

Università degli Studi della Toscana

DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA E SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

DOTTORATO DI RICERCA IN ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE

XVIII ° Ciclo

Studio della struttura, delle fluttuazioni stagionali e della risposta al disturbo dei popolamenti bentonici di un ambiente iperalino mediterraneo: le Saline di Tarquinia.

Settore scientifico disciplinare: BIO/07

COORDINATORE:

Prof. Giuseppe Nascetti

TUTOR:

Prof. Giuseppe Nascetti

DOTTORANDA:

Dott. ssa Silvia Blasi

SOMMARIO

1	FINALITA' E SCOPI.....	3
2	INTRODUZIONE.....	6
2.1	COMUNITÀ BENTONICHE: DINAMISMO E DISTURBO	6
2.2	TUTELA E GESTIONE DELLE SALINE: AREE UMIDE SEMINATURALI.....	10
2.3	LE SALINE DI TARQUINIA.....	15
2.3.1	Area di indagine.....	15
2.3.2	Aspetti naturalistici.....	18
3	MATERIALI E METODI.....	20
3.1	STAZIONI DI CAMPIONAMENTO.....	20
3.2	PARAMETRI AMBIENTALI.....	23
3.3	CARATTERIZZAZIONE DEL SEDIMENTO.....	23
3.4	CAMPIONAMENTO ED ANALISI DELLA FAUNA BENTONICA.....	24
3.4.1	Date di campionamento.....	24
3.5	ANALISI DEI DATI.....	26
3.5.1	Analisi dei dati chimico-fisici delle acque.....	26
3.5.2	Analisi dei dati biologici.....	26
3.6	Campionamento ed analisi del bivalve <i>C. glaucum</i>	28
3.6.1	Analisi della struttura della popolazione del <i>C. glaucum</i>	29
4	RISULTATI.....	31
4.1	PARAMETRI AMBIENTALI.....	31
4.1.1	Temperatura.....	31
4.1.2	pH.....	32
4.1.3	Salinità e conducibilità.....	33
4.1.4	Ossigeno.....	35
4.2	GRANULOMETRIA E POROSITÀ DEI SEDIMENTI.....	38
4.3	MONITORAGGIO CHIMICO-FISICO E BIOLOGICO 2003-04.....	40
4.3.1	Analisi dei dati chimico-fisici.....	40
4.4	LA COMUNITÀ BENTONICA.....	45
4.4.1	La fauna.....	45
4.5	STRUTTURA DEI POPOLAMENTI.....	52
4.5.1	<i>Hydrobia</i> spp.	52
4.5.2	Cerastoderma glaucum	53
4.5.3	Abra ovata	55
4.5.4	Spio decoratus	56
4.5.5	<i>Corophium insidiosum</i>	57
4.5.6	Larve di Chironomidi.....	58
4.6	ANALISI DELLA COMUNITÀ.....	60
4.6.1	Diversità.....	60
4.6.2	Analisi dei cluster e nMDS.....	64
4.6.3	Correlazione tra comunità e parametri ambientali.....	68
4.7	CONFRONTO TRA STRUTTURA DELLA COMUNITÀ DEL 1997, 2001 E 2003/04.....	69
4.7.1	Analisi del nMDS.....	69
4.8	MONITORAGGIO CHIMICO-FISICO E BIOLOGICO 2004-05.....	71
4.8.1	Analisi dei dati chimico-fisici.....	71
4.10	LA COMUNITÀ BENTONICA E DISTURBO AMBIENTALE.....	74
4.10.1	La fauna.....	74

4.11	STRUTTURA DEI POPOLAMENTI.....	78
4.11.1	<i>Hydrobia spp.</i>	78
4.11.2	<i>Cerastoderma glaucum</i>	80
4.11.3	Abra ovata	81
4.11.4	Spio decoratus	82
4.11.5	Corophium insidiosum	83
4.11.6	Larve di Chironomidi.....	84
4.12	ANALISI DELLA COMUNITÀ	86
4.12.1	Diversità	86
4.12.2	Analisi dei cluster e nMDS.....	88
4.12.3	Correlazione tra comunità e parametri ambientali.....	91
4.13	CONFRONTO DI BREVE PERIODO: STRUTTURA DELLA COMUNITÀ DEL 2003/04 E 2004/05.....	91
4.13.1	Analisi del nMDS.....	91
4.14	CONFRONTO DI LUNGO PERIODO DELLA STRUTTURA DELLA COMUNITÀ	93
4.15	RELAZIONE TRA PARAMETRI CHIMICO-FISICI E FAUNA BENTONICA.....	97
4.15	STRUTTURA DEI POPOLAMENTI DEL BIVALVE <i>C. glaucum</i>	99
4.15.1	Accrescimento: relazioni tra parametri morfometrici e biomassa	99
4.15.2	Struttura demografica dei popolamenti.....	101
4.15.3	Analisi spaziale e temporale della distribuzione di frequenze delle altezze	105
4.15.4	Stima della biomassa di <i>C. glaucum</i>	112
4.15.5	Reazione tra parametri strutturali di <i>C. glaucum</i> e parametri ambientali.....	113
5	DISCUSSIONI	114
5.1	Fauna macrobentonica e struttura dei popolamenti 2003-04.....	115
5.2	Confronto di lungo termine tra i popolamenti bentonici: 1997, 2001, 2003/04....	122
5.3	Fauna macrobentonica e struttura dei popolamenti dopo il disturbo ambientale.....	123
5.4	Fluttuazioni stagionali.....	128
5.5	Osservazioni sui principali Taxa della comunità bentonica.....	131
5.6	Struttura della popolazione di <i>C. glaucum</i>	134
6	CONCLUSIONI.....	137
7	BIBLIOGRAFIA.....	141

1 - FINALITÀ E SCOPI

Gli ambienti umidi costieri rivestono un ruolo fondamentale da un punto di vista ecologico, naturalistico ed economico. Zone di transizione tra l'ambiente marino, di acqua dolce e terrestre, caratterizzate da elevata produttività, svolgono una funzione importante nella protezione della costa, nel miglioramento della qualità delle acque, come habitat e fonte di risorse trofiche per numerose specie di uccelli. Questi ambienti, caratterizzati da forti e spesso imprevedibili variazioni dei parametri chimico fisici delle acque, sono sottoposti a numerose minacce sia di origine naturale sia antropica in grado di influenzare profondamente le componenti biologiche e di alterare la loro funzionalità. Numerosi studi hanno descritto questi eventi (Lardicci *et al.*, 1993, 2001, Gravina *et al.*, 1989, Giangrande & Fraschetti, 1995, Mistri *et al.*, 2000, Mistri *et al.* 2001, Arias & Drake, 1994, Bachelet *et al.*, 2000, Marchini *et al.*, 2003, Fano *et al.*, 2000, Zajac & Whitlatch, 1982).

Le saline, ambienti seminaturali, riproducono in un'area relativamente limitata le condizioni di un ambiente umido costiero iperalino, caratterizzato da condizioni estreme per l'elevata variabilità dei parametri chimico-fisici, per il forte grado di confinamento e l'alto tenore salino raggiunto nelle acque e nei terreni. Da un punto di vista ecologico, le saline possono essere quindi considerati degli ambienti estremi (Gianguzza *et al.*, 2001), popolate da pochi taxa ad ampia valenza ecologica. Proprio per la struttura dell'impianto, la morfologia e la dimensione, relativamente ridotta dei bacini, ogni parametro può rappresentare un fattore limitante per le diverse specie (Cognetti, 2000). L'equilibrio ecologico di questi ambienti, di origine artificiale e fortemente dipendenti dall'attività umana, è gravemente minacciato a causa del progressivo abbandono delle attività estrattive o della riconversione per altri usi.

Le saline di Tarquinia sono un ex impianto di produzione del sale, dismesso nel 1997. Da allora, a causa di una ridotta attività di manutenzione ordinaria, molte strutture dell'impianto sono andate incontro ad un progressivo degrado. Il flusso idrico è notevolmente ridotto ed è di conseguenza aumentato il tasso di sedimentazione della sostanza organica ed inorganica. L'assenza di ricambio idrico ha comportato delle gravi conseguenze ecologiche sull'ambiente acquatico con aumento del grado di trofia e ridotto apporto di ossigeno.

Nel 2002 è stato finanziato dalla C.E. il Progetto Life-Natura "Recupero ambientale della Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia" finalizzato alla conservazione della zona umida costiera tramite interventi di risanamento ambientale. Il progetto Life è entrato nella fase operativa a gennaio 2005

con l'inizio dei lavori di asporto del sedimento da una porzione dell'impianto, che comprende i bacini chiamati "Sterro" e "Piscine". Alla fine del 2004 (i giorni tra il 6 e 8 dicembre), l'area delle saline ha subito un secondo evento alluvionale (il primo colpì l'area nel 1987 e produsse ingenti danni mai recuperati) in quanto in pochi giorni sono caduti 204 mm di pioggia (320 mm in tutto il mese di dicembre), provocando l'esondazione di un canale che circonda il perimetro delle saline. L'intera area è rimasta inondata per diversi giorni e l'impatto sull'ambiente acquatico e le comunità biologiche è documentato in questo lavoro.

Il ruolo della fauna bentonica nelle lagune, estuari e zone umide costiere è ben noto. La comunità macrobentonica può influenzare la stabilità dei sedimenti, i processi biogeochimici nei sedimenti e rappresenta l'anello di congiunzione tra il plancton, la meiofauna ed i livelli trofici superiori. Negli ambienti salmastri, i popolamenti bentonici subiscono spesso drastiche variazioni numeriche (Carrada, 1990) o cambiamenti nella composizione specifica in risposta a stress abiotici. Tuttavia, i meccanismi omeostatici, evolutisi a livello di comunità (Carrada, 1990), e la durata, relativamente breve dei loro cicli vitali (Giangrande & Fraschetti, 1996) consentono una rapida ricolonizzazione anche dopo drastici cambiamenti ambientali (Sarà, 1985, Giangrande & Fraschetti, 1996, Marzano *et al.*, 2003, Carrada, 1990). In questo senso, si tratta di comunità persistenti (Sarà, 1985) e di ambienti, quindi, relativamente stabili, se confrontati con altri ecosistemi, acquatici o terrestri (Carrada, 1990). La comunità bentonica viene considerata lo strumento migliore per la descrizione delle condizioni ecologiche di questa ecosistema perché in diretto contatto col sedimento e in grado, quindi, di accumulare gli effetti delle molteplici fonti di arricchimento organico o di inquinamento (Lardicci *et al.*, 2001). Inoltre per intrinseche caratteristiche di scarsa mobilità e diversificata composizione tassonomica risulta particolarmente suscettibile agli eventi di disturbo (Pearson & Rosenberg, 1978). Per questo lo studio della dinamica e della struttura dei popolamenti bentonici diventa un mezzo fondamentale per la comprensione della funzionalità ecosistemica e per produrre tutte quelle informazioni necessarie alla conservazione e alla gestione di questa ambiente.

Questo lavoro si prefigge lo scopo di studiare la struttura e la dinamica dei popolamenti bentonici delle Saline di Tarquinia al fine di raccogliere dati sulla composizione della componente bentonica, di evidenziarne i principali trend stagionali e di studiare la risposta ad eventi di disturbo, di origine naturale ed antropica. In questa direzione, si intendono confrontare varie campagne di monitoraggio della biocenosi bentonica effettuate nel 1997, anno di cessazione delle attività produttive, e nel 2001, al fine di valutare l'entità dei cambiamenti da essa subiti in seguito

al cambiamento nella gestione della Riserva. Inoltre la campagna di campionamento intrapresa nel 2003 era a ridosso dell'inizio degli interventi di manutenzione straordinaria delle saline previsti dal progetto Life, per cui le informazioni raccolte vanno a costituire un riferimento per la valutazione dell'efficacia degli interventi successivamente intrapresi.

Infine questo lavoro si prefigge lo scopo di studiare la struttura della popolazione del bivalve bentonico *C. glaucum*, che in termini di biomassa è il componente principale della comunità bentonica delle saline di Tarquinia. Questo bivalve, tipico degli ambienti confinati costieri e abitante frequente delle vasche delle saline, è ampiamente studiato in quanto indicatore di produttività secondaria ed utile al fine di valutare, ad esempio la possibilità di insediare allevamenti di molluschi o di specie ittiche che ne siano consumatrici (Meschini, 1998). Il *C. glaucum* è inoltre un'importante risorsa alimentare per i livelli trofici superiori sia negli stadio giovanile che in quello adulto. Si è inoltre valutato il suo uso potenziale come indicatore della qualità dell'ambiente acquatico.

2 - INTRODUZIONE

2.1 Comunità bentoniche: dinamismo e disturbo

Quantificare gli effetti delle numerose attività antropiche su organismi ed ambienti è di estrema importanza per garantire una corretta gestione e salvaguardia delle risorse naturali (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003). Negli ultimi decenni la scelta di metodi per la valutazione della qualità ambientale si è indirizzata specialmente verso lo studio delle componenti biologiche dell'ecosistema in grado di rispondere, con differente sensibilità, alle modificazioni dell'ambiente (Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2003). Gli organismi bentonici vengono considerati come i descrittori sintetici più adeguati per la conoscenza e la valutazione dello stato degli ecosistemi acquatici. Recentemente diverse misure legislative, europee ed italiane, hanno riconosciuto l'opportunità dell'uso del benthos come indicatore di qualità di fiumi, laghi, acque costiere ed ambienti di transizione (Direttiva quadro 2000/60/CE, D. lgs. n. 258 del 18/08/2000). Gli effetti delle attività antropiche infatti si ripercuotono direttamente o indirettamente sulla componente bentonica. Esistono tuttavia diverse problematiche connesse all'uso del benthos. Tra queste, i costi ed i tempi necessari alla risoluzione tassonomica dei singoli individui nonché la discriminazione tra cambiamenti della comunità prodotti da variazioni ambientali di origine naturale o di origine antropica (Baldò *et al.*, 1999).

Nelle aree umide, i disturbi di origine naturale (inondazioni, eventi meteorologici intensi, eccessiva evaporazione in estate) o antropica sono frequenti (Angeler & Rodrigo, 2004).

Il disturbo può essere definito come qualsiasi evento, discreto nel tempo e nello spazio, che impatta con diverso grado fino a distruggere in alcuni casi un ecosistema, una comunità, la struttura di una popolazione cambiando le risorse, il substrato o le caratteristiche fisiche di un ambiente (White & Pickett, 1985). Ulteriori precisazioni possono essere effettuate nella definizione del concetto di disturbo. Possono essere distinti due tipi di disturbo: cronico o catastrofico (Sarà, 1985). Nel primo caso rientrano tutti quegli episodi prevedibili al quale gli organismi possono adattarsi. Il secondo caso, invece, si riferisce ad eventi rari ed imprevedibili, in genere distruttivi per le comunità e le popolazioni a cui, quindi, gli organismi non possono adattarsi. In base all'intensità, la durata e gli effetti che un impatto produce sulle comunità, è possibile distinguere un disturbo "leggero", che non altera significativamente la struttura delle associazioni biologiche; un disturbo "intermedio" che provoca un cambiamento temporaneo nella struttura della comunità ed, infine un disturbo "forte" in grado di indurre un cambiamento permanente nella comunità biologica. La teoria del disturbo è inerente con il concetto di stabilità e di successione nelle comunità biologiche. Il concetto di stabilità riguarda diverse proprietà della

comunità quali la resistenza, la resilienza e la persistenza. La resistenza viene intesa come la capacità di un ecosistema di resistere alle perturbazioni esterne. Da questo punto di vista le comunità lagunari sono da considerare instabili (Carrada, 1990). Infatti consistenti oscillazioni numeriche sono frequenti nelle comunità lagunari in seguito alle frequenti variazioni delle condizioni chimico-fisiche.

Le comunità bentoniche sono sottoposte a profonde variazioni nel numero e nell'abbondanza delle specie a causa della variabilità delle condizioni chimico-fisiche. Tali variazioni seguono andamenti ciclici caratterizzati da valori massimi di diversità e di abbondanza in primavera ed autunno. Una semplificazione della comunità bentonica è invece generalmente rilevata nelle stagioni estreme. In estate sono infatti frequenti delle crisi distrofiche prodotte dalle elevate temperature. Al contrario in inverno le rigide condizioni ambientali determinano una ridotta produzione primaria e la mortalità di molti organismi. 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 tal senso le biocenosi bentoniche degli ambienti paralici possono essere considerate stabili (Carrada & Fresi, 1988).

In conseguenza dell'elevata variabilità delle condizioni chimico-fisiche, tali ambienti sono popolati solo da specie in grado di adattarsi alle repentine e spesso imprevedibili variazioni delle condizioni ambientali. Si formano quindi delle comunità con un gruppo di specie, di origine marina e di acqua dolce, insieme ad uno stock autonomo di origine marina che vive e si sviluppa solo in ambiente paralico, caratterizzate da un basso numero di specie con un alto numero di individui (Ferronato *et al.*, 2000). In genere, in seguito ad un reclutamento primaverile del tutto aleatorio, emerge una popolazione originale la cui organizzazione è sempre riconoscibile nei vari bacini, al di là delle loro differenze chimico-fisiche e morfologiche (Carrada, 1990).

Si tratta di comunità fisicamente controllate caratterizzate da bassa diversità specifica. L'ampia valenza ecologica caratteristica di queste specie rappresenta un mezzo per sfuggire alle interazioni di tipo predatorio o competitivo tipiche delle comunità diversificate delle acque marine costiere (Herbst, 2001). Le comunità macrobentoniche degli ambienti marini e di estuario caratterizzati da alti livelli di stress sono costituite da uno scarso numero di specie, tra le quali prevalgono quelle 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 tali comunità le specie a strategia *K*, caratterizzate cioè da bassa fertilità, grande investimento energetico e temporale nelle cure parentali, elevata longevità e biomassa, sono invece decisamente

meno frequenti. Secondo Boero (1994), questi ambienti sono caratterizzate da un gruppo di specie stabili nel corso dell'anno a cui si contrappone un secondo gruppo costituito da specie "stagionali" o tipiche di particolari condizioni ambientali.

La resilienza è relativa ai tempi di recupero di una comunità dopo una perturbazione (Sarà, 1985). In questo senso, le comunità lagunari mostrano un'elevata stabilità poiché mostrano una grande costanza sia nelle specie presenti sia nel tipo di relazioni tra esse. La resilienza è il risultato dell'azione di meccanismi omeostatici della comunità evolutisi in risposta a un ambiente mesologicamente instabile (Carrada, 1990). Diversi adattamenti fisiologici, riproduttivi, metabolici o etologici consentono alle diverse specie di sopravvivere a condizioni stressanti. Ad esempio, la scarsa specializzazione alimentare delle specie presenti in questi ambienti consente di sfruttare una molteplicità di risorse trofiche a seconda di quelle disponibili. In relazione all'ecosistema, il fatto che le catene trofiche siano basate sul detrito consente la presenza, relativamente costante, di nutrimento. Il concetto di persistenza è riferito invece al mantenimento di una struttura costante nel tempo in relazione alla composizione ed all'abbondanza delle specie. Anche in questo senso le comunità degli ambienti costieri possono essere definite stabili in quanto mantengono dei popolamenti originali e duraturi.

Accanto alle variazioni prevedibili stagionali, vi sono eventi di disturbo, spesso associati alle attività umane, in grado di provocare profonde variazioni a livello delle comunità bentoniche. Lo studio dei tempi e dei modi di risposta delle biocenosi a cambiamenti delle condizioni chimico-fisiche e biologiche è un tema centrale e ricorrente nella ricerca ecologica. La diversità delle comunità è considerata essere massima a livelli intermedi di disturbo (Connel, 1978) che, in maniera differente per tipologia, intensità e durata, agiscono mantenendo le comunità reali lontane da una situazione di equilibrio in cui dominano le specie con strategia *k* (Bianchi, 1998).

L'ecologia del cambiamento' è fondata sullo studio della dinamica dei cambiamenti negli ecosistemi, sull'individuazione delle variabili interessate e sulla relazione che esse hanno con altre variabili (Bianchi, 1998) utilizzando l'analisi delle serie storiche.

Data l'enorme influenza delle attività umane sui processi ambientali, a differente scala spazio temporale (su piccola e grande scala spazio-temporale), l'ecologia del disturbo diventa una scienza importante nella comprensione dei fenomeni soprattutto in funzione delle sue applicazioni pratiche nella definizione di strategie per la tutela e la conservazione degli ecosistemi naturali. In generale è possibile descrivere gli effetti cumulativi indotti da eventi di disturbo grazie alle capacità di

integrazione spazio-temporale degli effetti di un impatto, di origine naturale o antropica, da parte delle comunità bentoniche.

La perturbazione agisce inizialmente eliminando le specie più caratteristiche della biocenosi, segue una progressiva diminuzione del numero di specie con la sopravvivenza solo di quelle caratterizzate da intervalli di tolleranza ampi nei confronti di diversi fattori ambientali, specie ubiquiste e spesso cosmopolite (Occhipinti Ambrogi & Forni, 2003). Di seguito si riporta uno schema degli effetti sulla comunità bentonica dei diversi tipi di disturbo ambientale, di origine antropica o naturale.

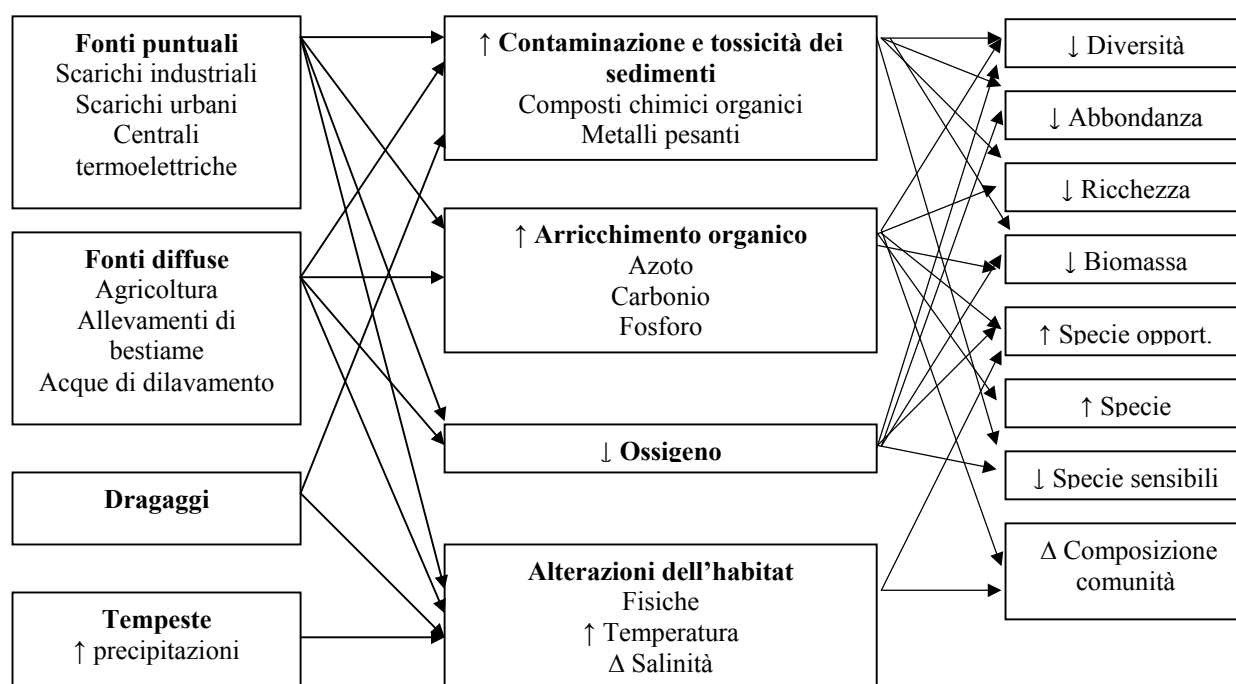


Fig. 1 – Modello concettuale indicante le relazioni tra le fonti di disturbo, il tipo di disturbo e gli effetti sulla comunità bentonica (↑ aumento, ↓ diminuzione, Δ variazione) (Occhipinti Ambrogi & Forni, 2003).

In seguito al disturbo ambientale, i processi di recupero delle comunità bentoniche possono dipendere da vari fattori, tra cui l'entità e la durata del disturbo, la tipologia dell'impatto e i processi idrodinamici dell'area studiata. La mancanza di studi di lungo tempo sulla dinamica delle comunità macrobentoniche negli ambienti lagunari mediterranei rende difficoltosa la stima dei tempi per un pieno recupero in seguito ad un evento di disturbo (Lardicci *et al.*, 2001). Ricerche di questo tipo sono state condotte sul benthos di fondo mobile nella laguna di Orbetello in seguito ad una serie di crisi distrofiche che hanno colpito la laguna nei primi anni novanta. L'ecosistema lagunare mostrava ancora gli effetti del disturbo a distanza di sei anni.

2.2 Tutela e gestione delle saline: aree umide seminaturali

Le saline, ecosistemi costieri modificati dall'uomo per la produzione del sale, sono delle zone umide di particolari interesse e valore naturalistico. Nell'ambito della convenzione di Ramsar (1990) sono state classificate tra le aree umide di origine artificiale. Da un punto di vista ecologico, ciò implica una differenza strutturale ma non funzionale rispetto alle zone umide naturali. La loro importanza, come aree per la conservazione della natura e "*zone tampone*" per gli apporti terrestri, è nota (Crisman, 1999). Le saline svolgono infatti un ruolo cruciale per il mantenimento delle popolazioni degli uccelli acquatici, sia per le popolazioni residenti sia per quelle migratrici. La loro localizzazione, lungo le coste del mediterraneo, le rende particolarmente idonee alla sosta di numerosi specie di uccelli durante i flussi migratori primaverili ed autunnali tra l'Europa e l'Africa. Inoltre le saline svolgono un'importante funzione nella riduzione del carico inquinante dei corsi d'acqua che si riversano nel Mediterraneo. Spesso infatti gli impianti sono circondate da canali o corsi d'acqua che funzionano come depuratori naturali degli inquinanti di origine terrestre.

Ogni salina è un impianto industriale autonomo e qualunque sia la sua estensione, risulta divisa quasi sempre in determinati ordini di vasche, le quali possono variare, in numero ed in grandezza, da una salina all'altra, senza che la struttura dell'impianto sia profondamente modificata (Mazzola, 1988). Data l'importanza che la produzione del sale giocava nella stabilità politica ed economica delle società mediterranee, le saline hanno sempre avuto un ruolo critico nello sviluppo economico e culturale delle Paesi tanto da essere sempre riconosciute come proprietà statale.

Il destino delle Saline di Tarquinia si collega a quello di molti altri impianti di salicoltura del resto del Mediterraneo progressivamente dimessi, abbandonati o riconvertiti negli ultimi 50 anni. Di 168 impianti, localizzati lungo le coste di 18 paesi mediterranei, 90 sono attivi, 64 dismessi ed 11 sono stati eliminati o riconvertiti per altri usi (Crisman, 1999).

Minacciate economicamente dalla competizione con metodi produttivi più economici, quali l'estrazione del sale dalla cave o da impianti di grandi dimensioni, come quelli collocati nel sud del Mediterraneo, molte delle saline italiane hanno dovuto affrontare la scelta di chiudere, di convertirsi alla meccanizzazione, poco redditizia su piccola scala, o alla ricerca di nicchie di mercato per sale di alta qualità (Petanidou, 2004). In genere la chiusura dell'impianto porta ad una perdita immediata della loro biodiversità a causa della riduzione della circolazione dell'acqua. Attraverso la conversione in altre attività produttive, come l'acquicoltura o la produzione del riso, le saline sono destinate a perdere definitivamente il loro valore ecologico. A ciò si aggiungono le

minacce legate all'intenso sfruttamento urbanistico, turistico ed industriale delle aree costiere. In Italia, la crisi di questo sistema produttivo può essere ricondotta all'elevato costo della manodopera e alla concorrenza delle saline spagnole e del Nord Africa (Mazzola, 1988).

Attualmente sono attivi solo alcuni impianti, le saline di Cervia, le saline di Margherita di Savoia, le saline di Trapani e di Cagliari. Nel complesso dello stagnone di Marsala (Trapani), la salina Ettore è ancora gestita secondo le tradizionali tecniche di salicoltura (Gianguzza *et al.*, 2001).

I laghi salati e le saline, lungi dall'essere luoghi privi di vita ospitano sia produttori primari (alghe e piante superiori) che consumatori primari e secondari (Iberite, 1992).

Negli ambienti paralici iperalini o ipoalini, l'instabilità dei parametri mesologici è fondamentale nella selezione dei taxa. Il fattore ecologico responsabile della selezione e strutturazione delle comunità bentoniche lagunari è tuttavia un fattore idrodinamico (Carrada & Fresi, 1988, Guelorget & Perthuisot, 1992), definito come il tempo di rinnovo degli elementi di origine marina. Nella definizione della zonazione biologica, spesso poco conosciuta (Ferronato *et al.*, 2000), gioca un ruolo non trascurabile anche la salinità (Cognetti, 2000).

Numerose alghe e piante acquatiche sono in grado di tollerare salinità superiori a quelle marine modificando la concentrazione dei componenti organici ed inorganici del citoplasma. Nelle Cianofcee, il bilancio osmotico viene mantenuto accumulando ioni ($\text{SO}_4^{=}$, Ca^{++} e K^{+}) dall'ambiente circostante mentre in *Dunaliella salina*, Cloroficea tipica delle acque soprassalate, accumula glicerolo la cui concentrazione intracellulare varia in relazione a quella del NaCl del mezzo esterne (Iberite, 1992). Alcune idrofite invece possono tollerare salinità molto variabili: *Ruppia spiralis* per esempio popola sia acque iperaline (60-80‰) sia acque a salinità variabile (1,5-23‰). Per quanto riguarda gli invertebrati, i taxa in grado di colonizzare questi ambienti sono pochi ed ad ampia valenza ecologica. Il costo energetico dell'osmoregolazione è ripagato da un'ampia nicchia ecologica a disposizione, da un surplus di risorse trofiche poco sfruttate, da scarse necessità competitive e da un basso rischio di predazione. Data la scarsa specializzazione alimentare, la resistenza fisiologica allo stress può essere considerata come un modo per avere a disposizione un "habitat rifugio" (Herbst, 2001). Gli invertebrati marini sono omoconformisti, ovvero regolano la composizione ionica dei liquidi organici intracellulari in relazione alla concentrazione salina del mezzo acquatico. Gli osmoconformisti eurialini tendono ad avere una concentrazione dei soluti intracellulari isosmotica con i liquidi extracellulari (Mitchell, 1992). In alcuni casi sfuggono allo stress osmotico tramite strategie etologiche (Mitchell, 1992).

La maggior parte delle specie che svolgono il loro ciclo vitale nelle saline hanno stadi vitali resistenti o comportamenti atti a sfuggire a condizioni estreme. Per esempio, *Artemia* può dare

origine a delle cisti e rimanere dormiente anche per diversi anni mentre sia alcuni Policheti sia alcuni Molluschi possono rifugiarsi scavando in profondità nel sedimento e rimanendovi quiescenti (Britton, 1987).

Ai fini della conservazione della natura, le saline, ambienti seminaturali, rappresentano degli ecosistemi costieri estremamente fragili in quanto il loro equilibrio ecologico è strettamente legato all'attività umana. I bacini delle saline a dispetto dell'elevata salinità delle acque possono ospitare comunità animali e vegetali diversificate. La biodiversità di queste aree umide artificiali rappresenta un'importante testimonianza della positiva interazione tra uomo e natura che nel corso del tempo ha prodotto un ecosistema con caratteristiche chimico-fisiche e biologiche uniche. La loro conservazione è legata alla corretta conservazione e gestione dell'ambiente acquatico. Gli impianti infatti, legati ad attività produttive tradizionali, spesso costruiti con materiali naturali e tecniche artigianali, sono sottoposti a repentini processi di degrado chimico-fisico. Inoltre la circolazione delle acque è regolata secondo i cicli stagionali. La dismissione degli impianti e l'abbandono di tali attività rendono le acque dei bacini, già fortemente sottoposte alla fluttuazione delle condizioni atmosferiche, minacciate dai processi di prosciugamento e di interrimento. In altri casi l'assenza di una corretta gestione del flusso idrico può provocare la scomparsa del gradiente salino delle vasche, elemento caratterizzante sia l'ambiente acquatico sia quello terrestre. Nel caso delle saline quindi una gestione che preveda esclusivamente interventi di mitigazione non è sufficiente a garantire il mantenimento della flora e della fauna. Seppure questi interventi rappresentino il primo passo per la conservazione della natura, nel caso degli ambienti umidi artificiali possono essere poco efficaci.

Di fondamentale importanza è quindi la conoscenza del funzionamento di questi ecosistemi acquatici e l'individuazione di corretti indicatori di qualità ambientale. E' inoltre necessario condurre appropriate attività di monitoraggio, che acquistano un ruolo importante proprio nel valutare gli effetti delle strategie operative, non più finalizzate alla produzione.

In tal senso la gestione delle saline di Tarquinia e il mantenimento quindi del suo valore naturalistico è legato ad una gestione attiva che garantisca la conservazione di alcuni parametri fondamentali. Tra questi assumono un ruolo fondamentale quelli legati alla qualità delle acque, al mantenimento del giusto livello delle acque nelle vasche, particolarmente quelle a salinità minore, alla conservazione della vegetazione e delle comunità animali presenti nell'ambiente acquatico (Allavena & Zapparoli, 1992).

Sul territorio italiano, la tutela delle aree umide viene promossa con l'adesione dell'Italia nel 1971 alla "Convenzione sulle Zone Umide d'importanza internazionale specialmente come habitat degli uccelli acquatici", meglio conosciuta come Convenzione di Ramsar. In seguito, per combattere il preoccupante declino della biodiversità ed attuare delle politiche concrete di salvaguardia della natura, recependo gli obiettivi emersi a Rio de Janeiro, l'Unione europea ha promulgato altri interventi legislativi: la Direttiva "Conservazione degli uccelli selvatici", nota come Direttiva Uccelli (79/409/CEE) e la Direttiva "Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche", comunemente denominata Direttiva "Habitat" (92/43/CEE).

In base a quest'ultima direttiva, la conservazione della natura viene attuata tramite la realizzazione di un sistema integrato di aree protette denominato Rete Natura 2000 costituito da Zone a Protezione Speciale e da Siti di Importanza Comunitaria. La costituzione di una rete di aree protette ha come scopo la il mantenimento e se necessario il ripristino di uno stato di conservazione soddisfacente dei tipi di habitat naturali e delle specie interessate nelle loro aree di ripartizione naturale. Nello stesso titolo della Direttiva "Habitat" viene specificato l'obiettivo di conservare non solo gli habitat naturali (quelli meno modificati dall'uomo) ma anche quelli seminaturali (come le aree ad agricoltura tradizionale, i boschi utilizzati, i pascoli, ecc.). Con ciò viene riconosciuto il valore, per la conservazione della biodiversità a livello europeo, di tutte quelle aree nelle quali la secolare presenza dell'uomo e delle sue attività tradizionali ha permesso il mantenimento di un equilibrio tra uomo e natura. Ai fini della salvaguardia delle popolazioni selvatiche si riconosce anche il valore alle zone limitrofe alle aree protette, per il loro ruolo di anello di congiunzione tra le aree naturali e le aree sottoposte alle attività antropiche, ed ai corridoi ecologici, territori necessari per mantenere la contiguità spaziale di aree geograficamente distanti. La costituzione di una rete è inoltre finalizzata ad assicurare la continuità degli spostamenti migratori, dei flussi genetici delle varie specie e a garantire la vitalità a lungo termine degli habitat naturali. Lo strumento finanziario dell'Unione europea per la realizzazione delle rete ecologica natura 2000 è Life-Natura, specificatamente dedicato alla conservazione degli habitat naturali, della flora e della fauna di interesse comunitario indicati negli allegati della Direttiva 92/43/CEE e 79/409/CEE. Infine ciascun sito della rete natura 2000 deve essere dotato di un opportuno Piano di Gestione che tenga conto delle specificità dell'area protetta e delle sue relazioni funzionali con gli altri siti. Nel Piano di gestione dovranno essere indicate tutte le misure necessarie alla conservazione dei siti di conservazione speciale e dovrà essere integrato con tutti gli altri piani di pianificazione territoriale.

Ai fine della conservazione della natura, il Piano di gestione ha un ruolo prioritario su tutti gli altri piani e progetti. Il piano digestione del sito è strettamente connesso alla funzionalità dell'habitat ed

alla presenza delle specie che hanno dato origine al sito stesso. Inoltre nel caso in cui le misure di conservazione e gestione ordinaria del sito sono sufficienti al mantenimento della sua funzionalità, il Piano di gestione si identifica con le attività di monitoraggio (*Manuale per la gestione dei siti Natura 2000*).

Le linee guida per la gestione dei siti natura 2000 inseriscono le lagune costiere nell'ambito dell'habitat denominato "Siti a dominanza di Coste basse". Secondo il "Manuale per la gestione dei Siti Natura 2000", la loro buona conservazione è legata principalmente alla qualità ed alla persistenza delle acque che dovrebbero essere caratterizzate da un basso carico di inquinanti e di materiali in sospensione. Come indicatori di buona qualità ambientale si considerano la presenza di popolazioni di *Aphanius fasciatus* (Valenciennes, 1821), del bivalve bentonico *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789) ed una bassa incidenza delle popolazioni di *Merceriella enigmatica* (Fauvel, 1923).

2.3 Le saline di Tarquinia

2.3.1 Area di indagine

Le Saline di Tarquinia sono un ecosistema umido di origine artificiale separato dal mare da uno cordone sabbioso di modeste dimensioni. Il territorio della riserva si sviluppa pressoché a livello del mare (tra i 2 e i 4 s.l.m.) ed è collocato poco più a Sud del centro di Marina di Tarquinia a valle di una vasta piana alluvionale delimitata a Nord - Ovest dalla foce del fiume Marta, a Sud – Est dalla foce del fiume Mignone ed a Nord – Est dalla zona collinare su cui si estende il comune di Tarquinia. La Riserva Naturale si estende su un'area di circa 193 ha, dei quali circa il 70% sono occupati dai bacini dove avveniva la produzione del sale ed è quindi classificabile come area umida iperalina.

Come in tutti gli impianti di estrazione del sale in area mediterranea, l'acqua viene fatta passare tra i vari bacini (distinti in evaporanti, servitrici, salanti) per facilitare la separazione dei soluti e dei composti in sospensione in acqua di mare, la precipitazione dei sali disciolti in acqua marina ed infine la cristallizzazione del cloruro di sodio. Trasferendo l'acqua nei vari gruppi di vasche, si passa da una salinità come quella del mare (35 ‰) fino al punto di precipitazione del NaCl (250 ‰). Le saline di Tarquinia sono costituite da circa 100 bacini a pianta rettangolare delimitati da argini in pietra calcarea locale o legno di abete. Il flusso di acqua tra di essi è garantito tramite delle chiuse in legno e da una serie di canali, che circondano le vasche necessari alla trasferimento dell'acqua. Tutti i bacini sono di modesta profondità e vanno progressivamente riducendosi sia in superficie che in profondità, passando da quelle evaporanti a quelle di cristallizzazione. Le vasche sono suddivise in gruppi a secondo della loro funzione rispetto alla estrazione del sale e sono dette: di prima, seconda e terza evaporazione, servitrici e salanti. Le vasche di prima evaporazione, denominate “Sterro”, “Piscine”, “Riserva grande”, “Vasca Passoni” e “Giochi di mare”, sono di dimensioni e numero maggiore delle altre. Qui vi avveniva l'iniziale concentrazione del cloruro di sodio, la precipitazione delle particelle in sospensione nell'acqua marina e dei sali meno solubili, tra cui CaCO_3 , CaSO_4 . In queste prime vasche la concentrazione salina delle acque può raggiungere il 90 ‰. Le vasche di seconda e terza evaporazione comprendono il gruppo di vasche denominato “Partite alte” e “Prima sezione”. Queste sono necessarie per l'ulteriore aumento della concentrazione del cloruro di sodio fino ai valori di circa 160–170‰. Le vasche dette “Servitrici” o “Riserve” venivano utilizzate allo scopo di aumentare la densità dell'acqua (la salinità dell'acqua arrivava fino a 180-190‰) per poi trasferirla direttamente nei bacini salanti, dove avveniva la precipitazione e la raccolta del sale. La concentrazione di cloruro di sodio nell'acqua dei bacini

salanti era di circa 257-295 ‰. Da qui il sale veniva raccolto meccanicamente e trasferito allo stabilimento dove avvenivano le successive fasi di lavorazione. Nell'edificio denominato dei "Sali scelti", localizzato vicino alle vasche salanti, avveniva la filtrazione e la raffinazione del sale prima dell'impacchettamento.

L'acqua marina viene fatta entrare nell'impianto tramite una pompa idrovora che preleva l'acqua all'interno di un canale, detto Foce di ponente, da cui in passato l'acqua marina entrava per gravità secondo il ritmo delle maree. Il flusso dell'acqua procede per scorrimento naturale fino alle vasche adiacenti ad un canale detto Foce di Levante. Questo canale, utilizzato in passato per far uscire dall'impianto l'acqua di scarto del processo estrattivo, rappresenta il secondo punto di collegamento della salina col mare. In questa area è installata una seconda pompa idrovora necessaria per far superare all'acqua il dislivello altimetrico esistente tra due porzioni dell'impianto, quella a Nord della Foce di Levante e quella a Sud di essa. Altre due pompe idrovore si trovano in uno degli edifici annessi all'impianto e servono per il mantenimento del flusso di acqua nelle vasche dette "Partite Alte" e le altre aree dell'impianto. Il perimetro esterno della salina, rappresentato dai lati Nord ed Est, è percorso da un canale, detto circondario, necessario ad isolare l'area produttiva dalle immissioni di acqua dolce provenienti dai terreni agricoli circostanti. Le infiltrazioni di acqua marina invece sono evitate dalla presenza di un canale, detto di "bilanciamento".

Durante il ciclo di raccolta, gli stessi operai si occupavano della manutenzione dell'impianto, che oltre a richiedere un'attenta pulizia delle vasche, necessita di continui interventi sui manufatti, che proprio perché costituiti da materiale naturale (legno o pietre) subiscono più facilmente le aggressioni degli agenti chimici, fisici o biologici.

Nel 1987 un'alluvione ha colpito l'area del comune di Tarquinia provocando gravi danni all'impianto di produzione del sale. Tutte le vasche dell'impianto sono state inondate da una enorme quantità di acqua e fango, fuoriuscita dal fosso circondario. Circa 16 ha della salina sono stati completamente interrati e non più ripristinati. Nella maggior parte delle vasche è avvenuta la sedimentazione di una grande quantità di fango che non è stata più rimossa, compromettendo notevolmente la funzionalità dell'impianto. Inoltre alcune strutture per la circolazione dell'acqua (chiuse e canali) sono stati danneggiati.

I danni prodotti dall'alluvione del 1987, la minore redditività, la limitata estensione e la difficoltà nell'adattare i nuovi processi di lavorazione all'impianto industriale di Tarquinia hanno indotto i Monopoli di Stato a dimettere l'impianto di condizionamento ed impacchettamento del sale delle saline di Tarquinia.

L'attività produttiva è definitivamente cessata nel luglio del 1997 e da allora a causa di una ridotta attività di manutenzione ordinaria, fondamentale per tutti i componenti in legno e pietra, molte strutture dell'impianto, come canali, chiuse ed argini, sono in fase di disfacimento o completo degrado. In conseguenza a ciò, il flusso idrico si è notevolmente ridotto ed è aumentato il tasso di sedimentazione della sostanza organica ed inorganica. Lo scarso flusso idrico ha prodotto delle gravi conseguenze ecologiche sull'ambiente acquatico con aumento del grado di trofia e ridotto apporto di ossigeno. Alla fine del 2004 (i giorni tra il 6 e 8 dicembre), l'area delle saline ha subito un secondo evento alluvionale. In pochi giorni sono caduti 204 mm di pioggia (320 mm in tutto il mese di dicembre) provocando nuovamente l'esondazione del canale circondario. Questo canale funziona da collettore per un fosso, detto "scolo dei prati". Quest'ultimo raccoglie, a sua volta, le acque provenienti dall'ampia zona pianeggiante a monte della salina e ne rappresenta l'unico sbocco verso il mare. L'intera area è rimasta sommersa per alcuni giorni e l'impatto sull'ambiente acquatico e le comunità biologiche è documentato in questo lavoro.

La Salina di Tarquinia è stata sottoposta a vincolo di tutela ambientale a partire dal 1980 con l'istituzione della Riserva Naturale di Popolamento Animale "Saline di Tarquinia" (D.M. 25/01/1980 del Ministero dell'Agricoltura), inoltre è stata designata come SIC (Sito di Importanza Comunitaria-IT6010025) e Z.P.S. (Zona a Protezione Speciale-IT6010026) in base alla Direttiva Habitat e alla Direttiva Uccelli. La sorveglianza ai fini della tutela dell'avifauna e degli habitat è affidata al Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, in base a quanto stabilito nel decreto istitutivo della riserva. L'impianto produttivo e il borgo ottocentesco limitrofo, di proprietà del Ministero delle Finanze, è in concessione d'uso al Comune di Tarquinia dal 2004.

Negli ultimi anni, il comune di Tarquinia con il supporto tecnico-scientifico dell'Università degli Studi della Tuscia si è attivato per la realizzazione di diversi progetti tesi al recupero della biodiversità dell'area umida delle saline ed alla valorizzazione della Riserva e del Borgo ottocentesco ad essa annesso.

Nel 2002 è stato finanziato dalla C.E. il Progetto Life – Natura "Recupero ambientale della Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia" finalizzato alla conservazione della zona umida costiera tramite interventi di risanamento ambientale. Il progetto articolato in tre anni e mezzo prevede la rimozione del sedimento in eccesso da vasche e canali, il restauro degli argini in pietra e legno e delle chiuse, la sostituzione delle pompe idrovore e l'innalzamento della colonna d'acqua. Il progetto Life è entrato nella fase operativa a gennaio 2005 con l'inizio dei lavori di asporto del sedimento da una porzione dell'impianto, che comprende i bacini chiamati "Sterro" e "Piscine". Il sedimento verrà successivamente tolto anche dai canali di collegamento con il mare e da un canale "di bilanciamento", che si sviluppa parallelamente alla linea di costa. Considerato che il Progetto

Life-Natura prevede la ripresa della funzionalità dell'impianto attraverso interventi di recupero e restauro, esso rappresenta il punto di partenza per la realizzazione di qualsiasi altro progetto futuro. Nell'ambito dei finanziamenti Life, è prevista un'attività di monitoraggio chimico-fisico e biologico dell'ambiente acquatico al fine di valutare l'efficacia delle azioni condotte. Tale azione ha previsto l'installazione di una centralina di rilevamento di dati atmosferici e chimico-fisici delle acque in una delle vasche interessate dal progetto Life. Gli studi condotti sulla comunità bentonica nel presente studio costituiscono la base conoscitiva per la valutazione dell'efficacia delle azioni di recupero ambientale nonché per la redazione del piano di gestione dell'area.

2.3.2 Aspetti naturalistici

Le saline di Tarquinia rappresentano un importante testimonianza storico-culturale della positiva interazione tra uomo e natura svoltasi nel corso del tempo. Infatti i bacini e i canali, seppur realizzati dall'uomo per le proprie esigenze produttive e, quindi, fortemente dipendenti dalla gestione umana, sono divenuti nel corso del tempo un ambiente umido di notevole importanza naturalistica.

La salinità delle acque, aumentando progressivamente fino a valori prossimi alla saturazione ha dato origine ad un ecosistema con caratteristiche chimico- fisiche e biologiche uniche, caratterizzato da un habitat acquatico e terrestre ricco di sali ed in grado di ospitare specie animali e vegetali adattati a tali condizioni iperaline. Nonostante le condizioni ecologiche limitanti, l'ambiente delle saline è ricco di vita ed in grado di sostenere comunità floristiche e faunistiche complesse e preziose. A causa dell'elevato tenore salino, questi ambienti possono essere classificati come estremi, con biocenosi povere e tutte fortemente salino e termico tolleranti (Mazzola, 1988). Le saline, seppur classificate come aree umide di origine artificiale (Ramsar, 1990), hanno un ruolo ed un valore del tutto uguale a quello delle aree umide naturali dal punto di vista della conservazione della natura (Crisman, 1999).

Lungo i bordi delle vasche e sui terrapieni è possibile osservare specie vegetali ormai rare nel resto della regione Lazio, come *Sarcocornia fruticosa* e *Arthrocnemum glaucum*, specie alofite che formano la cintura di vegetazione a diretto contatto con l'acqua delle vasche tollerando salinità superiori a quella marina.

Da un punto di vista ornitologico, la riserva della Salina di Tarquinia riveste un ruolo estraprimaverili ed autunnale, per molte specie di uccelli (Allavena & Zapparoli, 1992) Infatti trovandosi lungo le rotte di migrazione che seguono la costa tirrenica, questa zona umida riveste

un ruolo significativo per gli spostamenti stagionali di molte specie di uccelli, che sostano nelle vasche per effettuare quell'aumento ponderale necessario a proseguire gli spostamenti. Almeno 56 specie di uccelli sono state segnalate durante i periodi migratori, tra queste si segnalano il Cavaliere d'Italia (*Himantopus himantopus*, Linneo, 1758), la garzetta (*Egretta garzetta*, Linnaeus, 1766), l'avocetta (*Recurvirostra avosetta*, Linnaeus, 1758), beccapesci (*Sterna sandvicensis*, Latham, 1878), fraticello (*Sterna albifrons*, Pallas, 1764), Sterna maggiore (*Sterna caspia*, Pallas, 1770), il mignattino (*Chlidonias niger*, Linnaeus, 1758); più un nutrito gruppo di fenicotteri (*Phoenicopterus ruber*, Linnaeus, 1758).

Non ci sono indagini specifiche sui popolamenti fitali delle saline di Tarquinia, i bacini sono però popolati da piante vascolari, a cui spesso sono associate delle macroalghe, microlaghe bentoniche ed epifitiche. Per quanto riguarda la composizione algale, dai dati disponibili appare come le diatomee siano il taxa predominante, con 89 taxa identificati, fino a salinità del 110‰, a salinità superiori sono sostituite dalle *Cyanophyta*, con specie ampiamente diffuse sia in acque dolci, salmastre e marine (Alfinito *et al.*, 1990). La massima diversità della flora algale è stata osservata nelle vasche più vicine all'ingresso dell'acqua marina. La produzione primaria è valutata in 100 – 600 mg C m⁻³ giorno⁻¹ (Nascetti *et al.*, 1998). La microflora è dominata da *Cladophora* sp., che forma degli estesi tappeti galleggianti.

La comunità macrozoobentonica è risultata costituita da specie tipiche di ambienti confinati e quindi tendenzialmente opportuniste (Nascetti *et al.*, 1998) tra queste, le più rappresentative sono il gasteropode *H. acuta* (Draparnaud, 1805), le larve di Chironomidi e l'anfipode *C. insidiosum* (Crawford, 1937). Le principali variazioni nella struttura della comunità sono state osservate lungo un gradiente di confinamento orientato secondo l'asse maggiore della salina, che va dal canale di immissione dell'acqua marina all'estremità più a sud dell'impianto. Eterogeneità spaziali di piccola scala sono state osservate trasversalmente all'asse sopra descritto e riguardano in particolare le condizioni di alcune vasche dove è stato registrato un arricchimento di sostanza organica nei sedimenti, segnalato dalla presenza delle specie di Policheti, *S. decoratus* (Bobretzky, 1871) e *C. capitata* (Fabricius, 1780). Da segnalare la presenza nelle acque del decapode *Carcinus mediterraneus* (Czerniavsky, 1884), che forma popolamenti numerosi nella vasca a più diretto contatto col mare. Le vasche sono inoltre popolate da *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) e da *Aphanius fasciatus*.

3 - MATERIALI E METODI

3.1 Stazioni di campionamento

L'area di ricerca ricade all'interno del settore della Riserva delle Saline di Tarquinia oggetto di alcuni degli interventi previsti dal Progetto Life-Natura e di precedenti studi condotti sulla comunità bentonica.

Quest'area è occupata dalle vasche più vicine alla pompa idrovora che immette acqua marina nell'impianto. Si tratta delle vasche dette di "prima evaporazione" ("Sterro" e "Piscine") dove avviene l'iniziale aumento della salinità e la precipitazione dei sali meno solubili in acqua di mare (CaCO_3 , CaSO_4). Tenendo conto della struttura dell'impianto, sono state scelte 6 vasche rappresentative dell'area di studio. Le vasche sono delimitate da argini in pietra calcarea locale, hanno una forma rettangolare ed una superficie modesta, compresa tra i 60 ed gli 11 ha. Quattro delle sei vasche campionate sono posizionate lungo il cordone sabbioso che separa le saline dal mare. Le altre due sono più interne rispetto al mare.

La vasca n. 1 (st. 1) riceve direttamente l'acqua marina tramite la pompa idrovora collegata con il canale dal quale, fino a qualche anno fa, entrava per gravità l'acqua marina nell'impianto. Questa vasca funziona, in un certo senso, da "polmone" per il resto della salina essendo caratterizzata da un maggior ricambio idrico. Le successive quattro vasche descrivono la superficie di prima evaporazione, delimitata a Sud dalle vasche 2 e 3 (st. 2 e st. 3) ed a nord dalle vasche 4 e 5 (st. 4 e st. 5). In particolare questi quattro bacini sono le vasche di entrata e di uscita dell'acqua per quanto riguarda questa area di prima evaporazione delle saline. La comunicazione tra le singole vasche avviene tramite dei canali per il passaggio dell'acqua, che scorre attraverso le vasche per gravità. La vasca 6 (st. 6) è quella posizionata più a Sud ed è, quindi, la più lontana dal punto di ingresso dell'acqua marina.

Le prime cinque vasche sono caratterizzate dalla presenza di praterie di macrofite, *Cymodocea nodosa* (Ucria) e *Ruppia* sp., e da alghe filamentose appartenenti al genere *Chaetomorpha* e *Cladophora*. Nella vasca 6 invece sono presenti alghe di tipo filamentoso. Le informazioni raccolte sulle principali caratteristiche delle vasche campionate sono state sintetizzate in tab. xx dove, tra l'altro, vengono riportate alcune informazioni sul substrato delle vasche tratte da un recente studio sedimentologico effettuato nelle saline di Tarquinia (Cardinale, 2004).

Da inserire tabella stazioni, stampare il foglio a parte in orizzontale, pag. 21

Vedere dove si trova la rilegatura

Sulla destra

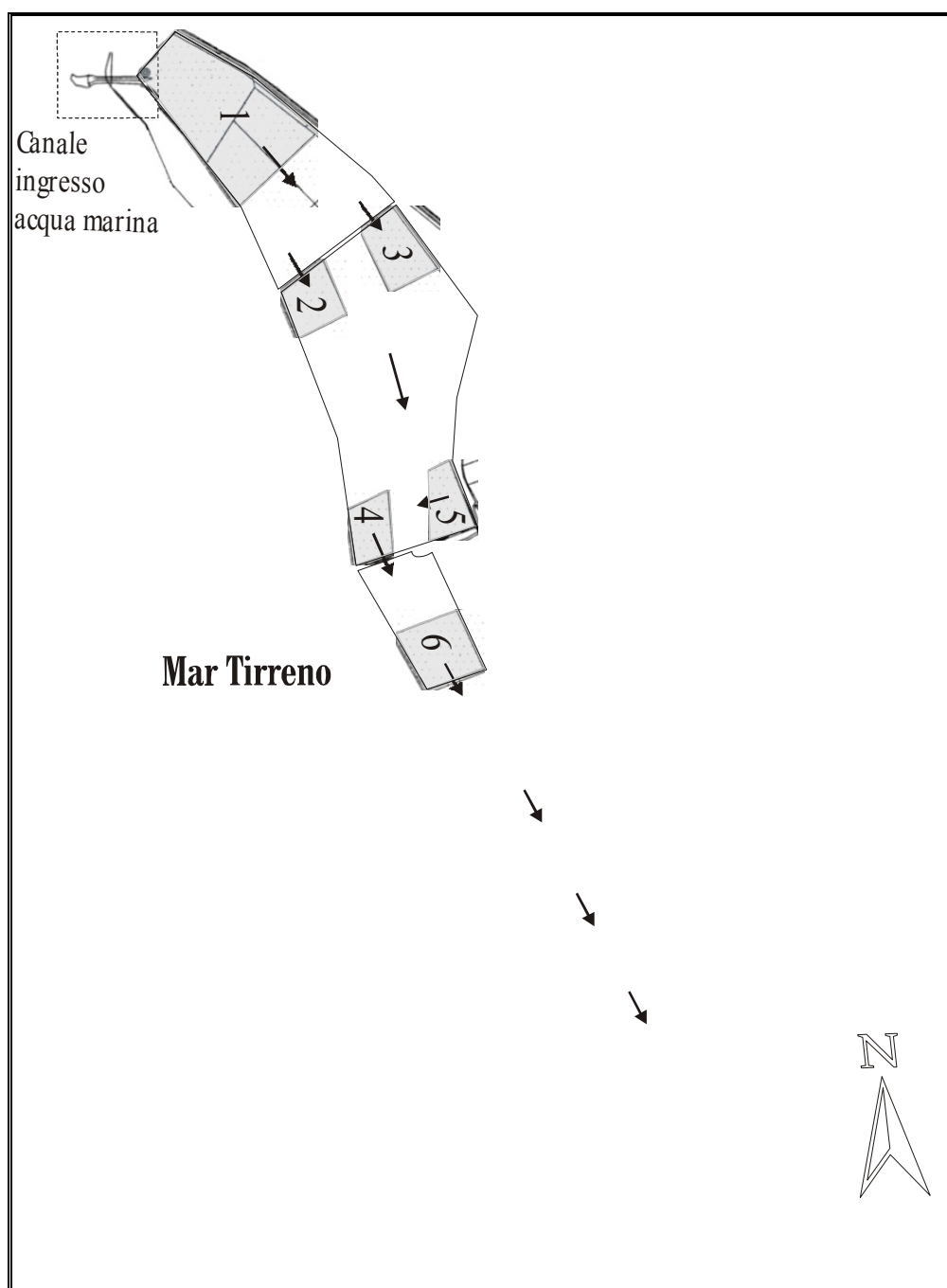


Fig. 2 – Localizzazione delle stazioni di campionamento. Pianta delle saline di Tarquinia

3.2 Parametri ambientali

In ogni stazione e con cadenza circa mensile a partire da luglio 2003 sono stati misurati i principali parametri chimico – fisici che caratterizzano questo tipo di ambiente. Tutti i parametri sono stati misurati per mezzo di sonde da campo.

PARAMETRO	unità di misura	STRUMENTO
Profondità	m	Cordicella metrica
Temperatura	°C	Termometro digitale - Oa.Eu.In. pH5/6 & ion 6
pH	Unità di pH	pH – metro digitale - Oa.Eu.In. pH5/6 & ion 6
Salinità	psu	Salinometro a rifrazione - Optech K71322
Conducibilità	μS	Conducimetro digitale – HI 8733C
Ossigeno disciolto	mg l ⁻¹ - %	Ossimetro digitale - WTW Oxi 330/SET

Tab 3 – Parametri misurati e relativi strumenti impiegati

3.3 Caratterizzazione del sedimento

Le relazioni tra gli organismi bentonici e il substrato sono state riconosciute da tempo (Meksumpun, 1999). Infatti gli invertebrati bentonici possono influenzare le caratteristiche fisiche (bioturbation) e chimiche del sedimento. Inoltre la colonizzazione o l'esclusione di certe specie in una data area è fortemente condizionata dalle caratteristiche del sedimento. In particolare, l'attecchimento delle fasi larvali è profondamente influenzato dalle proprietà fisiche del substrato, tra le quali la dimensione delle particelle (grain size) è considerata un fattore di grande importanza (Gray, 1974). Al fine di descrivere le principali caratteristiche del sedimento nelle 6 vasche studiate è stato effettuato un campionamento del sedimento in data 04/08/2004. I sedimenti sono stati prelevati tramite una benna Van Veen opportunamente modificata per evitare la fuoriuscita del campione durante la raccolta. Per ciascuna stazione è stata raccolta una quantità di sedimento pari a circa 1 l. I campioni raccolti sono stati temporaneamente conservati alla temperatura di – 20 °C, prima di effettuare le analisi di laboratorio. Nei campioni raccolti è stata effettuata l'analisi del contenuto d'acqua e delle caratteristiche granulometriche.

Il contenuto d'acqua equivale sinteticamente alla perdita di peso, espressa in forma percentuale, di un campione di sedimento dopo essiccazione. In condizioni di saturazione del sedimento, cioè quando il volume dei pori è completamente occupato dall'acqua interstiziale, il contenuto d'acqua è numericamente equivalente alla porosità (Lorenti & De Falco, 2003). La porosità influenza la quantità di ossigeno a biodisponibile. Dopo lo scongelamento a temperatura ambiente dei campioni, questi sono stati pesati con una bilancia analitica ricavando il peso umido (Pu). Successivamente sono stati essiccati in stufa ad 80 °C per 48 ore in un contenitore di alluminio. I campioni secchi essiccati sono stati pesati di nuovo (Peso secco-Ps).

Dal rapporto percentuale tra il peso umido e il peso secco si ricava il contenuto d'acqua, secondo la formula:

$$\text{Frazione d'acqua} = (P_u - P_s) / P_u * 100$$

Per l'analisi delle caratteristiche granulometriche, i campioni sono stati trattati con perossido di idrogeno al 10% fino a che non si osservava più alcuna effervescenza nel campione. In seguito sono stati essiccati in stufa a 80° C per 48 ore. Al fine di eliminare eventuali ammassi di sedimento, i campioni sono stati presatacciati manualmente tramite un pestello. A questo punto i campioni sono stati 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).

3.4 Campionamento ed analisi della fauna

Gli invertebrati bentonici sono stati campionati con una benna del tipo Van Veen, che è formata da due valve incernierate che, dopo aver toccato il fondo, si chiudono per effetto del loro stesso peso. La benna copre una superficie di 0,06 m² ed ha una profondità di penetrazione di circa 8 cm. I campioni sono stati vagliati con un setaccio di 1 mm di maglia in situ e preservati con una soluzione isotonica di aldeide formica al 4% (soluzione al 10% di formalina commerciale, tamponata; Eleftheriou & Holme, 1984). Per ogni stazione ed ogni data di campionamento sono state prelevate tre repliche. In laboratorio è stato effettuato il 'sorting' (selezione) dei gruppi tassonomici e l'identificazione a livello di specie, che è stata effettuata usando uno stereomicroscopio da dissezione e un microscopio ottico a contrasto di fase.

3.4.1 Date di campionamento

Lo studio della comunità bentonica è stato condotto in due distinte campagne di monitoraggio. La prima è stata condotta nel corso del 2003/04 ed ha riguardato tutte e 6 le vasche sopradescritte. Questa prima attività di monitoraggio è finalizzata alla descrizione delle caratteristiche ecologiche delle saline a ridosso degli interventi di asporto del sedimento previsti dal Progetto Life-Natura.

Inoltre questi dati verranno confrontati con delle informazioni pregresse al fine di valutare le variazioni temporali della comunità bentonica in relazione al cambiamento di gestione dell'impianto di produzione. La seconda campagna di monitoraggio è stata realizzata successivamente l'evento alluvionale, avvenuto nel mese di dicembre 2004, in tre delle sei stazioni precedentemente studiate. Lo scopo di questo monitoraggio è di valutare gli effetti, i tempi e le modalità di recupero dei popolamenti bentonici in seguito alla drastica dolcificazione delle acque. In questo senso, i dati raccolti sulle caratteristiche chimico-fisiche e sulla componente bentonica della zona umida delle saline nel corso della prima fase di campionamento (2003/04) possono essere considerati come il riferimento per la caratterizzazione delle saline di Tarquinia prima dell'inizio dei lavori di recupero ambientale del Progetto Life-Natura; per la valutazione dei cambiamenti occorsi nella comunità bentonica in relazione alla situazione descritta dai dati raccolti nel 1997, anno di definitiva cessazione delle attività produttive, e nel 2001; ed, infine, per valutare l'evoluzione dei popolamenti bentonici in seguito al disturbo ambientale del dicembre 2004.

La successiva campagna di campionamento (2004/05) ha avuto come obiettivo la descrizione dell'impatto di un evento catastrofico, come la drastica dolcificazione delle acque in un ambiente costantemente soprassalto, sulla comunità bentonica. In tal senso la frequenza di campionamento è stata modificata scegliendo intervalli di tempo inizialmente mensili e successivamente bimensili. Inoltre si è scelto di campionare tre delle sei stazioni precedenti. Questa decisione è stata supportata dai risultati delle analisi eseguite sui campioni di acqua e di benthos raccolti nel corso del 2003/04. Queste attività di monitoraggio rientrano infine in una serie di finalità più generali che riguardano: la conservazione e la gestione delle saline; la redazione del piano di gestione delle riserve naturali; l'ampliamento delle conoscenze sulla fauna bentonica degli ambienti iperalini, ancora poco conosciuta. Nel corso dei campionamenti sono state inoltre effettuate delle osservazioni in loco al fine di caratterizzare la componente macrofittica ed algale delle vasche indagate.

	Mese di riferimento	data	Stazioni campionate	Totale campioni	Giorni intercorsi	Giorni cumulativi
I° campagna di monitoraggio	1 Luglio	31/07/03	6	18	-	
	2 Novembre	14/11/03	6	18	106	106
	3 Marzo	06/03/04	6	18	113	219
	4 Giugno	06/06/04	6	18	92	311
II° campagna di monitoraggio	5 Dicembre	21/12/04	3	9	-	509
	6 Febbraio	08/02/05	3	9	49	558
	7 Marzo	14/03/05	3	9	34	592
	8 Aprile	14/04/05	3	9	31	623
	9 Luglio	07/07/05	3	9	84	707
	10 Ottobre	04/10/05	3	9	89	796

Tab. 4 – Date di campionamento

3.5 Analisi dei dati

3.5.1 Analisi dei dati chimico-fisici delle acque

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 della varianza è stata valutata tramite il test C di Cochran mentre la normalità della distribuzione dei dati è stata valutata tramite il test di Kolmogorov-Smirnov. I confronti a posteriori sono stati effettuati mediante il test di Tukey per individuare le coppie di confronti significativi al 5%. Quando necessario i dati sono stati log-trasformati. I dati chimico-fisici sono stati ordinati tramite l'analisi delle componenti principali.

3.5.2 Analisi dei dati biologici

Per quanto riguarda la comunità bentonica, è stata calcolata la densità media (n.° individui/m⁻²) delle tre repliche per ciascuna stazione. La valutazione della struttura della comunità è stata effettuata mediante l'utilizzo degli indici strutturali non parametrici: indice di Shannon (H), indice di Margalef (R), indice di Simpson (D) ed indice di Pielou.

- L'indice di Shannon (H), che è il più utilizzato in ecologia (Scardi, 1994), è 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 di individui di tutte le specie presenti nel campione.

- L'indice di Margalef, prende in considerazione il rapporto tra il numero di specie ed il numero di individui di una comunità:

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

- L'indice di Simpson (D), che esprime la probabilità che due individui presi a caso da un campione appartengano alla stessa specie (Danovaro, 2003), è uguale a:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

dove p è la frazione della specie i-esima sul numero totale di individui di un campione.

- L'indice di Pielou, descrive la distribuzione degli individui tra le specie del campione. Questo si avvicina al valore massimo (1) quando tutte le specie del campione tendono ad essere rappresentate dallo stesso numero di individui. È espresso dalla formula:

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Il ricorso agli indici di diversità è stato effettuato in quanto consentono di sintetizzare l'informazione contenuta nella comunità animale (Scardi, 1994) e di valutare gli effetti di uno stress su di una comunità (Danovaro, 2003). I valori dei diversi indici sono stati testati per la significatività delle loro differenze tramite l'Analisi della Varianza (ANOVA) verificando di volta in volta l'omogeneità della varianza col test C di Cochran (C) ed applicando, ove necessario, le opportune trasformazioni dei dati. I confronti a posteriori sono stati effettuati mediante il test di Tukey per individuare le coppie di confronti significativi al 5%. Sulla base dei dati di abbondanza per replica, la struttura delle comunità è stata descritta e comparata per ciascun sito e ciascun mese di campionamento mediante tecniche di statistica multivariata non parametrica basata sull'analisi delle similarità (Clarke & Warwick, 1994, Clarke & Ainsworth, 1993). Per ridurre l'effetto delle specie più abbondanti sono state operate delle trasformazioni dei dati mediante doppia radice. 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".

Stress	Interpretazione
0,00 – 0,05	Rappresentazione eccellente
0,05 – 0,10	Buon ordinamento, senza false deduzioni
0,10 – 0,20	Utilizzabile ma con valori vicini al limite superiore è possibile compiere errori di interpretazione soprattutto dei dettagli
> 0,20	Non utilizzabile, possibili errori di interpretazione

Tab. 5 – Limite di interpretabilità dei valori di stress degli MDS, (Kruskal & Wish, 1978).

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 che valuta sia le differenze complessive di abbondanza sia la variabilità tra repliche (Clarke &

Warwick, 1994). Le correlazioni tra le strutture di comunità osservate ed i parametri ambientali misurati che concorrono a determinarle sono state condotte tramite la procedura BIONENV che confronta, attraverso l'indice di correlazione di Spearman, il nMDS derivante dalla matrice biota e i nMDS derivanti da tutte le possibili combinazioni di parametri abiotici (Clarke & Warwick, 1994, Clarke & Ainsworth, 1993). I dati sono stati rappresentati tramite dendrogrammi ottenuti tramite Clustering gerarchico. La misura di distanza adottata è l'indice di Bray-Curtis mentre l'algoritmo usato per l'aggregazione dei campioni è l'UPMGA. Ai fini del confronto delle comunità bentoniche tra diversi anni di campionamento si è ricorsi al nMDS. Infine, per valutare l'influenza dei parametri chimico-fisici sulla comunità bentonica si è ricorsi ad un'analisi della correlazione tra i dati chimico-fisici e gli indici strutturali della comunità bentonica e la densità delle specie più abbondanti. In particolare la relazione tra dati chimico-fisici ed indici strutturali è stata valutata tramite il coefficiente di correlazione di Spearman che non richiede una distribuzione di tipo normale nei dati analizzati mentre la correlazione tra gli stessi parametri chimico-fisici e la densità delle specie $[\log(d+1)]$ è stata valutata tramite il coefficiente di correlazione di Pearson. I programmi utilizzati per le elaborazioni sono STATISTICA 3, PCORDWIN 3.

3.6 Analisi della struttura della popolazione del bivalve bentonico *C. glaucum*

Il campionamento della specie bentonica *C. glaucum* è stato condotto in quattro vasche rappresentativa dell'area esaminate e collocate lungo l'asse principale dell'area studiata. Le quattro vasche prescelte coincidono con alcune delle stazioni in cui è stato condotto il campionamento del benthos. In particolare sono la st. 1, la st. 2, la st. 4 e la st. 6. Le campagne di prelievo sono state condotte nelle seguenti date: 30 settembre 2003, 4 marzo 2004 e 30 giugno 2004. Il campionamento è stato effettuato con una vongolare comune a maglia 0,65 x 0,65 cm ed ampiezza di circa 45 cm. Per ogni vasca sono state eseguite tre repliche trascinando il retino per 6 m. Al fine di ottenere un campione statisticamente significativo, si è scelto di raccogliere almeno 100 individui per vasca. Il materiale è stato poi vagliato in situ per separare i bivalvi vivi da materiale vegetale o individui morti; è stato poi posto in buste e congelato alla temperatura di -80°C. Nelle medesime vasche in cui è stato prelevato il *C. glaucum*, sono stati misurati seguenti i parametri chimico-fisici delle acque:

PARAMETRO	unità di misura	STRUMENTO
Profondità	cm	Cordicella metrica
Temperatura	°C	Termometro digitale - Oa.Eu.In. pH5/6 & ion 6
pH	Unità di pH	pH – metro digitale - Oa.Eu.In. pH5/6 & ion 6
Salinità	psu	Salinometro a rifrazione - Optech K71322
Conducibilità	μS	Conducimetro digitale – HI 8733C
Ossigeno disciolto	mg l ⁻¹ - %	Ossimetro digitale - WTW Oxi 330/SET

Tab. 6 – Variabili misurate nelle quattro stazioni di campionamento

In laboratorio sono state eseguite le misure morfometriche su ciascun individuo seguendo la procedura indicata in un lavoro condotto da Meschini (1998). A tal fine il materiale campionato è stato scongelato su carta assorbente per il tempo necessario a sciogliere il ghiaccio all'interno ed all'esterno della conchiglia. Ogni individuo è stato numerato e misurato nella sua lunghezza, altezza e spessore attraverso un calibro con risoluzione 1/20 mm. Al termine, i campioni sono stati pesati uno ad uno con una bilancia analitica elettronica mod. E428 con portata di 120 g, risoluzione 0,1 mg e precisione 0,1 mg.

3.6.1 Analisi dei dati biologici

Per definire la struttura demografica della popolazione, sono state eseguite le seguenti analisi:

- descrizione delle relazioni tra i parametri morfologici (altezza, spessore, larghezza e peso fresco) del *C. glaucum* tramite la relazione di potenza del tipo $y = ax^b$, che corrisponde ad una relazione lineare dopo trasformazione logaritmica di entrambe le variabili. Calcolo del coefficiente di correlazione lineare tra le variabili;
- analisi della distribuzione delle frequenze delle classi di altezza, tramite degli istogrammi costruiti raggruppando la variabile in classi di ampiezza pari a 1,5 mm, tenendo conto dell'uso di un calibro con un'accuratezza della misura di 1/10 mm. Dividere le variabili in intervalli di 1,5 mm significa considerare 15 volte l'accuratezza della misura;
- inizialmente è stata analizzata la distribuzione delle frequenze delle altezze in tutti i campioni raccolti e ciò ha previsto la descrizione dell'evoluzione temporale della distribuzione delle frequenze in ciascuna vasca campionata e la descrizione della distribuzione delle frequenze raggruppando le vasche per periodo di campionamento;

Le differenze osservate tra la distribuzione delle classi di altezza dei diversi campioni sono state oggettivate tramite il test di confronto a coppie di Kolmogorov – Smirnov. Questo test non parametrico si basa sulla misura della massima differenza tra due distribuzioni e l'ipotesi nulla che viene testata è di uguaglianza nella distribuzione dei due set di dati. Il livello di significatività scelto è quello con $p < 0,005\%$. Il programma usato per l'elaborazione è stato SYSTAT;

- Successivamente è stata effettuata un'analisi della distribuzione delle altezze nel complesso della popolazione, cioè raggruppando i set di dati per periodo di campionamento, al fine di descrivere evidenti plurimodalità nella distribuzioni di frequenze e di individuare le componenti presenti attraverso il metodo di Battacharya (1969), secondo una metodologia già applicata in uno studio precedente su questa specie nelle Saline di Tarquina (Meschini,

1998). Il metodo di Battacharya consente di risolvere una distribuzione in componenti gaussiane, considerando che in genere la distribuzione dei parametri morfometrici di una popolazione biologica è un mix di diverse componenti, ciascuna con un'andamento di tipo normale, e che in molti casi le mode corrispondono a differenti classi di età (Battacharya, 1969). Ciò al fine di addurre delle ipotesi circa le classi di età presenti, di evidenziare l'eventuale accrescimento delle classi di età individuate e di confrontare questi dati con quelli raccolti nel 1998. Il programma usato per le elaborazioni è stato MICROSOFT EXCEL;

- Sono stati ricavati i dati di produzione secondaria del *C. glaucum* nelle varie vasche campionate per il mese di giugno 2004. La superficie di campionamento è stata ricavata moltiplicando l'ampiezza del retino (0.45 m) per la lunghezza del tratto di trascinamento del retino stesso (6 m) per il numero di retinate effettuate in ciascuna vasca. Questo dato è stato poi confrontato con i dati di produzione secondaria relativi allo studio condotto nel 1998;
- Infine è stata studiata la relazione tra i alcuni parametri morfometrici della popolazione di *C. glaucum* e i parametri ambientali misurati durante i campionamenti. A questo scopo si è calcolato il valore medio, la moda e il valore massimo di tutti i dati disponibili relativi all'altezza e al peso fresco. La relazione di questi parametri è stata descritta utilizzando il coefficiente di correlazione di Pearson e le tabelle di probabilità ad esso connesse. I dati ambientali sono stati testati per la normalità tramite il test di Kolmogorov–Smirnov e non si è resa necessaria alcuna trasformazione. Si è ricorsi al programma STATISTICA 3.

4 RISULTATI

4.1 Parametri ambientali

In tutte le stazioni campionate i parametri sono stati misurati ad una profondità variabile, compresa tra i 15 ed i 30 cm al di sotto della superficie, in relazione allo spessore della colonna d'acqua della vasca esaminata. Problemi tecnici non hanno permesso la rilevazione dei dati per alcuni mesi del 2004. Di seguito si riportano la descrizione dell'andamento dei dati raccolti durante tutto il periodo di studio dal mese di luglio 2003 al mese di settembre 2005.

4.1.1 Temperatura

Negli ambienti costieri confinati, la temperatura come gli altri parametri ambientali è in genere estremamente variabile, poiché segue strettamente l'andamento della temperatura atmosferica subendo, quindi, notevoli fluttuazioni, legate non solo a cambiamenti stagionali ma anche al semplice mutare delle condizioni atmosferiche. A causa dello scarso volume e della ridotta inerzia chimico-fisica, l'acqua tende a raggiungere valori estremi dei parametri sia in inverno che in estate. L'andamento durante il periodo di studio è stato simile in tutte le stazioni di campionamento con minime differenze legate alla profondità della colonna d'acqua nelle diverse vasche. Il profilo dei dati è chiaramente stagionale, con valori minimi registrati sempre nei mesi invernali, da dicembre a febbraio, e i valori massimi rilevati nella stagione estiva, nei mesi di luglio ed agosto. I valori più bassi sono stati registrati nel mese di gennaio 2005 nelle st. 2, 3 e 5, con 4,5, 4,9 e 4,8 °C rispettivamente. Il valore più alto è stato rilevato in data 10/08/04 nella st. 6. Il range annuale di variazione registrato per questo parametro è molto alto e compreso tra 4,5 °C e 31,2 °C. Notevoli variazioni diurne possono avvenire specialmente dove l'acqua è più bassa. Successivamente al dicembre 2004, si nota una riduzione delle range di variabilità tra le stazioni, che permane almeno fino alla primavera.

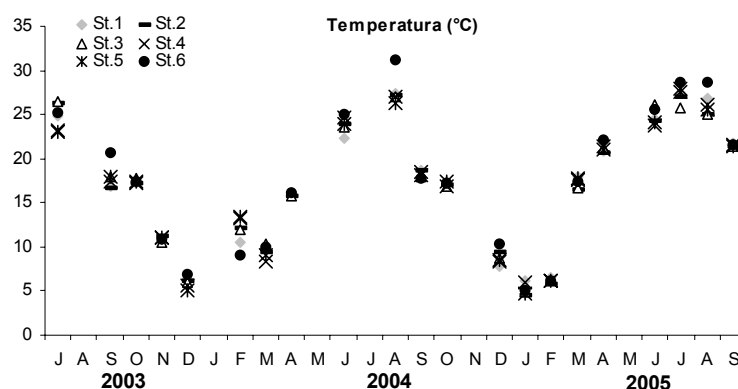


Fig. 3 - Andamento della temperatura nelle sei stazioni di campionamento.

<i>DATA</i>	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
31/07/03	24,9	26,3	26,5	23,2	23,1	25,2
16/09/03	16,8	16,6	18,0	17,4	17,9	20,6
15/10/03	17,3	17,3	17,7	17,3	17,4	17,5
12/11/03	10,6	11,2	10,6	11,1	11,1	10,9
18/12/03	6,4	6,1	5,9	5,6	5,0	6,9
10/02/04	10,6	12,2	12,0	13,3	13,5	9,0
09/03/04	10,1	9,4	10,4	8,3	9,0	9,9
06/04/04	16,2	15,8	15,8	-	-	16,1
14/06/04	22,3	23,9	23,6	24,6	23,9	25,1
10/08/04	27,3	27,2	27,1	27,0	26,3	31,2
10/09/04	18,6	18,7	18,0	18,5	18,2	17,8
10/10/04	17,4	17,1	16,9	16,8	17,5	17,3
14/12/04	7,8	9,4	8,7	8,4	8,6	10,3
18/01/05	6,2	4,5	4,9	5,9	4,8	5,0
24/02/05	6,5	5,8	6,2	6,1	6,1	6,1
30/03/05	17,9	16,6	16,6	17,6	17,8	17,5
29/04/05	20,9	20,7	21,3	21,1	21,4	22,2
16/06/05	24,5	24,3	26,1	23,8	24,1	25,6
27/07/05	27,3	27,1	25,7	27,6	27,9	28,7
27/08/05	26,8	25,0	25,0	26,1	25,6	28,7
30/09/05	21,8	21,4	21,4	21,6	21,4	21,6

Tab. 7 – Valori di temperatura misurati nelle sei stazioni di campionamento.

4.1.2 pH

I valori di pH rilevati all'interno delle saline oscillano tra 7,05 (dicembre 2003–st. 6) e i 9,49 (agosto 2004–st. 5). Questo parametro ha un andamento simile in tutte le stazioni monitorate almeno per tutto il primo periodo di monitoraggio (luglio 2003–agosto 2004) e presenta un andamento legato alle stagioni, con valori estivi mediamente più alti di quelli invernali. L'aumento del pH nei mesi primaverili–estivi è legato alla ripresa dell'attività fotosintetica che riduce la concentrazione di CO₂ e degli ioni H⁺, diminuendo l'effetto tampone dell'ambiente acquatico. Da notare come la st. 6, la più interna tra quelle esaminate, mostri valori mediamente più bassi rispetto alle altre stazioni. Per ogni data di campionamento e per ogni stazione, la differenza tra i dati rilevati nella st. 6 e le rimanenti stazioni varia tra un minimo di 0,36 unità di pH ad un massimo di 1,35 unità di pH. È da notare come a partire da gennaio 2005, in concomitanza con l'inizio dei lavori di asporto del sedimento previsti dal progetto Life–Natura, vi sia una diminuzione del pH nella st. 1. La movimentazione del fondale della vasca può avere avuto come effetto una riossigenazione dei sedimenti con conseguente accelerazione delle reazioni di ossidazione della sostanza organica, di nitrificazione, o ancora di ossidazione di composti inorganici sedimentati come solfiti o solfuri di ferro. Infine, si nota una riduzione della variabilità del pH tra le diverse stazioni di campionamento nel periodo successivo all'alluvione.

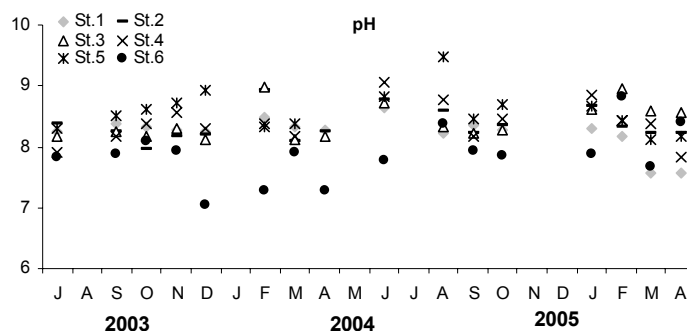


Fig. 4 - Andamento del pH nelle sei stazioni di campionamento.

DATA	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
31/07/03	8,24	8,38	8,18	7,91	8,30	7,84
16/09/03	8,38	8,24	8,26	8,16	8,51	7,89
15/10/03	8,32	7,97	8,16	8,39	8,62	8,09
12/11/03	8,27	8,17	8,29	8,56	8,72	7,94
18/12/03	8,24	8,19	8,13	8,31	8,92	7,05
10/02/04	8,49	8,92	8,98	8,39	8,33	7,27
09/03/04	8,33	8,09	8,11	8,18	8,38	7,91
06/04/04	8,27	8,26	8,18	-	-	7,29
14/06/04	8,64	8,78	8,72	9,05	8,82	7,78
10/08/04	8,21	8,59	8,32	8,78	9,49	8,39
10/09/04	8,35	8,23	8,22	8,18	8,46	7,93
10/10/04	8,28	8,35	8,28	8,46	8,68	7,86
18/01/05	8,29	8,67	8,61	8,84	8,67	7,87
24/02/05	8,18	8,31	8,95	8,42	8,42	8,82
30/03/05	7,56	8,21	8,59	8,38	8,12	7,67
29/04/05	7,57	8,21	8,56	7,83	8,16	8,40
16/06/05	-	8,24	-	-	-	-
27/07/05	-	8,25	-	-	-	-
27/08/05	-	8,32	-	-	-	-

Tab. 8 – Valori di pH misurati nelle sei stazioni di campionamento.

4.1.3 Salinità e Conducibilità

La salinità dipende fortemente dall'evaporazione, dalle precipitazioni, dal regime idraulico e dal mescolamento. Questo parametro viene generalmente assunto come parametro di riferimento per la classificazione e il monitoraggio delle acque lagunari / di transizione. Le variazioni di salinità sono legate agli apporti di acqua dolce, come le precipitazioni, all'evaporazione, ed al ricambio di acqua finalizzato ad evitare un aumento eccessivo della concentrazione di cloruro di sodio e di altri sali ed al mantenimento di un'altezza costante della colonna d'acqua. I dati mostrano un andamento stagionale con valori più alti nella stagione estiva e minimi in quella invernale. È da notare il progressivo aumento della salinità passando dalle stazioni più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina a quelle più distanti, dove un ridotto ricambio idrico e una bassa colonna d'acqua, provocano un'elevata evaporazione, soprattutto durante la stagione calda. In particolare il valore massimo di salinità è stato registrato nella st. 6 ad agosto 2004 (92 ‰). Si può affermare che l'intervallo dei valori di salinità nella st. 1 è quello più vicino alla situazione marina, con

valore medio di 36,12 ‰ nel periodo di studio esaminato. La differenza di salinità tra le vasche esaminate varia in un range di valori piuttosto ampio e compreso tra 10‰ e 50‰. A partire da dicembre 2004, i valori di salinità sono decisamente più bassi a causa dell'esondazione del fosso che circonda le saline. Immediatamente dopo l'esondazione del 7-8 dicembre 2004, il volume di acqua proveniente dal fosso si è riversato su tutte le vasche delle saline, alterando profondamente le condizioni dell'ambiente acquatico, normalmente iperaline, e il flusso idrico. L'acqua infatti ha iniziato a defluire a mare attraverso il canale di Ponente, in direzione Sud-Nord, contraria a quella usuale, Nord-Sud. I valori minimi di salinità sono stati rilevati nel periodo successivo l'alluvione nella st. 2 e nella st. 4, con tenore salino pari al 10 ‰ ed 11 ‰. L'alluvione ha provocato inoltre la scomparsa del gradiente salino esistente tra le diverse stazioni di campionamento, particolarmente ampio tra la st. 1 e la st. 6. Tuttavia il gradiente di salinità tra le vasche studiate ricompare nell'arco di pochi mesi. A partire dal mese di febbraio infatti lo scarto di concentrazione salina tra la st. 1 e la st. 6 è pari a 15 ‰. Infine è da notare l'elevata variabilità dell'andamento di questo parametro durante il periodo esaminato. Si passa infatti da concentrazioni saline tipiche delle acque dolci a valori caratteristici degli ambienti iperalini in un intervallo spaziale e temporale relativamente ridotto. Per quanto riguarda la conducibilità, questo parametro, correlato alla quantità di solidi totali disciolti in acqua, varia in relazione alla quantità di sali e minerali disciolti in acqua, la cui origine può essere inorganica o organica. La conducibilità mostra un andamento stagionale, con i minimi rilevati nel periodo invernale, dicembre – marzo, e i valori massimi rilevati nel periodo estivo, giugno – settembre. Il valore più alto è stato rilevato nella st. 6 a giugno 2004 mentre il valore più basso è stato misurato nella st. 1 nel mese di febbraio 2004.

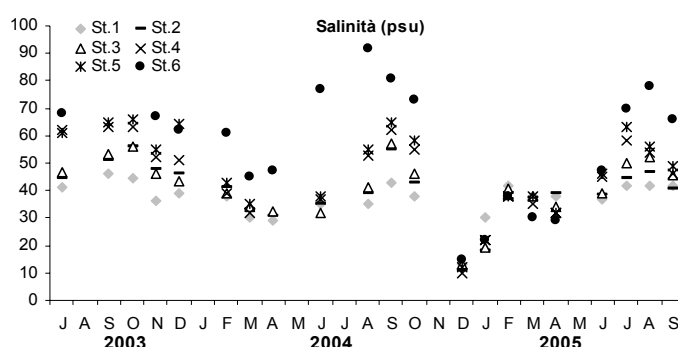


Fig. 5 - Andamento della salinità nelle sei stazioni di campionamento.

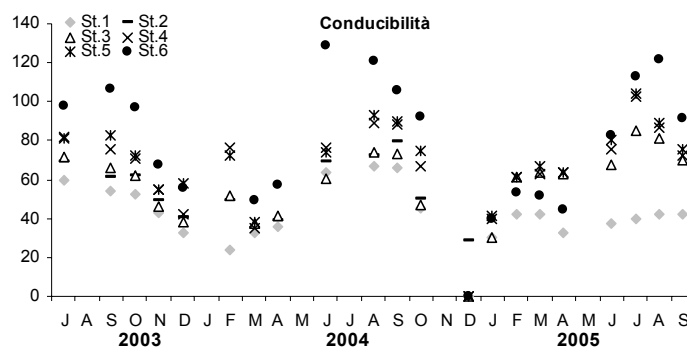


Fig. 6 - Andamento della conducibilità nelle sei stazioni di campionamento.

DATA	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
31/07/03	41	59,6	45	69,2	47	71,2	62	81,9	61	81,3	68	97,8
16/09/03	46	54,0	51	61,5	54	66,3	63	75,5	65	82,6	82	106,4
15/10/03	45	52,3	56	62,4	56	62,0	63	71,0	66	72,7	89	97,0
12/11/03	37	42,7	48	49,2	46	46,0	52	54,5	55	55,2	67	67,8
18/12/03	39	33,0	46	40,2	44	38,0	51	42,0	65	57,8	62	55,6
10/02/04	38	24,0	41	49,0	39	52,0	39	76,0	43	72,0	61	-
09/03/04	30	33,0	33	35,0	34	37,0	32	35,1	35	38,4	45	49,0
06/04/04	29	36,0	31	39,0	33	41,7	-	-	-	-	47	57,0
14/06/04	35	64,0	35	69,0	32	60,5	37	76,6	38	74,0	77	128,7
10/08/04	35	67,0	39	72,1	41	73,6	53	89,2	55	92,7	92	120,8
10/09/04	43	66,0	55	79,4	57	72,9	62	88,5	65	89,8	81	106,0
10/10/04	38	45,0	43	50,1	46	46,9	55	66,7	58	75,1	73	92,0
14/12/04	13	-	11	28,5	13	-	10	-	12	-	15	-
18/01/05	30	30,0	18	-	19	30,0	22	39,7	22	41,4	22	40,0
24/02/05	42	42,0	37	-	41	61,0	38	61,6	38	61,6	38	53,0
30/03/05	38	42,0	38	-	38	63,4	35	62,9	38	66,8	30	51,4
29/04/05	38	33,0	39	-	34	63,1	32	63,6	32	63,5	29	44,7
16/06/05	37	37,0	39	-	39	68,0	45	75,9	46	80,0	47	83,0
27/07/05	42	40,0	45	-	50	85,0	58	103,0	63	104,0	70	113,0
27/08/05	42	42,0	47	-	52	81,0	54	86,8	56	89,1	78	122,1
30/09/05	42	42,0	41	-	46	69,9	46	72,7	49	75,2	66	91,8

Tab. 9 - Valori di salinità (S; ‰) e conducibilità (C; mS) misurati nelle sei stazioni di campionamento.

4.1.4 Ossigeno disciolto

La concentrazione di ossigeno dipende da fattori abiotici, quali la temperatura, la salinità, la velocità del vento, il ricambio idrico, e biotici, come l'equilibrio tra attività fotosintetica e respirazione. Un eccessivo carico organico, dovuto a sostanza organica animale e vegetale in decomposizione, riduce la concentrazione di ossigeno. Infatti le reazioni di ossidazione chimica e biologica che avvengono in acqua e nei sedimenti consumano O_2 . Mentre l'attività fotosintetica e gli scambi gassosi all'interfaccia aria-acqua aumentano il tenore di ossigeno nel mezzo acquoso. Nelle saline di Tarquinia, i valori registrati variano complessivamente negli intervalli tra 2,2 mg l⁻¹ e 16,4 mg l⁻¹ e 4,7% e 209 % di saturazione. Un dato anomalo è quello rilevato nel mese di luglio nella stazione 3, pari a 209 % di saturazione, in questo caso delle raffiche di vento, seppure non intense (circa 3,5 ms⁻¹), in direzione O-SO, hanno determinato una notevole agitazione dell'acqua.

Inoltre questa vasca (st. 3) è colonizzata per quasi tutta la superficie da una pianta acquatica (*Ruppia* sp.), che in particolari condizioni può determinare la formazione di bolle di gas tra i fusti e le foglie. L'agitazione dell'acqua indotta dal vento può liberare il gas contenuto nelle bolle. Spesso sono stati registrati valori elevati di ossigeno disciolto nella st. 6, dove la profondità della colonna d'acqua è piuttosto bassa (circa 20–30 cm). In generale questo parametro segue un chiaro ciclo stagionale, con i minimi registrati nel periodo estivo, giugno – settembre, ed i valori massimi rilevati nel periodo invernale, gennaio – febbraio. I valori più bassi sono stati registrati nel mese di agosto 2004, con condizioni ipossiche in alcune vasche (< 5 mg/L), questo stesso mese coincide con il periodo di massima insolazione e con la maggiore evaporazione–stagnazione delle acque. Fino a dicembre 2004, i valori seguono un andamento piuttosto simile con minime differenze tra le stazioni. La situazione cambia a partire da marzo 2005, quando si osserva un calo del tenore di O₂, seguito, nei mesi successivi da una ripresa della sua concentrazione. Questo andamento è di difficile interpretazione. Si è rilevato tuttavia che la velocità del vento durante le misurazioni era di 3,5–4,2 m/s in direzione O a giugno, 1,3 m/s in direzione S–SO ad agosto e di 2,5 m/s in direzione O–NO ad aprile. Date le caratteristiche del sito, non si può escludere che anche una modesta ventilazione possa influenzare gli scambi gassosi acqua–atmosfera, innalzando la concentrazione di ossigeno degli strati superficiali e subsuperficiali in breve tempo. Inoltre, la st. 3, la st. 5 e la st. 6 mostrano valori di sovrasaturazione. Per quanto riguarda la st. 3, durante la primavera la superficie della vasca era coperta da un tappeto vegetale, costituito dall'alga filamentosa *Chaetomorpha* sp.. Inoltre la vasca è ampiamente colonizzata dalla macrofita *Ruppia* sp.. La presenza di queste specie vegetali può spiegare l'elevata concentrazione di O₂ osservata. Anche nella st. 5, l'alga *Chaetomorpha* sp. copre tutta la superficie della vasca distribuendosi su tutto lo spessore della colonna d'acqua. Ciò rendeva addirittura difficoltosa la misura dei parametri.

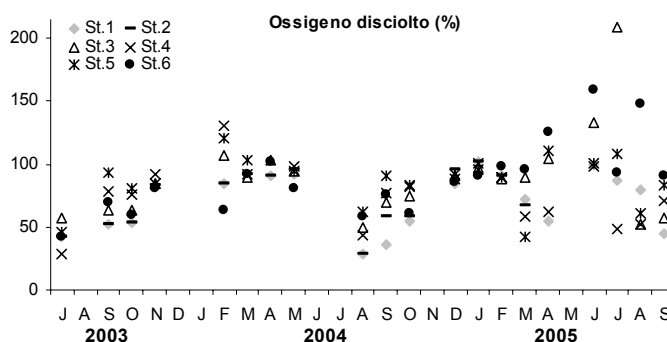


Fig. 7 – Andamento dell'ossigeno disciolto (%) nelle sei stazioni di campionamento.

Data	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
Data	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
31/07/03	3,4	42,0	4,6	42,0	4,2	57,0	2,3	28,0	3,9	46,0	3,6	42,0
16/09/03	5,1	52,0	6,4	52,0	7,4	64,0	7,5	78,4	9,2	92,7	6,6	69,9
15/10/03	4,0	53,0	5,9	53,0	6,9	64,0	7,3	76,0	7,8	81,0	5,6	60,0
12/11/03	9,2	82,7	8,9	82,7	10,2	84,0	9,9	92,0	9,3	84,0	8,8	81,0
10/02/04	9,4	85,0	11,5	85,0	12,1	107,0	13,1	130,0	12,5	120,0	7,3	64,0
09/03/04	10,1	92,0	10,2	92,0	11,1	90,0	11,0	92,0	11,4	103,0	10,2	92,0
06/04/04	8,8	91,0	10,1	91,0	8,7	103,0	-	-	-	-	9,8	102,0
10/08/04	2,2	29,0	3,6	29,0	2,4	50,0	6,5	44,0	4,9	62,0	4,6	59,0
10/09/04	3,5	36,0	5,9	58,0	7,7	69,0	7,6	76,9	8,6	90,3	7,1	75,9
10/10/04	4,5	55,0	6,1	58,0	7,3	75,0	7,6	82,0	7,9	83,0	5,9	61,0
14/12/04	10,0	84,0	11,1	96,0	10,6	91,0	10,4	88,0	10,7	92,0	10,0	86,0
18/01/05	12,2	102,0	11,7	102,3	10,5	97,0	10,6	101,0	10,5	96,0	10,0	91,0
24/02/05	10,4	91,0	8,9	90,7	10,8	88,0	11,1	90,0	11,1	90,0	11,8	98,0
30/03/05	6,8	72,0	1,9	24,4	8,5	89,0	5,5	58,0	4,0	42,0	9,1	96,0
29/04/05	5,1	55,0	1,6	22,5	9,6	105,0	5,5	62,0	9,9	110,0	10,9	126,0
16/06/05	8,3	99,0	3,0	35,0	10,7	133,0	8,4	98,0	8,6	101,0	11,9	159,0
27/07/05	7,0	87,0	-	4,7	16,4	209,0	3,9	49,0	8,6	108,0	7,3	93,0
27/08/05	6,4	79,0	-	26,1	4,4	52,0	4,3	52,0	5,1	61,0	12,1	148,0
30/09/05	4,0	45,0	6,1	67,0	5,1	57,0	6,3	71,0	7,4	83,0	8,1	91,0

Tab. 10 - Valori di ossigeno disciolto (mg/l⁻¹ e % di saturazione) misurati nelle sei stazioni di campionamento.

4.2 Analisi dei sedimenti

La composizione granulometrica dei sedimenti è risultata essere molto simile per tutte le stazioni di campionamento. La frazione sabbiosa prevale nettamente sulla componente ghiaiosa e limosa.

Nella st. 3 sono stati rinvenuti i detriti più grossolani, costituiti prevalentemente da resti calcarei di molluschi, soprattutto bivalvi. La frazione ghiaiosa tende a ridursi progressivamente dalle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina alle vasche più lontane. La percentuale di sedimento fine, costituita da limo e da argilla, è più abbondante nella st. 2. La st. 6 invece si differenzia dalle altre per la quasi totale assenza della componente più fine del sedimento, cioè la frazione inferiore a 62,5 micron di diametro. Entrando nel dettaglio della composizione della frazione sabbiosa, la più abbondante in tutte le stazioni, si osserva che nelle st. 1, 3, 4 e 5 vi è una equipartizione delle particelle tra sabbia grossolana, media e fine. Nelle rimanenti stazioni, si rileva che la st. 2 è caratterizzata da una netta prevalenza della sabbia più fine mentre la st. 6 è caratterizzata dalla presenza di sabbia con granuli compresi tra i 250 e i 500 micron di diametro.

La significatività delle differenze spaziali rilevate nelle stazioni esaminate è stata valutata tramite il test dell'ANOVA ad un fattore indipendente (le stazioni). Prima di effettuare l'analisi della varianza, la normalità della distribuzione dei dati e l'omogeneità della varianza sono state valutate tramite il test di Kolmogorov-Smirnov e il test di Levene, rispettivamente. Il test dell'ANOVA non ha evidenziato differenze significative tra le stazioni di campionamento ($F = 0,2003$; $p = 0,9581$).

Per quanto riguarda il contenuto percentuale di acqua nei sedimenti, questo è risultato compreso tra lo 0,28 % e lo 0,66 %. Il contenuto % di acqua più basso è stato riscontrato nella st. 6, che in effetti è caratterizzata da un sedimento molto compatto e “collosso”. La st. 2, la st. 3 e la st. 4 hanno tutte un contenuto percentuale di acqua nei sedimenti superiore al 62%.

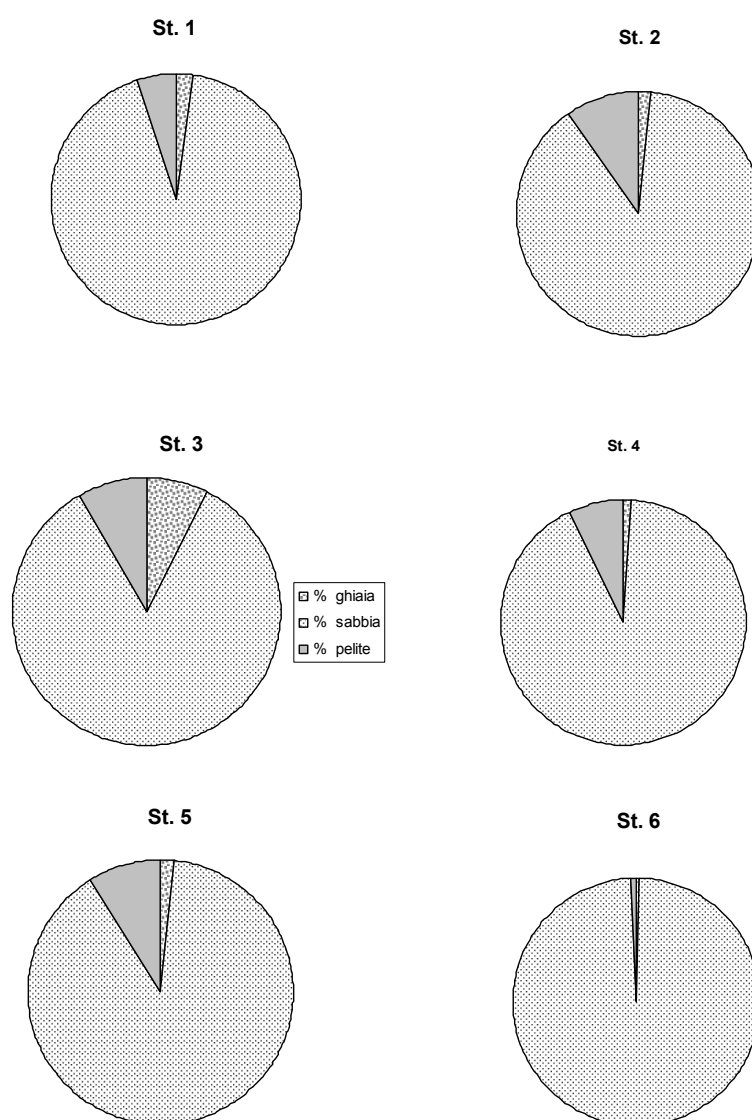


Fig. 9 – Composizione granulometrica delle sei stazioni indagate.

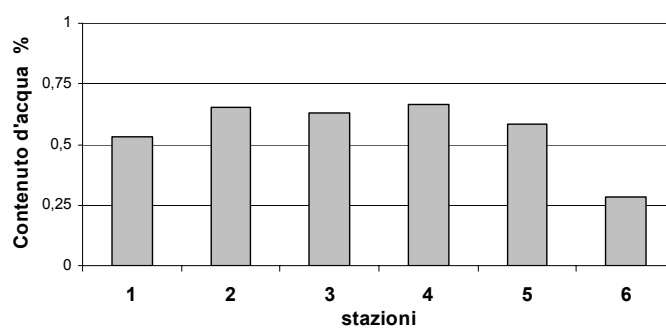


Fig. 10 – Contenuto d'acqua % nei sedimenti delle sei stazioni indagate.

4.3 Monitoraggio chimico-fisico e biologico 2003-2004

Questo capitolo riporta i dati raccolti nel corso della prima campagna di campionamento effettuata nel periodo luglio 2003-giugno 2004. I dati chimico-fisici e biologici intendono descrivere le condizioni ambientali delle saline di Tarquinia a distanza di 7 anni dall'interruzione delle attività produttive ed in prossimità dell'inizio degli interventi previsti dal Progetto Life-Natura. In tal senso la struttura della comunità bentonica osservata e, quindi le condizioni ambientali da essa descritta, rappresenteranno il riferimento per la successiva valutazione dell'efficacia degli interventi di risanamento ambientali previsti dal Progetto Life-Natura.

4.3.1 Analisi dei dati chimico-fisici

La descrizione dettagliata dell'andamento temporale e spaziale dei dati rilevati in tutto il periodo di studio è stata effettuata nel cap. 4.1. Di seguito si intende far riferimento ai dati rilevati durante il primo anno di campionamento, identificando le principali variazioni spaziali e/o temporali. La significatività delle differenze spaziali e temporali osservate è stata valutata per mezzo dell'ANOVA a due fattori ortogonali e fissi. Prima di effettuare l'analisi, è stata testata la normalità della distribuzione dei dati tramite il test di Kolmogorov-Smirnov e la omogeneità della varianza in base al test di Levene. Quando necessario i dati sono stati trasformati e sottoposti di nuovo ai tests di verifica delle assunzioni all'ANOVA. I valori della conducibilità sono stati la trasformati in radice quadrata. La significatività delle differenze rilevate con l'Anova è stata valutata tramite il test *post hoc* di Tukey HSD, al livello critico del 5%. In tab. 11 si riportano i range di variazione delle variabili chimico – fisiche delle acque.

	1	2	3	4	5	6
Profondità (cm)	45 (35 - 50)	41,6 (20 - 55)	46,7 (35 - 55)	47,7 (18 - 65)	55,8 (18 - 80)	15,6 (15 - 40)
Temperatura (°C)	15 (6,4 - 24,9)	11,8 (6,1 - 26,3)	15,6 (5,9 - 26,5)	16,4 (5,6 - 24,6)	16,3 (5 - 26,3)	15,6 (6,3 - 25,3)
pH	8,35 (8,24 - 8,64)	8,33 (7,97 - 8,92)	8,33 (8,11 - 8,98)	8,37 (8,16 - 9,05)	8,68 (8,30 - 9,49)	7,66 (7,27 - 8,16)
Salinità (psu)	37,6 (29 - 46)	42,8 (31 - 56)	42,5 (32 - 56)	50,2 (32 - 62)	53,6 (35 - 66)	64,4 (46 - 82)
Conducibilità (microS/s)	44,3 (24 - 64)	52,7 (35 - 69)	52,7 (37 - 71,2)	66,9 (35,1 - 89,6)	69,6 (38,4 - 92,7)	73,3 (12 - 127,3)
Ossigeno disciolto (%)	79,4 (42 - 129)	83,2 (57 - 107)	88,1 (53 - 111)	78,5 (28 - 130)	83,4(46 - 130)	72,4 (42 - 92)

Tab. 11 – Massimo, media e minimo dei parametri chimico-fisici esaminati nelle sei stazioni di campionamento.

I risultati del test dell'ANOVA a due vie sono riportati nella tabella seguente.

	Stazioni	Stagioni	Staz x Stag
Temperatura	0,057 ns	29,51 ***	0,24 ns
pH	10,54 ***	1,02 ns	1,44 ns
Salinità	7,92 ***	8,11 ***	0,52 ns
Conducibilità	2,53 *	8,24 ***	0,73 ns
O ₂ (mg l ⁻¹)	0,58 ns	11,25 ***	1,09 ns

Tab. 12 - Risultati del analisi della varianza a due vie (fattori: stazioni e stagioni) condotti sui valori dei parametri chimico-fisici (ns: non significativo; livello di significatività: * < 0,5, ** < 0,001, *** < 0,0001)

In nessun caso si è rilevato un livello di interazione significativa tra le due variabili indipendenti (stazioni e stagioni). I valori della temperatura sono abbastanza simili in tutte le stazioni studiate nei diversi periodi di prelievo. L'analisi della varianza ha rilevato delle differenze significative legate ad un definito ciclo stagionale, con i massimi in estate ed i minimi in inverno. In particolare sono risultate significative le differenze tra la stagione estiva e primaverile e l'autunno e l'inverno. Una differenza significativa di temperatura è stata rilevata tra il periodo autunno/inverno e l'estate e tra il periodo autunno/inverno e la primavera. In entrambi i casi il livello di probabilità associato è inferiore allo 0,001. Per quanto riguarda i valori di pH, le variazioni spaziali di questo parametro sono significative. Non vi sono invece differenze rilevanti tra le stagioni. In base al test di Tukey, l'eterogeneità spaziale osservata è legata principalmente alle differenze di pH tra la st. 6 e le rimanenti stazioni. In effetti nella st. 6 i valori di pH sono costantemente più bassi delle altre vasche, con una media di 7,66 unità di pH. Per quanto riguarda la salinità sono state rilevate delle variazioni significative a livello sia temporale sia spaziale. I valori di salinità aumentano progressivamente passando dalla st. 1, posizionata vicino al canale di ingresso dell'acqua marina, alla st. 6. Questa stazione, la più interna tra quelle indagate, risente di più del minor ricambio idrico e dei processi di riscaldamento delle acque. E' infatti risultata significativa ($p < 0,001$) la differenza di concentrazione salina rilevata nella vasca 6 rispetto alla st. 1, alla st. 2 ed alla st. 3. Un tenore salino, significativamente diverso da quello della st. 1 è stato rilevato anche nella st. 5. Le fluttuazioni di questo parametro sono statisticamente significative anche da un punto di vista temporale. I valori massimi sono stati rilevati nella stagione estiva, in corrispondenza del massimo periodo di insolazione, mentre i valori minimi corrispondono alla stagione invernale / primaverile, in corrispondenza delle maggiori precipitazioni. In sintesi le principali differenze temporali sono tra inverno ed estate/autunno, tra primavera ed estate, e tra primavera ed autunno. È da rilevare che l'estate 2003 è stata un'estate particolarmente siccitosa. I valori di conducibilità mostrano le differenze più marcate nell'andamento temporale, con differenze altamente significative tra: l'inverno e la primavera ($p < 0,001$), e l'inverno e l'estate ($p < 0,001$). Nello specifico, i valori rilevati nella stagione invernale sono significativamente più bassi rispetto a quelli della stagione estiva e primaverile. In estate l'alta temperatura, l'elevata concentrazione salina e il ridotto idrodinamismo determinano una maggiore concentrazione di solidi totali disciolti nelle acque, che sono direttamente proporzionali alla conducibilità. In inverno la maggiore diluizione delle acque, il maggiore idrodinamismo, la ridotta attività metabolica abbassano la quantità di sali e minerali presenti in acqua. Per quanto riguarda l'ossigeno disciolto in % di saturazione non vi sono differenze significative tra le stazioni indagate. Si rilevano invece delle significative variazioni temporali. La massima ossigenazione delle acque si riscontra nel periodo invernale quando la

quantità di precipitazione e l'idrodinamismo è massima. Gli eventi di ipossigenazione si riscontrano nella stagione estiva quando i valori di O₂ sono inferiori al 28 % di saturazione (2,3 mg/l di ossigeno disciolto). In sintesi, sono risultate significative le differenze tra il periodo autunno/inverno e l'estate e tra l'inverno e la primavera. Le differenze nella profondità della colonna d'acqua risultano significative a livello spaziale con la st. 6 che si contrappone alla st. 1 (il livello di probabilità associato è inferiore a 0,05). Queste due stazioni rappresentano i poli dell'asse principale delle saline posizionato parallelamente alla linea di costa. Lungo questa direzione è orientato anche il principale gradiente ambientale dell'area studiata.

ANOVA STAZIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	2,705963	48	47,31236	0,057194	0,997756
ANOVA STAGIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	3	486,6918	50	16,48896	29,51623	0,000000
Tukey HSD test		Inverno	Primavera	Estate		
		Estate	-	-	-	
		Autunno	0,000165	-	-	
		Inverno	0,000165	0,945512	-	
		Primavera	0,99736	0,000165	0,000165	

Tab. 13 – Anova e Tukey test condotti sui valori di Temperatura (fattore dipendente: Temperatura; fattori indipendenti: stazioni; stagioni).

ANOVA STAZIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	1,011684	48	0,095965	10,54224	0,00000
Tukey HSD test	1	-	-	-	-	-
	2	0,893622	-	-	-	-
	3	0,913903	1	-	-	-
	4	0,122188	0,655043	0,618869	-	-
	5	0,022564	0,249349	0,224863	0,981201	-
	6	0,00016	0,000824	0,000709	0,055269	0,244313
ANOVA STAGIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	3	0,186382	50	0,182112	1,023451	0,390213

Tab. 14 – Anova e Tukey test condotti sui valori di pH (fattore dipendente: pH; fattori indipendenti: stazioni; stagioni).

ANOVA STAZIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	842,5224	48	106,3759	7,920239	0,00001
Tukey HSD test	1	-	-	-	-	-
	2	0,999993	-	-	-	-
	3	0,999995	1	-	-	-
	4	0,999997	0,999867	0,999886	-	-
	5	0,250512	0,194506	0,197358	0,304706	-
	6	0,000385	0,000531	0,000522	0,000302	0,000145
ANOVA STAGIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	3	1017,148	50	125,3442	8,114843	0,000168
Tukey HSD test		Estate	Autunno	Inverno		
		Estate				
		Autunno	0,893917			
		Inverno	0,001846	0,004884		
		Primavera	0,006665	0,018859	0,970018	

Tab. 15 – Anova e Tukey test condotti sui valori di salinità (fattore dipendente: salinità; fattori indipendenti: stazioni; stagioni).

ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
STAZIONI	5	4,531098	48	1,783979	2,539883	0,040568
ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
STAGIONI	3	11,94701	50	1,448909	8,24552	0,000148
Tukey HSD test			Estate	Autunno	Inverno	
			Estate	-	-	-
			Autunno	0,027212	-	-
			Inverno	0,000314	0,156162	-
			Primavera	0,76041	0,272158	0,003843

Tab. 16 – Anova e Tukey test condotti sui valori di conducibilità (fattore dipendente: conducibilità; fattori indipendenti: stazioni; stagioni).

ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
STAZIONI	5	5,778834	48	9,802806	0,589508	0,707929
ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
STAGIONI	3	67,11762	50	5,961521	11,25847	0,000000
Tukey HSD test			Estate	Autunno	Inverno	
			Estate	-	-	-
			Autunno	0,001018	-	-
			Inverno	0,000176	0,322903	-
			Primavera	0,058317	0,602331	0,044337

Tab. 17 – Anova e Tukey test condotti sui valori di Ossigeno disciolto [mg l^{-1}] (fattore dipendente: Ossigeno disciolto; fattori indipendenti: stazioni; stagioni).

I dati relativi ai parametri ambientali sono stati sottoposti ad un'analisi delle componenti principali dopo essere stati trasformati in radice quadrata. I primi due assi ottenuti spiegano complessivamente il 96,6% della varianza totale del sistema. La prima componente spiega la maggior parte della varianza dei dati con una percentuale di varianza pari al 76,9 % mentre la seconda componente rappresenta il 19,7% della varianza totale. Ciascun punto campione è identificato tramite un'etichetta costituita da tre elementi: il primo numero indica la stazione di prelievo, la lettera successiva identifica il mese di campionamento mentre gli ultimi due numeri indicano l'anno di campionamento. L'ordinamento ottenuto è spiegato efficacemente dalle prime due componenti e la distribuzione dei punti campione lungo ciascuna di esse è determinata principalmente da due parametri ambientali. Sul primo asse, il parametro ambientale che contribuisce maggiormente a spiegare l'ordinamento dei punti, è l'ossigeno disciolto (% di saturazione), il coefficiente eigenvettoriale relativo è 0,934. Sul secondo asse invece il parametro col contributo maggiore è la salinità, con un coefficiente eigenvettoriale pari a 0,958.

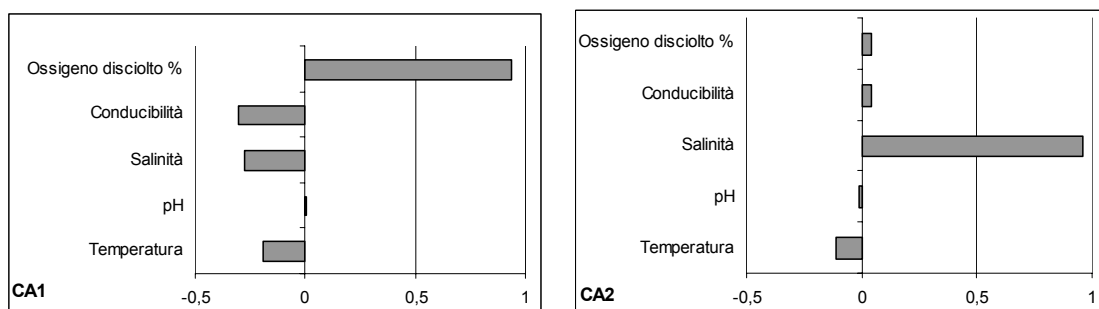


Fig. 11 – Contributi delle singole variabili su ciascun asse.

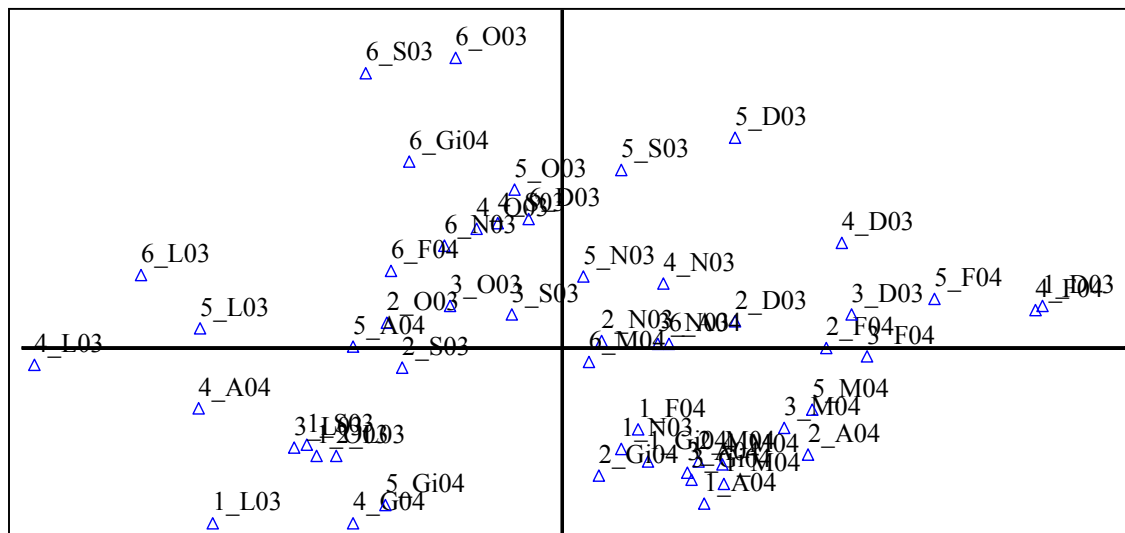


Fig. 12 – Analisi delle componenti principali condotta sui parametri chimico-fisici delle acque. I campioni sono identificati tramite un etichetta costituita da tre elementi, il primo numero indica la stazione di prelievo, la lettera indica il mese di prelievo (G: gennaio, F: febbraio, M: marzo, A: aprile, Ma: maggio; Gi: giugno, L: luglio, Ag: agosto, S: settembre, O: ottobre, N: novembre, D: dicembre).

Nello spazio definito dal primo asse, i punti – campione sono distribuiti secondo il ciclo stagionale. Le stagioni estreme sono situate ai poli opposti del primo asse. I punti–campione prelevati in inverno sono collocati nel semiasse positivo di CA1 mentre i punti–campione estivi si trovano nel semiasse negativo di CA1. Tra questa due estremi, si collocano i punti relativi alle altre stagioni. I mesi prossimi alla stagione invernale, cioè i primi mesi primaverili e i mese tardo autunnali, sono distribuiti verso l'estremità positiva della prima componente. I mesi prossimi all'estate invece, cioè quelli della tarda primavera e dell'inizio dell'autunno, si posizionano lungo la porzione negativa di questo asse. Per quanto riguarda il secondo asse, l'effetto “salinità” si evidenzia nell'ordinando dei punti-campione secondo la distanza delle vasche dal canale di ingresso dell'acqua marina. In effetti le vasche più interne sono disposte nel semiasse positivo di CA2 mentre le vasche più “marinizzate” sono collocate nel semiasse negativo di CA2.

Il gruppo di punti collocati nel secondo quadrante è costituito da campioni invernali provenienti dalla st.1, dalla st. 2 e dalla st. 3. Questi punti-campione rappresentano condizioni di buona ossigenazione delle acque e di basso tenore salino. Il gruppo di punti collocato nel terzo quadrante riguarda invece dei campioni prelevati sempre dalla st. 1, st. 2 e st. 3 ma con peggiori condizioni ambientali. Questi campioni sono stati prelevati nei mesi più caldi e sono caratterizzati da scarsa concentrazione di ossigeno ed elevato tenore salino. Il quarto quadrante è specificatamente caratterizzato dalla presenza dei punti-campione rappresentanti le condizioni della st. 6. Qui sono state rilevate condizioni ambientali “estreme” definite da scarsa ossigenazione, elevata temperatura e salinità delle acque. I contributi delle diverse variabili all'ordinamento rappresentato da ciascun asse sono descritti graficamente in fig. 11.

4.4 La comunità macrobentonica

4.4.1 Fauna

Un totale di 16 taxa sono stati individuati nel corso del campionamento 2003/2004, di cui 5 appartenenti al phylum dei Molluschi, 5 al phylum degli Anellidi e 4 al phylum degli Artropodi (tab. 18.)

Phylum	Classe	Ordine	Famiglia	Taxon
Mollusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Cerithiidae	<i>Cerithium vulgatum</i> (Bruguière, 1792)
			Hydrobiidae	<i>Hydrobia ventrosa</i> (Montagu, 1803)
				<i>Hydrobia acuta</i> (Draparnaud, 1805)
	Bivalvia	Archaeopulmonata	Ellobidae	<i>Ovatella myosotis</i> (Draparnaud, 1801)
		Veneroida	Cardidae	<i>Cerastoderma galucum</i> (Poiret, 1789)
Anellida	Polychaeta		Semelidae	<i>Abra segmentum</i> (Philippi, 1893)
		Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella</i> cf. <i>capitata</i> (Fabricius, 1780)
		Phyllodocida	Nereididae	<i>Perinereis cultrifera</i> (Grube, 1840)
		Spionida	Spionidae	<i>Spio decoratus</i> (Bobretzky, 1870)
	Clitellata	Orbinida	Orbinidae	<i>Nainereis laevigata</i> (Grube, 1855)
		Oligochaeta	-	<i>Oligochaeta</i> spp.
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Idoteidae	<i>Idotea baltica</i> (Pallas, 1772)
		Anfipoda	Corophiidae	<i>Cophium insidiosum</i> (Crawford, 1937)
			Gammaridae	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)
	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus salinarus</i> (Kieffer, 1915)

Tab. 18 – Fauna rivenuta nei campioni

Nel mese di luglio 2005 sono stati raccolti 4660 individui appartenenti a 12 taxa, a novembre 2003, 5220 individui relativi a 13 taxa, a marzo 2004, 5144 esemplari distribuiti in 12 taxa ed infine, a giugno 2004, 3794 organismi appartenenti a 13 taxa. In totale sono stati raccolti 18818 individui, la maggior parte dei quali appartenenti al phylum degli Artropodi, seguito dal phylum dei Molluschi ed infine da quello degli Anellidi. La ripartizione degli esemplari raccolti tra i phyla è riportata in fig. 13.

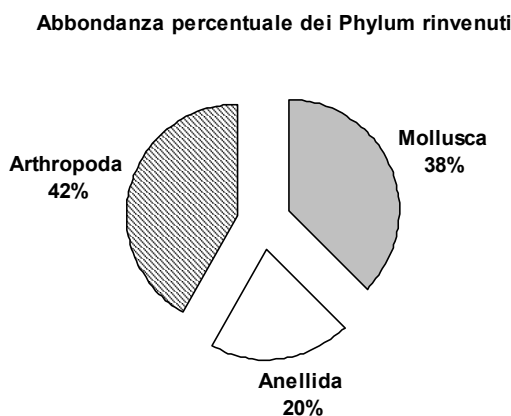


Fig. 13 - Ripartizione percentuale degli individui nei vari phyla

Come densità dei popolamenti, tra i gasteropodi predomina *Hydrobia* spp. mentre tra i bivalvi la specie più abbondante risulta essere *Cerastoderma glaucum*, ben rappresentata è anche la specie *Abra ovata*. Tra i policheti prevale di gran lunga *Spio decoratus* anche se occasionalmente può risultare abbondante la specie *Capitella capitata*. Tra i crostacei, la specie più rappresentata è l'anfipode *Corophium insidiosum*, che in alcune stazioni ed a seconda del periodo dell'anno è superato da *Gammarus aequicauda*. In tutte le stazioni è stata inoltre registrata una elevata presenza delle larve appartenenti alla famiglia dei Chironomidi. Questa taxon domina in termini di abbondanza in quanto vi appartengono il 37,9% degli individui raccolti. Anche gli Oligocheti sono risultati presenti in quasi tutte le stazioni campionate.

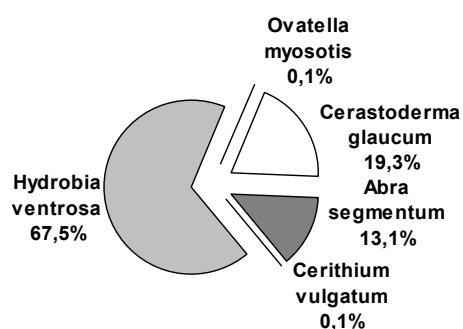


Fig. 14 – Ripartizione degli individui raccolti tra i Molluschi

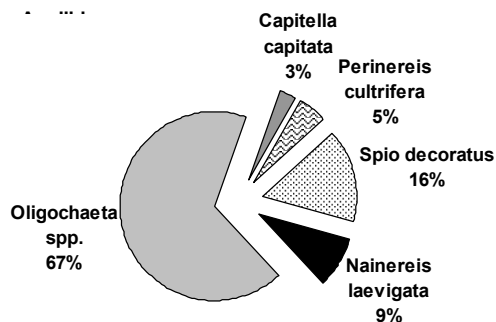


Fig. 15 - Ripartizione degli individui raccolti tra i Policheti

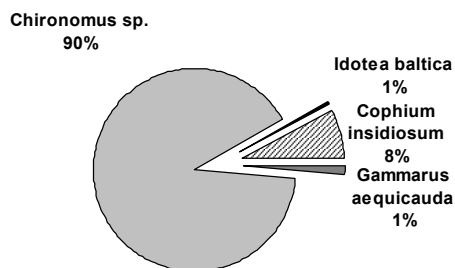


Fig. 16 - Ripartizione degli individui raccolti tra gli Artropodi

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>	22±	22										
<i>Hydrobia spp.</i>	878±	450	767±	767	6±	6	1328±	517	78±	70		
<i>Ovatella myosotis</i>	6±	6										
<i>Cerastoderma glaucum</i>	78±	43	22±	6	550±	458	539±	290	289±	195	2489±	2098
<i>Abra ovata</i>	156±	109	83±	44	767±	379	6±	44	78±	43	200±	192
<i>Nainereis laevigata</i>	122±	62	6±	6								
<i>Perinereis cultrifera</i>	39±	24	56±	28	89±	48						
<i>Spio decoratus</i>	544±	426	11±	11								
<i>Capitella capitata</i>	133±	77	444±	436	11±	6						
<i>Oligochaeta spp</i>	361±	361	678±	420	1244±	303	1317±	721	261±	96		
<i>Idotea baltica</i>												
<i>Corophium insidiosum</i>	178±	178										
<i>Gammarus aequicauda</i>												
Chironomidae spp.	706±	706	61±	61	2889±	2831	1000±	500	2250±	1405	5094±	146

Tab. 19 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di luglio 2003.

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>	11±	2										
<i>Hydrobia spp.</i>	428±	95	333±	95	1439±	528	1894±	1460	7056±	6440		
<i>Ovatella myosotis</i>	6±	2										
<i>Cerastoderma glaucum</i>	22±	2	261±	153	72±	15	39±	20	294±	135	639±	291
<i>Abra ovata</i>	11±	4			811±	307	400±	252	72±	31		
<i>Nainereis laevigata</i>	44±	12			17±	17	28±	28				
<i>Perinereis cultrifera</i>	17±	3			44±	28	44±	29				
<i>Spio decoratus</i>	394±	19			6±	6						
<i>Capitella capitata</i>	172±	32	6±	6	6±	6	17±	10	6±	6		
<i>Oligochaeta spp</i>	544±	99	1811±	1803	344±	44	2261±	460	594±	545		
<i>Idotea baltica</i>					6±	6						
<i>Corophium insidiosum</i>	78±	26							6±	6		
<i>Gammarus aequicauda</i>	11±	4										
Chironomidae spp	1211±	212	2561±	946	50±	42	39±	24	2733±	1560	2167±	564

Tab. 20 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di novembre 2003.

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>												
<i>Hydrobia spp.</i>	1950±	895	1467±	742	428±	200	33±	33	7133±	3201	11±	11
<i>Ovatella myosotis</i>	6±	6										
<i>Cerastoderma glaucum</i>	22±	15	117±	93	172±	75	344±	159	272±	142	439±	120
<i>Abra ovata</i>	56±	39	517±	247	856±	128	6±	6	150±	111	172±	126
<i>Nainereis laevigata</i>			67±	20								
<i>Perinereis cultrifera</i>	133±	44	67±	75	206±	72						
<i>Spio decoratus</i>	1406±	369	33±	78	39±	24						
<i>Capitella capitata</i>	506±	284	67±	170	56±	15						
<i>Oligochaeta spp</i>	500±	343	1517±	264	667±	130	200±	167	211±	116		
<i>Idotea baltica</i>					6±	6						
<i>Corophium insidiosum</i>	39±	31										
<i>Gammarus aequicauda</i>												
Chironomidae spp	72±	56	33±	24	350±	333	4783±	1069	3022±	992	817±	180

Tab. 21 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di marzo 2004.

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>												
<i>Hydrobia spp.</i>	22±	22	478±	461	806±	602	6±	6	28±	20	61±	39
<i>Ovatella myosotis</i>			11±	11								
<i>Cerastoderma glaucum</i>	56±	29	28±	20	156±	131	306±	250	6±	6	344±	178
<i>Abra ovata</i>	6±	6	150±	79	450±	306	11±	11	28±	28	161±	137
<i>Nainereis laevigata</i>	144±	128	194±	186	6±	6						
<i>Perinereis cultrifera</i>	78±	39	44±	20	172±	53						
<i>Spio decoratus</i>	761±	442	100±	100	106±	106						
<i>Capitella capitata</i>	67±	38	94±	62	56±	40	22±	22	11±	11		
<i>Oligochaeta spp</i>	633±	207	344±	328	439±	140	917±	617	33±	33		
<i>Idotea baltica</i>	17±	17	250±	169								
<i>Corophium insidiosum</i>	3139±	1186			6±	6						
<i>Gammarus aequicauda</i>	361±	113	156±	106	17±	10						
Chironomidae spp	917±	362	217±	107	211±	187	433±	63	94±	71	7928±	1709

Tab. 22 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di giugno 2004.

Nella pagine seguenti verrà riportata una breve rassegna delle caratteristiche ecologiche delle specie meno abbondanti. La struttura dei popolamenti delle specie più abbondanti verrà analizzata nei paragrafi successivi.

Ovatella myosotis (Draparnaud, 1801)

Presenta una conchiglia conico ovoidale, liscia, piuttosto sottile e semitrasparente, con 8-9 giri appiattiti e vicini. Uno dei giri del corpo è gonfio, largo circa i 2/3 della lunghezza dell'intera conchiglia (7-12 mm). L'apertura è allungata, con il labbro esterno sottile ed estroflesso specialmente alla base. Mostra una colorazione variabile: brillante bruno rossastra, violaceo scura, castano – giallastra. La riproduzione inizia alla fine di maggio e termina in agosto settembre. È comune in tutto il Mediterraneo, presente nell'Oceano Atlantico, nel Mar Egeo, di Marmara e nel Mar Nero. Sopporta lunghe emersioni purché l'ambiente sia sufficientemente umido; la sua alimentazione è microfaga detritivora (Torelli, 1982). Vive nei fondali limo sabbiosi o petroso detritici, in habitat riparati, in genere negli estuari, nelle lagune e in ambienti salmastri, con salinità marina o iperalina. È microfaga detritivora. E' sensibile all'inquinamento. Pochi individui vivi sono stati raccolti solo nella st. 1 e nella st.2, più vicine al canale di collegamento col mare.

Cerithium vulgatum (Bruguière, 1792)

La conchiglia ha una forma slanciata ed è caratterizzata da numerosi tubercoli, distribuiti in direzione assiale a formare brevi costole. L'apertura è irregolare con un canale sifonale ricurvo sul bordo più esterno e un accenno di canale anteriore. Il colore è variabile da grigio a marrone scuro. Vive in ambiente marino, di estuario ed in habitat salmastri. È una specie epibentonica, con un'alimentazione di tipo erbivora (browser herbivore, Koutsoubas *et al.*, 2000); ha una distribuzione mediterraneo atlantica. È piuttosto comune nella laguna di Venezia, dove si trova

frequentemente spiaggiata. È presente nella salina di Trapani nella vasca di fredda. È stata ritrovata solo nella vasca 1 nel mese di luglio 2003. Numerosi gusci si trovano sul fondo della st. 1, dove vanno a costituire la frazione più grossolana del sedimento.

Capitella cf. *capitata* (Fabricius, 1780)

È un piccola polichete sedentario cosmopolita ad alta valenza ecologica. È considerata una specie opportunistica (Cognetti, 1982) e pioniera (Rosenberg, 1972), con un ciclo vitale molto breve, circa 35–43 giorni. Non tollera le rapide variazioni di salinità e l'azione del mare. Può colonizzare vari tipologie di substrato, dai frammenti di vegetali, al fango, così come substrati duri come le conchiglie (Oyeneran, 1980). È indicatrice di inquinamento di tipo organico nei sedimenti (Cognetti, 1978). Questa specie mostra un ciclo vitale breve, lungo alcuni mesi, con una riproduzione continua (Giangrande & Fraschetti, 1995). I gameti vengono rilasciati tutto l'anno e lo sviluppo prevede una larva di tipo planctonico. Da un punto di vista trofico è considerata limivora alimentandosi sia di particolato organico di varia natura sia del film batterico adsorbito al sedimento (subsurface deposit feeder). Complessivamente sono stati raccolti 330 individui suddivisi nei quattro periodi di campionamento. La massima densità è stata osservata nella st. 2 nel mese di luglio 2003. Non sono stati raccolti esemplari di questa specie solo nella st. 6. si sono osservati due picchi di densità, uno primaverile ed uno autunnale, così come rilevato da Giangrande & Fraschetti (1995).

Perinereis cultrifera (Grube, 1840)

Polichete errante marino comune nelle aree costiere dove l'idrodinamismo è scarso (Gravina *et al*, 1989). È tipico sui substrati duri, che possono essere anche costituiti da detrito vegetale, gusci dei molluschi, tubi di altri policheti. Vive sul fondo nella vegetazione. *Perinereis* è più abbondante in range di contenuto d'acqua nei sedimenti tra 17,5 e 20 %; per quanto riguarda il TOM (materiale organico totale) l'optimum nei sedimenti è compreso tra 1,75 e 2 % (Meksumpun & Meksumpun, 1999). Da un punto di vista trofico, può essere considerata erbivora, mobile, armata (Gambi & Giangrande, 1985). Nel corso del periodo di studio, la densità massima è stata rilevata nel mese di marzo 2004 con $205,6 \pm 72,2$ ind. m⁻² nella st. 3. Nella st. 5 e 6 non sono mai stati raccolti individui.

Nainereis levigata (Grube, 1855)

Specie sedentaria tipica delle acque salmastra in grado di vivere in un range di salinità compreso tra 18 e 30 % (Giangrande & Fraschetti, 1985). È considerata una specie adattata agli ambienti

costieri con basso grado di idrodinamismo. È un polichete tubicolo che sfugge alle condizioni sfavorevoli scavando profondamente nel sedimento (Giangrande & Petraroli, 1991) e mantenendo una buona circolazione dell'acqua nei tubi grazie ad un potente apparato ciliare. Da un punto di vista trofico si alimenta di particolato organico di varia natura, dimensione e provenienza rientrando nella categoria dei "deposit feeder" (Gambi & Giangrande, 1985). È stato osservato che la riproduzione avviene una volta all'anno, in primavera / estate con alta sincronia tra gli individui (Giangrande & Petraroli, 1991). Lo sviluppo è caratterizzato dalla presenza di uno stadio di resistenza per incistamento successivo allo stadio larvale. Nel complesso alle saline sono stati raccolti 108 individui, la popolazione ha mostrato evidenti fluttuazioni temporali tra le stazioni di campionamento. In generale la massima densità è stata registrata nella st. 2. Rivenuta anche nelle st. 1 e 3. E' invece del tutto assente nelle stazioni più interne.

Gammarus aequicauda (Martynov, 1931)

Particolarmente resistente ed adattato alle variazioni dei principali parametri chimico-fisici delle acque, tra i quali la temperatura, di cui tollera sbalzi da valori prossimi allo 0°C ad oltre 30°C, e la salinità, colonizzando acque dolci, poli e iperaline. Sopravvive anche in situazioni critiche per eutrofizzazione. Per quanto riguarda la preferenza di habitat, si trova nelle comunità vegetali, sotto le pietre in acque costiere salmastre, frequente nelle lagune e nelle foci dei fiumi. Per l'alimentazione, viene definito erbivoro – detritivoro (grazers- scrapers). Per quanto riguarda la distribuzione, è piuttosto comune lungo tutte le coste del Mediterraneo ed è presente anche nel mar Nero. È una specie tipica di ambienti salmastri costieri, estuari, lagune, stagni.

Nelle saline, la sua presenza è significativa solo nel mese di giugno 2004, con una densità di $361,1 \pm 112,8$ ind. m⁻² nella st. 1.

Idotea baltica (Pallas, 1772)

Il corpo è appiattito in senso dorso ventrale, ovale ed allungato. È di colore verde o marrone, spesso con righe o puntini bianchi. I maschi sono in genere più lunghi delle femmine (1–3 cm contro 1-1,8 cm). Sono ben visibili sul capo i due occhi, posti dorso – lateralmente, un paio di corte antennule e un paio di antenne. Il torace è costituito da 7 somiti. Il corpo termina con un piccolo addome (2 somiti) e un evidente pleotelson. Proprio questo è l'elemento caratteristico degli adulti in quanto presenta dei lati diritti, una gobba e la parte posteriore terminante con tre processi, di cui il centrale è più lungo. In genere si muove sulle foglie delle piante acquatiche vicino alla superficie, dove la concentrazione di ossigeno è più elevata. Per l'alimentazione, è considerata erbivora (grazers–scrapers). È frequente nelle zoocenosi salmastre, come lagune,

stagni litorali e zone portuali. E' abbondante sul detrito vegetale, sui fondi putrescenti e nel fango delle insenature poco profonde. Questo isopode può vivere in condizioni estreme nelle pozze di scogliera, nutrendosi di alghe o vegetali acquatici. Per quanto riguarda la distribuzione, può definirsi cosmopolita essendo distribuita dal Golfo di Norvegia, alla Finlandia fino Mar Nero ed al Mar Mediterraneo.

Per quanto attiene le saline, sono stati raccolti complessivamente 49 individui, variamente distribuiti nelle prime 3 stazioni di campionamento. L'abbondanza maggiore è stata registrata nel mese di giugno 2004.

Oligochaeta

Poche specie di Oligocheti sono eurialine, alcuni sono in grado di tollerare acque povere di ossigeno; essi sono legati soprattutto al fondo dei bacini, dove alcuni vivono immobili entro tubi nel fango, oppure si costruiscono tubi trasportabili nel fango (Minelli, 1994). Vivono infossati nei detriti per lo più dove l'acqua è bassa. Sono opportunisti e detritivori: Il loro nutrimento è materiale organico di origine vegetale o animale.

Sono presenti in maniera costante in tutte le stazioni indagate, ad eccezione della st. 6, dove non sono stati mai raccolti. La densità maggiore è stata rilevata nella st. 2 nel mese di marzo 2004 ed è pari a $1516,7 \pm 263,6$ ind. m^{-2} . La densità tende a decrescere verso dalle stazioni più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina a quelle più interne. Sono state rilevate evidenti fluttuazioni stagionali e spaziali nell'abbondanza di questa taxa.

4.5 Struttura dei popolamenti

4.5.1 *Hydrobia* spp.

Il genere *Hydrobia* comprende specie ad elevata eurialità tipiche delle lagune salmastre; alla fauna italiana vengono ascritte due specie, *H. ventrosa* e *H. acuta*, caratterizzata, la prima, da un nicchio più slanciato, la seconda da uno più corto e conico. La presenza in Mediterraneo invece della specie atlantica *H. ulvae*, più volte segnalata anche in Italia, resta ancora dubbia (Torelli, 1982). Questi molluschi gasteropodi sono spesso le specie più abbondanti nel macrobenthos delle lagune costiere europee con notevole contributo alla produzione secondaria di questi ecosistemi (Reise, 1985). Nella comunità bentonica delle saline si ipotizza la presenza di diverse specie di molluschi gasteropodi appartenenti alla famiglia Hydrobiidae: *Hydrobia acuta* (Draparnaud, 1805) e *Hydrobia ventrosa* (Montagu, 1803). La prima è stata identificata nei campioni del benthos rilevati nel 1997, della seconda se ne ipotizza la presenza nei campioni più recenti. La distinzione tra le due specie è complessa in quanto richiede l'analisi morfologica della radula; per cui si darà una descrizione generale delle due specie e, successivamente, nell'impossibilità di riconoscere a livello specifico ciascun individuo, si farà riferimento al genere *Hydrobia*.

Hydrobia acuta (Draparnaud, 1805)

Presenta una conchiglia piccola (altezza circa 5mm, larghezza circa 2.5 mm), con pareti sottili, di forma ovale conica, con 6-7 giri di crescita (spiral) convessi. L'altezza della conchiglia è circa 1.9 volte la sua larghezza. Caratterizzata da una conchiglia tozza e conica. Vive su sedimenti limosi tra 0 e 20 m di profondità o sulle piante in ambienti confinati. È presente nel Mar Mediterraneo, Egeo, Nero, di Marmara e nel Mar di Azov. È una specie tipica delle acque salmastre. È caratteristica delle comunità eurialine ed euriterme ed è epibentonica. Per il comportamento alimentare, può essere considerata come microbrucatore–micropascolatore (browser erbivore).

Hydrobia ventrosa (Montagu, 1803)

È caratterizzata da un nicchio più slanciato di *H. acuta*. Il colore del nicchio va dal nero al marrone–grigio. La conchiglia presenta in genere 5-7 giri. L'altezza è di circa 6 mm, la larghezza circa 3. mangia alghe e batteri. Vive su sedimenti sabbiosi fangosi associata spesso ad *Ulva*. Si ritrova spesso in grandi densità. Si muove strisciando o lasciandosi trasportare dalla corrente. È un “mangiatore superficiale di depositi” (surface deposit feeder), alimentandosi della pellicola di microalghe e di batteri che ricopre le piante, le macroalghe o il detrito. È probabilmente di gran

lunga il più eurialino del gasteropodi mediterranei, molto frequente anche nelle prime vasche di concentrazione delle saline (Torelli, 1982), fino ad una concentrazione salina doppia di quella marina. Diffusa in tutto il Mar Mediterraneo. È il taxa di cui si conta il maggior numero di individui, se si escludono le larve di Chironomidi. È presente in maniera pressoché costante nelle prime 5 stazioni, essendovi stata raccolta in tutti i mesi di campionamento. Solo nella st. 6, unica vasca priva di vegetazione tra quelle esaminate, questa specie è risultata, assente in due stagioni di campionamento, l'estate e l'autunno 2003. Quando è stata rivenuta in questa vasca, la densità era estremamente modesta. La densità massima è stata registrata nella st. 5 nel mese di marzo 2004 ed è pari a 7133 ± 3201 ind. m^{-2} , nella stessa stazione la densità è risultata elevata anche nel mese di novembre 2003. Tutta la superficie di questa vasca è colonizzata da macrofite, quali *Ruppia* sp., e come epifite di questa macroalga vi sono le alghe della specie *Cladophora vagabonda*, che avvolgono le foglie di *Ruppia* sp. con delle formazioni dall'aspetto spugnoso. Ciò favorisce la deposizione di particolato organico, la formazione di popolazione batteriche, e la crescita di alghe epibionti di cui si nutre questa specie. Inoltre in questa periodo è stata registrata la massima profondità dell'acqua. La densità minima è stata registrata nella st. 4 a giugno 2004 e nella st. 3 a luglio 2003, con $5,6 \pm 5,6$ ind. m^{-2} . L'abbondanza di questa specie mostra delle fluttuazioni stagionali con le massime densità rilevata nei periodi più freddi.

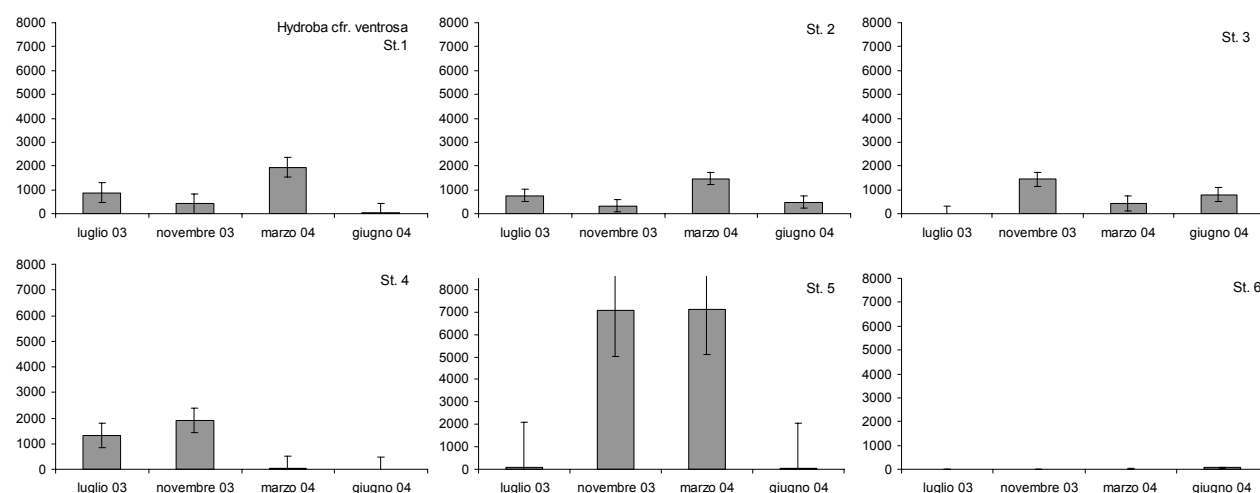


Fig. 17 – Andamento della densità di *Hydrobia* spp. nelle sei stazioni indagate.

4.5.2 *Cerastoderma galucum* (Poiret, 1789)

È una specie caratteristica delle comunità bentoniche degli ambienti lagunari, si trova tipicamente nelle vasche delle saline, dove l'esposizione all'aria e l'idrodinamismo è minimo (Boyden, 1969). Vive su fondi mobili. Tollera un ampio range di parametri ambientali, tra cui la salinità (4-60 ‰), la temperatura (0-25°C), concentrazione di ossigeno disciolto (0-200%) e pH (7-10) (Bamber,

2004). Questa bivalve occupa due nicchie discrete, una bentonica, ed una semipelagica. I giovani infatti vivono, sospesi tramite il bisso, sull'alga flottante *Chaetomorpha linum* Kutz (Ivell, 1979). La conchiglia è sottile, equivalve con profilo generalmente ovale. Ha un colore variabile da grigio-giallo sporco a marrone chiaro o scuro, con l'interno biancastro. La lunghezza della conchiglia varia generalmente da 2 a 4 cm e sono in genere presenti da 17 a 28 coste. È considerato un filtratore, si nutre preferibilmente di diatomee. Vive su diversi tipi di sedimento, dalla sabbia grossolana alla più fine o sul limo. La sua sopravvivenza è condizionata dalla disponibilità trofica. Negli stadi giovanili è predato da varie specie di pesci (cefali, gobidi), da gamberi e da policheti predatori; gli stadi adulti subiscono la predazione da parte dei granchi e dell'avifauna. È una specie con sessi separati. Il periodo riproduttivo è di solito maggio o settembre-ottobre.

Lo stadio larvale è rappresentato dal veliger, che vive dagli 11 ai 30 giorni nel plancton (solo il veliger è in grado di nuotare). Viene considerato una specie indicatrice di ambienti stressati, con condizioni altamente variabili di temperatura, salinità e con inquinamento di tipo organico. La sua distribuzione è continua lungo tutto il Mediterraneo, il mar Nero, il mar Caspio ed il mar Baltico.

È l'unica specie presente in tutti i campioni esaminati nel corso del 2003 / 04. Sono stati raccolti complessivamente 1367 individui. Il valore massimo di densità, pari a $2488,9 \pm 2098,5$, è stato rilevato nella st. 6 nel mese di luglio 2003, si trattava in prevalenza di individui di piccole dimensioni. Probabilmente questi giovani rappresentavano l'insediamento degli stadi giovanili sul substrato dopo la riproduzione avvenuta alla fine della primavera (la lunghezza massima degli individui raccolti non è maggiore ai 0,5 cm).

La massima densità per ogni stazione è relativa al primo mese di campionamento, luglio 2003, dopodiché si assiste ad un progressivo decremento delle popolazioni, più accentuato nelle vasche 3, 4 e 6. Più stabile l'andamento dell'abbondanza nella vasca 1, 2 e 4. La densità minima è stata osservata nella st. 5 a giugno 2004, probabilmente legato al fatto che nella tarda primavera il fondo di questa vasca, già ampiamente colonizzato dalla pianta acquatica *Ruppia* sp., viene ricoperto da un tappeto costituito dall'alga *Cladophora vagabunda*, che si sviluppa come epifita sulla *Ruppia* sp., con un caratteristico aspetto spugnoso. La copertura del fondo riduce il movimento dell'acqua, lo scambio di ossigeno con gli strati superiori, il passaggio della radiazione oltre ed aumenta il carico organico. Da notare come la densità di questa specie sia costantemente più bassa nella st. 1, che riceve direttamente acqua marina. La notevole quantità di gusci subfossili rinvenuta nei sedimenti di questa stazione testimonia popolazioni più numerose in anni precedenti.

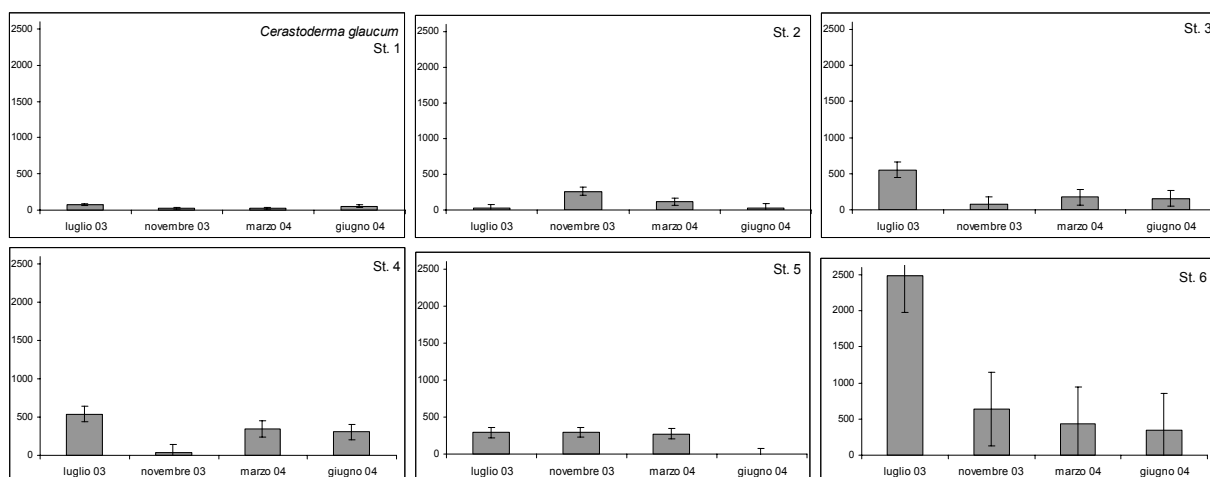


Fig. 18 – Andamento della densità di *Cerastoderma glaucum* nelle sei stazioni indagate.

4.5.3 *Abra ovata* (Philippi, 1893)

La conchiglia si presenta sottile, fragile, semitrasparente, con le valve di uguali dimensioni ed una forma triangolare - arrotondata. Le line di accrescimento sono sottili. Non supera la lunghezza di 25 mm. È una specie rappresentativa dell'infauna, vivendo infossata nel sedimento fino a 5 cm di profondità. Questo bivalve sopravvive in vari tipi di sedimento ma preferisce sedimento di tipo fine, argilloso o fangoso, e povero di sostanza organica. È tipicamente eurialina, frequente in acque iperaline, con un optimum di salinità tra variabile tra 10 e 10-25‰ (Vorobyev, 1949; Karpevich, 1956). Per quanto riguarda l'habitat, è presente in ambienti salmastri con condizioni altamente variabili. È infatti una specie eurialina, sopportando variazioni di salinità, ed euriterma in quanto tollera basse temperature invernali e fino a 28-30°C in estate. *A. ovata* è tollerante alla presenza di solfuro di idrogeno ed ammoniaca in acqua ma poco resistente a scarse concentrazioni di ossigeno (Vorobyev, 1949). È una specie sospensivora, solo occasionalmente detritivora (Koutsoubas *e al.*, 2000). Si nutre afferrando le particelle di cibo depositate sulla superficie del sedimento e di alghe unicellulari, usando il sifone. Si riproduce tra maggio e settembre, la salinità è il principale fattore limitante. Ha una larva pelagica (veliger) che trascorre circa 10 giorni nuotando nel plancton prima di sviluppare l'embrione di conchiglia e stabilirsi sul sedimento. In condizioni di buona aerazione del sedimento, subisce la competizione del bivalve bentonico *C. lamarki*, che colonizza più facilmente il sedimento. Si trova distribuita nell'oceano atlantico, lungo la costa dell'Inghilterra, nel mar mediterraneo, nel Mar di Marmara, Mar Adriatico, Mar nero. Questa specie è presente in maniera abbastanza costante in tutte le stazioni di campionamento. E' completamente assente nella st. 2 e nella st. 6 nel mese di novembre 2003. La st. 6 è caratterizzata da scarsa profondità della colonna d'acqua, assenza di vegetazione ed elevata concentrazioni salina, Durante l'estate del 2003, particolarmente seccitosa, la salinità in questa vasca ha mostrato valori superiori al 80 ‰. Per quanto riguarda la st. 2, durante l'estate potrebbero essere ipotizzate condizioni con basse

concentrazioni di O₂ tali da impedire la sopravvivenza di questa specie (nel mese di luglio 2003, la concentrazione di ossigeno disciolto era pari a 4,6 mg/l). La sua densità è decisamente variabile tra siti di campionamento e stagioni. Rimane pressochè costante nel tempo solo nella st. 3, dove presenta anche i valori più alti in tutti i periodi di prelievo (da $856,6 \pm 128,1$ ind m⁻² a $450,0 \pm 305,7$ ind m⁻²). Nella st. 2 e nella st. 4 sono rilevati dei picchi di densità nel mese di novembre 2003. *A. ovata* è una delle specie più frequenti nelle vasche delle saline per tutto il periodo di studio. Sono stati osservati alcuni periodi di maggiore densità dei popolamenti per questa specie seguiti da altri in cui scompare completamente dall'area indagata. Il periodo peggiore sembra essere comunque quello autunnale - invernale, quando la temperatura è più bassa e probabilmente c'è una minore disponibilità di alimento. Questo è valido per tutte le stazioni indagate ad eccezione della vasca 3, dove mostra sempre dei popolamenti consistenti. Secondo quanto riportato in letteratura *Abra ovata* mostra in genere un reclutamento primaverile ed in alcune località anche un reclutamento autunnale mentre la durata del ciclo di vita è di un anno o, più raramente, di due (Sprung, 1994). Sembra probabile che avvengano almeno due reclutamenti uno primaverile e un secondo autunnale, testimoniati dalla presenza di individui di piccola taglia nel periodo primavera-inizio estate ed inizio autunno, anche se poi le difficili condizioni estive ed invernali determinano un'alta mortalità. In conseguenza della riduzione della salinità, subisce una netta riduzione della densità in tutte le stazioni, più evidente nella st. 2, dove era ben rappresentata.

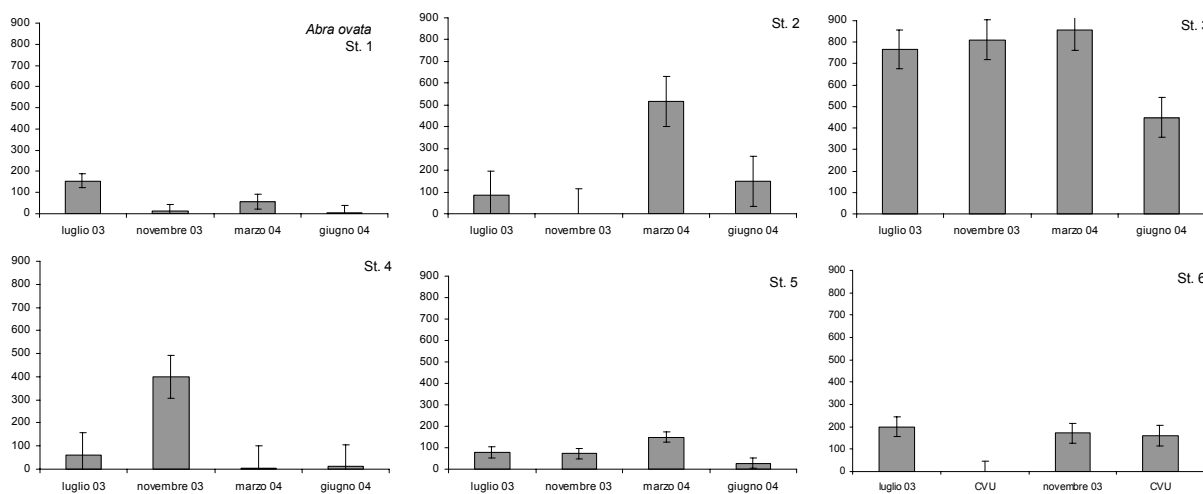


Fig. 19 – Andamento della densità di *Abra ovata* nelle sei stazioni indagate.

4.5.4 *Spio decoratus* (Bobbretzky, 1870)

Polichete sedentario di piccola dimensioni, opportunisto e caratterizzato da alta tolleranza ecologica. È in genere abbondante negli ambienti caratterizzati da arricchimento organico (Gravina *et al.*, 1989). Colonizza substrati molli. Raggiunge densità significative all'interno delle

prime vasche della salina, con valori di densità di $1405,5 \pm 369,5$ ind. m^{-2} . L'abbondanza maggiore è registrata nel mese di marzo 2004. Nella st. 1 non presenta grandi fluttuazioni di densità. Solo all'inizio della primavera, probabilmente in coincidenza del periodo di insediamento post-larvale, si registra un picco di densità nella st.1. La sua presenza è legata solo alle prime stazioni dove è maggiore l'influenza del mare. Scompare nelle stazioni più interne, dove le condizioni ambientali si fanno più restrittive. Nelle altre stazioni dove è stato raccolto, la densità maggiore si osserva nella tarda primavera. Sembra non esserci una evidente influenza durante le stagioni.

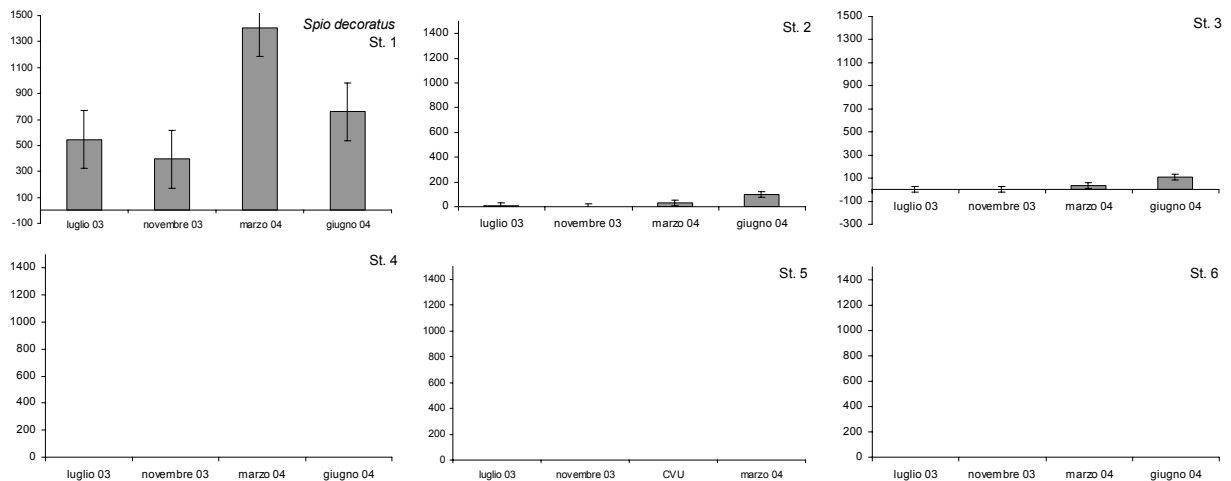


Fig. 20 – Andamento della densità di *Spio decoratus* nelle sei stazioni indagate.

4.5.5 *Corophium insidiosum* (Crawford, 1937)

È l'Anfipode più diffuso nelle lagune italiane (Taramelli, 1986). È di piccole dimensioni (2–5 mm), e le sue popolazioni possono raggiungere elevate densità. Da un punto di vista trofico è un detritivoro, alimentandosi di materia organica vegetale fine messa in sospensione dall'azione dei pleopodi. Specie tubicola, si trova dove è presente materiale decomposto necessario per la costruzione del tubo; il materiale, raccolto grazie alle antenne, viene saldato tramite un filo di muco. Gli anfipodi costituiscono una componente importante dello zoobenthos per numero e ricchezza di specie. Svolgono un ruolo importante nel mantenimento di questi ecosistemi in quanto alimento elettivo di molti pesci. È una specie molto eurieca in grado di tollerare condizioni ambientali estreme con ridotta competizione: vive in acque oligoaline, poli ed iperaline (Taramelli *et al.*, 1986) ma è poco resistente all'azione delle correnti. Sfugge alla competizione con altre specie proprio per la sua grande resistenza a condizioni ambientali estreme (Diviacco, 1982). Nella laguna di Monolimni, è stata ritrovata nelle aree dove il ricambio idrico è più frequente. Qui la popolazione ha raggiunto il suo picco durante l'inverno con valori di salinità pari a 1,6–4,2 ‰. Per quanto riguarda la distribuzione, è diffuso nell'Oceano Atlantico (coste europee e del nord america), nell'Oceano Pacifico e nel Mediterraneo.

La sua presenza è significativa solo nella st. 1, dove le popolazioni possono raggiungere densità anche molto elevate ($3138,9 \pm 1186,1$), in accordo con segnalazioni delle specie in aree di ambienti salmastri costieri dove gli effetti del confinamento sono minori. Il massimo si osserva a primavera sempre nella st. 1. Presente con densità non rilevanti nella st. 3 e nella st. 5. E' invece assente in tutte le altre stazioni indipendentemente dalla stagione. In autunno ed inverno viene registrata la densità più bassa.

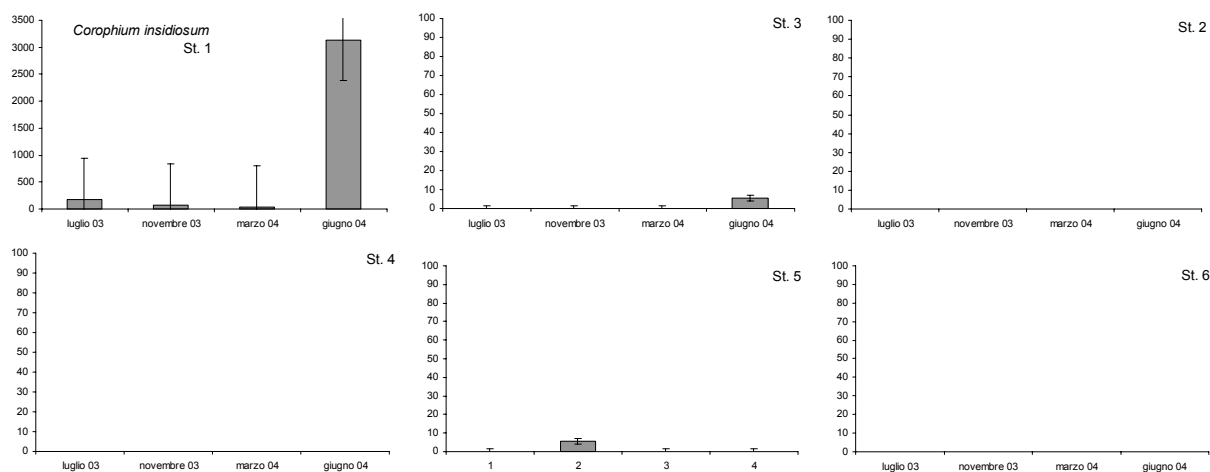


Fig. 21 – Andamento della densità di *Corophium insidiosum* nelle sei stazioni indagate.

4.5.6 Larve di Chironomidi

Nelle saline sono state rivenute numerose larve di insetti, appartenenti alla famiglia dei Chironomidi (Ditteri: Chironomidae). Questa larve sono frequentemente presente nelle lagune costiere italiane andando a costituire un importante componente in termini di biomassa del macrozoobenthos. Contribuiscono in maniera notevole alla dieta dei pesci e degli uccelli. Le larve di questa famiglia possono vivere in ambienti con concentrazione di ossigeno molto variabile. Possiedono infatti nell'emolinfa un pigmento, l'emoglobina, capace di immagazzinare ossigeno dall'acqua circostante e di cederlo ai tessuti dell'animale, quando le concentrazione di questo elemento nell'ambiente esterno tendono a aggiungere valori modesti (< al 45% di saturazione) (Nocentini, 1985). Sono organismi alolimnobi e opportunisti (Gravina *et al.*, 1989) resistono anche in condizioni di arricchimento organico. È stato osservato che sia fattori climatici, sia la presenza/assenza di vegetazione, sia il rinnovo dell'acqua assumono un ruolo importante nel determinare la loro distribuzione spaziale. Le larve di Chironomidi sono presenti in maniera pressochè costante in tutte le stazioni indagate, con evidenti variazioni di densità sia spaziale sia temporale. Il picco di densità è stato rilevato nella st. 6 ($7927,8 \pm 1709,5$ ind. m^{-2}) dove probabilmente l'assenza delle altre specie del benthos e la particolare resistenza di questo taxa potrebbe far esplodere la popolazioni in questa vasca. Il valore minimo è stato registrato nella st. 2

con una densità di $33,3 \pm 24,2$ ind. m^{-2} . Nelle prime quattro stazioni e nella st. 6, la densità più bassa è stata registrata nelle stagioni più fredde. Mentre nella st. 5., è stata rilevata nel mese di giugno 2004.

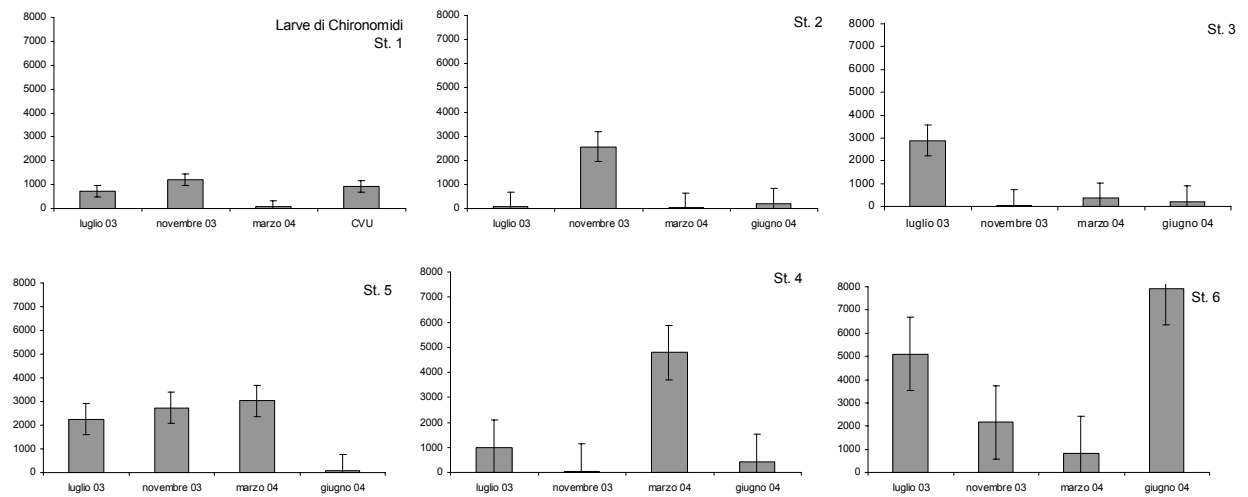


Fig. 22 – Andamento della densità delle Larve di Chironomidi nelle sei stazioni indagate.

4.6 Analisi della comunità

4.6.1 Diversità

La densità media dei popolamenti mostra delle notevoli fluttuazioni temporali e spaziali. Il valore più elevato di densità è stato registrato nella st. 5 nel mese di marzo 2004 con $10788,7 \pm 3700,4$ ind. m^{-2} , sempre nello stesso sito è stata rilevata la densità minima del periodo di studio corrispondente a $200 \pm 83,3$ ind. m^{-2} (giugno 2004).

Per quanto riguarda il numero di taxa raccolto nelle varie vasche, si osserva un andamento decrescente passando dalla st. 1 alla st. 6, indipendentemente dal periodo di campionamento. Il massimo numero di specie è stato raccolto nella st. 2 nel mese di giugno 2004, mentre il più basso è stato rilevato nei campioni della st. 6 a novembre 2003.

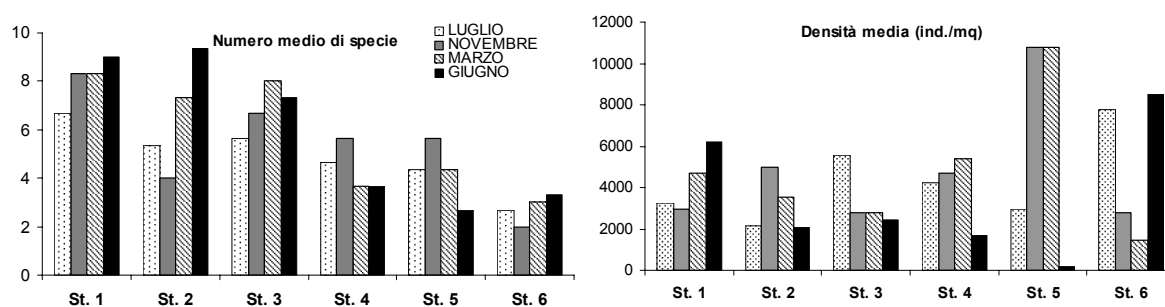


Fig. 23 –Numero medio di specie e densità media dei popolamenti in ciascun sito di indagine.

Le eterogeneità spaziali e temporali nel numero di taxa e nella densità dei popolamenti sono state indagate tramite l'analisi della varianza (ANOVA), considerando come variabile indipendente i siti di campionamento. Sono risultate significative le differenze nel numero di specie raccolte tra la st. 6 e la st. 1, la st. 2 e la st. 3 ed, inoltre, tra la st. 4 e la st. 1 e tra la st. 5 e la st. 1. Non risultano invece significative le differenze osservate nella densità dei popolamenti tra siti di prelievo.

ANOVA	Stazioni	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F
		5	15,9824	18	1,6959	9,42**
Tukey HSD test	1	-	-	-	4	5
	2	0,53729	-	-	-	-
	3	0,79846	0,99725	-	-	-
	4	0,00967	0,25912	0,12066	-	-
	5	0,00663	0,19349	0,08634	0,99996	-
	6	0,00034	0,00800	0,00313	0,48424	0,59146

Tab. 23 – Anova condotta sui dati relativi al numero di specie rinvenute nelle varie stazioni di campionamento e risultati del HSD test di Tukey (i risultati significativi sono riportati in neretto).

Per la descrizione della struttura della comunità bentonica sono stati adottati degli indici univariati, il cui andamento spaziale nell'area di indagine è mostrato nelle figure seguenti. Si fa riferimento ai valori medi per ciascuna stazioni in ogni mese di campionamento.

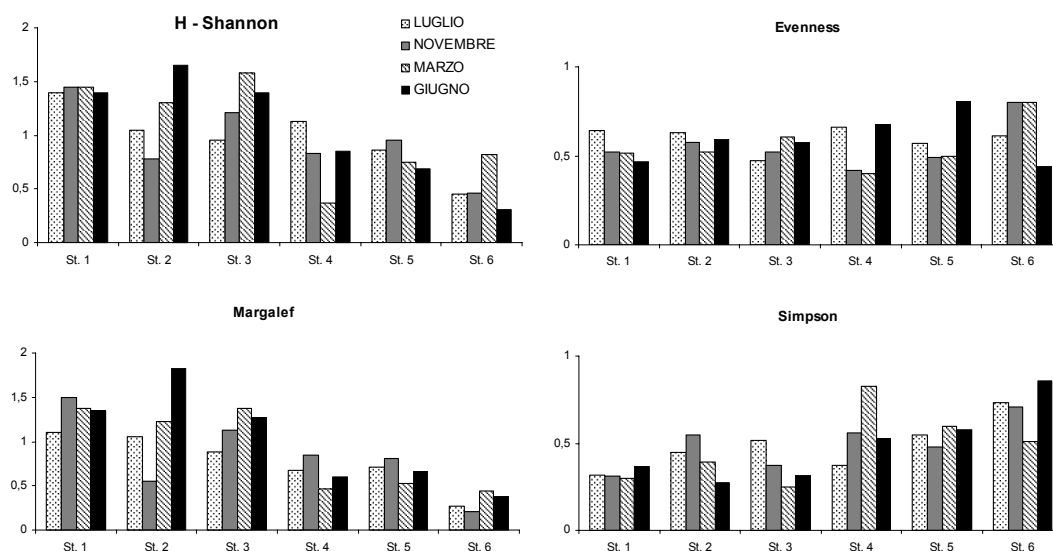


Fig.24 – Andamento degli indici esaminati nelle sei stazioni di campionamento.

L'indice di diversità di Shannon mostra il valori più elevato nella st. 2 nel mese di giugno 2004 ed è pari a $1,65 \pm 0,21$ mentre il valore minimo è stato rilevato nella st. 6 sempre nello stesso periodo di campionamento e corrisponde a $0,31 \pm 0,18$. Si osserva come questa indice tenda a decrescere passando dalla st. 1 alla st. 6, in cui si rilevano sempre i valori più bassi. Complessivamente non si rileva un pattern stagionale nelle stazioni investigate, ad eccezione della st. 3 in cui il valore più basso è relativo alla stagione estiva (luglio 2003) ed il massimo alla fine dell'inverno (marzo 2004). L'indice di ricchezza specifica di Margalef presenta un trend decrescente dalla st. 1 alla 6. Questa indice assume il massimo valore nel mese di giugno nelle st. 2 ($1,82 \pm 0,07$) ed il valore più basso corrisponde alla st. 6 nello stesso mese di campionamento ($0,20 \pm 0,01$). Per quanto riguarda l'indice di equiripartizione di Pielou, si osserva come vi sia un range di variazione abbastanza ristretto nelle prime 3 stazioni a differenza delle restanti in cui si nota un certa variabilità temporale. Il dato minore è stato registrato nella st. 4 nel mese di marzo 2004 ($0,4 \pm 0,04$) mentre il dato maggiore si riferisce alla st. 6 per il campione di novembre 2003 ($0,8 \pm 0,1$). Per quanto riguarda l'indice di dominanza di Simpson, che esprime la probabilità che due individui dello stesso campione, presi a caso, appartengono alla stessa specie, si rileva un andamento crescente passando dalla st. 1 alla st. 6, dove è stato calcolato il valore più alto ($0,85 \pm 0,01$). Il valore minore è stato rilevato nella st. 3 nel mese di marzo 2003 ($0,240 \pm 0,003$).

La significatività delle differenze temporali e spaziali nell'andamento spaziale e temporale degli indici è stata indagata tramite il test dell'ANOVA ad un fattore ortogonale e fisso (stazione o mese di campionamento). Non sono risultati significative le variazioni temporali dei valori degli indici esaminati. Per quanto riguarda le variazioni degli indici tra siti di campionamento, si rileva quanto segue: l'indice di Shannon, di Margalef e di Simpson rilevano delle differenze significative nella

struttura delle comunità tra siti di campionamento; l'indice di equiripartizione invece non rileva delle differenze significative tra siti di campionamento.

In relazione all'indice diversità di Shannon sono emerse eterogeneità significative tra la st. 1 e tutte le rimanenti stazioni, ad eccezione della st. 3, e tra la st.6 e la st. 3 e 4 (tab. 24). I risultati del test dell'Anova per l'indice di Margalef sono abbastanza simili a quelli ottenuti per l'indice di Shannon. In particolare si osserva una variazione significativa di questa indice tra la st. 1 e tutte le altre stazioni, tranne la st. 3, e tra la st. 6 e tutte le altre stazioni. Per quanto riguarda l'indice di Simpson, è significativa solo la differenza tra la st. 1 e la st. 6.

ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	0,71348	34	0,07555	9,44278	0,00001
Tukey HSD test	1	-	2	3	4	5
	2	0,00774	-	-	-	-
	3	0,19908	0,84605	-	-	-
	4	0,04098	0,99694	0,98320	-	-
	5	0,01158	1	0,86044	0,99714	-
	6	0,00013	0,06161	0,00469	0,02718	0,08002

Tab. 24 – Anova condotta sui valori dell'indice Diversità di Shannon nelle diverse stazioni di campionamento e risultati del HSD test di Tukey per le diverse stazioni (i risultati significativi sono riportati in neretto).

ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	0,90995	34	0,07802	11,66233	0,00001
Tukey HSD test	1	-	2	3	4	5
	2	0,01455	-	-	-	-
	3	0,25712	0,88136	-	-	-
	4	0,00574	0,99656	0,65681	-	-
	5	0,00594	0,99695	0,66409	1	-
	6	0,00013	0,00651	0,00061	0,03056	0,02969

Tab. 25 – Anova condotta sui valori dell'indice di Margalef nelle diverse stazioni di campionamento e risultati del HSD test di Tukey per le diverse stazioni (i risultati significativi sono riportati in neretto).

ANOVA	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	0,076447	24	0,028442	2,687789	0,045766
Tukey HSD test	1	-	2	3	4	5
	2	0,419698	-	-	-	-
	3	0,740483	0,994131	-	-	-
	4	0,613855	0,999495	0,999937	-	-
	5	0,382623	0,998208	0,953458	0,982315	-
	6	0,019202	0,391679	0,196092	0,262866	0,762054

Tab. 26 – Anova condotta sui valori dell'indice di Simpson nelle diverse stazioni di campionamento e risultati del HSD test di Tukey per le diverse stazioni (i risultati significativi sono riportati in neretto).

Nelle figure seguenti, si riporta l'andamento temporale dei dati sul numero di individui e di specie raccolte, mediato per le repliche effettuate, in ciascun sito di campionamento.

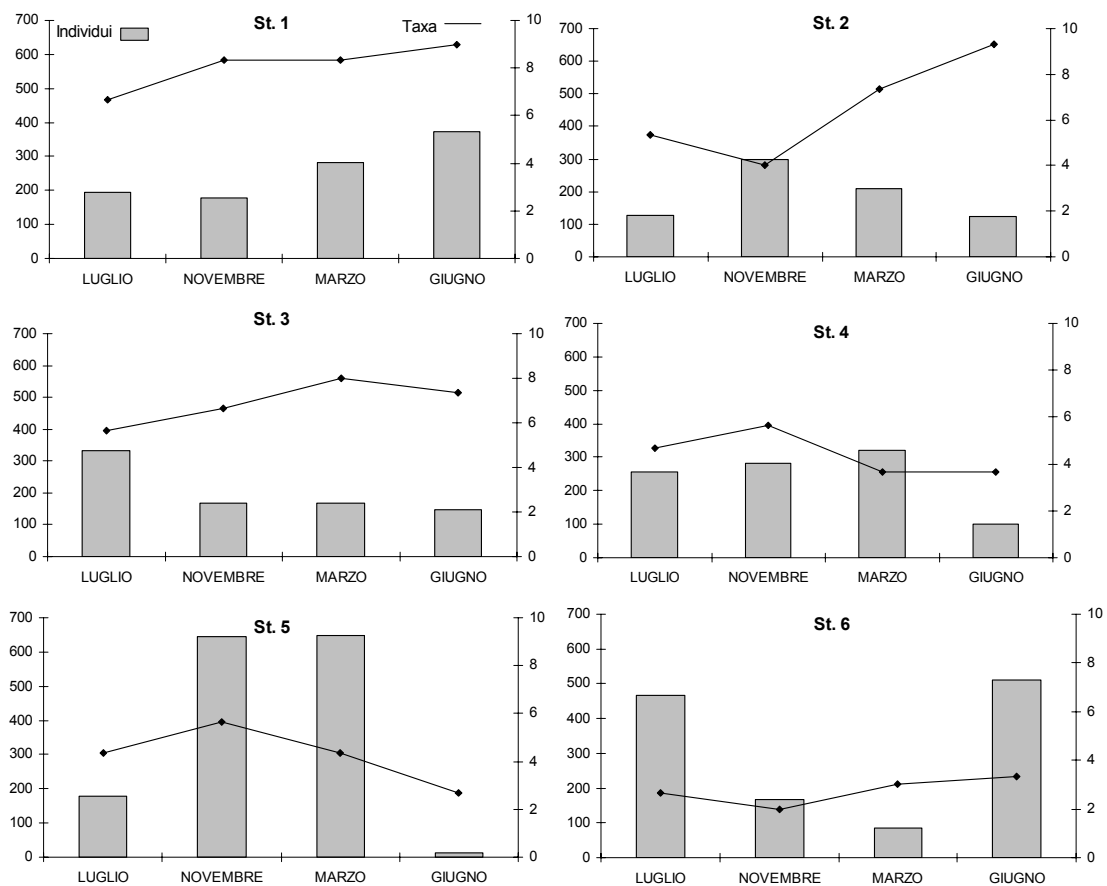


Fig. 25 – Andamento temporale dei dati di abbondanza e di ricchezza specifica per ciascuna sito di campionamento.

4.6.2 Analisi dei Cluster e Multidimensional scaling

Tramite l'analisi del cluster e 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. I dati di abbondanza delle singole specie in ciascuna replica di campionamento sono stati trasformati nella radice quarta e si è infine elaborata una matrice di similarità basata sull'indice di Bray-Curtis. I risultati del nMDS sui dati di abbondanza per ciascuna data di campionamento mostrano una netta separazione delle comunità presenti nei vari siti di campionamento solo per il mese di novembre 2003. Negli altri casi, si osserva come la comunità della st. 2, della st. 3, della st. 4 e della st. 5, collocate in posizione intermedia tra le vasche che rappresentano gli estremi dell'area indagata, cioè la st. 1 e la st. 6, tendano a somigliarsi anche se con alcune variazioni tra i mesi di campionamento. La st. 1 e la st. 6, collocate ai poli opposti dell'area indagata, si differenziano sempre dalle rimanenti. In maniera variabile nel tempo, le comunità delle stazioni collocate alla stessa distanza dal canale di ingresso dell'acqua marina, cioè le st. 2–3 e le st. 4–5, formano dei cluster. Questo accade nei mesi di marzo 2004 e giugno 2004. Mentre nel mese di luglio la comunità della st. 3, della st. 4 e della st. 5, tendono a formare un unico cluster. Le comunità di queste stazioni presentano una struttura “intermedia” tra la struttura della comunità più marinizzata, presente nella st. 1, e la struttura della comunità più “confinata”, presente nella st. 6, rappresentando così la transizione biologica tra i due estremi dell'area d'indagine.

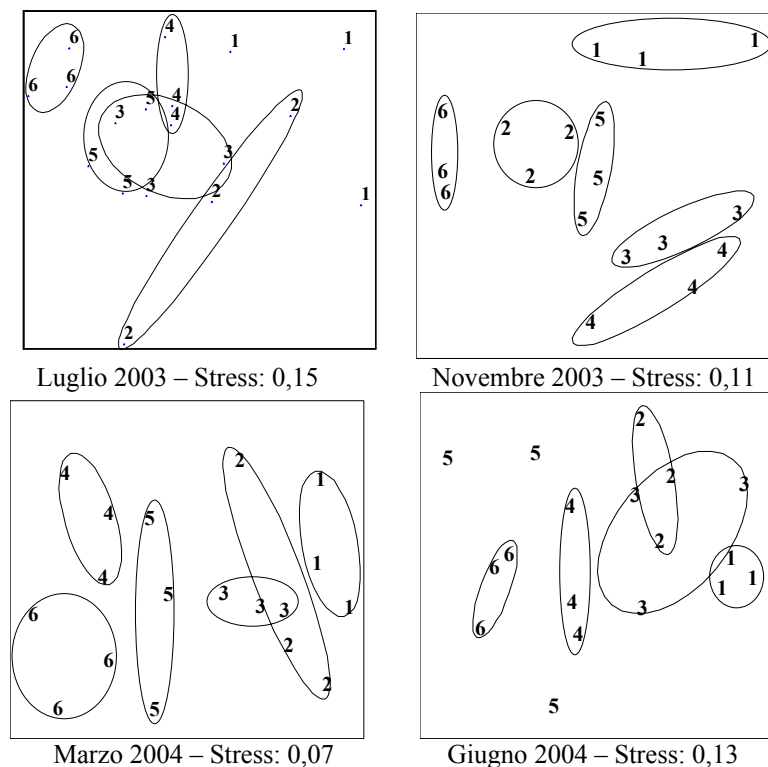


Fig. 26 – nMDS ottenuti dai dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento (trasformazione in radice quarta, indice di Bray – Curtis).

Le stesse matrici di dati di abbondanza analizzate col nMDS sono state sottoposte alla procedura SIMPER al fine di mettere in evidenza le specie che contribuiscono maggiormente alla similarità tra le stazioni nei vari periodi di campionamento. Ciascuna specie è identificata tramite un'abbreviazione costituita da tre lettere, come indicato di seguito:

<i>Hydrobia</i> spp.	Hac	<i>Capitella capitata</i>	Cca
<i>Cerastoderma glacum</i>	Cgl	<i>Nainereis levigata</i>	Nla
<i>Abra ovata</i>	Aov	Oligocheti	Oli
<i>Ovatella myosotis</i>	Omy	<i>Corophium insidiosum</i>	Cin
<i>Cerithium vulgatum</i>	Cvu	<i>Gammarus aequicauda</i>	Gae
<i>Spio decoratus</i>	Sde	<i>Idotea baltica</i>	Iba
<i>Perinereis cultrifera</i>	Pcu	Larve di Chironomidi	Lch

Tab. 27 – Etichette di identificazione delle specie bentoniche.

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5		St. 6	
Luglio	Hyd		Oli		Oli		Hyd		Lch		Lch	
	Nla		Cgl		Aov		Lch		Oli		Cgl	
	Cgl		Aov		Cgl		Cgl		Cgl		Aov	
	Sde	75,3%	Pcu	93,6%	Lch	91,2%	Aov	88,6%	Aov	87,6%	-	100%
Novembre	Sde		Lch		Hac		Oli		Lch		Lch	
	Hac		Hac		Aov		Aov		Hac		Cgl	
	Cgl		Cgl		Oli		Hac		Cgl		-	
	Lch	70,1	Oli	100%	Cgl	85,9%	Lch	84,9%	Aov	86,9%	-	100%
Marzo	Sde		Oli		Aov		Lch		Hac		Lch	
	Hac		Hac		Oli		Cgl		Lch		Cgl	
	Oli		Cca		Hac		Oli		Cgl		Aov	
	Pcu	70,6%	Cgl	76,4%	Pcu	66,8%	-	100%	Oli	95,1%	-	100%
Giugno	Cin		Lch		Oli		Lch		Lch		Lch	
	Lch		Iba		Pcu		Oli		Hac		Cgl	
	Oli		Aov		Cgl		Cgl		-		Hac	
	Sde	68,5%	Gae	61,2%	Hac	74,6%	-	100%	-	100%	Aov	100%

Tab. 28 – Risultati della procedura SIMPER ottenuti dai dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento per ciascuna stazione in ciascuna data di campionamento vengono indicate le prime quattro specie, in ordine di importanza, che maggiormente contribuiscono alla similarità di gruppo, con a lato indicata la percentuale cumulativa raggiunta.

Le specie che contribuiscono maggiormente alla similarità osservata all'interno di ciascuna stazione ed in ciascuna data, analizzate mediante la procedura SIMPER, sono sostanzialmente *C. glacum*, le larve di Chironomidi ed *Hydrobia* spp., secondariamente vi sono *A. ovata* e gli Oligocheti. A questa specie se ne associano di volta in volta altre, tra cui *N. levigata* nel mese di luglio, *P. cultrifera* nel mese di luglio, marzo e giugno, *C. capitata* nel mese di marzo, *C. insidiosum*, *G. aequicauda* e *I. baltica* nel mese di giugno. Per quanto riguarda il confronto tra stazioni diverse, a parità di data, l'analisi mette in evidenza come siano le diverse proporzioni delle medesime specie a contribuire maggiormente alla dissimilarità osservata. In alcuni casi un contributo consistente è fornito anche dalla introduzione di nuove specie come ad esempio *S. decoratus* rilevata solo nella st. 1, o ancora le specie di Policheti e di Crostacei rilevate esclusivamente nella st. 1, nella st. 2 e nella st. 3.

Da tutti i campioni raccolti si è ottenuta una seconda matrice di similarità basata sull'indice di Bray- Curtis in cui è stata considerata la media delle tre repliche dei dati di abbondanza in ciascun sito di prelievo per ogni data di campionamento. Il grado di stress, che misura quanto tale configurazione ottenuta in uno spazio a due dimensioni rappresenta efficacemente la distanza tra i campioni, espressa secondo l'indice di Bray-Curtis, è di 0,09.

L'analisi mediante nMDS mostra un evidente separazione tra le comunità presenti nelle diverse stazioni, con alcune eccezioni per quanto riguarda il mese di luglio e di novembre 2003, date in cui le comunità delle stazioni 2-4 e 3-4 tendono a somigliarsi maggiormente. Nel complesso è possibile rilevare la formazione di due gruppi principali di campioni. Il primo è costituito dai campioni prelevati nelle stazioni maggiormente sottoposte all'influenza marina, cioè la st. 1, la st. 2 e la st. 3; il secondo è costituito dai campioni raccolti nelle stazioni che risentono di più degli effetti del confinamento, cioè la st. 4, la st. 5 e la st. 6. L'ordinamento ottenuto mostra una variazione delle comunità campionate secondo un gradiente "ingresso acqua marina-zona calda" delle saline. Ciò è confermato dal fatto che le stazioni 1 e 6 tendono a disporsi ai poli opposti della nuvola di punti-campione.

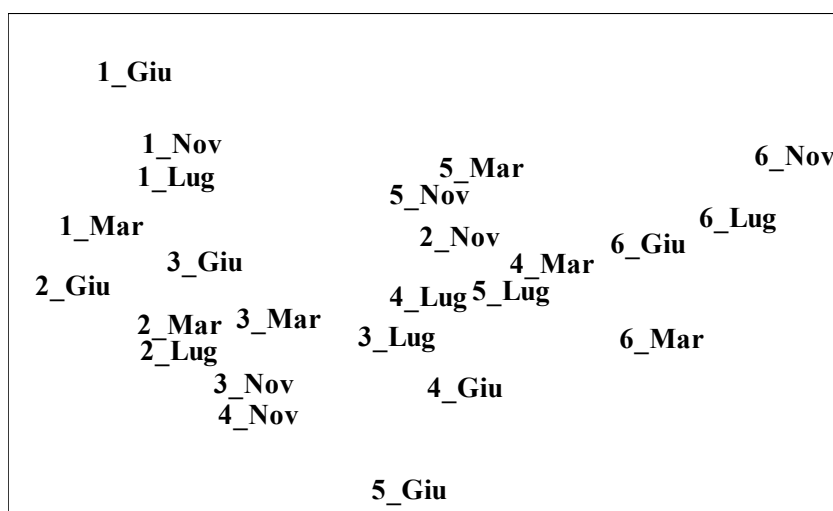


Fig. 27 – nMDS ottenuto dai dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento.

All'interno di ciascuno dei due raggruppamenti la st. 1, da una parte, e la st. 6, dall'altra, tendono a distanziarsi dalle stazioni rimanenti, che pure appartengono al loro cluster. Infatti la stazione 1, indipendentemente dal periodo di campionamento, si colloca nella porzione in alto a sinistra del grafico, separandosi dalla st. 2 e dalla st. 3. Mentre la stazione 6, in maniera più netta, si distingue dalle stazioni 4 e 5, collocate anch'essa nell'area campionata più lontana dal canale di ingresso dell'acqua marina. Questo ordinamento generale presenta alcune eccezioni rappresentato dal campione raccolto a novembre nella st. 2, a luglio nella st. 3 ed a novembre nella st. 4. Da rilevare

anche la posizione del campione prelevato a giugno nella st. 5, che si separa dalle altre comunità. Le specie che contribuiscono maggiormente al differenziamento delle comunità sono state evidenziate tramite la procedura SIMPER, i cui risultati sono riportati in tab. 29. Sono stati analizzati i due gruppi principali evidenziati tramite l'analisi del nMDS. Si è quindi analizzata la similarità/dissimilarità tra le comunità della st. 1, st. 2 e st. 3 e quella delle comunità provenienti dalla st. 4, st. 5 e st. 6. Le specie che contribuiscono maggiormente al differenziamento dei due gruppi sono *Hydrobia* spp., le larve di Chironomidi, *S. decoratus* e *P. cultrifera*, seguite da altre specie appartenenti al phylum degli Anellidi. Un contributo non trascurabile è fornito dai due bivalvi *C. glaucum* e *A. ovata*. I taxa che contribuiscono maggiormente alla similarità del primo gruppo di stazioni sono gli Oligocheti, *Hydrobia* spp. e le larve di Chironomidi, seguite da tutte le specie della classe dei Policheti; nel secondo gruppo prevalgono ancora le larve di Chironomidi, seguite da *C. glaucum* e *A. ovata*.

Gruppo Stazioni 1, 2, 3		Gruppo Stazioni 4, 5, 6	
Oligocheti	16,97	Larve di chironomidi	39,1
<i>Hydrobia</i> spp.	16,97	<i>C. glaucum</i>	25,97
Larve di chironomidi	11,47	<i>A. ovata</i>	11,64
<i>A. ovata</i>	10,95	Oligocheti	11,09
<i>P. cultrifera</i>	9,58	<i>Hydrobia</i> spp.	10,89
<i>C. capitata</i>	9,55	-	
<i>C. glaucum</i>	9,03	-	
<i>S. decoratus</i>	7,78	-	
% cumulativa	92,0		98,6
Similarità	75,3		69,6

Tab. 29 – Tabella riassuntiva dei risultati della procedura SIMPER sui dati di abbondanza che mostra per ciascun aggruppamento individuato tramite l'analisi del nMDS le specie, in ordine di importanza, che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità di gruppo. Sono riportate tutte le specie fino al raggiungimento di una percentuale cumulativa superiore al 90%.

Al fine di evidenziare l'evoluzione temporale delle comunità macrobentoniche nelle 6 stazioni indagate, è stata condotta un'analisi dei cluster sulla stessa matrice di dati utilizzata per l'analisi del nMDS. L'analisi del cluster è stata condotta utilizzando l'algoritmo UPGMA

La st. 1 e la st. 6 presentano comunità conservative in tutti i mesi di campionamento formando dei cluster distinti dalle altre stazioni, che nel caso della st. 1 comprendono i mesi di luglio 2003, novembre 2003 e marzo 2004, mentre nel caso della st. 6 comprendono tutti i mesi di campionamento. Le comunità delle altre stazioni difficilmente mantengono una struttura continuativa nel tempo, questa si riconosce comunque più facilmente per le stazioni più vicine alla st. 1 ed al canale di ingresso dell'acqua marina. Per le stazioni più interne, probabilmente l'effetto del confinamento e della ridotta inerzia chimico – fisica dell'ambiente acquatico producono di volta in volta comunità “stressate”, costituite sempre dagli stessi taxa ma in proporzioni diverse.

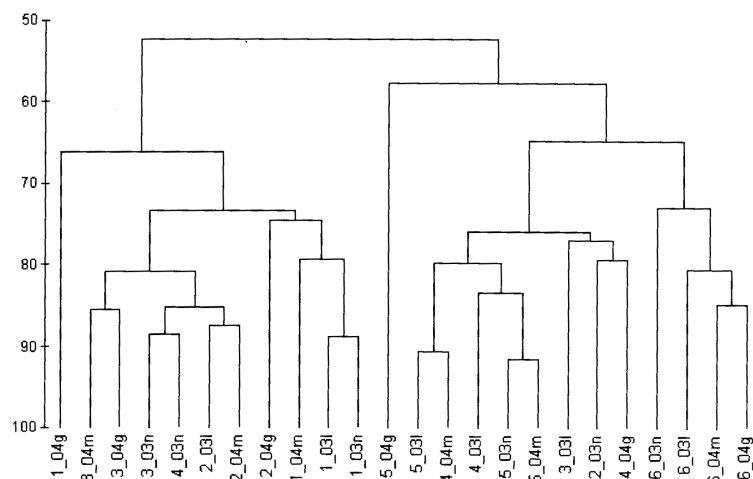


Fig. 28 - Dendrogramma relativo ai dati di abbondanza medi di tutte le stazioni e di tutte le date di campionamento (trasformazione dei dati mediante radice quarta, indice di Bray-Curtis).

4.6.3 Correlazione tra comunità e parametri ambientali

Attraverso la procedura BIOENV è stata eseguita una correlazione tra il modello di similarità ottenuto dall'analisi dei cluster, condotta sui dati di abbondanza, con l'andamento dei parametri ambientali misurati, in particolare temperatura dell'acqua, pH dell'acqua, salinità, conducibilità, ossigeno disciolto. C'è da dire che i valori di correlazione ottenuti sono molto bassi sia per le combinazioni di variabili sia per i singoli parametri. I parametri che presi singolarmente meglio si correlano con la similarità osservata tra le comunità in termini di abbondanza sono la salinità (0,24) e il pH dell'acqua (0,22). Questi stessi due parametri insieme si correlano meglio alla similarità della comunità espressa in termini di abbondanza (0,25). Le altre combinazioni comprendenti parametri diversi oltre la salinità e il pH, sono la salinità insieme alla temperatura, e la salinità ed il pH con l'ossigeno (mg/L). In entrambi i casi però le correlazioni (0,21 e 0,20 rispettivamente) sono scarse.

4.7 Confronto tra la struttura della comunità bentonica del 1997, 2001 e 2003/04

4.7.1 Analisi del nMDS

L'analisi tramite il nMDS è stata effettuata sui dati di abbondanza di ciascuna specie mediati per ogni mese di campionamento considerando le stazioni comuni ai diversi anni.

La distribuzione spaziale delle comunità osservate nel 1997, 2001 e 2003/04 segue una successione temporale, con le comunità relative al periodo più lontano nel tempo disposte sulla porzione sinistra del grafico mentre quelle più recenti formano un cluster sulla parte destra del grafico. Un'eccezione è rappresentata dal campione di maggio 2001 e di giugno 2004 che sono abbastanza simili. L'ordinamento rappresentato è legato sia ad una riduzione del numero di specie sia a fluttuazioni di abbondanza di alcuni dei taxa campionati.

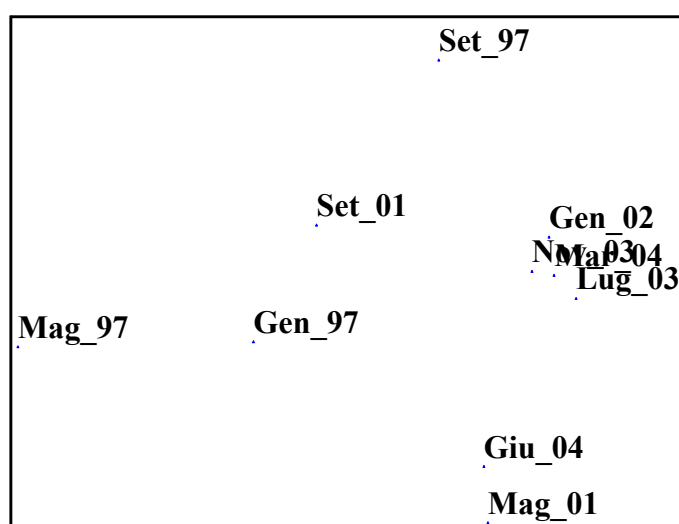


Fig. 29 – nMDS ottenuti dai dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento (trasformazione in radice quarta, indice di Bray – Curtis).

In relazione al 1997, i taxa raccolti nel corso dei campionamenti (gennaio 1997, maggio 1997 e settembre 1997) erano 21, sono scesi a 16 nel corso del 2001 (maggio 2001, settembre 2001 e gennaio 2002) ed a 13 nei campionamenti del 2003/04. Le specie scomparse sono tipicamente marine, come i molluschi gasteropodi *Modiolus adriaticus*, *Mitilaster solidus* e il polichete *Amphiglena mediterranea*. Queste sono definibili come specie “rare” all’interno della comunità descritta nel 1997, poiché raccolte solo occasionalmente nelle vasche più marinizzate. Variazioni consistenti sono state rilevate in relazione all’abbondanza di alcune specie salmastre od opportuniste, la cui presenza è comunque rimasta costante nel corso del tempo. Passando dal 1997 al 2003/04, l’abbondanza dei crostacei antipodi *C. insidiosum*, *G. aequicauda* diminuisce ed aumento invece il numero di individui dei policheti *S. decoratus* e *C. capitata* e delle larve di Chironomidi, specie tipicamente opportuniste. Le comunità osservate nel corso del 1997 sembrano essere dissimili tra loro mentre le comunità rilevate in anni più recenti tendono a somigliarsi

maggiormente, indicando una semplificazione della biocenosi bentonica nel corso del tempo. In particolare le comunità rilevate nel corso del 2003 /04 tendono a somigliarsi tra loro e con quella rilevata a gennaio del 2002. Un cluster a parte si forma tra la comunità osservata a giugno del 2004 e quella rilevata a maggio del 2001. Ciò sembra indicare un cambiamento più deciso tra la comunità bentonica del 1997 e quella degli anni più recenti, con un decremento della diversità. Meno nette sembrano essere i cambiamenti tra il 2001 e il 2003 /04 in quanto le comunità tendono a somigliarsi a seconda del periodo di prelievo: la comunità osservata a gennaio 2002, durante la stagione invernale, particolarmente stressante per la fauna bentonica, è molto simile alle comunità campionate nel corso di alcuni mesi del 2003 /04. Particolarmente simili sono invece le comunità osservate nel mese di maggio del 2001 e quelle rilevate nel mese di giugno del 2004, indicando l'importante effetto della stagione primaverile nel recupero della diversità della comunità bentonica. Una analisi del contributo di ciascun gruppo faunistico alla dissimilarità tra gli anni, calcolata sulla base dell'indice di Bray – Curtis tramite la procedura SIMPER, mostra che la differenza tra le comunità descritte nei diversi anni di monitoraggio è legata fondamentalmente alla diversa proporzione di alcune specie che erano presenti nei campioni dei diversi anni piuttosto che alle specie definite come “rare”. Seppure la dissimilarità rilevata tra i diversi anni di monitoraggio è piuttosto modesta, si possono tuttavia effettuare alcune considerazioni sui taxa che contribuiscono maggiormente alla definizione di tale dissimilarità. I pochi taxa sostanzialmente responsabili di tale differenzamento sono le larve di Chironomidi, *C. insidiosum*, *G. aequicauda*. Altri taxa che contribuiscono alle differenze osservate tra gli anni di campionamento sono *N. irrorata*, rilevata solo nel 1997, *Hydrobia* spp. e *C. capitata*. La dissimilarità aumenta, rispetto ai confronti appena descritti, se si raffronta il gruppo faunistico rilevato nel 1997 con quello rilevato negli anni successivi. Le specie responsabili rimangono le stesse.

confronti	1997 - 2001	1997 – 2003/04	2001 - 2003/04	1997 – 2001, 2003/04
Dissimilarità	37,39	36,86	24,34	38,18
<i>N. irrorata</i>	13,12	10,64	-	11,22
Larve di chironomidi	12,76	10,63	6,46	11,12
<i>C. insidiosum</i>	10,99	8,71	12,41	9,29
<i>Hydrobia</i> spp.	8,03	5,40	6,93	7,58
<i>G. aequicauda</i>	7,5	8,69	8,57	8,06
<i>C. capitata</i>	7,35	5,37	-	6,00
<i>C. glaucum</i>	-	8,35	8,45	-
<i>P. cultrifera</i>	5,34	-	-	5,74
<i>S. decoratus</i>	-	6,47	7,12	-
<i>I. baltica</i>	-	-	8,18	-
<i>O. myosotis</i>	-	-	6,46	-
% cumulativa	65,10 %	75,20 %	65,5%	59,02

Tab. 30- Tabella con i risultati della procedura Simper in cui vengono riportate le specie che contribuiscono maggiormente alla dissimilarità di Bray – Curtis tra i diversi anni espressa come percentuale cumulativa (sono riportate solo le specie che contribuiscono alla dissimilarità con un contributo percentuale maggiore del 5%). Il trattino indica che la specie non è stata raccolta o che il suo contributo è inferiore al 5%.

4.8 Monitoraggio chimico-fisico e biologico 2004/05

In questo capitolo si intendono descrivere le condizioni ambientali delle saline di Tarquinia in seguito all'alluvione avvenuta nel mese di dicembre 2004. I dati presentati nelle pagine seguenti sono stati rilevati nel corso di una seconda campagna di monitoraggio chimico-fisico e biologico condotta dal mese di dicembre 2004 fino al mese di settembre 2005. I dati riguardano i principali parametri chimico-fisici delle acque (temperatura, pH, salinità, conducibilità ed ossigeno disciolto) e la struttura della comunità bentonica. Lo scopo di questa seconda campagna di monitoraggio è la descrizione dell'evoluzione della comunità bentonica in risposta ad un disturbo ambientale. Le informazioni raccolte sulla dinamica dei popolamenti bentonici consentiranno una migliore comprensione del funzionamento dell'ecosistema ai fini della sua conservazione e gestione.

4.8.1 Analisi dei dati chimico-fisici

La significatività delle differenze spaziali e temporali dei dati chimico-fisici dell'ambiente acquatico è stata valutata tramite il test dell'ANOVA ad un fattore ortogonale e fisso (stazioni o stagione). In alcuni casi non è stato possibile condurre l'analisi a causa della non normalità nella distribuzione dei dati (test K-S significativo), anche dopo successive trasformazioni. Per il pH è stata effettuata solo l'analisi tra stagioni. Non è stato possibile valutare la significatività delle interazioni tra i due fattori (stazioni x stagioni) a causa della non omogeneità della varianza.

Variabili abiotiche	Stazioni	Stagioni
Temperatura	-	-
pH	-	0,832
Salinità	0,405	31,43 ***
Conducibilità	1,75	31,51 ***
Ossigeno disciolto (mg l ⁻¹)	1,443	5,68 **
Ossigeno disciolto (%)	2,11	-

Tab. 31 – Risultati dell'ANOVA (stazioni o stagioni) condotta sulle variabili chimico-fisiche. Il trattino indica i casi in cui non è stato possibile effettuare il test dell'ANOVA.

Le differenze tra siti di campionamento per tutte le variabili esaminate (salinità, conducibilità e ossigeno disciolto) non sono risultate significative. Relativamente alla salinità, questo risultato si differenzia da quanto rilevato nel periodo precedente l'alluvione quando erano state rilevate delle variazioni significative di tenore salino tra stazioni di campionamento. Queste variazioni erano dovute al graduale aumento della concentrazione salina osservato passando dalla st. 1, più vicina al canale di ingresso dell'acqua marina, alla st. 6, la vasca più interna tra quelle studiate. Il test dell'ANOVA ha confermato invece le significative oscillazioni tra stagioni della salinità. La salinità infatti raggiunge i valori minimi nella stagione invernale, che nel 2004 caratterizzata dall'evento alluvionale. Tali valori di salinità sono significativamente più bassi rispetto a quelli delle stagioni successive (primavera, estate ed autunno). Non sono state rilevate eterogeneità significative tra la

primavera e l'estate, quando la salinità raggiunge il valore massimo annuale. Questo dato conferma il trend stagionale di tale parametro, per altro accentuato dalla notevole riduzione di salinità avvenuta in inverno. La conducibilità mostra gli stessi risultati rilevati per la salinità, confermando quindi il trend stagionale. Anche per questo parametro le eterogeneità temporali osservate sono tra le stagioni estreme, inverno ed estate, e tra la primavera e l'estate. Per l'ossigeno, il test dell'ANOVA ad una via ha rilevato differenze temporali significative tra le date di prelievo. Le principali variazioni di questo parametro sono tra l'inverno e l'estate, quando vengono raggiunti i valori minimi di saturazione di O₂.

ANOVA STAZIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	95,66460	48	235,7766	0,40574	0,84244
ANOVA STAGIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	2	3256,160	51	103,5937	31,43204	0,000000
Tukey HSD test		Inverno	-	-	-	
		Primavera	0,01265	-	-	
		Estate	0,00012	0,00114	-	

Tab. 32 – Anova ad una via (stazioni, stagioni) condotto sui dati di salinità e risultati del HSD test di Tukey.

ANOVA STAZIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	1270,565	43	724,8116	1,752959	0,143125
ANOVA STAGIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	2	10845,23	46	344,1144	31,51636	0,000000
Tukey HSD test		Inverno	-	-	-	
		Primavera	0,000909	-	-	
		Estate	0,000128	0,027618	-	

Tab. 33 – Anova ad una via (stazioni, stagioni) condotto sui dati di conducibilità e risultati del HSD test di Tukey.

ANOVA STAZIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	5	10,35065	44	7,171965	1,443210	0,227880
ANOVA STAGIONI	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
	2	35,78058	47	6,292735	5,686014	0,006145
Tukey HSD test		Inverno	-	-	-	
		Primavera	0,633812	-	-	
		Estate	0,004429	0,168519	-	

Tab. 34 – Anova ad una via (stazioni, stagioni) condotto sui dati di O₂ disciolto (mg l⁻¹) e risultati del HSD test di Tukey.

I dati chimico-fisici sono stati sottoposti ad una analisi delle componenti principali. Il primo asse spiega la maggior parte della varianza del sistema (71,5%) e il primo ed il secondo asse insieme rappresentano l'86,7 % della varianza totale. Sul primo asse, le variabili che contribuiscono maggiormente all'ordinamento dei punti campione sono la conducibilità (-0,68), la temperatura (-0,51) e la salinità (-0,48); sul secondo asse le variabili sono l'ossigeno disciolto (-0,52) e di nuovo temperatura (0,49). I campioni formano dei raggruppamenti omogenei costituiti dai punti prelevati nello stesso mese di campionamento e ordinati sul primo asse, almeno all'estremità più positiva, secondo la successione dei mesi di campionamento a partire da dicembre 2004, i cui campioni sono collocati all'estremità dell'asse CA1. A partire da aprile 2005, la situazione sembra cambiare

in quanto non c'è più una chiara separazione temporale in quanto si forma una nuvola di punti contenente la maggior parte dei campioni ordinati ancora secondo la sequenza dei mesi dall'inverno all'estate. Il secondo asse ha effetto nel chiarire l'ordinamento di questa nuvola di punti-campione infatti all'estremità positiva di CA2 si collocano i campioni prelevati nella st. 1 mentre all'estremità opposta dell'asse troviamo i campioni prelevati nella parte più interna dell'impianto.

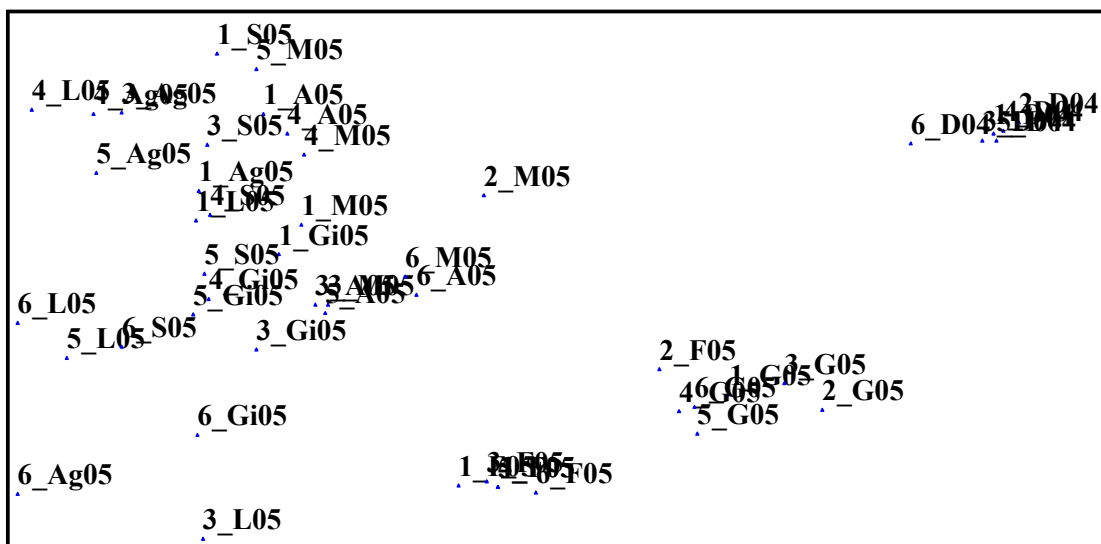


Fig. 30 – Analisi delle componenti principali condotta sui parametri chimico-fisici delle acque. I campioni sono identificati tramite un'etichetta costituita da tre elementi, il primo numero indica la stazione di prelievo, la lettera indica il mese di prelievo (G: gennaio, F: febbraio, M: marzo, A: aprile, Ma: maggio; Gi: giugno, L: luglio, Ag: agosto, S: settembre, O: ottobre, N: novembre, D: dicembre).

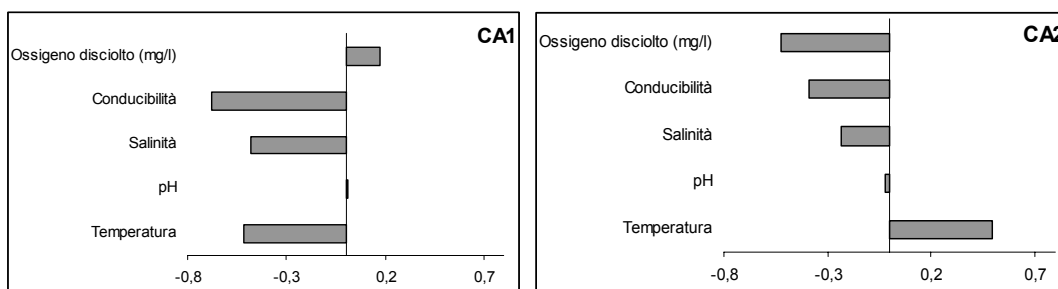


Fig. 31 – Contributi delle singole variabili su ciascun asse.

4.10 Comunità bentonica e disturbo ambientale

Di seguito vengono esposti i dati sulla comunità bentonica raccolti a partire da dicembre 2004 fino a settembre 2005. In questa seconda campagna di monitoraggio sono state esaminate tre delle sei stazioni studiate nel corso del 2003 / 04. In particolare le stazioni, in cui si è effettuato il prelievo del benthos, sono la st. 1, la st. 2 e la st. 6.

4.10.1 La fauna

Nelle tre stazioni campionate a partire da dicembre 2004, sono stati raccolti complessivamente 13 specie, di cui 5 appartenenti al phylum dei Molluschi, 4 al phylum degli Anellidi e 4 al phylum degli Artropodi. Tutte le specie identificate in questa seconda campagna di monitoraggio erano state già identificate nel precedente campionamento. Un'eccezione è rappresentata dal polichete *C. capitata*, del quale non sono stati raccolti esemplari. Nel corso dei sei campionamenti sono stati raccolti complessivamente 8187 individui, la cui ripartizione tra i phyla è riportata nelle figure seguenti. La specie predominante per densità dei popolamenti è il mollusco gasteropode *Hydrobia* spp., seguito dalle larve di Chironomidi e dal crostaceo anfipode *C. insidiosum*. Discretamente rappresentate sono le specie *A. segmentum* e *C. glaucum*. Tra i policheti la densità più alta è per la specie *S. decoratus*, essendo le altre rappresentate da un esiguo numero di esemplari.

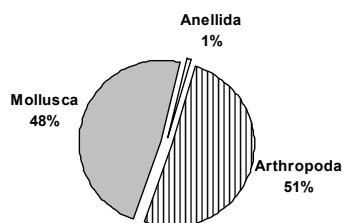


Fig. 32 - Ripartizione percentuale degli individui nei vari phyla

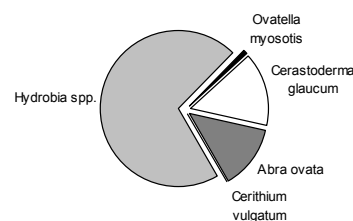


Fig. 33 – Ripartizione degli individui raccolti tra i Molluschi

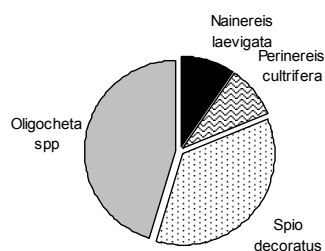


Fig. 34 – Ripartizione degli individui raccolti tra i Policheti

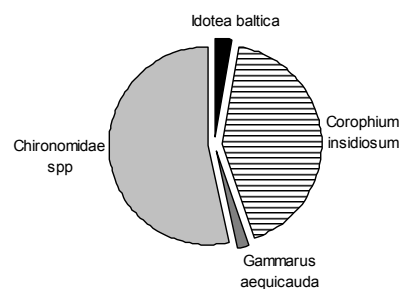


Fig. 35 - Ripartizione degli individui raccolti tra gli Artropodi

Confrontando i dati delle due campagne di monitoraggio, è possibile effettuare alcune considerazioni sui cambiamenti rilevati nella comunità bentonica. Il numero di taxa osservati è rimasto pressochè costante. Solo una specie non è stata più raccolta, il polichete *C. capitata* che, nel periodo precedente l'alluvione, era rappresentata da 297 individui nelle tre stazioni comuni ai due periodi di monitoraggio. Rispetto al 2003/04, è scesa quindi la proporzione dei Policheti. Inoltre il numero degli Oligocheti e delle larve di Chironomidi è risultato ridotto. Nel primo periodo di monitoraggio erano stati raccolti 1077 esemplari di Policheti distribuiti tra 4 specie, nel secondo periodo sono stati osservati solo 75 individui distribuiti in 3 specie. Gli Oligocheti sono praticamente scomparsi dalle vasche esaminate, essendo rappresentati da soli 34 individui, contro i 1061 del precedente periodo. Per quanto riguarda le larve di Chironomidi, queste sono passate da 3922 individui a 2231. Tuttavia questo taxa è divenuto il secondo per abbondanza nella comunità bentonica. Altri taxa hanno invece aumentato la loro abbondanza tra gli organismi bentonici di fondo molle nelle saline di Tarquinia. Tra questi si segnalano i molluschi gasteropodi, con l'esplosione delle popolazioni di *Hydrobia* spp., e gli anfipodi, con la specie *C. insidiosum* che raggiunge densità più elevate di quelle osservate precedentemente. Le specie più importanti vengono analizzate nel dettaglio nel paragrafo successivo con particolare riferimento alle variazioni di densità.

Di seguito si riportano le tabelle con la densità media di ciascuna specie in ogni stazione e in ogni periodo di campionamento.

	St. 1		St. 2		St. 3	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>						
<i>Hydrobia</i> spp.	944 ±	721	550 ±	533		
<i>Ovatella myosotis</i>						
<i>Cerastoderma glaucum</i>	17 ±	9	11 ±	11		
<i>Abra ovata</i>			22 ±	22		
<i>Nainereis laevigata</i>	22 ±	22				
<i>Perinereis cultrifera</i>	5 ±	5				
<i>Spio decoratus</i>	33 ±	33				
<i>Capitella capitata</i>						
Oligochaeta spp						
<i>Idotea baltica</i>	22 ±	22				
<i>Corophium insidiosum</i>	1733 ±	1733				
<i>Gammarus aequicauda</i>	22 ±	22				
Chironomidae spp	139 ±	72			1694 ±	109

Tab. 35 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di dicembre 2004

	St. 1		St. 2		St. 3	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>	6±	6				
<i>Hydrobia</i> spp.	22±	15	44±	29		
<i>Ovatella myosotis</i>	17±	10	61±	61		
<i>Cerastoderma glaucum</i>	11±	11	22±	22		
<i>Abra ovata</i>						
<i>Nainereis laevigata</i>			11±	11		
<i>Perinereis cultrifera</i>	6±	6				
<i>Spio decoratus</i>			6±	6		
<i>Capitella capitata</i>						
<i>Oligochaeta</i> spp						
<i>Idotea baltica</i>	56±	47				
<i>Corophium insidiosum</i>	1139±	1031				
<i>Gammarus aequicauda</i>	117±	117	6±	6		
<i>Chironomidae</i> spp	128±	104			150±	98

Tab. 36 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di febbraio 2005

	St. 1		St. 2		St. 3	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>	6±	6				
<i>Hydrobia</i> spp.			111 ±	15	17 ±	10
<i>Ovatella myosotis</i>	39±	11	6 ±	6		
<i>Cerastoderma glaucum</i>	22±	6	11 ±	11		
<i>Abra ovata</i>	6±	6	6 ±	6		
<i>Nainereis laevigata</i>						
<i>Perinereis cultrifera</i>	6	6				
<i>Spio decoratus</i>						
<i>Capitella capitata</i>						
<i>Oligochaeta</i> spp			6 ±	6		
<i>Idotea baltica</i>	194 ±	112				
<i>Corophium insidiosum</i>	344 ±	157	6 ±	6		
<i>Gammarus aequicauda</i>	44 ±	20	11 ±	6		
<i>Chironomidae</i> spp	411 ±	209	28 ±	20	1200 ±	671

Tab. 37 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di marzo 2005

	St. 1		St. 2		St. 3	
	media	e.s.	media	e.s.	Media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>						
<i>Hydrobia</i> spp.	17 ±	10	130 ±	613	11 ±	11
<i>Ovatella myosotis</i>			11 ±	11		
<i>Cerastoderma glaucum</i>			11 ±	11	39 ±	24
<i>Abra ovata</i>			28 ±	28		
<i>Nainereis laevigata</i>						
<i>Perinereis cultrifera</i>	6 ±	6	11 ±	11		
<i>Spio decoratus</i>						
<i>Capitella capitata</i>						
<i>Oligochaeta</i> spp						
<i>Idotea baltica</i>	89 ±	15				
<i>Corophium insidiosum</i>	4111 ±	2867			6 ±	6
<i>Gammarus aequicauda</i>	128 ±	68	6 ±	6		
<i>Chironomidae</i> spp	2178 ±	1028	50 ±	19	1300 ±	319

Tab. 38 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di aprile 2005

	St. 1		St. 2		St. 3	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>						
<i>Hydrobia</i> spp.	444 ±	222	2117 ±	555	3606 ±	1341
<i>Ovatella myosotis</i>			11 ±	6		
<i>Cerastoderma glaucum</i>			150 ±	92	2878 ±	2088
<i>Abra ovata</i>			100 ±	54	2478 ±	1657
<i>Nainereis laevigata</i>						
<i>Perinereis cultrifera</i>						
<i>Spio decoratus</i>	28	28	6 ±	6		
<i>Capitella capitata</i>						
Oligochaeta spp						
<i>Idotea baltica</i>	244 ±	127	6 ±	6		
<i>Corophium insidiosum</i>	2389 ±	2101				
<i>Gammarus aequicauda</i>	83 ±	42	6 ±	6	661 ±	216
Chironomidae spp	1167 ±	323	856 ±	100	661 ±	216

Tab. 39 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di luglio 2005

	St. 1		St. 2		St. 3	
	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Cerithium vulgatum</i>						
<i>Hydrobia</i> spp.	944 ±	721	550 ±	533		
<i>Ovatella myosotis</i>						
<i>Cerastoderma glaucum</i>	17 ±	9	11 ±	11		
<i>Abra ovata</i>			22 ±	22		
<i>Nainereis laevigata</i>	22 ±	22				
<i>Perinereis cultrifera</i>	5 ±	5				
<i>Spio decoratus</i>	33 ±	33				
<i>Capitella capitata</i>						
Oligochaeta spp						
<i>Idotea baltica</i>	22 ±	22				
<i>Corophium insidiosum</i>	1733 ±	1733				
<i>Gammarus aequicauda</i>	22 ±	22				
Chironomidae spp	139 ±	72			1694 ±	109

Tab. 40 – Densità media dei popolamenti (ind. m⁻²) nelle sei stazioni di campionamento nel mese di ottobre 2005

4.11 Struttura dei popolamenti

Di seguito è illustrato nel dettaglio l'andamento della densità degli individui delle specie più abbondanti successivamente l'alluvione nelle tre stazioni esaminate.

4.11.1 *Hydrobia* spp.

Questa specie mostra un decremento della densità dei popolamenti nei mesi immediatamente successivi l'alluvione, in tutte le stazioni esaminate, anche se le popolazioni si riprendono efficacemente nel breve periodo. La densità di questa specie subisce delle fluttuazioni in tutte e tre i siti di campionamento. I valori di densità minimi per tutto il periodo di studio ricadono proprio nei mesi di febbraio e marzo 2005 nella st. 1 (0 ind. m^{-2}) e nel mese di dicembre 2004 e febbraio 2005 nella st. 3 (0 ind. m^{-2}). Nella st. 1 il massimo di densità viene registrato nella primavera del 2004, poi la popolazione subisce un progressivo declino in densità fino a raggiungere i valori minimi nell'inverno successivo all'alluvione. Qui non si notano segnali di ripresa della densità di questa gasteropode. Nella st. 2, dopo l'alluvione, la densità più bassa di tutto il periodo di studio corrisponde a $44 \pm 29 \text{ ind. m}^{-2}$, rilevati nel mese di febbraio 2005. Mentre i valori massimi di densità sono stati osservati nel mese di ottobre 2005 ($3100 \pm 2100 \text{ ind. m}^{-2}$). Tra questi due mesi, si osserva una progressiva ripresa della densità della popolazione che presenta perlopiù valori più elevati del precedente periodo. Del tutto analoga è la situazione nella st.3, dove la popolazione di questo gasteropode, spesso assente nei campioni prelevati prima del dicembre 2004, esplode nell'estate e nell'autunno 2005 con un picco di densità a luglio 2005 ($3606 \pm 1341 \text{ ind. m}^{-2}$). In relazione alle variabili delle acque esaminate, si rileva che il massimo tenore salino al quale è stata ritrovata questa specie corrisponde a 77 ‰ (densità: $61 \pm 38 \text{ ind. m}^{-2}$) mentre la massima temperatura è di $28,7^\circ\text{C}$ (densità: $3606 \pm 1341 \text{ ind. m}^{-2}$). Relativamente all'ossigeno disciolto, si rileva che la minima percentuale di saturazione alla quale sono stati reperiti individui è pari al 28% (densità: $1327 \pm 516 \text{ ind. m}^{-2}$). Le densità media osservate per questo taxa sono simili a quelle rilevate in ambienti parali mediterranei iperalini o caratterizzati da elevata trofia (Gianguzza, 2001, Mistri *et al.*, 2000, Mistri *et al.*, 2001) ma inferiore a quella rilevata in ambienti simili atlantici (Drake & Arias, 1995, Bachelet *et al.*, 2000, Amaral & Costa, 1999). Le fluttuazioni stagionali presentano picchi di densità diversi per ciascun sito di indagine, primaverile nella st. 1, autunnale, nella st. 2 ed estivo nella st. 3, indicando che probabilmente la riproduzione avviene più volte nel corso dell'anno e che esistono diversi fattori chimico-fisici che influenzano la colonizzazione e la sopravvivenza delle larve. La popolazione risulta stabile nel tempo sia nella st. 1 che nella st. 2, ampiamente colonizzate da *Ruppia* sp. e *Cymodocea* sp., che forniscono un rifugio dai predatori ed aumentano la disponibilità trofica per la presenza di microalghe epifite.

L'elevato numero di individui raccolti nella stagione estiva ed autunnale nella st. 3, è di difficile spiegazione soprattutto se si considera che questa specie, in questa stazione, prima dell'alluvione era quasi completamente assente. Ciò si potrebbe correlare ad una competizione interspecifica con i Chironomidi, competitori per le risorse alimentari, che presentano una popolazione ridotta. Oppure ad una maggiore disponibilità di particelle alimentari di piccole dimensioni sedimentate sul fondo della vasca successivamente l'alluvione. Un notevole incremento della densità in seguito ad un evento di disturbo è stata osservata nella laguna di Drana (Kevrekidis *et al.*, 2000) quando, in seguito ad un periodo di essiccamento della laguna, si è assistito ad un consistente aumento dell'abbondanza degli individui di *Hydrobia* spp.. Un meccanismo utilizzato dalle varie specie di *Hydrobia* spp. per superare i periodi critici consiste nello scavare nel sedimento e nel rimanere isolati nella conchiglia tramite la chiusura dell'opercolo. Alcuni studi indicano la coesistenza di diverse specie appartenenti al genere Hydrobiidae negli habitat salmastri costieri (Arias & Drake, 1995). Alcune ricerche condotte sulla distribuzione delle specie *H. ventrosa*, *H. neglecta* ed *H. acuta*, sono stati condotti nella Baia di Cadiz (Arias & Drake, 1995), zona umida iperalina. In quest'ambito sono state rilevate delle variazioni nella scelta dell'habitat da parte delle diverse specie correlate con la temperatura, la disponibilità trofica e la salinità. In relazione alla salinità dell'acqua è risultato che *H. ventrosa* preferisce acque con salinità più bassa rispetto a *H. neglecta* ed *H. acuta*. Mentre quest'ultima tollera concentrazione saline più elevate rispetto alle altre due specie. Inoltre *H. neglecta* si colloca in posizione intermedia tra le due, mostrando però un maggiore grado di adattamento per le condizioni ambientali variabili e per la presenza della vegetazione sommersa. *H. ventrosa* e *H. neglecta* si collocano nelle aree dove il substrato ha un minore contenuto di sabbia e, quindi, un più alto contenuto di particelle sufficientemente piccole da poter essere ingerite da questi molluschi. Queste due specie presentano dimensioni diverse per gli stadi giovanili. La prima infatti è in genere leggermente più lunga della seconda. Nelle saline di Tarquinia sono stati raccolti individui di *Hydrobia* spp. a partire da salinità simile a quella del mare (st. 1) fino a valori di salinità intorno al 70 ‰ nelle stazioni più interne. Nella prima campagna di monitoraggio, questo mollusco era più abbondante nelle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina. Dopo l'alluvione si è rilevato un generale incremento della densità di *Hydrobia* spp. più accentuato nelle vasche più interne tra quelle campionate. Si rileva quindi una ridistribuzione spaziale delle popolazioni, con una maggiore penetrazione ed un maggior tasso di colonizzazione nelle vasche più interne delle saline. Quanto osservato può essere correlato sia alla riduzione di salinità che ha interessato tutta l'area studiata sia al ridimensionamento della popolazione delle larve di Chironomidi, che rappresentano dei buoni competitori per le risorse trofiche (Arias & Drake, 1995). Nelle saline di Tarquinia, non si può tuttavia escludere la presenza

di diverse specie appartenenti al genere *Hydrobiidae*, adattate a diverse concentrazioni saline, anche in relazione al fatto che gli esemplari raccolti presentavano dimensioni diverse. La riduzione della salinità potrebbe aver favorito una delle specie sopraindicate. Quanto esposto richiede ulteriori approfondimenti anche in relazione al fatto che queste specie possono produrre degli ibridi, generalmente più resistenti nei confronti di condizioni ambientali avverse.

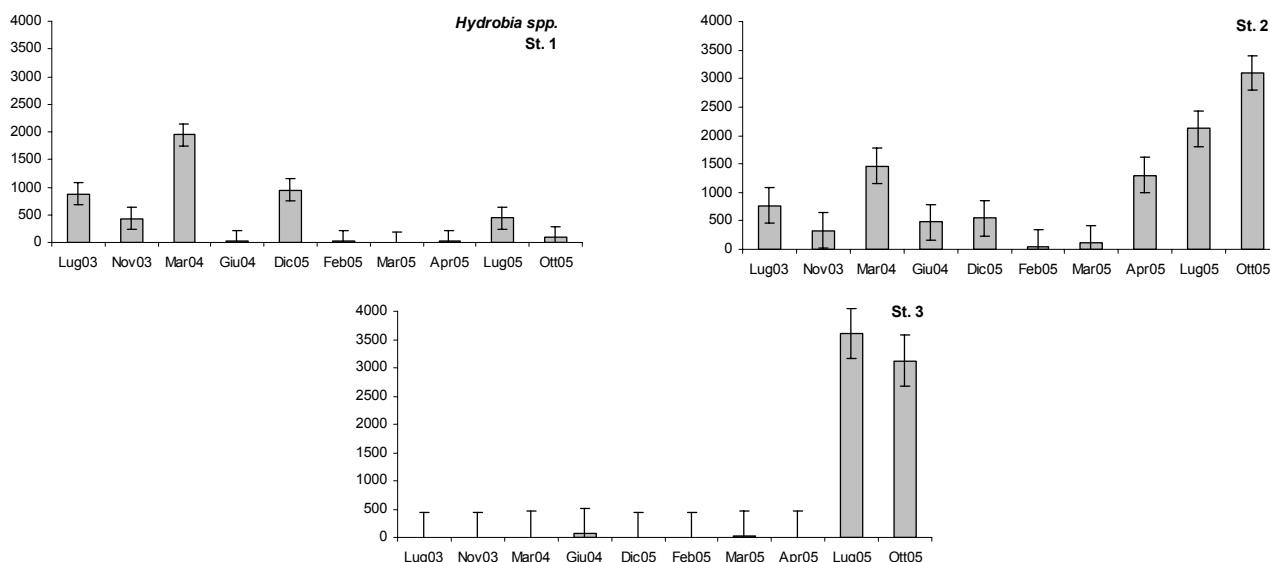


Fig 36 - Andamento temporale della densità di *Hydrobia* spp. per tutto il periodo di indagine nei tre siti di campionamento.

4.11.2 *Cerastoderma glaucum*

Si è osservato che la popolazione di questo bivalve subisce evidenti fluttuazioni stagionali. Sono stati rilevati due picchi di densità: uno nel periodo estivo, in tutte le stazioni esaminate, ed un secondo, nel periodo autunnale, nella st. 2. I valori minimi di densità sono stati rilevati durante l'inverno 2005 sia nella st. 1 (0 ind. m⁻²), dove la popolazione addirittura scompare a partire da aprile 2005, sia nella st. 3 (0 ind. m⁻²), dove non sono stati raccolti esemplari nei mesi di dicembre 2004, febbraio e marzo 2005. Nella st. 2 invece questa specie è presente in tutti i campioni. Il valori elevati di densità relativi al mese di luglio 2005 nelle st. 2 e nella st. 3 sono legati alla presenza di individui di piccola taglia, presumibilmente dei giovani derivanti dal periodo riproduttivo primaverile. Nella st. 3, gli esemplari di questa specie scompaiono subito dopo l'estate ad indicare come gli stadi giovanili siano estremamente suscettibili alle condizioni estreme presenti durante la stagione calda dove possono essere raggiunti i 29 °C di temperatura e il 70 % di salinità. In relazione ai valori di alcuni parametri ambientali, si rileva che la massima concentrazione salina delle acque alla quale sono stati raccolti individui corrisponde al 77 % (densità: 344 ± 177 ind. m⁻²). Per la temperatura il valore massimo, al quale questa specie è stata ritrovata, è di 28,7 °C (densità: 2878 ± 2088 ind. m⁻²). Per l'ossigeno disciolto si rileva che il valore più basso al quale erano presenti individui vivi corrisponde al 28 % di

saturazione (densità: 538 ± 290 ind. m⁻²). La densità media rilevata in tutto il periodo di studio risulta inferiore a quella rilevata in ambienti paralici atlantici (Arias & Drake, 1994, Labourg & Lasserre, 1980). E' più alta invece di quella osservata in altri ambienti iperalini mediterranei (Gianguzza *et al.*, 2001, Gontikaki *et al.*, 2003) e nei sistemi lagunari eutrofici dell'alto adriatico (Mistri *et al.*, 2000, Mistri *et al.*, 2001).

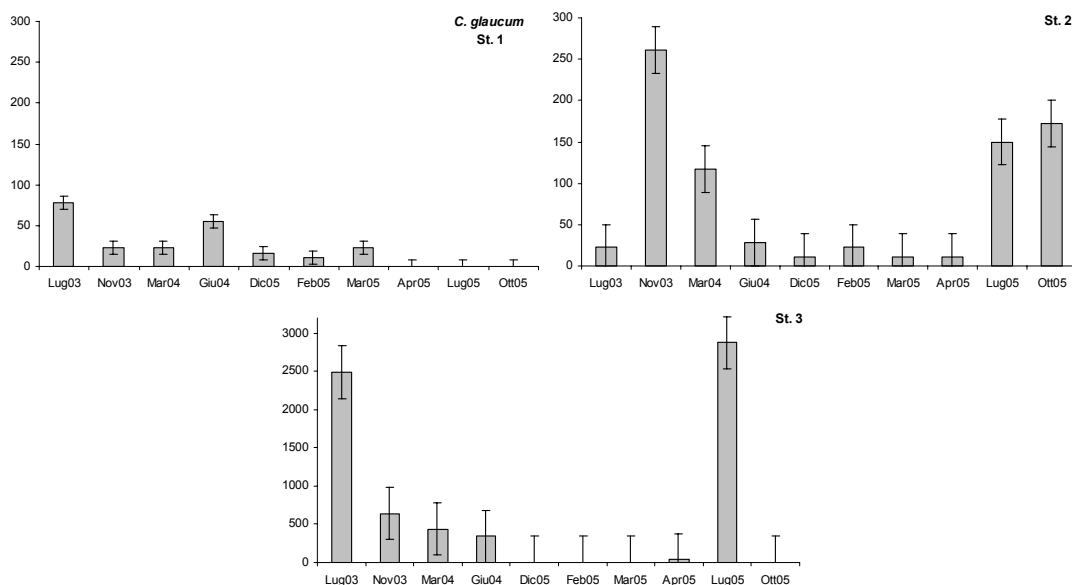


Fig 37 - Andamento temporale della densità di *C. glaucum* per tutto il periodo di indagine nei tre siti di campionamento.

4.11.3 *Abra ovata*

Questa specie presenta i valori minimi di densità durante l'inverno 2004/2005 in tutti i siti di campionamento. Infatti non sono stati raccolti esemplari nel mese di dicembre 2004 e febbraio 2005 nella st. 1, nel mese di febbraio 2005 nella st. 2 e nel mese di dicembre 2004, febbraio, marzo, aprile 2005 nella st. 3. I valori massimi di densità sono stati registrati in mesi diversi a seconda delle stazioni. In tutti i siti la popolazione sembra riprendersi a luglio ed ottobre 2005. Il massimo di densità successivo all'alluvione si rileva nella st. 3 con 2478 ± 1657 ind. m⁻², anche in questo caso si tratta di individui di piccola taglia che probabilmente, insediatesi con successo dopo lo sviluppo larvale, sono stati poi selezionati negativamente dalle estreme condizioni ambientali estive. Sia nella st. 1 che nella st. 2, i valori medi di densità osservati nel periodo primaverile del 2005 sono inferiori a quelli rilevati nello stesso periodo nel 2004. In questa due siti questo bivalve sembra aver risentito dei cambiamenti ambientali legati all'alluvione. Nella st. 3 la situazione è diversa. Si osserva infatti un esplosione della popolazione non paragonabile ai valori medi precedenti. In relazione ai parametri ambientali, il valore più elevato di concentrazione salina per il quale è presente questa specie corrisponde al 77 ‰ (densità: 161 ± 136 ind. m⁻²), per la temperatura questo valore è di 28,7 °C (densità: 2478 ± 1657). Per quanto riguarda la minima concentrazione di ossigeno disciolto alla quale

sono stati ritrovati individui corrisponde a 28 % di saturazione (densità: 61 ± 44 ind. m^{-2}). La densità media rilevata per tutto il periodo di studio è più bassa di quella delle saline di Trapani (Gianguzza *et al*, 2001) e più alta di quella osservata in ambienti paralici (Mistri *et al*, 2001, Arias & Drake, 1994, Latypov *et al*, 2002), anche se è legata soprattutto alla presenza degli stadi giovanili.

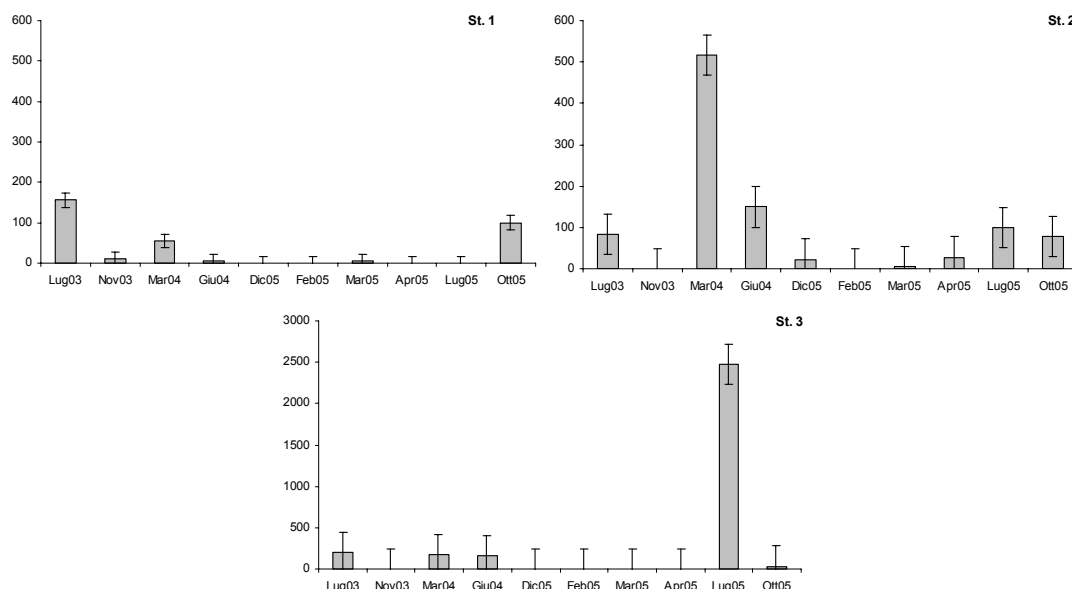


Fig 38 - Andamento temporale della densità di *A. ovata* per tutto il periodo di indagine nei tre siti di campionamento

4.11.4 *Spio decoratus*

Questo polichete mostra un evidente calo della densità nella st. 1 e nella st. 2 (nella st. 3 è assente in tutti i campioni esaminati) durante l'inverno 2004 /05. I massimi di densità si riscontrano nel corso della prima campagna di campionamento, quando si è rilevata una densità media di 776 ± 257 ind. m^{-2} nella st. 1 e di 36 ± 25 ind. m^{-2} nella st. 2. Questa specie sembra scomparire completamente dall'area studiata nell'inverno 2005 da entrambe i siti. Alcuni individui vengono raccolti a partire dall'estate successiva. Complessivamente erano stati raccolti 596 individui nel periodo luglio 2003 – giugno 2004 mentre solo 27 nel periodo dicembre 2004 – ottobre 2005. Un medesimo e drastico calo di densità è stato registrato nel complesso per tutte le specie di policheti nelle stazioni investigate. Per quanto concerne i parametri delle acque, si registra che il massimo tenore salino al quale sono stati raccolti individui di questa specie corrisponde a 45 ‰ (densità: 6 ± 6 ind. m^{-2}). Per quanto concerne la temperatura, il massimo valore di questo parametro al quale è stato raccolto questo polichete è $27,1^{\circ}C$ (densità: 6 ± 6 ind. m^{-2}). Relativamente all'ossigeno disciolto, il valore più basso a cui è stato raccolto è pari a 42 % di saturazione (densità: 544 ± 425 ind. m^{-2}). La densità media per tutto il periodo di studio è superiore rispetto a quella rilevata in comunità bentoniche di ambienti paralici eutrofici dell'adriatico (Mistri *et al*, 2000, Mistri *et al*, 2001, Mistri *et al*, 2002).

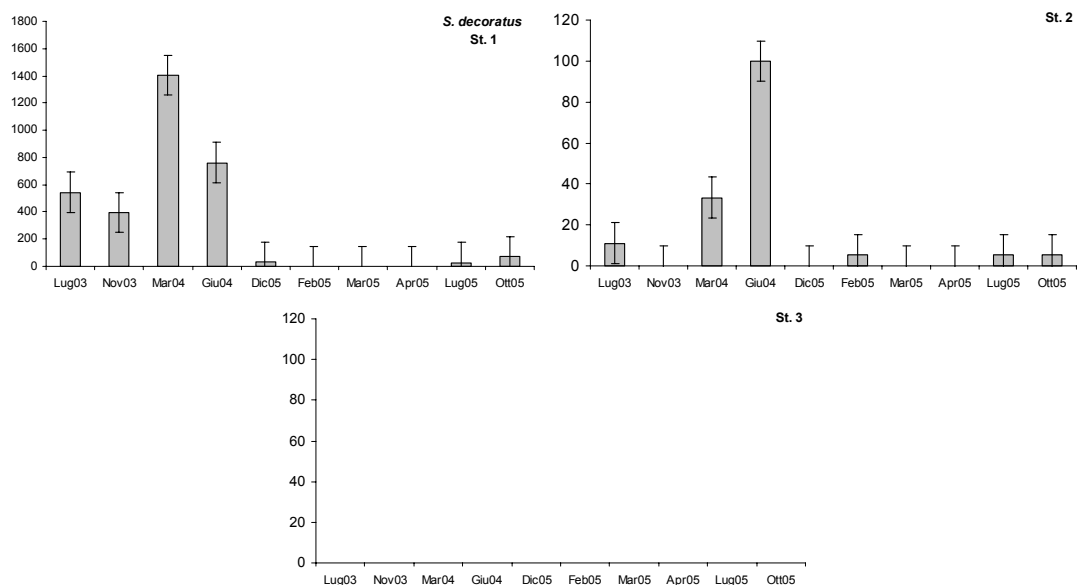


Fig 39 - Andamento temporale della densità di *S. decoratus* per tutto il periodo di indagine nei tre siti di campionamento.

4.11.5 *Corophium insidiosum*

Questo anfipode è completamente assente in due delle tre stazioni campionate. Infatti costituisce una popolazione stabile nel tempo solo nella st. 1. La densità presenza delle variazioni stagionali irregolari, con evidenti picchi nella stagione primaverile, così come già osservato in altre ricerche condotte nei laghi costieri pontini (Tamarelli, 1986). Il massimo di densità viene rilevato ad aprile 2005 quando nella vasca a diretto collegamento con la Foce di Ponente, si osserva un numero di individui pari a 4111 ± 2867 ind. m⁻². Il minimo di densità è stato invece rilevato nel mese di ottobre 2005 quando non sono stati raccolti esemplari di questa specie. Complessivamente sono stati raccolti 2369 individui. In ambiente lagunare, questa specie popola in genere le zone più interne e instabili, o le aree con elevato carico organico (Tamarelli, 1986). Il fatto che non sia stato raccolto nelle st. 2 potrebbe essere legato ad una minore disponibilità trofica. Nella sacca di Goro è presente in quelle aree dove è maggiore l'azione delle correnti (Mistri *et al.*, 2001). La sua assenza nella st. 3 potrebbe essere correlata alla assenza di macrofite acquatiche, le quali costituiscono un habitat privilegiato per questo crostaceo funzionando come una trappola per il detrito. In relazione ai parametri ambientali, si rileva quanto segue: il valore più elevato di salinità al quale è stato rinvenuto questo crostaceo corrisponde al 42 ‰ (densità: 2389 ± 2110 ind. m⁻²), il massimo valore di temperatura corrisponde a 27,3 °C (densità: 2389 ± 2110 ind. m⁻²). Per quanto riguarda l'ossigeno disciolto, il valore più basso per il quali sono stati raccolti individui corrisponde a 42 % di saturazione (densità: 177 ± 177 ind. m⁻²). La densità media per tutto il periodo di studio è più bassa di quella rilevata in ambienti lagunari o in laghi costieri eutrofici (Mistri *et al.*, 2000, Bachelet *et al.*, 2000, Tamarelli, 1986).

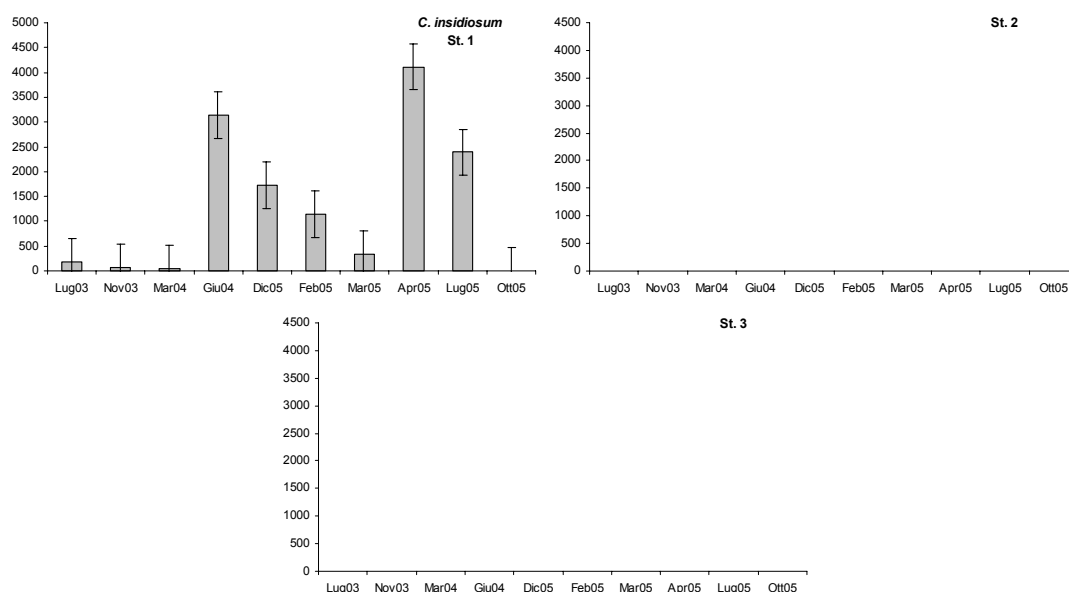


Fig 40 - Andamento temporale della densità di *C. insidiosum* per tutto il periodo di indagine nei tre siti di campionamento.

4.11.6 Larve di Chironomidi

La densità di questo taxa presenta notevoli fluttuazioni temporali con un andamento spesso molto diverso tra le stazioni esaminate. Per quanto riguarda i valori di densità più elevati, questi sono stati raggiunti in periodi diversi nei vari siti di prelievo. Si rileva infatti il massimo di densità in primavera (aprile 2005) nella st. 1, durante l'autunno (novembre 2003) nella st. 2 ed all'inizio dell'estate (giugno 2004) nella st. 3. I popolamenti presentano densità molto basse durante l'inverno 2004/05. In particolare, ciò avviene a febbraio 2005 (densità: 128 ± 104 ind. m⁻²) nella st. 1, a dicembre 2004 e marzo 2005 (0 ind. m⁻²) nella st. 2 ed a febbraio 2005 (densità: 150 ± 98 ind. m⁻²) nella st. 3. Solo nel caso delle st. 1, dove la densità oscilla considerevolmente, questi valori minimi di densità non corrispondono ai valori più bassi per tutto il periodo di indagine. Nella st. 2, la densità ha un andamento poco pronunciato se si escludono i due picchi relativi all'autunno del 2003 ed all'estate del 2005.. Nella st. 3 si registrano due picchi di densità entrambi nella prima campagna di monitoraggio, uno a luglio 2003 e l'altro a giugno 2004. C'è da dire che la st. 3 presenta spesso un popolamento monospecifico, costituito appunto da larve di Chironomidi. Ciò è indice di condizioni estreme, ben tollerate da questo taxa, il quale da origine spesso a popolazioni numerose, tipico dei taxa opportunisti. Per quanto concerne i parametri delle acque, il massimo valore di salinità a cui sono stati raccolti corrisponde al 77 ‰ (densità: 7927 ± 1709 ind. m⁻²), per la temperatura questo valore corrisponde a 28,7 °C (densità: 661 ± 216 ind. m⁻²). Per l'ossigeno il minimo valore al quale sono state ritrovate le larve di Chironomidi corrisponde al 28 % di saturazione (densità: 1000 ± 500 ind. m⁻²).

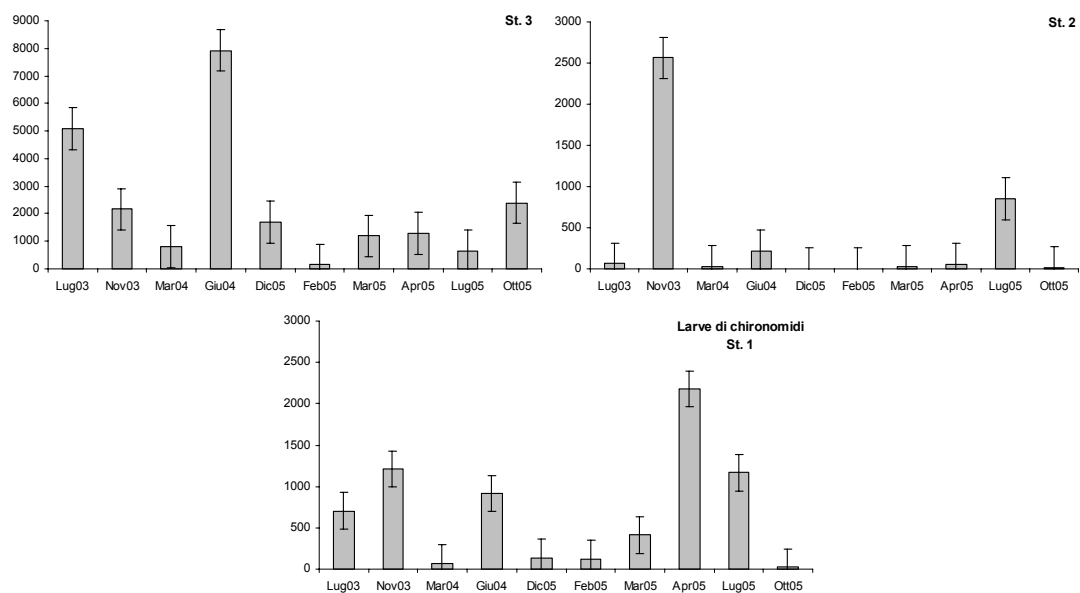


Fig 41 - Andamento temporale della densità delle larve di Chironomidi per tutto il periodo di indagine nei tre siti di campionamento.

4.12 Analisi della comunità bentonica

4.12.1 Diversità

La struttura della comunità macrobentonica è stata descritta attraverso i seguenti indici: numero di taxa, abbondanza totale, indice di Shannon (H), Simpson (D), Evenness (E), Margalef (D). Il numero medio di taxa mostra un crollo a partire da dicembre 2004 in tutte le stazioni di campionamento. Infatti i valori durante la seconda campagna di monitoraggio sono nettamente inferiori rispetto a quelli rilevati durante la prima campagna di campionamento. Si nota un aumento del numero di taxa raccolti nei mesi primaverili seguito da un nuovo declino in corrispondenza dell'estate. Per quanto riguarda variazioni nell'andamento tra le singole stazioni, si osserva come la st. 1 e la st. 2 sembrano non avere recuperato completamente i livelli di diversità precedenti l'alluvione nel corso del periodo esaminato. Mentre nella st. 3 si rileva un trend diverso, infatti alla fine dell'estate 2005 avviene un recupero completo del numero di taxa medio.

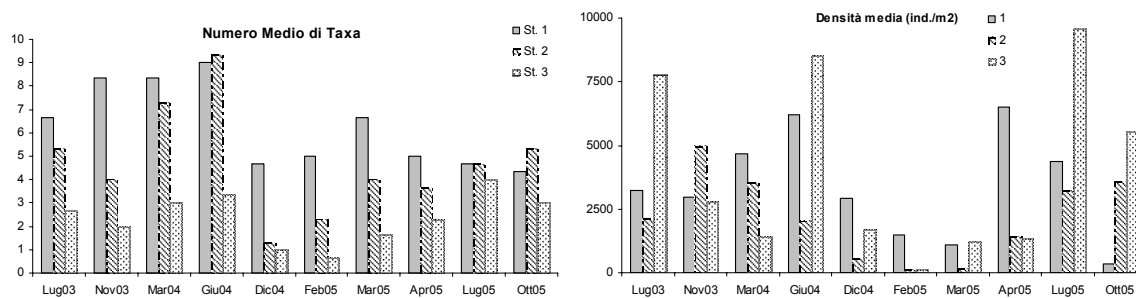


Fig. 42 – Andamento del numero medio di specie e della densità in ciascun sito di indagine.

La densità media di individui al metro quadro subisce un netto crollo a partire dal mese dicembre 2004. Nel corso del periodo di studio i valori minimi, per due delle tre stazioni studiate, sono stati rilevati proprio nell'inverno 2004/05. In particolare ciò è avvenuto nel mese di febbraio 2005 sia nella st. 2 sia nella st. 3. Mentre nella st. 1, la densità minima corrisponde al campione di ottobre 2005. Nella st. 1 e nella st. 3 si osservano un picco di densità corrispondente alla stagione primaverile, in genere compreso tra i mesi di marzo e giugno. Nella stazione 2 la situazione è differente in quanto il massimo di densità si rileva durante la stagione autunnale. Questi diversi andamenti sono legati alla presenza di diversi gruppi di specie nelle diverse vasche studiate, con alcune differenze tra anni di campionamento. Nella st. 1 infatti il primo picco di densità è associato alla presenza di *C. insidiosum* e di alcune specie di Policheti mentre, nel secondo anno di campionamento, è legato alla presenza delle larve di Chironomidi, oltre che dell'anfipode *C. insidiosum*. Per quanto riguarda la st. 3, nel corso della prima campagna di campionamento, il massimo di densità è legato alla presenza di numerosi esemplari di *C. glaucum* e delle larve di Chironomidi. Durante la seconda campagna di monitoraggio, sempre nella st. 3, insieme alla larve di Chironomidi sono stati identificati numerosi individui del gasteropode *Hydrobia* spp..

relativamente alla st. 2 si rileva che il picco autunnale di densità, osservato nel mese di novembre 2003, è legato alla presenza delle larve di Chironomidi e degli Oligocheti. Durante la seconda campagna di campionamento, è presente di nuovo un picco di densità, meno evidente del primo, in corrispondenza dell'autunno. Questa ripresa dei valori è legata alla presenza di *C. glaucum* e degli Oligocheti. Si può inoltre notare come i livelli di densità espressi da questa stazione siano mediamente inferiori rispetto a quelli delle altre due.

Per tutti gli indici di comunità, si osserva un andamento temporale simile in tutte le stazioni di campionamento con evidenti variazioni durante il periodo di studio (luglio 2003–ottobre 2005).

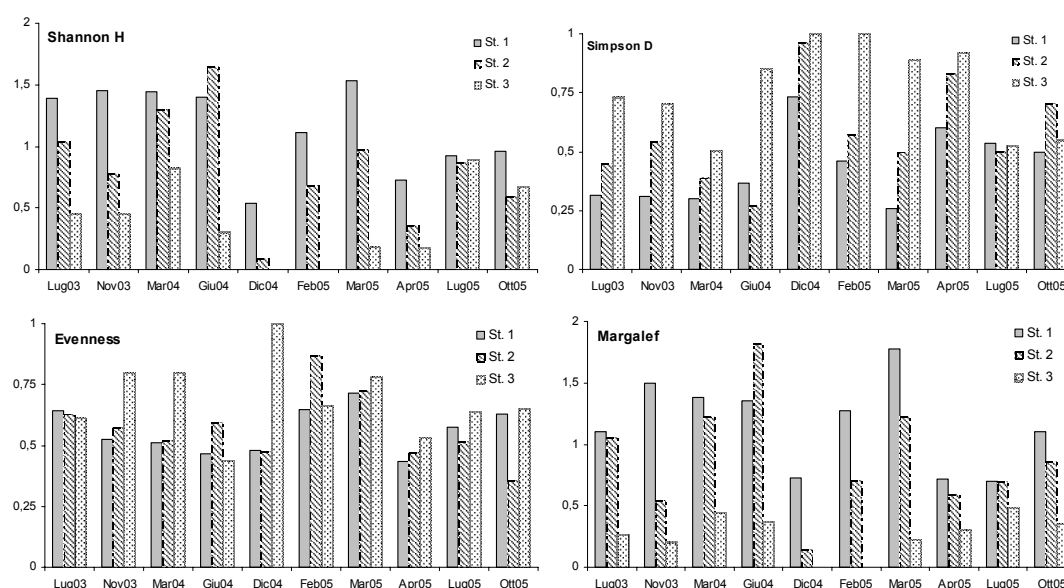


Fig.43 – Andamento degli indici esaminati nelle sei stazioni di campionamento.

Per quanto riguarda l'indice di Shannon, si rilevano evidenti fluttuazioni temporali in ciascuna stazione di campionamento. I valori più bassi corrispondono al mese di dicembre 2004 per tutte le stazioni esaminate (st. 1: 0,53; st. 2: 0,08; st. 3: 0). I valori di questo indice presentano il massimo nel mese di marzo 2005 quando vengono raggiunti i valori più elevati per tutte e tre le stazioni (st. 1: 1,53; st. 2: 0,97; st. 3: 0,18). Un netto declino è evidente nel mese di aprile 2005. Nella st. 1 vengo registrati sempre i valori più alti dell'indice di diversità di Shannon mentre nella st. 3 i più bassi. Relativamente a questo indice, la st. 2 si colloca in posizione intermedia tra le due. Per questa stazione, i valori più alti sono comunque associati al mese di giugno del primo periodo di studio (luglio 2003 – giugno 2004).

Per quanto concerne l'indice di Simpson, le variazioni temporali osservate sono simili a quelle rilevate nell'indice di Shannon. In effetti questo indice, che esprime la probabilità che due organismi presi a caso appartengano alla stessa specie, presenta il valore più elevato per tutti i siti di campionamento (st. 1: 0,73; st. 2: 0,96; st. 3: 1) nel mese di dicembre 2004. Raggiunge il valore di 1 nella st. 3 dove sono stati raccolti solo individui appartenenti alle larve di chironomidi.

Anche in questo caso, non si assiste ad un completo recupero dei valori medi di questo indice ai livelli osservati nella prima campagna di monitoraggio.

L'indice di equiripartizione presenta valori alti per tutto il periodo di studio. Questo indice assume valori molto simili nella st. 1 e nella st. 2. Il valore più elevato è stato rilevato nella st. 3 a dicembre 2004, uguale a 1, mentre il valore più basso ad ottobre 2005 nella st. 2, pari a 0,35. In generale comunque è la st. 3 ha mostrare dei valori sempre più alti rispetto alle altre due stazioni esaminate.

Per quanto riguarda l'indice di Margalef, le oscillazioni temporali sono più marcate rispetto agli altri indici, rilevando delle differenze più nette tra le comunità nel corso del tempo. I valori più elevati di questo indice vengono raggiunti nella st. 1 per quasi tutto il periodo di studio. L'unica eccezione è rappresentata dal campionamento di giugno 2004, quando la st. 2 presenta i valori massimi tra tutte le stazioni esaminate. I valori più bassi sono registrati nella st. 3, dove è stato sempre raccolto il numero più basso di taxa. L'analisi di questo indice indica come la comunità non riesca a recuperare completamente la diversità rilevata prima del dicembre 2004. Per quanto riguarda l'andamento temporale, i valori più alti corrispondono al mese di marzo 2005, mentre i valori più bassi sono stati rilevati durante le stagioni estreme, inverno ed estate.

Non è stato possibile valutare la significatività delle differenze spaziali e temporali osservate tramite il test dell'Anova a causa della non eterogeneità della varianza e/o della non normalità della distribuzione dei dati.

4.12.2 Analisi del nMDS

Le similarità delle comunità espresse in termini di abbondanza nelle diverse stazioni e nelle diverse date di campionamento sono state analizzate tramite il nMDS. L'evoluzione temporale delle comunità è mostrata in fig. 42 a partire dal mese di dicembre 2004, quando la salinità ha subito le variazioni maggiori. Nel mese di dicembre e di febbraio, le comunità delle diverse stazioni sembrano somigliarsi maggiormente. A dicembre infatti le comunità di tutte e tre le stazioni formano un solo gruppo da cui si differenzia un campione proveniente dalla st. 1. A febbraio ancora un campione della st. 1 si differenzia dalle altre due, che costituiscono ancora un cluster omogeneo. A partire da marzo invece i campioni provenienti dalle diverse stazioni formano dei cluster abbastanza omogenei, indicando il differenziamento delle tre comunità.

A luglio la situazione sembra cambiare di nuovo, con una semplificazione del sistema in quanto le comunità rilevate nella st. 2 e nella st. 6, di nuovo simili e distanti dalla struttura della comunità rilevata nella st. 1. Infine ad ottobre si riconoscono di nuovo dei gruppi distinti secondo la stazione di prelievo.

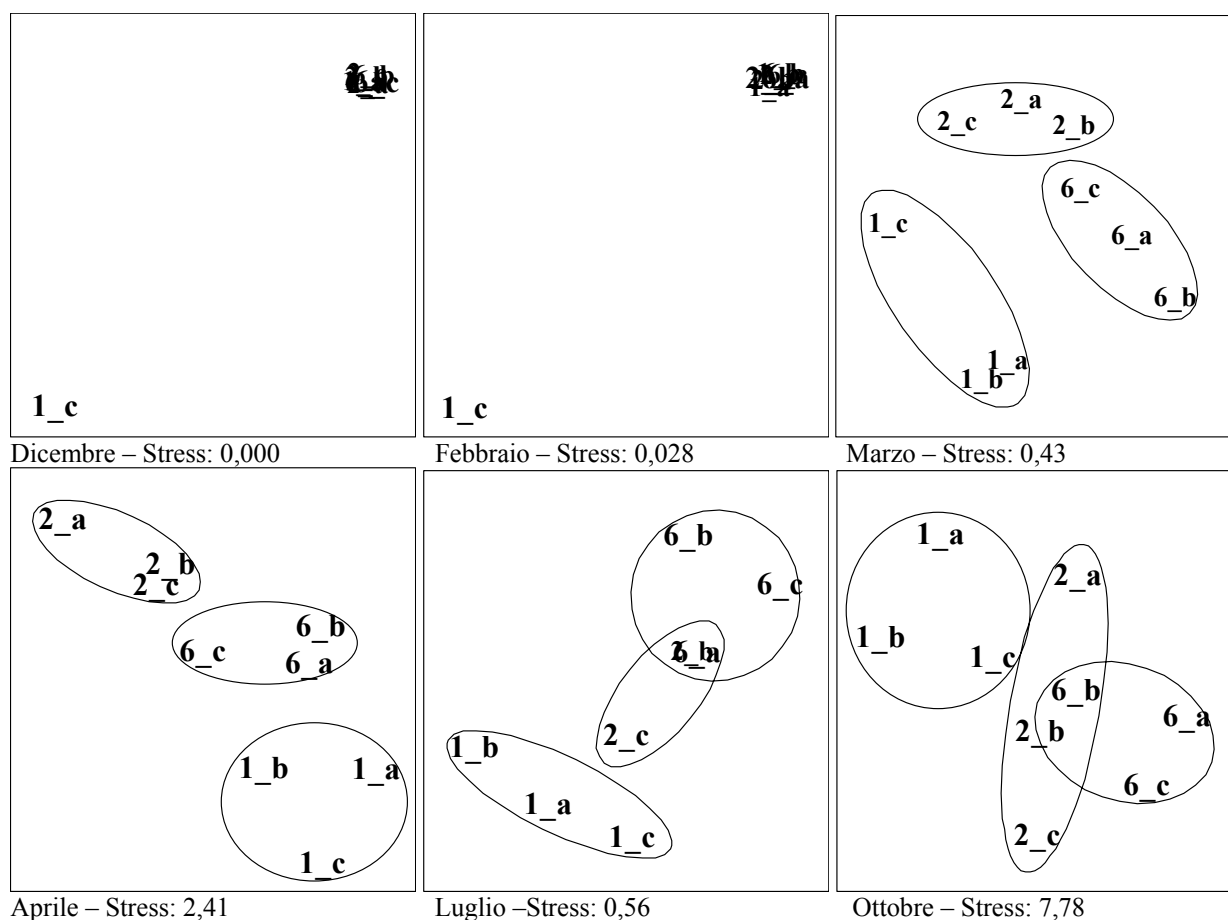


Fig. 44 – Ordinamento delle stazioni di campionamento effettuato tramite il nMDS basato sui dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento (trasformazione in radice quarta, indice di Bray – Curtis). In ciascun grafico è indicato il grado di stress associato all'ordinamento.

Dall'analisi dei risultati della procedura SIMPER, si osserva come le specie, responsabili della similarità dei cluster formatesi nei mesi di dicembre e febbraio, sono *Hydrobia* spp. e le larve di Chironomidi. A questa due taxa si aggiungono successivamente altre specie che determinano la similarità di gruppo per ciascuna data di campionamento. In particolare si aggiungono fondamentalmente nel mese di marzo *A. ovata*, *C. glaucum*, *S. decoratus* e *I. baltica*, nel mese di aprile *C. insidiosum*, e *G. aequicauda*. Per quanto riguarda le differenze tra le singole stazioni di campionamento, queste sono riconducibili sia a cambiamenti nella composizione della comunità sia alla diversa proporzione con cui i singoli taxa partecipano alla struttura della comunità. Per esempio nella st. 1 si rilevano *S. decoratus* e *A. ovata*, nel mese di marzo, e *C. insidiosum* e *I. baltica*, nel mese di aprile. Mentre nella st. 2, la comunità è semplificata essendo presenti le due specie di molluschi bivalvi *C. glaucum* e *A. segmentum* e, solo occasionalmente, *I. baltica* e *G. aequicauda*.

	St. 1	St. 2	St. 6
Dicembre	Hyd Lch Cgl - 100 %	Hac - - - 100 %	Lch - - - 100 %
Febbraio	Cin Hac Lch Omy 90,2 %	Hyd - - - 100%	Lch - - - 100%
Marzo	Aov Sde Iba - 100 %	Hyd Cgl Aov Iba 93,7 %	Hyd Lch Aov - 100 %
Aprile	Cin Iba Omy Gae 74,2 %	Hyd Gae Lch - 100 %	Lch Cgl - - 86,4 %
Luglio	Lch Cin Iba Gae 96,1 %	Hyd Lch - - 100 %	Lch Cgl - - 100 %
Ottobre	Lch Cin Iba Hyd 93,8 %	Hyd Lch Cgl Aov 94,9 %	Hyd Lch Aov Cgl 100 %

Tab. 41 - Tabella riassuntiva dei risultati della procedura SIMPER sui dati di abbondanza che mostra per ciascuna data di campionamento e per ciascuna stazione, le specie in ordine di importanza che maggiormente contribuiscono alla similarità di gruppo, con indicata la percentuale cumulativa raggiunta.

L'evoluzione temporale della comunità macrobentonica è stata analizzata tramite una procedura di cluster basata sull'indice di similarità di Bray–Curtis e sull'algoritmo del UPGMA. Nel dendrogramma risultante, si rileva che le stazioni 1 e 6 formano dei cluster ben distinti che comprendono le comunità campionate nei mesi da dicembre a luglio e da dicembre ad aprile, rispettivamente. Queste due distinte comunità presentano delle caratteristiche distintive nel tempo, riconducibili al periodo invernale – primaverile, e legate principalmente all'effetto del gradiente ambientale presente nell'area esaminata e di cui queste due stazioni rappresentano i poli estremi. La comunità della st. 2 si differenzia dalle precedenti formando un cluster a parte in cui, però, sono comprese anche le comunità campionate ad ottobre nella st. 1 e nella st. 6. La semplificazione della comunità avvenuta durante il periodo estivo determina una omogeneizzazione della sua struttura così che tutte le comunità tendono a somigliarsi maggiormente.

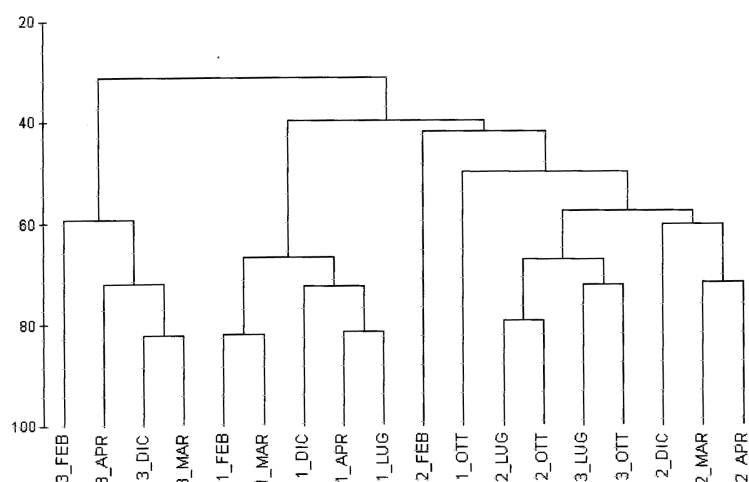


Fig. 45 – Dendrogramma relativo ai dati di abbondanza medi di tutte le stazioni e delle date di campionamento da dicembre 2004 ad ottobre 2005 (trasformazione dei dati mediante radice quarta, indice di Bray – Curtis).

4.12.3 Correlazione dati ambientali e struttura della comunità

La matrice di similarità di Bray – Curtis basata sui dati biotici è stata correlata con la matrice di similarità della distanza euclidea basata sui parametri chimico - fisici delle acque tramite la procedura BIOENV. I risultati mostrano una bassa correlazione tra tutte le combinazioni possibili di variabili ambientali e i dati biotici. La massima associazione, corrispondente ad un coefficiente di correlazione di Spearman di 0,27, si ottiene con il pH. Il secondo set di dati ambientali meglio correlato con la struttura della comunità è costituito dal pH e dall'ossigeno disciolto (mg l^{-1}).

4.13 Confronto di breve periodo tra la comunità bentonica del 2003/04 e 2004/05

4.13.1 Analisi del nMDS

L'analisi del nMDS è stata condotta sui dati di abbondanza di ciascuna specie bentonica mediati per mese di campionamento al fine di evidenziare eventuali dissimilarità tra le comunità nel corso del tempo. Le comunità sono chiaramente divise secondo un criterio temporale: tutti i punti - campioni riferiti ai mesi del 2003 / 04, prima del disturbo ambientale, formano un chiaro raggruppamento sulla porzione destra del grafico mentre i punti – campioni riferiti ai prelievi successivi all'alluvione del dicembre 2004, si dispongono, ben separati dai precedenti, sulla porzione sinistra del grafico.

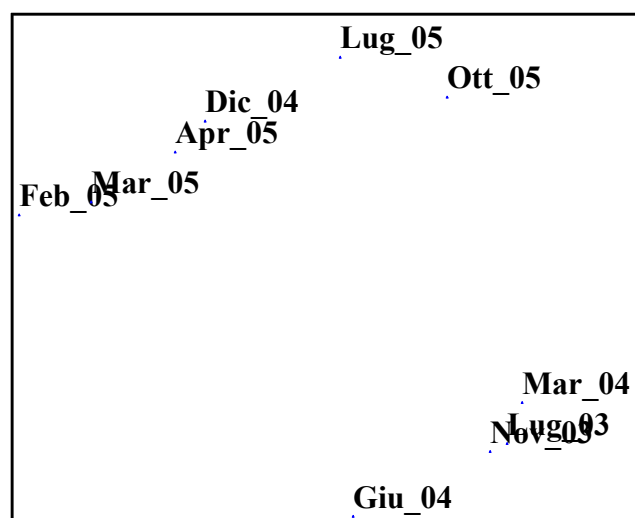


Fig. 46 – nMDS ottenuti dai dati di abbondanza nelle diverse date di campionamento (trasformazione in radice quarta, indice di Bray – Curtis). Stress: 0,059.

Nell'ambito dei campioni prelevati durante la campagna di monitoraggio del 2004/05, si osserva come i campioni siano disposti secondo la sequenza temporale di prelievo partendo dal basso verso l'alto. Un'eccezione è rappresentata dal mese di dicembre che si colloca al centro della sequenza, poiché simile alla comunità osservata nel mese di aprile 2005. Questi sono i due periodi in cui si è registrato un calo della diversità nella comunità bentonica. La distanza è netta anche tra le comunità, prelevate nella stessa stagione ma in anni diversi. L'analisi del contributo di ciascuna specie alla dissimilarità, basata sull'indice di Bray – Curtis tra i due periodi di campionamento e calcolata tramite la procedura SIMPER, mostra come le differenze siano dovute principalmente alla drastica riduzione di individui appartenenti al taxa degli Anellidi. In particolare si è osservato un consistente decremento degli Oligocheti, della specie *S. decoratus* e la scomparsa della specie *C. capitata*. Contemporaneamente si è rilevato un consistente aumento dell'abbondanza di alcune specie di Crostacei, quali *C. insidiosum* e *I. baltica*. La dissimilarità media tra i due periodi, prima e dopo l'evento di disturbo, è pari al 40,2%.

CONFRONTI	2003/04	2004/05		2003/04 – 2004/05
Similarità	79,54	71,42	Dissimilarità	42,07
Oligocheti	13,63	-		14,02
<i>C. capitata</i>	9,06	-		11,51
<i>S. decoratus</i>	11,28	-		9,89
<i>C. insidiosum</i>	6,75	14,00		8,01
<i>I. baltica</i>	-	9,81		7,97
<i>C. glaucum</i>	11,54	-		7,24
<i>Hydrobia spp.</i>	9,31	16,69		6,91
<i>A. ovata</i>	7,26	5,40		6,26
<i>N. laevigata</i>	6,33	-		5,90
Larve di chironomidi	12,67	21,90		5,63
<i>G. aequicauda</i>		8,68		5,57
% cumulativa	87,83	85,93		88,91 %

Tab. 42 - Tabella con i risultati della procedure Simper in cui vengono riportate le specie che contribuiscono maggiormente alla dissimilarità di Bray – Curtis tra i diversi anni espressa come percentuale cumulativa (sono riportate solo le specie che contribuiscono alla dissimilarità con un contributo percentuale maggiore del 5%).

4.14 Comunità bentonica delle saline di Tarquinia: confronto di lungo periodo

Tra i vari metodi usati per valutare gli effetti di uno stress su di una comunità, sono frequentemente utilizzate l'abbondanza, la diversità e l'equitabilità (Danovaro, 2003). Al fine di descrivere la struttura della comunità rilevata nelle diverse campagne di campionamento intraprese a partire dal 1997, sono stati considerati seguenti indici univariati: numero di taxa, numero di individui, indice di diversità di Shannon, indice di ricchezza specifica di Margalef, indice di equitabilità di Pielou, indice di dominanza di Simpson. Per ogni campagna di campionamento (1997, 2001, 2003-04 e 2004-05) si è calcolato il valore medio per data di campionamento. Le differenze tra gli anni di campionamento sono state testate tramite l'analisi della varianza ad una via. L'anno di prelievo rappresentava il fattore indipendente. Quando i risultati del test indicavano differenze significative tra gli anni, queste venivano ulteriormente analizzate tramite il test a posteriori di Tukey. La omogeneità della varianza è stata valutata prima di condurre il test dell'ANOVA tramite il test C di Cochran. In nessun caso si è ricorsi alla trasformazione dei dati. Differenze significative tra gli indici di comunità delle diverse campagne di campionamento sono state rilevate per il numero di taxa, l'indice di diversità di Shannon, l'indice di ricchezza specifica di Margalef e l'indice di Dominanza. Non ci sono variazioni significative per il numero di individui e l'equitabilità. Per quanto riguarda il numero di taxa, le differenze più importanti sono state rilevate tra le comunità osservate nel 2001 e 2003-04 e quella rilevata nel 2004-05. lo stesso tipo di risultato è stato espresso dal test dell'Anova per l'indice di Shannon. Il numero di taxa medio emerso durante le date di campionamento nel periodo successivo all'alluvione oscillava tra 2,3 e 4,4. Questi valori sono decisamente inferiori rispetto a quelli osservati nel corso delle due campagne di prelievo precedenti. Anche per l'indice di Shannon la situazione è del tutto simile. I valori massimi si osservano infatti nel 2001, in cui questo indice varia tra 1,04 e 1,19. I valori osservati nel 2003-04, compresi tra 0,89 e 1,18, sono di poco inferiori. Mentre nell'ultimo periodo di monitoraggio, la comunità ha mostrato i minimi valori di diversità, compresi tra 0,20 e 0,89. L'indice di Margalef indica una differenza significativa tra la comunità rilevata nel 2001 e quella rilevata nel 2003-04. questo indice varia tra 1,10 e 1,22, nel primo caso, e tra 0,29 e 1,07, nel secondo. Per quanto riguarda l'indice di Simpson, le differenze rilevate tra il 1997 e il 2004-05 sono significative. La minima dominanza si rileva proprio dopo l'alluvione, quando la probabilità che due individui presi a caso dal campione appartengano alla stessa specie raggiunge valori elevati (0,89 e 0,52). La minima probabilità era invece associata alla comunità campionata nel 1997.

Numero di taxa

df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F
3	6,654064	12	1,003601	6,630189**
Tukey HSD test		1997	2001	2003-04
	1997	-	-	-
	2001	0,754493	-	-
	2003-04	0,971198	0,920711	-
	2004-05	0,087623	0,012014	0,023364

Tab. 43 – Risultati dell’Anova e del Tukey test condotti sui valori del numero di taxa medio per data di campionamento.

Numero di Individui

df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F
3	14032,40	12	16293,92	0,861205

Tab. 44 –Risultati dell’Anova condotto sui valori del numero di individui medio di ciascuna data di campionamento.

Indice di Shannon (H)

df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F
3	0,232719	12	0,038748	6,005989**
Tukey HSD test		1997	2001	2003-04
	1997	-	-	-
	2001	0,145052	-	-
	2003-04	0,257131	0,948337	-
	2004-05	0,823323	0,018032	0,030210

Tab. 45 – Risultati dell’Anova e del Tukey test condotti sui valori medi dell’indice di diversità di Shannon per di ciascuna data di campionamento.

Indice di Ricchezza specifica (Margalef- R)

df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F
3	0,149254	12	0,041876	3,564202*
Tukey HSD test		1997	2001	2003-04
	1997	-	-	-
	2001	0,460366	-	-
	2003-04	0,944945	0,714726	-
	2004-05	0,554858	0,040599	0,201053

Tab. 46 – Risultati dell’Anova e del Tukey test condotti sui valori medi dell’indice di Ricchezza di Margalef per ciascuna data di campionamento.

Indice di Simpson (D)

df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F
3	0,055421	12	0,010328	5,365898*
Tukey HSD test		1997	2001	2003-04
	1997	-	-	-
	2001	0,263282	-	-
	2003-04	0,360693	0,982809	-
	2004-05	0,009805	0,380197	0,162890

Tab. 47 – Risultati dell’Anova e del Tukey test condotti sui valori medi dell’indice di Simpson di ciascuna data di campionamento.

Indice di Pielou (Evenness – E)

df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
3	0,006792	12	0,009134	0,743608	0,546420

Tab. 48 –Anova condotto sui valori medi dell’indice di Equitabilità di ciascuna data di campionamento.

Gli stessi dati di abbondanza relativi ai campioni di benthos raccolti a partire dal 1997 nelle stesse stazioni delle saline sono stati sottoposti all'analisi delle Corrispondenze. I dati di abbondanza sono stati riportati in una matrice specie-campioni. Per ciascuna specie è stata riportata la media dell'abbondanza rilevata in ogni data di campionamento in tutte le stazioni esaminate. Inoltre l'analisi è stata condotta imponendo il vincolo di sottopesare le specie più rare. Il modello di ordinamento ottenuto è mostrato in fig. xx. La varianza totale spiegata dai primi due assi è decisamente modesta in quanto pari al 26,1%, di cui F1 spiega il 15,5% ed F2 spiega il 10,6% della varianza totale. Entro i limiti del risultato appena esposto, è possibile tuttavia effettuare alcune considerazioni sull'ordinamento ottenuto. Nel complesso è possibile osservare due gruppi abbastanza omogenei di punti campione: il primo, collocato all'estremo negativo del primo asse, corrisponde al periodo successivo la dolcificazione delle acque (dicembre 2004-settembre 2005), il secondo gruppo corrisponde ai punti campione relativi agli anni 2003/04 e in parte al 2001. I punti-campione meno recenti (1997) invece non danno luogo ad un gruppo omogeneo, si disperdono nella porzione positiva di F1 differenziandosi tuttavia dai due gruppi precedenti. Le specie che concorrono maggiormente all'ordinamento rilevato su F1 sono il polichete *N. irrorata* (eig.= 290), *C. capitata* (eig.= 255), gli Oligocheti (eig.= 185), *O. miosotys* (eig.= -186), *C. insidiosum* (eig.= -149), *I. baltica*. (eig.= -132). Per quanto riguarda F2, le specie che mostrano il contributo maggiore sono *N. irrorata* (eig.= 604), *M. solidus* (eig.= 527), *M. adriaticus* (eig.= 527), *N. corniculus* (eig.= -198) e *N. levigata* (eig.= -143). I campione relativi al 1997 sono strettamente associati alle specie definite “marine”, raccolte più raramente all'interno delle saline e sempre nelle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina. I punti campione più recenti, relativi al 2004/05, sono invece strettamente associati alle specie di crostacei, la cui abbondanza è risultata particolarmente elevata proprio in questi ultimi prelievi del benthos. Inoltre il notevole ridimensionamento dei popolamenti di Anellidi, con la scomparsa di una specie quale *C. capitata*, costituisce il secondo motivo di distinzione tra i campioni successivi all'alluvione ed i campioni prelevati precedentemente. La codifica delle etichette utilizzate per identificare i punti-specie è riportata in tab. 27 a pag. 65.

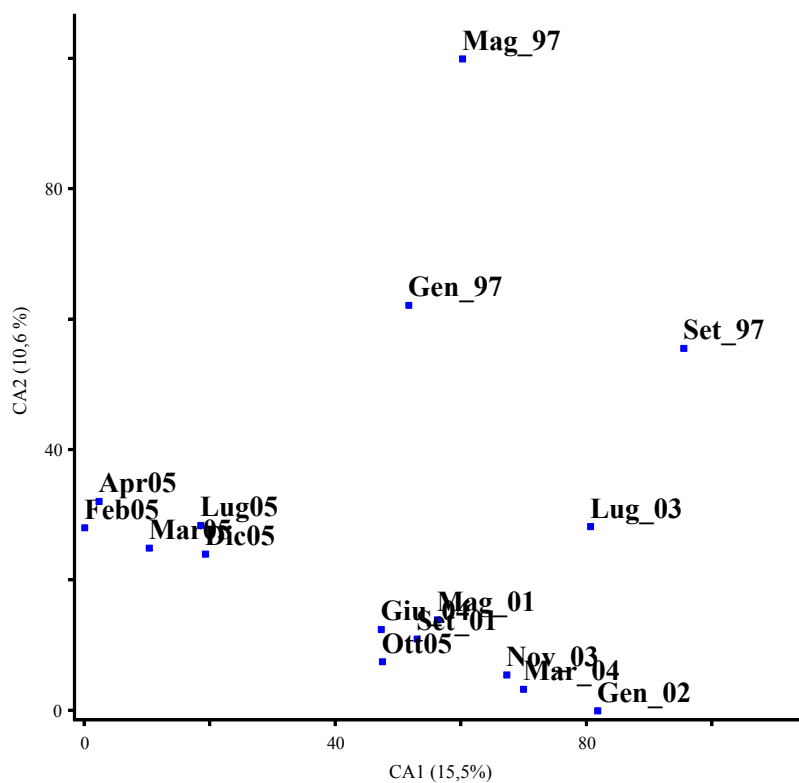


Fig. 47 – Ordinamento dei punti-campione nel piano definito dai primi due assi ottenuti dall'analisi delle corrispondenze.

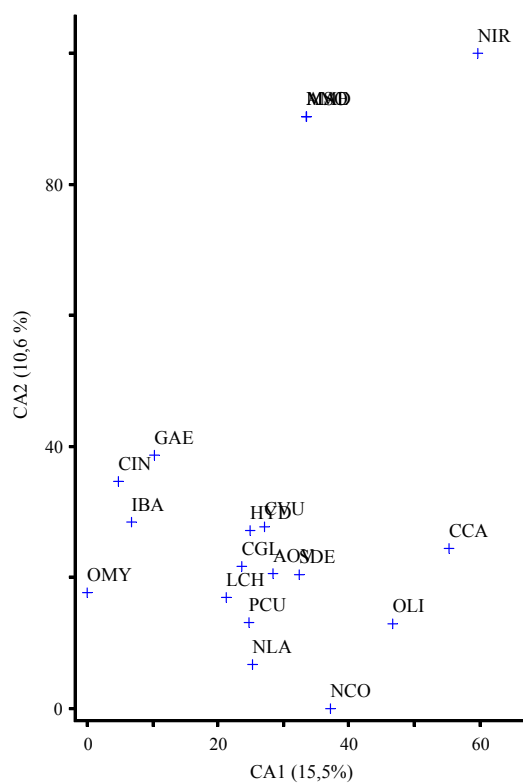


Fig. 48 – Ordinamento dei punti-specie nel piano definito dai primi due assi ottenuti dall'analisi delle corrispondenze.

4.15 Relazione tra parametri chimico-fisici e comunità bentonica

Al fine di discriminare i fattori chimico-fisici più importanti nell'influenzare la struttura della comunità bentonica e la densità delle specie più abbondanti si è ricorsi all'analisi della correlazione tra variabili biotiche e parametri abiotici. In particolare è stata analizzata la relazione tra gli indici di comunità, riportati in tab. xx, e i dati chimico-fisici tramite il coefficiente di correlazione di rango di Spearman. Sono state effettuate due diverse analisi della correlazione, nel primo caso sono stati esclusi dall'analisi i dati raccolti nel mese di dicembre 2004 in tutte le stazioni, nel secondo caso, oltre alle rilevazioni di dicembre, si sono esclusi anche i dati dei mesi di febbraio e di marzo 2005 registrati nella st. 6. In questo modo sono stati lasciati fuori i valori di salinità più bassi corrispondenti ad una condizione del tutto eccezionale per le saline di Tarquinia. I coefficienti di correlazione ottenuti sono mostrati in tab. xx. Nessun indice di comunità è correlato in maniera significativa con la temperatura e l'ossigeno. Il numero di taxa e di individui sono significativamente correlati con la salinità: il primo mostra una relazione negativa, in quanto il massimo numero di taxa è registrato nelle vasche con salinità inferiore, mentre il secondo una relazione positiva, dovuta al fatto che il massimo numero di individui è registrato in condizioni di salinità intermedie e/o elevate. L'indice di ricchezza specifica di Margalef è correlato in modo significativo con il pH e con la conducibilità. Questi due parametri mostrano delle significative variazioni spaziali lungo l'asse maggiore dell'area studiata in quanto passando dalle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina a quelle più interne, il pH tende a decrescere mentre la conducibilità aumenta. Entrambi questi parametri variano principalmente in relazione alle variazioni di salinità. L'indice di Margalef assume il valore massimo, pari a 1,82, nella st.2 nel mese di giugno 2004 quando il pH mostra un valore di 8,78 e la conducibilità è pari a $69 \mu\text{Sm}^{-1}$.

	TAXA	INDIVIDUI	SHANNON	EVENNESS	MARGALEF	SIMPSON
Temperatura	0,037	0,241	0,051	-0,025	-0,073	0,034
	-0,042	0,184	-0,026	0,028	-0,169	-0,047
pH	0,239	-0,151	0,256	0,020	0,281	0,229
	0,281	-0,148	0,303	0,043	0,330*	0,272
Salinità	-0,170	0,422**	-0,128	-0,005	-0,279	-0,096
	-0,370*	0,341*	-0,320	0,110	-0,490	-0,282
Conducibilità	-0,262	0,142	-0,163	0,167	-0,253	-0,179
	-0,375*	0,105	-0,262	0,235	-0,371*	-0,279
O ₂ (mg l ⁻¹)	-0,011	-0,210	-0,019	0,041	-0,009	-0,034
	0,144	-0,114	0,136	-0,056	0,143	0,119

Tab. 49 - Matrice di correlazione di rango di Spearman tra gli indici di comunità e parametri chimico-fisici: nella prima riga vengono esclusi dall'analisi i dati rilevati a dicembre 2004 (n=39) mentre nella seconda, oltre ai dati precedenti, vengono esclusi dall'analisi i dati di febbraio e marzo 2005 rilevati nella st. 6 (n=37).

I coefficienti di correlazione (Pearson) tra la densità dei taxa più abbondanti, a cui si è aggiunta la specie *C. capitata* per il suo significato come di indicatore di qualità delle acque, e i parametri chimico-fisici. L'ossigeno disciolto (mg l^{-1}) non mostra alcuna correlazione significativa con la densità delle specie. La temperatura è significativa correlata con la densità del bivalve *A. ovata* dovuto al fatto che il maggior numero di individui è stato raccolto durante i mesi estivi. Il pH è significativamente correlato con la densità di *C. capitata* e degli Oligocheti che presentano le densità maggiori nelle vasche dove il pH assume valori medi tra quelli osservati. La salinità è il parametro correlato in modo significativo col maggior numero di taxa, tra cui i bivalvi *C. glaucum* ed *A. ovata*, il polichete *S. decoratus* e le larve di Chironomidi. Tra questi solo *S. decoratus* presenta una relazione negativa con la salinità essendo presente principalmente nella vasca 1. Gli altri taxa invece mostrano il massimo dell'abbondanza nelle vasche più interne tra quelle studiate. La conducibilità, il cui andamento è strettamente connesso con quello della salinità, è negativamente correlata con la specie *C. capitata* e gli Oligocheti.

	HAC	CGL	AOV	SDE	CCA	OLI	CIN	LCH.
Temperatura	0,098	0,199	0,375**	0,113	0,107	0,054	-0,058	0,222
pH	0,087	0,104	0,104	0,090	0,334*	0,380*	-0,049	-0,223
Salinità	0,110	0,515***	0,337*	-0,370*	-0,324	-0,149	-0,285	0,389*
Conducibilità	-0,079	0,227	0,177	-0,316	-0,332*	-0,378*	-0,107	0,249
O ₂	-0,035	-0,152	-0,152	-0,007	0,092	-0,035	0,081	-0,044

Tab. 50- Matrice di correlazione di Pearson tra i dati chimico-fisici e la densità media ($\log [x+1]$). Numero totale di rilevazioni 39 (sono esclusi i dati rilevati a dicembre 2004 in tutte le stazioni).

4.16 Struttura dei popolamenti del bivalve *C. glaucum*

4.16.1 Accrescimento : Relazione tra parametri morfometrici e biomassa

La funzione di potenza ricavata tra i dati di peso fresco e i dati morfometrici per ogni individuo esaminato è rappresentata nelle figure 48-51. In tutti i casi il coefficiente di correlazione ottenuto è risultato significativo come si vede anche dalla modesta dispersione dei punti attorno ai grafici. I valori di r sono riferiti ai dati trasformati in logaritmo.

OTTOBRE	MARZO	GIUGNO
$r=0,9812$ (a)	$r=0,9745$ (a)	$r=0,9455$ (a)
$r=0,9807$ (l)	$r=0,9687$ (l)	$r=0,9458$ (l)
$r=0,9820$ (s)	$r=0,9692$ (s)	$r=0,9669$ (s)

Tab. 51 – Coefficienti di correlazione tra parametri morfometrici e peso fresco per ciascuna data di campionamento

Nel campionamento di marzo si rileva come la massima correlazione sia per la relazione altezza – peso fresco. Negli altri due casi la situazione è diversa. Per quanto riguarda il campione di ottobre, il massimo valore del coefficiente di correlazione si ottiene per la relazione spessore – peso fresco, anche se la differenza con il coefficiente di correlazione della relazione altezza – peso fresco è modesta. Per il campione di giugno, la massima correlazione è espressa di nuovo dalla relazione spessore – peso fresco. Nell’ambito di uno studio simile sulla struttura della popolazione del *C. glaucum* condotto nel 1998, la massima correlazione tra misure morfometriche e peso fresco era stata ottenuta per la relazione altezza – peso fresco in tutte le date di campionamento. Al fine di confrontare i dati attuali sulla struttura della popolazione con quelli pregressi, si è scelto di proseguire le successive analisi facendo riferimento alla sola variabile altezza, seppure non esprima sempre la massima correlazione col peso fresco, considerato anche il ridotto scarto tra i coefficienti di correlazione. Inoltre la variabile altezza è quella generalmente utilizzata negli studi morfometrici (Boyden, 1972, Ivell, 1979).

Correlazione altezza-peso fresco di *C. glaucum* in ottobre, marzo e giugno.

Raggruppando i dati di tutti i campionamenti (ottobre, marzo e giugno) è possibile mostrare la correlazione generale tra altezza e peso fresco di tutti gli individui raccolti. Anche in questo caso il coefficiente di correlazione ottenuto è elevato mostrando una buona concordanza delle due variabili considerate. In effetti si può osservare la scarsa dispersione dei punti in fig. 49.

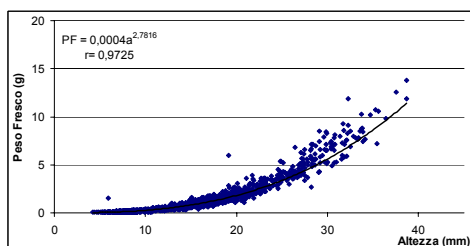


Fig. 49 – Relazione di potenza tra l'altezza e il peso fresco per tutti i campioni prelevati nelle quattro stazioni

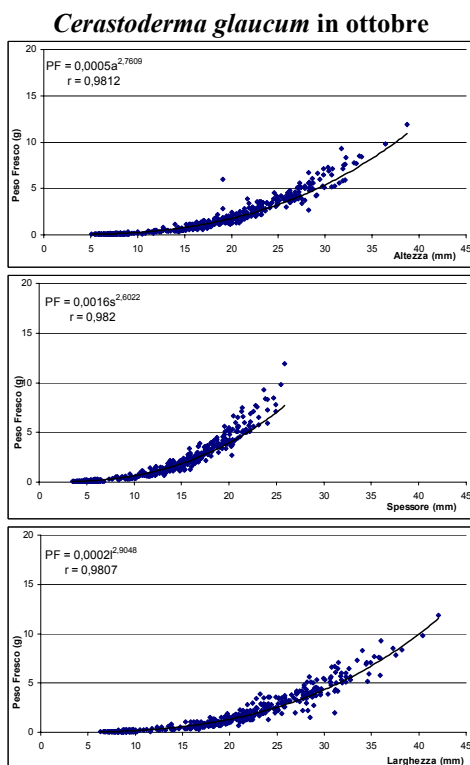


Fig. 50 – Funzione di potenza altezza (mm), spessore (mm), larghezza (mm) – peso fresco (g) per il mese di ottobre.

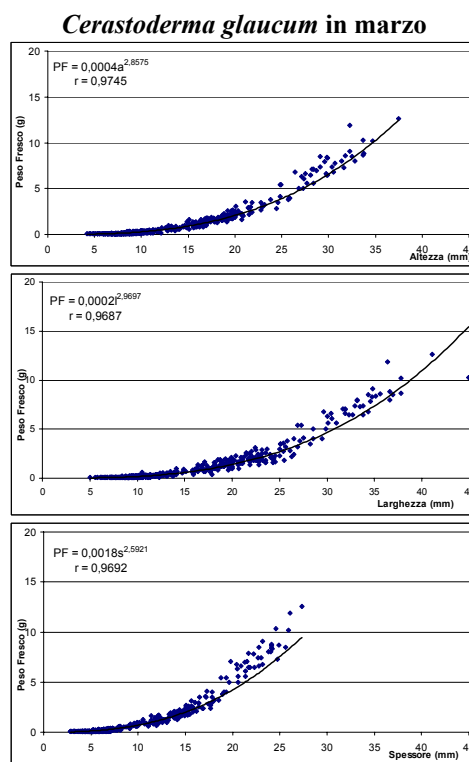


Fig. 51 – Funzione di potenza altezza (mm), spessore (mm), larghezza (mm) – peso fresco (g) per il mese di marzo.

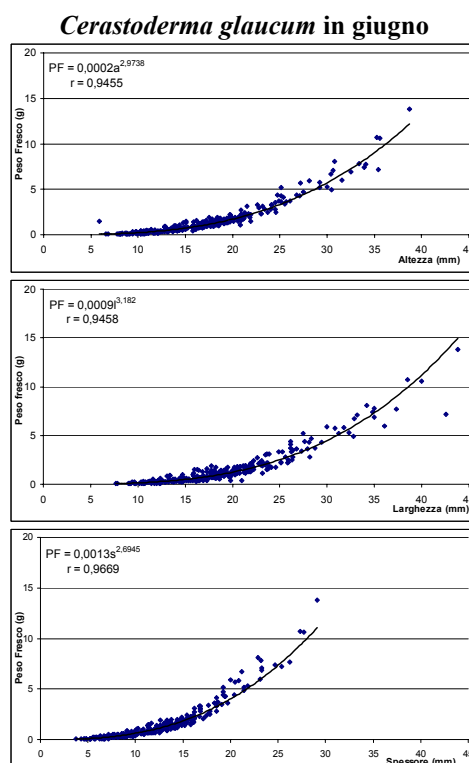


Fig. 52 – Funzione di potenza altezza (mm), spessore (mm), larghezza (mm) – peso fresco (g) per il mese di giugno.

4.15.2 Struttura demografica dei popolamenti

Nelle pagine seguenti viene analizzata la struttura demografica della popolazione al fine di evidenziare eventuali plurimodalità nelle distribuzioni di frequenze relative alle variabili altezza e peso. Inizialmente vengono mostrati gli istogrammi di frequenza delle altezze e dei pesi per ogni campagna di campionamento. Gli istogrammi di frequenza delle altezze rappresentano classi di taglia di 1,5 mm mentre gli istogrammi di frequenza del peso rappresentano la frequenza delle classi di peso pari a 1 g.

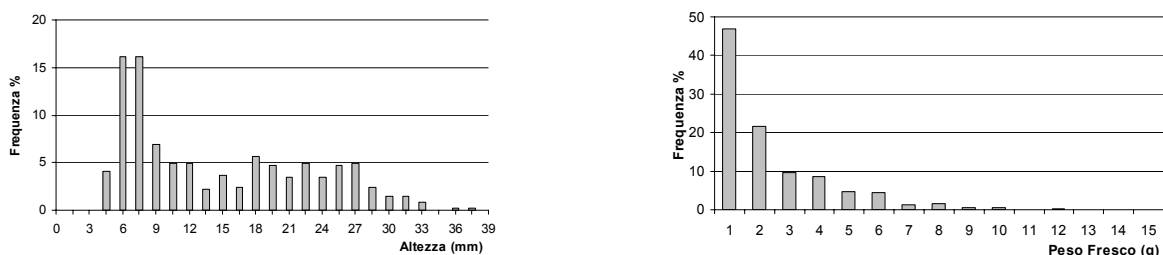


Fig.53 – Distribuzione empirica delle altezze e dei pesi di *C. glaucum* nel mese di ottobre

In fig. 52 è evidente una plurimodalità nella distribuzione di frequenze delle altezze. E' particolarmente evidente un picco di frequenze corrispondente delle classi di taglia più ridotte e compreso nell'intervallo tra i 6 e 7,5 mm. Le altre componenti, poco visibili poiché meno pronunciate, sono comprese in un intervallo di classi di taglia abbastanza ampio, tra 18 e 27 mm. Probabilmente all'interno di questo intervallo esistono almeno due diverse componenti: uno in corrispondenza delle classi di taglia tra i 18 e i 19,5 mm e l'altra tra i 28,5 e i 30 mm.

Per quanto riguarda i pesi, si nota una elevata frequenza di individui per la classe di peso più bassa corrispondente all'intervallo 0–1 g. Questa classe rappresenta quasi il 50% degli individui raccolti. Si osserva un andamento decrescente della frequenza dei pesi, così come è prevedibile. La popolazione è costituita da un elevato numero di individui di piccola taglia e da pochi adulti. La seconda classe di frequenza, abbastanza evidente, rappresenta circa il 20% della popolazione nel mese di ottobre.

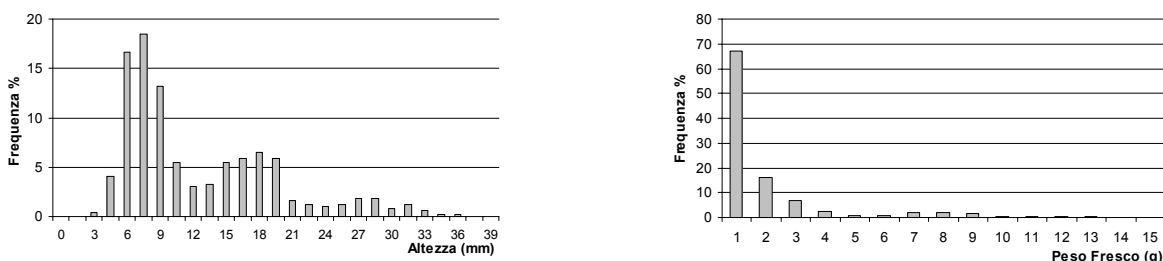


Fig.54 – Distribuzione empirica delle altezze e dei pesi di *C. glaucum* nel mese di marzo.

Anche per il mese di marzo, è evidente una distribuzione plurimodale delle frequenze delle altezze. La maggior parte degli individui ricadono nell'intervallo delle altezze tra i 6 e 9 mm. All'interno di questo intervallo, si nota un picco evidente corrispondente alla classe di taglia 6,5-7

mm. Una seconda componente è riconoscibile nell'intervallo di taglia tra 16,5 e 19,5 mm. Le rimanenti classi di taglia non mostrano frequenza pronunciate ma si distribuiscono in maniera piuttosto uniforme lungo tutto l'asse. Si può infine notare la presenza di alcuni individui nelle classi di taglia più grandi (31,5–33). In relazione ai pesi, si rileva il raggruppamento della maggior parte degli individui nella classe di taglia più piccola. Lo stesso andamento era stato rilevato per il mese di ottobre. Si possono notare le classi di peso fino ai 3 g mentre le rimanenti raggruppano un numero veramente esiguo di esponenti. Rispetto al precedente campionamento, sono rappresentate un maggior numero di classi di peso. Infatti sono stati raccolti diversi individui con peso superiore ai 10 g.

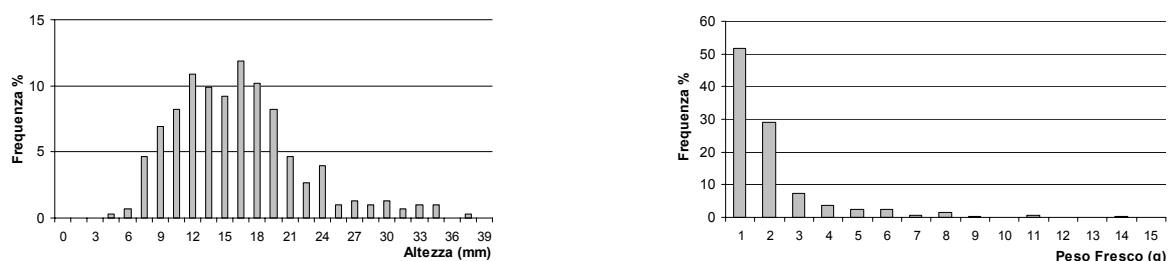


Fig.55 – Distribuzione empirica delle altezze e dei pesi di *C. glaucum* nel mese di giugno

Nel mese di giugno si osserva una situazione particolare, in quanto diverse classi di taglia presentano una frequenza molto simile rendendo più complesso il riconoscimento delle diverse componenti. Questa ampio intervallo di classi corrisponde all'intervallo delle classi di taglie medie. È compreso tra un minimo di 7,5 mm e un massimo di 19,5 mm. Per le restanti taglie, è riconoscibile una sola componente, non molto pronunciata, che coincide con la classe 24–25,5 mm mentre per le classi di taglia più grande non è possibile individuare altre componenti evidenti.

La distribuzione dei pesi segue a giugno lo schema consueto: la maggior parte degli individui ricadono infatti nell'intervallo della classi di peso 0-1 g. Una seconda classe di taglia, compresa tra 2 e 3 g, è abbastanza evidente con una frequenza circa del 30%. Le rimanenti classi si distribuiscono lungo l'asse con frequenze decisamente modeste. Anche in questo mese le classi di taglia inferiori sono quelle meglio rappresentate ad indicare come nella maggior parte delle vasche le popolazioni siano costituite prevalentemente da individui giovani.

Dopo avere mostrato la distribuzione delle frequenze delle altezze per la popolazione di *C. glaucum* da ottobre a giugno, si può procedere con l'identificazione delle componenti di ciascuna distribuzione, sotto l'ipotesi che ciascuna di esse sia di tipo normale. Il metodo di Bhattacharya (1967) adottato è basato sulla risoluzione grafica delle componenti di una distribuzione. A tal fine in un diagramma a dispersione di punti si riportano la differenza logaritmica delle frequenze delle altezze in funzione delle altezze stesse per i tre periodi di studio. Il riconoscimento delle componenti si basa sull'individuazione grafica di tutte le sequenze di tre punti che possono essere interpolata da una retta di pendenza negativa. Ogni sequenza interpolata da una retta, di cui si riporta anche l'equazione sul grafico, corrisponde teoricamente ad una componente della distribuzione, di cui vengono calcolati i parametri (media e deviazione standard). Spesso ciascuna moda corrisponde ad una classe di età e il loro riconoscimento è utile negli studi sulla struttura demografica delle popolazioni (Bhattacharya, 1967). In particolare il dato relativo alla media è individuato dall'intercetta sull'asse delle ascisse, delle rette di pendenza negativa riportate sul grafico (Meschini, 1998). Al valore dell'intercetta viene sottratto la metà dell'intervallo di classe, pari a 0,75 mm. Sempre graficamente è possibile stimare la deviazione standard delle componenti e quindi valutare la frazione totale del numero di individui campionati da attribuire a ciascuna componente (Meschini, 1998). La deviazione standard è stata calcolata mediante la formula $s_r^2 = h/b_r - h^2/12$ dove b_r rappresenta il coefficiente angolare della retta d'interpolazione mentre h è l'intervallo di classe. In ogni periodo si individuano, più o meno distintamente, una componente corrispondente ad una classe di età "giovane", una relativa ad una classe di età intermedia ed una riguardante una classe di età "adulta". Quest'ultima è, come è da aspettarsi nelle popolazioni naturali, rappresentata sempre dalla frequenza minore. A parte il mese di giugno, la deviazione standard più alta è stata riscontrata sempre per la classe intermedia di età. Una difficoltà è stata riscontrata nell'individuare la componente di taglia inferiore nel mese di giugno, in cui la maggior parte dei dati confluisce in un intervallo di classi di altezza compreso tra 7,5 mm e 19,5, in questo caso si è preferito accorpare tutte le classi di frequenza incontrate in questo intervallo perché ritenuto comunque rappresentativo della distribuzione di frequenza osservata. Un esame più dettagliato infatti ha rivelato l'esistenza di due probabili componenti nella distribuzione delle frequenze all'interno di questo intervallo che però risultavano parzialmente sovrapposte, e non risolvevano l'interpretazione dei dati. Dalla lettura dei risultati si osserva un aumento delle dimensioni della taglia "piccola" e "grande" durante il periodo di studio, dall'autunno alla tarda primavera. Per la classe di età intermedia, non è possibile individuare un accrescimento continuo nel tempo, probabilmente perché questa classe comprende individui con un range di dimensioni

molto ampio e variabile, al quale potrebbero confluire individui appartenenti alle classi di età adiacenti.

		Media	Deviazione Standard	Frequenze
Ottobre	1	7,39	1,68	0,35
	2	18,38	5,48	0,46
	3	26,75	4,95	0,19
Marzo	1	9,07	2,86	0,63
	2	17,83	4,54	0,29
	3	28,86	2,59	0,08
Giugno	1	14,42	6,66	0,91
	2	26,45	4,09	0,06
	3	34,70	4,14	0,03

Tab. 52 - Stima delle altezze medie per le componenti normali delle distribuzioni empiriche di ottobre, marzo e giugno.

Di seguito si riportano le figure con la rappresentazione grafica delle differenze logaritmiche delle classi di taglia in funzione delle altezze.

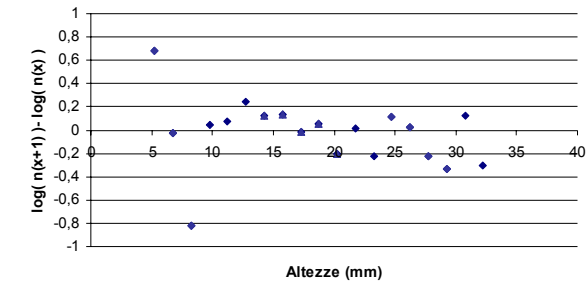


Fig. 56 - Grafico delle differenze logaritmiche delle frequenze delle altezze in ottobre.

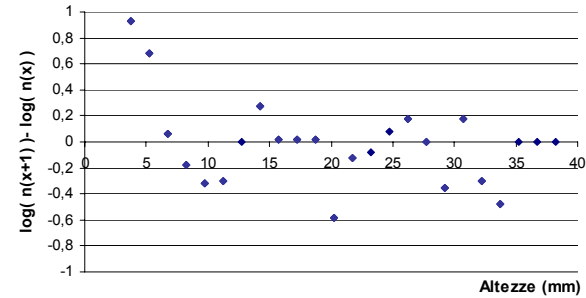


Fig. 58 - Grafico delle differenze logaritmiche delle frequenze delle altezze in marzo.

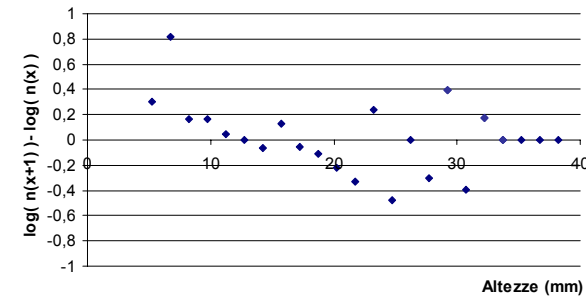


Fig. 60 - Grafico delle differenze logaritmiche delle frequenze delle altezze in giugno.

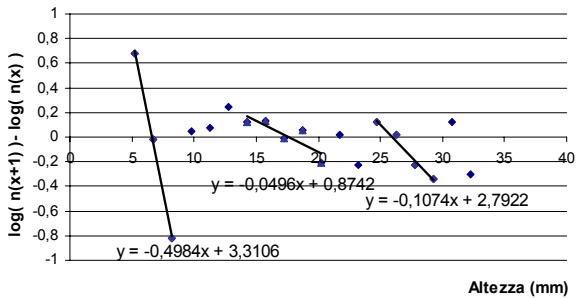


Fig. 57 – Componenti della distribuzione empirica delle frequenze delle altezze nel mese di ottobre.

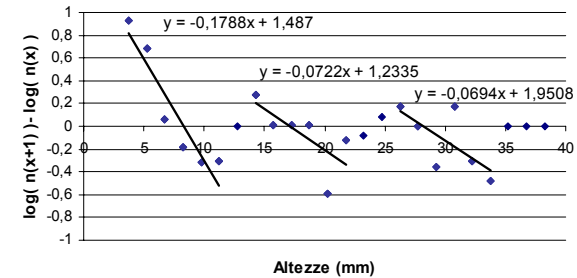


Fig. 59 – Componenti della distribuzione empirica delle frequenze delle altezze nel mese di marzo.

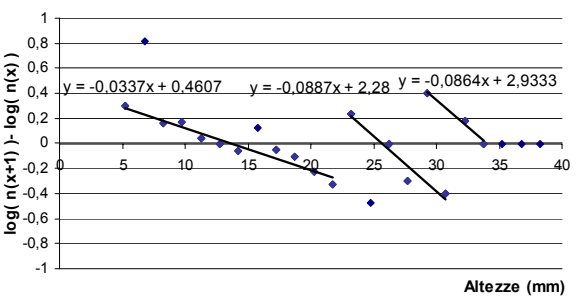


Fig. 61 – Componenti della distribuzione empirica delle frequenze delle altezze nel mese di giugno.

4.15.3 Analisi spaziale e temporale della distribuzione delle frequenze delle altezze di *C. glaucum*.

L'analisi della struttura demografica complessiva della popolazione del *C. glaucum* ha evidenziato delle chiare plurimodalità nelle distribuzioni. La presenza di diverse componenti in ciascun mese di campionamento può essere ricondotta anche alla eterogeneità spaziale degli habitat studiati e differenze legate alle singole vasche campionate. Al fine di analizzare la struttura demografica delle popolazioni in ciascuna vasca si è ricorsi alla rappresentazione delle distribuzioni di frequenza delle altezze per ciascuna vasca esaminata nei tre periodi di campionamento. Questa analisi è stata effettuata tramite degli istogrammi di frequenza e tramite le curve di Kernel.

Stazione 1

L'intervallo delle classi di altezza osservato nella vasca 1 è simile in tutto il periodo esaminato ed è compreso tra 12 e 39 mm, nel mese di marzo si osserva una riduzione del range di taglia delle altezze, comprese tra 13,5 e 37,5 mm. La distribuzione delle frequenze delle altezze mostra un'evidente plurimodalità, che rende difficile il riconoscimento delle componenti. Si nota una picco di frequenze, comune a tutti i periodi esaminati, in corrispondenza della classe compresa tra 19,5 e 21 mm. Un andamento di tipo gaussiano è riconoscibile nella prima parte delle curve solo nel mese di marzo, in quanto sia ad ottobre che giugno sembra esservi un calo di individui nella classe di taglia compresa tra 18 e 19,5 mm. Più difficile il riconoscimento delle componenti per le classi di taglia maggiore. Ad ottobre e giugno si nota un andamento simile delle curve con un appiattimento delle frequenze in corrispondenza delle classi comprese tra i 27 e i 33 mm e con una classe che spicca per frequenza tra i 27 e 28,5 mm. Nel mese di marzo si può individuare chiaramente una seconda componente per la classe di altezza tra i 28,5 e 31,5 mm. Si rileva l'assenza di individui di altezza inferiore ai 10 – 12 mm, probabilmente dovuta alla presenza di estese praterie di piante vascolari, quali *Ruppia* sp. e *Cymodocea nodosa*, che ospitano in genere, attaccati tramite il bisso, i giovani individui di *C. glaucum* prima della colonizzazione del substrato bentonico. L'andamento delle curve di distribuzione può essere più facilmente analizzato ricorrendo al grafico con la curva di Kernel, da cui si evince una sostanziale similitudine tra le curve di distribuzione di ottobre, marzo e giugno, confermata dai risultati del test K-S, in cui non sono state rilevate distanze significative tra le curve di distribuzione analizzate. Da notare come nel periodo ottobre - marzo sia presente una seconda componente di taglia compresa tra 28 e 30 mm, non rilevabile in giugno.

Stazione 2

La popolazione osservata in questa vasca è spiccatamente variabile nel corso del tempo. È presente una popolazione rappresentata da individui con un ampio range di classi di taglia in ottobre, da 4,5 a 33 mm; questo intervallo si riduce nettamente sia a marzo, dove è compreso tra 6 e 22,5 mm, che a giugno, compreso tra i 9 e i 25,5 mm. Ad ottobre si osserva una curva plurimodale caratterizzata da due classi ben rappresentate corrispondenti alle altezze tra i 24–25,5 mm e i 28,5 e 30 mm, e da altre componenti di taglia inferiore, evidenziando la presenza di una popolazione probabilmente ben diversificata per classi di età. A marzo la popolazione sembra strutturarsi su classi di taglia inferiore rispetto al periodo precedente, con un picco tra 16,5 e 19,5 mm, lasciando ipotizzare una mortalità a carico degli individui di taglia più grande. A giugno l'andamento della curva di distribuzione delle frequenze, abbastanza simile ad una gaussiana, è centrato sulle classi comprese tra i 16,5 e i 21 mm. Osservando simultaneamente la distribuzione delle taglie nel grafico con le curve di Kernel, si nota uno spostamento nel tempo della dimensione media (e probabilmente nell'età) degli individui con la curva di ottobre solo parzialmente sovrapposta a quella di marzo e giugno, rilevando in autunno una taglia media maggiore rispetto a quella dei periodi successivi. La differenza tra le curve di ottobre – marzo e ottobre – giugno, analizzata con il test K-S, è risultata altamente significativa (0,68, 0,62; $p < 0,001$). Inoltre seppure le curve di marzo e giugno siano sovrapposte, la loro differenza risulta significativa (0,19; $p < 0,01$), probabilmente in parte legata ad una componente di altezza intorno ai 10 mm nella popolazione di giugno, non rilevabile nel mese precedente.

Stazione 4

Anche in questa vasca l'ampiezza delle curve di distribuzione delle classi di altezza varia durante il periodo esaminato: nel mese di ottobre è compresa tra i 9 e i 4 mm, a marzo tra 4,5 e 15 ed infine a giugno tra 7,5 e 18, ad indicare una variazione nella struttura della popolazione per taglia passando dall'autunno alla primavera inoltrata, che lascia ipotizzare una corrispondente variazione in età degli individui della vasca in esame. Per quanto riguarda il mese di ottobre, la curva sembra essere plurimodale osservando la componente più rappresentata compresa nella classe tra i 18 e i 20,5 mm. Nel periodo successivo, la massima frequenza è rilevabile per la classe compresa i 9 e i 10,5 mm, mentre a giugno si osserva un picco corrispondente all'altezza tra i 13,5 e i 15 mm. Questa variazione nel tempo dell'altezza media degli individui nella vasca 3 è ben visibile dall'andamento delle curve di Kernel, in cui si nota un progressivo spostamento della dimensione media degli individui verso taglie inferiori rilevando un cambiamento nella struttura della popolazione nel corso del tempo (test K – S: $p < 0,001$ per tutti i mesi confrontati).

Stazione 6

In questa vasca si osserva una situazione particolare data dalla completa assenza di individui nel campionamento di giugno. L'intervallo delle classi di altezza è decisamente ridotto, compreso tra i 6 e i 12 mm. Sia ad ottobre che a marzo, si può osservare una componente centrata sull'intervallo 7,5-9 mm e 9-10,5 mm. Ad ottobre però la classe di altezza compresa tra i 7,5-9 mm ha la massima frequenza mentre a marzo gli individui risultano ben distribuiti nelle due classi. Anche in questo caso il test K-S evidenzia una differenza significativa nel popolamento della vasca nei due periodi esaminati (d.: 0,23, $p < 0,001$) legata alle differenze sopraevidenziate ed alla presenza di una seconda e piccola componente presente nel mese di ottobre e rilevata dall'analisi delle curve di Kernel.

STAZIONE 1

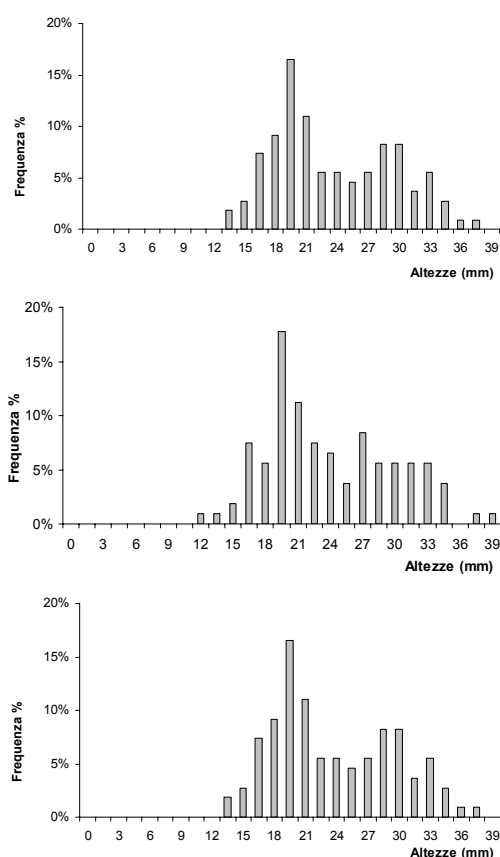


Fig. 62 – Distribuzione delle altezze nel mese di ottobre, marzo e giugno nella st. 1

STAZIONE 2

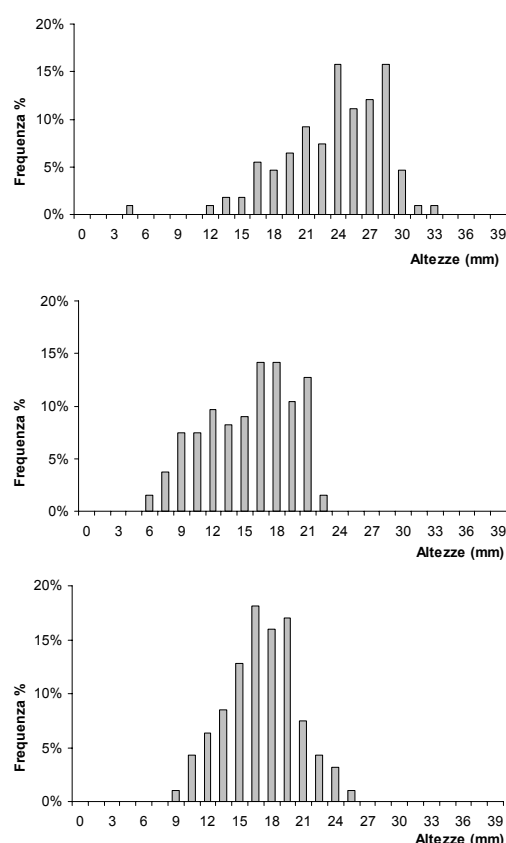


Fig. 63 – Distribuzione delle altezze nel mese di ottobre, marzo e giugno nella st. 2

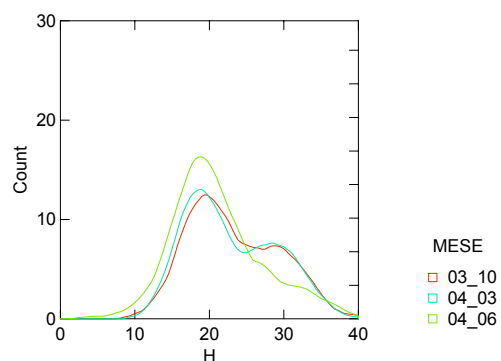


Fig. 64 – Curve di Kernel della distribuzione delle altezze nella st. 1

STAZIONE 4

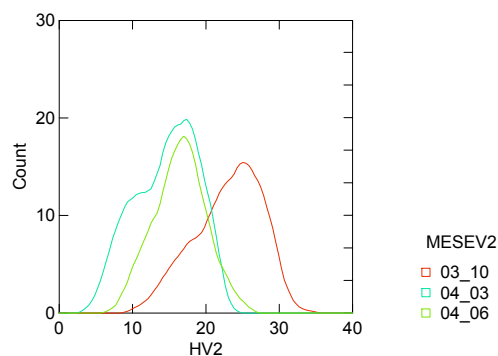


Fig. 65 – Curve di Kernel della distribuzione delle altezze nella st. 2

STAZIONE 6

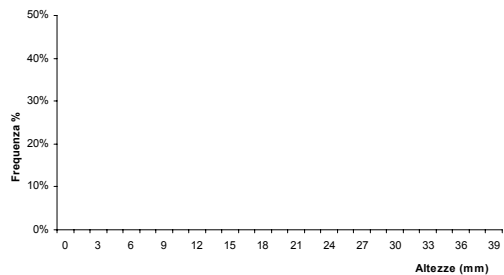
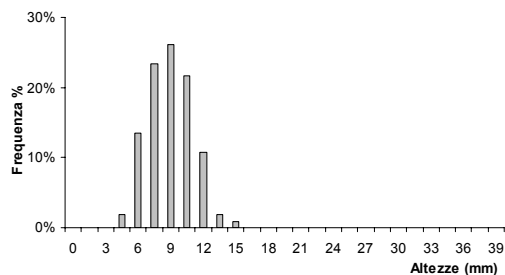
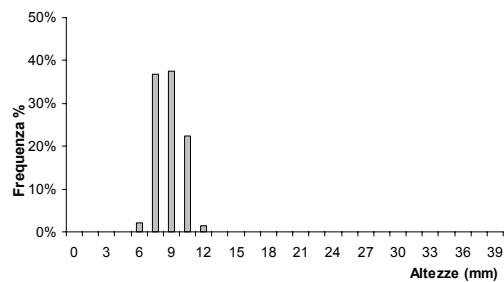
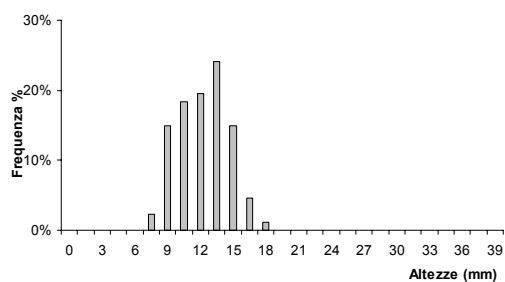
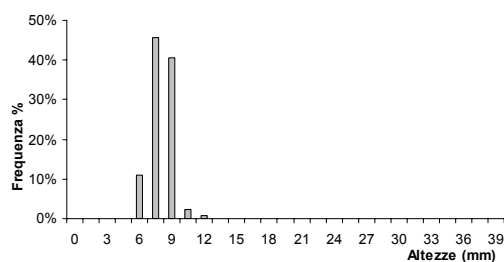
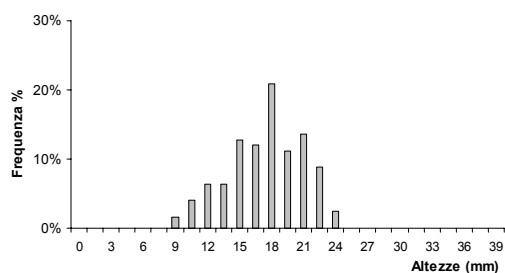


Fig. 66 – Distribuzione delle altezze nel mese di ottobre, marzo e giugno nella st. 4

Fig. 67 – Distribuzione delle altezze nel mese di ottobre, marzo e giugno nella st. 6

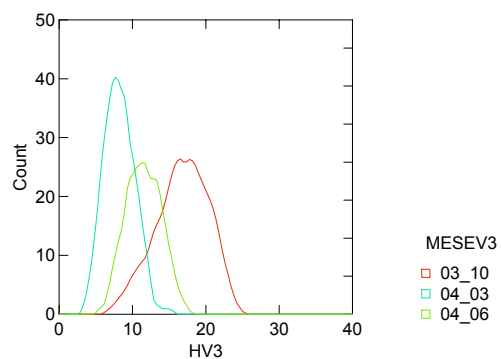


Fig. 68 – Curve di Kernel della distribuzione delle altezze nella st. 4

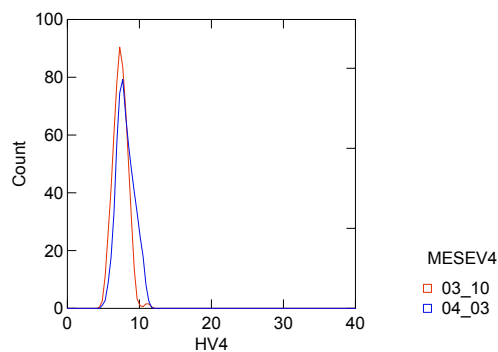


Fig. 69 – Curve di Kernel della distribuzione delle altezze nella st. 6

Di seguito si riporta il confronto tra le popolazioni delle diverse vasche esaminate nello stesso periodo al fine di esaminare la struttura delle popolazioni in stazioni di prelievo disposte secondo un gradiente ambientale di stress. Il confronto viene effettuato ricorrendo ad un unico grafico in cui sono riportate le curve di Kernel.

OTTOBRE

La frequenza delle classi di altezza varia nei siti di campionamento nel mese di ottobre. Si nota come le quattro curve siano solo parzialmente sovrapposte e comprese in un range di altezze variabile tra 4,5 mm, osservato nella stazione 2, e 39 mm, rilevato nella st. 1. Ogni stazione/vasca sembra presentare una popolazione distinta per parametri dimensionali e presumibilmente per età. Le vasche in cui le popolazioni hanno una distribuzione delle taglie non dissimile sono la vasca 1 e la 2, considerando comunque che nella st. 1 si distinguono almeno due componenti nella popolazione e che nella st. 2 sono mediamente presenti più individui di dimensioni maggiori. Nelle vasche più interne, cioè più distanti dal canale di immissione dell'acqua marina, le popolazioni sembrano strutturarsi su classi di frequenza originali rispetto alle precedenti, mostrando nel contempo una riduzione della taglia degli individui. I risultati del test K-S indicano differenze altamente significative tra i campioni della st. 1 e della st. 2 e le rimanenti vasche ($p < 0,001$).

MARZO

La frequenza delle taglie osservate a marzo hanno una distribuzione ben distinta nelle diverse stazioni di campionamento. L'ampiezza dell'intervallo delle classi di altezza rilevato varia tra un minimo di 4,5 mm, osservato nella st. 4, ad un massimo di 37,5 mm, osservato nella st. 1. Anche a marzo si nota una riduzione dei parametri dimensionali delle campioni passando dalla st. 1 alla st. 6, secondo un gradiente ambientale di "stress", legato alle diverse condizioni chimico – fisiche e biologiche dei siti esaminati. La somma delle diverse condizioni ambientali si riflette in maniera altamente significativa ($p < 0,001$ per tutte le combinazioni, ad esclusione delle vasche 4 contro 6), nella struttura dimensionale dei diversi campioni, che passano da popolazione con un ampio intervallo di classi di taglia, come nella st. 1, a popolazioni semplificate appartenenti ad una o due classi dimensionali (st. 4). Solo i campioni tra la vasca 3 e 4 presentano dei parametri dimensionali simili, essendo la curva centrata sulla medesima classe di taglia compresa tra 7,5 e 9 mm.

GIUGNO

Per quanto riguarda il mese di giugno, si rileva che nella st. 6 non sono stati rivenuti individui. L'intervallo delle altezze osservate varia tra 7,5 mm, rilevata nella st. 3, e 39 mm rilevata nella st. 1. Nella st. 1 la curva di distribuzione non è simmetrica, avendo un picco tra i 18–20 mm e una coda spostata verso taglie maggiori. L'andamento della curva di distribuzione della st. 2 è di tipo gaussiano con un picco rilevabile tra i 18–20 mm. Mentre nella st. 3, il campione ha un è rappresentato da un ristretto intervallo di frequenze e da un picco intorno agli 11 mm. Le tre curve raffigurano popolazioni nettamente diverse per parametri dimensionali (test K–S altamente significativo per tutte le coppie esaminate), descrivendo ancora una volta un gradiente di variazione dei parametri ambientali passando dalla st. 1 alla st. 6.

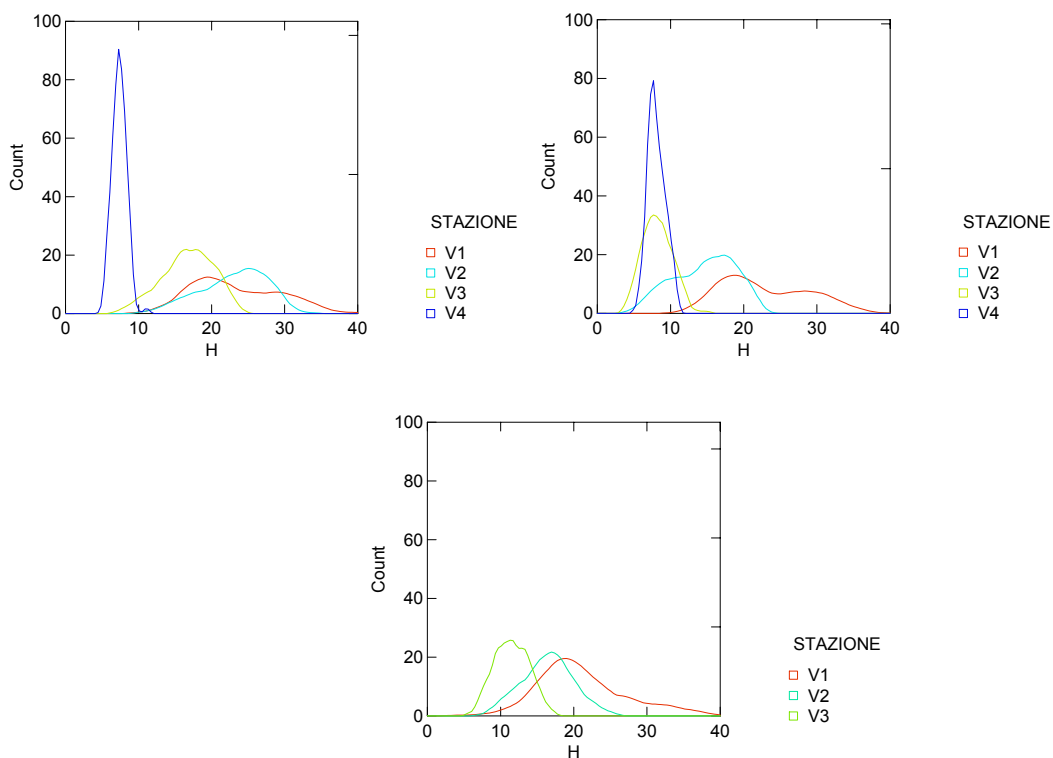


Fig. 70 – Andamento delle curve di Kernel per la distribuzione della frequenza delle altezze per il mese di ottobre, marzo e giugno nelle quattro vasche esaminate (V1: st. 1, V2: st. 2, V3: st. 4, V4: st. 6).

La differenza tra le eterogeneità spaziali nella distribuzione delle frequenze sopra descritte sono state testate tramite il test di Kolmogorov–Smirnov. La massima distanza osservata è quella tra i campioni della vasca 1 e della vasca 6 nei mesi di ottobre e di marzo ($d = 1$, $p < 0,001$) e tra il campione della vasca 2 di ottobre e quelli rilevata nella vasca 6 sempre ad ottobre e a marzo ($d = 1$, $p < 0,001$). Il test K–S ha rilevato la non indipendenza tra coppie di campioni raccolti nello stesso sito in periodi diversi per la vasca 1 (V1_03_10–V1_04_03: $d = 0,079$; $p = 0,89$; V1_03_10–V1_04_06: $d = 0,194$, $p = 0,027$; V1_04_03–V1_04_06: $d = 0,169$, $p = 0,027$), e per

alcuni campioni prelevati nella vasca 2 (V2_04_03–V2_04_06: $d=0,192$, $p=0,034$). Per quanto riguarda i campioni provenienti da vasche diverse, è stata rilevata una somiglianza tra quelli prelevati nella vasca 1, sia ad ottobre sia a marzo, e quelli prelevati nella vasca 2 nel mese di ottobre (V1_03_10–V2_03_10: $d=0,177$, $p=0,071$; V1_04_03–V2_03_10: $d=0,211$, $p=0,018$). Inoltre una distanza non significativa tra campioni è stata rilevata tra il campione di giugno della vasca 2 e quello di ottobre della vasca 4 (V2_04_06–V4_03_10: $d=0,107$, $p=0,577$). Infine è da rilevare la somiglianza del popolamento della vasca 4 e 6 nel mese di marzo (V4_04_03–V6_04_03: $d=0,164$, $p=0,075$, dove è massima la frequenza della classe di altezza compresa 7,5 e 9 mm. Altamente significativo nel 85,5% dei casi, significativo nel 5,5%, non significativa nel 9,1%. Il confronto a coppie dei parametri morfometrici dei campioni raccolti mostra una distanza altamente significativa tra coppie di campioni nell'88,5% dei casi e significativa nel 5,5% dei casi.

	V1_O	V1_M	V1_G	V2_O	V2_M	V2_G	V4_O	V4_M	V4_G	V6_O
V1_O	0									
V1_M	0,079	0								
V1_G	0,194*	0,169	0							
V2_O	0,177	0,211*	0,35***	0						
V2_M	0,595***	0,57***	0,496***	0,688***	0					
V2_G	0,544***	0,482***	0,39***	0,623***	0,192*	0				
V4_O	0,486***	0,451***	0,331***	0,63***	0,218***	0,107	0			
V4_M	0,982***	0,991***	0,958***	0,982***	0,701***	0,879***	0,876***	0		
V4_G	0,917***	0,906***	0,846***	0,907***	0,49***	0,652***	0,689***	0,573***	0	
V6_O	1***	1***	0,985***	1***	0,844***	0,975***	0,962***	0,322***	0,808***	0
V6_M	1***	1***	0,976***	1***	0,784***	0,932***	0,936***	0,164	0,685***	0,233***

Tab. 53 – Risultati del test di Kolmogorov Smirnov per il confronto a coppie tra campioni. (V1= st. 1, V2= st. 2, V4= st. 4, V6= st. 6; O: ottobre, M: marzo, G: giugno).

4.14.4 Stima della biomassa di *C. glaucum*

Per la determinazione della biomassa totale raccolta si è fatto riferimento al campionamento di giugno 2004 in modo da poter confrontare i dati ottenuti con i valori rilevati in un analogo studio condotto da Meschini (1998). I risultati sono stati espressi in g di peso fresco per m² e riportati in tab.xx dove viene indicato la quantità totale di peso fresco campionata. Le stime ottenute indicano che la massima quantità in peso (g) di *C. glaucum* si osserva nella st. 1 mentre le quantità minime sono riferite alla st. 6. Dalla lettura dei dati di peso fresco raccolto nel 1997 e nel 2004, si osserva un decremento della quantità di peso fresco per metro quadrato più marcato nelle stazioni più interne. Nella st. 6 infatti si rileva addirittura come sia del tutto scomparsa la popolazione di *C. glaucum*. La biomassa prodotta in questa area si è quindi completamente azzerata.

Confronto 1997 / 2004 – Biomassa presente nel mese di giugno

	1	2	4	6
peso totale (g)	335,9	92,9	27,6	0
Biomassa (g m ⁻²) 2004	23,3264	4,8385	2,3000	0,0000
Biomassa (g m ⁻²) 1997	25,4911	2,2181	4,6646	0,2634

Tab. 54 – Quantità di peso fresco di *C. glaucum* raccolto per unità di superficie.

Nella tabella seguente si riporta la densità di individui di *C. glaucum* raccolta nelle vasche esaminate in ciascuna data di campionamento. Si osserva che la densità massima è rilevata sempre per la st. 6, la più interna tra le stazioni studiate. La maggiore densità di individui è in questo caso correlata ad una riduzione della taglia. In questa vasca infatti sono sempre stati raccolti individui di taglia piccola. La massima densità è stata inoltre rilevata per il mese di giugno, probabilmente successivamente al reclutamento primaverile.

Densità (n.°/m²)	1	2	4	6
Ottobre 2003	14,86	14,72	26,04	57,50
Marzo 2004	11,35	11,17	15,42	28,96
Giugno 2004	8,47	5,60	6,04	0,00
Densità totale media	11,56	10,49	15,83	28,82

Tab. 55- Densità di individui di *C. glaucum* raccolti nelle diverse date di campionamento.

4.15.5 Relazione tra parametri strutturali della popolazione del *C. glaucum* e parametri ambientali

Due parametri strutturali della popolazione, altezza e peso fresco, sono stati presi in considerazione per valutare il loro grado di associazione con i parametri chimico-fisici delle acque rilevati durante il periodo di studio. Da tutti i dati raccolti è stato calcolato il valore medio, la moda e il valore massimo dell'altezza e del peso fresco per ogni stazione di campionamento nelle diverse date. Quindi i diversi set di dati ottenuti (parametri strutturali e parametri chimico-fisici) sono stati log-trasformati e sottoposti al test di Kolmogorov-Smirnov per verificare la normalità delle distribuzioni. In nessun caso è stato possibile rifiutare l'ipotesi nulla di deviazione dalla distribuzione normale. La correlazione tra le variabili è stata quindi valutata tramite il coefficiente di Pearson. I risultati sono riportati in tab. 56 (Hm= Altezza media; Hmo= Altezza Moda; Hmax= Altezza massima; Pm= Peso medio; Pmo= Peso moda; Pmax= Peso massimo).

Dall'analisi dei coefficienti di correlazione emerge una dipendenza significativa tra i parametri strutturali della popolazione di *C. glaucum* e la profondità. Infatti sia l'altezza (moda, media e massima) sia il peso fresco (moda, media, e massimo) mostrano un coefficienti di correlazione significativo con la profondità. In particolare l'altezza, intesa come valore medio e valore massimo, è la grandezza meglio correlata con lo spessore della colonna d'acqua.

Non significativa è invece la correlazione tra gli altri parametri chimico-fisici delle acque (temperatura, pH, salinità, conducibilità e ossigeno disciolto) con le grandezze misurate nella popolazione del *C. glaucum*.

	Temperatura	Salinità	Conducibilità	O2%	pH	Profondità
Hm	0,2632	-0,2142	0,0052	-0,3469	0,1391	0,7517**
Hmo	0,3750	-0,2785	0,0961	-0,2916	0,2759	0,7370*
Hmax	0,2377	-0,3045	0,0546	-0,3985	0,1888	0,7749**
Pm	0,0809	-0,2206	-0,0544	-0,4120	-0,0149	0,6828*
Pmo	0,2017	-0,1432	0,0954	-0,2688	0,1416	0,6678*
Pmax	0,1531	-0,2900	-0,0033	-0,3545	0,1165	0,6544*

Tab. 56 – Coefficienti di correlazione di Pearson tra parametri strutturali di *C. glaucum* e parametri ambientali

5 DISCUSSIONI

Questa primo monitoraggio dei parametri chimico – fisici delle saline di Tarquinia ha evidenziato l'instabilità dell'ambiente acquatico, caratterizzato da elevata variabilità nel corso dell'anno con una forte componente stagionale, tipico degli ambienti salmastri come le lagune, gli stagni costieri, (Carrada, 1990, Cognetti, 1978, Boero, 1994). Tutti i parametri rilevati mostrano un andamento stagionale dipendente dalle condizioni climatiche medie del sito con ampie oscillazioni tra i periodi di campionamento. La temperatura segue questa tendenza, mostrando i valori massimi nella stagione estiva ed i minimi in quella invernale, senza evidenti variazioni tra le stazioni di campionamento, e con range di variazione oltre i 20 °C nel corso dell'anno. La conducibilità, dipendente dalla quantità di sali dissociati in forma ionica, sia di origine organica che inorganica, è correlata alla trasparenza delle acque ed aumenta con la temperatura e la salinità. Presenta significative oscillazioni stagionali con i valori minimi registrati nelle stagioni più piovose. La salinità varia in rapporto ai periodi di massima insolazione e/o precipitazione, mantenendo però condizioni iperaline per quasi tutto l'anno con valori di concentrazione superiori al 90‰ in estate. Brevi fluttuazioni nel tempo possono essere condizionate dal mescolamento, dovuto principalmente al flusso di acqua marina proveniente dalla Foce di ponente e secondariamente dall'azione del vento. Per quanto riguarda l'ossigeno disciolto, fondamentale per la vita della flora e della fauna, la concentrazione nell'ambiente acquatico è il risultato dell'equilibrio tra i processi di consumo, legati ai processi biologici di respirazione e biochimici di demolizione aerobica, nitrificazione, ecc, e tra i processi di ossigenazione delle acque, operati essenzialmente dall'attività fotosintetica e dagli scambi con l'atmosfera. Evidenti variazioni nella concentrazione si possono avere in relazione ad input di sostanza organica, che nelle saline sono legati soprattutto alla componente vegetale, macrofite e macroalghe. Nelle saline questo parametro segue un trend stagionale, definito dall'interazione tra processi chimico – fisici e fenomeni biologici. Da una parte infatti l'aumento della temperatura e della salinità, la comparsa di bloom fitoplanctonici e la stagnazione delle acque con conseguente accumulo di sostanza organica, di origine sia animale che vegetale, durante la stagione estiva determinano una scarsa concentrazione di ossigeno nelle vasche, fino a 4 mg/l limitanti per il mantenimento delle forme di vita (Volterra L. *et al.*, 1998). Dall'altra eventi idrodinamici intensi, come elevata ventilazione, il rimescolamento delle acqua in seguito all'ingresso di acqua “nuova”, le precipitazioni e la ripresa dell'attività fotosintetica inducono una maggiore ossigenazione delle acque osservata in genere nella stagione invernale. L'ossigeno disciolto e la salinità sembrano

essere i parametri che controllano maggiormente la qualità dell'ambiente acquatico, così come risulta dall'analisi delle componenti principali.

Relativamente al pH, c'è da sottolineare come sia sempre superiore ad 8 e in accordo con i range di variazione osservati nelle acque marine e salmastre (Valiela *et al.*, 1984). Il pH decresce al crescere della salinità ed in genere scende sotto il valore di 7,3 quando tutti i carbonati, la cui precipitazione inizia a valori di salinità del 70‰, sono precipitati (Britton, 1987). Nelle saline di Tarquinia, questo parametro segue tale andamento e l'unica vasca in cui sono stati registrati valori di pH inferiori ad 8, è la più interna tra quelle studiate dove la salinità supera il valore critico del 70 ‰. In realtà le variazioni di pH osservate in questa vasca possono essere causate anche dalla scarsa profondità della colonna d'acqua e dall'assenza della vegetazione, che sottrae CO₂ all'ambiente acquatico tramite l'attività fotosintetica; per questi motivi gli scambi gassosi CO₂ / O₂ con l'atmosfera sono molto efficienti anche in condizioni di modesta ventilazione e risultano in un abbassamento del pH. Sia l'analisi della varianza che l'analisi delle componenti hanno evidenziato l'esistenza di un gradiente ambientale, definito dalle variazioni della salinità, del pH e dalla profondità della colonna d'acqua, orientato lungo l'asse principale delle saline, e diretto dalla vasca più esterna, cioè più vicina al canale di entrata dell'acqua marina, alla vasca più interna, cioè più lontana dall'input di acqua "nuova".

5.1 Struttura dei popolamenti bentonici nel 2003-04

La fauna bentonica delle saline di Tarquinia è costituita da specie tipiche di ecosistemi costieri confinati, ad ampia valenza ecologica in grado di tollerare le ampie oscillazioni dei parametri ambientali emerse in questo studio. La comunità bentonica è costituita da un piccolo numero di specie, tra le quali alcune dominano per abbondanza. Questi bassi livelli di diversità sono stati già osservati in lagune, stagni costieri e, in particolare, di altre saline lungo le coste del Mediterraneo (Gravina *et al.*, 1989, Arias & Drake, 1994, Mistri *et al.*, 2001, Giangrande & Fraschetti, 1996, Britton, 1987, Amaral & Costa, 1999). Pur considerando le differenze morfologiche, idrodinamiche e fisiche esistenti tra i diversi biotopi, le popolazioni biologiche di questi ecosistemi sono in genere relativamente stabili e costituite da alcune specie particolari che si ritrovano solo in questi ambienti di transizione. Tali specie ne definiscono l'originalità e l'autonomia rispetto alle acque interne ed alle acque marine (Ferronato *et al.*, 2000). Secondo alcuni autori è possibile ricondurre la composizione delle comunità bentoniche degli ambienti salmastri ad un ordinamento generale che prevede tre gruppi di specie: 1) specie marine, tipiche delle aree costiere più riparate, come i porti e le baie, in grado di colonizzare le aree sotto

l'influenza marina; 2) specie salmastre, eurialine ed euriterme, tipiche degli ambienti lagunari; 3) specie opportuniste ad ampia valenza ecologica e frequenti nelle aree caratterizzate da arricchimento organico e scarsa concentrazione di ossigeno (Gravina *et al.*, 1989).

In base a questa classificazione ed entro i limiti della ampia variabilità ecologica delle singole specie, è possibile effettuare un inquadramento generale delle specie rinvenute alle saline di Tarquinia. La comunità bentonica osservata alle saline di Tarquinia è costituita quindi da un gruppo di specie tipicamente salmastre, quali *C. glaucum*, *A. ovata*, a cui si aggiungono a secondo del periodo di campionamento e delle stazioni indagate, *C. insidiosum*, *G. aequicauda* e gli Oligocheti. Una porzione cospicua della comunità bentonica è, invece, rappresentata da specie che rientrano nella definizione di “taxa opportunisti”, quali *Hydrobia* spp., *C. capitata*, *S. decoratus* e le larve di Chironomidi. La componente più tipicamente marina, rappresentata da specie quali *N. levigata*, *P. cultrifera* e *I. baltica*, è decisamente modesta, scarsamente diffusa e relegata alle zone sotto maggior influenza del mare.

Le specie tipicamente salmastre raccolte nelle Saline di Tarquinia sono frequenti negli habitat paralici e sono comuni alla maggior parte dei biotopi salmastri. Queste specie non possono vivere in mare aperto ed hanno una distribuzione indipendente dalla salinità (Cognetti, 1994). Nell'ambito delle specie considerate alolimnobiae, i bivalvi sospensivori, *C. glaucum* e *A. ovata* sono i taxa più frequenti nella laguna di Monaci, Fogliano, Caprolace, Lungo (Gravina *et al.*, 1989), di Gialova (Koutsoubas *et al.*, 2000), nella Sacca di Goro (Mistri *et al.*, 2001) e nelle vasca di “fredda” delle saline di Trapani (Gianguzza *et al.*, 2001), nello stagno di Calich (Chessa *et al.*, 1995). Poiché organismi a vita relativamente lunga e a lenta crescita, i bivalvi svolgono un ruolo critico come serbatoi di biomassa e, per la loro attività trofica di sospensivori, sono uno dei fattori cruciali per il controllo del fitoplancton negli ambienti lagunari (Mistri *et al.*, 2001), di cui costituiscono quindi spesso l'elemento dominante delle comunità bentoniche (Koutsoubas *et al.*, 2000). Le specie *C. insidiosum*, *G. aequicauda*, insieme agli Oligocheti, appartengono sempre al contingente delle specie salmastre ritrovato nel complesso dei laghi Pontini (Gravina *et al.*, 1989), nella Sacca di Goro (Mistri *et al.*, 2001), nel complesso lagunare delle Valli di Comacchio (Mistri *et al.*, 2000). Nella Sacca di Goro sono associate ai siti maggiormente influenzati dalle correnti mentre, nelle Valli di Comacchio, *C. insidiosum* è presente nelle zone senza vegetazione. Per quanto riguarda i cosiddetti taxa opportunisti, questi sono caratterizzati da un alto tasso riproduttivo e da scarsa capacità competitiva. Per queste specie, la mortalità diventa una misura del grado di opportunismo e delle capacità quindi di selezionare, ad ogni nuova generazione, dei genotipi in grado di sopravvivere alle condizioni ambientali locali (Cognetti, 1978).

È generalmente accettato che nelle comunità bentoniche compaiono i taxa opportunisti in seguito ad un evento di disturbo (Giangrande, 1997, Mistri *et al.*, 2000) o in vicinanza di una fonte di inquinamento organico (Pearson & Rosenberg, 1978). Proprio per questo il loro ritrovamento nelle saline di Tarquinia indica condizioni instabili: sia *C. capitata* sia le larve di Chironomidi tollerano condizioni anossiche e di inquinamento organico (Pearson & Rosenberg, 1978, Gravina *et al.*, 1989). Accanto alle specie eurialine ed opportuniste sopra indicate, sono state ritrovati esemplari di specie tipiche quindi delle acque marine, in grado di adattarsi alle condizioni nuove ed imprevedibili degli ambienti salmastri. Lo stock di specie marine presenti dipende dalle biocenosi bentoniche delle acque costiere adiacenti (Cognetti, 1994) e la loro distribuzione avviene in base al gradiente di salinità (Carrada & Fresi, 1988). La scarsa presenza di specie marine può essere ricondotta all'elevato grado di confinamento dell'habitat acquatico, racchiuso all'interno di bacini di modesta superficie e profondità.

La colonizzazione della fauna bentonica nelle saline di Tarquinia è condizionata dalla particolare struttura dell'impianto e dalla dimensione e morfologia dei bacini. L'entrata dell'acqua marina e quindi di nuovi organismi è regolata tramite un pompa idrovora, azionata in base alle esigenze di controllo della profondità dell'acqua nelle vasche e alla limitazione del processo di precipitazione dei sali. La pompa non è sempre in azione e il flusso di acqua marina non è quindi continuo, ma basato su esigenze non legate alla gestione "vegetazionale e faunistica" dell'area. Inoltre la dispersione delle specie bentoniche, attuata principalmente attraverso i loro stadi larvali data la scarsa mobilità degli individui adulti, è condizionata dal passaggio dell'acqua attraverso degli stretti canali di comunicazione tra i bacini dell'impianto, chiamati chiuse, che rappresentano gli unici punti in cui può avvenire un flusso unidirezionale di organismi tra vasca e vasca. Infatti, le maggiori distanze, superate solo dalle fase di dispersione larvale, seguono un andamento monodirezionale prodotto dallo scorrimento dell'acqua marina che dal canale di ingresso si dirige verso le zone più interne.

Durante la campagna di monitoraggio del 2003 sono stati raccolti complessivamente 14 taxa. Il numero di specie campionato è decisamente ridotto se confrontato ad esempio con le 14 specie di policheti e le 50 specie di molluschi raccolte nella vasca di "fredda" delle saline di Trapani (Gianguzza *et al.*, 1996, Gianguzza *et al.*, 2001) o ancora con le 18 specie rivenute nelle saline dell'estuario di Sado (Portogallo) (Amaral & Costa, 1999). Infine, è inferiore anche alle 25 specie raccolte nella saline di Giraud (Camargue), anche se la composizione specifica è piuttosto simile (Britton, 1987). La composizione in specie è invece in buon accordo con quella osservata nel lago di Fogliano (Latina) (Gravina *et al.*, 1989) con cui condivide 10 delle 14 specie lì raccolte.

Le tecniche di analisi univariata e multivariata hanno consentito di evidenziare le similarità e le dissimilarità tra le comunità bentoniche, in termini di abbondanza delle specie presenti, nelle diverse stazioni e nelle diverse date di campionamento. In particolare le comunità delle diverse stazioni, anche se costituite per buona parte dalle medesime specie, appaiono ben differenziate tra loro durante gran parte del periodo di studio. Ciò consente di descrivere la zonazione biologica nell'area esaminata, che è sostanzialmente in accordo col modello osservato in altre aree mediterranee costiere (Guleroget *et al.*, 1983).

Nelle saline di Tarquinia si assiste ad una semplificazione della comunità passando dalle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina a quelle più interne, con una variazione significativa del numero di specie presenti. In maniera simile agli ambienti sottoposti a stress ambientale, dove il numero delle specie decresce avvicinandosi alla sorgente del disturbo (Pearson & Roserberg, 1978), nelle saline avviene una progressiva riduzione della diversità della comunità spostandosi dalla vasca 1, collocata nella zona più a N delle saline e dell'area esaminata, alla vasca 6, che rappresenta il polo più a S dell'area studiata. I risultati dei test univariati sugli indici di comunità rilevano una significativa differenza tra la diversità della comunità rilevata nella vasca 1 (st. 1) e quella delle vasche più interne (st. 4, st. 5, st. 6) e tra la struttura della comunità osservata nella vasca 6 (st. 6) e quella delle vasche più vicine al mare (st. 1, st. 2, st. 3).

I risultati dell'analisi multivariata (nMDS) basati sulla similarità tra campioni indicano una sostanziale contrapposizione tra le comunità osservate nelle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina e quelle più interne delle saline. La comunità osservata nella vasca 1 e quella osservata nella vasca 6 rappresentano quindi i poli estremi del cenocline presente nell'area esaminata. In effetti nella vasca 1, dove è stato sempre osservato il massimo numero di taxa, la comunità è costituita oltre che da specie opportuniste e tipiche degli habitat salmastri, anche da specie tipicamente marine, completamente assenti nella vasca 6. Nella vasca sotto diretta influenza del mare, la comunità è costituita da varie specie di molluschi, policheti, oligocheti, crostacei e larve di insetti mentre nella vasca 6 sono risultate presenti solo alcune specie di molluschi e le larve di insetti. In base alla distribuzione delle specie definibili marine, quali *N. levigata*, *P. cultrifera* e *I. baltica*, è possibile identificare il limite di influenza del mare, che corrisponde alla vasca 2 e 3. Inoltre è emersa una sostanziale omogeneità dei popolamenti, espressa in termini di numero di specie ed abbondanza, per le vasche collocate alla medesima distanza rispetto al canale di ingresso dell'acqua marina, cioè la st. 2 con la st. 3 e la st. 4 con la st. 5, per le quali il livello di similarità, calcolato in base alla procedura SIMPER, è pari a 77,7 % per le prime due e 77,4 % per le ultime due. In termini biotici, il gradiente ambientale esistente

all'interno dell'area esaminata determina una forte zonazione biologica lungo un asse che va dall'entrata dell'acqua marina alle zone più interne, senza una sostanziale variazione biocenotica trasversale a tale gradiente.

Per quanto riguarda l'interpretazione dell'evoluzione spaziale delle comunità bentoniche in funzione dei parametri ambientali, seppure è nota l'importanza che alcuni di essi svolgano nel determinare la distribuzione delle specie, spesso si ottengono risultati poco evidenti (Ponti, 2000) come si è verificato in questo studio. In effetti il pattern di distribuzione delle specie sopradescritto ed analizzato con la procedura BIOENV ha rivelato una scarsa correlazione con i parametri ambientali analizzati. La correlazione più alta è stata ottenuta con la salinità ed il pH, per il periodo precedente l'alluvione, e con solo il pH per il periodo successivo all'alluvione. Tuttavia, non è stato possibile individuare in maniera chiara i fattori chimico-fisici responsabili del cenocline sopra descritto. Infatti la procedura statistica applicata non ha fornito evidenze esplicative di questo trend. Questo non certo per una mancanza di influenza dei fattori ambientali sopraindicati sulle comunità, quanto piuttosto per la complessità delle interazioni tra fattori biotici ed abiotici, in cui assumono un'importanza non trascurabile gli effetti diasincronici. Non è infine da sottovalutare l'effetto integrato dei parametri ambientali, spesso molto variabili, la cui corretta valutazione può sfuggire ad un monitoraggio chimico-fisico episodico nel tempo come quello condotto durante questi studi. La stazione di monitoraggio climatico e delle acque installata recentemente con il progetto LIFE potrà a questo scopo fornire interessanti dati per una comprensione delle risposte della comunità bentonica al variare dei fattori chimico-fisici.

E' ben noto che negli ambienti parali mediterranei la distribuzione delle specie bentoniche è riconducibile ad un modello di zonazione biologica, comune ai diversi tipi di ecosistemi salmastri (Guelorget *et al.*, 1983, Arias & Drake, 1994). In generale, si assiste ad una riduzione della diversità specifica nella direzione in cui aumenta il livello di stress fisiologico che, nelle saline di Tarquinia, corrisponde al passaggio dalle vasche maggiormente influenzate dal mare alle vasche più interne. È stato evidenziato che lungo il gradiente di stress 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 contingente di specie, adattato alle specifiche condizioni, ma allo stesso tempo selezionato anche sulla capacità di rispondere alla variabilità dei diversi fattori chimico – fisici degli ambienti salmastri (Cognetti, 2000). Secondo alcuni autori (Guelorget *et al.*, 1983), il cenocline ambientale osservato negli ambienti confinati costieri è spiegabile in base al grado di “confinamento/vivificazione”, definito in funzione del tempo necessario per il rinnovo degli elementi biotici ed abiotici di origine marina (Carrada & Fresi, 1988). Questo cenocline è quindi profondamente legato alla positiva influenza del mare nei

confronti delle acque lagunari sulla temperatura, sull'ossigeno disciolto, sul bilancio ionico, sul trasporto delle larve, ect. Entro i limiti della struttura dell'impianto e della morfologia dei bacini, che influenzano notevolmente la distribuzione delle specie, la composizione e la zonazione delle specie osservate nelle saline di Tarquinia può essere ricondotta in parte a questa teoria. La vasca 1 infatti, caratterizzata dall'influenza diretta del mare poiché riceve l'acqua tramite la pompa idrovora, presenta una fauna bentonica diversificata, costituita dal maggior numero di specie di Crostacei (*C. insidiosum*, *G. aequicauda* e *I. baltica*) meno tolleranti condizioni di stress ambientale. E' inoltre la vasca dove si trovano gli individui di taglia maggiore per i bivalvi, indicando l'esistenza di popolazioni meglio strutturate. All'estremo opposto del cenocline, nella vasca 6, si osserva, invece, un'elevata abbondanza di specie opportuniste e tolleranti condizioni ipossiche, come le larve di Chironomidi. La positiva influenza del mare sull'ambiente acquatico resta quindi limitata alle vasche più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina. Ciò dipende dalla scarsa circolazione delle acque all'interno dell'impianto, ma soprattutto alle barriere che limitano gli scambi tra le vasche. Un aspetto da sottolineare, infatti, è l'elevato grado di confinamento dell'habitat studiato, se paragonato a quello di altri habitat paralici, e determinato dalla particolare struttura e morfologia dei bacini. Ciò riduce notevolmente l'inerzia chimico-fisica dell'ambiente acquatico, dove la scarsa superficie e profondità della colonna d'acqua accentuano le variazioni dei parametri ambientali, fortemente influenzati da quelli atmosferici. Inoltre poiché si tratta di bacini semichiusi, lo scarso idrodinamismo induce un aumento del tasso di sedimentazione delle particelle, di origine marina, terrestre o autoctona. Questo processo è ancora più accentuato in bacini di piccole dimensioni; come quelli delle saline dove tutto quello che viene prodotto e rimaneggiato in situ (soprattutto bioclasti conchigliari) o che viene trasportato dai venti rimane intrappolato nella vasca (Gianguzza *et al.*, 2001). In questo contesto, l'elevata quantità di sostanza organica, derivata anche dall'alta mortalità di organismi (Cognetti, 2000), favorisce l'attività batterica che nei luoghi dove l'acqua è più stagnante si traduce in una diminuzione della concentrazione di ossigeno nelle acque ed in un potenziale redox negativo nei sedimenti (Pearson & Rosenberg, 1978). L'attività degli eterotrofi mantiene condizioni riducenti creando uno strato ossidato sulla superficie del sedimento sotto il quale si svolge un'attività solfato riduttrice, con conseguente produzione di solfuri tossici (Mistri *et al.*, 2002). Un recente studio sedimentologico (Aumento, 2003) sulle saline di Tarquinia ha confermato condizioni simili a quelle sopradescritte. Spesso i sedimenti delle saline sono coperti da uno strato superficiale di colore chiaro e ben ossigenato, sotto il quale si presentano di colore scuro per l'instaurarsi di condizioni di anossia proprio a causa dell'elevata sedimentazione di sostanza organica nelle vasche. Il potenziale redox risulta così positivo nello strato più superficiale e

negativo negli strati sottostanti. Lo strato superficiale presenta un contenuto di materiale organico molle diverso dagli strati sottostanti. La condizione anossica evidenziata è la conseguenza della poca ossigenazione dell'ambiente e dello scarso scambio di ossigeno tra la colonna d'acqua e la superficie deposizionale (Bullo, 2000). Poiché il movimento delle acque è scarso, la sedimentazione è veloce e con essa il materiale organico viene subito intrappolato all'interno del sedimento anossico. Osservazioni condotte in situ al momento del campionamento confermano queste condizioni dei sedimenti in tutte le vasche esaminate, indicando come lo scarso idrodinamismo sia responsabile infine anche di possibili condizioni anossiche nei sedimenti. Considerando solo i parametri abiotici, sono molti quelli che influenzano la distribuzione delle specie bentoniche nelle lagune costiere in funzione della loro norma di reazione adattativa (Ponti, 2000). Tra questi, di notevole importanza sono la salinità, non tanto come valore assoluto quanto come intervallo di variazione, l'idrodinamismo, la granulometria del sedimento, la concentrazione di ossigeno ecc. (Lardicci *et al.*, 1993). Per quanto riguarda la salinità, seppure la correlazione tra il numero di taxa e la salinità sia risultata non significativa, nelle saline di Tarquinia emerge una caduta della diversità delle specie per valori di salinità superiori al 60-70 ‰. Si tratta di una soglia dove le concentrazioni saline possono provocare stress fisiologici (Britton, 1987) impedendo la sopravvivenza di molte specie di organismi, in quanto la composizione salina dell'acqua inizia a differenziarsi da quella del mare. Nelle saline di Tarquinia, l'idrodinamismo è scarso e dipendente sia dall'intervento umano sia da dall'azione del vento. A causa della struttura dell'impianto, il flusso dell'acqua avviene seguendo il dislivello in altezza esistente tra le vasche più a N e quelle più S dell'area esaminata. Il vento svolge un'azione determinante nell'uniformare i valori dei parametri abiotici lungo la colonna d'acqua (ossigeno e temperatura) e rappresenta, in alcune stagioni, l'unica forma di energia dinamica in entrata nell'ecosistema. Per quanto riguarda la granulometria, è emersa una sostanziale uniformità della tessitura (% ghiaia, % sabbia, % limo) dei sedimenti nelle vasche esaminate, con la prevalenza della componente sabbiosa. Solo nella vasca 6 si rileva la predominanza della componente sabbiosa sulle altre due. Secondo Cognetti (1982), la natura del sedimento perde la sua importanza nel pattern di distribuzione dei policheti. Relativamente alla distribuzione delle specie bentoniche, è ben nota l'influenza che negli ambienti salmastri, lagunari e non, è esercitata dalla presenza della vegetazione macrofita o algale (Ferronato, 2000). La vegetazione, infatti, influenza le interazioni biotiche, la disponibilità di alimento e le caratteristiche fisico - chimiche dei sedimenti. Nel complesso, è stato osservato che l'abbondanza della macrofauna è maggiore nelle aree con copertura vegetazionale rispetto a quelle che ne sono prive (Aria, 1994) per il fatto che essa aumenta il numero di microhabitat (Mistri *et al.*, 2000), offre rifugio nei confronti dei

predatori, agisce da filtro favorendo l'accumulo di particelle sospese, ospita organismi epibionti. Contemporaneamente numerosi autori hanno sottolineato l'effetto della comunità di alghe bentoniche sull'eutrofizzazione, descrivendo come l'eccessiva crescita di macroalghe abbia conseguenze ambientali negative quali crisi distrofiche e la massiva mortalità della fauna bentonica (Viaroli *et al.*, 1992). Nelle vasche delle saline esaminate sono presenti praterie di macrofite, *Ruppia* spp., che spesso risultavano colonizzate da macroalghe filamentose del genere *Chaetomorpha*; solo nella vasca 6 le macrofite non sono state rilevate. Dato lo scarso ricambio idrico e l'elevato confinamento dei bacini, la crescita della vegetazione esplica molto probabilmente un effetto tendenzialmente negativo sulle biocenosi bentoniche configurando una sorta di eutrofizzazione del bacino. Nei campioni bentonici raccolti in questo studio la componente vegetale è sempre elevata e spesso rappresenta da frammenti vegetali spesso in decomposizione, che indicano l'elevato accumulo di materiale organico sul fondo delle vasche e la funzione di trappola per il detrito svolta dai bacini.

5.2 Confronto di lungo termine tra i popolamenti bentonici. 1997, 2001 e 2003/04

Nel corso del 1997 è avvenuta la dismissione dell'impianto produttivo che ha comportato un drastico ridimensionamento del numero degli operai al lavoro nell'impianto con la conseguente riduzione di molte delle attività di manutenzione ordinaria del sito (quali restauro dei canali e delle chiuse per il trasferimento dell'acqua, manutenzione degli argini in pietra e legno, pulizia dei canali, sfalcio e decespugliamento degli argini e dei terrapieni). Nel 1997, la comunità bentonica era risultata costituita da specie tipiche di ambienti confinati e tendenzialmente opportuniste (Nascetti *et al.*, 1998) tra le quali le più rappresentative sono le larve di Chironomidi, *H. acuta* e *C. insidiosum*. Inoltre condizioni particolari erano state osservate in alcune vasche, dove la presenza di specie come *C. capitata* e *S. decoratus*, indicava condizioni di arricchimento organico nei sedimenti. La comunità bentonica di fondo mobile delle Saline di Tarquinia ha mantenuto le sue principali caratteristiche nel tempo: le specie che continuano a mostrare le più alte abbondanze sono sempre il Mollusco gasteropode *Hydrobia* spp. e le larve di Chironomidi. Al di là della scomparsa di alcune specie, classificabili come rare, non è sostanzialmente variata la composizione della comunità bentonica nei suoi componenti essenziali. A dispetto di ciò, l'analisi multivariata ha mostrato una netta distinzione temporale tra le comunità bentoniche. I cambiamenti più significativi sono avvenuti tra il 1997 e il 2001, mentre negli anni successivi la comunità mostra una struttura più costante. Tra il 1997 e il 2001/2003-04, si registra un netto calo per la popolazione del crostaceo anfipode *C. insidiosum* e, più in generale, per le altre specie di Crostacei. Una diminuzione dell'abbondanza avviene anche per la maggior

parte delle specie di Policheti, tra le quali le più rappresentate rimangono sempre *C. capitata* e *S. decoratus*. Solo i molluschi bivalvi, *A. ovata* e *C. glaucum* mostrano una tendenza opposta.

In risposta al cambiamento nella gestione ordinaria della Riserva, la comunità bentonica ha risposto con un mutamento nella sua struttura che ne è risultata più semplificata. Infatti, mentre nel 1997 era riconoscibile un pattern nella comunità bentonica a livello stagionale, con condizioni più stressanti nella stagione estiva ed invernali ed un miglioramento delle condizioni nella stagione primaverile, già nel corso del 2001, ed ancora di più nel 2003-04, si assiste ad una omogeneizzazione delle comunità bentoniche, del tutto simili tra loro indipendentemente dal mese di prelievo. Questo fatto è indice di una semplificazione della comunità dove aumenta il peso, in termini di abbondanza, di alcuni taxa, opportunisti ed ad ampia valenza ecologica.

Da un punto di vista ecologico, la riduzione nella popolazione dei Crostacei, comprendenti specie più sensibili a scarso idrodinamismo e a basso tenore di ossigeno, e l'aumento delle larve di Chironomidi, nonché la persistenza delle specie più resistenti di Policheti, indicano che si vanno instaurando condizioni sempre più stressanti che consentono ad un sempre minor numero di specie di sopravvivere nel comparto acquatico (Bramucci, 2001). Probabilmente la scarsa manutenzione delle strutture dell'impianto deputate alla circolazione dell'acqua, ha prodotto nel tempo una riduzione del flusso idrico, apportatore di acqua ricca di ossigeno, creando così condizioni di scarsa concentrazione di ossigeno a contatto col sedimento, con conseguente aumento della tasso di sedimentazione della sostanza organica, di origine animale e vegetale. Condizioni di stagnazione delle acque, indicate dalla presenza delle larve di Chironomidi, possono essere legate anche ad una maggiore crescita di fanerogame nelle acque o di piante alofile sul bordo delle vasche, la cui crescita non è più controllata dagli operai della salina.

5.3 Fauna macrobentonica e struttura dei popolamenti dopo il disturbo ambientale (dolcificazione delle acque)

L'elevata quantità di precipitazione avvenuta nel corso del mese di dicembre 2004, (200 mm di pioggia caduta in pochi giorni e circa 300 mm di pioggia nel corso del mese) ha provocato l'esondazione del fosso detto "circondario" che delimita il perimetro delle saline sul lato rivolto verso l'entroterra. Questo canale raccoglie le acque provenienti da un fosso detto "scolo dei prati" che a sua volta raccoglie le acque superficiali della distesa agricola a Sud di Tarquinia.

Il canale ha riversato un notevole volume d'acqua in una zona delle saline dove avveniva la raccolta del sale, precedentemente asciutta, situata nell'area est dell'impianto. Da qui l'acqua ha iniziato a fluire verso tutta la restante parte dell'impianto inondando le vasche e trasportando con sé anche una certa quantità di fango. Al fine di far defluire l'acqua è stato interrotto il flusso di

acqua marina in ingresso nella Riserva e l'acqua è stata lasciata defluire naturalmente attraverso gli sbocchi a mare (Foce di Ponente e Foce di Levante). L'acqua delle vasche, normalmente iperalina, ha cambiato drasticamente il suo contenuto ionico raggiungendo in tutte le vasche campionate un tenore salino circa pari al 10 ‰, valore tipico di acque mesoaline, nel mese di dicembre e riportandosi su valori medi del periodo nell'arco di tre mesi. Da rilevare che tali valori sono nettamente inferiori ai valori rilevati nell'inverno precedente, durante il quale la salinità non è mai scesa al di sotto del 33 – 35 ‰, nella vasca più marinizzata, e del 45 ‰, nella vasca più interna tra quelle esaminate. Inoltre il livello medio della colonna d'acqua è aumentato fino a raggiungere, nel periodo più critico, + 1 m. Le analisi statistiche condotte sui parametri chimico – fisici delle acque hanno consentito di descrivere le principali variazioni e l'andamento di questi parametri nel breve periodo e di confrontare le condizioni ambientali descritte da questi parametri con quelle rilevate precedentemente l'evento di disturbo. L'effetto dell'alluvione, rappresentato fondamentalmente dalla dolciificazione delle acque e dall'afflusso di un notevole volume di acqua e di particelle, organiche ed inorganiche trasportate con esso, ha prodotto una sostanziale omogeneizzazione delle condizioni dell'ambiente acquatico in tutta l'area esaminata dal punto di vista chimico – fisico. Nei mesi immediatamente successivi l'alluvione si assiste quindi all'annullamento del gradiente spaziale rilevato precedentemente dalle analisi dei parametri chimico-fisici delle acque. Questa condizione di alterazione delle condizioni medie ambientali verosimilmente si è protratta fino al mese di marzo, durante il quale si è rilevato il ritorno della salinità entro valori medi stagionali. Il protrarsi di tale condizioni per alcuni mesi è dovuto al fatto che, a causa della struttura dell'impianto e della morfologia dei bacini, il deflusso dell'acqua è avvenuto abbastanza lentamente. In questo ambiente dove la componente stagionale gioca il ruolo principale nel determinare le fluttuazioni delle condizioni chimico – fisiche delle acque, il drastico cambiamento del tenore salino ha avuto come conseguenza il ridimensionamento dell'effetto “stagione”. Tra i parametri monitorati, il cambiamento più drastico è stato a carico del tenore salino che ha subito una drastica riduzione. Infatti si è osservata la scomparsa del gradiente spaziale di salinità nell'ambito dell'area indagata, con una sostanziale uniformità di questo parametro in tutte le vasche esaminate per tutto il mese di dicembre. In particolare la differenza di salinità tra la vasca 1 e la vasca 6, tra le quali il gap di salinità arrivava al 20 ‰ anche durante i mesi invernali, si completamente è annullato.

Numerosi studi hanno riguardato i cambiamenti delle comunità bentoniche e la relativa modalità di recupero in seguito ad un fattore di disturbo (Pearson & Rosenberg, 1978, Cognetti, 1982, Gravina *et al.*, 1989, Arias & Drake, 1994, Giangrande & Frascchetti, 1996, Bachelet *et al.*, 2000,

, Fano *et al.*, 2000, Koutsoubas *et al.*, 2000, Mistri *et al.*, 2000, Lardicci *et al.*, 2001, Mistri *et al.*, 2001, Marchini *et al.*, 2004,). A seconda della durata e dell'intensità del disturbo ambientale, si assiste alla scomparsa delle specie più caratteristiche della biocenosi, mentre sopravvivono solo le specie ubiquiste e cosmopolite, dotate di ampia tolleranza nei confronti dei diversi fattori ambientali (Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2003). Cambiamenti nella chimica o nella circolazione delle acque possono promuovere la comparsa di specie meglio adattate alle nuove condizioni, con cicli variabili da meno di un anno ad alcuni anni. Gli ambienti salmastri offrono una buona opportunità di studio dei trend temporali in seguito ad eventi di disturbo in quanto molte delle specie presenti hanno cicli vitali brevi, cosicché i cambiamenti possono essere osservati nell'arco di un anno (Giangrande & Fraschetti, 1996). In genere nelle comunità dopo un evento di disturbo si assiste alla diminuzione delle popolazioni o alla scomparsa delle specie con strategia k, e la diminuzione della competizione apre la strada alle specie pioniere (strategia r).

Nelle saline di Tarquinia alcune considerazioni possono essere effettuate sulla struttura e sull'evoluzione temporale e spaziale della comunità bentonica in seguito alla dolcificazione delle acque, descrivendo le principali modificazioni subite rispetto al periodo precedente. Le tecniche di analisi univariata e multivariata hanno consentito di descrivere in ciascun sito esaminato la struttura della comunità bentonica mese per mese a partire dall'alluvione del dicembre 2004; inoltre, sono state rilevate le similarità e le dissimilarità tra le comunità nel corso del tempo.

Dall'analisi dei dati abiotici è risultata evidente la scomparsa del gradiente salino e la sostanziale uniformità da un punto di vista chimico – fisico di tutta l'area esaminata fino al mese di marzo 2005. La dolcificazione delle acque costituisce un forte disturbo ambientale per la maggior parte delle specie che colonizzano le acque salmastre. Al livello critico di salinità del 5‰–8‰, si assiste ad una rilevante caduta della diversità specifica delle comunità bentoniche (Cognetti, 2000), a causa del cambiamento nei rapporti ionici $\text{Ca}^+ / \text{Na}^+$ e K^+ / Na^+ . Alterazioni consistenti nella struttura della comunità bentonica di ambienti salmastri sono state rilevate in seguito ad una repentina caduta della salinità (Giangrande & Fraschetti, 1996). Ciò si riflette fortemente sulla componente biotica con una sostanziale somiglianza delle comunità bentoniche prelevate in vasche a diversa distanza dal canale di ingresso dell'acqua marina.

Nei mesi successivi l'esondazione, la risposta del bentos è data dalla semplificazione delle comunità osservate nelle varie vasche, perdendo le caratteristiche peculiari delle Saline di Tarquinia. Il decremento degli indici di diversità esaminati ha evidenziato che il disturbo ambientale ha prodotto una semplificazione della struttura della comunità della fauna bentonica. Tutti gli indici di comunità esaminati registrano una discontinuità nella struttura della comunità in corrispondenza dell'inverno 2004 –05. Gli indici di diversità (Shannon, Margalef) infatti

assumono i valori minimi relativamente al periodo di studio per tutte le tre stazioni esaminate. Contemporaneamente l'indice di Simpson, che misura la probabilità che due individui di uno stesso campione, presi in maniera casuale appartengano alla stessa specie (Danovaro *et al.*, 2003), raggiunge il valore massimo confermando che il disturbo ha condizionato fortemente la comunità bentonica. La drastica riduzione di diversità si registra immediatamente dopo il disturbo ambientale, e senza alcuna distinzione tra le stazioni a diversa distanza dal canale di ingresso dell'acqua marina. Ciò indica una severa selezione nei confronti dei taxa meno tolleranti le nuove condizioni ambientali caratterizzate da salinità più basse. Il minimo di densità degli individui viene, invece, registrato nel febbraio 2005 a seguito del mese più freddo di tutto il periodo studiato quando la temperatura dell'acqua è scesa fino a 4,5 °C. In questo senso un secondo disturbo termico ha determinato una mortalità nelle popolazioni superstiti.

Nei mesi invernali, le temperature più basse, la scarsa produzione primaria e la conseguente minore disponibilità di risorse trofiche, determinano in genere un abbassamento della biomassa bentonica (vedi sopra nel paragrafo sui cicli stagionali dell'abbondanza) per mortalità e/o rallentata crescita (Ferronato *et al.*, 2000). In questo periodo, gli organismi bentonici, già sottoposti a condizioni ambientali difficili, hanno dovuto affrontare un ulteriore forte stress, rappresentato dalla dolcificazione delle acque, normalmente soprassalate, anche nei periodi invernali. Il disturbo provocato dalla dolcificazione ha agito selezionando solo quei pochi individui, appartenenti ad un ristretto numero di taxa, caratterizzati da elevato grado di opportunismo ed evidentemente tolleranti ampie oscillazioni di salinità. Durante la seconda campagna di monitoraggio, la fauna bentonica delle saline di Tarquinia è risultata costituita prevalentemente dalle larve di Chironomidi e dal mollusco gasteropode *Hydrobia* spp., che risultano presenti in quasi tutti i campioni esaminati. Vanno aggiunte, inoltre, alcune specie tipicamente salmastre come *C. glaucum*, *A. ovata* e *C. insidiosum*, mentre tra le specie indicate come marine si segnala solo *I. baltica*. La netta prevalenza di pochi taxa opportunisti, quali le larve di Chironomidi e *Hydrobia* spp., nelle comunità bentoniche di fondo mobile è una caratteristica di condizioni ambientali di stress (citazione). Il termine di opportunismo è utilizzato per quelle specie che, grazie al loro tasso riproduttivo e di crescita, riescono a sfruttare a loro vantaggio un cambiamento ambientale che lascia delle nicchie non utilizzate (MacArthur, 1960). È questo il caso dei due taxa sopraccitati nelle Saline di Tarquinia. A causa della morte degli individui delle altre specie, sia le larve di Chironomidi sia *Hydrobia* spp. diventano i colonizzatori iniziali di un'area nel complesso "azoica", dove la ricchezza di sostanza organica ha favorito lo sviluppo delle loro popolazioni. Pearson & Rosenberg (1978) coniarono il termine di "enrichment opportunists" per questo tipo di colonizzatori. È importante ricordare che il

Gasteropode *Hydrobia* spp. è spesso abbondante nelle aree caratterizzate da arricchimento organico in condizioni di bassa salinità come riportato in Pearson & Roserberg (1978).

D'altro canto, non sono stati raccolti individui appartenenti al taxa degli Anellidi (Policheti ed Oligocheti). La riduzione della diversità e della densità dei popolamenti e il cambiamento nella composizione della comunità, scomparsa di alcuni taxa meno tolleranti e aumento dei taxa opportunisti, rientrano negli effetti tipici prodotti da alterazioni dell'habitat sulla comunità bentonica (Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2003). Così, le modificazioni descritte della comunità bentonica non rientrano nell'ambito delle prevedibili fluttuazioni stagionali, ma sono riconducibili a quelle variazioni osservate nella comunità bentonica nel breve periodo dopo un evento di disturbo (Boero, 1996). La lettura dei risultati ottenuti tramite il nMDS ha consentito di esaminare l'evoluzione temporale e spaziale della comunità bentonica delle saline nel periodo immediatamente successivo il forte stress ambientale.

Nel mese di dicembre 2004 e di febbraio 2005, i campioni prelevati nelle diverse stazioni vanno a formare un unico gruppo, rivelando una omogeneità dei popolamenti anche tra la vasca più marinizzata (st. 1) e la vasca più interna (st. 6), tra quelle esaminate. Un'eccezione a queste condizioni generali è rappresentata da uno dei campioni prelevati nella vasca 1, che sia nel mese di dicembre sia nel mese di febbraio si mantiene differenziato rispetto agli altri. Questo risultato è legato alla posizione di raccolta di questo campione, più vicino al flusso di acqua marina. La generale uniformità dei campioni indica la scomparsa della zonazione biologica legata al confinamento / vivificazione precedentemente descritta. Nel mese di dicembre 2004 e febbraio 2005, le comunità bentoniche delle diverse vasche sono abbastanza simili e costituite fondamentalmente da Larve di Chironomidi e da *Hydrobia* spp. Nella st. 1, oltre a questi due taxa sono stati raccolti pochi individui di *C. glacum* e *C. insidiosum*. La similarità osservata è dovuta alla scarsa abbondanza dei popolamenti nel complesso piuttosto che alla composizione specifica di ciascuna stazione in quanto nella st. 2 non sono stati raccolte larve di Chironomidi, unico taxa invece reperito nella st. 6. Quando il tenore salino risale verso valori medi stagionali e la temperatura aumenta, la situazione precedentemente osservata inizia a cambiare. A partire dal mese di marzo 2005, infatti, si rileva un cambiamento nella composizione della comunità bentonica delle saline con una diversificazione delle comunità a seconda del punto di prelievo rispetto al canale di ingresso dell'acqua marina. In particolare nella comunità della vasca più marinizzata sono stati raccolti numerosi individui appartenenti a *C. insidiosum*, *I. baltica* e *G. aequicauda*. Quest'ultima specie viene raccolta anche nella st. 2; mentre nella st. 6, si segnala la presenza della specie *A. ovata*. Questa tendenza continua nel mese di aprile quando le comunità bentoniche delle tre stazioni risultano caratterizzate da specifici gruppi di taxa. La st. 1 è

caratterizzata prevalentemente da Crostacei, mentre la st. 2 e 6 si distinguono per i Molluschi; le larve di Chironomidi continuano ad essere presenti in tutte le stazioni. Nel mese di ottobre è da segnalare la colonizzazione della st. 1 da parte del polichete *S. decoratus*.

A partire dalla primavera si rileva come la distribuzione delle specie inizi di nuovo a seguire il modello di zonazione biologica descritto nel corso del 2003 e definito in base alla distanza dal canale di ingresso dell'acqua marina. È possibile quindi descrivere la transizione delle comunità bentoniche passando dalla vasca 1, più marinizzata, alla vasca 6, la più interna tra quelle studiate. A parte la costante presenza delle larve di Chironomidi e del mollusco gasteropode *Hydrobia* spp. in tutte le vasche esaminate, le specie bentoniche si ripartiscono nel seguente modo:

- nella vasca 1, sotto diretta influenza marina, sono presenti prevalentemente esemplari di Crostacei, qui si registra anche una minore densità del gasteropode *Hydrobia* spp.;
- nella vasca 2 sono prevalentemente presenti i Molluschi, con la netta predominanza del gasteropode *Hydrobia* spp.;
- nella vasca 6 sono presenti occasionalmente i Molluschi bivalvi.

I Crostacei si distribuiscono nelle zone sotto diretta influenza del mare, dove l'acqua è più profonda ed è maggiore l'idrodinamismo. I Molluschi sono il taxa che recupera più velocemente in seguito al disturbo ambientale, distribuendosi in tutte le vasche studiate. Questo può essere attribuito al fatto che sono meglio adattati a vivere in questo tipo di ecosistemi (Koutsoubas *et al.*, 2000). Per i Bivalvi, organismi a lenta crescita e relativamente longevi (Bachelet *et al.*, 2000), si segnala comunque la scomparsa di tutti gli individui di taglia grande. L'analisi condotta sulle comunità osservate in ciascun mese di campionamento ha rilevato due momenti significativi di discontinuità nell'evoluzione temporale della comunità bentonica, uno rappresentato dal passaggio tra l'inverno e la primavera e l'altro tra la primavera e l'estate. Il primo è legato all'aumento della densità delle larve di Chironomidi sia nella st. 1 sia nella st. 3. Il secondo è dovuto all'aumento di densità del gasteropode *Hydrobia* spp. nella st. 2 e nella st. 3 e al decremento della densità delle larve di Chironomidi.

5.4 Fluttuazioni stagionali

Negli ambienti lagunari uno dei cambiamenti più importanti a carico delle comunità bentoniche è rappresentato dalle fluttuazioni stagionali che, a causa dell'elevata variabilità dei parametri chimico-fisici ed idrologici, comportano sia l'introduzione di nuove specie, tipiche di particolari condizioni ambientali (Boero, 1996) sia notevoli oscillazioni di abbondanza (Arias & Drake, 1994).

Le fluttuazioni stagionali dei popolamenti bentonici negli ambienti salmastri temperati sono state descritte in dettaglio in numerosi studi (Arias & Drake, 1994, Arvanitidis *et al.*, 1999, Gravina *et al.*, 1989). E' proprio per la loro prevedibilità, che è, al limite, possibile costruire modelli di predizione dello stato di una comunità in una data stagione (Boero, 1996).

Nel presente studio vengono descritte le principali variazioni della comunità bentonica su base stagionale considerando tutti i campioni acquisiti a partire dal mese di luglio 2003 al mese di ottobre 2005. Tenendo conto del “forte” disturbo a cui è stata sottoposta la comunità e la conseguente e significativa semplificazione della sua composizione e struttura, è stato comunque possibile riconoscere dei cicli stagionali di diversità e di densità della comunità bentonica, del tutto simili a quelli rilevati in ambienti analoghi.

Nelle saline di Tarquinia si osservano variazioni marcate nella struttura della comunità in relazione alle variazioni stagionali con un massimo di diversità corrispondente al periodo primaverile (marzo–giugno) e un minimo corrispondente alla stagione autunnale. Tutti gli indici di comunità analizzati (Shannon, Evenness, Margalef, Simpson) mostrano delle chiare oscillazioni nel corso dei mesi di campionamento in accordo con quanto osservato in ambienti mediterranei analoghi a quello studiato (Mistri *et al.*, 2000, Arias & Drake, 1994, Gravina *et al.*, 1989).

In primavera, si assiste ad un aumento della diversità specifica con una riduzione della ridondanza in tutta l'area indagata in corrispondenza del reclutamento meroplantonico di origine marina e di condizioni meno stressanti per la comunità bentonica, legate ad una migliore ossigenazione delle acque, ad un maggior mescolamento degli strati sprofondi, all'aumento della temperatura, fattori che stimolano la ripresa dei cicli riproduttivi (Ferronato *et al.*, 2000). All'inizio dell'autunno si assiste ad una riduzione della diversità. Fa eccezione la stazione 1 nel mese di novembre 2003, quando è stato rilevato un secondo picco di ricchezza specifica, rinvenuto in altre comunità bentoniche del Mediterraneo e che in genere ripristina solo precariamente un'elevata ricchezza specifica (Ferronato *et al.*, 2000).

Relativamente alla densità dei popolamenti, si osserva il medesimo andamento stagionale descritto per la diversità, con alcune differenze tra le stazioni di campionamento in relazione ai diversi taxa raccolti. Il massimo di abbondanza coincide con il periodo primavera – inizio estate per quasi tutta l'area indagata, ad eccezione della stazione 2 che mostra invece un picco di densità in autunno. Il massimo di densità rilevato nella stazione n. 1, che riceve direttamente l'acqua marina, è legato nel corso della prima campagna di monitoraggio principalmente all'incremento

di densità delle specie di Crostacei, quali *C. insidiosum*, e di Policheti, mentre nella seconda campagna di monitoraggio, dopo l'alluvione del dicembre 2004, un ruolo di primo piano è giocato dalle larve di Chironomidi. Nella vasca più lontana dall'ingresso dell'acqua marina, il picco di densità è legato alla presenza delle larve di Chironomidi e al bivalve *C. glaucum*, nel corso del primo anno di campionamento e al gasteropode *Hydrobia* spp., successivamente l'alluvione. Infine, nella st. 2 si osserva come il picco autunnale sia dovuto ai taxa degli Oligocheti, insieme alle larve di Chironomidi, prima, ed ai molluschi Bivalvi, dopo l'esondazione.

Molto probabilmente i valori minimi di densità, rilevati all'inizio dell'autunno, sono legati alle condizioni ambientali fisiologicamente più stressanti raggiunte alla fine dell'estate, molto frequenti negli ambienti paralici (Gravina *et al.*, 1989). Infatti gli elevati valori di temperatura e di salinità e il decremento dell'ossigeno disciolto, favorito dall'accumulo di sostanza organica e dalla stagnazione delle acque, provocano in genere una generale riorganizzazione dell'ecosistema che si caratterizza per situazioni di mortalità giovanile e di ridistribuzione dei popolamenti (Ferronato *et al.*, 2000). Un andamento simile dei principali parametri descrittivi della comunità bentonica è stato rilevato da Mistri *et al.* (2000) negli habitat colonizzati da *Ulva* nella laguna di Valli Fattibello localizzata nel complesso lagunare delle Valli di Comacchio. Qui le fluttuazioni della comunità bentonica sono determinate dal ciclo delle macroalghe: a settembre e novembre, a causa della decomposizione della biomassa di *Ulva rigida*, la comunità bentonica è impoverita e scarsamente diversificata se paragonata a quella osservata nel periodo tra Marzo e Giugno, quando probabilmente la crescita di *Ulva rigida* contribuisce all'ossigenazione delle acque e fornisce un substrato adatto ad ospitare una comunità bentonica diversificata.

Inoltre poiché le temperature più calde aumentano l'attività trofica dei predatori epibentonici, è stato evidenziato che ne consegue una riduzione significativa dell'abbondanza della macrofauna bentonica e della meiofauna (Arias & Drake, 1994). Nelle saline di Tarquinia possono essere rientrare tra i possibili predatori epibentonici, l'anguilla (*Anguilla anguilla*), il cefalo (*Mugil cephalus*), il granchio (*Carcinus mediterraneus*) e il nono (*Aphanius fasciatus*). Ne va sottovalutata l'azione dell'avifauna migratrice che migra verso queste aree mediterranee sul finire dell'estate.

In sintesi, dall'analisi dei popolamenti bentonici è evidente un'estrema variabilità nell'arco dell'anno con alcune specie che tendono a scomparire in alcune aree o ad essere presenti con densità ridotte in altri siti. Altri taxa, invece, pur ridimensionando ciclicamente la loro popolazione, sopravvivono anche nei periodi più critici (larve di Chironomidi). Da ciò emerge

come le aree umide confinate, con scarso idrodinamismo, siano molto sensibili alle variazioni stagionali, così come evidenziato da Gravina *et al.* (1989).

5.5 Osservazioni sui principali taxa della comunità bentonica

Molluschi

Le specie di molluschi normalmente più frequenti ed abbondanti nei campioni esaminati sono tipiche della comunità eurialina ed euriterma delle acque salmastre, secondo la classificazione di Pérès (1967) e sono distribuite lungo tutte le stazioni di campionamento per la maggior parte dell'anno. Insieme alla Larve di Chironomidi, sono l'unico taxa che riesce a colonizzare la vasca più interna tra quelle studiate, anche se, per *C. glacum* ed *A. ovata*, si tratta di stadi giovani che colonizzano il substrato appena dopo la metamorfosi e solo in piccola parte sopravvivono alle difficili condizioni estive. Queste due specie di bivalvi ed *H. acuta* raggiungono la massima densità nelle vasche col minore contatto col mare probabilmente per la presenza di stadi di dispersione larvale più longeve. Inoltre sono la taxocenosi che recupera più velocemente in seguito al disturbo dell'alluvione confermando che, in confronto alle altre taxocenosi (Policheti, Crostacei), sono probabilmente meglio adattati a vivere in questo tipo di ecosistemi paralici (Koutsoubas *et al.*, 2000). Per quanto riguarda i bivalvi, gli individui più longevi sono stati raccolti nella st. 1, la vasca a più diretto contatto col mare. Ciò indica l'esistenza di condizioni troppo restrittive nelle vasche più interne delle saline per lo sviluppo degli stadi vitali successivi, probabilmente a causa delle elevate temperature estive. Tra le specie raccolte, i bivalvi possono essere indicati come organismi K-selezionati, in quanto di taglia grande, a lenta crescita ed elevata biomassa (Mistri *et al.*, 2000). Poiché gli individui di taglia maggiore sono stati raccolti nella vasca 1, la loro presenza probabilmente indica che in questa vasca a diretto contatto col mare vi sono le condizioni meno stressanti per la comunità bentonica. Per tutte e tre le specie, il periodo più favorevole è rappresentato dalla primavera – estate, quando raggiungono la massima densità nei siti di campionamento. Delle tre specie, risente maggiormente delle condizioni stressanti delle stagioni estreme (estate ed inverno) *A. ovata*, le cui popolazioni presentano le oscillazioni più ampie nel tempo. In relazione all'inondazione delle saline, la specie *H. acuta*, seppure non è stata raccolta nei mesi successivi l'evento di disturbo, è quella la cui popolazione recupera prima dagli effetti dell'alluvione rispetto al resto delle specie di molluschi e delle altre taxocenosi, in accordo col suo stato di specie opportunistica (Pearson & Rosenberg, 1978). Inoltre è in grado di superare eventi sfavorevoli, come la bassa salinità, scavando nel sedimento e

rimanendo quiescente (Britton, 1987). Da notare come l'aumento di densità di *Hydrobia* spp. corrisponda ad un ridimensionamento, nella st. 2 e nella st. 3, della densità delle Larve di chironomidi, di cui sono efficaci competitori per le risorse trofiche, e, nella st. 1, della densità dei bivalvi, predatori invece delle larve planctoniche (Drake & Arias, 1995) di *Hydrobia* spp.

Policheti

Per quanto riguarda i policheti, la loro presenza è risultata molto variabile nel tempo. Tutte le specie erano presenti nei siti indagati fino alla drastica riduzione di salinità che ha prodotto una significativa diminuzione di specie e di individui di questo taxa. Ciò è particolarmente evidente per *C. capitata*, polichete tubicolo di piccola taglia, presente con densità discrete nella st. 1 e nella st. 2, più modeste nella st. 4 e nella st. 5, dove vengono raggiunti valori di salinità anche del 55 ‰. Scompare completamente in tutti i siti a partire da dicembre 2004, in corrispondenza dell'alluvione. Una situazione simile si rileva per *N. levigata* e *P. cultrifera*, ben rappresentate per densità fino alla st. 3, dove la salinità raggiunge valori intorno al 50 – 52 ‰, ma quasi completamente scomparse in seguito all'alluvione. Una ripresa della densità di queste ultime due specie e di *S. decoratus* si osserva nel mese di ottobre 2005 mentre *C. capitata* sembra non colonizzare più l'ambiente delle saline. Un medesimo trend è stato osservato per il taxa degli oligocheti, ben rappresentato in alcune delle stazioni esaminate e completamente scomparso dopo la drastica riduzione di salinità provocata dall'ingresso di acqua dolce nell'impianto. Per quanto riguarda *C. capitata*, questa è una specie opportunistica, segnalata in aree caratterizzate da elevato inquinamento organico, anche nelle zone azoiche vicino alle fonti di inquinamento (Boesh, 1973, Grasse & Grasse, 1974), con alte concentrazioni di solfuri (Rasmussen, 1973) e basso contenuto di ossigeno (Smith & Green, 1976), dove la salinità è però alta (Bagge, 1969). Questa specie non colonizza le acque con salinità inferiore al 13 – 18 ‰ (Pearson & Rosenberg, 1978). Un'analoga scomparsa delle specie di Policheti è stata rilevata da Giangrande *et al.* (1996) nel lago costiero di Aquatina (Puglia) quando la salinità è scesa intorno al 9‰; Cagnetti (2000) rileva che specie di policheti eurialine possono colonizzare le aree più interne dei bacini costieri e delle lagune se la salinità non scende al di sotto del limite del 8 ‰. Numerosi studi hanno inoltre rilevato come non esista una correlazione tra la zonazione dei Policheti e la salinità nei valori minimi, almeno fino al limite suddetto, mentre sarebbero determinanti altri fattori ambientali, quali il grado di confinamento / vivificazione, l'idrodinamismo e il contenuto di ossigeno disciolto (Lardicci *et al.*, 1993). In questo caso, dato l'analogia dell'evento studiato con quanto occorso nel lago costiero di Aquatina, sembra evidente che disturbi abiotici dovuti a fluttuazioni della salinità

possono alterare profondamente la comunità dei Policheti. Inoltre il mancato successo del reclutamento primaverile da parte delle specie di questo taxa indica il perdurare di condizioni sfavorevoli, che si protraggono almeno fino all'autunno successivo.

Artropodi: Crostacei ed Insetti

Non penetrano nelle vasche più interne delle saline, dove sono stati raccolti solo occasionalmente. La comunità a crostacei è più diversificata ed abbondante nella st. 1, probabilmente a causa del maggior ricambio idrico e del maggior idrodinamismo. Tra le specie di crostacei raccolte quella che contribuisce maggiormente a caratterizzare la comunità bentonica è *C. insidiosum*, anfipode tubicolo tipico degli ambienti salmastri. La sua densità varia considerevolmente nel tempo e sembra non subire gli effetti della dolcificazione delle acque. Si osserva una contrazione della popolazione agli inizi dell'autunno in seguito alle crisi estive, frequenti negli ambienti salmastri, determinate da un minore apporto di acqua marina, dalle alte temperature e da una maggior attività metabolica dei predatori.

L'abbondanza delle larve di chironomidi nei sedimenti raggiunge il suo massimo nel periodo autunnale. Questo è stato osservato per la specie *Chironomus salinarus* (Drake, 1995). Al contrario il massimo periodo di crescita e produttività va da maggio a novembre quando le larve si spostano dai sedimenti alle macrofite (Mencie, 1981). Ciò è in accordo con i dati osservati da questo studio, le larve di chironomidi sono presenti ed abbondanti in quasi tutti i siti esaminati con un primo picco di densità nella st. 1 e nella st. 2 in autunno ed un secondo picco nel periodo primavera – inizio estate, nella st. 1 e nella st. 6. In tutte le stazioni si è osservato una significativa riduzione in corrispondenza dell'inverno 2004 / 05, a cui è seguito un recupero della popolazione, ai livelli di densità precedenti l'evento di disturbo, solo nella st. 1. Sia nella st. 2 sia nella st. 6 invece si osserva una contrazione della popolazione che non raggiunge più i livelli precedenti.

5.6 Struttura della popolazione di *C. glaucum*

L'analisi della struttura della popolazione della specie *C. glaucum* all'interno delle Saline di Tarquinia mostra che si possono individuare dei popolamenti ben differenziati nello spazio. Ciò viene dedotto dalla significativa differenza osservata tra le classi di età presenti nella maggioranza delle vasche, sia nello stesso periodo di studio che in periodi diversi.

All'interno delle saline di Tarquinia, si possono quindi riconoscere diversi popolamenti i cui habitat, parzialmente isolati l'uno dall'altro, coincidono proprio con le varie vasche. L'unica via di comunicazione tra questi habitat è rappresentata dalle chiuse di passaggio dell'acqua. Tra questi gruppi il flusso di individui si può realizzare attraverso le fasi di dispersione larvale seguendo la corrente dell'acqua, che per le caratteristiche dell'impianto è unidirezionale (ovvero il passaggio può avvenire solo in successione dalla vasca 1 alle seguenti). Ciascuna vasca rappresenta una tessera di quel mosaico di habitat presenti nelle saline, distinta dalle altre per caratteristiche chimico-fisiche e biologiche. Le vasche studiate si collocano lungo un gradiente ambientale legato al grado di confinamento, i cui poli sono rappresentati dalla vasca 1, caratterizzata da condizioni molto simili a quelle del mare per salinità, temperatura, apporto di nutrienti e concentrazione di ossigeno alla vasca 6, dove vi sono condizioni definibili "estreme". Questo stesso gradiente ambientale determina la struttura della popolazione di questo bivalve bentonico, frammentata in diverse vasche. La diversità e la longevità degli individui nelle vasche lascia ipotizzare che il mare o la vasca più vicina ad esso, possa funzionare come "sorgente" di individui, avendo sempre un tasso di produzione delle fasi di dispersione larvale positivo. L'elevata capacità di dispersione delle fasi larvali consente la colonizzazione anche delle vasche più interne. Qui le condizioni ambientali più estreme non consentono invece la riproduzione o la sopravvivenza degli individui. È stato osservato che spesso i popolamenti di questa specie si conformano ad un modello di metapopolazione (Reise, 2003; Mariani *et al.*, 2005). In genere gli invertebrati bentonici presenti negli habitat paralici frammentati senza una fase di dispersione larvale o, se presente molto breve, tendono a presentarsi nella forma delle metapopolazioni costituite, appunto, da popolazioni locali parzialmente isolate (Reise, 2003). Uno studio esaustivo della struttura di popolazione del *C. glaucum* nelle Saline di Tarquinia richiede studi pluriennali sulla dinamica di popolazione ed in particolare sugli eventi di estinzione e ricolonizzazione locale.

Da questo studio è inoltre emerso che i pochi individui di dimensioni più grandi colonizzano la vasca 1, dove avviene direttamente l'immissione dell'acqua marina. Passando progressivamente

alle vasche più interne si osserva una graduale diminuzione nella taglia degli individui indipendentemente dalla stagione, in conseguenza degli effetti del confinamento (Guelorget & Perthuisot, 1992). Le condizioni migliori di accrescimento per questa specie bentonica si trovano nella vasca più marinizzata. Infatti nella vasca 2 e 3, si rileva un accrescimento fino a delle taglie “medie” mentre nella vasca 6 si rilevano solo individui di piccole dimensioni, che addirittura scompaiono del tutto nella tarda primavera.

Analizzando il trend temporale della distribuzione delle taglie, si rileva come dal mese di ottobre a giugno avvenga un aumento delle frequenze delle taglie minori; andamento osservabile in tutte le vasche. Ciò può essere legato a diversi eventi, che non si escludono a vicenda: una selezione nei confronti delle taglie maggiori, legata alla stagione invernale (eventi ambientali estremi o scarsità di cibo) o ad una forte pressione predatoria dovuta alla presenza degli uccelli svernanti e il reclutamento dei giovani, il cui effetto è una diminuzione della taglia media della popolazione. La comparsa nel mese di marzo di individui con taglie comprese tra i 4,5 e i 12 mm di altezza potrebbe essere spiegata considerando che gli stadi giovanili, con dimensioni comprese tra i 0,5 e 10 mm, in genere si trovano sulla vegetazione algale o sulle piante acquatiche a cui rimangono legati tramite un bisso (Labourg *et al.*, 1980) e che superati i 10 mm di altezza, a causa del peso, si spostano sul sedimento.

Analizzando complessivamente la popolazione è stato possibile individuare per ciascun mese di studio almeno tre componenti di taglia, che sotto certe condizioni ed entro i limiti del metodo applicato per individuarle, possono corrispondere a delle classi di età. Una difficoltà incontrata ha riguardato il riconoscimento della componente intermedia nelle tre distribuzioni, dovuta probabilmente ad una sovrapposizione fra coorti che ne rende più complessa l'identificazione.

Ciò premesso, i risultati ottenuti hanno consentito di osservare l'accrescimento di almeno due classi di età, la classe dei “giovani” e quella degli “adulti”. È da notare come si rilevi un aumento delle dimensioni medie di ciascuna componente per tutto il periodo esaminato, compresa la stagione invernale, fatto documentato per questa specie in luoghi simili nel Mediterraneo ma raro nelle coste nord europee, dove in genere si osserva un arresto dell'accrescimento nei mesi invernali (Boyden, 1972). Considerato che ad ottobre si osserva una classe di taglia, corrispondente alla classe di età “giovani”, pari a $7,39 \pm 1,68$ (sono stati osservati anche individui fino a 4,5 mm di altezza), sembra possibile ipotizzare un evento riproduttivo nella tarda primavera.

Condizioni del tutto particolari sono state osservate nella vasca 6, dove sono stati osservate elevate densità di individui appartenenti alla classe di età più giovane che, però, scompare del tutto nel campione di giugno. Ciò può dovuto a condizioni estreme da un punto di vista chimico–

fisico: infatti parametri ambientali altamente variabili possono contribuire alla mortalità dei giovani molluschi (McArthur, 1998). Gli individui più giovani inoltre sono particolarmente sensibili alle basse concentrazioni di ossigeno (Boyden, 1972). Secondo alcuni autori (McArthur, 1998) anche una competizione intraspecifica per il cibo o lo spazio può provocare una iniziale mortalità dei giovani, laddove la loro densità sia molto elevata.

Per quanto riguarda l'uso potenziale del *C. glacum* come indicatore di qualità degli ambienti acquatici, si è rilevata la buona relazione che esiste tra i parametri strutturali di questa specie e la profondità della colonna d'acqua. Ciò è indicativo del fatto che i processi di accrescimento biologico in ambiente acquatico siano profondamente legato ad una certa inerzia chimico-fisica dell'ambiente. Inoltre essendo una specie fitoplanctofaga (Ivell, 1979) estremamente sensibile alla disponibilità di alimento, il suo accrescimento è legato alla produttività primaria che in questa vasca potrebbe subire notevoli fluttuazioni stagionali a causa della scarsa omeostasi dell'ambiente acquatico. In relazione alla produzione secondaria relativa a giugno 2004 confrontata con quella rilevata nel mese di maggio 1997, la lettura dei dati fa notare come vi sia un calo della densità di biomassa, seppure di modesta entità, in tutte le vasche campionate. In accordo con quanto rilevato in uno studio precedente (Meschini, 1998), la produzione secondaria per unità di superficie risulta essere maggiore nella vasca più marinizzata.

6 - CONCLUSIONI

I dati raccolti in questo studio hanno permesso di descrivere la struttura dei popolamenti bentonici di un ambiente umido costiero seminaturale, caratterizzato da elevati bassi livelli di energia idrodinamica e da elevato tenore salino. La biocenosi bentonica popola le vasche destinate fino a pochi anni fa alla produzione del sale ed è fortemente esposta alle variazioni sia stagionali sia imprevedibili dei parametri chimico – fisici delle acque.

A dispetto della particolare morfologia dei bacini, dell'elevato grado di isolamento dell'ambiente acquatico e dell'alta concentrazione salina delle acque, nella comunità bentonica sono riconoscibili i principali pattern di variazione in relazione al confinamento ed ai cicli stagionali, del tutto simili a quelli osservati in altri ambienti paralici mediterranei (Arias & Drake, 1994, Guelorget *et al.*, 1983, Lardicci *et al.*, 1993, Gravina *et al.*, 1989, Mistri *et al.*, 2000, Mistri *et al.* 2001). Lo studio condotto a partire dal mese di luglio 2003 ha previsto il monitoraggio mensile di alcuni parametri delle acque e della comunità bentonica al fine di definire lo stato ecologico dell'habitat acquatico in relazione al cambiamento di gestione dell'impianto produttivo, dimesso dal 1997, agli interventi di risanamento ambientale previsti dal Progetto Life-Natura ed in relazione all'alluvione che ha colpito l'area nel 2004. Nelle Saline di Tarquinia è stata quindi descritta la struttura della comunità bentonica, le fluttuazioni stagionali e la risposta a due tipi di eventi di disturbo, uno legato all'attività umana, e l'altro "naturale", rappresentato dalla dolcificazione repentina delle acque. In questo senso è stato possibile illustrare la risposta della biocenosi bentonica a due diversi impatti ed i relativi tempi di recupero.

Considerazioni conclusive:

- La comunità bentonica è costituita da specie opportuniste, salmastre e marine, frequenti in ambienti mediterranei salmastri caratterizzati da bassa energia idrodinamica. Il numero di taxa raccolto (14, nel 2003/04; 13 nel 2004/05) è modesto. Si tratta di specie ad ampia valenza ecologica la cui selezione è effettuata sulla base della tolleranza alle variazioni dei principali parametri chimico–fisici delle acque. La comunità è quindi innanzitutto fisicamente controllata, cosicché a causa della scarsa densità dei popolamenti il ruolo delle interazioni intraspecifiche e interspecifiche passa in secondo piano.
- Le principali variazioni spaziali nella struttura e nella composizione della comunità avvengono secondo un gradiente di confinamento / vivificazione legato alla distanza delle vasche dal canale di ingresso dell'acqua marina. Per quanto riguarda la salinità è emerso che per concentrazioni superiori al 60 ‰ si assiste ad una drastica riduzione del numero di specie; le specie che si ritrovano in queste condizioni iperaline sono *C. glaucum*, *A.*

ovata e le larve di Chironomidi, specie ampiamente eurialine. Tuttavia poiché si tratta di individui allo stadio giovanile, la loro capacità di colonizzare questa vasche interne può essere anche dovuta ad una maggiore durata dello stadio larvale e, quindi, ad una maggiore capacità di dispersione. Nella seconda campagna di campionamento, il gasteropode *Hydrobia* spp. colonizza le aree più interne, tra quelle studiate. La coesistenza di diverse specie del genere Hydrobidae nelle saline, gli stadi di resistenza e la riduzione della densità dei popolamenti delle larve di Chironomidi, sono le ipotesi formulate per spiegare la penetrazione di questa specie nelle aree più iperaline. Non è da escludere la presenza di ibridi, generalmente più resistenti alle avverse condizioni ambientali. Questa ipotesi necessita di opportune ricerche.

- Le principali variazioni temporali nella struttura e nella composizione della comunità avvengono secondo cicli stagionali, con un picco di diversità in primavera e un secondo picco, rilevato non in tutte le vasche, autunnale; mentre un minimo di diversità viene in genere rilevato alla fine della stagione estiva, in accordo con le variazioni tipiche delle biocenosi bentoniche descritte in ambienti mediterranei simili.
- Sulle variazioni di lungo termine della comunità bentonica, nel periodo compreso tra il 1997 e il 2003 si è osservato un decremento del numero di specie tipicamente marine ed un aumento della densità dei popolazioni delle specie più opportuniste, quali le larve di chironomidi e i policheti *C. capitata* e *S. decoratus*. Tali taxa sono indicatori di arricchimento organico nei sedimenti e di scarse concentrazione di ossigeno. Le principali variazioni della struttura delle comunità sono già ben evidenti a partire dal 2001, anno in cui è stata effettuata una seconda campagna di monitoraggio del benthos. In effetti la comunità osservata nel 2001 è molto simile a quella rilevata successivamente nel corso del 2003. La dismissione dell'impianto di produzione del sale e, quindi, il passaggio ad un tipo di gestione minimale, che garantisce solo la circolazione delle acque, ha avuto sicuramente un ruolo sul trend sopradescritto.
- In relazione ai disturbi della comunità bentonica, determinate dalla drastica dolcificazione delle acque in seguito all'alluvione del dicembre 2004, si rileva come nei mesi immediatamente successivi la comunità presenti una semplificazione della sua struttura ed una omogeneizzazione specifica dei popolamenti, senza più alcuna evidenza di una zonazione biologica in relazione al gradiente di confinamento. Fa eccezione un campionamento condotto in prossimità del canale di ingresso dell'acqua marina che grazie alla posizione favorevole ha potuto mantenere una maggiore diversità specifica. Si è dovuto aspettare fino alla ripresa primaverile per assistere ad un primo recupero della

diversità e densità dei popolamenti bentonici a cui fa però seguito un loro ridimensionamento per la “crisi estiva”, secondo lo schema stagionale sopra delineato. Infatti, alla fine dell'estate, si rileva una comunità bentonica impoverita e non più ai livelli di diversità precedenti il disturbo. In particolare si nota la quasi completa scomparsa del taxa degli anellidi; solo ad ottobre viene registrata la presenza della specie *S. decoratus* e di alcuni Oligocheti. Analoghe scomparse delle specie di anellidi sono state registrate in ambienti simili in conseguenza della drastica riduzione della salinità (Giangrande & Frascchetti, 1996, Mistri *et al.*, 2001,). La scomparsa di taxon come quello degli Anellidi, caratterizzato da specie opportuniste, è stato associato ad una riduzione della resilienza della comunità bentonica (Lardicci *et al.*, 2001).

- I classici indici di comunità utilizzati hanno rilevato una scarsa diversità e una bassa equidistribuzione delle specie come avviene nelle comunità disturbate. Inoltre gli stessi indici rilevano una variazione della struttura della comunità in seguito allo stress ambientale. Si è osservata infatti una riduzione del numero e dell'equidistribuzione delle specie in conseguenza dello stress fisiologico prodotto sia dal confinamento sia dalla dolcificazione delle acque. È noto che in quasi tutti i tipi di disturbo avviene una riduzione del numero e dell'abbondanza delle specie (Danovaro *et al.*, 2003). Tuttavia tali metodi possono essere utili nel determinare l'entità degli effetti del disturbo ed i tempi di recupero delle comunità. Nel caso in analisi, infatti, si evidenzia come a distanza di quasi un anno dalla dolcificazione delle acque, la comunità non recupera completamente i livelli di complessità precedenti l'impatto.
- Le tecniche di analisi multivariata applicate hanno consentito di descrivere l'evoluzione temporale e spaziale della biocenosi bentonica delle saline di Tarquinia in termini di similarità tra comunità. La omogeneizzazione dei campioni osservata sia periodicamente durante la stagione estiva sia in corrispondenza della dolcificazione delle acque rilevano come la comunità delle saline subisca degli stress ricorrenti a cui si sovrappongono eventi di disturbo ad elevato impatto. La semplificazione della comunità, in risposta agli stress ambientali viene rilevata efficacemente da queste procedure, basate sulla rappresentazione grafica della similarità (Benedetti Cecchi *et al.*, 2003).
- L'interpretazione delle relazioni tra parametri chimico-fisici delle acque e biota è risultata più complessa. Ciò principalmente a causa della elevata variabilità delle reali dinamiche di popolazione e delle strategie di campionamento, necessariamente puntiformi (Warwich & Clarke, 1994). Lo studio della risposta delle comunità animali e vegetali al disturbo, naturale o antropico, sono spesso il risultato di un necessario compromesso tra la

molteplicità delle variabili implicate e le risorse disponibili. Si è comunque rilevato quanto segue: la riduzione del numero di taxa e dell'indice di Margalef è significativamente correlata con l'aumento della salinità all'interno delle saline di Tarquinia; al contrario il numero totale di individui raccolti in ciascuna vasca tende a aumentare significativamente col il tenore salino.

- Per quanto concerne la popolazione del bivalve bentonico *C. glaucum*, si è osservato come le condizioni migliori per l'accrescimento si trovino nella vasca più marinizzata, dove sono stati raccolti gli individui di taglia maggiore. L'effetto "confinamento" su questo invertebrato si esplica in una riduzione della taglia ("nanismo lagunare", Guelorget & Perthuisot, 1992) dovuta a condizioni più selettive nelle vasche più interne delle saline. Non è da escludere tuttavia un effetto della salinità sulla sopravvivenza degli individui, seppure questa specie sia estremamente eurialina. Per valori di salinità intorno al 40-70‰ avviene infatti la precipitazione dei carbonati di cui sono costituite le conchiglie dei molluschi (Britton, 1987). Dalla lettura dei dati di biomassa del 1997 e del 2004, si rileva una riduzione della biomassa del bivalve, probabilmente indicatrice di un peggioramento nelle condizioni chimico-fisiche dell'ambiente acquatico, maggiore nelle vasche più interne.
- I risultati ottenuti suggeriscono che il fattore antropico nell'uso degli ecosistemi può essere considerato come un fattore importante nell'influenzare la comunità macrobentonica dell'ambiente studiato. Dato che le saline di Tarquinia rappresentano un biotopo costiero legato intimamente alle attività antropiche da un lungo periodo, la progressiva riduzione delle attività di gestione ordinaria e straordinaria degli ultimi anni mette a serio rischio i livelli produttivi dell'habitat che, fino a poco tempo fa, hanno garantito l'esistenza di una delle ultime zone umide salmastre laziali. Quindi il ripristino della funzionalità dell'area passa necessariamente attraverso un'attenta gestione che garantisca, con opere a basso impatto ambientale, la presenza di una adeguata colonna d'acqua in ogni vasca nonché il flusso delle acque, attività che fino a poco tempo fa era garantita da una periodica manutenzione delle vasche e delle strutture dell'impianto legate alla circolazione dell'acqua (canali e chiuse). Ciò garantirà una maggiore omeostasi dell'ecosistema. Inoltre, grazie ad un maggiore idrodinamismo verranno raggiunti livelli di produttività più elevati. Ne potranno trarre vantaggio i più alti livelli della catena trofica, con l'obiettivo di invertire il trend negativo osservato della biodiversità degli uccelli.

BIBLIOGRAFIA

- Alfinito S., Iberite M., Fumanti B., 1990. The algal microflora of salt works of Tarquinia (Italy). *Hydrobiologia*, 203, 137 – 146.
- Amaral J.M., Costa M.H., 1999. Macrobenthic communities of salt pans from the Sado estuary (Portugal). *Acta Oecologica* 20 (4): 327 – 332.
- Alfinito S., Iberite M., Fumanti B., 1990 - The algal microflora of the salt works of Tarquinia (Italy). *Hydrobiologia* 203: 137-146.
- Allavena S., Zapparoli M., 1992 - Aspetti faunistici della Riserva Naturale di Popolamento Animale Salina di Tarquinia ed aree adiacenti. In 'L'ambiente della Tuscia Laziale a cura di M. Olmi e M. Zapparoli,': 209-216.
- Allavena S., Zapparoli M., 1992 - Gestione e tutela della Riserva Naturale di Popolamento Animale Salina di Tarquinia. In 'L'ambiente della Tuscia Laziale.' a cura di M. Olmi e M. Zapparoli: 189-192.
- 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.
- Angeler D.G. & Rodrigo M.A., 2004. Ramp disturbance-ramp response: a simple model for wetland disturbance ecology. *Marine and Freshwater Research*, 55: 33-37.
- Arvanidis C., Koutsoubas C., Dounas C. & Eleftheriou A., 1999. Anellid fauna of a Mediterranean lagoon (Gialova Lagoon, south-west Greece): community structure in a severely fluctuating environment. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 79: 849-856.
- Aumento F., 2003. Studio sedimentologico delle Saline di Tarquinia. Ricerche condotte nell'ambito della realizzazione del Progetto Life- Natura "Recupero ambientale della Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia.
- Bachelet G., Montaudouin X., Auby I. & Labourg P.J., 2000. Seasonal change in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1495-1506.
- Baldò F., Garcia-martin S.F., Drake P. and Arias A.M., 1999. Discrimination between disturbed coastal ecosystems by using macrobenthos at different taxonomic levels. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 15 (1-4): 489-493.
- Bamber R.N., 2004. Temporal variation and monitoring of important lagoonal communities and species in Wales. Bangor, CCW Marine Monitoring Report No: 12. 42 pp.
- Benedetti-Cecchi L., Airoldi L., Fraschetti S., Terlizzi A., 2003. Metodi sperimentali per la valutazione di influenze antropiche su popolamenti ed ambienti marini costieri. *Biol. Mar. Medit.* 10 (Suppl.): 485-508.
- Benzecri *et al.*, 1973. L'analyse des données. 2 vols. Dunod, Paris, France.
- Bhattacharya C.G., 1967. A simple method of resolution of a distribution into a gaussian components. *Biometrics*, march: 115-135.
- Bianchi C.N., Boero F., Fonda Umani S., Morri C., Vacchi M., 1998. Successione e cambiamento negli ecosistemi marini. *Biol. Mar. Medit.* 5 (1): 117-135.
- Boero F., 1994. Fluctuations and variations in coastal marine environments. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.* 15 (1), 3 – 25.
- Boesh D.F., 1973. Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia. *Marine Biology*, 21: 226-244.
- Boyden C.R., 1972. Relationship of size to age in the cockles *Cerastoderma edule* e *Cerastoderma glaucum* from the river Crouch estuary, Essex. *J. Conch.* 27: 475 – 489.
- Bramucci S., 2001. Caratterizzazione ecologica di un S.I.C.: Saline di Tarquinia. analisi spaziale della comunità macrozoobenthonica a cinque anni dall'interruzione delle attività produttive. Tesi di laurea. Università degli studi della Tuscia.
- Britton R.H., Johnson A.R., 1987. An ecological account of a Mediterranean Salina: The salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation*, 42: 185-230.
- Bullo R., 2000. Saline di Tarquinia: studio sedimentologico. Relazione realizzata nell'ambito del corso di studio in Scienze ambientali ad indirizzo marino.
- Carrada G., 1990. Le lagune costiere. *Le Scienze*, 264: 32 – 39.
- 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.
- Chessa, L.A., Pais A., Scardi M., Serra S., 1995. Prospettive per la valorizzazione produttiva dello stagno di Calich (Sardegna Nord-Occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, 2(2): 43-48.
- Clarke K. R., 1993. Non-parametric analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- 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. & 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., M. Sarà & G. Magazzù, 1999 - *Biologia Marina*. Officine Grafiche Calderini, Bologna.
- Cognetti G., 1978. On some aspects of the ecology of the benthic littoral Polychaetes. *Boll. Zool.* 45: 145 – 154.
- Cognetti G., 1982. Ecology of Polychaetes in the Orbetello lagoon (Tuscany). *Boll. Zool.* 49: 51 – 60.

- 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.
- Connel J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, 199: 1302-1310.
- Crisman T.L., 1999. Conservation of Mediterranean coastal saline ecosystems: the private sector role in maintaining ecological function. Symposium on "Saltwork: Preserving Saline Coastal Ecosystems", Global Nest "Hellenic saltworks.
- Danovaro R., Gambi C., Mirto S., Sandulli R., Ceccherelli V.U., 2003. Meiofauna. Biol. Mar. Medit. 10 (Suppl.): 61-108.
- Diviacco G., 1982b - Osservazioni sui Crostacei Anfipodi delle lagune costiere pugliesi. Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova, 50: 178 - 182.
- Drake, P., Arias, A.M., 1995- Distribution and production of *Chironomus salinarus* (Diptera: Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cadiz. Hydrobiologia, 299: 195 - 206.
- Drake, P., Arias, A.M., 1995. Distribution and production of three *Hydrobia* species (Gastropoda: Hydrobiidae) in a shallow coastal lagoon in the bay of Cadiz, Spain. J. Moll. Stud., 61, 185 - 196.
- 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.
- Fano E.A., Castadelli G., Mistri M., Rossi G. & Rossi R., 2000. Risposta delle comunità lagunari ad un evento di disturbo. Studi costieri, 2: 217-231.
- Fenchel, T. 1975. Factors determining the distribution patterns of mud snails (Hydrobiidae). Oecologia (Berlin), 20: 1-17.
- Ferronato A., Lionello M., Ostoich M., Sanavio G., 2000. Elementi di identificazione delle acque di transizione. ANPA, Centro tematico nazionale "Acque interne e marino costiere". 65 pp.
- Gambi M.C., 1985. Caratterizzazione e distribuzione delle categorie trofiche dei policheti nei fondi mobili del Golfo di Salerno. Oebalia, XI: 223 - 240.
- Gianguzza P., Chemello R. & Riggio S., 2001. Composizione e struttura della malacofauna di un salina della Sicilia occidentale. Società Italiana di Malacologia, 36 (9-12): 201 - 207.
- Giangrande, A., & Fraschetti S., 1995. effects of a short-term environmental change on a brackish-water polychaete community. P.S.Z.N.I.: Marine Ecology, 17: 321-332.
- Giangrande A. & Petraroli A., 1991. Reproduction, larval development and post-larval growth of *Nainereis laevigata* (Polychaeta, Orbiniidae) in the Mediterranean Sea. Marine Biology, 111: 129 - 137.
- Giangrande A. & Fraschetti S., 1995. A population study of *Nainereis laevigata* (Polychaeta, Orbiniidae) in a fluctuating environment (Mediterranean Sea). Scientia Marina, 59 (1): 39 - 48.
- Giangrande A. & Fraschetti S., 1996. Effects of a short-term environmental change on a brackish water polychaete community. P.S.Z.N.I.: Marine Ecology, 17: 321-332.
- Gontikaki E., Antoniadou C. & Chintiroglou C.C., 2003. Population structure of *Cerastoderma glaucum* and *Abra ovata* in Vouliagmeni lagoon (Attiki). J. Mar. Biol. Ass. U.K. 83, 1095-1097.
- Grassle G.F. & Grassle P.P., 1974 - Opportunistic life histories and genetic system in marine benthic Polychaetes. J. Mar. Res., 32 (2):253 - 284.
- Gray J., 1974. Animal - sediment relationship. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 12, 223 - 261.
- Gravina M.F., Ardizzone G.D., Scaletta F. & Chimez C., 1989. Descriptive analysis and classification of benthic communities in some Mediterranean coastal lagoons (Central Italy). Marine Ecology, 10 (2). 141 - 166.
- Guelorget O., Frisoni G.F., Perthuisot P., 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires: définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralytique méditerranéen. J. Rech. Océanogr. 3: 15-35.
- Herbst D.B., 2001. Gradient of salinity stress, environmental stability and water chemistry as template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt water. Hydrobiologia 466: 209-219.
- Karpevich, A.F. and Yakubova L.I., 1956 - Acclimatization of *Syndesmina ovata* in the Caspian Sea. Ryb. Khoz., 8: 66.
- 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 (1): 131 - 138.
- Krebs, C.J. 1989. Ecological methodology. Harper & Row. New York.
- Iberite M., 1992 - La vegetazione macrofita e algale della Riserva Naturale di Popolamento Animale Salina di Tarquinia. In 'L'ambiente nella Tuscia laziale' a cura di Olmi M. e Zapparoli M.: 203-207
- Ivell R., 1979. The biology and ecology of a brackish lagoon bivalve, *Cerastoderma glaucum* Bruguière, in an English lagoon, the widewater, Sussex. J. moll. Stud., 45, 383 - 400.
- Labourg P.J., Lasserre G., 1980. Dynamique des populations de *Cerastoderma glaucum* dans une lagune aménagée de la région d'Arcachon. Marine Biology, 60: 147-157.
- Lardicci C., Abbiati M., Crema R., Morri C., Bianchi C.N. & Castelli A., 1993. The distribution of polychaetes along environmental gradients: an examples from the Orbetello lagoon, Italy. P.S.Z.N.I.: Marine Ecology 14: 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(3): 202-214.
- Lorenti M., De Falco G., 2003. Misura e caratterizzazione di variabili abiotiche. Biol. Mar. Medit., 10 (Suppl.): 1-42.
- MacArthur R., 1960. On the relative abundance of species. American naturalist. 94 (874): 25-36.

- Marchini A., Gauzer K., Occhipinti-Ambrogi A., 2004. Spatial and temporal variability of hard-bottom macrofauna in a disturbed coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Northwestern Adriatic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 48: 1084-1095.
- Mariani S., Piccari F. & De Matthaeis E., 2002. Shell morphology in *Cerastoderma* spp. (Bivalvia: Cardiidae) and its significance for adaptation to tidal and non-tidal coastal habitats. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 82, 483-490.
- Marzano C.N., Scalera Liaci L., Fianchini A., Gravina F., Mercurio M., Coriero G., 2003. Distribution, persistence and change in the macrobenthos of the lagoon of Lesina (Abulia, southern Adriatic Sea). *Oceanologica Acta*, 26: 57-66.
- Mazzola A., 1988 - Le saline di Trapani e Marsala: aree marginali da rivalorizzare. *Ambiente, Salute e Territorio*, 2 (supp.): 21-24.
- Menzie C.A., 1981. Production ecology of *Cricotopus sylvestris* Fabricius (Diptera. Chironomidae) in a shallow estuarine area. *Limnol. Oceanogr.* 26 (3): 467-481.
- Meschini L., 1998. Caratterizzazione ecologica delle saline di Tarquinia: IV) Stima della produzione secondaria di *Cerastoderma glaucum*. Tesi di laurea. Università degli studi della Tuscia, pp. 106.
- Meksumpun C., Meksumpun S., 1999. Polychaete-sediment relations in Raygon, Thailand. *Environmental Pollution*, 105: 447-456.
- McArthur V.E., 1998. Predation and the survival of juvenile *Cerastoderma glaucum* Bruguiere (Mollusca: Bivalvia) in a coastal lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 225: 79-97.
- Minelli A., 1994. Lineamenti di Zoologia sistematica. Zanichelli.
- Mistri M., Fano E.A., Rossi G., Caselli K., Rossi R., 2000. Variability in macrobenthos community in the Valli di Comacchio, Northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuarine, coastal and Shelf Science* 51: 599-611.
- Mistri M., Rossi R., Fano E.A., 2001. Structure and secondary production of soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, North-Eastern Italy). *Estuarine, coastal and Shelf Science* 52: 605-616.
- Mistri M., Fano E.A., Ghion F. & Rossi R., 2002. Disturbance and community pattern of Polychaetes inhabiting Valle Magnevacca (Valli di Comacchio, Northern Adriatic Sea, Italy). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 23(1): 31-49.
- Mitchell L.G., Mutchmor J.A. & Dolphin W.D., 1992. Zoologia. Zanichelli ed.
- Montserrat R., 2003. Population dynamics and secondary production of the cockle *Cerastoderma edule* (L.) in a backbarrier tidal flat of the Wadden Sea. *Sci. Mar.*, 67 (4): 429 – 443.
- Nascetti G., Scardi M., Fresi E., Cimmaruta R., Bondanelli P., Gatti S., Blasi S., Serrano S., Meschini L., Lanera P., Plastina N., Valiante M., Vinci D., 1998. Caratterizzazione ecologica delle saline di Tarquinia al fine di un loro recupero e per lo sviluppo dell'acquacoltura. *Biol. Mar. Medit.*, 5 (3): 1365-1374.
- Nocentini A., 1985. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 29. Chironomidi, 4. CNR AQ/1/233.
- Occhipinti Ambrogi A. & Forni G., 2003. Gli indici biotici. *Biol. Mar. Medit.* 10 (Suppl.): 577-604.
- Oyeneran J.A., 1980. Production and population dynamics of *Capitella capitata*. *Arch hydrobiol.*, 98 (1): 115 – 126.
- Pearson T.H., Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229 – 311.
- Petanidou T., 1999. The postmodern saline landscape in Greece and the European Mediterranean: Salinas for salt or what? Symposium on "Saltwork: Preserving Saline Coastal Ecosystems", Global Nest "Hellenic saltworks.
- Rasmussen E., 1973. Systematics and ecology of the isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia* 11: 1-495.
- Reise, K. 1985. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Springer – Verlag, Berlin.
- Reise K., 2003. Metapopulation structure in the lagoon cockle *Cerastoderma glaucum* in the northern Wadden Sea. *Helgol. Mar. Res.* 56: 252-258.
- Sarà M., 1985. Persistence and change in marine benthic communities. *Nova Thalassia*, 7 (3): 7-30.
- Scardi M., 1994. Tecniche di analisi dei dati in ecologia marina. Reperibile al sito: www.mare-net.com/mscardi/work/numecol/viterbo.htm.
- Taramelli E., Pezzali S., 1986. Ecologia e distribuzione dei crostacei anfipodi nei laghi costieri della provincia di Latina. *Boll. Mus. Civ. St. nat. Verona*, 13: 295 – 318.
- Torelli A., 1982. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. 8. Gasteropodi Conchigliati CNR AQ/1/96.
- Valiela I., 1984. Marine ecological processes. Springer – Verlag.
- Viarioli P., Pugnetti A. & Ferrari I., 1992. Ulva rigida growth and decomposition process and related effects on nitrogen and phosphorus cycles in a coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta). In *Marine Eutrophication and population dynamics* (Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U. & Rossi R., eds.), Olsen & Olsen, Fredensborg pp. 77-84.
- Vorobyev, V. P., 1949. Benthos of the Sea of Azov. In: *Proceedings of the Azov – Black Sea Institute of Marine fisheries and oceanography*, 13.
- Wenworth CK (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediment. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Zajac R.N. & Whitlatch R.B., 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance. II Spatial and temporal variation of succession. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 15-27.

