

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO
DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA E SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

Corso di Dottorato di Ricerca in

Ecologia e gestione delle risorse biologiche - XXV Ciclo.

Variabilità spazio-temporale dei popolamenti macrozoobentonici, in relazione ai cambiamenti stagionali in un ambiente lagunare (Mistras, Sardegna Occidentale) con basso impatto antropico ed elevata stabilità ecologica.

Settore scientifico disciplinare: BIO/07

Tesi di dottorato di:

Dott. Giovanni Antioco Fenzi

Coordinatore del corso

D.ssa Roberta Cimmaruta

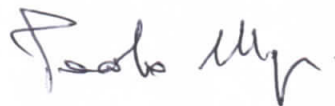
Firma



Tutore

Dott. Paolo Magni

Firma



12 giugno 2013

*A Irene, nobile compagna
A Petra, gioia e stupore*

Ringraziamenti:

Colgo l'occasione per ringraziare il Dott. Paolo Magni tutor di tesi e costante guida durante il mio percorso; la sezione dell' IAMC-CNR di Oristano nella persona del Dott. Angelo Perilli per il supporto scientifico ed umano dimostratomi; il Sig. Andrea Satta per l'insostituibile supporto nelle attività di laboratorio e in campo; il Dott. Andrea Cucco per sincera amicizia e il supporto professionale e i Sig.ri Manca della Soc. Coop. Pescatori E Molluschicoltori Arl. per avermi concesso il libero accesso nella Laguna di Mistras.

INDICE

1. INTRODUZIONE	5
1.1. Ecologia delle comunità.....	5
1.2. Criteri di distribuzione delle specie e andamento delle loro abbondanze	6
1.3. Comunità macrozoobentoniche negli ambienti di transizione.....	9
1.4. Descrizione di un ambiente di transizione.....	11
1.5. Laguna di Mistras.....	15
1.5.1. Area di studio.....	15
1.5.2. Aspetti Naturalistici.....	22
2. OBIETTIVI DELLA RICERCA.....	25
3. MATERIALI E METODI.....	26
3.1. Aree di campionamento.....	26
3.2. Parametri abiotici.....	28
3.3. Sedimento.....	28
3.4. Fauna bentonica.....	29
3.4.1. Disegno di campionamento.....	30
3.5. Analisi dei dati.....	30
3.5.1. Analisi dei parametri abiotici.....	30
3.5.2. Analisi dei sedimenti.....	30
3.5.3. Analisi della fauna bentonica.....	31
4. RISUTLATI.....	33
4.1.0. Parametri Idrologici.....	33
4.1.1. Misure quindicinali.....	33
4.1.2. Temperatura.....	33
4.1.3. Salinità.....	34
4.1.4. Ossigeno disciolto.....	36
4.1.5. Misure in continuo 24h.....	38
4.2. Analisi dei sedimenti.....	41
4.3. Analisi dei parametri idrologici.....	43
4.4. Analisi dei parametri idrologiche.....	45

4.5. Fauna macrobentonica.....	46
4.5.0. Analisi della comunità bentonica.....	46
4.5.1. Indici di diversità.....	50
4.5.2. Analisi Multivariate: Multidimensional Scaling e Simper.....	53
5. DISCUSSIONI.....	57
5.1. Parametri idrologici.....	57
5.2. Fauna macrobentonica e struttura dei popolamenti.....	59
5.2.1. Area Non Vegetata (NV).....	63
5.2.2. Area Cymodocea (Cym).....	68
5.2.3. Area Deposito-Macrofite (DM).....	70
6. CONCLUSIONI.....	73
7. BIBLIOGRAFIA.....	77

1- INTRODUZIONE

1.1 Ecologia delle comunità

“It is interesting to contemplate an entangled bank, clothed with many plants of many kinds, with birds singing on the bushes, with various insects flitting about, and with worms crawling through the damp earth, and to reflect that these elaborately constructed forms, so different from each other, and dependent on each other in so complex a manner, have all been produced by laws acting around us.”(Darwin, C., 1859). Questa frase fa parte delle considerazioni finali di Charles Darwin in “L’Origine delle Specie”, dove si evidenzia come la complessità dei sistemi naturali non è tanto da ricondursi a un incomprensibile sistema metafisico, quanto ad una serie di regole della natura che consentono di comprendere l’intricata variabilità e complessità degli ecosistemi. Ciò rappresenta in se la definizione stessa di ecologia, da intendersi come: lo studio dell’interazione tra gli organismi e il loro ambiente. Tuttavia questa semplice definizione è inevitabilmente ancora aperta. L’ambiente in cui un organismo vive può essere interpretato in diversi modi: individui della stessa specie, individui di altre specie, la loro organizzazione spaziale e i loro movimenti, la temperatura, la quantità di luce e acqua o la concentrazione di differenti elementi chimici. E ogni organismo interagisce con l’ambiente in tanti modi e in base a particolari esigenze: dove sono i nutrienti e dove posso procurarmeli? Come evito ciò che mi mangia e trovo ciò con cui voglio accoppiarmi? Come faccio a non assiderarmi, surriscaldarmi o disseccarmi?

L’ecologia di qualunque sistema (es.: rive, mare aperto, lagune o foreste pluviali) comprende molti organismi di molti tipi, e questi inevitabilmente vengono a contatto tra di loro, interagendo in diverse maniere; tutte queste parti sono mobili e generano innumerevoli modelli su diversa scala; alcuni sono regolari e facili da individuare e descrivere, molti altri no (Pringle, 2011; Goheen, et al. 2013).

1.2 Criteri di distribuzione delle specie e andamento delle loro abbondanze

Lo studio della struttura e della dinamica delle comunità svolge un ruolo cardine nella comprensione degli ecosistemi. Le comunità da intendersi come: l'insieme di specie e popolazioni che vivono nello stesso ambiente e che interagiscono direttamente o indirettamente tra di loro.

Uno dei principali scopi nello studio delle comunità in ecologia, è quello di comprendere come queste sono organizzate identificando e descrivendo le regole base, che ne determinano la struttura e guidano la dinamica della comunità stessa.

Un esempio potrebbe essere quello di capire per quale motivo alcune specie non vivono mai nello stesso ambiente. Questa condizione può dipendere da diversi fattori, come: una specie potrebbe escludere le altre per competizione o semplicemente perché preferisce altri habitat.

Ovviamente, lo studio di una comunità con un numero elevato di specie, è sicuramente molto più complesso rispetto a quello di una con una bassa diversità di specie; infatti, le interazioni tra poche specie evidenziano con più facilità, quelli che sono gli elementi su cui la comunità è regolata.

Queste informazioni possono essere molto utili per comprendere le risposte che gli ecosistemi possono avere rispetto a determinati cambiamenti ambientali e supporre possibili scenari rispetto a eventi perturbanti quali: riscaldamento globale, inquinamento, deforestazione, etc.

Le regole base che guidano una comunità non sono molte (Lawton, 1999): generalmente a) il maggior numero d'individui dei popolamenti naturali sono rappresentati da poche specie (Preston, 1984); b) la distribuzione delle abbondanze delle specie segue una tendenza comune su larga scala, cioè: in una comunità le specie dominanti sono generalmente le più abbondanti su larga scala avendo un'ampia distribuzione geografica, mentre quelle meno abbondanti hanno un inferiore areale di distribuzione ristretto a livello locale (Verberk, 2012).

La conoscenza delle abbondanze relative delle diverse specie, può fornire una serie d'importanti informazioni sui meccanismi che regolano l'ecosistema. I dati di distribuzione delle abbondanze non richiedono complicate analisi e sono relativamente facili da ottenere; queste consentono di conoscere dei caratteri distintivi della comunità riferiti a processi ecologici, come competizione e predazione. Per esempio: due specie possono condividere gli stessi ambienti, in diverse condizioni, ma con densità diverse (es.: quando una specie è numerosa, l'altra è rara), ciò potrebbe essere dovuto dal fatto che entrambe le specie colonizzano ambienti simili, e sono in competizione tra di loro.

In ogni caso comparare le abbondanze relative delle specie tra diverse comunità non è semplice, infatti, le comunità spesso sono costituite da specie con un'ecologia complessa legata da più fattori, che influenza la distribuzione delle abbondanze e quindi la struttura.

Per comprendere meglio la complessità delle comunità, generalmente si considera la loro diversità specifica, cioè: il numero di specie del popolamento in rapporto alle loro abbondanze relative; quindi, dall'andamento delle abbondanze relative, possono essere fatte diverse considerazioni su come le comunità variano al variare della loro diversità e struttura.

Un esempio si potrebbe fare confrontando un ambiente eurialino, con uno stenoalino. Al primo, appartengono le lagune costiere, con popolamenti aventi un numero basso di specie ed elevate abbondanze. Ciò è dovuto da una stagionalità dei parametri abiotici, con ampie escursioni di temperatura e salinità, che portano alla scomparsa di molte specie poco resistenti, e dove ne sopravvivono poche, quindi molto abbondanti e capaci di colonizzare e adattarsi in ambienti con un'elevata variabilità ambientale.

Al secondo, appartiene un ambiente marino costiero, caratterizzato da escursioni di temperatura e salinità bassi e stabili nel tempo. In questi ambienti si avranno invece, comunità con un maggior numero di specie, distribuite con valori di abbondanze gradualmente inferiori.

Quindi si può riassumere, che in quasi ogni comunità in cui le specie siano state identificate e contate, le distribuzioni sono altamente variabili. Generalmente, ci sono poche specie dominanti e molte specie rare. Tuttavia la forte variabilità nella distribuzione delle abbondanze sembra essere una componente universale di tutte le comunità, che può essere più accentuata in alcuni ecosistemi, come gli ambienti di transizione, e meno pronunciati in altri con biocenosi stabili (es.: prateria di fanerogame marine o paludi). Pertanto lo studio della variabilità delle abbondanze relative nei diversi popolamenti è di fondamentale importanza per la comprensione dell'ecologia stessa della comunità studiata.

Per l'analisi e la comparazione dell'andamento spazio-temporale di popolamenti diversi, è necessaria la trasformazione dei dati (es.: radice quadrata/quarta, trasformazione logaritmica, etc.) ed una loro successiva standardizzazione utilizzando dei metodi di analisi statistica univariata e multivariata. Esistono diversi metodi che fanno riferimento ad altrettanti modelli matematici (es.: serie geometriche (Motomura, 1932) o serie logaritmiche (Fisher et al 1943)); a loro volta questi

fanno riferimento a diverse assunzioni matematiche e teorie riferite alla funzionalità delle comunità (McGill, et al., 2007).

Come descritto in precedenza, le specie che hanno una distribuzione locale, tendono ad essere rare, mentre le specie dominanti hanno una ampia distribuzione geografica.

Esiste una tendenza abbastanza evidente, che considera un trend positivo tra la fitness di una specie su scala locale (densità) e il suo areale di distribuzione geografica.

Tuttavia un'ampia area è più probabile che sia capace di gestire un elevato numero d'individui di specie diverse, ma non è ancora chiaro il perché ciò porti anche a un aumento delle densità.

E' molto importante comprendere i processi ed i fattori che condizionano la distribuzione locale e su larga scala delle specie. Ciò, infatti, comporta importanti conseguenze a livello ecologico. Ad esempio: specie in via di estinzione, con un range di distribuzione limitato e riferito ad un habitat ristretto, avranno basse possibilità di aumentare la loro densità. Allo stesso modo, il controllo di specie invasive con un ampio range di distribuzione, avranno una maggiore probabilità di colonizzare nuovi habitat e sostituirsi a specie locali. Pertanto, potrebbero essere più vantaggiose azioni di tutela e protezione volte al controllo della distribuzione di specie invasive che non viceversa (Verberk, et al., 2010).

In ecologia ci sono due principali teorie che danno una spiegazione al fenomeno delle interazioni e i rapporti distribuzione-abbondanza nelle specie.

La prima sostiene che esiste un *feedback* positivo tra abbondanze locali e le distribuzioni su larga scala delle specie. Le specie presenti con grandi abbondanze e in molti siti, avranno più possibilità di mantenere la loro distribuzione e le loro abbondanze. Infatti, estese popolazioni hanno la possibilità di produrre estese produzioni di gameti, aumentando così la possibilità di aumentare l'areale di distribuzione, colonizzando nuove aree.

Allo stesso modo, una vasta distribuzione assicura l'arrivo di nuove generazioni da più siti e quindi una specie avrà meno probabilità di scomparire da una località (bassa estinzione locale). Una conseguenza del *feedback* positivo, è che esiste una dicotomia: da un lato si avranno specie con un'ampia distribuzione e elevate abbondanze (specie chiave); dall'altra, vi saranno specie relegate ad una distribuzione locale con abbondanze basse (specie satellite) (Gotelli&Simberloff, 1987; Hanski, 1982).

La seconda ipotesi considera le differenze tra specie all'interno della nicchia. Sia i fattori di tipo chimico-fisico (es.: temperatura, salinità, etc.), che quelli di tipo biotico (es.: competizione o predazione), possono limitare la sopravvivenza e la riproduzione di una specie, ed aumentare le sue

abbondanze nell'ambiente e il suo areale di distribuzione geografico. La combinazione di questi fattori e le potenzialità biologiche di una specie di sopravvivere, costituiscono la “nicchia multidimensionale” della specie (Hutchinson 1957). La densità che una data specie può ottenere in un determinato sito si presuppone che debba anche riflettere la sua tolleranza alle condizioni ambientali tipiche di quell'ambiente. A sua volta i siti saranno tanto più simili, quanto saranno vicini tra loro. Quindi le abbondanze delle specie a livello locale saranno in grado di colonizzare più siti simili ed aumentare il proprio areale di distribuzione; vi sarà così una distinzione tra specie con una estesa nicchia (generalisti) e specie con una ristretta nicchia (specialisti). I generalisti sono capaci di tollerare una maggiore variabilità di condizioni ambientale e utilizzare un maggiore varietà di risorse, diventando così abbondanti sia a livello locale che su larga scala. (Brown, 1984; Verberk, 2012).

1.3 Comunità macrozoobentoniche negli ambienti di transizione

Tra le diverse comunità che compongono un ecosistema, ci sono gli organismi macrozoobentonici di fondo mobile che sono considerati dei validi indicatori dello stato ecologico di un ambiente acquatico, perché particolarmente suscettibili a variazioni ambientali, legati alla stagionalità dei parametri ambientali o riconducibili a fenomeni di disturbo antropico di varia intensità (es.: inquinamento organico o chimico, cambiamenti idrodinamici o morfologici dei bacini, etc.) .

Generalmente si tratta di organismi sessili o con una scarsa mobilità, incapaci quindi, di migrare in altre aree in presenza di fattori di disturbo o altre fonti di stress o pericolo. Inoltre, gran parte di questi animali presentano cicli vitali molto brevi e capacità di proliferazioni elevate, che gli consentono di colonizzare nuovi ambienti rapidamente, anche nell'arco di poche settimane (es.: *Capitella* cfr *capitata*, *Gammarus aequicauda*, *Phylo norvegicus*).

In generale, lo studio dei popolamenti macrozoobentonici e l'andamento delle loro distribuzioni spazio-temporali, rappresentano un valido metodo d'indagine per la comprensione degli effetti delle numerose attività antropiche sugli ambienti ed ecosistemi acquatici, importante patrimonio naturale a cui deve essere garantita una corretta gestione e salvaguardia.

Nello specifico, negli ultimi decenni gli ecosistemi marino-costieri e gli ambienti di transizione hanno subito importanti cambiamenti, in relazione ad un incremento costante d'impatto di diversa natura; si è resa così necessaria da parte degli organismi di controllo, di programmare diverse attività di monitoraggio e ricerca, volte alla comprensione del grado d'impatto antropico e le

conseguenti alterazioni degli ecosistemi naturali. Diverse misure legislative europee hanno ritenuto idoneo l'utilizzo dei popolamenti macrozoobentonici quali indicatori della qualità degli ecosistemi acquatici di diversa natura (es.: laghi, fiumi, aree costiere e ambienti di transizione) (Direttiva quadro 2000/60/CE, D. lgs. n. 258 del 18/08/2000).

Nel caso specifico degli ambienti di transizione, la distribuzione spazio-temporale della fauna bentonica segue dei cicli annuali, che riflettono l'elevata variabilità stagionale dei parametri chimico-fisici (temperatura, salinità, ossigeno e pH).

In ambienti dove l'impatto antropico non è rilevante, le fonti di disturbo per le comunità di un ambiente di transizione, sono rappresentate principalmente dalla stagionalità dei parametri abiotici. La fauna bentonica affronterà così delle successioni della comunità con variazioni della sua stabilità. La stabilità di una comunità deve considerare diversi fattori, quali: la resistenza, la resilienza e la persistenza.

La resistenza è intesa come: la capacità di un ecosistema di saper contrastare eventi di disturbo esterni, pertanto l'elevata variabilità delle abbondanze e del numero di specie, tipico degli ambienti di transizione, ci consente di dire che questi sono ecosistemi come una bassa resistenza.

Il numero di specie e le rispettive abbondanze relative seguono un andamento ciclico che si riassume con abbondanze maggiori durante le stagioni più miti (autunno e primavera) cui sono associati maggiori tassi di produzione primaria (bloom algali e fioritura delle fanerogame) e conseguente produzione secondaria (maggiore numero di specie e abbondanze di individui). In questi periodi, i parametri abiotici si mantengono entro dei *range*, che non costituiscono fonte di stress o disturbo per l'ecosistema (es.: iperalinità, temperature elevate, ipossia o rilascio di sostanze tossiche dai sedimenti) anche in relazione ad un maggior apporto di acque continentali, maggiori scambi con il mare e una maggiore ossigenazione delle acque dovuta alle perturbazioni atmosferiche.

Situazione inversa invece si ha nelle stagioni con valori estremi. In inverno le basse temperature possono condizionare le funzioni metaboliche di molti organismi compromettendo riproduzione, mobilità o predazione, quindi la loro stessa produttività e in alcuni casi la loro sopravvivenza. L'estate invece rappresenta la stagione con maggiore causa di disturbo, con: ipossia/anossia, drastiche variazioni di salinità e rilascio di sostanze tossiche dai sedimenti, con la sopravvivenza di poche specie e ridotte abbondanze. Rispetto ai cicli stagionali, la comunità bentonica subisce quindi delle fluttuazioni cicliche prevedibili (Boero, 1996), in seguito alle quali i popolamenti bentonici vengono però puntualmente ristabiliti (Guelorget et al. , 1983).

In generale quindi questi ambienti avranno una bassa diversità di specie e saranno popolati solo da specie particolarmente tolleranti e capaci di adattarsi a condizioni ambientali estreme e instabili. Sono specie stress-tolleranti a strategia “*r*” pioniere, caratterizzate cioè da un elevato output riproduttivo, scarso investimento nelle cure parentali, semelparità, piccola taglia (Lardicci et al., 2001). In fine si potrebbe definire queste comunità con un’elevata resilienza, intesa come la capacità di recupero di una comunità successivamente ad una perturbazione (Sarà, 1985).

L’elevato numero di abbondanze è da collegarsi anche all’ampia valenza ecologica e nella capacità di queste specie di sfuggire alle interazioni di tipo predatorio o competitivo tipiche delle comunità diversificate delle acque marine costiere (Herbst, 2001). Inoltre, non deve essere trascurata l’aspetto funzionale di queste comunità, cioè nella specializzazione nel reperimento del nutrimento. In questi ambienti la rete trofica è basata principalmente sulla catena del detrito: l’elevato carico organico dei sedimenti rappresenta una notevole fonte di cibo, soggetto a una bassa competizione, perché accessibile solo a quelle specie capaci di adattare i caratteri distintivi della loro fisiologia, ciclo riproduttivo o etologia. Inoltre le ciclicità stagionali dei popolamenti bentonici si distinguono anche per una certa persistenza intesa come: mantenimento di una struttura costante nel tempo in relazione alla composizione ed all’abbondanza delle specie (Blasi, 2007).

1.4 Descrizione di un ambiente di transizione

Se si prendono in considerazione le regioni costiere caratterizzate dall’incontro delle acque continentali e quelle marine, si rende necessaria la distinzione di un ecotono a cui si fa genericamente riferimento quando si parla di ambienti salmastri. Sotto un punto di vista geologico, la maggior parte degli ambienti salmastri ha visto la propria origine dall’innalzamento e dell’abbassamento del livello del mare o da fenomeni di subsidenza. Ciò porta a considerare questi ambienti relativamente giovani con un’età che non superi i 10-1.000 anni, e che si siano così formati durante l’ultima glaciazione. In molti casi l’accumulo di sedimenti lungo le coste ha dato luogo a barriere sabbiose, che agendo come muro fra il mare e le acque di fiumi o torrenti, hanno creato bacini di vario tipo, (G. Cognetti, et al., 1999).

Per la loro particolare conformazione e la variabilità di fattori chimico-fisici, correlati ad altri parametri idrologici, si tende a delineare un sistema complesso sotto più punti di vista, come ad esempio: un’elevata diversità di fattori ambientali, di habitat, di alta connettività delle reti trofiche, ed ancora, da un’alta diversità di interfacciamenti sia all’interno del sistema sia tra questo e gli altri

circostanti. Da ciò deriva un'elevata complessità ambientale associata anche da altre componenti quali il vento, la radiazione solare, il ciclo di marea e gli apporti continentali, a cui corrisponde una limitata diversità specifica associata però ad una rilevante complessità dei cicli biologici e degli adattamenti fisiologici diversificati fra le singole specie, (Carrada, Fresi, 1988).

Da queste considerazioni, si può intuire la concordanza di una serie di gradienti per lo più influenzati dalla dinamica idrografica, capaci di delineare una varietà di habitat caratterizzati da un'alta produttività primaria e complessità ecosistemica. Ci si è così resi conto di alcune concordanze basilari che possono essere riscontrate indipendentemente dalle differenze di carattere geografico o climatico, come riportato in UNESCO (1981, a,b). In considerazione di un approccio analitico e metodologico, che garantisca delle conoscenze finalizzate alla gestione e valorizzazione di questi ambienti, Qignard (1984) espone una serie di caratteri distintivi degli ambienti lagunari, che possono essere così riassunti:

1. Si può stimare una produttività primaria 10-15 volte superiore a quella della platea continentale, essa è sostenuta da un intenso metabolismo batterico capace di riconvertire la sostanza organica assicurando, così un'azione di rimineralizzazione. Non sono inoltre trascurabili i fenomeni legati alla turbolenza della colonna d'acqua, capaci di garantire una sospensione dei nutrienti, altrimenti confinati nel sedimento.
2. In un sistema lagunare si osserva un'elevata complessità funzionale, riconducibile alle interazioni fra quelle che sono gli aspetti trofici ed il ruolo cruciale identificato dal detrito.
3. Da queste considerazioni, si può inquadrare questi ambienti anche in funzione di una propria componente floro-faunistica, caratterizzata da una comunità soggetta a variazioni stagionali capaci di indurre forti crisi distrofiche durante i periodi estivi. Inoltre vi è la capacità da parte della comunità di alternare strategie competitive di tipo r e K in relazione ai diversi cicli stagionali; pertanto, si può parlare di stabilità, che in questi ambienti esula dalla definizione classica attribuitagli in ecologia, per essere ricondotta al caso di sistemi particolarmente variabili, capaci di mantenere un proprio "baricentro ecologico". Questo è evidentemente il caso delle lagune costiere, per le quali si ritiene più pertinente parlare di resilienza, vista come la capacità del sistema di ritornare allo stato originario del sistema dopo una perturbazione (es. distrofia), (Carrada, E.Fresi, 1988).
4. La notevole varietà delle condizioni di contorno ad una laguna mediterranea resta comunque il fattore più incisivo nella tipizzazione di questi ambienti, sia per quanto riguarda le interconnessioni con il sistema continentale, che il tipo di interfacciamento con l'ambiente marino.

Da queste premesse si può intuire che lagune, stagni costieri, foci di fiumi, e microhabitat di varia natura, possono essere considerati ambienti salmastri; da qui l'esigenza di una definizione capace di inquadrare queste zone di transizione tra la terra ed il mare.

- Le lagune sono bacini costieri dominati dalle maree, separati dal mare da un cordone litorale ma comunicanti con esso attraverso bocche lagunari; esempi tipici sono laguna di Grado e laguna di Venezia (Bramati, 1988).

- Gli stagni costieri sono bacini costieri, non dominati dalle maree, separati dal mare da un cordone litorale, che può comunicare con esso attraverso dei varchi; esempio tipico è il lago di Burano, presso Capalbio e la cosiddetta "laguna" di Orbetello (Bramati, 1988) o anche lo stagno di Cabras.

- I microhabitat salmastri sono ambienti costieri di dimensioni molto ridotte, quali canali di drenaggio, piccole baie riparate e foci di piccoli corsi d'acqua temporanei (Curini-Galletti et al., 1985; Castelli et al., 1988).

Sicuramente sarà opportuno pensare al popolamento di un ambiente salmastro come privo di una originalità cenotica e costituito da un complesso floro-faunistico instabile ed incapace di raggiungere un proprio "climax". Questo appare giustificato dalla prevalenza di forze selettive non riconducibili a una competizione biologica, fortemente ridotta dallo stress fisiologico operato da fattori chimico-fisici, a cui seguono meccanismi adattativi messi in atto dagli organismi stessi. A tal proposito le osservazioni di Thieneman riguardo alle reazioni di una comunità in relazione alle condizioni ambientali, risultano interessanti per la comprensione del tipo di popolamenti presi in esame. Thieneman ha indicato tre principi fondamentali, che possono essere così riassunti:

- 1- la varietà delle specie all'interno di una comunità (**diversità specifica**) è tanto più grande quanto differenti sono le condizioni di un ambiente;

- 2- con il diminuire del numero delle specie, si assiste ad un aumento del numero di individui, in maniera proporzionalmente all'allontanamento di una condizione ambientale stabile per una comunità;

- 3- la varietà delle specie, l'equilibrio e la stabilità di una comunità sono tanto più grandi quanto più le condizioni ambientali sono stabili e costanti, (Cognetti, et al., 1999).

Fra i fattori abiotici capaci di influenzare un ambiente salmastro, sicuramente la salinità gioca un ruolo importante. Si assiste infatti ad una variazione di questo parametro molto ampia fra le diverse stagioni, ma anche nello stesso arco giornaliero; possono essere così raggiunti valori massimi in estate indicanti una condizione di iperalinità, e minimi in inverno con valori indicanti oligoalinità. Lungo la colonna d'acqua la maggiore instabilità dalla concentrazione salina, si verifica negli strati

più vicini alla superficie: le acque salate più dense in condizioni di calma tendono a scendere sul fondo, mentre in superficie si stratifica l'acqua dolce, (Cognetti, et al., 1999). Non si può comunque non tener conto, soprattutto nel caso degli stagni sardi, dove la profondità media di questi bacini raramente è superiore al metro, che in concordanza all'azione del vento, si ha un notevole rimescolamento di tutte le variabili idrologiche lungo la colonna d'acqua. Altra variabile importante è rappresentata dalla temperatura, infatti possono avvenire variazioni entro limiti assai più ampi rispetto a quelli del mare, tanto maggiori quanto minore è la profondità ed il ricambio; anche nelle regioni temperate gli ambienti salmastri possono gelare durante l'inverno oppure raggiungere durante l'estate valori di tolleranza assai più alti di quelli del mare. Condizioni quindi che possono determinare estese distruzioni di organismi che non hanno sviluppato una capacità fisiologica atta a sopportare questi stress, (Cognetti, et al., 1999).

Un altro aspetto che caratterizza gli ambienti salmastri, è dato dalla natura del fondo, infatti considerando che questi sono dei bacini con uno scarso ricambio ed un basso idrodinamismo, i sedimenti di natura organica che vengono trasportati dalle acque continentali o derivanti dalla decomposizione di organismi morti, tendono a depositarsi sul fondo, oppure nelle giornate ventose, a risospendersi lungo la colonna d'acqua. Questa condizione favorisce l'azione dei batteri eterotrofi nell'utilizzo della materia organica disciolta, inoltre nei periodi estivi, ad elevate temperature, e ad un'intensa attività batterica, vengono associati fenomeni di anossia sul fondo che favoriscono l'azione di batteri anaerobi con produzione finale di idrogeno solforato (H_2S), tossico per gli animali acquatici, (G. De Falco, G. Piergallini, 2003). Questo fenomeno può presentarsi in maniera diffusa ed estendersi a tutto l'ambiente, creando delle crisi distrofiche e conseguente moria degli organismi. Inoltre in questi casi, il sedimento presenta una conformazione liscia delle particelle e dimensioni molto ridotte; si tende a creare un blocco nell'interscambio tra l'acqua interstiziale del sedimento e quella soprastante, che in corrispondenza di un elevato popolamento batterico, determina la scomparsa dell'ossigeno, distinguendo così una condizione di anaerobiosi all'interno del sedimento da un ambiente aerobico in superficie. Queste variazioni repentine fra gli strati superficiali del sedimento, possono essere individuate facilmente in relazione a valori di Eh^+ in ambienti ossidati, e quindi ossigenati, ed Eh^- in ambienti ridotti, e quindi anossici. Fra lo strato aerobio e quello anaerobio, esiste una zona di transizione chiamata "discontinuità del potenziale redox" (RPD), al di sotto della quale la degradazione della sostanza organica avviene da parte di batteri anaerobi, mentre al di sopra la degradazione avviene per azione di batteri aerobi (Figura 1.1). Inoltre si può evidenziare uno strato dovuto dalla diversa colorazione del sedimento, che risulta

bruno giallastro nella zona ossidata, nero nello strato ridotto, e grigio nell'RPD. Sotto un punto di vista biologico, la RPD assume una valenza molto importante, infatti i composti ridotti che diffondono dal basso verso l'alto vengono ossidati dai batteri quando l'ossigeno è disponibile. I composti ossidati sono così incorporati nella biomassa batterica o rilasciati nell'ambiente a formare le basi di nuove catene alimentari. I composti che diffondono nello strato sottostante vengono utilizzati dai batteri anaerobi che producono composti ridotti, (Cognetti, et al., 1999).

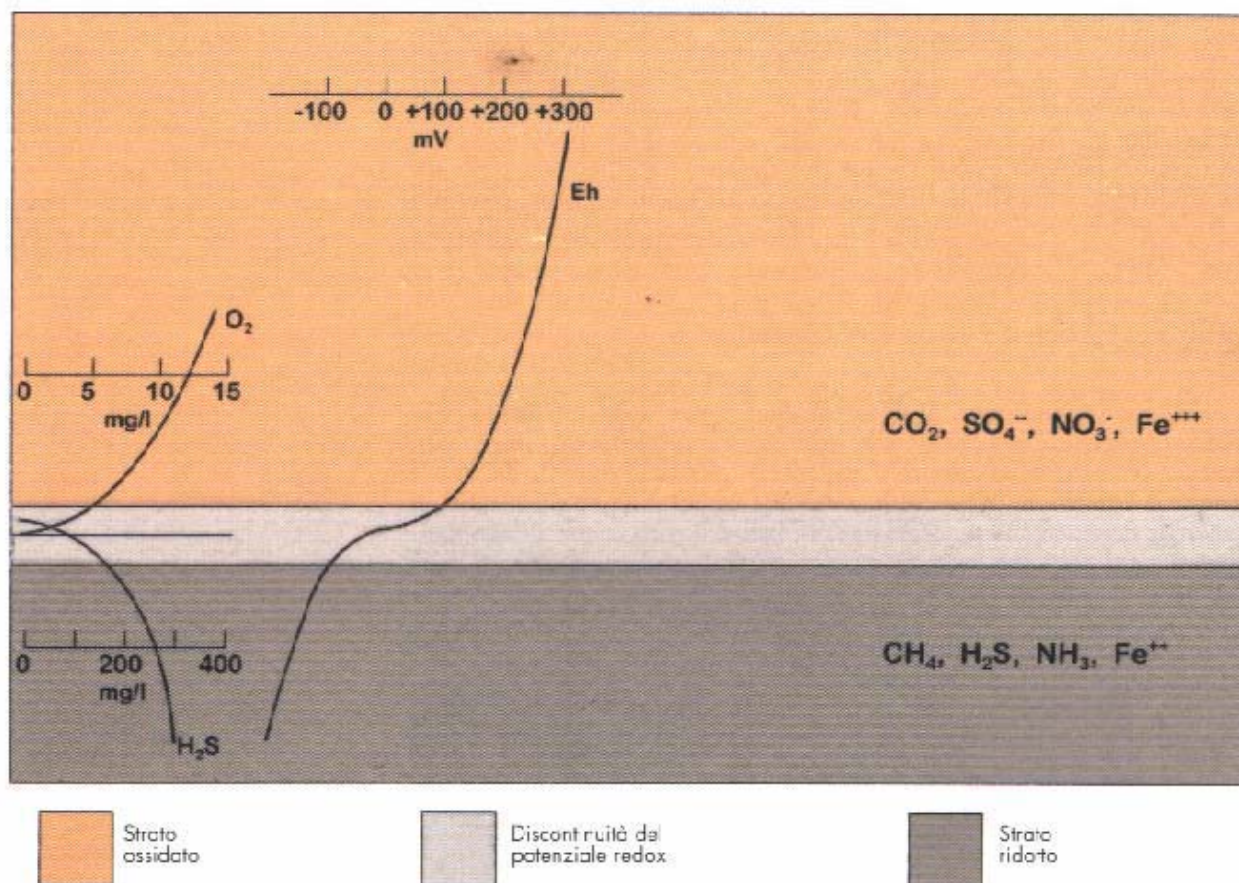


Figura 1.1. Stratificazione del sedimento in un ambiente salmastro.

1.5 Laguna di Mistras

1.5.1 Area di studio

La Laguna di Mistras (coordinate: 39° 54'N; 08°27' E; Rif.I.G.M.I.: fg.528 sez III, IV) è un ambiente di transizione che fa parte del Golfo di Oristano nella Sardegna centro settentrionale ed è situata all'interno di un ampio complesso di ambienti di transizione, dove sette sono i bacini di maggiore estensione: Stagno di Cabras, foce del fiume Tirso, Stagno di S. Giusta, Stagno di S'Aena

Rubia, Laguna di Corru S'Ittiri, Stagno di Marceddi' e Stagno di S. Giovanni. La Laguna di Mistras ha una superficie di circa 500 ha; confina con lo Stagno di Cabras a Nord, con la penisola del Sinis a sud-ovest e con la marina di Torregrande a est. Ha una forma stretta e allungata e si sviluppa parallelamente alla costa. La sua formazione è di origine abbastanza recente ed è datata a circa 6500 anni fa in riferimento alla trasgressione versiliana tramite l'emersione di alcuni cordoni sabbiosi (G. Camboni, Cabras: sulle sponde di Mar'e Pontis – Cinisello Balsamo, 1995); questi ultimi tendono a separare il bacino della laguna con il mare lungo un tratto di circa 2 km, mentre la comunicazione con il mare è assicurata dall'ampia bocca a mare della Peschiera di Mistras ($\pm 200\text{m}$), che assicura un discreto ricambio idrico. Dunque, sotto un punto di vista prettamente geomorfologico, la laguna può essere definita come un sistema lagunare legato all'emersione di barre sabbiose in comunicazione perenne con il mare (Figura 1.2).

L'intero bacino non ha degli immissari diretti d'acqua dolce come canali o fiumi, pertanto le uniche fonti di acqua dolce sono rappresentate dal ruscellamento proveniente dal bacino imbrifero circostante. Tale bacino ha un'estensione abbastanza limitata di circa 10 km^2 dove sono assenti attività potenzialmente inquinanti quali industrie o allevamenti intensivi di bestiame; infatti le attività principali di quest'area sono l'agricoltura convenzionale e la pesca estensiva nella laguna e nel mare circostante.

Lungo l'intera superficie del bacino, la profondità media è scarsa ($\pm 0,5\text{ m}$), con valori minimi nelle aree più confinate ($\pm 0,3\text{ m}$), mentre lungo l'asse mediano longitudinale del bacino sino alla bocca a mare, nei primi anni ottanta, i gestori della laguna hanno scavato un canale ($\pm 1,5\text{ m}$) con l'intento di aumentare il ricambio delle acque. Quindi, considerando gli scarsi apporti di acqua dolce, la scarsa profondità e gli elevati tassi di evaporazione ad essi associati: la Laguna di Mistras ha valori di salinità particolarmente elevati, tali da considerare questo ambiente iperalino ($>40\text{ psu}$), (IMC, 1999).

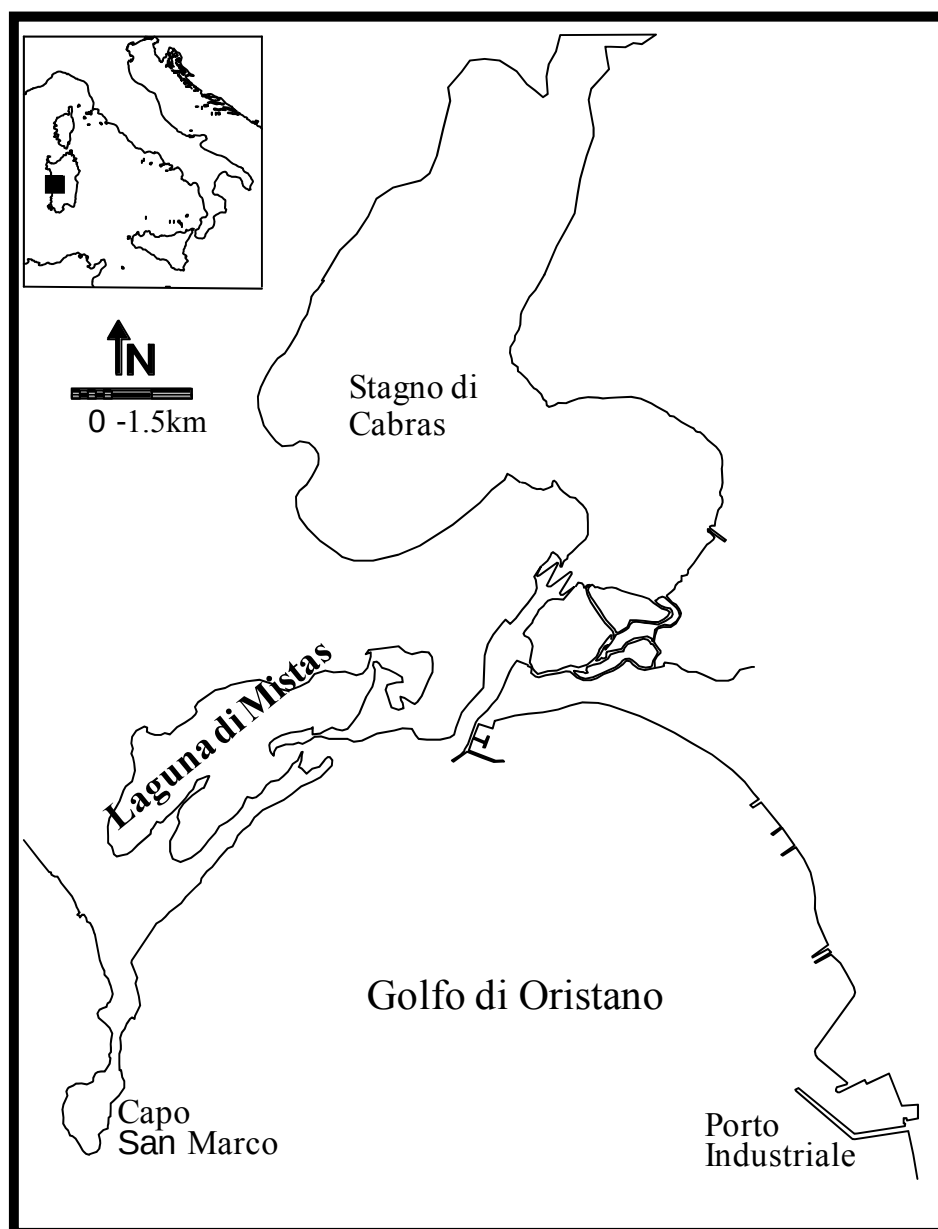


Figura 1.2. Laguna di Mistras (Sardegna Centro Occidentale).

La pesca e l'agricoltura hanno rappresentato le principali attività produttive della zona, sin dagli inizi del secolo scorso l'intero sistema delle aree di transizione del Golfo di Oristano ha subito importanti interventi di tipo ingegneristico e idraulico con l'obiettivo di bonificare parte degli specchi d'acqua salmastra e assicurare:

- a) l'aumento della superficie di terra coltivabile;
- b) un miglioramento dell'efficienza della rete idrica con la costruzione di un sistema di canali capaci di convogliare le acque continentali, sia per problematiche di sicurezza pubblica (es.: alluvioni e inondazioni), che un miglioramento dei servizi all'agricoltura;
- c) la costruzione di chiuse e lavorieri negli stagni, con un potenziamento dello sforzo di pesca estensiva (es.: bertavelli, piccole reti da posta o raccolta di molluschi);
- d) un importante intervento d'igiene pubblica, motivato da frequenti epidemie di malaria dovute alla facile proliferazione dell'*Anopheles* sp. (vettore della malattia) negli ambienti palustri.

Nello specifico, è facile intuire come sino ai primi anni del Novecento, la Laguna di Mistras avesse una morfologia diversa; infatti, rappresentava la bocca a mare del più ampio bacino dello Stagno di Cabras. In seguito vi è stata una prima modifica dello Stagno Sa Mardini e un successivo collegamento diretto dello Stagno di Cabras con il mare; quindi in base a questi lavori, la laguna è stata isolata dal resto, diventando un bacino autonomo (Figura 1.3; Figura 1.4).

Questi cambiamenti nella morfologia della laguna hanno sicuramente portato a variazioni consistenti sotto un punto di vista ambientale, che purtroppo non è possibile quantificare per l'assenza di studi o dati a riguardo. Infatti, lo Stagno di Cabras è considerato un ambiente eutrofico in relazione all'elevato carico di nutrienti provenienti dai due principali immissari: Rio Mare Foghe e Rio Tanui, i quali hanno aumentato notevolmente il flusso dei volumi d'acqua nello stagno successivamente ai lavori di bonifica del secolo scorso (rapporto LOICZ, tesi di laurea, PIANO DI TUTELA DELLE ACQUE). Questa condizione è stata determinante negli squilibri trofici che hanno portato negli ultimi decenni al ripetersi di frequenti crisi distrofiche con estese morie di pesci (Sechi, IMC, 1999) la più importante si è verificata nel Giugno del 1999 con pesanti ripercussioni ambientali e perdite economiche del comparto ittico locale (Magni et al.).

Da uno studio del Piano Di Tutela delle Acque della Regione Sardegna, si possono fare delle prime considerazioni sulla condizione trofica della Laguna di Mistras, verificando le possibili fonti di inquinamento organico e non:

- a) non esistono fonti inquinanti rappresentate da insediamenti industriali o artigianali;
- b) la laguna non è interessata da altre fonti di inquinamento organico, successivamente all'isolamento dal bacino imbrifero dello Stagno di Cabras;
- c) non esistono fonti inquinanti dovute da allevamenti intensivi di bestiame;
- d) l'attività di pesca esercitata nella laguna non è particolarmente impattante perché di tipo estensivo (es.: sistemi di cattura tramite lavorieri e bertavelli);
- e) le uniche fonti di arricchimento organico nella laguna possono essere rappresentate dall'ingresso di acqua dolce tramite il ruscellamento del bacino imbrifero circostante, dove è praticata l'agricoltura convenzionale;
- f) non sono mai state segnalate crisi distrofiche o morie di pesci;
- g) le acque del bacino, in base ai valori dei parametri chimici e biologici riservati, sono oligotrofiche (Sechi, 1982).

Pertanto da un primo confronto con gli altri bacini del Golfo di Oristano e con i principali ambienti di transizione nazionali (es.: Goro, Orbetello, Marano, etc.) si può ragionevolmente affermare che la Laguna di Mistras è da considerarsi come un ambiente di transizione con un basso impatto antropico.

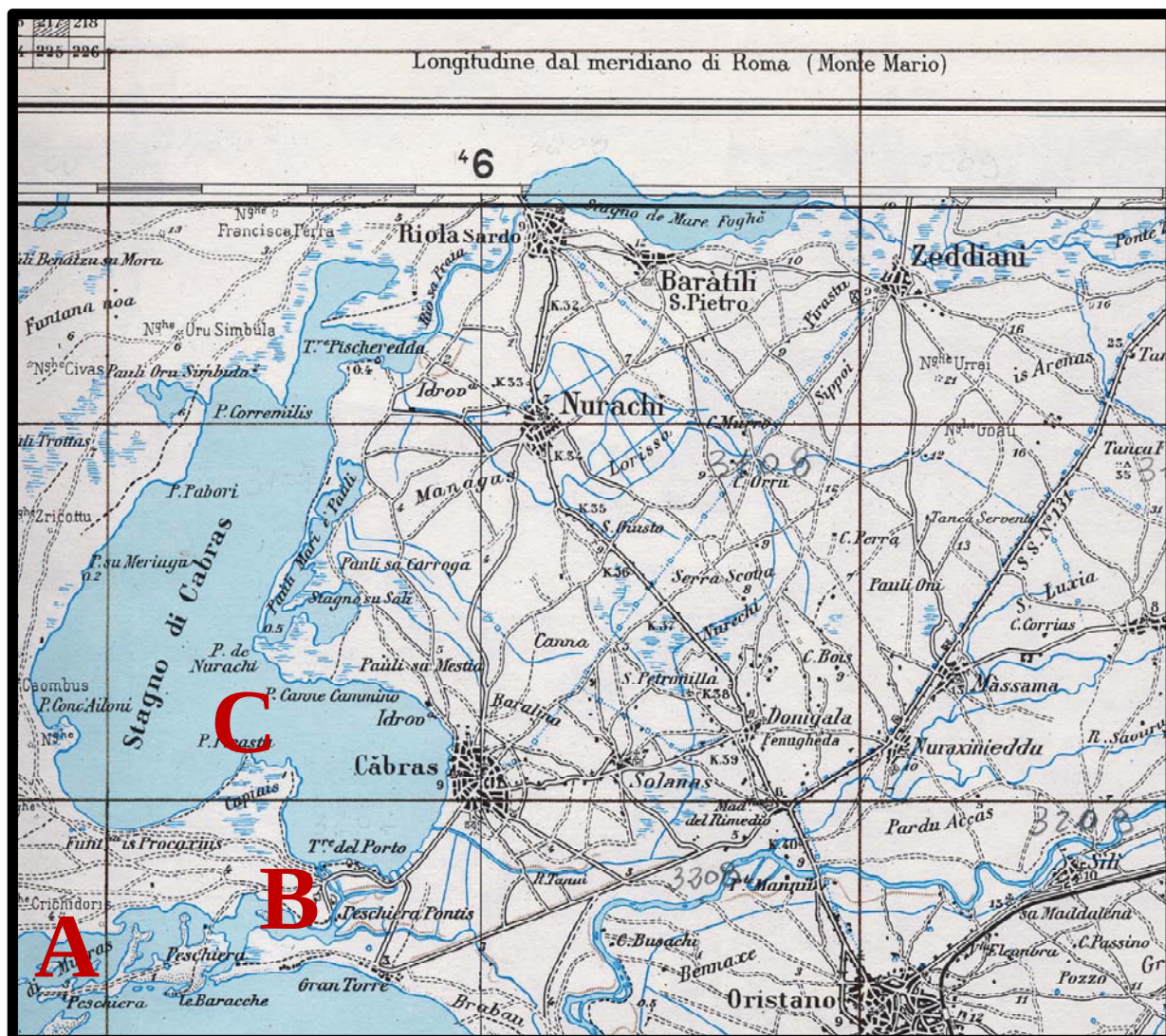


Figura 1.3. Laguna di Mistras (Sardegna Centro Occidentale) nei primi anni '70 del secolo scorso prima dei lavori di bonifica per la costruzione del canale scolmatore: A) Laguna di Mistras; B) Laguna di Sa Madrini; C) Stagno di Cabras.

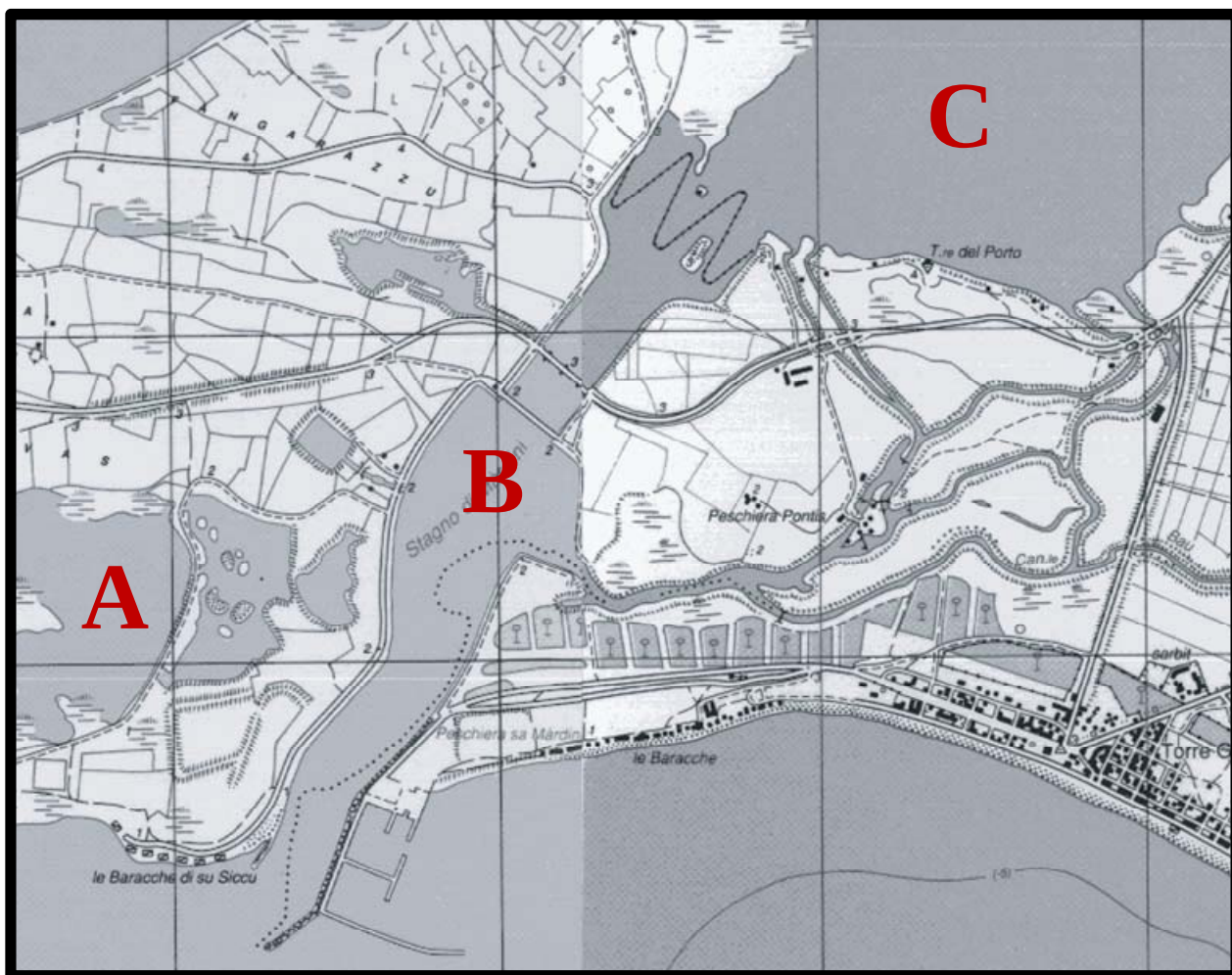


Figura 1.4. Laguna di Mistras (Sardegna Centro Occidentale) fine anni '80 del secolo scorso
 successivamente ai lavori di bonifica per la costruzione del canale scolmatore: A) Laguna di Mistras; B) ex Laguna di
 Sa Madrini, canale scolmatore; C) Stagno di Cabras.

1.5.2 Aspetti Naturalistici

La Laguna di Mistras è considerata un'oasi naturalistica di particolare interesse sia a livello nazionale che comunitario, infatti è inserita all'interno di diversi piani di tutela: Sito Ramsar (Mistras D.M. 04/03/82); Sito Natura 2000 (ZPS ITB034006, SIC ITB030034).

I confini del bacino della laguna sono variabili in relazione, sia al ritiro delle acque durante i periodi siccitosi, con elevati tassi di evaporazione; sia da una risalita delle acque durante la stagione delle piogge. Durante i periodi siccitosi, si vengono a creare così ambienti micro-satelliti del bacino e saline naturali, che sono riallargati durante la stagione delle piogge. Quest'area di "transizione", si estende per un raggio d'azione di circa 500 m lungo tutto il perimetro della laguna e rappresenta l'habitat di una ricca e stabile comunità vegetale (Figura 1.5; Figura 1.6).

Infatti, si ha un rigoglioso salicornieto, dominato dalla *Salicornia fruticosa*, tra i più estesi dell'intera isola, ma accompagnato dalla presenza di *Obione portulacoides*, *Salsola soda*, *Limonium vulgare*, *Aeluropus litoralis*, *Arthrocnemum glaucum*, *Atriplex* sp. (Studio Lacava, 1986; Schenk, 1988; Ministero Ambiente, 1992), e quella dello Scirpeto (caratterizzato da *Scirpus* sp.). Il sistema di rilievi dunali ospita specie psammofile quali *Obione portulacoides*, *Catapodium siculum*, *Phleum arenarium*, *Silene sericea*, *Sporobolus arenarius* e *Scabiosa atropurpurea*. Il paesaggio è inoltre arricchito da una vegetazione di macchia bassa con presenza di *Asparagus acutifolius*, *A. aphyllus*, *Urginea maritima*, *Asphodelus microcarpus* e *Phylliera* sp.pl (Ministero Ambiente, 1992).

Le acque ospitano estese praterie sommerse di fanerogame marine quali: *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* e *Ruppia maritima* (Camarda, 1995). Sono inoltre presenti diverse macroalghe, tra cui risultano dominanti: *Gracilaria* sp., *Ulva* sp. ed *Enteromorpha* sp. (Schenk, 1988).

Seguendo un ideale transetto longitudinale che va da ovest a est, si osserva che: nell'area più a ovest sino tutta quella centrale, i sedimenti sono abbastanza fangosi e la prateria di fanerogame si presenta continua e fitta durante tutti i periodi dell'anno; nell'area centro-meridionale, i sedimenti sono fangosi, la prateria è più rada e colonizzata dalla *Gracilaria* sp., dal periodo autunnale a quello primaverile; a seguire, nell'area centro-ovest i sedimenti fangosi sono colonizzati da patch di *R. maritima* che vengono associati a *Ulva* sp. ed *Enteromorpha* sp. durante la stagione autunnale e primaverile; infine, l'area più a ovest e più confinata del bacino, i sedimenti sono sabbiosi e in gran parte non vegetati, solo in minima parte colonizzati da patch di *R. maritima* e durante la stagione primaverile, da *Enteromorpha* sp.

La laguna è inserita tra le “aree costiere di interesse botanico nella detazione dei Piani Paesistici della Sardegna” (Camarda, 1989), e nel “sistema di aree di interesse botanico per la salvaguardia della biodiversità floristica della Sardegna” (Camarda, 1995).

Le specie di avifauna migratoria/ospiti di interesse comunitario (1994-'98) sono: Cormorano, Sgarza ciuffetto, Garzetta, Airone bianco maggiore, Airone rosso, Spatola, Fenicottero, Falco di palude, Albanella reale, Albanella minore, Falco pescatore, Smeriglio, Pellegrino, Gru, Cavaliere d'Italia, Avocetta, Occhione, Pernice di mare, Piviere dorato, Combattente, Piro piro boschereccio, Gabbiano roseo, Gabbiano corso, Sterna zampenere, Beccapesci, Sterna comune, Fraticello, Mignattino piombato, Mignattino, Martin pescatore, Calandra, Calandrella, Calandro, Magnanina.

I vertebrati riproducentesi di interesse comunitario (1994-'98) sono: Anfibi: Rospo smeraldino, Raganella sarda. Rettili: Testugine greca, Lucertola campestre, Gongilo ocellato, Biacco.

Uccelli: Sgarza ciuffetto, Garzetta, Cavaliere d'Italia, Avocetta, Occhione, Fraticello, Calandrella.



Figura 1.5. Laguna di Mistras: scorcio aereo.



Figura 1.6. Laguna di Mistras: avifauna.

2- OBIETTIVI DELLA RICERCA

Nello stabilire il livello di alterazione di un ambiente naturale, nel caso degli ambienti di transizione e marino – costieri, uno dei metodi più efficaci, a disposizione degli ecologi, è quello di verificare le ripercussioni che un ecosistema subisce, in seguito ad un disturbo di tipo antropico. Infatti, è possibile accertare questi cambiamenti, tramite il monitoraggio dell'andamento spazio - temporale dei popolamenti macrozoobentonici, validi indicatori della condizione di un ecosistema acquatico.

E' da dire, che questo metodo d'indagine, presuppone una serie di verifiche non semplici, su cui esiste un importante dibattito tra gli studiosi di settore.

Infatti, i fattori di disturbo per un ecosistema acquatico, possono essere, sia di natura antropica (es.: fonti d'inquinamento, alterazioni dell'ambiente, etc.), che di origine naturale (es.: variabilità dei parametri chimico-fisici, perturbazioni atmosferiche, etc.); pertanto nello studio e nell'analisi di un ecosistema, l'ecologo dovrà essere in grado di separare questi due fattori di disturbo. Ciò non è un compito semplice, perché ormai, la maggior parte delle aree studio monitorate, sono ambienti in cui è già evidente un disturbo antropico, che quindi agisce in maniera simultanea al disturbo di tipo naturale, rendendo l'analisi della struttura della comunità bentonica molto complessa, in quanto, per separare gli effetti del disturbo antropico da quello naturale, si rendono necessari complessi metodi d'indagine, come la sperimentazione in laboratorio e lunghi periodi di monitoraggio in campo.

Una via alternativa potrebbe essere quella di individuare degli ambienti naturali con un basso impatto antropico, un'elevata stabilità e valenza ecologica, con un'elevata variabilità dei fattori di disturbo di tipo naturale, che consentano di analizzare con chiarezza la reazione degli ecosistemi acquatici a fattori di disturbo naturale, separandoli da quelli di tipo antropico.

In base a queste premesse, gli obiettivi della presente ricerca sono quelli di studiare l'ecologia di un ambiente di transizione iperalino (Laguna di Mistras), con scarso impatto antropico ed elevata resilienza, tramite lo studio di comunità dei popolamenti macrozoobentonici e il loro andamento spazio-temporale.

3- MATERIALI E METODI

3.1 Aree di campionamento

La scelta delle aree di campionamento ha tenuto in considerazione diversi aspetti della Laguna di Mistras, quali:

- a) la sua morfologia, caratterizzata da un bacino che si estende parallelamente alla costa lungo l'asse est-ovest; suddiviso a sua volta in due sub-bacini principali, separati da una barra di sabbia discontinua e piccoli isolotti; infine la presenza di piccole aree satellite maggiormente confinate e separate parzialmente da cordoni di sabbia e sedimento.
- b) la distribuzione dei produttori primari, estesa per gran parte della laguna. Le fanerogame marine sono dominanti. La più abbondante è la *Cymodocea nodosa*, a seguire *Zostera noltii* che si estendono per gran parte del bacino, anche associate ad alghe rosse come la *Gracilaria* spp.; mentre *Rupia maritima* è relegata nelle aree più confinate associata ad alche verdi come la *Ulva* sp. ed *Enteromorpha* sp.
- c) Il gradiente di confinamento, che dall'area più marinizzata dei lavorieri raggiunge i valori massimi nelle aree satellite caratterizzate con una scarsa distribuzione macrofite e sedimenti prettamente sabbiosi.

Considerando questi tre fattori sono state scelte tre aree:

1 – Non-Vegetata (NV)

E' situata nell'estremità più a est del bacino con cui comunica tramite una piccola apertura, mentre la restante parte è isolata da un cordone di sabbia perenne. E' una delle aree più confinate della laguna; il sedimento è sabbioso, con scarsa sostanza organica; gran parte dell'area non è vegetata, ad esclusione di sporadici *patch* di *R. maritima* e bloom algali di *Enteromorpha* sp., durante la stagione primaverile.

2 – *Cymodocea nodosa* (Cym)

Nell'estremità a Sud-Est della laguna non è isolata da sbarramenti e ha un grado di confinamento intermedio avendo una discreta circolazione delle acque. Il sedimento è fangoso con discrete concentrazioni di sostanza organica; la *C. nodosa* è la pianta dominante a seguire la *Z. noltii* e periodicamente alghe rosse in piccola percentuale.

3 – Deposito-Macrofite (DM)

E' l'area più marinizzata, posta nella parte centrale della laguna in prossimità dei lavorieri.

Il sedimento è fangoso con discrete concentrazioni di sostanza organica; la *C. nodosa* e la *Z. noltii* hanno una distribuzione più rada rispetto alla Cym e dalla stagione autunnale sino alla primaverile si assiste ad un'estesa proliferazione di alghe rosse del genere *Gracilaria* (Figura 3.1).

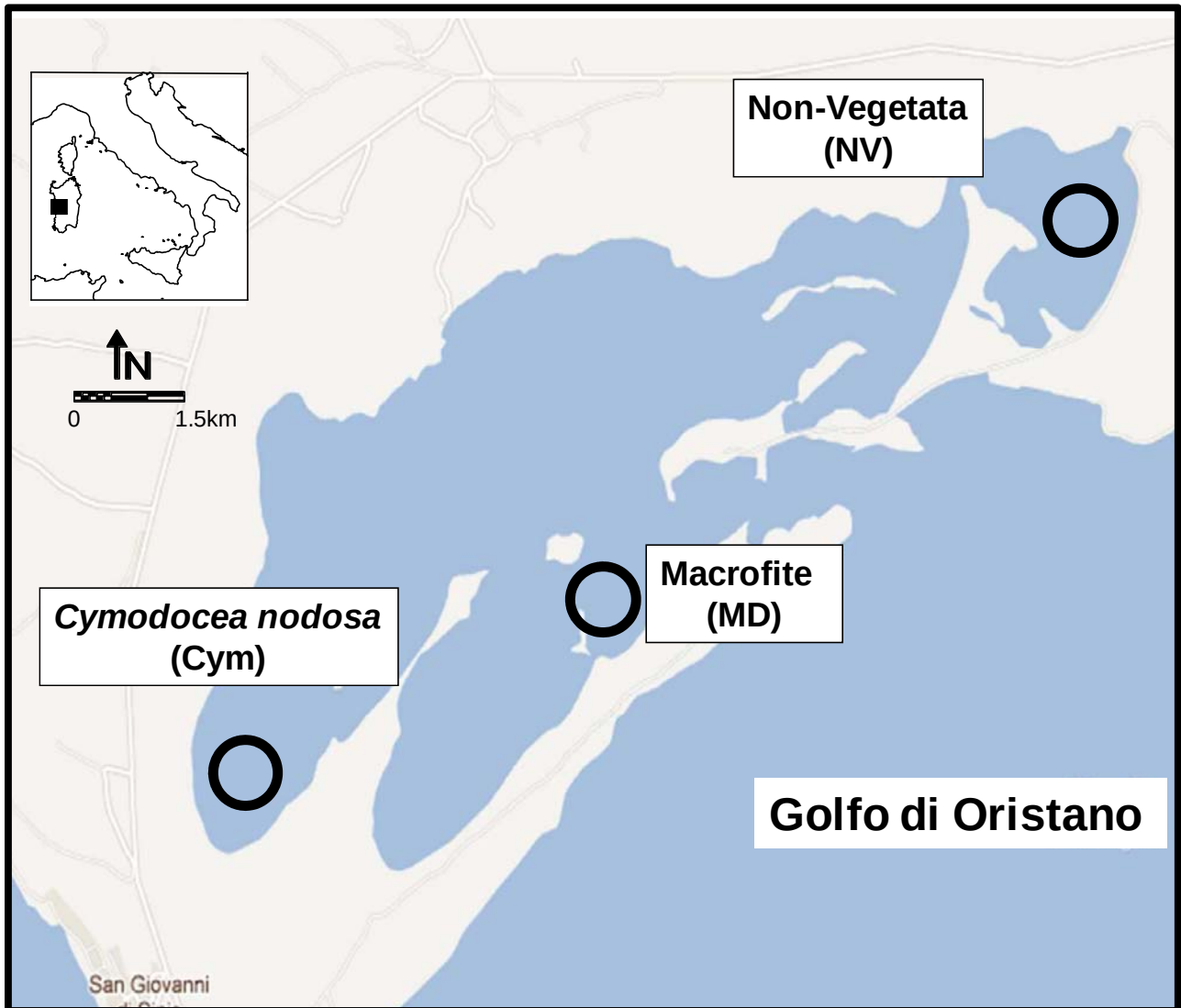


Figura 3.1. Laguna di Mistras, aree di studio: NV, area non vegetata; Cym: prateria di *Cymodocea nodosa*; MD: praterie di fanerogame marine e macroalghe.

3.2 Parametri abiotici

Sono state organizzate due diverse misure dei parametri chimico-fisici:

- a) misure quindicinali a partire dal mese di Aprile 2010, le misure sono state prese ad una profondità di circa 15 cm dalla superficie e sempre all'interno della stessa ora della mattina con un errore massimo di 30min;
- b) misure in continuo (24): è stata eseguita una misura in continuo per ogni stagione dall'Estate del 2010 alla primavera del 2011. E' stata scelta una stazione fissa nel centro della laguna con una profondità di 50 cm. I sensori sono stati tenuti sospesi ad una altezza di 20 cm dalla superficie per evitare alterazioni dei dati dovuti all'azione dei produttori primari.

Tutti i parametri sono stati misurati tramite l'utilizzo della sonda multiparametrica da campo Hydolab 4a.

3.3 Sedimento

I campioni di sedimento sono stati prelevati seguendo lo stesso disegno di campionamento per la fauna bentonica; infatti per ogni campione di fauna, e' stato prelevato nello stesso sito, un campione di sedimento con una carota di *plexiglass* dal diametro di 3 cm, per i primi 5 cm di sedimento superficiale. Per ogni data di campionamento sono stati prelevati 12 campioni per area per un totale di 144 campioni di sedimento (vedi paragrafo 3.4).

I campioni raccolti sono stati conservati ad una temperatura di -20 °C prima delle analisi di laboratorio. Successivamente, in laboratorio i campioni sono stati scongelati in stufa ad una temperatura di 70 °C sino alla disidratazione totale, successivamente sono stati frantumati con il mortaio e quartati in due aliquote per le seguenti analisi:

Analisi granulometrica: i campioni sono stati trattati con perossido di idrogeno al 10%; pesati e successivamente posti nel setacciatore meccanico IG/3 della Giuliani tecnologie. Questo strumento è dotato di 6 setacci, uno con maglia di 2 mm per raccogliere la porzione ghiaiosa, gli altri con maglie comprese tra 1 e 0,063 mm, per le varie classi delle sabbie, più il raccoglitore sul fondo per la frazione pelitica (corrispondente ad un diametro dei granuli inferiore a 0,063 mm). La durata della setacciatura meccanica è stata ogni volta di 15 minuti. Successivamente i vari setacci, contenenti ciascuno una frazione di sedimento, sono stati pesati. I

pesi delle diverse frazioni granulometriche nette sono stati poi espressi come percentuale sul peso totale del campione. I valori ottenuti sono stati espressi come percentuale e per la classificazione si fatto riferimento alla scala phi (ϕ) di Udden- Wentworth (Wentworth, 1922).

Analisi della sostanza organica (OM): un'aliquota del sedimento e' stata destinata all'analisi della sostanza organica, questa e' stata ottenuta tramite la differenza del peso del campione prima e dopo la combustione a 500 °C per tre ore, con il calcolo finale della sostanza organica totale nel campione in percentuale (Dean, 1974).

3.4 Fauna bentonica

I campioni sono stati prelevati con un Box-Corer in acciaio (10 x 17 x 25) su una superficie di 170 cm² e una profondita' di penetrazione di circa 25 cm. I campioni sono stati setacciati in campo con una maglia di 0,5 mm, successivamente sono stati fissati in una soluzione tamponata di formaldeide al 4 % (Eleftheriou & Holme, 1984). In laboratorio e' stato effettuato un sorting dei gruppi tassonomici ed una successiva determinazione a livello di specie quando possibile. Per la determinazione e' stato usato uno stereomicroscopio da dissezione e un microscopio ottico (LEICA MS 5) a contrasto di fase. Successivamente, le specie determinate sono state raggruppate secondo i principali gruppi funzionali:

- a) Erbivori: un organismo che si ciba di vegetali, includendo fitoplancton.
- b) Erbivori – Detritivori: erbivori – organismi che si cibano particelle di materia organica (detrito).
- c) Filtratori o Sospensivori: organismi capaci di filtrare l'acqua (attivamente o passivamente) e di selezionare particelle di diversa natura (es.: sostanza organica, plancton).
- d) Detritivori: ogni organismo che si ciba esclusivamente di sostanza organica.
- e) Detritivori – Saprofagi: detritivori – ogni organismo che si ciba di altri organismi morti.
- f) Carnivori: organismi che si nutrono predando altri organismi e uccidendoli per cibarsene.
- g) Carnivori – Saprofagi: carnivori - ogni organismo che si ciba di altri organismi morti.

3.4.1 Disegno di campionamento

In relazione agli scopi dello studio, si è deciso di utilizzare un disegno di campionamento gerarchizzato, che consentisse di evidenziare la distribuzione spazio temporale dei popolamenti bentonici. Sono state scelte che quattro date distinte: due prima della stagione estiva (primavera: Aprile e Maggio 2010) e due successive (autunno: Ottobre e Novembre 2010); per ogni data e in ogni area, sono stati prelevati 12 repliche di sedimento *random* per un totale di 144 campioni, secondo lo schema: 4 date x 3 aree x 12 repliche = 144 repliche.

3.5 Analisi dei dati

3.5.1 Analisi dei parametri abiotici

I dati chimico-fisici delle acque ed i dati di abbondanza sulla comunità bentonica sono stati descritti tramite tecniche di analisi univariata e multivariata. I valori relativi ai parametri chimico fisici sono stati sottoposti al test dell'ANOVA al fine di valutare la significatività delle differenze temporali e spaziali osservate. Prima di effettuare questa analisi, è stata valutata l'omogeneità della varianza e la normalità della distribuzione dei dati di ciascuna variabile. L'omogeneità delle varianza è stata valutata tramite e il test a posteriori Student–Newman–Keuls (SNK) al livello critico del ($P < 0,05$). I dati chimico-fisici sono stati ordinati tramite l'analisi delle componenti principali.

3.5.2 Analisi dei sedimenti

E' stato utilizzato il test dell'ANOVA a due fattori ortogonali fissi (Aree e Date), per analizzare le differenze significative della natura dei sedimenti (OM%, Sabbia% e Fango%) secondo un andamento spazio-temporale. La matrice di dati è stata trasformata su base Log (X+1) prima di eseguire l'analisi, è stata testata la normalità della distribuzione dei dati tramite il test Chocran'C e il test a posteriori Student–Newman–Keuls (SNK) al livello critico del ($P < 0,05$).

In seguito è stata eseguita un'analisi dei Componenti Principali (PCA) (Bald, et al., 1999), che considera le seguenti variabili ambientali : media dei campioni di sedimento (OM, sabbia e fango)

per ogni area e parametri idrologici (temperatura, salinità e ossigeno disciolto). La matrice di dati è stata precedentemente trasformata su base Log (X+1).

3.5.3 Analisi della fauna bentonica

E' stata calcolata la densità media degli individui trovati (n.° individui/m⁻²) delle dodici repliche per ciascun'area. La struttura della comunità è stata calcolata utilizzando il numero di specie (S), il numero di individui (N) e l'indice l'Indice di Shannon (H), definito come segue:

$$H = - \sum_{i=1}^p \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

dove p indica il numero di specie, n_i è il numero di individui che appartengono alla i -ma specie ed N è il numero totale d'individui di tutte le specie presenti nel campione.

Sono stati considerati i valori medi di abbondanza di quattro repliche per ogni area e in ogni data. E' stato utilizzato il test dell'ANOVA a due fattori ortogonali fissi (Aree e Date), per analizzare le differenze significative della comunità secondo un andamento spazio-temporale. Prima di eseguire l'analisi, è stata testata la normalità della distribuzione dei dati tramite il test Chocran'C e il test a posteriori Student-Newman-Keuls (SNK) al livello critico del ($P < 0,05$).

Successivamente, per una chiara descrizione della struttura della comunità, la matrice dei dati di abbondanza è stata in precedenza trasformata (presenza/assenza) e secondo lo schema precedente (Aree e Date) sono state utilizzate le tecniche di statistica multivariata non parametrica basata sull'analisi delle similarità (Clarke & Warwick, 1994, Clarke & Ainsworth, 1993) Come indice di similarità è stato impiegato l'indice di Bray- Curtis (Krebs, 1989) secondo la formula:

$$S_{jk} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (x_{ij} + x_{ik})}$$

dove x_{ij} è il numero di individui della specie i -esima nel campione j e x_{ik} è il numero di individui della specie i -esima nel campione k . Le similarità osservate sono state rappresentate ed analizzate mediante dendrogrammi e Multi Dimensional Scaling non metrico (nMDS; Clarke, 1993). La bontà della rappresentazione è stata valutata di volta in volta mediante il valore di "stress".

Il contributo percentuale di ciascuna specie alla similarità osservata all'interno dei gruppi di

campioni repliche e alla dissimilarità tra gruppi è stato valutato attraverso la procedura SIMPER (cut off: 75%) che valuta sia le differenze complessive di abbondanza sia la variabilità tra repliche (Clarke & Warwick, 1994).

4- RISUTLATI

4.1.0 Parametri Idrologici

La Laguna di Mistras presenta un bacino caratterizzato da una limitata profondità, un'elevata esposizione all'azione del vento, elevati tassi di evaporazione con scarsi input di acque dolci. Ciò influisce sulla circolazione delle sue acque e sull'andamento dei suoi parametri, che saranno regolati dai cambiamenti climatici stagionali.

Di seguito sarà descritto l'andamento delle misure quindicinali dei parametri idrologici (Temperatura, °C; Salinità, psu; Ossigeno disciolto, mg/l; Ossigeno in saturazione, %), nelle tre aree monitorate all'interno della laguna e lungo l'arco temporale che va dall'Aprile 2010 al Giugno 2011; a seguire verrà descritto l'andamento dei parametri idrologici considerando misure in continuo (24h) in un punto fisso all'interno della laguna nelle quattro stagioni indagate (estate'10, autunno'10, inverno'11 e primavera'11).

4.1.1 Misure quindicinali

4.1.2 Temperatura

La stagionalità della temperatura è evidenziata in maniera chiara con valori minimi in inverno: 9.32 °C (NV: Febbraio 2011), 9.40 °C (NV: Dicembre 2010) e 9.54 °C (Cym: Dicembre 2010), mentre i valori massimi si hanno in estate: 32.60 °C (DM: Agosto 2010), 30.00 °C (DM: Luglio 2010) e 29.70 °C (Cym: Luglio 2010) (Figura 4.1). Da una prima analisi, non sembrerebbero esserci delle differenze consistenti tra le tre aree monitorate. L'andamento della temperatura non si discosta particolarmente da quello di ambienti di transizione caratterizzati da basse profondità e una scarsa circolazione delle acque (Figura 4.2).

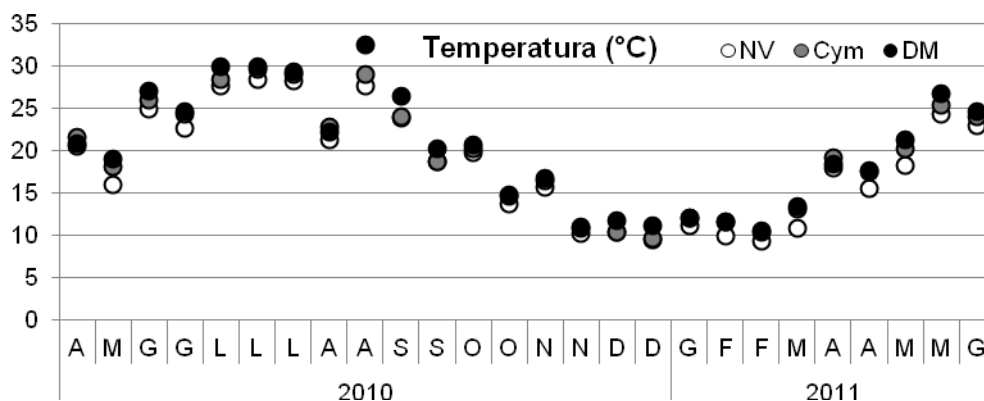


Fig.ura 4.1. Andamento quindicinale della temperatura (°C) nelle tre aree monitorate (NV, Cym e DM).

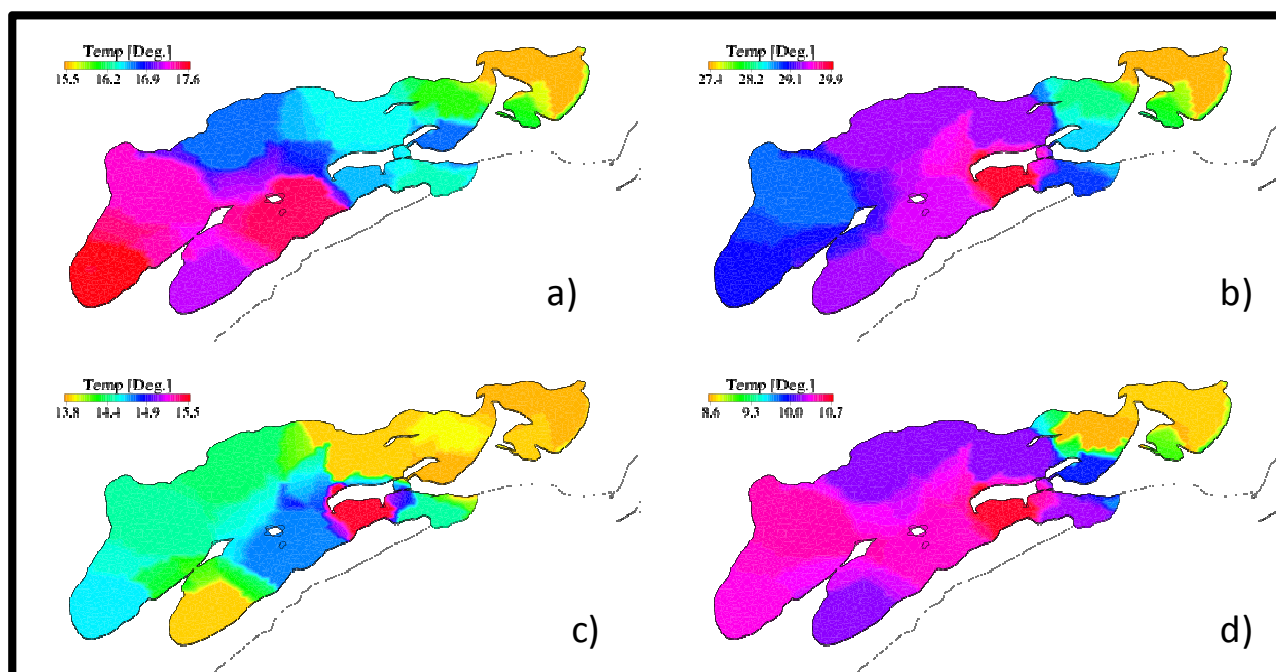


Figura 4.2. Valori di temperatura (°C) misurati nelle tre aree (NV,Cym e DM): a) primavera'11; b) estate'10; c) autunno'10; d) inverno'11.

4.1.3 Salinità

In generale i valori medi annuali sono > 40 psu consentono di inquadrare la Laguna di Mistras come un ambiente iperalino dove è evidente un gradiente di salinità crescente dall'area NV più confinata e interna a quella più condizionata dalla vicinanza del mare: la DM (NV: 48 ± 14.8 psu; Cym: 41 ± 10.4 psu e DM: 40 ± 9.1 psu).

La forte variabilità stagionale è data da valori estivi maggiori: 70.99 psu (NV: Settembre 2010) e valori minimi invernali: 22.09 psu (Cym: Gennaio 2011) e 22.16 psu (DM: Gennaio 2011). Inoltre, nel periodo estivo, nell'area piu' confinata (NV) e con una colonna d'acqua inferiore (± 30 cm), e quindi maggiormente soggetta a processi di evaporazione, si hanno i valori di salinita' maggiori come indicato dalla Figura 4.3 e dalla Figura 4.4.

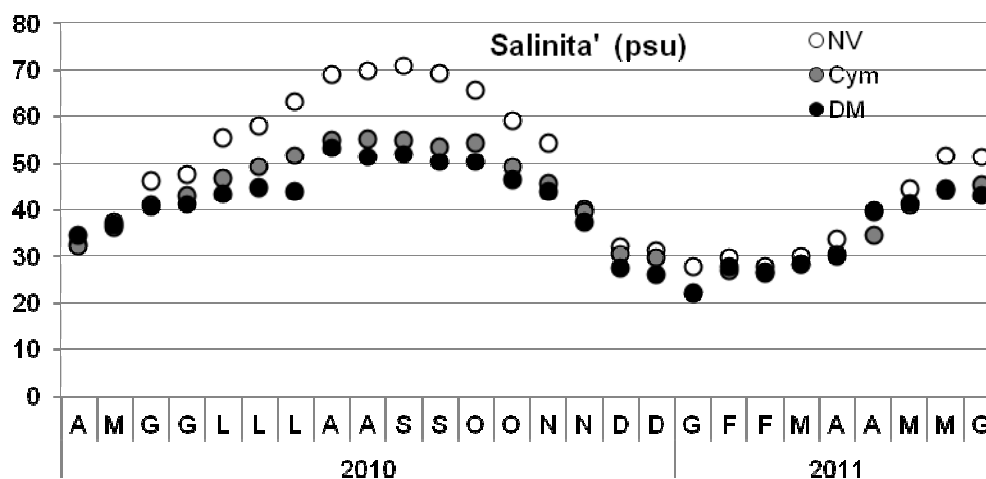


Figura 4.3.. Andamento quindicinale della salinità (psu) nelle tre aree monitorate (NV, Cym e DM).

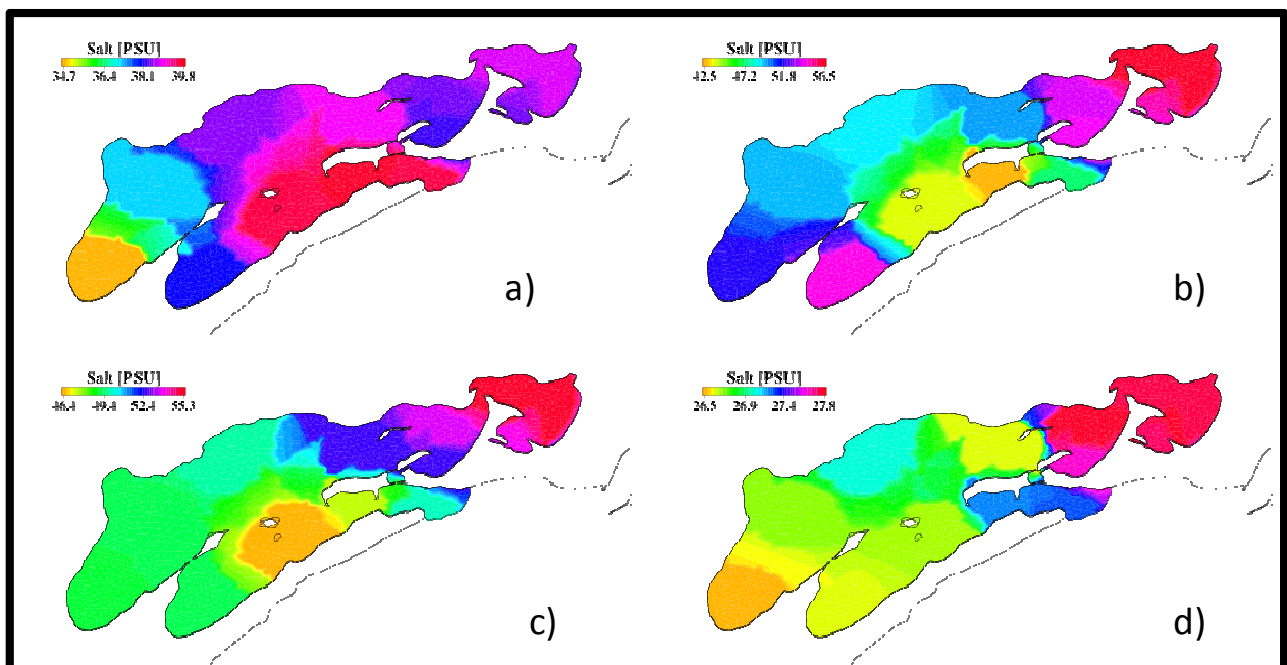


Figura 4.4. Valori di salinità (psu) misurati nelle tre aree (NV,Cym e DM): a) primavera'11; b) estate'10; c) autunno'10; d) inverno'11.

4.1.4 Ossigeno disciolto

Come è logico attendersi, l'andamento stagionale dell'ossigeno è inverso rispetto a quello di temperatura e salinità con acque più ossigenate durante i periodi freddi e associati ai bloom algali e meno ossigenate durante la stagione calda.

Non si hanno condizioni di anossia (0 mg/l) o ipossia (<2 mg/l) tipici di ambienti con un elevato stato trofico, e i valori minimi si hanno tutti nel mese di Agosto del 2010, rispettivamente: nell'area DM (3.40 mg/l; 57 %), a seguire la NV (3.80 mg/l; 56 %), ed infine la Cym (5.20 mg/l; 83 %).

I valori massimi sono in ordine decrescente dall'area più vicina al mare a quella più confinata: 14,02 mg/l e 149.70 % nel (DM); 12.39 mg/l e 129.70 % (Cym) ed infine 6.46 mg/l e 77.62 % (NV). Si evidenzia che le aree meno confinate hanno concentrazioni medie di ossigeno più alte (DM: 8.1 ± 2.0 mg/l; Cym: 8.0 ± 1.8 mg/l) con maggiori condizioni di saturazione (DM: $86,5 \pm 20,2$ %; Cym: $85,4 \pm 15,6$ %), rispetto all'area più confinata, NV: 6.5 ± 2 mg/l e $67,3 \pm 10,8$ %. Pertanto risulta evidente una distinzione tra l'area più confinata e le altre due come indicato dalle Figura 4.5 e Figura 4.6.

In ogni caso è interessante notare come livelli di sovrassaturazione (>100) si hanno principalmente nei periodi associati alla produzione primaria e in periodi non prolungati, con l'assenza di condizioni di stress ambientale quali ipossia o anossia.

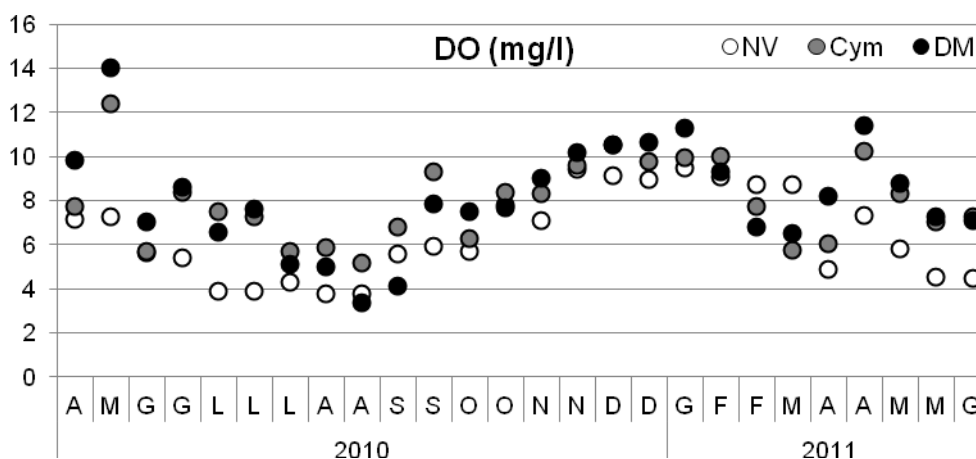


Figura 4.5. Andamento quindicinale dell'ossigeno disciolto (mg/l) nelle tre aree monitorate (NV, Cym e DM).

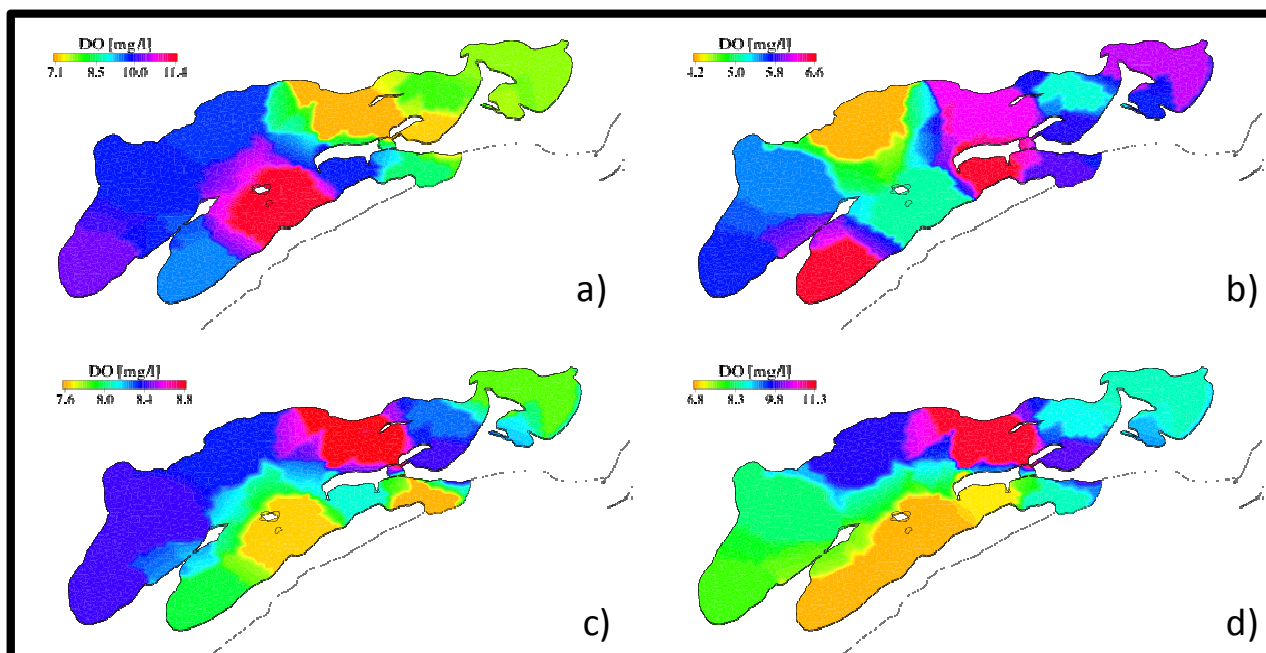


Figura 4.6. Valori di ossigeno disciolto (mg/l) misurati nelle tre aree (NV,Cym e DM): a) primavera'11; b) estate'10; c) autunno'10; d) inverno'11.

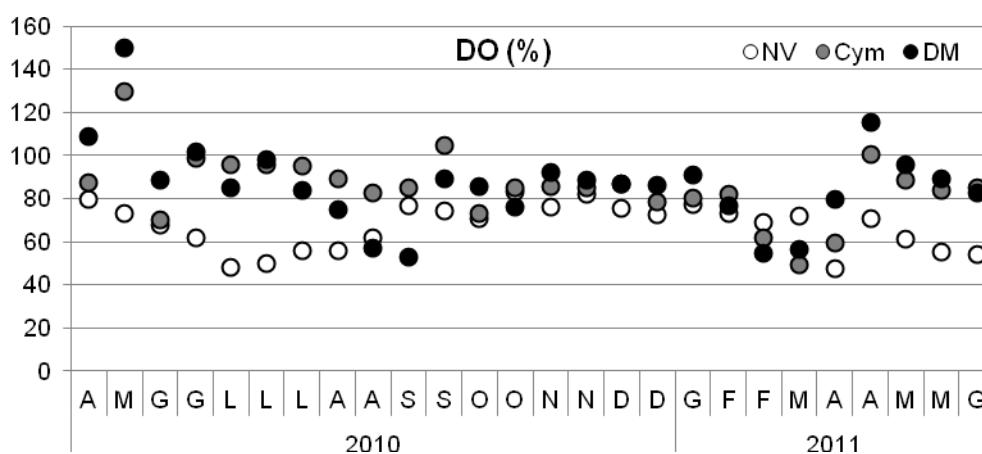


Figura 4.7. Andamento quindicinale dell'ossigeno (%) nelle tre aree monitorate (NV, Cym e DM).

4.1.5 Misure in continuo 24h

Anche le misure in continuo dei parametri idrologici evidenziano andamenti diversi nelle singole stagioni monitorate (Estate '10, Autunno '10, Inverno '11 e Primavera '11).

In questo caso e' bene precisare come diversi processi biologici (es.: produzione primaria, respirazione batterica) e idrodinamici (es.: mare, azione del vento) possano condizionare le misure in continuo dei parametri abiotici, ma che esulano dagli scopi di questo studio.

Nel periodo Estivo (Agosto '10), la temperatura ha un andamento crescente con i valori minimi nelle prime ore del mattino (25.48 °C alle 7.40) che tendono a raggiungere il valore massimo nel pomeriggio (32.26 °C alle 16.00).

La salinità tende ad aumentare in maniera progressiva dal primo pomeriggio (53.54 psu alle 17.50) per arrivare al valore massimo nelle ore piu' calde (54.91 alle 13.20) non si hanno pertanto grandi escursioni di salinità.

L'ossigeno invece tende a subire delle forti oscillazioni con valori vicini all'anossia nelle prime ore del mattino (0.78 alle 7.10) e valori elevati da considerare sopra saturi nel pomeriggio (10.21 alle 17.10) in concomitanza con temperature più alte e salinità elevate.

Nel caso specifico dell'ossigeno disciolto, questa forte oscillazione potrebbe essere condizionata significativamente da fattori biologici come indicato sopra. In ogni caso, questi valori sono indicativi di una condizione di elevato stress ambientale per i popolamenti bentonici.

In Autunno la temperatura raggiunge i valori piu' bassi nelle prime ore del mattino (12.37 °C alle 5.00), si ha una lenta crescita con un cambiamento piu' incisivo nelle ore del mattino piu' calde e con il valore massimo nel pomeriggio (13.95 °C alle 16.20).

La salinità diminuisce rispetto al periodo estivo, aumenta in maniera progressiva dal mattino (35.87 alle 10.40) con punte massime nel pomeriggio (40.32 psu alle 15.50).

Anche l'ossigeno ha valori minimi nelle prime ore del mattino (5.54 mg/l alle 8.00) e massimi nel primo pomeriggio (10.32 mg/l alle 15.50), non si hanno condizioni di stress ambientale quali anossia o ipossia.

In inverno si ha un ulteriore abbassamento delle temperature con valori minimi nel primo mattino (8.83 °C alle 7.10) che tendono ad aumentare con un massimo nella tarda mattinata (10.54 °C alle 11.10), l'escursione termica non sembra essere molto alta.

La salinità diminuisce rispetto all'autunno con valori minimi nel tardo pomeriggio (27.37 psu alle 18.50) e minimi nel tardo mattino (29.57 alle 11.00).

L'ossigeno raggiunge valori minimi durante la notte (8.15 mg/l alle 3.20) e massimi nelle ore più calde (11.27 mg/l alle 13.50). Non ci sono forti sbalzi come nel periodo estivo a indicare condizioni di stress. I valori maggiori durante le ore calde non sono indicativi di sovrasaturazione viste le basse temperature.

In primavera, la temperatura raggiunge il minimo nel tardo mattino (17.82 °C alle 11.00) per arrivare al massimo nel tardo pomeriggio (20.17 °C alle 18.00). Si può osservare come i valori tendono ad aumentare rispetto al periodo invernale.

La salinità ha dei valori abbastanza costanti con un minimo dopo il tramonto (39.00 psu alle 20.40) ed un massimo nella notte (40.26 alle 03.00).

L'ossigeno disciolto ha i valori minimi nelle prime ore del mattino (5.54 alle 7.00) e massimi nel tardo pomeriggio (11.09 alle 18.20). Anche in Primavera i valori dell'ossigeno non raggiungono una condizione di ipossia o anossia mentre nei valori massimi, si ha sovrasaturazione, sia in relazione all'aumento delle temperature, sia all'attività biologica da parte di produttori primari e batteri (Figura 4.8).

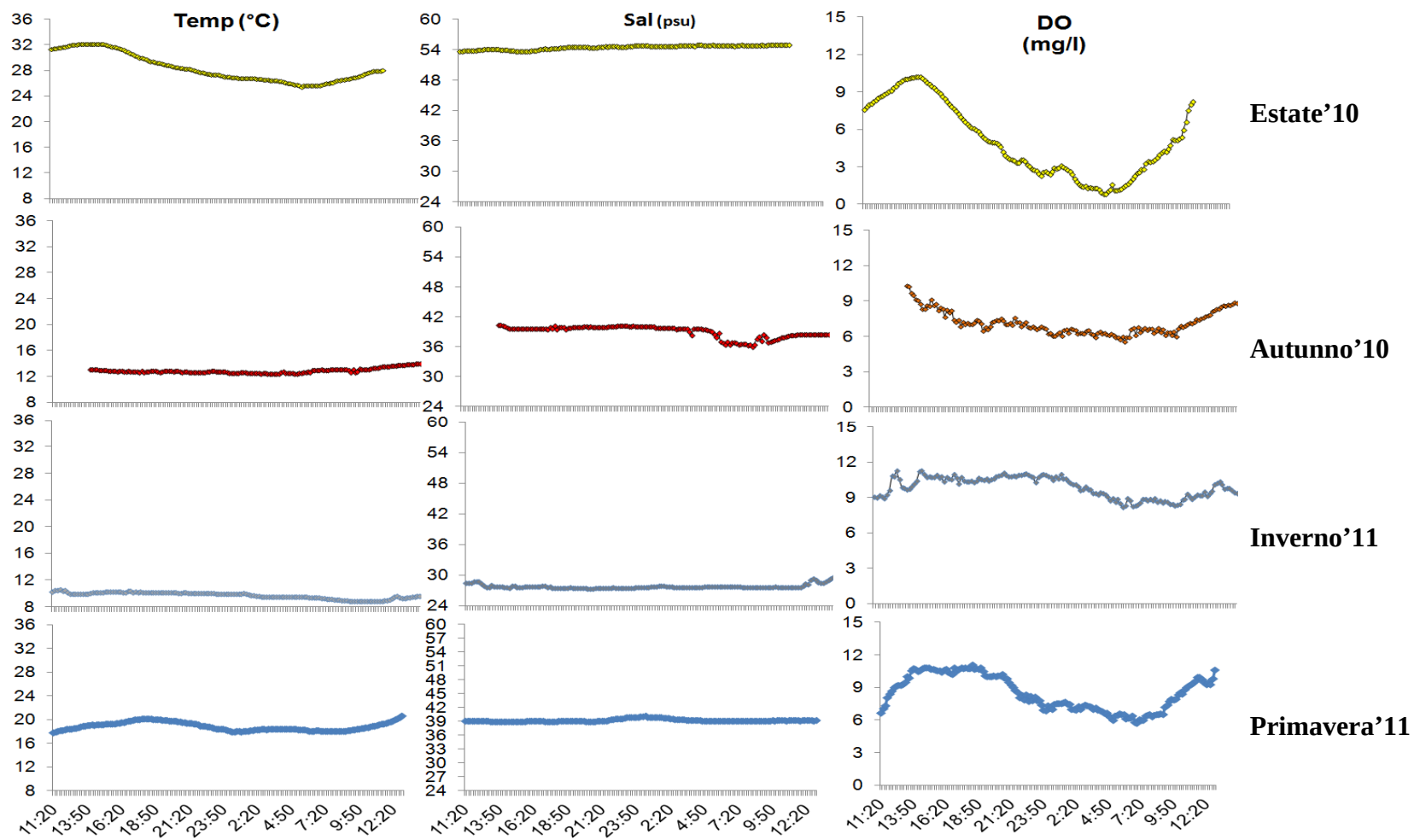


Figura 4.8. – Misure in continuo (24h) di temperatura (°C), salinità (psu) e ossigeno disciolto (mg/l), per ogni stagione (Estate'10, Autunno'10, Inverno'11 e Primavera'11).

4.2 Analisi dei sedimenti

La composizione granulometrica dei sedimenti è dominata in tutte e tre le aree dalla frazione sabbiosa (>80%).

L'area non vegetata più confinata tende a distinguersi per valori maggiori di sabbia (96%) e inferiori di fango (1%) e sostanza organica (3%), quindi le aree vegetate (Cym, DM) hanno concentrazioni di sabbia simili tra di loro ma inferiori alla NV (Cym: 84%; DM: 82%); i valori di sostanza organica e fango non sono molto diversi tra le due aree (OM: Cym: 9%, DM: 7%; Mud: Cym: 7%, DM: 11%) ma sono chiaramente maggiori rispetto all'area non vegetata (NV) (Figura 4.9).

Questo andamento nella composizione dei sedimenti è stato confermato dal test dell'ANOVA a due fattori ortogonali e fissi (Aree e Date) per le tre variabili (OM%, Sabbia% e Fango%), che ha evidenziato delle differenze significative per il solo fattore Aree (Tabella 4.1), confermando le aree vegetate simili tra loro e diverse dalla NV per frazione di sostanza organica e fango. Prima di procedere con le analisi, la matrice di dati è stata trasformata su base Log (X+1) ed è stata verificata l'omogeneità della varianza con il test di Chocran'C e il test a posteriori Student-Newman-Keuls (SNK).

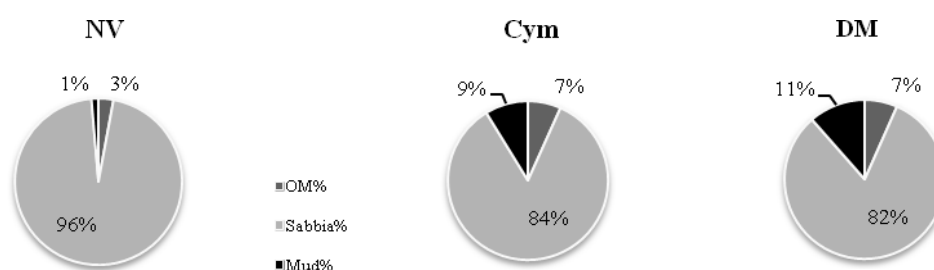


Figura 4.9. Composizione dei sedimenti nelle Aree monitorate (NV, Cym e DM).

	df	OM%			Sabbia%			Fango%		
		SS	MS	F	SS	MS	F	SS	MS	F
Aree (A)	2	3.91	1.95	55.2***	0.09	0.04	33.49***	19.97	9.99	123.15***
Date (D)	3	0.28	0.09	ns	0.01	0.00	ns	0.40	0.13	Ns
AX D	6	0.12	0.02	ns	0.01	0.00	ns	0.83	0.14	Ns
Error	24	0.85	0.04		0.03	0.00		1.95	0.08	
Total	35	5.15			0.14			23.14		

Tab. 4.1 - Risultati del analisi della varianza a due vie (fattori: stazioni e stagioni) condotti sui valori di sostanza organica (OM), sabbia e fango nei sedimenti (ns: non significativo; livello di significatività: * < 0,5, ** < 0,001, *** < 0,0001).

Dai risultati del test SNK ($P < 0,05$), viene confermata la differenza significativa nelle tre aree per le tre variabili monitorate (Sabbia, Fango e OM) che confermano l'area non vegetata e più confinata (NV) come quella con minore sostanza organica e fango e maggiore composizione di sabbia Figura 4.9.

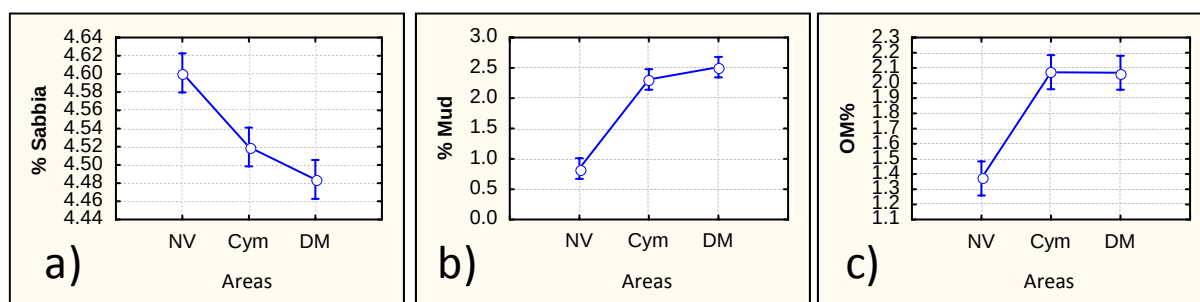


Figura 4.9. Composizione dei sedimenti considerando i valori medi di sabbia (%), fango (%) e sostanza organica (OM %), nelle tre aree monitorate (NV, Cym e DM).

4.3 Analisi dei parametri idrologici

Di seguito saranno descritti i risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) riferiti alle misure quindicinali dei dati idrologici (temperatura, °C; salinità, psu e ossigeno disciolto, mg/l e %); la significatività delle differenze spaziali e temporali osservate è stata valutata per mezzo dell'ANOVA a due fattori ortogonali e fissi (Aree e Date). Prima di eseguire l'analisi, è stata testata la normalità della distribuzione dei dati tramite il test Chocran'C e il test a posteriori Student-Newman-Keuls (SNK) al livello critico del ($P < 0,05$).

Temperatura: non si hanno differenze significative tra i due fattori (Aree X Date); ne le tre aree differiscono tra loro. Invece l'andamento stagionale evidenzia delle differenze tra i mesi estivi (Giugno, Luglio e Agosto) e i mesi invernali fino all'inizio della primavera (Novembre, Dicembre, Gennaio, Febbraio e Marzo).

Salinità: non si hanno differenze significative tra i due fattori (Aree X Date); ci sono differenze tra Aree (NV, Cym e DM), con un valore decrescente dall'area piu' confinata a quella piu' vicina al mare; infine, ci sono differenze tra date di campionamento con valori massimi estivi (Agosto) e minimi invernali (Gennaio).

Ossigeno (mg/l): non si hanno differenze significative tra i due fattori (Aree X Date); ci sono differenze tra aree: l'area NV e' diversa da DM con un andamento crescente dall'area piu' confinata a quella piu' vicina al mare; ci sono differenze anche tra date: le date di Luglio e Agosto sono diverse da Gennaio.

Ossigeno (%): non si hanno differenze significative tra i due fattori (Aree X Date) e tra il fattore Date; mentre ci sono differenze tra aree con livelli di saturazione maggiori nella DM e Cym rispetto alla NV (Figura 4.10).

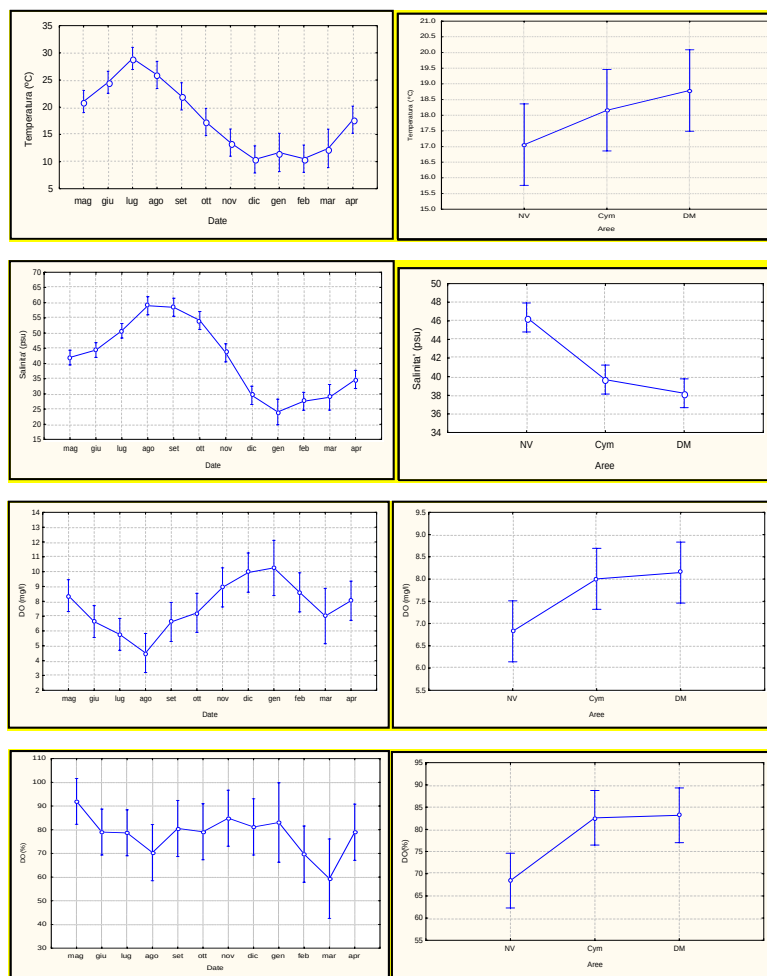


Figura 4.10. Andamento dei valori medi per data e area dei parametri idrologici (temperatura, °C; salinità psu; ossigeno disciolto, mg/l e %), in relazione ai risultati dello studio di varianza (ANOVA).

4.4 Analisi dei parametri idrologiche

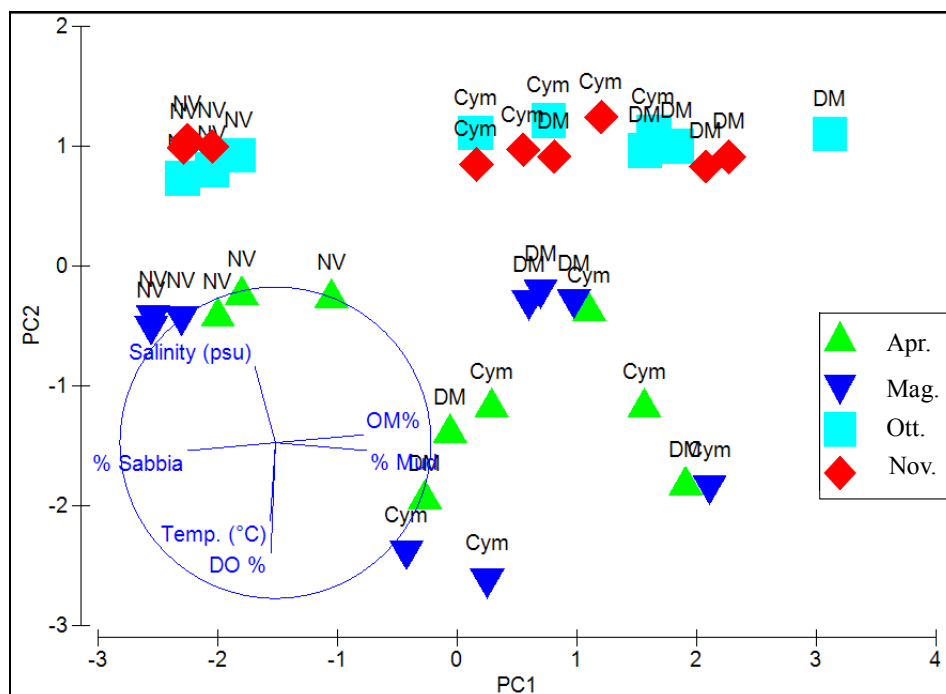


Figura 4.11. Analisi delle Componenti Principali (PCA) condotta sui dati idrologici e sui dati dei sedimenti. I campioni sono identificati considerando le date di campionamento (apr, mag, ott e nov), e le aree monitorate (NV, Cym e DM).

In seguito è stata eseguita un'analisi dei Componenti Principali (PCA) che considera le seguenti variabili ambientali : media dei campioni di sedimento (OM, sabbia e fango) per ogni area e parametri idrologici (temperatura, salinità e ossigeno disciolto). La matrice di dati è stata precedentemente trasformata su base Log (X+1). Il 99.3% della varianza totale del sistema viene spiegata dalle componenti principali nel modo seguente: OM, 47%; sabbia, 22.2%; fango, 16.4%; temperatura, 11.3%; salinità, 2.3%.

Quindi da un'osservazione del grafico, si può osservare come l'OM, la sabbia e il fango tendano a delineare un gradiente principale (PC1) dall'NV, più confinata, sabbiosa e con meno sostanza organica, a quelle più vicine al mare (Cym, DM) con maggiore sostanza organica e fango. Inoltre, lungo l'asse PC2, si hanno delle nette distinzioni in tutte le aree tra le due date primaverili, con valori di temperatura e ossigeno disciolto maggiori e le due date autunnali dove ad un abbassamento dell'ossigeno e della temperatura si assiste ad un aumento della salinità (Figura 4.11).

4.5.0 Fauna macrobentonica

Nelle quattro date di campionamento (Aprile, Maggio, Ottobre e Novembre) e nelle tre aree (Non-Vegetata, Cymodocea e Detrito-Macrofite), il popolamento della fauna bentonica è composto da 46 taxa per un totale di 426059 (ind. m⁻²) (Tabella 4.2). I phylum che compongono il popolamento sono, in ordine decrescente di abbondanza: Mollusca (52.69%), Artropoda (29.49%), Anellida (13.9 %), Anthozoa (3.8 %) e Bryozoa (0.1 %) (Figura 4.11).

	Phylum	Classe	Ordine	Famiglia	Genere	Specie
1	Cnidaria	Anthozoa	Actinaria	Actinaria	Actinaria	Actinaria spp.
2						Actinaria sp.
3	Nematoda	Nematoda	Nematoda	Nematoda	Nematoda	Nematoda n.c.
4	Nemertea	Nemertea	Nemertea	Nemertea	Nemertea	Nemertea n.c.
5	Mollusca	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	Mytilus	<i>Mytilus galloprovincialis</i>
6			Veneroidea	Veneroidae	Venerupis	<i>Venerupis corrugata</i> (Gmelin, 1791)
7			Lucinoidea	Lucinidae	Loripes	<i>Loripes lucinalis</i> (Lamarck, 1818)
8			Veneroidea	Cardiidae	Cerastoderma	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguère, 1789)
9				Semelidae	Abra	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)
10					Abra	<i>Abra tenuis</i> <i>Abra tenuis</i> (Montagu, 1803)
11		Gasteropoda	Vetigastropoda	Trochidae	Gibbula	<i>Gibbula adansonii</i> (Payraudeau, 1826)
12			Monotocardia	Hydrobiidae	Hydrobia	<i>Hydrobia acuta acuta</i> (Draparnaud, 1805)
13			Caenogasteropoda	Potamides	Potamides	<i>Potamides conicus</i> (Blainville, 1829)
14				Cerithiidae	Bittium	<i>Bittium latreilli</i> (Payraudeau, 1826)
15					Cerithium	<i>Cerithium</i> cfr <i>lividulum</i> (Risso, 1826)
16					Cyclope	<i>Cyclope neritea</i> (Linnaeus, 1758)
17			Neogasteropoda	Nassariidae	Nassarius	<i>Nassarius corniculum</i> (Olivieri, 1792)
18					Nassarius	<i>Nassarius nitidus</i> (Jeffreys, 1867)
19		Polychaeta	Spionida	Spionidae	Dispio	<i>Dispio uncinata</i> (Hartman, 1951)
20				Malacoceros	Malacoceros	Malacoceros sp.
21				Capitellidae	Capitella	<i>Capitella</i> cfr <i>capitata</i> (Fabricius, 1780)
22			Spionomorpha	Opheliidae	Armandia	<i>Armandia cirrhosa</i> (Filippi, 1861)
23			Phyllodocida	Oebiniidae	Phylo	<i>Phylo norvegicus</i> (M. Sars in G.O. Sars, 1872)
24					Nainereis	<i>Nainereis laevigata</i> (Grube, 1855)
25				Arenicolidae	Arenicola	<i>Arenicola marina</i> (Linnaeus, 1758)
26				Nereididae	Perinereis	<i>Perinereis rullieri</i> (Pilato, 197)
27			Phyllodocidae	Eumidia	Eumidia	<i>Eumidia sanguinea</i> (Ørsted, 1843)
28				Syllidae	Syllidae n.c.	
29				Syllis	Syllis	<i>Syllis krohni</i> (Ehlers, 1864)
30		Scolecida	Maldanidae	Maldanidae	Maldanidae n.c.	
31				Euclymene	Euclymene	<i>Euclymene lumbricoides</i> (Quatrefages, 1866)
32			Sabellidae	Amphiglena	Amphiglena	<i>Amphiglena mediterranea</i> (Leydig, 1851)
33				Serpulidae	Hydroides	<i>Hydroides dianthus</i> (Verrill, 1873)
34	Artropoda	Malacostraca		Serpulidae	Serpulidae	Serpulidae n.c.
35			Ostracoda	Podocopia	Loxconchidae	<i>Hirschmannia</i> spp.
36				Tanaidacea	Tanaidae	<i>Tanaid dulongii</i> (Audouin, 1826)
37			Amphipoda	Gammaridae	Gammarus	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)
38				Aoridae	Microdeutopus	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> (Costa, 1853)
39			Decapoda	Palaemonidae	Palaemon	<i>Palaemon longirostris</i> (H. Milne Edwards, 1837)
40			Decapoda	Portunidae	Carcinus	<i>Carcinus estuarii</i> (Nardo, 1847)
41				Idoteidae	Idotea	<i>Idotea metallica</i> (Bosc, 1802)
42			Isopoda	Sphaeromatidae	Sphaeroma	<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787)
43					Cymodoce	<i>Cymodoce truncata</i> (Leach, 1814)
44				Anthuridae	Cyathura	<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)
45		Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae n.c.
46	Bryozoa	Bryozoa	Bryozoa	Bryozoa	Bryozoa	Bryozoa n.c.

Tabella 4.2. Taxa della fauna prelevata nelle tre aree (Non-Vegetata, Cymodocea e Detrito-Macrofite) e nelle quattro date di campionamento (Aprile, Maggio, Ottobre e Novembre).

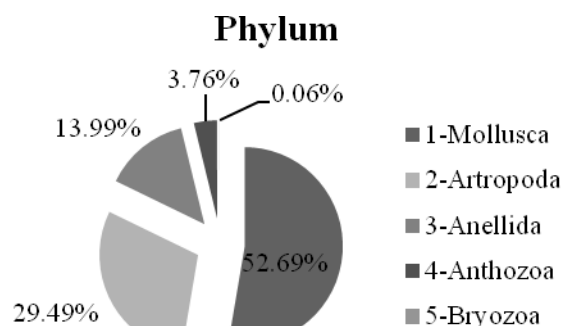


Figura 4.12. Ripartizione della fauna secondo i diversi Phylum

Il phylum dei Mollusca è il più abbondante con le classi dei Bivalvia e dei Gastropoda. Nei bivalvi la specie più abbondante è il Semelidae *Abra tenuis* a seguire il *Cerastoderma glaucum*, *Loripes lucinalis*, *Abra alba*, *Venerupis corrugata* e il *Mytilus galloprovincialis* (Figura 4.12).

Nei gasteropodi la specie più abbondante è il *Cerithium* cfr *lividulum*, a seguire l'*Hydrobia acuta acuta*, la *Gibbula adansoni*, *Potamides conicus*, *Cyclope neritea* e *Bittium latreilli* (Figura 4.13).

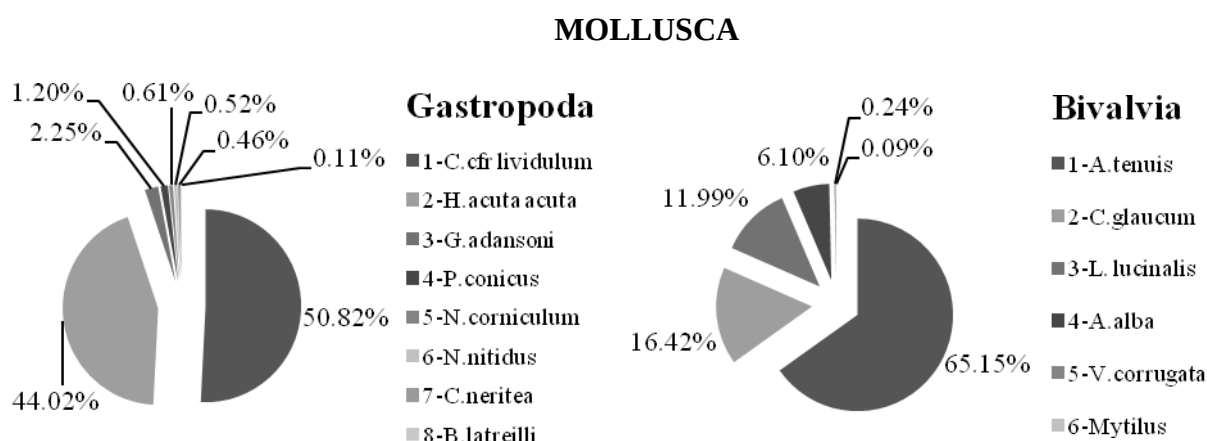


Figura 4.13. Ripartizione dei molluschi all'interno delle classi Gasteropoda e Bivalvia.

Il taxon più abbondante nella classe degli Artropodi sono le larve di Chironomidae (Diptera) a seguire i crostacei della classe Malacostraca con *Microdeutopus gryllotalpa*, *Gammarus aequicauda*, *Sphaeroma serratum*, Hirshmannia (Ostracoda), *Tanais dulongii*, *Cyathura carinata*, *Carcinus estuarii*, *Cymodoce truncata*, *Palaemon longirostris*, *Idotea metallica* (Figura 4.14).

ARTROPODA

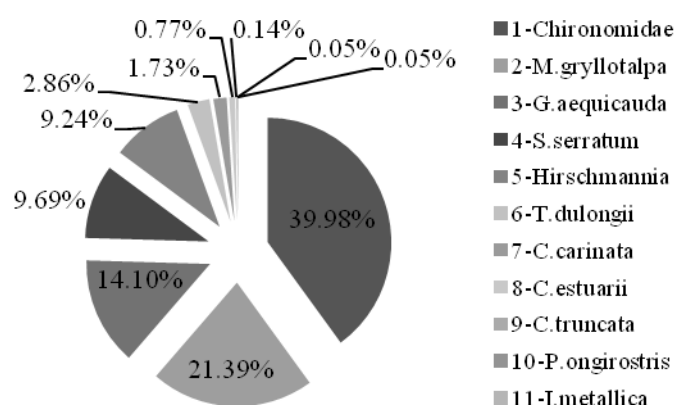


Figura 4.14. Ripartizione degli artropodi.

POLYCAETA

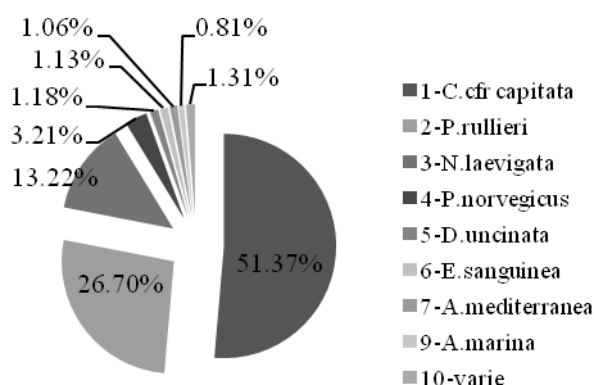


Figura 4.15. Ripartizione degli policheti.

Infine troviamo i policheti con 16 taxa, in ordine decrescente: *Capitella cfr capitata*, *Perinereis rullieri*, *Nainereis laevigata*, *Phylo norvegicus*, *Dispio uncinata*, *Eumidia sanguinea*, *Amphiglena mediterranea*, *Arenicola marina*, *Armandia cirrhosa*, *Syllidae* sp., *Euclymene lumbricoides*, *Serpulidae* n.c., *Malacoceros* sp., *Hydroides dianthus* (Figura 4.15).

Nel complesso, considerando le abbondanze nelle singole aree durante le quattro date di campionamento, le abbondanze e il numero di specie sono così ripartiti: NV (52 %) con 8 specie; Cym (27 %) con 30 % specie ed infine DM (21 %) con 37 specie (Tabella 4.3).

Non-Vegetata (NV)		APRILE		MAGGIO		OTTOBRE		NOVEMBRE	
	Specie	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.
1	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguère, 1789)	534	215	780	402	79	22	80	46
2	<i>Abra tenuis</i> <i>Abra tenuis</i> (Montagu, 1803)	1264	878	2585	1597	383	149	1504	1087
3	<i>Hydrobia acuta</i> (Draparnaud, 1805)	615	312	905	535	72	48	179	48
4	<i>Capitella</i> cfr <i>capitata</i> (Fabricius, 1780)	548	369	952	461	160	91	141	38
5	<i>Hirschmannia</i> spp.	344	195	273	156	102	41	56	22
6	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)	7	12	43	36	0	0	0	0
7	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> (Costa, 1853)	46	57	0	0	0	0	0	0
8	Chironomidae n.c.	889	651	580	497	1698	516	0	0
Cymodocea (Cym)									
1	<i>Actinaria</i> spp.	185	146	79	46	0	0	0	0
2	Nematoda n.c.	8	12	0	0	0	0	0	0
3	<i>Loripes lucinalis</i> (Lamarck, 1818)	442	481	312	399	22	37	0	0
4	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguère, 1789)	8	12	34	33	18	15	7	12
5	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	104	88	95	19	18	28	30	33
6	<i>Abra tenuis</i> <i>Abra tenuis</i> (Montagu, 1803)	246	143	126	197	0	0	0	0
7	<i>Gibbula adansoni</i> (Payraudeau, 1826)	7	12	0	0	15	13	7	12
8	<i>Cerithium</i> cfr <i>lividulum</i> (Risso, 1826)	565	280	323	141	217	164	206	166
9	<i>Cyclope neritea</i> (Linnaeus, 1758)	8	12	0	0	7	12	11	16
10	<i>Nassarius corniculum</i> (Olivi, 1792)	15	13	11	16	15	13	7	12
11	<i>Nassarius nitidus</i> (Jeffreys, 1867)	15	13	15	13	7	12	0	0
12	<i>Capitella</i> cfr <i>capitata</i> (Fabricius, 1780)	0	0	0	0	7	12	0	0
13	<i>Armandia cirrhosa</i> (Filippi, 1861)	15	13	7	12	0	0	0	0
14	<i>Phylo norvegicus</i> (M. Sars in G.O. Sars, 1872)	118	85	0	0	0	0	0	0
15	<i>Naineris laevigata</i> (Grube, 1855)	141	97	225	233	11	16	0	0
16	<i>Arenicola marina</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	15	13	0	0	7	12
17	<i>Perinereis rullieri</i> (Pilato, 197)	140	46	81	48	79	36	104	62
18	<i>Eumidia sanguinea</i> (Ørsted, 1843)	24	23	7	12	7	12	7	12
19	Syllidae n.c.	15	25	0	0	0	0	0	0
20	<i>Amphiglena mediterranea</i> (Leydig, 1851)	18	16	7	12	15	25	0	0
21	<i>Tanais dulongii</i> (Audouin, 1826)	183	59	45	36	17	26	0	0
22	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)	447	331	155	122	17	26	0	0
23	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> (Costa, 1853)	838	494	100	79	261	184	101	82
24	<i>Carcinus estuarii</i> (Nardo, 1847)	0	0	15	13	18	15	7	12
25	<i>Idotea metallica</i> (Bosc, 1802)	7	12	0	0	0	0	0	0
26	<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787)	659	412	101	82	68	109	7	12
27	<i>Cymodoce truncata</i> (Leach, 1814)	0	0	15	13	0	0	0	0
28	<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)	114	50	36	28	15	25	7	12
29	Chironomidae n.c.	15	13	22	22	17	26	8	12
30	Bryozoa n.c.	30	26	0	0	0	0	0	0
Deposito-Macrofite									
1	<i>Actinaria</i> spp.	964	430	25	8	0	0	0	0
2	<i>Actinaria</i> sp.	7	12	0	0	0	0	0	0
3	Nemertea n.c.	0	0	0	0	0	0	7	12
4	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	15	25	0	0	0	0	0	0
5	<i>Venerupis corrugata</i> (Gmelin, 1791)	23	22	7	12	7	12	7	12
6	<i>Loripes lucinalis</i> (Lamarck, 1818)	295	399	89	25	15	13	45	36
7	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguère, 1789)	49	41	7	12	34	33	7	12
8	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	110	42	138	94	83	48	119	98
9	<i>Abra tenuis</i> <i>Abra tenuis</i> (Montagu, 1803)	63	34	22	22	186	131	96	113
10	<i>Gibbula adansoni</i> (Payraudeau, 1826)	66	15	11	16	37	62	0	0
11	<i>Potamides conicus</i> (Blainville, 1829)	49	36	0	0	33	14	0	0
12	<i>Bittium latreilli</i> (Payraudeau, 1826)	8	12	0	0	0	0	0	0
13	<i>Cerithium</i> cfr <i>lividulum</i> (Risso, 1826)	319	143	155	72	190	81	122	48
14	<i>Cyclope neritea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	7	12	0	0
15	<i>Nassarius nitidus</i> (Jeffreys, 1867)	7	12	0	0	0	0	0	0
16	<i>Dispio uncinata</i> (Hartman, 1951)	0	0	54	23	0	0	11	16
17	<i>Malacoceros</i> sp.	0	0	7	12	0	0	0	0
18	<i>Capitella</i> cfr <i>capitata</i> (Fabricius, 1780)	15	13	0	0	32	34	8	12
19	<i>Phylo norvegicus</i> (M. Sars in G.O. Sars, 1872)	7	12	0	0	0	0	0	0
20	<i>Naineris laevigata</i> (Grube, 1855)	0	0	11	16	59	56	72	11
21	<i>Arenicola marina</i> (Linnaeus, 1758)	8	12	18	15	7	12	0	0
22	<i>Perinereis rullieri</i> (Pilato, 197)	245	165	123	68	70	45	182	51
23	<i>Eumidia sanguinea</i> (Ørsted, 1843)	15	13	0	0	7	12	7	12
24	<i>Syllis krohni</i> (Ehlers, 1864)	8	12	0	0	0	0	0	0
25	Maldanidae n.c.	7	12	0	0	0	0	0	0
26	<i>Euclymene lumbricoides</i> (Quatrefages, 1866)	11	16	0	0	0	0	0	0
27	<i>Amphiglena mediterranea</i> (Leydig, 1851)	8	12	0	0	7	12	15	25
28	Serpulidae n.c.	8	12	0	0	0	0	0	0
29	<i>Hydroides dianthus</i> (Verrill, 1873)	7	12	0	0	0	0	0	0
30	<i>Tanais dulongii</i> (Audouin, 1826)	22	37	0	0	0	0	0	0
31	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)	247	99	241	52	0	0	0	0
32	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> (Costa, 1853)	280	187	122	98	15	13	129	55
33	<i>Palaemon longirostris</i> (H. Milne Edwards, 183)	0	0	0	0	0	0	7	12
34	<i>Carcinus estuarii</i> (Nardo, 1847)	21	17	28	24	0	0	0	0
35	<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787)	15	25	15	13	51	69	7	12
36	<i>Cymodoce truncata</i> (Leach, 1814)	7	12	0	0	0	0	0	0
37	Chironomidae n.c.	99	55	129	57	7	12	8	12

Tabella 4.3. Abbondanze medie nelle tre aree durante le quattro date di campionamento.

4.5.1 Analisi della comunità bentonica

La densità dei popolamenti mostra un andamento abbastanza diversificato tra le date di campionamento con un andamento decrescente dal mese di Aprile a quello di Novembre

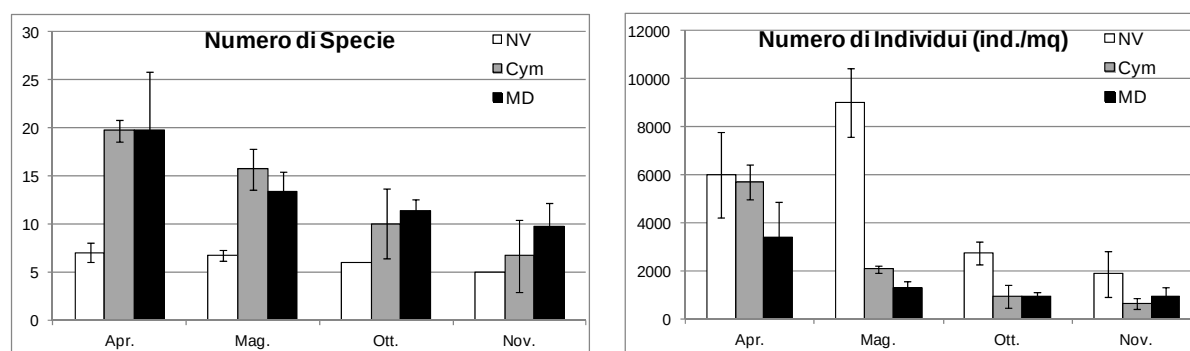


Figura 4.16. Numero medio di specie e densità media dei popolamenti in ciascun sito di indagine e nelle quattro date di campionamento.

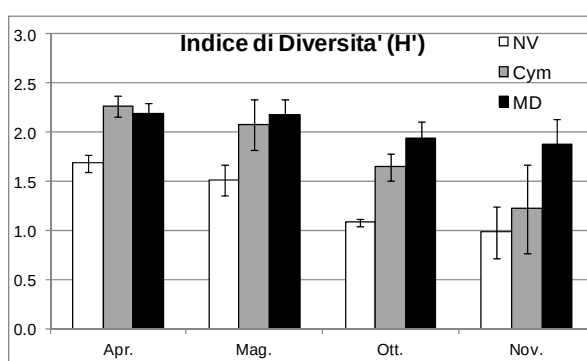


Figura 4.17. Andamento dell'indice di diversità di Shannon in ciascun sito d'indagine e nelle quattro date di campionamento.

Il numero di specie (S), la densità dei popolamenti (N) e l'indice di diversità di Shannon sono stati calcolati considerando il numero medio dei campioni per ogni data di campionamento.

Numero di specie: il valore massimo si ha nell'area Cym (19.7 ± 1.1) ad Aprile e quello minimo nella NV (5.0 ± 0.0) a Novembre. Il numero di specie tende a distinguersi chiaramente tra le tre aree con abbondanze maggiori nelle due aree vegetate (Cym e DM) rispetto a quella non vegetata (NV). Si osserva una graduale diminuzione dei valori dal mese di Aprile a quello di Novembre: in particolare l'area Cym tende a diminuire progressivamente con valori minori in Novembre; nella DM l'andamento decrescente è caratterizzato da una leggera ripresa in Novembre; mentre l'area non vegetata e più confinata (NV) si ha un decremento dei valori in maniera poco marcata e con minime differenze tra la data di Aprile e quella di Novembre.

Numero di individui: il valore massimo si ha nell'area NV (9000 ± 1435.4) a Maggio e quello minimo nella Cym (633.67 ± 243.5) a Novembre.

Le abbondanze maggiori si hanno nell'area NV con il valore massimo nel mese di Maggio e con un forte calo nei due mesi di Ottobre e Novembre. Nelle due aree vegetate, si ha un andamento decrescente dal mese di Aprile a quello di Novembre con i valori minimi nei mesi di Ottobre e Novembre (Figura 4.16).

Indice di diversità di Shannon: il valore massimo si ha nell'area Cym (2.3 ± 0.1) ad Aprile e quello minimo nella NV (1.0 ± 0.0) a Novembre.

I valori nell'area NV decrescono dal mese di Aprile a quello di Novembre. Nell'area Cym si ha una diminuzione più marcata, mentre nell'area DM il decremento è meno con valori simili tra il mese di Ottobre e quello di Novembre (Figura 4.17).

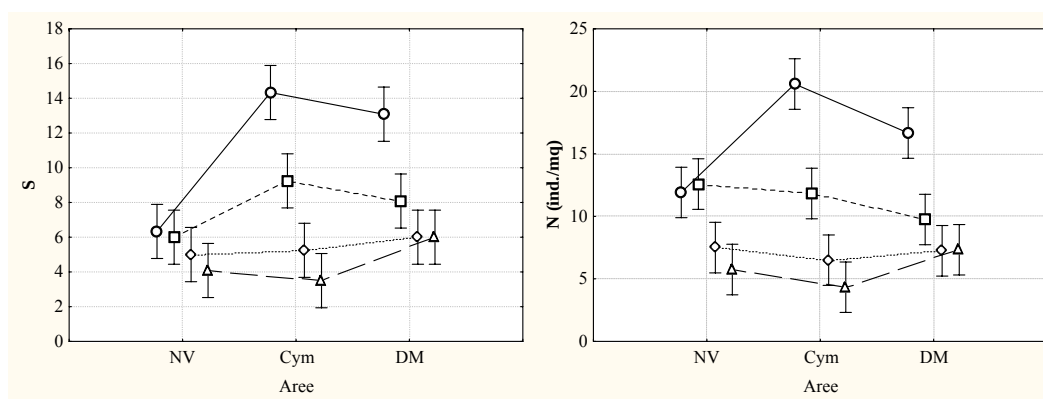


Figura 4.18. Andamento dei valori medi per area e data del numero medio di specie e densità media dei popolamenti, in relazione ai risultati dello studio della varianza (ANOVA).

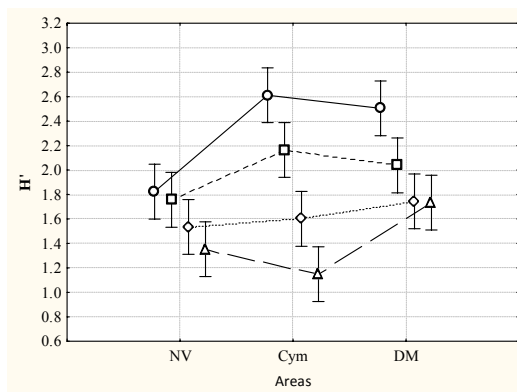


Figura 4.19. Andamento dei valori medi per area e data del numero medio dell'indice di diversità di Shannon, in relazione ai risultati dello studio della varianza (ANOVA).

È stato utilizzato il test dell'ANOVA a due fattori ortogonali fissi (Aree e Date), per analizzare le differenze significative della comunità secondo un andamento spazio-temporale. La matrice dei dati è stata in precedenza trasformata (presenza/assenza) e prima di eseguire l'analisi, è stata testata la normalità della distribuzione dei dati tramite il test Chocran'C e il test a posteriori Student-Newman-Keuls (SNK) al livello critico del ($P < 0,05$). Tutte e tre le variabili indipendenti

analizzate (S, N e H') sono risultate significativamente diverse nell'interazione dei due fattori ortogonali (Aree X Date), in funzione di un trend comune caratterizzato da una diminuzione della diversità di specie e delle abbondanze dalla prima data di campionamento (Aprile) all'ultima (Novembre).

Numero di Specie (S)

Nell'area **NV** non ci sono variazioni significative nel numero di specie nelle quattro date di campionamento.

Nell'area **Cym**, la data di Aprile è significativamente diversa da tutte le altre e i due mesi primaverili (Aprile e Maggio) sono diversi da quelli autunnali (Ottobre e Novembre) con un netto calo del numero di specie.

Nell'area **DM**, la data di Aprile è diversa da tutte le altre per l'elevato numero di specie che calano drasticamente nelle altre date stabilizzandosi con valori simili nei mesi di Maggio, Ottobre e Novembre.

L'area Cym e DM sono diverse dalla NV nella data di Aprile (Cym e DM) e Maggio (Cym) e la data di Maggio della DM è diversa dalla data di Novembre della NV (Figura 4.18).

Numero di individui (N)

L'area **NV** è nettamente distinta tra il periodo primaverile e quello autunnale, con chiara differenza tra le date di Aprile e Maggio con quelle di Ottobre e Novembre.

Nella **Cym** le date di Aprile e di Maggio sono diverse da tutte le altre e la data di Ottobre e Novembre sono simili tra loro.

Nella **DM**, la data di Aprile e' diversa da quelle di Maggio, Ottobre e Novembre che sono simili tra loro.

In generale si osserva che la data di Aprile nelle aree Cym e DM si distinguono per abbondanze nettamente maggiori rispetto alla NV e alle altre date di campionamento. Inoltre i mesi di Ottobre e Novembre hanno le abbondanze più basse molto simili tra loro (Figura 4.18).

Indice di diversita' di Shannon (H')

L'area **NV** si distingue per valori di diversita' piu' bassi ma meno soggetti a forti fluttuazioni. Infatti, non ci sono differenze significative nelle quattro date di campionamento e i valori di diversità sono inferiori rispetto alle altre aree vegetate.

Nell'area **Cym**, tutte e quattro le date di campionamento sono diverse tra di loro ad indicare un diminuzione significativa della diversità in tutte e quattro le date.

Nell'area **DM** la data di Aprile è diversa dalle altre tre (Maggio, Ottobre e Novembre) per valori maggiori.

La Cym nel mese di Aprile e' diversa dalla NV in tutte e quattro le date; la Cym nel mese di Maggio e' diverso da quello di Ottobre e Novembre della NV, ed infine il mese di Novembre e' diverso dal mese di Ottobre nella NV. Questo andamento e' spiegato con la forte differenza di diversità tra la NV (area con più bassa diversità) e Cym (area con maggiore diversità), massimo nel periodo primaverile (Aprile e Maggio) e minimo in quello autunnale (Ottobre e Novembre) dovuto da un forte calo della diversità nella Cym, invece non significativo nella NV.

Anche la DM nel mese di Aprile è diversa dalla NV in tutte e quattro le date di campionamento, il mese di Maggio e' diverso dai mesi autunnali (Ottobre e Novembre) della NV. Come per la Cym anche per la DM, queste differenze vengono meno nei mesi autunnali per un forte calo della diversità in quest'area.

Per quanto riguarda le differenze tra Cym e DM, in entrambe le aree i mesi di Aprile sono significativamente diversi dalle altre tre date di campionamento per il forte calo dei valori (Figura 4.18).

4.5.2 Analisi Multivariate: Multidimensional Scaling e Simper

Tramite l'analisi del nMDS sono state messe in evidenza le similarità e le dissimilarità tra le comunità presenti nelle diverse stazioni e nelle diverse date in termini di abbondanza delle specie. Le medie dei dati di abbondanza delle singole specie in ciascuna area e nelle quattro date di campionamento sono stati trasformati nella radice quarta e successivamente si e' elaborata una matrice di similarità basata sull'indice di Bray-Curtis.

Dall'analisi del nMDS (Stress: 0.09) si osserva una netta separazione tra l'area non vegetata e più confinata (NV) con quelle vegetate e più marinizzate (Cym e DM). Pertanto l'isolamento della NV è rappresentato dal grafico con un forte raggruppamento dei campioni a indicare, da un lato valori molto più bassi di biodiversità rispetto alle altre aree, e dall'altro che non ci sono delle variazioni significative della comunità durante le quattro date.

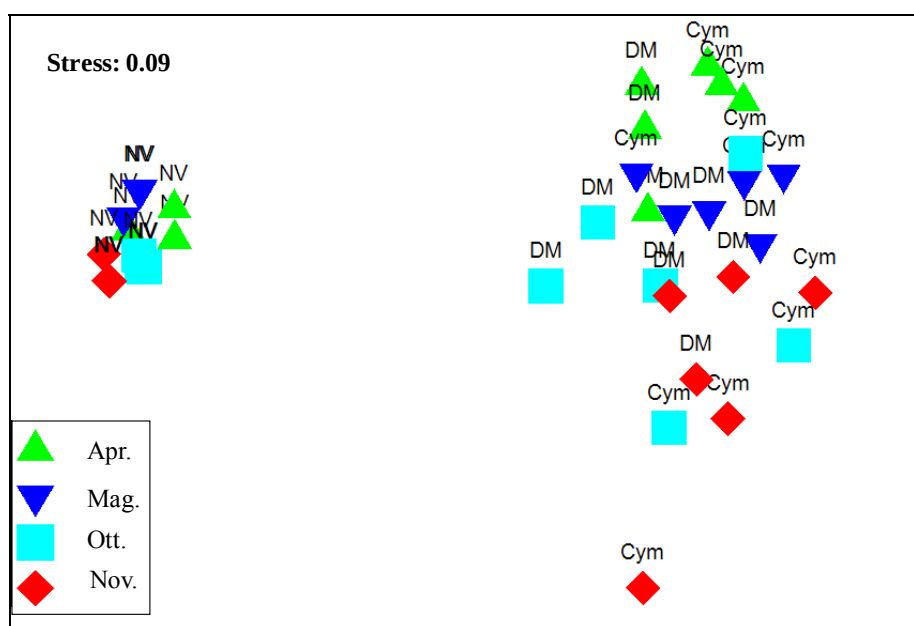


Figura 4.20. nMDS ottenuto dai dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento (trasformazione in radice quarta, indice di Bray – Curtis).

Una situazione diversa si osserva invece nelle aree Cym e DM, dove le due date primaverili (Aprile e Maggio) sono chiaramente ravvicinate tra loro a indicare valori di biodiversità e abbondanze simili. Nel periodo autunnale (Ottobre e Novembre) si osserva una chiara distinzione dalle date primaverili cui si aggiunge una distribuzione più disordinata e meno compatta dei campioni, ciò è più evidente in alcuni campioni della Cym in Novembre; questo andamento è da mettere in relazione con il netto impoverimento della comunità nel periodo autunnale indicato da un forte calo del numero di specie e delle abbondanze (Figura 4.20).

Le stesse matrici di dati di abbondanza analizzate col nMDS sono state sottoposte alla procedura SIMPER (cut-off 75 %) al fine di mettere in evidenza le specie che contribuiscono maggiormente alla similarità tra le stazioni nei vari periodi di campionamento.

NV: il numero di specie in quest'area è nettamente inferiore rispetto alle altre due aree (Cym e DM) e, pur con abbondanze diverse, le stesse specie dominanti sono presenti in tutte e quattro le date di campionamento, ad eccezione dei Chironomidi nel mese di Novembre. *L'H. acuta acuta* e *H. viridis* sono presenti solo in quest'area e le altre specie (*A. tenuis*, *Capitella* cfr *capitata* e *C. glaucum*) pur essendo presenti anche nelle altre aree raggiungono le maggiori abbondanze solo nella NV (Tabella 4.4).

Cym: è l'area con il maggior numero di specie dominanti e con una maggiore eterogeneità tassonomica. Questa situazione è ben evidente nel periodo primaverile, in particolare nel mese di

Aprile			Maggio			Ottobre			Novembre		
Specie	Media	DS	Specie	Media	DS	Specie	Media	DS	Specie	Media	DS
<i>A. tenuis</i>	1895.8	696.2	<i>A. tenuis</i>	4034.3	228.0	Chironomidae n.c	1818.6	296.1	<i>A. tenuis</i>	1367.6	945.3
Chironomidae n.c	1267.2	750.0	<i>H. acuta acuta</i>	1333.3	301.9	<i>A. tenuis</i>	352.9	83.2	<i>H. acuta acuta</i>	186.3	66.3
<i>H. acuta acuta</i>	860.3	226.5	Capitellidae n.c.	1308.8	344.6	Capitellidae n.c.	201.0	112.3	Capitellidae n.c.	166.7	17.0
Capitellidae n.c.	823.5	332.4	<i>C. glaucum</i>	1117.6	198.9	<i>H. viridis</i>	112.7	30.6	<i>C. glaucum</i>	102.9	53.0
<i>C. glaucum</i>	705.9	50.9	Chironomidae n.c	789.2	681.1	<i>H. acuta acuta</i>	88.2	64.1	<i>H. viridis</i>	53.9	22.5
<i>H. viridis</i>	417.9	210.3	<i>H. viridis</i>	382.4	153.5	<i>C. glaucum</i>	83.3	22.5	Chironomidae n.c	0.0	0.0

Tabella 4.4. Area NV: risultati dell'analisi SIMPER (cut-off 75 %) indicanti le specie che maggiormente contribuiscono alla similarità di gruppo nelle quattro date di campionamento (Aprile, Maggio, Ottobre e Novembre).

Aprile			Maggio			Ottobre			Novembre		
Specie	Media	DS	Specie	Media	DS	Specie	Media	DS	Specie	Media	DS
<i>M. gryllotalpa</i>	1188.7	487.4	<i>C.cfr lividulum</i>	426.5	120.4	<i>C.cfr lividulum</i>	338.2	149.2	<i>C.cfr lividulum</i>	329.7	142.2
<i>C.cfr lividulum</i>	797.8	125.2	<i>L. lacteus</i>	348.0	477.5	<i>M. gryllotalpa</i>	274.5	214.3	<i>P. rullieri</i>	142.2	66.3
<i>S. serratum</i>	789.2	492.4	<i>N. laevigata</i>	313.7	322.6	<i>P. rullieri</i>	88.2	50.9	<i>M. gryllotalpa</i>	85.8	76.5
<i>G. aequicauda</i>	650.7	362.8	<i>G. aequicauda</i>	176.5	161.8	<i>S. serratum</i>	53.9	93.4	<i>A.alba</i>	20.8	22.2
<i>L. lacteus</i>	627.5	658.4	<i>A. tenuis</i>	142.2	246.2	<i>A.alba</i>	19.6	34.0	<i>S. serratum</i>	4.9	8.5
<i>A. tenuis</i>	262.3	165.5	<i>P. rullieri</i>	107.8	59.4	<i>G. aequicauda</i>	14.7	25.5	<i>C. carinata</i>	4.9	8.5
Actinaria spp	230.4	211.2	<i>S. serratum</i>	107.8	94.5	<i>L. lacteus</i>	14.7	25.5	<i>N.corniculum</i>	4.9	8.5
<i>T. dulongii</i>	230.4	30.6	<i>M. gryllotalpa</i>	93.1	89.9	<i>T. dulongii</i>	14.7	25.5	<i>G. aequicauda</i>	0.0	0.0
<i>N. laevigata</i>	196.1	108.4	<i>A.alba</i>	88.2	25.5	<i>N. laevigata</i>	9.8	17.0	<i>N. laevigata</i>	0.0	0.0
<i>P. rullieri</i>	164.2	49.0	Actinaria spp	83.3	51.6	<i>C. carinata</i>	9.8	17.0	Actinaria spp	0.0	0.0
<i>P.norvegicus</i>	154.4	108.3	<i>T. dulongii</i>	39.2	34.0	<i>N.corniculum</i>	9.8	8.5	<i>L. lacteus</i>	0.0	0.0
<i>A.alba</i>	145.8	114.6	<i>C. carinata</i>	39.2	34.0	Actinaria spp	0.0	0.0	<i>T. dulongii</i>	0.0	0.0
<i>C. carinata</i>	127.5	17.0	<i>N.corniculum</i>	9.8	17.0	<i>A. tenuis</i>	0.0	0.0	<i>A. tenuis</i>	0.0	0.0
<i>N.corniculum</i>	9.8	8.5	<i>P.norvegicus</i>	0.0	0.0	<i>P.norvegicus</i>	0.0	0.0	<i>P.norvegicus</i>	0.0	0.0

Tabella 4.5. Area Cym: risultati dell'analisi SIMPER (cut-off 75 %) indicanti le specie che maggiormente contribuiscono alla similarità di gruppo nelle quattro date di campionamento (Aprile, Maggio, Ottobre e Novembre).

Aprile			Maggio			Ottobre			Novembre		
Specie	Media	DS	Specie	Media	DS	Specie	Media	DS	Specie	Media	DS
Actinaria spp	997.5	424.7	<i>G. aequicauda</i>	284.3	22.5	<i>C.cfr lividulum</i>	250.0	76.4	<i>P. rullieri</i>	223.0	34.7
<i>L. lacteus</i>	442.4	565.4	<i>C.cfr lividulum</i>	201.0	66.3	<i>A. tenuis</i>	225.5	181.5	<i>M. gryllotalpa</i>	164.2	27.8
<i>C.cfr lividulum</i>	378.7	165.1	<i>P. rullieri</i>	161.8	58.8	<i>A.alba</i>	98.0	55.7	<i>A.alba</i>	158.1	123.0
<i>P. rullieri</i>	345.6	176.6	<i>A.alba</i>	132.4	64.1	<i>P. rullieri</i>	93.1	51.6	<i>C.cfr lividulum</i>	127.5	69.5
<i>G. aequicauda</i>	310.0	82.7	Chironomidae nc	127.5	75.5	<i>N. laevigata</i>	63.7	55.7	<i>A. tenuis</i>	102.9	120.4
<i>M. gryllotalpa</i>	274.5	161.3	<i>M. gryllotalpa</i>	112.7	106.4	<i>P. conicus</i>	24.5	8.5	<i>N. laevigata</i>	63.7	8.5
<i>A.alba</i>	136.0	27.8	<i>L. lacteus</i>	88.2	38.9	<i>M. gryllotalpa</i>	9.8	8.5	<i>L. lacteus</i>	39.2	34.0
Chironomidae nc	126.2	67.4	<i>D.uncinata</i>	49.0	22.5	<i>L. lacteus</i>	9.8	8.5	<i>D.uncinata</i>	9.8	17.0
<i>A. tenuis</i>	55.1	31.8	Actinaria spp	19.6	8.5	Chironomidae nc	4.9	8.5	Chironomidae nc	6.1	10.6
<i>P. conicus</i>	42.9	28.1	<i>A. tenuis</i>	14.7	14.7	<i>G. aequicauda</i>	0.0	0.0	<i>G. aequicauda</i>	0.0	0.0
<i>N. laevigata</i>	0.0	0.0	<i>N. laevigata</i>	9.8	17.0	Actinaria spp	0.0	0.0	Actinaria spp	0.0	0.0
<i>D.uncinata</i>	0.0	0.0	<i>P. conicus</i>	0.0	0.0	<i>D.uncinata</i>	0.0	0.0	<i>P. conicus</i>	0.0	0.0

Tabella 4.6. Area DM: risultati dell'analisi SIMPER (cut-off 75 %) indicanti le specie che maggiormente contribuiscono alla similarità di gruppo nelle quattro date di campionamento (Aprile, Maggio, Ottobre e Novembre).

Aprile. Nei restanti mesi si osserva un significativo calo delle abbondanze con la scomparsa progressiva di alcune specie dal periodo primaverile a quello autunnale: Maggio: *P. norvegicus*, Ottobre: Actinaria spp., *A. tenuis*, *P. norvegicus* e Novembre: *G. aequicauda*, *N. laevigata*, Actinaria spp., *L. lacteus*, *T. dulongii*, *A. tenuis* e *P. norvegicus*.

Pur ribadendo la forte variabilità delle abbondanze, alcune specie contribuiscono maggiormente nella composizione del popolamento come *C. cfr lividulum*, *M. gryllotalpa*, *P. rullieri* e lo *S. serratum* (Tabella 4.5).

DM: anche quest'area è caratterizzata per un elevato numero di specie dominanti, con una perdita della diversità e delle abbondanze dalla stagione primaverile a quella autunnale, infatti le specie che scompaiono nelle singole date sono: Aprile: *N. laevigata* e *D. uncinata*; Maggio: *P. conicus*; Ottobre: *G. aequicauda*, *Actinaria* spp., *D. uncinata* e Novembre: *G. aequicauda*, *Actinaria* spp. e *P. conicus*. Considerando che il mese di Aprile nelle altre aree rappresenta la data con maggiore diversità di specie e abbondanze, si osserva che nella DM ad Aprile sono assenti specie come *N. laevigata* e *D. uncinata* che colonizzeranno i sedimenti di quest'area nei restanti mesi, si ha così un'alternanza di specie tra diverse date.

Inoltre è da porre l'accento, come la DM e la Cym hanno popolamenti molto simili in composizione di specie, quali: *Actinaria* spp., *L. lacteus*, *C. cfr lividulum*, *P. rullieri*, *G. Aequicauda*, *M. gryllotalpa*, *A.alba*, *A. tenuis*, *N. laevigata*, e invece si distinguono per: Cym: *S. serratum*, *T. dulongii*, *P. norvegicus*, *C. carinata* e *N.corniculum* (Tabella 4.6).

5- DISCUSSIONI

5.1 Parametri idrologici

Gli ambienti di transizione sono dei sistemi acquatici caratterizzati da una notevole fluttuazione dei parametri abiotici, ciò tende a variare a seconda dell'etereogenicità in termini di geomorfologia e idrodinamica dei bacini, come: estensione, profondità, ricambio delle acque in funzione dei collegamenti a mare e *range* di salinità (Giangrande et al., 1984; Magni, et al. 2009, 1988; Lardicci et al., 1993, 1997, 2001).

Tutti i parametri idrologici mostrano un andamento stagionale dipendente dalle condizioni climatiche medie con ampie oscillazioni tra le stagioni.

Questo primo monitoraggio dei parametri idrologici nella Laguna di Mistras ha evidenziato una consistente variabilità dell'ambiente acquatico, con una marcata stagionalità tipica di ambienti salmastri come lagune e stagni costieri (Carrada C. & Fresi E., 1988; Fenzi et al. CNR); infatti tutti i parametri mostrano una chiara variabilità tra le diverse stagioni campionate.

Temperatura: le temperature più basse si hanno dal mese di Novembre, i mesi più freddi sono quelli di Dicembre, Gennaio e Febbraio, con il perdurare di temperature basse anche nel mese di Marzo con valori mai inferiori a 9.3 °C; mentre i mesi estivi di Giugno, Luglio e Agosto i valori massimi non raggiungono mai i 33.0 °C; le tre aree monitorate non si distinguono tra loro per la temperatura. La variabilità tra il valore minimo e quello massimo (*range* di 23.7 °C) è molto elevata e può essere correlata con la particolare morfologia del bacino: acque basse associate ad alti tassi di evaporazione e scarsi ricambi d'acqua durante il periodo caldo. Per avere una comprensione di questo dato, si possono confrontare i valori riferiti a questo studio, con quelli del rapporto LOICZ (De Falco et al. 2008), dove nelle acque marine del Golfo di Oristano, il range tra valore minimo (13.0 °C) e quello massimo (18.0 °C) e' sono di appena 5 °C, mentre nello Stagno di Cabras tra il minimo (16.3 °C) e il massimo (9.6 °C) si ha una differenza di 6.7 °C. Inoltre, le temperature mantengono valori elevati (> 25 °C) per periodi prolungati: dal mese di Giugno alla prima metà di Settembre.

Questi andamenti sono riscontrabili in ambienti con un elevato grado di confinamento particolarmente condizionati dalla temperatura atmosferica e quindi notevoli fluttuazioni possono essere legate non solo ai cambiamenti stagionali, ma anche a mutazioni atmosferiche associate a brevi periodi. Infine, un simile andamento deve essere interpretato come fattore di stress per la componente biotica (Afli et al. 2008) suscettibile a simili variazioni.

Salinità: la Laguna di Mistras è considerata dai rapporti regionali come un ambiente iperalino; in effetti, i valori medi sembrano confermare questa definizione. Però, da una più attenta analisi dei dati, si osserva come la condizione d'iperalinità (> 40 psu) sia in relazione dalla stagionalità: nel periodo caldo che va dal mese di Giugno a quello di Novembre, si ha una condizione d'iperalinità mentre nel periodo freddo, da Dicembre ad Aprile i valori non sono mai < 20 psu e > 35 psu, una condizione chiaramente non iperalina, quindi sarebbe più opportuno definire la Laguna di Mistras come un ambiente poli-iperalino:

Come per la temperatura, anche per la salinità queste ampie fluttuazioni sono da ricondursi al forte condizionamento della variabilità atmosferica. Pertanto, i valori massimi del periodo estivo sono riconducibili agli elevati tassi di evaporazione e agli scarsi afflussi d'acque continentali, mentre nel periodo freddo, l'abbassamento dei valori è condizionato da una minore evaporazione, un maggior afflusso di acque continentali e un maggiore scambio con l'acqua del mare.

Inoltre, la salinità rappresenta un chiaro indicatore del livello di confinamento della laguna, se si considera il chiaro gradiente di salinità decrescente dall'area più confinata (NV) a quelle maggiormente influenzate dal mare (Cym e DM). E' da sottolineare però, come anche in questo caso il gradiente sia netto nel periodo caldo dell'anno e come diminuisca notevolmente nella stagione fredda, ad indicare una condizione più omogenea del bacino durante i mesi invernali.

L'ossigeno disciolto ha un ruolo chiave nella comprensione degli ecosistemi acquatici; infatti, i suoi valori sono la risultante: da un lato, di processi di ossidazione dovuti alla produzione primaria e agli scambi con l'atmosfera; e dall'altro, di processi di riduzione tramite la respirazione batterica, la demolizione aerobica, la nitrificazione, etc. Pertanto, evidenti variazioni nella concentrazione si possono avere in relazione ad input di sostanza organica, che nelle saline sono legati soprattutto alla componente vegetale: fitoplancton, macrofite e macroalghe.

Dunque, nella stagione calda, l'aumento dei bloom algali, il conseguente aumento della sostanza organica e una diminuzione nel ricambio delle acque, porta ad un aumento dei processi di respirazione batterica e un forte calo della concentrazione di ossigeno sino ad arrivare a valori soglia (< 2 mg/l) limitanti per la vita aerobica nell'ecosistema.

L'andamento inverso si ha nella stagione fredda, dove un aumento delle perturbazioni atmosferiche e delle precipitazioni, porta a tempi di rinnovo e rimescolamento delle acque più veloci, con ripresa dell'attività fotosintetica e conseguente aumento dei valori d'ossigeno disciolto, massimi nella stagione primaverile.

Anche nella Laguna di Mistras, si osserva una stagionalità dei valori dell'ossigeno disciolto con dei valori massimi nei mesi invernali (Gennaio) e minimi in quelli estivi (Luglio e Agosto). Infatti, si

ha un *trend* crescente dalla seconda metà del mese di Settembre sino alla primavera in Aprile, per poi decrescere con i valori minimi in estate.

E' da sottolineare come dal monitoraggio quindicinale, non si hanno mai dei valori limitanti per gli organismi acquatici (< 2 mg/l), e i valori di saturazione elevati (> 100 %) non si protraggono per periodi prolungati, contrariamente a quanto ci si potrebbe aspettare da ambienti di transizione con un elevato grado di eutrofizzazione (De Falco et al. 2008).

Infine, dalle misure in continuo (24h) dei dati idrologici, si osserva come nelle quattro stagioni, l'ossigeno non raggiunge mai valori limitanti e solo nella stagione estiva si hanno dei valori vicini all'anossia nelle prime ore del mattino.

5.2 Fauna macrobentonica e struttura dei popolamenti

La fauna bentonica della Laguna di Mistras è costituita da specie tipiche di ecosistemi costieri confinati, ad elevata valenza ecologica, in grado di tollerare ampie oscillazioni dei parametri chimico-fisici.

La comunità bentonica è composta da un numero di specie abbastanza eterogeneo se paragonato ad altri ambienti di transizione iperalini. In generale, questi ambienti presentano valori di diversità di Shannon, numero di specie (S) e densità d'individui (N) abbastanza bassi (Arias & Drake, 1994, Mistri et al., 2001, Koutsoubas, et al 2000, Blasi, 2006); ciò è dovuto dal fatto che, solo una parte dei macroinvertebrati ha un'elevata capacità di adattamento: tramite meccanismi di tipo fisiologico e comportamentale, che gli consentono, entro certi limiti, di colonizzare con successo questo tipo di ambienti. Infatti, la salinità e la temperatura modificano la risposta fisiologica degli organismi acquatici, influenzando così la loro distribuzione e sopravvivenza negli ecosistemi lagunari. Nello specifico, la salinità rappresenta un fattore determinante nel modificare numerosi processi fisiologici come anche il metabolismo, la crescita, il ciclo vitale e le interazioni intraspecifiche (Kinne, 1971; Fry, 1971; Venkataramiah et al., 1974); mentre la temperatura è un fattore di controllo diretto nelle attività degli organismi; specie con maggiori mobilità, come ad esempio i crostacei, mostrano risposte comportamentali diverse che consentono di spostarsi negli ambienti con temperature più salubri ed evitare quelli con temperature letali (Reynolds, 1979; Giattina and Garton, 1982).

Inoltre, da un confronto dei dati di diversità della Laguna di Mistras con quelli di altri ambienti di transizione vicini e facenti parte dello stesso Golfo di Oristano, la laguna, pur essendo un ambiente poli-iperalino e dunque un ecosistema soggetto ad un elevato stress ambientale di tipo chimico-fisico, mostra dei valori di diversità di Shannon, numero di specie e densità di individui, di poco

inferiore a quelli di ambienti polialini con un inferiore stress chimico-fisico: Stagno di Cabras e Stagno di S. Giusta. Ciò è giustificato dal fatto, che questi sono ambienti con un inferiore stress chimico-fisico, ma con maggiori fonti di inquinamento organico. Nel tempo ciò ha portato ad un impoverimento nella diversità dei popolamenti e ad una maggiore instabilità della comunità, con conseguenti crisi distrofiche e morie di pesci (Fenzi, 2004; Como, 2009; Magni, 2008; Sechi, 2001). La maggiore instabilità degli stagni limitrofi è confermata anche dalla composizione delle classi dominanti la comunità; infatti, mentre nella Laguna di Mistras, la classe dominante è quella dei molluschi, degli artropodi e degli anellidi, mentre nello Stagno di Cabras e in quello di S. Giusta, le classi dominanti sono quelle dei policheti: una dominanza associata a comunità con maggiore instabilità (Cognetti, 1994, 2000). In particolare, i molluschi bivalvi hanno un ruolo chiave nei processi di ecosistemi marino-costieri e ambienti di transizione in quanto, con la loro azione filtrante (*suspension-feeding* e *deposit-feeding*), coinvolgono sia il comparto bentonico che quello pelagico (*benthic-pelagic coupling*). Infatti, condizionano il flusso di materia organica; influiscono sul riciclo del silicio biogenico; sono dei bioturbatori e contribuiscono alla riossidazione del sedimento. Ancora, nella colonna d'acqua l'azione filtrante interferisce nella distribuzione del fitoplancton, nella deposizione di feci e pseudofeci, riduce la torbidità aumentando la luce disponibile e permettendo la crescita delle macroalghe bentoniche (EvaWard&Shumway, 2004).

L'analisi del nMDS (Figura 4.19) permette di avere un'idea chiara di quello che è l'andamento generale dei popolamenti nella Laguna di Mistras nelle quattro date.

Infatti, la risposta della fauna bentonica ad un prolungato periodo di stress ambientale durante il periodo estivo, lo si può osservare nella Cym e DM, dove i campioni sono più accorpati nel periodo primaverile e maggiormente disgregati nel periodo autunnale.

Questo andamento è confermato anche dall'indice di diversità di Shannon, dal numero di specie (S) e dalla densità degli individui (N), con un netto calo della diversità e delle abbondanze dalla stagione primaverile a quella autunnale (fig.e indici).

Pertanto il netto calo della diversità, non può che essere giustificato dall'ampia stagionalità dei parametri abiotici maggiormente accentuata nel periodo estivo (ipertermico) (fig. ANOVA CTD e PCA) e che rappresenta così il fattore di maggior stress per l'ecosistema della laguna.

Nel particolare tra i parametri chimico-fisici, quelli che sembrerebbero condizionare maggiormente la fauna bentonica sono la temperatura e la salinità, in quanto subiscono le oscillazioni maggiori lungo tutto il profilo annuale e i loro valori critici sono associati con l'impoverimento dei popolamenti. Mentre l'ossigeno non raggiunge condizione di stress (anossia o ipossia) per periodi prolungati; i valori di saturazione non cambiano in maniera significativa lungo il profilo annuale e

le condizioni di sovrasaturazione più elevate (< 150 %) si hanno nel periodo primaverile e dunque in corrispondenza di valori maggiori di ricchezza di specie e abbondanza di individui.

Inoltre dall'analisi della composizione dei sedimenti si può osservare come le aree (Cym e DM) che subiscono maggiori oscillazioni nella composizione del popolamento, sono quelle con maggiori percentuali di sostanza organica e fango, inferiori però a quelle dello Stagno di Cabras e dello Stagno di S. Giusta (Magni, 2008°; De Falco, 2004).

Alte concentrazioni di sostanza organica nei sedimenti, associate a ipossia durante la stagione calda, comportano il rilascio di sostanze letali per la fauna bentonica, come l'Idrogeno Solforato (H_2S). Ciò porta ad un aumento dello stress fisiologico degli animali bentonici, una diminuzione della diversità di specie ed abbondanze, con una comunità dominata da specie r-selettive, di taglia minore e maggiormente tolleranti (Gray, 2002; Gambi, 2008). Comunque sia, è difficile prevedere quelli che sono gli effetti associati a variazioni dell'equilibrio chimico dei sedimenti, ipossia e metabolismo microbico, e come questi possano condizionare la fauna bentonica; infatti, per brevi periodi, questi possono non essere considerati letali (Bartoli, 2009; Meyer-Reil and Köster, 2000). Pertanto, considerando che il rilascio di sostanze tossiche dai sedimenti è frequentemente associato a crisi distrofiche con conseguenti morie di fauna bentonica e pesci (Sechi, 2001; Magni, 2009), che nella Laguna di Mistras non sono stati rilevati periodi prolungati d'ipossia, e non sono mai state segnalate morie o fenomeni distrofici, è ragionevole supporre che il rilascio di sostanze chimiche tossiche non sia rilevante.

In base ai risultati ottenuti, è possibile fare delle considerazioni più dettagliate sull'andamento dei popolamenti della laguna.

Negli ambienti di transizione mediterranei la distribuzione delle specie bentoniche segue un modello di zonazione biologica, comune ai diversi tipi di ecosistemi salmastri (Guarlot et al., 1983,). In generale, si assiste ad una riduzione della diversità con l'aumento del livello di stress fisiologico, evidenziato anche nella Laguna di Mistras, sia nella sua zonazione: con le differenze tra le aree vegetate e quelle non vegetate; sia, dalla forte stagionalità tra il periodo autunno-invernale e quello primaverile-estivo. Infatti, seguendo il gradiente di stress chimico-fisico avviene una transizione attraverso diverse comunità, le cui componenti sono capaci di sopravvivere di volta in volta a condizioni più sfavorevoli. Tali comunità derivano da un ristretto numero di specie, adattato alle specifiche condizioni, ma allo stesso tempo selezionato anche dalla capacità di rispondere alla variabilità dei diversi fattori chimico-fisici degli ambienti salmastri (Cognetti, 2000; Blasi, 2008).

Nel caso particolare della Laguna di Mistras si osserva questo andamento, con un forte calo della diversità nel periodo con maggiore stress chimico-fisico (periodo estivo, iperalino), dove riescono a

sopravvivere solo specie particolarmente resistenti. Questa condizione perdura per tutto la stagione dell'autunno (nei mesi di Ottobre e Novembre), visto il perdurare di valori di salinità e temperatura particolarmente alti se confrontati con altri ambienti di transizione vicini (es.: Stagno di Cabras e Stagno di Santa Giusta). Mentre il periodo invernale e primaverile (polialino), le condizioni favorevoli di salinità, temperatura e ossigeno disciolto, consentono un rapido ripopolamento della laguna con il raggiungimento in primavera dei valori di diversità maggiori, particolarmente alti se paragonati ad altri ambienti di transizione soggetti ad elevato stress chimico-fisico (es.: Saline di Tarquinia, Stagno di Molentargius a Cagliari, Salina Grande di Trapani e Paceco a Trapani, Laguna di Gialova in Grecia, etc.).

Andando ad osservare nel dettaglio i cambiamenti della comunità dalla primavera all'autunno, in primo luogo, si osserva come le specie dominanti sono ben 13 (*A. tenuis*, *C. cfr lividulum*, *C. cfr capitata*, *P. rullieri*, Chironomidae, *C. glaucum*, *M. gryllotalpa*, *H. acuta acuta*, *G. aequicauda*, Actinaria, *Hirshmannia* spp., *A. alba*, *L. lucinalis*): un numero non trascurabile se si considera che in alcuni ambienti iper-alini (es.: Saline di Tarquinia, Salina Grande di Trapani e Paceco a Trapani e Laguna di Gialova in Grecia), questo è il numero di specie totali, mentre nel caso di Mistras le specie totali sono ben 46. Quindi, queste 13 specie rappresentano gli animali più resistenti allo stress chimico-fisico e che meglio si sono adattati a questo ambiente, costituendo così, la componente stabile della comunità di invertebrati bentonici nella laguna (Figura 5.1).

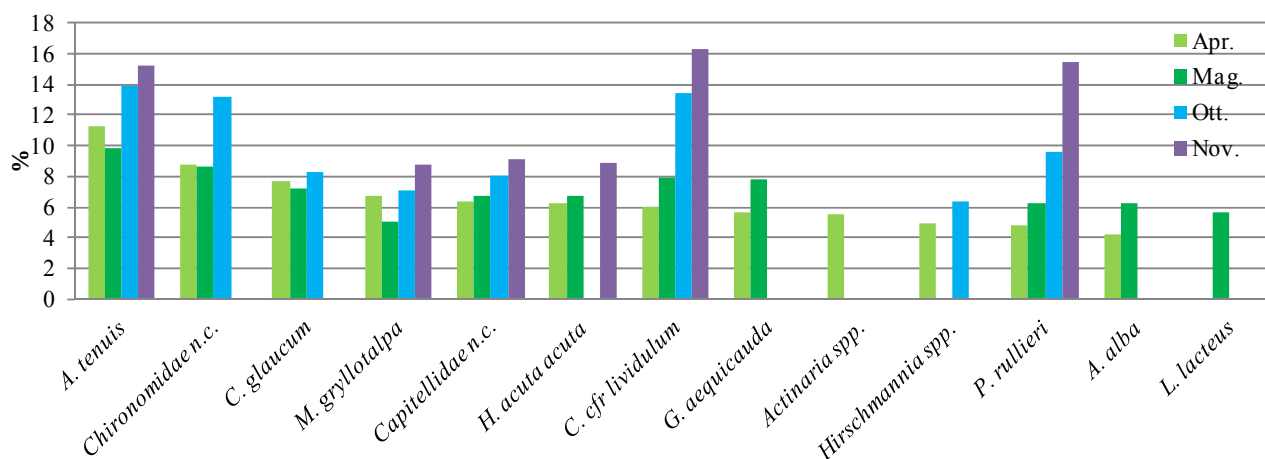


Figura 5.1. Test SIMPER riferito al contributo di significatività (%) delle specie dominanti nella Laguna di Mistras nelle quattro date di campionamento (Apr., Mag., Ott. e Nov.)

Di seguito sarà dedicata una parte relativa alla descrizione delle comunità bentoniche nelle singole aree (NV, Cym e DM) durante le quattro date di campionamento (Aprile, Maggio, Ottobre e Novembre).

Un monitoraggio ambientale prende in considerazione quelli che sono gli andamenti spazio-temporali delle variabili abiotiche, ma non considera l'influenza delle variabili strettamente legate alla biologia degli organismi, quali: competizione, comportamento, predazione, fisiologia, etc.

5.2.1 Area Non Vegetata (NV)

Quest'area rappresenta l'area più confinata del macino di Mistras con delle condizioni limite, che permettono di distinguere questo ambiente dal resto della laguna, in maniera molto netta. Tale distinzione è dovuta da: a) la barriera di terra che la separa dal resto del bacino, b) la composizione dei sedimenti, c) i parametri idrologici e d) la composizione della flora e fauna bentonica.

La salinità è sicuramente il parametro che meglio inquadra lo stato di confinamento della NV, che però, risulta netto solo nel periodo più caldo dell'anno (da Giugno a Novembre), associato probabilmente ad un maggior tasso di evaporazione; mentre nella stagione fredda tende ad uniformarsi con il resto del bacino ad indicare maggiori scambi, probabilmente facilitati dall'azione delle perturbazioni atmosferiche, quali pioggia e vento. Infine, nella NV i valori di ossigeno disciolto sono mediamente inferiori alle altre aree: un'ulteriore indicazione della scarsa influenza e vivificazione da parte del mare.

La condizione ambientale della NV rappresenta così una vera e propria barriera per la colonizzazione di invertebrati bentonici. Infatti, per quanto gli ambienti di transizione siano colonizzati da specie eurialine capaci di tollerare importanti oscillazioni delle variabili ambientali, l'area NV rappresenta un ambiente ostile per molte specie bentoniche degli ambienti di transizione. Il popolamento è costituito da sole otto specie: sei delle quali dominanti e presenti durante tutte le quattro date di campionamento (*C. glaucum*, *A. tenuis*, *H. acuta acuta*, *C. cfr capitata*, Chironomidae n.c. e *Hirshmann* sp.) escluse le larve di Chironomidae n.c., che scompaiono nel mese di Novembre, coerentemente con il loro ciclo larvale; mentre i due anfipodi (*G. aequicauda* e *M. gryllotalpa*) scompaiono il primo dal mese di Ottobre e il secondo dal mese di Novembre. I due anfipodi sono specie dominanti della comunità delle due aree vegetate (Cym e DM) con un'elevata mobilità; pertanto, la loro presenza nella sola stagione primaverile, potrebbe essere interpretata come un tentativo di colonizzazione durante il periodo invernale-primaverile, favorito da maggiori scambi d'acqua tra la NV e il resto del bacino, come indicato dall'andamento dei parametri chimico-fisici. Inoltre, la scomparsa di questi anfipodi può essere indicativa della loro intolleranza ad ambienti con così ampie oscillazioni delle variabili ambientali, accentuata nel *M. gryllotalpa*, che scompare dalla data di Aprile. E' comunque opportuno precisare, che in base agli obiettivi del presente studio, non e' possibile verificare nello specifico il fattore limitante che ha portato alla scomparsa di questi animali.

Contrariamente al resto del bacino, la prateria di *C. nodosa* e *Z. noltii* non riesce a colonizzare la NV, dove l'unica fanerogama presente è la *R. maritima* distribuita a *patch* abbastanza distanti tra loro (± 100 m); mentre si osserva la colonizzazione stagionale dell'alga verde *Enteromorpha* sp. che occupa una buona parte della laguna durante la stagione primaverile. Pertanto, considerando gli scarsi collegamenti con il bacino circostante, l'assenza di macrofite capaci di rilasciare nell'ambiente importanti volumi di biomassa, ciò giustificherebbe la scarsa concentrazione di sostanza organica in quest'area. Infatti, le concentrazioni di sostanza organica nei sedimenti mantengono valori molto bassi, ad indicare una degradazione abbastanza veloce del detrito proveniente dalla seppur limitata produzione della biomassa da parte delle macroalghe.

Considerando ancora i dati di abbondanza, si osserva che cinque delle nove specie dominanti il popolamento delle tre aree della laguna (79 % delle abbondanze totali), sono le specie dominanti anche nella NV e che l'*A. tenuis* e Chironomidae n.c., sono le più abbondanti in assoluto. Abbondanze così alte, possono essere giustificate sia dall'elevata capacità di proliferazione, tipica degli animali opportunisti, che dalla difficoltà di predatori e competitori nel colonizzare l'area.

Pertanto riassumendo: la NV è un ambiente a elevato stress ambientale, dove tra le specie opportuniste tipiche degli ambienti di transizione, sono state selezionate solo alcune di queste con il maggior grado di tolleranza. Questa condizione ha costituito una comunità bentonica con una maggiore stabilità, da intendersi come: una minore variabilità delle abbondanze relative e del numero di specie. Dunque, la NV è capace di tollerare la forte variabilità stagionale della laguna, meglio che nelle altre aree (Cym e DM) maggiormente condizionate.

Ciò consente anche di riflettere, sull'utilizzo dei popolamenti macrozoobentonici quali indicatori del grado di inquinamento e di impatto antropico di un ambiente di transizione, e di come questi non possano prescindere da un approfondito studio delle variabili ambientali.

Infatti, comunità simili a quelle della NV possono essere monitorate in molti ambienti di transizione con un elevato inquinamento, risultante da arricchimento organico dei sedimenti e dei nutrienti (Como e Magni, 2009; Barbone, E., et al., 2011). Specie come le larve di Chironomidae n.c., *Hirshmann* spp. e l'*H. acuta acuta*, generalmente sono dominanti in comunità che colonizzano i sedimenti successivamente a importanti eventi distrofici (Magni et al., 2008a) confermando così, un livello alto di inquinamento e di impatto antropico. Quindi seguendo questo ragionamento, senza approfondite analisi ambientali della colonna d'acqua e dei sedimenti, si incorrerebbe nell'errore di associare la comunità dell'area NV a un'area con un elevato grado d'inquinamento organico.

Si comprende dunque quanto le specie degli ambienti di transizione abbiano un'ecologia molto complessa e come queste richiedano approfonditi studi sulla loro biologia per una più completa comprensione degli ecosistemi di cui fanno parte.

Di seguito verrà fatta una breve descrizione sull'ecologia delle specie dominanti in quest'area, che consentirà di spiegare quelle che sono le particolarità del popolamento e le strategie utilizzate delle singole specie.

Genere *Abra*

Di seguito saranno descritte le principali caratteristiche dell' *A. alba* e non dell'*A. tenuis*; ciò è dovuto al fatto che non esistono studi abbastanza dettagliati sull'*A. tenuis*, capaci di distinguerla dall' *A. alba*.

***Abra alba* (W. Wood, 1802)**

È un bivalve della famiglia Semelidae con valve minute e abbastanza fragili. Ha una riproduzione gonocorica, il suo sviluppo è planctotrofico e il periodo di riproduzione è da febbraio sino a tutto l'autunno. Il ciclo larvale è di circa 2 mesi con un potenziale di distribuzione non molto ampio (> 10 km). Ha delle dimensioni medie di circa 1-2 cm con una velocità di crescita di circa 0,1 (mm/giorno), vive infossato nel sedimento negli strati più superficiali (< 5 cm). È un animale che vive in diversi tipi di sedimento, ma predilige basse concentrazioni di sostanza organica, non ha una vita coloniale ma solitaria.

Il metodo di nutrizione è molto particolare, tipico degli animali di questa famiglia e dei Scrobicularidi. Infatti, i sifoni molto stretti e lunghi, vengono protratti esternamente e distesi sulla superficie del sedimento; tramite un movimento circolare e rotatorio, l'animale crea una corrente in uscita che crea turbolenza; successivamente aspira lo strato del sedimento rimosso che viene quindi ingerito; pertanto, possiamo definire questi animali come sospensivori, capaci di selezionare gran parte del loro nutrimento (plancton e sostanza organica) (Dame, 1996) (Figura 5.2). Ciò gli consente di essere abbastanza competitiva nei confronti di altri filtratori, a discapito però della necessità di vivere in un ambiente con un basse turbolenze e correnti.

Infatti, vive in ambienti con acque calme, quali lagune o stagni costieri. È una specie eurialina capace di tollerare ampie variazioni di salinità e temperatura (Olivier, et al., 1996).

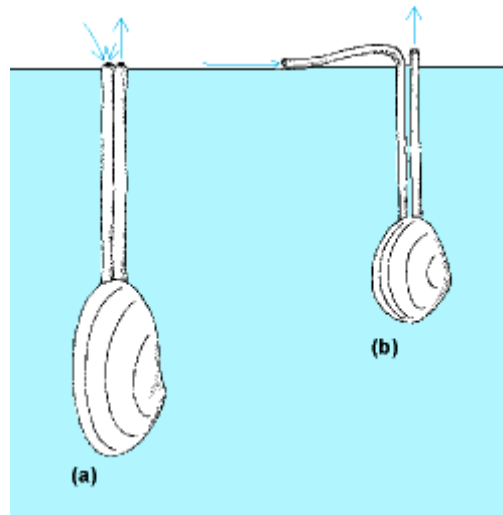


Figura 5.2. Metodo di filtrazione dei Semelidi e Scrobicularidii (Adattato da R. C. Newell, Biology of Intertidal Animals, Marine Ecological Surveys Ltd., Faversham, Kent, England, 1979).

Larve di Chironomidi

I Chironomidi sono una vasta famiglia dell'ordine dei Ditteri cosmopolita.

Hanno una elevata capacita' di colonizzare diversi sistemi acquatici: sono principalmente diffusi in ambienti d'acqua dolce, ma alcune specie si sono adattate con successo negli ambienti di transizione. Dunque, sono degli animali con straordinarie capacita' d'adattamento. Infatti, il genere *Chironomus* si e' adattato molto bene negli ambienti salmastri mediterranei per la notevole capacita' di tollerare le piu' diverse condizioni ambientali: sostanza organica dei sedimenti, ampi range di salinita' e temperatura e condizioni di anossia e ipossia.

Sono animali olometaboli, con sviluppo postembrionale tramite di una larva e pupa (Figura 5.3). Il loro metodo di riproduzione e' anfigonico ma alcune famiglie sono partenogeniche. Le fasi del ciclo vitale sono variabili a seconda della specie: da piu' generazioni in un anno a condizioni di cicli pluriennali; nel caso del genere *Chironomus*, si puo' avere una generazione annuale con il periodo di deposizione durante il periodo primaverile-estivo (Carter, 1980).

Sono degli animali che si cibano principalmente sia del detrito, che di organismi planctonici. Vivono immersi nella parte superficiale del sedimento all'interno di tubi a forma di U, questa particolare conformazione gli consente di creare una corrente in entrata e in uscita, che gli permette di trattenere particelle planctoniche e di sostanza organica: loro fonte di cibo (Ernest, 2003)

Durante la fase acquatica, rappresentano un'importante fonte di cibo per pesci ed altri animali. Sono capaci di sopravvivere in ambienti limitanti per altri animali, grazie a diverse strategie di tipo fisiologico e metaboliche. Infatti, sintetizzano emoglobina, che gli consente di immagazzinare ossigeno e di cederlo ai tessuti durante i periodi d'ipossia (Nocentini, 1985; Blasi, 2008); le loro papille anali hanno una funzione osmoregolatrice che gli consente di tollerare elevate concentrazioni di salinita' con elevate concentrazioni di cloruri (Tremblay, 1991).

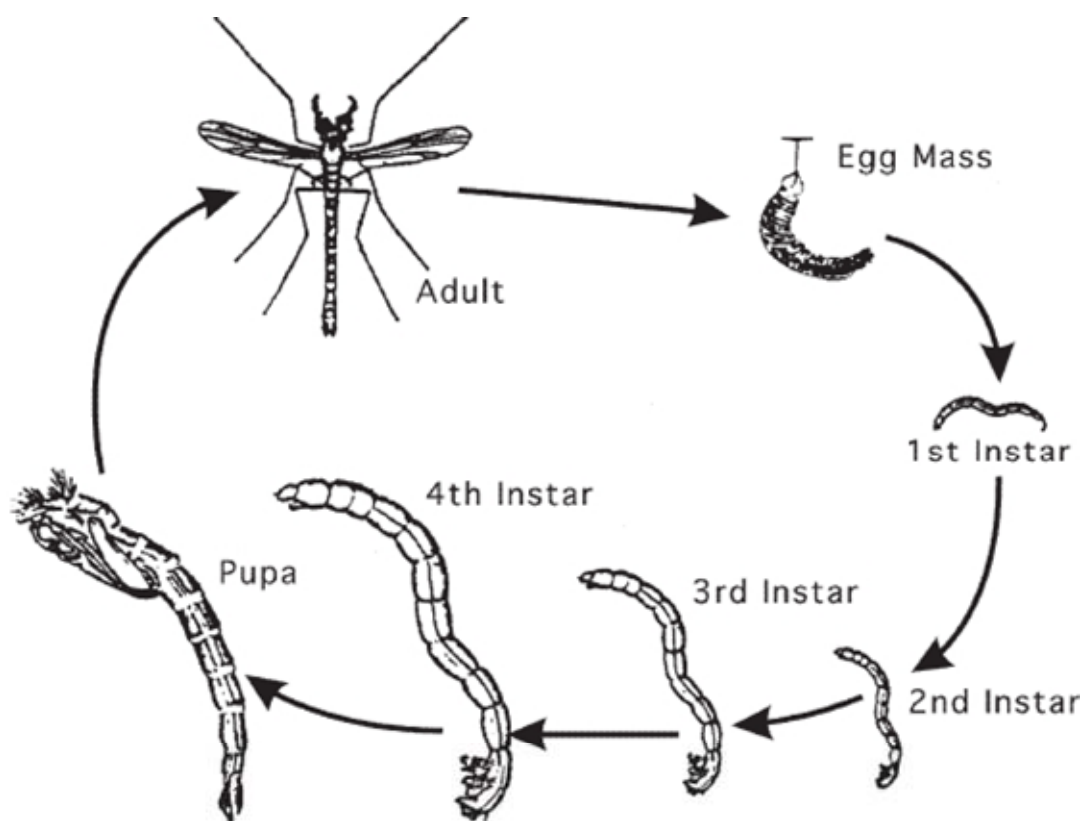


Figura 5.3 – Ciclo vitale del *Chironomus salinarius* (adattato da Walker 1987)

***Cerastoderma glaucum* (Bruguère, 1789)**

E' un bivalve della famiglia dei cardidi, ha una vita non coloniale ma solitaria. E' un animale gonocorico con uno sviluppo planctotrofico. Si riproduce una volta all'anno da maggio a luglio, la durata della vita media è di circa 3-5 anni e ha una capacità di accrescimento di 9,6 (mm/anno).

Il veliger ha una vita pelagica che va dagli 11 ai 30 giorni. Successivamente il giovane individuo si attacca a filamenti di alghe bentoniche tramite il bisso, poi si stabilizza nel bisso a pochi centimetri di profondità (Ansell, 1981). E' un animale che ha sviluppato una discreta mobilità grazie ad un muscolo del piede molto sviluppato. E' un animale filtratore capace con una dieta abbastanza variegata dovuta anche ad una certa capita' di selezionare le particelle filtrate (fitoplancton, zooplancton, materia organica).

E' capace di vivere in ambienti con un ampio range di salinità da <20 psu a >35 psu e temperatura (0-25 °C). Negli stadi giovanili viene predato principalmente da pesci, gamberi, mentre in fase adulta da granchi e uccelli (Masski&Guillou, 1999)

5.2.2 Area Cymodocea (Cym)

La *C. nodosa* e la *Z. noltii* sono delle fanerogame marine ampiamente distribuite lungo gli ambienti costieri del mediterraneo (Afonso-Carrillo and Gil-Rodriguez, 1980; Luning, 1990) e sono delle specie-chiave degli ecosistemi marini costieri e di transizione. Non tollerano elevati carichi di sostanza organica e nutrienti, in quanto diminuiscono il loro tasso di crescita (Perez et al. 1994). Sono rappresentanti di habitat a cui sono associate comunità bentoniche ben strutturate e con elevati valori di diversità di specie (Sfriso et al. 2001; Brito et al. 2005).

Queste due piante rappresentano le due specie dominanti nella laguna, estendendosi per gran parte del bacino, questo anche in relazione a bassi valori di sostanza organica nei sedimenti (< 7.5 %); mentre ciò che limita la sua distribuzione sembrerebbero essere le variabili abiotiche: infatti tende a diradarsi lungo in gradiente crescente di salinità, sino a scomparire nell'area più confinata (NV).

L'area Cym raggiunge i valori di diversità specifica maggiori (H' : 2.3 ± 0.1) durante la stagione primaverile e la maggiore eterogeneità tassonomica della comunità, con trenta diverse specie. Le specie dominanti il popolamento (SIMPER cut off 75 %) sono ben quattordici, un numero notevole se paragonato alle specie dominanti di altre comunità bentoniche di ambienti di transizione (Fenzi, 2004; Tataranni, et al., 2009; Blasi, 2008); inoltre, tale varietà di specie è associata ad una discreta varietà di gruppi funzionali (metodo di nutrizione). Nel mese di Aprile, le specie dominanti sono rappresentate da animali *detritivori-saprofagi* (*M. gryllotalpa*, *G. aequicauda*); *erbivori* (*C. cfr lividulum*); *erbivori-detritivori* (*S. serratum*, *C. carinata*); *filtratori-sospensivori* (*L. lacteus*, *A. tenuis*, *A. alba*, *T. dulongii*); *carnivori* (*Actinaria* spp, *P. rullieri*, *N. corniculum*) e *detritivori* (*N. laevigata*, *P. norvegicus*).

L'area vegetata Cym sembrerebbe essere un habitat adatto per un ampio numero di specie, che utilizzano diversi metodi di nutrizione e comportamento, con una dominanza da parte di animali *erbivori* (*C. cfr lividulum*) o strettamente associati all'habitat delle fanerogame marine (es.: *P. rullieri*, *N. corniculum*, *A. alba*, *S. serratum*).

Paragonando il numero di gruppi funzionali della Cym con quelli della NV, un ambiente senza *C. nodosa* e *Z. noltii*, si osserva che nella NV scompaiono gli *erbivori*, i *detritivori-saprofagi* e i *carnivori* e le specie dominanti appartengono a soli tre gruppi funzionali: *filtratori-sospensivori* (*A. tenuis*, Chironomidae n.c., *C. glaucum*, *Hirschmannia* s.p.); *detritivori* (*C. cfr. capitata*) e gli *erbivori-detritivori* (*H. acuta acuta*): animali che si cibano principalmente di plancton, e sostanza organica in sospensione o nel sedimento superficiale. Infatti, nella NV, la principale fonte di cibo è rappresentata dal plancton e dai bloom algali primaverili, che, una volta degradati, costituiscono la principale sorgente di sostanza organica. A tale proposito è opportuno sottolineare, come la

dominanza di animali prettamente erbivori nella Cym a scapito di quelli detritivori, può essere giustificata dalla diversa natura dei produttori primari nelle due aree. Infatti, nella NV i produttori primari sono alghe verdi, cioè vegetali che si degradano velocemente in sostanza organica che è fonte di cibo per gli invertebrati bentonici; mentre, le fanerogame marine della Cym, richiedono tempi maggiori nella loro degradazione in sostanza organica, essendo piante vascolarizzate con lignina, pertanto la predominanza di animali erbivori potrebbe essere giustificata dalla maggiore disponibilità di epifiti o prede sulle foglie delle piante.

Considerando l'andamento temporale della comunità nella Cym, si osserva come, per quanto vi sia un'elevata diversità di specie e un elevato numero di abbondanze relative nella stagione primaverile, quest'area subisce una drastica riduzione delle diversità e delle abbondanze relative dalla data di Aprile a quella di Novembre: la comunità macrozoobentonica della Cym è, tra le tre aree monitorate, quella maggiormente suscettibile alla variabilità stagionale dei parametri abiotici, con un significativo impoverimento del popolamento nella stagione autunnale successivamente all'elevato stress ambientale del periodo estivo.

Considerando le specie dominanti e i gruppi funzionali d'appartenenza, si osserva come, rispetto alla data di Aprile, a Ottobre scompaiono tre specie: *Actinaria* spp. (*carnivori*), *A. tenuis* (*filtratori-sospensivori*) e *P. norvegicus* (*detritivori*) e nel mese di Novembre, ben sette: *G. aequicauda* (*detritivori-saprofagi*), *N. laevigata* (*detritivori*), *Actinaria* spp. (*carnivori*), *L. lacteus* (*filtratori-sospensivori*), *T. dulongii* (*filtratori-sospensivori*), *A. tenuis* (*filtratori-sospensivori*) e *P. norvegicus* (*detritivori*). Il gruppo funzionale che perde il maggior numero di specie è quello dei *detritivori* e *filtratori-sospensivori*, ciò potrebbe essere messo in relazione a diversi fattori.

In primis non è da trascurare il fattore comportamentale legato alla predazione o alla competizione con altri animali, infatti, molte di queste specie sono prede di pesci abbondanti nella laguna di Mistras (es.: Spigole, Orate, Muggini, Gobbidi, etc.), ciò, però esula dagli obiettivi del presente studio.

Inoltre, molte di specie (*L. lacteus*, *A. tenuis*, *N. laevigata*, *P. norvegicus*) sono animali con una scarsa mobilità, che non gli consente di spostarsi in altre aree in presenza di condizioni limitanti; vivono infossati nel sedimento, e dunque hanno una esposizione diretta a eventi nocivi e limitanti, più frequenti durante la stagione estiva, quali: rilascio di idrogeno solforato, condizioni di anossia o ipossia. Mentre gli altri animali (*G. aequicauda* e *T. dulongii*) che hanno una elevata mobilità potrebbero essere maggiormente suscettibili alla forte stagionalità dei parametri chimico-fisici; infine, l'*Actinaria* spp. oltre alla sensibilità ai parametri abiotici, la sua presenza potrebbe essere legata al ciclo della *Gracilaria* n.c., a cui è stata trovata adesa; questa infatti, scompare durante il periodo estivo, per poi ricomparire in quello tardo autunnale sino alla primavera.

5.2.3 Area Deposito-Macrofite (DM)

Quest'area è quella con il minor grado di confinamento e una maggiore influenza del mare; però, sia dall'analisi dei sedimenti, che dall'andamento dei parametri abiotici, ci sono delle differenze significative solo con la NV, ma non con la Cym. Ciò può essere dovuto da un ricambio delle acque e da una circolazione simile nella DM e nella Cym, sia per l'assenza di barriere di sabbia e che per una minore distanza tra le aree, contrariamente a quanto avviene nella NV.

Una chiara somiglianza di queste aree è riscontrabile anche per quanto riguarda la componente biotica. Infatti, la prateria di *C. nodosa* e *Z. noltii* è presente in quest'area, anche se con una distribuzione più rada, probabilmente in relazione a una proliferazione estesa dell'alga rossa del genere *Gracilaria*, dal periodo tardo autunnale sino a tutto quello primaverile. Quindi in quest'area, i produttori primari sono rappresentati sia dalle piante fanerogame, sia dalla *Gracilaria*. La produzione di biomassa dell'alga rossa durante la stagione fredda, con una sua rapida degradazione durante la stagione calda, potrebbe rappresentare una fonte di sostanza organica, non trascurabile per la dieta di specie bentoniche di natura detritivora e sospensivora.

Riguardo alla fauna bentonica, nella DM, il numero totale di specie è di trentasette, sette in più rispetto alla Cym; le abbondanze relative sono simili a quelli della Cym, eccezion fatta per il periodo primaverile, mentre il numero di specie dominanti sono dodici: solo due in meno rispetto alla Cym.

Anche in quest'area, il periodo con maggiore diversità di specie è quello primaverile con una diminuzione in quello autunnale, ma contrariamente alla Cym, le date di Maggio, Ottobre e Novembre, hanno valori simili ad indicare una stabilizzazione delle abbondanze e del numero di specie.

Le due aree vegetate sono simili tra di loro per quanto riguarda le diversità di specie e le abbondanze relative: entrambe hanno una variabilità tra la stagione primaverile e quella autunnale; le comunità sono ben strutturate ed eterogenee, con un numero elevato di specie dominanti, appartenenti a più gruppi funzionali.

Considerando i gruppi funzionali delle dodici specie dominanti in quest'area, si osserva che nella data di Aprile, sono presenti gli stessi gruppi della Cym con la sola differenza che sono assenti gli erbivori-detritivori. Sono ben sette le specie in comune (*C. cfr lividulum*, *Actinaria* spp., *P. rullieri*, *N. laevigata*, *M. gryllotalpa*, *G. aequicauda*, *A. tenuis*, *A. alba*, *L. lacteus*), mentre quelle presenti solo nella DM sono tre (*D. uncinata*, larve di Chironomidae e *P. conicus*), e quelle presenti solo nella Cym sono cinque (*N. corniculum*, *P. norvegicus*, *T. dulongii*, *C. carinata* e *S. serratum*).

In generale quindi si può dire che come per la Cym, anche nella DM tra le specie dominanti ci sono animali tipici di ambienti legati alle fanerogame *C. nodosa* e *Z. noltii* (*C. cfr lividulum*, *P. rullieri*, *N. corniculum*, *A. alba*, *S. serratum*); allo stesso modo la DM tende a distinguersi per l'aumento di specie prettamente detritivore come la *D. uncinata* e le larve di Chironomidae probabilmente in relazione all'aumento di sostanza organica, legato alla degradazione della Gracilaria.

Questa distinzione tra le due aree non è tanto distinguibile dai valori degli indici (numero di specie, numero di individui e indice di Shannon), ma considerando le informazioni a disposizione sulle modalità di nutrimento e della dieta delle specie.

Infatti, dall'andamento temporale delle specie dominanti nella DM, si osserva che, le specie che sopravvivono allo stress della stagione estiva, sono prevalentemente detritivore e sospensivore con una sola specie di carnivori-saprofagi e una di erbivori (*C. cfr lividulum*); mentre nella Cym, sono assenti i detritivori e le specie più resistenti sono erbivore o erbivore-detritivore (*C. cfr lividulum*, *S. serratum* e *C. carinata*), a seguire una specie appartenente al gruppo di carnivori (*N. corniculum*) e carnivori-saprofagi (*P. rullieri*), e una sola specie di detritivori-saprofagi (*M. gryllotalpa*).

Quindi si potrebbe concludere, che nella DM, le specie resistenti alla stagione calda sono principalmente detritivore perché probabilmente avvantaggiate dalla degradazione dell'alga del genere Gracilaria; mentre nella Cym, sopravvivono alla stagione calda prevalentemente animali erbivori o legati direttamente o indirettamente, alla produzione primaria delle piante fanerogame.

Possono essere fatte altre osservazioni riguardo alle specie detritivore, in relazione alla disponibilità di sostanza organica, come: la *D. uncinata* e la *N. laevigata* (detritivori), che non sono dominanti nella data di Aprile e la *D. uncinata* compare solo nelle date autunnali in seguito alla degradazione della Gracilaria. Quindi, la presenza di specie dominanti diverse da Maggio a Novembre, potrebbe spiegare il risultato del test della varianza per l'indice di diversità di Shannon, dove nella DM non si hanno delle differenze tra le date di Maggio, Ottobre e Novembre con valori simili; contrariamente a quanto accade nella Cym, dove vi è una diminuzione significativa della diversità con valori minimi nella data di Novembre.

In generale, l'andamento della distribuzione spazio-temporale dei popolamenti macrobentonici nella Laguna di Mistras ed in particolare nelle due aree vegetate, e' in linea con quello di molti ambienti di transizione. Infatti, la stagionalità dei parametri chimico-fisici influenza i valori di abbondanza e diversità di specie, che sono inferiori nella stagione calda (estate) e maggiori in quella fredda (inverno-primavera). Quindi, soltanto con l'abbassarsi dei valori di temperatura e salinità, la comunità bentonica è nelle condizioni di ricolonizzare il sedimento (*recovery*), raggiungendo i valori massimi di abbondanza e diversità di specie in primavera.

Generalmente la fase di *recovery* inizia nel periodo autunnale, mentre nella Laguna di Mistras, con il perdurare di elevati valori di temperatura e salinità la ricolonizzazione dei sedimenti da parte della fauna bentonica, inizia solo nella stagione invernale.

Questa tendenza è tipica di ambienti iperalini (Blasi, 2009), e il perdurare di uno stress chimico-fisico per periodi così prolungati, comporta l'incapacità da parte di molte specie bentoniche di ricolonizzare il sedimento e di conseguenza dai monitoraggi di questi ambienti, ci si attende dei valori di diversità di specie più bassi che in ambienti polialini.

Pertanto, considerando i valori di diversità di specie e le abbondanze relative osservate in primavera, si può concludere che nella Laguna di Mistras la diversità di specie della comunità bentonica è elevata e che questa è in grado di ricolonizzare i sedimenti abbastanza velocemente e con un buon grado di resilienza.

Probabilmente ciò è dovuto al fatto che le condizioni d'iperalinità non sono presenti in tutti i mesi dell'anno; infatti, dall'andamento annuale di temperatura e salinità si osserva come, durante la stagione invernale e primaverile, i valori tendono ad abbassarsi ed uniformarsi in tutto il bacino e ciò potrebbe favorire il rapido *recovery* della comunità bentonica.

6 – CONCLUSIONI

La comunità della fauna bentonica della Laguna di Mistras è composta da specie con una elevata valenza ecologica capaci di tollerare ampie escursioni dei parametri abiotici.

Se si paragonano i valori di diversità di Shannon (H'), numero di specie (S) e densità degli individui (N), del presente monitoraggio con quello di altri ambienti di transizione iperalini, si osservano dei valori maggiori particolarmente alti se paragonati ad altri ambienti di transizione ad elevato stress chimico-fisico.

La risposta della fauna bentonica ad un prolungato periodo di stress ambientale durante il periodo estivo, lo si può osservare nelle aree dominate dalla presenza di praterie di fanerogame marine (*C. nodosa* e *Z. noltii*) e macroalghe (es.: *Gracilaria*); dove si osserva una ricchezza di specie e abbondanze relative notevole nel periodo primaverile, e un drastico depauperamento successivamente la stagione calda, nel periodo autunnale.

Questo andamento è confermato dall'indice di diversità di Shannon, dal numero di specie (S) e dalla densità degli individui (N), con un netto calo della diversità e delle abbondanze dalla stagione primaverile a quella autunnale.

Il netto calo della diversità non può che essere giustificato dall'ampia stagionalità dei parametri abiotici maggiormente accentuata nel periodo estivo e che rappresenta così il fattore di maggior stress per l'ecosistema della laguna.

Nel particolare tra i parametri chimico-fisici, quelli che sembrerebbero condizionare maggiormente la fauna bentonica sono la temperatura e la salinità, in quanto subiscono le oscillazioni maggiori lungo tutto il profilo annuale e i loro valori critici sono associati con l'impoverimento dei popolamenti. Mentre l'ossigeno non raggiunge condizione di stress (anossia o ipossia) per periodi prolungati; i valori di saturazione non cambiano in maniera significativa lungo il profilo annuale e le condizioni di sovrasaturazione più elevate (< 150 %) si hanno nel periodo primaverile e dunque in corrispondenza di valori maggiori di ricchezza di specie e abbondanza di individui.

Inoltre, dall'analisi della composizione dei sedimenti si può osservare come le aree vegetate (*Cym* e *DM*), che subiscono maggiori oscillazioni nella composizione del popolamento, sono quelle con maggiori percentuali di sostanza organica e fango; tale arricchimento però, non raggiunge mai condizioni critiche per la fauna bentonica (<10%), e sono inferiori a quelle di ambienti con un elevato arricchimento organico dei sedimenti (Magni, 2008; De Falco, 2004), pertanto si potrebbe escludere un'influenza significativa dell'arricchimento organico dei sedimenti nella distribuzione spazio-temporale dei popolamenti bentonici.

A tal proposito, un esempio che possa evidenziare l'influenza dell'arricchimento organico sugli ecosistemi acquatici, può esser fatto considerando altri ambienti di transizione del Golfo di Oristano con come lo Stagno di Cabras e lo Stagno di S. Giusta, dove si ha un minore stress chimico-fisico (ambienti polialini), ma un maggiore inquinamento organico dei sedimenti. Negli ultimi decenni ciò ha portato ad un progressivo depauperamento ed instabilità delle comunità bentoniche, culminando con sempre più frequenti crisi distrofiche e morie di pesci (Fenzi, 2004; Como, 2009; Magni, 2008; Sechi, 2001): mentre questi fenomeni non sono mai stati monitorati nella Laguna di Mistras.

Tali differenze sono chiare anche nella composizione delle classi dominanti la comunità; infatti, mentre nella Laguna di Mistras, la classe dominante è quella dei molluschi, degli artropodi e degli anellidi, nello Stagno di Cabras e in quello di S. Giusta, le classi dominanti sono quelle dei policheti: una dominanza associata a comunità con maggiore instabilità (Cognetti, 1994, 2000).

In particolare, i molluschi bivalvi hanno un ruolo chiave nei processi di ecosistemi marino-costieri e ambienti di transizione in quanto, con la loro azione filtrante (*suspension-feeding* e *deposit-feeding*), coinvolgono sia il comparto bentonico che quello pelagico (*benthic-pelagic coupling*).

Il calo della diversità in relazione all'aumento dello stress chimico-fisico (periodo estivo, iperalino) non si limita alla stagione estiva, ma perdura a quella autunnale (nei mesi di Ottobre e Novembre) con valori di salinità e temperatura elevati. Mentre il periodo invernale e primaverile (polialino), le condizioni favorevoli di salinità, temperatura e ossigeno disciolto, consentono un rapido ripopolamento della laguna con il raggiungimento in primavera dei valori di diversità maggiori, particolarmente alti se paragonati ad altri ambienti di transizione soggetti ad elevato stress chimico-fisico (es.: Saline di Tarquinia, Stagno di Molentargius a Cagliari, Salina Grande di Trapani e Paceco a Trapani, Laguna di Gialova in Grecia, etc.). Inoltre, è opportuno sottolineare la netta distinzione tra le comunità nelle due aree vegetate (Cym e DM) e quella non-vegetata (NV). Quest'ultima rappresenta l'area con maggior stress ambientale, maggior confinamento e minore concentrazione di sostanza organica; la comunità è dominata da poche specie dominanti, particolarmente resistenti e presenti sia nella stagione primaverile che in quella autunnale. Le due aree vegetate, caratterizzate da un minor confinamento e valori maggiori di sostanza organica sono nettamente distinte dall'area vegetata per una maggiore ricchezza di specie la cui ecologia è strettamente associata ai produttori primari delle due aree. Contrariamente all'area non-vegetata, le aree vegetate sono soggette ad una consistente perdita di numero di specie e abbondanze relative incapaci di tollerare le condizioni ambientali della stagione calda.

A conclusione del presente studio, sento la necessità di fare una digressione per sottolineare l'importanza che gli studi di monitoraggio ambientale hanno non solo sotto un punto di vista scientifico, ma anche il loro ruolo nella corretta gestione degli ambienti naturali sotto tutela.

Infatti, sin dall'inizio del secolo scorso, gli ambienti di transizione e marino-costieri italiani hanno subito importanti cambiamenti, dovuti all'aumento dell'impatto antropico finalizzato al potenziamento delle attività produttive di diversa natura, quali: industria, artigianato, pesca, agricoltura, turismo, etc. Questi ambienti hanno subito importanti modifiche sotto diversi punti di vista (morfologico, idraulico e ambientale), portando a consistenti alterazioni degli habitat ed un aumento delle fonti di inquinamento in diverse aree italiane (es.: Venezia, Marano, Taranto, Goro, etc.).

L'aggravarsi di questa situazione è imputabile ad un atteggiamento miope dei Paesi industrializzati, che negli ultimi secoli hanno improntato delle politiche di sviluppo, mirandole al potenziamento delle produzioni industriali, ignorando le possibili ripercussioni sul patrimonio naturale e, soprattutto, sulla salute e qualità di vita dei cittadini.

E' per questo che sin dai primi anni settanta del secolo scorso, cresce da parte di movimenti di natura civica, politica e sociale una pressante denuncia dei disastri ambientali nei principali centri industriali italiani, che nel corso degli anni saranno la causa di migliaia di morti con la distruzione di estese aree, aventi un patrimonio naturale unico e irripetibile.

Solo per citare alcuni esempi italiani:

- 1970 - Cloruro di vinile - Italia - Porto Marghera. Per decenni le industrie chimiche della zona (EniChem Agricoltura, Agrimont, Montefibre, Montedison in genere), riversano CVM (cloruro di vinile monomero), idrocarburi clorurati e metalli pesanti nella laguna. Gravi danni all'ambiente e decine di casi di tumore tra gli abitanti. I responsabili dei fatti, processati negli anni 2000 e con sentenza di cassazione a maggio 2007, godono della prescrizione dei reati commessi.
- 1976, 10 luglio - Diossina - Italia - Seveso - Nello stabilimento della ICMESA (Givaudan) esplode un reattore, disperdendo nell'ambiente TCDD tetracloro-p-dibenzodiossina. Seimila residenti esposti ai danni a causa del disastro di Seveso.
- 1978 - Cr⁶⁺ - Italia - Genova - Cogoletto. La Stoppani azienda operante da decenni sul territorio risulta inadempiente. Dati della Regionali parlano di 92.000 m³ di fanghi tossici stoccati nella discarica di Pian di Masino contenenti elevatissime quantità di metalli pesanti, mentre l'agenzia regionale protezione ambiente (ARPA) ha trovato concentrazioni di cromo esavalente nelle

acque di falda 64.000 volte superiore al limite. Vasto numero di abitanti e lavoratori coinvolti e significativo aumento di mortalità per tumori.

- 1991, 14 aprile - Italia - La petroliera Amoco Milford Haven affonda al largo di Genova.
- 2007 - Rifiuti tossici - Italia - Pescara. Mercurio, piombo e composti clorurati sono i principali contaminanti rilevati. Bussi sul Tirino è al centro di un'area, nel bacino idrografico della Val Pescara, interessata da una decennale attività di occultamento di rifiuti tossici, si stima di 250.000 tonnellate solo nel primo rilevamento. Lunga serie d'intossicati principalmente sul luogo di lavoro. Indagini e commissariamento della zona, contigua al Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, in corso. Le recenti scoperte di nuovi siti candidano la zona al primato di discarica abusiva di rifiuti tossici, maggiore d'Italia.
- 2009 - Rifiuti tossici e radioattivi - Italia. Viene scoperto il Relitto di Cetraro, una nave affondata nel Mar Tirreno dalla 'ndrangheta carica di rifiuti tossici e radioattivi.

Nel corso degli anni, ciò ha portato ad una presa di posizione, tramite una serie di azioni normative, da parte di organi istituzionali preposti alla tutela del patrimonio naturale e alla salvaguardia del benessere e della salute pubblica. Fra queste, ve ne sono alcune indirizzate al monitoraggio ambientale delle aree naturali, per verificare il grado di impatto antropico e da qui, improntare una serie di azioni di salvaguardia e tutela (es.: Direttiva quadro 2000/60/CE, D. lgs. n. 258 del 18/08/2000).

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: 269–280.
- Afonso-Carrillo, J., Gil-Rodriguez, MC., 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o seadales en el Archipiélago Canario. *Vieraea* 8:365–376.
- Ansell, A.D., Barnett, P.R.O., Bodoy, A. & Masse, H., 1981. Upper temperature tolerances of some European Mollusca III. *Cardium glaucum*, *C. tuberculata* and *C. edule*. *Marine Biology*, 65, 177-183.
- Arias A.M., Drake P., 1994. Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cadiz. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 151-167.
- Bald, J., Borja, A., Franco, J., Castro, R., Puig, J., 1999. El Análisis de Componentes Principales como herramienta de cálculo quantitativo del impacto ambiental en el medio marino. Libro de Resúmenes de las V Jornadas Españolas de Ingeniería de Puertos y Costas. A Coruña, 1999. Eds. Gregorio Iglesias and Juan R. Acinas. 169–170.
- Barbone, E., et al., 2011. Linking classification boundaries to sources of natural variability in transitional waters: A case study of benthic macroinvertebrates. *Ecol. Indic.*, doi:10.1016/j.ecolind.2011.04.014.
- Blasi, S., 2008. Studio della struttura, delle fluttuazioni stagionali e della risposta al disturbo dei popolamenti bentonici di un ambiente iperalino mediterraneo: le Saline di Tarquinia. Tesi di dottorato, Università degli Studi della Tuscia.
- Brito, M.C., Martin, D., Nuñez, J., 2005. Polychaetes associated to a *Cymodocea nodosa* meadow in the Canary Islands: assemblage structure, temporal variability and vertical distribution compared to other Mediterranean seagrass meadows. *Mar Biol* 146:467–48.
- Brown, J. H., 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist* 124, 255–279.
- Camarda, Ignazio, 1995. Un Sistema di aree di interesse botanico per la salvaguardia della biodiversità floristica della Sardegna. *Bollettino della Società sarda di scienze naturali*, Vol. 30 (1994/95), p. 245-295. ISSN 0392-6710.
- Carrada C. & Fresi E., 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui metodi e sui problemi. In: *Le Lagune costiere. Ricerca e gestione*. G.C. Carda, F. Cicogna e E. Fresi (Editors). CLEM, Massa Lubrense (Napoli): pag. 35-56.
- Clare E. Carter, 1980. The life cycle of *Chironomus anthracinus* in Lough Neagh. *Holarctic ecology*, 3: 214-217.
- Clarke K.R. & Ainsworth M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 205-219.

- Clarke K. R., 1993. Non-parametric analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke K.R. & Warwick R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Natural Environmental Research Council, UK.
- Cognetti G., 1994. Colonization of brackish waters. *Marine pollution bulletin*, 28 (10): 583-586.
- Cognetti G., 2000. Biodiversity and adaptative mechanisms in brackish fauna. *Marine pollution bulletin*, 40 (1): 7-14.
- Como, S., Magni, P., 2009. Temporal changes of a macrobenthic assemblage in harsh lagoon sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 638–646.
- Dame, R.F.D., 1996. *Ecology of Marine Bivalves: an Ecosystem Approach*. New York: CRC Press Inc. [Marine Science Series.]
- De Falco G, Magni P, Teräsvuori TML, Matteucci G 2004. Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras lagoon (Sardinia, west Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 20(S1): S367-S377.
- De Falco G., Magni P., Fenzi G. 2008. Rapporto finale di ricerca del progetto SIGLA (Sistema Integrato per la Gestione delle Lagune e dell'Ambiente marino costiero). Parte V: Attività 1. Macro-obiettivo CARLA (Caratterizzazione fisica, chimica e biologica dell'acqua e dei sedimenti nella Laguna).
- Dean, W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44, 242–248.
- Eleftheriou, GJ, Holme, NA, 1984. Macrofauna techniques. In Holme NA, McIntyre AD (eds) *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p 140-216.
- Ermenegildo Tremblay. *Entomologia applicata*. Volume III Parte I. 1^a ed. Napoli, Liguori Editore, 1991. ISBN 88-207-2021-3.
- Ernest C. Bay, 2003. Chironomid. Washington State University Cooperative Extension, Puyallup.
- Fenzi, G., 2004. Variabilità spazio-temporale delle comunità macrozoobentoniche e delle caratteristiche idrologiche nello Stagno di Cabras. Tesi di Laurea, Università degli studi di Pisa.
- Fisher, R.A, Corbet A.S., Williams C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42–58.
- Fry, F.E.J., 1971. The Effect of Environmental Factors on the Physiology of Fish. In: Hoar, W.S., Randall, D.J. (Eds.), *Fish Physiology Vol VII: Environmental Relations and Behaviour*. Academic Press, New York, pp. 1–98.

- Gambi, C., Bianchelli, S., Pérez, M., Invers, O., Ruiz, J.M., Danovaro, R., 2008. Biodiversity response to experimental induced hypoxic–anoxic conditions in seagrass sediments. *Biodiversity Conserv.* doi:10.1007/s10531-008-9433-1.
- Giangrande, A., Gravina, M.F., Gambi, M.C., Fresi, E., Ardizzone, G., 1984. Soft bottom polychaetes of sheltered coastal areas: factors of selection in brackish water. *Nova Thalassia* 6 (Suppl.), 155–163.
- Giattina, J.R., Garton, R.R., 1982. Graphical model of thermoregulatory behavior by fishes with a new measure of eurythermality. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 39, 524–528.
- Goheen, J.R., Palmer, T.M., Charles, G.K., Helgen, K.M., Kinyua, S.N., et al., 2013. Piecewise Disassembly of a Large-Herbivore Community across a Rainfall Gradient: The UHURU Experiment. *PLoS ONE* 8(2): e55192. doi:10.1371/journal.pone.0055192.
- Gotelli, Nicholas J. and Simberloff, Daniel, 1987. The Distribution and Abundance of Tallgrass Prairie Plants: A Test of the Core-Satellite Hypothesis *The American Naturalist*, 130: 1, 18-35.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S., Or, Y.U., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238, 249–279.
- Guelorget O., Frisoni G.F., Perthuisot P., 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires: definition d'une échelle de confinement dans le domaine paralytique méditerranéen. *J. Rech. Océanogr.* 3: 15-35.
- Hanski, Ilkka, 1982. Dynamics of Regional Distribution: The Core and Satellite Species Hypothesis. *Oikos*, 38: 2, 210-221.
- Hutchinson, G. E. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium. Quantitative Biology* 22, 415–427 (1957).
- IMC – International Marine Centre (1999) Controllo ambientale nello stagno di Cabras (Periodo: luglio 1999). Rapporto tecnico.
- Koutsoubas, D.; Arvanitidis, C.; Dounas, C.; Drummond, L. (2000). Community structure and dynamics of the molluscan fauna in a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, SW Greece) *Belg. J. Zool.* 130(Suppl.): 135-142.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row. New York.
- Lardicci, C., Abbiati, M., Crema, R., Morri, C., Bianchi, C.N., Castelli, A., 1993. The distribution of polychaetes along environmental gradient: an example from the Orbetello lagoon, Italy. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 14 (1), 35–52.
- Lardicci, C., Como, S., Corti, S., Rossi, F., 2001. Recovery of the macrozoobenthic community after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 42, 202–214.
- Lardicci, C., Rossi, F., Castelli, A., 1997. Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. – *Mar. Pollut. Bull.* 34: 536–547.

- Lu² ning K., 1990 Seaweeds. Their environment, biogeography, and ecophysiology. Wiley-Interscience, New York.
- M. Bartoli, M., Longhi, D., Nizzoli, D., Como, S., Magni, P., Viaroli, P., 2009. Short term effects of hypoxia and bioturbation on solute fluxes, denitrification and buffering capacity in a shallow dystrophic pond. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 381: 105–113.
- Magni P, Rajagopal S, van der Velde G, Fenzi G, Kassenberg J, Vizzini S, Mazzola A, Giordani G 2008a. Sediment features, macrozoobenthic assemblages and trophic relationships ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis) following a dystrophic event with anoxia and sulphide development in the Santa Giusta lagoon (western Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 57: 125-136.
- Magni, P., D. Tagliapietra, C. Lardicci, L. Balthis, A. Castelli, S. Como, G. Frangipane, G. Giordani, J. Hayland, F. Maltagliati, G. Pessa, A. Rismondo, M. Tataranni, P. Tomassetti, and P. Viaroli. 2009. Animal–sediment relationships: Evaluating the ‘Pearson–Rosenberg paradigm’ in Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58: 478–486.
- Masski, H. & Guillou, J., 1999. The role of biotic interactions in juvenile mortality of the cockle (*Cerastoderma edule* L.): Field observations and experiment. *Journal of Shellfish Research*, 18, 575-578.
- McGill, B. J. et al. Species abundance distributions: Moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10, 995–1015 (2007).
- Meyer-Reil, L.A., Köster, M., 2000. Eutrophication of marine waters: effects of benthic microbial communities. *Mar. Pollut. Bull.* 41, 255–263.
- Motomura, I. 1932. A statistical treatment of associations, *Jpn. J. Zool.* 44: 379–383.
- Nocentini A., 1985. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 29. Chironomidi, 4. CNR AQ/1/233.
- Olivier, F., Vallet, C., Dauvind, J-C. & Retière, C., 1996. Drifting in post-larvae and juveniles in an *Abra alba* (Wood) community of the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 199, 89-109.
- Perez, M., Duarte, CM., Romero, Sand-Jensen K, Alcoverro, T., 1994. Growth plasticity in *Cymodocea nodosa* stands: the importance of nutrient supply. *Aquat Bot* 47:249–264.
- Pringle, RM, TM Palmer, JR Goheen, DJ McCauley, F. Keesing. 2011. Ecological importance of large herbivores in the Ewaso ecosystem. Pp. 43-53 in NJ Georgiadis (ed), *Conserving Wildlife in African Landscapes: Kenya’s Ewaso Ecosystem*. Smithsonian Contributions to Zoology No. 632. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, DC.
- Reynolds, W.W., 1979. Perspectives and introduction to the symposium: thermoregulation in ectotherms. *Am. Zool.* 19, 193–194.
- Sechi, N., 2001 Elaborazione del piano di recupero ambientale e di rilancio produttivo dello stagno di Cabras. Regione Autonoma della Sardegna.
- Sfriso, A., Birkemeyer, T., Ghetti, P.F., 2001. Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Mar Environ Res* 52(4):323–349.

- Tataranni, M., Maltagliati, F., Floris, A., Castelli, A, Lardicci, C., 2009 .Variance estimate and taxonomic resolution:An analysis of macrobenthic spatial patterns at different scales in a Western Mediterranean coastal lagoon. *Mar. Environ. Res.* (2009), doi:10.1016/j.marenvres.2009.02.003
- Venkataramiah, A., Lakshmi, G.J., Gunter, G., 1974. Studies on the effects of salinity and temperature on the commercial shrimp, *Penaeus aztecus* ives, with special regard to survival limits, growth, oxygen consumption and ionic regulation, Ocean Springs, Mississippi 134 p.
- Verberk, W. C. E. P., van der Velde, G. & Esselink, H, 2010. Explaining abundance-occupancy relationships in specialists and generalists: A case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters. *Journal of Animal Ecology* 79, 589–601 (2010).
- Verberk, W. (2012) Explaining General Patterns in Species Abundance and Distributions. *Nature Education Knowledge* 3(10): 38.
- Wenworth CK (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediment. *Journal of Geology*, 30:377-392.