

Università degli Studi della Tuscia di Viterbo

DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA E SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

DOTTORATO DI RICERCA IN
ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE
XXI Ciclo

Analisi delle comunità macrozoobenthonica e planctonica in un ambiente acquatico iperalino: le Saline di Tarquinia.

Settore scientifico disciplinare: BIO/07

COORDINATORE:

Dott. ssa Roberta Cimmaruta

TUTOR:

Prof. Giuseppe Nascetti

DOTTORANDA:

Dott.ssa Stefania Bramucci

SOMMARIO

1	INTRODUZIONE E SCOPO DEL LAVORO	3
2	GLI AMBIENTI SALMASTRI	6
2.1	Caratteristiche generali	6
2.2	Caratteristiche biologiche	7
3	LE SALINE	11
3.1	Caratteristiche generali	11
3.2	Le Saline di Tarquinia	13
3.2.1	Struttura dell'impianto e caratteristiche generali	13
3.2.2	Aspetti faunistici	19
3.2.3	Aspetti floristici	20
3.2.4	Cenni sulla storia delle Saline di Tarquinia	21
4	MATERIALI E METODI	22
4.1	Parametri ambientali	22
4.2	Monitoraggio della comunità macrozoobenthonica	22
4.2.1	Stazioni e date di campionamento	22
4.2.2	Campionamento ed analisi della fauna macrozoobenthonica	25
4.2.3	Stima della biomassa della comunità macrozoobenthonica	26
4.2.4	Analisi dei dati	27
4.3	Monitoraggio della comunità planctonica	30
4.3.1	Fitoplancton: stazioni e date di campionamento	30
4.3.2	Campionamento del fitoplancton	30
4.3.3	Stima della biomassa fitoplanctonica	31
4.3.4	Zooplancton: stazioni e date di campionamento	32
4.3.5	Campionamento dello zooplancton	32
4.3.6	Stima della biomassa zooplanctonica	34
4.3.7	Analisi dei dati	35
5	RISULTATI	36
5.1	Parametri ambientali	36
5.2	Monitoraggio della comunità macrozoobenthonica: I° Campagna di monitoraggio	45
5.2.1	Struttura dei popolamenti	51
5.2.2	Analisi della comunità: indici di diversità	57
5.3	Monitoraggio della comunità macrozoobenthonica: II° Campagna di monitoraggio	59
5.3.1	Struttura dei popolamenti	64
5.3.2	Analisi della comunità: indici di diversità	68
5.4	Analisi multivariata	69
5.4.1	Analisi canonica delle corrispondenze	69

5.4.2	Analisi delle corrispondenze	70
5.4.3	Analisi delle coordinate principali (PCO)	73
5.5	Comunità macrozoobenthonica delle Saline di Tarquinia: confronto di lungo periodo	75
5.5.1	Analisi della varianza (ANOVA ad una via)	82
5.5.2	Non metric Multi Dimensional Scaling (nMDS)	84
5.5.3	ANOSIM.....	86
5.6	Analisi della biomassa fitoplanctonica	87
5.6.1	Analisi delle componenti principali (PCA).....	92
5.6.2	Test di Mantel e analisi dei cluster	95
5.7	Analisi della biomassa zooplanctonica	97
5.7.1	Analisi delle componenti principali (PCA).....	101
5.7.2	Test di Mantel e analisi dei cluster	103
6	DISCUSSIONI	105
6.1	Struttura della comunità benthonica nel 2006-2007	105
6.2	Comunità macrozoobenthonica delle Saline di Tarquinia:confronto di lungo periodo.	110
6.3	Stima della biomassa planctonica	113
7	CONCLUSIONI	118
	APPENDICE 1: caratteristiche ecologiche dei taxa macrozoobenthonici rinvenuti	123
	APPENDICE 2: fotografie degli organismi macrozoobenthonici delle Saline di Tarquinia	131
	APPENDICE 3: tabelle delle densità medie e sigle di abbreviazione dei nomi dei singoli taxa macrozoobenthonici	133
	BIBLIOGRAFIA	142

1 INTRODUZIONE E SCOPO DEL LAVORO

Le zone umide comprendono ambienti naturali come paludi, acquitrini, torbiere, lagune e laghi costieri ma anche bacini artificiali, permanenti o temporanei, con acqua stagnante o corrente, dolce salmastra o salata, comprese le distese di acqua marina la cui profondità, durante la bassa marea, non supera i sei metri. Sono aree di grande interesse ecologico e la cui importanza internazionale è stata sancita nel 1971 con la Convenzione di Ramsar, accordo internazionale per la tutela e sostenibilità delle zone umide nel mondo, sottoscritto anche dall'Italia. Queste zone sono parte integrante della biosfera e svolgono importanti funzioni nella protezione della costa, nel miglioramento della qualità delle acque, e per la tutela di diverse specie ornitiche migratorie. Numerose specie di uccelli trovano qui riparo e risorse trofiche necessarie per poter affrontare i loro lunghi viaggi migratori.

D'altra parte, oggi, le minacce che incombono su tali ambienti sono molteplici: dalle grandi bonifiche, all'agricoltura, alla caccia, all'erosione costiera, all'inquinamento industriale e all'introduzione di specie esotiche.

Le saline rappresentano un ambiente umido costiero, di dimensioni relativamente ridotte, caratterizzato da acque iperaline, forte grado di confinamento ed elevata variabilità dei parametri chimico-fisici che le rendono ambienti estremi (Gianguzza *et al.*, 2001): solo pochi taxa ad ampia valenza ecologica riescono a colonizzarli.

Le Saline di Tarquinia, costituiscono un'area di rilevante importanza dal punto di vista paesaggistico, storico, culturale e naturalistico.

Nel 1980 sono state istituite quale Riserva Naturale di Popolamento Animale per l'importante ruolo svolto quale sito di sosta o svernamento di diverse specie ornitiche migratorie. Successivamente attraverso la Direttiva Comunitaria Habitat sono state designate quale SIC (Sito di Importanza Comunitaria, Direttiva Habitat 92/43/CEE) e ZPS (Zona a Protezione Speciale, Direttiva Uccelli 79/409/CEE) con lo scopo di conservarne e tutelarne la biodiversità.

Ambiente seminaturale, creato in parte dall'uomo per i propri scopi lavorativi (estrazione del sale dall'acqua marina) ed economici, nel 1997 le Saline di Tarquinia sono state dismesse quale impianto per la produzione di sale. Ciò è coinciso con l'interruzione di qualsiasi intervento di manutenzione ordinaria, se non un minimo ricambio idrico, con conseguente degrado di strutture ed infrastrutture e gravi conseguenze ecologiche sull'ambiente acquatico: aumento del tasso di sedimentazione, scarso ricambio idrico, bassi valori di ossigeno

disciolto. A partire dal 1997 il Dipartimento di Ecologia dell'Università della Tuscia, ha condotto diversi studi sulla comunità macrozoobenthonica il cui ruolo quale bioindicatore nelle lagune e zone umide in generale è ormai noto: è considerata come lo strumento migliore per la descrizione delle condizioni ecologiche degli ecosistemi salmastri 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).

Gli studi hanno dimostrato che a soli cinque anni dalla cessazione delle attività lavorative si è verificato un netto calo di biodiversità (Bramucci, 2002) rispetto ai dati raccolti nel 1997 (Blasi, 1998).

Le condizioni di degrado in cui versava il sistema hanno spinto la Comunità Europea a finanziare un progetto Life Natura per il recupero ambientale della Riserva Naturale Saline di Tarquinia con l'obiettivo principale della conservazione e riqualificazione dell'habitat laguna costiera. Tale progetto ha interessato l'area nel triennio 2003 - 2006 con diversi interventi di manutenzione straordinaria quali asporto di sedimento in eccesso dal fondo delle vasche nell'area nord, restauro di argini, canali, chiuse e delle due Foci che assicurano la comunicazione col mare, innalzamento della colonna d'acqua nell'area sud.

Inoltre, nel dicembre 2004 un evento alluvionale ha colpito l'area alterandone le caratteristiche idrologiche: il canale perimetrale delle saline ha esondato provocando l'allagamento e la dolcificazione dei bacini.

Negli stessi anni sono continuate le attività di monitoraggio della comunità macrozoobenthonica (due campagne di campionamento: 2003/2004 e 2005) al fine di descrivere le condizioni ambientali dell'habitat acquatico in relazione all'impatto dell'evento alluvionale e alle attività previste ma non ancora realizzate del progetto Life Natura, entrato nella fase operativa nel gennaio 2006 con le operazioni di dragaggio dei bacini situati nella zona nord dell'impianto.

Al fine di valutare l'efficacia delle azioni del progetto Life Natura negli ultimi anni sono stati effettuati i monitoraggi dei principali habitat presenti nella Riserva. In particolare per descrivere le condizioni del comparto acquatico è stato realizzato un monitoraggio chimico-fisico e biologico tra cui quello delle comunità macrozoobenthonica e planctonica. Da essi sono scaturiti diversi lavori di tesi di laurea e di dottorato. Il presente lavoro si inserisce in tale contesto.

Lo scopo principale è quello di studiare la struttura, composizione e dinamica della comunità macrozoobenthonica delle Saline di Tarquinia negli anni 2006-2007, ossia durante e subito

dopo gli interventi del progetto Life al fine di raccogliere dati sulla componente bentonica, sulle sue principali variazioni temporali e spaziali, e di valutare le condizioni ecologiche dell'ambiente acquatico in relazione ad eventi di disturbo naturale (alluvione) o antropico (cambio di gestione, interventi del progetto Life) attraverso il confronto dei dati raccolti con quelli relativi ad altre campagne di monitoraggio effettuate nel periodo 1997/2005 (periodo pre-Life).

Al fine di ampliare ulteriormente le conoscenze di un ambiente mediterraneo, seminaturale e iperalino e di raccogliere dati utili all'individuazione di adeguate strategie di conservazione da applicare nella gestione dell'area e delle sue risorse biologiche, questo lavoro si prefigge anche lo scopo di stimare la biomassa della comunità macrozoobenthonica e planctonica come ulteriore indicatore per l'analisi dell'ecosistema, effettuando una prima stima della biomassa disponibile come risorsa trofica a diversi livelli della catena alimentare. Lo studio di fitoplancton, zooplancton e del benthos consente di conoscere le componenti fondamentali della rete trofica acquatica in modo da stabilire le capacità portanti dell'ecosistema.

2 GLI AMBIENTI SALMASTRI

2.1 Caratteristiche generali

Definiti come ecosistemi acquatici di transizione, gli ambienti salmastri si presentano come delle piccole “isole” lungo il paesaggio costiero; costituiscono il passaggio naturale tra l’ecosistema marino e quello terrestre e comprendono bacini che possono avere diversa origine e diverse caratteristiche idrologiche e topografiche come lagune costiere, stagni salmastri, estuari e delta di fiumi, mari diluiti e saline. In generale vengono definite acque salmastre quelle che sono, o sono state, anche durante la loro formazione, in rapporto diretto o indiretto con le acque marine. Si tratta di masse d’ acqua di provenienza marina e continentale che venendo a contatto perdono le proprie peculiari caratteristiche di origine, dando vita a un tipo di acqua che si allontana più o meno dalle tipizzazioni originarie (Genovese S., Magazzù G.,1969). L’ incontro delle acque continentali con le acque marine determina condizioni di grande instabilità dei parametri fisico-chimici a carico in primo luogo della salinità: da qui la definizione generica di ambienti salmastri (Cognetti,1999). Sicuramente questa instabilità dei parametri ambientali rappresenta la caratteristica più rilevante in questo tipo di ambienti: salinità, temperatura dell’acqua e ossigeno disciolto possono subire variazioni significative in archi di tempo estremamente brevi, in dipendenza di fattori climatici quali vento, pioggia, evaporazione e insolazione. In generale, per le acque di transizione, l’intervallo di variabilità di tali parametri, presenta un’ampiezza notevolmente superiore a quella delle acque marino-costiere.

La salinità, che è assunta come parametro per la classificazione ed il monitoraggio delle acque di transizione, può variare in relazione a tre fattori principali: evaporazione, precipitazioni e mescolamento. Lunghi periodi di siccità nella stagione estiva, con temperature elevate, possono determinare un elevato grado di evaporazione che farà aumentare la salinità, mentre un elevato apporto di acque dolci che si può avere con copiose piogge farà repentinamente scendere la salinità delle acque.

La temperatura dell’acqua presenta delle oscillazioni stagionali e giornaliere tanto maggiori quanto minori sono l’idrodinamismo e la profondità. Essa, insieme alla salinità, influenza direttamente la concentrazione dell’ossigeno disciolto che ha un ruolo fondamentale come elemento vitale per flora e fauna: è uno dei parametri idrologici che influenza la distribuzione e l’organizzazione delle comunità bentoniche lagunari (Holland A.F. *et al.*, 1987).

L'andamento dell'ossigeno disciolto dipende dal carico organico presente nell'acqua (stato saprobio), dalla produzione fotosintetica (stato trofico) e dall'aerazione degli strati superficiali per gli scambi gassosi tra aria e acqua. Il suo consumo è a carico della respirazione algale ed animale e dei processi di ossidazione chimica e biologica che intervengono nell'acqua e nei sedimenti (Volterra L. *et al.*, 1998).

La presenza di diversi gradienti e la grande variabilità, rendono questi ambienti fragili e soggetti, durante la stagione estiva, quando si hanno alte temperature, accumulo di sostanza organica in decomposizione e stagnazione per basso ricambio idrico, a crisi distrofiche: alte produzioni primarie e alta biomassa vegetale, comportano un elevato consumo di ossigeno fino ad arrivare alla completa anossia nei sedimenti e poi nell'acqua, con produzione di metano, ammoniaca e idrogeno solforato e morie diffuse delle specie in tutti gli habitat presenti.

Nonostante ciò, tali ambienti mostrano una certa capacità di ritornare alle condizioni iniziali (resilienza) in tempi brevi anche dopo aver subito perturbazioni di notevole entità a patto che si ristabilisca un adeguato ricambio idrico.

Il ricambio idrico infatti, in ambienti confinati, rappresenta un fattore fondamentale nel migliorare le condizioni mesologiche, in quanto limita le variazioni dei parametri fisico-chimici, migliora la trasparenza, diluisce i cataboliti e le sostanze tossiche prodotte dagli organismi. Inoltre l'afflusso di acqua introduce oligoelementi, vitamine, nutrienti, necessari per il mantenimento delle funzioni vitali di tutti gli organismi.

In tutto ciò naturalmente, i bacini di dimensioni ridotte, in cui il grado di confinamento è elevato e la profondità bassa, risentono di più delle fluttuazioni ambientali rispetto a quelli più estesi: tra essi rientrano le lagune costiere e le saline.

2.2 Caratteristiche biologiche

Dal punto di vista ecologico, gli organismi che colonizzano le acque salmastre, sono sia specie tipiche di questi ambienti, sia specie marine o dulciacquicole adattate alle particolari condizioni di queste acque. L'elevata variabilità dei parametri chimico-fisici e le caratteristiche che distinguono i vari biotopi, rendono questi ambienti imprevedibili, oltre che altamente selettivi, tanto da presentare analogie con gli ambienti inquinati (Cognetti, 1992): solo poche specie ad ampia valenza ecologica, eurialine ed euriterme, capaci di sopportare bene gli stress, riescono a colonizzarli. L'ampia valenza ecologica che caratterizza queste

specie, rappresenta un mezzo per sfuggire alle interazioni di tipo predatorio o competitivo tipiche delle comunità diversificate delle acque marine costiere (Herbst, 2001).

Questi ambienti non sono caratterizzati da elevata biodiversità, ma lungi da essere privi di vita, ospitano produttori primari, consumatori primari e secondari seppur siano presenti con un numero di specie limitato se confrontato con le aree marine o dulciacquicole. D'altra parte ciascuna specie è solitamente rappresentata da un numero consistente di individui: questo perché la competizione è bassa e le specie presenti riescono a sfruttare al massimo le risorse disponibili. La presenza di un numero ridotto di specie è spiegata anche dall'origine piuttosto recente dei bacini costieri attuali e dalla loro natura effimera: possono nascere e scomparire in un arco di tempo relativamente breve. Tali specie, inoltre, presentano spesso strategie riproduttive opportunistiche (r).

Comunità come queste, sottoposte a un forte impatto dei fattori fisici dell'ambiente, in cui salinità e temperatura raggiungono valori estremi, sono dette 'fisicamente condizionate' (Cognetti, 1999).

Per quel che riguarda la colonizzazione, nelle zone temperate, avviene in primavera e gli organismi che frequentano queste acque sono stati distinti in due categorie: alolimnobi e alolimnofili. Solo i primi svolgono interamente il loro ciclo vitale nelle acque salmastre, gli altri vi giungono solo a scopo nutrizionale. Tra le specie alolimnofile si ricordano i muggini (*Liza saliens*), le spigole (*Dicentrarchus labrax*), le orate (*Sparus aurata*) che tornano al mare per riprodursi; quindi, i loro avannotti migrano verso le foci, entrano negli ambienti salmastri dove si accresceranno fino a raggiungere la maturità sessuale. Alolimnobia è un pesce, teleosteo ciprinodontide d'acqua dolce: *Aphanius fasciatus*.

Per quel che riguarda le componenti biologiche oggetto di studio in questo contesto, il fitoplancton, costituito da microscopici organismi vegetali, unicellulari o coloniali, che vivono in sospensione nelle acque e hanno scarsa capacità di movimento, svolge, negli ecosistemi acquatici, il ruolo basilare di produttore primario ovvero, fissando attraverso la fotosintesi clorofilliana l'anidride carbonica atmosferica, produce nuova materia vivente (biomassa): il fitoplancton rappresenta il 1° anello della catena alimentare acquatica e per questo è importante conoscerne la biomassa.

Le caratteristiche idrologiche e morfologiche degli ecosistemi salmastri, in particolare l'idrodinamismo, i processi di riciclo dei materiali, la disponibilità dei nutrienti, ma anche gli apporti di acqua dolce e le condizioni climatiche, se i bacini sono chiusi e di limitata

estensione, influenzano le fluttuazioni dei principali parametri ecologici quali temperatura e salinità, e di conseguenza anche le variazioni delle condizioni trofiche e di produzione determinando la biomassa presente e le sue fluttuazioni, ma anche la struttura, la dinamica e le successioni delle comunità fitoplanctoniche.

Negli ambienti salmastri le Diatomee e i Dinoflagellati rappresentano la componente dominante del fitoplancton, anche se in prossimità degli apporti di acque dolci si può osservare un maggiore contributo di clorofite o alghe verdi.

L'altra componente planctonica è rappresentata dallo zooplancton, ossia la componente animale del plancton; è costituito da una grande varietà di organismi che possono condurre vita pelagica per tutta la loro esistenza (oloplancton) o solo per una parte di essa (meroplancton). Solitamente le comunità lagunari presentano minor ricchezza specifica ma maggior biomassa delle comunità marine.

Lo studio della struttura e dinamica delle biocenosi zooplanctoniche rappresenta un utile descrittore per la caratterizzazione ecologica e per la classificazione degli ambienti lagunari.

I fattori idrodinamici influenzano significativamente la struttura delle comunità zooplanctoniche: laddove sono possibili scambi di masse d'acqua tra mare e laguna, attraverso i fenomeni mareali si può avere un trasferimento di biomasse zooplanctoniche con forme neritiche che possono penetrare negli ambienti di transizione ma anche forme zooplanctoniche residenti nelle acque salmastre, che possono essere condotte al mare. Questo rende difficile l'instaurarsi di una comunità autoctona degli ambienti di transizione a meno che gli scambi tra le masse d'acqua siano limitati. Di solito un popolamento di questo tipo si può riscontrare nelle zone più interne, riparate e lontane dagli scambi con il mare ed è prevalentemente costituito da Copepodi, larve di policheti, di crostacei e di molluschi.

La terza componente analizzata in questo lavoro è la comunità macrozoobenthonica di fondo molle. Essa riveste un ruolo trofico chiave nella catena alimentare che va dai produttori primari ai consumatori secondari, ed è inoltre usualmente utilizzata per valutare la qualità ecologica di questo tipo di ambienti in quanto risponde in modo significativo alle variazioni ambientali sia di origine naturale che antropica. La comunità bentonica viene considerata lo strumento migliore per la descrizione delle condizioni ecologiche di questi ecosistemi perché in diretto contatto con il sedimento e in grado quindi di accumulare gli effetti delle molteplici fonti di arricchimento organico o di inquinamento (Lardicci, 2001).

Si tratta di organismi relativamente sedentari, dal ciclo vitale lungo e che svolgono un ruolo importante nel riciclo dei nutrienti e di altri composti chimici, tra i sedimenti e la colonna d'acqua soprastante (Dauer, 1993).

L'eterogeneità e la grande variabilità che caratterizza gli ambienti salmastri, determina un'organizzazione e una struttura del popolamento macrobentonico fortemente variabile nello spazio e nel tempo; non solo, in risposta a stress abiotici, spesso i popolamenti bentonici possono subire drastiche variazioni numeriche (Carrada, 1990) o nella composizione specifica, ma sono comunque in grado di ricolonizzare rapidamente anche dopo drastici cambiamenti ambientali (Carrada, 1990; Giangrande & Fraschetti, 1996; Marzano *et al.*, 2003).

Tra le specie bentoniche alolimnobia frequenti in acque salmastre, si ricordano i lamellibranchi *Abra ovata* e *Cerastoderma glaucum* e il gasteropode *Hydrobia ulvae*.

Tra i policheti le specie più tolleranti a variazioni estreme dei principali parametri ambientali, sono *Nereis diversicolor* e *Mercierella enigmatica*. È stata osservata inoltre la presenza di specie di policheti opportunisti tipiche di ambienti inquinati, tra cui *Spio decoratus* e *Capitella capitata*; la colonizzazione di quest'ultima però si arresta dove la salinità scende al di sotto del 15‰ (Cognetti, 1992). Tra le alghe bentoniche tolleranti bassi valori di salinità, si trovano generi come *Enteromorpha*, *Cladophora* e *Ulva*; tra le fanerogame lagunari è comune *Zostera noltii*.

3 LE SALINE

3.1 Caratteristiche generali

Le lagune costiere, rientrano tra gli habitat prioritari dell'allegato I della Direttiva 92/43/CEE (febbraio 1994), in cui vengono descritte come “distese di acque salate costiere, poco profonde, di salinità e di volume d'acqua variabile, separate dal mare da un cordone di sabbia e ghiaia o più raramente da una barriera rocciosa. La salinità può variare, andando dall'acqua salmastra all'acqua iperalina secondo la piovosità, l'evaporazione e gli apporti di acqua marina fresca durante mareggiate ed invasioni marine invernali. Possono ospitare una vegetazione sommersa o esserne completamente prive”. Sulla base di tale definizione, le saline, rientrano nell'habitat “Lagune costiere”. Si tratta di ambienti iperalini ossia caratterizzati da acque soprassalate cioè con salinità superiore al 35-40‰, artificiali o seminaturali, creati almeno in parte dall'uomo per l'estrazione del sale dall'acqua marina. La loro caratteristica principale, l'iperalinità, è dovuta allo scarso idrodinamismo, all'elevato grado di confinamento dei bacini, alle basse profondità e al fatto che gli apporti di acqua dolce non compensano mai l'evaporazione. Nelle saline la comunicazione con il mare è solitamente assicurata da canali con chiuse artificiali azionate manualmente o pompe idrovore che permettono l'ingresso di acqua marina nell'impianto.

Generalmente tutte le saline hanno struttura simile, con una serie di vasche separate da terrapieni, in numero ed estensione superficiale variabile da una salina all'altra. Per poter sfruttare al massimo l'evaporazione dovuta principalmente a vento e sole, le vasche hanno profondità ridotta, intorno ai 40-50 cm al massimo, mentre ampia è la superficie all'interfaccia aria-acqua. La profondità va riducendosi quando ci si allontana dai canali d'ingresso dell'acqua marina per favorire la deposizione del cloruro di sodio, mentre la salinità cresce creando all'interno dell'impianto un tipico gradiente salino.

Tre sono i tipi di vasche presenti in una salina: le “evaporanti” ossia le vasche in cui inizia ad aumentare la salinità e avviene il deposito dei materiali solidi; le “servitrici” sono le vasche in cui continua ad aumentare la salinità fin quasi alla saturazione mentre nelle “salanti” avviene la precipitazione e deposizione del cloruro di sodio.

Oggi le saline italiane ancora in funzione sono poche: la maggior parte sono state dismesse e destinate ad altri usi: alcune ospitano allevamenti ittici di tipo estensivo, altre mantengono una minima attività produttiva solo per evitarne il degrado, senza alcun vantaggio economico. Le

principali cause della chiusura degli impianti sono da ricercare sia nella concorrenza di saline nord africane e spagnole, sia negli ingenti costi di gestione (come per le Saline di Cervia e Tarquinia).

Le saline sono luoghi di grande interesse naturalistico e le loro vasche sono parte integrante del paesaggio (Takekawa *et al.*, 2006). Esse ricoprono un importante ruolo ecologico quali zone umide da proteggere e conservare: sebbene strutturalmente diverse rispetto ai luoghi naturali, hanno la loro stessa funzione come aree per la conservazione della natura (Crisman, 1999) e rappresentano luoghi di riproduzione e sorgenti di nutrimento per una gran quantità di uccelli migratori come dimostrato in lavori effettuati nelle Saline della Camargue, (Thiery & Puente, 2002) o in quelle della baia di San Francisco (Takekawa *et al.*, 2006).

Dal punto di vista ecologico, le saline possono essere classificate come ambienti estremi (Picard, 1985) in quanto influenzati dalle variazioni più o meno evidenti delle condizioni climatiche ed edafiche. Sono definiti anche come ambienti marginali (Cognetti, 1999) in quanto sono ecologicamente transitori e le loro condizioni consentono solo a pochissime specie la colonizzazione. In effetti l'ecosistema risulta semplificato ad ogni livello trofico con un basso numero di specie e un alto numero di individui (Ferronato *et al.*, 2000), inoltre si è osservato che, all'aumentare della salinità, diminuisce la biodiversità (Iberite, 1992)

Il fitoplancton delle saline presenta numerosi taxa principalmente di Diatomee e Dinoflagellati ma anche alghe verdi e azzurre. Si ricordano i generi *Dunaliella*, *Chlamydomonas*, *Amphora*, *Navicula*, e *Nitzschia*.

Lo zooplancton comprende Crostacei Copepodi, Anostraci, Cladoceri e Ostracodi, Rotiferi, Protozoi Ciliati e larve di Decapodi, Copepodi, Cirripedi, Lamellibranchi, Gasteropodi e Misidacei. Specie tipiche delle saline sono il crostaceo fillopode *Artemia salina* e il fitoflagellato *Dunaliella salina* (Cognetti *et al.*, 1999).

Si ritrovano facilmente anellidi, crostacei, molluschi, alcuni pesci, mentre sono assenti spugne, echinodermi ed idroidi.

3.2 Le Saline di Tarquinia

3.2.1 Struttura dell'impianto e caratteristiche generali

La Riserva Naturale di Popolamento Animale Saline di Tarquinia si trova lungo il litorale laziale, nella zona comunemente denominata Maremma Tosco-laziale e precisamente nel territorio del Comune di Tarquinia (rif. cartografico IGM 1:25000 foglio 142 ISO, Marina di Tarquinia), in una zona pianeggiante delimitata a Nord-Ovest dal fiume Marta e a Sud-Est dal fiume Mignone. Sono l'unica salina nella regione Lazio e una delle poche rimaste nel Mar Tirreno.

Si estende per circa 190 ha di cui il 70% è occupato dall'impianto per la produzione del sale. Ha una forma pressoché triangolare con il lato maggiore rivolto verso il Mar Tirreno da cui è separata da un ormai sottile cordone sabbioso: la spiaggia antistante l'impianto negli ultimi decenni ha subito una notevole riduzione in larghezza a causa dell'erosione costiera che ne rappresenta tutt'oggi una delle principali minacce.

Un lungo canale detto "Canale Circondario", la separa dai terreni confinanti e raccoglie le acque dolci da essi provenienti, impedendone l'ingresso nei bacini. Un altro canale detto di bilanciamento situato lungo la linea di costa, evita le infiltrazioni di acqua marina.



Fig. 1 - Veduta area delle Saline di Tarquinia

La comunicazione con il mare è assicurata da due foci: la Foce di Ponente, situata all'estremo Nord della salina permette oggi l'ingresso dell'acqua marina nell'impianto attraverso una pompa idrovora, mentre in passato, quando l'impianto era ancora funzionante, l'acqua entrava seguendo i ritmi delle maree e passando attraverso una paratoia azionata manualmente. L'altro canale, la Foce di Levante è situato più a sud, e da esso in passato uscivano le acque di scarto del processo di estrazione del sale.

L'impianto comprende circa 100 bacini a pianta più o meno rettangolare, delimitati da argini in pietra o legno di abete; la loro profondità è modesta e va riducendosi così come la loro estensione superficiale, passando dalle vasche evaporanti a quelle di cristallizzazione (Stazi, 1978). La circolazione delle acque tra i bacini è assicurata da una serie di chiuse in legno e dai canali che li circondano, mentre la separazione delle vasche si ha grazie a dei terrapieni.

I bacini sono suddivisi in diversi gruppi in base alla funzione che avevano nel processo estrattivo: ci sono le vasche di prima, seconda e terza evaporazione, le servitrici e infine le vasche salanti da cui veniva estratto il cloruro di sodio.

Le vasche di prima evaporazione sono quelle in cui avveniva la precipitazione dei sali meno solubili e del particellato in sospensione e dove iniziava ad aumentare la concentrazione di cloruro di sodio. L'acqua che entrava dalla Foce di Ponente passava attraverso tutte le vasche di prima evaporazione grazie alla lieve pendenza. Queste vasche sono denominate "Sterro", "Piscine", "Riserva Grande", "Vasca Passoni" e "Giochi di Mare".

Le cosiddette "Partite Alte" e la "Prima Sezione" costituiscono invece le vasche di seconda e terza evaporazione: qui la concentrazione del cloruro di sodio veniva aumentata fino ad arrivare a 160-170‰. Nelle vasche dette "Servitrici" la salinità dell'acqua veniva ulteriormente aumentata fino a 180 -190‰ per poi essere convogliata alle vasche salanti dove la salinità raggiungeva valori oltre il 250‰. Qui, avveniva la deposizione di una crosta di circa 6-8 cm di sale poi raccolto e trasportato all'edificio dei Sali scelti per essere filtrato, raffinato e impacchettato. Alcune vasche del gruppo "Prima sezione" e "Terza Sezione" situate nella zona più interna della salina, rispetto alla linea di costa, sono oggi completamente interrate mentre una parte di esse ospita un laghetto artificiale di acqua dolce di recente costruzione. L'interramento è stato una delle conseguenze di un evento alluvionale verificatosi nel 1987 che portò all'esondazione del canale circondario con conseguente immissione nei bacini di un ingente quantità di acqua e fango mai più rimosso dal fondo delle vasche. Danni furono arrecati anche a chiuse e canali compromettendo la regolare circolazione delle acque. Questo, insieme agli elevati costi di gestione, alla concorrenza di

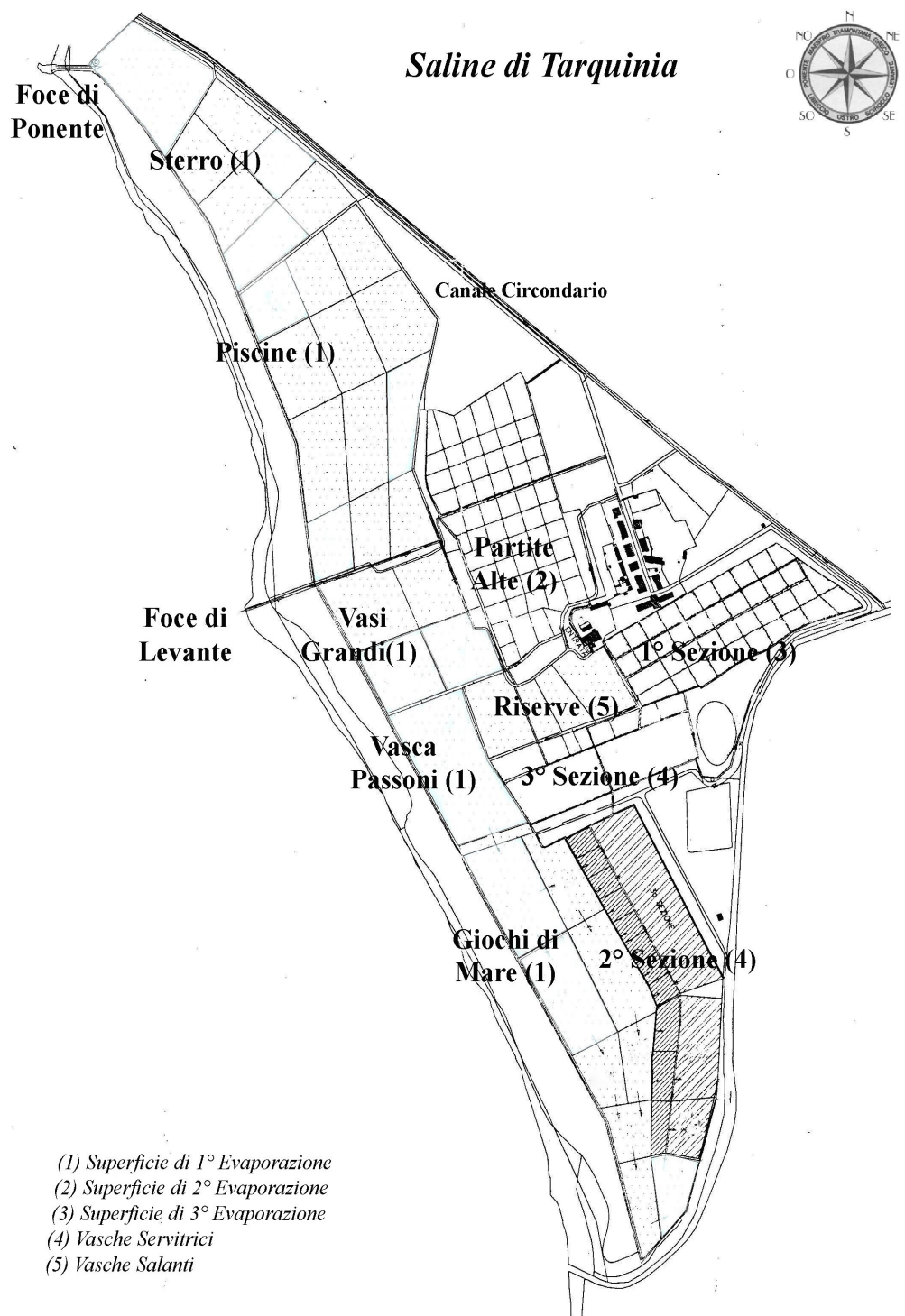


Fig. 2 - Struttura dell'impianto delle Saline di Tarquinia.

altre saline e alla minor redditività portarono i Monopoli di Stato a chiudere progressivamente l'impianto. Nel Luglio 1997 l'attività produttiva è cessata in modo definitivo e da allora sono mancate tutte le opere di manutenzione ordinaria e straordinaria portando al degrado delle strutture indispensabili a garantire la circolazione delle acque e la sopravvivenza dell'ambiente stesso. Si rendeva necessario perciò intervenire sull'area al fine di impedire la trasformazione di un tesoro naturalistico come questo in una palude. Non solo, nel dicembre 2004 un ulteriore evento alluvionale portò di nuovo all'esondazione del canale circondario con conseguenze sull'ambiente acquatico e sulle comunità biologiche documentate in due tesi di laurea e di dottorato (Saraga, 2006; Blasi, 2006). Allavena e Zapparoli (1992) affermano che 'dal punto di vista naturalistico quello della Salina di Tarquinia, come del resto tutti gli ambienti salmastri costieri, è un ambiente assai fragile e il mantenimento del suo valore è legato a una gestione attiva che garantisca la conservazione di alcuni parametri ambientali fondamentali'.

Le Saline di Tarquinia sono state istituite quale Riserva Naturale di Popolamento Animale nel 1980 (D.M. 25/01/1980, Ministero dell'Agricoltura), poi anche SIC (Sito di Importanza Comunitaria-IT6010025) e ZPS (Zona a Protezione Speciale – IT6010026) in relazione alla Direttiva Habitat e alla Direttiva Uccelli.

Viste le drastiche condizioni in cui versava l'ecosistema dopo gli eventi alluvionali e la chiusura dell'impianto e vista l'importanza ecologica di quest'area come luogo di sosta e svernamento di diverse specie ornitiche migratorie, la Comunità Europea è intervenuta finanziando nel 2002 un Progetto Life – Natura elaborato dalla Cattedra di Ecologia dell'Università della Tuscia, proposto dal Comune di Tarquinia. Il progetto si è ormai concluso, ha interessato le Saline nel triennio 2003-2006 con l'obiettivo principale di riqualificare e conservare l'habitat laguna costiera attraverso diversi interventi di recupero ambientale volti a ristabilire una corretta circolazione delle acque. Tra questi rientrano l'asporto del sedimento presente sul fondo delle vasche, il restauro di chiuse, argini, canali e delle due foci che permettono la comunicazione con il mare; la sostituzione delle pompe idrovore che assicurano l'ingresso di acqua marina e la circolazione delle acque tra i bacini dell'impianto.



Fig. 3 e 4: Opere di dragaggio nell'area Nord delle Saline





Fig. 5 - Restauro degli argini in legno.



Fig. 6 - Restauro della Foce di Ponente

3.2.2 Aspetti faunistici

Sicuramente uno degli aspetti faunistici più interessanti delle Saline di Tarquinia è rappresentato dalla fauna ornitica migratoria che popola i bacini in diversi momenti dell'anno. Molte sono le specie di uccelli acquatici che trovano qui il luogo ideale per sostare o svernare durante i loro lunghi viaggi migratori. In un primo censimento degli anni Novanta (Palladino, 1990; Allavena & Zapparoli, 1992; Ministero dell'Ambiente, 1992) si contavano 57 specie diverse appartenenti agli ordini dei Ciconiformi, Pelicaniformi, Fenicotteriformi, Gruiformi, Falconiformi e Passeriformi. Nel 2006 è stato effettuato un ulteriore censimento dall'Università della Tuscia che ha messo in evidenza come, dopo i lavori del progetto Life, la fauna ornitica acquatica abbia subito un incremento sia nel numero di specie che di individui presenti. Sono stati contati ben 692 fenicotteri rosa, numero mai registrato in precedenza.

Sono stati avvistati anche Fischioni, Alzavole, Moriglioni, Spatole, Volpoche, Oche selvatiche, Gabbiani comuni, Gabbiani corallini, Gabbiani rosei, Gabbiani reali, Piovarella pancianera, Gabecchi, Beccaccini e Pavoncelle. Oltre a questi uccelli di particolare interesse è la presenza nei mesi invernali del Cormorano (*Phalacrocorax carbo sinensis*) e della Garzetta (*Egretta garzetta*) entrambi citati dalla direttiva Habitat.

Per quanto riguarda l'ittiofauna non ci sono studi specifici ma si segnala la presenza di un ciprinide tipico degli ambienti di transizione, *Aphanius fasciatus*, detto Nono, che è stato oggetto di diversi studi sulla struttura genetica (Angeletti, 2006; Polesi, 2006; Gagliardi, 2008); si rileva anche la presenza del cefalo, *Mugil cephalus*, e di *Anguilla anguilla*.

Più approfondite sono invece le conoscenze sulla fauna bentonica che risulta costituita da specie salmastre, tipiche di ambienti confinati, marine ed opportuniste; tra tutte si ricorda *Hydrobia spp.*, *Cerastoderma glaucum*, le larve di Chironomidi e *Corophium insidiosum*.

3.2.3 Aspetti floristici

Negli ambienti salmastri iperalini la flora è prettamente alofila, composta da specie che presentano tipici adattamenti all'aridità fisiologica del suolo dovuta alla presenza in esso e nell'acqua di sali disciolti. Tale aridità limita enormemente la capacità di assorbimento da parte degli apparati radicali (Iberite,1992). Nel Lazio la vegetazione salmastra è presente solo nel Parco Nazionale del Circeo e nelle Riserve naturali di Macchiatonda e Tarquinia. Per questo la vegetazione macrofitica e la flora algale delle Saline di Tarquinia merita particolare attenzione.

Lungo il bordo delle vasche e sui terrapieni che le separano sono presenti piante della famiglia Chenopodiaceae, generi *Salicornia* e *Suaeda*, caratterizzate da foglie carnose e molto corte, aderenti al fusto per limitare la traspirazione e quindi la perdita di acqua. In particolare si segnala la presenza di *Suaeda fruticosa* L., specie vulnerabile e rarissima nel Lazio, attualmente presente, in questa regione, solo nelle Saline di Tarquinia (Scoppola,1995).

Sulle spiagge si annovera la presenza delle graminacee *Agropyron junceum* L. (Beauv.) e *Ammophila littoralis* (Beauv.).

Tra le macrofite si registra la presenza di *Ruppia* sp. limitatamente alle vasche prossime al canale di ingresso dell'acqua marina.

La comunità algale presente nei bacini, varia al variare della salinità: nella zona Nord, a minor salinità la specie dominante è la *Cladophora vagabunda* L. che in primavera – estate si stacca dal fondo e forma estesi tappeti galleggianti chiamati “veglio” dai lavoratori delle saline; tra le alghe unicellulari dominano le Diatomee, di cui sono state identificate 80 specie (Alfinito *et al.*, 1990). Nelle vasche a salinità maggiori prevalgono Cianoficee e Diatomee. Nelle vasche salanti, si registra la presenza di *Dunaliella salina* (Dun.) Teodoresco, cianoficea tipica di ambienti iperalini usata nell'industria cosmetica, attualmente oggetto di studio di una tesi di laurea presso l'Università della Tuscia. In estate questa alga raggiunge concentrazioni tanto elevate da dare alle vasche e ai canali un intenso color rosso.

3.2.4 Cenni sulla storia delle Saline di Tarquinia

Alcuni scavi archeologici condotti nell'area delle Saline, permettono di affermare che già all'età del Ferro il sale marino veniva sfruttato e utilizzato come preziosa merce di scambio.

Agli inizi del 1400 fu costruita una salina sul litorale di Corneto, antico nome del Comune di Tarquinia che però fu chiusa in breve tempo in quanto ritenuta responsabile dell'insorgere della malaria.

Fu all'inizio del XIX secolo che venne costruito l'impianto esistente tuttora, quando un imprenditore trapanese, Giovanni Lipari, propose a Papa Pio VII di costruire a sue spese una salina nel territorio di Corneto, in località Carcarello di proprietà dei PP Conventuali.

La proposta nacque dal fatto che le Saline di Ostia che fino ad allora avevano rifornito di sale lo Stato Pontificio, entrarono in crisi alla fine del XVIII secolo costringendo lo Stato ad importare sale da Trapani, dalla Sardegna e dalla Francia con ingenti costi.

I lavori cominciarono subito ma ci vollero venticinque anni per concluderli perché furono interrotti a seguito delle insistenti richieste da parte dei cornetani che ritenevano la salina causa di insalubrità nell'aria e della malaria.

Le Saline furono successivamente ampliate fino agli attuali 190 ha, solo dopo la seconda guerra mondiale.

4 MATERIALI E METODI

4.1 Parametri ambientali

Nel corso dei campionamenti delle comunità planctonica e bentonica, in ciascuna stazione e ad ogni data di campionamento, insieme al prelievo dei campioni sono state effettuate anche le misure dei principali parametri chimico-fisici attraverso sonde da campo con caratteristiche descritte nella seguente tabella.

PARAMETRO	unità di misura	STRUMENTO
Profondità	cm	Cordicella metrica
Salinità	psu	Salinometro a rifrazione - Optech K71322
Ossigeno disciolto	mg l ⁻¹ - ‰	Ossimetro digitale - WTW Oxi 330/SET
Temperatura	°C	Termometro digitale - Oa.Eu.In. pH5/6 & ion 6

Tab. 1 - Parametri misurati e sonde utilizzate

4.2 Monitoraggio della comunità macrozoobenthonica

4.2.1 Stazioni e date di campionamento

Il lavoro di campionamento e di analisi del macrozoobenthos di fondo molle delle Saline di Tarquinia, è stato effettuato in due distinte campagne di monitoraggio: febbraio 2006 - dicembre 2006 e marzo 2007- dicembre 2007. Nella prima sono state scelte cinque stazioni di campionamento, seguendo un gradiente di salinità e confinamento, numerate da 1 a 5 e localizzate lungo l'asse principale delle saline (fig. 8). Le vasche campionate, adiacenti alla linea di costa e rappresentative della zona evaporante, fanno parte di un complesso di 12 vasche scelte per gli interventi previsti dal Progetto Life Natura. Nel 2007 le stazioni oggetto di studio sono state quelle situate nella zona Nord dell'impianto, le stazioni 1 e 2; esse sono state oggetto dei lavori di dragaggio, previsti dallo stesso progetto, al fine di asportare il sedimento presente in eccesso sui fondali e permettere così l'innalzamento della colonna d'acqua. Nelle Stazioni 3, 4 e 5, situate nella zona centro-sud, sono stati effettuati interventi finalizzati all'aumento dello spessore della colonna d'acqua.

In particolare, la Stazione 1 è quella situata più a Nord, nella zona detta "Sterro"; riceve direttamente l'acqua marina attraverso una pompa idrovora ed è caratterizzata da un maggiore

idrodinamismo rispetto agli altri bacini della salina. La profondità varia da un massimo di circa un metro ad un minimo di circa 40 cm. L'acqua si presenta limpida. Il fondale è prevalentemente sabbioso ed è ricoperto da una estesa copertura vegetale costituita da *Ruppia sp.*.

La Stazione 2 anch'essa situata nella zona Nord detta "Piscine", ha una profondità che varia da un massimo di circa 90 cm ad un minimo di circa 40 cm. L'acqua si presenta solitamente limpida. La vasca ha fondale sabbioso in superficie, piuttosto compatto, con una copertura vegetale estesa lungo i bordi della vasca, assente nella zona centrale, rappresentata anche qui da *Ruppia sp.*.

La Stazione 3 è situata nell'area dei "Vasi Grandi"; qui la profondità si riduce notevolmente rispetto alle stazioni 1 e 2: varia da un massimo di circa 55 cm ad un minimo di circa 14 cm. L'acqua, nella maggior parte dei campionamenti è risultata torbida. Nella stagione estiva è facile trovare estese fioriture algali in superficie. Il fondo si presenta compatto e abbastanza duro con una limitata copertura vegetale; il substrato è fine ed abbastanza ossigenato negli strati superiori, mentre già a pochi cm di profondità diventa nero e anossico.

Le Stazioni 4 e 5, situate all'estremo sud delle saline, rappresentative dell'area "Giochi di Mare" e quindi lontane dalla Foce di Ponente, presentano profondità modeste (massimo 40 cm), regimi idrici piuttosto ridotti tanto da prosciugarsi nei mesi estivi. L'acqua si presenta torbida e con presenza di particellato in sospensione; i fondali sono abbastanza duri, melmosi, chiari in superficie e scuri, putrescenti subito sotto. Non è presente copertura vegetale del fondo. Di seguito è riportata una tabella riassuntiva con le date dei singoli campionamenti e la cartina delle saline con la localizzazione dei bacini esaminati.

	Mese di riferimento	Data	Stagione	Stazioni campionate	Totale campioni
I° campagna di monitoraggio	Febbraio	01/02/2006	Inverno	5	15
	Aprile	07/04/2006	Primavera	5	15
	Giugno	09/06/2006	Estate	5	15
	Agosto	08/08/2006	Estate	5	15
	Ottobre	10/10/2006	Autunno	5	15
	Dicembre	13/12/2006	Inverno	5	15
II° campagna di monitoraggio	Marzo	21/03/2007	Primavera	2	6
	Giugno	26/06/2007	Estate	2	6
	Settembre	23/09/2007	Autunno	2	6
	Dicembre	12/12/2007	Inverno	2	6

Tab. 2 - Date di campionamento e numero dei campioni raccolti

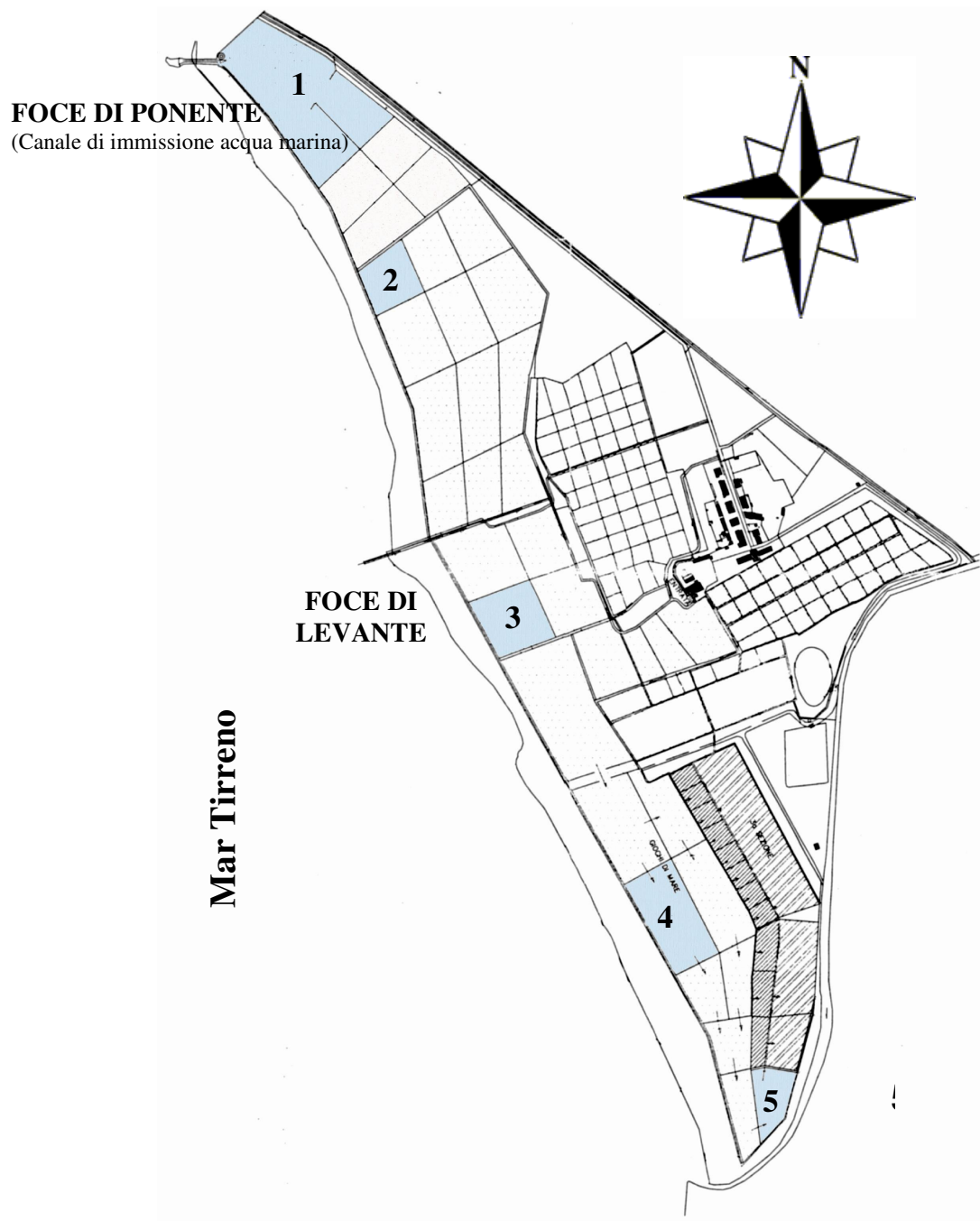


Fig.7 - Localizzazione delle stazioni di campionamento.

4.2.2 Campionamento ed analisi della fauna macrozoobenthonica

Il campionamento del macrozoobenthos è stato effettuato tramite una benna Van Veen, con superficie di raccolta pari a $0,06 \text{ m}^2$ e profondità di penetrazione di 8 cm. Essa è formata da due valve incernierate che, una volta toccato il fondo, si chiudono per effetto del loro stesso peso. Per ogni data di campionamento e per ciascuna stazione sono state prelevate 3 repliche. Il materiale raccolto è stato vagliato in situ tramite un setaccio con maglia da 0.5 mm e fissato in una miscela di acqua e formalina al 4% (Eleftheriou & Holme, 1984).



Fig 8 e 9 - Fasi del campionamento del macrozoobenthos: prelievo del campione e setacciatura.

In laboratorio i campioni di ciascuna replica sono stati suddivisi in classi dimensionali attraverso una colonna di setacci in acciaio al fine poi di valutarne la biomassa. Il sorting, l'identificazione, ove possibile fino al livello tassonomico della specie, e il conteggio degli individui raccolti è stato effettuato in laboratorio tramite uno stereomicroscopio da dissezione e un microscopio ottico. Tutti i dati di abbondanza sono espressi in termini di densità (ind/m^2).

4.2.3 Stima della biomassa della comunità macrozoobenthonica

La stima della biomassa della comunità macrozoobenthonica è stata effettuata utilizzando il metodo di Edgar (Edgar G.J., 1990 *a e b*; Edgar G.J., 1994; Arias A.M. & Drake P., 1994; Ponti M. et al, 2000, 2005, 2007). Tale metodo prevede la suddivisione degli organismi di ciascuna replica in classi dimensionali attraverso una colonna di setacci in acciaio disposti in ordine decrescente di maglia (16 - 11.2 - 8 - 5.6 - 4 2.8 - 2 - 1.4 - 1 - 0.71 - 0.5 - 0.35 - 0.3 mm). In questa serie, ad ogni passaggio di setaccio, corrisponde un dimezzamento dell'area del foro e quindi dell'area della sezione degli organismi trattenuti. Si è scelta tale progressione geometrica in quanto ritenuta migliore per questo tipo di studi poiché meglio descrive l'accrescimento degli individui e le differenze nell'intervallo di taglia tra le diverse specie (Warwick, 1984; Edgar, 1990a; Ramsay *et al.*, 1997).

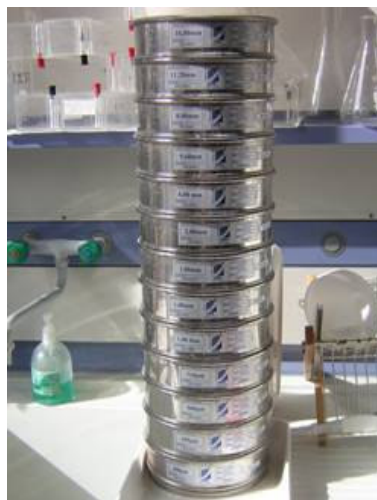


Fig. 10 - Colonna di setacci utilizzata per separare i campioni in classi dimensionali

Gli organismi trattenuti da ciascun setaccio, sono stati separati dal sedimento e dai residui vegetali e quindi si è proceduto al sorting e alla conta degli individui come sopra descritto.

Le forme degli organismi sono molto diverse e quindi anche la modalità di separazione operata dai setacci differisce per ciascun taxon, ma si è dimostrato che il diametro sferico equivalente individuale (ESD, equivalent spherical diameter) degli individui trattenuti da ciascun setaccio è, in media, lo stesso.

Il valore della biomassa è stato ottenuto come prodotto dei dati di abbondanza (ind/m^2) di ciascun taxon in ciascuna classe dimensionale per i pesi medi individuali della relativa classe. Tali pesi sono stati ricavati attraverso equazioni di regressione che relazionano il peso secco

senza ceneri (AFDW, Ash Free Dry Weight) con la media geometrica delle dimensioni delle maglie di due setacci successivi. Queste equazioni sono state ricavate dalla letteratura (Edgar, 1990a; Arias & Drake, 1994; Ponti M., 2000; Ponti M., 2005).

Si utilizza la media geometrica tra due setacci successivi poiché gli animali presentano forme corporee differenti e questo può incidere sulla loro capacità di essere trattenuti o meno dalle maglie. Alcuni individui infatti, si sviluppano prettamente in lunghezza con la crescita diventando più sottili e flessibili (es. larve di Chironomidi) e quindi più in grado di impigliarsi nelle maglie dei setacci (Ponti M., 2000).

La biomassa totale dei campioni è ottenuta come:

$$\sum_{j=1}^k B_j = \sum_{i=1}^{12} n_i \bar{b}_i$$

dove B_j è la biomassa totale stimata del gruppo tassonomico j , k è il numero di gruppi tassonomici, n_i è l'abbondanza degli organismi del gruppo tassonomico j trattenuti dal setaccio i e $\bar{b}_i$ è il peso medio individuale calcolato con la corrispondente equazione di regressione.

Per gli individui trattenuti dal setaccio di maglia maggiore, tutti appartenenti alla specie *Cerastoderma glaucum*, è stata utilizzata l'equazione proposta da Arias e Drake (1994), in cui nelle equazioni di regressione viene utilizzata direttamente la lunghezza del corpo degli individui trattenuti dal setaccio al posto della media geometrica.

4.2.4 Analisi dei dati

Per la comunità macrozoobenthonica è stata valutata la densità media (ind/m²) delle tre repliche per ciascuna stazione e per ciascuna data di campionamento. Per valutare la struttura della comunità si è fatto ricorso all'uso degli indici strutturali non parametrici: indice di ricchezza specifica di Margalef (R), indice di Buzas e Gibson Evenness (E).

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

È espresso dalla seguente formula:

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

dove S è il numero di specie presenti nel campione e N è il numero totale di individui di tutte le specie presenti.

L'indice di Evenness (Buzas e Gibson E) prende in considerazione la distribuzione degli individui nell'ambito delle varie specie che compongono una comunità. Varia da 0 a 1 e presenta il massimo valore nel caso teorico in cui tutte le specie siano rappresentate dallo stesso numero di individui, mentre presenta un valore basso nel caso in cui ci sia una sola specie abbondante e numerose specie rare. È espresso dalla seguente formula:

$$E = e^H/S$$

dove H è l'indice di Shannon per quella comunità e S è il numero delle specie presenti nel campione; e^H è uguale al numero di specie per cui la massima diversità ($\ln S$) sarebbe stata uguale a quella osservata.

La struttura della comunità nel periodo 2006/2007 e le sue variazioni spazio-temporali sono state descritte e comparate sulla base dei dati di abbondanza o di biomassa per ciascun sito e data di campionamento, attraverso tecniche di analisi multivariata non parametrica basata sull'analisi delle similarità e su procedure di ordinamento. In alcuni casi, per ridurre l'effetto delle specie più abbondanti, i dati sono stati trasformati mediante radice quarta. L'indice di similarità utilizzato è l'indice di Bray Curtis (Krebs, 1989).

Per valutare le variazioni della struttura dei popolamenti in relazione a gradienti ambientali o di altro tipo, è stata utilizzata l'analisi canonica delle corrispondenze (CCA). La matrice utilizzata in questa analisi è quella dei dati di abbondanza media di ciascuna stazione e data di campionamento insieme ai dati relativi a salinità, temperatura, ossigeno disciolto e concentrazione di clorofilla-a.

Per poter evidenziare al meglio le relazioni tra specie, stazioni e date di campionamento rappresentando su un unico grafico simultaneamente punti-specie e punti-campione, si è fatto ricorso all'analisi fattoriale delle corrispondenze (CA). La matrice dei dati è costituita dalle abbondanze medie di ciascuna stazione e data di campionamento.

Per quanto riguarda i dati di biomassa medi di ciascun sito e periodo di campionamento, è stata applicata l'analisi delle coordinate principali (PCO), tecnica di ordinamento degli oggetti nello spazio definito da una qualsiasi matrice di distanza o di similarità; tale tecnica ha la

proprietà di preservare al meglio le distanze originali fra gli oggetti nello spazio ridotto definito dagli assi principali (Scardi, 1998).

Per quel che riguarda il confronto di lungo periodo (1997-2007) è stata condotta l'analisi della varianza, ANOVA ad una via, al fine di evidenziare la significatività delle differenze nel tempo, dei seguenti indici di comunità: numero di taxa, densità, indice di Evenness e di ricchezza specifica di Margalef.

Per poter confrontare la struttura della comunità macrozoobenthonica tra i diversi anni di campionamento si è ricorsi al nMDS (non metric multi dimensional scaling) basandosi sui dati di abbondanza relativi alle stazioni 1 e 2 ossia quelle su cui è stato possibile effettuare un confronto tra tutte le campagne di monitoraggio effettuate dal 1997 al 2007. La procedura SIMPER ha permesso poi di valutare il contributo percentuale di ciascuna specie alla similarità o dissimilarità osservate tra i diversi gruppi.

Infine, per poter analizzare il livello di similarità tra tutte le stazioni prese in esame, utilizzando i dati di abbondanza, è stata applicata una procedura non parametrica, il test ANOSIM che consente di verificare se le differenze fra due o più gruppi di osservazioni multivariate sono significative o meno (Clarke, 1993).

I programmi utilizzati per l'elaborazione dei dati sono STATISTICA ver. 7.0 (Copyright Statsoft, inc. 1984-2004), PAST PROGRAM ver. 1.86 (Paleontological Statistic Software Package, Hamer e Harper 1999-2007) e PCORDWIN.

4.3 Monitoraggio della comunità planctonica

4.3.1 Fitoplancton: stazioni e date di campionamento

Per il campionamento del fitoplancton sono state scelte le stesse 5 stazioni campionate per il macrozoobenthos e numerate nello stesso identico modo (da 1 a 5). I campionamenti sono stati effettuati mensilmente e nelle ore centrali della giornata, in due distinte campagne di monitoraggio: dicembre 2005-dicembre 2006 e maggio 2007-aprile 2008.

4.3.2 Campionamento del fitoplancton

Il prelievo del campione d'acqua è stato effettuato attraverso una pompa aspirante alimentata da una piccola batteria da 12 volt azionata manualmente attraverso un interruttore. Essa è collegata a due tubi del diametro di 2 cm circa: uno viene immesso direttamente in acqua per effettuare la pescata, mentre l'altro permette la raccolta del campione direttamente in bottiglie scure poi chiuse ermeticamente. Il tubo con cui si effettua la pescata è rigido e della lunghezza di circa 60 cm. La sua parte terminale è chiusa ermeticamente per evitare l'ingresso di grandi impurità mentre il campione passa attraverso dei piccoli fori praticati a circa metà della lunghezza del tubo. La porzione rigida veniva immersa verticalmente e totalmente laddove la profondità delle vasche lo permetteva, in modo da effettuare la pescata a circa 30 cm di profondità.



Fig. 11 e 12 - Fase del campionamento del fitoplancton e immagine della pompa aspirante.

4.3.3 Stima della biomassa fitoplanctonica

La biomassa fitoplanctonica è stata valutata indirettamente attraverso la stima della concentrazione di clorofilla-a, calcolata a sua volta con il metodo spettrofotometrico.

Questo metodo, utilizzato in indagini di campo, risulta vantaggioso in termini di semplicità, accuratezza, costo e tempo di analisi. Si basa sulla proprietà della clorofilla-a di assorbire la luce nella zona del rosso dello spettro visibile.

Nello stesso giorno del prelievo i campioni sono stati filtrati con filtri in fibra di vetro Whatman GF/C, 47 mm di diametro e successivamente conservati al buio, per evitare la reazione di fotossidazione della molecola di clorofilla-a e lasciati in congelatore a -70°C. Quindi, si è proceduto all'estrazione dei pigmenti fotosintetici dalle cellule per centrifugazione, previa aggiunta di 10 ml di soluzione di acetone al 90% ed omogeneizzazione dei filtri. L'estratto acetonicico è stato trasferito in una cuvetta di vetro ottico speciale di 5cm di lunghezza per la misura allo spettrofotometro.

La misura dell'assorbanza del campione è stata eseguita a quattro lunghezze d'onda: 630, 645, 663 e 750 nm. La lettura a 663nm corrisponde all'assorbanza specifica della clorofilla-a, mentre la lettura a 750 nm è una misura di controllo della limpidezza del campione, poiché a tale lunghezza d'onda i pigmenti fotosintetici non assorbono.

Il calcolo della concentrazione di clorofilla-a nei campioni è stato effettuato attraverso la seguente equazione consigliata dall'UNESCO (Lorenzen-Jeffrey, 1980) :

$$\mu\text{gchl-a/L} = \frac{[0,1 \cdot (E_{630} - E_{750}) - 2,16 \cdot (E_{645} - E_{750}) + 11,64 \cdot (E_{663} - E_{750})] \cdot 10000}{V_C}$$

dove:

E_{630} , E_{645} , E_{663} , E_{750} = assorbanze alle relative lunghezze d'onda (in nm)

V_C = Volume dei campioni iniziali (in ml)

4.3.4 Zooplancton: stazioni e date di campionamento

L'attività di monitoraggio della comunità zooplanctonica presentato in questo lavoro, è parte di uno studio più approfondito che è stato oggetto di una tesi di dottorato (Silvestri, 2008) a cui ho partecipato nelle fasi di campionamento ed indagini sul campo. Qui sono stati ripresi i dati di biomassa dell'intera comunità per poterli rielaborare ed integrare con i dati di biomassa delle comunità fitoplanctonica e macrozoobenthonica.

Il lavoro si è protratto per 18 mesi a partire da aprile 2006 fino a settembre 2007 con campionamenti mensili. Tutti i campionamenti sono stati eseguiti a non meno di 25 giorni di distanza l'uno dall'altro, di mattina, tra le 9 e le 13, scegliendo giornate con condizioni climatiche stabili ed evitando situazioni di tempo ventoso o piovoso.

Le stazioni di campionamento anche in questo caso, coincidono con quelle del fitoplancton e del benthos eccetto la stazione 4, che in tal caso non è stata oggetto di studio; le stazioni di monitoraggio non sono state esaminate tutte per l'intero arco di tempo d'indagine; per esempio la stazione 2 è stata campionata per 12 mesi, da ottobre 2006 a settembre 2007. In alcuni casi problemi tecnici e legati soprattutto alla nidificazione di alcune specie di uccelli nell'area Sud della salina o al prosciugamento dei bacini in esame, non hanno permesso di effettuare il prelievo del campione.

4.3.5 Campionamento dello zooplancton

Per il campionamento nelle Saline di Tarquinia è stata costruita una struttura adeguata. Sono stati realizzati due retini che potessero essere adatti al campionamento in acque poco profonde, delle stesse dimensioni, ma diversi nella tessitura delle maglie: una da 80 μm , idonea per trattenere anche il microzooplancton, e l'altra da 200 μm adatta a trattenere il mesozooplancton. Inizialmente, nella fase di messa a punto del metodo, lo zooplancton è stato campionato contemporaneamente con entrambi i retini; poi però, si è scelto di utilizzare solo il retino con maglia da 80 μm , perché, a parità di efficacia nel trattenimento dello zooplancton di taglia maggiore, trattiene anche forme più piccole, come i naupli di Copepodi, copepoditi e tra il meroplancton tutte le larve di Lamellibranchi, di Cirripedi e di Policheti, alcuni Rotiferi e i Copepodi Ciclopoidi e Arpacticoidi di taglia minore (Silvestri, 2008).

Per quanto riguarda la struttura, all'estremità posteriore del retino si trova un barattolo di raccolta, di volume pari a 1 litro dotato di una finestra ricoperta con lo stesso tessuto usato per il retino in modo da assicurare il flusso dell'acqua attraverso il barattolo. Il retino e il barattolo sono stati legati saldamente a una struttura in PVC, leggera ma resistente (Figura 13) e pratica da usare, a forma di parallelepipedo delle dimensioni di 90 x 200 x 20 cm.



Fig. 13 - Retino utilizzato per campionare lo zooplancton.

Dispositivi di campionamento simili a questo sono stati utilizzati anche in altri casi (Ellertsen, 1977; Schram *et al.*, 1981).

Nei bacini delle saline sono state effettuate delle retinate orizzontali: la struttura è stata trascinata in diagonale da una sponda all'altra di ciascuna vasca. Alla sua imboccatura, nella parte anteriore, è stata legata una corda galleggiante, di circa 60 metri di lunghezza, per permettere il trascinamento della struttura e, al fine di seguire traiettorie rettilinee, un'altra corda, è stata legata alla parte posteriore e tenuta tesa durante la fase di prelievo del campione. Per tutto il periodo di monitoraggio, sono stati campionati sempre gli stessi settori di vasca, a meno che non ci fossero le condizioni adatte, come nel caso di eccessiva presenza di macrofite che in alcuni periodi dell'anno arrivavano fin sulla superficie dell'acqua, o di macroalghe.

Il campionamento dello zooplancton è stato compiuto con la struttura sopra descritta ogni volta che l'altezza della colonna d'acqua superava almeno i 30 cm. Prove sono state compiute anche quando la colonna d'acqua era più bassa, ma la struttura è venuta in contatto con il fondo, ha sollevato il sedimento e la fauna che lo abita, alterando la composizione del mezzo, ostruendo i pori delle maglie e inficiando quindi il risultato finale (Silvestri, 2008).

In ogni bacino il campionamento è stato standardizzato compiendo retinate che coprivano una distanza di circa 40 m, ed effettuate ad una velocità costante di 0,3 m/s. Il volume d'acqua filtrato è stato stimato in circa 4 m³ per retinata; tale valore è il risultato del prodotto dell'area dell'imboccatura del retino per la distanza percorsa dalla struttura in acqua (Silvestri, 2008).

Terminata la retinata e sollevata la struttura sui terrapieni che circondano le vasche, si è aspettato che terminasse la filtrazione dell'acqua residua presente nel retino per staccare poi il barattolo di raccolta e trasferire il campione d'acqua, per la sua conservazione, in bottiglie di polietilene da 1 litro, opportunamente contrassegnate con data, stazione di campionamento e maglia del retino. Il campione è stato quindi fissato con formalina tamponata al 4% e conservato a temperatura ambiente lontano da fonti di calore ed eccessiva illuminazione. Per ogni stazione di campionamento è stata eseguita una sola replica.

4.3.6 Stima della biomassa zooplanctonica

In laboratorio si è proceduto all'identificazione delle singole specie zooplanctoniche utilizzando un microscopio stereoscopico con illuminazione invertita a 100 x d'ingrandimento, quindi è stato effettuato il conteggio e valutata la densità (ind/m³) di ciascun taxon. I dati specifici, relativi a ciascuna specie zooplanctonica, non sono discussi in questo lavoro, ma nel lavoro specifico di tesi di dottorato, sullo zooplancton delle Saline di Tarquinia di cui ho parlato in precedenza. Qui è stata calcolata e considerata la biomassa totale della comunità zooplanctonica sulla base dei dati forniti da tale lavoro (Silvestri, 2008).

Il campione raccolto è stato inizialmente diluito con formalina tamponata al 4 % fino al raggiungimento di un volume noto ed è stato successivamente suddiviso in frazioni tanto più basse (1/2, 1/4, 1/8, 1/16... 1/256) quanto maggiore risultava essere di volta in volta la sua densità. Osservata ogni frazione al microscopio a partire da quella più bassa, sono stati contati gli individui presenti per ogni singola specie; la conta è stata effettuata fino ad un valore di riferimento $n \geq 100$ (ottenuto in una o più frazioni), raggiunto il quale, non era più necessario proseguire. Il valore di densità D (indm⁻³) di ciascuna specie è stato valutato moltiplicando n per l'aliquota di volume (x) alla quale n è stato raggiunto, e dividendo poi per il volume V (m³) di acqua filtrata nel campionamento:

$$D = (n \cdot x) / V$$

Per la stima della biomassa, si è proceduto moltiplicando la biomassa media di ogni specie per la densità specifica rilevata in ogni campionamento:

$$B_j = b_j \cdot D_j$$

B_j = biomassa totale degli organismi della specie j

b = biomassa media della specie j (μg)

D_j = densità della specie j (Ind/m^3)

La biomassa media è stata ottenuta dalla letteratura (Shmeleva A. A., 1965) o attraverso la misura diretta delle dimensioni degli organismi di interesse (lunghezza e larghezza) e il successivo calcolo del biovolume. Questo procedimento, associa la forma di ogni individuo a quella di un solido geometrico (cilindro, cono, ellissoide, tronco di cono) così da ricavarne il volume (Silvestri, 2008).

La biomassa totale in ciascuna stazione di monitoraggio è stata valutata sommando, per ciascuna data di campionamento, le biomasse relative a ciascuna specie zooplanctonica.

4.3.7 Analisi dei dati

I dati relativi alla biomassa fitoplanctonica e zooplanctonica sono stati sottoposti alle stesse analisi multivariate. I programmi utilizzati sono STATISTICA ver. 7.0 (Copyright Statsoft, inc. 1984-2004) e PAST PROGRAM ver. 1.86 (Paleontological Statistic Software Package, Hamer e Harper 1999-2007). In entrambe i casi è stata condotta l'analisi delle componenti principali (PCA) che ha permesso di effettuare una semplificazione dei dati originali attraverso una trasformazione lineare delle variabili iniziali in altre denominate componenti principali. Dall'insieme iniziale delle variabili messe in gioco, ne viene estratto un gruppo più ristretto che possa spiegare la varianza dei dati originali. Il tutto viene rappresentato su un piano i cui assi sono le prime due componenti che meglio spiegano la varianza dei campioni. Per valutare il livello di correlazione tra le stazioni esaminate è stato utilizzato il Test di Mantel introdotto in ecologia solo recentemente. L'ipotesi nulla che viene testata è quella di indipendenza fra due matrici di distanza o similarità e il livello di probabilità relativa al valore della statistica (R) viene calcolato sulla base di una procedura iterativa.

Con i valori di R ottenuti da questo test è stata poi costruita una matrice sulla base della quale è stato effettuato un clustering gerarchico basato sull'algoritmo UPGMA. I risultati di questa procedura sono stati rappresentati in un dendrogramma.

5 RISULTATI

5.1 Parametri ambientali

In tutte le stazioni e date di monitoraggio, insieme al prelievo dei campioni, è stata effettuata la misurazione dei principali parametri chimico-fisici attraverso l'utilizzo di sonde da campo: temperatura (°C), salinità (psu) e ossigeno disciolto (mg/l). La profondità a cui veniva effettuata la misurazione, variava da 20 a 40 cm circa in base allo spessore della colonna d'acqua che è risultato piuttosto eterogeneo andando dalla zona nord, dove si hanno profondità maggiori, alla zona sud dove la profondità era solitamente ridotta a pochi cm.

Il periodo esaminato va da dicembre 2005 a marzo 2008, periodo in cui con frequenze diverse e intervalli di tempo diversi sono stati effettuati i campionamenti delle comunità planctonica e macrozoobenthonica. A volte, nei grafici relativi all'andamento nel tempo dei parametri studiati, possono essere presenti delle discontinuità poiché in alcune date di campionamento non è stato possibile rilevare alcuni parametri per problemi tecnici.

Temperatura

La temperatura dell'acqua è un parametro che, in questo tipo di ambienti, può variare in archi di tempo estremamente brevi, in relazione alle mutazioni delle condizioni meteorologiche, presentando un andamento del tutto dipendente dalla temperatura atmosferica. La morfologia dei bacini con la loro ridotta superficie e profondità fa sì che in inverno ed estate i valori raggiunti da tale parametro possano essere estremi.

La temperatura rappresenta un parametro molto importante in quanto può influire direttamente su altri parametri altrettanto importanti quali la densità dell'acqua, il processo di eutrofizzazione, la solubilità dell'ossigeno e dei sali.

Osservando l'andamento generale della temperatura nelle cinque stazioni di monitoraggio, è evidente un trend stagionale con valori massimi in estate e minimi in inverno. Le variazioni spaziali sono invece piuttosto limitate con valori molto simili tra le diverse vasche. Il valore massimo è stato registrato nella stazione 3 nel mese di luglio 2007 con 33,4 °C; il minimo nel mese di dicembre 2005 con 5,1 °C nella stessa stazione.

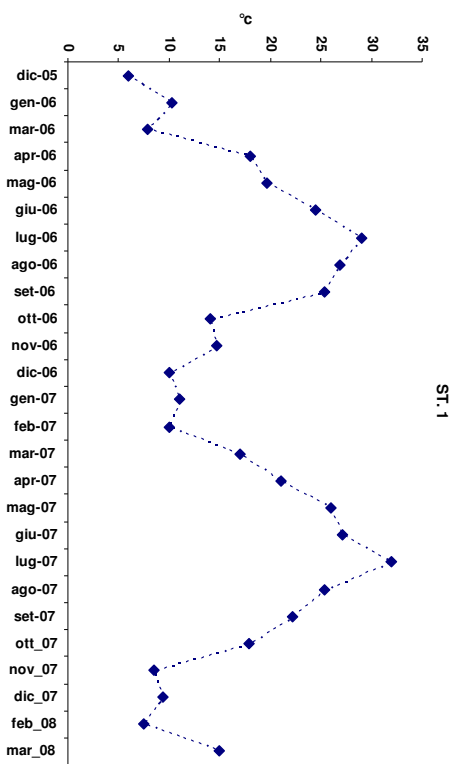


Fig. 14 - Andamento della Temperatura nella stazione 1.

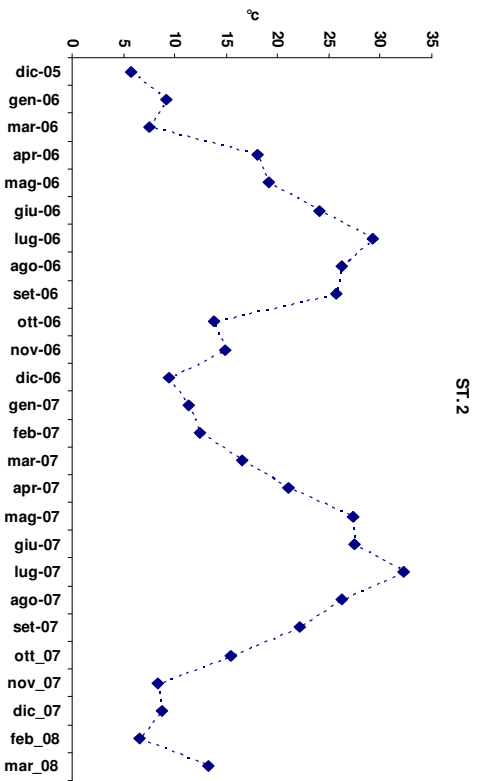


Fig. 15 - Andamento della Temperatura nella stazione 2.

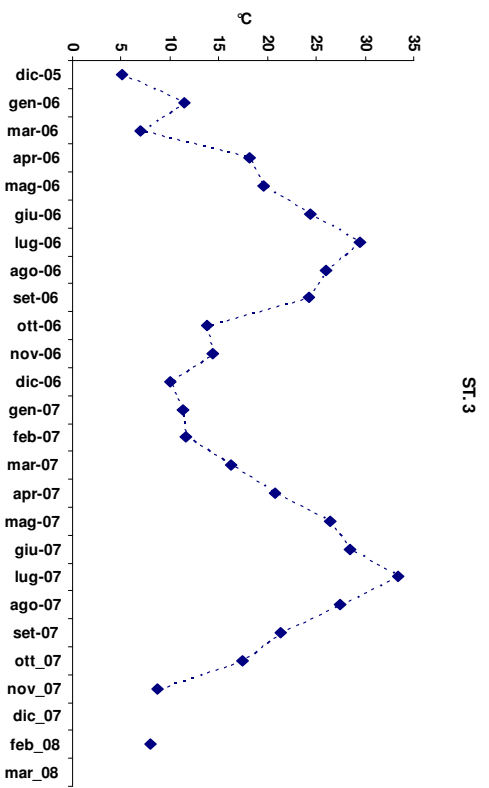


Fig. 16 - Andamento della Temperatura nella stazione 3.

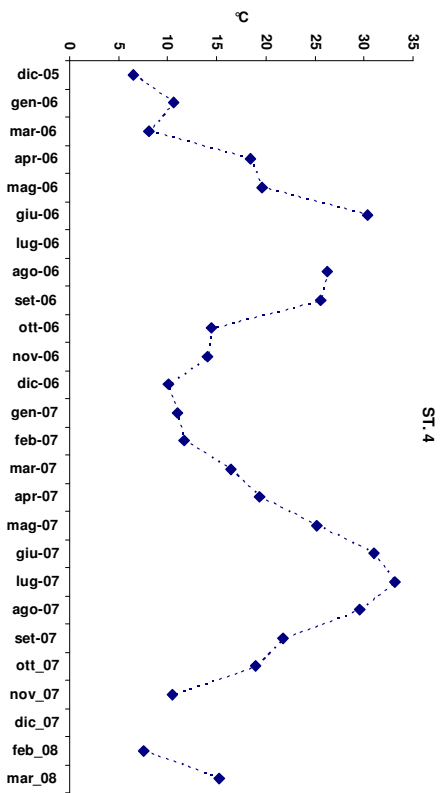


Fig. 17 - Andamento della Temperatura nella stazione 4.

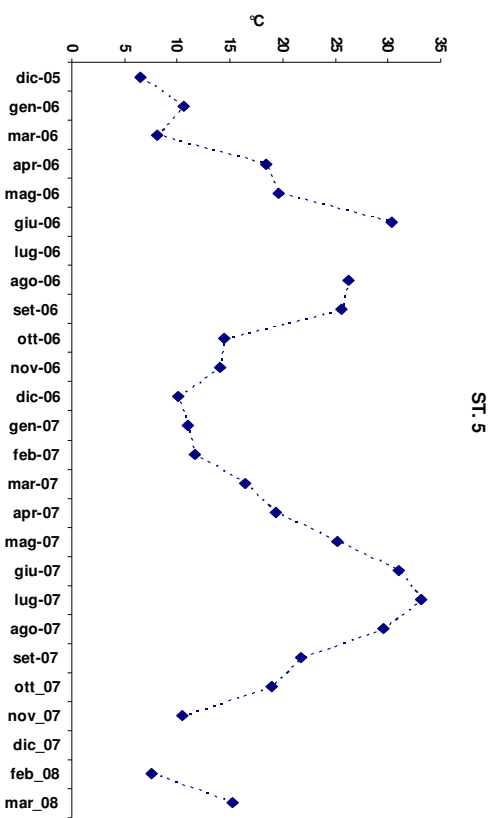


Fig. 18 - Andamento della Temperatura nella stazione 5.

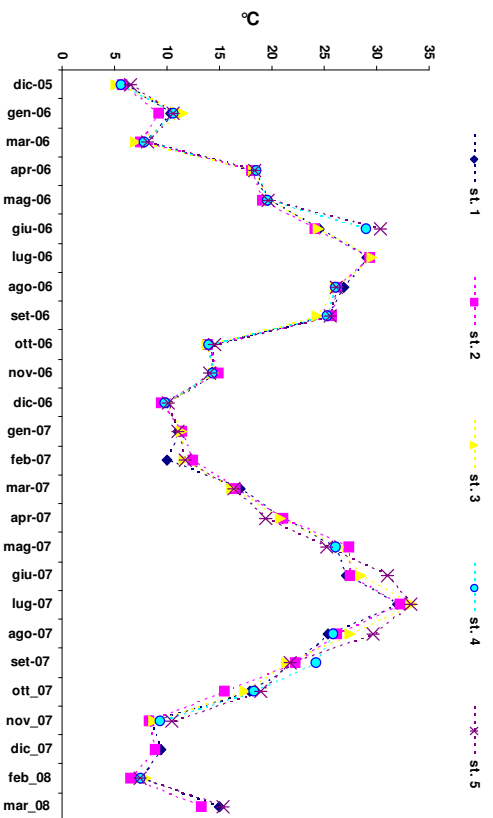


Fig. 19 - Andamento della temperatura nelle cinque stazioni campionate.

	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4	st. 5
min	6	5,7	5,1	5,6	6,5
media	17,6	17,4	18,1	17,1	18,1
max	32	32,2	33,4	29	33,2

Tab. 3 - Valori minimo, media e massimo della temperatura.

Salinità

Altro parametro di notevole importanza in questo tipo di ambienti è sicuramente la salinità, tanto che nella classificazione delle acque di transizione viene solitamente considerato come parametro di riferimento. I fattori da cui essa dipende sono diversi: il tasso di evaporazione, il mescolamento, il regime idraulico, le condizioni meteorologiche, l'apporto di acqua dolce soprattutto a carico delle precipitazioni meteoriche, a cui può rispondere repentinamente con variazioni ampie in un arco di tempo breve. La salinità rappresenta un fattore limitante la colonizzazione laddove le condizioni si fanno più estreme, dove può raggiungere valori molto elevati, anche vicini al punto di saturazione. Ciò accade nelle vasche più interne e confinate, lontane dal canale di ingresso dell'acqua marina dove il ricambio idrico è minimo. Normalmente nei bacini, la salinità mostra un gradiente Nord-Sud con valori crescenti dalla stazione 1, posta in diretto contatto con il canale d'ingresso dell'acqua marina, alla stazione 5 posta all'estremo sud. Dal grafico di figura 25, si nota come nei primi mesi di indagine (dicembre 2005-aprile 2006) la salinità nelle cinque vasche campionate presenta valori simili compresi tra 35‰ e 44‰: il gradiente salino era completamente scomparso. Nel periodo antecedente il primo campionamento, dal mese di Novembre 2005 fino alla metà di Dicembre 2005 sono state registrate abbondanti piogge a carattere alluvionale per un totale di 358 mm di pioggia caduti. Questo fenomeno alluvionale ha avuto un impatto considerevole sulla colonna d'acqua delle stazioni e sulla diluizione dei parametri chimico-fisici (Manciani, 2006). Nel periodo successivo il gradiente salino si è progressivamente ristabilito.

L'andamento nel tempo in tutti i bacini campionati mostra fluttuazioni stagionali con massimi estivi e minimi invernali. Le stazioni 1 e 2 mostrano un range di variazione molto ristretto ricevendo direttamente acqua dal mare.

Nella stazione 1 si riscontra un valor medio di 41,8 ‰, nella stazione 2 di 45,7 ‰. Nella stazione 3 la salinità media è di 72,5 ‰, nella stazione 4 è pari a 92,6 ‰ e infine, nella stazione 5 la media è 95,9 ‰ a dimostrazione dell'esistenza di un gradiente salino che vede aumentare i valori medi di questo parametro lungo l'asse Nord-Sud dell'impianto.

ST. 1

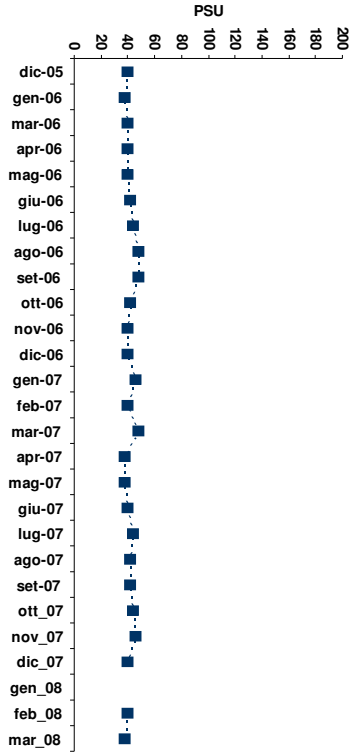


Fig. 20 - Andamento della salinità nella stazione 1.

ST. 2

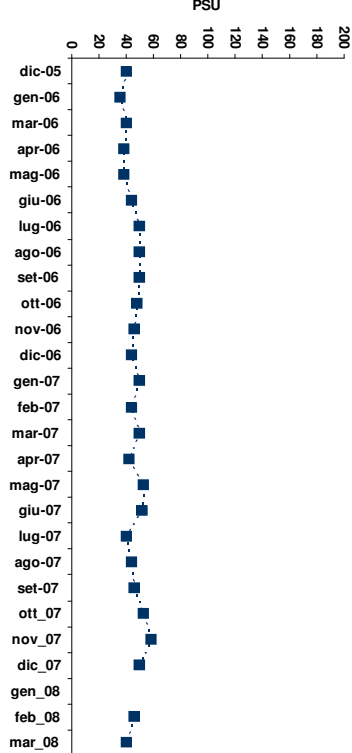


Fig. 21 - Andamento della salinità nella stazione 2.

ST. 3

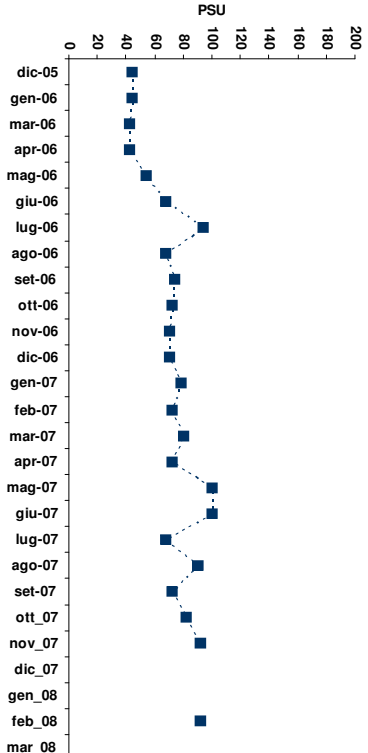


Fig. 22 - Andamento della salinità nella stazione 3.

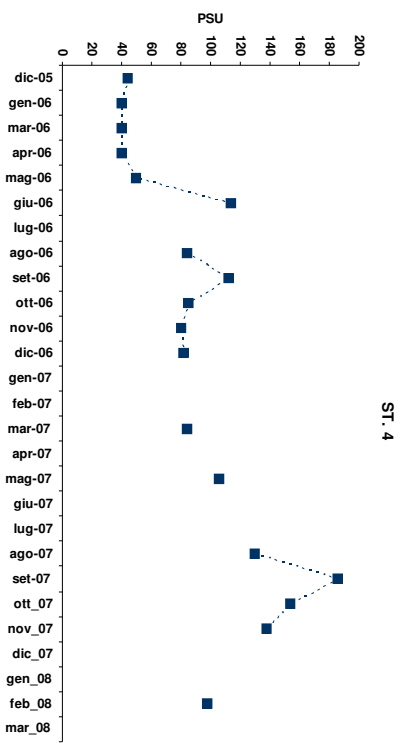


Fig. 23 - Andamento della salinità nella stazione 4.

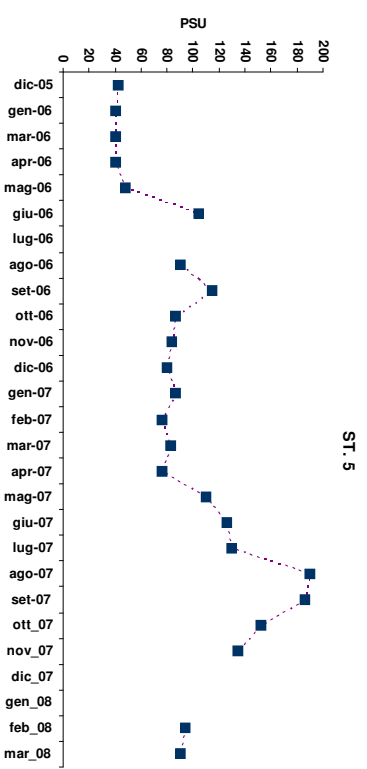


Fig. 24 - Andamento della salinità nella stazione 5.

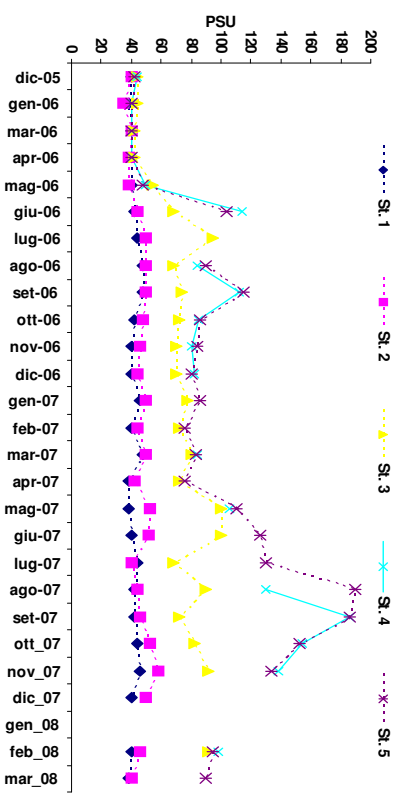


Fig. 25 - Andamento della salinità nelle cinque stazioni campionate.

	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4	st. 5
min	38	35	42	40	40
media	41,8	45,7	72,5	92,6	95,9
max	48	58	100	186	190

Tab. 4 - Valori minimo, media e massimo della salinità.

Ossigeno disciolto

La concentrazione di ossigeno disciolto è un parametro importante per la vita di diversi organismi che popolano sia il fondo che la colonna d'acqua dei bacini delle saline. Le comunità bentoniche degli ambienti lagunari nella loro distribuzione e organizzazione sono fortemente influenzate da esso. È un parametro importante nella caratterizzazione dello stato trofico delle acque e la sua concentrazione può dipendere da diversi fattori biotici ed abiotici. Tra i fattori abiotici si ricorda il ricambio idrico, il vento, la temperatura, la salinità, la diffusione nell'atmosfera; tra quelli biotici il bilancio tra attività fotosintetica e respiratoria. Nei bacini esaminati, la concentrazione di ossigeno disciolto varia da un minimo di 2,21 mg/l registrato nel maggio 2007 nella stazione 4, indice di condizioni ipossiche, a un massimo di 12,02mg/l nel mese di gennaio 2007 nella stazione 5. Nella maggior parte dei campionamenti, i valori registrati nelle cinque stazioni sono simili. I valori più alti sono stati registrati, in tutte le stazioni, prevalentemente nei mesi invernali, quelli più bassi nei mesi primaverili-estivi. Fa eccezione il mese di agosto 2006 che ha fatto registrare un valore elevato in tutte le stazioni campionate. In quel campionamento era presente molto vento da sud che probabilmente ha influenzato i valori rilevati in tutti i bacini.

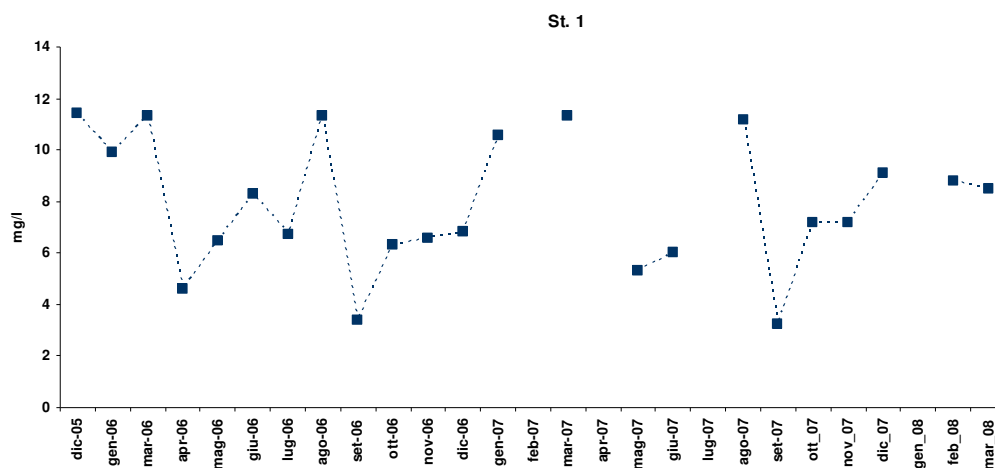


Fig. 26 - Andamento dell'ossigeno disciolto nella stazione 1.

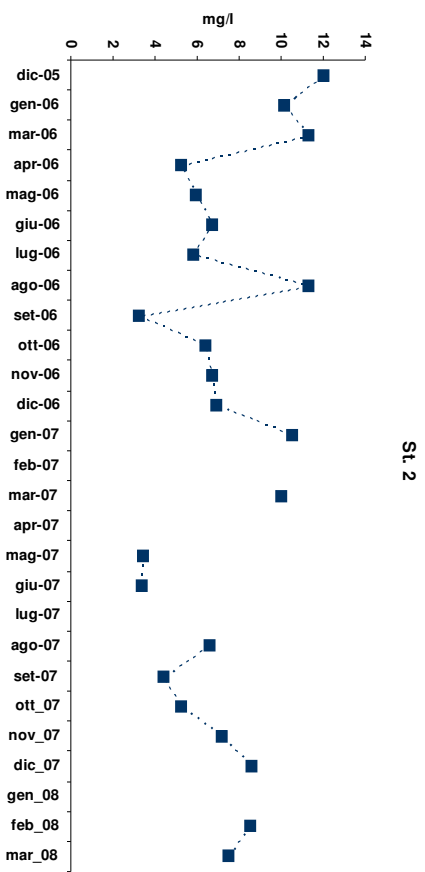


Fig. 27 - Andamento dell'ossigeno disciolto nella stazione 2.

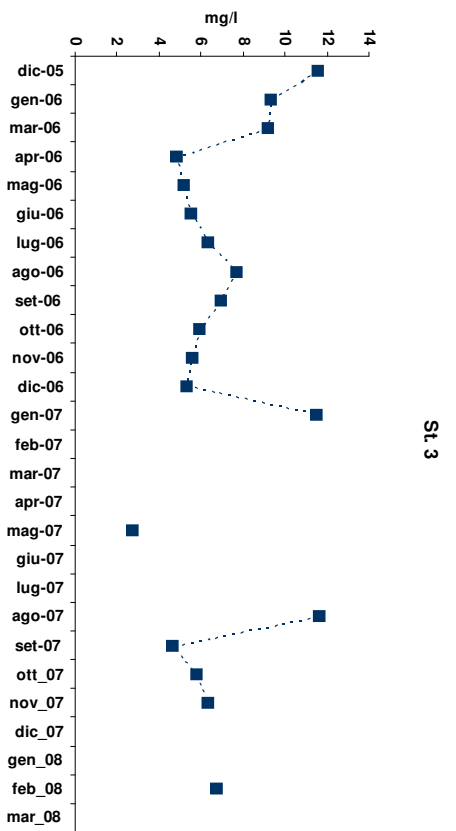


Fig. 28 - Andamento dell'ossigeno disciolto nella stazione 3.

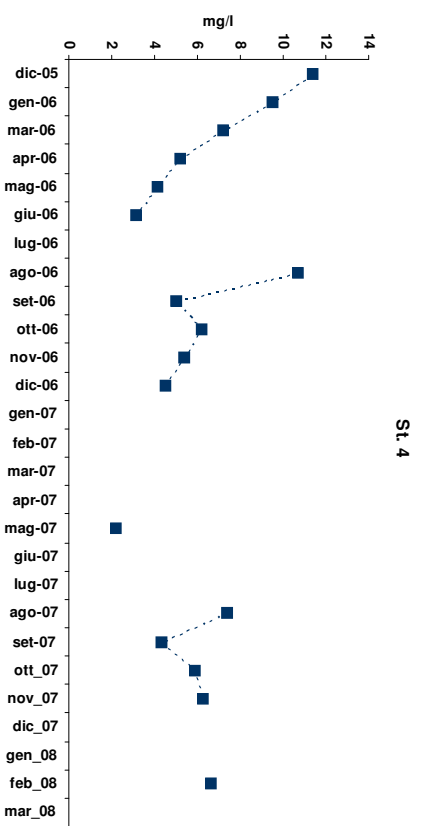


Fig. 29 - Andamento dell'ossigeno disciolto nella stazione 4.

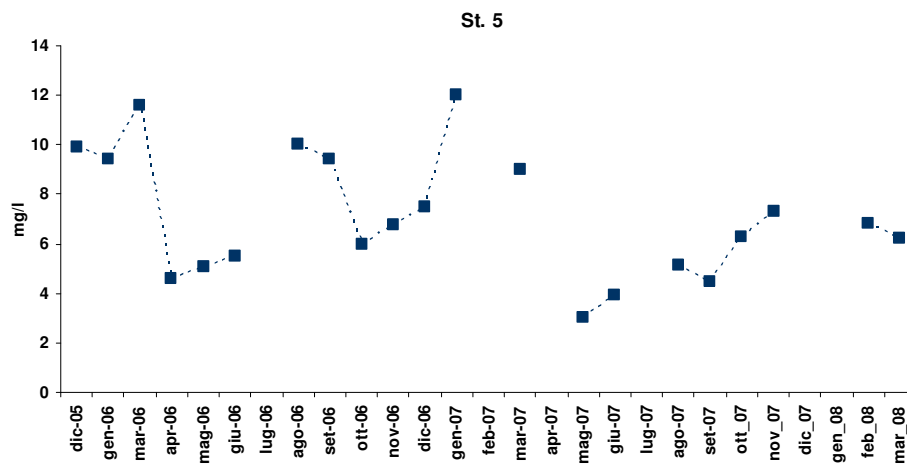


Fig. 30 - Andamento dell'ossigeno disciolto nella stazione 5.

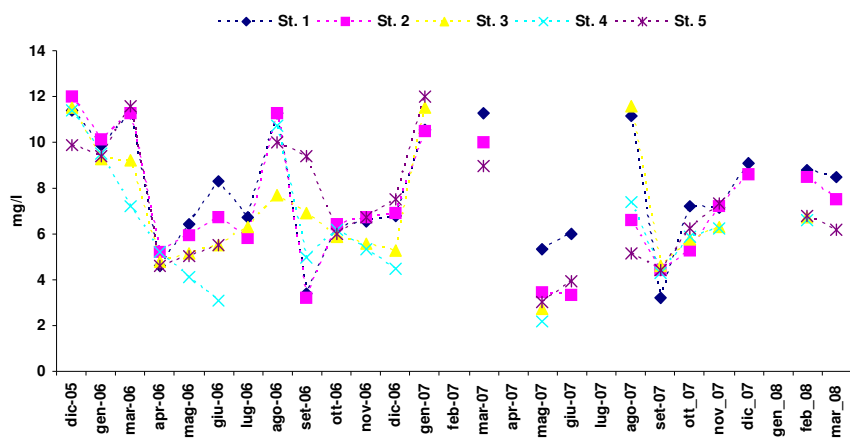


Fig. 31 - Andamento dell'ossigeno disciolto nelle cinque stazioni di campionamento.

	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4	st. 5
min	3,22	3,2	2,71	2,21	3,02
media	7,9	7,3	7,0	6,3	7,1
max	11,4	11,97	11,6	11,4	12,02

Tab. 5 – Valori minimo, medio e massimo dell'ossigeno disciolto.

5.1 Monitoraggio della comunità macrozoobenthonica: I° Campagna di monitoraggio

Nel corso dei campionamenti effettuati nel 2006, sono stati identificati 25 taxa di cui 7 appartenenti al phylum dei Molluschi, 7 appartenenti al phylum degli Anellidi, 9 a quello degli Artropodi e 2 classificati come altri gruppi (Platelminti turbellari e Nemertini). Nella seguente tabella sono riportati i dettagli di tutti i taxa rinvenuti.

Phylum	Classe	Ordine	Famiglia	Taxon
Plathelminthes	Turbellaria	—	—	—
Nemertea	—	—	—	—
Mollusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Hydrobia</i> spp.
		Cephalaspidea	Ringiculidae	<i>Haminoea</i> sp.
		Mesogastropoda	Cerithiidae	<i>Cerithium vulgatum</i> (Brugurière,1792)
		Nassariidae	Nassariidae	<i>Nassarius costulatus</i> (Renier, 1804)
		Nassariidae	Nassariidae	<i>Nassarius corniculus</i> (Olivi, 1792)
	Bivalvia	Veneroida	Semelidae	<i>Abra ovata</i> (Philippi,1893)
			Cardiidae	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poiret, 1789)
Anellida	Polychaeta	Phyllodocida	Orbiniidae	<i>Nainereis laevigata</i> (Grube, 1855)
			Hesionidae	<i>Ophiodromus pallidus</i> (Claparède, 1864)
			Nereididae	<i>Perinereis cultrifera</i> (Grube, 1840)
		Opheliida	Ophelidae	<i>Armandia cirrhosa</i> (Filippi, 1861)
		Spionida	Spionidae	<i>Spio decoratus</i> (Bobretzky, 1870)
		Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella capitata</i> (Fabricius,1780)
	Clitellata	Oligochaeta	—	Oligochaeta spp.
			—	—
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Idoteidae	<i>Idotea baltica</i> (Pallas, 1772)
			Sphaeromatidae	<i>Spheroma serratum</i> (Fabricius, 1787)
		Anphipoda	Corophiidae	<i>Corophium insidiosum</i> (Crawford,1937)
			—	<i>Erichthonius punctatus</i> (Bate, 1857)
			Gammaridae	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov,1931)
			Aoridae	<i>Microdeutopus</i> sp.
	Insecta	Mysidacea	—	—
		Diptera	—	—
		—	Chironomidae	<i>Chironomus salinarus</i> (Kieffer, 1915)

Tab. 6 - Fauna rinvenuta nei campioni

Il numero totale di individui raccolti è 45675 così ripartiti: 34043 appartenenti al phylum degli Artropodi (74,5%), 7164 agli Anellidi (15,7%), 4423 ai Molluschi (9,7%) e 45 agli altri gruppi (0,1%). La ripartizione percentuale degli organismi raccolti tra i vari phyla è riportata nella seguente figura.

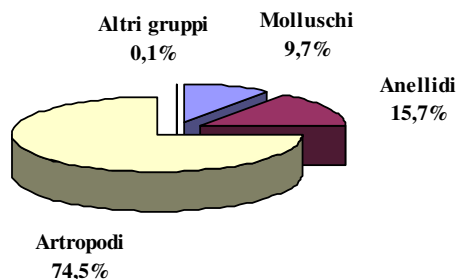


Fig. 32 – Abbondanza percentuale dei phyla rinvenuti.

La più alta densità media è stata trovata nella stazione 3 nel mese di giugno (21883 ind/m²), la minima nella stazione 5 nel mese di agosto (11 ind/m²). I dati di densità totale mostrano un andamento crescente dall'inverno all'inizio dell'estate pressoché in tutte le stazioni campionate, per poi decrescere nella tarda estate tanto che in tutte le stazioni, nel mese di agosto, sono stati registrati valori minimi. Il numero di taxa raccolti per stazione e per data di campionamento, varia da un massimo di 19 (giugno, stazione 2) a un minimo di 7 (ottobre, stazione 2) nella zona nord della salina, quella più vicina all'ingresso dell'acqua marina; nella zona centro-sud, invece, varia da 9 (aprile e giugno, st. 3) a 1 (agosto e dicembre, st. 4 e 5).

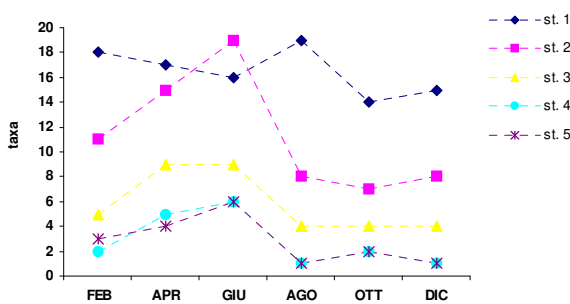


Fig. 33 - Ricchezza specifica nelle singole stazioni e date di campionamento

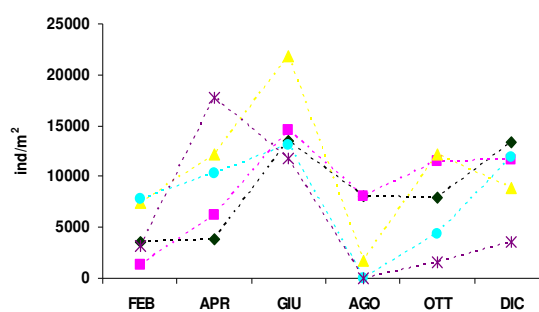


Fig. 34 - Densità media nelle singole stazioni e date di campionamento.

La maggior parte degli individui raccolti appartiene ai taxa Larve di Chironomidi ed Oligocheti che insieme costituiscono più del 70% dell'abbondanza totale. Le larve di Chironomidi sono state ritrovate in tutte le date di campionamento e in tutte le stazioni risultando particolarmente abbondanti nelle stazioni 3, 4 e 5 dove a volte ne rappresentano l'unico taxon rinvenuto. Gli Oligocheti, invece sono stati rinvenuti in tutte le date di campionamento ma quasi totalmente nelle stazioni 1 e 2. Seguono, sempre in termini di abbondanza totale, due specie di Molluschi, *Hydrobia spp.* e *Cerastoderma glaucum*

(rinvenuti in prevalenza nelle stazioni 1, 2 e 3) e tre di policheti: *Spio decoratus*, *Capitella capitata* e *Perinereis cultrifera* la cui presenza è stata registrata quasi totalmente nelle stazioni 1 e 2. Per quanto riguarda le densità dei popolamenti, tra i Molluschi il taxon più abbondante è risultato il gasteropode *Hydrobia spp.* (45,1%) seguito dal bivalve *Cerastoderma glaucum* (40,5%). Questi due taxa, insieme, costituiscono l'85,6% del totale dei molluschi raccolti. Altro bivalve ben rappresentato è *Abra ovata*.

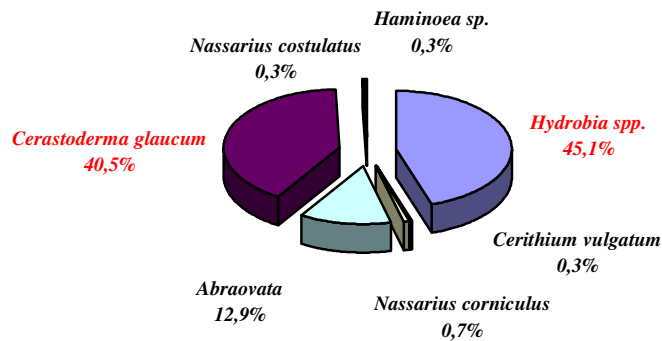


Fig. 35 – Ripartizione degli individui raccolti tra i Molluschi.

Tra gli Anellidi, gli Oligocheti risultano essere il taxon più rappresentato (57,1%), seguiti dal polichete *Spio decoratus* (16,5%). Risultano ben rappresentate anche le specie *Capitella capitata* e *Perinereis cultrifera*.

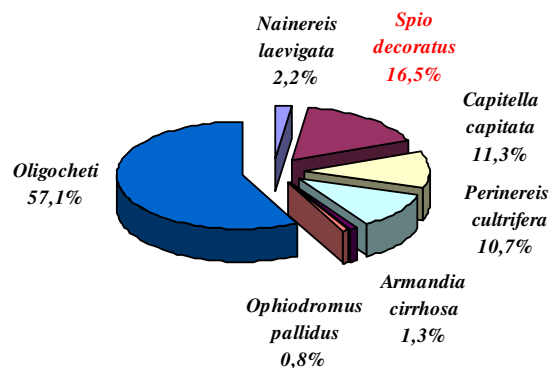


Fig. 36 – Ripartizione degli individui raccolti tra gli Anellidi.

Tra gli Artropodi quasi la totalità degli individui raccolti è rappresentata dalle larve di Chironomidi (94%). I Crostacei rappresentano il 4% del totale con l'anfipode *Corophium insidiosum* (62%) che è risultato essere la specie più rappresentata, seguito dall'isopode *Idotea baltica* (24%).

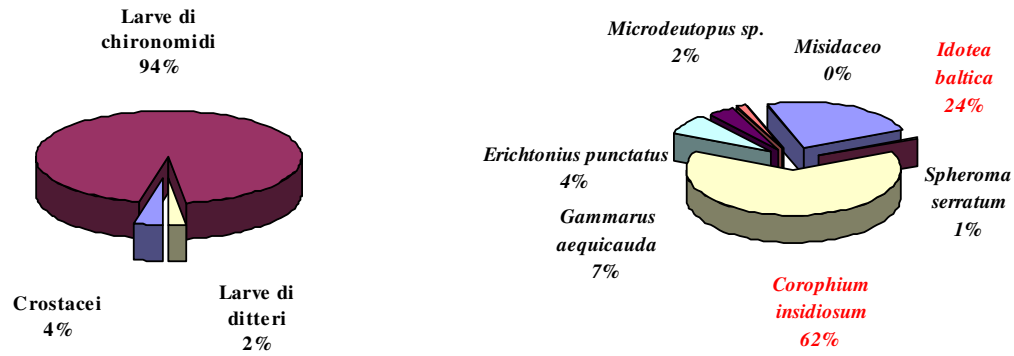


Fig. 37 e 38 – Ripartizione degli individui raccolti tra gli Artropodi e in particolare tra i Crostacei.

Per le densità medie (ind/m²) dei popolamenti, rilevate in ciascuna stazione e data di campionamento, si rimanda all'appendice (appendice 3).

Per quanto riguarda i dati di biomassa totale della comunità macrozoobenthonica, il seguente grafico ne mostra le variazioni nel tempo e nelle 5 stazioni campionate.

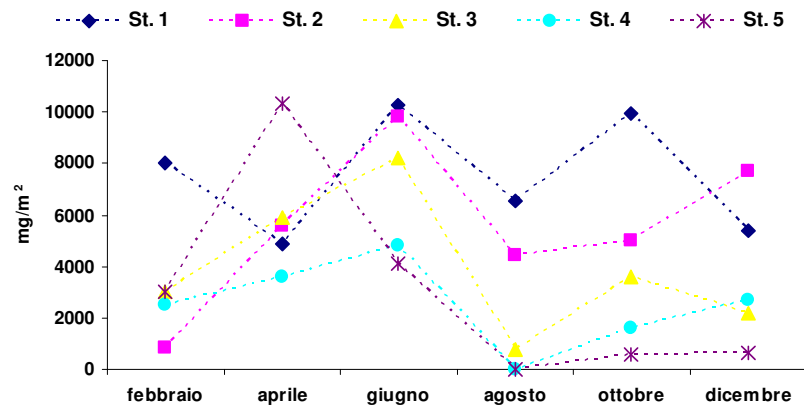


Fig. 39 - Andamento della biomassa nelle cinque stazioni campionate

Comparando i siti in studio, i valori registrati nelle stazioni corrispondenti ai bacini situati nella zona nord dell'impianto (stazioni 1 e 2), risultano sempre superiori a quelli dei bacini situati nella zona Sud eccetto nel mese di aprile, dove per la stazione 5 si ha un picco massimo

di biomassa ($10342,18 \text{ mg/m}^2$) determinato soprattutto da un'abbondante presenza di larve di Chironomidi.

Nella stazione 1 il massimo valore di biomassa totale è stato registrato a giugno ($10242,65 \text{ mg/m}^2$), il minimo in aprile ($4876,16 \text{ mg/m}^2$). Anche nella stazione 2 il picco massimo corrisponde al campione di giugno (9807 mg/m^2) mentre il minimo a quello di febbraio ($856,84 \text{ mg/m}^2$). La stazione 3 mostra valori pressoché intermedi tra quelli delle “stazioni nord” e quelli delle “stazioni sud” (massimo in giugno con $8235,912 \text{ mg/m}^2$ e minimo in agosto con $757,4 \text{ mg/m}^2$). La stazione 4, in accordo con quanto riscontrato nelle stazioni 1, 2 e 3, presenta anch'essa un valore massimo nel mese di giugno seppur notevolmente inferiore ai valori registrati per queste tre stazioni ($4811,562 \text{ mg/m}^2$). Il minimo valore invece, in accordo con la stazione 5, è stato riscontrato nel mese di agosto ($3,5 \text{ mg/m}^2$). La più alta biomassa media annuale è stata registrata nella stazione 1 con $45003,5 \text{ mg/m}^2$, la più bassa nella stazione 4 con $15210,9 \text{ mg/m}^2$.

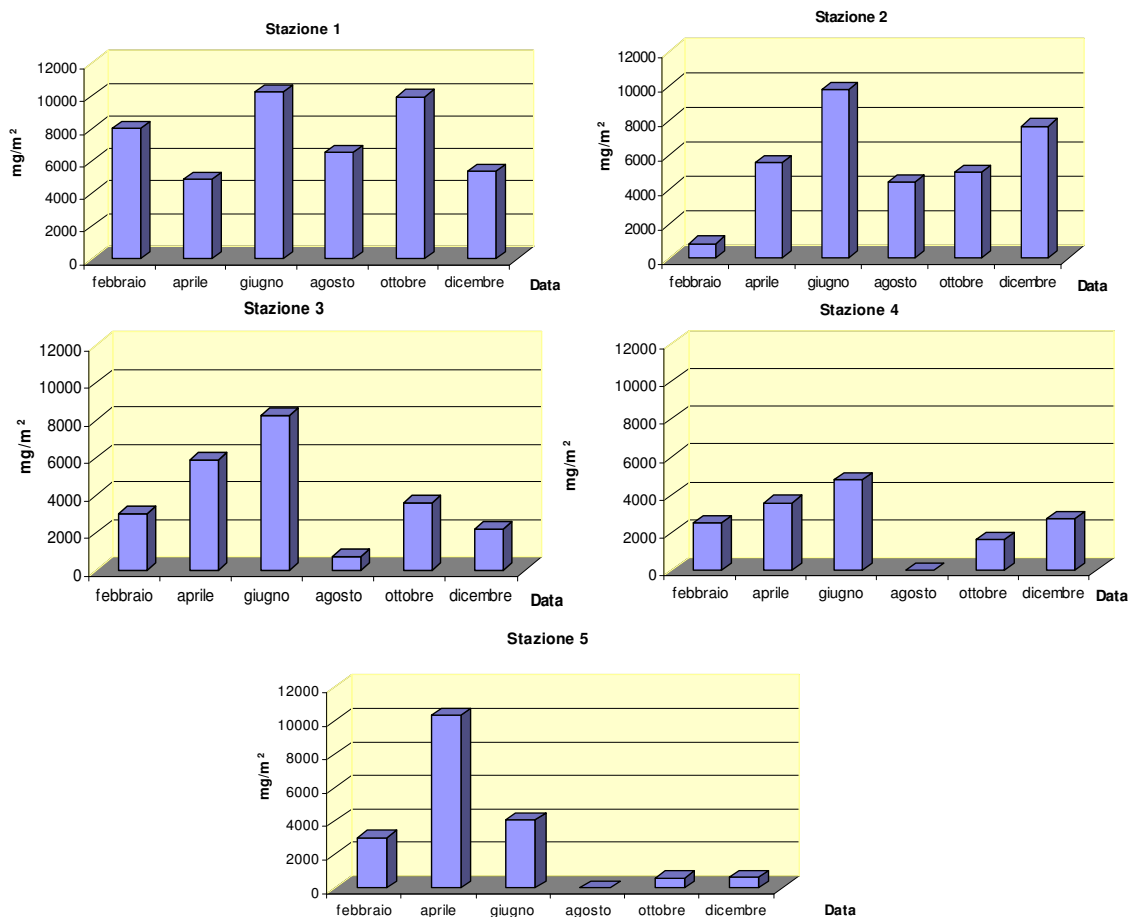


Fig. 40 - Andamento della biomassa totale nelle singole stazioni di campionamento.

Gasteropodi, Bivalvi e Larve di Chironomidi danno il maggior contributo alla biomassa annuale (Tab.7) rappresentando, insieme, quasi la totalità della biomassa nella stazione 3 e l'85% nelle stazioni 1 e 2. I valori di biomassa di gasteropodi e bivalvi risultano più alti nelle stazioni 1 e 2, mentre nelle stazioni 3, 4 e 5 sono le larve di Chironomidi a costituire gran parte della biomassa osservata (85% e 88% nelle stazioni 4 e 5).

	BIOMASSA (mg/m ²)				
	staz.1	staz.2	staz.3	staz.4	staz.5
Gasteropodi	9696,1	806,3	3913,0	4,9	3,6
Bivalvi	17038,7	11945,9	6490,1	2180,3	1893,0
Policheti	4941,6	2860,6	18,1	0,9	225,7
Anfipodi	661,0	310,0	13,9	0,0	0,0
Isopodi	686,8	348,0	0,0	0,0	30,3
Oligocheti	2672,6	6761,3	0,9	0,9	0,0
Larve di Chironomidi	8937,1	9598,5	13173,4	12973,2	16483,2
Altri	370,6	699,5	80,0	50,7	63,7

Tab. 7 - Biomassa media annuale dei più abbondanti taxa di invertebrati in ciascuna stazione di studio.

Le specie più importanti in termini di biomassa sono larve di Chironomidi e *Cerastoderma glaucum*: le prime presenti con elevate abbondanze, il secondo con abbondanze inferiori ma talvolta con esemplari di grandi dimensioni. Oligocheti, *Cerithium vulgatum*, *Abra ovata* e *Hydrobia spp.* seguono con percentuali nettamente inferiori.

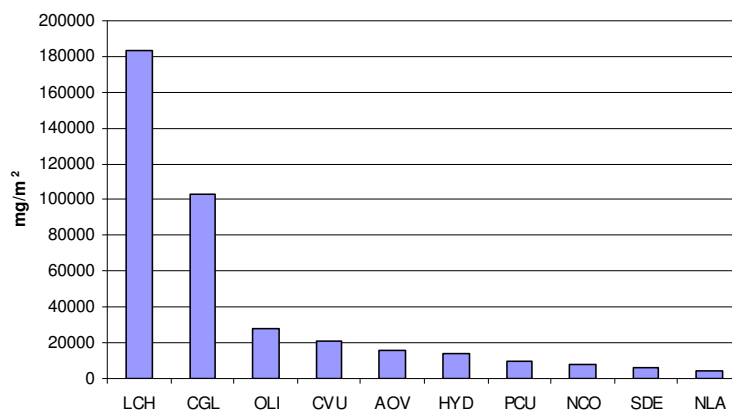


Fig. 41 - Ripartizione della biomassa tra i principali taxa (percentuale superiore al 1%)

5.2.1 Struttura dei popolamenti

Di seguito viene analizzata la struttura dei popolamenti delle specie più abbondanti, mentre le loro caratteristiche ecologiche e quelle delle specie meno abbondanti sono riportate in appendice (Appendice 1).

Hydrobia spp

Questo genere di molluschi, appartenente alla classe Gasteropoda è caratteristico delle lagune salmastre e in Italia ne sono state identificate due specie: *H. acuta* e *H. ventrosa*. Nelle Saline di Tarquinia si suppone la presenza di entrambe le specie ma la distinzione tra le due risulta essere molto difficoltosa (richiede l'analisi dettagliata della radula) e per questo, sia in tale lavoro che nei precedenti, si fa riferimento al genere *Hydrobia*.

Questo taxon è risultato il più abbondante tra i Molluschi ed è stato raccolto prevalentemente nelle stazioni 1, 2 e 3 e solo sporadicamente (aprile e giugno nella st. 4 e solo giugno nella st.5), con densità modesta, nelle stazioni 4 e 5. Queste due stazioni per tutto l'arco dell'anno sono risultate prive di vegetazione mentre le altre hanno il fondale ricoperto in parte da fanerogame (nelle st. 1 e 2 si tratta di *Ruppia spp.*). Nella st.3 si sono registrati i massimi valori di densità e solo qui *Hydrobia* è stata raccolta in tutti i mesi di campionamento, seppur la densità nel mese di agosto risulta assai modesta e notevolmente inferiore agli altri mesi. Da notare come, in questa vasca, la densità nel corso dell'anno tenda a decrescere da febbraio ad agosto per poi aumentare nei mesi di ottobre e dicembre dove i valori rilevati sono del tutto paragonabili tra loro.

Al valore minimo di agosto nella stazione 3, corrispondono valori nulli di densità in tutti gli altri siti di indagine. Probabilmente le dure condizioni ambientali a cui sono sottoposti gli organismi che vivono in un ambiente come questo, nei mesi estivi, può portare a crisi ipossiche soprattutto laddove la salinità è più elevata e la profondità e l'idrodinamismo ridotti tanto da impedire la vita di questa ed altre specie.

La massima densità è stata rilevata nel mese di febbraio (2817 ± 873 ind m^{-2}) nella stazione 3 a cui corrisponde un valore di biomassa pari a 1215 ± 383 mg m^{-2} ; la minima densità, corrispondente al valore zero, è stata registrata in diversi mesi dell'anno e soprattutto nelle stazioni 4 e 5.

Il massimo valore di biomassa pari a 1222 ± 518 si è registrato nella stazione 3 nel mese di giugno.

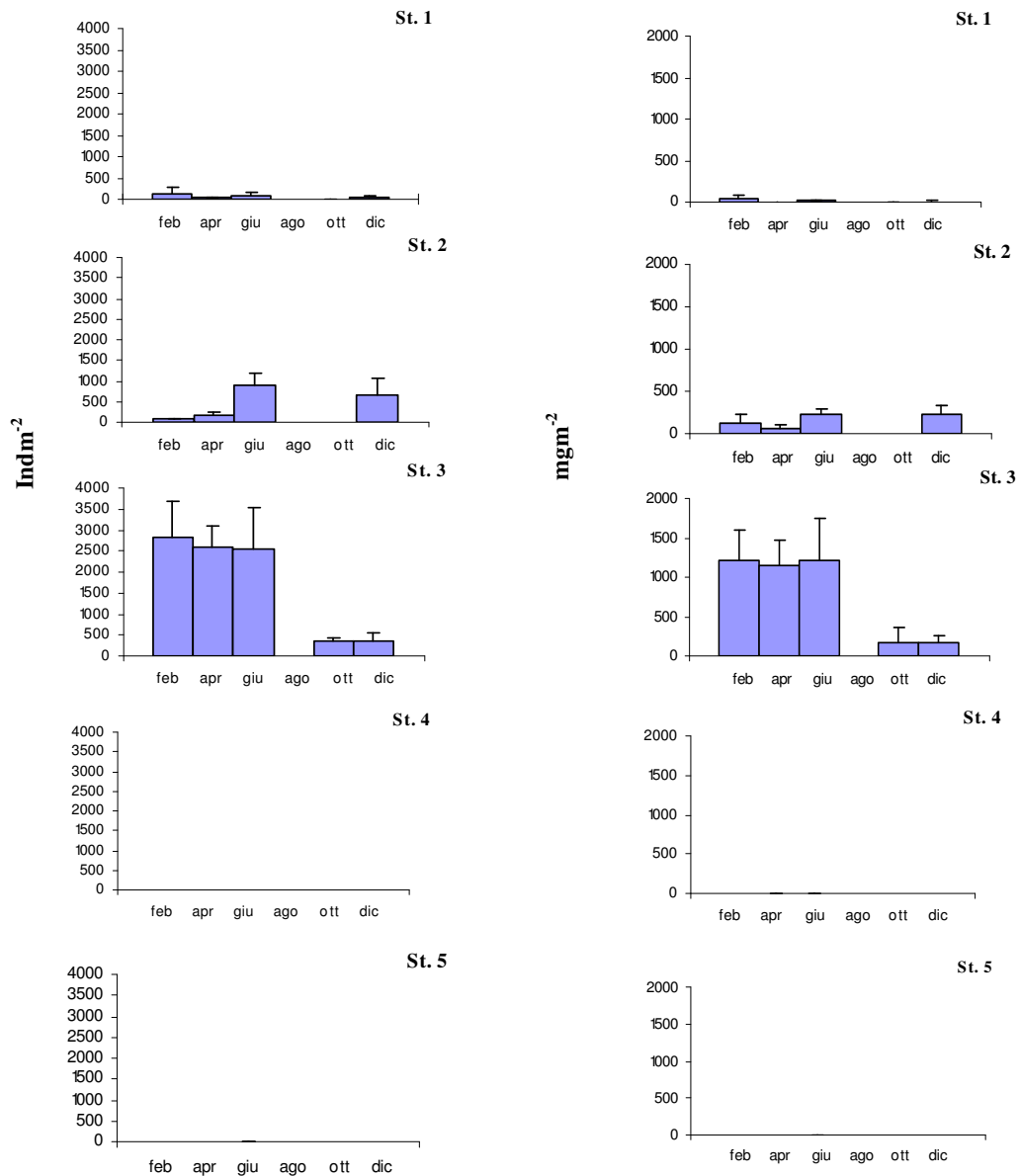


Fig. 42 - Andamento della densità e della biomassa di *Hydrobia* spp. nelle cinque stazioni esaminate (±e.s.).

Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)

Mollusco gasteropode tipico di ambienti salmastri e in particolare delle Saline di Tarquinia, durante questa campagna di monitoraggio è stato rinvenuto in tutti i siti di campionamento e in tutte le stagioni.

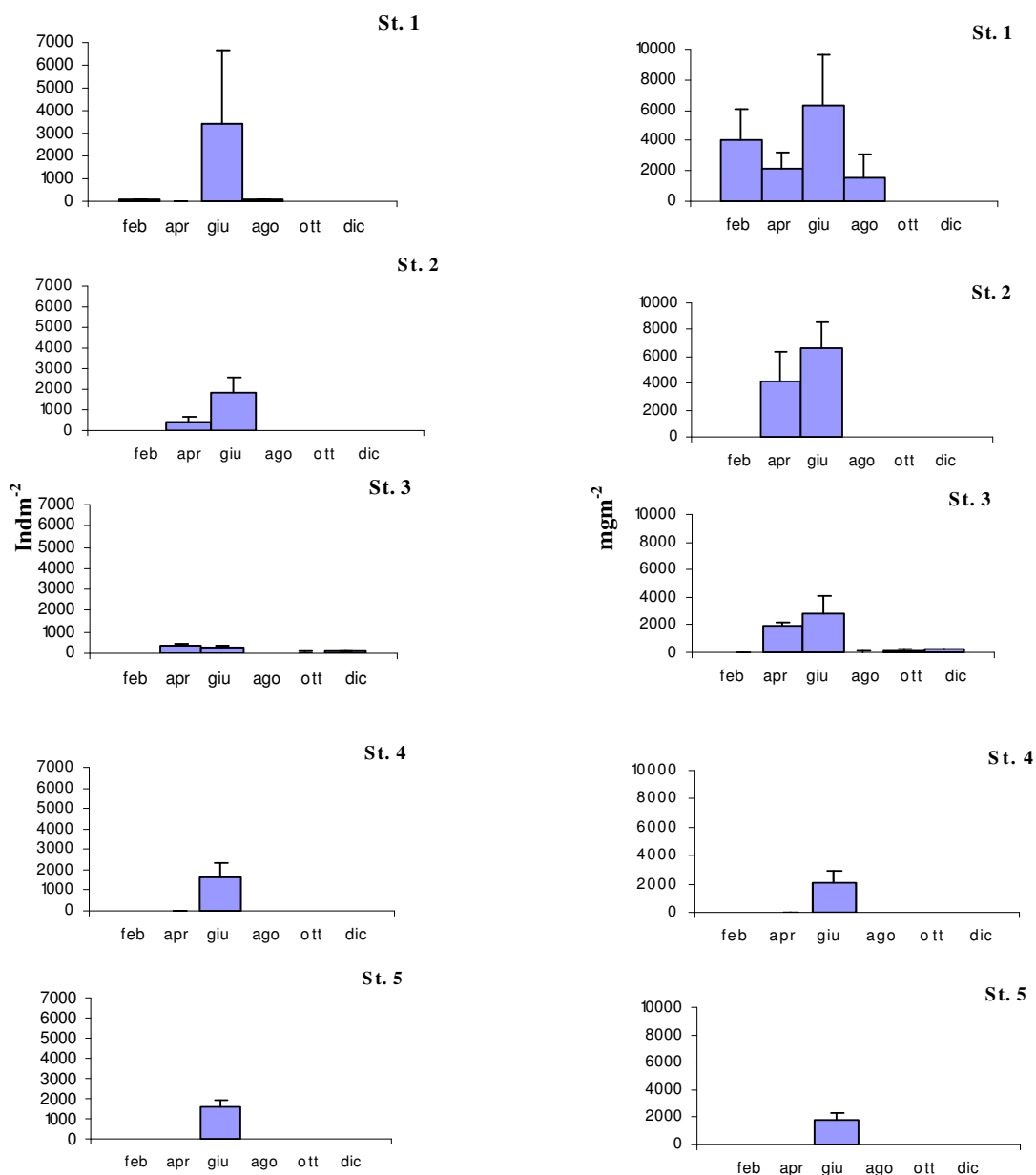


Fig. 43 - Andamento della densità e della biomassa di *Cerastoderma glaucum*, nelle cinque stazioni esaminate ($\pm e.s.$)

La massima densità è stata registrata nella stazione 1 nel mese di giugno ($3450 \pm 3195 \text{ indm}^{-2}$). Ad essa corrisponde una biomassa di $6360 \pm 3290 \text{ mgm}^{-2}$ che però non risulta essere il maggior valore, il quale invece, corrisponde a $6619 \pm 1958 \text{ mgm}^{-2}$ rilevato sempre nel mese di giugno ma nella stazione 2. In tale bacino e in tale mese, la densità corrisponde a $1856 \pm 740 \text{ indm}^{-2}$. Si osservi come, esclusa la st.3, in ogni sito di campionamento il picco massimo di densità e biomassa ricada nel mese di giugno. Nella stazione 5 questo esemplare è stato raccolto solo in questo mese.

Oligocheti

Specie opportuniste e detritivore sono presenti costantemente nelle stazioni 1 e 2, solo sporadicamente nelle stazioni 3 e 4, assenti nella st. 5.

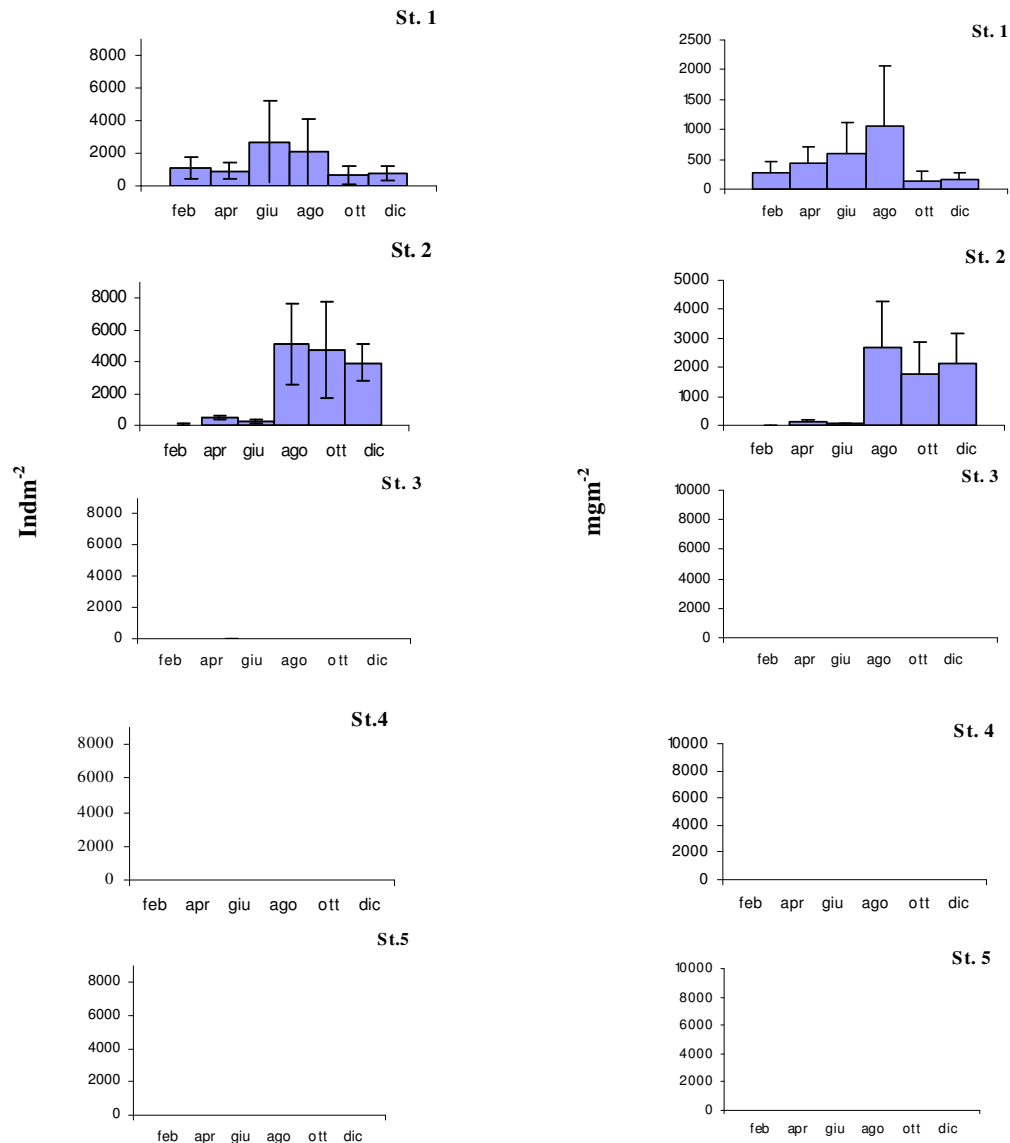


Fig. 44 - Andamento delle densità e della biomassa degli Oligocheti nelle cinque stazioni esaminate (±e.s.)

La massima densità è stata raggiunta nel mese di agosto ($5067 \pm 2545 \text{ indm}^{-2}$) nella stazione 2 a cui corrisponde anche la massima biomassa rilevata pari a $2685 \pm 1578 \text{ mgm}^{-2}$.

Valori nulli di densità e biomassa sono stati registrati in tutti i campionamenti, eccetto giugno, nelle stazioni 3, 4 e 5. Per la stazione 1 si osservano delle fluttuazioni stagionali con valori massimi in estate e minimi in inverno.

Larve di Chironomidi

Le larve di Chironomidi che frequentemente invadono le lagune costiere costituendone una cospicua parte in termini di biomassa macrozoobentonica, nelle Saline di Tarquinia, sono il taxon in assoluto più abbondante rappresentando il 70% del totale degli individui raccolti. Sono presenti costantemente in tutti i campionamenti e in tutte le vasche esaminate con densità e biomasse variabili nel tempo e nello spazio; nelle stazioni situate nella zona Sud della Salina spesso ne costituiscono l'unico taxon raccolto, con densità maggiori rispetto alle vasche rappresentative dell'area Nord.

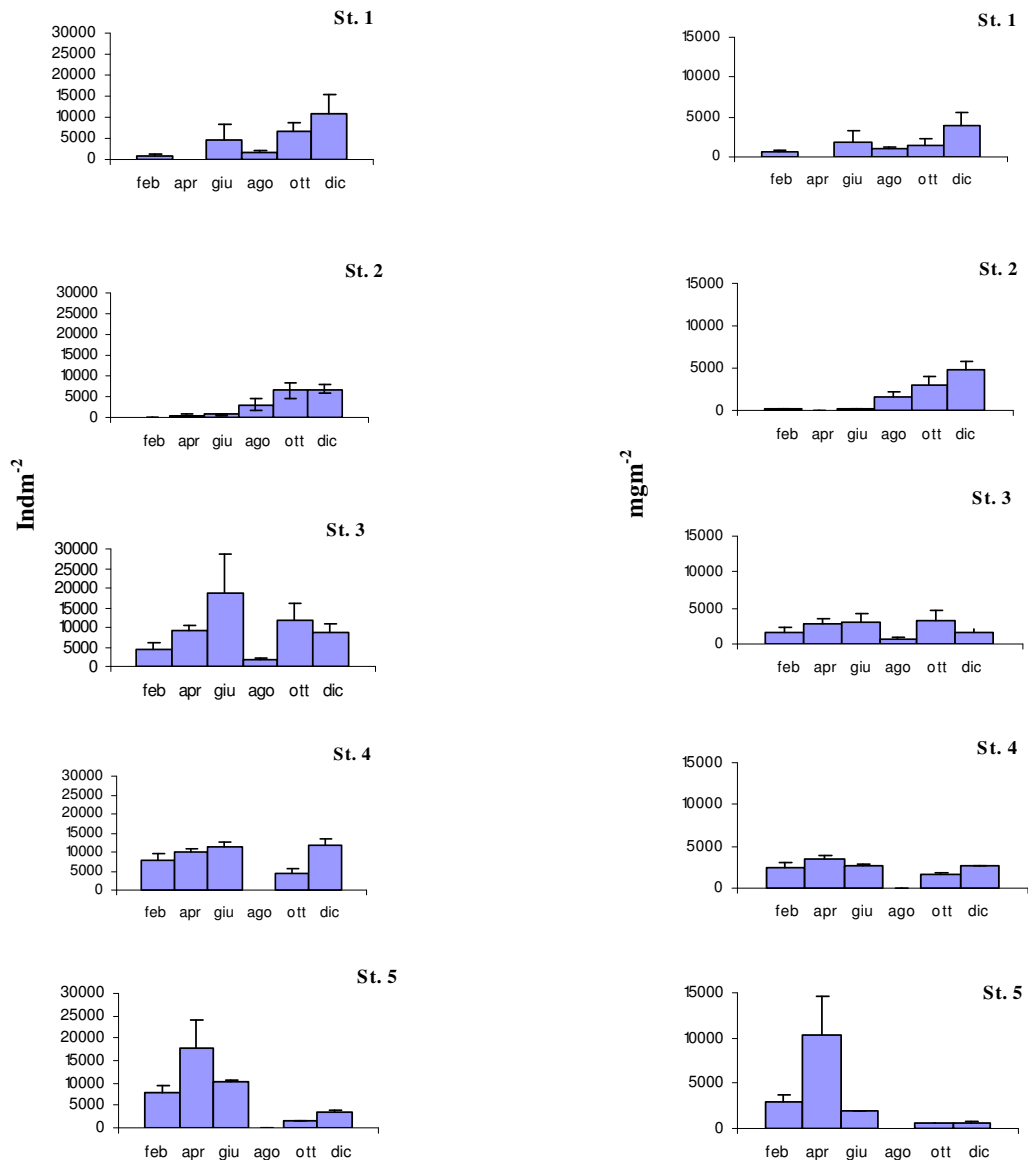


Fig. 45 - Andamento delle densità e della biomassa delle larve di Chironomidi nelle cinque stazioni esaminate (±e.s.)

La più alta densità è stata rilevata nel mese di giugno nella stazione 3 con 18889 ± 9651 indm⁻², la minima nel mese di agosto nella stazione 5 (11 ± 6 indm⁻²; ricordiamo però che pochi giorni prima del campionamento questa, come la st.4, risultavano completamente interrate). Il valore massimo di biomassa pari a 10298 ± 4245 mgm⁻² è stato registrato nel mese di aprile nella stazione 5, il minimo sempre nella stessa stazione nel mese di agosto. Per le st. 1 e 2 si nota un andamento crescente di densità e biomassa con un picco massimo nel mese di dicembre e valori minimi tra febbraio e aprile.

Spio decoratus

Specie tipica degli ambienti salmastri, detritivora e opportunistica è presente essenzialmente nelle stazioni 1 e 2, ossia quelle più prossime al canale di ingresso dell'acqua marina.

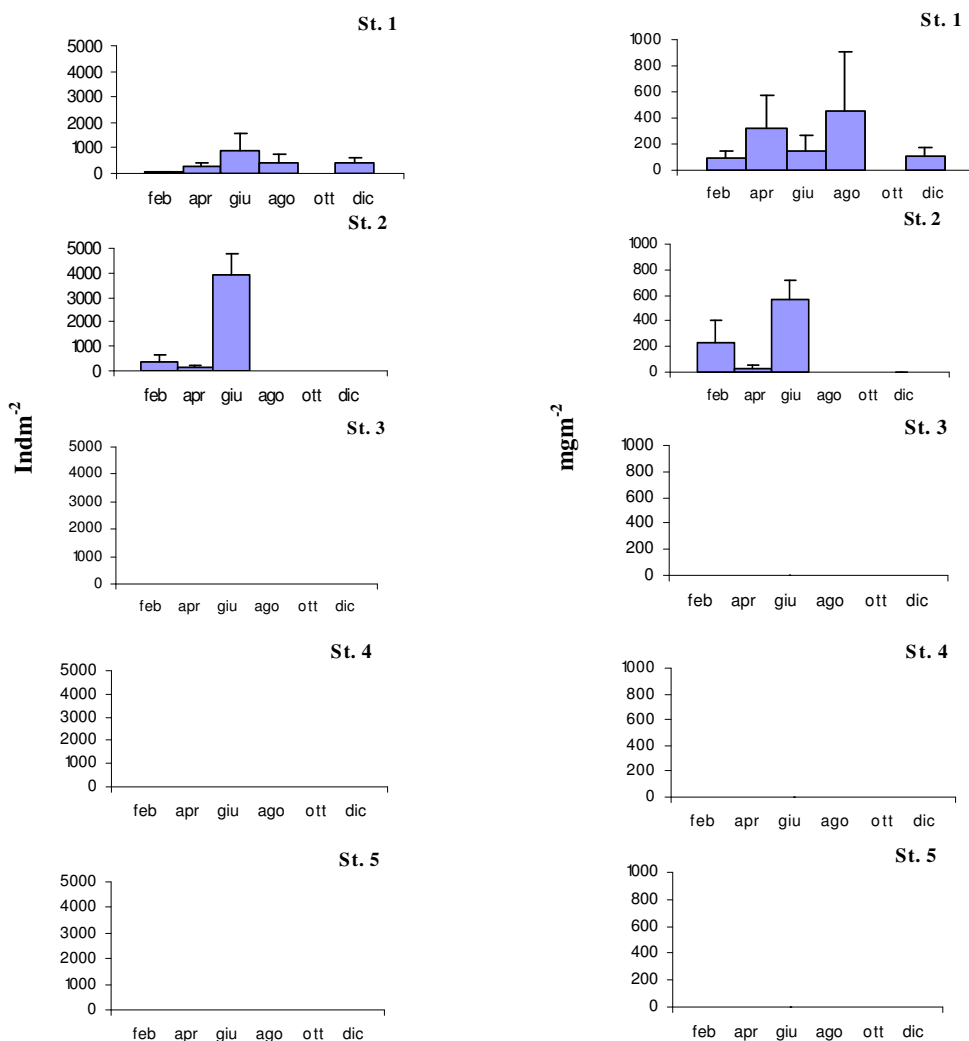


Fig. 46 - Andamento delle densità e della biomassa di *Spio decoratus* nelle cinque stazioni esaminate (±e.s.).

Qui raggiunge massime densità nel mese di giugno con $872 \pm 712 \text{ indm}^{-2}$ nella st.1 e $3933 \pm 815 \text{ indm}^{-2}$ nella st. 2 (massimo valore registrato nel corso dell'anno). Il minimo valore di densità è stato raggiunto nel mese di ottobre nella st. 1 con $6 \pm 6 \text{ indm}^{-2}$ e nei mesi di agosto e ottobre nella st. 2, dove questo piccolo polichete è risultato assente. Raccolto solo occasionalmente nella stazione 3 nel mese di giugno, con densità pari a $6 \pm 6 \text{ indm}^{-2}$, scompare nelle stazioni più interne (st. 4 e 5). Il valore massimo di biomassa è stato rilevato nel mese di giugno nella st. 2 ($564 \pm 152 \text{ mgm}^{-2}$) mentre in genere valori minimi sono stati osservati in autunno e inverno.

5.2.2 Analisi della comunità: indici di diversità

La struttura della comunità bentonica è stata analizzata tramite i seguenti indici univariati: Buzas and Gibson's Evenness e indice di ricchezza specifica di Margalef. Il loro andamento temporale e spaziale è mostrato nei grafici seguenti. I dati sono riferiti ai valori medi di ciascun indice per ciascuna stazione e data di campionamento.

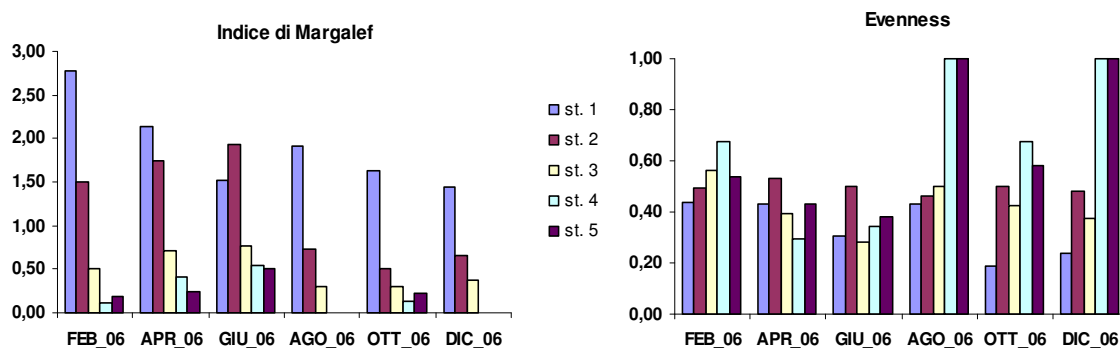


Fig. 47 - Andamento degli indici univariati nelle stazioni di campionamento.

L'indice di Margalef ha fatto registrare il suo massimo valore nel mese di febbraio nella stazione 1 ($2,77 \pm 0,47$) e il valore minimo, pari a zero, nelle stazioni 4 e 5 nei mesi di agosto e dicembre. Si può osservare come questo indice tenda a decrescere dalla stazione 1 alla stazione 5 con valori nel complesso superiori nella zona Nord della salina rispetto a quelli rilevati nella zona Sud. Dal grafico si evince come tale indice non presenti chiare fluttuazioni stagionali nella stazione 1 ma un andamento decrescente da febbraio a giugno e da agosto a dicembre. Nella stazione 2 invece, mostra un andamento crescente da febbraio a giugno, dove

si ha un picco massimo pari a $1,93 \pm 0,19$ e valori nettamente più bassi dalla fine dell'estate a dicembre. Questo indice nelle altre stazioni indagate, mostra un andamento temporale del tutto simile a quello riscontrato per la stazione 2 ma con valori chiaramente più bassi.

Per l'evenness i valori più alti si sono registrati nelle stazioni 4 e 5 con il massimo valore assoluto in agosto e dicembre nelle stazioni 4 e 5 pari a 1. Nella stazione 1 da febbraio ad agosto non si notano grandi fluttuazioni stagionali; valori minimi sono stati registrati nella seconda parte dell'anno. Nella st. 2, il range di variazione sembra essere piuttosto ristretto tanto da non evidenziare un netto trend stagionale. Per le stazioni 3, 4 e 5 l'andamento è simile: decrescente da febbraio ad agosto, tendente all'aumento nella seconda parte dell'anno. Il minimo valore osservato pari a $0,189 \pm 0,027$ è stato registrato nella st.1 nel mese di ottobre.

5.2 Monitoraggio della comunità macrozoobenthonica: II° Campagna di monitoraggio

Nel 2007 è stata effettuata una seconda campagna di monitoraggio che ha interessato solo la zona Nord della salina, in particolare le stazioni 1 e 2 ossia quelle maggiormente interessate dai lavori di asporto del sedimento previsti dal progetto Life. In tutto sono stati identificati 23 taxa di cui 7 appartenenti al phylum dei Molluschi, 6 a quello degli Anellidi, 7 al phylum degli Artropodi e 3 classificati come altri gruppi (Platelminti turbellari, Nemertini e Actinaria). Nella seguente tabella sono riportati i dettagli di tutti i taxa rinvenuti.

Phylum	Classe	Ordine	Famiglia	Taxon
Plathelminthes	Turbellaria	—	—	—
Nemertea	—	—	—	—
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	—	—
Mollusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Hydrobia</i> spp.
		Cephalaspidea	Ringiculidae	<i>Haminoea</i> sp.
		Mesogastropoda	Cerithiidae	<i>Cerithium vulgatum</i> (Brugurière, 1792)
		Nassariidae	Nassariidae	<i>Nassarius corniculus</i> (Olivi, 1792)
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	<i>Mytilaster</i> sp.
		Veneroidea	Semelidae	<i>Abraovata</i> (Philippi, 1893)
			Cardiidae	<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poiret, 1789)
Anellida	Polychaeta	Phyllodocida	Orbiniidae	<i>Nainereis laevigata</i> (Grube, 1855)
			Hesionidae	<i>Ophiodromus pallidus</i> (Claparède, 1864)
			Nereididae	<i>Perinereis cultrifera</i> (Grube, 1840)
		Spionida	Spionidae	<i>Spio decoratus</i> (Bobretzky, 1870)
		Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)
	Clitellata	Oligochaeta	—	Oligochaeta spp.
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Idoteidae	<i>Idotea baltica</i> (Pallas, 1772)
		Anphipoda	Corophiidae	<i>Corophium insidiosum</i> (Crawford, 1937)
				<i>Erichthonius punctatus</i> (Bate, 1857)
			Gammaridae	<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)
	Insecta	Diptera	Aoridae	<i>Microdeutopus</i> sp.
			Chironomidae	<i>Chironomus salinarus</i> (Kieffer, 1915)

Tab.8 - Fauna rinvenuta nei campioni

In totale sono stati raccolti 15213 individui: 7810 appartengono al phylum degli Anellidi (51,3 %), 5486 a quello degli Artropodi (36,1 %), 1713 ai Molluschi (11,3 %) e 204 agli altri gruppi (1,3 %). La ripartizione percentuale degli organismi raccolti tra i vari phyla è riportata in fig. 48.

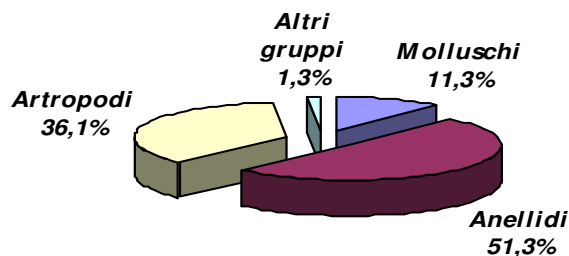


Fig. 48 – Abbondanza percentuale dei phyla rinvenuti.

Per quel che riguarda i dati di densità media nelle singole stazioni e date di campionamento, il valore più elevato è stato registrato nella stazione 1 nel mese di giugno, pari a 16872 ± 4528 indm⁻². Questo valore è di poco superiore a quello registrato in marzo nella stessa stazione: 16856 ± 2146 indm⁻². La minima densità è stata rilevata nella stazione 2 nel mese di dicembre con un valore di 5094 ± 606 indm⁻². Confrontando i dati relativi alle due stazioni indagate, si nota come i valori rilevati nella st. 1 siano sempre superiori a quelli della st. 2, se non nel mese di settembre dove si sono registrati valori simili (9061 ± 1385 indm⁻² nella stazione 1 e 9561 ± 1884 indm⁻² nella st. 2). Sia nella st. 1 che nella st. 2 la densità è rimasta pressoché costante nella prima parte dell'anno, da marzo a giugno, per poi far registrare, in settembre, un minimo nella st.1 e un massimo invece nella st.2 per poi avere a dicembre un aumento nella st.1 e una diminuzione nell'altra stazione.

In termini di ricchezza specifica, i valori registrati nelle due stazioni restano piuttosto costanti in tutto l'arco di tempo indagato; non si notano evidenti fluttuazioni stagionali. La stazione 1 ha fatto registrare sempre valori superiori rispetto alla st. 2. La massima ricchezza specifica corrisponde a 21 taxa per la st. 1, valore registrato a giugno; la minima a 9 taxa per la st. 2 nei mesi di settembre e dicembre.

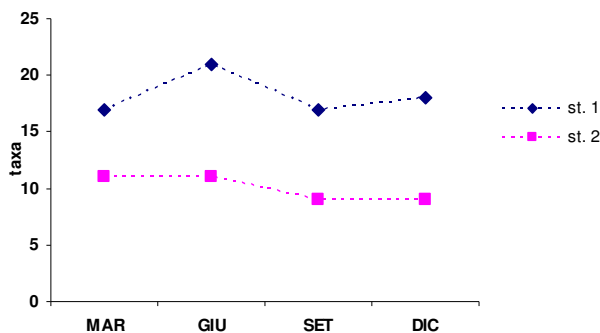


Fig. 49 - Ricchezza specifica nelle singole stazioni e date di campionamento

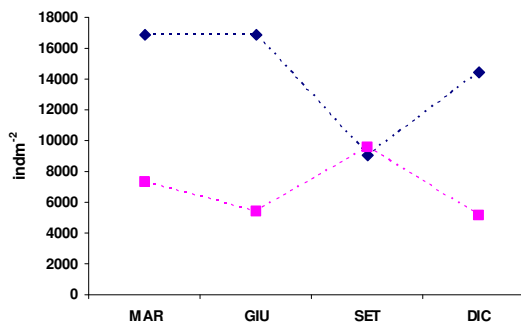


Fig. 50 - Densità media nelle singole stazioni e date di campionamento.

Considerando la ripartizione degli individui raccolti tra i singoli phyla, il gasteropode *Hydrobia spp* è risultato la specie più abbondante tra i Molluschi (69% dell'abbondanza totale) seguita dal bivalve *Abra ovata* (23,06%) e dal gasteropode *Cerithium vulgatum* (4,44%). Per *Cerastoderma glaucum*, invece, si ha un'abbondanza percentuale pari al 1,23%. Tra gli Anellidi gli Oligocheti rappresentano il 47,4% dell'abbondanza totale; tra i policheti è *Spio decoratus* la specie più rappresentata con circa il 40%. Altra specie ben rappresentata è *Capitella capitata* (10% circa). Tutte le altre specie di policheti rinvenute nei due bacini in esame, hanno abbondanze percentuali inferiori o poco superiori all'1%.

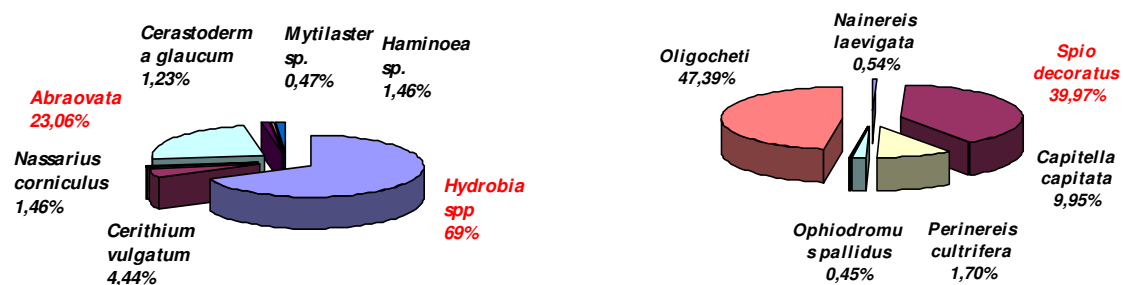


Fig. 51 e 52 – Ripartizione degli individui raccolti tra i Molluschi e gli Anellidi

Tra gli Artropodi le larve di Chironomidi continuano a prevalere con una percentuale del 59% seguite dal crostaceo anfipode *Corophium insidiosum*, il più rappresentato dei crostacei (59% dei crostacei raccolti). Ben rappresentato è anche l'anfipode *Gammarus aequicauda* (11% del totale degli Artropodi, 29% dei crostacei).

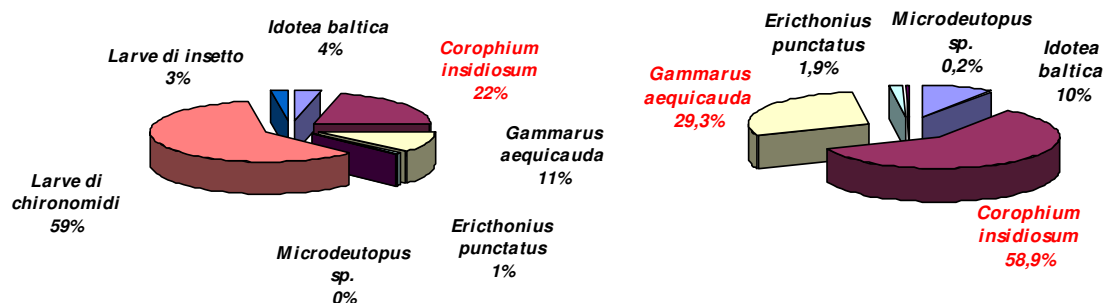


Fig. 53 e 54 - Ripartizione degli individui raccolti tra gli Artropodi e i Crostacei in particolare.

Le densità medie dei singoli taxa rinvenuti in ciascun campionamento e in ciascuna stazione di prelievo, sono riportate nell'appendice 3.

Analizzando i dati relativi alla biomassa macrozoobentonica, i seguenti grafici permettono di visualizzarne le variazioni nel tempo e nello spazio.

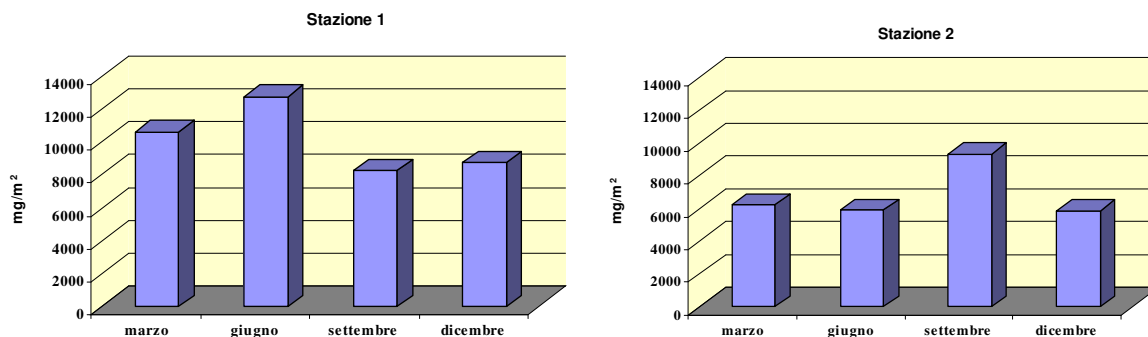


Fig. 55 - Andamento della biomassa totale nelle singole stazioni di campionamento.

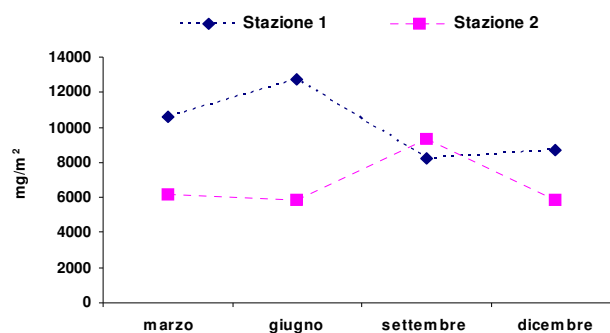


Fig. 56 - Andamento della biomassa totale nelle stazioni esaminate.

La St. 1 ha fatto registrare valori di biomassa superiori rispetto alla stazione 2 in tre dei quattro campionamenti effettuati. Il massimo valore di biomassa in questa stazione è stato registrato nel mese di giugno ed è pari a 12740,42 mgm^{-2} ; il minimo, registrato a settembre, è pari a 8256,74 mgm^{-2} . Nella st. 2 il massimo valore corrispondente a 9304,6 mgm^{-2} si è osservato nel mese di settembre in corrispondenza del minimo della st. 1; il minimo invece, pari a 5842,177 mgm^{-2} è stato registrato nel mese di dicembre. La biomassa media annuale delle due stazioni corrisponde a 40319,8 mgm^{-2} per la st.1 e 27242,95 mgm^{-2} per la stazione 2. Entrambe questi valori risultano leggermente più bassi di quelli registrati nel 2006. Molluschi (Gasteropodi e Bivalvi) e Anellidi Policheti sono i gruppi che maggiormente contribuiscono alla biomassa annuale. Nella st. 1 i Policheti costituiscono il 27% della biomassa, seguiti dai gasteropodi con il 25,6% e i bivalvi con il 14,8%.

Rispetto alla precedente campagna di campionamento, nella st. 1 risulta aumentata la biomassa media di Molluschi gasteropodi e Anellidi policheti, mentre è diminuita quella dei Molluschi bivalvi e delle larve di Chironomidi. Tra gli altri taxa meno rappresentati si è

registrato un incremento nelle biomasse di Crostacei Anfipodi ed Isopodi e degli Oligocheti. Nella st.2 più della metà della biomassa media annuale (53,4%) è costituita da Molluschi bivalvi seguiti dalle larve di Chironomidi (16%) e dagli Oligocheti (13,7%). In questa stazione rispetto al 2006 risultano più elevati i valori relativi a Molluschi Gasteropodi e Bivalvi mentre tutti gli altri taxa hanno fatto registrare valori inferiori all'anno precedente.

	BIOMASSA (mg/m ²)			
	staz.1		staz.2	
	2006	2007	2006	2007
Gasteropodi	9696,1	10956,4	806,3	2581,8
Bivalvi	17038,7	6323,6	11945,9	14708,2
Policheti	4941,6	11531,3	2860,6	1775,6
Anfipodi	661,0	2600,1	310,0	7,1
Isopodi	686,8	1155,8	348,0	66,3
Oligocheti	2672,6	4339,7	6761,3	3775,5
Larve di Chironomidi	8937,1	4776,3	9598,5	4417,6
Altri gruppi	370,6	1046,0	699,5	208,4

Tab. 9 - Biomassa media annuale dei più abbondanti taxa di invertebrati in ciascuna campagna di monitoraggio e nelle stazioni 1 e 2.

Le specie più importanti in termini di biomassa sono: *Cerastoderma glaucum*, *Abra ovata*, *Spio decoratus*, le larve di Chironomidi, *Cerithium vulgatum* e gli Oligocheti. I valori osservati per tali taxa, se si esclude il picco di *Cerastoderma glaucum*, risultano del tutto paragonabili. Gli altri taxa raccolti mostrano valori molto inferiori.

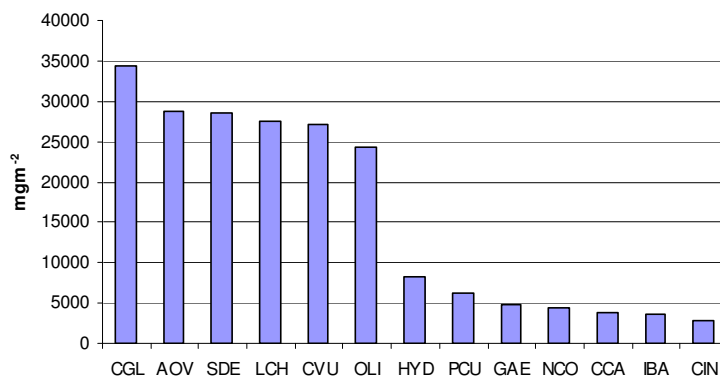


Fig. 57 - Ripartizione della biomassa tra i principali taxa (percentuale superiore al 1%)

5.3.1 Struttura dei popolamenti

I taxa risultati più abbondanti nel corso di questa campagna di monitoraggio sono: *Hydrobia spp*, larve di Chironomidi, Oligocheti, *Spio decoratus* e *Corophium insidiosum*. Le loro caratteristiche ecologiche sono riportate in appendice mentre di seguito è riportata la struttura dei popolamenti.

Hydrobia spp

Come nella precedente campagna di monitoraggio, questo gasteropode è risultato il mollusco più abbondante. È stato rinvenuto in tutte le date di campionamento ma è risultato assente nella st.1 nei mesi di marzo ed aprile, sempre presente invece nella st.2. In entrambe i bacini la massima densità si è osservata in autunno con 444 ± 11 indm⁻² nella st. 1 e 2567 ± 920 indm⁻² nella st.2 (valore che corrisponde anche al massimo assoluto rilevato). Valori minimi si sono invece osservati in primavera e in estate: nella st.1 i valori osservati sono nulli, nella st.2 il minimo corrisponde a 328 ± 242 indm⁻² ed è stato osservato nel mese di marzo. I dati di biomassa seguono lo stesso andamento di quelli di densità con un valore massimo in autunno corrispondente a 1150 ± 383 mgm⁻² nella st.2 e un minimo di 0 mgm⁻² nella st. 1 in primavera e in estate. Si osserva inoltre come i valori di densità e biomassa registrati nella st. 1 in ciascun campionamento, risultano sempre inferiori a quelli nella st.2.

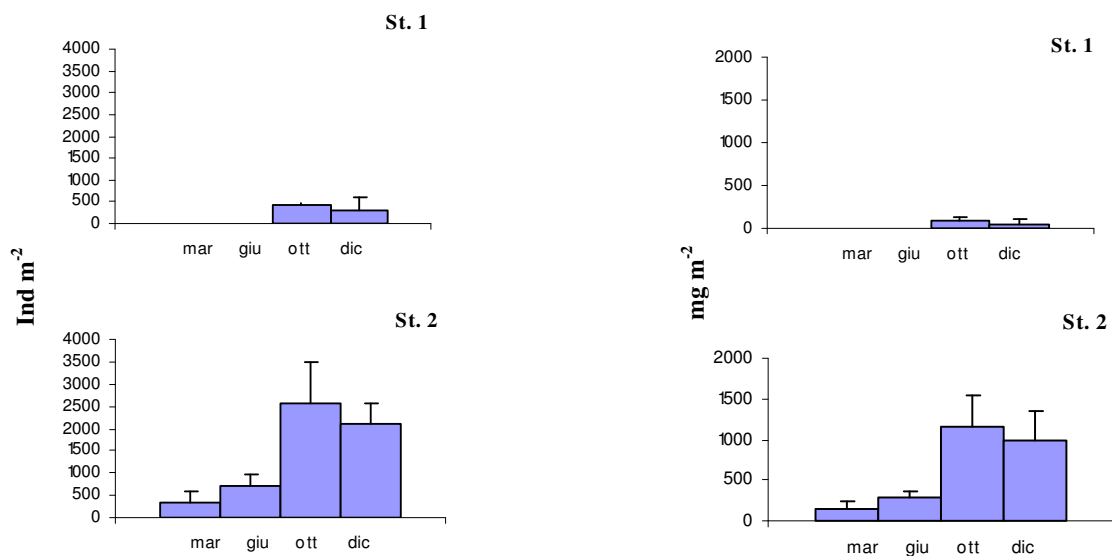


Fig. 58 - Andamento della densità e della biomassa di *Hydrobia spp.* nelle due stazioni esaminate (± e.s.)

Oligocheti

Gli oligocheti sono stati raccolti in entrambe le stazioni e in tutte le date di campionamento. La massima densità è stata osservata nel mese di settembre nella st. 2 con un valore pari a $5439 \pm 653 \text{ indm}^{-2}$, la minima invece, pari a $1217 \pm 560 \text{ indm}^{-2}$, è stata registrata a giugno nella st.1. In entrambe i siti in esame, si ha un picco massimo di densità in autunno. La st. 1 non presenta evidenti fluttuazioni stagionali; in estate si è rilevato il valore più basso di densità. La st.2 invece mostra fluttuazioni più evidenti dall'estate all'inverno. Per quanto riguarda i dati di biomassa, nella st.1 i valori più elevati sono stati osservati in estate e in inverno, con il picco massimo in dicembre pari a $1647 \pm 522 \text{ mgm}^{-2}$; il minimo valore registrato in questa stazione corrisponde a $480 \pm 269 \text{ mgm}^{-2}$ che è anche il minimo assoluto. Nella st. 2 il valore più alto di biomassa, in coincidenza con il massimo valore di densità osservata, si è rilevato in settembre ed è pari a $1307,6 \pm 487 \text{ mgm}^{-2}$. Il minimo di biomassa pari a $519 \pm 137 \text{ mgm}^{-2}$ è stato registrato nel campionamento di giugno.

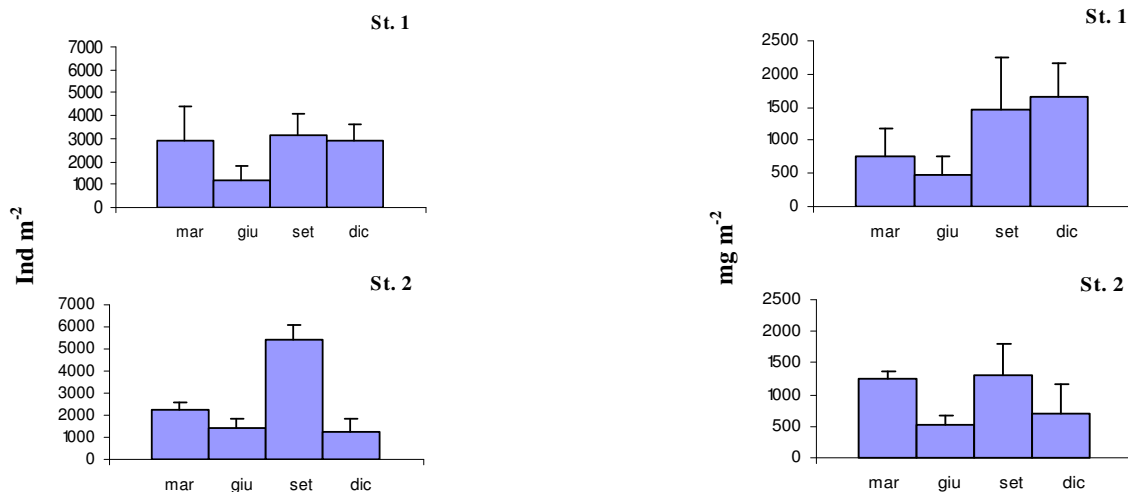


Fig. 59 - Andamento della densità e della biomassa degli Oligocheti nelle due stazioni esaminate ($\pm$ e.s.)

Larve di Chironomidi

Le larve di Chironomidi sono presenti in entrambe i bacini in esame e in tutte le stagioni. La densità rilevata tende a decrescere dalla primavera all'inverno, tanto nella st.1 quanto nella st.2. In ambedue infatti il massimo valore registrato cade nel mese di marzo ($4506 \pm 245 \text{ indm}^{-2}$ nella st.1 e $3722 \pm 418 \text{ indm}^{-2}$ nella st.2), il minimo in dicembre ($1194 \pm 165 \text{ indm}^{-2}$ nella st. 1 e $417 \pm 101 \text{ indm}^{-2}$ nella st. 2). Lo stesso andamento segue la biomassa con un gap

molto pronunciato nella st.2 tra la primavera e l'estate: nella st.1 il massimo valore pari a $1968,5 \pm 164,7 \text{ mgm}^{-2}$ è stato registrato a marzo, il minimo a dicembre con $736,6 \pm 111 \text{ mgm}^{-2}$. Nella st.2 i valori massimo e minimo corrispondono rispettivamente a $3136 \pm 455 \text{ mgm}^{-2}$ e $184,3 \pm 40 \text{ mgm}^{-2}$.

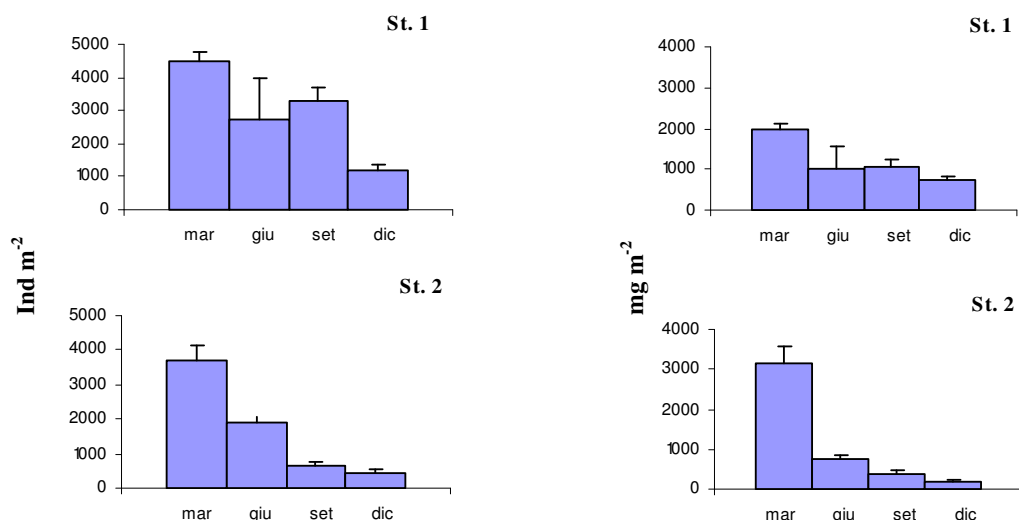


Fig. 60 - Andamento della densità e della biomassa delle larve di Chironomidi nelle due stazioni esaminate ($\pm$ e.s.)

Spio decoratus

Questo piccolo polichete che nel corso della campagna del 2006 era risultato presente solo nelle stazioni 1 e 2, continua a popolare il fondo di tali bacini anche nel 2007, in particolare nella stazione 1. In essa risulta infatti avere densità ben superiori alla st.2 in tutte le date di campionamento. Il massimo valore di densità è stato rilevato nella st.1 nel mese di dicembre ed è pari a $7050 \pm 613 \text{ indm}^{-2}$. Tale valore coincide con il massimo della biomassa: $3556,5 \pm 916,1 \text{ mgm}^{-2}$. Il minimo valore invece, è stato registrato nel mese di settembre nella stazione 2 con $17 \pm 17 \text{ indm}^{-2}$, valore che corrisponde al minimo di biomassa: $4 \pm 4 \text{ mgm}^{-2}$.

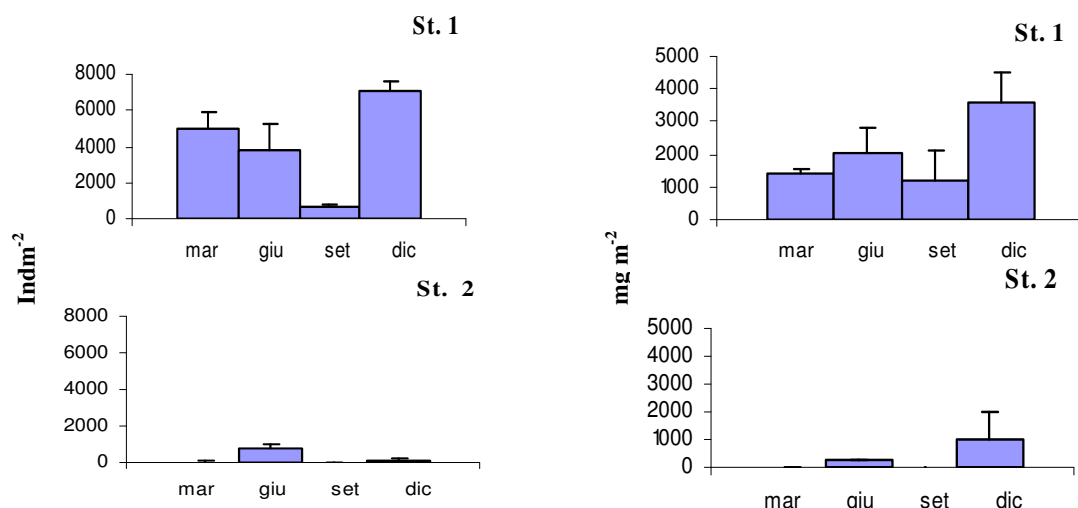


Fig. 61 - Andamento della densità e della biomassa di *Spio decoratus* nelle due stazioni esaminate ($\pm$ e.s.)

Corophium insidiosum

Crostaceo anfipode tipico delle lagune costiere, popola il fondo della st.1 dove è stato rinvenuto in tutti i campionamenti con densità in genere consistenti. Il massimo valore di densità è stato registrato, in tale stazione, nel mese di marzo ed è pari a 2967 ± 2687 indm⁻²; ad esso corrisponde il massimo di biomassa ($319,3 \pm 259,5$ mgm⁻²); il minimo di densità, registrato a settembre, corrisponde a 206 ± 111 indm⁻². Il minimo valore di biomassa è pari a $5 \pm 3,4$ mgm⁻² rilevato in giugno. Nella st. 2 questo anfipode è stato raccolto solo nel mese di marzo con densità pari a 11 ± 11 indm⁻².

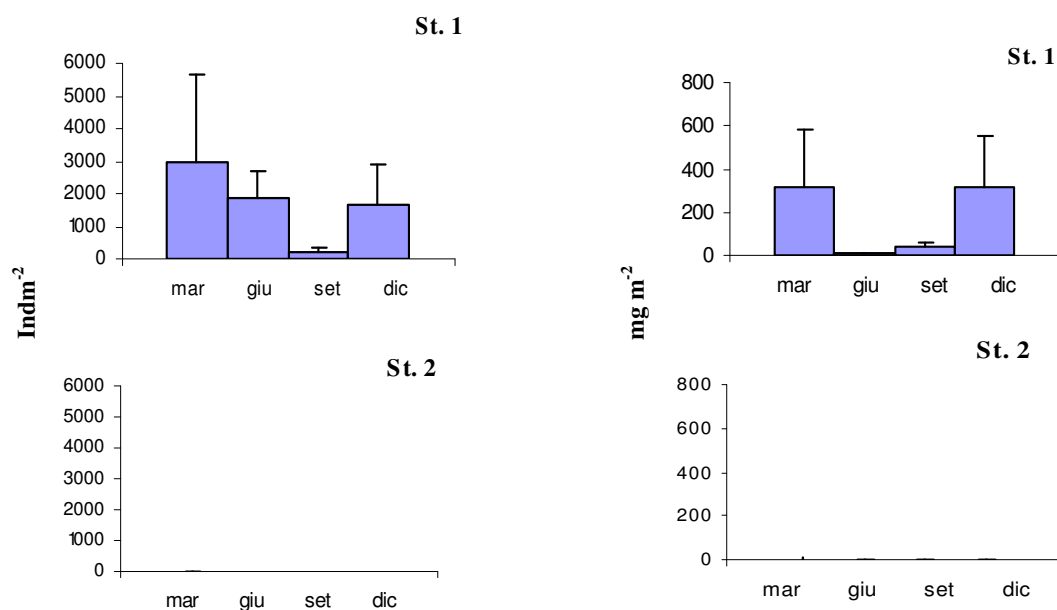


Fig. 62 - Andamento della densità e della biomassa di *Corophium insidiosum* nelle due stazioni esaminate ($\pm$ e.s.)

5.3.2 Analisi della comunità: indici di diversità

L'andamento temporale e spaziale degli indici univariati, indice di Evenness e di ricchezza specifica di Margalef, è stato valutato anche nella seconda campagna di monitoraggio. I dati sono riferiti ai valori medi di ciascun indice per ciascuna stazione e data di campionamento.

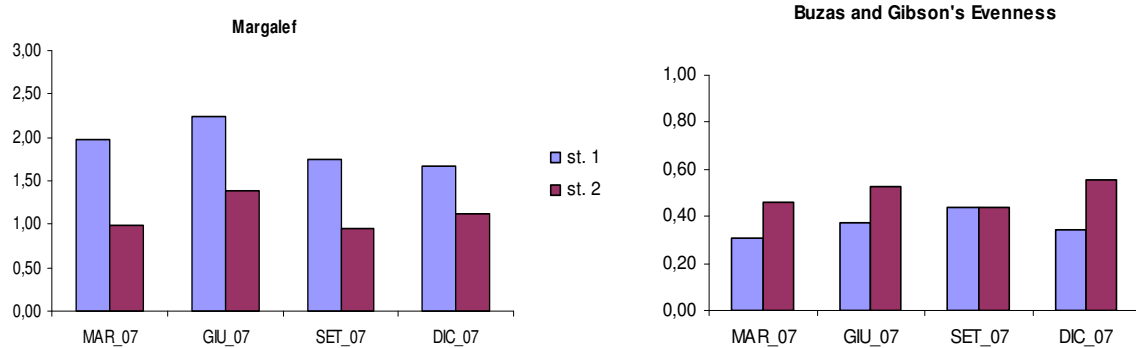


Fig. 63 - Andamento degli indici univariati nelle stazioni di campionamento.

L'indice di Margalef ha fatto registrare nella st. 1 valori nettamente superiori rispetto alla st.2, con un massimo nel mese di giugno pari a $2,25 \pm 0,07$, mese in cui anche la st. 2 ha fatto rilevare il suo valor massimo: $1,39 \pm 0,09$. Per la st. 1 il minimo valore, pari a $1,68 \pm 0,16$, è stato osservato nel mese di dicembre, nella st. 2 invece nel mese di settembre ($0,95 \pm 0,09$). Per quel che riguarda l'andamento temporale, per la st. 2 non si notano ampie variazioni stagionali; per la st.1 si nota un andamento stagionale più netto con massimi valori in primavera e inizio estate e minimi in autunno e inverno.

Per l'Evenness i valori più alti si sono registrati nella stazione 2 con il massimo valore assoluto in dicembre, pari a $0,55 \pm 0,019$. Il minimo valore è stato osservato nella st. 1 nel mese di marzo ($0,3 \pm 0,024$). Il range di variazione nel tempo è abbastanza ristretto in entrambe le stazioni, ma si riconosce un andamento crescente dalla primavera a fine estate per la st.1, mentre per la st. 2 si evidenziano picchi massimi nei mesi di giugno e dicembre.

5.4 Analisi multivariata

Di seguito sono riportati i risultati relativi alle analisi statistiche condotte sui dati di abbondanza e biomassa osservati nel periodo di monitoraggio 2006/2007. In ciascun grafico vengono utilizzate delle etichette alfanumeriche per poter identificare stazioni e date di campionamento: il primo numero indica la stazione, le due cifre successive indicano l'anno (06 o 07) e le tre lettere finali il mese di campionamento (per esempio l'etichetta 1_07giu sta per staz.1, anno 2007, mese giugno). Anche per i nomi dei singoli taxa sono state utilizzate delle sigle la cui interpretazione è riportata in appendice 3.

5.4.1 Analisi canonica delle corrispondenze

L'analisi canonica delle corrispondenze è stata utilizzata per esaminare le relazioni tra la distribuzione spaziale e temporale del macrozoobenthos e gradienti ambientali e non. I dati ambientali considerati per questa analisi sono ossigeno disciolto (mg/l), temperatura (°C) dell'acqua, salinità (psu) insieme ai dati di concentrazione di clorofilla-a, mentre i dati biotici sono relativi alle abbondanze medie di ciascun taxon in ciascuna stazione e data di campionamento. La figura 64 ne mostra i risultati.

La varianza totale spiegata dai primi due assi è modesta in quanto pari al 25,5%, di cui il primo asse spiega il 21,97% e il secondo il 3,54%.

Le considerazioni possibili sull'ordinamento ottenuto sono le seguenti.

I punti campione relativi alle stazioni 3, 4 e 5 formano per lo più una densa nuvola di punti nella parte negativa del primo asse, tanto da non distinguerne le etichette. I punti campione relativi alle stazioni di campionamento 1 e 2 si disperdono invece nella parte positiva del primo asse. Tale asse sarebbe quindi interpretabile come un gradiente di tipo spaziale, di confinamento che ne avrebbe determinato la disposizione dei punti: salinità e clorofilla-a, rappresentate da due vettori, sono i due parametri che maggiormente influenzano la distribuzione spaziale dei patterns del macrozoobenthos. In effetti queste due variabili mostrano valori notevolmente diversi tra area Nord e area Sud della salina. Tanto la salinità quanto la clorofilla-a presentano valori crescenti dalla stazione 1 alla stazione 5.

Rispetto al secondo asse i punti campione non sembrano molto distribuiti intorno al valore nullo e l'interpretazione risulta più difficile; possiamo comunque riconoscere un gradiente di tipo stagionale per le stazioni 1 e 2.

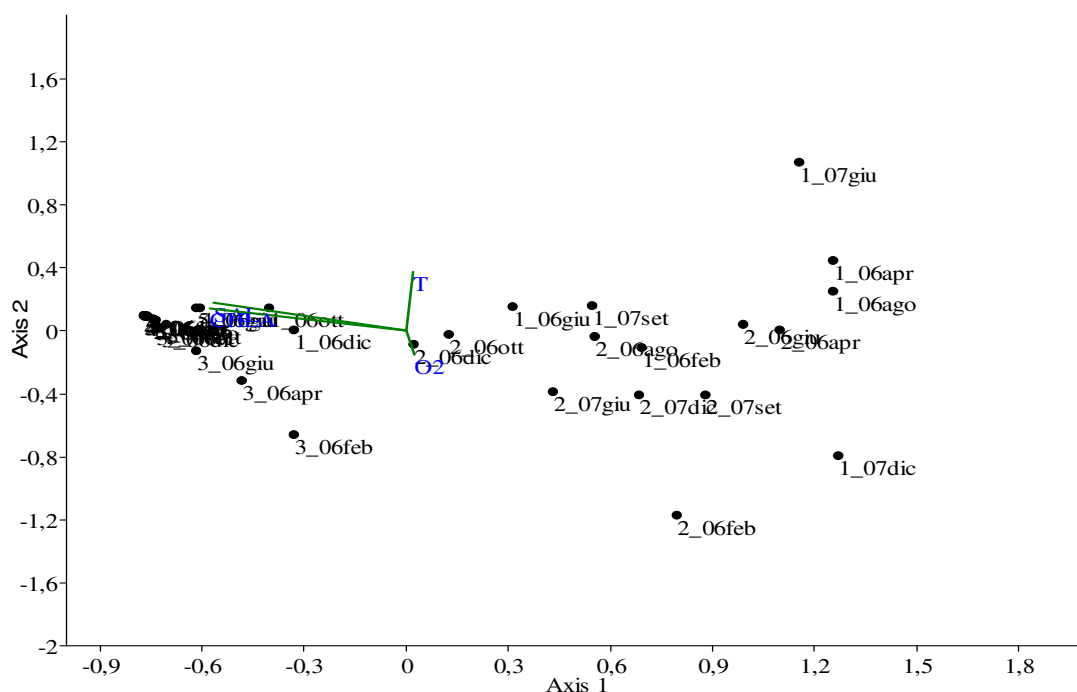


Fig. 64 – Ordinamento dei punti campione nel piano definito dai primi due assi ottenuti dall'analisi canonica delle corrispondenze.

Nella parte alta del grafico si trovano punti relativi ai campionamenti primaverili ed estivi, nella parte bassa quelli relativi ai campionamenti invernali. Ciò non è riconoscibile per le stazioni 4 e 5. Temperatura e ossigeno disciolto influenzano l'ordine dei punti sul secondo asse, in senso opposto l'uno rispetto all'altro.

5.4.2 Analisi delle corrispondenze

L'analisi delle corrispondenze è stata condotta sui dati di abbondanza media di ciascuna stazione e data di campionamento relativi al periodo 2006/2007, riportati in una matrice specie-campioni, al fine di individuare le relazioni tra specie, periodo e stazioni di campionamento. La varianza totale spiegata dai primi due assi è pari al 47,4% del totale di cui il 29,7% è spiegata dal primo asse, il 17,7% dal secondo. Osservando la distribuzione dei punti campione rispetto al primo asse quelli relativi all'area Nord dell'impianto (staz. 1 e 2) sono concentrati nella parte destra, separati dai punti campione relativi alle stazioni 3, 4 e 5 ossia quelle poste nella zona Sud. Il primo asse è perciò spiegato da un gradiente spaziale, di

confinamento/vivificazione che separa i campioni in base alla loro posizione rispetto al canale d'ingresso dell'acqua marina. Per il secondo asse l'interpretazione non è immediata: nella parte alta del grafico sembrano essere concentrati i campionamenti delle stazioni 2 e 3 mentre la stazione 1 sembra separarsi da esse distribuendosi nella parte bassa e destra del grafico. Dalla parte opposta si trovano i punti campione delle stazioni 4 e 5. Le stazioni 2 e 3 sono quelle più “centrali” dell'area campionata e mostrano proprietà tipicamente paraliche, salmastre a differenza della stazione 1 che è direttamente influenzata dal mare con ingresso continuo di specie marine e con proprietà più vicine al mare, mentre le stazioni 4 e 5 sono quelle in cui le condizioni si fanno più estreme; quindi, il secondo asse distingue il “gruppo paralico” (st. 2 e 3) da quello più propriamente “marino” (st. 1) e da quello più estremo (st. 4 e 5). Inoltre, nella parte alta del grafico, si trovano prevalentemente i punti relativi al periodo primaverile e all'inizio dell'estate; nella parte bassa invece, si concentrano per lo più i campionamenti autunnali ed invernali.

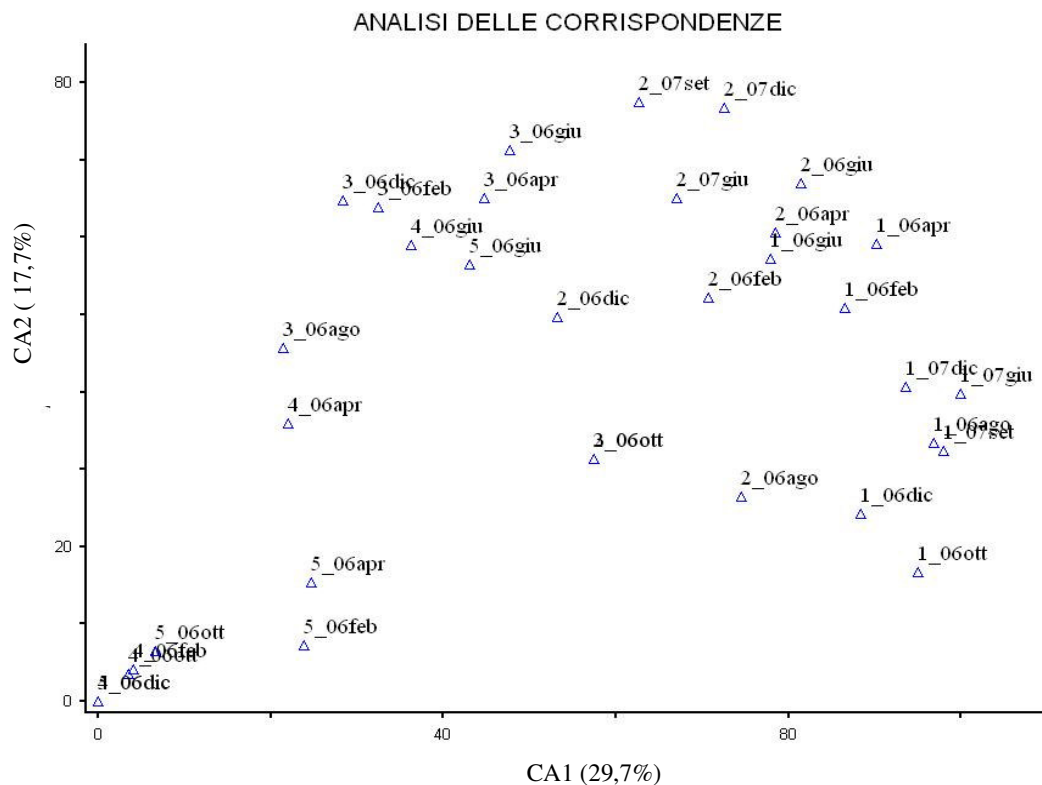


Fig. 65 – Ordinamento dei punti campione nel piano definito dai primi due assi ottenuti dall'analisi delle corrispondenze.

Per quel che riguarda le specie che concorrono maggiormente all'ordinamento dei punti rispetto al primo asse si ricordano i molluschi *Mytilaster sp.*(eig. = 239), *Cerithium vulgatum*

(eig. = 206), *Cerastoderma glaucum* (eig. = -42) e *Hydrobia spp.* (eig. = -88), i crostacei *Erichthonius punctatus* (eig. = 213) e *Microdeutopus sp.* (eig. = 212) oltre a larve di Chironomidi (eig. = -184) e di insetti (eig. = -127) ed infine Actinaria (eig. = 229). Per il secondo asse, CA2, il maggior contributo è dato dai molluschi *Cerithium vulgatum* (eig. = -251), *Nassarius corniculus* (eig. = -156), *Nassarius costulatus* (eig. = 241), *Hydrobia spp.* (eig.= 178), *Cerastoderma glaucum* (eig.= 168), dai crostacei *Microdeutopus sp.* (eig. = -184), *Erichthonius punctatus* (eig.= -129) e Misidaceo (eig.= 280), tra i policheti *Armandia cirrhosa* (eig. = 146), e *Capitella capitata* (eig. = 117), infine le larve di Chironomidi (eig.= -114). Le specie più prettamente marine e che sono state rinvenute più raramente all'interno della salina e con abbondanze limitate, sono associate alla stazione più prossima al canale d'ingresso dell'acqua marina, st. 1, mentre le larve di Chironomidi e di insetti sembrano strettamente legate alle stazioni 4 e 5. Lì in effetti sono state rinvenute in tutti i campionamenti con abbondanze elevate rispetto alle altre stazioni e a volte ne hanno rappresentato l'unico taxon rinvenuto.

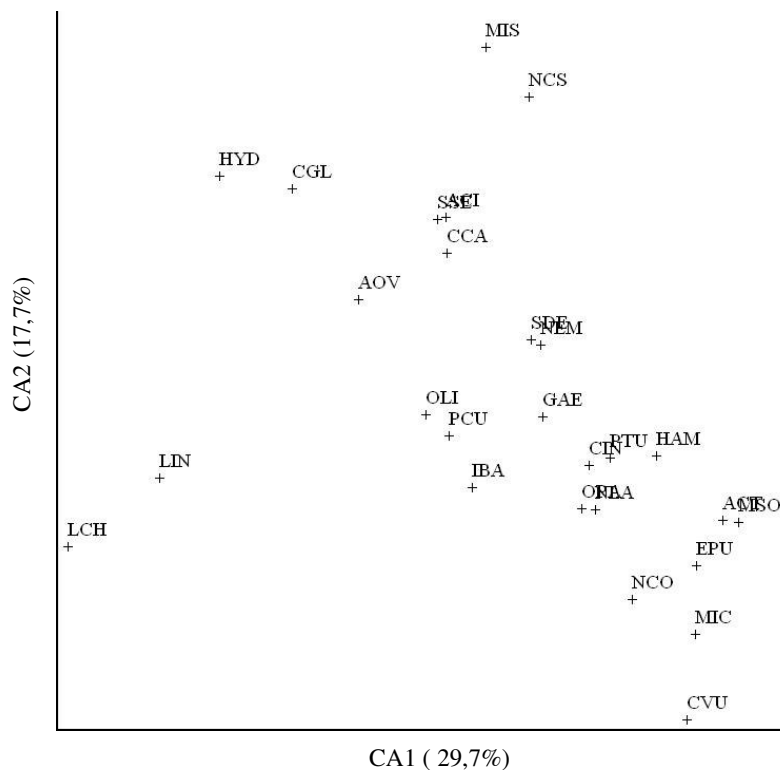


Fig. 66 – Ordinamento dei punti specie nel piano definito dai primi due assi ottenuti dall'analisi delle corrispondenze

5.4.3 Analisi delle coordinate principali (PCO)

I dati di biomassa osservati nelle campagne di campionamento 2006/2007, sono stati analizzati tramite una tecnica di ordinamento, l'analisi delle coordinate principali, basata sull'indice di similarità di Bray Curtis. La figura 67 mostra l'ordinamento dei punti campione.

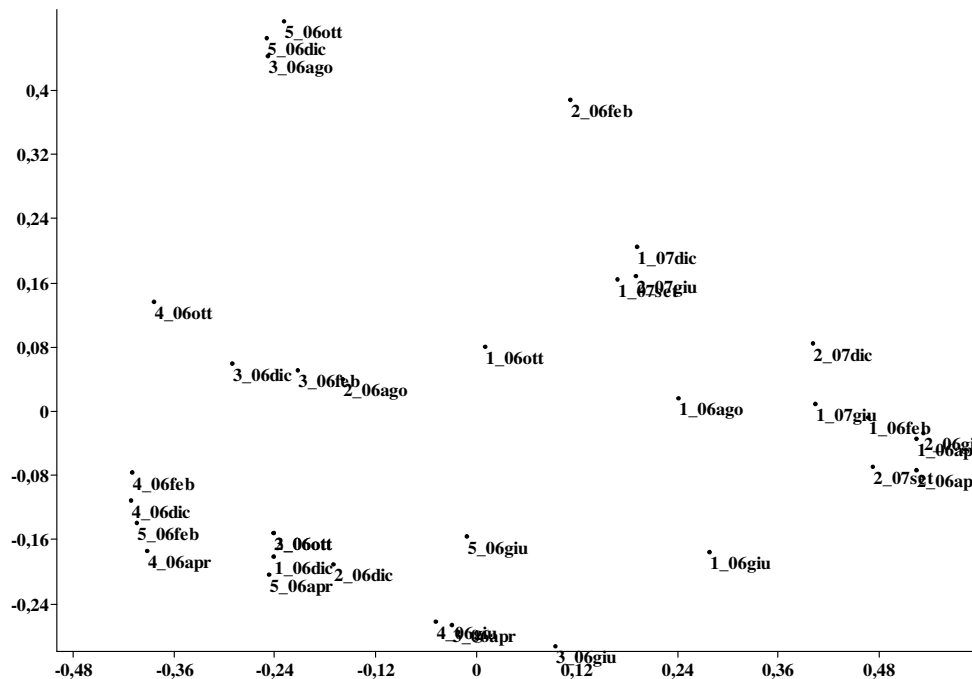


Fig. 67 – Ordinamento dei punti campione nel piano definito dai primi due assi ottenuti dall'analisi delle coordinate principali.

Nella parte destra del grafico sono ordinati gran parte dei punti campione relativi alle stazioni 1 e 2 mentre dalla parte opposta quelli relativi alle stazioni 3, 4 e 5. Fanno eccezione solo i campioni relativi alle stazioni 1 e 2 di dicembre 2006 e alla stazione 1 di ottobre 2006 che sono dislocati nella parte bassa del grafico a sinistra: questi campioni sono caratterizzati da valori piuttosto bassi di biomassa rispetto alle altre date di campionamento. Si evidenzia un gradiente di tipo spaziale, di confinamento/vivificazione che determina l'ordinamento dei punti rispetto al primo asse, il quale spiega il 32,45% della varianza totale. Rispetto al secondo asse che spiega il 14,47% della varianza, nella parte alta del grafico sono collocate le stazioni 5 di ottobre e dicembre 2006 e la stazione 3 di agosto 2006. Più a destra si trova il punto campione 2_06feb. Osservando i dati di biomassa, questi punti campione

corrispondono ai valori più bassi di biomassa per tali stazioni, mentre dalla parte opposta del grafico, in basso, si trovano i valori di biomassa più alti per ciascuna stazione considerata, distinguendo così le condizioni più estreme raggiunte in alcune vasche in termini di biomassa. Inoltre, l'ordinamento dei punti rispetto al secondo asse sembra essere spiegato da un gradiente di tipo stagionale con i campioni autunnali e invernali dislocati in alto e quelli primaverili - estivi nella parte bassa del grafico.

5.5 Comunità macrozoobenthonica delle Saline di Tarquinia: confronto di lungo periodo.

L'ultimo decennio della storia delle Saline di Tarquinia, dal 1997 al 2007, è stato caratterizzato da eventi di disturbo naturale e non (alluvione e chiusura dell'impianto) e interventi di recupero dell'habitat lagunare. In questo lavoro se ne vogliono valutare gli effetti sulla comunità bentonica, da sempre utilizzata come bioindicatore in ambienti come questo. Il confronto della struttura di tale comunità, tra le varie campagne di monitoraggio (1997, 2001-2002, 2003-2004, 2005, 2006-2007), sarà utile per stimare le condizioni ecologiche dell'area in relazione al cambiamento di gestione (chiusura dell'impianto nel 1997), a un evento di disturbo naturale (alluvione del dicembre 2004) e agli interventi di recupero effettuati nell'ambito del progetto Life Natura.

Da un primo confronto descrittivo sulla ricchezza specifica nelle varie date di monitoraggio (Tab. 10), considerando tutte le stazioni di campionamento, risulta evidente come il numero di taxa totali raccolti, abbia subito un decremento dal 1997 al 2005, cioè nel periodo pre-Life: dai 21 taxa raccolti nel 1997 si è scesi ai 13 nel 2005. Nel 2006 e 2007 i valori registrati mostrano invece, un inversione di tendenza con un numero di taxa nettamente superiore a quello delle indagini precedenti: 25 taxa nel 2006 e 23 nel 2007. Tale andamento è evidente anche se si considerano i vari taxa relativi ai singoli phyla rinvenuti.

Inoltre, nuovi gruppi tassonomici, anche se con abbondanze minime, sono stati raccolti nel periodo 2006/2007 e mai in precedenza. Si tratta di Nemertini, Platelminti turbellari e Attinari.

Anno	Taxa totali	Mollusca	Anellida	Artropoda	Altri gruppi
1997/1998	21	8	7	6	0
2001/2002	16	5	6	6	0
2003/2004	14	5	5	4	0
2005	13	5	4	4	0
2006	25	7	7	9	2
2007	23	7	6	7	3

Tab. 10: Totale dei taxa e loro ripartizione tra i phyla rinvenuti negli anni di campionamento.

Nel periodo post - Life si registra la presenza di taxa mai rinvenuti in precedenza in questa comunità: tra i Molluschi, *Nassarius costulatus* e *Haminoea* sp., tra i Policheti *Ophyodromus pallidus* e *Armandia cirrhosa*, tra i crostacei *Erichtonius punctatus*, *Microdeutopus* sp.,

Misidacea. Si ricorda inoltre che il mollusco *Mytilaster sp.* rinvenuto nelle Saline di Tarquinia nel 1997, ha fatto registrare la sua presenza nuovamente nel 2007.

Nella seguente tabella è riportata una check list delle specie rinvenute nelle sei campagne di monitoraggio.

Anno Taxon	1997	2001/2002	2003/2004	2005	2006	2007
<i>Hydrobia spp.</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Cerithium vulgatum</i>	x	x	x		x	x
<i>Nassarius corniculus</i>	x	x			x	x
<i>Abra ovata</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Cerastoderma glaucum</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Ovatella myosotis</i>	x		x			
<i>Nassarius costulatus</i>					x	
<i>Haminoea sp.</i>					x	x
<i>Mytilaster sp.</i>	x					x
<i>Modiolus adriaticus</i>	x					
<i>Nainereis laevigata</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Spio decoratus</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Capitella capitata</i>	x	x	x		x	x
<i>Neanthes irrorata</i>	x	x				
<i>Perinereis cultrifera</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Amphiglena mediterranea</i>	x					
<i>Armandia cirrhosa</i>					x	
<i>Ophiodromus pallidus</i>					x	x
<i>Idotea baltica</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Spheroma serratum</i>	x	x			x	
<i>Corophium insidiosum</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Gammarus aequicauda</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Erichthonius punctatus</i>					x	x
<i>Microdeutopus sp</i>					x	x
<i>Misidaceo</i>					x	
Oligocheti	x	x	x	x	x	x
Larve di Chironomidi	x	x	x	x	x	x
Larve di insetti	x			x	x	x
Nemertini					x	x
Platelminti turbellari						x
Attinari					x	x

Tab. 11– Presenza/assenza dei taxa negli anni di monitoraggio.

Tutte le elaborazioni ed analisi condotte di seguito, sono state effettuate tenendo conto solo dei dati raccolti in tutti gli anni di monitoraggio, nelle stazioni 1 e 2. Questo perché tali stazioni sono le uniche campionate nel 2007, rappresentative dell'area Nord dell'impianto ossia l'area direttamente interessata dai lavori di asporto del sedimento previsti dal progetto Life; sono le più vicine al canale di ingresso dell'acqua marina e quindi le più vivificate, al contrario delle stazioni "sud" che nei campionamenti 1997/2006 presentavano comunità fortemente semplificate dominate dalle larve di Chironomidi o addirittura monospecifiche (solo larve di Chironomidi). Le variabili considerate sono: numero di taxa, numero totale di individui raccolti, densità, indice di Evenness e Margalef. Per ogni data e stazione di campionamento sono state calcolate le medie tra le tre repliche.

L'andamento del numero di taxa dal 1997 al 2007 nella stazione 1 è rappresentato nel grafico seguente. Il valore massimo è stato registrato nel giugno 2007 ed è pari a 16,3 taxa, il minimo nel mese di ottobre 2005 pari a 4,3 taxa. I valori relativi al periodo 2006/2007 risultano essere sempre maggiori rispetto al periodo precedente eccetto nel mese di gennaio 1997 mese in cui la salina era in funzione ma con attività ridotte vista l'imminente e graduale chiusura dell'impianto. In tale mese il valore registrato eguaglia quello di giugno 2006. Le fluttuazioni tra gli anni sembrano essere più pronunciate rispetto a quelle tra le stagioni nei singoli anni di monitoraggio.

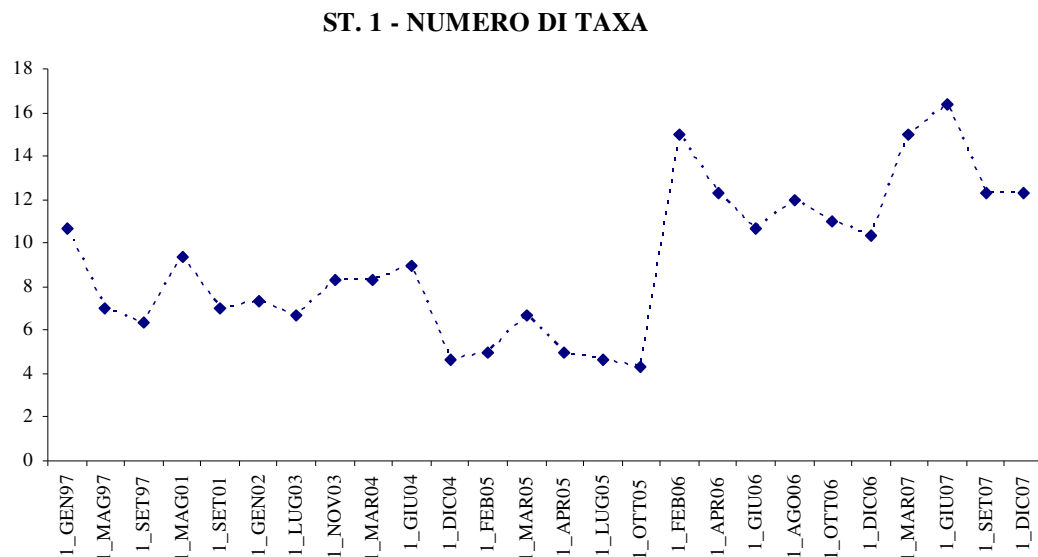


Fig. 68 – Andamento del numero di taxa nella stazione 1 dal 1997 al 2007.

Nella stazione 2 il valore massimo, pari a 13,7 taxa, è stato osservato nel mese di giugno 2006, il minimo nel mese di dicembre 2004 con valore di 1,3 taxa. Le fluttuazioni nel tempo sono più evidenti che nella stazione 1: si nota un andamento crescente da dicembre 2004, mese in cui si è verificato l'evento alluvionale, a giugno 2006, dopo di che alla fine dell'estate dello stesso anno, si è registrato un picco minimo probabilmente in relazione alle severe condizioni ambientali, alle crisi ipossiche a cui le varie specie sono sottoposte nel periodo estivo.

ST.2 - NUMERO DI TAXA

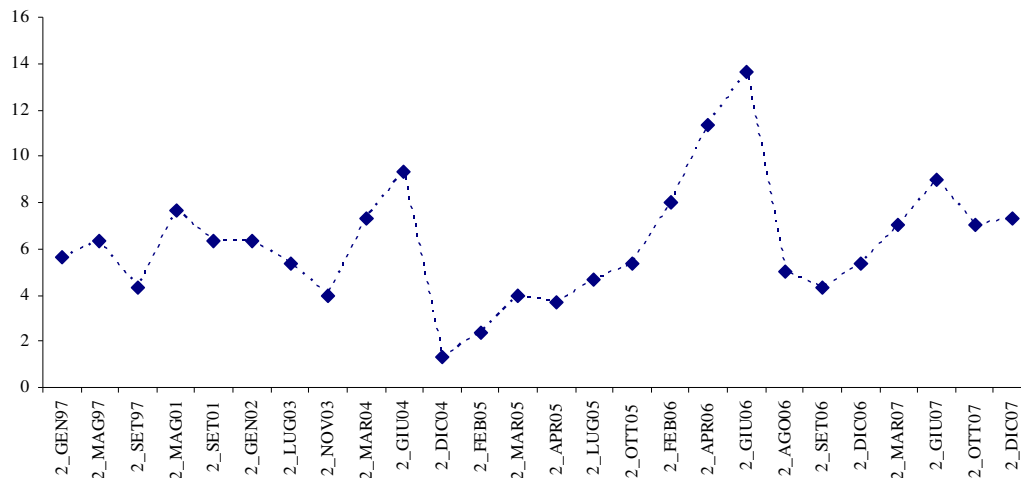


Fig. 69 – Andamento del numero di taxa nella stazione 2 dal 1997 al 2007.

Per quanto riguarda il numero totale di individui raccolti nelle due stazioni, nella st. 1 il valore massimo è stato raggiunto nel mese di marzo 2007 con 1011,33 individui, il minimo invece nel mese di ottobre 2005 con 20 individui. Nella st. 2 si ha un massimo nel mese di giugno 2006 (869,6667 individui) e il minimo in febbraio 2005 con 27 individui.

Sulla base delle abbondanze riscontrate nelle singole stazioni di campionamento, si sono valutate le densità medie (ind/m^2), per stazione e anno di campionamento. Il grafico relativo alla st. 1 (fig. 70) mostra un valore massimo in marzo 2007 pari a $16855,67 \text{ ind}/\text{m}^2$ e un minimo in ottobre 2005 con $333,33 \text{ ind}/\text{m}^2$.

Nella st. 2 (fig. 71) il massimo è stato raggiunto in giugno 2006 ($869,6667 \text{ ind}/\text{m}^2$), il minimo in febbraio 2005 ($9 \text{ ind}/\text{m}^2$).

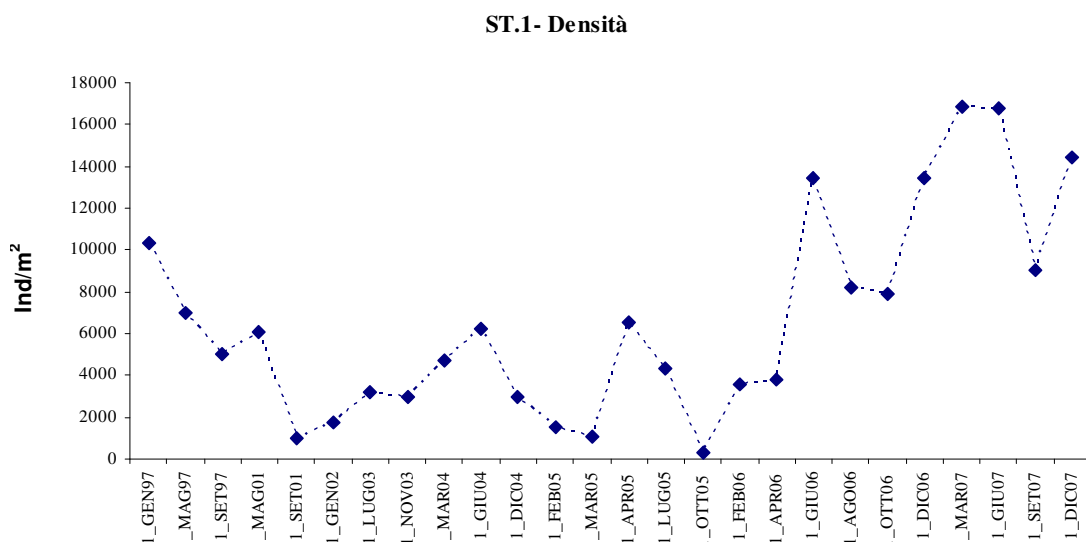


Fig. 70 - Andamento della densità (ind/m²) nella stazione 1 dal 1997 al 2007

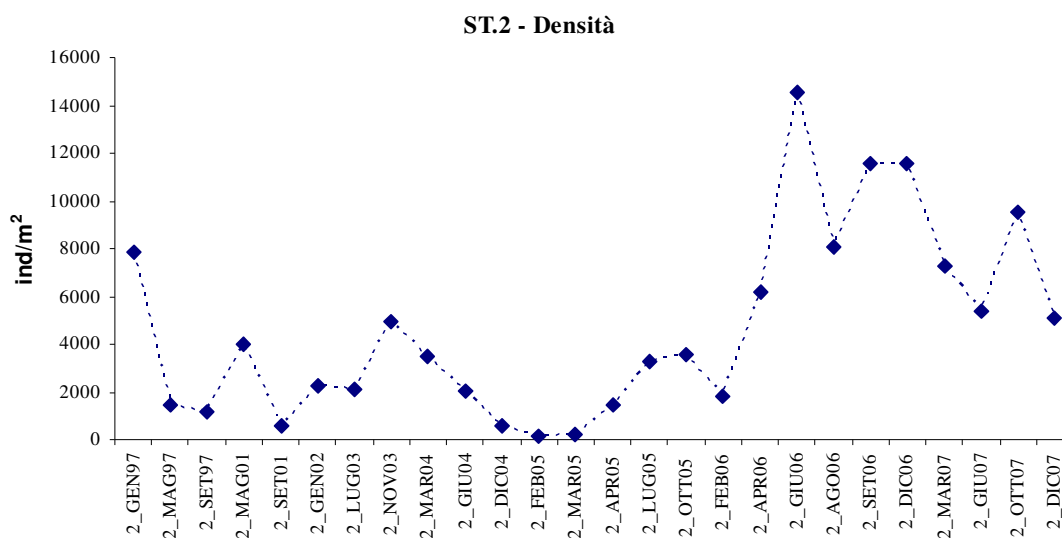


Fig. 71 – Andamento della densità (ind/m²) nella stazione 2 dal 1997 al 2007

Per quel che concerne gli indici univariati nella st. 1, la figura 72 ne mostra l'andamento nel tempo della Evenness. Nel 2006/2007 i valori registrati risultano generalmente inferiori al periodo precedente con un andamento crescente da ottobre 2006 a settembre 2007. Il minimo valore è stato registrato nel mese di ottobre 2006 pari a 0,1886 mentre il massimo nel mese di marzo 2005: 0,7154.

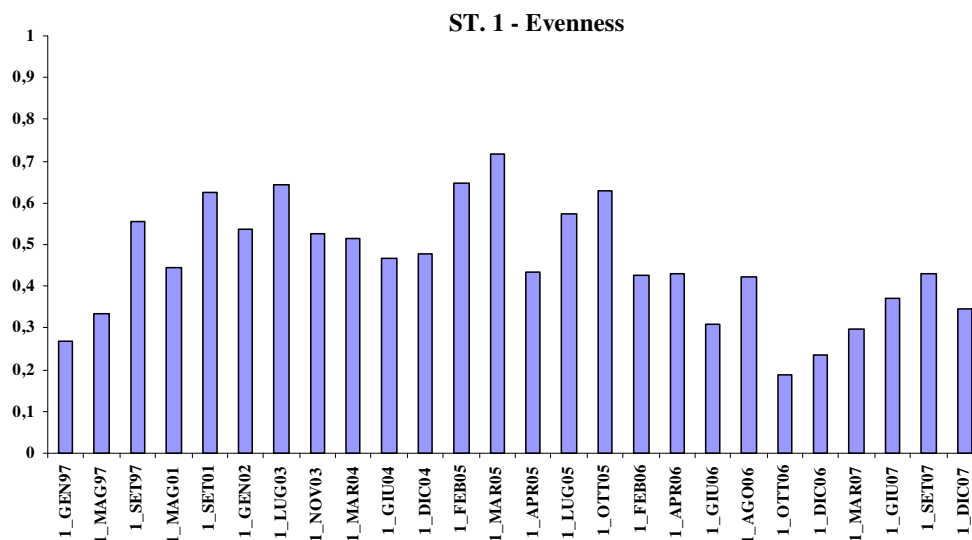


Fig. 72 – Andamento nel tempo dell'indice di Evenness nella st. 1.

Per l'indice di ricchezza specifica di Margalef, si nota invece come in quasi tutte le date di campionamento relative al periodo post- Life, i valori si siano mantenuti superiori a quelli del periodo precedente in cui valori minimi sono stati registrati in aprile e luglio 2005 (rispettivamente pari a 0,71 e 0,70). Il massimo valore è stato raggiunto nel mese di febbraio 2006 ed è pari a 2,77. Non si notano chiare fluttuazioni stagionali soprattutto nel periodo 2001-2004.

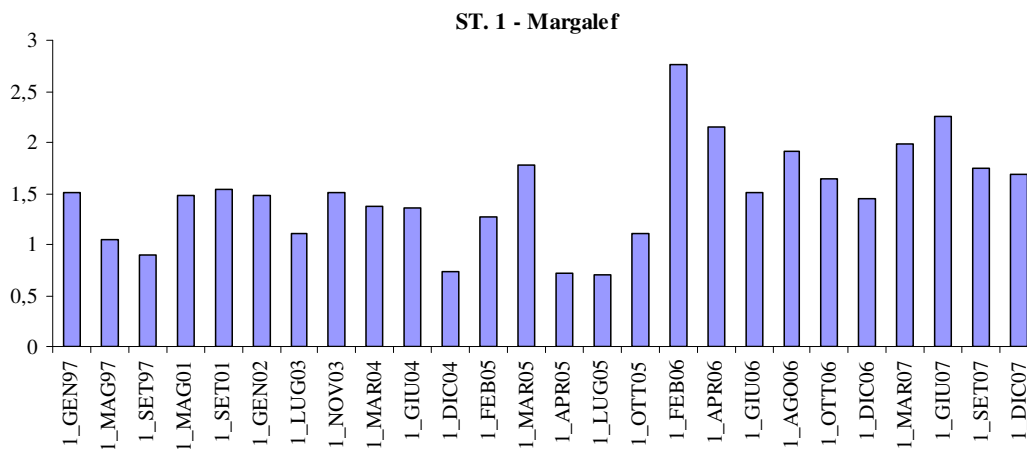


Fig. 73 – Andamento nel tempo dell'indice di Margalef nella st. 1.

Per la stazione 2 i valori registrati per l'evenness in tutto l'arco di tempo considerato, risultano compresi in un range di variazione piuttosto ristretto, se si esclude il picco massimo

registrato nel mese di febbraio 2005 (0,87) e il minimo valore osservato ad ottobre 2005 (0,36).

ST. 2 - Evenness

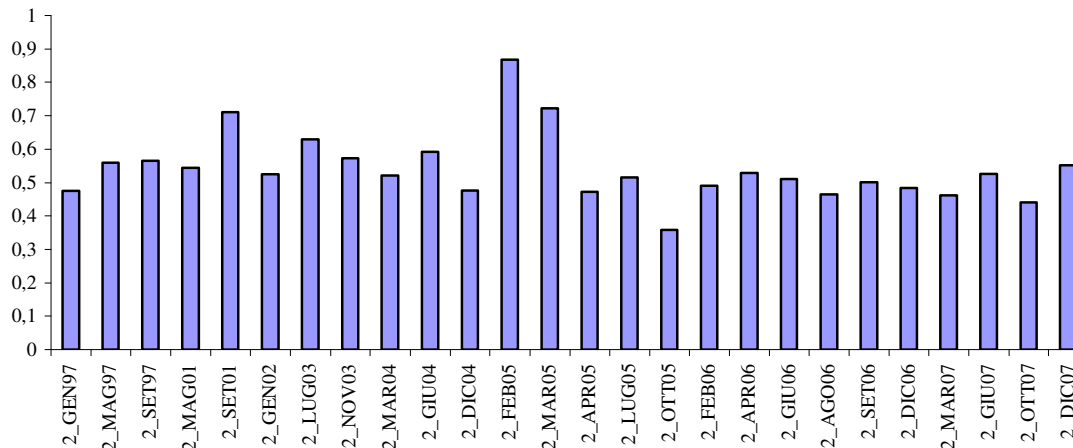


Fig. 74 – Andamento nel tempo dell'indice di Evenness nella st. 2.

Per l'indice di Margalef le fluttuazioni nel tempo non sembrano seguire un andamento stagionale ma piuttosto un andamento decisamente crescente a partire da aprile 2005 ossia dopo il picco minimo registrato nel dicembre 2004, in concomitanza dell'evento alluvionale, fino a raggiungere i suoi massimi valori nella prima metà del 2006. Il valore di questo indice sembra crollare nel mese di agosto 2006 per poi tornare a crescere nei mesi successivi, a dimostrazione del fatto che il periodo della tarda estate rappresenta un momento critico per la comunità esaminata.

ST. 2 - Margalef

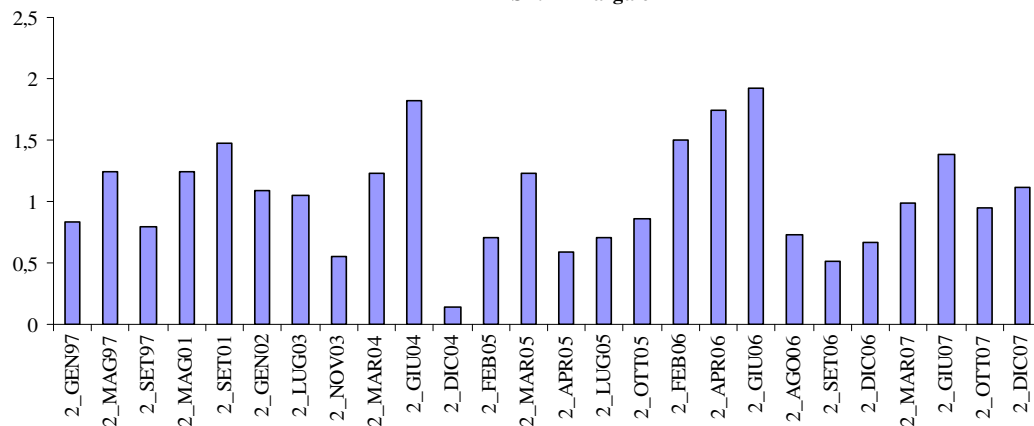


Fig. 75 – Andamento nel tempo dell'indice di Margalef nella st. 2.

5.5.1 Analisi della varianza (ANOVA ad una via)

L'analisi della varianza è stata condotta al fine di evidenziare la significatività delle differenze nel tempo, dei seguenti indici di comunità: numero di taxa, densità, indice di Evenness e di ricchezza specifica di Margalef. I dati presi in esame si riferiscono alle stazioni 1 e 2 e a tutte le loro repliche dal 1997 al 2007. Laddove necessario i dati sono stati trasformati in logaritmo o radice quarta. L'anno ha rappresentato la variabile indipendente. Per quel che riguarda il numero di taxa, i confronti a coppie risultati significativi all'ANOVA e poi al test HDS di Tukey sono: 2004/2007, 2005/2006 e 2005/2007 con $p < 0,001$, 2001/2005 e 2003/2007 con $p < 0,01$ e infine 1997/2007, 2003/2006, 2004/2006 con $p < 0,05$.

ANOVA	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p	
	6	0,326542	4,278193	146	0,029303	11,14377	0,000000	
TUKEY HDS TEST	1997		2001	2003	2004	2005	2006	2007
	1997							
	2001	0,999361						
	2003	0,977201	0,857443					
	2004	0,999092	0,966170	0,999514				
	2005	0,053090	0,008781	0,648622	0,203613			
	2006	0,134511	0,356964	0,019617	0,028803	0,000026		
	2007	0,027839	0,096813	0,003429	0,004657	0,000026	0,971310	

Tab. 12 - Anova condotta sui valori del numero di taxa rinvenuti nei diversi anni di monitoraggio, nelle due stazioni indagate e risultati dell'HDS Tukey test: i risultati significativi sono riportati in rosso.

Per la densità, le differenze risultate significative al test tra le varie coppie di anni considerati sono: 2001/2006, 2001/2007, 2003/2007, 2004/2007 2005/2006 e 2005/2007 con $p < 0,001$, 2004/2006 con $p < 0,01$ e infine 1997/2005, 1997/2007 e 2003/2006 con $p < 0,05$.

ANOVA	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p	
	6	54,21287	568,0751	146	3,890925	13,93316	0,000000	
TUKEY HDS TEST	1997		2001	2003	2004	2005	2006	2007
	1997							
	2001	0,472771						
	2003	0,911619	0,997655					
	2004	0,865295	0,996133	1,000000				
	2005	0,012366	0,853131	0,580751	0,437935			
	2006	0,335625	0,000228	0,024594	0,005676	0,000026		
	2007	0,019082	0,000027	0,000663	0,000093	0,000026	0,716619	

Tab. 13 - Anova condotta sui valori di densità rinvenuti nei diversi anni di monitoraggio, nelle due stazioni indagate e risultati dell'HDS Tukey test: i risultati significativi sono riportati in rosso.

L'indice di Evenness ha fatto registrare significative differenze nei confronti 2005/2006, 2005/2007 con $p < 0,001$, 1997/2005 con $p < 0,01$ e 2001/2006, 2003/2006 e 2003/2007 con $p < 0,05$.

ANOVA	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p	
	6	0,160605	3,448489	146	0,023620	6,799584	0,000002	
TUKEY HDS TEST		1997	2001	2003	2004	2005	2006	2007
	1997							
	2001	0,114033						
	2003	0,065615	0,998997					
	2004	0,958190	0,652665	0,440881				
	2005	0,002773	0,973893	0,999981	0,098721			
	2006	0,999983	0,014693	0,010459	0,809701	0,000040		
	2007	1,000000	0,072630	0,043293	0,951204	0,000672	0,999900	

Tab. 14 - Anova condotta sui valori dell'indice di Evenness nei diversi anni di monitoraggio, nelle due stazioni indagate e risultati dell'HDS Tukey test: i risultati significativi sono riportati in rosso.

Infine l'indice di Margalef è risultato significativamente diverso nei confronti 2005/2006 e 2005/2007 con $p < 0,01$, 2001/2005 con $p < 0,05$.

ANOVA	df Effect	MS Effect	SS Error	df Error	MS Error	F	p	
	6	0,170713	6,000695	144	0,041671	4,096639	0,000795	
TUKEY HDS TEST		1997	2001	2003	2004	2005	2006	2007
	1997							
	2001	0,797630						
	2003	0,998665	0,549090					
	2004	0,998253	0,980832	0,954177				
	2005	0,823640	0,048419	0,995125	0,458375			
	2006	0,488732	0,999966	0,269830	0,885420	0,002167		
	2007	0,327245	0,995024	0,170225	0,731222	0,001564	0,999198	

Tab. 15 - Anova condotta sui valori dell'indice di Margalef nei diversi anni di monitoraggio, nelle due stazioni indagate e risultati dell'HDS Tukey test: i risultati significativi sono riportati in rosso.

5.5.2 Non metric Multi Dimensional Scaling (nMDS)

Per poter confrontare la struttura delle comunità presenti nelle diverse date di campionamento, dal 1997 al 2007, nelle stazioni di monitoraggio situate nell'area Nord delle saline (st. 1 e 2), evidenziandone similarità e dissimilarità, si è ricorsi al multidimensional scaling (nMDS) basato su una matrice di similarità di Bray Curtis. I dati utilizzati sono quelli relativi all'abbondanza media tra le repliche di ciascuna specie, in ciascuna stazione e data di campionamento. Tali dati sono stati sottoposti a severa trasformazione (doppia radice) al fine di ridurre l'effetto delle specie più abbondanti. La figura seguente (figura 76) ne mostra i risultati.

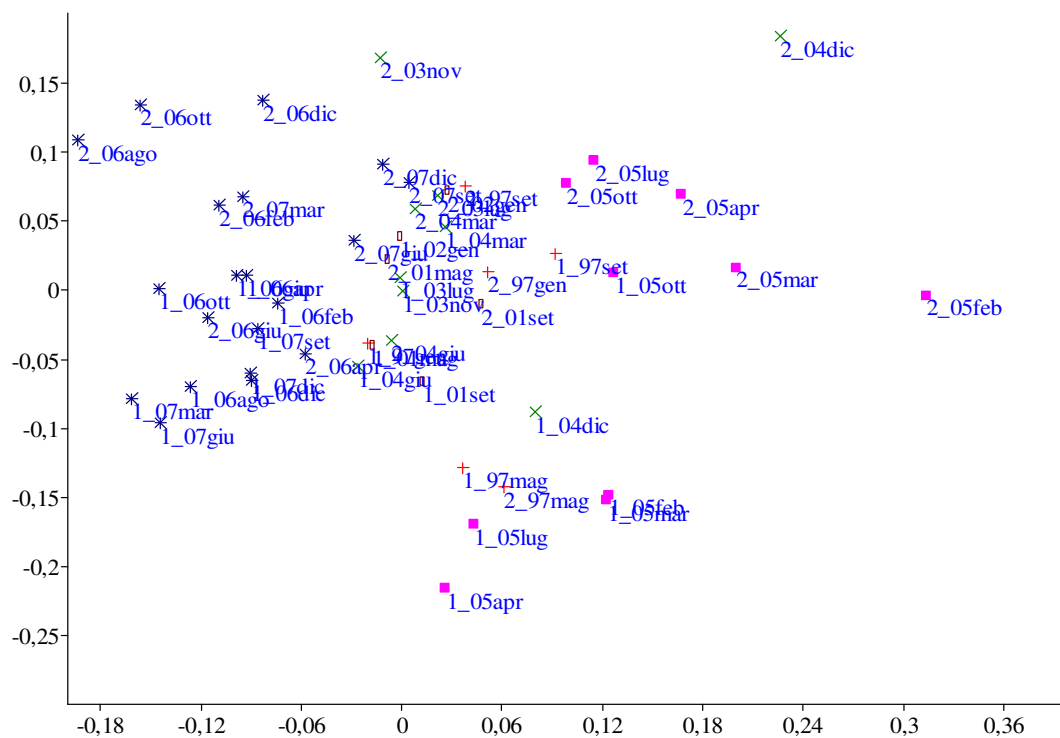


Fig. 76 - nMDS ottenuto dai dati di abbondanza delle diverse date di campionamento (trasformazione doppia radice, indice di similarità di Bray Curtis). Stress:0,2115.

Dal punto di vista temporale è chiaramente riconoscibile la separazione tra i campioni del 2006/2007, che formano un gruppo piuttosto omogeneo di punti nella parte sinistra del grafico, e i punti campione riferiti ai prelievi effettuati dopo l'evento alluvionale i quali

formano due gruppi distinti: uno relativo alla stazione 1 del 2005, nella parte bassa del grafico, l'altro relativo alla stazione 2 del 2005 a cui è associato anche il prelievo di dicembre 2004 effettuato dopo l'alluvione, situato nella parte destra della figura. Fa eccezione in questa disposizione dei punti, il campione della st. 1 di ottobre 2005 che si colloca vicino ai campioni della stazione 2 dello stesso anno e che è caratterizzato da un calo nella diversità della comunità indagata.

La distribuzione osservata è sicuramente influenzata dalla differenza nella ricchezza specifica e nelle fluttuazioni delle abbondanze di diverse specie bentoniche. In effetti questi due periodi rappresentano, sotto questo punto di vista, due situazioni opposte: la massima ricchezza specifica, periodo post - Life, e la minima, periodo pre - Life e successivo all'alluvione. In particolare dopo l'evento alluvionale sono quasi completamente scomparsi gli Anellidi e le specie più abbondanti hanno ridotto la loro densità. I punti campione relativi agli altri anni di monitoraggio formano una nuvola di punti quasi indistinguibili nella parte centrale della figura. Osservando la disposizione dei punti dal basso verso l'alto, netta è la distinzione tra i punti campione relativi alle stesse stagioni di anni diversi di campionamento, ma anche tra le due stazioni campionate. La stazione 1 presenta punti distribuiti prevalentemente nella parte bassa e sinistra della figura, la stazione 2 nella parte alta.

Per poter valutare il contributo percentuale delle singole specie alle dissimilarità osservate si è ricorsi alla procedura SIMPER. L'analisi suggerisce che le differenze tra i gruppi considerati sono determinate, in termini di contributi percentuali, per la maggior parte, dalle stesse specie. In particolare nel confronto tra il periodo post- Life e i campioni relativi al periodo 2004/2005 ossia dopo l'alluvione e prima della realizzazione del progetto, le principali differenze sono dovute ad Oligocheti, larve di Chironomidi e diverse specie di policheti. In effetti, ricordiamo che il phylum degli Anellidi era quasi scomparso dopo l'evento alluvionale, per poi ricomparire successivamente: la specie *Capitella capitata* era completamente scomparsa, drastiche riduzioni numeriche avevano interessato Oligocheti e larve di Chironomidi. Queste stesse specie determinano le principali differenze anche nell'altro confronto.

Diverse specie opportuniste hanno fatto registrare un aumento delle loro abbondanze, ma ciò è comprensibile visto il breve tempo trascorso dall'inizio delle operazioni di dragaggio che rappresentano comunque un'azione di disturbo per la comunità bentonica.

D'altra parte anche per alcune specie più prettamente marine quali *Perinereis cultrifera* e *Nainereis laevigata* e altre tipiche di ambienti salmastri, tra quelle che maggiormente contribuiscono alle dissimilarità osservate, si è registrato un aumento di abbondanza e densità.

Confronti	2006/2007-2004/2005	2006/2007-1997/2003
Dissimilarità	63,85	47,07
Oligocheti	13,49	16,27
Larve di chironumidi	22,66	8,983
<i>Spio decoratus</i>	29,68	43,59
<i>Corophyum insidiosum</i>	36,53	23,39
Larve di insetto	42,99	30,5
<i>Hydrobia spp.</i>	48,97	37,23
<i>Capitella capitata</i>	54,46	49,4
<i>Abra ovata</i>	59,59	-
<i>Perinereis cultrifera</i>	64,38	63,66
<i>Nainereis laevigata</i>	68,59	59,04
<i>Cerastoderma glaucum</i>	-	54,27

Tab. 16 – Risultati dell’analisi SIMPER.

5.5.3 ANOSIM

Per poter analizzare il livello di similarità tra tutte le stazioni prese in esame, sulla base dei dati di abbondanza, trasformati in doppia radice, è stata applicata una procedura non parametrica, il test ANOSIM. L’indice di similarità utilizzato è Bray Curtis. In tal modo è stato possibile evidenziare le differenze o similarità complessive tra tutte le stazioni nell’arco di tempo considerato, ma anche quelle a coppie esaminando le serie storiche relative a ciascuna stazione. Relativamente alle dissimilarità tra tutte le stazioni indagate, il valore della statistica R è risultato significativamente diverso da zero ($p < 0,0001$), con $R = 0,5324$. Questo vuol dire che le serie storiche considerate sono diverse tra loro, in altri termini le singole stazioni sono variate meno nel corso del tempo rispetto a quanto sono variate le distanze tra tutte le stazioni. Nel confronto a coppie in cui è stata applicata la correzione di Bonferroni ai livelli di probabilità per i confronti non indipendenti, gli unici confronti non significativi sono risultati quelli tra le coppie st.3 - st. 4 ($p = 0,765$), st. 3 - st.5 ($p = 0,163$), st. 4 – st. 5 ($p = 1$).

	Test globale		Test a coppie		
	R	p (%)	Gruppo	R	p(%)
Differenze tra stazioni di monitoraggio	0,5324	<0,0001	1 vs 2	0,203	0
			1 vs 3	0,798	0
			1 vs 4	0,946	0
			1 vs 5	0,954	0
			2 vs 3	0,483	0
			2 vs 4	0,764	0
			2 vs 5	0,794	0

Tab. 17 - Risultati del test ANOSIM globale e a coppie per le differenze tra stazioni di campionamento.

5.6 Analisi della biomassa fitoplanctonica

Nell'intento di effettuare una prima stima delle risorse trofiche nei bacini delle Saline di Tarquinia, è stata effettuata la stima indiretta della biomassa fitoplanctonica tramite metodo spettrofotometrico, esprimendola come concentrazione di chl-a. Questa è stata analizzata da dicembre 2005 ad aprile 2008, mensilmente, coprendo un periodo complessivo di 22 mesi non consecutivi. Per alcune stazioni, poste nella zona Sud non è stato possibile, in alcuni mesi, effettuare i prelievi: la zona era interdetta ad ogni tipo di circolazione per la presenza di specie ornitiche che avevano nidificato nelle vicinanze delle vasche da noi campionate.

Stazione 1

L'andamento della chl-a nella stazione 1 è rappresentato nella figura seguente. I valori si mantengono piuttosto bassi, tenendosi sempre al di sotto dei 10 $\mu\text{g/l}$ e prevalentemente minori di 3 $\mu\text{g/l}$. Il massimo valore, registrato nel mese di gennaio 2008 è pari a 7,01 $\mu\text{g/l}$ mentre il minimo valore è stato osservato nell'aprile 2006 ed è pari a 0,16 $\mu\text{g/l}$. In realtà il range di variazione di concentrazione di clorofilla-a nel tempo è piuttosto ristretto e il valor medio è pari a 1,82 $\mu\text{g/l}$. I valori più alti sono stati registrati nei mesi invernali mentre i valori minimi solitamente nei mesi primaverili ed estivi. Fa eccezione il mese di agosto 2006 in cui la biomassa fitoplanctonica ha fatto registrare un valore pari a 5,26 $\mu\text{g/l}$.

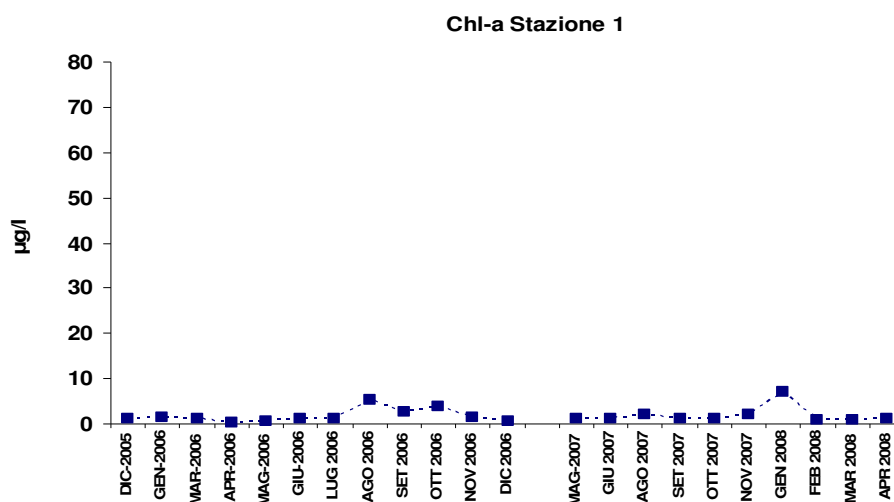


Fig. 77 - Andamento della chl-a nella stazione 1

Stazione 2

L'andamento della concentrazione di clorofilla-a nella stazione 2, mostra valori compresi tra un massimo di 19,79 $\mu\text{g/l}$ registrato a gennaio 2008 e un minimo di 0,89 $\mu\text{g/l}$ rilevato nel mese di dicembre 2005. Anche in questo caso le variazioni nel tempo non sono molto ampie, se si escludono gli estremi di massimo e minimo; i valori registrati nei vari mesi rientrano in un intervallo piuttosto ristretto e il valor medio registrato è pari a 3,65 $\mu\text{g/l}$. I valori più alti, se si esclude agosto 2006, sono stati registrati tutti nei mesi invernali, mentre i valori più bassi sono stati registrati nei mesi primaverili ed estivi.

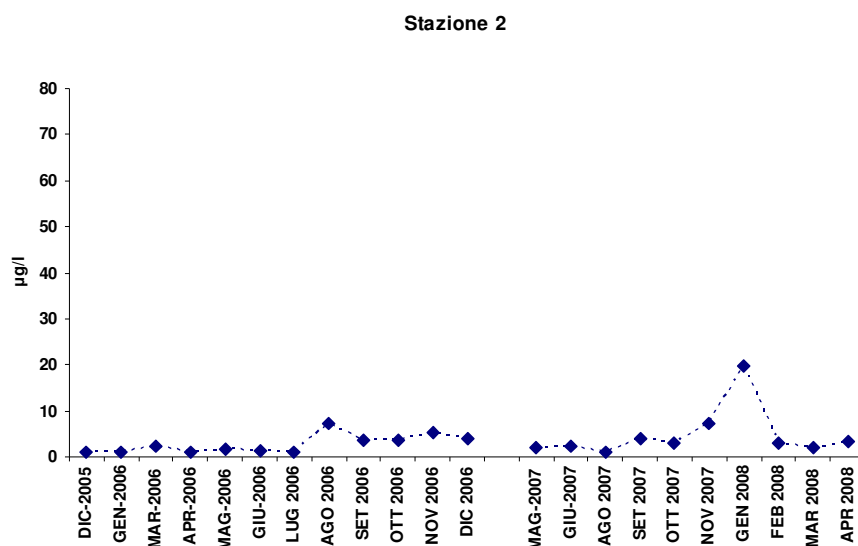


Fig. 78 - Andamento della chl-a nella stazione 2

Stazione 3

La stazione 3 è situata lungo la linea di costa, tra le stazioni poste all'estremo nord e quelle poste all'estremo sud dell'impianto. L'intervallo di valori entro cui è variata la biomassa fitoplanctonica nel tempo, è piuttosto ampio: i valori di clorofilla-a sono compresi tra un massimo di 46,43 $\mu\text{g/l}$ di gennaio 2008 e un minimo di 0,43 $\mu\text{g/l}$ registrato nell'aprile 2006. Il valore medio è pari a 14,7 $\mu\text{g/l}$. È nel primo periodo d'indagine che si sono registrati i valori più bassi: a partire da settembre 2006 la clorofilla-a mostra un andamento complessivamente crescente. I massimi valori sono stati registrati nei mesi invernali e i minimi in primavera-

estate, in accordo con le altre stazioni indagate. La Stazione 3 si pone in una situazione intermedia tra i due gruppi spaziali principali (area nord - area sud) per quel che riguarda le concentrazioni e le variabilità riscontrate durante il periodo di studio.

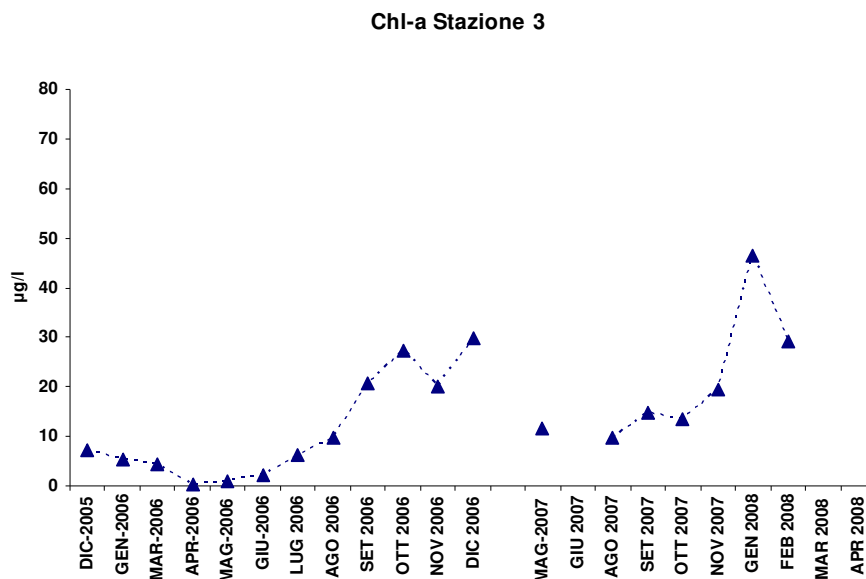


Fig. 79 - Andamento della chl-a nella stazione 3

Stazione 4

Questa stazione presenta valori di clorofilla-a nettamente superiori a quelli rilevati nelle stazioni 1 e 2. Il minimo valore pari a 0,98 µg/l è stato registrato nel mese di maggio 2006, il massimo a novembre 2006 con 72,98 µg/l, valore nettamente superiore ai massimi registrati nelle stazioni 1, 2 e 3. Il valor medio è pari a 31,96 µg/l. L'andamento nel tempo anche in questa stazione mostra in inverno ed autunno valori massimi, in primavera ed estate valori minimi. Si nota inoltre come in questa stazione, spesso ci siano brusche variazioni della concentrazione di clorofilla-a da un mese all'altro.

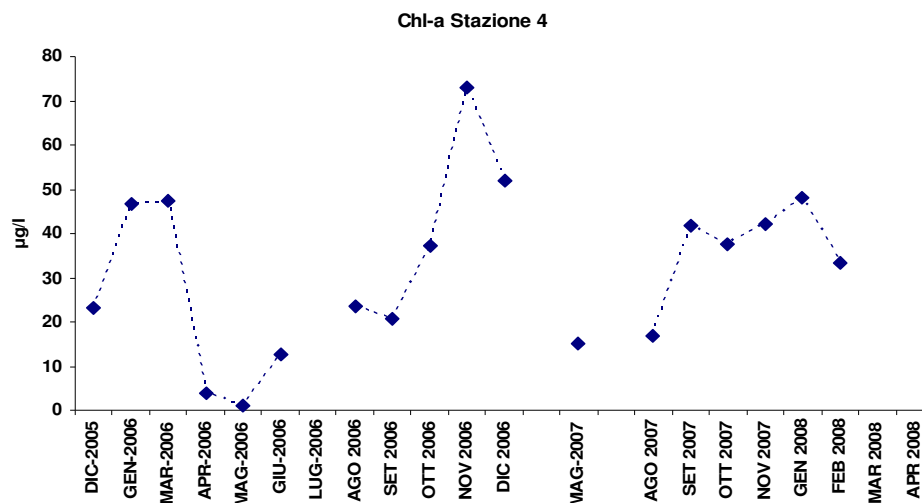


Fig. 80 - Andamento della chl-a nella stazione 4

Stazione 5

L'ultimo dei bacini indagati, quello situato all'estremo sud, è la stazione 5. Qui la biomassa fitoplanctonica raggiunge il suo massimo valore nel mese di novembre 2006 con 71,44 µg/l, valore del tutto paragonabile a quello rilevato nella stazione 4; il minimo, invece, è stato registrato a maggio 2006 con 1,75 µg/l. Il valore medio è pari a 33,83 µg/l. Nell'arco di tempo indagato, i massimi valori sono stati osservati in autunno ed inverno, i minimi in primavera ed estate. Anche in questa stazione tra un mese e l'altro, le variazioni di questo parametro sono risultate, in alcuni casi, piuttosto ampie.

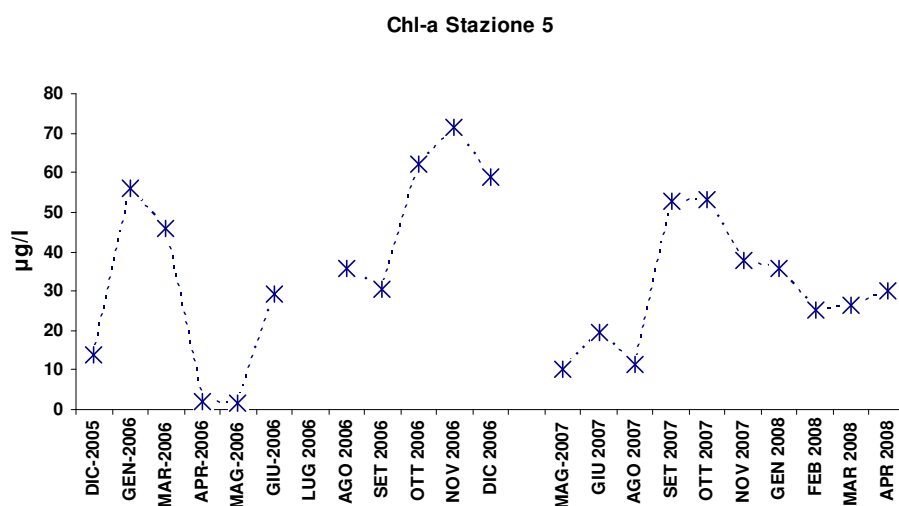


Fig. 81 - Andamento della chl-a nella stazione 5

Mettendo a confronto, sullo stesso grafico, l'andamento della biomassa fitoplanctonica nelle cinque stazioni in studio, è possibile evidenziarne similarità o dissimilarità nel tempo e nello spazio. È evidente un gradiente spaziale: all'aumentare della salinità e del grado di confinamento i valori di clorofilla-a aumentano, con le stazioni 4 e 5 che mostrano valori di biomassa fitoplanctonica nettamente superiori rispetto alle stazioni 1 e 2. Inoltre gli andamenti nelle stazioni 1 e 2 sono simili, quasi sovrapponibili, così come quelli relativi alle stazioni 4 e 5. Per queste ultime, rispetto alle altre, si sono registrate brusche variazioni mensili legate, probabilmente, alla rapidità dei cicli di sviluppo delle comunità fitoplanctoniche. La stazione 3 presenta valori intermedi e una variabilità apprezzabile nel tempo. In tutte le stazioni valori bassi di biomassa fitoplanctonica sono stati registrati nella primavera del 2006.

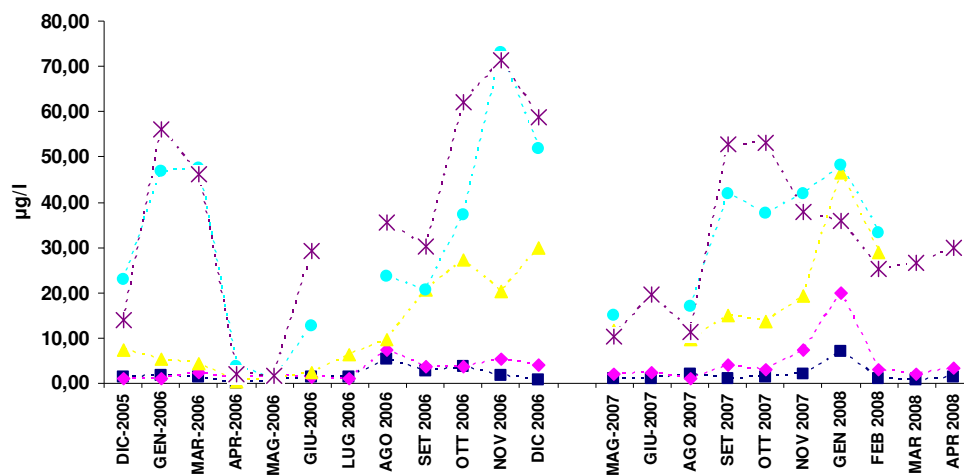


Fig. 82 – Andamento della concentrazione di clorofilla-a nelle 5 stazioni indagate.

5.6.1 Analisi delle componenti principali (PCA)

L'Analisi delle Componenti Principali è stata effettuata su una matrice $m \times n$ in cui le m righe rappresentano i punti-campione (data e stazione di campionamento) mentre le n colonne sono i parametri considerati nell'analisi (ossigeno disciolto, salinità, chl-a, temperatura dell'acqua). Le etichette dei punti campione riportati nel grafico di ordinamento (fig. 83), sono state costruite seguendo lo stesso criterio utilizzato per le analisi del benthos (analisi multivariata, pag.29) ma con la sigla del mese che precede quella dell'anno.

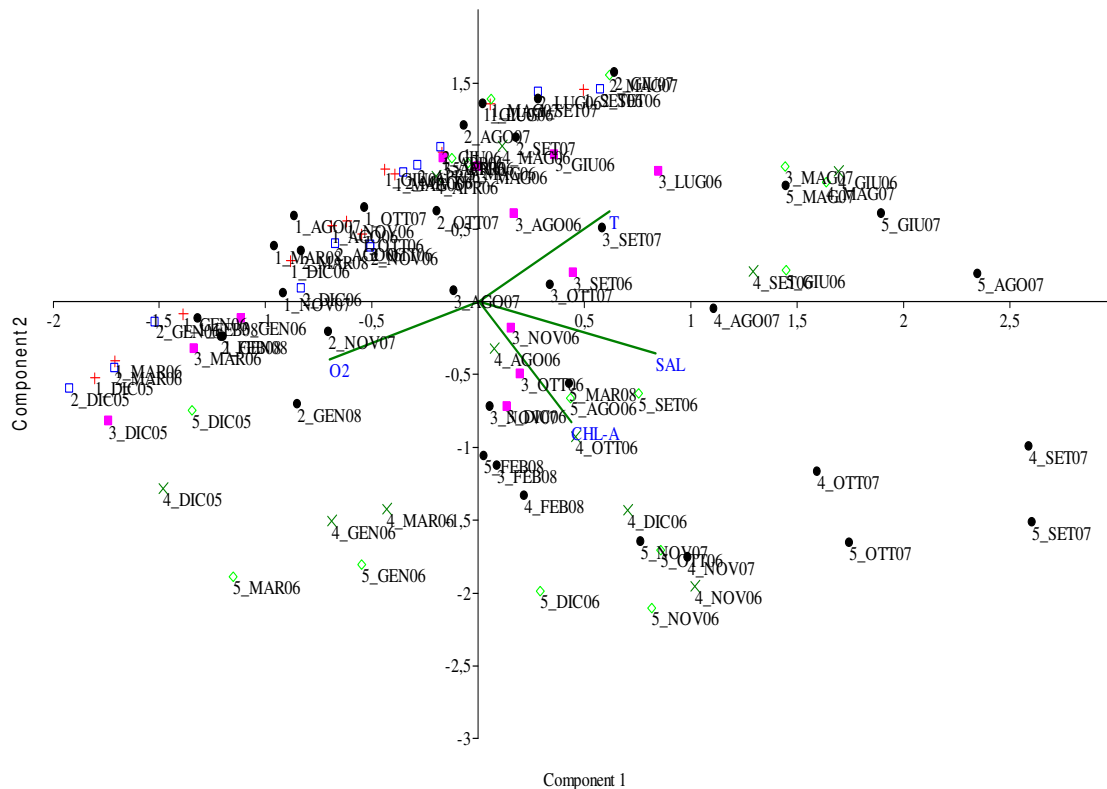


Fig. 83 - Analisi delle componenti principali.

Il 78% circa della varianza totale è spiegata dai primi due assi, in particolare il primo asse (component 1) spiega il 43,9% della varianza totale, il secondo (component 2) ne spiega il 34,04%. Quindi, il sistema può essere descritto quasi completamente in funzione di questi due assi.

Si può notare come una densa nuvola di punti sia concentrata nella parte in alto e a sinistra del grafico tanto da non riuscire a volte a distinguere le etichette dei campioni: sono i punti relativi alle stazioni 1 e 2. La stazione 3 si dispone per lo più nella parte centrale vicino al secondo asse, mentre i campioni delle stazioni 4 e 5 sono distribuiti prevalentemente nella parte bassa del grafico.

Osservando la disposizione dei vettori che rappresentano i parametri considerati, si può capire quale di essi definisca in modo più significativo la rappresentazione dei punti campione rispetto al piano. Importante è anche l'angolo che ognuno di essi forma con i due assi: più è piccolo tale angolo, più il relativo parametro influenza la distribuzione rispetto a quell'asse.

Rispetto al primo asse la salinità sembra essere il parametro che maggiormente influenza la distribuzione e separazione dei campioni. Anche l'ossigeno disciolto e la temperatura, sembrano influenzare questa distribuzione però l'angolo che essi formano con i due assi è di circa 45° : questo vuol dire che contribuiscono in modo omogeneo alla disposizione dei punti nello spazio rispetto alle due componenti che individuano i due assi. Inoltre i vettori ossigeno e temperatura sono opposti. La clorofilla-a è il parametro che maggiormente influenza la disposizione dei campioni rispetto al secondo asse seguita dalla temperatura.

Quindi, i punti campione sarebbero raggruppati, rispetto alla prima componente nel modo seguente: nella parte destra e in basso del grafico si trovano i campioni a salinità maggiore e con bassi valori di ossigeno, mentre nella parte in alto a destra i campioni a salinità elevate, temperature più alte e concentrazioni basse di ossigeno disciolto; nella parte in basso a sinistra si trovano le stazioni con valori maggiori di ossigeno, bassa salinità e temperatura mentre, in alto a sinistra e comunque vicino agli assi, si trova una nuvola di punti campione con salinità più basse.

Rispetto al secondo asse, i campioni sarebbero disposti principalmente in base alle loro biomasse (chl-a): i campioni con biomassa maggiore si trovano prevalentemente nella parte in basso a destra del grafico, mentre dalla parte opposta sono collocate le stazioni con valori bassi di biomassa fitoplanctonica.

Ora, considerando le coordinate dei singoli punti campione sul primo asse e rappresentandole in un grafico rispetto al tempo, si sintetizza la variabilità riscontrata dall'analisi delle componenti principali. L'ordinata di tale grafico è la componente 1, principalmente la salinità ma anche ossigeno e temperatura.

Per le stazioni 1 e 2, l'andamento rispetto a tali parametri è quasi ciclico ossia le condizioni finali (marzo 2008) rispetto alla componente 1 non sembrano discostarsi molto da quelle iniziali (dicembre 2005).

Per la stazione 3 il profilo tende a svilupparsi nella parte negativa del piano se consideriamo le condizioni iniziali, in quella positiva se consideriamo i campioni da giugno 2006 in poi. Anche le stazioni 4 e 5 hanno un profilo simile alla stazione 3 ma con delle variazioni rispetto alla componente 1 più evidenti e marcate. Per queste due stazioni la differenza tra le condizioni iniziali e finali è maggiore rispetto alle altre stazioni e ciò può essere ricondotto alla rapidità e ampiezza con cui variano i parametri esaminati.

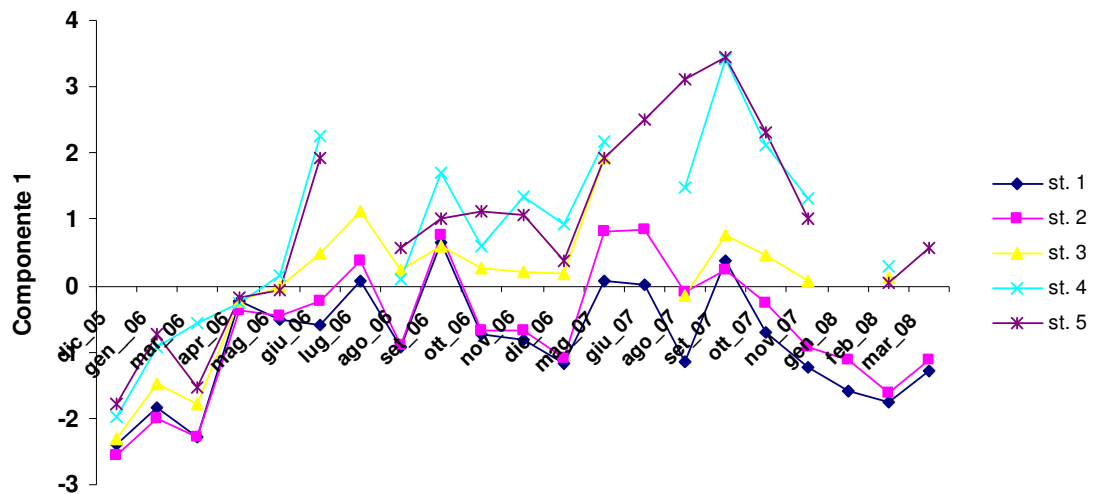


Fig. 84 - Andamento dei parametri delle stazioni di campionamento in funzione del tempo e del primo asse (43,9% della varianza) risultante dalla PCA.

Lo stesso si può fare considerando la componente 2, a cui concorrono maggiormente la concentrazione di clorofilla-a e la temperatura. Rispetto a tale componente, le stazioni 1 e 2 mostrano un profilo quasi sovrapponibile che si sviluppa prevalentemente nella parte positiva del piano, ma con condizioni finali che ritornano ad essere simili a quelle iniziali. Per la stazione 3 l'andamento è simile, mentre le stazioni 4 e 5 mostrano marcate variazioni con valori positivi, massimi in primavera ed estate e valori negativi in inverno.

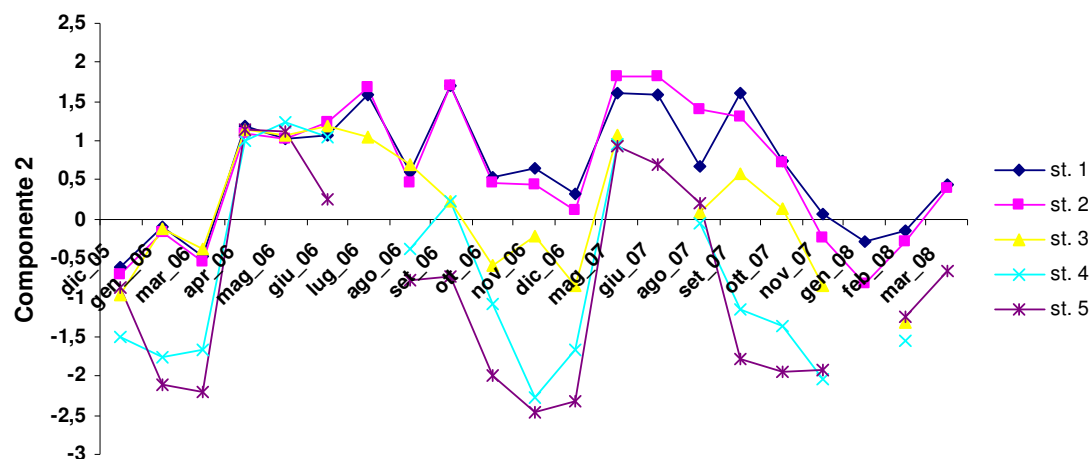


Fig. 85 - Andamento dei parametri delle stazioni di campionamento in funzione del tempo e del secondo asse (34,04 % della varianza) risultante dalla PCA.

5.6.2 Test di Mantel e analisi dei cluster

Per stimare il livello di similarità e quindi il grado di correlazione tra le stazioni indagate, è stato utilizzato il test di Mantel introdotto solo di recente in ecologia. Questo test lavora su due matrici di similarità o di distanze. L'ipotesi nulla è l'indipendenza tra le matrici esaminate. Tali matrici sono state costruite con i dati standardizzati dei parametri relativi ad ogni stazione e data di campionamento e basandosi sulle distanze euclinee tra i dati misurati ad ogni campionamento in ogni bacino. Le singole stazioni di campionamento sono state confrontate a coppie. I valori della statistica R di Mantel sono i seguenti:

	R	p
st 1 vs 2	0,8688	0
st 1 vs 3	0,7691	0
st 1 vs 4	0,5261	0
st 1 vs 5	0,5304	0
st. 2 vs 3	0,7608	0
st. 2 vs 4	0,6237	0
st. 2 vs 5	0,5483	0
st. 3 vs 4	0,5734	0
st. 3 vs 5	0,6143	0
st. 4 vs 5	0,7893	0

Tab. 18 - Valori della statistica R di Mantel e relativi valori della probabilità p associata.

I valori di p permettono di rigettare l'ipotesi nulla di indipendenza in tutti i casi.

I valori di R risultano abbastanza elevati in tutti i confronti considerati, quindi le serie storiche delle stazioni risultano analoghe, non sono indipendenti. Con i valori di R è stata costruita una matrice 5×5 su cui è stato fatto un clustering gerarchico utilizzando l'UPGMA algoritmo. Di seguito è riportato il dendrogramma relativo.

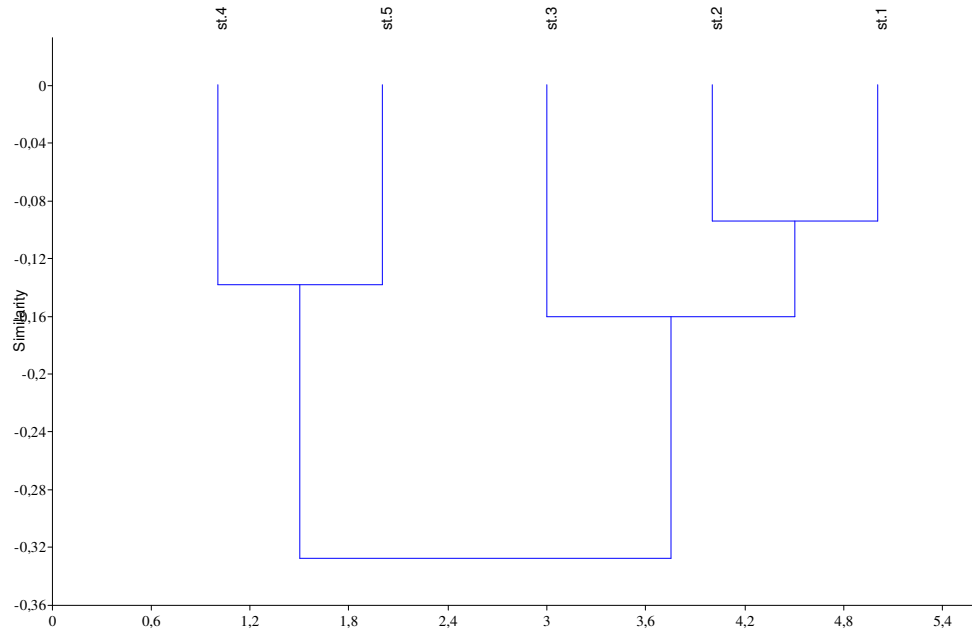


Fig. 86 - Dendrogramma ricavato attraverso il Test di Mantel applicato alle stazioni di campionamento

Dal dendrogramma si evince come maggior similarità ci sia tra le coppie di stazioni poste all'estremo nord della salina (st. 1 e 2) e quelle poste all'estremo opposto (sud) dell'impianto. La stazione 3 si pone in una situazione intermedia tra le due coppie, ma più vicina alle stazioni 1 e 2.

5.7 Analisi della biomassa zooplanctonica

Lo studio della biomassa zooplanctonica è stato effettuato nell'ambito di un lavoro più ampio che ha portato alla stesura di una tesi di dottorato discussa nel 2008 sullo studio della struttura del popolamento zooplanctonico delle Saline di Tarquinia (Silvestri, 2008). I dati di biomassa sono stati ripresi e rielaborati per poterne discutere l'andamento nello spazio e nel tempo anche in relazione a quanto rilevato sulla biomassa degli altri comparti trofici (benthos e fitoplancton).

Le stazioni indagate sono quattro e coincidono con le stazioni 1, 2, 3 e 5 campionate per benthos e fitoplancton. I mesi di studio, in totale, sono diciotto per le stazioni 1,3 e 5; per la stazione 2 sono dodici. L'arco di tempo in esame va dall'aprile 2006 a settembre 2008.

Stazione 1

Nella stazione 1 in tutto l'arco di tempo considerato i valori di biomassa si sono rivelati superiori alle altre stazioni di monitoraggio con un valor medio di $92,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il massimo valore è stato riscontrato nel mese di marzo 2007, il minimo a dicembre 2006 con $9,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'andamento nel tempo mostra marcate variazioni mensili con dei picchi massimi nei mesi primaverili o estivi e dei minimi invernali.

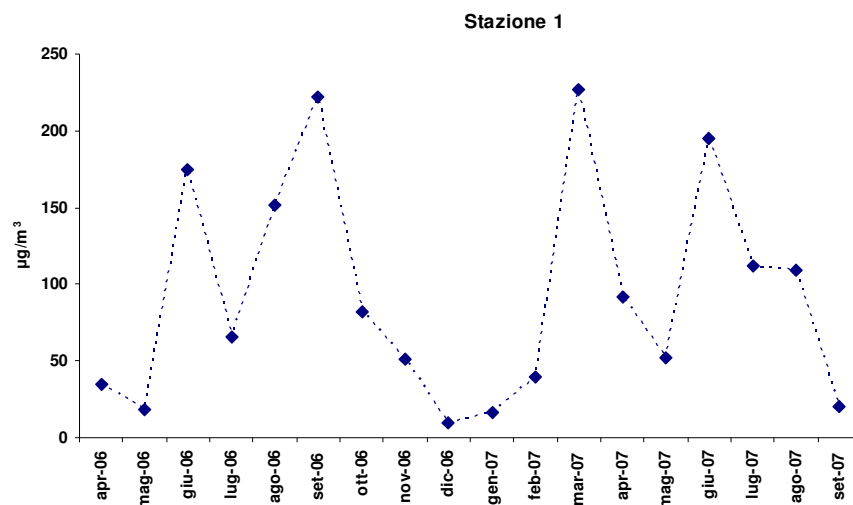


Fig. 87 - Andamento della biomassa zooplanctonica nella stazione 1

Stazione 2

Nella stazione 2 l'andamento nel tempo è decisamente decrescente e non esiste alcuna stagionalità: il picco massimo è stato registrato nel primo mese di indagine ed è pari a $62,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, il minimo nell'ultimo mese ossia a settembre 2007 con $2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il valor medio è pari a $17,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ decisamente inferiore a quello della stazione 1.

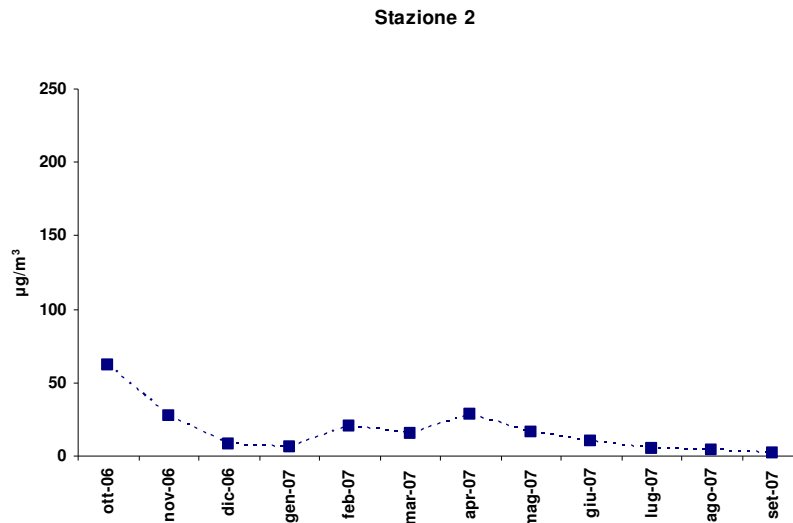


Fig.88 - Andamento della biomassa zooplanctonica nella stazione 2

Stazione 3

La stazione 3 mostra valori di biomassa zooplanctonica nel complesso inferiori alle stazioni 1 e 2. Il massimo valore è stato registrato ad aprile 2007 con $26,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mentre il valor minimo nel mese di agosto 2006 con $1,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il valor medio osservato è pari a $12,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nei mesi di giugno e luglio 2006 non è stato possibile campionare in questo bacino a causa della bassa profondità della colonna d'acqua, al di sotto dei 25 cm, che non ha permesso di effettuare un campionamento quantitativo. In questo periodo le vasche situate nella zona sud della salina, non ricevevano acqua in quanto la circolazione era stata momentaneamente sospesa per permettere i lavori di ripristino e restauro di alcuni argini. Solo alla fine dell'estate, coincisa anche con la fine dei lavori del Life, acqua di mare è stata di nuovo mandata nel settore sud.

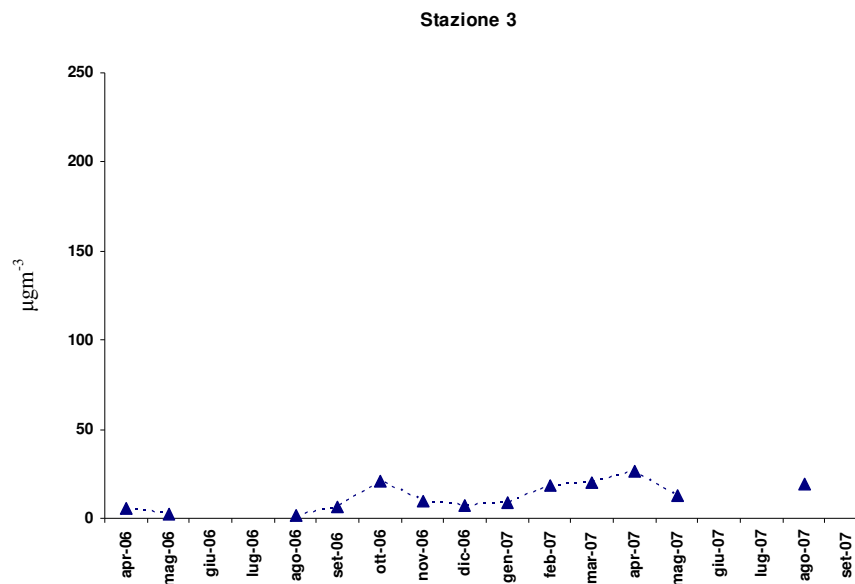


Fig. 89 - Andamento della biomassa zooplanctonica nella stazione 3.

Stazione 5

L'ultima stazione indagata è la stazione 5 che ha fatto registrare i valori più bassi di biomassa ma anche di densità e numero di taxa zooplanctonici (Silvestri, 2008).

Il massimo valore è stato registrato nel mese di aprile 2006, pari a $49,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$, il minimo a settembre 2006 con $1,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il valor medio è pari a $13,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Anche in questa vasca, come nella stazione 3, nei mesi estivi non è stato possibile effettuare il campionamento per la presenza di una colonna d'acqua troppo bassa per poter utilizzare il retino. Per quel che riguarda l'andamento nel tempo, si possono rilevare dei valori massimi in primavera e, se si esclude il campione di settembre 2006, valori minimi in inverno.

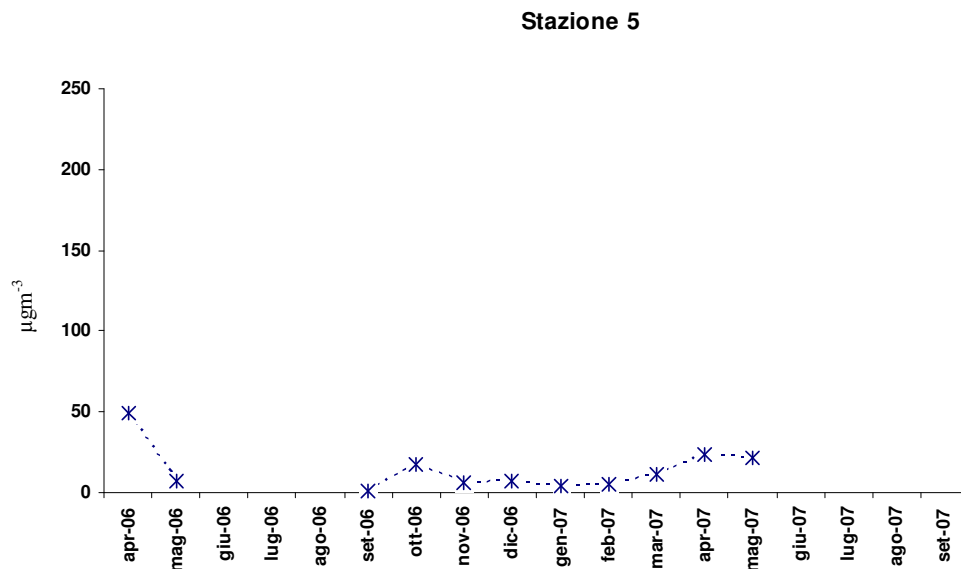


Fig. 90 - Andamento della biomassa zooplanctonica nella stazione 5

Considerando tutte le stazioni oggetto di studio, si può costruire un grafico (Fig. 91) che ne evidenzia contemporaneamente l'andamento nel tempo. È evidente come i valori osservati nella stazione 1 presentino una maggior variabilità e siano nettamente superiori agli altri bacini in esame; le stazioni 2, 3 e 5 nel complesso hanno un andamento paragonabile e una variabilità meno pronunciata.

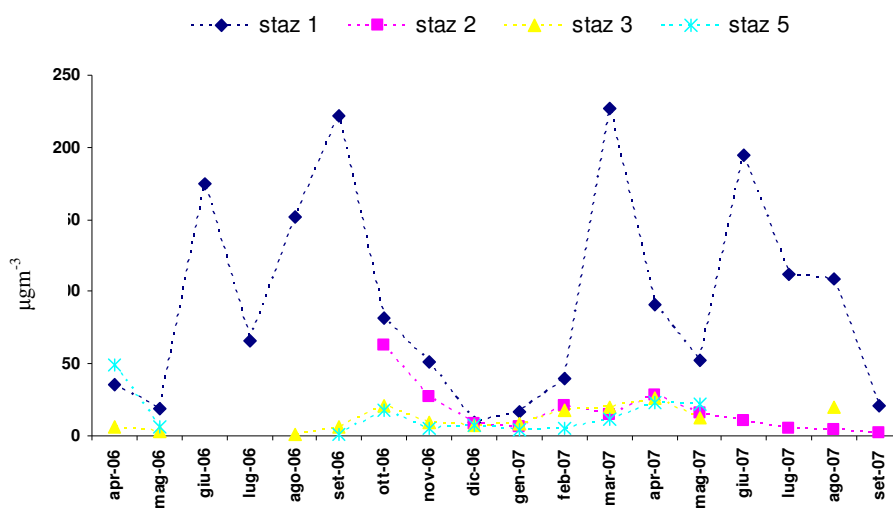
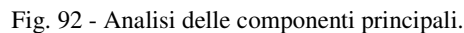


Fig. 91 - Andamento della biomassa zooplanctonica nelle quattro stazioni in studio.

L'analisi delle componenti principali permette anche in questo caso di ordinare i punti campione in relazione alle variabili prese in considerazione: ossigeno disciolto, salinità, temperatura dell'acqua e biomassa zooplanctonica.

La varianza totale spiegata dalle prime due componenti è pari al 68% con il primo asse che ne spiega il 40% circa, il secondo il 28%.



101

campioni con valori elevati di biomassa zooplanctonica e bassa salinità si trovano nella parte alta e destra della figura e corrispondono alla stazione 1. Dalla parte diametralmente opposta, si trovano i campioni a salinità maggiore e con bassi valori di biomassa zooplanctonica che corrispondono per lo più alle stazioni 3 e 5. Anche la temperatura definisce il primo asse: nella parte destra del grafico si trovano i campioni estivi o primaverili mentre a sinistra quelli relativi alle stagioni invernale ed autunnale.

Rispetto al secondo asse, il parametro che maggiormente influenza la distribuzione dei punti è l'ossigeno disciolto: i campioni con valori elevati di questo parametro si trovano nella parte alta e sinistra del grafico, in posizione diametralmente opposta a quelli con temperature elevate.

Se si considerano le coordinate dei singoli punti campione sul primo asse e si rappresentano in un grafico rispetto al tempo, si sintetizza la variabilità riscontrata dall'analisi delle componenti principali.

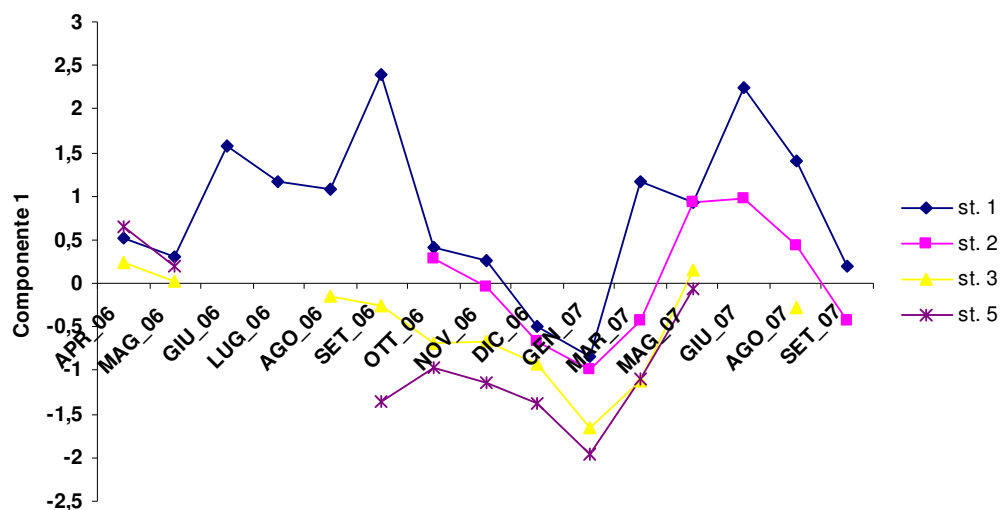


Fig. 93 - Andamento dei parametri delle stazioni di campionamento in funzione del tempo e del primo asse (40% varianza) risultante dalla PCA.

L'ordinata è la componente 1, principalmente la biomassa zooplanctonica, la salinità ma anche la temperatura. Il profilo relativo alle stazioni 1 e 2, seppur i dati per la stazione 2 non coprano tutto il periodo di indagine, è simile: si svolgono prevalentemente nella parte positiva, con un minimo nella parte negativa nei mesi invernali del 2007. Questo picco minimo caratterizza anche le altre stazioni indagate che però si sviluppano prevalentemente nella parte negativa del piano. Tutte le stazioni mostrano una certa variabilità nel tempo e se si

confrontano, laddove possibile, le singole stagioni o gli stessi mesi nei diversi anni, si nota una certa differenza piuttosto che una ciclicità. Considerando la componente 2, principalmente ossigeno disciolto, un picco massimo si riscontra in tutte le stazioni nei mesi invernali del 2007. I grafici delle stazioni 3 e 5 sono praticamente sovrapponibili e il loro andamento nel tempo sembra rispecchiare quello delle altre due stazioni.

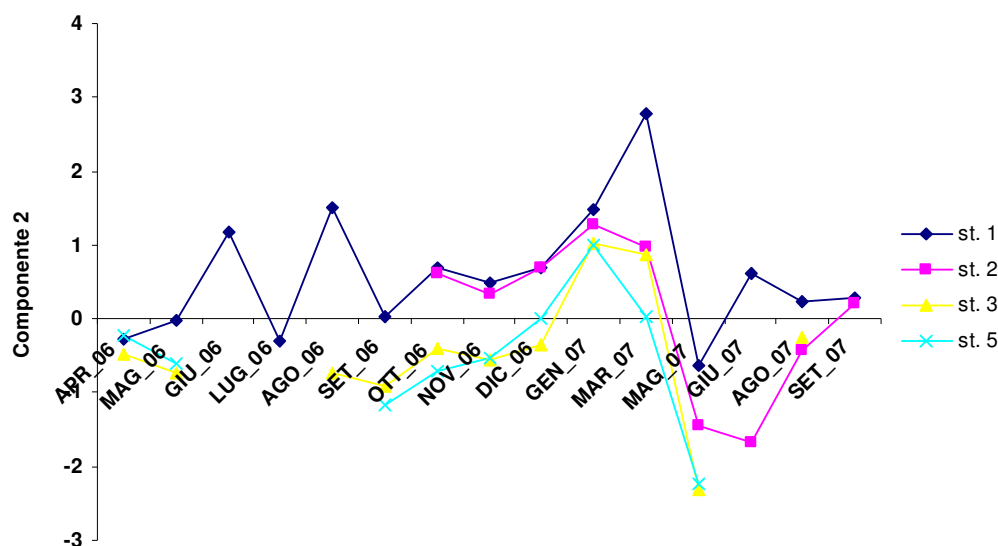


Fig. 94 - Andamenti dei parametri delle stazioni di campionamento in funzione del tempo e del secondo asse (28% varianza) risultante dalla PCA.

5.7.2 Test di Mantel e analisi dei cluster

Anche in questo caso per stimare il livello di similarità e quindi il grado di correlazione tra le stazioni indagate, è stato utilizzato il test di Mantel.

I valori della statistica R di Mantel con i relativi valori di probabilità associata sono riportati in tabella.

	R	p
St. 1 vs 2	0,4944	0,0096
St. 1 vs 3	0,362	0,02
St. 1 vs 5	0,3349	0,1174
St. 2 vs 3	0,2732	0,0664
St. 2 vs 5	0,105	0,256
St. 3 vs 5	0,6004	0,0052

Tab. 19 - Valori della statistica R di Mantel e relativi valori della probabilità p associata.

I valori di p permettono di rigettare l'ipotesi nulla di indipendenza solo nei casi st.1-2, 1-3, 3-5. Negli altri casi l'ipotesi nulla di indipendenza non può essere rigettata.

Con i valori di R è stata costruita una matrice 4 x 4 su cui è stato fatto un clustering gerarchico utilizzando l'UPGMA algoritmo.

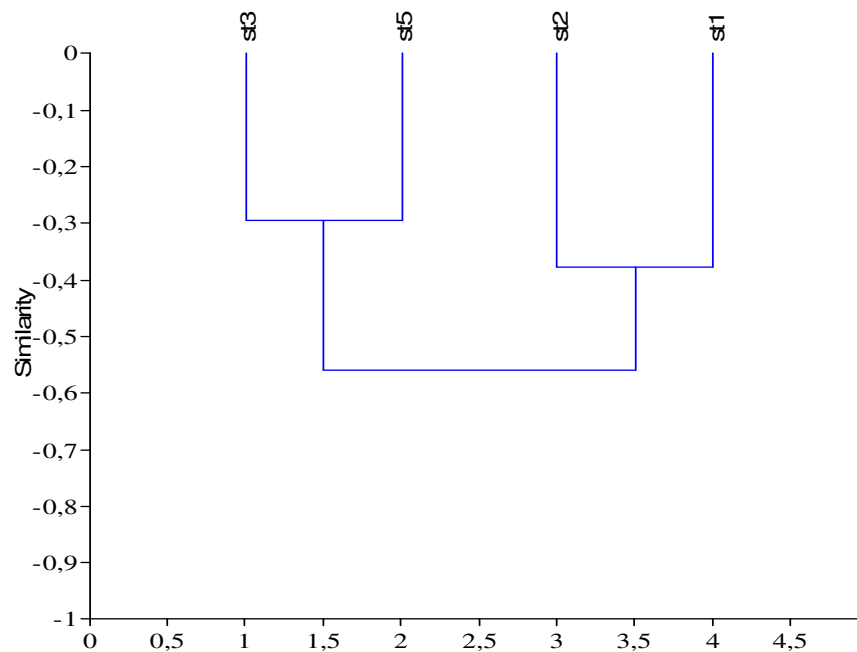


Fig. 95 - Dendrogramma ricavato attraverso il Test di Mantel applicato alle stazioni di campionamento

Anche in questo caso le stazioni sono state raggruppate in relazione alla loro posizione nello spazio: le stazioni 1 e 2 formano un gruppo distinto dalle stazioni 3 e 5.

6. DISCUSSIONI

6.1 Struttura della comunità bentonica nel 2006-2007

Nel corso delle due campagne di monitoraggio del 2006 e 2007 è stato possibile raccogliere dati relativi alla struttura e dinamica della comunità macrozoobentonica i quali mostrano come essa sia costituita da specie ad ampia valenza ecologica, tipiche di ecosistemi salmastri e in particolare di ambienti costieri iperalini. Il numero di taxa raccolti è piuttosto basso e alcuni dominano nettamente in termini di abbondanza rispetto ad altri: nel 2006 sono stati raccolti 25 taxa, nel 2007 invece 23. Questo numero è confrontabile con quello riscontrato in ambienti simili come i fondali fangosi privi di vegetazione della laguna di Ria Formosa (Sprung, 1994) in cui sono stati raccolti 25 taxa, Valle Smarlacca (Valli di Comacchio) in cui ne sono stati raccolti 28 (Ponti *et al.*, 2007) o la Baia di Cadice in Spagna dove sono stati rinvenuti 29 taxa (Arias & Drake, 1994); risulta invece inferiore ai 106 raccolti nella vicina laguna di Orbetello (Lardicci *et al.*, 2001) o alle 53 specie raccolte nella Laguna di Lesina che però rispetto alle Saline di Tarquinia presentano una estensione maggiore e un minor grado di confinamento.

La maggior ricchezza specifica è stata osservata nelle stazioni 1 e 2 mentre la comunità bentonica è risultata fortemente semplificata nelle stazioni poste lontano dal canale d'ingresso dell'acqua marina. Il numero di taxa decresce in modo significativo andando dalla stazione 1 alla stazione 5. Nell'area Sud l'indice di ricchezza specifica di Margalef, risulta sempre notevolmente inferiore a quello registrato nell'area Nord. L'Evenness invece mostra, nelle stazioni Sud, valori più elevati che nelle altre vasche: ciò indica che gli organismi sono più equamente distribuiti tra le specie presenti che solitamente in tale area, sicuramente più disturbata e con condizioni estreme, sono in numero estremamente ridotto. Alti valori dello stesso indice sono stati riscontrati anche in siti disturbati del Georges Bank (Collie *et al.*, 1997).

Le specie raccolte possono essere ricondotte a tre principali raggruppamenti che, come osservato da diversi autori, caratterizzano questi ambienti: specie opportuniste, specie salmastre e specie marine.

Tra le specie salmastre, tipiche di ambienti lagunari, che godono di una spiccata eurialinità ed euritermia, sono stati rinvenuti i Molluschi bivalvi *Abra ovata* e *Cerastoderma glaucum* e il gasteropode *Hydrobia spp.*. Questi caratterizzano principalmente la comunità bentonica delle

stazioni situate nella zona Nord della salina anche se sono state ritrovate nella stazione 3 situata lungo la linea di costa ma più a sud, con abbondanze inferiori alle stazioni 1 e 2; abbondanze che sono andate riducendosi in questa stazione, in alcuni casi notevolmente, da giugno 2006 a dicembre 2006. *Cerastoderma glaucum* in particolare, nel mese di giugno 2006, ha fatto registrare la sua presenza anche nelle stazioni 4 e 5 ossia quelle situate più a sud: questo potrebbe essere legato al fatto che giugno è il periodo successivo alla metamorfosi larvale e probabilmente le larve pelagiche sono state trasportate dalle correnti d'acqua fino a questa zona. Dopo l'estate però non sono stati più raccolti esemplari di questa specie nella stessa area.

Queste tre specie di molluschi sono solitamente raccolti in ambienti come questo, dove possono rappresentare le specie più abbondanti. Sono state raccolte in Valle Smarlacca dove *Abra ovata* è risultata essere la specie più abbondante tra i bivalvi e *Hydrobia spp.* la più rappresentata tra i gasteropodi (Ponti *et al.*, 2007), nella Pialassa Baiona (Ravenna) dove *Hydrobia* sp. domina in termini di abbondanza (Ponti *et al.*, 2005), nella Laguna di Orbetello (Lardicci *et al.*, 2001), nella baia di Cadice in Spagna (Arias & Drake, 1994).

Tra i Crostacei tipici di ambienti salmastri sono stati rinvenuti gli anfipodi *Corophium insidiosum* e *Gammarus aequicauda*.

Corophium insidiosum è l'anfipode più diffuso nelle lagune italiane (Taramelli, 1986); è stato sempre rinvenuto nelle Saline di Tarquinia nel decennio 1997-2007 e quasi esclusivamente nelle stazioni 1 e 2. È stato ritrovato anche nelle Valli di Comacchio (Mistri *et al.*, 2000; Ponti *et al.*, 2007) dove, in uno studio del 2005 (Munari *et al.*, 2003), è risultato assente nella Valle Magnavacca caratterizzata dalla presenza di *Ruppia cirrhosa* e da afflusso occasionale di acque dolci provenienti dal fiume Reno; nella laguna di Orbetello (Lardicci *et al.*, 2001) dove ha fatto registrare abbondanze elevate nei mesi estivi, nella Pialassa Baiona dove domina in termini di abbondanza (Ponti *et al.*, 2007). Anche *Gammarus aequicauda* ha fatto registrare la sua presenza in questi siti.

Tra gli Anellidi tipici di acque salmastre si ricorda la specie *Nainereis laevigata*. La sua presenza è confinata ai bacini Nord e con densità poco elevate. Nelle campagne di campionamento precedenti il 2006, questo polichete era presente con abbondanze limitate ed è scomparsa totalmente dopo l'evento alluvionale del dicembre 2004. È stata rinvenuta anche nella laguna di Lesina sia su substrati duri che su fondo molle (Marzano *et al.*, 2003).

Le specie marine risultano le meno rappresentate in termini di abbondanza in queste due campagne di monitoraggio e la loro presenza veniva definita scarsa negli studi condotti in

precedenza (Blasi, 2006). La loro distribuzione in questi ambienti avviene in base al gradiente di salinità (Carrada & Fresi, 1988); nelle Saline di Tarquinia risultano presenti solo nell'area Nord dove la salinità varia da un minimo di 35‰ ad un massimo di 58‰; queste specie hanno solitamente uno stock che dipende dalle biocenosi bentoniche delle acque costiere adiacenti, come affermato da Cognetti (1994).

Tra queste specie si annoverano: i Molluschi gasteropodi *Nassarius corniculus* e *Haminoea* sp.; quest'ultima è stata rinvenuta anche nella Valle Smarlacca (Ponti, 2000) e nella Laguna di Orbetello (Rossi & Lardicci, 1995); i policheti *Perinereis cultrifera* e *Armandia cirrhosa* ritrovata, quest'ultima, nella Laguna di Orbetello e nello stagno salmastro di Acquatina dove si è osservato un decremento di abbondanza in risposta ad una diminuzione della salinità da 40‰ a 23-29‰ (Giangrande & Rubino, 1994); infine si segnala anche la presenza del crostaceo isopode *Idotea baltica*.

Il terzo gruppo di specie rinvenute è quello delle specie opportuniste che prevalgono sulle altre nella comunità macrozoobenthonica delle Saline di Tarquinia e che solitamente compaiono dopo un evento di disturbo. Si tratta di taxa ad ampia valenza ecologica, caratterizzati da alto tasso riproduttivo e scarsa capacità competitiva (Blasi, 2006), presenti nei sedimenti ad alto contenuto organico (Mistri *et al.*, 2000), con grande capacità di dispersione e ciclo vitale breve (Cognetti, 1999); sono considerati tipici di habitat pesantemente disturbati (Pearson & Rosenberg, 1978) e con ridotta tensione di ossigeno (Gray *et al.*, 2002).

Tra i Molluschi si segnala il bivalve *Abra ovata*, ritrovato frequentemente in ambienti simili a questo, tra gli Artropodi le larve di Chironomidi e gli Oligocheti, tra gli Anellidi i policheti *Spio decoratus* e *Capitella capitata*, taxa caratterizzati da opportunismo in senso stretto (Munari *et al.*, 2003).

Le specie opportuniste sono presenti nell'area Nord delle saline, ma abbondano nelle stazioni più lontane dall'ingresso dell'acqua marina, quelle più a Sud, dove le comunità risultano dominate dalle larve di Chironomidi.

Per quel che riguarda le categorie trofiche, si ritrovano principalmente specie detritivore: tra i Molluschi il bivalve *A. ovata* e il gasteropode *Hydrobia* spp, tra gli Artropodi i crostacei *I. baltica* e *C. Insidiosum*; tra gli Anellidi il polichete *S. decoratus* e gli Oligocheti. Tra i limivori si ricordano le larve di Chironomidi. Sono presenti anche specie erbivore, come il gasteropode *C. vulgatum*, il polichete *P. cultrifera*, i crostacei *G. aequicauda* e *Microdeutopus* sp. e specie limivore come i policheti *N. laevigata* e *C. capitata*. Tra i

sospensivori, che si osservano quando le condizioni ecologiche sono meno severe (Munari *et al.*, 2003), si ricorda il bivalve *C. glaucum*. La presenza di sospensivori ed erbivori pascolanti dimostra di essere un vantaggio per il metabolismo di un ecosistema che risulta funzionalmente più diversificato, poiché non si basa solo sulla catena del detrito ma anche su quella del pascolo (Baird & Ulanowicz, 1993).

Le analisi multivariate condotte sui dati di abbondanza hanno permesso di esaminare le relazioni con altri parametri (ambientali e non) e di descrivere la distribuzione spaziale e l'andamento temporale della comunità bentonica. In tutte le analisi condotte risulta chiara l'esistenza di un gradiente di tipo spaziale, di confinamento/vivificazione con il gruppo delle stazioni 1 e 2 nettamente distinte dal gruppo 3, 4 e 5. Questi due gruppi rappresentano i poli estremi di una comunità che va progressivamente riducendosi in termini di diversità dall'area Nord all'area Sud delle Saline. Questo andamento nello spazio è stato osservato anche in altri ambienti simili dove sembra che un ruolo di primaria importanza nella regolazione della struttura di comunità sia attribuibile all'azione di confinamento (Mistri *et al.*, 2000).

Nell'area Nord in effetti, si osserva sempre il massimo numero di taxa ma anche la presenza sia di specie salmastre che opportuniste e marine. Queste ultime sono praticamente assenti nei bacini più interni. Nella vasca 1 a diretto contatto con l'ingresso di acqua marina sono presenti specie rappresentative di tutti i phyla rinvenuti, dai Molluschi agli Anellidi Policheti ed Oligocheti, ai Crostacei e larve di insetti mentre all'estremo opposto nella zona più lontana dalla Foce di Ponente, sono presenti quasi esclusivamente larve di insetto. Dai risultati dell'analisi canonica delle corrispondenze si è potuto evidenziare che salinità e clorofilla-a sono i due parametri che maggiormente influenzano la distribuzione spaziale dei patterns del macrozoobenthos: questi parametri aumentano verso la zona Sud della salina creando condizioni sempre più estreme.

Inoltre la struttura delle comunità bentoniche nelle prime due vasche è influenzata anche dalla cospicua presenza di fanerogame quali *Ruppia spp.* (Tesei, 2006): si tratta di angiosperme perenni che tollerano grandi sbalzi di salinità e variazioni del livello dell'acqua.

Queste fanerogame, riducono l'idrodinamismo, costituiscono substrato per epibionti e offrono col loro intricato apparato epigeo protezione alla predazione a molte specie vagili (Ponti M., 2000).

Dal punto di vista temporale si possono riscontrare variazioni stagionali con massimi di diversità e abbondanza nei mesi primaverili e nella prima estate, mentre valori minimi sono

stati riscontrati in tarda estate e in inverno nella maggior parte delle stazioni di campionamento, in accordo con altri studi condotti in ambienti confinati.

Per quel che riguarda la stima della biomassa della comunità macrozoobenthonica, essa presenta delle variazioni spaziali e temporali che riflettono l'andamento delle abbondanze. Anche per la biomassa totale le stazioni dell'area Nord mostrano valori complessivamente superiori rispetto alla zona Sud. Non solo, il contributo di ciascuna specie alla biomassa totale è diverso relativamente ai bacini Nord e Sud. I taxa che maggiormente contribuiscono alla biomassa totale nell'area Nord sono Molluschi bivalvi e gasteropodi. In particolare nella stazione 1 i Molluschi contribuiscono con una percentuale pari a 59,4% nel 2006 e 40,4% nel 2007. Nel 2007 in questa stazione risultano aumentate rispetto all'anno precedente le percentuali di Molluschi gasteropodi, dei Policheti, dei Crostacei e degli Oligocheti, mentre sono diminuite quelle relative a Molluschi bivalvi e larve di Chironomidi.

Nella stazione 2 in entrambe le campagne di monitoraggio il maggior contributo alla biomassa totale è dato dai Molluschi bivalvi (35,8% nel 2006 e 53,4% nel 2007); si tratta di organismi a vita relativamente lunga e a lenta crescita e per questo 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)

Nel 2007 rispetto al 2006 le variazioni più evidenti sono a carico dei Molluschi, con un aumento della percentuale, e delle larve di Chironomidi ed Oligocheti con una netta diminuzione percentuale (dal 29% al 16% per le prime, dal 20% al 13% per i secondi).

Larve di Chironomidi e *Cerastoderma glaucum* sono le due specie che maggiormente hanno influito sulle biomasse totali. Le larve di Chironomidi in modo particolare nelle stazioni più interne, a maggior grado di confinamento e dove la vegetazione è assente. Elevate biomasse di queste larve in bacini privi di vegetazione sono state osservate anche in Valle Smarlacca, nelle Valli di Comacchio, dove sono anche descritte tra i taxa che maggiormente contribuiscono alla biomassa in tutti i siti di campionamento e per tutto il periodo di studio (Ponti, 2007). Anche nella baia di Cadice, in Spagna, esse risultano tra i taxa con maggior biomassa. Inoltre, anche qui, nei siti a più alto ricambio idrico il maggior contributo è dato da Molluschi bivalvi e gasteropodi, mentre nel sito a minor ricambio e più lontano dalle chiuse dominano le larve di Chironomidi e i ditteri in generale (Arias & Drake, 1994).

Cerastoderma glaucum è stato raccolto prevalentemente nelle stazioni 1 e 2 dove ha raggiunto i massimi valori di biomassa, valori che sono risultati crescenti a partire dai mesi invernali fino a giugno e decrescenti da agosto a dicembre.

L'andamento temporale della biomassa bentonica, mostra massimi valori nei mesi primaverili e all'inizio dell'estate, valori minimi in tarda estate e in inverno. In particolare il mese di giugno ha fatto registrare i massimi valori di biomassa in tutte le stazioni tranne la stazione 5 che ha un picco nel mese di aprile.

In questo tipo di ambienti la stagione estiva rappresenta un momento delicato con crisi ipossiche che vedono la loro massima espressione alla fine di questa stagione, quando generalmente, la comunità bentonica ha un aspetto di maggior omogeneità tra i siti come conseguenza di una riduzione globale nelle abbondanze, nella biomassa e nella ricchezza specifica (Ponti, 2007).

L'analisi statistica multivariata (PCO) condotta sui dati di biomassa, conferma l'esistenza di un gradiente di confinamento/vivificazione ordinando rispetto al primo asse, i punti campione delle stazioni 1 e 2 dalla parte opposta delle stazioni 3, 4 e 5. Allo stesso modo viene confermata la separazione dei campioni in base a fluttuazioni stagionali sul secondo asse: il gruppo dei campioni fine estate-inverno e quello dei campioni della primavera.

6.2 Comunità macrozoobenthonica delle Saline di Tarquinia: confronto di lungo periodo.

Uno degli obiettivi principali del presente lavoro era quello di descrivere la struttura e dinamica della comunità macrozoobenthonica al fine di valutare le condizioni ecologiche dell'area in relazione ad una serie di eventi che hanno interessato le Saline di Tarquinia nel decennio 1997-2007: la chiusura dell'impianto (1997), l'alluvione (2004) e gli interventi di recupero del progetto Life-Natura (2003-2006). A tal scopo sono stati confrontati i dati relativi a diverse campagne di monitoraggio effettuate in questo periodo, in modo da evidenziare l'evoluzione temporale della comunità in particolar modo tra il periodo pre-Life (1997-2005) e quello post-Life (2006-2007). Già negli studi condotti nel 1997, quando l'impianto era in procinto di chiudere, la comunità macrozoobenthonica risultava semplificata con un numero di specie pari a 21 (Blasi, 1998) che si sono poi ridotte a 16 nel 2001 (Bramucci, 2002) ossia a cinque anni dall'interruzione delle attività produttive. Nel 2003/2004 i taxa rinvenuti erano 14 per poi scendere a 13 nel 2005, dopo l'evento alluvionale. Si è assistito perciò ad un netto calo di biodiversità in concomitanza con la chiusura dell'impianto e il quasi totale abbandono delle strutture ed infrastrutture con conseguente riduzione del ricambio idrico e aumentato tasso di sedimentazione che probabilmente ha

diminuito la concentrazione di ossigeno disponibile nel substrato (Saraga, 2006). A ciò si è aggiunto l'evento alluvionale che ha contribuito negativamente all'evoluzione della comunità bentonica: il taxon degli Anellidi risultava completamente scomparso nel 2005 (Saraga, 2006).

Gli studi condotti nel 2006/2007 ossia subito dopo gli interventi di risanamento ambientale del progetto Life – Natura mostrano un'inversione di tendenza con i 25 taxa del 2006 e i 23 del 2007. In particolare specie mai rinvenute in precedenza in questo ambiente, sono state osservate nel periodo post – Life. Tra queste si ricordano i policheti *Ophyodromus pallidus* considerato specie marina, *Armandia cirrhosa* tipica di ambienti salmastri, due taxa di crostacei, *Erichthonius punctatus* e *Microdeutopus sp.* e i molluschi marini *Haminoea sp.* e *Nassarius costulatus*. Inoltre, esemplari del genere *Mytilaster*, ritrovati in precedenza solo nel 1997, sono stati rinvenuti nuovamente nel 2007. Da notare anche l'incremento numerico di alcuni taxa marini come il polichete *Perinereis cultrifera* e il mollusco gasteropode *Nassarius corniculus* che nel 2005 non era mai stato rinvenuto.

L'analisi della varianza ha confermato la significatività delle differenze nel numero di taxa raccolti nei diversi anni nelle stazioni 1 e 2 ossia quelle direttamente interessate dalle opere di dragaggio e sempre campionate nel decennio in esame.

Pearson & Rosemberg (1978) affermano che habitat non disturbati presentano comunità bentoniche caratterizzate da elevati valori di ricchezza specifica, perciò il “numero di taxa” rappresenta un parametro delle comunità macrozoobentoniche particolarmente indicativo dello stato di salute di un ambiente salmastro (Gagliardi, 2008). Lo stesso indice di Margalef, indice di ricchezza specifica, mostra differenze significative tra il periodo immediatamente precedente i lavori del progetto e quello successivo.

D'altra parte si è osservato che i taxa opportunisti che solitamente vengono indicati come tipici di fasi di disturbo, continuano a caratterizzare la comunità macrozoobenthonica anche dopo gli interventi di risanamento ambientale, aumentando la loro consistenza numerica. Questo però è stato osservato anche nella Laguna di Orbetello nel 1999 dove il recupero dell'habitat è stato attribuito principalmente a specie opportuniste (Lardicci *et al.*, 2001). Policheti opportunisti, tra cui *Capitella capitata* che gioca un ruolo importante come specie pioniera (Tagliapietra *et al.*, 1998), dominano nelle prime fasi di recupero anche in Palude della Rosa.

L'abbondante presenza di organismi opportunisti garantisce comunque la possibilità di ricolonizzazione (Mistri *et al.*, 2000; Munari *et al.*, 2003). Le specie opportuniste sono infatti

le prime ad occupare un habitat dopo un evento di disturbo e, una volta giunte in un sito sono in grado di modificarne la struttura del sedimento e renderlo idoneo all'arrivo di altre specie, favorendo così una maggior diversificazione e strutturazione delle comunità (Munari *et al.*, 2003).

L'analisi dell'andamento della densità mostra un incremento notevole negli anni 2006-2007 rispetto ai precedenti, legato principalmente alla ricolonizzazione dell'ambiente da parte delle specie opportuniste e quindi alle conseguenze delle loro strategie adattative (Mistri *et al.*, 2000; Munari *et al.*, 2003). L'analisi della varianza ha evidenziato la significatività delle differenze osservate in quasi tutti i confronti tra gli anni pre-Life e post-Life.

L'andamento dell'indice di Evenness non mostra una tendenza evidente all'aumento ma essendo un indice di equiripartizione ciò è comprensibile se si pensa che nella fase di ricolonizzazione ci sono specie, soprattutto opportuniste, rappresentate da molti individui, e altre rare. È il caso delle specie marine che seppur sono aumentate in numero dopo gli interventi del Life, non mostrano valori di densità consistente. Differenze significative sono state riscontrate tra il 2003, il 2005 e il periodo post-Life.

Nella Laguna di Calich in Sardegna, immediatamente dopo le opere di dragaggio, si è osservato un lieve incremento nell'evenness, da attribuire alla riduzione nel numero di individui appartenenti alle specie altamente ridondanti (Chessa *et al.*, 2007).

L'analisi multivariata (nMDS) condotta sui dati di abbondanza relativi alle stazioni 1 e 2 dal 1997 al 2007, ha confermato l'esistenza di una contrapposizione tra il 2006/2007 e il 2005 che formano gruppi distinti e ben separati. Ciò è imputabile alla diversa ricchezza specifica e alle fluttuazioni nelle abbondanze delle specie rinvenute. In effetti nel periodo pre-Life il numero di specie si era ridotto progressivamente e notevolmente fino a 13 taxa osservati, tra il 2006 e 2007 ne sono stati raccolti 26, ossia il doppio. La procedura SIMPER ha permesso di individuare i taxa che hanno contribuito maggiormente a questa contrapposizione: si tratta di larve di Chironomidi, Oligocheti e alcune specie di Policheti tra cui specie marine che hanno fatto registrare un incremento nel numero di individui raccolti nel 2006/2007.

Infine il test non parametrico ANOSIM ha permesso di fare delle osservazioni riguardo all'evoluzione delle cinque stazioni esaminate. Dai risultati si evince che le stazioni sono mutate nel tempo ma le differenze principali sono state registrate tra le singole stazioni, a conferma dell'esistenza di un gradiente di confinamento e salinità che da sempre ha giocato un ruolo determinante nella strutturazione della comunità bentonica in questo, ma anche in

altri ambienti simili. Nei confronti a coppie tra stazioni, le differenze significative sono da ascrivere ai casi in cui si paragonano le serie storiche delle stazioni dell'area Nord (1 e 2) a quelle dell'area Sud (3, 4, 5).

Opere di risanamento ambientale e di dragaggio sono state condotte anche in altre lagune costiere italiane. Nella laguna di Calich le operazioni di dragaggio hanno avuto un breve impatto sulla fauna zoobentonica, in termini di composizione in specie e abbondanza: la comunità zoobentonica di questo ecosistema ha recuperato totalmente in soli 7 mesi.

Nella Laguna di Orbetello invece, dal 1994 al 1996 sono stati intrapresi degli interventi finalizzati ad un recupero della laguna compromessa da una severa eutrofizzazione che aveva colpito l'area negli anni 1992-1993. Il confronto della struttura della comunità macrozoobentonica tra il 1995 e il 1999, ha mostrato differenze nella composizione in specie e nei parametri strutturali nelle aree est ed ovest della laguna, a testimonianza di un chiaro recupero nel 1999. D'altra parte la dominanza di specie opportuniste e la riduzione dei parametri strutturali nella maggior parte della laguna, ha fatto concludere che questo bacino sei anni dopo le crisi anossiche era ancora in una fase di disturbo (Lardicci *et al.*, 2001).

6.3 Stima della biomassa planctonica

Altro scopo di questo lavoro era quello di effettuare una stima della biomassa fitoplanctonica e zooplanctonica al fine di avere una prima valutazione delle risorse trofiche dell'area e di evidenziarne l'andamento nel tempo e nello spazio, quindi il grado di similarità o dissimilarità tra le stazioni indagate.

Per quanto riguarda la biomassa fitoplanctonica stimata attraverso il metodo spettrofotometrico, i risultati hanno rilevato e confermato la suddivisione dell'impianto in due differenti zone: i bacini situati nell'area Nord e quelli dell'area Sud.

Nella zona Nord, coincidente con le stazioni 1 e 2 i valori di chl-a si sono mantenuti sempre al di sotto di quelli registrati nell'area Sud, ossia nelle stazioni 3, 4 e 5, rappresentative dei Vasi Grandi e Giochi di Mare, dove il grado di confinamento è maggiore, la salinità elevata, la profondità solitamente ridotta a pochi centimetri.

Nelle stazioni Nord, durante tutto il periodo esaminato, escludendo il campionamento di gennaio 2008 nella stazione 2, le concentrazioni di chl-a si sono mantenute al di sotto dei 10 µg/l. Nelle stazioni 4 e 5 invece, si sono registrati elevati valori della concentrazione di questo pigmento clorofilliano fino a circa 72 µg/l nella stazione 4. Valori così elevati sono stati

riscontrati anche nella laguna di Scardovari nel Nord Adriatico nella stazione di campionamento più lontana dal canale che connette la laguna con il mar Adriatico (Andreoli *et al.*, 1994). Anche in questa laguna si distinguono due gruppi di stazioni: quelle della zona più interna con elevati valori di densità e biomassa fitoplanctonica, e quelle della zona più esterna, maggiormente influenzata dal mare e dove sono stati registrati valori massimi più bassi.

Nella Sacca di Goro, la baia più meridionale del Delta del Po, valori intorno ai 60 µg/l, sono stati osservati nella zona orientale e più interna della Sacca (Colombo *et al.*, 1988).

Nello Stagnone di Marsala, in Sicilia, i valori di chl-a sono nettamente inferiori a questi ma, nella stazione più prossima al mare sono risultati mediamente più bassi di quelli registrati nelle stazioni di laguna piena proprio a dimostrazione delle sue peculiarità marine (Mazzola & Sarà, 1995).

Le elevate biomasse fitoplanctoniche associate a stazioni con salinità altrettanto elevate nelle Saline di Tarquinia, può essere spiegata se si considera che nei laghi salmastri la produzione di materia fitoplanctonica non è limitata dalla salinità, anzi, da studi su ambienti iperalini si è verificato che questi possono essere densamente popolati, come solo raramente avviene in acqua di mare e dolce.

Nelle Saline di Tarquinia si va quindi delineando un gradiente di tipo spaziale di concentrazione di chl-a con bassi valori di questo parametro nelle stazioni più prossime al canale d'ingresso dell'acqua marina e valori più alti nella zona più interna.

L'andamento nello spazio della biomassa fitoplanctonica si accorda con le dinamiche dei nutrienti almeno per quel che concerne il 2006; in un lavoro condotto in questo anno, si osserva infatti che i bacini più lontani dalla foce di Ponente, presentano valori di fosfati (fosforo e ortofosfati) e di azoto, più alti rispetto ai primi bacini soprattutto nei mesi invernali (Manciani, 2006).

Alle differenze spaziali può contribuire, oltre alla diversa disponibilità di nutrienti, anche la distribuzione non omogenea delle macrofite all'interno della salina: esse sono distribuite abbondantemente nei bacini Nord, risultano assenti in quelli a Sud. La differenza delle diverse zone di un ambiente umido salmastro (in termini di clorofilla fitoplanctonica) è infatti spesso stabilita anche dalla presenza o dall'assenza di vegetazione sommersa nelle vasche (Colombo G. *et al.*, 1988).

Questa dissimilarità osservata tra le stazioni di campionamento è stata confermata dalle analisi statistiche, in particolare dal clustering gerarchico effettuato sui valori della statistica R

di Mantel dove le stazioni 1 e 2 formano un gruppo distinto da quello delle stazioni 4 e 5 mentre la stazione 3 si pone in una situazione intermedia anche se più vicina alle stazioni Nord: il dendrogramma ottenuto mostra di nuovo la suddivisione dell'area esaminata in due gruppi principali, da una parte le aree con maggiori volumi di acqua, bassi valori di chl-a, maggior idrodinamismo e una morfologia più simile ad un ambiente costiero; dall'altra aree caratterizzate da colonna d'acqua ridotta a pochi centimetri, ridotti volumi di acqua, idrodinamismo quasi nullo se non un minimo rimescolamento operato dall'azione del vento.

Dal punto di vista temporale tutte le stazioni mostrano valori minimi di biomassa fitoplanctonica nei mesi primaverili, valori massimi invece nei mesi autunnali e invernali; inoltre si osserva una variabilità decisamente più elevata nelle stazioni più interne con variazioni mensili brusche e probabilmente legate ai rapidi cicli di sviluppo delle comunità fitoplanctoniche. Queste osservazioni concordano in parte con quanto riscontrato nelle Valli di Comacchio dove, dalle concentrazioni di clorofilla-a, i periodi di maggior produzione primaria risultano essere quello invernale-primaverile e quello autunnale (Andreoli *et al.*, 1998).

L'analisi delle componenti principali ha confermato quanto descritto sopra, in più ci ha permesso di evidenziare come i parametri salinità, ossigeno disciolto, temperatura dell'acqua e chl-a determinino la separazione o il raggruppamento dei punti campione nel piano. Chl-a e salinità giocano un ruolo determinante nella separazione dei "gruppi stazione": le stazioni 4 e 5 separate dalle stazioni 1 e 2. La temperatura dell'acqua incide sicuramente sulla distribuzione dei punti separando campioni dei mesi più freddi da quelli dei mesi più caldi ma anche sulle fluttuazioni della salinità che vengono amplificate dalla morfologia particolare dei bacini.

Queste osservazioni ci confermano il fatto che nonostante la salinità sia indicata solitamente come il fattore principale di zonazione delle biocenosi in questo tipo di ambienti, non si può prescindere da una visione multifattoriale in cui ogni parametro con le sue fluttuazioni e il grado di confinamento dell'area esaminata, gioca un ruolo importante nella caratterizzazione ecologica del sistema.

L'altra componente planctonica analizzata è lo zooplancton e in particolare la sua biomassa di cui si sono valutate le fluttuazioni nel tempo e nello spazio.

Per quanto riguarda l'andamento della biomassa zooplanctonica nelle diverse stazioni di monitoraggio, si osservano i massimi valori di biomassa nelle stazioni Nord, ossia le stazioni 1 e 2, mentre valori minimi sono stati riscontrati nelle stazioni poste a Sud, in particolare nella

stazione 5. Inoltre, la stazione 1 e la stazione 5 sono risultate gli antipodi in termini sia di ricchezza specifica che di densità e biomassa zooplanctonica: massimi valori nella stazione 1 e minimi nella stazione 5 per tutti questi parametri. Anche per la biomassa zooplanctonica perciò, si vanno delineando delle dinamiche spaziali che contrappongono l'area Nord all'area Sud dell'impianto. La comunità zooplanctonica si semplifica notevolmente seguendo il gradiente salino e di confinamento Nord-Sud così come osservato per il macrozoobenthos. Come osservato da Silvestri (2008) il numero di taxa e l'abbondanza dello zooplancton diminuiscono all'aumentare della salinità. Questo effetto della salinità sullo zooplancton è stato riscontrato anche in altri ambienti lagunari, dove è stato osservato un generale decremento d'abbondanza e del numero di taxa dello zooplancton con salinità superiori a 40 PSU (Hedgepeth, 1967; Cornelius, 1984). Inoltre, in uno studio sullo zooplancton delle Valli di Comacchio, si evidenzia una diminuzione sensibile della diversità di specie di copepodi soprattutto arcticoidi, da ricondurre probabilmente alla diminuita estensione delle praterie sommerse di macrofite (Sei *et al.*, 1997). La suddivisione delle vasche campionate in due gruppi distinti Nord e Sud è stata confermata dai test statistici in particolare dal clustering gerarchico condotto sui valori della statistica R associati al test di Mantel dove le stazioni 1 e 2 formano un gruppo separato dalle stazioni 3 e 5.

A livello spaziale l'andamento della biomassa zooplanctonica segue quello della biomassa macrozoobenthonica mentre si contrappone nettamente a quello della biomassa fitoplanctonica. Quest'ultima mostra un andamento inverso rispetto alle altre due componenti in esame, con minimi nelle stazioni 1 e 2 e valori massimi nelle stazioni 4 e 5. Questo si può spiegare sia considerando l'alta selettività dell'ambiente nei confronti dei taxa zooplanctonici e macrozoobenthonici che si riducono sensibilmente in numero e densità ad elevate salinità, sia perché molti autori, attraverso opportune analisi qualitative, attribuiscono la dipendenza dei bloom fitoplanctonici in condizioni di salinità elevate a diminuzioni consistenti del comparto zooplanctonico fitofago (García M. C. *et al.* 1997). La scomparsa dello zooplancton, innescata dalle condizioni estreme di salinità, potrebbe incidere, quindi, sulle fluttuazioni della biomassa fitoplanctonica. Superata, infatti, una salinità di 45 PSU, la maggior parte dei Copepodi e delle forme larvali planctoniche presenti nell'area Nord scompaiono, e sopravvivono, peraltro con densità piuttosto ridotte, soltanto le forme più eurialine (Silvestri, 2008). Addirittura in alcuni campionamenti condotti nel 2007 la comunità zooplanctonica della stazione 5 è risultata monospecifica costituita dal Protozoo Ciliato *Fabrea salina*. Frequente è stato il ritrovamento in questo bacino delle specie *Mesochra*

pygmaea e *Nitocra spinipes* che coesistono in stagni salmastri poco profondi, con abbondante detrito in sospensione ed un sedimento costituito da sabbia fine, che ricopre (come nelle vasche 3 e 5 delle Saline di Tarquinia) del sedimento nero riducente (Heip, 1971).

L'analisi delle componenti principali mette in evidenza la separazione dei campioni delle stazioni 1 e 2 da quelli della stazione 5. La biomassa zooplanctonica e la salinità partecipano significativamente alla distribuzione dei punti rispetto alla componente 1. Rispetto alla seconda componente l'ossigeno disciolto e la temperatura contribuiscono in modo opposto all'ordinamento osservato anche se, nel complesso, sembrano influire meno rispetto agli altri due parametri. In effetti, in relazione alla temperatura, non è evidente un andamento stagionale nei dati della biomassa zooplanctonica in nessuno dei bacini analizzati.

Considerando l'andamento temporale della biomassa zooplanctonica delle stazioni Nord, essa segue un andamento simile a quello della biomassa fitoplanctonica. Questo ultimo aspetto è giustificato dalla stretta relazione esistente tra i filtratori zooplanctonici, Copepodi e larve di policheti che, come mostrato da Silvestri (2008) popolano tali bacini, e il fitoplancton che costituisce la loro fonte primaria di nutrimento negli ecosistemi acquatici (Colombo & Ceccherelli, 1984). Le variazioni mensili di biomassa zooplanctonica sono molto più evidenti e pronunciate di quelle della biomassa fitoplanctonica.

Per le stazioni 3 e 5 non è stato possibile registrare i dati in continuo, comunque se si considera la stazione 3 l'andamento nel tempo è risultato sostanzialmente crescente come per la biomassa fitoplanctonica; per la stazione 5 i valori registrati mostrano un andamento essenzialmente decrescente da aprile 2006 a febbraio 2007. La biomassa fitoplanctonica, sempre nella stazione 5, tende invece a crescere nel primo anno di campionamento fino a dicembre 2006. Ciò potrebbe trovare una spiegazione nel fatto che a seguito di variazioni quantitative del fitoplancton varino anche quelle dello zooplancton con alcuni taxa zooplanctonici fitofagi che raggiungono, in un primo momento, massimo sviluppo quantitativo in relazione alla maggior disponibilità trofica; allo stesso tempo però le condizioni ambientali piuttosto severe che si ritrovano in questi ambienti, come basse concentrazioni di ossigeno possono portare a una diminuzione delle densità di altre specie in conseguenza della quale la biomassa algale aumenta vista l'assenza di un suo importante fattore di controllo.

7 CONCLUSIONI

Il presente lavoro si è inserito in un piano di monitoraggio dell'area umida costiera, seminaturale "Riserva Naturale di Popolamento Animale Saline di Tarquinia" che nel decennio 1997-2007 è stata interessata da diversi eventi che hanno fatto sentire i loro effetti sulle condizioni ecologiche dell'ambiente acquatico: nel 1997 l'impianto per l'estrazione di sale dall'acqua marina è stato chiuso e praticamente abbandonato a se stesso venendo a mancare ogni azione di manutenzione ordinaria e straordinaria da parte dell'uomo, se non un minimo ricambio idrico; nel 2004 un'alluvione ha colpito pesantemente l'area portando all'esondazione del canale perimetrale e alla dolcificazione dei bacini; nel triennio 2003-2006 l'area è stata interessata dai lavori di risanamento ambientale previsti dal progetto Life Natura.

Per valutare lo stato ecologico del sito in risposta a tali eventi e in particolare alle azioni del progetto Life è stata descritta la struttura, composizione e dinamica della comunità macrozoobenthonica.

I dati raccolti nelle campagne di monitoraggio 2006-2007 mostrano che:

- la comunità bentonica è composta da specie opportuniste, salmastre e marine. Il numero di taxa raccolto pari a 25 nel 2006 e 23 nel 2007, risulta piuttosto modesto ma confrontabile con altri studi condotti in ambienti simili. Si tratta di taxa ad ampia valenza ecologica, tra cui le specie opportuniste risultano particolarmente abbondanti. Questo però è spiegabile se si pensa che le operazioni di dragaggio realizzate nella zona Nord dell'impianto, rappresentano un disturbo per la comunità bentonica e che le specie opportuniste sono solitamente le prime a colonizzare un ambiente dopo eventi di disturbo.
- la comunità bentonica mostra evidenti variazioni spaziali lungo l'asse Nord-Sud della salina: essa va semplificandosi nella sua struttura e composizione seguendo un gradiente di confinamento/vivificazione e salinità. I bacini prossimi al canale d'ingresso dell'acqua marina sono i più densamente popolati e diversificati, mentre quelli più interni, dove la salinità raggiunge valori elevati (in media superiori al 70‰) e distanti dalla Foce di Ponente, presentano una comunità estremamente semplificata dove raggiungono elevate densità le larve di Chironomidi che a volte ne costituiscono l'unico taxon presente.

- per quel che riguarda le variazioni temporali un massimo di diversità e abbondanza è stato osservato nella primavera e nella prima parte dell'estate, mentre valori minimi sono stati osservati nella tarda estate e in inverno nella maggior parte delle stazioni di campionamento.
- gli indici di diversità utilizzati confermano la maggior ricchezza specifica nelle stazioni Nord rispetto alle stazioni Sud in tutto il periodo indagato e una maggior equiripartizione degli organismi tra le specie nell'area Sud in dipendenza del fatto che qui il numero di taxa è ridotto a volte anche ad un'unica specie e quindi gli organismi risultano più equamente distribuiti tra esse.
- lo studio della biomassa della comunità macrozoobenthonica condotto per la prima volta in questo ambiente, evidenzia delle chiare variazioni spaziali, con l'area Nord delle Saline che presenta valori di biomassa maggiori dell'area Sud; inoltre diverso è il contributo dato dai vari taxa rinvenuti alla biomassa totale di ciascun bacino indagato: nell'area Nord, quindi nelle stazioni 1 e 2, i Gasteropodi dominano costituendo il 34% della biomassa totale, nell'area Sud ossia nelle stazioni 3, 4 e 5 invece, sono le larve di Chironomidi (74%) a contribuire maggiormente ai valori totali osservati. Nel 2007 rispetto al 2006, nella stazione 1, si è registrato un aumento delle biomasse dei Molluschi Gasteropodi, dei Policheti, dei Crostacei e degli Oligocheti mentre sono diminuite quelle relative a Molluschi Bivalvi e larve di Chironomidi. Nella stazione 2 si è registrato un aumento percentuale della biomassa dei Molluschi e una netta diminuzione percentuale delle larve di Chironomidi ed Oligocheti. Larve di Chironomidi e *Cerastoderma glaucum* sono i due taxa che maggiormente hanno contribuito alla biomassa osservata: le prime soprattutto nell'area Sud e per via delle loro elevate abbondanze, il secondo invece, meno abbondante ma rinvenuto anche con individui di notevoli dimensioni nelle stazioni "Nord".

Per quel che riguarda le variazioni di lungo termine, dal 1997 al 2007, si può concludere quanto segue:

- una perdita di diversità è stata osservata nel periodo 1997-2005 ossia in seguito alla chiusura dell'impianto e all'evento alluvionale ma prima della realizzazione del progetto Life. Dai 21 taxa rinvenuti nel 1997 si è progressivamente scesi ai 13 del 2005 mentre un inversione di tendenza è stata osservata nel 2006-2007 con un incremento della diversità dopo i lavori del Life: 25 taxa rinvenuti nel 2006 e 23 nel 2007. Inoltre nuovi taxa sono

stati raccolti per la prima volta nel 2006-2007 nelle Saline di Tarquinia: si tratta di *Nassarius costulatus* e *Haminoea* sp. tra i Molluschi, *Ophyodromus pallidus* e *Armandia cirrhosa* tra i Policheti, *Erichthonius punctatus*, *Microdeutopus* sp. e Misidacea tra i Crostacei, oltre ai gruppi Nemertini, Platelmini Turbellari ed Actinaria. Da ricordare anche il ritrovamento del taxon *Mytilaster* sp. nel 2007 che in precedenza era stato ritrovato solo nelle indagini condotte nel 1997. Inoltre si è registrato un incremento delle specie marine a fronte della persistenza delle specie opportuniste.

- Le analisi statistiche condotte confermano un cambiamento significativo nella struttura e composizione della comunità macrozoobenthonica in relazione ai lavori del progetto Life Natura.

Per quanto riguarda lo studio della biomassa planctonica per la quale non abbiamo avuto la possibilità di effettuare un confronto tra dati pre-Life e post-Life ma ne è stata effettuata una prima stima nelle sue componenti fitoplanctonica e zooplanctonica, evidenziandone gli andamenti e le fluttuazioni nello spazio e nel tempo, si può concludere quanto segue:

- per la biomassa fitoplanctonica i dati raccolti mostrano evidenti variazioni spaziali tra la zona Nord dell'impianto e la zona Sud. La biomassa fitoplanctonica nelle vasche più prossime al canale d'ingresso dell'acqua marina presenta valori più bassi, mediamente inferiori ai 2 µg/l nella stazione 1 e ai 4 µg/l nella stazione 2, rispetto alle stazioni poste più internamente e lontano dalla Foce di Ponente: per le stazioni 4 e 5 i valori medi registrati sono 32 µg/l e 34 µg/l rispettivamente. La stazione 3 si pone in una situazione intermedia (come lo è anche da un punto di vista geografico e seguendo il gradiente salino e di confinamento), con un valor medio di concentrazione di chl-a pari a 14,7 µg/l. L'analisi dei cluster e il dendrogramma ottenuti sulla base dei valori della statistica R di Mantel, confermano la similarità tra le coppie di stazioni 1 e 2 da una parte, 4 e 5 dall'altra con la stazione 3 che si pone in una posizione intermedia. Dal punto di vista temporale la concentrazione di chl-a presenta dei bloom autunnali e invernali evidenti nelle stazioni 4 e 5 dove le fluttuazioni mensili sono risultate più marcate, con un range di variazione più ampio, rispetto alle altre stazioni. Tutte le stazioni mostrano invece valori minimi nei mesi primaverili. L'analisi delle componenti principali ha confermato quanto descritto sopra, evidenziando anche come salinità, ossigeno disciolto, temperatura dell'acqua oltre alla chl-a determinino la separazione o il raggruppamento dei punti campione nel piano.

- Per la biomassa zooplanctonica si è osservato un andamento nello spazio contrario a quello della biomassa fitoplanctonica, accordante invece con quanto osservato per la biomassa macrozoobenthonica: i valori registrati decrescono dalla stazione 1 alla stazione 5 seguendo il gradiente salino e di confinamento. L'analisi dei cluster e il relativo dendrogramma ottenuti sulla base dei valori della statistica R di Mantel, confermano la similarità tra le stazioni 1 e 2 distinte dal gruppo 3 e 5. Considerando l'andamento nel tempo, nelle stazioni Nord è risultato simile a quello della biomassa fitoplanctonica, con variazioni mensili di biomassa zooplanctonica che però sono molto più pronunciate di quelle della biomassa fitoplanctonica. Per le stazioni 3 e 5 non è stato possibile registrare i dati in continuo, comunque si osserva un andamento sostanzialmente crescente per la stazione 3 e decrescente per la stazione 5 da aprile 2006 a febbraio 2007. L'analisi delle componenti principali ha confermato quanto descritto finora.

In conclusione possiamo affermare che lo studio condotto sulla comunità macrozoobenthonica ha mostrato un miglioramento delle condizioni ambientali nell'area Nord, in prossimità del canale di accesso dell'acqua marina, dove più significativi sono stati i lavori di recupero del progetto Life, confermando inoltre l'efficienza del benthos come bioindicatore nel monitoraggio di ecosistemi acquatici lagunari. Sicuramente ulteriori ricerche nei prossimi anni sarebbero utili per verificare se i cambiamenti osservati sono effimeri o rispecchiano un duraturo miglioramento delle condizioni ambientali dei bacini.

Il miglioramento osservato è stato confermato anche dagli studi condotti sull'avifauna delle Saline di Tarquinia che ha visto un incremento nel numero di uccelli migratori presenti nel periodo post-Life, con 692 fenicotteri, ossia il massimo storico per questa specie in queste saline (Lanzuisi, Tesi di dottorato, Univ. degli Studi della Tuscia).

Non solo, il monitoraggio delle altre componenti biologiche e in particolare della componente planctonica è essenziale per capire le dinamiche della catena trofica e potrà essere utile per comprendere l'evoluzione di questo ambiente umido seminaturale in relazione anche all'attuazione di un piano di gestione che garantisca la funzionalità del sistema. Nel corso dello stesso progetto Life, il Dipartimento DECOS dell'Università della Tuscia ha infatti formulato un piano di gestione poi approvato dal Corpo Forestale dello Stato, dal Comune di Tarquinia e dal Ministero dell'Ambiente. Una gestione attiva e non più passiva, dove l'uomo possa contribuire alla conservazione di un ambiente che aveva mostrato di crollare nel momento cui

era stato lasciato a se stesso (dopo la chiusura dell'impianto). L'obiettivo è quello di mantenere l'integrità dell'habitat laguna costiera attraverso un buon idrodinamismo, quindi una adeguata circolazione e qualità delle acque assicurata a sua volta da un efficiente collegamento con il mare, in modo da contrastare fenomeni quali stagnazione, eccessiva sedimentazione di sostanza organica ed inorganica, eutrofizzazione che avevano contribuito nel periodo pre-Life alla perdita di biodiversità documentata da studi condotti nell'ambito di tesi di laurea o di dottorato presso l'Università degli Studi della Tuscia.

APPENDICE 1

Nelle pagine seguenti sono riportate le caratteristiche ecologiche dei taxa macrozoobenthonici appartenenti ai tre phyla maggiormente rappresentati (Molluschi, Anellidi, Artropodi) e rinvenuti nei campionamenti del 2006-2007 nelle Saline di Tarquinia.

MOLLUSCA

GASTROPODA

Hydrobia spp.

Il genere *Hydrobia* comprende specie tipiche di acque salmastre, frequenti nelle lagune e negli estuari dove si possono ritrovare in acque basse, su banchi fangosi, nella sabbia e tra le alghe; spesso nelle lagune costiere costituiscono le specie più abbondanti tra quelle macrobentoniche dando un notevole contributo alla produzione secondaria di questi ecosistemi (Reise, 1985). In Italia sono state ritrovate due specie: *H. acuta* (Draparnaud, 1805) e *H. ventrosa* (Montagu, 1803). Si suppone la presenza di entrambe queste specie nelle Saline di Tarquinia ma la distinzione tra le due è molto difficile in quanto richiede l'analisi morfologica della radula; per questo motivo, nell'impossibilità di riconoscere singolarmente ogni individuo, si è fatto riferimento al genere *Hydrobia*. Entrambe le specie sono caratterizzate da eurialità ed euritermia e sono considerate specie detritivore (Munari et al., 2005; Blasi, 2006).

Nassarius corniculus (Olivi, 1792)

Gasteropode vivente in zona litorale, su fondi rocciosi anche molto antropizzati (Torelli, 1982). È specie detritivora, comunissimo nel Mar Mediterraneo dove preferisce acque poco mosse; è presente nelle lagune italiane ma non al di sotto del 25‰ di salinità.

Nassarius costulatus (Payraudeau, 1826)

Mollusco gasteropode marino di medie dimensioni, vive su fondi sabbiosi o fangosi. Specie diffusa e molto diffusa (Riedl, 1991).

Cerithium vulgatum (Bruguère, 1792)

È un gasteropode epibentonico ed erbivoro, comune nel Mar Mediterraneo dove popola le zone dell'intermareale ed infralitorale superiore. Lo si ritrova anche nel Mar Nero, lungo le coste atlantiche della Penisola Iberica e in acque calme tra cui quelle lagunari; è facile trovarlo nelle praterie di *Posidonia* o *Zostera* (Torelli, 1982). In acque salmastre è possibile ritrovarlo a salinità dal 20‰ a valori anche superiori a quelli marini su fondali sabbioso-detritici. È piuttosto comune nella Laguna di Venezia.

Haminoea sp.

È un gasteropode opistobranco brucatore. Tutte le specie del genere *Haminoea* sono erbivore, tritando il loro cibo costituito generalmente da alghe verdi filamentose, ma a volte anche dalla lattuga di mare *Ulva*, o il biofilm algale che si trova sulle superfici sabbiose e fangose su cui *Haminoea* è spesso ritrovata (Rudman, 1971).

BIVALVIA

***Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789)**

Specie opportunistica (Gravina et al., 1988), sospensivora ed eurialina è assai comune nelle acque salmastre delle lagune costiere dove vive su fondi mobili. La si ritrova tipicamente nelle vasche delle saline dove l'esposizione all'aria e l'idrodinamismo è minimo (Boyden, 1972). Sopporta concentrazioni saline fino a 70‰, tollera ampie variazioni di temperatura ma non bassi valori di ossigeno (Cognetti, 1999) anche se gli adulti sopravvivono per 84 ore in completa anossia (Saraga, 2006). È distribuito in tutto il Mediterraneo, nel Mar Caspio, Mar Nero e Mar Baltico.

***Abra ovata* (Philippi, 1836)**

Specie tipica delle lagune costiere e degli stagni. Opportunistica (Gravina et al., 1988), detritivora ed eurialina. Predilige i fondali fangosi, poveri di sostanza organica, dove vive infossata nel sedimento fino a 5 cm di profondità. È frequente in acque iperaline anche se il suo optimum di salinità è tra 10 e 25‰ (Vorobyev, 1949; Karpevich, 1956). Spesso la si ritrova associata a praterie di *Zostera*. È distribuita in tutto il Mar Mediterraneo.

Mytilaster sp.

Genere della famiglia Mytilidae composto da specie di piccole dimensioni distribuite nei bacini del Mediterraneo e del Mar Nero (Öztürk et al., 2002). Alcune specie sono tipiche forme epibentoniche; si ritrovano in mare aperto, ma alcune specie possono essere ritrovate nelle acque salmastre fino alle acque dolci con condizioni ecologiche fluttuanti (Öztürk et al., 2002).

ARTHROPODA

CRUSTACEA

AMPHIPODA

Gammarus aequicauda (Martynov, 1931)

È una delle specie più resistenti e adattate alle variazioni ambientali, vivendo sia in acque dolci che in quelle poli- ed iperaline, sopportando inoltre valori molto spinti di eutrofizzazione ed inquinamento (Diviacco, 1980). È dotato di una spiccata euriecia che gli consente di tollerare notevoli sbalzi di temperatura, da valori prossimi a 0 °C a oltre 30 °C, e di salinità: da 27‰ a 47‰ (Diviacco, 1980). Si trova nelle comunità vegetali, sotto le pietre o tra le alghe, in acque poco profonde (da 0 a 19 m di profondità); è frequente nelle lagune costiere e nelle foci dei fiumi. È definito specie erbivora raschiatrice (Munari et al, 2005).

Corophium insidiosum (Crawford, 1937)

Piccolo anfipode (2-5 mm) tubicolo, opportunisto, tipico delle lagune salmastre (Pearson & Rosenberg, 1978) definito come il più diffuso nelle lagune italiane (Taramelli & Pezzali, 1986). Specie euriecia, mostra maggior tolleranza per salinità vicine a quelle marine ma sopporta bene acque più salate di queste ultime (Diviacco, 1982 a). Tollera condizioni ambientali estreme e per questa caratteristica sfugge alla competizione con altre specie. D'altra parte però ha bassa resistenza all'azione delle correnti e del moto ondoso. È detritivoro nutrendosi di materia organica vegetale fine messa in sospensione dall'azione dei pleopodi. È distribuito nel Mar Mediterraneo, nell'Oceano Atlantico e Pacifico.

Erichtonius punctatus (Bate, 1857)

Specie tubicola, marina, ritrovata tipicamente nella zona intertidale su substrati sabbiosi (Costello et al., 1989). Detritivoro, usa le antenne per generare movimento dell'acqua intorno all'apertura del tubo da cui fuoriescono solo antenne, occhi e apparato boccale (Dixon & Moore, 1997).

Microdeutopus sp.(A. Costa)

Per gli individui appartenenti a questo genere di anfipodi, non è stato possibile effettuare il riconoscimento a livello specifico. In diverse lagune italiane tra cui Orbetello (Toscana), le Valli di Comacchio, la laguna di Lesina e le acque di transizione di Alimini Grande (Puglia), ma anche in altre lagune europee (Ria de Aveiro, Portogallo; Baia di Cádiz, Spagna), è stata ritrovata la specie *Microdeutopus gryllotalpa* (A.Costa) definita erbivora, raschiatrice e sminuzzatrice (Galuppo *et al.*, 2006; Munari *et al.*, 2005), epibentonica (Cunha *et al.*, 1999), legata alla presenza di copertura algale (Lardicci *et al.*, 1997); è definita specie tipica di ambienti salmastri e Lardicci (2001) ritiene che la sua presenza nel 1999 nella laguna di Orbetello sia dovuta al miglioramento delle condizioni ambientali dopo la fine dei lavori di risanamento nel 1996.

ISOPODA

Idotea baltica (Pallas, 1772)

È un isopode cosmopolita essendo distribuito dal Golfo di Norvegia, alla Finlandia, al Mar Nero e Mar Mediterraneo. Lo si ritrova frequentemente nelle zone litoranee ricche di vegetazione dove si muove vicino alla superficie, sulle foglie delle piante acquatiche, laddove la concentrazione di ossigeno è più elevata (Blasi, 2006). È specie erbivora, tipica delle zoocenosi salmastre come lagune, stagni salmastri, estuari e zone portuali abbondando su detrito vegetale, fondi putrescenti e nel fango delle insenature poco profonde. Può vivere in condizioni estreme nelle pozze di scogliera, nutrendosi di alghe o vegetali acquatici (Blasi, 2006).

Spheroma serratum (Fabricius, 1787)

È una specie marina costiera frequente lungo le spiagge e i litorali meno esposti; nelle lagune salmastre la sua presenza è ritenuta occasionale ed è segnalata quando la salinità si avvicina a quella marina (Argano, 1979). Per l'alimentazione è considerato detritivora. Si ritrova su substrato costituito da grosse pietre, tra la sabbia e la ghiaia.

INSECTA

DIPTERA

Larve di Chironomidi

Sono organismi opportunisti, detritivori (si nutrono di detrito organico costituito da resti di organismi animali e vegetali presenti sulla superficie del substrato) frequenti nelle lagune costiere italiane anche con densità molto elevate. Prediligono sedimenti limo-sabbiosi o costituiti da sabbie fini; colonizzano lo strato superficiale del sedimento ma anche strati più profondi, fino a 20 cm di spessore, se questo è poco compatto. Sopportano condizioni di arricchimento organico del sedimento (Gravina *et al.*, 1988) e anossiche. Nell'emolinfa, infatti, contengono un pigmento, l'emoglobina, capace di immagazzinare ossigeno dall'acqua circostante e di cederlo ai tessuti dell'animale, quando le concentrazioni di questo elemento nell'ambiente tendono a raggiungere valori modesti (Nocentini, 1985).

ANELLIDA

POLYCHAETA

***Nainereis laevigata* (Grube, 1855)**

Specie limivora tipica degli ambienti confinati mesoalini (Giangrande & Rubino, 1994) molto diffusa nel Mar Mediterraneo dove sembra essere confinata agli ambienti salmastri (Giangrande & Gambi, 1985; Gravina *et al.*, 1988). È presente sui fondi sabbiosi di zone molto confinate come i porti e le lagune (Giangrande *et al.*, 1984). La sua presenza in ambienti fisicamente controllati può essere indice di un elevato grado di adattabilità fisiologica e comportamentale: può scavare nel sedimento per scappare a condizioni sfavorevoli (Giangrande & Petraroli, 1991). Cosmopolita nei mari caldi (Bellan, 1964).

***Spio decoratus* (Bobretzky, 1870)**

Specie ad ampia valenza ecologica, opportunistica, detritivora, tipica di acque salmastre (Cognetti, 1988) e di ambienti confinati mesoalini (Giangrande & Rubino, 1994) la si trova su fondi sabbiosi o fangosi. È distribuita nel Mar Mediterraneo e ritenuta indicatrice di arricchimento organico.

Perinereis cultrifera (Grube, 1840)

È un polichete errante marino la cui presenza è stata segnalata in microhabitat salmastri, in lagune e in alcuni ambienti portuali. Per l'alimentazione è considerato specie erbivora. La sua distribuzione geografica è piuttosto ampia: Oceano Atlantico, Indiano e Pacifico occidentale, Mar Mediterraneo, Mar del Nord.

Capitella capitata (Fabricius, 1870)

Piccolo polichete sedentario, cosmopolita, ad ampia valenza ecologica, compreso tra i taxa caratterizzati da opportunismo in senso stretto e particolarmente resistenti a vari inquinanti (Munari et al., 2003), si ritrova su diversi tipi di substrato, in ambienti lagunari e portuali, su fondi sabbiosi o fangosi, nei sedimenti con grandi quantità di materiale organico alle più basse concentrazioni di ossigeno, in condizioni che nessun'altra specie è in grado di tollerare (Cognetti, 1992).

È specie a strategia r-adattativa, si riproduce più volte con larve planctoniche e bentoniche. La fase planctonica le permette di colonizzare temporaneamente lo spazio lasciato vuoto in seguito ad una perturbazione, dopo la quale lascia il posto a specie non opportuniste ma più competitive. È un polichete che svolge un ruolo importante come specie pioniera e considerato da molti autori specie indicatrice di ambienti con arricchimento organico (Tagliapietra et al., 1998). Sopporta lievi sbalzi di salinità compresi tra 30‰ e 35‰; scompare quando, pur in presenza di forte carico organico, le acque hanno salinità inferiore a tali valori (Cognetti, 1982). Dal punto di vista trofico è considerata specie limivora.

Ophiodromus pallidus (Claparède, 1864)

Specie marina, predatore (Munari et al., 2003) e onnivoro. La si ritrova su substrato molle ed è citata come specie opportunistica e indicatrice di ambienti inquinati (Dağlı & Ergen, 2008).

Armandia cirrhosa (Filippi, 1861)

Polichete di piccole dimensioni (3-7 mm); specie limivora, marina, tipica di fondi sabbiosi e fangosi (Lardicci et al., 2001) dove vive nei primi 1-2 cm del sedimento (White, 2007); è citata tra le specie tipiche di ambienti confinati mesoalini (Giangrande & Rubino, 1994) la si ritrova nelle lagune a salinità variabile dal 18‰ al 40‰

OLIGOCHAETA

Organismi opportunisti in senso stretto e resistenti a vari inquinanti, detritivori (si nutrono di materiale organico morto soprattutto vegetale assunto insieme al fango o alla sabbia del sedimento) sono presenti tanto in acque dolci, marine e salmastre dove vivono infossati nei sedimenti, dove l'acqua è bassa. Si ritrovano nei fondi sabbiosi, fangosi e nei vegetali spiaggiati. Poche specie sono eurialine e solo alcuni tollerano acque povere di ossigeno.

APPENDICE 2

Sono riportate alcune fotografie degli organismi macrozoobenthonici rinvenuti nelle Saline di Tarquinia



Hydrobia spp.



Abra ovata



Cerastoderma glaucum.



Perinereis cultrifera.



Gammarus aequicauda



Corophium insidiosum



Larve di Chironomidi

APPENDICE 3

Nelle pagine seguenti vengono riportate le tabelle delle densità medie ($\pm$ e.s.) relative ai singoli taxa zoobenthonici rinvenuti nelle campagne di monitoraggio 2006/2007 e la tabella con le sigle di abbreviazione usate per ciascun taxon.

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5	
feb-06	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Hydrobia sp.</i>	139 ± 122		69 ± 16		2817 ± 873					
<i>Cerithium vulgatum</i>										
<i>Nassarius corniculus</i>	22 ± 15									
<i>Abra ovata</i>	228 ± 203				22 ± 22					
<i>Cerastoderma glaucum</i>	67 ± 42				11 ± 6					
<i>Nassarius costulatus</i>										
<i>Haminoea sp.</i>	22 ± 22									
<i>Nainereis laevigata</i>	67 ± 22									
<i>Spio decoratus</i>	56 ± 47		377 ± 282							
<i>Capitella capitata</i>	67 ± 44		11 ± 6							
<i>Perinereis cultrifera</i>	56 ± 11		56 ± 47							
<i>Armandia cirrhosa</i>	50 ± 35									
<i>Ophiodromus pallidus</i>	28 ± 20		33 ± 25							
<i>Idotea baltica</i>	44 ± 6		28 ± 20							
<i>Corophium insidiosum</i>	167± 117		1± 1							
<i>Gammarus aequicauda</i>	17 ± 10									
<i>Erichtonius pallidus</i>										
<i>Microdeutopus sp.</i>										
Oligocheti	1117 ± 621		33 ± 33							
Larve di chironomidi	978 ± 345		102 ± 82		4500 ± 1768		7839 ± 1749		3133 ± 348	
Larve di ditteri	350 ± 127		550 ± 275		100 ± 19		22 ± 15		44 ± 29	
Nemertini	61 ± 53		6 ± 6							
Platelminti turbellari										

	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		St. 5	
apr-06	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.	media	e.s.
<i>Hydrobia sp.</i>	22±	11	167±	92	2594±	499	6±	6		
<i>Cerithium vulgatum</i>										
<i>Nassarius corniculus</i>	28±	15								
<i>Abra ovata</i>	528±	164	6±	6	6±	6				
<i>Cerastoderma glaucum</i>	17±	10	417±	208	372±	34	22±	6		
<i>Nassarius costulatus</i>	6±	6								
<i>Haminoea sp.</i>	11±	6								
<i>Nainereis laevigata</i>	11±	6	6±	6						
<i>Spio decoratus</i>	306±	131	161±	87						
<i>Capitella capitata</i>	161±	115	694±	348	6±	6				
<i>Perinereis cultrifera</i>	1467±	804	322±	156	11±	11			33±	19
<i>Armandia cirrhosa</i>	239±	109	28±	20						
<i>Ophiodromus pallidus</i>										
<i>Idotea baltica</i>	33±	17	167±	108						
<i>Corophium insidiosum</i>			1133±	860	6±	6				
<i>Gammarus aequicauda</i>	17±	10	250±	242	6±	6				
<i>Erichtonius pallidus</i>										
<i>Microdeutopus sp.</i>										
Oligocheti	917±	509	450±	121						
Larve di Chironomidi	22±	15	456±	179	9017±	1214	10217±	564	17617±	6398
Larve di ditteri	39±	39	1928±	865	128±	44	44±	11	28±	15
Nemertini	6±	6	22±	22						
Platelminti turbellari										

	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5
giu-06	media e.s.	media e.s.	media e.s.	media e.s.	media e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>	78± 78	878± 326	2567± 977	6± 6	6± 6
<i>Cerithium vulgatum</i>					
<i>Nassarius corniculus</i>					
<i>Abra ovata</i>	550± 477	1044± 612	89± 39	111± 39	6± 6
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3450± 3195	1856± 740	283± 111	1683± 632	1594± 354
<i>Nassarius costulatus</i>		67± 67			
<i>Haminoea sp.</i>					
<i>Nainereis laevigata</i>	111± 80	28± 28			
<i>Spio decoratus</i>	872± 712	3933± 815			
<i>Capitella capitata</i>	228± 211	3311± 1004			
<i>Perinereis cultrifera</i>	500± 492	1211± 401			22± 15
<i>Armandia cirrhosa</i>	44± 29	128± 83			
<i>Ophiodromus pallidus</i>	11± 11	11± 11			
<i>Idotea baltica</i>	28± 28	939± 498			
<i>Spheroma serratum</i>	117± 39				
<i>Corophium insidiosum</i>		6± 6			
<i>Gammarus aequicauda</i>	67± 59	22± 6	6± 6		
<i>Erichthonius punctatus</i>					
<i>Microdeutopus sp.</i>					
<i>Misidaceo</i>					
Oligocheti	2706± 2508	256± 82	6± 6		
Larve di Chironomidi	4683± 3463	722± 294	18889± 9651	11122± 1471	10117± 690
Larve di ditteri	50± 10	39± 20	33± 10	111± 49	78± 29
nemertini	22± 15	39± 31			
Platelminti turbellari		22± 22			

	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5
ago-06	media e.s.	media e.s.	media e.s.	media e.s.	media e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>			6± 6		
<i>Cerithium vulgatum</i>	6± 6				
<i>Nassarius corniculus</i>	39± 39	6± 6			
<i>Abra ovata</i>	144± 144	39± 39			
<i>Cerastoderma glaucum</i>	67± 50		6± 6		
<i>Nassarius costulatus</i>					
<i>Haminoea sp.</i>	44± 44				
<i>Nainereis laevigata</i>	472± 298	11± 6			
<i>Spio decoratus</i>	383± 367				
<i>Capitella capitata</i>	6± 6				
<i>Perinereis cultrifera</i>	328± 303				
<i>Armandia cirrhosa</i>					
<i>Ophiodromus pallidus</i>					
<i>Idotea baltica</i>	22± 15				
<i>Corophium insidiosum</i>	2333± 2325				
<i>Gammarus aequicauda</i>	78± 70	6± 6			
<i>Erichthonius pallidus</i>	261± 261				
<i>Microdeutopus sp.</i>	106± 97				
Oligocheti	2133± 2025	5067± 2545			
Larve di Chironomidi	1606± 512	2933± 1462	1656± 310	17± 0	11± 6
Larve di ditteri	72± 56	33± 17	28± 15		
Nemertini	22± 22	11± 6			
Platelminti turbellari					

	St. 1		St. 2		St. 3	St. 4	St. 5
ott-06	media	e.s.	media	e.s.	media e.s.	media e.s.	media e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>	6± 6				361± 82		
<i>Cerithium vulgatum</i>	56± 20						
<i>Nassarius corniculus</i>	67± 17						
<i>Abra ovata</i>	122± 106		22± 22				
<i>Cerastoderma glaucum</i>					33± 19		
<i>Nassarius costulatus</i>							
<i>Haminoea sp.</i>							
<i>Nainereis laevigata</i>	156± 82						
<i>Spio decoratus</i>	6± 6						
<i>Capitella capitata</i>			6± 6				
<i>Perinereis cultrifera</i>	56± 15		6± 6				
<i>Armandia cirrhosa</i>							
<i>Ophiodromus pallidus</i>	56± 20						
<i>Idotea baltica</i>	33± 10		11± 11				
<i>Spheroma serratum</i>							
<i>Corophium insidiosum</i>							
<i>Gammarus aequicauda</i>	28± 20						
<i>Erichtonius pallidus</i>							
<i>Microdeutopus sp.</i>							
Oligocheti	639± 573		4722± 3049				
Larve di Chironomidi	6622± 2164		6522± 1886		11822± 4408	4350± 1126	1500± 69
Larve di insetto	50± 35		267± 171		6± 6	11± 6	56± 22
Nemertini	33± 33						
Platelminti turbellari							

	St. 1		St. 2		St. 3	St. 4	St. 5
dic-06	media	e.s.	media	e.s.	media e.s.	media e.s.	media e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>	39± 31		672± 373		350± 186		
<i>Cerithium vulgatum</i>	6± 6						
<i>Nassarius corniculus</i>	6± 6						
<i>Abra ovata</i>	89± 64		150± 111		6± 6		
<i>Cerastoderma glaucum</i>					67± 29		
<i>Nassarius costulatus</i>							
<i>Haminoea sp.</i>							
<i>Nainereis laevigata</i>	33± 33						
<i>Spio decoratus</i>	394± 228		11± 6				
<i>Capitella capitata</i>							
<i>Perinereis cultrifera</i>	161± 87						
<i>Armandia cirrhosa</i>			6± 6				
<i>Ophiodromus pallidus</i>	22± 22		6± 6				
<i>Idotea baltica</i>	350± 60						
<i>Corophium insidiosum</i>	628± 356						
<i>Gammarus aequicauda</i>	11± 11						
<i>Erichtonius pallidus</i>							
<i>Microdeutopus sp.</i>							
Oligocheti	767± 407		3911± 1167				
Larve di Chironomidi	10839± 4451		6817± 942		8494± 2569	11911± 1511	3583± 522
Larve di insetto	6± 6						
Nemertini							
Platelminti turbellari	6± 6						

mar-07	St. 1		St. 2	
	media	e.s.	media	e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>			328 ± 242	
<i>Cerithium vulgatum</i>	44 ± 36			
<i>Nassarius corniculus</i>	11 ± 6			
<i>Abra ovata</i>	67 ± 35		811 ± 97	
<i>Cerastoderma glaucum</i>				
<i>Nassarius costulatus</i>				
<i>Haminoea sp.</i>				
<i>Nainereis laevigata</i>	22 ± 15		6 ± 6	
<i>Spio decoratus</i>	4961 ± 969		33 ± 25	
<i>Capitella capitata</i>				
<i>Perinereis cultrifera</i>	89 ± 15			
<i>Armandia cirrhosa</i>				
<i>Ophiodromus pallidus</i>	122 ± 63		6 ± 6	
<i>Idotea baltica</i>	450 ± 160		17 ± 17	
<i>Corophium insidiosum</i>	2967 ± 2687		11 ± 11	
<i>Gammarus aequicauda</i>	17 ± 10			
<i>Erichthonius punctatus</i>	139 ± 63			
<i>Microdeutopus sp.</i>	28 ± 11			
Oligocheti	2928 ± 1451		2244 ± 348	
Larve di Chironomidi	4506 ± 245		3722 ± 418	
Larve di insetti	467 ± 100		67 ± 10	
Nemertini	22 ± 15		22 ± 22	
Platelminti	17 ± 10			
Actinaria				

giu-07	St. 1		St. 2	
	media	e.s.	media	e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>			722 ± 228	
<i>Cerithium vulgatum</i>	39± 31			
<i>Nassarius corniculus</i>	33± 33			
<i>Abra ovata</i>	83± 38		528± 111	
<i>Cerastoderma glaucum</i>	17± 10		22± 15	
<i>Mytilaster solidus</i>	44± 15			
<i>Nassarius costulatus</i>				
<i>Haminoea sp.</i>	83± 75			
<i>Nainereis laevigata</i>	61± 29			
<i>Spio decoratus</i>	3828± 1478		733± 224	
<i>Capitella capitata</i>	2511± 2137		11± 6	
<i>Perinereis cultrifera</i>	239± 151		11± 6	
<i>Armandia cirrhosa</i>				
<i>Ophiodromus pallidus</i>	28± 15			
<i>Idotea baltica</i>	322± 200		17± 0	
<i>Corophium insidiosum</i>	1844± 822			
<i>Gammarus aequicauda</i>	2756± 667		11± 11	
<i>Erichthonius punctatus</i>	67± 59			
<i>Microdeutopus sp.</i>				
Oligocheti	1217± 560		1450± 350	
Larve di Chironomidi	2733± 1268		1883± 192	
Larve di insetti	11± 11		17± 10	
Nemertini	83± 42			
Platelminti	67± 35			
Actinaria	806± 700			

set-07	St. 1		St. 2	
	media	e.s.	media	e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>	444±	11	2567±	920
<i>Cerithium vulgatum</i>	339±	170		
<i>Nassarius corniculus</i>	83±	50		
<i>Abra ovata</i>	233±	151	178±	43
<i>Cerastoderma glaucum</i>			56±	15
<i>Nassarius costulatus</i>				
<i>Haminoea sp.</i>	6±	6		
<i>Nainereis laevigata</i>	39±	20		
<i>Spio decoratus</i>	600±	247	17±	17
<i>Capitella capitata</i>	22±	22	656±	341
<i>Perinereis cultrifera</i>	350±	102		
<i>Armandia cirrhosa</i>				
<i>Ophiodromus pallidus</i>	22±	22		
<i>Idotea baltica</i>	28±	28	6±	6
<i>Corophium insidiosum</i>	206±	111		
<i>Gammarus aequicauda</i>	244±	162	6±	6
<i>Erichthonius pallidus</i>				
<i>Microdeutopus sp.</i>				
Oligocheti	3128±	934	5439±	653
Larve di Chironomidi	3294±	423	639±	141
Larve di insetto	6±	6		
Nemertini	17±	10		
Platelminti				
Actinaria				

dic-07	St. 1		St. 2	
	media	e.s.	media	e.s.
<i>Hydrobia spp.</i>	300±	300	2100±	450
<i>Cerithium vulgatum</i>				
<i>Nassarius corniculus</i>	11±	11		
<i>Abra ovata</i>	117±	117	178±	87
<i>Cerastoderma glaucum</i>	6±	6	17±	10
<i>Nassarius costulatus</i>				
<i>Haminoea sp.</i>	50±	35		
<i>Nainereis laevigata</i>	106±	106		
<i>Spio decoratus</i>	7050±	613	122±	81
<i>Capitella capitata</i>	89±	73	1028±	303
<i>Perinereis cultrifera</i>	50±	17		
<i>Armandia cirrhosa</i>				
<i>Ophiodromus pallidus</i>	17±	17		
<i>Idotea baltica</i>	256±	101		
<i>Corophium insidiosum</i>	1633±	1234		
<i>Gammarus aequicauda</i>	283±	242		
<i>Erichthonius pallidus</i>	6±	6		
<i>Microdeutopus sp.</i>				
Oligocheti	2933±	646	1222±	640
Larve di Chironomidi	1194±	165	417±	101
Larve di insetto	206±	166	6±	6
Nemertini			6±	6
Platelminti turbellari	89±	53		
Actinaria	6±	6		

Abbreviazioni utilizzate per i nomi dei singoli taxa.

TAXON	SIGLA
<i>Hydrobia</i> spp.	HYD
<i>Cerithium vulgatum</i>	CVU
<i>Ovatella myosotis</i>	OMY
<i>Nassarius corniculus</i>	NCO
<i>Abra ovata</i>	AOV
<i>Cerastoderma glaucum</i>	CGL
<i>Mytilaster</i> sp.	MSO
<i>Modiolus adriaticus</i>	MAD
<i>Nassarius costulatus</i>	NCS
<i>Haminoea</i> sp.	HAM
<i>Nainereis laevigata</i>	NLA
<i>Spio decoratus</i>	SDE
<i>Capitella capitata</i>	CCA
<i>Perinereis cultrifera</i>	PCU
<i>Malacoceros</i> sp.	MAL
<i>Nereis irrorata</i>	NIR
<i>Protoarcia oerstedii</i>	POE
<i>Armandia cirrhosa</i>	ACI
<i>Amphyglena mediterranea</i>	AME
<i>Ophiodromus pallidus</i>	OPA
<i>Idotea baltica</i>	IBA
<i>Spheroma serratum</i>	SSE
<i>Corophium insidiosum</i>	CIN
<i>Gammarus aequicauda</i>	GAE
<i>Ericthonius punctatus</i>	EPU
<i>Microdeutopus</i> sp.	MIC
Misidaceo	MIS
Oligocheti	OLI
Larve di Chironomidi	LCH
Larve di insetti	LIN
Nemertini	NEM
Platelminti turbellari	PTU
Actinaria	ACT

BIBLIOGRAFIA

- ALFINITO S., IBERITE M., FUMANTI B., 1990 – The algal microflora of saltworks 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 nella Tuscia laziale” a cura di Olmi M. e Zapparoli M., pp 209-216.
- ALLAVENA S., ZAPPAROLI M., 1992 – Gestione e tutela della Riserva Naturale di Popolamento Animale Salina di Tarquinia. In “L’ambiente nella Tuscia laziale” a cura di Olmi M. e Zapparoli M., pp 189-192.
- ANDREOLI C., MORO I., TOGNETTO L., 1998 – Il fitoplancton delle Valli di Comacchio da gennaio a dicembre 1997. *Laguna*, V 5 (sup):16-23
- ANDREOLI C., TOLOMIO C., SCARABEL L., MORO I., BELLATO S., MORETTO M., MASIERO L., 1994. Phytoplankton and chemico-physical parameters of the Scardovari Lagoon (Po Delta, North Adriatic Sea) during 1991 and 1992. *Giorn. Bot. Ital.*, 128: 1007-1027.
- ANGELETTI D., 2006 - Erosione genetica e relazioni genotipo-ambiente nella popolazione delle Saline di Tarquinia di *Aphanius fasciatus* (Teleostea). Tesi di dottorato. Università degli Studi della Tuscia.
- ARGANO r., 1979 – Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 5. Isopodi (Crustacea, Isopoda). CNRAQ/1/43.
- ARIAS A.M., DRAKE P., 1994 – Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cádiz. *Marine Ecology Progress series* 115: 151-167.
- ARVOLA L., 1981. Spectrophotometric determination of chlorophyll a and phaeopigments in ethanol extractions. *Ann. Bot. Fennici*, 18: 221-227.
- BAIRD D. E ULANOWICZ R.E., 1993. Comparative Study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 99: 221-237.
- BELLAN G., 1964 – Contribution a l’étude systematique, bionomique et écologique des annelids polichètes de la Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, 49 (Bull.33): 1-137.
- BLASI S., 1998 – Caratterizzazione ecologica delle Saline di Tarquinia: II) Analisi spaziale della comunità macrozoobenthonica. Tesi di laurea. Università degli Studi della Tuscia. A.A. 1997-1998.
- BLASI S., 2006 – Studio della struttura, delle fluttuazioni stagionali e della risposta al disturbo dei popolamenti bentonici in un ambiente iperalino mediterraneo: le Saline di Tarquinia. Tesi di dottorato. Università degli Studi della Tuscia.
- BOYDEN C.R., 1972 – Relationship of size to age in the cockles *Cerastoderma edule* and *Cerastoderma glaucum* from the river Crouch estuary, Essex. *J. Conch.* 27: 475-489.
- BRAMUCCI S., 2002 – 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. A.A.2001-2002.

- BUZAS, M.A., GIBSON, T.G., 1969. Species diversity: benthonic foraminifera in western North Atlantic. *Science*, 163: 72–75.
- CARRADA G., 1990 – Le lagune costiere. *Le Scienze* n° 26: 32-37.
- 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): 35-56.
- CASTALDELLI G., ROSSI R., FANO E.A., 1999. Variazioni spaziali e temporali dei parametri idrochimici e della biomassa algale nel bacino lagunare valle Fattibello-Spavola. *Laguna*, 5: 10-17.
- CHESSA L.A., SCARDI M., SERRA S., PAIS A., LANERA P., PLASTINA N., VALIANTE L.M., VINCI D., 2007. Small-scale perturbation on soft bottom macrozoobenthos after mechanical cleaning operations in a Central-Western Mediterranean lagoon. *Transitional Waters Bulletin*, 2: 9-19.
- CLARKE K.R., 1993 – Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- COLOMBO G., CECCHERELLI V.U., FERRARI I., 1984 – Lo zooplancton delle lagune. *Nova Thalassia*, 6 (suppl.): 185-200.
- COLOMBO G., CAMEROTA C., BISCEGLIA R., ZACCARIA V., GAIANI V., CARRIERI A., 1988 - Variazioni spaziali e temporali delle caratteristiche fisico-chimiche delle acque e della biomassa fitoplanctonica della Sacca di Goro (anno 1988). Da: *Studio integrato sull'ecologia della Sacca di Goro*.
- COGNETTI G., BONVICINI PAGLIAI A.M., 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, No.10:583-586.
- COGNETTI G., 1988 – Colonizzazione delle acque salmastre. In Carrada G.C., Cicogna F., Fresi E.(Edit.s), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*:119-125.
- COGNETTI G., COGNETTI G., 1992 – Inquinamenti e protezione del mare. Calderoni, Bologna.
- COGNETTI G., MALTAGLIATI F., 2000 – Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40, No.1: 7-14.
- COGNETTI G., SARÀ M., MAGAZZÙ G., 1999 – *Biologia marina*. Officine Grafiche Calderini, Bologna.
- COLLIE J. S., GALO A. ESCANERO, PAGE C. VALENTINE, Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 155: 159-172.
- CORNELIUS S.E., 1984. An ecological survey of Alazan Bay, Texas. Technical Bulletin No. 5. Texas A and I University, Kingsville.
- COSTELLO M.J., HOLMES J.M.C., MC GRATH ET MYERS A., 1989 - A review and catalogue of the Amphipoda (Crustacea) in Ireland. *Irish Fisheries Investigations* 33 (1):3-70.
- 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.
- CUNHA M.R., SORBE J.C., MOREIRA M.H., 1999 – Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Mar. Ecol.Prog. Ser.*, 190: 69-87.

- DAĞLI E. & ERGEN Z., 2008 – First record of *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Polychaeta: Spionidae) from the Sea of Marmara, Turkey basin. *Aquatic Invasions*, 3, (2):225-227.
- DAUER D.M., 1993 – Biological criteria, Environmental health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 26 (5): 249-257.
- DIVIACCO G., 1980 – Ecologia e distribuzione dei crostacei anfipodi nella laguna di Orbetello. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Verona*, VII.
- DIVIACCO G., 1982 a – Note sui crostacei delle lagune laziali e campane. *Boll. Mus. Ist. Boil. Univ. Genova*, 50:173-177.
- DIVIACCO G., 1982 b – Osservazioni sui Crostacei Anfipodi delle lagune costiere pugliesi. *Boll. Mus. Ist. Boil. Univ. Genova*, 50:178-182.
- DIXON I.M.T., MOORE P.G., 1997 – A comparative study on the tubes and feeding behaviour of eight species of corophioid Amphipoda and their bearing on phylogenetic relationships within the Corophioidea. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 352:93-112.
- DRAKE P., ARIAS M., 1995 – Distribution and production of *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz. *Hydrobiologia*, 299:195-206.
- EDGAR G.J., 1990 – The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with Western Australian seagrass beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 137: 215-240.
- EDGAR G.J., 1990 – The use of the size structure of benthic macrofaunal communities to estimate faunal biomass and secondary production. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 137: 195-214.
- EDGAR G.J., 1994 – Observation on the size-structure of macrofaunal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 176: 227-243.
- EDGAR G.J., SHAW C., WATSON G.F., HAMMOND L.S., 1994 – Comparisons of species richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 176: 201-226.
- ELEFThERIOU A., HOLME N.A., 1984 – Macrofauna techniques. In: Holme N.A., McIntyre A.D. (eds), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 140-216.
- ELLERTSEN B., 1977. A new apparatus for sampling surface fauna. *Sarsia* 63: 113-114.
- FAUCHALD K., 2008 - *Ophiodromus pallidus* (Claparède, 1864). In: Fauchald, K., (Ed) (2008). *World Polychaeta database*. Accessed through the North sea Benthos Survey at <http://193.191.134.5/vmdcdata/nsbs/aphia.php?p=taxdetails&id=130189> on 2008-12-29.
- FERRARI I., CECCHERELLI V.U., NALDI M., VIAROLI P., 1993. Planktonic and benthic communities in a shallow water dystrophic lagoon. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 1043-1047.
- 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”, pp 65.
- GALUPPO N., MACI S., PINNA M., BASSET A., 2006 – Tipologia di habitat e distribuzione degli invertebrati in un ecosistema acquatico di transizione: “Alimini Grande” (Puglia, Italia). XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia, Viterbo-Civitavecchia.
- GAGLIARDI M., 2008 - Effetti delle fluttuazioni ambientali sulla struttura di comunità e specie target in habitat lagunari estremi. Tesi di laurea. Univ. degli Studi della Tuscia. A.A.2007 – 2008.

- GARCÍA C.M., GARCÍA-RUIZ R., RENDON M., NIELL X., LUCENA J., 1997. Hydrological cycle and interannual variability of the aquatic community in a temporary saline lake (Fuente de Piedra, Southern Spain). *Hydrobiologia*, 345: 131-141.
- GENOVESE S., MAGAZZÙ G., 1969 – Manuale d'analisi per le acque salmastre. La Editrice Universitaria, Messina.
- GIANGRANDE A., GAMBI M.C., 1985 – Long term trend in the distribution of soft bottom polychaetes in the Sabaudia lagoon (Latina, Italy). *Rapp. P.-v.Réun. Commn int. Explor.scient. Mer. Méditerr.* 29 (4): 79-82.
- GIANGRANDE A., GRAVINA M.F., GAMBI M.C., FRESI E., ARDIZZONE G.D., 1983-1984 Policheti di fondo mobile di aree costiere semichiusate: fattori di selezione in ambiente salmastro. *Nova Thalassia*, 6 Suppl.:155-163.
- GIANGRANDE A., RUBINO F., 1994 - I policheti dello stagno salmastro di Acquafredda: problematiche della dispersione nelle specie lagunari. *Thal. Sal.* 20: 77-91.
- GIANGRANDE A., PETRAROLI A., 1991 – Reproduction, larval development and post-larval growth of *Nainereis laevis* (Polychaeta, Orbiniidae) in the Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 111: 129-137.
- GIANGRANDE A., FRASCETTI S., 1995 – A population study of *Nainereis laevis* (Polychaeta, Orbiniidae) in a fluctuating environment (Mediterranean Sea). *Sci. Mar.*, 59 (1): 39-48
- GIANGRANDE A. & FRASCETTI 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.
- GIANGUZZA P., CHEMELLO R. & RIGGIO S., 2001 – Composizione e struttura della malacofauna di una salina della Sicilia occidentale. *Società Italiana di Malacologia*, 36 (9-12): 201-207.
- GILBERT J., 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research*, vol. 23 (2): 207-217.
- GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D., SCALETTA F., CHIMENZ C., 1989 – Descriptive analysis and classification of benthic communities in some Mediterranean coastal lagoons (Central Italy). *Marine Ecology*, 10 (2) :141-166.
- GRAY J.S., WU R.S., OR Y.Y., 2002 – Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 238: 249-279.
- HEDGEPEETH J.W., 1967. Ecological aspects of the Laguna Madre, a hypersaline estuary. *Estuaries* 83: 408-19.
- Heip C., 1971. The succession of benthic micrometazoans in a brackish water habitat. *Biol. Jb. Dodonaea* 39: 191-196.
- 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.
- HOLLAND A.F., SHAUGHNESSY A.T., HIEGEL M.H., 1987. – Long-Term Variation in Mesohaline Chesapeake Bay Macrobenthos: Spatial and Temporal Patterns – *Estuaries*, Vol.10 (3): 227-245.
- 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., pp 203-207.
- KARPEVICH A.F., YACUBOVA L.I., 1956 – Acclimatization of *Syndesmina ovata* in the Caspian Sea. *Ryb. Khoz.*, 8: 66.

- KREBS C.J., 1989 – Ecological methodology. Harper Collins Publisher, New York, 654.
- LANZUISI E., 2009 – L'avifauna di una zona umida mediterranea, le Saline di Tarquinia, in relazione a parametri ambientali: indicazioni gestionali. Tesi di dottorato, XX ciclo, Università della Tuscia.
- 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.
- LARDICCI C., ROSSI F., CASTELLI A., 1997 – Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 34, No. 7: 536-547.
- LARDICCI C., ROSSI F., 1998 – Detection of stress on macrozoobenthos: evaluation of some methods in a coastal Mediterranean lagoon. *Marine Environmental Research*, 45, No.4/5:367-386.
- LORENZEN C., JEFFREY J., 1980. Determination of chlorophyll in sea water. *Unesco Technical Papers in marine science*, 35: 1-20.
- MANCIANI S., 2006 – Caratterizzazione ecologica delle Saline di Tarquinia: analisi della biomassa fitoplanctonica. Tesi di laurea. Università degli Studi della Tuscia. A.A. 2006-2007.
- 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., SARA' G., 1995. Caratteristiche idrologiche di una laguna costiera mediterranea (Stagnone di Marsala - Sicilia occidentale): ipotesi di un modello qualitativo di circolazione lagunare. *Naturalistica sicil.*, S.IV, Vol. XIX (3-4): 229-277.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO, 1992 – Servizio conservazione della natura . Inventario delle zone umide del territorio italiano. Istituto Poligrafico e Zecca di Stato.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO, 1992 – Natura 2000 Italia informa, n° 0 settembre 2002; pp 20.
- MISTRI M., FANO E. A. , ROSSI G., CASELLI K., ROSSI R., 2000. Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, northern Italy, an hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51: 599-611.
- MISTRI M., ROSSI G., FANO E. A. , 2001 – Structure and secondary production of soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, North-Eastern Italy). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 52: 605 - 616.
- MOORE D.C. AND RODGER G.K., 1991. Recovery of a sewage sludge dumping ground. II. Macrobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*, 75: 301-308.
- MUNARI C., MODUGNO S., GHION F., CASTALDELLI G., FANO E.A., ROSSI R., MISTRI M., 2003. Recovery of the macrobenthic community in the Valli di Comacchio, Northern Adriatic Sea, Italy. *Oceanol. Acta*, 26: 67-75.
- MUNARI C., ROSSI R., MISTRI M., 2005 – Temporal trends in macrobenthos community structure and redundancy in a shallow coastal lagoon (Valli di Comacchio, Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia*, 550:95-104.

- MUNARI C., ROSSI R., MISTRI M. 2003 – Analisi di lungo termine del macrobenthos in una laguna nord-adriatica e ipotesi sulla resistenza della comunità. Reperibile su: www.xiiicongresso.societàitalianaecologia.org/articles/Munari-78.pdf
- NOCENTINI A., 1985 – Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 29. Chironomidi, 4. CNRAQ/1/233.
- ÖZTÜRK B., POUTIERS J.M., SARI H.M., ÖZBEK M., 2002 – On the occurrence of *Mytilaster marioni* (Locard, 1889) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae) in Bafa Lake (Turkey), with a redescription of the species. *Hydrobiologia* 485:123-131.
- PALLADINO S., 1990 – Lista delle aree naturali protette in Italia. I° edizione (Parchi Nazionali – Riserve statali – zone umide di importanza internazionale secondo la Convenzione di Ramsar). Centro studio sulla genetica evoluzionista del CNR.
- 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.
- PICARD J., 1985 – Milieux extrêmes et benthos méditerranéen. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 29, 5: 213 – 214.
- POLESIO P. 2005. Influenza delle fluttuazioni ambientali sulla struttura genetica di *Aphanius fasciatus* delle Saline di Tarquinia: dati preliminari. Univ. della Tuscia di Viterbo, Fac. di Scienze MM.FF.NN., Tesi di laurea A.A. 2004 -2005.
- PONTI M., 2000 – Studio degli spettri di taglia e biomassa e della produttività secondaria di popolamenti macrobentonici. Tesi di Dottorato. Univ. degli Studi di Parma.
- PONTI M., COLANGELO M.A., CECCHERELLI V.U., 2007. Composition, biomass and secondary production of the macrobenthic invertebrate assemblages in a coastal lagoon exploited for extensive aquaculture: Valle Smaracca (northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf*, 75: 79-89.
- PONTI M., DELLA CASA C., BACCHIOCCHI F., COLANGELO M.A., CECCHERELLI V.U., 2005- Distribuzione spaziale e variazioni stagionali dei popolamenti macrobentonici nella laguna costiera “Pialassa Baiona” (Ravenna). *Biologia Marina Mediterranea*, 12 (1): 312-316
- RAMSAY P.M., RUNDLE S.D., ATTRILL M.J., UTTLEY M.G., WILLIAMS P.R., ELSMERE P.S., ABADA A., 1997 – A rapid method for estimating biomass size spectra of benthic metazoan communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1716-1724.
- REISE K., 1985 – Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Springer – Verlag, Berlin.
- RIEDL R., 1991. Fauna e flora del Mediterraneo. Franco Muzzio Editore.
- ROSSI F., LARDICCI C., 1995 – Evoluzione delle comunità zoobentoniche di fondo molle della laguna di Orbetello: variazioni nella composizione specifica. *Atti Soc. Tosc.Sci.Nat., Mem., Serie B*, 102:31-36.
- RUDMAN, W.B., 1971. Structure and functioning of the gut in the Bullomorpha (Opisthobranchia). Part 1. Herbivores. *Journal of Natural History*, 5: 647-675.
- RUDMAN, W.B., 1971. On the opisthobranch genus *Haminoea* Turton & Kingston. *Pacific Science*, 25:545-559.

- SARAGA E., 2006 – La comunità macrozoobenthonica come bioindicatore dello stato di qualità ambientale della Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia. Tesi di laurea. Università degli Studi della Tuscia. A.A. 2005 – 2006.
- SCARDI M., 1998. Tecniche di analisi dei dati in ecologia. Versione 1.2a.
- SCARDI M., 2001. Tecniche di analisi dei dati in ecologia. Versione 1.2b.
- SCHRAM, T.A., SVELLE M., OPSAHL M., 1981. A new divided neuston sampler in two modifications: descriptions, tests, and biological results. *Sarsia* 66: 273-282.
- SCONFIETTI R., 2004 – Chiave di riconoscimento dei più comuni peracaridi (Crustacea, Peracarida) lagunari italiani. *Studi Trent. Sci. Nat., cta Biol.*, 81: 79-89.
- SCOPPOLA A., 1995 – Piante minacciate, vulnerabili o molto rare della provincia di Viterbo. *Amm. Prov. Viterbo, Assessorato all'Ambiente*.
- SEI S., FERRARI L., GHION F., 1997 – Monitoraggio delle condizioni ambientali delle Valli di Comacchio. *Lo Zooploancion. Da: Risanamento e Tutela delle Valli di Comacchio*, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma.
- SILVESTRI F., 2008 - Studio della struttura del popolamento zooplanctonico di un ambiente iperalino: le Saline di Tarquinia. Tesi di Dottorato. Univ. degli Studi della Tuscia.
- SHMELEVA A.A., 1965 – Weight characteristics of the zooplankton of the Adriatic Sea. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco*, vol. 65, n°1351, 24 p.
- SPRUNG, 1994 – Macrobenthic secondary production in the intertidal zone of the Ria Formosa – a lagoon in southern Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 75:919-925.
- STAZI M., 1978 – Distribuzione ecologica e geografica dei Coleotteri Carabidi degli stagni retrodunali del Tirreno centrale. *Univ. Roma "La Sapienza", Fac. Di Scienze*, tesi di laurea A.A. 1977-1978, pp 157.
- TAGLIAPIETRA D., PAVAN M., WAGNER C., 1998 – Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa (Venetian Lagoon, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47:217-226.
- TAGLIAPIETRA D., PAVAN M., WAGNER C., 2000 – Benthic patterns in a salt marsh basin: a snapshot of Palude della Rosa (Venetian Lagoon, Italy). *Wetlands Ecology and Management*, 8: 287-292.
- TAKEKAWA J.Y., MILES A.K., SCHOELLHAMER D.H., ATHEARN N.D., SAIKI M.K., DUFFY W.D., KLEINSCHMIDT S., SHELLNBARGER G.G., JANNUSCH C.A., 2006. Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia* 567: 307-327.
- 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.
- TESEI D., 2007 - Caratterizzazione ecologica delle "Saline di Tarquinia": stima della biomassa fito-zooplanctonica e macrozoobenthonica. Tesi di Laurea. Univ. degli Studi della Tuscia. A.A. 2006-2007.
- THIERY A. & PUENTE L., 2002. Crustacean assemblage and environmental characteristics of a man-made solar saltwork in southern France, with emphasis on anostracan (Branchiopoda) population dynamics. *Hydrobiologia* 486: 191-200.
- TORELLI A., 1982 – Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane; 8. Gasteropodi conchigliati. *CNRAQ/1/96*.

- VOLTERRA L., DE NAVA V., MANCINI L., 1998. – Criteri e standard di qualità per la protezione della vita acquatica – Rapporti ISTISAN 98/26, Istituto Superiore di Sanità.
- VOROBYEV V.P., 1949 – Benthos of the Sea of Azov. In: Proceedings of the Azov – Black Sea Institute of Marine fisheries and oceanography, 13.
- WARWICK R.M., 1984 – Species size distributions in marine benthic communities. *Oecologia* 61: 32-41.
- WHITE N., 2007 – *Armandia cirrhosa*. Lagoon sandworm. Marine life Information Network: Biology and Sensitivity key information sub-programme (on line). Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom (cited 26/11/2008). Available from: <http://www.marlin.ac.uk/species/Armandia_cirrhosa.htm>.

RINGRAZIAMENTI

Desidero ringraziare il Prof. Giuseppe Nascetti per avermi dato l'opportunità di lavorare in un ambiente splendido come Le Saline di Tarquinia; il Dipartimento DECOS dell'Università della Tuscia; il Prof. Michele Scardi per i suoi preziosi consigli; i Dottori Paolo Fasciglione e Pasquale Lanera della Bioservice Srl per l'aiuto datomi nell'identificazione delle specie bentoniche; il Dott. Federico Silvestri e le Dottoresse Silvia Manciani, Donatella Tesei e Manuela Gagliardi per l'aiuto prestatomi sia in fase di campionamento che di elaborazione dati; la Dott.ssa Silvia Blasi per essere tornata....al momento giusto!

Infine, un grazie particolare per il loro sostegno, la loro amicizia, la loro compagnia, la loro collaborazione va al gruppo di ricerca delle Saline di Tarquinia: Dott. Dario Angeletti, Dott.ssa Silvia Cecchetti, Dott. Claudio Paoloni, Dott. Valerio Sbragaglia, Dott.ssa Eleonora Saraga.