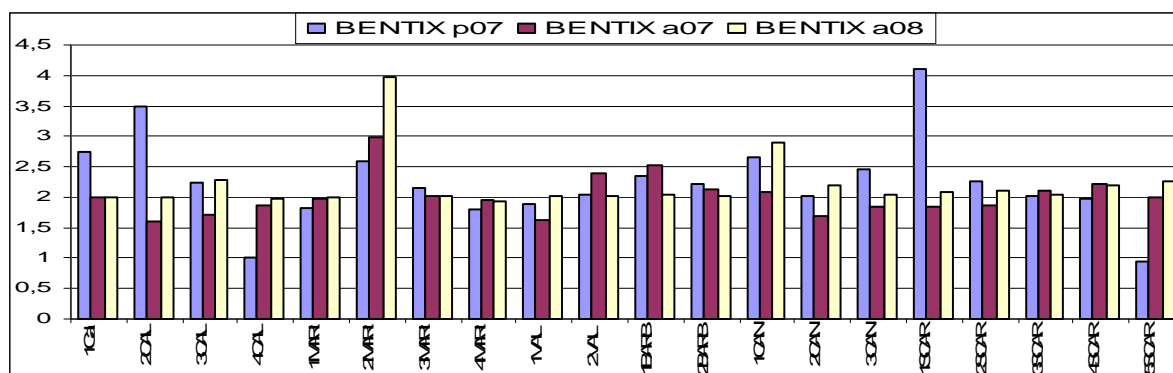
Il valore più alto di M-AMBI si registra nella stazione 1 di Barbamarco (0,89), seguita dalla stazione 4 di Marinetta (0,78) e dalla stazione 1 di Vallona (0,72), tutte in autunno 2007. I valori più bassi li troviamo nella stazione 2 di Caleri in autunno 2008 (0,26), nella stazione 1 di Caleri sempre in autunno 2008 (0,27) e nella stazione 3 di Scardovari a primavera 2007. Nella classificazione dell'ECoQ in base a M-AMBI risulta che 15 stazioni hanno stato ecologico "Poor", 21 sono classificate come "Moderate", 22 come "Good" e solo 2 come "High" (la 4 di Marinetta e la 1 di Barbamarco in autunno 2007).

Il trend di M-AMBI è decrescente, anche se  $R^2=0,1428$  e quindi non significativo. Questo conferma i risultati di AMBI, è cioè che c'è un leggero peggioramento dello stato ambientale.

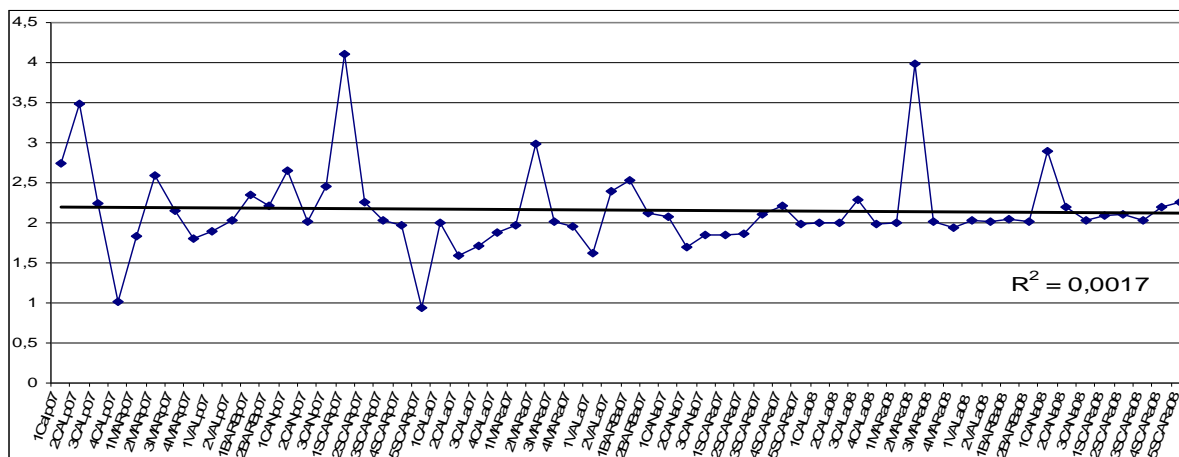
### 6.6.3. BENTIX

<b>Tabella 6.8.</b> Valori di BENTIX e relativo Stato Ecologico (EcoQ)					
<b>Stazione</b>	<b>BENTIX</b>	<b>ECoQ</b>	<b>Stazione</b>	<b>BENTIX</b>	<b>ECoQ</b>
1CALp07	2.744348	Moderate	1BARBa07	2.533693	Moderate
2CALp07	3.482704	Moderate	2BARBa07	2.118691	Poor
3CALp07	2.25	Poor	1CANa07	2.079383	Poor
4CALp07	1.019135	Bad	2CANa07	1.69226	Bad
1MARp07	1.830971	Bad	3CANa07	1.848921	Bad
2MARp07	2.591549	Moderate	1SCARa07	1.847091	Bad
3MARp07	2.144304	Poor	2SCARa07	1.865633	Bad
4MARp07	1.803533	Bad	3SCARa07	2.107023	Poor
1VALp07	1.889746	Bad	4SCARa07	2.213527	Poor
2VALp07	2.03734	Poor	5SCARa07	1.987547	Bad
1BARBp07	2.353261	Poor	1CALa08	1.996705	Bad
2BARBp07	2.208081	Poor	2CALa08	2	Poor
1CANp07	2.651724	Moderate	3CALa08	2.287145	Poor

2CANp07	2.015267	Poor	4CALa08	1.983849	Bad
3CANp07	2.453961	Poor	1MARA08	2.00263	Poor
1SCARp07	4.100964	Good	2MARA08	3.980583	Good
2SCARp07	2.257028	Poor	3MARA08	2.018957	Poor
3SCARp07	2.02681	Poor	4MARA08	1.93595	Bad
4SCARp07	1.976471	Bad	1VALa08	2.02448	Poor
5SCARp07	0.941828	Bad	2VALa08	2.016244	Poor
1CALa07	2.005997	Poor	1BARBa08	2.042453	Poor
2CALa07	1.596558	Bad	2BARBa08	2.021053	Poor
3CALa07	1.716837	Bad	1CANa08	2.894895	Moderate
4CALa07	1.874368	Bad	2CANa08	2.189781	Poor
1MARA07	1.965517	Bad	3CANa08	2.032509	Poor
2MARA07	2.977778	Moderate	1SCARa08	2.091962	Poor
3MARA07	2.010336	Poor	2SCARa08	2.109091	Poor
4MARA07	1.952867	Bad	3SCARa08	2.037111	Poor
1VALa07	1.615419	Bad	4SCARa08	2.202299	Poor
2VALa07	2.394771	Poor	5SCARa08	2.256827	Poor



**Figura 6.21.** Istogramma riportante i valori di BENTIX per ogni stazione. Le stagioni sono rappresentate con colori diversi.

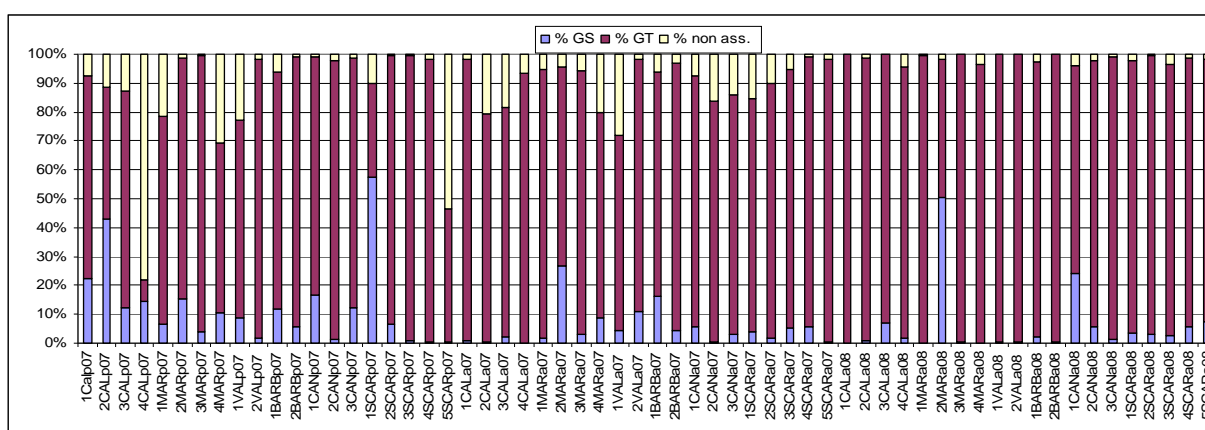


**Figura 6.22.** Trend di BENTIX nelle tre stagioni di campionamento

I valori più alti di BENTIX si registrano nelle stazioni 1 di Scardovari a primavera 2007 (4,10), nella stazione 2 di Marinetta in autunno 2008 (3,98) e nella stazione 2 di Caleri a primavera 2007 (3,48). Queste secondo BENTIX sono le stazioni con il miglior stato ecologico. Le stazioni con valori di BENTIX più basso sono invece la stazione 5 di

Scardovari a primavera 2007 (0,94), la stazione 4 di Caleri a sempre nella stessa stagione (1,02) e la stazione 2 di Caleri in autunno 2007 (1,60). Queste quindi risultano essere le stazioni con stato ecologico peggiore secondo BENTIX. Secondo BENTIX solo due stazioni, la 1 di Scardovari della primavera 2007 e la 2 di Marinetta dell'autunno 2008 hanno stato ecologico "good". Poi 7 hanno stato ecologico "Moderate", 31 hanno stato ecologico "Poor" e 20 sono "Bad".

Nel caso di BENTIX la linea di tendenza non mostra variazioni significative nell'indice nell'arco delle tre stagioni ( $R^2=0,0017$ ).



**Figura 6.23.** Istogramma delle due classi di BENTIX più la percentuale delle specie non assegnate

I gruppi ecologici con BENTIX si riducono a due, le specie sensibili e le specie tolleranti. Il grafico riporta le percentuali di questi due gruppi per ogni stazione, più la percentuale delle specie non assegnate a nessuno dei due gruppi. In 56 stazioni su 60 predominano le specie tolleranti, in due stazioni prevalgono le specie sensibili, che sono la stazione 1 di Scardovari a primavera 2007 (57,56%) e la stazione 2 di Marinetta in autunno 2008 (50,48%) e in due stazioni prevalgono le specie non assegnate, che sono la stazione 4 di Caleri a primavera 2007 (78,24%) e la stazione 5 di Scardovari nella stessa stagione (53,46%).

## 6.6.4. BOPA

Tabella 6.9. Valori di BOPA e relativo Stato Ecologico (EcoQ)							
Stazione	BOPA	ECoQ (BOPA)	ECoQ (BOPA-m)	Stazione	BOPA	ECoQ(BOPA)	ECoQ (BOPA-m)
1CALp07	0.05927	High-good	Good	1BARBa07	0.12693	High-good	Good
2CALp07	0.016952	High-good	High	2BARBa07	0.040026	High-good	High
3CALp07	0.051153	High-good	Good	1CANa07	0.022605	High-good	High
4CALp07	0.019971	High-good	High	2CANa07	0.159017	Moderate	Moderate
1MARp07	0.059197	High-good	Good	3CANa07	0.064274	High-good	Good
2MARp07	0.101458	High-good	Good	1SCARa07	0.077769	High-good	Good
3MARp07	0.018815	High-good	High	2SCARa07	0.045184	High-good	High
4MARp07	0.015869	High-good	High	3SCARa07	0.095139	High-good	Good
1VALp07	0.007024	High-good	High	4SCARa07	0.029603	High-good	High
2VALp07	0.052535	High-good	Good	5SCARa07	0.099743	High-good	Good
1BARBp07	0.200335	Poor-bad	Poor	1CALa08	0.146026	Moderate	Moderate
2BARBp07	0.074127	High-good	Good	2CALa08	0.115933	High-good	Good
1CANp07	0.00487	High-good	High	3CALa08	0.069373	High-good	Good
2CANp07	0.04529	High-good	High	4CALa08	0.118791	High-good	Good
3CANp07	0.0137	High-good	High	1MARA08	0.080215	High-good	Good
1SCARp07	0.005629	High-good	High	2MARA08	0.068716	High-good	Good
2SCARp07	0.088292	High-good	Good	3MARA08	0.029826	High-good	High
3SCARp07	0.005737	High-good	High	4MARA08	0.026581	High-good	High
4SCARp07	0.012481	High-good	High	1VALa08	0.00578	High-good	High
5SCARp07	0.04724	High-good	Good	2VALa08	0.008158	High-good	High
1CALa07	0.057754	High-good	Good	1BARBa08	0.2331	Poor-bad	Poor
2CALa07	0.095844	High-good	Good	2BARBa08	0.081799	High-good	Good
3CALa07	0.13701	High-good	Good	1CANa08	0.018202	High-good	High
4CALa07	0.063957	High-good	Good	2CANa08	0.037789	High-good	High
1MARA07	0.127142	High-good	Good	3CANa08	0.013852	High-good	High
2MARA07	0.026872	High-good	High	1SCARa08	0.063443	High-good	Good
3MARA07	0.063222	High-good	Good	2SCARa08	0.051428	High-good	Good
4MARA07	0.050935	High-good	Good	3SCARa08	0.180937	Moderate	Moderate
1VALa07	0.010907	High-good	High	4SCARa08	0.013065	High-good	High
2VALa07	0.015696	High-good	High	5SCARa08	0.060209	High-good	Good

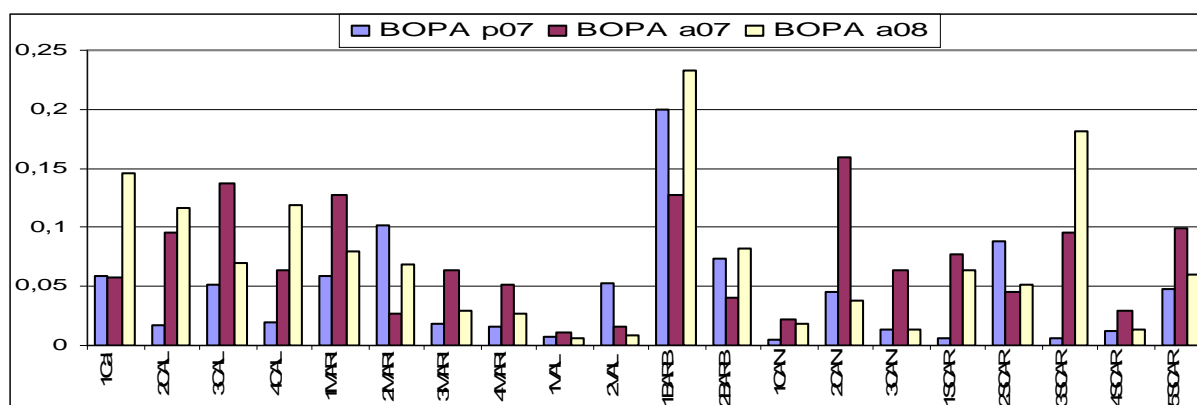


Figura 6.24. Istogramma riportante i valori di BOPA per ogni stazione. Le stagioni sono rappresentate con colori diversi.

Il valore più alto di BOPA lo si registra nella stazione 1 di Barbamarco in autunno 2008 (0,23), segue la stessa stazione in primavera 2007 (0,20) e la stazione 3 di Scardovari in autunno 2008 (0,18). Il valore più basso lo si ha invece nella stazione 1 di Canarin a primavera 2007 (0,0048), seguita dalla stazione 1 di Scardovari (0,0056) e dalla stazione 3 di Scardovari (0,0057) sempre nella stessa stagione. Secondo BOPA due stazioni hanno ECoQ “Poor-Bad” (1 di Barbamarco a primavera 2007 e in autunno 2008), tre sono “Moderate” (2 Canarin autunno 2007, 1 Caleri e 3 Scardovari autunno 2008). Le altre stazioni hanno ECoQ “High-Good”. Una classificazione più accurata si ha con BOPA-m (Dauvin, Ruellet, 2007) secondo il quale due stazioni sono classificate come “Poor” (1 di Barbamarco a primavera 2007 e in autunno 2008, classificate come “Poor-Bad” da BOPA), tre sono classificate come “Moderate” (2 Canarin autunno 2007, 1 Caleri e 3 Scardovari autunno 2008 come BOPA), 29 stazioni sono classificate come “Good” e 26 come “High”.

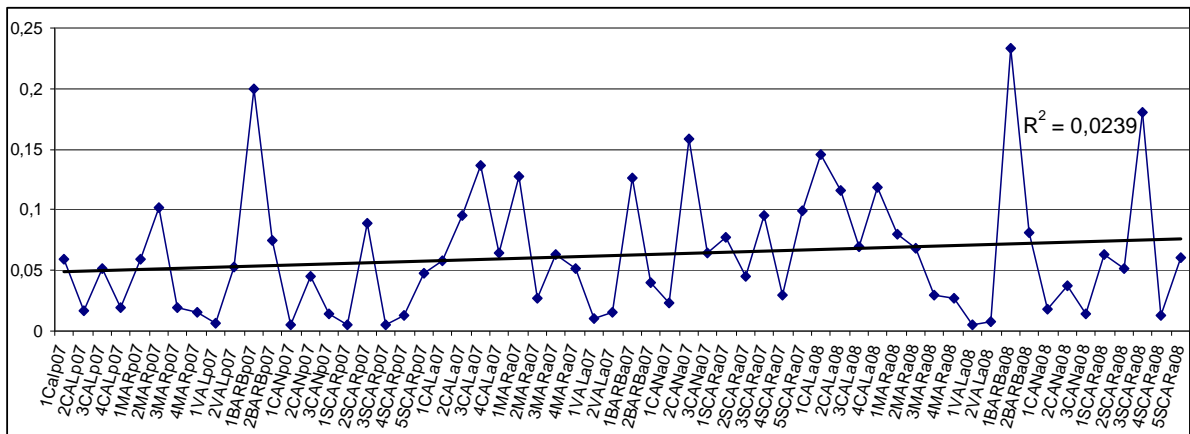


Figura 6.25. Trend di BOPA nelle tre stagioni di campionamento

BOPA mostra un trend crescente, ma con  $R^2=0,0239$ , quindi non significativo. Più BOPA è alto e più lo stato ecologico tende a peggiorare. Anche questo indice quindi conferma la tendenza al lieve peggioramento come AMBI e M-AMBI.

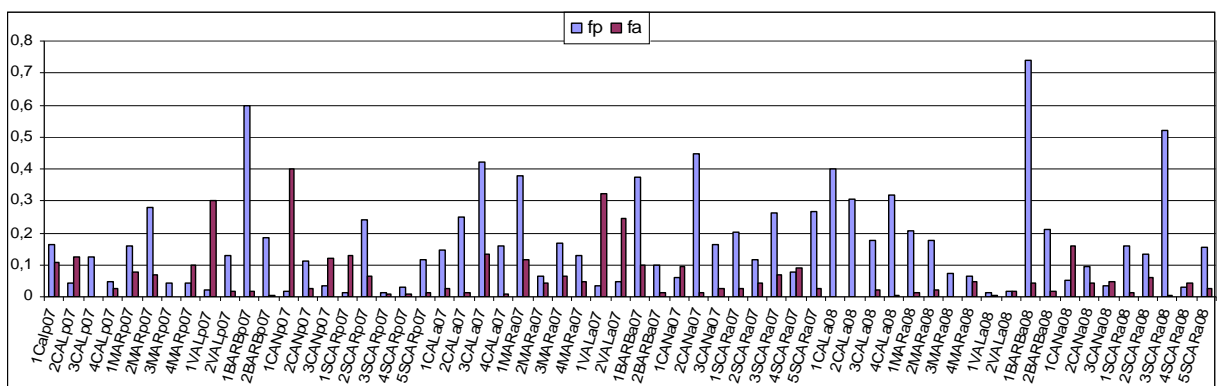


Figura 6.26. Valori di  $f_n$  e  $f_a$  durante le tre stagioni di campionamento

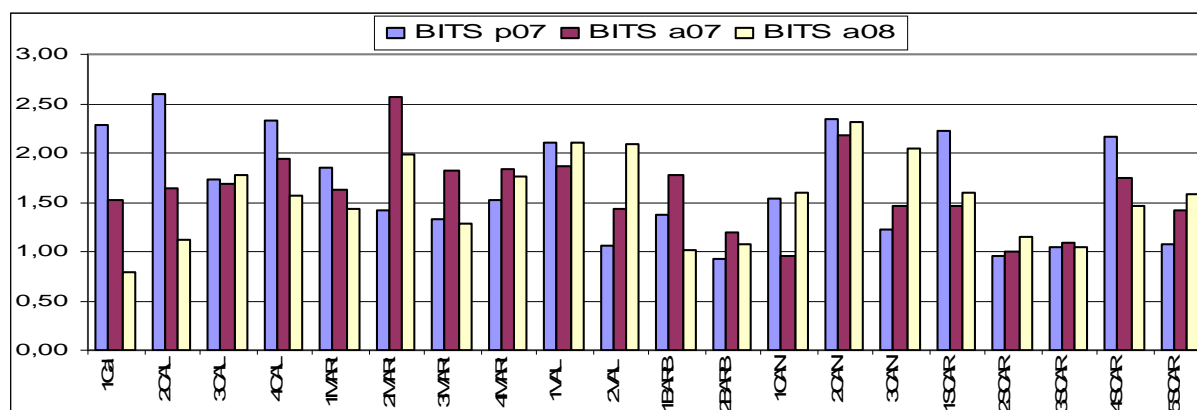


La frequenza dei policheti opportunisti ( $f_p$ ) è maggiore della frequenza degli anfipodi ( $f_a$ ) in 47 stazioni sulle 60 considerate in tutte e tre le stagioni.

#### 6.6.5. BITS

**Tabella 6.10.** Valori di BITS e relativo Stato Ecologico (EcoQ). Le stazioni segnate in giallo sono quelle con fondale prevalentemente sabbioso

Stazione	BITS	ECoQ	Stazione	BITS	ECoQ
1CaIp07	2.28	High	1BARBa07	1.78	Good
2CaIp07	2.6	High	2BARBa07	1.19	Moderate
3CaIp07	1.73	Good	1CANa07	0.96	Moderate
4CaIp07	2.33	High	2CANa07	2.18	Good
1MARp07	1.85	Good	3CANa07	1.46	Good
2MARp07	1.42	Moderate	1SCARa07	1.46	Good
3MARp07	1.33	Moderate	2SCARa07	1	Moderate
4MARp07	1.52	Good	3SCARa07	1.09	Moderate
1VALp07	2.1	Good	4SCARa07	1.75	Good
2VALp07	1.06	Moderate	5SCARa07	1.42	Good
1BARBp07	1.38	Good	1CALa08	0.79	Poor
2BARBp07	0.92	Moderate	2CALa08	1.12	Moderate
1CANp07	1.54	Good	3CALa08	1.78	Good
2CANp07	2.35	High	4CALa08	1.56	Good
3CANp07	1.23	Moderate	1MARA08	1.43	Moderate
1SCARp07	2.23	High	2MARA08	1.98	Good
2SCARp07	0.95	Moderate	3MARA08	1.28	Moderate
3SCARp07	1.05	Moderate	4MARA08	1.76	Good
4SCARp07	2.17	High	1VALa08	2.11	Good
5SCARp07	1.08	Moderate	2VALa08	2.09	High
1CALa07	1.52	Good	1BARBa08	1.01	Moderate
2CALa07	1.64	Good	2BARBa08	1.08	Moderate
3CALa07	1.69	Good	1CANa08	1.6	Good
4CALa07	1.94	High	2CANa08	2.32	High
1MARA07	1.63	Moderate	3CANa08	2.04	High
2MARA07	2.57	High	1SCARa08	1.59	Good
3MARA07	1.82	Good	2SCARa08	1.15	Moderate
4MARA07	1.83	Good	3SCARa08	1.04	Moderate
1VALa07	1.86	Good	4SCARa08	1.47	Good
2VALa07	1.43	Good	5SCARa08	1.58	Good

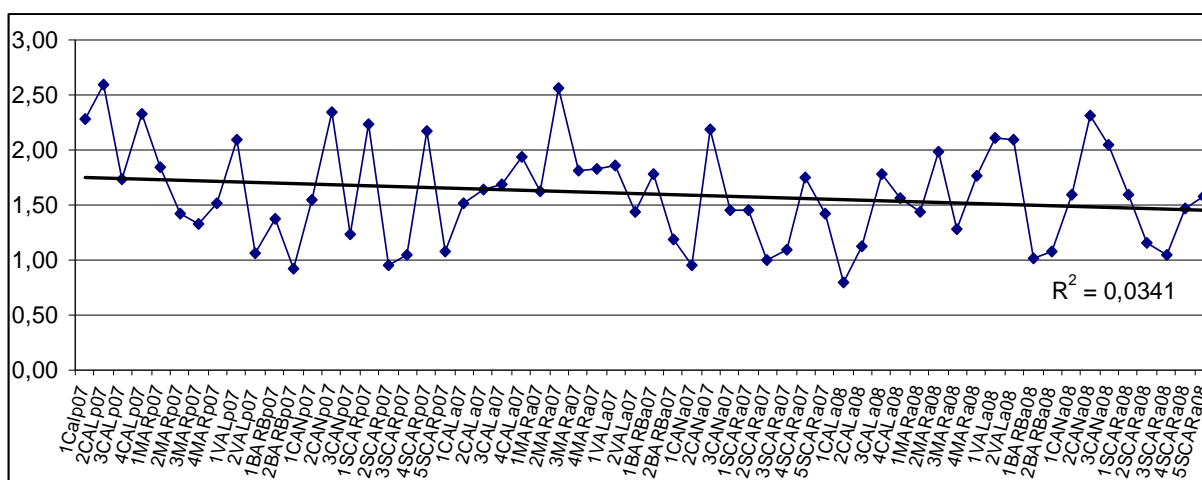


**Figura 6.27.** Istogramma riportante i valori di BITS per ogni stazione. Le stagioni sono rappresentate con colori diversi.

Il massimo valore di BITS lo troviamo nella stazione 2 di Caleri a primavera 2007 (2,6), seguito dalla stazione 2 di Marinetta in autunno 2007 (2,57) e dalla stazione 2 di Canarin a primavera 2007 (2,35).

Il valore più basso di BITS lo si registra nella stazione 1 di Caleri in autunno 2008 (0,79), seguita dalla stazione 2 di Barbamarco a primavera 2007 (0,92) e dalla stazione 2 di Scardovari sempre nella stessa stagione (0,95).

Secondo BITS solo la stazione 1 di Caleri in autunno 2008 è classificata come “poor”, 20 stazioni sono classificate come “Moderate”, 28 come “good” e 11 come “high”.



**Figura 6.221** Trend di BITS nelle tre stagioni di campionamento

Anche BITS ha una leggera tendenza alla diminuzione, indice di un leggero peggioramento dell'EcoQ, ma anche in questo caso  $R^2=0,0341$  e quindi non significativo.

#### 6.6.6. Percentuali dei 5 stati ecologici.

<b>Tabella 6.11.</b> Percentuali delle stazioni classificate nei cinque stati ecologici dai 5 indici della WFD					
	BAD %	POOR %	MODERATE%	GOOD%	HIGH%
AMBI	1,67	11,67	46,67	40,00	0,00
M-AMBI	0,00	25,00	35,00	36,67	3,33
BENTIX	33,33	51,67	11,67	3,33	0,00
BOPA	0,00	3,33	5,00	48,33	43,33
BITS	0,00	1,67	33,33	46,67	18,33

In tabella 6.11 vengono riportate le percentuali delle stazioni classificate nei cinque stati ecologici dai 5 indici previsti dalla WFD. Secondo AMBI il 46,67% dei siti è classificato con

EcoQ “Moderate”, il 40% “Good” e l’11,67% “Poor”; secondo M-AMBI il 36, 67% dei siti è “Good”, il 35% “Moderate” e il 25% “Poor”; secondo BENTIX il 51,67% delle stazioni è con EcoQ “Poor”, il 33,33% “Bad” e l’11,67% è “Moderate”; secondo BOPA il 48,33% dei siti è “Good”, il 43,33% è “High” e il 5% è “Moderate”; infine secondo BITS il 46,67% delle stazioni ha EcoQ “Good”, il 33,33% ha EcoQ “Moderate” e il 18,33% ha EcoQ “High”.

### 6.7. Analisi per laguna

Dopo aver analizzato le sei lagune insieme nelle tre stagioni di campionamento, quindi focalizzando sul trend temporale, mostriamo ora una serie di dati riportati per ogni singolo bacino.

#### 6.7.1. Laguna di Caleri

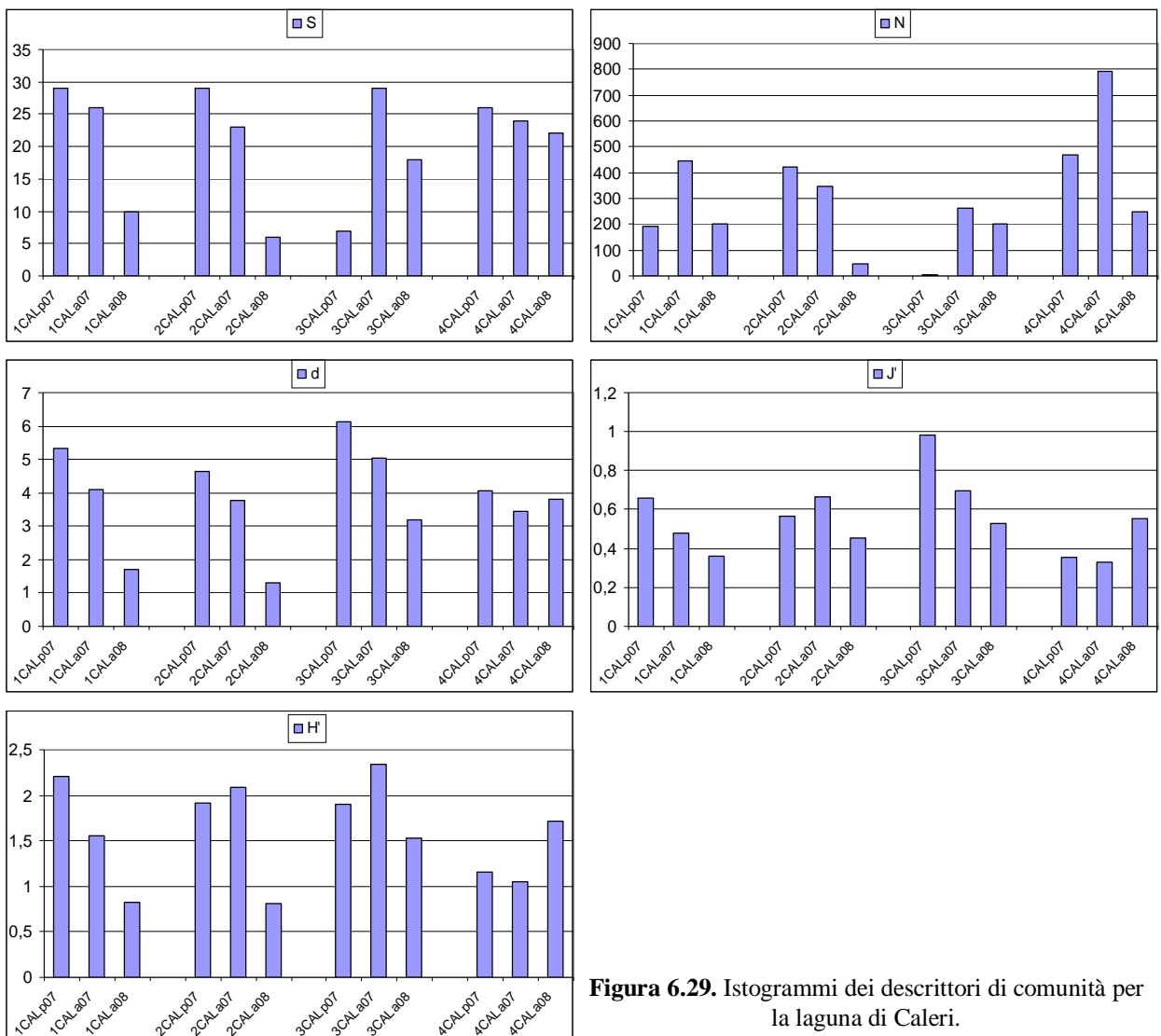


Figura 6.29. Istogrammi dei descrittori di comunità per la laguna di Caleri.

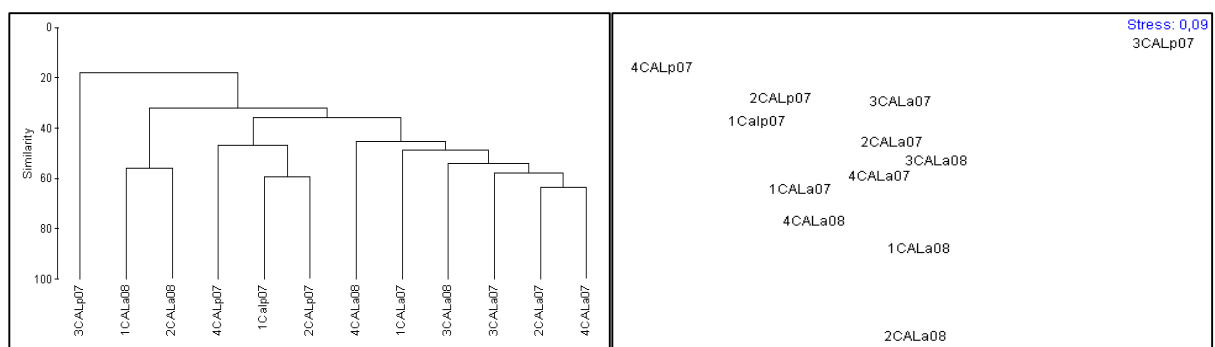
Per quel che riguarda S l'andamento nella stazione 1, nella stazione 2 e nella stazione 4 è simile, infatti in tutti e tre i siti si ha un calo progressivo dalla primavera 2007 all'autunno 2008. Però mentre nella 1 e nella 2 il calo nell'autunno 2008 è netto (si passa rispettivamente da 29 della primavera 2007 a 10 in autunno 2008 nella stazione 1 e da 29 a 6 nella stazione 2), nella stazione 3 la diminuzione di S è meno marcata, si va da 26 a primavera 2007 a 22 in autunno 2008. nella stazione 3 invece a primavera 2007 abbiamo il valore più basso di S (7), il massimo lo si ha invece in autunno 2007 (29).

N invece ha i valori massimi in autunno 2007 nelle stazioni 1, 3 e 4 (rispettivamente 444,66-261,33-790,66). Nella stazione 2 invece il valore massimo lo si registra a primavera 2007 (424). Nella stazione 1 e nella stazione 3 il valore minimo lo si registra a primavera 2007 (rispettivamente 191,66 e 2,66), mentre nelle stazioni 2 e 4 il minimo è raggiunto in autunno 2008 (rispettivamente 44,66 e 247,66).

L'indice di Margalef ha andamento decrescente nelle stazioni 1,2 e 3. Nella stazione 1 si passa da un valore di 5,33 a primavera 2007, ad un valore di 1,69 in autunno 2008, nella stazione 2 si passa da 4,63 a 1,32 e nella stazione 3 da 6,12 a 3,21. nella stazione 4 invece il valore massimo è a primavera 2007 (4,06) e il minimo in autunno 2007 (3,45).

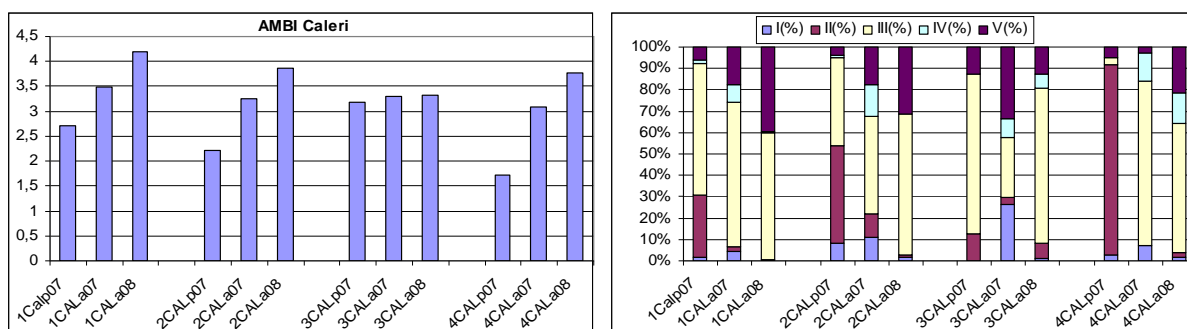
L'indice di Pielou ha andamento decrescente nelle stazioni 1 e 3 (si passa rispettivamente da 0,65 a 0,36 dalla primavera 2007 all'autunno 2008 nella stazione 1, e da 0,98 a 0,53 nella stazione 3). Nella stazione 2 invece il massimo lo si registra in autunno 2007 (0,66) e nella stazione 4 in autunno 2008 (0,55).

L'indice di Diversità è decrescente solo nella stazione 1 (da 2,21 a 0,83). Nella stazione 2 e 3 invece il valore massimo lo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 2,08 e 2,34) e il minimo in autunno 2008 (0,81 e 1,53). Nella stazione 4 invece il massimo è in autunno 2008 (1,71) e il minimo in autunno 2007 (1,04).



**Figura 6.30.** Dendrogramma e MDS della laguna di Caleri.

Osservando Cluster analysis e MDS si notano alcune differenze. Secondo l'MDS la stazione 2 in autunno 2008 e la stazione 4 in primavera 2007 sono quelle che mostrano meno similarità con le altre; il valore di stress è 0,09 quindi il risultato è attendibile. Mentre la Cluster analysis indica la stazione 3 a primavera 2007 come quella con meno similarità con le altre (meno del 40%).



**Figura 6.31.** Valori di AMBI e classi di appartenenza per la laguna di Caleri

<b>Tabella 6.12. EcoQ secondo AMBI a Caleri</b>			
<b>Stazione</b>	<b>ECoQ</b>	<b>Stazione</b>	<b>ECoQ</b>
1Calp07	Good	3CALp07	Good
1CALa07	Moderate	3CALa07	Good
1CALa08	Moderate	3CALa08	Moderate
2CALp07	Good	4CALp07	Good
2CALa07	Good	4CALa07	Good
2CALa08	Moderate	4CALa08	Moderate

Il valore di AMBI nella laguna di Caleri è crescente in tutte le stazioni nelle tre stagioni considerate. Nella stazione 1 si passa da un valore di 2,72 a primavera 2007 ad un valore di 4,19 in autunno 2008; nella stazione 2 si passa da 2,20 a 3,87; nella stazione 3 da 3,19 a 3,33 e nella stazione 4 da 1,71 a 3,77.

Nella stazione 1 in tutte e tre le stagioni la classe III ha la percentuale maggiore; nella stazione 2 a primavera 2007 predomina la classe II e nelle altre due stagioni la classe III; nella stazione 3 la classe III predomina a primavera 2007 e in autunno 2008, mentre in autunno 2007 predomina la classe V; infine nella stazione 4 in primavera 2007 predomina la classe II, mentre in autunno 2007 e 2008 la classe III.

In tutte le stazioni di Caleri si ha quindi, secondo AMBI, un leggero peggioramento nell'arco delle tre stagioni.

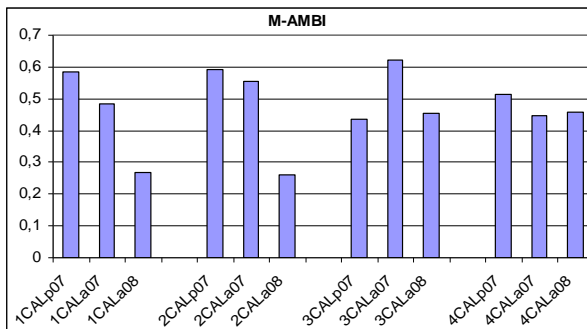


Figura 6.32. Valori di M-AMBI per Caleri

Stazione	EcoQ	Stazione	EcoQ
1CALp07	Good	3CALp07	Moderate
1CALa07	Moderate	3CALa07	Good
1CALa08	Poor	3CALa08	Moderate
2CALp07	Good	4CALp07	Good
2CALa07	Good	4CALa07	Moderate
2CALa08	Poor	4CALa08	Moderate

Il valore di M-AMBI è decrescente nella stazione 1 e nella stazione 2 (rispettivamente da 0,58 a 0,27 e da 0,59 a 0,26). Nella stazione 3 il valore massimo di M-AMBI lo si ha in autunno 2007 (0,62), mentre nella stazione 4 a primavera 2007 (0,51). Nelle stazioni 1,2 e 4 si ha quindi un graduale peggioramento dello stato ecologico, mentre nella stazione 3 si ha un miglioramento dalla primavera all'autunno 2007, seguito da un peggioramento in autunno 2008.

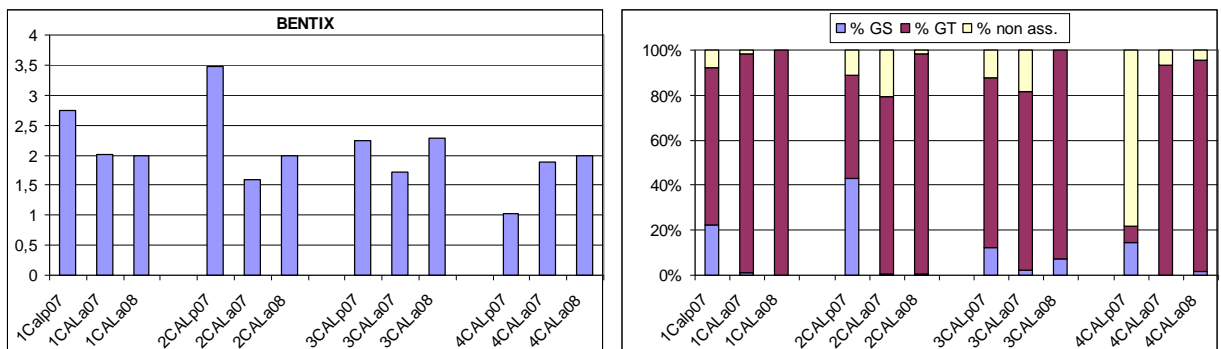


Figura 6.33. Valori di BENTIX e classi di appartenenza per la laguna di Caleri

Nella stazione 1 il valore di BENTIX va da 2,74 a primavera 2007 a 1,99 in autunno 2008. Nella stazione 2 invece il valore massimo lo si ha a primavera 2007 (3,48) e il minimo in autunno 2007 (1,60). Nella stazione 3 l'andamento è ancora diverso: infatti il massimo valore lo si ha in autunno 2008 (2,29) e il minimo in autunno 2007 (1,72). Nella stazione 4 l'andamento è crescente: si va da un minimo di 1,02 in primavera 2007 ad un massimo di 1,98 in autunno

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1CALp07	Moderate	3CALp07	Poor
1CALa07	Poor	3CALa07	Bad
1CALa08	Bad	3CALa08	Poor
2CALp07	Moderate	4CALp07	Bad
2CALa07	Bad	4CALa07	Bad
2CALa08	Poor	4CALa08	Bad

2008. In tutte le stazioni la classe predominante è quella delle specie tolleranti, ad eccezione della stazione 4 a primavera 2007 dove prevalgono le specie non assegnate a nessuna classe. Secondo BENTIX nella laguna di Caleri sei stazioni sono classificate come “Bad”, quattro come “Poor” e due come “Moderate”.

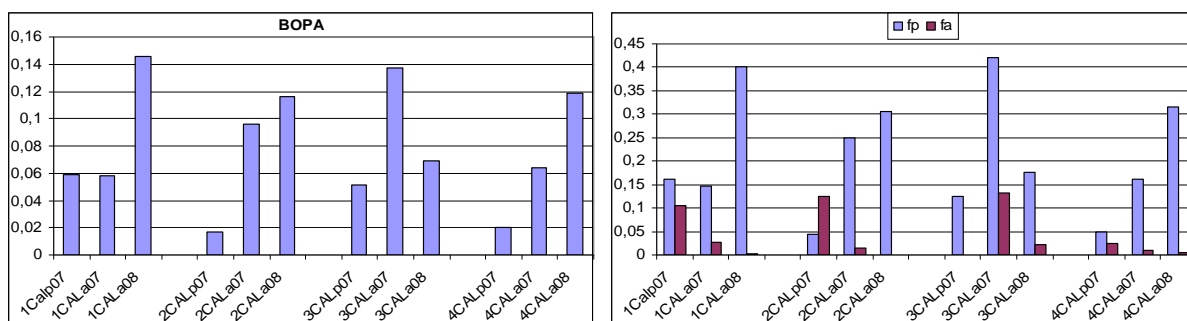


Figura 6.34. Valori di BOPA e valori di  $f_p$  e  $f_a$  per la laguna di Caleri

Nelle stazioni 1,2 e 4 il valore massimo di BOPA lo troviamo in autunno 2008 (rispettivamente 0,15 0,11 e 0,12). Nella stazione 3 invece il valore massimo lo si registra in autunno 2007 (0,14). Nella stazione 1 il valore minimo è in autunno 2007 (0,06), mentre nelle stazioni 2,3 e 4 il valore minimo lo si registra a primavera 2007 (rispettivamente 0,017 0,05 e 0,02). In tutte le stazioni, tranne che nella stazione 2 a primavera, la frequenza dei policheti opportunisti ( $f_p$ ) prevale sulla frequenza degli anfipodi ( $f_a$ ).

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1Calp07	Good	3CALp07	Good
1CALa07	Good	3CALa07	Good
1CALa08	Moderate	3CALa08	Good
2CALp07	High	4CALp07	High
2CALa07	Good	4CALa07	Good
2CALa08	Good	4CALa08	Good

Secondo BOPA tutte le stazioni di Caleri, tranne la 1 in autunno 2008 classificata come “Moderate”, sono classificate come “High-Good”.

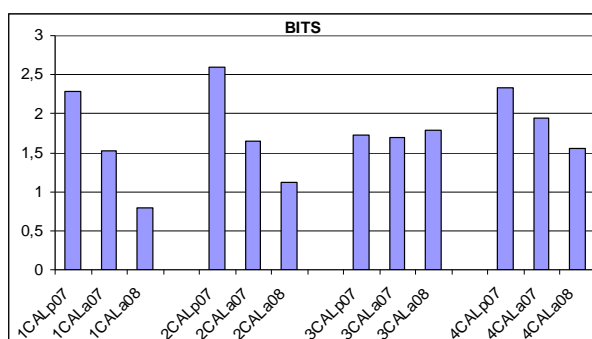


Figura 6.35. Valori di BITS per la laguna di Caleri

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1CALp07	High	3CALp07	Good
1CALa07	Good	3CALa07	Good
1CALa08	Poor	3CALa08	Good
2CALp07	High	4CALp07	High
2CALa07	Good	4CALa07	High
2CALa08	Moderate	4CALa08	Good

I valori di BITS nella laguna di Caleri sono decrescenti nella stazione 1, 2 e 4. Nella stazione 1 si passa da 2,28 a 0,79; nella stazione 2 da 2,6 a 1,12; nella stazione 4 da 2,33 a 1,56. Nella stazione 3 invece il valore massimo è in autunno 2008 (1,78) e il minimo in autunno 2007 (1,69). Secondo le analisi granulometriche, solo la stazione 3 ha un substrato a prevalenza di sabbia.

Secondo la classificazione di BITS, una sola stazione, la 1 a primavera 2007, risulta “Poor”, una “Moderate” (la 2 in autunno 2008), sei risultano “Good” e tre “High”.

### 6.7.2. Laguna di Marinetta

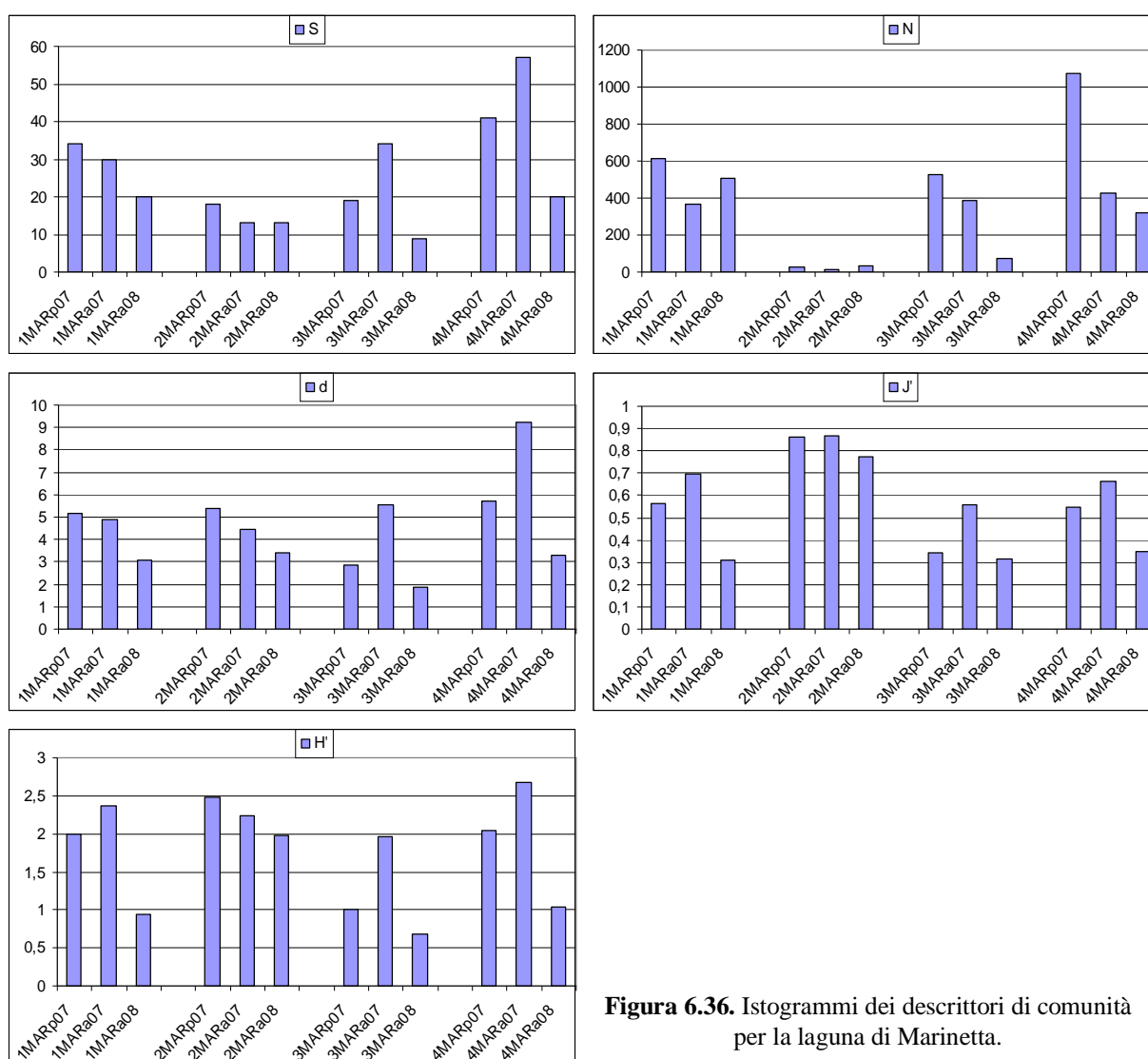


Figura 6.36. Istogrammi dei descrittori di comunità per la laguna di Marinetta.



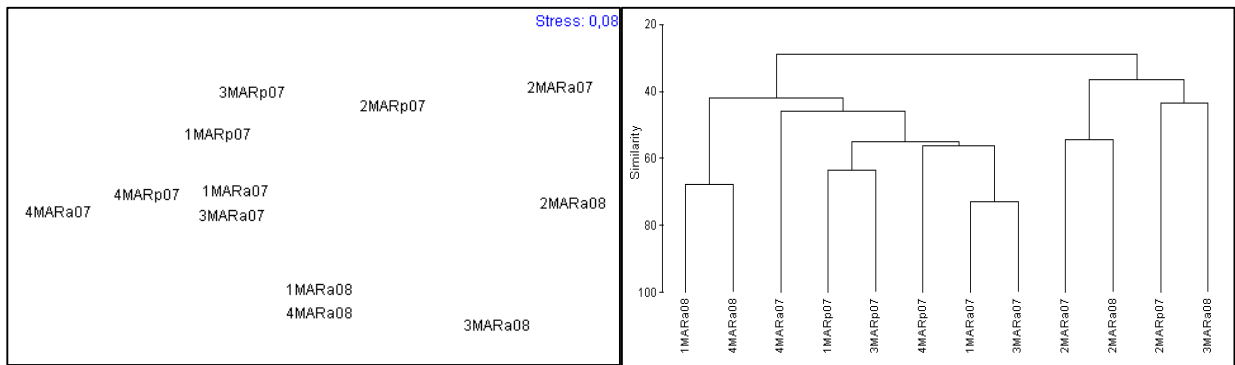
Nella laguna di Marinetta il valore più alto di S lo troviamo nella stazione 4 in autunno 2007 (57), mentre il più basso è nella stazione 3 in autunno 2008 (9). Nella stazione 1 il valore di S decresce dalla primavera 2007 all'autunno 2008, passando da 34 a 20. nella stazione 2 si ha un calo dalla primavera all'autunno 2007, passando da 18 a 13, valore che mantiene anche nell'autunno 2008. Nella stazione 3 invece il massimo valore lo si ha in autunno 2007 (34) e il minimo in autunno 2008 (9). Anche nella stazione 4 si segue lo stesso andamento, col valore massimo in autunno 2007 (57) e il minimo in autunno 2008 (20).

Osservando il grafico di N per la laguna di Marinetta si vede subito come la stazione 2 sia la più impoverita. Il valore più alto lo si registra nella stazione 4 in autunno 2008 (1075,66), il valore più basso nella stazione 2 in autunno 2007 (15). Nella stazione 1 e nella stazione 2 il valore massimo si registra a primavera 2007 (rispettivamente 611,33 e 23,66), mentre il minimo lo si registra in autunno dello stesso anno (rispettivamente 367,33 e 15). Nelle stazioni 3 e 4 invece si ha andamento decrescente, con un massimo a primavera 2007 (rispettivamente 526,66 e 1075,66) e un minimo in autunno 2008 (rispettivamente 70,33 e 322,66).

Il valore più alto dell'indice di Margalef lo troviamo nella stazione 4 in autunno 2008 (9,25), il più basso nella stazione 3 sempre in autunno 2008 (1,88). Nelle stazioni 1 e 2 l'andamento di d è decrescente (rispettivamente da 5,14 a 3,05 e da 5,37 a 3,39). Nelle stazioni 3 e 4 invece il valore massimo lo si riscontra in autunno 2007 (rispettivamente 5,54 e 9,25), mentre il minimo in autunno 2008 (rispettivamente 1,88 e 3,29).

La stazione 2, rispettando i valori di N, è quella che ha la massima omogeneità, con J che va da 0,87 in autunno 2007 a 0,77 in autunno 2008. in tutte le stazioni il valore massimo di J lo si registra in autunno 2007 e il minimo in autunno 2008.

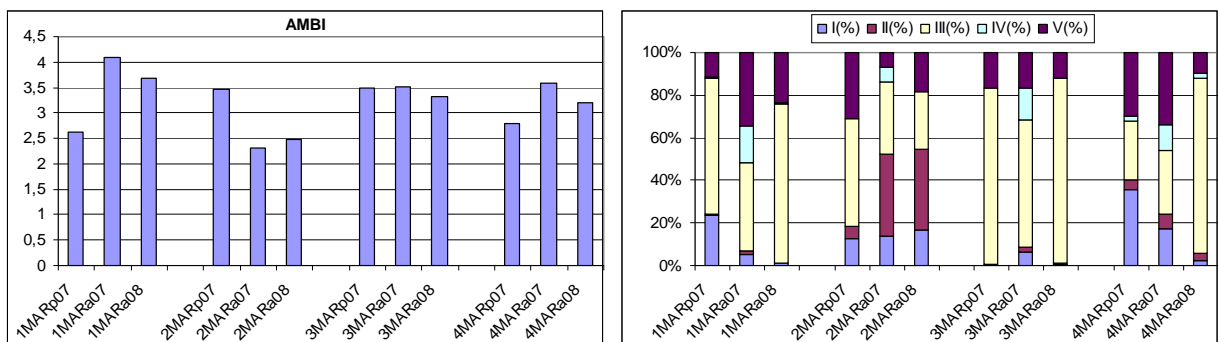
Il valore più alto di H' lo troviamo nella stazione 4 in autunno 2008 (2,66), mentre il valore minimo nella stazione 3 in autunno 2008 (0,68). Nelle stazioni 1, 3 e 4 il valore massimo di H' lo si registra in autunno 2007 e il minimo in autunno 2008, mentre nella stazione 2 si ha un andamento decrescente dalla primavera 2007 all'autunno 2008.



**Figura 6.37.** MDS e dendrogramma della laguna di Marinetta.

Osservando l'MDS si nota una certa distanza tra le varie stazioni, soprattutto per la stazione 2 e per la stazione 3 in autunno 2008. Le stazioni che invece mostrano più similarità sono la 1 e la 3 in primavera 2007, e la 1 e la 4 in autunno 2008. lo stress è di 0,08, quindi il risultato è attendibile.

La Cluster Analysis conferma i risultati dell'MDS, infatti ci sono due gruppi di stazioni che hanno similarità bassa (meno del 40%). Uno di questi Cluster è dato proprio dalla stazione 2 nelle tre stagioni e dalla stazione 3 in autunno 2008. Le due stazioni che mostrano più affinità sono la 1 e la 3 a primavera 2007, con oltre il 70% di similarità.



**Figura 6.38.** Valori di AMBI e classi di appartenenza per la laguna di Marinetta

Il valore più alto di AMBI nella laguna di Marinetta lo abbiamo nella stazione 1 a primavera 2007 (4,10), mentre il più basso nella stazione 2 in autunno 2007 (2,32). Nelle stazioni 1, 3 e 4 il valore massimo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 4,10 3,50 e 3,58), mentre nella

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1MARp07	Good	3MARp07	Moderate
1MARa07	Moderate	3MARa07	Moderate
1MARa08	Moderate	3MARa08	Moderate
2MARp07	Moderate	4MARp07	Good
2MARa07	Good	4MARa07	Moderate
2MARa08	Good	4MARa08	Good

stazione 2 il massimo è a primavera 2007 (3,46). Nella stazione 1 e 4 il valore minimo lo troviamo a primavera 2007 (rispettivamente 2,63 e 2,79), nella stazione 2 in autunno 2007 (2,32) e nella stazione 3 in autunno 2008 (3,33).

Nella stazione 1 e 3 la maggior parte delle specie appartiene al gruppo III; nella stazione 2 a primavera 2007 la percentuale maggiore è sempre del gruppo III, mentre in autunno 2007 e 2008 predomina il gruppo II; infine nella stazione 4 a primavera predomina il gruppo I, in autunno 2007 il gruppo V e in autunno 2008 il gruppo III.

Secondo AMBI nella laguna di Marinetta abbiamo 7 stazioni con ECoQ “Moderate” e 5 con ECoQ “Good”.

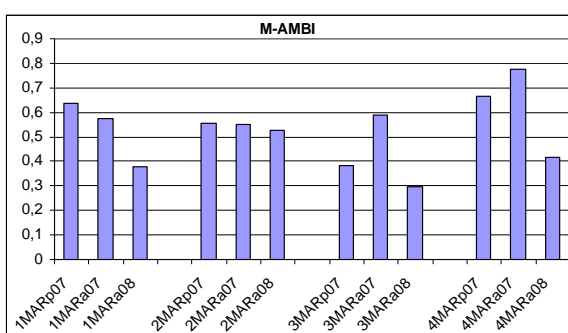


Figura 6.322. Valori di M-AMBI per Marinetta

Stations	ECoQ	Stations	ECoQ
1MARp07	Good	3MARp07	Poor
1MARa07	Good	3MARa07	Good
1MARa08	Poor	3MARa08	Poor
2MARp07	Good	4MARp07	Good
2MARa07	Good	4MARa07	High
2MARa08	Moderate	4MARa08	Moderate

Il valore più alto di M-AMBI si registra nella stazione 4 in autunno 2007 (0,78), mentre il più basso nella stazione 3 in autunno 2008. Nella stazione 1 si ha un andamento decrescente dalla primavera 2007 all’autunno 2008 (si passa da 0,63 a 0,38); nella stazione 2 il valore di M-AMBI rimane quasi costante, tra 0,55 e 0,52; nella stazione 3 invece il valore massimo lo si registra in autunno 2007 (0,59) e il minimo in autunno 2008 (0,30); nella stazione 4 abbiamo lo stesso andamento della stazione 3, col massimo in autunno 2007 (0,78) e il minimo in autunno 2008 (0,42).

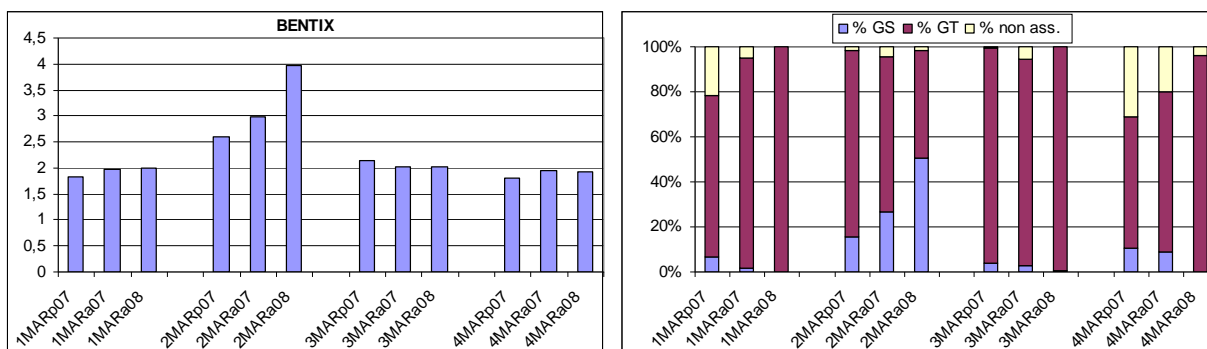


Figura 6.40. Valori di BENTIX e classi di appartenenza per la laguna di Marinetta.

Secondo M-AMBI tre stazioni hanno ECoQ “Poor”, due “Moderate”, sei “Good” e una, la 4 di Marinetta in autunno 2007, “High”.

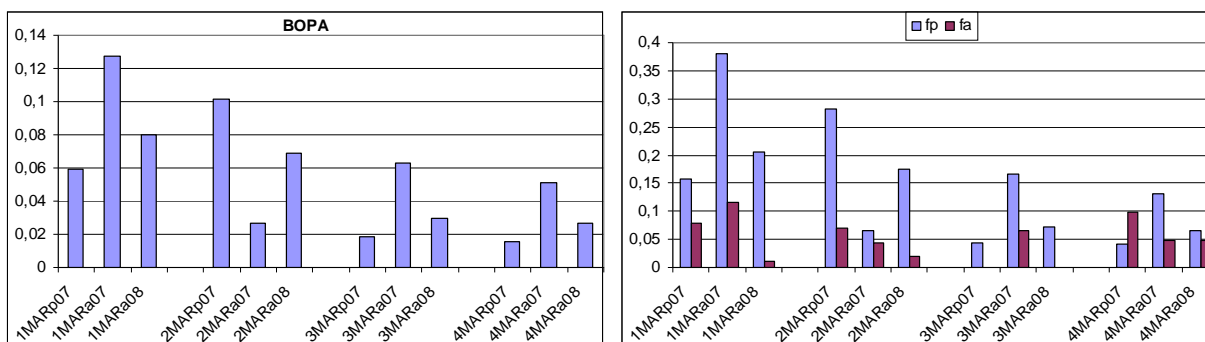
Il valore più alto di BENTIX si registra nella stazione 2 in autunno 2008 (3,98), il più basso nella stazione 4 a primavera 2007 (1,80). Nelle stazioni 1,3 e 4 il valore di BENTIX varia di poco, infatti nella stazione 1 si passa da 1,83 (primavera 2007) a 2,00 (autunno 2008); nella

**Tabella 6.19.** EcoQ secondo BENTIX a Marinetta

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1MARp07	Bad	3MARp07	Poor
1MARa07	Bad	3MARa07	Poor
1MARa08	Poor	3MARa08	Poor
2MARp07	Moderate	4MARp07	Bad
2MARa07	Moderate	4MARa07	Bad
2MARa08	Good	4MARa08	Bad

stazione 3 da 2,14 in primavera 2007 al valore minimo registrato in autunno 2007 di 2,01; nella stazione 4 il massimo è in autunno 2007 (1,95) e il minimo a primavera 2007 (1,80).

Secondo BENTIX a Marinetta cinque stazioni vengono classificate con ECoQ “Bad”, quattro come “Poor”, due come “Moderate” e una sola come “Good”, la 2 in autunno 2008.



**Figura 6.41.** Valori di BOPA e valori di  $f_p$  e  $f_a$  per la laguna di Marinetta

**Tabella 6.20.** EcoQ secondo BOPA a Marinetta

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1MARp07	Good	3MARp07	High
1MARa07	High	3MARa07	Good
1MARa08	Good	3MARa08	High
2MARp07	Good	4MARp07	High
2MARa07	High	4MARa07	Good
2MARa08	Good	4MARa08	High

Nella stazione 1 troviamo il massimo valore di BOPA di tutta la laguna, in autunno 2007 (0,13), mentre il minimo nella stazione 1 è a primavera 2007 (0,06). Nella stazione 2 il valore massimo è a primavera 2007 (0,10) e il minimo in autunno 2007 (0,03). Nella stazione 3 il massimo valore è in autunno 2007 (0,06) e il minimo in primavera 2007 (0,02). La stazione 4 ha lo stesso andamento della stazione 1 e 3, col massimo in autunno 2007 (0,05) e il minimo in primavera 2007 (0,01). In tutte le stazioni la frequenza dei policheti opportunisti ( $f_p$ ) è maggiore rispetto alla frequenza degli anfipodi ( $f_a$ ), ad esclusione della stazione 4 a primavera 2007.

Secondo BOPA tutte le stazioni sono classificate con un ECoQ “High” e-“Good”.

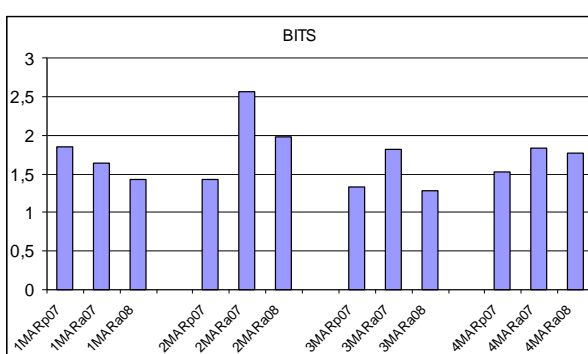


Figura 6.42. Valori di BITS per la laguna di Marinetta

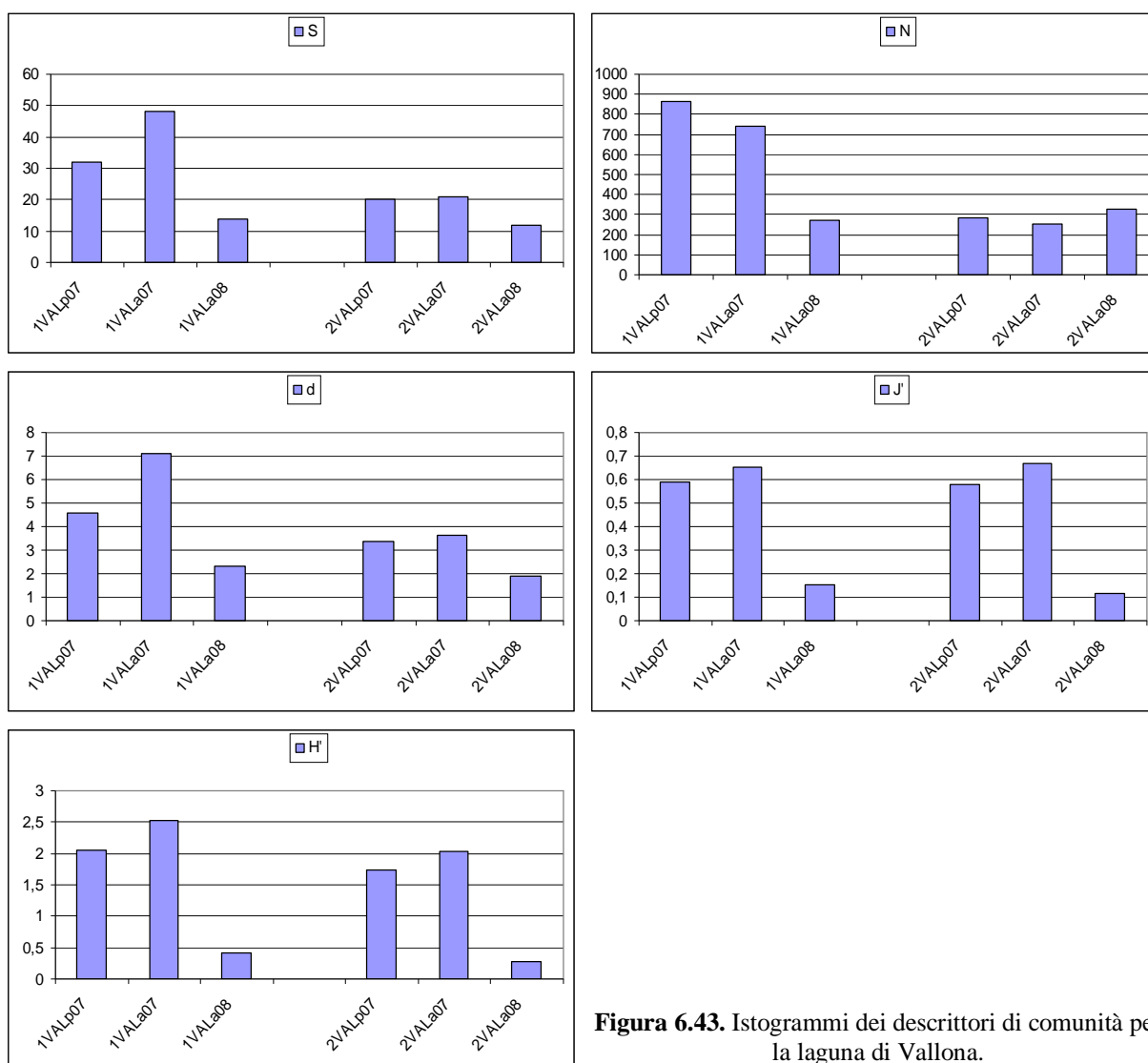
Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1MARp07	Good	3MARp07	Moderate
1MARa07	Moderate	3MARa07	Good
1MARa08	Moderate	3MARa08	Moderate
2MARp07	Moderate	4MARp07	Good
2MARa07	High	4MARa07	Good
2MARa08	Good	4MARa08	Good

Nella laguna di Marinetta le stazioni 1,2 e 3 hanno un substrato a prevalenza di sabbia, la stazione 4 invece presenta substrato fangoso. Di questo si tiene conto quando si valuta l'ECoQ con BITS.

Il valore di BITS nella stazione 1 è decrescente, va da 1,85 a primavera 2007 a 1,43 in autunno 2008. Nella stazione 2 invece il valore massimo lo si raggiunge in autunno 2007 (2,57, valore massimo della laguna di Marinetta), e il minimo in primavera 2007 (1,42). Nella stazione 3 il massimo è in autunno 2007 (1,82) e il minimo in autunno 2008 (1,28 che è anche il valore minimo di tutta la laguna). Nella stazione 4 abbiamo lo stesso andamento della stazione 2, col massimo in autunno 2007 (1,83) e il minimo a primavera 2007 (1,52).

Secondo BITS a Marinetta abbiamo 5 stazioni con ECoQ “Moderate”, 6 con ECoQ “Good” e una con ECoQ “High” (la stazione 2 a primavera 2007).

### 6.7.3. Laguna di Vallona



**Figura 6.43.** Istogrammi dei descrittori di comunità per la laguna di Vallona.

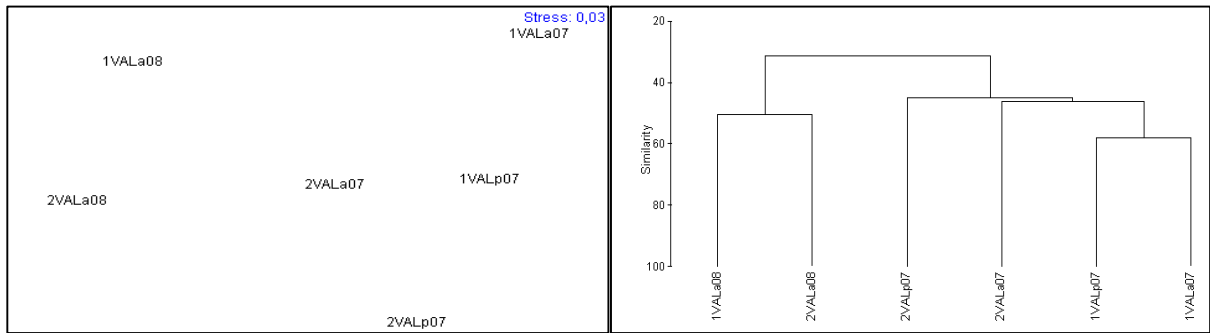
Nella laguna di Vallona il valore massimo di S è nella stazione 1 in autunno 2007 (48), mentre il minimo è nella stazione 2 in autunno 2008 (12). In entrambe le stazioni il valore massimo si presenta in autunno 2007 e il minimo in autunno 2008.

N presenta andamento decrescente nella stazione 1, passando da 864,66 a primavera 2007 a 272,33 in autunno 2008. Nella stazione 2 invece il massimo lo si registra in autunno 2008 (328,33) e il minimo in autunno 2007 (255).

Per quel che riguarda l'indice di Margalef in entrambe le stazioni abbiamo il massimo in autunno 2007 (rispettivamente 7,11 e 3,61), mentre il minimo lo si registra in autunno 2008 (rispettivamente 2,82 e 1,90).

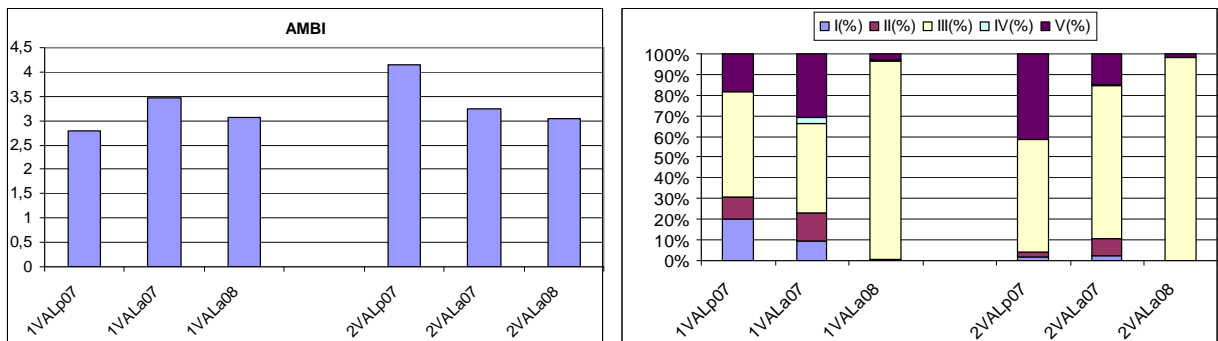
Il valore dell'indice di Pielou è massimo in entrambe le stagioni in autunno 2007 (rispettivamente 0,65 e 0,66) e minimo in autunno 2008 (rispettivamente 0,15 e 0,11).

L'indice di diversità rispecchia gli andamenti di S, d e J' sia nella stazione 1 che nella stazione 2, con un massimo in autunno 2007 (rispettivamente 2,53 e 2,03), ed un minimo in autunno 2008 (rispettivamente 0,40 e 0,28).



**Figura 6.44.** MDS e dendrogramma della laguna di Vallona.

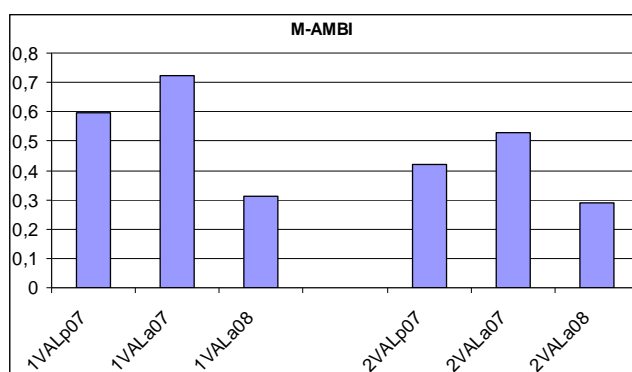
L'MDS per la laguna di Vallona non dà indicazioni significative, in quanto le stazioni sono tutte abbastanza distanziate tra loro, con distanze molto simili. Lo stress è 0,03, quindi il risultato è molto attendibile. La Cluster analysis indica una similarità abbastanza bassa tra le stazioni; la più alta è di circa il 60% tra la stazione 1 a primavera 2007 e la stessa stazione in autunno 2007. Per le altre stazioni il livello di similarità è intorno al 50%.



**Figura 6.45.** Valori di AMBI e classi di appartenenza per la laguna di Vallona.

Il valore più alto di AMBI per la laguna di Vallona è nella stazione 2 a primavera 2007 (4,16), il più basso nella stazione 1 a primavera 2007 (2,78). In tutte e due le stazioni la percentuale maggiore delle specie appartiene al gruppo III, raggiungendo anche il 97,9% nella stazione 2 in autunno 2008. Secondo AMBI le due stazioni di Vallona sono classificate tra “Moderate” e “Good”.

<b>Tabella 6.22.</b> EcoQ secondo AMBI a Vallona	
<b>Stazione</b>	<b>ECoQ</b>
1VALp07	Moderate
1VALa07	Moderate
1VALa08	Good
2VALp07	Moderate
2VALa07	Good
2VALa08	Good



**Figura 6.46.** Valori di M-AMBI per Vallona.

<b>Tabella 6.23.</b> EcoQ secondo M-AMBI a Vallona	
<b>Stazione</b>	<b>ECoQ</b>
1VALp07	Good
1VALa07	Good
1VALa08	Poor
2VALp07	Moderate
2VALa07	Moderate
2VALa08	Poor

Le due stazioni di Vallona hanno lo stesso andamento per quel che riguarda i valori di M-AMBI. Il massimo lo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 0,72 e 0,53), mentre il valore minimo lo sia ha in autunno 2008 (rispettivamente 0,31 e 0,29).

Secondo M-AMBI le due stazioni in autunno 2008 hanno ECoQ “Poor”, mentre in primavera e in autunno 2007 la stazione 1 è classificata come “Good” e la 2 come “Moderate”.



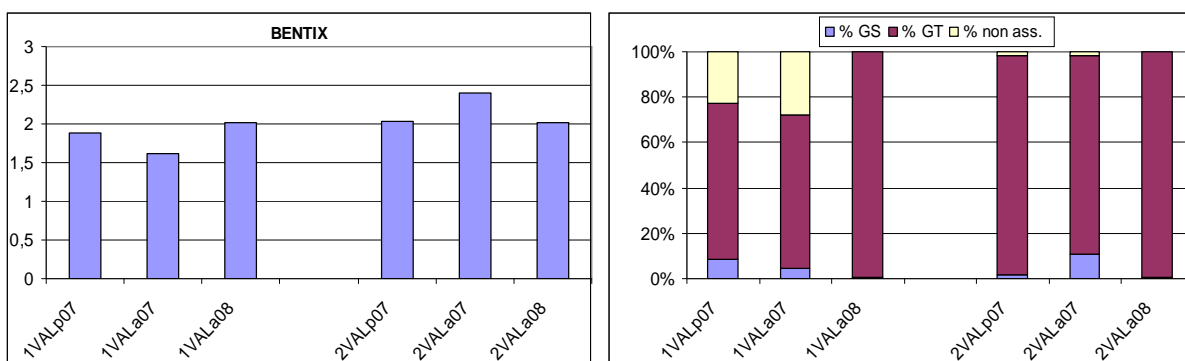


Figura 6.47. Valori di BENTIX e classi di appartenenza per la laguna di Vallona.

I valori di BENTIX sono simili per le due stazioni di Vallona. Il valore massimo lo abbiamo nella stazione 2 in autunno 2007 (2,39), mentre il minimo nella stazione 1 sempre in autunno 2007 (1,61). La maggior parte delle specie rinvenute nelle due stazioni appartiene al gruppo delle specie tolleranti, con valori sopra all’87% nella stazione 2.

Stazione	ECoQ
1VALp07	Bad
1VALa07	Bad
1VALa08	Poor
2VALp07	Poor
2VALa07	Poor
2VALa08	Poor

Secondo BENTIX la stazione 1 in primavera 2007 e autunno 2007 ha ECoQ “Bad”, mentre gli altri siti vengono classificati come “Poor”.

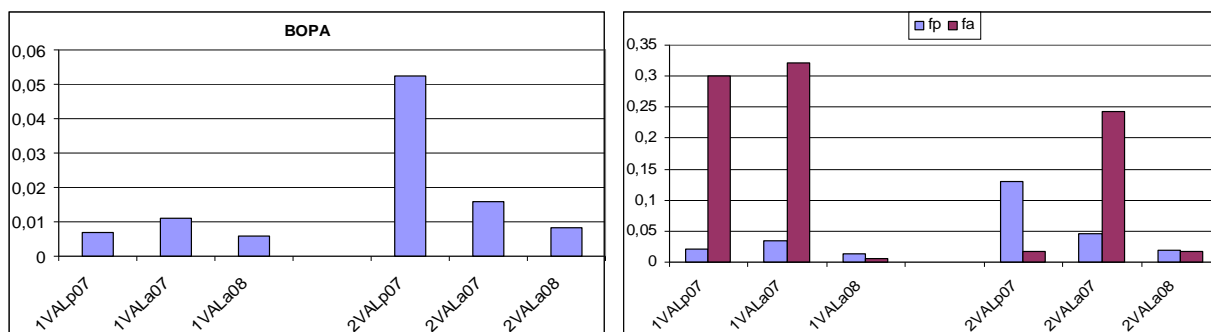
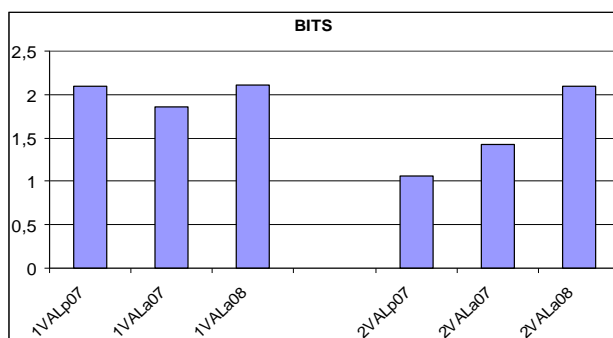


Figura 6.48. Valori di BOPA e valori di  $f_b$  e  $f_a$  per la laguna di Vallona.

Il valore di BOPA per la laguna di Vallona si attesta tra 0,015 (stazione 2 autunno 2007) e 0,006 (stazione 1 autunno 2008). La stazione che si distingue per avere un valore molto più alto rispetto a questo range è la 2 a primavera 2007 (BOPA a 0,05).

Stazione	ECoQ
1VALp07	High
1VALa07	High
1VALa08	High
2VALp07	Good
2VALa07	High
2VALa08	High

A Vallona la frequenza dei policheti opportunisti ( $f_p$ ) è superiore alla frequenza degli anfipodi ( $f_a$ ) solo nella stazione 1 in autunno 2008 e nella stazione 2 a primavera 2007. Secondo BOPA tutte le stazioni di Vallona hanno ECoQ “High-Good”.



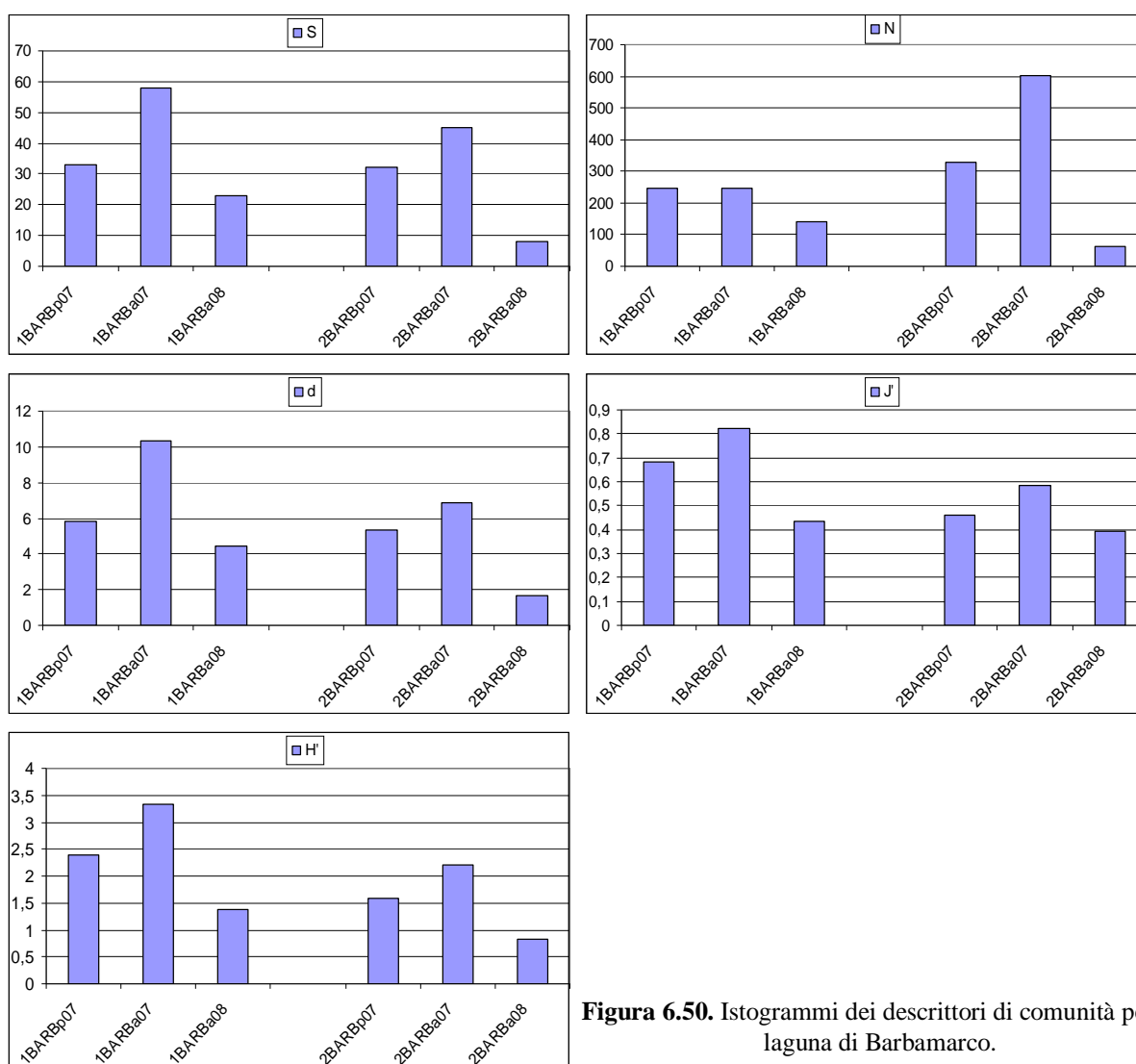
**Figura 6.9.** Valori di BITS per la laguna di Vallona.

Stazione	ECoQ
1VALp07	Good
1VALa07	Good
1VALa08	Good
2VALp07	Moderate
2VALa07	Good
2VALa08	High

Nella stazione 1, il cui substrato è in prevalenza sabbioso, il valore di BITS si attesta tra 2,11 e 1,86. nella stazione 2 ha un valore crescente, da 1,06 a primavera 2007 a 2,09 in autunno 2008.

Secondo BITS la stazione 1 è classificata come “Good” in tutte e tre le stagioni considerate, mentre nella stazione 2 si ha un aumento dell’ECoQ da “Moderate” a “Good”.

#### 6.7.4. Laguna di Barbamarco



**Figura 6.50.** Istogrammi dei descrittori di comunità per la laguna di Barbamarco.

Nelle due stazioni di Barbamarco il valore di S ha andamento uguale, col massimo in autunno 2007 (rispettivamente 58 e 45) e il minimo in autunno 2008 (rispettivamente 23 e 8).

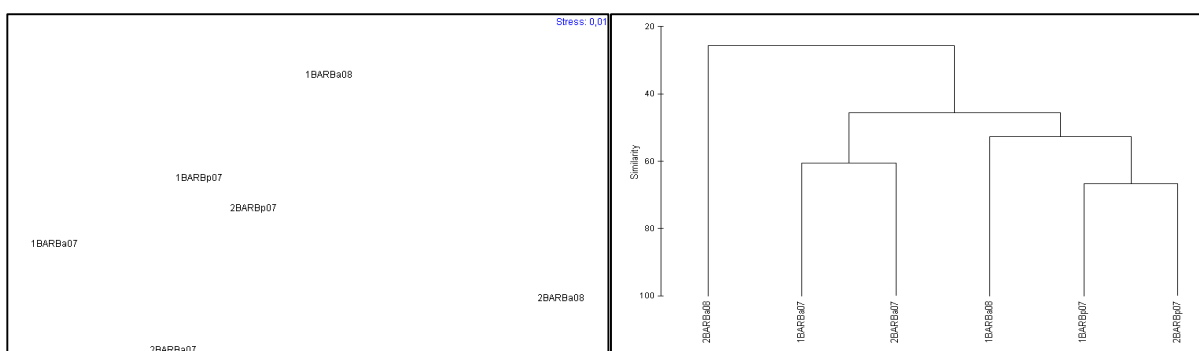
Anche per N l'andamento è lo stesso di S, in tutte e due le stazioni di Barbamarco. Il massimo lo si ha in autunno 2007 (rispettivamente 247,33 e 601), mentre il minimo in autunno 2008 (rispettivamente 141,33 e 63,33).

Anche l'indice di Margalef (d) e l'indice di Pielou (J') hanno lo stesso andamento di S e N, col massimo in autunno 2007 e il minimo in autunno 2008.

L'indice di Margalef raggiunge un massimo di 10,34 e 6,88 rispettivamente nella stazione 1 e 2. Il minimo invece è di 4,44 e 1,69 rispettivamente.

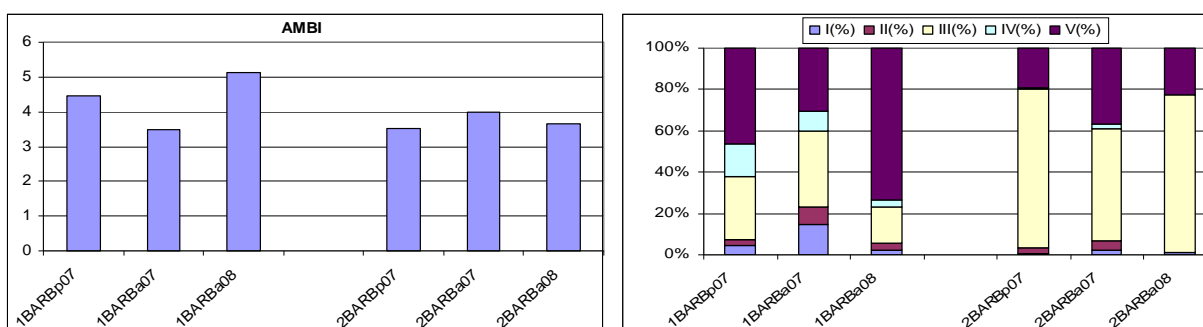
L'indice di Pielou ha un valore massimo di 0,82 e 0,58 rispettivamente nella stazione 1 e 2. il valore minimo è di 0,43 e 0,39 rispettivamente.

Stesso risultato si ha per l'indice di diversità ( $H'$ ). Il valore massimo lo registriamo in autunno 2007 (rispettivamente 3,33 e 2,21), mentre il minimo in autunno 2008 (rispettivamente 1,37 e 0,82).



**Figura 6.51.** MDS e dendrogramma della laguna di Barbamarco

La stazione che più si differenzia dalle altre è la 2 in autunno 2008, e questo lo si vede sia dall'MDS che dalla Cluster Analysis. Le altre stazioni non mostrano elevata similarità tra di loro. Il massimo lo si raggiunge tra la stazione 1 a primavera 2007 e la stazione 2 nella stessa stagione (intorno al 65%). Questa similarità la si vede anche dall'MDS, dove queste due stazioni sono le più vicine tra di loro. Il valore di stress è di 0,01, quindi il risultato è molto attendibile.



**Figura 6.52.** Valori di AMBI e classi di appartenenza per la laguna di Barbamarco

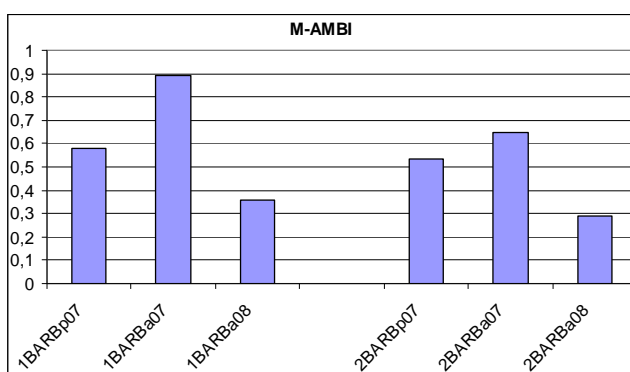
Nella stazione 1 di Barbamarco il valore più alto di AMBI si registra in autunno 2008 (5,14), mentre il più basso in autunno 2007 (3,49). Nella stazione 2 invece il massimo lo abbiamo in autunno 2007 (4,00) e il minimo a primavera 2007 (3,52).

Nella stazione 1 la più alta percentuale di specie appartiene al gruppo V in primavera 2007 e in autunno 2008, e al gruppo III

in autunno 2007; nella stazione 2 in tutte e tre le stagioni la percentuale più elevata è quella delle specie appartenenti al gruppo III.

Secondo AMBI la stazione 1 di Barbamarco è classificata come “Poor” a primavera 2007 e autunno 2008, e “Moderate” in autunno 2007. La stazione 2 invece mantiene un ECoQ “Moderate” per tutte e tre le stagioni.

Stazione	ECoQ
1BARBp07	Poor
1BARBa07	Moderate
1BARBa08	Poor
2BARBp07	Moderate
2BARBa07	Moderate
2BARBa08	Moderate



**Figura 6.53.** Valori di M-AMBI per Barbamarco.

Stazione	EcoQ
1BARBp07	Good
1BARBa07	High
1BARBa08	Poor
2BARBp07	Good
2BARBa07	Good
2BARBa08	Poor

Il valore più alto di M-AMBI lo ritroviamo, per tutte e due le stazioni, in autunno 2007 (rispettivamente 0,89 e 0,64). Il valore minimo invece lo si registra in autunno 2008 (rispettivamente 0,36 e 0,29).

Secondo M-AMBI l'ECoQ della stazione 1 va da “Good” a primavera 2007, “High” in autunno 2007 e “Poor” in autunno 2008. mentre nella stazione 2 l'ECoQ è “Good” nelle prime due stagioni, e “Poor” in autunno 2008.

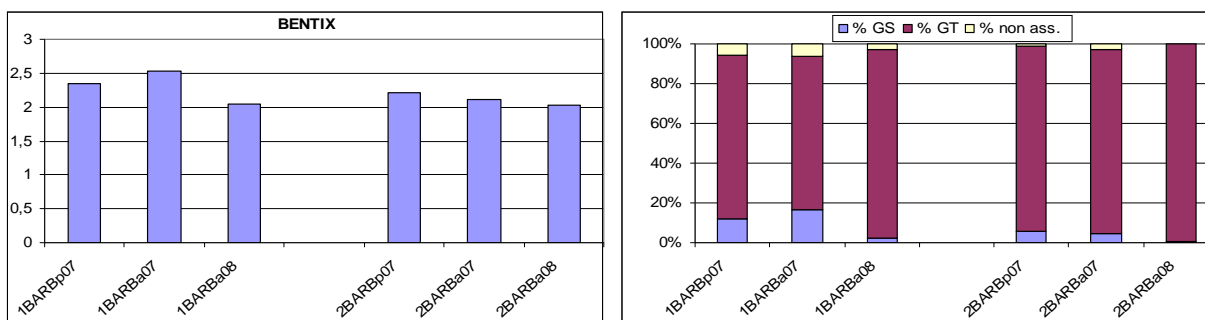


Figura 6.54. Valori di BENTIX e classi di appartenenza per la laguna di Barbamarco

I valori di BENTIX per la laguna di Barbamarco sono molto simili nelle due stazioni considerate. Nella stazione 1 si va da un massimo di 2,53 in autunno 2007 a un minimo di 2,04 in autunno 2008. nella stazione 2 invece abbiamo andamento leggermente decrescente dalla primavera 2007 all'autunno 2008 (da 2,21 a 2,02). Le specie di questa laguna appartengono, con percentuali sopra il 77% in tutte le stazioni, principalmente alla classe delle specie tolleranti. Secondo BENTIX solo la stazione 1 in autunno 2007 ha ECoQ "Moderate", tutte le altre sono classificate come "Poor".

Tabella 6.29. EcoQ secondo BENTIX a Barbamarco

Stazione	ECoQ
1BARBp07	Poor
1BARBa07	Moderate
1BARBa08	Poor
2BARBp07	Poor
2BARBa07	Poor
2BARBa08	Poor

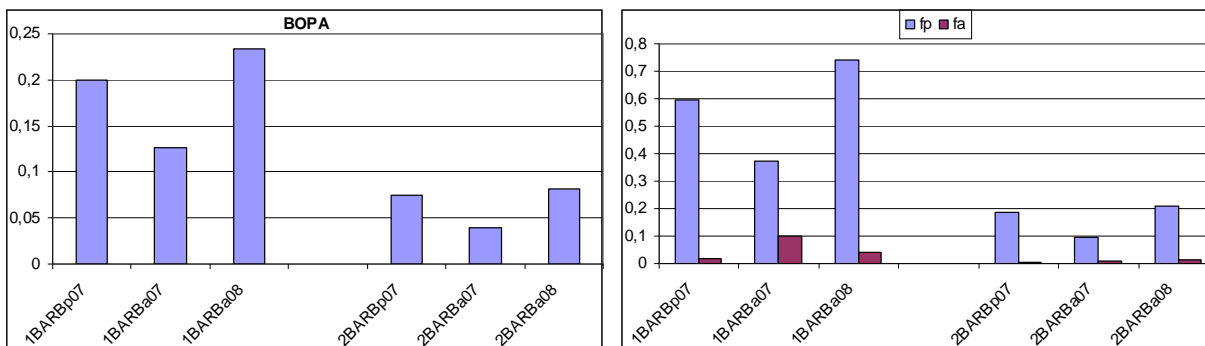


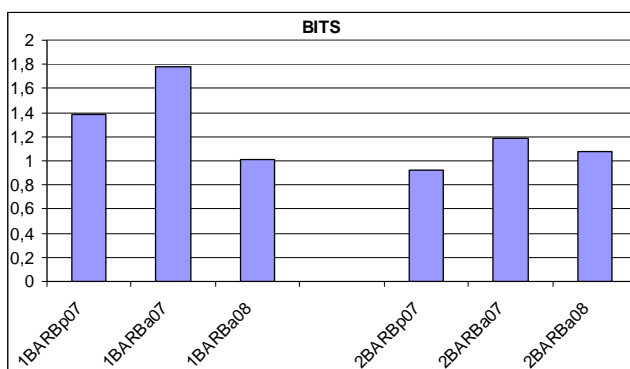
Figura 6.55. Valori di BOPA e valori di  $f_p$  e  $f_a$  per la laguna di Barbamarco

Nelle due stazioni di Barbamarco il valore massimo di BOPA lo abbiamo in autunno 2008 (rispettivamente 0,23 e 0,082), mentre il minimo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 0,13 e 0,04). In entrambe le stazioni  $f_p$  presenta percentuali molto maggiori di  $f_a$  (sopra il 79%).

Tabella 6.30. EcoQ secondo BOPA a Barbamarco

Stazione	ECoQ
1BARBp07	Poor
1BARBa07	Good
1BARBa08	Poor
2BARBp07	Good
2BARBa07	High
2BARBa08	Good

Secondo BOPA La stazione 1 è classificata come “Poor” a primavera 2007 e autunno 2008, mentre in autunno 2007 è classificata come “High-Good”. La stazione 2 ha ECoQ “High-Good” in tutte e tre le stagioni considerate.



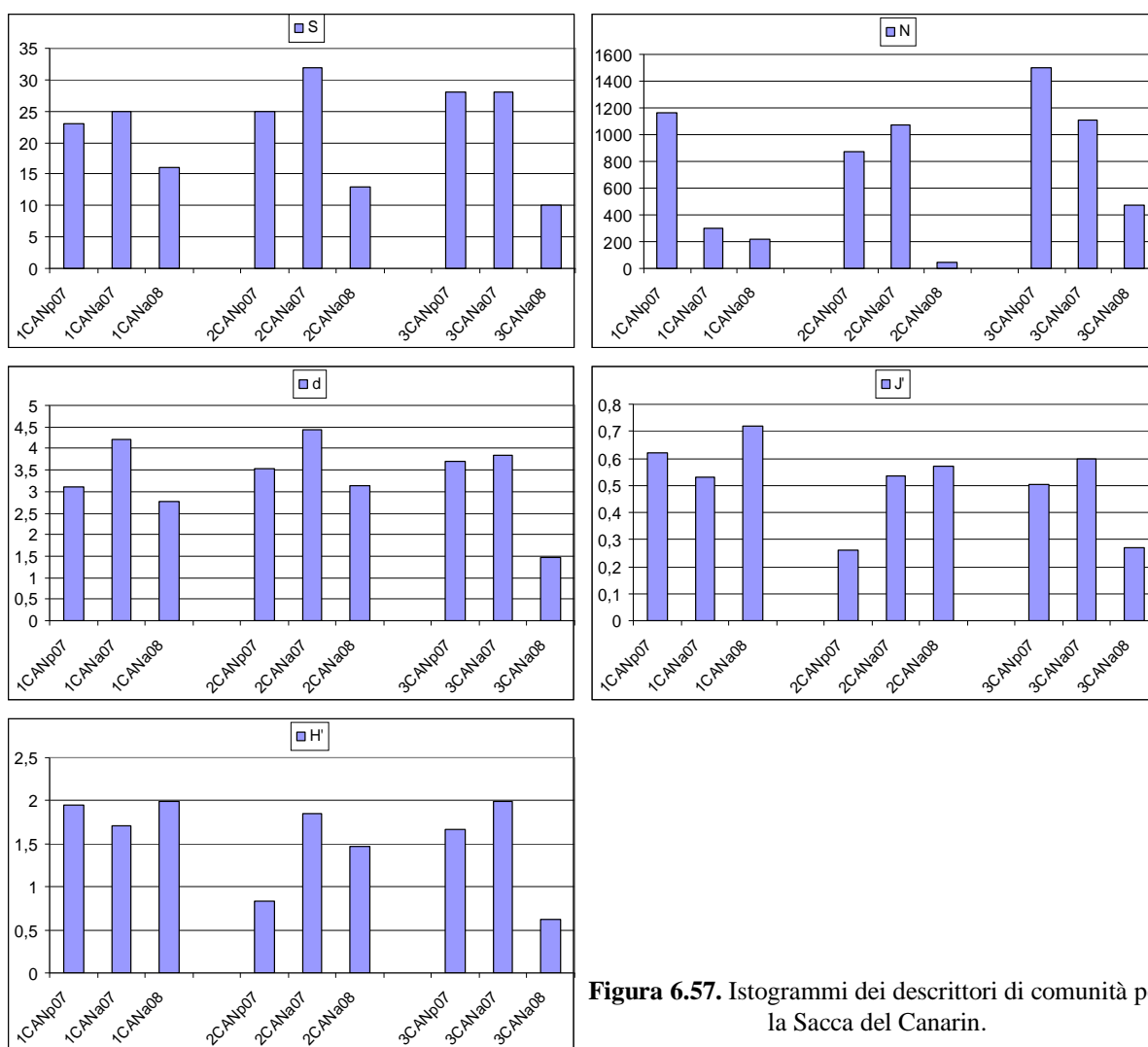
**Figura 6.56.** Valori di BITS per la laguna di Barbamarco

Stazione	ECoQ
1BARBp07	Good
1BARBa07	Good
1BARBa08	Moderate
2BARBp07	Moderate
2BARBa07	Moderate
2BARBa08	Moderate

In entrambe le stazioni di Barbamarco il valore massimo lo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 1,78 e 1,19), mentre il valore minimo nella stazione 1 lo abbiamo in autunno 2008 (1,01) e nella stazione 2 a primavera 2007 (0,92).

Secondo BITS la stazione 1 a primavera 2007 e autunno 2007 ha ECoQ “Good”, per le altre stazioni l’ECoQ è “Moderate”.

### 6.7.5. Sacca del Canarin



**Figura 6.57.** Istogrammi dei descrittori di comunità per la Sacca del Canarin.

Nelle tre stazioni di Canarin il valore massimo di S lo troviamo in autunno 2007 (rispettivamente 25, 32 e 28), mentre il minimo in autunno 2008 (rispettivamente 16, 13 e 10). Nella stazione 3 a primavera 2007 e autunno 2007 il valore rimane uguale (28).

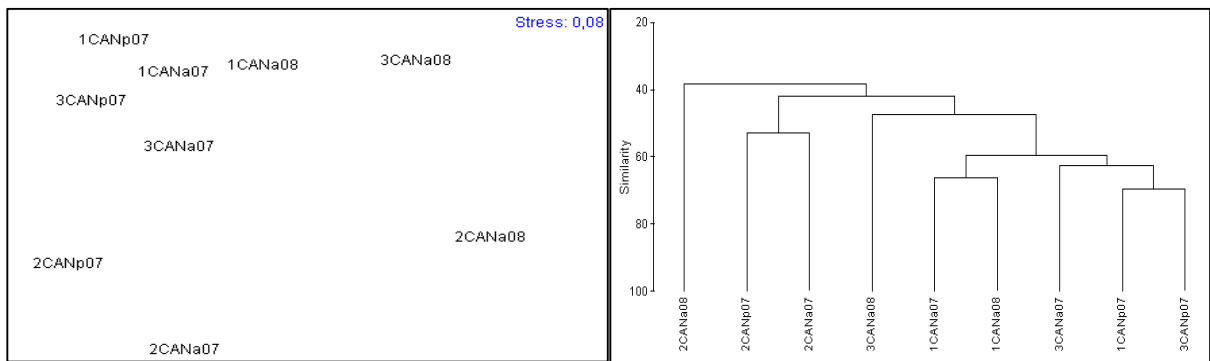
Per quel che riguarda N si ha un netto calo dalla primavera 2007 all'autunno 2008 nella stazione 1 (da 1160 a 222); nella stazione 2 il valore massimo è in autunno 2007 (1076,66) e il minimo in autunno 2008 (45,66); nella stazione 3 si ha lo stesso andamento della stazione 1, col massimo a primavera 2007 (1502,33) e il minimo in autunno 2008 (471,66).

In tutte e tre le stazioni di Canarin il valore massimo di d lo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 4,20 4,44 e 3,85), mentre il minimo in autunno 2008 (rispettivamente 2,78 3,14 e 1,46).



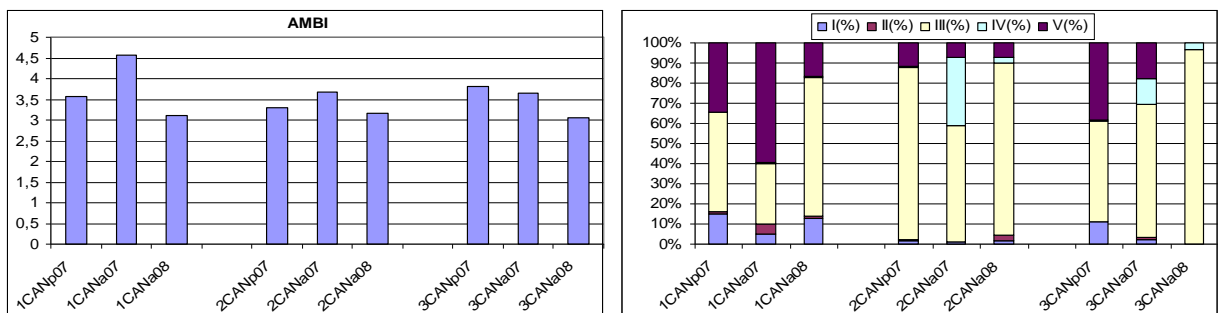
Per quel che riguarda J' l'andamento è diverso nelle tre stazioni considerate. Nella stazione 1 il valore massimo è in autunno 2008 (0,72), mentre il minimo in autunno 2007 (0,53). Nella stazione 2 invece abbiamo andamento crescente (da 0,26 a 0,57); nella stazione 3 il valore massimo è in autunno 2007 (0,60) e il minimo in autunno 2008 0,27).

H' nella stazione 1 ha il massimo valore in autunno 2008 (1,99), mentre il minimo lo si registra in autunno 2007 (1,71); nella stazione 2 invece in autunno 2007 abbiamo il valore massimo (1,86) e il minimo a primavera 2007 (0,83); nella stazione 3 il massimo è in autunno 2007 (2,00) e il minimo in autunno 2008 (0,62).



**Figura 6.58.** MDS e dendrogramma della Sacca del Canarin.

Osservando l'MDS si nota come la stazione 2 nelle tre stagioni risulti separata dalle altre due stazioni. Lo stress è 0,08, quindi il risultato è attendibile. Questo è confermato anche dalla Cluster analysis, che mostra come la stazione 2 in autunno 2008 sia quella con meno similarità con le altre (circa il 40%). Le due stazioni che hanno similarità maggiore sono la 1 a primavera 2007 e la e sempre della stessa stagione (similarità di circa il 70%).



**Figura 6.59.** Valori di AMBI e classi di appartenenza per la Sacca del Canarin

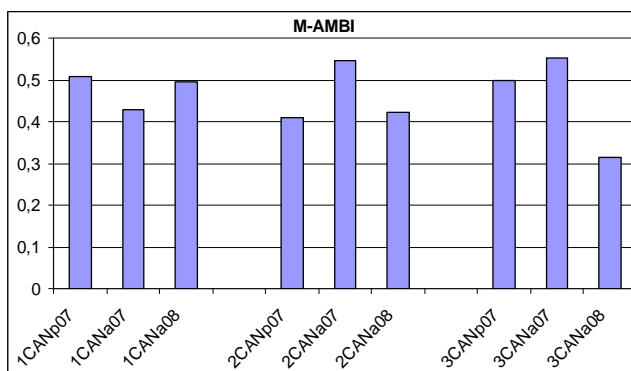
Nelle stazioni 1 e 2 il valore più alto di AMBI lo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 4,56 e 3,68) mentre il minimo in autunno 2008 (3,11 e 3,17). Nella stazione 3 abbiamo andamento decrescente, con il massimo a primavera 2007 (3,82) e il minimo in autunno 2008

(3,05). In tutte le stazioni la maggior parte delle specie appartiene al gruppo III, tranne che nella stazione 1 in autunno 2007 dove la percentuale maggiore delle specie appartiene al gruppo IV.

Secondo AMBI la stazione 1 è classificata come “Moderate” a primavera 2007, “Poor” in autunno 2008 e “Good” in autunno 2008. La stazione 2 ha ECoQ “Good” a primavera 2007 e autunno 2008, mentre è “Moderate” in autunno 2007. Nella stazione 3 invece dopo uno stato “Moderate” si ha un miglioramento a “Good” in autunno 2008.

**Tabella 6.32.** EcoQ secondo AMBI a Canarin

Stazione	ECoQ
1CANp07	Moderate
1CANa07	Poor
1CANa08	Good
2CANp07	Good
2CANa07	Moderate
2CANa08	Good
3CANp07	Moderate
3CANa07	Moderate
3CANa08	Good



**Figura 6.60.** Valori di M-AMBI per Canarin

**Tabella 6.33.** EcoQ secondo M-AMBI a Canarin

Stazione	EcoQ
1CANp07	Moderate
1CANa07	Moderate
1CANa08	Moderate
2CANp07	Moderate
2CANa07	Good
2CANa08	Moderate
3CANp07	Moderate
3CANa07	Good
3CANa08	Poor

Nella stazione 1 il valore massimo (0,51) lo si registra a primavera 2007 e il minimo in autunno 2007 (0,43). Nella stazione 2 invece succede l’opposto, in quanto il valore massimo è in autunno 2007 (0,55) e il minimo a primavera 2007 (0,41).

Secondo M-AMBI l’ECoQ della stazione 1 è “Moderate” in tutte e tre le stagioni considerate. Nella stazione 2 invece si ha un leggero miglioramento in autunno 2007 (da “Moderate” a “Good”). Nella stazione 3 invece dopo il miglioramento dell’autunno 2007 (da “Moderate” a “Good”) si ha un peggioramento in autunno 2008 (“Poor”).

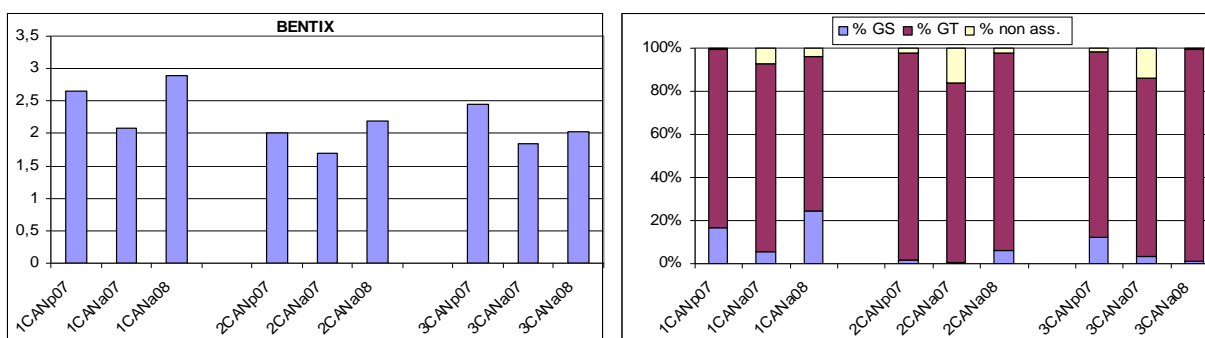


Figura 6.61. Valori di BENTIX e classi di appartenenza per la sacca del Canarin

Nelle stazioni 1 e 2 il valore più alto di BENTIX lo si registra in autunno 2008 (rispettivamente 2,89 e 2,19) e il minimo in autunno 2007 (rispettivamente 2,08 e 1,69). Nella stazione 3 invece il valore massimo è a primavera 2007 (2,45) e il minimo in autunno 2007 come nelle altre stazioni (1,85). In tutte le stazioni la percentuale delle specie tolleranti (GT) è molto elevata (71% quella più bassa, nelle altre tutte sopra l'82%).

Stazione	ECoQ
1CANp07	Moderate
1CANa07	Poor
1CANa08	Moderate
2CANp07	Poor
2CANa07	Bad
2CANa08	Poor
3CANp07	Poor
3CANa07	Bad
3CANa08	Poor

Secondo BENTIX l'ECoQ è "Bad" in due stazioni, "Poor" in 5 stazioni e "Moderate" in 2 stazioni.

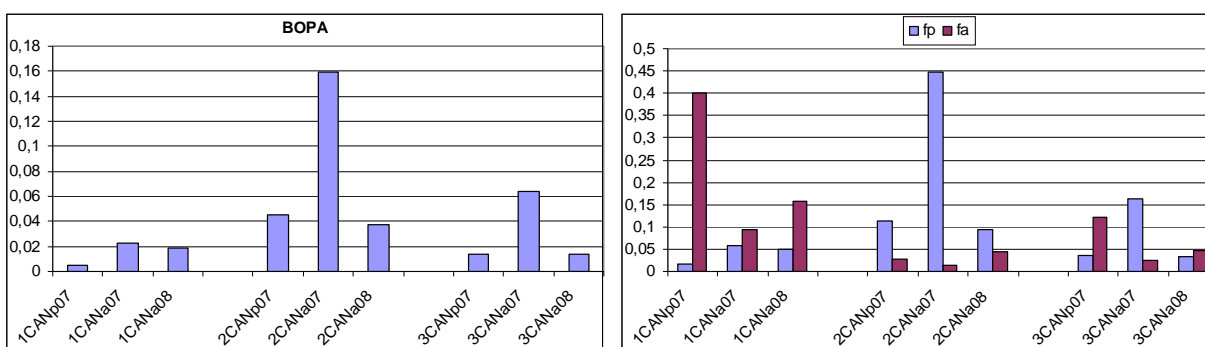
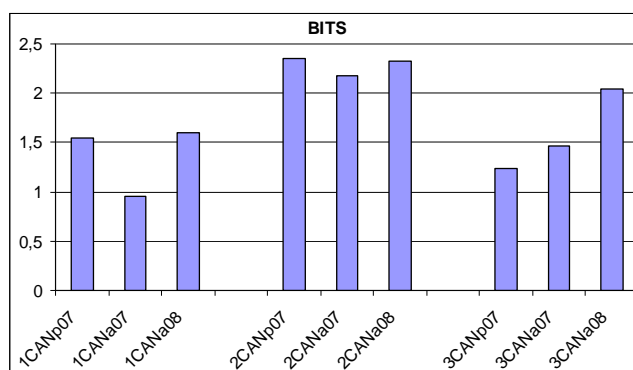


Figura 6.62. Valori di BOPA e valori di  $f_p$  e  $f_a$  per la Sacca del Canarin.

In tutte le stazioni il valore massimo lo si registra in autunno 2007, il minimo nella stazione 1 è a primavera 2007, mentre nella 2 e nella 3 in autunno 2008. La stazione 1 è quella che presenta i valori più bassi di BOPA (0,02 il massimo e 0,005 il minimo). La stazione 2 invece è quella con i valori di BOPA più alti (0,16 il massimo e 0,04 il minimo). Nella stazione 3 il valore massimo è di 0,06 e il minimo 0,014. la frequenza dei policheti opportunisti ( $f_p$ ) supera quella degli anfipodi ( $f_a$ ) nella stazione 2 in tutte e tre le stagioni e nella stazione 3 in autunno 2007.



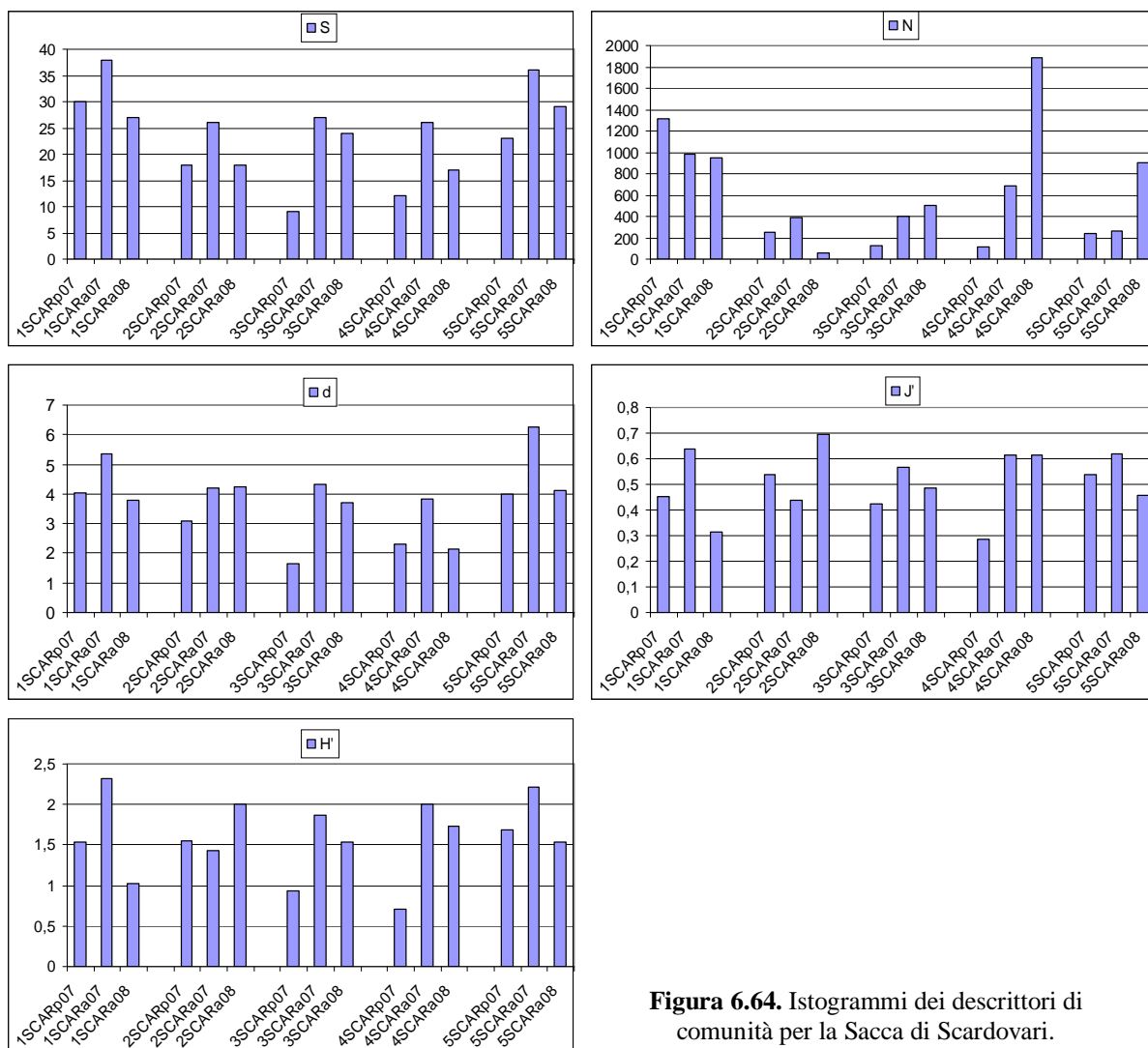
**Figura 6.63.** Valori di BITS per la Sacca del Canarin

Stazione	ECoQ
1CANp07	Good
1CANa07	Moderate
1CANa08	Good
2CANp07	High
2CANa07	Good
2CANa08	High
3CANp07	Moderate
3CANa07	Good
3CANa08	High

La stazione 2 è a substrato prevalentemente sabbioso, ed è anche la stazione coi valori di BITS più alti. Nelle stazioni 1 e 3 il valore massimo è in autunno 2008 (rispettivamente 1,6 e 2,04), mentre nella stazione 2 è a primavera 2007 (2,35). Il valore minimo nelle stazioni 1 e 2 è in autunno 2007 (rispettivamente 0,96 e 2,18), mentre nella stazione 3 a primavera 2007 (1,23).

Secondo BITS la stazione 1 è classificata come “Good” a primavera 2007 e autunno 2008, e “moderate” in autunno 2007. La stazione 2 è classificata come “High” a primavera 2007 e autunno 2008 e “Good” in autunno 2008, mentre la stazione 3 passa da “Moderate” a primavera 2007 a “High” in autunno 2008.

### 6.7.6. Sacca di Scardovari



**Figura 6.64.** Istogrammi dei descrittori di comunità per la Sacca di Scardovari.

In tutte le stazioni il valore massimo di S lo si registra in autunno 2007 (stazione 1: 38; stazione 2: 26; stazione 3: 27; stazione 4: 26; stazione 5: 36). Nella stazione 1 il minimo valore di S lo troviamo in autunno 2008 (27), nella stazione 2 primavera 2007 e autunno 2008 presentano lo stesso valore di S (18); nelle stazioni 3,4 e 5 il minimo è registrato a primavera 2007 (9,12 e 23).

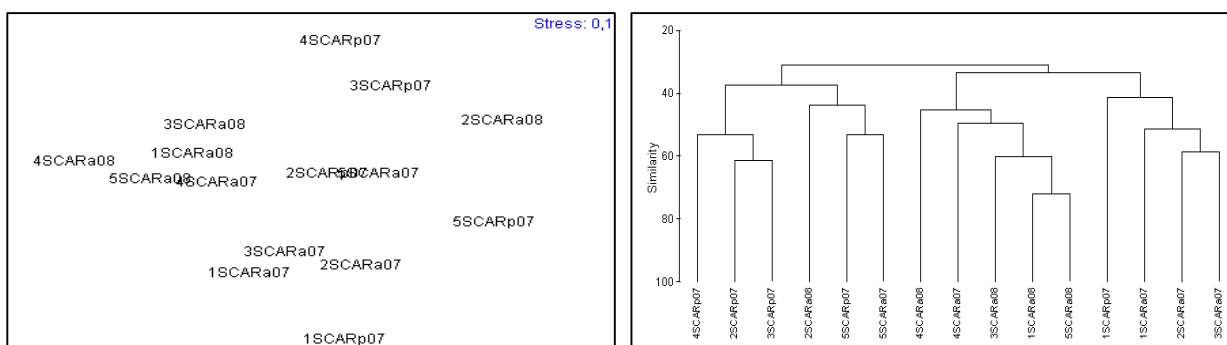
Osservando il grafico di N si nota subito come i valori più bassi sono nelle stazioni 2 e 3. I valori della stazione 1, anche se in diminuzione dalla primavera 2007 all'autunno 2008, rimangono comunque elevati ( da 1314 a 949,66). Nella stazione 2 il massimo lo abbiamo in autunno 2007 (387) e il minimo in autunno 2008 (55). Nelle stazioni 3,4 e 5 c'è un aumento

di N dalla primavera 2007 all'autunno 2008 (rispettivamente da 124,33 a 503; da 113,33 a 1885 e da 240,66 a 903,33).

Anche per d, come per S, il valore massimo per tutte le stazioni è in autunno 2007, tranne che nella stazione 2, dove è leggermente superiore in autunno 2008, 4,24 contro 4,19 dell'autunno 2007 (stazione 1: 5,37; stazione 3: 4,34; stazione 4: 3,82; stazione 5: 6,26). Il valore minimo per le stazioni 1 e 4 è registrato in autunno 2008 (rispettivamente 3,79 e 2,12); invece nelle stazioni 2,3 e 5 il minimo è a primavera 2007 (rispettivamente 3,08 1,66 e 4,01).

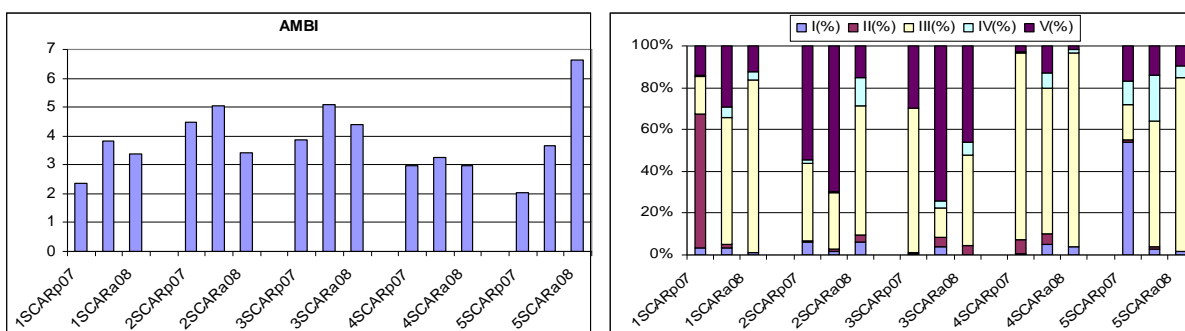
Il valore massimo di J' ha lo stesso andamento di d, in tutte le stazioni lo abbiamo in autunno 2007, tranne che nella 2, dove lo registriamo in autunno 2008 (0,69). Quindi J' presenta i seguenti valori in autunno 2007: stazione 1: 0,64; stazione 3: 0,56; stazione 4 0,62; stazione 5 0,62. il valore minimo nelle stazioni 1 e 5 è in autunno 2008 (rispettivamente 0,31 e 0,46), nella stazione 2 in autunno 2007 (0,44), nelle stazioni 3 e 4 a primavera 2007 (rispettivamente 0,42 e 0,29).

L'indice di diversità rispecchia lo stesso andamento di d e J'. Infatti ad esclusione della stazione 2 (H' 2,00 in autunno 2008), nelle altre il valore massimo di H' è in autunno 2007 (stazione 1: 2,32; stazione 3: 1,86; stazione 4: 2,00; stazione 5: 2,21). I valori minimi nelle stazioni 1 e 5 sono in autunno 2008 (rispettivamente 1,03 e 1,53), nella stazione 2 in autunno 2007 (1,42) e nelle stazioni 3 e 4 a primavera 2007 (0,93 e 0,71).



**Figura 6.65.** MDS e dendrogramma della Sacca di Scardovari.

Osservando i risultati dell'MDS si denota che le stazioni che più si separano dal gruppo principale sono la 1, la 3 e la 5 a primavera 2007 e la 2 in autunno 2008. il valore di stress è di 0,1, quindi il risultato è attendibile. La Cluster analysis mostra che la similarità maggiore è tra la stazione 1 e la stazione 5 in autunno 2008 (poco più del 70%). Le stazioni sono suddivise in due grossi cluster con similarità intorno al 40%, che a loro volta sono suddivisi ciascuno in altri due cluster.



**Figura 6.66.** Valori di AMBI e classi di appartenenza per la Sacca di Scardovari

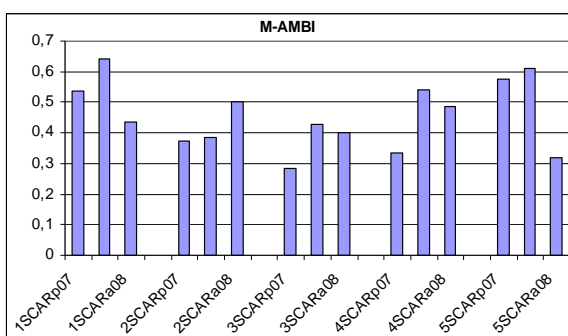
Nelle stazioni 1,2,3 e 4 il valore più alto di AMBI lo si registra in autunno 2007 (rispettivamente 3,83 5,03 5,08 e 3,27). Nella stazione 5 il valore massimo invece è in autunno 2008 (6,63) che è anche il valore massimo di tutta la laguna.

Per quel che riguarda le classi di appartenenza,

nella stazione 1 la percentuale maggiore delle specie appartiene alla classe II a primavera 2007 e alla classe III nelle altre due stagioni. Nella stazione 2 a primavera e autunno 2007 la percentuale maggiore appartiene alla classe V, mentre in autunno 2008 alla classe III. Nella stazione 3 a primavera 2007 la percentuale maggiore è quella della classe III, nelle altre due stagioni prevale la classe V. nella stazione 4 in tutte e tre le stagioni predomina la classe III e infine nella stazione 5 abbiamo prevalenza della classe I a primavera 2007 e della classe III nelle altre due stagioni.

Secondo AMBI l'ECoQ subisce un peggioramento in tutte le stazioni dalla primavera 2007 all'autunno 2008, tranne che nella stazione 4 dove rimane "Good".

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1SCARp07	Good	4SCARp07	Good
1SCARa07	Moderate	4SCARa07	Good
1SCARa08	Moderate	4SCARa08	Good
2SCARp07	Poor	5SCARp07	Good
2SCARa07	Poor	5SCARa07	Moderate
2SCARa08	Moderate	5SCARa08	Bad
3SCARp07	Moderate		
3SCARa07	Poor		
3SCARa08	Poor		

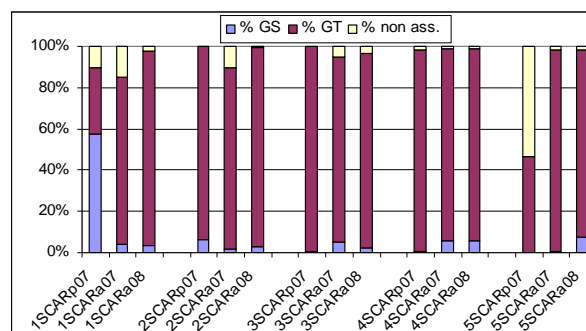
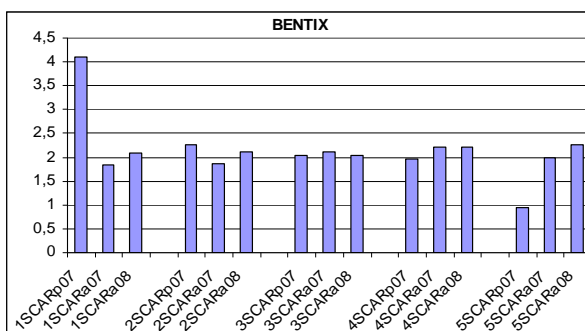


**Figura 6.67.** Valori di M-AMBI per la Sacca di Scardovari

<b>Tabella 6.37.</b> EcoQ secondo M-AMBI a Scardovari			
<b>Stazione</b>	<b>EcoQ</b>	<b>Stazione</b>	<b>EcoQ</b>
1SCARp07	Good	4SCARp07	Poor
1SCARa07	Good	4SCARa07	Good
1SCARa08	Moderate	4SCARa08	Moderate
2SCARp07	Poor	5SCARp07	Good
2SCARa07	Poor	5SCARa07	Good
2SCARa08	Moderate	5SCARa08	Poor
3SCARp07	Poor		
3SCARa07	Moderate		
3SCARa08	Moderate		

Il valore più alto di M-AMBI si registra in autunno 2007 per le stazioni 1, 3, 4 e 5 (rispettivamente 0,64 0,43 0,54 0,61). Nella stazione 2 invece il valore massimo è in autunno 2008 (0,50). Il valore minimo nelle stazioni 1 e 5 è in autunno 2008 (0,44 e 0,32), mentre nelle stazioni 2, 3 e 4 a primavera 2007 (rispettivamente 0,37 0,28 e 0,33).

Secondo M-AMBI nella stazione 1 l'ECoQ peggiora da "Good" a "Moderate" dalla primavera 2007 all'autunno 2008; nelle stazioni 2 e 3 invece si ha un leggero miglioramento, da "Poor" a "Moderate"; nella stazione 4 abbiamo ECoQ "Poor" a primavera 2007, "Good" in autunno 2007 e "Moderate" in autunno 2008; nella stazione 5 si passa da "Good" a "Poor".



**Figura 6.68.** Valori di BENTIX e classi di appartenenza per la sacca di Scardovari.

Osservando il grafico di BENTIX si nota come il valore di questo indice nella Sacca di Scardovari sia molto simile in tutte le stazioni. Le differenze notevoli stanno nel valore massimo a primavera 2007 della stazione 1 (4,10) e il valore minimo nella stazione 5 a

<b>Tabella 6.38.</b> EcoQ secondo BENTIX a Scardovari			
<b>Stazione</b>	<b>ECoQ</b>	<b>Stazione</b>	<b>ECoQ</b>
1SCARp07	Good	4SCARp07	Bad
1SCARa07	Bad	4SCARa07	Poor
1SCARa08	Poor	4SCARa08	Poor
2SCARp07	Poor	5SCARp07	Bad
2SCARa07	Bad	5SCARa07	Bad
2SCARa08	Poor	5SCARa08	Poor
3SCARp07	Poor		
3SCARa07	Poor		
3SCARa08	Poor		



primavera 2007 (0,94). In tutte le altre stazioni il valore di BENTIX varia da 1,85 a 2,26.

La maggior parte delle specie rinvenute appartiene a GT (gruppo delle specie tolleranti), tranne che nella stazione 1 a primavera 2007 dove predominano le specie sensibili, e la stazione 5 sempre a primavera dove predominano le specie non assegnate a nessun gruppo.

Secondo BENTIX tutte le stazioni di Scardovari sono classificate come “Poor” o “Bad”, tranne la 1 a primavera 2007, classificata come “Good”.

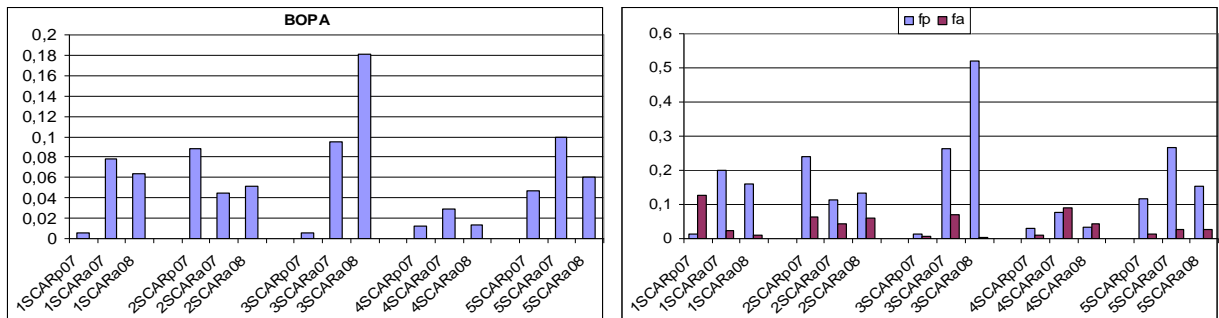
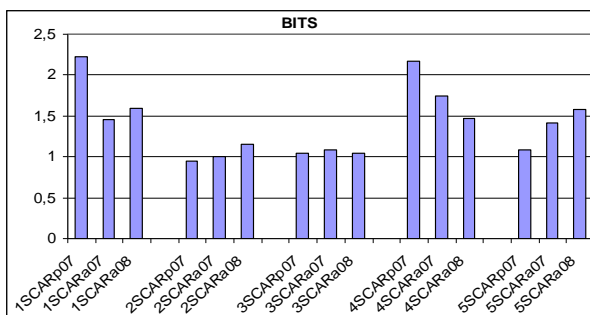


Figura 6.69. Valori di BOPA e valori di  $f_p$  e  $f_a$  per la Sacca di Scardovari.

I valori di BOPA nelle stazioni 1, 4 e 5 sono maggiori in autunno 2007 (rispettivamente 0,08 0,03 e 0,10); nella stazione 2 il valore massimo è a primavera 2007 (0,09) e nella stazione 3 in autunno 2008 (0,18). Nelle stazioni 1, 3, 4 e 5 il valore minimo è a primavera

Tabella 6.39. EcoQ secondo BOPA a Scardovari			
Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1SCARp07	High-Good	4SCARp07	High-Good
1SCARa07	High-Good	4SCARa07	High-Good
1SCARa08	High-Good	4SCARa08	High-Good
2SCARp07	High-Good	5SCARp07	High-Good
2SCARa07	High-Good	5SCARa07	High-Good
2SCARa08	High-Good	5SCARa08	High-Good
3SCARp07	High-Good		
3SCARa07	High-Good		
3SCARa08	Moderate		

2007 (rispettivamente 0,006 0,006 0,012 e 0,05); nella stazione 2 invece il valore minimo è in autunno 2008 (0,045). Osservando il grafico che riporta i valori di  $f_p$  e  $f_a$  si nota che solo nelle stazioni 1 a primavera 2007 e 4 in autunno 2007 la frequenza degli anfipodi supera quella dei policheti opportunisti.



**Figura 6.70.** Valori di BITS per la Sacca di Scardovari

**Tabella 6.40.** EcoQ secondo BITS a Scardovari

Stazione	ECoQ	Stazione	ECoQ
1SCARp07	High	4SCARp07	High
1SCARa07	Good	4SCARa07	Good
1SCARa08	Good	4SCARa08	Good
2SCARp07	Moderate	5SCARp07	Moderate
2SCARa07	Moderate	5SCARa07	Moderate
2SCARa08	Moderate	5SCARa08	Good
3SCARp07	Moderate		
3SCARa07	Moderate		
3SCARa08	Moderate		

Secondo BOPA tutte le stazioni di Scardovari hanno ECoQ “High-Good”, tranne la 3 in autunno 2008, classificata come “Moderate”.

Nelle stazioni 1 e 4 il valore massimo lo si registra a primavera 2007 (2,23 e 2,17), nelle stazioni 2 e 5 il valore massimo di BITS lo troviamo in autunno 2008 ( 1,15 e 1,58), mentre nella stazione 3 il valore massimo è in autunno 2007 (1,09). Il valore minimo nella stazione 1 è in autunno 2007 (1,46), nelle stazioni 2 e 5 a primavera 2007 (0,95 e 1,08), e nelle stazioni 3 e 4 in autunno 2008 (1,04 e 1,47). Tutte le stazioni di Scardovari hanno un substrato prevalentemente fangoso.

Secondo BITS la stazione 1 ha ECoQ “High” a primavera 2007, per poi passare a “Good” in autunno 2007 e autunno 2008. le stazioni 2 e 3 sono classificate come “Moderate” in tutte e tre le stagioni considerate. La stazione 4 ha lo stesso andamento della stazione 1, mentre la stazione 5 è classificata come “Moderate” a primavera e autunno 2007, e “Good” in autunno 2008.

## 6.8. La regressione lineare

Vengono ora riportati i risultati di una serie di confronti tramite regressione lineare semplice.

### 6.8.1. Confronto TOC-S-H

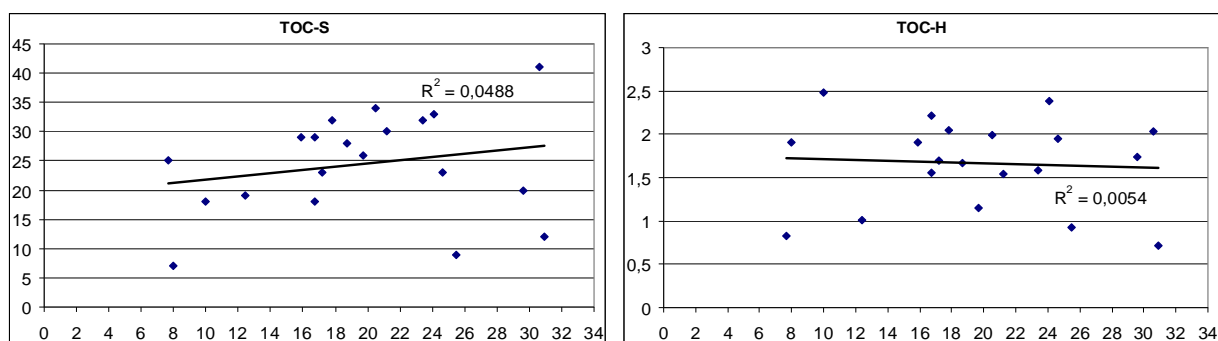


Figura 6.71. Regressione tra TOC, S e H

Il confronto tra il TOC e S e H non sembra dare risultati significativi. Una certa tendenza la sia ha con S (dove  $R^2=0,0488$ ), con aumento di S all'aumentare della quantità di TOC. Mentre con H' la tendenza a diminuire della linea è quasi impercettibile ( $R^2=0,0054$ ). Il p-level è maggiore di 0,05.

### 6.8.2. Confronto Ossigeno-S-H

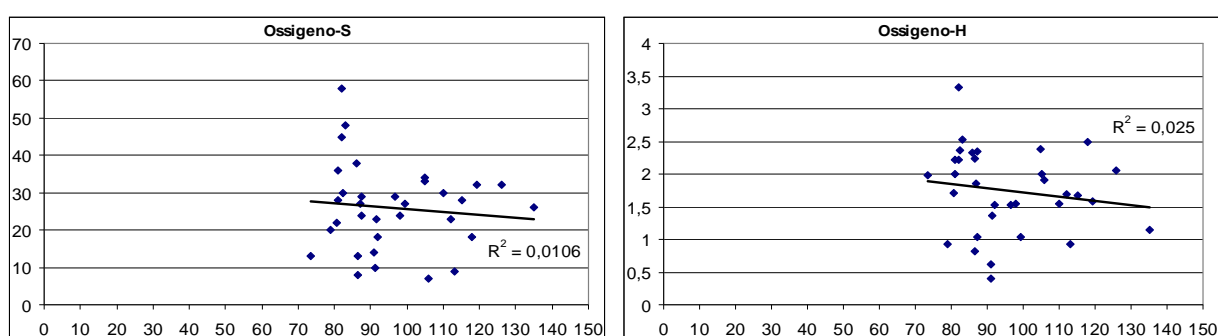
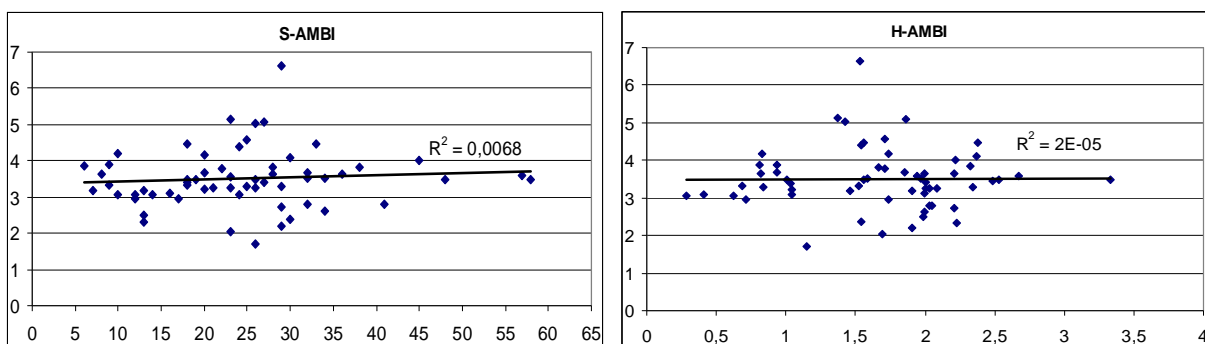


Figura 6.72. Confronto tra Ossigeno disciolto, S e H.

Un altro parametro abiotico considerato è l'ossigeno disciolto nella colonna d'acqua. Anche qui non sembra esserci correlazione tra l'ossigeno e S e H. comunque in entrambi i casi la

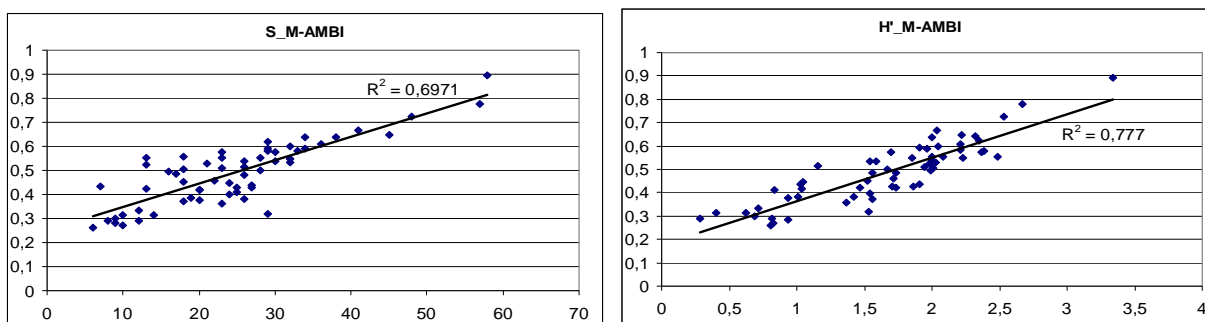
linea di tendenza è decrescente, quindi all'apparenza all'aumento di ossigeno diminuiscono sia S che H ( $R^2$  rispettivamente 0,0106 e 0,025). Il p-level è maggiore di 0,05.

### 6.8.3. Confronto S-H-Indici WFD



**Figura 6.73.** Confronto tra S, H' e AMBI

Nell'osservare i grafici di S e H rapportati con AMBI si nota che le due variabili non mostrano nessuna dipendenza. La nuvola di punti è abbastanza concentrata nella parte centrale e sembra disposta sul piano in modo arbitrario ( $R^2=0,0068$  e 0,000024 e p rispettivamente 0,5325 e 0,9699). Il p-level è maggiore di 0,05.



**Figura 6.74.** Confronto tra S, H' e M-AMBI

Nel caso del confronto tra S e H con M-AMBI i risultati sono più evidenti. Qui infatti la linea di tendenza mostra un chiaro andamento crescente, che indica che all'aumento di S e H c'è un relativo aumento di M-AMBI in modo significativo ( $R^2$  rispettivamente 0,6971 e 0,777 e p è zero in entrambi i casi).

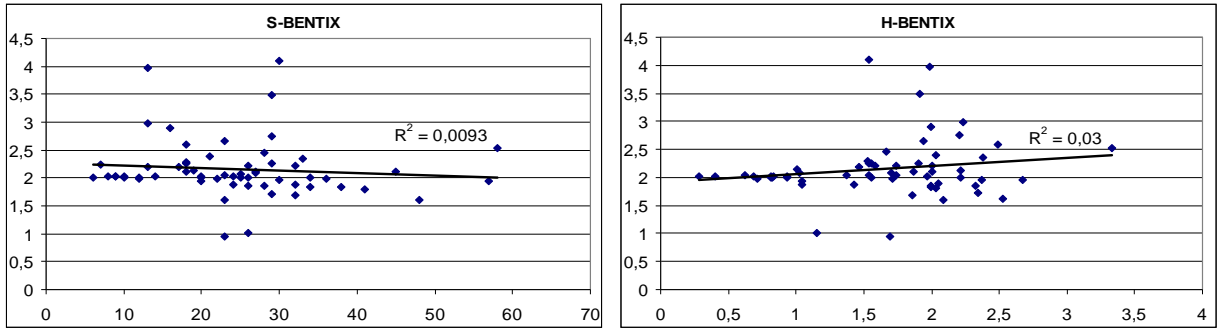


Figura 6.75. Confronto tra S, H' e BENTIX

Nel confronto di S e H con BENTIX si nota che nel secondo caso la dipendenza tra le due variabili sembra essere maggiore. Ma dato i bassi valori di  $R^2$  (rispettivamente 0,0093 e 0,03 e p rispettivamente 0,4631 e 0,1856) non si può dire che la relazione tra le variabili sia significativa. Il p-level è maggiore di 0,05.

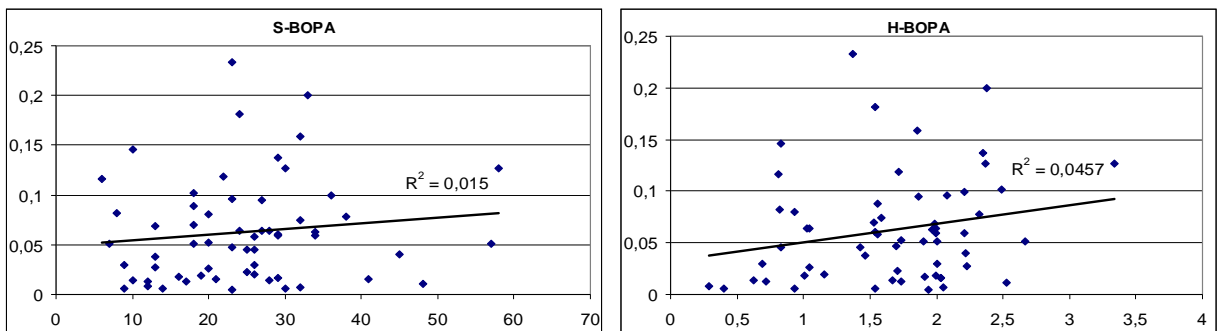


Figura 6.76. Confronto tra S, H' e BOPA

La nuvola di punti del confronto tra S e H con BOPA mostra una distribuzione piuttosto casuale. La linea di tendenza mostra comunque un andamento crescente, ma i valori di  $R^2$  sono piuttosto bassi (rispettivamente 0,015 e 0,0457); p è rispettivamente 0,3504 e 0,1010 .

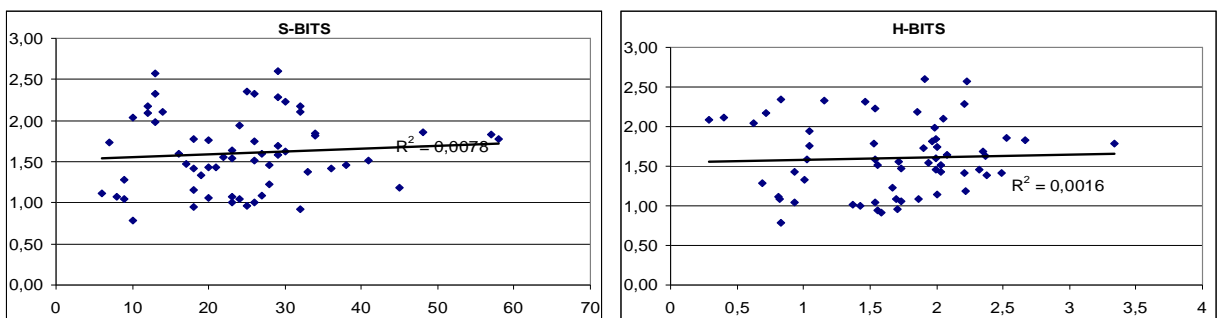
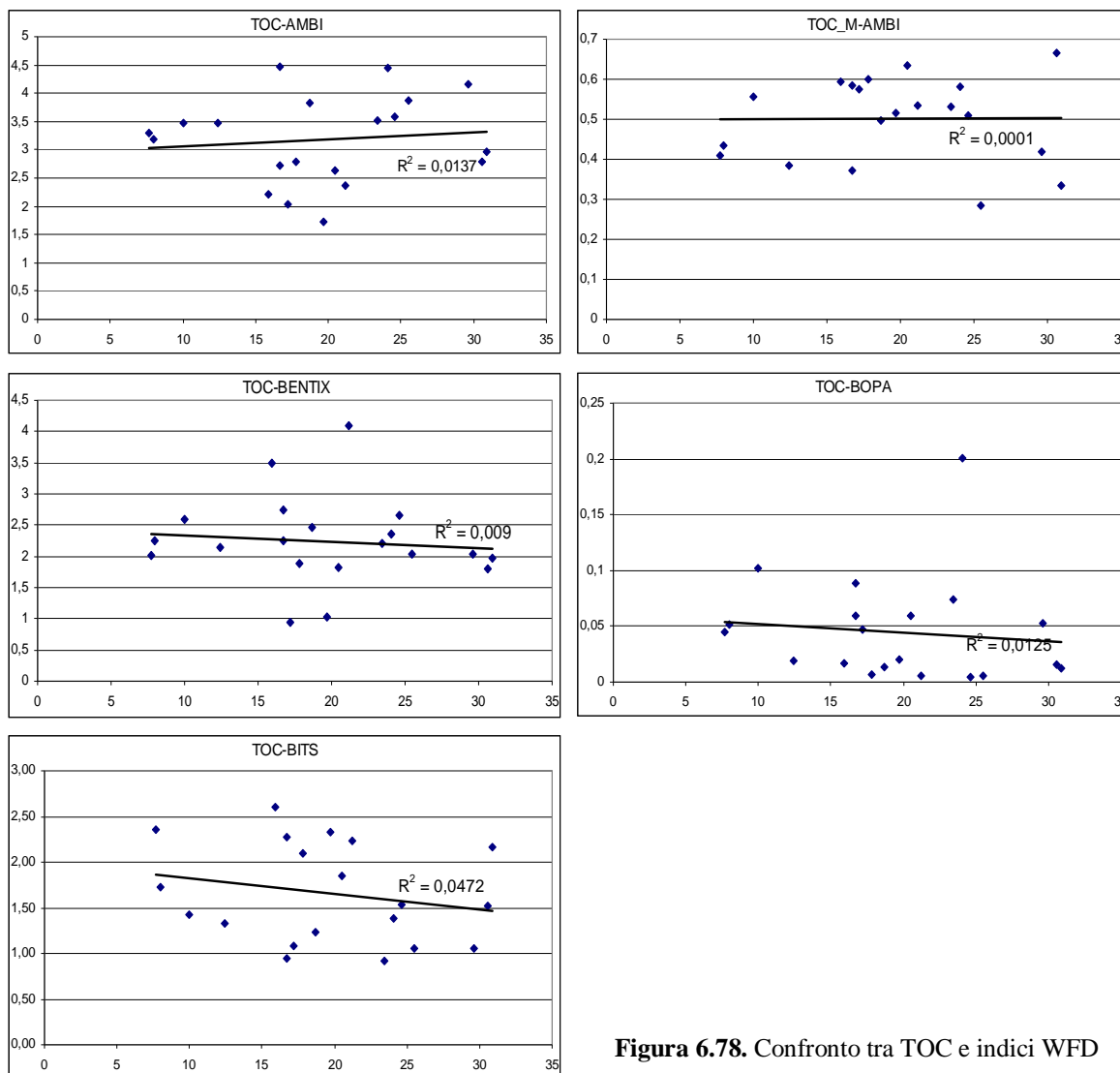


Figura 6.77. Confronto tra S, H' e BITS

Anche nel confronto di S e H con BITS sembra non esserci nessuna relazione tra le variabili i punti sono distribuiti in maniera casuale e anche se la linea di tendenza mostra un lieve andamento crescente,  $R^2$  rimane molto basso (0,0078 e 0,0016) p è rispettivamente 0,5021 e 0,7649.

#### 6.8.4. Confronto TOC-Indici WFD

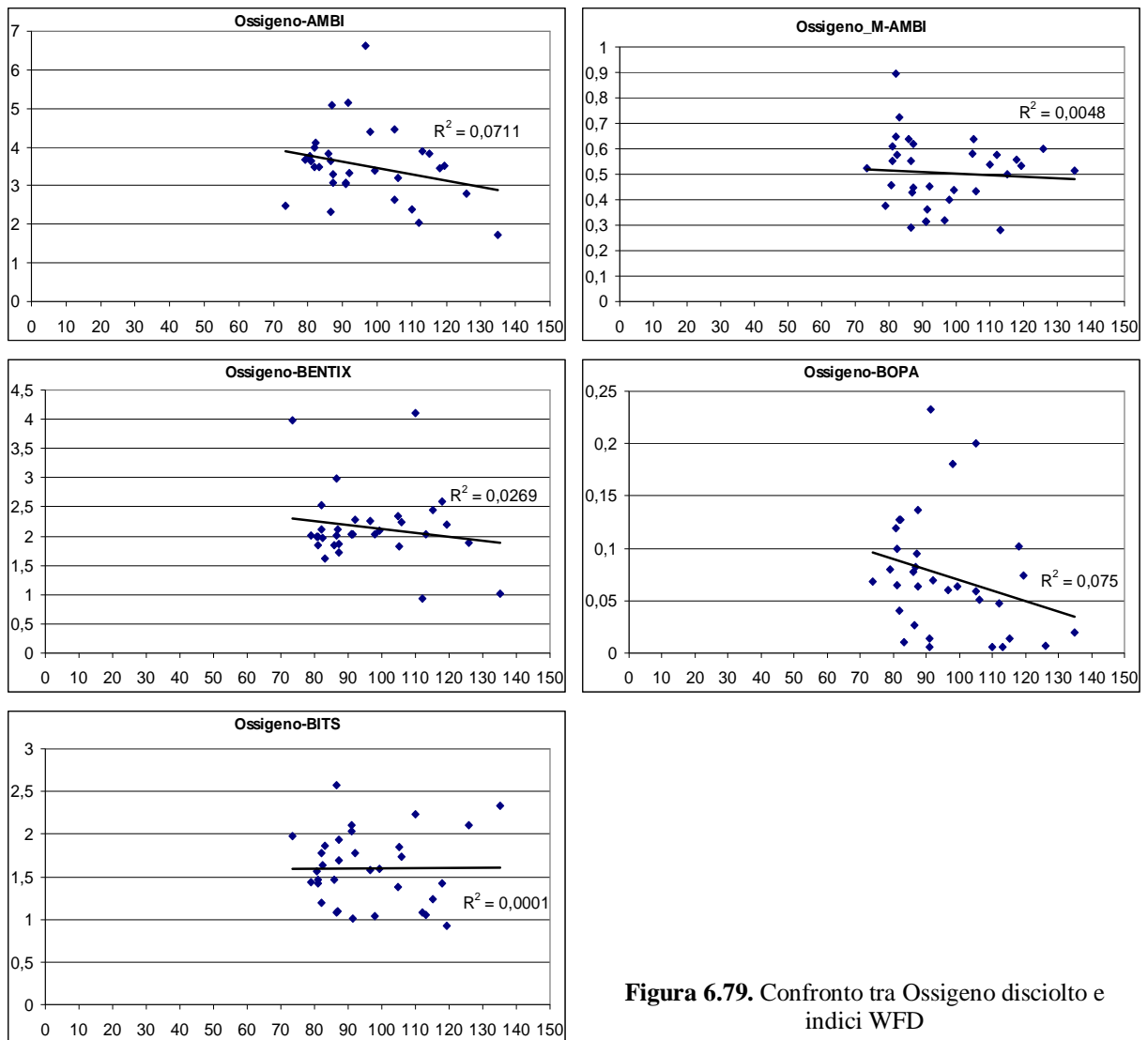


**Figura 6.78.** Confronto tra TOC e indici WFD

Osservando i confronti del TOC con gli indici WFD si vede che non c'è una dipendenza stretta tra le due variabili. I punti infatti in tutti i casi sono distribuiti abbastanza casualmente. Nel caso di AMBI la linea mostra una tendenza a crescere ( $R^2=0,0137$ ); con M-AMBI la linea è pressoché orizzontale e  $R^2=0,0001$ , il che indica che non c'è nessuna dipendenza tra le due

variabili. Negli altri casi (BENTIX, BOPA, BITS) la linea di tendenza è decrescente, ma anche qui i punti sono disposti in maniera casuale e  $R^2$  rimane molto basso (rispettivamente 0,009; 0,0125 e 0,0472). Il p-level è maggiore di 0,05.

### 5.8.5. Confronto Ossigeno-indici WFD



**Figura 6.79.** Confronto tra Ossigeno disciolto e indici WFD

Anche il confronto tra ossigeno e gli indici WFD non mostra relazione stretta tra le due variabili. In tutti i casi la linea di tendenza ha andamento decrescente, più marcato nel confronto Ossigeno-BOPA, con  $R^2=0,075$ . Il p-level è maggiore di 0,05.

Riportiamo ora una tabella riassuntiva dei valori di  $R^2$  e il p-level. I valori significativi sono solo nel confronto tra S e H' con M-AMBI.

	R2	p
S-AMBI	0,0068	> 0,05
S_M-AMBI	0,6971	0,00000
S-BENTIX	0,0093	> 0,05
S-BOPA	0,0150	> 0,05
S-BITS	0,0078	> 0,05
H-AMBI	0,000024	> 0,05
H_M-AMBI	0,7770	0,000000
H-BENTIX	0,0300	> 0,05
H-BOPA	0,0457	> 0,05
H-BITS	0,0015	> 0,05
TOC-AMBI	0,0137	> 0,05
TOC-M-AMBI	0,0001	> 0,05
TOC-BENTIX	0,009	> 0,05
TOC-BOPA	0,0125	> 0,05
TOC-BITS	0,0472	> 0,05
Ossigeno-AMBI	0,0711	> 0,05
Ossigeno-M-AMBI	0,0048	> 0,05
Ossigeno-BENTIX	0,0269	> 0,05
Ossigeno-BOPA	0,075	> 0,05
Ossigeno-BITS	0,0001	> 0,05
TOC-S	0,0488	> 0,05
TOC-H'	0,0054	> 0,05
Ossigeno-S	0,0106	> 0,05
Ossigeno-H'	0,025	> 0,05



## 7. DISCUSSIONE

In sintesi, abbiamo analizzato la macrofauna di sei lagune dell'area del Delta del Po per tre stagioni (primavera 2007, autunno 2007 e autunno 2008). I risultati sono stati discussi prima nell'insieme, e poi per ogni singola laguna. Mentre per il TOC e per i sedimenti abbiamo dati che riguardano la primavera 2007. Altri dati abiotici, come ossigeno disciolto, salinità e temperatura, sono stati ricavati da [www.arpav.it](http://www.arpav.it).

La composizione del sedimento, a livello di dimensioni delle particelle, gioca un duplice ruolo nella distribuzione della comunità macrobentonica (Glémarec and Hily, 1981; Dauvin et al., 2007; Afli et al., 2008). Infatti ci sono specie che prediligono e si sviluppano in maniera ottimale in sedimenti fangosi, mentre altre prediligono sedimenti più grossolani. In secondo luogo c'è da considerare che i sedimenti fini accumulano più inquinanti e sostanza organica (Carvalho et al., 2006; Giani et al., 2009) e sono più soggetti a condizioni di anossia che impediscono lo sviluppo di specie sensibili (Afli et al., 2008; Magni et al., 2008). I sedimenti quindi contengono informazioni che rispecchiano la biodiversità funzionale e le attività della macrofauna (Rosenberg et al., 2004). Come ci si poteva aspettare, la maggior parte delle stazioni prese in considerazione in questo studio presenta fondali a prevalenza di silt e argilla, o comunque con ridotta presenza di sabbia, ad esclusione di alcune stazioni poste nelle bocche a mare, dove prevale la sabbia. Quindi siamo in presenza di comunità di fondi mobili a granulometria fine. Gli unici substrati duri che offrono supporto a piccoli invertebrati come attinie o ascidie sono gusci di conchiglie e piccole pietre. Invece i pali presenti nelle lagune che fungono da segnalazione ospitano comunità diverse che in questo studio non sono state considerate (Sconfietti et al., 2003). Quindi le variazioni nella costituzione della comunità macrobentonica sono perlopiù riconducibili ad altri fattori e non alla granulometria del sedimento. L'analisi della comunità macrobentonica e l'analisi di variabili ambientali come il TOC (Total Organic Carbon), possono essere importanti strumenti per la valutazione dello stato ecologico delle zone costiere (Magni, 2003).

Da risultati ottenuti confrontando il TOC con la granulometria, abbiamo visto che all'aumentare della percentuale di particelle fini nel substrato, aumenta la quantità di TOC che si accumula (Magni et al., 2008). Spesso c'è una correlazione positiva tra TOC e livelli di inquinanti nel sedimento, quindi, quantità elevate di TOC possono essere indicatori di inquinamento (Hyland et al., 2005; Albayrak et al., 2007; Bjorgesaeter, Gray, 2008).

Osservando i risultati della regressione lineare tra TOC e S e H, si nota che all'aumento di TOC nel sedimento S tende ad aumentare e H' a diminuire, ma entrambi in modo non significativo. Ci si aspetterebbe che con l'aumento di TOC nel sedimento S e H diminuissero, visto che il carbonio organico è sintomo di presenza di inquinanti (Albayrak et al., 2006). Secondo alcuni studi, ci sono dei punti critici nella quantità di TOC, che portano a cambiamenti evidenti nella comunità macrobentonica (Albayrak et al., 2006). Secondo Magni (2003) la ricchezza specifica cresce fino ad un certo valore di TOC, e decresce dopo un altro valore critico. Albayrak et al. (2007) individuano questi valori critici in uno studio sul Mar di Marmara. Secondo gli autori da 1 a 5,9 mg/g il livello di TOC è considerato basso e l'ECoQ "High", da 6 a 11,9 mg/g il livello di TOC è moderato e lo stato ecologico è "Good", da 12 a 21,9 mg/g siamo in presenza di alte concentrazioni di TOC e l'ECoQ è "Moderate", oltre i 22 mg/g il livello di TOC è molto alto e l'ECoQ è "Poor". In letteratura si riporta che il massimo numero di specie e i più alti valori di H' si hanno con concentrazioni di TOC tra 1 e 10 mg/g per la parte est del Mediterraneo, mentre nel Mar Nero il range diventa tra 1 e 6 mg/g (Karakassis, 2000; Petrov, 2000). Questo ci fa capire che in ogni zona le situazioni ambientali sono peculiari e vanno analizzate nell'insieme. Nello studio di Magni et al., 2009, viene indicato un altro range: da questo studio emerge che la diversità e l'abbondanza mostrano due diversi picchi a basse (tra 2,5 e 5 mg/g) e ad altre (tra 25 e 30 mg/g) concentrazioni di TOC. Da questo gli autori stabiliscono che valori di TOC inferiori a 10 mg/g e superiori a 28 mg/g, potrebbero aumentare il rischio di impoverimento della comunità bentonica. Questi valori sono quelli che meglio si addicono al nostro studio, in quanto determinati in lagune Mediterranee (Cabras, Orbetello, Venezia).

Nel nostro caso i valori di TOC sono molto elevati se ci si basa su quelli rilevati nel Mar di Marmara (Albayrak et al. Nel 2007), in quanto 17 stazioni sulle 20 considerate hanno valori di TOC sopra i 12 mg/g, e di queste ben 8 superano i 22 mg/g (quindi EcoQ tra "Moderate" e "Poor"). Mentre se consideriamo i valori proposti da Magni et al. (2009), i nostri valori stanno dentro il range di concentrazione di TOC per cui la comunità macrobentonica è in buono stato, e in linea con quelli che sono i valori di ambienti lagunari, soggetti già naturalmente ad arricchimento organico. Inoltre il Po, il più grande fiume italiano che raccoglie le acque di scarico di tutto il Nord della penisola, è considerato il maggior contribuente di carbonio organico del Mediterraneo (Giani et al., 2009).

Bassi valori di TOC e di particelle fini rispecchiano l'elevato idrodinamismo di un'area e quindi un elevato stato ecologico (Carvalho et al., 2006)

Basset et al., in un lavoro del 2006, riportano alcuni dati sulle specie più comuni delle lagune italiane. Tra i molluschi i taxa più diffusi sono *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789), *Abra segmentum* (Récluz, 1843) e *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) tra i bivalvi; *Cyclope neritea* (Linnè, 1758), *Bittium reticulatum* (Da Costa, 1778) e *Hydrobia stagnalis* (Baster, 1765) tra i gasteropodi. Per quel che riguarda gli anellidi abbiamo *Polydora ciliata* (Johnston 1838), *Capitella capitata* (Fabricius, 1780), *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923), *Nereis diversicolor* (O.F. Muller, 1776), *Perinereis cultrifera* (Grube, 1840) e *Malacoceros fuliginosus* (Claparède, 1868). Tra gli Artropodi infine predominano *Gammarus aequicauda* (Martyinov, 1931), *Corophium insidiosum* (Crawford, 1937), *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847), *Microdeutopus grillotalpa* (Costa, 1853), *Gammarus insensibilis* (Stock, 1966) e *Melita palmata* (Montagu, 1804).

Nel nostro caso nelle sei lagune analizzate, la specie che domina in assoluto è *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890), col 31,72% su un totale di 28.203 individui, quindi un anellide opportunisto che comunque indica ambienti disturbati e presente come dominante anche negli ambienti di estuario (Chainho et al., 2006) (classificato da AMBI come appartenente al gruppo IV). Sempre nel gruppo degli anellidi al secondo posto come abbondanza di organismi ci sono gli Oligocheti (13,90%), facenti parte del gruppo V e quindi indicatori anch'essi di situazioni disturbate (Dauvin, 2007). Al terzo posto tra gli Anellidi, ma anche del totale, c'è *Capitella capitata* (Fabricius, 1780), col 5,66%, indicata da Pearson e Rosenberg (1978) come indicatore di inquinamento pesante, segue *Polydora ciliata* (Johnston 1838), con il 4,46%, anche queste specie opportuniste. *Polydora ciliata* è tra quelle specie che secondo le librerie di BENTIX e AMBI risulta in due gruppi diversi: opportunisto di secondo ordine secondo AMBI e opportunisto di primo ordine secondo BENTIX; è una specie che nelle lagune adriatiche è presente anche in stazioni con comunità ricche e ben diversificate e assente in comunità degradate (Mistri e Munari, 2008). Percentuali che vanno tra il 2 e il 2,5% del totale le riscontriamo tra i serpulidi, come *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873), *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) e *Januapagenstecheri* (Quatrefages, 1865). *H. dianthus* e *F. enigmaticus* sono due specie alloctone che possono formare quelli che sono chiamati "Reef a serpulidi", delle grosse aggregazioni anche di diversi metri quadrati di questi anellidi provvisti di tubi calcarei dentro i quali sono allocati. Queste due specie hanno



**Figura 7.24.** Campione dalla stazione 4 di Scardovari dopo la colorazione con Rosa Bengala



**Figura 24.** Tubi di *Hydroides dianthus* (più grandi) e di *Ficopomatus enigmaticus* (più piccoli). Dimensioni circa 5 cm massimo.

specie autoctona (*A. acussatus*) (Solidoro et al., 2000; Mantovani et al., 2006; Spillman et al., 2008), mentre la seconda non ha nessuna valenza economica ed è stata introdotta accidentalmente (Mistri, 2004; Munari et al., 2004a) ed è presente soprattutto nella Sacca del Canarin e nella Sacca di Scardovari e non sembra essere così invasiva come invece lo è in altri siti come la Sacca di Goro e nel Golfo di Olbia. Tra gli Artropodi ci sono percentuali tra il 2,4 e il 3,7%, le specie sono, in ordine di abbondanza, *Munna sp.*, *Chironomus salinarius* (Kieffer, 1921), *Dexamine spinosa* (Montagu, 1813) e *Gammarus aequicauda* (Martyinov, 1931). Le specie rinvenute nelle lagune del delta del Po rispecchiano quelle riscontrate da Basset et al., in 26 lagune italiane, soprattutto per quel che riguarda la valenza ecologica. Da segnalare anche la presenza di *Anadara demirii* (Piani, 1981), la cui prima segnalazione risale al 2000 (Morello e Solustri, 2001).

dimensioni massime di 5-6 cm, e tollerano molto bene l'elevata quantità di sostanza organica e lo stress ambientale (Bianchi e Morri, 2001). Nei campioni analizzati queste tracce di "reef a serpulidi" sono state riscontrate nella stazione 4 di Scardovari in autunno 2008. È stato interessante osservare come la base di questo reef fosse costituita da tubi di *H. dianthus*, più grandi rispetto a quelli di *F. enigmaticus*, e che quest'ultima specie crescesse sopra i tubi di *H. dianthus*. Bianchi e Morri (1996), riportano per la Sacca del Canarin la presenza di reef a *Ficopomatus* per oltre il 25% della laguna, mentre nei nostri campionamenti non ne è stato rilevato neanche un esemplare. La presenza di questi reefs a serpulidi, anche se sono organismi opportunisti, può contribuire a regolare lo stato trofico della laguna, perché ci sono migliaia e migliaia di animali che filtrano enormi volumi di acqua, trattenendo la sostanza organica (Bianchi e Morri, 1996).

Tra i molluschi dominano *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) e *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842), due specie alloctone, la prima introdotta per la molluschicoltura è arrivata a soppiantare quasi del tutto la

Anche le dimensioni delle maglie del setaccio utilizzato per il lavaggio del campione sul campo può incidere sulla valutazione ecologica data dagli indici previsti dalla WFD. Dauvin et al. (2007) riportano dati riguardanti uno studio nella baia della Senna (NW della Francia), dove mostrano differenze significative tra gli indici in base all'utilizzo di un setaccio a maglie di 1 mm o 2 mm. Ad esempio in un sito, con AMBI, si passa da "Good" a "Moderate" se si utilizzano maglie da 1 mm invece che da 2 mm; con BOPA in un sito si passa da "Moderate" a "Good", in un altro da "Good" a "Moderate". In questo lavoro è stato utilizzato un setaccio con maglia di 0,5 mm. Questo può influenzare i risultati in quanto le specie opportuniste, quindi indicatrici di sistemi disturbati, hanno in genere dimensioni più piccole rispetto alle specie sensibili (Dauvin et al., 2007).

La WFD prevede quattro opzioni per poter arrivare a delle condizioni di riferimento, che sono le descrizioni della situazione ambientale di quel tipo di habitat in assenza di disturbo antropico:

1. l'esistenza di un sito dove l'impatto antropico sia pari a zero;
2. informazioni e serie storiche di dati;
3. modelli;
4. suggerimenti degli esperti (Borja et al., 2004a).

Uno dei problemi sorti in questo progetto nella valutazione dell'EcoQ delle lagune polesane è stato proprio quello della mancanza di condizioni di riferimento, quindi la non conoscenza di quelle che possono essere considerate "condizioni normali" per questi bacini idrici (Ruellet e Dauvin, 2007).

I cinque indici applicati danno valutazioni diverse dell'ECQ anche all'interno della stessa stazione. Questo complica la valutazione dello stato ecologico delle lagune oggetto di studio, in quanto bisogna ricorrere ad altri parametri per poter avere una visione più completa, e capire quale sia, tra i 5, l'indice più appropriato da applicare negli ecosistemi lagunari del Delta del Po. Il tutto è reso più complicato dal fatto che questi ambienti di transizione sono per certi aspetti più complessi rispetto a quelli costieri, perché formano un continuum tra acque dolci-foci di fiumi-acque marine, con una grande variabilità di condizioni ambientali (Dauvin et al., 2009).

Tabella 7.1. Valutazione dell'EcoQ secondo i 5 indici della WFD											
Stations	AMBI	M-AMBI	BENTIX	BOPA	BITS	Stations	AMBI	M-AMBI	BENTIX	BOPA	BITS
1CALp07	Good	Good	Moderate	Good	High	1BARBp07	Poor	Good	Poor	Poor	Good
2CALp07	Good	Good	Moderate	High	High	2BARBp07	Moderate	Good	Poor	Good	Moderate
3CALp07	Good	Moderate	Poor	Good	Good	1BARBa07	Moderate	High	Moderate	Good	Good
4CALp07	Good	Moderate	Bad	High	High	2BARBa07	Moderate	Good	Poor	High	Moderate
1CALa07	Moderate	Moderate	Poor	Good	Good	1BARBa08	Poor	Poor	Poor	Poor	Moderate
2CALa07	Good	Good	Bad	Good	Good	2BARBa08	Moderate	Poor	Poor	Good	Moderate
3CALa07	Moderate	Good	Bad	Good	Good						
4CALa07	Good	Moderate	Bad	Good	High	1CANp07	Moderate	Moderate	Moderate	High	Good
1CALa08	Moderate	Poor	Bad	Moderate	Poor	2CANp07	Good	Moderate	Poor	High	High
2CALa08	Moderate	Poor	Poor	Good	Moderate	3CANp07	Moderate	Moderate	Poor	High	Moderate
3CALa08	Moderate	Moderate	Poor	Good	Good	1CANa07	Poor	Moderate	Poor	High	Moderate
4CALa08	Moderate	Moderate	Bad	Good	Good	2CANa07	Moderate	Good	Bad	Moderate	Good
						3CANa07	Moderate	Good	Bad	Good	Good
1MARp07	Good	Good	Bad	Good	Good	1CANa08	Good	Moderate	Moderate	High	Good
2MARp07	Moderate	Good	Moderate	Good	Moderate	2CANa08	Good	Moderate	Poor	High	High
3MARp07	Moderate	Poor	Poor	High	Moderate	3CANa08	Good	Poor	Poor	High	High
4MARp07	Good	Good	Bad	High	Good						
1MARA07	Moderate	Good	Bad	Good	Moderate	1SCARp07	Good	Good	Good	High	High
2MARA07	Good	Good	Moderate	High	High	2SCARp07	Poor	Poor	Poor	Good	Moderate
3MARA07	Moderate	Good	Poor	Good	Good	3SCARp07	Moderate	Poor	Poor	High	Moderate
4MARA07	Moderate	High	Bad	Good	Good	4SCARp07	Good	Poor	Bad	High	High
1MARA08	Moderate	Poor	Poor	Good	Moderate	5SCARp07	Good	Good	Bad	Good	Moderate
2MARA08	Good	Moderate	Good	Good	Good	1SCARa07	Moderate	Good	Bad	Good	Good
3MARA08	Moderate	Poor	Poor	High	Moderate	2SCARa07	Poor	Poor	Bad	High	Moderate
4MARA08	Good	Moderate	Bad	High	Good	3SCARa07	Poor	Moderate	Poor	Good	Moderate
						4SCARa07	Good	Good	Poor	High	Good
1VALp07	Good	Good	Bad	High	Good	5SCARa07	Moderate	Good	Bad	Good	Good
2VALp07	Moderate	Moderate	Poor	Good	Moderate	1SCARa08	Moderate	Moderate	Poor	Good	Good
1VALa07	Moderate	Good	Bad	High	Good	2SCARa08	Moderate	Moderate	Poor	Good	Moderate
2VALa07	Good	Moderate	Poor	High	Good	3SCARa08	Poor	Moderate	Poor	Moderate	Moderate
1VALa08	Good	Poor	Poor	High	Good	4SCARa08	Good	Moderate	Poor	High	Good
2VALa08	Good	Poor	Poor	High	High	5SCARa08	Bad	Poor	Poor	Good	Good

È difficile se non impossibile a volte adattare gli indici studiati per ambienti costieri ad ambienti di transizione come gli estuari o le lagune, in quanto questi ambienti di transizione sono soggetti per natura ad un arricchimento organico, e le specie che solitamente indicano un crescente arricchimento organico in questi ambienti sono la componente, per così dire, normale. Il concetto di “Estuarine Quality Paradox” sta ad indicare proprio questo paradosso, che in ambienti naturalmente arricchiti in sostanza organica, le specie solitamente indicatrici di disturbo non lo sono in questi ecosistemi, ed è quindi difficile distinguere quale sia l'effetto dello stress naturale e quale dovuto ad impatto antropico (Elliot e Quintino, 2007; Dauvin,

2007; Dauvin e Ruellet, 2009; Dauvin et al., 2009). Nel nostro caso non si parla di estuari veri e propri, ma di lagune comunque soggette all'influenza del fiume Po e del mare Adriatico

Osservando i risultati degli indici si può notare come BENTIX sia quello più drastico nella valutazione dell'EcoQ, AMBI, M-AMBI e BITS danno un giudizio intermedio in quanto la maggior parte delle stazioni sono classificate tra "moderate" e "good", mentre BOPA tende a dare valutazioni più positive.

AMBI e BENTIX sono entrambi indici che si basano sulla diversa "sensibilità" all'inquinamento delle specie, la differenza di risultati ottenuti applicando i due indici è dovuta molto probabilmente al fatto che alcune specie sono classificate in gruppi ecologici diversi in base al tipo di indice (Albayrak et al., 2006; Guirao et al., 2005). Un esempio di ciò è dato dalle specie appartenenti ai generi *Corophium* e *Abra*, classificati come EG III da AMBI, e EG II da BENTIX; questo porta ad una valutazione finale dell'EcoQ rispettivamente "Good" e "Poor" per la stessa stazione (Borja et al., 2004). AMBI perde efficacia quando siamo in presenza di un basso numero di taxa (Borja et al., 2004). Inoltre le specie hanno sensibilità al disturbo ambientale diversa, anche in base proprio al tipo di disturbo (Borja, 2005), e questa può essere una ragione per cui AMBI e BENTIX danno risultati così diversi. Nel nostro caso AMBI potrebbe essere più adeguato nella valutazione dello stato ambientale, in quanto le caratteristiche riportate dagli autori dicono che AMBI è più adatto ad ecosistemi atlantici di transizione con bassa biodiversità, mentre BENTIX meglio si adatta ad ambienti costieri Mediterranei ad elevata biodiversità (Simboura, 2004; Simboura et al., 2005; Dauvin et al., 2007). Ricordiamo che il sistema lagunare oggetto di questo studio è incluso nell'Ecoregione Mediterranea, ma presenta clima e caratteristiche sub-atlantiche tipiche dell'Alto Adriatico. È stato possibile applicare AMBI ad ambienti con diversi tipi di disturbo, in quanto le comunità reagiscono allo stesso modo ad un evento di stress, essenzialmente passiamo da specie sensibili appartenenti ai gruppi I e II, a specie tolleranti appartenenti ai gruppi III, IV e V. la percentuale di ogni EG (Ecological Group) dipende dall'intensità dell'impatto, dalla sua durata, dalla distanza dalla fonte (Muxica et al., 2005). Anche M-AMBI dà risultati soddisfacenti nella valutazione dell'EcoQ (Simonini et al., 2009).

BOPA invece ha il problema che non include gli oligocheti, perché sono considerati rari in acque costiere e comunque l'indice si basa sul rapporto tra policheti opportunisti e anfipodi

(Dauvin e Ruellet, 2007). Nel nostro caso però gli oligocheti rappresentano oltre il 13% del totale dei nostri dati di abbondanza, quindi la valutazione dell'EcoQ potrebbe essere sovrastimata. Anche in una zona di scarica di acque reflue BOPA tende a classificare i siti tra "High" e "Moderate" (de-la-Ossa-Carretero et al., 2009). Inoltre anche per altri lavori viene sottolineato il fatto che BOPA tende sempre a sovrastimare l'EcoQ dei siti analizzati (Munari e Mistri, 2007, 2008; Pranovi et al., 2007; Afli et al., 2008; Bakalem et al., 2008; Blanchet et al., 2008; de-la-Ossa-Carretero et al., 2009)

BITS è l'indice che meglio sembra esprimere lo stato ecologico delle lagune del delta del Po, in quanto appositamente studiato per questi ambienti (Mistri e Munari, 2008).

Secondo Borja et al. (2006), e Simboura e Reizopoulou (2007), AMBI e l'indice di diversità sono altamente correlati con l'ossigeno disciolto. Nel nostro caso, AMBI sembra diminuire con l'aumento di ossigeno, che significa che la qualità ambientale aumenta, ma il dato non è significativo ( $R^2$  è basso). Mettendo in relazione M-AMBI con l'ossigeno disciolto non abbiamo nessuna correlazione, i due parametri sembrano non essere legati. Questo contrasta con quanto invece rinvenuto in studi precedenti (Borja et al., 2009;), dove M-AMBI presenta correlazione positiva con l'ossigeno. BENTIX non mostra correlazione con l'ossigeno disciolto ( $R^2=0,026$ ), mentre studi di Simboura e Reizopoulou (2007) e Simboura et al. (2005) dicono che BENTIX e ossigeno disciolto hanno correlazione positiva.

Confrontando tramite regressione lineare il TOC con gli indici WFD non troviamo nessuna correlazione significativa, in quanto  $R^2$  rimane sotto il valore di 0,047. Questo risultato è confermato anche da altri studi riportati in letteratura (Borja et al., 2000; Dauvin et al., 2007; Simboura e Reizopoulou, 2007; de-la-Ossa-Carretero et al., 2009).



## 8. CONCLUSIONI

Le conclusioni di questo studio portano a dire che a oggi non esiste un indice universale che possa essere applicato in tutte le situazioni (Dauvin et al., 2007; Pranovi et al., 2007; Puente e Diaz, 2008) e in linea di massima l'attendibilità di questi indici va ancora testata. (Borja et al., 2009a).

Come abbiamo visto, diversi indici applicati agli stessi dati, danno risultati diversi, ogni indice ha diversa capacità discriminante. Quindi si potrebbe arrivare a conclusioni sbagliate andando ad analizzare un sito con l'applicazione di un solo indice. La scelta migliore sembra essere quella di una valutazione generale del sito, considerando diversi parametri e diversi indici (Afli et al., 2008). Un altro aspetto fondamentale è quello di avere dei parametri di riferimento per l'ambiente che si prende in considerazione, in quanto le condizioni ecologiche di una laguna del Nord Europa saranno diverse da una laguna del Sud del Mediterraneo, anche se molte specie potrebbero essere le stesse o avere comunque la stessa valenza ecologica.

In diversi studi sono state riscontrate delle differenze di valutazione in base all'indice usato (Afli et al., 2008; Albayrak et al., 2006)

Per quel che riguarda le lagune del Delta del Po sarebbe opportuno per valutazioni future aumentare le stazioni di campionamento (in letteratura vengono riportati studi con oltre 600 campioni considerate nell'arco di tempo di 14 anni, vedi Dauvin et al., 2007, o addirittura dataset di 936 campioni nell'arco di 20 anni, vedi Fleischer e Zettler, 2009; per la laguna di Venezia esistono serie storiche di 70 anni (Pranovi et al., 2007)) e rilevare nel momento del campionamento del macrobentos, anche i parametri abiotici come la salinità (che, come riportato da Dauvin et al., 2007 e Fleischer e Zettler, 2009, influisce molto sul valore degli indici), la temperatura dell'acqua, e i sedimenti per la granulometria e il TOC. Per avere dati più accurati sarebbe necessario avere 5 repliche per ogni stazione anziché tre (Carvalho et al., 2006), anche se in ambienti come quelli lagunari, con una struttura a patches, spesso in pochi metri quadrati troviamo habitat diversi, per la presenza ad esempio di ammassi di gusci di molluschi, di macroalghe che magari si sviluppano sopra qualche piccola superficie di substrato duro come può essere un piccolo sasso, presenza di fanerogame, ecc. Inoltre sarebbe opportuna anche una conoscenza più approfondita sul campo delle lagune oggetto di studio, in

modo da sapere com'è la situazione ambientale, dove ci sono possibili fonti inquinanti come piccole industrie o aziende agricole, dove possono esserci apporti di acque dolci da idrovore o canali, dove è più praticata la molluschicoltura, ecc. La conoscenza di fonti di inquinamento e la loro conseguente eliminazione o comunque riduzione, può portare a notevoli miglioramenti dello stato ecologico del sito considerato (Borja et al., 2009)

Inoltre, quello che manca per questi ambienti, è una serie storica di dati, che potrebbe fornire molte indicazioni su come lo stato ecologico è cambiato e di quelle che potrebbero essere le condizioni di riferimento per valutare lo stato attuale. Infatti la valutazione di un trend temporale non ha portato a risultati apprezzabili, in quanto il periodo considerato (tre stagioni in due anni) è troppo breve per mostrare cambiamenti significativi nella comunità e nello stato ecologico (La linea di tendenza mostra una certa inclinazione all'aumento o alla diminuzione, ma  $R^2$  non è significativo).

Un altro approfondimento interessante sarebbe quello di verificare la presenza di fanerogame nel sistema lagunare del Delta del Po. La presenza di *Ruppia cirrhosa* è stata ad esempio appurata nelle Valli di Comacchio (Munari et al., 2003).

In accordo con diversi autori (Borja et al., 2004, 2004a; Simboura, 2004; Borja e Heinrich, 2005; Muxica et al., 2005; Dauvin et al., 2007; Simonini et al., 2009), tendiamo ad escludere BENTIX dagli indici utilizzabili nelle lagune del Delta del Po. Nelle nostre osservazioni BENTIX è l'indice che da una valutazione dell'EcoQ molto negativa e che si discosta molto dalla valutazione data dagli altri indici applicati, come era stato rilevato anche da Prato et al. (2008) in uno studio nei laghi costieri di Caprolace e Fogliano.

Se consideriamo che AMBI e M-AMBI sono stati sviluppati per ambienti costieri ed estuari, che BENTIX è stato sviluppato per ambienti Mediterranei e che BOPA non considera gli oligocheti, gruppo molto importante nelle nostre lagune, possiamo affermare che BITS è l'indice che meglio rispecchia le condizioni del sistema lagunare del delta del Po veneto e che quindi siamo in ambienti con stato ecologico tra "moderate" e "good" (vedi tabella 6.11).

## 9. BIBLIOGRAFIA

- Afli, A., Ayari, R., Zaabi, S., 2008. *Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon locations, by using benthic community parameters and biotic indices*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 80, 2:269-280.
- Aguado-Gimenéz, F., Marin, A., Montoya, S., Marin-Guirao, L., Piedecausa, A., Garcia-Garcia, B., 2007. *Comparison between some procedure for monitoring offshore cage culture in Western Mediterranean Sea: Sampling methods and impact indicators in soft substrata*. Aquaculture 271, 357-370.
- Albayrak, S., Balkis, H., Zenetos, A., Kurun, A., Kubanc, C., 2006. *Ecological quality status of coastal benthic ecosystem in the Sea of Marmara*. Marine Pollution Bulletin 52, 790-799.
- Andersen, J.H., Conley, D.J., Hedal, S., 2004. *Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice*. Marine Pollution Bulletin 49, 283-290.
- Anon, 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal L 327/1.
- Antoniadou, C., Chintiroglou, C., 2006. *Trophic relationships of polychaetes associated with different algal growth forms*. Helgol. Mar Res 60, 39-49.
- Bacci, T., Trabucco, B., Marzialetti, S., Marusso, V., Lomiri, S., Vani, D., Virno Lamberit, C., 2009. *Taxonomic sufficiency in two case studies: where does it work better?* Marine Ecology 30 (suppl.1), 13-19.
- Bachelet, G., de Montaudouin, X., Auby, I., Labourg, P.J., 2000. *Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblage in three coastal lagoon under varying degrees of eutrophication*. ICES Journal of Marine Science 57, 1495-1506.

- Baden, S.P., Loo, L.O., Pihl, L., Rosenberg, R., 1990. *Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast*. *Ambio* 19, 113-122.
- Bakalem, A., Ruellet, T., Dauvin, J.C., 2008. *Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community*. *Ecological Indicators* 9, 395-408.
- Bald, J, Borja, A., Muxika, I., Franco, J., Valencia, V., 2005. *Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case study from the Basque Country (Northern Spain)*. *Marine Pollution Bulletin* 50 (12), 1508-1522.
- Basset, A., Galuppo, N., Sabetta, L., 2006. *Environmental heterogeneity and benthic macroinvertebrate guild in Italian lagoons*. *TWB, Transit. Water Bull* 1, 48-63.
- Beaumont, N.J., Austen, M.C., Mangi, S.C., Townsend, M., 2008. *Economic valuation for the conservation of marine biodiversity*. *Marine Pollution Bulletin* 56, 386-396.
- Berger, W.H., Parker, F.L., 1970. *Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments*. *Science* 168, 1345-1347.
- Bianchi, C.N., 1988. *Caratterizzazione bionomica delle lagune costiere italiane*. *Acqua&Aria*, 4- aprile 1988.
- Bianchi, C.N., Morri, C., 1996. *Ficopomatus "reefs" in the Po River Delta (Northern Adriatic): they constructional dynamics, biology and influences on the brackish-water biota*. *Marine Ecology* 17 (1-3), 51-66.
- Bianchi, C.N., Morri, C., 2001. *The Battle is not the Strong: Serpulid Reef in the Lagoon of Orbetello (Tuscany, Italy)*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 215-220.
- Bigot, L., Grémare, A., Amouroux, J.M., Frouin, P., Maire, O., Gaertner, J.C., 2008. *Assessment of the ecological quality status of soft-bottoms in Reunion Island (Tropical*

*Southwest Indian Ocean) using ATZI marine biotic index. Marine Pollution Bulletin, 56, 704-722.*

Bilyard, G.R., 1987. *The value of benthic infauna in marine pollution studies. Marine Pollution Bulletin 18, 581-585.*

Björgæter, A., Gray, J.S., 2008. *Setting sediment quality guidelines: A simple yet effective method. Marine Pollution Bulletin 57, 221-235.*

Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., de Montaudouin, X., 2008. *Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystem and transitional water habitat simplification for implementation of the European Water Framework Directive. Ecological Indicator 8 (4), 360-372.*

Boero, F., Bonsdorff, E., 2007. *A conceptual framework for marine biodiversity and ecosystem functioning. Marine Ecology 28 (supp.1), 134-145.*

Bondesan, M., Castiglioni, G.B., Elmi, C., Gabbianelli, G., Marocco, R., Pirazzoli, F.A. & Tomasin, A., 1995. *Coastal areas at risk from storm surges and sea-level rise in Northeastern Italy. Journal of Coastal Research, 11 (4), pp. 1354-1379.*

Borja, A., 2005. *The European Water Framework Directive: a challenger for nearshore , coastal and continental shelf research. Continental Shelf Research 25, 1768-1783.*

Borja, A., 2006. *The new European Marine Strategy Directive: difficulties, opportunities, and challenges. Marine Pollution Bulletin 52, 239-242.*

Borja, A., Muxika, I, 2004. *Do benthic indicator tools respond to all impact sources? The case of AMBI (ATZI Marine Biotic Index). IOC Workshop Report No. 195.*

Borja, A., Heinrich, H., 2005. *Implementing the European Framework Directive: the debate continues. Marine Pollution Bulletin, 50, 486-488.*

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

Borja, A., Dauer, D.M., 2008. *Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices*. Ecological Indicators 8, 331-337.

Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. *A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments*. Marine Pollution Bulletin 40, 12: 1100-1114.

Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2003. *Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall*. ICES CM 2003/Session J-02.

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

Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2006. *Long-term recovery of soft-bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (southern Bay of Biscay)*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 313, 43-55.

Borja, A., Garcia de Bikuna, B., Blanco, J.M., Agirre, A., Aierbe, E., Bald, J., Belzunce, M.J., Fraile, H., Franco, J., Gandarias, O., Goikoetxea, I., Leonardo, J.M., Lonbide, L., Moso, M., Muxika, I., Pérez, V., Santoro, F., Solaun, O., Tello, E.M., Valencia, V., 2003b. *Red de Vigilancia de las masas de aguas superficial de la Comunidad Autonoma del Pais Vasco*, Departamento de Ordenacion del territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, 22 vols., 3043 pp. Available from: <[http://www.euskadi.net/vima\\_aguas/red\\_c.htm](http://www.euskadi.net/vima_aguas/red_c.htm)>.

Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2004. *The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools*. Marine Pollution Bulletin 48, 405-408.

Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzun, M.J., Solaun, O., 2004a. *Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (Northern Spain): a methodological approach*. Marine Pollution Bulletin 48, 209-218.

Borja, A., Valencia, V., Franco, J., Muxika, I., Bald, J., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004b. *The Water Framework Directive: water alone, or in association with sediment and biota, in determining quality standards?* Marine Pollution Bulletin 49 (1-2), 8-11.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgard, F., Phillips, G., Rodriguez, J.C., Rygg, B., 2007. *An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive*. Marine Pollution Bulletin 55, 42-52.

Borja, A., Mader, J., Muxika, I., Rodriguez, J.B., 2008. *Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations*. Marine Pollution Bulletin 56-1377-1379.

Borja, A., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J., G., Forbes, A.T., Hutchings P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2008a. *Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal system worldwide*. Marine Pollution Bulletin 56, 1519-1537.

Borja, A., Dauer, D.M., Diaz, R., Llansò, R.J., Muxika, I., Rodriguez, J.C., Shaffner, L., 2008b. *Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: a comparison of three indices*. Ecological Indicators 8, 395-403.

Borja, A., Muxika, I., Rodriguez, J.C., 2009. *Paradigmatic response of marine benthic communities to different anthropogenic pressure, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive*. Marine Ecology 30, 214-227.

Borja, A., Ranasinghe, A., Weisberg, S.B., 2009a. *Assessing ecological integrity in marine waters using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future*. Marine Pollution Bulletin 59, 1-4.

Borja, A., Bald, J., Franco, J., Larreta, J., Muxika, I., Revilla, M., Rodriguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., 2009b. *Using multiple ecosystem components, in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters*. Marine Pollution Bulletin 59, 54-64.

Borja, A., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2009c. *Ecological integrity assessment, ecosystem-based approach, and integrative methodologies: Are these concept equivalent?* Marine Pollution Bulletin 58, 457-458.

Bouchet, V.M.P., Sauriau, P.G., 2008. *Influence of oyster culture practise and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): a Multi-index approach*. Marine Pollution Bulletin 56, 1898-1912.

Brillouin, L., 1956. *Science and Information Theory*. Academic Press, New York, 320 pp.

Cagnoni, F., Rossi, G., Rossi, R., Fano, E.A., 1999. *Le associazioni macrozoobentoniche nelle Valli Fattibello-Spavola*. Laguna, suppl. 5, 52-59.

Cai, L., Tam, N.F.Y., Wong, T.W.Y., Ma, L., Gao, Y., Wong, Y.S., 2003. *Using benthic macrofauna to assess environmental quality of four intertidal mudflats in Hong Kong and Shenzhen Coast*. Acta Oceanologica Sinica 22, 309-319.

Carvalho, S., Gaspar, M.B., Moura, A., Vale, C., Antunes, P., Gil, O., da Fonseca, L.C., Falcao, M., 2006. *The use of the marine biotic index AMBI in the assessment of the ecological status of the Obidos lagoon (Portugal)*. Marine Pollution Bulletin 52, 1414-1424.

Casazza, G., Lopez y Royo, C., Silvestri, C., 2004. *Implementazione della Direttiva 2000/60/CE, per le acque costiere, nell'ecoregione Mediterranea. Importanza delle*



*componenti biologiche e di una applicazione condivisa a livello ecoregionale. Biologia Marina Mediterranea* 11 (1), 12-24.

Castelli, A., Lardicci, C., Tagliapietra, D., 2003. *Il macrobenthos di fondo molle*. In: Gambi, M.C., Dappiano, M., (eds.) *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. *Biologia marina Mediterranea* 10, 109-144.

Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Lane, M.F., Dauer, D.M., Costa, J.M., 2006. *Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River, Portugal – a poikilohaline estuary*. *Hydrobiologia* 555: 59-74.

Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Dauer, D.M., Costa, J.M., 2007. *Influence seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary*. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1586-1597.

Chimenz Gusso, C., Gravina, M.F., Maggiore, F.R., 2001. *Temporal variations in soft bottom benthic communities in Central Tyrrhenian Sea (Italy)*. *Archo Oceangr. Limnol.*, 22, 175-182.

Cognetti, G., Maltagliati, F., 2008. *Perspectives on the ecological assessment of transitional waters*. *Marine Pollution Bulletin* 56, 607-608.

Como, S., Magni, P., Casu, D., Floris, A., Giordani, G., Natale, S., Fenzi, G.A., Signa, G., De Falco, G., 2007. *Sediment characteristics and macrofauna distribution along a human-modified inlet in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy)*. *Marine Pollution Bulletin* 54, 733-744.

Danovaro, R., Pusceddu, A., 2007. *Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: does microbial diversity play any role?* *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 4-12.

Dauer, D.M., 1993. *Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure*. *Marine Pollution Bulletin* 26, 249-257.

- Dauer, D.M., Mahon, H.K., Sardà, R., 2003. *Functional morphology and feeding behaviour of Streblospio benedicti and S. shrubsolii (Polychaeta, Spionidae)*. Hydrobiologia 496, 207-213.
- Dauer, D.M., Llanso, R.J., Lane, M.F., 2008. *Depth-related patterns in benthic community condition along an estuarine gradient in Chesapeake Bay, USA*. Ecological Indicator 8, 417-424.
- Dauvin, J.C., 1998. *The fine sand Abra alba community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill*. Marine Pollution Bulletin 36, 669-676.
- Dauvin, J.C., 2000. *The muddy fine sand Abra alba-Melinna palmata community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill*. Marine Pollution Bulletin 40, 528-536.
- Dauvin, J.C., 2005. *Expertise in coastal zone environmental impact assessment*. Marine Pollution Bulletin 50, 107-110.
- Dauvin, J.C., 2007. *Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future*. Marine Pollution Bulletin 55, 271-281.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2007. *Polychaete/Amphipod ratio revisited*. Marine Pollution Bulletin 55, 215-224.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2009. *The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystem?* Marine Pollution Bulletin 59, 38-47.
- Dauvin, J.C., Dewarumez, J.M., Gentil, F., 2003. *Liste actualisée des espèces d'Annélides Polychètes présentes en Manche*. Cah. Biol. Mar. 44 67-95.
- Dauvin, J.C., Gomez Gesteira, J.L., Salvande Fraga, M., 2003. *Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills*. Marine Pollution Bulletin 46, 552-555.

Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.L., 2007. *The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices*. Marine pollution Bulletin 55, 241-257.

Dauvin, J.C., Bachelet, G., Barillé, A.L., Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lavesque, N., Ruellet, T., 2009. *Benthic indicator and index approaches in three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde)*. Marine Ecology 30, 228-240.

De Jonge, V.N., 2007. *Toward the application of ecological concepts in EU coastal water management*. Marine Pollution Bulletin 55, 407-414.

De-la-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Russo, Y., Gimenez-Casalduero, F., Sanchez-Lizaso, J.L., 2009. *Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the North-Western Mediterranean*. Marine Pollution Bulletin 58, 332-340.

Del-Pilar-Russo, Y., De-la-Ossa-Carretero, J.A., Loya-Fernandez, A., Ferrer-Vincente, L.M., Gimenez-Casalduero, F., Sanchez-Lizaso, J.L., 2009. *Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges*. Marine Pollution Bulletin 58, 765-786.

De Paz, L., Patricio, J., Marques, J.C., Borja, A., Laborda, A.J., 2008. *Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat Heterogeneity integration: a benthic perspective*. Marine Pollution Bulletin 56, 1275-1283.

Devlin, M., Best, M., Haynes, D., 2007. *Implementation of the Water Framework Directive In European marine water*. Marine Pollution Bulletin 55, 1-2.

Ducrotoy, J.P., 2009. *The use of biotopes in assessing the environmental quality of tidal estuaries in Europe*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, in press.

Ducroty, J.P., Elliot, M., 2006. *Recent developments in estuarine ecology and management*. Marine Pollution Bulletin 53, 1-4.

Ducroty, J.P., Yanagi, T., 2008. *Tools and concepts on ecological quality of coastal and estuarine environments*. Marine Pollution Bulletin 57, 1-2.

Elliot, M., 1996. *The Derivation and Value of Ecological Quality Standards and Objective*. Marine Pollution Bulletin Vol 32, 11, 762-763.

Elliot, M., Quintino, V., 2007. *The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed area*. Marine Pollution Bulletin 54, 640-645.

Ellis, D., 1985. *Taxonomic sufficiency in pollution assessment*. Marine Pollution Bulletin 16, 459.

Ferla, M., Cordella, M., Michielli, L., Rusconi, A., 2007. *Long-term variations on sea level and tidal regime in the lagoon of Venice*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75, 214-222.

Ferraro, S.P., Cole, F.A., 1990. *Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impact on the Southern California Bight macrobenthos*. Marine Ecology progress serie 67, 251-262.

Ferreira, J.G., Nobre, A.M., Simas, T.C., Silva, M.C., Netwon, A., Bricker, S.B., Wolff, W.J., Stacey, P.E., Sequeira, A., 2006. *A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – Application to the transitional system of the EU Water Framework Directive*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 66, 468-482.

Fleischer, D., Zettler, M.L., 2009. *An adjustment of benthic ecological quality assessment to effect of salinity*. Marine Pollution Bulletin 58: 351-357.

Gamito, S., Furtado, R., 2009. *Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow water*. Ecological Indicator 9-1009-1019.

Gariboldi A., Lambertini M., Tallone G. (red.), 1997. *Delta del Po: verso un futuro sostenibile, Piano per la conservazione della natura del Delta del Po (sintesi)*, Unione Europea DG XI – Ministero dell’Ambiente Servizio Conservazione Natura, realizzato da LIPU, Parma, pagg. 112.

Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee. *Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio*, 23 ottobre 2000

Giani, M., Berto, D., Rampazzo, F., Savelli, F., Alvisi, F., Giordano, P., Ravaioli, M., Frascari, F., 2009. *Origin of the sedimentary organic matter in the North-Western Adriatic Sea*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 84, 573-583.

Giordani, G., Zaldivar, J.M., Viaroli, P., 2009. *Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems*. Ecological Indicator 9, 982-991.

Giovanardi, O., Pranovi, F., Franceschini, G., Raicevich, S., Farrace, M.G., 1999. *Effect of scallop dredging on a benthic community living on a sandy bottom in the Adriatic sea*. Proceedings: 25-48, 19 novembre 1999 ICRAM

Glémarec, M., 1986. *Ecological impact of an oil-spill: utilisation of biological indicator*. IAWPRC-NERC Conference, July 1985. IAWPRC Journal 18, 203-211.

Glémarec, M., Hily, C., 1981. *Perturbation apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires*. Acta Oecologica Oecologia Applicata 2, 139-150.

Gomez Gesteira, J.L., Dauvin, J.C., 2000. *Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spill on soft-bottom macrobenthic communities*. Marine Pollution Bulletin 40, 1017-1027

Grall, J., Glemarec, M., 1997. *Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbation in the Bay of Brest*. Estuarine Coastal and Shelf Science 44, 43-53.

Grall, J., Glemarec, M., 2003. *L'indice d'évaluation de l'endofaune côtière*. In Alzieu, C. (Ed.), *Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion*. Edition Ifremer, pp.51-85.

Gray, J.S., 1979. *Pollution-induce change in population*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London series B, 286, 545-561.

Gray, J.S., 1981. *The ecology of marine sediments: an introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge University Press, Cambridge.

Gray, J.S., 1992. *Eutrophication in the sea*. In *Marine Eutrophication and Population Dynamics*, pp 3-15. Ed. By Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, U., and Rossi, R. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.

Gray, J.S., Shiu-sun Wu, R., Yng Or, Y., 2002. *Effect of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment*. Mar Ecol Progr Ser 238, 249-279.

Guirao, L.M., Cesar, A., Marin, A., Lloret, J., Vita, R., 2005. *Establishing the ecological quality status of soft bottom mining-impacted coastal water body in the scope of the Water Framework Directive*. Marine Pollution Bulletin 50, 374-387.

Henocque, Y., Andral, B., 2003. *The French approach to managing water resource in the Mediterranean and the new European Water Framework Directive*. Marine Pollution Bulletin 47, 155-161.

Hily, C., 1985. *Variabilité de la macrofaune benthique dans le milieu hypertrophiques de la Rade de Brest*. Thèse the Doctorat d'Etat. Univ Bretagne Occidentale. Vol.1, 359 pp., Vol.2, 337 pp.

Hyland, J., Balthis, L., Karakassis, I., Magni, P., Petrov, A., Shine, J., Vestergaard, O., Warwick, R., 2005. *Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos*. Mar Ecol Progr Ser 91, 91-103.

- Jackson J.B.C., Johnson, K.G., 2001. *Measuring past biodiversity*. Science 293, 2401-2404.
- Karakassisi, I., 2000. *Benthic enrichment data from the Eastern Mediterranean and implications for determining indicators of environmental health*. Ad Hoc Benthic Indicator Group-Results of Initial Planning Meeting. IOC Technical Series, UNESCO 57, 25-29.
- Karlson, K., Rosenberg, R., Bonsdorff, E., 2002. *Temporal and spatial large-scale effect eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters: a review*. An Annual Review 40, 427-489.
- Kingston, P.F., 1992. *Impact of offshore oil production installations on the benthos of the North Sea*. Journal of Marine Science 49, 45-53.
- Koutsoubas, D., Dounas, C., Arvanitidis, C., Kornilios, S., Petihakis, G., Triantafyllou, G., Eleftheriou, A., 2000. *Macrobenthic community structure and disturbance assessment in Gialova Lagoon, Ionian Sea*. ICES Journal of Marine Science 57: 1472-1480.
- Krapp, T., Lang, C., Libertini, A., Melzer, R.R., 2006. *Caprella scaura Templeton 1836 sensu lato (Amphipoda: Caprellidae) in the Mediterranean*. Org. Divers. Evol. 6, Electr. Supp. 3:1-18.
- Labrune, C., Amouroux, J.M., Sardà, R., Dutrieux, E., Thorin, S., Rosenberg, R., Gremare, A., 2006. *Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lion (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices*. Marine Pollution Bulletin 52, 34-47.
- Lampadariou, N., Karakassis, I., Pearson, T.H., 2005. *Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods*. Marine Pollution Bulletin 50, 1606-1618.
- Magni, P., 2003. *Biological benthic tools as indicator of coastal marine ecosystems health*. Chemistry and Ecology 19 (5), 363-372.

- Magni, P., De Falco, G., Como, S., Casu, D., Floris, A., Petrov, A.N., Castelli, A., Perilli, A., 2008. *Distribution and ecological relevance of fine sediments in organic-enriched lagoons: the case study of the Cabras lagoon (Sardinia, Italy)*. Marine Pollution Bulletin 56, 549-564.
- Magni, P., Tagliapietra, D., Lardicci, C., Balthis, L., Castelli, A., Como, S., Frangipane, Giordani, G., Hyland, J., Maltagliati, F., Pessa, G., Rismondo, A., Tataranni, M., Tomassetti, P., Viaroli, P., 2009. *Animal-sediment relationships: Evaluating the “Pearson-Rosenberg paradigm” in Mediterranean coastal lagoons*. Marine Pollution Bulletin, 58, 478-486.
- Mannino, A.M., Sarà, G., 2006. *The effect of Ruppia cirrhosa features on macroalgae and suspender matter in a Mediterranean shallow system*. Marine Ecology 27, 350-360.
- Marchini, A., Munari, C., Mistri, M., 2008. *Functions and ecological status of eight Italian lagoons examined using biological traits analysis (BTA)*. Marine Pollution Bulletin 56, 1076-1085.
- Matricardi, G., Bianchi, C.N., 1982. *Definizione di gruppi ecologici nel macrobenthos sessile di una laguna salmastra padana*. Naturalista sicil., S. IV, VI (suppl.), 2, 279-283.
- May, R.M., 1988. *How many species are there on the Earth?* Science 241, 1441-1449.
- McIntosh, R.P., 1967. *An index of diversity and the relation of certain concept to diversity*. Ecology 48, 392-404.
- McManus, J.W., Pauly, D., 1990. *Measuring ecological stress: variations on a theme by R.M. Warwick*. Marine Biology 106, 305-308.
- Milani, R., Rossetti, E., 2002. *Realizzazione di un progetto pilota per lo svezzamento di novellame di Tapes philippinarum all'interno del Biotopo della Valle Bonello nel comune di Porto Tolle*. Progetto n. 05/MI/2002, Regione Veneto.
- Mistri, M., 2004. *Effect of Musculista senhousia mats on clam mortality and growth: much ado about nothing?* Aquaculture 241, 207-218.



- Mistri, M., Munari, C., 2007. *BITS: A SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons*. Marine Pollution Bulletin 56, 580-606.
- Mistri, M., Fano, E.A., Rossi, R., 2001. *Redundancy of macrobenthos from lagoonal habitats in the Adriatic Sea*. Marine Ecology Progress Series 215, 289-296.
- Mistri, M., Fano, E.A., Ghion, F., Rossi, R., 2002. *Disturbance and community pattern of polychaetes inhabiting Valle Magnavacca (Valli di Comacchio, Northern Adriatic Sea, Italy)*. Marine Ecology, 23 (1): 31-49.
- Mistri, M., Munari, C., Rossi, R., Marchini, A., 2007. *Response of a Fuzzy INdex of Ecosystem Integrity (FINE) to water and sedimentary chemical data in two northern Adriatic lagoons*. Chemistry and Ecology 23, 443-454.
- Mistri, M., Basset, A., Casazza, G., Borja, A., 2009. *The implementation of the Water Framework Directive in Italy: state of the art in benthic indicators and European experiences*. Marine Ecology 30, 212-213.
- Mizzan, L., 1999. *Le specie alloctone del macrozoobenthos della laguna di Venezia: il punto della situazione*. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia, 49, (1998) 1999.
- Morello, E., Solustri, C., 2001. First record of *Anadara demirii* (Piani, 1981) (Bivalvia: Arcidae) in Italian waters. Bollettino malacologico, Milano, 37, 231-234
- Munari, C., Mistri, M., 2007. *Evaluation of the applicability of a fuzzy index of eco system integrity (FINE) to characterize the status of Tyrrhenian lagoons*. Marine Environmental Research 64, 629-638.
- Munari, C., Mistri, M., 2008. *The performance of benthic indicator of ecological change in Adriatic coastal lagoons: Throwing the baby with the water?* Marine Pollution Bulletin 56, 95-105.

- Munari, C., Modugno, S., Ghion, F., Castaldelli, G., Fano, E.A., Rossi, R., Mistri, M., 2003. *Recovery of the macrobenthic community in the Valli di Comacchio Northern Adriatic Sea, Italy*. *Oceanologica Acta* 26, 67-75.
- Munari, C., Balasso, E., Mistri, M., Rossi, R., 2004. *Impatto sulla comunità macrobentonica di differenti tipologie di rastrello per la raccolta della vongola *Ruditapes philippinarum**. XIV Congresso SITE, 4-6 ottobre 2004, Siena.
- Munari, C., Cannas, A., Rossi, R., Mistri, M., 2004a. *Musculista senhousia (Bivalvia, Mytilidae): elemento strutturante o destrutturante la comunità macrobenthonica?* XIV Congresso della Società Italiana di Ecologia, 4-6 Ottobre 2004, Siena.
- Munari, C., Manini, E., Pusceddu, A., Danovaro, R., Mistri, M., 2009. *Response of BITS (a benthic index based on taxonomic sufficiency) to water and sedimentary variables and comparison with other indices in three Adriatic lagoon*. *Marine Ecology* 30, 255-268.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R., Borja, A., 2005. *Testing the applicability of a marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic Region*. *Marine Pollution Bulletin* 50, 624-637.
- Muxica, I., Borja, A., Franco, J., 2003. *The use of a Biotic Index (AMBI) to identify spatial and temporal impact gradients on benthic communities in an estuarine area*. ICES CM 2003/Session J-01.
- Muxica, I., Borja, A., Bonne, W., 2005. *The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts*. *Ecological Indicator* 5, 19-31.
- Muxica, I., Borja, A., Bald, J., 2007. *Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference condition and benthic ecological status, according to the European Framework Directive*. *Marine Pollution Bulletin* 55, 16-29.

- Nixon, S.W., 1995. *Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns*. *Ophelia* 41, 199-219.
- Nonnis-Marzano, C., Scalera-Liaci, L., Fianchini, A., Gravina, F., Mercurio, M., Corriero, G., 2003. *Distribution, persistence and change in the macrobenthos of the lagoon of Lesina (Apulia, Adriatique Sud)*. *Oceanologica Acta* 26, 57-66.
- Occhipinti Ambrogi, A., Forni, G., 2004. *Applicazione di indici biotici basati sulle comunità macrobentoniche di fondi incoerenti per la valutazione della qualità ambientale*. *Biol. Mar. Medit.* 11 (1): 93-100.
- Olenin, S., Ducrotoy, J.P., 2006. *The concept of biotope in marine ecology and coastal management*. *Marine Pollution Bulletin* 53, 20-29.
- Paul, J., Scott, J., Campbell, D., Gentile, J., Strobel, C., Valente, R.M., Weisberg, S.B., Holland, A.F., Ranasinghe, J.A., 2001. *Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian biogeographic province*. *Ecological Indicator* 1, 83-99.
- Patricio, J., Ulanowicz, R., Pardal, M.A., Marques, J.C., 2006. *Ascendency as ecological indicators for environmental quality assessment at the ecosystem level: a case study*. *Hydrobiologia* 555, 19-30.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. *Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment*. *Oceanography and Marine Biology: an annual review* 16, 229-311.
- Petrov, A., 2000. *Benthic monitoring in the Northern Black Sea: Overview and implications for the new UNESCO initiative on determining indicators of benthic health*. Ad Hoc Benthic Indicator Group-Results of Initial Planning Meeting. IOC Technical Series, UNESCO 57, 30-39.
- Pielou, E.C., 1966. *Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and measure*. *American Naturalist* 100, 463-465.

Pranovi, F., Da Ponte, F., Torricelli, P., 2007. *Application of biotic indices and relationship with structural and functional feature of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a long time series of data*. Marine Pollution Bulletin 54, 1607-1618.

Progetto Wetlands 2001, *Gestione integrata di zone umide – Rapporto finale*. Compositori Industrie Grafiche, Bologna.

Prato, S., Morgana, J.G., La Valle, P., Finoia, M.G., Lattanzi, L., Nicoletti, L., Ardizzone, G.D., Izzo, G., 2008. *Application of biotic and taxonomic distinctness indices in assessing of Ecological Quality Status of two coastal lake: Caprolace and Fogliano lakes (Central Italy)*. Ecological Indicator 9, 568-583.

Puente, A., Diaz, R.J., 2008. *It is possible to assess the ecological status of highly stressed natural estuarine environments using macroinvertebrates indices?*. Marine Pollution Bulletin, 56, 1880-1889.

Puente, A., Juanes, J.A., Garcia, A., Alvarez, C., Revilla, J.A., Carranza, I., 2008. *Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries*. Ecological Indicator 8, 373-388.

Quintino, V., Elliot, M., Rodrigues, A.M., 2006. *The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: a case studies at differing spatial scale*. Journal of experimental Marine Biology and Ecology 330, 368-382

Reiss, H., Kroncke, I., 2005. *Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment*. Marine Pollution Bulletin 50, 1490-1499.

Rinaldi, A., 2004. *Utilizzo di indicatori biologici nel monitoraggio costiero: Adriatico Nord-Occidentale*. Biol. Mar. Medit. 11 (1): 25-31.

Rosenberg, R., 2001. *Marine benthic faunal successional stage and related sedimentary activity*. *Scientia Marina* 72, 107-119.

Rosenberg, R., Loo, L.O., 1988. *Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects of soft-bottom fauna western Sweden*. *Ophelia* 29, 213-225.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H., Dimming, A., 2004. *Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive*. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728-739.

Rosenberg, R., Magnusson, M., Nilsson, H.C., 2009. *Temporal and spatial changes in marine benthic habitats in relation to the EU Water Framework Directive: The use of sediment profile imagery*. *Marine Pollution Bulletin* 58, 565-572.

Rossi, F., Castelli, A., Lardicci, C., 2006. *Distribution of macrobenthic assemblages along a marine gradient in Mediterranean eutrophic coastal lagoons*. *Marine Ecology* 27, 66-75.

Rouse, G.W., Pleijel, F., 2003. *Problems in polychaete systematics*. *Hydrobiologia* 496, 175-189.

Ruellet, T., Dauvin, J.C., 2007. *Benthic indicators: Analysis of the threshold values of ecological quality classification for transitional water*. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1707-1714.

Ruellet, T., Dauvin, J.C., 2008. *Comments on Muxika et al., 2007. "Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive"*. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1234-1235;

Salas, F., Neto, J.M., Borja, A., Marques, J.C., 2004. *Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystem: the case of Mondego estuary (Portugal)*. *Ecological Indicator* 4, 215-225.

Salas, F., Patricio, J., Marcos, C., Pardal, M.A., Perez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2006. *Are Taxonomic Distinctness measures compliant to other ecological indicator in assessing ecological status?* Marine Pollution Bulletin 52, 817-829.

Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patricio, J., -Ruzafa, A., Marques, J.C., 2006a. *Userfriendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment.* Ocean & Coastal Management 49, 308-331.

Salen-Picard, C., 1983. *Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique du substrat meuble.* Comptes Rendus de l'Academie des Sciences de Paris 296, 587-590.

Sconfiatti, R., 2004. *Chiave di riconoscimento visuale dei più comuni Peracaridi (Crustacea, Peracarida) lagunari italiani.* Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol. 81: 79-89.

Sconfiatti, R., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Sacchi, F.S., 2003. *The sessile benthic community patterns on hard bottoms in response to continental vs. marine influence in northern Adriatic lagoons.* Oceanologica Acta, 26, 47-56.

Sanders, H.L., 1968. *Marine benthic diversity: a comparative study.* American Naturalist 102, 243-282.

Shannon, F.P., Weaver, W., 1963. *The Mathematical Theory of Communication.* University Illinois Press, Urbana, 117 pp.

Sigvaldadottir, E., 1998. *Cladistic analysis and classification of Prionospio and related genera (Polychaeta, Spionidae).* Zoologica Scripta 27, 3: 175-187.

Simboura, N., 2004. *Bentix Index vs. Biotic Index: an answer to Borja et al., 2003.* Marine Pollution Bulletin 48, 404-405.

Simboura, N., Reizopoulou, S., 2007. *A comparative approach of assessing ecological status in two coastal areas of Eastern Mediterranean.* Ecological Indicators 7, 455-468.

Simboura, N., Reizopoulou, S., 2008. *An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece)*. Marine Pollution Bulletin 56, 116-126.

Simboura, N., Zenetos, A., 2002. *Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine eco system, including a new Biotix Index*. Mediterranean Marine Science vol. 3/2, 77-111.

Simboura, N., Panayotidis, P., Papathanassiou, E., 2005. *A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf*. Ecological Indicator 5, 253-266.

Simboura, N., Papathanassiou, E., Sakellariou, D., 2007. *The use of a biotic index (Bentix) in assessing long-term effect of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities*. Ecological Indicator 7, 164-180.

Simonini, R., Ansaloni, I., Bonvicini Pagliai, A.M., Cavallini, F., Iotti M., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Rinaldi, A., Prevedelli, D., 2005. *The effect of sand extraction on the macrobenthos of a relict sand area (Northern Adriatic Sea): results 12 months post-extraction*. Marine Pollution Bulletin 50, 768-777.

Simonini, R., Grandi, V., Massamba-N'Siala, G., Iotti, M., Montanari, G., Prevedelli, D., 2009. *Assessing the ecological status of the North-Western Adriatic sea within the European Water Framework Directive: a comparison of Bentix, AMBI and M-AMBI methods*. Marine Ecology 30, 241-254.

Snelgrove, P.V.R., 1997. *The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes*. Ambio 26, 578-583.

Solidoro, C., Pastres, R., Melaku Canu, D., Pellizzato, M., Rossi, R., 2000. *Modelling the growth of *Tapes philippinarum* in Northern Adriatic Lagoons*. Mar. Ecol. Progr. Ser. 199: 137-148.

Spillman, C.M., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R., Imberger, J., 2008. *A spatially resolved model of seasonal variations in phytoplankton and clam (*Tapes philippinarum*) biomass in Barbamarco lagoon, Italy*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 79, 187-203.

Teixeira, H., Salas, F., Borja, A., Neto, J.M., Marques, J.C., 2008. *A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: The case of the Mondego estuary (Portugal)*. Ecological Indicator 8, 404-416.

Turolla, E., 2006. *Considerazioni sul ritrovamento di esemplari adulti di Mercenaria mercenaria (Linnaeus, 1758) in due lagune del Delta del Po*. Boll. Malacol. 42:1-4.

Uriarte, A., Borja, A., 2009. *Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: Setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82, 214-224.

Vincent, C., Heinrich, H., Edwards, A., Nygaard, K., Haythornthwaite, J., 2002. *Guidance on typology, reference conditions and classification system for transitional and coastal waters, CIS Working Group 2.4 (Coast) Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive*, European Commission, pp 119.

Wallentinus, I., Nyberg, C.D., 2007. *Introduced marine organisms as habitat modifiers*. Marine Pollution Bulletin 55, 323-332.

Warwick, R.M., 1986. *A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities*. Marine Biology 92, 557-562.

Warwick, R.M., Clarke, K.R., 1995. *New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress*. Marine Ecology Progress Series 129, 301-305.

Weisberg, S.B., Ranasinghe, J.A., Dauer, D.M., Schaffner, L.C., Diaz, R.J., Frithsen, J.B., 1997. *An estuarine benthic index of biotic integrity (B-BI) for Chesapeake Bay*. Estuaries 20, 149-158.



Weisberg, S.B., Thompson, B., Ranasinghe, J.A., Montagne, D.E., Cadien, D.B., Dauer, D.M., Diener, D., Oliver, J., Reish, D.J., Velarde, R.G., Word, J.Q., 2008. *The level of agreement among expert applying best professional judgement to assess the condition of benthic infaunal communities*. Ecological Indicator 8, 389-394.

Wilson, J.G., Komakhidze, a., Osadchaya, T., Alyomov, S., Romanov, A., Tediashvili, M., 2008. *Evaluating ecological quality in the north-eastern Black Sea coastal zone*. Marine Pollution Bulletin 57, 202-207.

Word, J.Q., 1978. *The infaunal trophic index*. Southern California Coastal Water Research Project Annual Report, 19-39.

Worsaae, K., 2001. *The systematic significance of palp morphology in the Polidora Complex (Polychaeta: Spionidae)*. Zool. Anz. 240, 47-59.

Worsaae, K., 2003. *Palp morphology in two species of Prionospio (Polychaeta: Spionidae)*. Hydrobiologia 496, 259-267.

## 10. SITI INTERNET CONSULTATI

[www.arpa.emr.it](http://www.arpa.emr.it)

[www.arpav.it](http://www.arpav.it)

[www.bits.unife.it](http://www.bits.unife.it)

[www.deltadelpo.it](http://www.deltadelpo.it)

[www.hcmr.gr](http://www.hcmr.gr)

[www.parcodeltapo.org](http://www.parcodeltapo.org)

[www.regione.emilia-romagna.it](http://www.regione.emilia-romagna.it)