

**ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA**

SCUOLA DI SCIENZE - CAMPUS DI RAVENNA
Corso di laurea magistrale in Biologia Marina

**Risposta dei popolamenti meiobentonici al calpestio
umano in habitat roccioso intertidale nel SIC
“Berchida-Bidderosa” (Sardegna Nord-Orientale)**

Relatore
Prof. **Victor Ugo Ceccherelli**

Presentata da
Parisi Luca

Correlatore
Prof.ssa **Marina Antonia Colangelo**

I sessione
Anno Accademico 2013-2014

1. INTRODUZIONE - 5

- 1.1 Scopo dello studio - 5
- 1.2 Effetti del calpestio umano sui popolamenti bentonici - 6
 - 1.2.1 Il calpestio umano - 6
 - 1.2.2 Effetti del calpestio sulle macroalghe - 8
 - 1.2.3 Effetti del calpestio sul biofilm - 10
 - 1.2.4 Effetti del calpestio sulla fauna - 10
- 1.3 *Cystoseira crinita* (Duby) - 14
 - 1.3.1 Il genere *Cystoseira* - 14
 - 1.3.2 Distribuzione ed ecologia di *Cystoseira crinita* - 15
 - 1.3.3 Caratteristiche morfologiche di *Cystoseira crinita* - 15
 - 1.3.4 Status - 17
- 1.4 La meiofauna - 18
 - 1.4.1 Caratteristiche generali - 18
 - 1.4.2 Ecologia della meiofauna associata a macroalghe - 19
- 1.5 Caratterizzazione dell'area di studio - 22
 - 1.5.1 Quadro normativo - 22
 - 1.5.2 Il Sito di Importanza Comunitaria "Berchida Bidderosa" - 22
 - 1.5.3 Inquadramento geomorfologico ed idrogeologico del SIC - 24
 - 1.5.4 Inquadramento climatico del SIC - 25
 - 1.5.5 Inquadramento ambientale e vegetazionale del SIC - 25

2. MATERIALI E METODI - 28

- 2.1 Descrizione del sito di studio - 28
- 2.2 Disegno sperimentale di campionamento - 29
- 2.3 Simulazione di calpestio, prelievo e trattamento dei campioni in campo - 30
- 2.4 Trattamento dei campioni in laboratorio - 31

2.5 Analisi dei dati - 32

2.5.1 Analisi univariate - 32

2.5.2 Analisi multivariate - 33

3. RISULTATI - 36

3.1 Risposta di *Cystoseira crinita* al calpestio - 36

3.2 Risposta delle comunità meiobentoniche - 39

3.3 Analisi dei Taxa - 49

3.3.1 Nauplii - 51

3.3.1 Arpacticoidi - 54

3.3.1 Nematodi - 57

3.3.4 Altri Taxa - 60

4. DISCUSSIONE - 63

Bibliografia - 70

Appendice - 90

1. INTRODUZIONE

1.1 Scopo dello studio

Negli ultimi decenni il disturbo generato dal calpestio umano sui popolamenti delle rocciose sta ricevendo un crescente interesse da parte di biologi ed ecologi marini, e una grande quantità di letteratura è stata prodotta su questo argomento (Woodland & Hooper, 1977; Beauchamp & Gowing, 1982; Liddle, 1991; Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998; Milazzo et al., 2002, 2004).

Anche se è noto che le comunità della zona intertidale rocciosa sono sensibili agli effetti del calpestio umano, che riduce la copertura algale e l'abbondanza della fauna sessile, ci sono poche informazioni sugli effetti dell'impatto antropico sulla fauna vagile associata alla vegetazione calpestata (Keough & Quinn, 1998; Brown & Taylor, 1999).

Molte ricerche condotte sugli effetti del calpestio sono focalizzate sulla macrofauna, ma anche i piccoli animali criptici meritano attenzione, a causa della loro grande abbondanza (Hicks, 1986), alta produttività (Edgar & Moore, 1986) ed importanza come fonte di cibo per i livelli trofici superiori (Coull & Wells, 1983; Jones, 1988).

La meiofauna, con un totale di 23 phyla rappresentati, costituisce il gruppo fileticamente più vario rispetto a qualsiasi altra componente bentonica marina, ed inoltre costituisce un ottimo indicatore della qualità dell'ambiente marino (Kennedy & Jacoby, 1999). A causa della elevata abbondanza, ricchezza di specie e diversità trofica, la meiofauna occupa una posizione di rilievo all'interno della rete trofica (Reise, 1979; Kuipers et al., 1981).

La maggior parte degli studi sperimentali condotti sul calpestio valuta gli effetti del calpestio sui popolamenti algali (Milazzo et al., 2004; Schiel, Taylor, 1999) e sui popolamenti animali ad essi associati (Brown & Taylor, 1999; Casu et al., 2006a, 2006b) in relazione dell'intensità di disturbo, intesa come numero di passi esercitati su un'area.

Il presente lavoro di tesi si propone di confrontare la risposta delle comunità bentoniche associate a una macroalga "*habitat-former*", *Cystoseira crinita* (Duby), sottoposte a diverse intensità e frequenze di calpestio, tramite un esperimento di manipolazione in campo. Tale simulazione si è svolta in un tratto di costa rocciosa nel SIC (Sito di Importanza Comunitaria) di "Berchida-Bidderosa", Sardegna Nord-Orientale.

1.2 Effetti del calpestio umano sui popolamenti bentonici

1.2.1 Il calpestio umano

A livello globale gli ambienti costieri sono sottoposti ad una crescente pressione antropica, che di norma viene correlata allo sfruttamento delle risorse naturali, all'inquinamento, all'urbanizzazione e all'erosione costiera (Dronkers & de Vries, 1999), mentre il turismo è stato a lungo considerato come un settore pulito, quasi privo di effetti negativi sull'ambiente (Gheschiere et al., 2005). Diversi tratti di costa rocciosa sono divenuti popolari destinazioni turistiche, in cui svolgere diverse attività di svago, tra cui la balneazione, l'escursionismo (Brosnan & Crumrine, 1994; Addessi, 1994; Keough & Quinn, 1998), e la pesca sportiva (Murray et al., 1999). Le comunità degli habitat intertidali rocciosi sono particolarmente sensibili ai disturbi legati alle attività turistiche e al relativo sviluppo di insediamenti antropici costieri. I disturbi legati a tali attività possono avere un impatto negativo sulla diversità biologica delle coste rocciose (Underwood & Kennelly, 1989; Kingsford et al, 1991) agendo in modo indiretto, come nel caso di scarichi fognari, inquinamento chimico (Littler e Murray, 1975), eutrofizzazione, l'alterazione di cicli vitali e di interazioni tra le specie (Gray, 1982; Moreno et al, 1984;. Castilla & Durán, 1985, 1989; Kingsford et al, 1991), o in modo diretto, come la rimozione selettiva di specie per uso alimentare o per collezionismo (Beauchamp & Gowing, 1982;. Ghazanshahi et al, 1983; Bally & Griffiths, 1989 ; Underwood & Kennelly, 1989; Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Addessi, 1994), la manipolazione delle rocce, ed il calpestio umano (Sousa, 1979; & Castilla & Duran, 1989; Underwood & Kennelly, 1989; Povey & Keough, 1991; Murray et al., 1999; Schiel & Taylor, 1999; Milazzo et al., 2002, 2004).

Il calpestio umano è da tempo riconosciuto come un importante fonte di disturbo e stress per le comunità animali e vegetali terrestri (Pickering & Hill, 2007; Kissling et al., 2009), mentre solo recentemente si sono considerati gli effetti sull'ambiente marino costiero (Keough & Quinn, 1998; Gheschiere et al., 2005; Casu et al., 2006a).

Effetti negativi sono stati osservati nei popolamenti di spiagge sabbiose (Veloso et al., 2006; Coombes et al., 2008; Lucrezi et al., 2009a, 2009b), di ambienti salmastri (Martone & Wasson, 2008), piane fangose (Rossi et al., 2007) e coste rocciose (Smith & Murray, 2005; Ferreira & Rosso, 2009).

In questi ultimi decenni è cresciuto in particolare l'interesse da parte della comunità scientifica per gli effetti del calpestio umano sulle coste rocciose poco profonde (Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998; Brown & Taylor, 1999; Milazzo et al., 2002, 2004). La maggior parte degli studi condotti rivelano che la vulnerabilità al calpestio umano varia sia in funzione dell'intensità che della frequenza del disturbo (Connell, 1978; Connell & Keough, 1985; Sousa, 1985; Menge & Sutherland, 1976, 1987), e dipende dalle caratteristiche morfologiche, fisiologiche e comportamentali delle specie colpite, (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Kissling et al. 2009).

Il disturbo costituisce un importante fattore che genera eterogeneità spaziale, producendo conseguenze sulla struttura e sulla dinamica dei popolamenti (Sousa, 1984). Diversi studi documentano come tale disturbo colpisca le specie intertidali, inducendo cambiamenti in abbondanza, ricchezza di specie e variando la composizione della comunità rispetto alle zone non calpestate (Siegfried et al., 1985, Keough et al., 1993, Dye et al., 1997; Fernandez & Castilla, 1997; Lasiak, 1998; Casu et al., 2006). In particolare si è evidenziato come, in aree soggette a calpestio, diminuiscano sia la densità che il numero di specie (Keough & Quinn, 1998; Brown & Taylor, 1999; Schiel & Taylor, 1999; Jenkins et al., 2002; Milazzo et al., 2002, 2004). Specie normalmente comuni sulle coste rocciose risultano a volte rare nei siti più frequentati (Beauchamp & Gowing, 1982; Povey & Keough, 1991; Brosnan, 1993; Brosnan & Crumrine, 1994).

Diversi effetti diretti sono associati al calpestio, come la mortalità per schiacciamento, il dislocamento degli organismi, i danni alle strutture algali di specie considerate "*habitat-former*", con conseguente aumento di vulnerabilità delle comunità ad altri fattori abiotici (es. essiccazione, esposizione alla radiazione solare o al moto ondoso) o biotici (es. predazione) o, nel caso vengano schiacciati o rimossi organismi strutturanti (Reed & Foster, 1984), perdita di habitat (Brosnan & Crumrine, 1994; Brown & Taylor, 1999). Gli effetti indiretti consistono in variazioni a livello di comunità, come competizione e predazione, che possono a loro volta condurre, per effetto diretto, alla riduzione o alla scomparsa di specie dominanti e all'aumento di altre specie opportuniste (Underwood, 1989; Keough & Quinn, 1991; Keough & Quinn, 1998).

L'effetto del calpestio sulle coste rocciose provoca in genere una notevole riduzione della copertura macroalgale e della densità di invertebrati sessili, come molluschi e cirripedi (Beauchamp & Gowing, 1982; Ghazanshahi et al., 1983; Povey & Keough, 1991; Addessi,

1994; Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998; Schiel & Taylor, 1999; Milazzo et al., 2002). I cirripedi in particolare, risultano più suscettibili al calpestio rispetto ai letti di mitili (Brosnan & Crumrine, 1994).

1.2.2 Effetti del calpestio sulle macroalghe

L'importanza ecologica delle macroalghe marine è riconosciuta in tutto il mondo (Hayward, 1980; Williams & Seed, 1992; Gee & Warwick, 1994a; Hull, 1997; Chemello & Milazzo, 2002). Nelle zone costiere superficiali la composizione e la struttura delle comunità algali possono essere influenzate, oltre che dal disturbo naturale (Paine & Levin, 1981; Sousa, 1984; Dayton et al, 1992), da diverse attività umane (Addessi, 1994; Keough & Quinn, 1998. Lindberg et al, 1998). La rimozione delle macroalghe può influenzare la composizione e la struttura dei popolamenti associati, modificando alcuni fattori fisici (Reed & Foster, 1984; Duggins et al, 1990) che svolgono un ruolo importante in diversi processi biologici, quali reclutamento, competizione e predazione (Duggins et al, 1990; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1992; Underwood, 1998).

La vulnerabilità delle macroalghe al calpestio dipende principalmente dalla loro morfologia: feltri algali, alghe incrostanti o forme basse e cespitose sono meno sensibili rispetto a forme a tallo eretto, non cespitose, o molto ramificate (Brosnan & Crumrine, 1994; Schiel & Taylor, 1999).

Le macroalghe a tallo eretto, considerate importanti specie strutturanti, o "*habitat-former*" (Reed & Foster, 1984) di habitat intertidali e subtidali (Dayton, 1985, Duggins & Dethier, 1985; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1992), risultano particolarmente sensibili al calpestio umano. Intensità relativamente basse di disturbo antropico possono rivelarsi non sostenibili per tali popolamenti (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998; Schiel & Taylor, 1999; Milazzo et al., 2002).

Nel genere *Cystoseira* si è osservato che il recupero successivo al calpestio avviene attraverso la rigenerazione dal disco basale, piuttosto che per il reclutamento di propaguli (Povey & Keough, 1991; Milazzo et al., 2002). Durante il calpestio, i dischi basali algali vengono schiacciati, ma non staccati dal substrato. Anche ad elevate intensità di calpestio, i dischi basali non risultano particolarmente danneggiati, il che permette alle alghe di poter ricrescere in tempi relativamente brevi (Milazzo et al., 2004). Esperimenti

di manipolazione hanno dimostrato che la rimozione completa delle specie appartenenti al genere *Cystoseira*, se costante nel tempo, può portare ad un drastico cambiamento di tutta la comunità algale, aumentando l'abbondanza relativa di specie a bassa complessità, come i feltri algali (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1992) e, quindi, diminuendo la diversità complessiva delle comunità animali e vegetali associate. La conseguente formazione di spazio libero in seguito alla rimozione di macroalghe, può influenzare negativamente il recupero, fornendo un substrato idoneo ad erbivori o a specie invasive (Schiel & Taylor, 1999).

In generale, le macroalghe delle zone caratterizzate da basse intensità di calpestio sembrano recuperare più lentamente di quelle appartenenti ad aree in cui il livello di disturbo è più alto (Milazzo et al., 2004). La tolleranza e la capacità di recupero sono caratteristiche fondamentali in qualsiasi comunità bentonica disturbata, e sono strettamente connesse non solo alla struttura della comunità, ma anche al tipo, all'entità e alla frequenza dei disturbi che si verificano su di essa (Underwood, 1989; Schiel & Taylor, 1999). Il tempo di recupero degli organismi differisce tra habitat diversi e può essere il risultato di interazioni multiple tra azioni umane e fattori ambientali, come ad esempio le maree (Coombes et al., 2008; Martone & Wasson, 2008). Il recupero quindi, non dipende solo dalla riduzione o dalla cessazione del disturbo, ma anche da una fonte adeguata di propaguli, dai meccanismi rigenerativi e dai tempi necessari ai processi di reclutamento e crescita (Schiel & Taylor, 1999).

In aree del Mediterraneo sottoposte a calpestio, ma in cui le macroalghe abbondano, il completo recupero avviene dopo 6 mesi dal momento in cui è cessata la fonte di disturbo (Milazzo et al., 2004). Ciò dimostra un ritorno ad uno stato tipico delle zone non impattate: una comunità ben sviluppata di alghe fotofile formate da una complessa distribuzione spaziale di specie algali (Ross et al., 1984).

I feltri algali risultano più resistenti al calpestio rispetto alle macroalghe a tallo eretto, probabilmente a causa del loro profilo morfologico basso, che li rende meno vulnerabili allo schiacciamento (Liddle, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Schiel & Taylor, 1999). Il calpestio può comunque ridurre l'altezza fino al 50% (Brown & Taylor, 1999). I fitti feltri algali derivanti da un intenso disturbo di origine antropica, come ad esempio il calpestio cronico (Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998) possono inibire

drasticamente l'insediamento di macroalghe a tallo eretto, come *Cystoseira spp.* (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1996).

1.2.3 Effetti del calpestio sul biofilm

Il biofilm marino è un associazione ecologica di batteri, cianobatteri, diatomee ed altre microalghe, protozoi e propaguli di macroalghe (Anderson, 1995), che svolgono un importante ruolo nell'ecosistema marino. In habitat rocciosi il biofilm è fonte di nutrimento per le reti trofiche pelagiche e bentoniche (Nagarkar et al., 2004; Takai et al., 2004; Doi et al., 2008), e costituisce un assembramento pioniere nella successione dei popolamenti bentonici (MacLulich, 1986; Bulleri, 2004), facilitando l'insediamento di stadi larvali o giovanili di invertebrati e dei propaguli di macroalghe (Huang & Boney, 1984; Hill & Hawkins, 1991; Hung et al., 2007).

Il biofilm risulta poco influenzato dall'azione del calpestio, indipendentemente dalla natura del substrato, anche se mostra un aumento della variabilità della biomassa su piccola scala. Ciò può comunque favorire la ripresa dei popolamenti di invertebrati, fornendo loro nutrimento (erbivori brucatori) o spazio facile da colonizzare (organismi sessili). La mancanza di un effetto è dovuta in parte alle piccole dimensioni degli organismi che costituiscono il biofilm, in parte è dovuto alle irregolarità delle superfici sottoposte al calpestio. La superficie di contatto tra la suola e la roccia è relativamente ridotta se confrontata con la distribuzione del biofilm (Leite et al., 2012). La microtexture delle superfici forma spazi che assicurano una distribuzione, seppur irregolare, delle microalghe (Thompson et al., 1999; Hutchinson et al., 2006). In aggiunta alle dimensioni, la resilienza del biofilm, dovuta al veloce tasso di crescita delle microalghe, minimizza l'effetto del calpestio del periphyton su lunghe scale temporali (Leite et al., 2012).

1.2.4 Effetti del calpestio sulla fauna

Anche se è noto che le comunità sessili dell'intertidale roccioso sono sensibili agli effetti del calpestio umano, che riduce copertura algale e abbondanza della fauna, ci sono poche informazioni sugli effetti dell'impatto antropico sulla fauna vagile associata alla vegetazione calpestata (Keough & Quinn, 1998; Brown & Taylor, 1999).

In habitat rocciosi intertidali le più alte densità di piccoli animali si trovano tipicamente associati a macroalghe (Gibbons & Griffiths, 1986), che forniscono all'epifauna una serie di servizi e risorse, come nutrimento, protezione dalla predazione (Coull & Wells, 1983), dal moto ondoso (Dommasnes, 1968) e dall'essiccamento (Gibbons, 1991). L'abbondanza dell'epifauna è quindi suscettibile ad una riduzione nel caso in cui il calpestio umano riduca la biomassa delle loro alghe ospiti (Brown & Taylor, 1999; Casu et al., 2006).

Si è osservato che i pesci epibentonici risultano essere meno sensibili rispetto ai crostacei ad una diminuzione nella complessità strutturale algale (Eckrich & Holmquist, 2000). La densità di gobidi aumenta nelle aree calpestate, dove la copertura algale risulta bassa, mentre i pesci nectobentonici mostrano una tendenza opposta (Eckrich & Holmquist, 2000; Guidetti & Bussotti, 2002).

L'effetto del calpestio umano sugli invertebrati sembra essere specie-specifico, correlato alla loro morfologia, fisiologia ed ecologia e, nel caso della fauna vagile associata alle macroalghe, durevole nel breve periodo (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Brown & Taylor, 1999). Nei feltri algali ad esempio, la macrofauna associata mostra una chiara risposta a breve termine al calpestio umano: a pochi giorni dal calpestio si osserva una riduzione delle densità di gasteropodi, policheti ed ostracodi (Brown & Taylor, 1999).

I policheti mostrano diverse risposte al calpestio: nei policheti sessili la risposta al calpestio sperimentale può essere variabile a seconda della specie, probabilmente in risposta a diverse esigenze ecologiche (Tena et al., 2000; Casu et al., 2006). Gli effetti del calpestio sui policheti mobili sono difficili da valutare su piccola scala, in quanto gli individui possono facilmente allontanarsi dalle aree calpestate (Casu et al., 2006). Tuttavia i policheti che vivono in popolamenti di alghe fotofile si dimostrano particolarmente vulnerabili, mostrando una riduzione evidente della densità a seguito del calpestio (Cantone & Fassari, 1986; Sardà, 1991; Lopez & Vieitez, 1999; Tena et al., 2000, Çinar, 2003; Giangrande et al., 2003; Casu et al., 2006), anche a basse intensità di calpestio (Brown & Taylor, 1999). Anfipodi gammaridi, isopodi ed anemoni mostrano una sensibilità minore (Brown & Taylor, 1999).

La maggior parte degli studi sul calpestio umano si è concentrata sulla macrofauna (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998), ma anche la meiofauna merita attenzione a causa della elevata abbondanza (Hicks, 1986) e

produttività (Edgar & Moore, 1986), ed importanza come fonte di cibo per i livelli trofici superiori (Coull & Wells, 1983; Jones, 1988). La meiofauna associata alle macroalghe tende ad essere più abbondante della macrofauna di almeno un ordine di grandezza (Gibbons & Griffiths, 1986). Alcuni taxa comuni, come gli stadi giovanili di anfipodi ed isopodi, sono tra le principali prede di molte specie di pesci (Choat & Kingett, 1982; Coull & Wells, 1983; Jones, 1988), quindi è plausibile che la rimozione da parte del calpestio di una parte sostanziale della meiofauna possa avere conseguenze sui livelli trofici superiori (Brown & Taylor, 1999).

L'effetto del calpestio è variabile negli organismi appartenenti a macrofauna e meiofauna. Il calpestio causa cali immediati della densità di bivalvi, anfipodi gammaridi, policheti, isopodi, oligocheti tra la macrofauna, mentre nematodi, policheti, gasteropodi, ostracodi, oligocheti, bivalvi, acari, anfipodi caprellidi, anfipodi gammaridi e tanaidacei sono i taxa più vulnerabili tra la meiofauna (Casu et al., 2006).

Esistono vari modi in cui il calpestio può ridurre la densità degli organismi associati a macroalghe. L'effetto più evidente e diretto è imputabile all'impatto da schiacciamento prodotto dal calpestio (Brown & Taylor, 1999; Casu et al., 2006). In alcuni casi la vulnerabilità di un taxa, come nel caso dei bivalvi, può essere aumentata dalla limitata mobilità, mentre in altri, come alcuni crostacei vagili, mobilità e resistenza meccanica risultano comunque insufficienti a far fronte all'effetto del calpestio. Nei policheti le forme sessili possono trovare rifugio in tubi o gallerie, mentre le specie mobili possono facilmente sfuggire. La maggior parte di questi organismi sono altamente mobili, e sarebbero comunque in grado di fuggire e ricolonizzare le aree calpestate nell'arco di ore o giorni (Sherman & Coull, 1980; Billheimer & Coull, 1988), almeno per quel che riguarda la risposta a breve termine su piccole scale spaziali. Qualsiasi riduzione a breve termine delle densità dovrebbe quindi essere rapidamente compensata dall'immigrazione, almeno su piccola scala spaziale. Inoltre, se l'impatto diretto del calpestio determina la composizione della comunità, la vulnerabilità dei taxa osservati a seguito di questo tipo di disturbo dovrebbe risultare correlata alla loro morfologia ed ecologia (Brosnan & Crumrine, 1994; Brown & Taylor, 1999). L'impatto del calpestio non sembra invece determinare variazioni della comunità meiobentonica relative a caratteristiche morfologiche dei taxa. Sembra invece produrre conseguenze di tipo indiretto (Brown & Taylor, 1999).

La perdita della biomassa algale a seguito del calpestio può incrementare la suscettibilità degli organismi a fattori abiotici e biotici, ad esempio esponendoli al disseccamento o alla predazione (Brosnan & Crumrine, 1994; Schiel & Taylor, 1999). La maggior parte dei popolamenti epifaunali associati a macrofite sembra inoltre essere limitato dalle strategie di alimentazione, legate al periphyton o al detrito (Edgar, 1993) che, nelle alghe calpestate, verrebbe ridotto a seguito della diminuzione della superficie su cui pascolare il periphyton (Edgar, 1993), e delle minori quantità di detrito intrappolato dalle fronde (Hicks, 1986).

Alcuni studi mostrano che un aumento nella densità di alcuni invertebrati, in particolare di erbivori come i gasteropodi, può verificarsi poco dopo la riduzione della copertura algale (Underwood, 1998), questo può essere attribuito ad un effetto indiretto del calpestio (Keough & Quinn, 1998), che renderebbe nuove aree accessibili agli erbivori. È stato osservato che le patelle possono occupare alcune zone fortemente impattate dal calpestio (Povey & Keough, 1991; Keough & Quinn, 1998).

La capacità di recupero in abbondanza e diversità delle specie a seguito del calpestio risulta variabile: alcune specie recuperano più rapidamente di altre. Si è osservato che il recupero della piccola epifauna associata ai feltri algali è relativamente rapido: a 3 mesi dal calpestio, le densità dell'epifauna tornano generalmente vicino ai valori di controllo (Brown & Taylor, 1999). Al contrario, il recupero della copertura del feltro algale appare molto più lento (Milazzo et al., 2002, 2004). In generale, sembra che il recupero dipenda dalla comunità ecologica coinvolta e dalle tempistiche del disturbo rispetto al ciclo di vita dei potenziali colonizzatori (Schiel & Taylor, 1999).

1.3 *Cystoseira crinita* (Duby)

1.3.1 Il genere *Cystoseira*

Le alghe brune appartenenti all'Ordine delle *Laminariales* e *Fucales* (Classe *Phaeophyceae*, Phylum *Heterokontophyta*) comprendono macroalghe a morfologia complessa. Molte specie dominano i fondali rocciosi superficiali di tutti i mari temperati del mondo (Steneck et al., 2002). Queste alghe perenni sono considerate specie strutturanti, o "*habitat-former*". I popolamenti costituiti da queste macroalghe sono caratterizzati da un'elevata produzione primaria. La complessa struttura tridimensionale è in grado di ospitare un gran numero di organismi epifiti (Feldmann, 1937; Giaccone, 1973; Mann, 1973; Dayton, 1985; Graham, 2004).

Negli ultimi decenni, a causa della crescente pressione antropica sulle aree costiere, specie macroalgali a ciclo vitale lungo, mostrano un generale declino in molte aree del globo (Airoldi & Beck, 2007; Coleman et al., 2008; Connell et al., 2008). In particolare i popolamenti dominati dalle alghe brune stanno subendo una notevole riduzione, dovuta in parte agli effetti dell'urbanizzazione (Airoldi & Beck, 2007; Coleman et al., 2008) e al sovrasfruttamento derivante dall'attività di pesca, che produce ripercussioni su l'intera rete trofica (Estes & Duggins, 1995; Steneck, 1998). Spesso questo si traduce a favore di altre specie opportuniste: in condizioni di moderato disturbo le macroalghe brune strutturanti tendono a scomparire, mentre specie tolleranti allo stress (es. feltri di *Corallinales* articolate) diventano dominanti. In caso di disturbi di maggiore intensità e frequenza, si affermano principalmente specie opportuniste (es. Ulvales, Cianobatteri) (Arevalò et al., 2007; Pinedo et al., 2007; Mangialajo et al., 2008).

Il genere *Cystoseira*, diffuso principalmente nel Mar Mediterraneo e lungo le coste settentrionali dell'Atlantico (Roberts, 1978), rappresenta il principale gruppo di macroalghe erette strutturanti delle coste mediterranee (Giaccone, 1973). Tale genere, giunto in Mediterraneo dall'Atlantico circa 6 milioni di anni fa, al termine della crisi di salinità del Messiniano (Roberts, 1978; Amico et al., 1985), attualmente si presenta particolarmente abbondante e diversificato (Roberts, 1978).

I popolamenti di *Cystoseira* ospitano un'elevata diversità di invertebrati ed alghe epifite (Ballesteros et al., 2009), e nel Mediterraneo dominano le associazioni algali in molte aree rocciose dell'infra-litorale e del circo-litorale superiore (Giaccone, 1973). Nel

Mediterraneo occidentale molte associazioni macroalgali a *Cystoseira* sono dominate da *Cystoseira crinita* (Duby) o dalla specie simile *Cystoseira brachycarpa* var. *balearica* (Sauvageau) (Giaccone et al., 1994).

1.3.2 Distribuzione ed ecologia di *Cystoseira crinita*

Cystoseira crinita (Famiglia Cystoseiraceae, Ordine Fucales) è diffusa in gran parte del Mediterraneo Nord-Orientale, generalmente in ambienti ben illuminati dell'infralitorale superiore, i aree relativamente protette o semi-esposte al moto ondoso (Gómez-Garreta et al., 2000; Sales & Ballesteros, 2009). I popolamenti dominati da *Cystoseira crinita* si trovano principalmente su fondali rocciosi compresi tra 0.2 e 0.8 m di profondità, in ambienti caratterizzati da basso o moderato idrodinamismo, preferibilmente vicino a spiagge o all'interno di pozze costiere. La specie simile *Cystoseira brachycarpa* var. *balearica* (Sauvageau), spesso vicaria *Cystoseira crinita* in acque più profonde.

1.3.2 Caratteristiche morfologiche di *Cystoseira crinita*

Le specie appartenenti al genere *Cystoseira* presentano tallo costituito da un disco basale, da uno o più cauloidi e dalle ramificazioni laterali. Nelle specie cespitose da uno stesso disco basale si dipartono più cauloidi in seguito ad un accrescimento simpodiale dell'asse della plantula.

In *Cystoseira crinita* Il tallo cespitoso presenta una porzione basale di assi prostrati stoloniferi, saldati fra loro a formare una struttura discoide o variamente espansa, dalla quale prendono origine numerosi assi eretti nerastri (fino a 20), alti 25-30 cm e del diametro di 3-5 mm. Le dimensioni del tallo, di solito cospicue, sono conseguenti all'attività di cellule meristematiche presenti all'apice del cauloidi e di tutte le ramificazioni laterali. Oltre all'accrescimento apicale, si realizza anche un accrescimento in spessore del tallo determinato da un meristoderma superficiale (Amico et al., 1985; Cormaci, 1993; Giaccone & Bruni, 1973; Gómez-Garreta, 2000; Mangialajo et al., 2008). I cauloidi mostrano apici prominenti e spinosi, che risultano prominenti, sopravanzando nettamente il livello di inserzione delle ramificazioni primarie. Il cauloidi mostra un accrescimento limitato ed è lungamente sopravanzato dalle ramificazioni primarie, i cui

primordi si inseriscono con un andamento spiralato immediatamente al di sotto o in prossimità dell'apice.

Il cauloide risulta privo di tofuli, presenta numerose cicatrici determinate dal distacco delle ramificazioni primarie, e risulta interessato da fenomeni di desquamazione dello strato corticale.

Con la formazione di nuove ramificazioni primarie, quelle più vecchie raggiungono il loro completo sviluppo e progressivamente vengono eliminate. Lungo il cauloide restano quindi visibili le cicatrici delle ramificazioni perdute. L'accrescimento delle ramificazioni è continuo ma, all'inizio della stagione sfavorevole, vengono in parte eliminate.

Sulle ramificazioni primarie, cilindriche e con piccoli processi spiniformi nella porzione prossimale, si inseriscono ramificazioni secondarie che diminuiscono progressivamente in lunghezza procedendo verso l'apice per cui la fronda, a maturità, assume un contorno piramidale. Le ramificazioni secondarie e di terzo ordine, sottili e talvolta leggermente intricate per le numerose dicotomie che si sviluppano su piani diversi, mostrano evidenti cripte pilifere e sono di solito prive di appendici spiniformi. Le cripte pilifere, di origine epidermica, a maturità appaiono come piccole cavità che si affondano nella zona corticale dell'alga e che comunicano con l'esterno tramite un piccolo ostiolo, dal quale fuoriesce un ciuffo di peli non pigmentati. Una caratteristica della specie è la presenza di ciuffi di ramificazioni avventizie variamente distribuite sui cauloidi.

Le strutture riproduttive sono protette ed alloggiate in concettacoli, cavità della zona corticale comunicanti con l'esterno tramite un ostiolo. Sono raggruppati in aree definite con il termine di ricettacoli, presenti all'apice delle ultime ramificazioni. I ricettacoli sono compatti, lunghi 2-10 mm, leggermente espansi all'estremità distale (1 - 1,5 mm) e del tutto privi di spine, o talvolta provvisti di processi spiniformi sparsi. I concettacoli sono per lo più ermafroditi, con le strutture femminili (oogoni) alloggiate nel pavimento del concettacolo mentre le strutture maschili (anteridi) si sviluppano su parafisi ramificate inserite sulle pareti laterali.

Le aerocisti sono per lo più assenti o, se presenti, sono localizzate esclusivamente in prossimità dei ricettacoli.

La fenologia riproduttiva, che coincide con un picco di attività vegetativa, che in *Cystoseira crinita* differisce a seconda della località (Gómez-Garreta et al., 1982; Pizzuto, 1997; Pizzuto, 1999; Mangialajo et al., 2008).

1.3.4 Status

Come altre alghe brune, anche le specie appartenenti al genere *Cystoseira* mostrano un sostanziale declino in molte aree del Mediterraneo (Cormacci & Furnari, 1999; Thibaut et al., 2005; Serio et al., 2006). Eutrofizzazione ed inquinamento vengono generalmente considerati le principali cause di tale riduzione (Bellan-Santini, 1968; Golubic, 1970; Munda, 1993; Arévalo et al., 2007), ma anche il calpestio umano (Milazzo et al., 2004), l'*overgrazing*, la competizione con specie invasive e i cambiamenti climatici possono essere possibili cause della riduzione (Thibaut et al., 2005; Serio et al., 2006). Il declino di questo genere è segnalato anche in aree dove il disturbo antropogenico è considerato ridotto (Cormaci & Furnari, 1999; Thibaut et al., 2005; Serio et al., 2006). In diverse zone, anche dopo un miglioramento della qualità generale della acque, i popolamenti di *Cystoseira* non mostrano segni di recupero. Questo è probabilmente dovuto ad una bassa capacità di dispersione degli zigoti (Soltan et al., 2001, Díez et al., 2009).

Le comunità di fondali rocciosi dominate da macroalghe rispondono in tempi relativamente brevi ai cambiamenti delle condizioni ambientali, per questo motivo sono particolarmente adatte al monitoraggio dello stato ecologico delle acque costiere. A causa dell'elevata sensibilità all'impatto antropogenico, le specie appartenenti al genere *Cystoseira* vengono utilizzate come indicatori di buona qualità delle acque nell'attuazione dell'EU Water-Framework Directive (2006/69/EC). Nel 2010 tutte le specie di *Cystoseira* sono state incluse nell'Allegato II della Convenzione di Barcellona. (Orlando-Bonaca et al., 2008; Asnaghi et al., 2009; Ivesa et al., 2009).

1.4 La meiofauna

1.4.1 Caratteristiche generali

Il termine meiofauna indica un gruppo di metazoi di dimensioni comprese tra 30 μm e 1000 μm , che popolano i fondali di acque dolci e marine. La meiofauna marina è particolarmente diffusa negli ambienti sedimentari ed interstiziali, ma abbonda anche su substrati duri, alghe e assembramenti di invertebrati sessili.

Con il maggior numero di Phyla animali rappresentati, è il gruppo fileticamente più diversificato del pianeta, comprendendo 22 dei 35 Phyla animali conosciuti, di cui 5 esclusivi della meiofauna stessa. All'interno del gruppo si distingue una meiofauna permanente, costituita da organismi che fanno parte della meiofauna per l'intera durata del loro ciclo vitale, e una meiofauna temporanea, costituita da stadi giovanili di organismi appartenenti alla macrofauna.

I cicli riproduttivi brevi e la costante presenza di fasi giovanili permette una rapida colonizzazione di diversi habitat (Schratzberger, 2012). Queste caratteristiche rendono la meiofauna meno vulnerabile al disturbo rispetto alla macrofauna, in cui un evento di disturbo durante la fase di reclutamento può distruggere l'intera popolazione fino al periodo di reclutamento successivo (Vanaverbeke et al., 2002).

I popolamenti meiofaunali vengono largamente utilizzati per valutare gli effetti di molti tipi di disturbo naturale o indotto dall'uomo negli ecosistemi acquatici (Coull & Chandler, 1992). Le piccole dimensioni della meiofauna, spesso unite ad elevata abbondanza e diversità, consentono campionamenti ripetuti, producendo pochi danni al sito di campionamento date le ridotte dimensioni dei campioni prelevati. Le piccole dimensioni rendono inoltre la meiofauna adatta a svariate manipolazioni sperimentali (Brinke et al., 2011; Fleeger & Carman, 2011). In aggiunta, molti dei taxa più studiati, poiché dominanti tra i popolamenti meiofaunali, come ad esempio quello dei Nematodi, hanno un ciclo vitale breve (1 – 3 mesi). Sono quindi in grado di mostrare risposte rapide a cambiamenti ambientali o trattamenti sperimentali (Warwick et al., 1988).

La meiofauna ricopre un ruolo importante nel funzionamento degli ecosistemi bentonici. Contribuisce significativamente alla dieta di molti animali (Gee, 1989; Coull, 1990) e facilita la mineralizzazione della materia organica (Coull, 1999; Riera & Hubas, 2003). In

tal modo lo stato dei popolamenti meiobentonici riflettere lo stato generale dell'ambiente bentonico marino (Kennedy & Jacoby, 1999; Schratzberger et al., 2000).

1.4.2 Ecologia della meiofauna associata a macroalghe

Nelle coste rocciose il dominio bentonico subtidale è caratterizzato da una spiccata zonazione verticale, generata dall'azione di gradienti fisici quali l'irradiazione solare e l'azione del moto ondoso. Questi habitat sono caratterizzati da popolamenti di macroalghe fotofile, che supportano una ricca comunità animale e vegetale ad esse associata.

Nella zona sublitorale superiore, i valori maggiori di abbondanza e diversità dei popolamenti meiofaunali sono stati osservati in aree superficiali riparate dal moto ondoso, associati a comunità macroalgali costituite da specie con una struttura delle fronde complessa (Wieser, 1952; Hicks, 1980). Al contrario, valori minori di abbondanza si osservano in popolazioni macroalgali localizzate in ambienti costieri molto esposti al moto ondoso, o composte da specie con morfologie semplici. (Hicks, 1985; Gibbons, 1988a; Hull, 1997).

L'idea che l'abbondanza della meiofauna fitale all'interno della zona sublitorale diminuisca all'aumentare della profondità (Hicks, 1985) è stata probabilmente favorita da diversi decenni di ricerche focalizzate sulle zone dell'intertidale e infralitorale superiore. La complessità dei metodi di campionamento necessari per operare a profondità sempre maggiori inoltre, ha tradizionalmente scoraggiato indagini esaustive sulla meiofauna associata ad alghe della zona sublitorale profonda (Arroyo et al., 2004).

Gli organismi che tendono ad aggregarsi ad alghe di morfologia relativamente complessa, formando comunità più ricche e varie rispetto a quelle che si trovano su specie della stessa area geografica, ma che presentano strutture più semplici. (Hicks, 1977a, 1980; Coull et al., 1983; Gee & Warwick, 1994a, 1994b). Questo suggerisce che alghe con fronde piccole e semplici offrano a molti organismi meiofaunali una protezione insufficiente contro la predazione, l'essiccamento e l'azione del moto ondoso (Coull et al., 1983; Gibbons, 1988b). Inoltre le alghe con strutture semplici forniscono un substrato inadeguato all'accumulo di sedimento e detrito, potenziale fonte di alimento per gli organismi meiofaunali (Whatley & Wall, 1975; Hicks, 1977a, 1980; Gibbons, 1988a,

1988b; Edgar, 1990; Hull, 1997). Tale carenza impedisce in particolare l'insediamento di molti organismi psammici, che costituiscono un'importante componente della meiofauna associata a macroalghe (Moore, 1971, 1972a). Maggiore è la complessità delle fronde algali, maggiore è la superficie disponibile alla colonizzazione da parte di organismi della meiofauna, della macroepifauna e delle alghe epibionti (Gunnill, 1982a, 1982b, 1983; Gee & Warwick, 1994a, 1994b). La presenza di alghe epifite, a sua volta, aumenta ulteriormente la complessità del microhabitat, incentivando l'insediamento e lo sviluppo delle comunità meiofaunali (Moore, 1971; Kangas, 1978; Gunnill, 1982b; Johnson & Scheibling, 1987). Studi condotti al fine di indagare l'importanza della complessità in habitat costituiti da comunità di macrofite, hanno evidenziato come la presenza di epifiti non influenzi il numero totale di individui, ma piuttosto le specie associate, influenzando la composizione tassonomica della comunità (Young & Young, 1977; Sánchez-Jerez et al., 1999). Per esempio la presenza dell'alga rossa *Cryptopleura ramosa*, può influenzare negativamente l'abbondanza di alcuni taxa. L'aumento di questa specie è spesso associato ad una diminuzione delle abbondanze di Copepodi ed Ostracodi (Arroyo et al., 2004). Tale risultato potrebbe essere dovuto ad elevate concentrazioni citotossiche di solfato-galattani isolate da quest'alga (Carlucci et al., 1997), che può risultare dannosa per alcuni taxa meiofaunali. Inoltre diversi autori hanno suggerito che la presenza di secrezioni o essudazione di particolari metaboliti possano determinare l'idoneità di un substrato ad ospitare epifauna (Hornsey & Hide, 1976; Lippert et al., 2001).

La composizione e la struttura delle comunità meiobentoniche associate alle alghe bentoniche di substrati duri dipende anche dalle componenti delle alghe stesse che si analizzano: la meiofauna tipica delle fronde risulta relativamente diversa da quella del rizoma e del fondale (Arroyo et al., 2004). Nelle macroalgae i popolamenti meiobentonici della porzione basale del tallo presentano un'elevata variabilità di organismi fitali e psammici, questi ultimi favoriti dalla presenza di granelli di sabbia e detriti legati al rizoma algale (Hagerman, 1966; Moore, 1972a, 1972b; Hicks, 1977b; Novak, 1982; De Troch et al., 2001; Arroyo et al., 2004).

Ad esempio i Copepodi risultano generalmente dominanti nelle fronde mentre i Nematodi su tallo e disco basale (Hagerman, 1966; Moore, 1972a; Hicks, 1977a, 1977b; Novak, 1982; Jarvis & Seed, 1996; De Troch et al., 2001). Molti dei copepodi che dominano le fronde sono dotati di adattamenti speciali per aderire a tale substrato e far

fronte alle secrezioni mucillaginose prodotte dalle cellule algali. (Hicks & Grahame, 1979; Hicks, 1980, 1985; Bell et al., 1987).

I Policheti possono risultare abbondanti sulle fronde (Arroyo et al., 2004), anche se solitamente sono descritti come associati alla parte terminale del tallo, ai rizomi e al fondale (Colman, 1940; Moore, 1973).

I Tanaidacei vengono descritti come associati al sedimento intrappolato dai tessuti delle macroalghe (Colman, 1940), mentre gli acari Halacaridae risultano associati a microhabitat molto specifici all'interno delle fronde (Colman, 1940; Pugh & King, 1985; Somerfield & Jeal, 1996).

Gli ostracodi risultano solitamente abbondanti sulle macrofite (Hagerman, 1966; Kangas, 1978; Hull, 1997), anche se possono risultare rari in ambienti idrodinamicamente esposti, dove si aggregano principalmente su alghe filamentose o con ramificazioni sottili (Hagerman, 1966; Whatley & Wall, 1975; Kangas, 1978; Gibbons, 1988b; Hull, 1997).

Gli Anfipodi sono uno dei gruppi più abbondanti della meiofauna temporanea (Fenwick, 1976; Moore, 1978; Arroyo et al., 2004), possono essere rinvenuti associati ai tessuti algali, ad invertebrati sessili che colonizzano il tallo o all'interno di tubi costruiti con il sedimento e attaccati al rizoma algale (Fenwick, 1976).

I Nauplii sono un'altra componente importante della meiofauna. Associati alle macrofite si rinvencono principalmente Nauplii di Copepodi, Ostracodi e Cirripedi (Arroyo et al., 2004).

Le informazioni attualmente a disposizione sono chiaramente sbilanciate verso l'approccio tassonomico, i dati ecologici quantitativi risultano scarsi. Di conseguenza, alcune domande di base, come le differenze nella composizione tassonomica e nella distribuzione ed abbondanza dei gruppi meiofaunali nelle diverse parti dell'alga (tallo, fronde, substrato) , restano ancora da affrontare (Arroyo et al., 2004). La distribuzione spaziale della meiofauna fitale sembra essere influenzata dalle condizioni del microhabitat, come per esempio dal tipo di substrato fornito dall'alga (fronde, tallo, disco basale, fondale) piuttosto che da fattori su ambientali su media-scala come profondità ed esposizione al moto ondoso, ogniqualvolta questi non abbiano ripercussioni sostanziali a livello di microhabitat (Gibbons & Griffiths, 1986; Gibbons, 1988a; Somerfield & Jeal, 1996; De Troch et al., 2001; Prathep et al., 2003; Arroyo et al., 2004).

1.5 Caratterizzazione dell'area di studio

1.5.1 Quadro normativo

Con le Direttive comunitarie "Uccelli" (Dir. 79/409/CEE) e "Habitat" (Dir. 92/43/CEE), il Consiglio dei Ministri dell'Unione Europea ha inteso perseguire la progressiva realizzazione di un sistema di aree destinate al mantenimento della biodiversità all'interno del territorio dell'Unione. Tale insieme di aree, di specifica valenza ambientale e naturalistica, è individuato, ai sensi della Direttiva "Habitat" (art. 3), come Rete Natura 2000, essendo quest'ultima costituita dall'insieme dei siti denominati ZPS (Zone di Protezione Speciale) e SIC (Siti di Importanza Comunitaria). Questi ultimi, al termine dell'iter istitutivo, saranno designati come ZSC - Zone Speciali di Conservazione.

L'Art. 6 della direttiva 92/43/CEE, che stabilisce le disposizioni che disciplinano la conservazione e la gestione dei siti Natura 2000, prevede, al paragrafo 1, che gli Stati Membri provvedano, per le ZSC, ad individuare specifiche Misure di Conservazione. Disposizioni analoghe, in virtù dell'articolo 4, paragrafi 1 e 2, della direttiva 79/409/CEE, sono applicate alle ZPS.

L'obiettivo essenziale e prioritario della Direttiva Habitat è quello di garantire il mantenimento in uno "stato di conservazione soddisfacente" degli habitat e/o delle specie di interesse comunitario, in riferimento alle quali quel dato SIC e/o ZPS è stato individuato (**Appendice 1**) (Comune di Siniscola, Comune di Orosei, 2013).

1.5.2 Il Sito di Importanza Comunitaria "Berchida Bidderosa"

Il Sito di Importanza Comunitaria "Berchida e Bidderosa" (codice ITB020012 – coordinate 40°30'13"N 9°48'56"E) si estende per una superficie complessiva di 2.638 ha. L'area ricade all'interno dei confini della provincia di Nuoro, nei confini comunali di Siniscola per circa 1.214 ha e di Orosei per circa 608 ha. La restante area di circa 816 ha si estende nello spazio marino antistante. La fascia costiera del SIC comprende a Nord la spiaggia di Silita e i retrostanti stagni costieri di Salina Manna e Salinedda, la spiaggia e il sistema dunale di Capo Comino, l'isola Ruja, il tratto di 5 chilometri di costa rocciosa compresa tra il promontorio di Capo Comino e gli scogli Cannazellu, la spiaggia di Cannazellu, la spiaggia Mandra 'e Pische, la spiaggia e lo stagno di Berchida, compreso il tratto

terminale del Rio Berchida, la spiaggia e lo stagno di Bidderosa, lo stagno Sa Curcurica e parte della spiaggia e del promontorio di Cala Ginepro.

Nell'entroterra include nella parte Nord i rilievi di Punta Artora (156 m), su Arcu (207 m), le punte Ioanneddu (244 m), il Monte Majores (214 m) e la Punta Nidu de Abile (125 m), mentre a Sud del solco vallivo del Rio Berchida include le pendici dei rilievi di s'Abilinu (249 m) e sa Punta Manna (240 m) e le più modeste alture di Frades Sagheddos (intorno ai 150 m), sa Marchesa (circa 80 m), Monte Biderrosa (176 m) e Monte Urcatu (125 m).

Il SIC è dotato di piano di gestione vigente, approvato con decreto A.D.A. n° 15 del 28/02/2008

Una porzione notevole dell'area SIC (880 ha) ricade sotto la Gestione dell'Ente Foreste della Sardegna, in quanto area in "occupazione temporanea" ai sensi degli Artt. 76 e 77 del R.D. 3267/23 (Comune di Siniscola, Comune di Orosei, 2013)

Il SIC include luoghi ad alta vocazione e frequentazione turistica, in particolare le spiagge di Silita, Capo Comino, Berchida e Bidderosa. L'area del SIC non è perimetrata e l'accesso è libero sia al traffico veicolare che a quello pedonale, ad eccezione delle aree di occupazione temporanea dei cantieri forestali, in cui gli accessi sono regolamentati.

L'area di occupazione temporanea del Cantiere Forestale di Bidderosa, interamente inclusa nel SIC, rientra nel territorio del comune di Orosei ed è attualmente gestita dall'Ente Foreste della Sardegna. L'area risulta perimetrata e recintata, e comprende la spiaggia e lo stagno di Bidderosa e lo stagno di Sa Curcurica. Gli accessi di autovetture all'interno del perimetro forestale sono limitati ad una quota massima di 130 unità giornaliere, con rilascio di un biglietto di ingresso giornaliero. Il transito di veicoli privati è consentito esclusivamente lungo la pista principale, che conduce alle aree parcheggio appositamente delimitate e prospicienti le spiagge, è in ogni caso vietato nelle restanti piste interne al perimetro forestale. L'accesso e il transito a piedi all'area è consentito negli orari di apertura (Comune di Orosei, 2013).

Il Cantiere forestale di Berchida (970 ha), in concessione per 99 anni ed attualmente gestito dall'Ente Foreste della Sardegna, ricade interamente nel comune di Siniscola e rientra parzialmente nell'area del SIC. (Regione Autonoma Sardegna, 2007). Risulta perimetrato da recinzioni e dotato di infrastrutture quali viabilità di servizio e fasce parafuoco perimetrali. L'accesso del traffico veicolare al cantiere è consentito lungo le piste principali, e può essere interdetto nei periodi di massima affluenza turistica. Il

cantiere non comprende tratti di mare, la recinzione perimetrale dista circa 130 m dalla linea di costa. L'accesso a piedi all'area del cantiere è libera e possibile dagli ingressi principali e da mare, tramite appositi passaggi nelle recinzioni.

1.5.3 Inquadramento geomorfologico ed idrogeologico del SIC

Le litologie del basamento sono costituite dal complesso granitico di Capo Comino. Sulle rocce del basamento poggiano depositi superficiali recenti, costituiti da detriti di falda e colluvi, distribuiti sui versanti e nei fondovalle dai principali corsi d'acqua. Sabbie eoliche e litorali della retrospiaggia e della spiaggia costituiscono i sedimenti attuali e sub-attuali. La morfologia risulta aspra e frastagliata, con affioramenti rocciosi e versanti in forte pendenza, caratteristici dei substrati granitici, mentre nelle aree alluvionali risulta più dolce. Particolare importanza morfologico-paesaggistica riveste la successione delle cime granitiche, che funge da cornice alla piana costiera. (Associazione per il Parco Molentargius Saline Poetto).

Il sistema idrografico è piuttosto elementare. Si tratta di una rete di piccoli torrenti che defluiscono dai rilievi collinari dell'entroterra confluendo in parte nel rio Berchida e in parte direttamente a mare. Il bacino imbrifero che li alimenta prende il nome di Bacino dei rii di Berchida. La portata idrica ha una grande variabilità stagionale con massimi apporti in inverno e minimi in estate in sintonia con il regime pluviometrico (Regione Autonoma Sardegna, 2007).

I principali specchi d'acqua sono rappresentati dagli stagni di Berchida, Bidderosa e Sa Curcurica, che coprono 55 ha del sito. Devono la loro origine al divagare dei rispettivi corsi d'acqua in prossimità della foce, nella depressione di retrospiaggia. Il fenomeno è legato ai bassi valori di portata dei torrenti ed alle modeste dimensioni dei bacini imbriferi.

Lo stagno di Berchida è alimentato dal Rio Berchida, il cui bacino imbrifero occupa una superficie di 44.50 Km². La comunicazione a mare dello stagno si realizza attraverso lo sbocco naturale del Rio omonimo, che in prossimità della foce opera un progressivo allargamento del suo alveo. Il ricambio idrico dipende dalle interazioni tra acque provenienti da terra e quelle di marea.

Lo stagno di Sa Curcurica, alimentato dal Rio Pischina e dal Rio Sa Mela, sottende un bacino imbrifero di 14.78 Km². Possiede una comunicazione artificiale con il mare, in quanto lo sbocco naturale era frequentemente soggetto ad interrimento. L'opera di ingegneria non è mai stata completata e ad oggi la comunicazione con il mare avviene solo in concomitanza con l'alta marea.

Lo stagno di Bidderosa ha una comunicazione diretta con il mare, ma l'immissione di acque marine avviene solo occasionalmente per cui, durante la stagione estiva, è soggetto a prosciugamento. (Associazione per il Parco Molentargius Saline Poetto)

1.5.4 Inquadramento climatico del SIC

Il clima è di tipo mediterraneo, caratterizzato da inverni mediamente freddi e piovosi e da estati calde e siccitose. I dati termici denotano un andamento coerente con l'alternarsi delle stagioni: ad inverni miti succedono estati molto calde e prolungate, ma con massimi termici attenuati per l'influenza termoregolatrice del mare. Rarissime le temperature intorno allo zero; eccezionali quelle sotto lo zero. L'escursione termica annua è di 15,2 °C.

Il regime pluviometrico è del tipo I.A.P.E. e può essere definito di tipo semiarido, con massimo idrico invernale ed elevato deficit nel periodo estivo. Le precipitazioni sono concentrate nei mesi autunno-inverno con valori di 600-800 mm. di pioggia annua.

I valori dei fattori climatici che si espongono sono quelli elaborati sui dati della stazione meteorologica di Orosei (m.19 s.l.m.). (Regione Autonoma Sardegna, 2007)

1.5.5 Inquadramento ambientale e vegetazionale del SIC

Nel SIC si ritrovano aspetti vegetazionali tipici della macchia mediterranea, delle sabbie costiere, degli ambienti umidi stagnali e ripariali (Appendice 1).

Le spiagge, di notevole estensione, presentano la serie completa della vegetazione tipica delle dune. Sono infatti presenti campi dunali, ricoperti e consolidati dalla vegetazione naturale fanerofitica, con macchie a ginepro coccolone (*Juniperus oxycedrus subsp. macrocarpa*) e rimboschimenti a *Pinus pinea* e *Pinus pinaster*, entrambi circondati dalla vegetazione pioniera caratterizzata soprattutto dall'elicriso (*Helichrysum italicum subsp. microphyllum*), dalla santolina delle spiagge (*Otanthus maritimus*) e dalla *Crucianella maritima*. A confine con le aree dunari si rileva la presenza di colture tradizionali.

La fascia costiera sabbiosa è caratterizzata dalla vegetazione psammofila costiera, e da diversi tipi di boscaglie e macchie di notevole pregio naturalistico, importanti sia da un punto di vista biogeografico che paesaggistico. Le boscaglie a ginepro coccolone (*Juniperus oxycedrus subsp. macrocarpa*) e nelle aree più interne le cenosi ad alaterno (*Rhamnus alaternus*) e ginepro turbinata (*Juniperus phoenicea subsp. turbinata*) sono costituite prevalentemente da sclerofille, al quale generalmente si associano lentisco (*Pistacia lentiscus*) e olivastro (*Olea europaea var. sylvestris*). La macchia ad olivastro e lentisco è molto diffusa nella fascia costiera, soprattutto nelle aree pedemontane interne, accompagnata spesso dalla palma nana (*Chamaerops humilis*) (EIONET, European Topic Centre on Biological Diversity). Nelle aree rocciose costiere, si sviluppa il geosigmeto alo-rupicolo, caratterizzato dalle comunità camefitiche a *Crithmum maritimum* e diverse specie del genere *Limonium* e dai pratelli terofitici della classe Saginetea maritimae (Regione Autonoma Sardegna, 2007)

Lo sviluppo delle coperture vegetazionali è fortemente condizionato dalla elevata rocciosità del substrato: questo ha fortemente condizionato le attività umane, limitandole ad un uso pastorale pressoché esclusivo del territorio. La pastorizia, unita alla pratica dell'incendio, ha condotto ad un conseguente degrado delle formazioni vegetali originali, a sistemi monospecifici come cisteteti, che costituiscono oggi una delle coperture più diffuse sul territorio. (Regione Autonoma Sardegna, 2007) Su parte di questi terreni in concessione pubblica, dove il fuoco ed il pascolamento eccessivo avevano fortemente degradato il terreno e la vegetazione residua, a partire dagli anni ottanta furono effettuati progetti di rimboschimento e forestazione. Per l'impianto vennero utilizzate conifere, principalmente pino domestico (*Pinus pinea*) e pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) e latifoglie (*Quercus suber*). (Regione Autonoma Sardegna, 2007)

I corsi d'acqua presentano comunità a giuncheti, a fragmiteti e a tifeti, con vegetazione acquatica palustre di acque dolci a *Thypha angustifolia* e *Scirpus lacuster*, e vegetazione delle acque salmastre a *Scirpus maritimus* e a *Phragmites australis*. Il tratto finale dei corsi d'acqua è caratterizzato da una serie di anse circondate da tamerici (*Tamarix africana*), da formazioni a oleandro (*Nerium oleander*), agnocasto (*Vitex agnus-castus*) e dalla vegetazione fanerofitica di ripa, in cui si ritrovano le formazioni ad ontano (*Alnus glutinosa*) e fragmiteti molto fitti. L'ambiente marino è caratterizzato dalla presenza di praterie di *Posidonia oceanica*. Queste praterie sono di importanza straordinaria sia per la

vita del mare che per la stabilità della spiaggia emersa. La complessa struttura del posidonieto, infatti, comprende numerosi micro-habitat, nei quali trovano ospitalità un'elevatissima varietà di specie marine. L'effetto barriera che la prateria esercita al moto ondoso protegge inoltre in modo efficace il litorale dai fenomeni erosivi. (EIONET, European Topic Centre on Biological Diversity)

2. MATERIALI E METODI

2.1 Descrizione del sito di studio

Per testare l'effetto del calpestio sui popolamenti meiobentonici associati all'alga bruna *Cystoseira crinita*, effettuato un esperimento di manipolazione in campo. L'esperimento è stato effettuato a giugno 2010 all'interno del SIC (Sito di Importanza Comunitaria) "Berchida Bidderosa". Il sito scelto per la simulazione ($40^{\circ}29'52.98''N$ $9^{\circ}49'16.27''E$) in località Scogli Cannazellu, è posto a Nord della spiagge di Berchida e di Cannazellu, su un tratto di costa caratterizzato da una successione di piccole spiagge formate da ciottoli e ghiaie, alternate a tratti di costa rocciosa caratterizzata da promontori e scogli granitici. L'area non è raggiungibile da terra con autovetture per la presenza di una recinzione che delimita il cantiere forestale di Berchida, ed è frequentato regolarmente solo nei mesi estivi.

Il sito è costituito da una pozza poco profonda, caratterizzata da un substrato duro granitico, con perimetro di circa 20 x 20 m e profondità massima di circa 150 cm. L'area è chiusa a Nord da un promontorio roccioso, e protetta verso Est e Sud-Est da una serie di scogli affioranti, facenti parte del medesimo complesso granitico del promontorio, che riducono l'azione diretta del moto ondoso sulla pozza.

L'acqua entra nella pozza grazie alla spinta del moto ondoso, proveniente prevalentemente da Est attraverso un canale tra gli scogli, che costituisce il punto più profondo, e defluisce da Nord-Est e da Sud-Ovest percorrendo una lunga fenditura che attraversa trasversalmente la pozza, generando un sistema idrodinamico che garantisce il continuo ricircolo d'acqua.

La parte della pozza prossima alla riva, costituita da massi granitici sommersi di piccole e medie dimensioni e caratterizzata da modesto idrodinamismo, presenta estesi popolamenti di *Cystoseira foeniculacea* (Linnaeus) *f. foeniculacea*, a profondità che variano da -10 a -50 cm. Nella parte della pozza rivolta verso il mare, caratterizzata da un maggiore idrodinamismo, i margini degli scogli granitici e le fenditure accolgono popolamenti di *Cystoseira crinita* (Duby), ad una profondità che varia da -20 a -70 cm. Nella parte Sud, dove la pozza è in collegamento diretto con la cala, il fondale è caratterizzato da ciottoli mobili e ghiaie grossolane di origine fluviale, ed è caratterizzato principalmente da popolamenti di *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy.

2.2 Disegno sperimentale di campionamento

L'esperimento condotto si propone di confrontare l'effetto a breve termine del calpestio sulla biomassa algale di *Cystoseira crinita* e sulla composizione dei popolamenti meiobentonici ad essa associati, considerando sia diverse frequenze che intensità di calpestio.

Sono stati scelti 54 plot sperimentali di 20 x 20 cm (area = 400cm²) dominati da *Cystoseira crinita*, a ciascun livello di trattamento sono stati assegnati tre di questi plot replica. Sono stati scelti diversi livelli di frequenza del calpestio: controllo (nessun calpestio, 0), bassa frequenza (50 passi in 1 giorno = 50), media frequenza (50 passi per 2 giorni consecutivi, = 50x2) e alta frequenza (50 passi per 4 giorni consecutivi, = 50x4). Per valutare l'effetto dovuto all'intensità del calpestio sono stati impostati tre livelli di trattamento in cui il calpestio è stato effettuato in un'unica giornata: bassa intensità (50 passi, = 50), media intensità (100 passi, = 100) ed alta intensità (200 passi, = 200).

Il campionamento dei controlli e dei trattamenti è stato effettuato dopo 24 ore dal termine del calpestio (tempo 1, t1), dopo tre giorni (tempo 3, t3) e dopo 9 giorni (tempo 9, t9). I tempi di campionamento sono stati scelti per valutare la risposta a breve termine. Il piano di campionamento (**Tabella 2.1**) prevede un disegno sperimentale a due vie: fattore frequenza/intensità, fisso con sei livelli: 0, 50, 100, 200, 50x2, 50x4, e fattore tempi, fisso con tre livelli: t1, t3, t9. Per ogni combinazione dei livelli dei due fattori sono state considerati tre plot replica.

I 54 plot di campionamento sono stati distribuiti in zone che presentavano copertura omogenea di *Cystoseira crinita*, i plot di controllo e trattamento sono stati assegnati in maniera casuale tra queste aree. Ciascun plot 20 x 20 cm (area = 400 cm²) è stato delimitato tramite marcatori posti ai quattro angoli, ciascun quadrato è stato identificato da un codice.

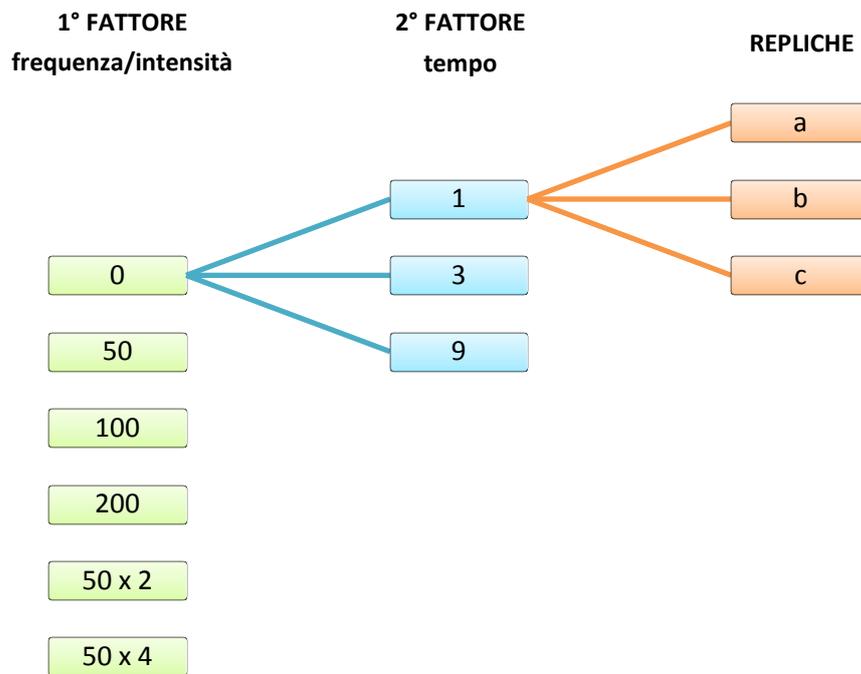


Tabella 2.1 Disegno sperimentale di campionamento.

2.3 Simulazione di calpestio, prelievo e trattamento dei campioni in campo

La simulazione di calpestio è avvenuta durante la bassa marea, nelle giornate dell'8, 9, 10, 11 giugno per i trattamenti 50x4, nelle giornate del 10 e 11 giugno per i plot 50x2 e nella giornata del 11 giugno 2010 per i rimanenti 50, 100, 200. Il calpestio sperimentale è stato effettuato da una persona di ~ 70 kg che indossava calzari con soles di gomma.

L'attività di campionamento si è svolta nelle giornate del 12, del 14 e del 20 giugno 2010, corrispondenti rispettivamente ai tempi t1, t3 e t9.

È stato scelto questo periodo dell'anno in quanto *Cystoseira crinita* si trova ancora all'inizio della fase vegetativa, e nel breve periodo non subisce un rilevante aumento di biomassa dovuto alla crescita. In questa fase presenta ramificazioni invernali e risulta priva di epifiti, che potrebbero aumentare la complessità algale dei campioni raccolti e renderebbero difficile valutare il ruolo di *Cystoseira crinita* sui popolamenti meiobentonici.

I campioni sono stati prelevati mediante un cilindro in PVC di 4.8 cm di diametro per 25.0 cm di lunghezza 18.0 cm² di area, 452.1 cm³ di volume, chiuso all'estremità da una busta

di raccolta a chiusura ermetica, e con l'ausilio di una spatola metallica per rimuovere i frammenti di *Cystoseira crinita* e gli organismi dal substrato.

I campioni raccolti sono stati trasferiti in barattoli precedentemente etichettati, e fissati in formaldeide al 4% e acqua di mare filtrata.

2.4 Trattamento dei campioni in laboratorio

In laboratorio la componente meiobentonica è stata separata dai frammenti di *Cystoseira crinita* mediante setacciatura in umido, utilizzando due setacci impilati, uno superiore da 1000 μm per trattenere l'alga, gli organismi macrobentonici e il detrito grossolano, e uno da 45 μm per raccogliere la meiofauna.

I campioni di meiofauna trattenuti dal setaccio da 45 μm sono stati riposti in barattoli provvisti di sigla identificativa e conservati in etanolo al 70%, a cui vengono aggiunte alcune gocce di rosa bengala, colorante che, fissandosi alla materia organica, facilita l'individuazione degli organismi presenti durante la fase di *sorting*.

I campioni di *Cystoseira crinita* trattenuti dal setaccio da 1000 μm sono stati conservati in soluzione al 4% di formaldeide in acqua marina filtrata.

Per la determinazione della biomassa algale i campioni di *Cystoseira crinita* sono stati prima sciacquati per eliminare organismi macrobentonici ed eventuale detrito, e poi sono stati posti in appositi contenitori di alluminio precedentemente tarati, e pesati con una bilancia analitica per ottenere il peso umido totale. Successivamente i campioni sono stati posti in stufa per 48 ore a 70°C e pesati utilizzando una bilancia di precisione (KERN 770) al fine di ottenere il peso secco totale.

Mediante l'uso di uno stereoscopio ottico (Nikon SMZ1500) si è proceduto all'attività di *sorting*, ovvero al conteggio e all'identificazione dei singoli organismi e l'assegnazione ai principali taxa di appartenenza.

2.5 Analisi dei dati

2.5.1 Analisi univariate

Le analisi effettuate sui dati dei popolamenti meiobentonici sono volte ad investigare relazioni tra meiofauna associata a *Cystoseira crinita* e il disturbo prodotto dal calpestio. Per i popolamenti meiobentonici le analisi sono state condotte per i seguenti descrittori di comunità: abbondanza in termini di numero totale di individui per area campionata (individui per 18.0 cm⁻²), numero di taxa (S), diversità, misurata utilizzando l'indice di Shannon-Wiener (H'), ed equidistribuzione, o "evenness" misurata usando l'indice di Pielou (J').

L'indice di Shannon-Wiener (H') è definito come:

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

dove p_i rappresenta la frequenza dell' i -esimo Taxon, stimata come n_i/N , con n_i uguale all'abbondanza dell' i -esimo Taxon nel campione, ed N come numero totale di individui nel campione.

L'equidistribuzione viene stimata usando l'indice di Pielou (J'), definito come:

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

dove H' rappresenta l'Indice di Shannon-Wiener calcolato, ed H'_{max} come $\log_2 S$

Le differenze di Biomassa algale (peso secco), degli indici di diversità, delle abbondanze totali della meiofauna e dei Taxa risultati più importanti, sono state analizzate mediante il test semi-non-parametrico ANOVA PERMANOVA sulla base del disegno sperimentale di campionamento (**Figura XXX**). Nel caso di risultati significativi dei fattori principali ($P < 0.05$), sono stati condotti test post hoc fra tutti i livelli del fattore d'interesse.

2.5.2 Analisi multivariate

La struttura delle comunità, in termini di differente composizione dei taxa e di abbondanza è stata analizzata applicando anche metodiche multivariate (Clarke, 1993; Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Le tecniche multivariate permettono di confrontare i vari campioni per evidenziarne eventuali somiglianze reciproche in composizione e struttura.

Sulla matrice assoluta dei dati, avvalendosi degli opportuni indici di similarità, vengono calcolate le somiglianze di composizione quali-quantitative tra i campioni, ottenendo così la matrice di similarità, triangolare e simmetrica, che riporta al suo interno i valori di similarità ottenuti confrontando a coppie tutti i campioni.

La similarità fra coppie di campioni è stata calcolata utilizzando l'indice di similarità di Bray-Curtis (Faith et al., 1987), secondo la formula:

$$S_{jk} = \left(\frac{\sum_{i=1}^S |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (x_{ij} \pm x_{ik})} \right) \cdot 100$$

dove x_{ij} è il numero degli individui della specie i -esima nel campione j -esimo; x_{ik} è il numero degli individui della specie i -esima nel campione k -esimo.

Per diminuire l'importanza di taxa dominanti e dare risalto anche a quelli meno abbondanti, le analisi multivariate sono state effettuate dopo aver trasformato i dati mediante "radice quarta".

La rappresentazione dei risultati di similarità è stata eseguita attraverso la tecnica di ordinamento non metrico dell'MDS (*non-metric Multi Dimensional Scaling*), che permette di proiettare su un piano bidimensionale la rappresentazione degli n punti-campione, usando i valori di similarità calcolati nella matrice triangolare.

Tali valori rappresentano le distanze reciproche tra i punti campione nello spazio multidimensionale di origine. La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica, che proietta in due dimensioni le $n - 1$ dimensioni richieste n -campioni, è rappresentata dal valore di stress, che indica lo scarto fra le distanze (similarità) reali fra le coppie dei punti-campione nella matrice numerica e quelle risultanti sul piano di ordinamento. Il suo valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione

dell'MDS (**Tab. 2.2**). Se lo stress presenta un valore accettabile, si può considerare valido l'ordinamento dei punti nelle due dimensioni assegnate, con i punti-campione che presentano una maggiore affinità per composizione ed abbondanza di specie più vicini tra loro e viceversa per una minore affinità (Clarke, 1993).

Tabella 2.2: Limiti di interpretabilità dei valori di stress dell'MDS (Clarke, 1993).

Stress	Interpretabilità
0,00-0,05	Rappresentazione eccellente
0,05-0,10	Buon ordinamento, senza false deduzioni
0,10-0,20	Possibile compiere errori di interpretazione, soprattutto nei dettagli
>0,20	Non utilizzabile, possibili errori di interpretazione

Le differenze di struttura di comunità tra trattamenti e tempi sono state testate mediante il test multivariato non parametrico della PERMANOVA (Anderson, 2001).

Poiché l'informazione che identifica i taxa responsabili del raggruppamento dei campioni all'interno dell'MDS e testato mediante PERMANOVA viene completamente persa, è stata applicata la procedura SIMPER (*Similarity Percentage*). Tale analisi consente di identificare quali sono i taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i raggruppamenti di comunità risultati significativamente differenti con le analisi preliminari sopradette (Clarke, 1993). Anche in questo caso è stato utilizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis, in quanto racchiude tutta l'informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza. In particolare, è possibile identificare i taxa maggiormente responsabili delle differenze evidenziate disaggregando l'indice di Bray-Curtis, calcolando il contributo medio δ_i della specie i -esima alla distanza complessiva fra due campioni j e k appartenenti ad uno stesso gruppo, confrontati come:

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

I contributi δ_i possono essere mediati su tutti i campioni che costituiscono due o più gruppi, per identificare le specie che globalmente pesano di più nel determinare la distanza complessiva fra gruppi.

Le specie discriminanti fra due gruppi saranno quelle che forniscono un elevato contributo medio δ_i , e che presentano una bassa deviazione standard.

I contributi standardizzati (divisi quindi per la loro deviazione standard) possono essere utilizzati per meglio valutare quali siano le specie basilari ai fini della discriminazione di due gruppi. Generalmente il maggior contributo alla dissimilarità media viene dato dalle specie abbondanti in un gruppo e rare o assenti negli altri. Nello stesso modo è possibile esaminare il contributo che ciascuna specie dà alla similarità media all'interno di un gruppo.

Tutte le analisi sono state condotte sulle densità espresse come numero di individui per area campionata (18.0 cm²), e per numero di individui diviso per grammo di *Cystoseira*, al fine di valutare il ruolo della biomassa dell'alga.

Tutte le analisi univariate e multivariate sono state effettuate mediante il programma PRIMER 6+PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

3. RISULTATI

3.1. Risposta di *Cystoseira crinita* al calpestio

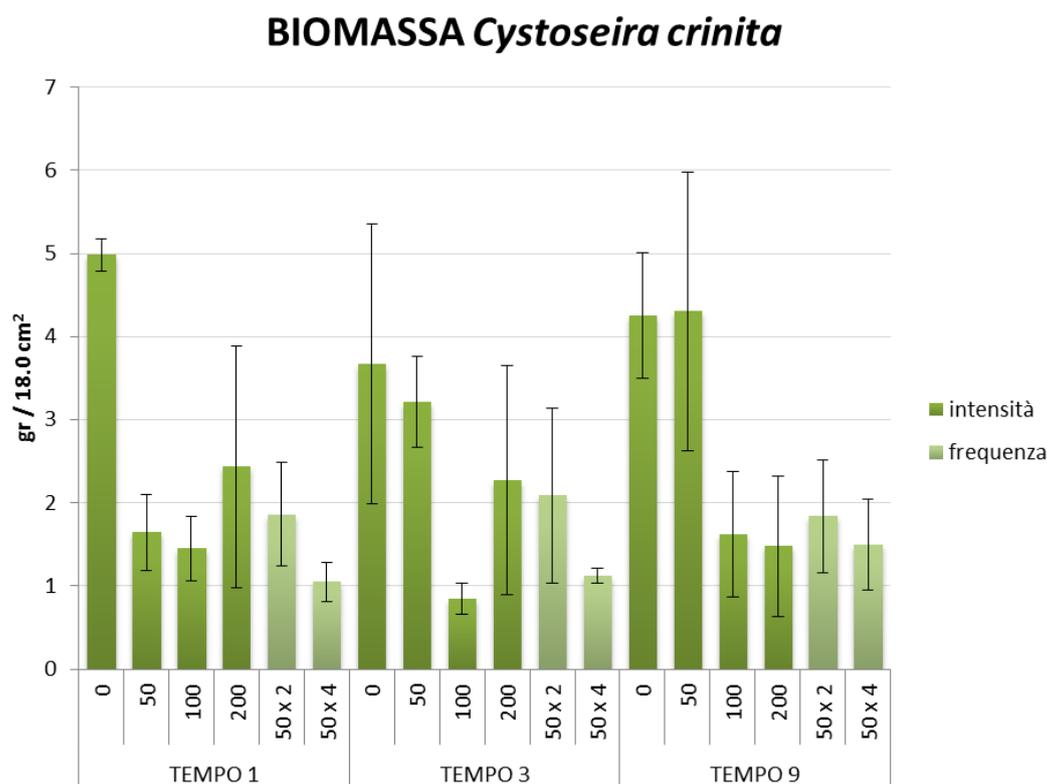


Figura 3.1 Biomassa di *Cystoseira crinita* (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

Per valutare la risposta al calpestio di *Cystoseira crinita* è stato utilizzato il peso secco dell'alga come indicatore della biomassa algale.

Dall'analisi dell'istogramma (**Figura 3.1**) si nota come i valori medi siano minori nei campioni sottoposti al calpestio, ad indicare una perdita di biomassa. A basse intensità di calpestio (50) nel tempo 3 e nel tempo 9 la biomassa è equiparabile ai valori dei controlli, anche se la variabilità risulta elevata. Per le medie ed alte frequenze/intensità (100, 200, 50x2, 50x4) non si osserva una variazione di biomassa nel tempo.

L'analisi effettuata mediante test di permutazione (PERMANOVA) (**Tabella 3.1**) mostra differenze significative per quanto riguarda il fattore frequenze/intensità di calpestio, mentre i tempi e l'interazione tra frequenze/intensità e tempi non risultano statisticamente significativi.

Tabella 3.1 Risultati dell'analisi PERMANOVA condotta sulla biomassa (peso secco) di *Cystoseira crinita* per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Biomassa <i>Cystoseira crinita</i>				
Source	df	SS	MS	P(perm)
fr	5	62,281	12,456	0,0019
ti	2	0,94394	0,47197	0,8305
frxti	10	15,407	1,5407	0,7822
Res	36	87,524	2,4312	
Total	53	166,16		

Biomassa <i>Cystoseira crinita</i>		
frequenze/intensità	t	P(perm)
50 vs 100	2,5928	0,0173
50 vs 200	1,0459	0,3223
50 vs 50x2	1,4625	0,176
50 vs 50X4	2,8548	0,0106
50 vs 0	1,4461	0,1728
100 vs 200	0,96657	0,3498
100 vs 50x2	1,1318	0,2766
100 vs 50X4	0,23299	0,8177
100 vs 0	4,3992	0,0013
200 vs 50x2	0,15282	0,8775
200 vs 50X4	1,1119	0,3061
200 vs 0	2,3541	0,0385
50x2 vs 50X4	1,3836	0,1943
50x2 vs 0	3,0656	0,0101
50X4 vs 0	4,7466	0,0008

Per valutare le differenze tra i singoli livelli del fattore frequenze/intensità sono stati effettuati i confronti a coppie fra tutti i livelli di calpestio (Tabella 3.1). Dall'analisi si evidenziano differenze significative tra i valori di biomassa nei controlli e nei trattamenti a medio-alte frequenze/intensità di calpestio (0 vs 100, 200, 50x2, 50x4), mentre non si evidenziano differenze significative tra controlli (0) e basse intensità di calpestio (50). Non si riscontrano differenze significative tra campioni sottoposti a calpestio in un'unica giornata (100, 200) e campioni sottoposti a calpestio in più giornate (50x2, 50x4). Diverse

frequenze di calpestio non mostrano quindi effetti diversi sulla biomassa algale, che viene influenzata unicamente dall'intensità del calpestio, intesa come numero di passi per area. Quando sottoposta a medio-alte intensità di calpestio (100, 200), *Cystoseira crinita* subisce dunque una considerevole perdita di biomassa, dovuta all'azione meccanica del calpestio. Al contrario, basse intensità di calpestio (50) non provocano una sostanziale perdita di biomassa.

Nel breve periodo (tempo 9) *Cystoseira crinita* non mostra un recupero di biomassa significativo.

3.2. Analisi delle comunità

Nei 54 campioni analizzati per la meiofauna sono stati contati 193691 organismi, appartenenti a 29 taxa diversi: *Classe Turbellaria*, *Phylum Nemertea*, *Phylum Kinorhyncha*, *Phylum Nematoda*, *Phylum Sipunculida*, *Classe Gastropoda*, *Classe Bivalvia*, *Classe Polychaeta*, *Famiglia Sabellidae*, *Nectochaeta*, *Phylum Tardigrada*, *Ordine Harpacticoida*, *Ordine Siphonostomatoida*, *Ordine Cyclopoida*, *Ordine Calanoida*, *Classe Ostracoda*, *Ordine Tanaidiacea*, *Famiglia Sphaeromatidae*, *Famiglia Munnidae*, *Famiglia Ianiridae*, *Famiglia Gammaridae*, *Famiglia Caprellidae*, *Ordine Cumacea*, *Nauplius*, *Ordine Pantopoda*, *Famiglia Halacaridae*, *Famiglia Chironomidae*, *Classe Ophiuroidea*, *Classe Asteroidea*.

Poiché lo scopo del lavoro svolto è rivolto unicamente ai popolamenti meiobentonici vagili associati a *Cystoseira crinita*, alcuni dei taxa identificati sono stati esclusi dall'analisi, in quanto appartenenti all'epifauna sessile (*Porifera*, *Hydrozoa*, *Serpulidae*, *Entoprocta*, *Briozoa*, *Asciidiacea*), a quella tipicamente planctonica (*Scyphozoa*, *Chaetognata*, *Rotifera*) o, nel caso dei *Foraminifera*, per l'impossibilità di distinguere gli individui vivi al momento del prelievo dai gusci vuoti facenti parte del sedimento.

Individui appartenenti a taxa tipicamente macrofaunali (*Gastropoda*, *Bivalvia*, *Sabellidae*, *Sphaeromatidae*, *Munnidae*, *Ianiridae*, *Gammaridae*, *Caprellidae*, *Cumacea*, *Pantopoda*, *Chironomidae*, *Ophiuroidea*, *Asteroidea*), presentano dimensioni che rientrano nel range della cosiddetta "meiofauna temporanea".

Nel caso delle categorie *Nauplius* e *Nectochaete*, prive di valenza tassonomica, si è scelto di includere forme giovanili di difficile identificazione, appartenenti a taxa diversi ma accomunate da una comune morfologia generale e valenza ecologica.

I principali gruppi rappresentati nella comunità meiofaunale (**Figura 3.2**) sono Nauplii (33,4 %), Harpacticoidi (29,0 %), Nematodi (19,7 %), Nectochete (5,9 %), Policheti (3,1 %), Ostracodi (2,3 %), e Turbellari (1,2 %).

Da notare che nei campioni raccolti, in media, tra i principali gruppi per abbondanza si trovano Nauplii e Nectochete, rappresentati da stadi giovanili di Copepodi e Policheti.

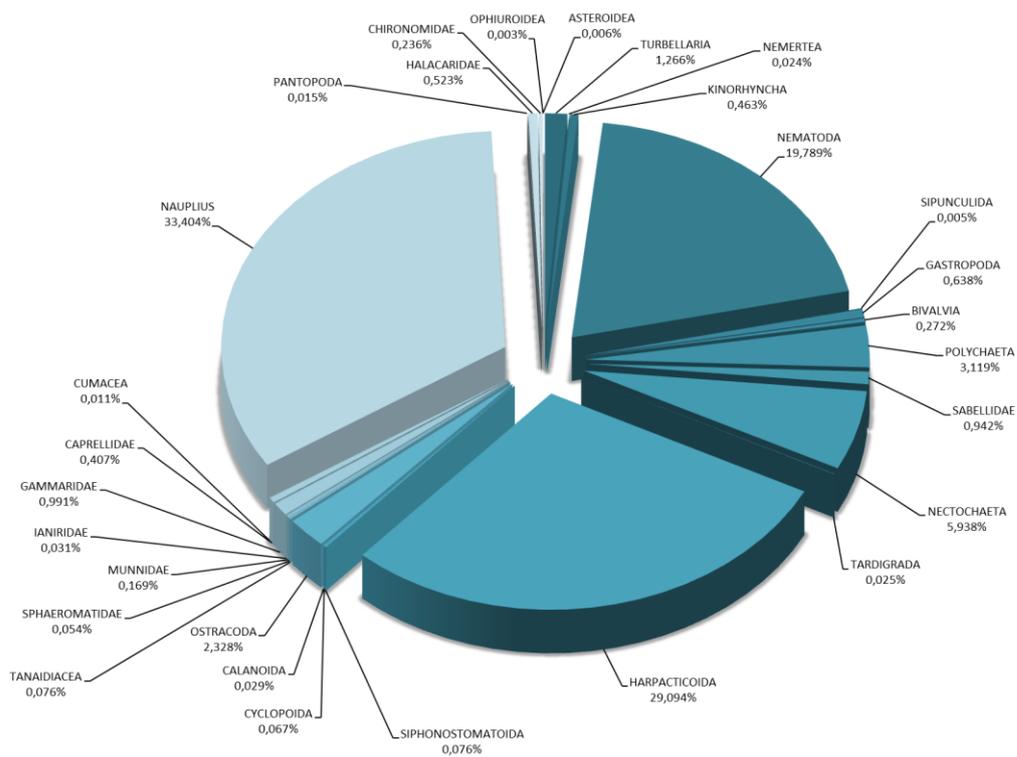


Figura 3.2 Composizione percentuale della comunità meiobentonica totale.

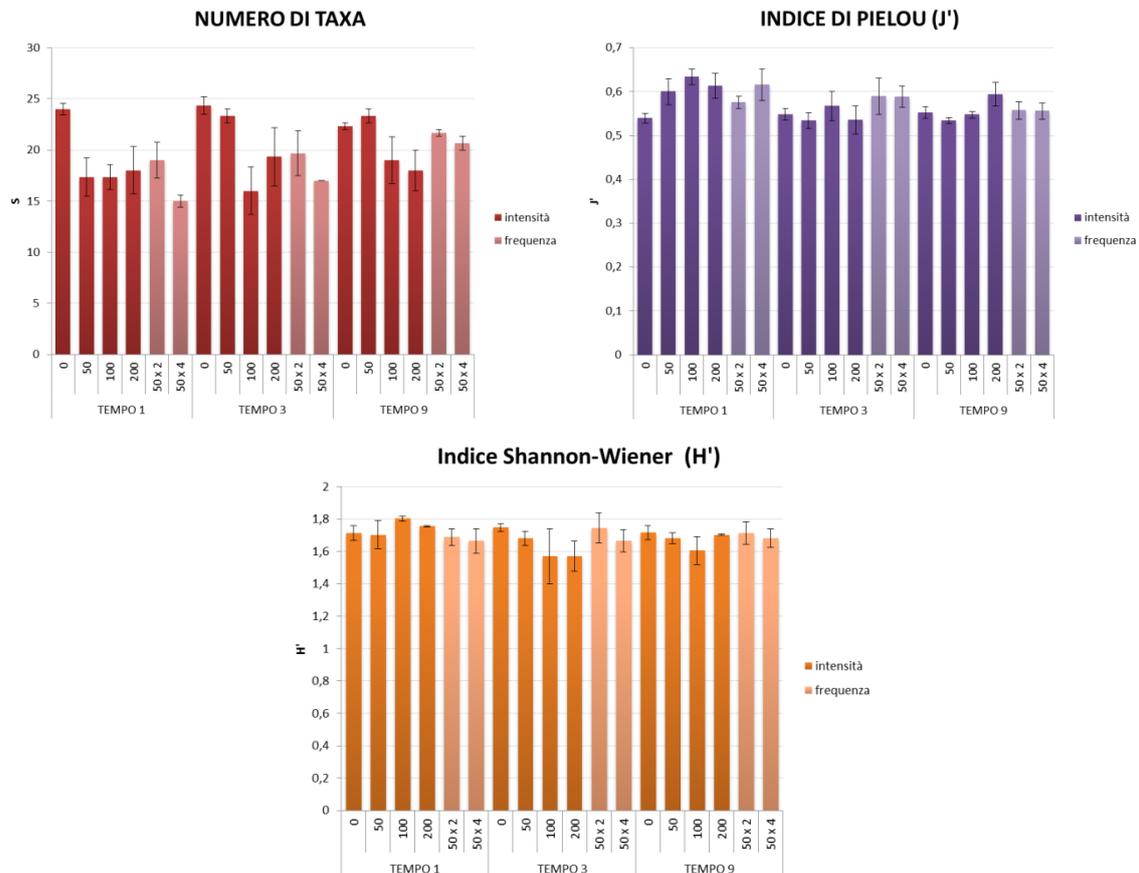


Figura 3.3 Numero di taxa (S), indice di Pielou (H'), indice Shannon - Wiener (H') (media ± ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

La risposta delle comunità meiobentoniche al calpestio è stata analizzata sia mediante indici univariati sintetici che analisi multivariate, considerando la composizione e le densità di tutti i taxa rinvenuti.

Relativamente agli indici univariati, sono stati calcolati il numero totale dei taxa rinvenuti in ogni campione (S), l'evenness ottenuta tramite l'indice di Pielou (J') e l'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') (Figura 3.3).

I controlli (0) presentano generalmente valori più elevati per numero di taxa (S) rispetto ai trattamenti. Dall'analisi PERMANOVA (Tabella 3.2) risultano significativi sia il fattore frequenza/intensità del calpestio che il fattore tempo. Non risulta invece significativa l'interazione tra i due fattori. I risultati ottenuti dai confronti a coppie, effettuati fra tutti i livelli del fattore frequenza/intensità di calpestio, mostrano differenze significative tra i controlli (0) e gli altri livelli di trattamento, comprese le basse intensità di calpestio (50).

Tabella 3.2 Risultati della PERMANOVA per numero di taxa (S), indice di Pielou (H'), indice di Shannon-Wiener (H') per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: fattore tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Source	df	S			J'			H'		
		SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)
fr	5	260,59	52,119	0,0003	0,011731	0,002346	0,256	0,00588	0,001176	0,8482
ti	2	52,481	26,241	0,0385	0,017232	0,008616	0,009	0,005859	0,00293	0,3811
frxti	10	104,63	10,463	0,1993	0,021065	0,002107	0,309	0,02368	0,002368	0,6058
Res	36	262,67	7,2963		0,061304	0,001703		0,1025	0,002847	
Total	53	680,37			0,11133			0,13792		

frequenze/intensità	(S)		(J')	
	t	P(perm)	t	P(perm)
50 vs 100	2,877	0,0167		
50 vs 200	1,8571	0,0851		
50 vs 50x2	1,0488	0,3115		
50 vs 50X4	5,013	0,0015		
50 vs 0	2,8284	0,0086		
100 vs 200	0,55183	0,5954		
100 vs 50x2	1,7889	0,1		
100 vs 50X4	9,28E-02	0,8933		
100 vs 0	5,0208	0,0008		
200 vs 50x2	0,9934	0,3409		
200 vs 50X4	0,6247	0,5429		
200 vs 0	3,549	0,0055		
50x2 vs 50X4	2,6042	0,0274		
50x2 vs 0	3,4234	0,004		
50X4 vs 0	12,728	0,0001		

tempi	t	P(perm)	t	P(perm)
1 vs 3	1,5588	0,133	2,3368	0,023
1 vs 9	2,9057	0,0083	3,2574	0,001
3 vs 9	0,97554	0,3357	0,27924	0,783

Per il fattore tempi risultano differenze significative solo tra tempo 1 e 9, in cui appare un aumento del numero di taxa nei trattamenti. Riguardo l'indice di equidistribuzione di Pielou, risulta significativo solo il fattore tempo. In particolare, i confronti a coppie rilevano come i tre tempi siano differenti, con una diminuzione graduale di *evenness*, passando dal tempo 1 al tempo 9. Infine, per quanto riguarda i risultati relativi all'indice

di Shannon-Wiener (H') non sono state evidenziate differenze né tra trattamenti né tra tempi, suggerendo che l'effetto del calpestio non comporta variazioni in termini di diversità complessiva. Sembra quindi che il calpestio agisca maggiormente sulla composizione dei popolamenti in termini di numero di taxa, causandone una diminuzione e provocando variazioni di dominanza all'interno della comunità meiobentonica.

L'istogramma relativo ai dati di abbondanza totale della meiofauna (**Figura 3.4, sx**) mostra, ad una prima analisi, come le abbondanze medie seguano un andamento simile a quello osservato per la biomassa di *Cystoseira crinita* (**Figura 3.1**).

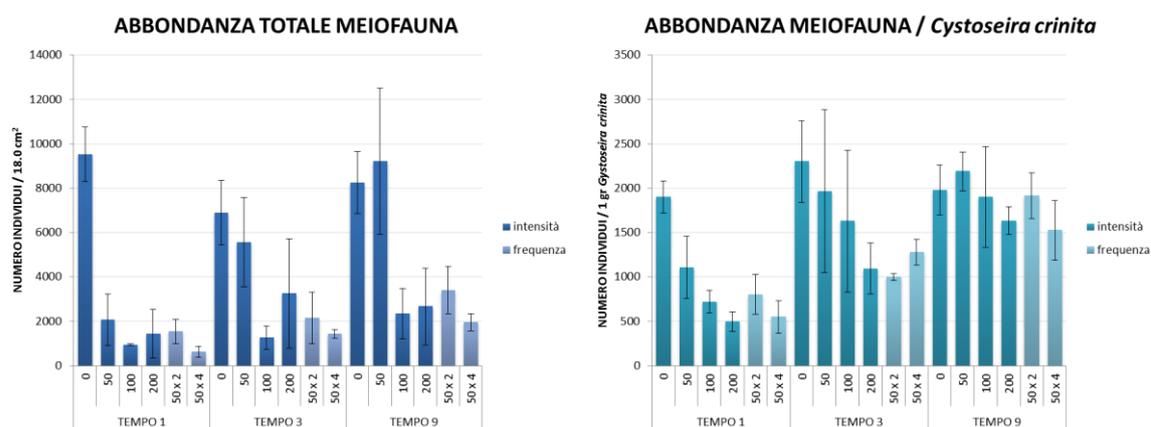


Figura 3.4 Abbondanza totale per area campionata (dx) e abbondanza totale per grammo di *Cystoseira crinita* (sx) (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

L'analisi univariata effettuata mediante PERMANOVA (**Tabella 3.3**) mostra un effetto significativo del fattore frequenza/intensità del calpestio, mentre non mostra valori significativi per il fattore tempi e per l'interazione tra frequenze/intensità e tempi.

Nel confronto a coppie risultano differenze significative tra i controlli e medio-alte frequenze (0 vs 50x2, 50x4) ed intensità (0 vs 100, 200) di calpestio. Tali differenze si riscontrano anche tra basse intensità di calpestio e medio-alte frequenze/intensità (50 vs 100, 50x2, 50x4). Non risultano differenze significative tra controlli (0) e basse intensità di calpestio (50).

Per evidenziare la variazione delle densità totali della meiofauna in relazione alla biomassa algale, le abbondanze totali sono state divise per il peso secco di *Cystoseira crinita* dei rispettivi campioni.

L'isogramma ottenuto (**Figura 3.4, dx**) mostra come il precedente un chiaro effetto del calpestio, con valori di abbondanza comparabili a quelli di controllo raggiunti solo nel giorno 9.

I risultati ottenuti dall'analisi PERMANOVA (**Tabella 3.3**) mostrano una significatività per il fattore frequenze/intensità e per il fattore tempi, mentre non risulta significativa l'interazione tra fattori frequenze/intensità e tempi.

Nel confronto a coppie risultano valori significativi solo tra controlli (0) e medio-alte frequenze (50x2, 50x4) ed alte intensità (200) di calpestio. Risultano inoltre significativi i confronti tra il tempo di campionamento 1 e i tempi 3 e 9, che invece non differiscono fra loro.

Per valutare la risposta dei popolamenti meiobentonici in termini di struttura di comunità sono state effettuate analisi di ordinamento mediante MDS (non-metric Multi-Dimensional Scaling) sulle matrici di similarità di Bray-Curtis, su dati trasformati mediante radice quarta, al fine di diminuire il peso dei taxa dominanti.

In **Figura 3.5** sono riportati i plot MDS condotti sulle abbondanze dei Taxa rinvenuti in ciascun campione per area campionata (18.0 cm²). Per una più facile analisi dei risultati, lo stesso plot è riportato con i simboli che evidenziano i tre differenti tempi di campionamento (plot A) e i differenti trattamenti (plot B). Si osserva un'elevata interspersione dei punti campione, sia per quanto riguarda i tempi che per i trattamenti. Nonostante ciò, si nota una certa evoluzione della struttura di comunità, passando dal tempo 1 al tempo 9. Riguardo i trattamenti, si osserva una certa omogeneità nella struttura di comunità nei controlli, mentre per gli altri trattamenti non si notano chiare differenze. Al plot MDS ottenuto dall'analisi delle abbondanze dei Taxa per area campionata, sono stati sovrapposti i valori della biomassa di *Cystoseira crinita* (**Figura 3.6**). Nel plot ottenuto si osserva una chiara relazione nella distribuzione spaziale tra punti campione e biomassa algale, evidenziando come la biomassa di *Cystoseira crinita* influenzi la struttura di comunità a seguito del disturbo da calpestio.

Tabella 3.3 Risultati della PERMANOVA per abbondanza totale per area campionata e abbondanza totale per grammo di *Cystoseira crinita*, per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: fattore tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Source	df	Abbondanza totale x area			Abbondanza totale / C. crinita		
		SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)
fr	5	3,40E+08	6,80E+07	0,0001	6,86E+06	1,37E+06	0,0235
ti	2	3,49E+07	1,74E+07	0,0735	8,01E+06	4,00E+06	0,001
frxti	10	6,88E+07	6,88E+06	0,3682	2,10E+06	2,10E+05	0,9094
Res	36	2,20E+08	6,12E+06		1,63E+07	4,54E+05	
Total	53	6,64E+08			3,33E+07		

frequenze/intensità	Abbondanza totale / area		Abbondanza totale / C. crinita	
	t	P(perm)	t	P(perm)
50 vs 100	2,9174	0,0123	0,71723	0,4829
50 vs 200	1,8406	0,0913	1,9137	0,0781
50 vs 50x2	2,238	0,045	1,453	0,1799
50 vs 50X4	3,1612	0,0069	1,7537	0,0996
50 vs 0	1,6753	0,124	0,79449	0,4418
100 vs 200	0,82041	0,4364	0,97972	0,3534
100 vs 50x2	1,2192	0,2434	0,51039	0,6202
100 vs 50X4	0,38928	0,738	0,83648	0,423
100 vs 0	7,5182	0,0002	1,6928	0,1144
200 vs 50x2	7,76E-02	0,9437	1,011	0,3185
200 vs 50X4	1,0315	0,3612	0,24404	0,8115
200 vs 0	4,3398	0,0015	4,4332	0,0014
50x2 vs 50X4	1,7614	0,1086	0,67595	0,5125
50x2 vs 0	6,0688	0,0004	3,7033	0,0038
50X4 vs 0	8,5417	0,0001	4,0231	0,0023

tempi	t	P(perm)
1 vs 3	2,5625	0,0166
1 vs 9	5,7947	0,0001
3 vs 9	1,1967	0,248

In **Figura 3.7** è riportato il plot MDS ottenuto sui dati di abbondanze dei taxa divisi per la biomassa algale. Si nota come, tenendo presente le variazioni di biomassa di *C. crinita*, sia possibile notare una più chiara variazione nel tempo della struttura di comunità.

I risultati dell'analisi PERMANOVA (**Tabella 3.4**) condotti sulle matrici di similarità di Bray-Curtis, su dati trasformati mediante radice quarta, mostra un effetto significativo del

fattore frequenza/intensità del calpestio e del fattore tempi, mentre non mostra valori significativi per l'interazione tra frequenze/intensità e tempi.

Nel confronto a coppie, risultano differenze significative tra controlli e basse-medio-alte frequenze/intensità (0 vs 50, 100, 200, 50x2, 50x4), tra basse intensità e medio-alte frequenze/intensità (50 vs 100, 50x4), e tra medie ed alte frequenze (50x2 vs 50x4).

Per il fattore tempi i risultati del confronto a coppie mostrano differenze significative tra tempo 1 e 9

L'analisi svolta tramite PERMANOVA (**Tabella 3.4**) sulle matrici di similarità di Bray-Curtis, calcolate sui dati di abbondanza in funzione della biomassa di *Cystoseira crinita* e trasformati mediante radice quarta, mostra differenze significative per il fattore frequenza/intensità del calpestio e per il fattore tempi, mentre non risultano valori significativi per l'interazione tra frequenze/intensità e tempi.

I risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori mostrano differenze significative tra controlli e medio-alte frequenze/intensità di calpestio (0 vs 100, 200, 50x2, 50x4), tra basse intensità ed alte frequenze/intensità (50 vs 200, 50x4), e tra medie ed alte frequenze di calpestio (50x2 vs 50x4).

Per il fattore tempi il confronto a coppie rileva differenze significative tra tutti i livelli di tempo (t1, t2, t3).

Sia per le abbondanze dei singoli taxa relative all'area campionata che in quelle relative alla biomassa di *Cystoseira crinita*, le aree sottoposte a calpestio in un'unica giornata (100, 200) e quelle sottoposte a calpestio in più giornate (50x2, 50x4) non mostrano differenze significative. risultano invece differenze tra controlli e trattamenti e tra basse intensità di calpestio alte frequenze/intensità di calpestio.

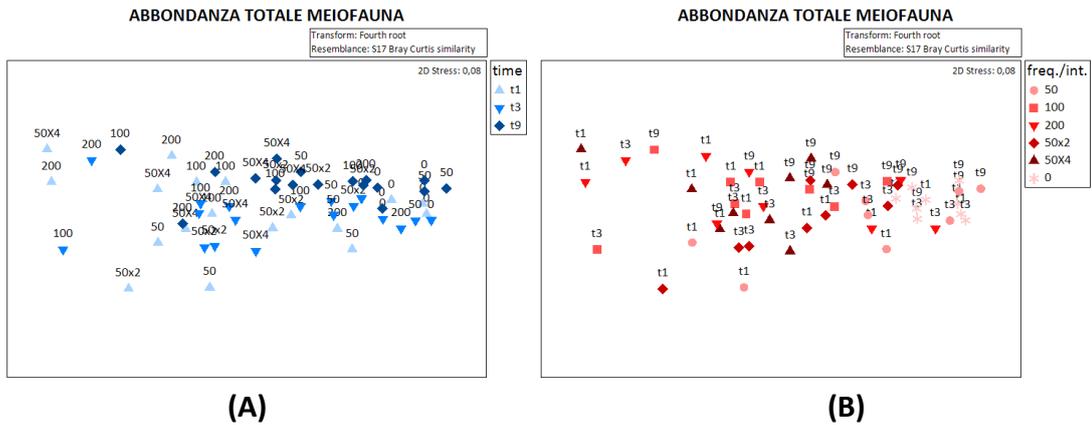


Figura 3.5 Plot MDS (non-metric Multi-Dimensional Scaling), ottenuto sulla matrice di similarità di Bray-Curtis, calcolata sui dati di abbondanza della meiofauna per area campionata, dopo trasformazione con radice quarta.

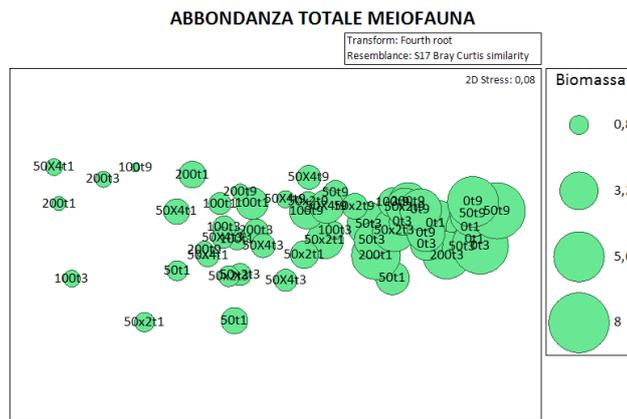


Figura 3.6 Plot MDS (non-metric Multi-Dimensional Scaling), ottenuto sulla matrice di similarità di Bray-Curtis, calcolata sui dati di abbondanza della meiofauna per area campionata, dopo trasformazione con radice quarta, con sovrapposti i valori percentuali di biomassa di *Cystoseira crinita*.

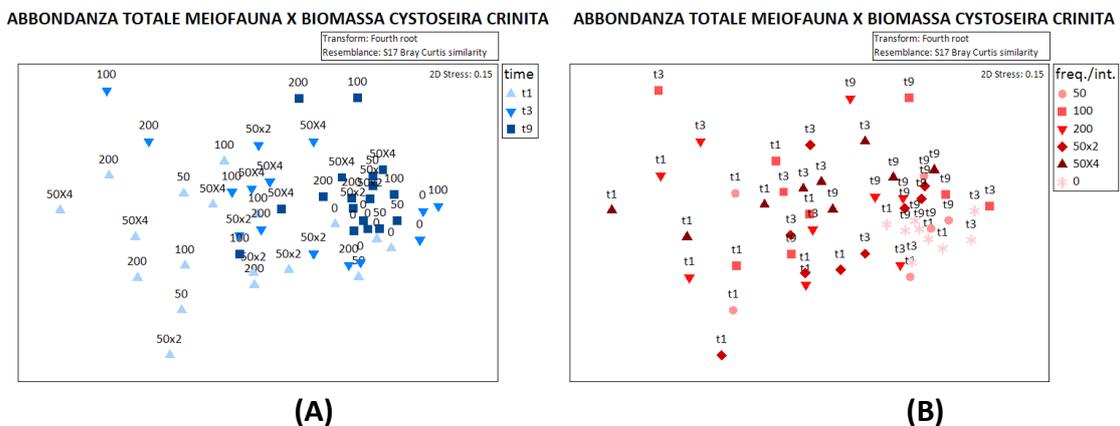


Figura 3.7 Plot MDS (non-metric Multi-Dimensional Scaling), ottenuto sulla matrice di similarità di Bray-Curtis, calcolata sui dati di abbondanza della meiofauna per grammo di *Cystoseira crinita*, dopo trasformazione con radice quarta.

Tabella 3.4 Risultati della PERMANOVA per abbondanze Taxa rinvenuti in ciascun campione per area campionata, per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: fattore tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Source	df	Abbondanza / area			Abbondanza / Cystoseira crinita		
		SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)
fr	5	6263,6	1252,7	0,0002	1931.9	386.39	0.0009
ti	2	1928,6	964,29	0,0078	1995.1	997.53	0.0001
frxti	10	1895,2	189,52	0,6625	1456.8	145.68	0.3002
Res	36	8208,7	228,02		4667.2	129.65	
Total	53	18296			10051		

frequenze/intensità	Abbondanza / area		Abbondanza / Cystoseira crinita	
	t	P(perm)	t	P(perm)
50 vs 100	2,4018	0,0127	1.4354	0.0944
50 vs 200	1,8102	0,065	1.732	0.0348
50 vs 50x2	1,3592	0,1554	1.0709	0.3067
50 vs 50X4	3,0987	0,001	2.0174	0.0112
50 vs 0	2,087	0,0177	1.463	0.0917
100 vs 200	0,59189	0,7907	0.7902	0.6844
100 vs 50x2	1,2416	0,1977	1.0631	0.3174
100 vs 50X4	0,77655	0,631	0.90636	0.5186
100 vs 0	4,5077	0,0001	2.4021	0.0022
200 vs 50x2	0,90823	0,4272	1.2145	0.1933
200 vs 50X4	0,94092	0,4013	1.0312	0.3587
200 vs 0	3,3345	0,0021	2.9903	0.0001
50x2 vs 50X4	1,7406	0,0394	1.6044	0.0344
50x2 vs 0	3,499	0,0002	2.211	0.0011
50X4 vs 0	6,1948	0,0001	3.3514	0.0001
tempi	t	P(perm)	t	P(perm)
1 vs 3	1,5268	0,0985	2.1111	0.0068
1 vs 9	2,7793	0,0029	3.969	0.0001
3 vs 9	1,7504	0,0598	2.1853	0.0029

3.3 Analisi dei Taxa

Al fine di identificare quali taxa sono maggiormente responsabili delle similarità all'interno di ciascun livello di trattamento (mediati nel tempo) e di ciascun tempo (mediati tra trattamenti), e delle dissimilarità fra i livelli dei fattori considerati, è stata condotta l'analisi SIMPER. Il dettaglio dei risultati è riportato in (Appendice 2).

L'analisi effettuata sui dati di abbondanza per area campionata, mostra, per i trattamenti mediati nel tempo, un valore di similarità media all'interno dei controlli piuttosto elevato (Group 0 = 80,02), mentre per ciascun livello di trattamento le similarità medie risultano complessivamente più basse, (Group 50 = 55,09, Group 100 = 60,27, Group 50x4 = 68,78, Group 50x2 = 53,85), in particolare nei campioni sottoposti ad alta intensità di calpestio (Group 200 = 35,13), ad evidenziare un aumento di variabilità fra repliche conseguente al disturbo. Riguardo i valori di similarità media per ciascun tempo, questi risultano relativamente bassi, ma abbastanza simili in ciascun tempo.

Nell'analisi dei risultati del confronto a coppie tra tutti i livelli di trattamento, la dissimilarità media risulta particolarmente alta tra controlli ed alte frequenze/intensità (0 vs 100 = 69,93; 0 vs 200 = 64,83; 0 vs 50x2 = 58,17, 0 vs 50x4 = 70,79) e tra basse intensità e medio alte frequenze/intensità (50 vs 100 = 50,93, 50 vs 200 = 58,37; 50 vs 50x2 = 47,69; 50 vs 50x4 = 52,55). Nell'analisi di dissimilarità tra tempi, il valore più elevato si registra tra tempo 1 e tempo 9 (1 vs 9 = 47,15).

Globalmente i Taxa che influenzano la similarità media in ciascun tempo e in ciascun trattamento risultano essere Nauplii, Arpacticoidi e Nematodi. Gli stessi taxa sono responsabili anche delle differenze riscontrate nei confronti a coppie fra i diversi tempi e trattamenti.

Risulta interessante come le dissimilarità medie fra i controlli e i diversi trattamenti è dovuta ad una diminuzione delle densità dei tre taxa sopra menzionati, diminuzione molto più pronunciata quando i confronti coinvolgono i livelli di trattamento più severi sia in termini di intensità che di frequenza (Appendice 2).

Riguardo il fattore tempi, il confronto fra coppie mostra un aumento nelle abbondanze medie dei tre taxa con il passare del tempo, che risulta particolarmente evidente tra tempo 1 e tempo 9, ad indicare un recupero delle comunità nei giorni successivi al calpestio.

Sono state quindi effettuate analisi PERMANOVA sui tre taxa discriminanti, sia sulle abbondanze per campione che sulle abbondanze espresse in funzione della biomassa di *Cystoseira crinita*.

3.3.1 Nauplii

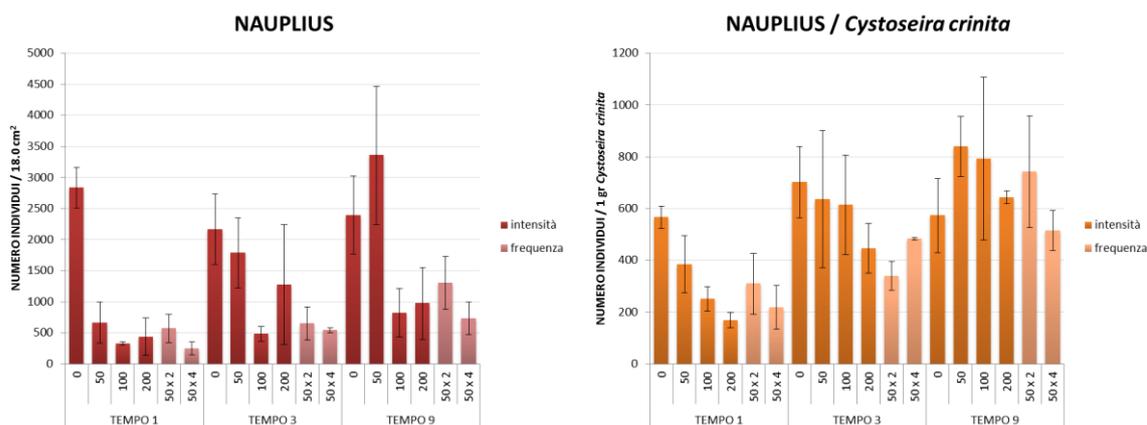


Figura 3.8 Abbondanza di Nauplii per area campionata (dx) e abbondanza di Nauplii per grammo di *Cystoseira crinita* (sx) (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

I Nauplii rappresentano lo stadio larvale tipico di numerose specie crostacei, in particolare degli Arpacticoidi.

L'istogramma relativo alle abbondanze di Nauplii per area campionata (18.0 cm²) (**Figura 3.8, sx**) mostra al tempo 1 una notevole diminuzione delle densità nei trattamenti, a tutti i livelli di frequenza/intensità. Le differenze fra controlli e trattamenti tendono a diminuire al tempo 3 e 9 nei campioni relativi alle basse intensità di calpestio (50), mentre le medio-alte frequenze/intensità (100, 200, 50x2, 50x49) si discostano dalle abbondanze dei controlli in tutti i tempi di campionamento, mantenendo valori medi più bassi.

Nell'istogramma relativo alle abbondanze di Nauplii espresse in funzione della biomassa di *Cystoseira crinita* (**Figura 3.8, dx**) si nota come avvenga un recupero nelle abbondanze già al tempo 3 che, seppur con variabilità elevate, porta a valori equiparabili ai controlli per tutti i trattamenti nel tempo 9.

Dall'analisi PERMANOVA (**Tabella 3.5**) effettuata sulle abbondanze di Nauplii per area campionaria, risultano significativi il fattore frequenze/intensità e tempi, mentre l'interazione tra i due fattori frequenze/intensità e tempi non è significativa.

I risultati dei confronti a coppie mostrano differenze significative tra controlli e medio-alte frequenze/intensità di calpestio (0 vs 100, 200, 50x2, 50x4), e tra basse intensità e

medio-alte frequenze/intensità di calpestio (50 vs 100, 50x2, 50x4). Per quanto riguarda i tempi, differenze significative emergono solo tra tempo 1 e tempo 9.

I risultati della PERMANOVA condotta sulle abbondanze di Nauplii espresse in funzione della biomassa di *Cystoseira crinita*, mostrano differenze significative unicamente per il fattore tempi, con differenze significative tra tempo 1 e tempo 3 e 9.

I Nauplii rappresentano uno stadio giovanile altamente mobile, potenzialmente in grado di colonizzare in breve tempo aree spopolate dall'azione del calpestio. Tuttavia, dalle analisi condotte sulle abbondanze di Nauplii relative all'area campionaria, si osserva che la diminuzione di abbondanza successiva al disturbo da calpestio non è compensato nel breve periodo da una successiva immigrazione di nuovi individui.

Le abbondanze di Nauplii relative alla biomassa algale mostrano un ripopolamento nel breve periodo a tutti i livelli di trattamento.

Questo gruppo subisce dunque un iniziale declino dovuto all'azione del calpestio e, sebbene il reclutamento di nuovi individui avvenga in breve tempo, questo è in parte limitato dalla riduzione della biomassa di *Cystoseira crinita*.

Tabella 3.5 Risultati della PERMANOVA per abbondanza Nauplii per area campionata e abbondanza Nauplii per grammo di *Cystoseira crinita*, per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: fattore tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Source	df	Nauplius / area			Nauplius / <i>C. crinita</i>		
		SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)
fr	5	2,95E+07	5,90E+06	0,0003	4,12E+05	82491	0,2625
ti	2	5,13E+06	2,56E+06	0,0388	1,23E+06	6,17E+05	0,0004
frxti	10	9,36E+06	9,36E+05	0,2663	4,21E+05	42139	0,7136
Res	36	2,64E+07	7,32E+05		2,18E+06	60425	
Total	53	7,03E+07			4,24E+06		

frequenze/intensità	Nauplius / area		Nauplius / <i>C. crinita</i>	
	t	P(perm)	t	P(perm)
50 vs 100	3,0828	0,0101		
50 vs 200	1,7980	0,1013		
50 vs 50x2	2,3370	0,0366		
50 vs 50X4	3,2390	0,0068		
50 vs 0	1,0064	0,3276		
100 vs 200	0,8550	0,4430		
100 vs 50x2	1,2912	0,2156		
100 vs 50X4	0,2200	0,8099		
100 vs 0	5,8213	0,0002		
200 vs 50x2	0,1271	0,9105		
200 vs 50X4	0,9710	0,3918		
200 vs 0	3,2023	0,0079		
50x2 vs 50X4	1,6002	0,1338		
50x2 vs 0	4,5974	0,0016		
50X4 vs 0	6,2068	0,0003		

tempi	t	P(perm)	t	P(perm)
1 vs 3	1,2821	0,2107	3,1502	0,0034
1 vs 9	2,7197	0,0108	4,6609	0,0001
3 vs 9	1,3350	0,1988	1,5524	0,1372

3.3.2 Arpacticoidi

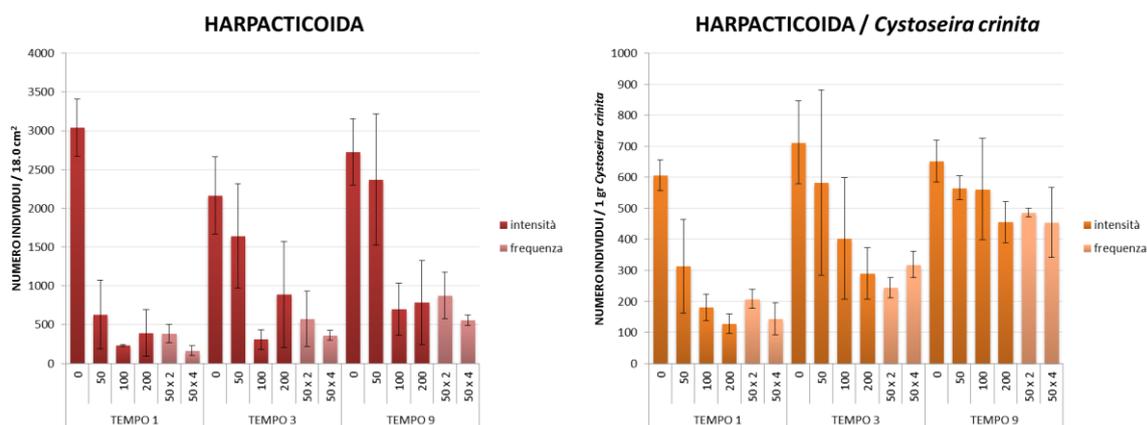


Figura 3.9 Abbondanza di Arpacticoidi per area campionata (dx) e abbondanza di Arpacticoidi per grammo *Cystoseira crinita* (sx) (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

L'istogramma relativo alle abbondanze di Arpacticoidi per area campionata (18.0 cm²) (Figura 3.9, sx) mostra al tempo 1, analogamente a quanto descritto per i Nauplii, una diminuzione delle abbondanze medie a tutti i livelli di frequenza/intensità di calpestio. Nei campioni relativi alle basse intensità di calpestio (50) si osserva un recupero delle abbondanze ai tempi 3 e 9, con valori che si avvicinano a quelli dei controlli, mentre le abbondanze registrate nei campioni trattati a medio-alte frequenze/intensità di calpestio si discostano dai valori dei controlli in tutti i tempi di campionamento.

Nell'istogramma relativo alle abbondanze di Arpacticoidi per biomassa di *Cystoseira crinita* (Figura 3.9, dx), si osserva come nel tempo avvenga un recupero nelle abbondanze per ogni livello di trattamento, anche se i valori medi presentano alta variabilità e non raggiungono quelli dei controlli, neppure al tempo 9.

Dall'analisi PERMANOVA (Tabella 3.6) effettuata sulle abbondanze di Arpacticoidi per area campionaria, risulta significativo il fattore frequenze/intensità. Il fattore tempi e l'interazione tra frequenze/intensità e tempi non risulta significativo.

Come per i Nauplii, i confronti a coppie mostrano differenze significative tra le densità dei controlli e quelle dei campioni trattati a basse-medio-alte frequenze/intensità (0 vs 50, 100, 200, 50x2, 50x4), e tra basse intensità e medio-alte frequenze/intensità (50 vs 100, 50x4).

I risultati ottenuti dall'analisi PERMANOVA condotta sulle abbondanze di Arpacticoidi in funzione della biomassa di *Cystoseira crinita*, mostrano che entrambi i fattori considerati risultano significativi.

Dall'analisi dei risultati dei confronti a coppie, risultano differenze significative unicamente tra controlli e medio-alte frequenze/intensità di calpestio(0 vs 100, 200, 50x2, 50x4), mentre i risultati tra tempi mostrano differenze significative tra tempo 1 e tempi 3 e 9.

Analogamente a quanto evidenziato per i Nauplii, gli Arpacticoidi mostrano una risposta immediata all'effetto del calpestio ed una ricolonizzazione relativamente rapida, ma limitata dalla riduzione di biomassa algale. Ciò è probabilmente dovuto al fatto che *Cystoseira crinita* costituisce un habitat specifico per molte specie di Arpacticoidi, quindi il ripopolamento a seguito di calpestio avviene per immigrazione di individui adulti provenienti da altra *Cystoseira crinita* delle aree circostanti o per reclutamento di Copepoditi e Nauplii.

Tabella 3.6 Risultati della PERMANOVA per abbondanza Arpacticoidi per area campionata e abbondanza Arpacticoidi per grammo di *Cystoseira crinita*, per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: fattore tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Source	df	Harpacticoida / area			Harpacticoida / <i>C. crinita</i>		
		SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)
fr	5	3,60E+07	7,19E+06	0,0001	9,20E+05	1,84E+05	0,0019
ti	2	2,60E+06	1,30E+06	0,0969	6,45E+05	3,23E+05	0,001
frxti	10	4,56E+06	4,56E+05	0,569	1,70E+05	17033	0,9231
Res	36	1,89E+07	5,26E+05		1,42E+06	39525	
Total	53	6,20E+07			3,16E+06		

frequenze/intensità	Harpacticoida / area		Harpacticoida / <i>C. crinita</i>	
	t	P(perm)	t	P(perm)
50, 100	2,788	0,0204	0,74277	0,4785
50, 200	1,734	0,1077	1,6563	0,111
50, 50x2	2,2254	0,0533	1,5385	0,1444
50, 50X4	3,0389	0,0123	1,5073	0,1562
50, 0	2,3691	0,0380	1,3685	0,1947
100, 200	0,83177	0,4195	0,96686	0,342
100, 50x2	0,98801	0,3436	0,79136	0,4402
100, 50X4	0,42001	0,7277	0,79168	0,4429
100, 0	8,0156	0,0002	2,7221	0,0218
200, 50x2	0,22052	0,8275	0,53284	0,5983
200, 50X4	1,0563	0,3503	0,24705	0,8033
200, 0	4,9257	0,0006	5,6897	0,0001
50x2, 50X4	1,5195	0,1727	0,15491	0,8788
50x2, 0	6,8168	0,0001	6,2683	0,0001
50X4, 0	8,9901	0,0001	5,1362	0,0006
tempi			t	P(perm)
1, 3			2,2413	0,0343
1, 9			5,5798	0,0001
3, 9			1,3775	0,1849

3.3.3 Nematodi

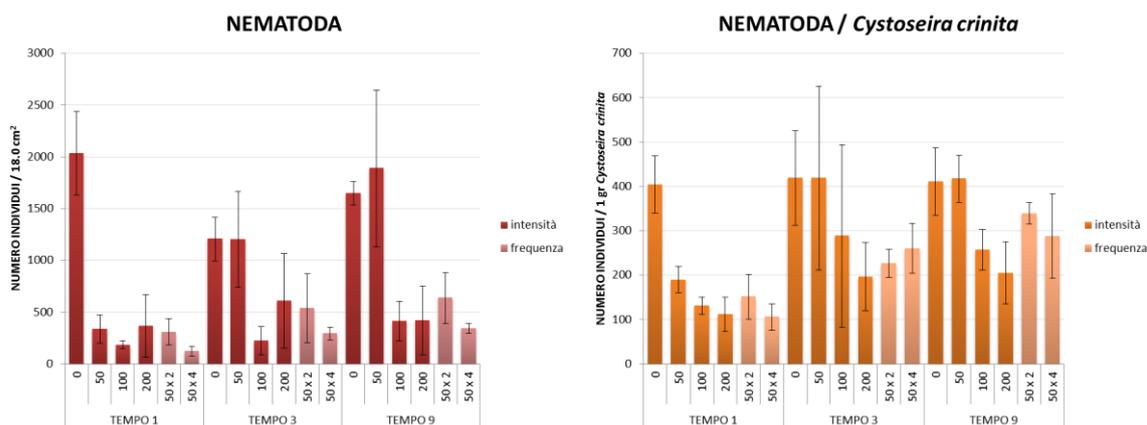


Figura 3.10 Abbondanza di Nematodi per area campionata (dx) e abbondanza di Nematodi per grammo *Cystoseira crinita* (sx) (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

I Nematodi mostrano un pattern di abbondanza simile a quelli visti in precedenza. Nell'istogramma relativo alle abbondanze di Nematodi per area campionata (18.0 cm²) (Figura 3.10, sx) i valori di abbondanza nei trattamenti a medio-alte frequenze/intensità di calpestio (100, 200, 50x2, 50x4) si mantengono molto bassi rispetto ai valori dei controlli (0) e a quelli di basse intensità (50). Soltanto nei campioni trattati a basse intensità di calpestio (50) si osserva un recupero delle abbondanze, a partire dal tempo 3, seppur con alta variabilità fra repliche.

I risultati dell'analisi delle abbondanze di Nematodi in funzione della biomassa di *Cystoseira crinita* (Figura 3.10, dx) indicano come, ad ogni livello di trattamento, avvenga solo un modesto recupero delle abbondanze nel tempo, con alta variabilità dei valori del tempo 3. Solamente i campioni trattati a basse intensità di calpestio (50) raggiungono valori simili a quelli di controllo, pur presentando un'alta variabilità nei valori al tempo 3. L'analisi PERMANOVA (Tabella 3.7) effettuata sulle abbondanze di Arpacticoidi per area campionaria, mostra come risulti significativo unicamente il fattore frequenze/intensità.

Il confronto a coppie indica differenze significative tra controlli e medio-alte frequenze/intensità (0 vs 100, 200, 50x2, 50x4) e, come nel caso degli Arpacticoidi, tra basse intensità e medio-alte frequenze/intensità (50 vs 100, 50x4).

Analogamente a quanto osservato nelle precedenti analisi effettuate sulle densità di Nauplii ed Arpacticoidi, i risultati della PERMANOVA condotta sulle abbondanze di Nematodi per biomassa di *Cystoseira crinita*, mostrano significatività sia per il fattore

frequenze/intensità che il fattore tempi, mentre non risulta significativa l'interazione tra i due fattori.

Dai confronti a coppie, risultano differenze significative unicamente tra controlli e medio-alte frequenze/intensità di calpestio (0 vs 100, 200, 50x2, 50x4) e tra bassa intensità ed alta intensità (50 vs 200). I confronti a coppie eseguiti sul fattore tempi rilevano differenze significative tra tempo 1 e tempi 3 e 9, in accordo con quanto ottenuto dalle analisi effettuate sulle abbondanze di Nauplii ed Arpacticoidi.

I Nematodi rispondono negativamente al calpestio, e rispetto ai taxa precedenti il recupero è modesto. Questo è imputabile al fatto che i Nematodi adulti, a differenza dei taxa precedenti, non presentano forme natanti altamente mobili, quindi la colonizzazione successiva al disturbo dovuto al calpestio avviene principalmente dal fondale, tramite il disco basale e il tallo di *Cystoseira crinita*, o tramite forme larvali di piccole dimensioni, incluse nella microfauna e non trattate in questo studio.

Tabella 3.6 Risultati della PERMANOVA per abbondanza Nematodi per area campionata e abbondanza Nematodi per grammo di *Cystoseira crinita*, per i fattori fr: frequenza/intensità; ti: fattore tempi; frxti: frequenza/intensità x tempi. Vengono riportati anche i risultati dei confronti post hoc effettuati sui fattori risultati significativi.

Source	df	Nematoda / area			Nematoda / C. crinita		
		SS	MS	P(perm)	SS	MS	P(perm)
fr	5	1,39E+07	2,77E+06	0,0001	3,65E+05	72957	0,0185
ti	2	1,02E+06	5,11E+05	0,177	2,01E+05	1,01E+05	0,0193
frxti	10	4,09E+06	4,09E+05	0,1922	73369	7336,9	0,9754
Res	36	1,01E+07	2,81E+05		8,53E+05	23688	
Total	53	2,91E+07			1,49E+06		

Frequenze/intensità	Nematoda / area		Nematoda / C. crinita	
	t	P(perm)	t	P(perm)
50, 100	2,8161	0,0141	1,1541	0,2789
50, 200	1,848	0,0953	2,1129	0,0415
50, 50x2	1,9575	0,0794	1,3682	0,2042
50, 50X4	2,9654	0,0092	1,5197	0,1564
50, C	1,4421	0,1727	0,80127	0,448
100, 200	0,84252	0,4289	0,68457	0,5663
100, 50x2	1,3408	0,2149	0,18474	0,8803
100, 50X4	0,23264	0,8214	9,25E-02	0,9338
100, 0	7,7391	0,0001	2,1679	0,0501
200, 50x2	0,11289	0,9188	1,5974	0,1386
200, 50X4	0,98222	0,3441	0,8875	0,3934
200, 0	4,4024	0,001	3,9335	0,0029
50x2, 50X4	1,6324	0,1464	0,48133	0,6347
50x2, 0	5,3394	0,0001	3,2373	0,0074
50X4, 0	8,6496	0,0001	3,1247	0,0109
tempi			t	P(perm)
1, 3			2,1012	0,0432
1, 9			4,355	0,0002
3, 9			0,2939	0,7735

3.3.4 Altri Taxa

I pattern di abbondanze medie osservati per Nauplii, Arpacticoidi e Nematodi su area campionata, sono paragonabili a quelli di molti dei Taxa identificati (**Figura 3.11**). Su questi taxa l'analisi univariata non è stata effettuata, dato il piccolo contributo che forniscono nelle dissimilarità tra campioni, imputabile principalmente al fatto che sono presenti a basse densità. In generale si osserva come il calpestio, a tutti i livelli di frequenza/intensità, provochi un immediato declino delle densità di meiofauna.

Nella maggior parte dei casi, basse intensità di calpestio (50) provocano una variazione delle abbondanze solo nel giorno successivo al disturbo (tempo 1), con un recupero in tempi relativamente brevi. Confrontando questi istogrammi con quelli relativi alla biomassa di *Cystoseira crinita* (**Figura 3.1**) si nota come questo recupero sia correlato alla limitata perdita di biomassa algale a basse intensità di disturbo. In questo caso l'effetto del calpestio sui popolamenti meiobentonici sarebbe diretto, dovuto all'azione meccanica di schiacciamento, e limitato nel tempo dalle dinamiche di reclutamento, molto rapide nella meiofauna nel caso in cui si abbia limitata perdita di biomassa algale.

Al contrario, nelle aree trattate a medio-alte frequenze/intensità (100, 200, 50x2, 50x4), si osserva come il recupero risulti piuttosto limitato, in tutti i tempi di campionamento.

Osservando gli istogrammi relativi alle abbondanze dei singoli Taxa per biomassa algale (**Figura 3.12**), si nota come per alcuni Taxa avvenga un effettivo aumento delle abbondanze nei giorni successivi al disturbo. In alcuni casi, come per Turbellari, Gasteropodi ed Alacaridi, le abbondanze nelle aree sottoposte a medio-alte frequenze/intensità di calpestio, dopo un iniziale declino, presentano al tempo 9 valori più alti che nei controlli, suggerendo che alcune specie possano essere avvantaggiate dagli effetti diretti ed indiretti del calpestio, e dalle conseguenti variazioni nella struttura dei popolamenti meiofaunali.

Da osservare come tutti i Taxa identificati presentino alta variabilità delle abbondanze, spesso anche nei controlli. Questo in parte è imputabile all'elevato grado di variabilità ambientale di *Cystoseira crinita*, alle basse abbondanze di alcuni Taxa minori, e a possibili variazioni temporali e spaziali che intercorrono a livello di specie appartenenti ad uno stesso Taxa, non riscontrabili in un'analisi condotta a questa risoluzione tassonomica.

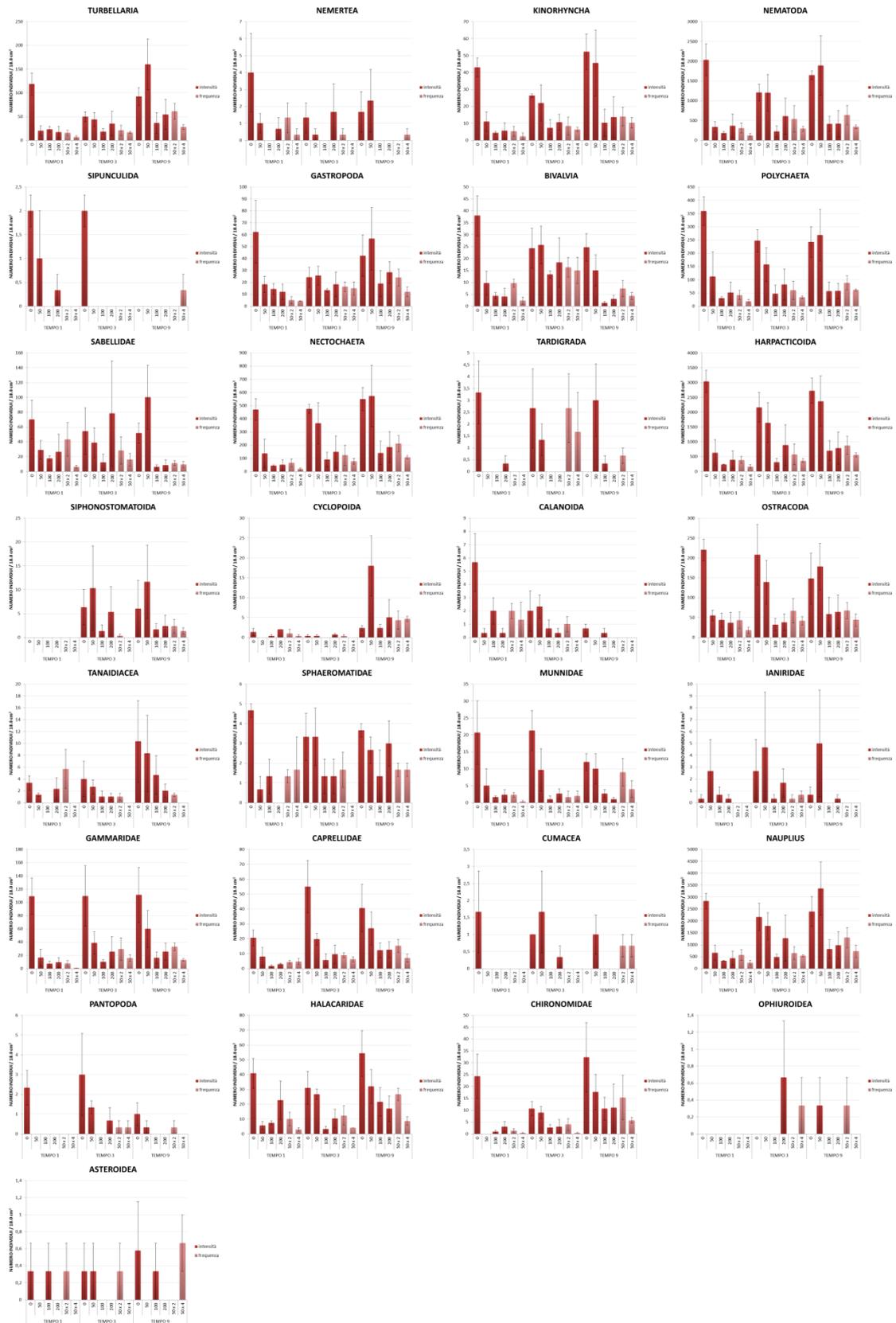


Figura 3.11 Abbondanza dei singoli Taxa per area campionata (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

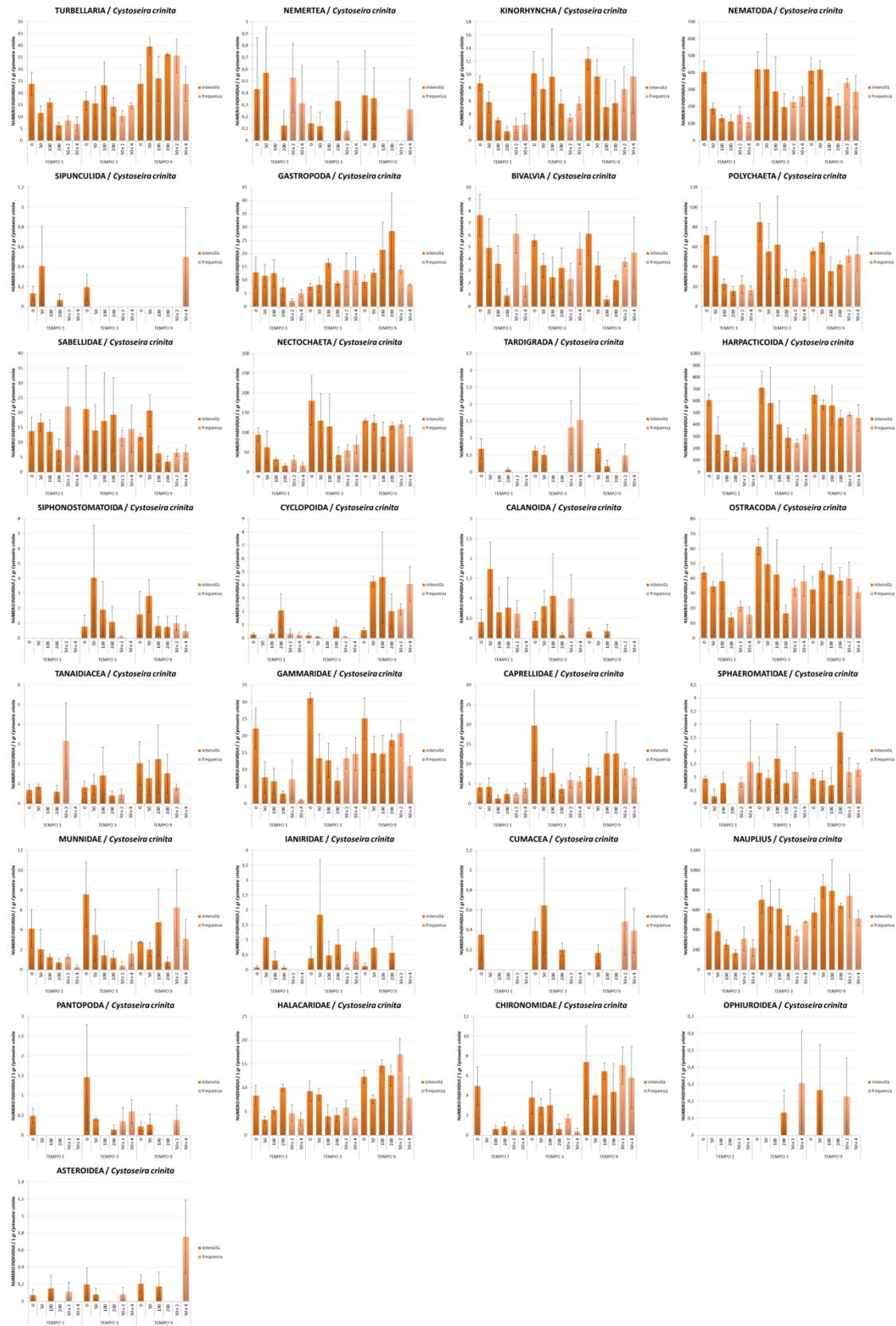


Figura 3.12 Abbondanza dei singoli Taxa per grammo *Cystoseira crinita* (media \pm ES, n = 3) per ciascun trattamento e ad ogni tempo di campionamento.

4. DISCUSSIONE

Negli ultimi anni è aumentato l'interesse riguardo l'impatto umano sulle comunità biologiche delle coste rocciose. Diversi autori hanno dimostrato che l'effetto del calpestio su questi habitat causa in genere una notevole riduzione della copertura algale e della densità di invertebrati sessili (Povey & Keough, 1991; Adessi, 1994; Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998; Schiel & Taylor, 1999; Milazzo et al, 2002). I risultati di questi studi rivelano che le macroalghe a tallo eretto possono essere gravemente danneggiate dal calpestio umano, mostrando una rapida diminuzione della copertura algale (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Schiel & Taylor, 1999; Milazzo et al., 2002). In habitat intertidali rocciosi le più alte densità di piccoli animali si trovano tipicamente associati a macro-alghe (Gibbons & Griffiths, 1986), che forniscono all'epifauna nutrimento, rifugio dalla predazione e dal disseccamento (Gibbons, 1991). La rimozione delle macroalghe può dunque influenzare la composizione e la struttura dei popolamenti associati, incidendo su diversi processi biologici quali il reclutamento, competizione e predazione (Duggins et al, 1990; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1992; Underwood, 1998; Casu et al. 2006). La maggior parte degli studi condotti rivela che la vulnerabilità al calpestio umano varia sia in funzione dell'intensità che della frequenza del disturbo (Connell, 1978; Connell & Keough, 1985; Sousa, 1985; Menge & Sutherland, 1976, 1987). Nessun lavoro ha indagato l'eventuale interazione fra intensità e frequenza del calpestio sulle comunità di organismi mobili associate ad una specie "habitat former" come *Cystoseira*.

I risultati di questo esperimento mostrano come, in conseguenza del calpestio, si possa osservare una significativa perdita di biomassa di *Cystoseira crinita*. Questo in linea con quanto osservato in studi condotti su macroalghe a tallo eretto di habitat intertidali e subtidali (Dayton, 1985, Duggins & Dethier, 1985; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1992), che risultano sensibili al calpestio umano ad intensità anche relativamente basse (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994; Keough & Quinn, 1998; Schiel & Taylor, 1999;. Milazzo et al, 2002a). Attraverso la simulazione di calpestio, la maggior parte di questi studi ha evidenziato rapporti di causa-effetto, rivelando che la vulnerabilità delle macroalghe al calpestio umano dipende principalmente dalle caratteristiche

morfologiche ed ecologiche delle specie e dal livello di utilizzo umano delle aree impattate (Povey & Keough, 1991; Brosnan & Crumrine, 1994).

Appare però, interessante come la perdita di biomassa avvenga principalmente nei campioni sottoposti a calpestio con frequenze/intensità maggiori di 50 passi per unità di area. Le aree sottoposte a medio-alta frequenza/intensità di calpestio non mostrano, inoltre, nel breve periodo un significativo recupero della biomassa algale, in accordo con quanto osservato per altre specie di *Cystoseira sp.* che hanno mostrato più lunghi tempi di recupero (6 mesi) (Milazzo et al., 2004).

Comparando, poi, la risposta di *Cystoseira crinita* sottoposta a diverse intensità e frequenze, il calpestio ripetuto in più giornate nel presente studio non mostra differenze significative rispetto a quello effettuato in un'unica giornata. Il fattore che sembra incidere maggiormente sulla perdita di biomassa di *Cystoseira crinita* è l'intensità di calpestio. La maggior parte degli studi condotti su popolamenti di fondi duri rivela che la vulnerabilità al calpestio umano varia in funzione dell'intensità e della frequenza del disturbo (Connell, 1978; Connell & Keough, 1985; Sousa, 1985; Menge & Sutherland, 1976, 1987). Va sottolineato che tali studi non confrontano le interazioni tra i due fattori, ma considerano frequenza ed intensità come misura della severità del disturbo. La resistenza di *Cystoseira crinita* a basse intensità di calpestio può essere in parte correlata alla struttura cespitosa (Brosnan & Crumrine, 1994; Schiel & Taylor, 1999).

Come precedentemente detto, in habitat intertidali rocciosi, le macroalghe costituiscono un habitat per molti organismi mobili ad esse associati, e piccoli animali sono presenti ad alte densità (Gibbons & Griffiths, 1986). Anche nel presente studio, l'analisi dei campioni meiobentonici ha rivelato una ricca comunità animale associata a *Cystoseira crinita*, con 29 taxa identificati. Analizzando gli effetti del calpestio sull'insieme dei popolamenti meiobentonici, si osserva come la meiofauna risenta negativamente dell'effetto del calpestio in termini di perdita di densità totale e di riduzione del numero di taxa. Tale decremento si osserva anche a basse intensità di calpestio (50 passi), intensità che, come sottolineato, non producono perdita significativa di biomassa algale. Nei campioni trattati a basse intensità di calpestio, l'abbondanza della meiofauna torna a valori medi paragonabili a quelli dei controlli già dopo 3 giorni (t_3) dalla cessazione del disturbo, mentre nei campioni sottoposti a medio-alte frequenze/intensità di calpestio le abbondanze non mostrano un recupero completo nel breve periodo considerato in

questo studio. Non si evidenziano, invece, differenze tra diversi livelli di trattamento per quanto riguarda la diversità, in termini di indice di Shannon-Wiener (**Tabella 3.2**).

Considerando, invece, i risultati ottenuti sull'insieme dei popolamenti, in termini multivariati si nota una evoluzione della struttura di comunità nel tempo, struttura che varia significativamente nel confronto tra tempo 1 e tempo 9, a suggerire come nel tempo considerato non cambia tanto la diversità complessiva, quanto le relazioni di dominanza fra i taxa, che si modificano fra i diversi trattamenti e tempi (Colangelo et al., 1996). Anche nel caso delle analisi condotte sulla meiofauna non si riscontrano differenze tra intensità di calpestio e frequenze. Dunque l'effetto del calpestio è influenzato principalmente dall'intensità.

Per valutare quanto la risposta dei popolamenti meiobentonici sia correlata alle variazioni di biomassa di *Cystoseira crinita* rispetto che ad un effetto diretto del calpestio, tutte le analisi sono state condotte pesando le densità dei diversi taxa in funzione della biomassa algale.

La sovrapposizione dei valori percentuali di biomassa di *Cystoseira* al plot MDS, ottenuto dall'analisi sulle abbondanze della meiofauna relative all'area di campionamento, mostra una chiara correlazione tra la biomassa algale e la struttura di comunità (**Figura 3.6**).

Il plot MDS ottenuto sui dati di abbondanza della meiofauna per grammo di *Cystoseira crinita* evidenzia rispetto al precedente MDS una più chiara variazione della struttura di comunità nel tempo.

Questo indica che il calpestio in un primo momento riduce le abbondanze di organismi meiobentonici in maniera diretta, e che il successivo ripopolamento dei differenti taxa è legato al recupero o meno di biomassa di *Cystoseira crinita*.

I taxa dominanti per abbondanza media e contributo di similarità/dissimilarità nei campioni sono risultati essere: Nauplii, Arpacticoidi e Nematodi.

Nonostante le piccole dimensioni, i Nauplii subiscono un iniziale declino dovuto all'azione del calpestio in tutti i livelli di trattamento (**Figura 3.8**). I risultati delle analisi condotte sulle densità di Nauplii mostrano che, sebbene il reclutamento di nuovi individui avvenga in breve tempo, è anche limitato dalla riduzione della biomassa di *Cystoseira crinita*.

Gli Arpacticoidi mostrano una risposta analoga (**Figura 3.9**), con una diminuzione immediata a seguito del calpestio ed una ricolonizzazione relativamente rapida, ma anche in questo caso limitata dalla riduzione di biomassa algale. *Cystoseira crinita* costituisce un

habitat specifico per molte specie di Arpacticoidi, quindi il ripopolamento a seguito di calpestio avviene per immigrazione di individui adulti provenienti da altra *Cystoseira crinita* presente nelle aree circostanti o per reclutamento di copepoditi.

Anche i Nematodi mostrano una risposta negativa al calpestio, ma rispetto ai taxa precedenti il recupero nel tempo è molto modesto (**Figura 3.10**).

In ogni caso, a basse intensità (50 passi) di calpestio il recupero di tutti i taxa avviene in tempi relativamente brevi, conseguentemente alla limitata perdita di biomassa algale. L'effetto del calpestio in questo caso sembrerebbe diretto e temporaneo, dovuto prevalentemente all'azione meccanica. Al contrario, nelle aree trattate a medio-alte frequenze/intensità, il recupero, nel breve tempo, risulta piuttosto limitato. Come mostrato nelle analisi sui tre taxa principali, gli effetti del calpestio sulla biomassa di *Cystoseira crinita* possono comportare la riduzione o la scomparsa di alcune specie dominanti il popolamento, permettendo, per effetto indiretto, ad altre specie di risultare più abbondanti (Underwood, 1989; Keough & Quinn, 1991; Keough & Quinn, 1998). I dati mostrano che alcuni taxa, come Turbellari, Gasteropodi ed Alacaridi, dopo un iniziale declino in termini di abbondanza, mostrano un incremento di densità nelle aree disturbate rispetto ai controlli, suggerendo che alcune specie possano essere avvantaggiate dagli effetti diretti ed indiretti del calpestio, e dalle conseguenti variazioni nella struttura dei popolamenti meiofaunali.

Da osservare come tutti i Taxa identificati presentino alta variabilità nei valori di abbondanza, spesso anche nei controlli. Questo in parte è imputabile all'elevato grado di eterogeneità dell'habitat costituito da *Cystoseira crinita*, alle basse abbondanze di alcuni Taxa minori e a possibili variazioni temporali e spaziali che intercorrono a livello di specie appartenenti ad uno stesso Taxa, non riscontrabili in un'analisi condotta a questa risoluzione tassonomica.

In conclusione, i risultati di questo studio confermano che il calpestio umano sulle coste rocciose possa danneggiare una specie considerata ad alto valore ecologico, come *Cystoseira crinita*, producendo inoltre effetti negativi diretti ed indiretti sui popolamenti meiobentonici ad essa associati.

È importante ricordare che la meiofauna include diversi stadi giovanili o larvali di organismi appartenenti alla macrofauna, e costituisce una fonte di nutrimento per specie considerate importanti per le attività umane, come i pesci, che trovano aree *nursery*

ideali proprio in tratti di costa riparati e ricchi di copertura algale. L'impatto del calpestio non si limita quindi ad una riduzione di biomassa algale, o all'effetto sui popolamenti meiobentonici, ma può ripercuotersi sull'intera rete trofica locale.

Il principale obiettivo del piano di gestione del SIC Berchida-Bidderosa è quello di "garantire le condizioni ottimali degli habitat e delle specie che hanno determinato l'individuazione del sito (Allegato), mettendo in atto azioni e interventi necessari al loro mantenimento e/o ripristino in uno stato di conservazione soddisfacente. Il piano si propone inoltre garantire la conservazione della qualità ed integrità complessiva del sito, valorizzando il suo ruolo nell'ambito dell'intera Rete Natura (Comune di Siniscola, Comune di Orosei, 2013). Attualmente però la regolamentazione degli accessi al sito è limitata a aree che occupate dai cantieri forestali, mentre l'accesso lungo il tratto di costa rocciosa compreso tra il promontorio di Capo Comino e la spiaggia di Berchida è libero. Nel piano di gestione è stato dato grande risalto alla tutela delle praterie di *Posidonia oceanica*, che costituiscono uno dei principali habitat del SIC per estensione (Appendice 1.). Dato il ruolo di "habitat former" e il declino generale osservato in varie località del Mediterraneo, un'attenzione simile meriterebbero le cinque specie diverse di *Cystoseira* segnalate lungo questo tratto di costa (*C. amentacea* var. *stricta*, *C. barbata* f. *aurantia*, *C. crinita*, *C. foeniculacea* f. *foeniculacea*, *C. schiffneri* f. *schiffneri*) (Cossu et al., 1992).

Le aree marine protette stanno ricevendo una crescente attenzione come strumenti gestionali per la protezione delle popolazioni marine dalle attività umane (Gubbay, 1995; Ticco, 1995; Agardy, 1997; Murray et al, 1999). La biodiversità delle zone intertidali rocciose dipende da una vasta gamma di attività ricreative umane. Il rischio è che, senza una corretta gestione, tali attività possano contribuire sempre più al degrado delle aree costiere protette (Casu et al., 2006a). L'istituzione di parchi e riserve marine dovrebbe impedire il generale degrado e la perdita di habitat, e garantire la conservazione della biodiversità. Nell'ambito di tali riserve, la raccolta di animali e piante è in genere vietata, ma solitamente non vi è alcuna restrizione sull'accesso del pubblico (Brown & Taylor, 1999). Molti habitat costieri presentano, di conseguenza, un grave degrado dovuto agli effetti di calpestio (Brown & Taylor, 1999; Gallet & Roze, 2001; Milazzo et al, 2002). Allo stato attuale, il recupero delle comunità marine impattate dal calpestio tende a ricevere meno attenzione rispetto allo studio e al recupero di altri disturbi di origine antropica, in particolare l'inquinamento (Southward & Southward, 1978; van Tamelen et al., 1997;

Hawkins et al., 2002). Considerando il rischio potenziale di danneggiare un insieme ricco e produttivo di organismi, come l'epifauna, unitamente ad organismi più appariscenti e potenzialmente interessanti per il pubblico, gli effetti del calpestio umano meriterebbero una maggior considerazione nei piani di gestione costiera (Brown & Taylor, 1999).

Una gestione efficace delle aree protette deve avere come obiettivo sia l'accessibilità al pubblico che la conservazione dell'ambiente. Per far fronte a questa sfida, è necessaria la comprensione degli impatti antropici, così come la conoscenza dettagliata dei sistemi stessi, utilizzando un approccio sperimentale (Casu et al., 2006). Valutare, interpretare e prevedere tali impatti, diretti ed indiretti, è essenziale per progettare attività di conservazione in sintonia con la gestione ambientale (Benedetti-Cecchi et al., 2001). I risultati ottenuti possono essere utilizzati per tracciare livelli sostenibili di accesso dei turisti alle coste e nella legislazione che gestisce le attività ricreative in aree protette (Thompson et al., 2002).

Ciò è particolarmente importante per le zone costiere destinate ad essere mantenute in condizioni naturali a fini di conservazione (Badalamenti et al., 2000), dove il numero crescente di turisti può rappresentare una grave minaccia per le comunità bentoniche di acque superficiali (Milazzo et al., 2002). Dato che è piuttosto difficile escludere le attività umane dalla zona costiera, a causa dell'importanza economica del turismo, tali attività dovrebbero, almeno, svolgersi in un quadro biologicamente sostenibile, che eviti o riduca la perdita di ricchezza biologica e il deterioramento dell'ambiente (Davenport & Davenport, 2006; Defeo et al., 2009).

In alcune zone molto frequentate questo problema è stato superato con la costruzione di passerelle rialzate (Carlson & Godfrey, 1989; Liddle, 1991), che però possono esercitare un forte impatto sia visivo che biologico (Kelaher et al., 1998). Nelle aree costiere del Mediterraneo, come quella descritta in questo lavoro, può essere sufficiente applicare una rotazione delle zone a libero accesso, aprendo alcuni tratti di costa ai visitatori e chiudendone temporaneamente altri (Keough & Quinn, 1998). Gli intervalli tra periodi di chiusura e di libero accesso dovrebbero garantire un completo recupero della componente biotica del sistema, come quella relativa alle macroalghe a tallo eretto (Milazzo et al., 2004). In tale contesto, la creazione di sentieri e l'individuazione di aree sensibili ad accesso ridotto sono da considerarsi azioni importanti per la conservazione

degli habitat costieri, associate all'educazione ambientale e ad azioni di ripristino dei danni in periodi relativamente brevi (Davenport & Davenport, 2006; Defeo et al., 2009).

Bibliografia

- Addressi L. (1994) Human disturbance and long-term changes on a rocky intertidal community. *Ecological Applications*, Volume 4, 4: 786-797
- Agardy M.T. (1997) *Marine Protected Areas and Ocean Conservation*. Academic Press, San Diego, 244 pp
- Airoldi L., Beck M. W. (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45: 345-405
- Amico V., Giaccone G., Colombo P., Colonna P., Mannino A. M., Randazzo R. (1985) Un nuovo approccio allo studio della sistematica del genere *Cystoseira* C. Agardh (Phaeophyta, Fucales). *Bollettino della Accademia Gioenia di Scienze Naturali di Catania*, 18: 887-985
- Anderson M. J. (1995) Variations in biofilms colonizing artificial surfaces: seasonal effects and effects of grazers. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75: 705-714
- Anderson M. J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Journal of Ecology* 26: 32-46
- Anderson M. J., Gorley R. N., Clarke K. R. (2008) *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*
- Arévalo R., Pinedo S., Ballesteros E. (2007) Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 104-113
- Arroyo N. L., Maldonado M., Pérez-Portela R., Benito J. (2004) Distribution patterns of meiofauna associated with a sublittoral *Laminaria* bed in the Cantabrian Sea (north-eastern Atlantic). *Marine Biology*, 144: 231-242
- Asnaghi V., Chiantore M., Bertolotto R., Parravicini V., Cattaneo-Vietti R., Gaino F., Moretto P., Privitera D., Mangialajo L. (2009) Implementation of the Water Framework Directive: natural variability associated to the CARLIT method on the rocky shore of the Ligurian Sea (Italy). *Marine Ecology*, 30: 505-513

- Associazione per il Parco Molentargius Saline Poetto, Centro di documentazione multimediale delle zone umide della Sardegna. www.apmolentargius.it
- Badalamenti F., Ramos-Esplà A., Voultziadou E., Sanchez-Lisazo J. L., D'Anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz Fernandez J. A., Whitmarsh D., Riggio S., (2000) Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation* 27: 1-16
- Ballesteros E., Garrabou J., Hereu B., Zabala M., Cebrian E., Sala E. (2009) Deep-water stands of *Cystoseira zosteroides* C. Agardh (Fucales, Ochrophyta) in the North-western Mediterranean: insights into assemblage structure and population dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 477-484
- Bally R., Griffiths C. L. (1989) Effects of human trampling on an exposed rocky shore. *International Journal of Environmental Studies*, Volume 34, 115-125
- Beauchamp K. A., Gowing M.M. (1982) A quantitative assessment of human trampling effects on a rocky intertidal community. *Marine Environmental Research*, 7: 279-293
- Bell S. S., Walters K., Hall M. O. (1987) Habitat utilization by harpacticoid copepods: a morphometric approach. *Marine Ecology Progress Series* 35: 59-64
- Bellan-Santini D. (1968) Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, 10: 27-53
- Benedetti-Cecchi L., Cinelli F. (1992) Canopy removal experiments in *Cystoseira*-dominated rockpools from the Western coast of the Mediterranean (Ligurian Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 155: 69-83
- Benedetti-Cecchi L., Cinelli F. (1996) Patterns of disturbance and recovery in littoral rock pools: nonhierarchical competition and spatial variability in secondary succession. *Marine Ecology Progress Series*, 135: 145-161
- Benedetti-Cecchi L., Pannacciulli F., Bulleri F., Morchella P. S., Airoidi L., Relini G., Cinelli F., (2001) Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 137-150
- Billheimer L. E., Coull B. C. (1988) Bioturbation and recolonization of meiobenthos in juvenile spot (*Pisces*) feeding pits. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 27: 335-340

- Brinke M., Ristau K., Bergtold M., Höss S., Claus E., Heininger P., Traunspurger W. (2011) Using meiofauna to assess pollutants in freshwater sediments: A microcosm study with cadmium. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Volume 30, 2: 427-438
- Brosnan D.M. (1993) The effect of human trampling on biodiversity of rocky shores. *Advances in Marine Sciences and Technology*, 92, PACON International, Honolulu, Hawaii, USA
- Brosnan D. M., Crumrine L. L. (1994) Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 177, 1: 79-97
- Brown P. J., Taylor R. B. (1999) Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 235, 1: 45-53
- Bulleri F. (2004) Experimental evaluation of early patterns of colonization of space on rocky shores and seawalls. *Marine Environmental Research*, 60: 355-374
- Cantone G., Fassari G. (1986) Variazioni qualitative e quantitative di un popolamento a policheti nei fondi duri della rada di Augusta. *Animalia*, 13: 203-216
- Carlson L. H., Godfrey P. J., (1989) Human impact management in coastal recreation and natural areas. *Biological Conservation*, 49: 141-156
- Carlucci M. J., Scolaro L. A., Errea M. I., Matulewicz M. C., Damonte E. B. (1997) Antiviral activity of natural sulphated galactans on herpes virus multiplication in cell culture. *Planta Med* 63: 429-432
- Castilla J. C., Durán L. R. (1985) Human Exclusion from the Rocky Intertidal Zone of Central Chile: The Effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos*, Vol. 45, 3: 391-399
- Castilla J. C., Durán L. R. (1989) Variation and persistence of the middle rocky intertidal community of central Chile, with and without human harvesting. *Marine Biology*, Volume 103, 4: 555-562
- Casu D., Ceccherelli G., Castello A. (2006a) Immediate effects of experimental human trampling on mid-upper intertidal benthic invertebrates at the Asinara Island MPA (NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, 555: 271-279

- Casu D., Ceccherelli G., Curini-Galletti M., Castello A. (2006b) Short-term effects of experimental trampling on polychaetes of a rocky intertidal substratum (Asinara Island MPA, NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 179-186
- Chemello R., Milazzo M. (2002) Effect of algal architecture on associated fauna: some evidence from phytal molluscs. *Marine Biology*, 140: 981-990
- Choat J. H., Kingett P. D. (1982) The influence of fish predation on the abundance cycles of an algal turf invertebrate fauna. *Oecologia*, Volume 54, 1: 88-95
- Çinar M.E. (2003) Ecology of Syllidae (Annelida: polychaeta) from northern Cyprus (Eastern Mediterranean Sea). *Bulletin of Marine Science*, 72: 795-811
- Clarke K. R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143
- Clarke K. R., Ainsworth M. (1993) A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92: 205-219
- Clarke K. R., Warwick R. M. (1994) Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK
- Clarke K.R., Gorley R.N. (2006) PRIMER v6 User Manual/Tutorial
- Colangelo M. A., Macrí T., Ceccherelli V. U. (2006) A field experiment on the effects of two types of sediment disturbance on the rate of recovery of a meiobenthic community in a eutrophicated lagoon. *Hydrobiologia*, 329: 57-67
- Coleman M. A., Kelaher B. P., Steinberg P. D., Millar A. J. K. (2008) Absence of a large brown macroalga on urbanized rocky reefs around Sydney, Australia, and evidence for historical decline. *Journal of Phycology*, 44: 897-901
- Colman J. (1940) On the faunas inhabiting intertidal seaweeds. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 24: 129-183
- Comune di Siniscola - Comune di Orosei. Rapporto preliminare di verifica di assoggettabilità a VAS del piano di gestione del SIC - ITB020012 "Berchida e Bidderosa", Giugno 2013
- Comune di Orosei. Allegato alla delibera di C.d'A. N° 85 del 10/07/2013
- Connell J. H. (1978) Diversity in tropical rain forest and coral reef. *Science* 199: 1302-1310

- Connell J. H., Keough M. J. (1985) Disturbance and patch dynamics of subtidal marine animals on hard substrata. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York, 125-151
- Connell S. D., Turner D. J., Shepherd S. A., Kildea T., Miller D., Airoidi L., Chesire A. (2008) Recovering a lost baseline: missing kelp forests from a metropolitan coast. *Marine Ecology Progress Series*, 360: 63-72
- Coombes E. G., Jones A. P., Sutherland W. J. (2008) The biodiversity implications of changes in coastal tourism due to climate change. *Environmental Conservation*, 35: 319-330
- Cormaci M. (1993) Struttura e periodismo dei popolamenti a *Cystoseira* (Fucophyceae, Fucales) del Mediterraneo. *Giornale Botanico Italiano*, 129: 357-366
- Cormaci M., Furnari G. (1999) Changes of the benthic algal flora of Tremiti Island (southern Adriatic) Italy. *Hydrobiologia*, 75-79, 398-399
- Cossu A. V. L., Gazale V., Baroli M, (1992) La Flora marina della Sardegna: inventario delle alghe bentoniche. *Giornale Botanico Italiano*, Vol. 126, 5: 651-707
- Coull B. C. (1990) Are Members of the Meiofauna Food for Higher Trophic Levels? *Transactions of the American Microscopical Society*, Vol. 109, 3: 233-246
- Coull B. C. (1999) Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, 24: 327-343
- Coull B. C., Wells J. B. J. (1983) Refuges from Fish Predation: Experiments with Phytal Meiofauna from the New Zealand Rocky Intertidal. *Rocky Intertidal Ecology*, 64: 1599-1609
- Coull B.C., Creed E.L., Eskin R.A., Montagna P.A., Palmer M.A., Wells J.B.J. (1983) Phytal meiofauna from the rocky intertidal at Murrets Inlet, South Carolina. *Transactions of the American Microscopical Society*, 102: 380-389
- Coull B.C., Chandler G.T. (1992) Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology, Annual Review*, 30: 191-271
- Dayton P.K. (1985) Ecology of kelp communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16: 215-245
- Dayton P. K., Tegner M. J., Parnell P. E., Edwards, P. B. (1992) Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecological Monographs*, 62: 421-445

Davenport J., Davenport J. L. (2006) The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292

Defeo O., McLachlan A., Schoeman D. S., Schlacher T. A., Dugan J., Jones A., Lastra S., Scapini F., (2009) Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12

De Troch M., Gurdbeke S., Friers F., Vincx M. (2001) Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). *Journal of Sea Research* 45: 45-61

Díez I., Santolaria A., Secilla A., Gorostiaga J. M. (2009) Recovery stages over long term monitoring of intertidal vegetation in the “Abra de Bilbao” area and on the adjacent coast (N. Spain). *European Journal of Phycology*, 44: 1-14

Doi H., Chang K. H., Obayashi Y., Yoshihara M., Shime M., Yamamoto T., Nishibe Y., Nakano S. (2008) Attached microalgae contribute to planktonic food webs in bays with fish and pearl oyster farms. *Marine Ecology Progress Series*, 353: 107-113

Dommasnes A., (1968) Variations in the meiofauna of *Corallina officinalis* L. with wave exposure. *Sarsia* 34: 117–124

Dronkers J., de Vries I. (1999) Integrated coastal management: the challenge of transdisciplinarity *Journal of Coastal Conservation*, Volume 5, 2: 97-102

Duggins D. O., Eckman J. E., Sewell, A. T. (1990) Ecology of understory kelp environments. 2. Effects of kelps on recruitment of benthic invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 143: 27-45

Duggins D. O., Dethier, M. N. (1985) Experimental studies of herbivory and algal competition in a low intertidal habitat. *Oecologia*, 67: 187-191

Dye, A.H., Lasiak T.A., Gabula S. (1997) Recovery and recruitment of the brown mussel, *Perna perna* (L.), in Transkei: Implications for Management. *South African Journal of Zoology*, 32: 118-123

Eckrich, C. E., Holmquist J. G. (2000) Trampling in a seagrass assemblage: direct effects, response of associated fauna, and the role of substrate characteristics. *Marine Ecology Progress Series*, 201: 199-209

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., (1993) Measurement of the carrying capacity of benthic habitats using a metabolic-rate based index. *Oecologia*, 95: 115-121
- Edgar G. J., Moore P. G. (1986) Macro-algae as habitat for motile macrofauna. *Monogr. Biol.*, 4: 255-277
- Estes J. A., Duggins D. O. (1995) Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecological Monographs*, 65: 75-100
- EIONET, European Topic Centre on Biological Diversity. bd.eionet.europa.eu
- Faith D. P., Minchin P. R., Belbin L. (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69: 57-68
- Feldmann J. (1937) Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères. *Revue Algologique*, 10: 73-254
- Fenwick G. D. (1976) The effect of wave exposure on the amphipod fauna of the alga *Caulerpa brownii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 25: 1-18
- Fernandez M. J., Castilla C. (1997) The Chilean artisanal stone crab (*Homalaspis plana*) fishery: catch trends in open access zones and the effect of management areas in Central Chile. *Journal of Shellfish Research*, 16: 371-377
- Ferreira M. N., Rosso S. (2009) Effects of human trampling on a rocky shore fauna on the Sao Paulo coast, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, Volume 69, 993-999
- Fleeger J. W., Carman K. R. (2011) Experimental and genetic studies of meiofauna assess environmental quality and reveal mechanisms of pollution fate and effects. *Vie et Milieu*, 61: 1-26
- Gallet S., Roze F. (2001). Resistance of Atlantic heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather condition. *Biological Conservation*, 97: 189-198
- Gee J. J. (1989) An ecological and economic review of meiofauna as food for fish. *Zoological Journal of the Linnean Society*, Volume 96, 3: 243-261
- Gee J. M., Warwick R. M. (1994a) Metazoan community structure in relation to the fractal dimension of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 103: 141-150
- Gee J. M., Warwick R. M. (1994b) Body-size distribution in a marine metazoan community and the fractal dimensions of macroalgae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 178: 247-259

- Ghazanshahi J., Huchel T. D., Devanny J. S. (1983) Alternation of Southern California rocky shore ecosystems by public recreational use. *Journal of Environmental Management* Volume 16, 4: 379-394
- Gheskiere T., Vincxa M., Weslawskib J. M., Scapinic F., Degraera S. (2005) Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, Volume 60, 2: 245-265
- Giaccone G. (1973) Écologie et chorologie des Cystoseira de Méditerranée. *Rapports de la Communauté Internationale mer Méditerranée*, 22: 49-50
- Giaccone G., Bruni A., (1973) Le Cistoseire e la vegetazione sommersa del Mediterraneo. *Atti dell'Istituto Veneto Scienze Lettere ed Arti*, 131: 59-103
- Giaccone G., Alongi G., Pizzuto F., Cossu A. (1994) La vegetazione marina bentonica fotofila del Mediterraneo: II. Infralitorale e Circalitorale. *Proposte di aggiornamento. Bollettino Accademia Gioenia Scienze Naturali Catania*, 27: 1-47
- Giangrande A., Delos A. L., Fraschetti S., Musco L., Licciano M., Terlizzi A. (2003) Polychaete assemblages along a rocky shore on the South Adriatic coast (Mediterranean Sea): patterns of spatial distribution. *Marine Biology*, 143: 1109-1116
- Gibbons M. J. (1988a) The impact of wave exposure on the meiofauna of *Gelidium pristoides* (Turner) Kuetzing (Gelidiales: Rhodophyta). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 27: 581-593
- Gibbons M. J. (1988b) The impact of sediment accumulations, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology*, 122: 225-241
- Gibbons M. J. (1991) Rocky shore meiofauna: a brief overview. *Transactions of the Royal Society of South Africa* 47: 595-603
- Gibbons M. J., Griffiths C. L., (1986) A comparison of macrofaunal and meiofaunal distribution and standing stock across a rocky shore, with an estimate of their productivities. *Marine Biology*, Volume 93, 2: 181-188
- Gillandt L. (1979) Sistematica, autoecologia e biologia dei policheti del littorale roccioso di Helgoland. *Mitt. Hamb. Zool. Mus. Inst.*, 76: 91-92
- Golubic S., (1970) Effect of organic pollution on benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 1: 56-57

- Gomez Garreta A., Ribera Siguan M. A., Seoane Camba J. A. (1982) Estudio fenológico de varias especies del género *Cystoseira* en Mallorca. *Collect. Bot.*, 13: 121-128
- Gómez-Garreta A., Barceló M., Gallardo T., Pérez-Rufaza I., Ribera M. A., Rull J. (2000) *Flora Phycologica Iberica, Volume 1 Fucales*. Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones, Murcia, 192 pp
- Graham M. H. (2004) Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems*, 7: 341-357
- Gray J. S. (1982) Effects of pollutants on marine ecosystems. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 424-443
- Gubbay S. (1995) Marine protected areas: past, present and future. In: Gubbay S. (ed.), *Marine Protected Areas. Principles and Techniques for Management*. Chapman & Hall, London, 1-14
- Guidetti P., Bussotti S. (2002) Effects of seagrass canopy removal on fish in shallow Mediterranean seagrass (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*) meadows: a local-scale approach. *Marine Biology*, Volume 140, 3: 445-453
- Gunnill F. C. (1982a) Macroalgae as habitat patch islands for *Scutellidium lamellipes* (Copepoda: Harpacticoida) and Amphitoe tea (Amphipoda: Gammaridae). *Marine Biology*, 69: 103-116
- Gunnill F. C. (1982b) Effects of plant size and distribution on the numbers of invertebrate species and individuals inhabiting the brown alga *Pelvetia fastigiata*. *Marine Biology*, 69: 263-280
- Gunnill F. C. (1983) Seasonal variations in the invertebrate faunas of *Pelvetia fastigiata* (Fucales): effects of plant size and distribution. *Marine Biology*, 73: 115-130
- Hagerman L. (1966) The macro and microfauna associated with *Fucus serratus* L., with some ecological remarks. *Ophelia*, 3: 1-43
- Hayward P. J. (1980) Invertebrate epiphytes of coastal marine algae. In: Price, J. H., Irvine, D. E. G., Farnham, W. F. (Eds.), *The shore Environment*. Academic Press, San Diego, 761-787.
- Hawkins S. J., Gibbs P. E., Pope N. D., Burt G. R., Chesman B. S., Bray S., Proud S. V., Spence S. K., Southward A. J., Langston W. J. (2002) Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. *Marine Environmental Research*, 54: 215-222

- Hicks G. R. F. (1977a) Species composition and zoogeography of marine phytal harpacticoid copepods from Cook Strait, and their contribution to total phytal meiofauna. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 11: 441-469
- Hicks G.R.F. (1977b) Species associations and seasonal population densities of marine phytal harpacticoid copepods from Cook Strait. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 11: 621-643
- Hicks G. R. F. (1980) Structure of phytal harpacticoid copepod assemblages and the influence of habitat complexity and turbidity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 44: 157-192
- Hicks G. R. F. (1985) Meiofauna associated with rocky shore algae. In: Moore P. G., Seed R. (eds) *The ecology of rocky coasts*. Hodder and Stoughton, London
- Hicks G. R. F. (1986) Meiofauna associated with rocky shore algae. In: Moore P. G. and Seed R. (eds.), *The ecology of rocky coasts*, Hodder and Stoughton, London, 36-56
- Hicks G. R. F., Grahame J. (1979) Mucus production and its role in the feeding behaviour of *Diarthrodes nobilis* (Copepoda: Harpacticoida). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 59: 321-330
- Hill A. S., Hawkins S. J. (1991) Seasonal and spatial variation of epilithic micro algal distribution and abundance and its ingestion by *Patella vulgata* on a moderately exposed rocky shore. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 71: 403-423
- Hornsey I. S., Hide D. (1976) The production of antimicrobial compounds by British marine algae. II. Seasonal variation in production of antibiotics. *British Phycology Journal* 11: 63-67
- Huang R., Boney A. D. (1984) Growth interactions between littoral diatoms and juvenile marine algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 81: 21-45
- Hull S. L. (1997) Seasonal changes in diversity and abundance of ostracods on four species of intertidal algae with different structural complexity. *Marine Ecology Progress Series*, 161: 71-82
- Hung O. S., Thiyagarajan V., Zhang R., Wu R. S. S., Qian P. Y. (2007) Attachment of *Balanus Amphitrite* larvae to biofilms originating from contrasting environments. *Marine Ecology Progress Series*, 333: 229-242

- Hutchinson N., Aitchison J. C., Nagarkar S., Williams G. A. (2006) Microspatial variation in marine biofilm abundance on intertidal rock surfaces. *Aquatic Microbial Ecology*, 42: 187-197
- Ivesa L., Lyons D. M., Devescovi M. (2009) Assessment of the ecological status of north-eastern Adriatic coastal waters (Istria, Croatia) using macroalgal assemblages for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 19: 14-23
- Jarvis S. C., Seed R. (1996) The meiofauna of *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis: characterization of the assemblages associated with two common epiphytes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 199: 249-267
- Jenkins C., Haas M. E., Olson A., Ruesink J. L. (2002) Impacts of trampling on a rocky shoreline of San Juan Island, Washington, USA. *Natural Areas Journal*, 22: 260-269
- Johnson S. C., Scheibling R. E. (1987) Structure and dynamics of epifaunal assemblages on intertidal macroalgae *Ascophyllum nodosum* and *Fucus vesiculosus* in Nova Scotia, Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 37: 209-227
- Jones G. P. (1988) Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 22: 445-462
- Kangas P. (1978) On the quality of meiofauna among the epiphytes of *Fucus vesiculosus* in the Asko area, northern Baltic Sea. *Contrib Asko Lab, University Stockholm*, 24: 1-32
- Kelaher B. P., Chapman M. G., Underwood A. J. (1998) Changes in benthic assemblages near boardwalks in temperate urban mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 228: 291-307
- Kennedy A. D., Jacoby C. A. (1999) Biological Indicators of Marine Environmental Health: Meiofauna - A Neglected Benthic Component? *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 54, 1: 47-68
- Keough, M. J., Quinn G. P. (1991) Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 539-554
- Keough, M. J., Quinn G. P., King A. (1993) Correlation between human collecting and intertidal mollusc populations on rocky shores. *Conservation Biology*, 7: 378-390
- Keough M. J., Quinn G. P. (1998) Effects of periodic disturbances from trampling on rocky intertidal algal beds. *Ecological Applications* 8: 141-161

- Kingsford M. J., Underwood A. J., Kennelly S. J. (1991) Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, Volume 72, 1-14
- Kissling M., Hegetschweiler K. T., Rusterholz H. P., Baur B. (2009) Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests. *Applied Soil Ecology*, Volume 42, 3: 303-314
- Kuipers B. R., Wilde P. A. W. J., de Creutzberg F. (1981) Energy flow in a tidal flat ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 5: 215-221
- Lasiak T. (1998) Multivariate comparisons on rocky intertidal macrofaunal assemblages from replicate exploited and nonexploited localities on the Transkei coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 15-23
- Leite L. G., Ciotti Á. M., Christofolletti R. A. (2012) Abundance of biofilm on intertidal rocky shores: can trampling by humans be a negative influence? *Marine Environmental Research*, 79: 111-115
- Liddle M. J. (1991) Recreation ecology: effects of trampling on plants and corals. *Trends in Ecology and Evolution*, 6: 13-17
- Lindberg D. R., Estes J. A., Warheit, K. I. (1998) Human influences on trophic cascades along rocky shores. *Ecological Applications*, 8: 880-890
- Lippert H., Iken K., Rachor E., Wiencke C. (2001) Macrofauna associated with macroalgae in the Kongsfjord (Spitsbergen). *Polar Biology*, 24: 512-522
- Littler M. M., Murray S. N. (1975) Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology*, 30: 277-291
- López E., Viéitez J. M. (1999) Polychaete assemblages on non-encrusting infralittoral algae from the Chafarinas Islands (SW Mediterranean). *Cahiers de Biologie Marine*, 40: 375-384
- Lucrezi S., Schlacher T. A., Robinson W. (2009a) Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: Experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, Volume 9, 5: 913-921
- Lucrezi S., Schlacher T. A., Walker S. (2009b) Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 152, 1-4: 413-424

- MacLulich J.H. (1986) Colonization of bare rocks surfaces by microflora in a rocky intertidal habitat. *Marine Ecology Progress Series*, 32: 91-96
- Mangialajo L., Chiantore M., Cattaneo-Vietti R. (2008) Loss of furoid algae along a gradient of urbanization and relationship with the structure of benthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 358: 63-74
- Mann K. H. (1973) Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science*, 182: 975-981
- Martone R. G., Wasson K. (2008) Impacts and interactions of multiple human perturbations in a California salt marsh. *Oecologia*, Volume 158, 1: 151-163
- Menge B. A., Sutherland J. P. (1976) Species diversity gradients: the roles of predation, competition and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*, 110: 351-369
- Menge B. A., Sutherland J. P. (1987) Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *The American Naturalist*, 130: 730-757
- Milazzo M., Badalamenti F., Riggio S., Chemello R. (2002) Short-term effect of human trampling on the upper infralittoral macroalgae of Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82: 745-748
- Milazzo M., Badalamenti F., Riggio S., Chemello R. (2004) Patterns of algal recovery and small-scale effects of canopy removal as a result of human trampling on a Mediterranean rocky shallow community. *Biological Conservation*, Volume 117, 2: 191-202
- Moore P. G. (1971) The nematode fauna associated with holdfasts of kelp (*Laminaria hyperborea*) in N.E. Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 51: 589-604
- Moore P. G. (1972) Particulate matter in the sublittoral zone of an exposed coast and its ecological significance with special reference to the fauna inhabiting kelp holdfasts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 10: 59-80
- Moore P. G. (1973) The kelp fauna of northeast Britain. II Multivariate classification: turbidity as an ecological factor. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 13: 127-163

- Moore P. G. (1978) Turbidity and kelp holdfasts. Amphipoda. 1. Wales and S.W. England. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 32: 53-96
- Moreno C. A., Sutherland J. P., Jara H. F. (1984) Man as a Predator in the Intertidal Zone of Southern Chile. *Oikos*, Volume 42, 2: 155-160
- Munda I. (1993) Changes and degradation of seaweed stands in the northern Adriatic. *Hydrobiologia*, 260/261: 239-253
- Murray S. N., Ambrose R. F., Bohnsack J. A., Botsford L. W., Carr M. H., Davis G. E., Dayton P. K., Gotshall D., Gunderson D. R., Hixon M. A., Lubchenco J., Mangel M., MacCall A., McArdle D. A., Ogden J. C., Roughgarden J., Starr R. M., Tegner M. J., Yoklavich M. M. (1999) No-take Reserve Networks: Sustaining Fishery Populations and Marine Ecosystems. *Fisheries*, Volume 24, 11: 11-25
- Murray S. N., Denis T. G., Kido J. S., Smith J. R. (1999) Human visitation and the frequency and potential effects of collecting on rocky intertidal populations in southern California marine reserves. *California Cooperative Oceanic Fisheries investigations reports*, 40: 100-106
- Nagarkar N., Williams G. A., Subramanian G., Saha S. K. (2004) Cyanobacteria-dominated biofilms: a high quality food resource for intertidal grazers. *Hydrobiologia*, 512: 89-95
- Novak R. (1982) Spatial and seasonal distribution of the meiofauna in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 380-388
- Orlando-Bonaca M., Lipeja L., Orfanidis S. (2008) Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: The case of Slovenian coastal water. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 666-676
- Paine R. T., Levin S. A. (1981) Intertidal landscapes: disturbances and the dynamics of pattern. *Ecological Monographs*, 51: 145-178
- Pickering C. M., Hill W. (2007) Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Australian Journal of Environmental Management*, Volume 85, 4: 791-800
- Pinedo S., Garcia M., Satta M. P., de Torres M., Ballesteros E. (2007) Rocky-shore communities as indicator of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 126-135

- Pizzuto F. (1997) Fenologia morfologica e riproduttiva di *Cystoseira crinita* Duby (Fucales, Fucophyceae) di Isola delle Correnti (Siracusa, Italia). *Bollettino Accademia Gioenia Scienze Naturali Catania*, 30: 129-136
- Pizzuto F. (1999) On the structure, typology and periodism of a *Cystoseira brachycarpa* J. Agardh emend Giaccone community and of a *Cystoseira crinita* Duby community from the eastern coast of Sicily (Mediterranean Sea). *Plant Biosystems*, 133: 15-35
- Povey A., Keough M. J., (1991) Effects of Trampling on Plant and Animal Populations on Rocky Shores. *Oikos*, Volume 61, 3: 355-368
- Prathep A., Marrs R. H., Norton T. A. (2003) Spatial and temporal variations in sediment accumulation in an algal turf and their impact on associated fauna. *Marine Biology*, 142: 381-390
- Pugh P. J. A., King P. E. (1985) Vertical distribution and substrate association of the British Halacaridae. *Journal of Natural History*, 19: 961-968
- Reed, D. C., Foster, M. S. (1984) The effects of canopy shading on algal recruitment and growth in a giant kelp forest. *Ecology*, 65: 937-948
- Regione Autonoma Sardegna - Assessorato della difesa dell'ambiente. Piano Forestale Ambientale Regionale, Settembre 2007
- Reise K. (1979) Moderate predation on meiofauna by the macrobenthos of the Wadden Sea. *Helgolander Meeresunters*, 32: 453-465
- Riera P., Hubas C. (2003) Trophic ecology of nematodes from various microhabitats of the Roscoff Aber Bay (France): importance of stranded macroalgae evidenced through $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. *Marine Ecology Progress Series*, 260: 151-159
- Roberts M. (1978) Active speciation in the taxonomy of the genus *Cystoseira* C. Agardh. In *Modern Approaches to the Taxonomy of the Red and Brown Algae*. Irvine D. E. G., Price J. H. (eds), 399-422. Academic Press, London
- Ross J. D., Romero J., Bellesteros E., Gili J. M., 1984. Diving in blue water. The benthos. In: Margalef, R. (Ed.), *Western Mediterranean*. Pergamon Press, Oxford, 233-295
- Rossi F., Forster R. M., Montserrat F., Ponti M., Terlizzi A., Ysebaert T., Middelburg J. J. (2007) Human trampling as short-term disturbance on intertidal mudflats: effects on macrofauna biodiversity and population dynamics of bivalves. *Marine Biology*, Volume 151, 6: 2077-2090

- Sales M., Ballesteros E. (2009) Shallow *Cystoseira* (Fucales: Ochrophyta) assemblages thriving in sheltered areas from Menorca (NW Mediterranean): relationships with environmental factors and anthropogenic pressures. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 84: 476-482
- Sánchez-Jerez P., Barberá Cebrián C., Ramos Esplá A. (1999) Comparison of the epifauna spatial distribution in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: importance of meadow edges. *Acta Oecol*, 20: 391-405
- Sardà R. (1991) Polychaete communities related to plant covering in the mediolittoral and infralittoral zones of the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Marine Ecology*, Volume 12, 4: 341-360
- Schiel D. R., Taylor D. I. (1999) Effects of trampling on a rocky intertidal algal assemblage in southern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 235, 2: 213-235
- Schratzberger M., (2012) On the relevance of meiobenthic research for policy-makers. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 64, 12: 2639-2644
- Schratzberger M., Gee J. M. , Rees H. L., Boyd S. E., Wall C. M. (2000) The structure and taxonomic composition of sublittoral meiofauna assemblages as an indicator of the status of marine environments. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, Volume 80, 6: 969-980
- Serio D., Alongi G., Catra M., Cormaci M., Furnari G. (2006) Changes in the benthic algal flora of Linosa Island (Straits of Sicily, Mediterranean Sea). *Botanica Marina*, 49: 135-144
- Sherman K. M., Coull B. C. (1980) The response of meiofauna to sediment disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 46, 1: 59-71
- Siegfried W. R., Hockey P. A. R., Crowe A. A. (1985) Exploitation and conservation of brown mussel stocks by coastal people of Transkei. *Environmental Conservation*, 12: 303-307
- Smith J., Murray S. (2005) The effects of experimental bait collection and trampling on a *Mytilus californianus* mussel bed in southern California. *Marine Biology*, Volume 147, 3: 699-706

- Soltan D., Verlaque M., Boudouresque C. F., Francour P. (2001) Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 59-70
- Somerfield P. J., Jeal F. (1996) The distribution of Halacaridae (Acari: Prostigmata) among macroalgae on sheltered rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76: 251-254
- Sousa W. P. (1979) Experimental Investigations of Disturbance and Ecological Succession in a Rocky Intertidal Algal Community. *Ecological Monographs*, 49: 227-254
- Sousa W. P. (1984) The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Volume 15: 353-391
- Sousa W. P. (1985) Disturbance and patch dynamics on rocky intertidal shores. In: Pickett S. T., White P. S., *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. New York. 7: 101-124
- Southward A. J., Southward, E. C. (1978) Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 682-706
- Steneck R. S. (1998) Human influence on coastal ecosystem: does overfishing create trophic cascades? *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 429-430
- Steneck R. S., Graham M. H., Bourque B. J. Corbett D., Erlandson J. M., Estes J. A., Tegner M. J., (2002) Kelp forest ecosystem: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29: 436-459
- Takai N., Yorozu A., Tanimoto T., Hoshika A., Yoshihara K. (2004) Transport pathways of microphytobenthos-originating organic carbon in the food web of an exposed hard bottom shore in the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Ecology Progress Series*, 284: 97-108
- Tena J. R., Capaccioni-Azzati R., Torres-Gavila F. J., García-Carrascosa A. M. (2000) Polychaetes associated with different facies of the photophilic algal community in the Chafarinas Archipelago (SW Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, Volume 67, 1: 55-72
- Thompson R. C., Tobin M. L., Hawkins S. J., Norton T. A. (1999) Problems in extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll from epilithic microbial biofilms:

- towards a standard method. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, Volume 79, 3: 551-558
- Thompson R. C., Crowe T. P., Hawkins S. J. (2002) Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation* 29: 168-191
- Thibaut T., Pinedo S., Torras X., Ballesteros E. (2005) Long-term decline of the population of Fucales (*Cystoseira* spp. And *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, north-western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1472-1489
- Ticco P.C. (1995) The use of marine protected areas to preserve and enhance marine biological diversity: a case study approach. *Coastal Management*, 23, 309-314
- Underwood, A. J. (1989) The analysis of stress in natural populations. *Biological Journal of the Linnean Society*, Volume 37, 1/2: 51-78
- Underwood A. J. (1998) Grazing and disturbance: an experimental analysis of patchiness in recovery from a severe storm by the intertidal alga *Hormosira banksii* on rocky shores in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 231: 291-306
- Underwood A. J., Kennelly S. J. (1989) Pilot studies for designs of surveys of human disturbance of intertidal habitats in New South Wales. *Australian Journal Marine Freshwater Research*, 41: 165-173
- Vanaverbeke J., Gheskiere T., Steyaert M., Vincx M. (2002) Nematode assemblages from subtidal sandbanks in the Southern Bight of the North Sea: effect of small sedimentological differences. *Journal of Sea Research*, Volume 48, 3: 197-207
- van Tamelen P. G., Sketoll M. S., Deysher, L. (1997) Recovery processes of the brown alga *Fucus gardneri* following the Exxon Valdez oil spill: settlement and recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 160: 265-277
- Veloso V., Silva E. S., Caetano C. H. S., Cardoso R. S. (2006) Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, Volume 127, 4: 510-515
- Warwick R. M., Carr M. R., Clarke K. R., Gee R. H., Green R. H. (1988) A mesocosm experiment on the effects of hydrocarbon and copper pollution on a sublittoral soft-sediment meiobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 181-191

- Whatley R. C., Wall D. R. (1975) The relationship between Ostracoda and algae in littoral and sublittoral marine environments. In: Swain F.M. (ed) *Biology and palaeobiology of Ostracoda*. *Bulletins of American Paleontology*, 65: 173-203
- Wieser W. (1952) Investigations on the microfauna inhabiting seaweeds on rocky coasts. IV. Studies on the vertical distribution of the fauna inhabiting seaweeds below the Plymouth Laboratory. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 31: 145-174
- Williams G. A., Seed R. (1992) Interactions between macrofaunal epiphytes and their host algae. In: John, D.M., Hawkins, S.J., Price, J.H. (Eds.), *Plant-animal interaction in the marine benthos*. Claredon Press, New York, 189-211
- Woodland A. D., Hooper J. N. A. (1977) The effect of human trampling on coral reefs. *Biological Conservation*, 11: 1-4
- Young D. K., Young M. W. (1977) Community structure of the macrobenthos associated with seagrass of the Indian River Estuary, Florida. In: Coull B.C. (ed) *Ecology of marine benthos*. University of South Carolina Press, Columbia

APPENDICE 1.

Tipi di Habitat di interesse comunitario presenti nel SIC “Berchida Biddeosa”, individuati ai sensi dell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE e successive modifiche ed integrazioni e recepita dallo stato italiano con D.P.R. 357/97.

- 2270 - Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster* (558.6 ha)
- 1110 - Banchi di sabbia superficiali perennemente sommersi dal mare (350.11 ha)
- 1120 - Praterie di *Posidonia* (*Posidonium oceanicae*) (292.6 ha)
- 2210 - Dune fisse del litorale (*Crucianellion maritimae*) (186.2 ha)
- 2250 - Dune costiere con *Juniperus* spp. (133.0 ha)
- 1170 - Scogliere (129.53 ha)
- 9320 - Foreste di *Olea* e *Ceratonia* (79.8 ha)
- 1420 - Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termoatlantici (*Sarcocornietea fruticosi*) (53.2 ha)
- 5320 - Formazioni basse di euforbie vicino alle scogliere (53.2 ha)
- 1150 - Lagune costiere (46.38 ha)
- 5430 - Frigane endemiche dell'Euphorbio-Verbascion (35.94 ha)
- 2240 - Dune con prati dei *Brachypodietalia* e vegetazione annua (26.6 ha)
- 1160 - Grandi cale e baie poco profonde (10.62 ha)
- 1210 - Vegetazione annua delle linee di deposito marine (6.12 ha)
- 1240 - Scogliere con vegetazione delle coste mediterranee con *Limonium* spp. endemici (3.27 ha)

Specie animali di interesse comunitario presenti nel SIC “Berchida Biddeosa”, individuati ai sensi nell'Allegato 4 della Direttiva 147/2009/CEE e dell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE e successive modifiche ed integrazioni.

Invertebrati: *Papilio hospiton*

Pesci: *Alosa fallax* (Cheppia)

Rettili: *Emys orbicularis* (Tartaruga palustre europea), *Euleptes europaea* (Tarantolino), *Testudo hermanni* (Testuggine di Hermann), *Testudo marginata* (Testuggine marginata)

Uccelli: *Alcedo atthis* (Martin pescatore), *Alectoris barbara* (Pernice sarda), *Anthus campestris* (Calandro), *Ardea purpurea* (Airone rosso), *Calonectris diomedea* (Berta maggiore), *Caprimulgus europaeus* (Succiapapre), *Circus aeruginosus* (Falco di palude), *Circus cyaneus* (Albanella reale), *Falco peregrinus* (Falco pellegrino), *Himantopus himantopus* (Cavaliere d'Italia), *Ichthyaetus audouinii* (Gabbiano corso), *Lanius collurio* (Avèrla piccola), *Lullula arborea* (Tottavilla), *Pandion haliaetus* (Falco pescatore), *Phalacrocorax aristotelis* subsp. *desmarestii* (Marangone dal ciuffo), *Phoenicopterus ruber* (Fenicottero rosso), *Sterna albifrons* (Fratichello), *Sterna hirundo* (Sterna comune), *Sylvia sarda* (Magnanina sarda), *Sylvia undata* (Magnanina)

APPENDICE 2

Identificazione delle specie discriminanti. Risultati del SIMPER

Comunità meiofaunale: Abbondanze per area di campionamento

Fattore frequenza/intensità (vs tempi)
Cut off for low contributions: 70,00%

Examines freq./int. groups
(across all time groups)

Group 50

Average similarity: 55,09

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	1936,67	20,37	2,44	36,98	36,98
Cop. HARPACTICOIDA	1547,11	14,77	2,03	26,81	63,79
NEMATODA	1143,78	11,01	2,11	19,98	83,77

Group 100

Average similarity: 60,27

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	543,89	26,01	2,77	43,16	43,16
Cop. HARPACTICOIDA	412,56	16,38	2,52	27,19	70,35

Group 200

Average similarity: 35,13

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	894,67	15,31	1,33	43,57	43,57
Cop. HARPACTICOIDA	687,22	9,08	1,35	25,84	69,41
NEMATODA	465	4,56	1,3	12,98	82,39

Group 50x2

Average similarity: 53,85

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	840,11	20,04	1,98	37,21	37,21
Cop. HARPACTICOIDA	610,67	14,56	2,79	27,04	64,25
NEMATODA	494,11	10,06	1,87	18,68	82,93

Group 50X4

Average similarity: 68,78

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	507,67	25,69	2,43	37,35	37,35
Cop. HARPACTICOIDA	359,78	19,18	2,46	27,89	65,24
NEMATODA	253	13,23	2,88	19,23	84,48

Group 0

Average similarity: 80,02

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Cop. HARPACTICOIDA	2644	26,45	7,97	33,05	33,05
NAUPLIUS	2465,89	23,31	4,49	29,13	62,19
NEMATODA	1630	16,52	6,13	20,64	82,83

Groups 50 & 100

Average dissimilarity = 50,93

Species	Group 50		Group 100		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NAUPLIUS	1936,67	543,89	16,41	1,65	32,22	32,22
Cop. HARPACTICOIDA	1547,11	412,56	14,09	1,55	27,67	59,89
NEMATODA	1143,78	272,89	10,57	1,66	20,75	80,64

Groups 50 & 200

Average dissimilarity = 58,37

Species	Group 50		Group 200		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NAUPLIUS	1936,67	894,67	19,41	2,18	33,25	33,25
Cop. HARPACTICOIDA	1547,11	687,22	15,85	1,98	27,15	60,39
NEMATODA	1143,78	465	12,45	2,03	21,33	81,73

Groups 100 & 200

Average dissimilarity = 49,75

Species	Group 100		Group 200		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NAUPLIUS	543,89	894,67	15,79	1,98	31,74	31,74
Cop. HARPACTICOIDA	412,56	687,22	13,31	2,1	26,75	58,49
NEMATODA	272,89	465	10,63	1,93	21,37	79,86

Groups 50 & 50x2

Average dissimilarity = 47,69

	Group 50	Group 50x2				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	1936,67	840,11	15,87	2,08	33,28	33,28
Cop. HARPACTICOIDA	1547,11	610,67	13,01	1,77	27,29	60,57
NEMATODA	1143,78	494,11	9,76	1,81	20,48	81,04

Groups 100 & 50x2

Average dissimilarity = 39,98

	Group 100	Group 50x2				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	543,89	840,11	12,85	1,61	32,13	32,13
Cop. HARPACTICOIDA	412,56	610,67	9,28	1,5	23,22	55,35
NEMATODA	272,89	494,11	9,23	1,69	23,08	78,43

Groups 200 & 50x2

Average dissimilarity = 49,33

	Group 200	Group 50x2				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	894,67	840,11	16,06	1,45	32,55	32,55
Cop. HARPACTICOIDA	687,22	610,67	13,13	1,95	26,61	59,16
NEMATODA	465	494,11	11,04	1,75	22,39	81,55

Groups 50 & 50X4

Average dissimilarity = 52,55

	Group 50	Group 50X4				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	1936,67	507,67	17,62	1,86	33,53	33,53
Cop. HARPACTICOIDA	1547,11	359,78	14,28	1,66	27,17	60,7
NEMATODA	1143,78	253	10,69	1,72	20,35	81,05

Groups 100 & 50X4

Average dissimilarity = 33,94

	Group 100	Group 50X4				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	543,89	507,67	10,1	1,15	29,75	29,75
Cop. HARPACTICOIDA	412,56	359,78	8,26	1,21	24,33	54,08
NEMATODA	272,89	253	7,37	1,45	21,71	75,79

Groups 200 & 50X4

Average dissimilarity = 47,24

	Group 200	Group 50X4				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	894,67	507,67	15,72	1,74	33,29	33,29
Cop. HARPACTICOIDA	687,22	359,78	12,99	2,14	27,5	60,79
NEMATODA	465	253	10,38	1,95	21,97	82,76

Groups 50x2 & 50X4

Average dissimilarity = 38,13

	Group 50x2	Group 50X4				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	840,11	507,67	13,55	1,49	35,55	35,55
Cop. HARPACTICOIDA	610,67	359,78	9,24	1,46	24,23	59,78
NEMATODA	494,11	253	8,06	1,47	21,13	80,91

Groups 50 & 0

Average dissimilarity = 42,38

	Group 50	Group 0				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Cop. HARPACTICOIDA	1547,11	2644	13,09	1,4	30,9	30,9
NAUPLIUS	1936,67	2465,89	12,42	1,54	29,3	60,2
NEMATODA	1143,78	1630	8,89	1,59	20,97	81,17

Groups 100 & 0

Average dissimilarity = 69,93

	Group 100	Group 0				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Cop. HARPACTICOIDA	412,56	2644	23,1	3,66	33,04	33,04
NAUPLIUS	543,89	2465,89	19,87	2,88	28,42	61,46
NEMATODA	272,89	1630	14,08	2,93	20,14	81,6

Groups 200 & 0

Average dissimilarity = 64,83

	Group 200	Group 0				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Cop. HARPACTICOIDA	687,22	2644	21,02	2,11	32,43	32,43
NAUPLIUS	894,67	2465,89	18,93	2,16	29,19	61,62
NEMATODA	465	1630	12,85	1,85	19,81	81,44

Groups 50x2 & 0

Average dissimilarity = 58,17

Species	Group 50x2	Group 0	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Cop. HARPACTICOIDA	610,67	2644	19,6	2,61	33,69	33,69
NAUPLIUS	840,11	2465,89	16,39	2,11	28,17	61,86
NEMATODA	494,11	1630	11,35	2,06	19,5	81,37

Groups 50X4 & 0

Average dissimilarity = 70,79

Species	Group 50X4	Group 0	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Cop. HARPACTICOIDA	359,78	2644	23,49	5,08	33,18	33,18
NAUPLIUS	507,67	2465,89	19,86	2,87	28,05	61,23
NEMATODA	253	1630	14,16	3,42	20,01	81,24

Fattore fempi (vs frequenza/intensità)

Cut off for low contributions: 70,00%

Examines time groups

(across all freq./int. groups)

Group 1

Average similarity: 57,74

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
NAUPLIUS	846,78	20,95	2	36,29	36,29
Cop. HARPACTICOIDA	806,17	16,32	1,84	28,26	64,55
NEMATODA	558,78	11,03	1,86	19,1	83,65

Group 3

Average similarity: 59,12

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
NAUPLIUS	1150,72	23,55	2,43	39,84	39,84
Cop. HARPACTICOIDA	989,44	16,05	2,2	27,15	66,98
NEMATODA	679,11	10,24	1,83	17,32	84,3

Group 9

Average similarity: 59,71

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NAUPLIUS	1596,94	20,86	2,26	34,94	34,94
Cop. HARPACTICOIDA	1335,06	17,85	2,16	29,89	64,83
NEMATODA	891,5	10,83	1,67	18,13	82,96

Groups 1 & 3

Average dissimilarity = 41,76

Species	Group 1		Group 3		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NAUPLIUS	846,78	1150,72	13,22	1,37	31,65	31,65
Cop. HARPACTICOIDA	806,17	989,44	10,88	1,49	26,05	57,69
NEMATODA	558,78	679,11	9,36	1,55	22,43	80,12

Groups 1 & 9

Average dissimilarity = 47,15

Species	Group 1		Group 9		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NAUPLIUS	846,78	1596,94	16,42	1,54	34,82	34,82
Cop. HARPACTICOIDA	806,17	1335,06	12,78	1,65	27,11	61,93
NEMATODA	558,78	891,5	8,55	1,43	18,13	80,07

Groups 3 & 9

Average dissimilarity = 36,34

Species	Group 3		Group 9		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NAUPLIUS	1150,72	1596,94	12,16	1,34	33,46	33,46
Cop. HARPACTICOIDA	989,44	1335,06	9,86	1,4	27,13	60,59
NEMATODA	679,11	891,5	7	1,31	19,27	79,86