



FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI
E
FACOLTÀ DI AGRARIA
CORSO DI LAUREA IN SCIENZE AMBIENTALI

Studio sull'effetto dell'aumento della
sedimentazione su un popolamento coralligeno

Candidato
Daniela Pica

Relatore
Chiar.mo. Prof. Francesco Cinelli

Dott. David Balata

Capitolo 1: Introduzione

1.1. Il coralligeno: cenni storici sulle conoscenze

Nel Mar Mediterraneo, i sistemi litorali profondi (tra i 25-30m e i 150-200m) sono generalmente colonizzati da popolamenti dominati da organismi calcarei. A tali popolamenti bentonici di fondo duro, caratterizzati soprattutto da bioconcrezioni di alghe calcaree, è dato il nome di coralligeno.

Nel corso della storia della biologia marina mediterranea sono stati compiuti molti studi per cercare di approfondire le conoscenze riguardanti i popolamenti coralligeni. Il termine stesso è stato usato nei vari lavori in modo ambiguo.

I primi studiosi ad utilizzare il termine coralligeno sembrano siano stati Marion nel 1883, per designare le formazioni concrezionate (*graviers coralligènes*) che esistono nel golfo di Marsiglia tra i 30 e 50 m., e Pruvot negli studi condotti nel 1894.

Pérès e Picard (1964) definirono come coralligeno la biocenosi di fondo duro del piano circalitorale. Secondo la classificazione da loro adottata per il Mediterraneo, il sistema fitale è suddiviso in quattro piani bionomici, che sono partendo dalla superficie: piano sopralitorale, mesolitorale, infralitorale e circalitorale. Quest'ultimo piano, caratterizzato da scarsa illuminazione, è dominato da ricchi popolamenti sciafili, che possono essere distinti in due categorie: precoralligeno e coralligeno. Il primo è caratterizzato da alghe sciafile a tallo solo debolmente calcificato incapace quindi di produrre una rilevante bioconcrezione tipica del coralligeno stesso, tanto che secondo alcuni è solamente una facies impoverita. I popolamenti coralligeni rappresentano la tipica biocenosi di fondo duro del piano circalitorale. Sono caratterizzati da Melobesie concrezionanti e da una ricca fauna associata. Da nominare sono anche i popolamenti delle grotte semi oscure che sono caratterizzati da organismi sciafili a dominanza animale. Da questa distinzione risulta evidente che la biocenosi coralligena, per questi due autori, risulta vincolata a due diversi fenomeni: il primo riguarda la presenza di un ambiente a scarsa intensità luminosa colonizzato da animali e vegetali sciafili, il secondo si riferisce alla capacità da parte degli organismi presenti di formare dei substrati sia primari che secondari concrezionati.

Pérès e Picard classificarono la biocenosi coralligena come climax di una serie evolutiva, in relazione ad una stabilità dei parametri ambientali, quali salinità e temperatura, unitamente alla forte riduzione della luce, tale da permettere la crescita algale.

Laubier (1966) a seguito degli studi condotti sulle formazioni coralligene di Alibères, sostenne che non si poteva parlare di singola biocenosi in relazione al coralligeno, ma che questo fosse un complesso di biocenosi determinate dall'eterogeneità dei popolamenti, che si ritrovano all'interno dei numerosi microhabitat creati dall'attività biocostruttrice degli organismi calcarei.

Dello stesso parere sono Sarà & Pulitzer-Finali (1970), in quanto affermarono che definire il coralligeno come singola unità biocenotica è ambiguo e limitativo, sostenendo che nelle aree geografiche da loro studiate (litorale adriatico pugliese e litorale ligure) esiste una molteplicità di popolamenti in relazione ai molteplici microhabitat creati all'interno delle formazioni coralligene.

Ros et al. (1984) e Gili & Ros (1985), per tentare di schematizzare le formazioni coralligene, individuarono nove diverse facies, ognuna caratterizzata da una specie dominante. Tale classificazione risulta però ambigua e di difficile utilizzazione, poiché si è riscontrata la possibilità di trovare all'interno di una stessa facies più specie caratterizzanti, ciò determinato dal fatto che i popolamenti coralligeni sono caratterizzati da un'elevata variabilità spaziale, anche a piccola scala, nella distribuzione degli organismi. Nella formazione dei popolamenti sono molte le variabili che entrano in gioco sia a livello abiotico sia a livello biotico, e ciò porta alla creazione di popolamenti diversi e non facilmente classificabili.

Una successiva definizione di coralligeno è stata data da Lüning (1990), il quale lo definì come una struttura tipica del Mediterraneo costituito da bioconcrezioni prodotte sia da alghe calcaree che da animali fissatori, mentre Cinelli & Colantoni (1993) suggerirono di utilizzare il termine popolamento al posto di biocenosi, in quanto esprime meglio il complesso e vario sistema di organismi associati alle formazioni coralligene.

1.2. Struttura e caratteristiche dei popolamenti

Il popolamento coralligeno si sviluppa a partire da bioconcrezioni originate da alghe calcaree e organismi fissatori. La variabilità spaziale è elevata, ma ci sono alcune caratteristiche ambientali che sono essenziali per lo sviluppo di tali popolamenti.

Per biocostruzione s'intende la capacità di alcuni organismi di formare strutture persistenti in grado di sviluppare topografie positive ed aumentare l'eterogeneità del substrato. Tale fenomeno coinvolge aspetti di natura biologica (evoluzione e coevoluzione), ecologica (biodiversità, struttura del popolamento), ambientale (aumento dell'eterogeneità del substrato, creazione del paesaggio), climatico (ciclo del carbonio, relazioni con le variazioni di temperatura e livello del mare) ed economico (pesca, turismo subacqueo) (Bianchi, 2001).

I popolamenti si sviluppano su fondali rocciosi o sabbiosi, in acque con valori relativamente costanti di temperatura, correnti e salinità. Un parametro ecologico importante è l'illuminazione che deve essere molto ridotta. Essendo il popolamento formato ad opera delle alghe, la diminuzione dell'irraggiamento deve essere compreso tra 2-3% e il 0-0.5%, in quanto una diminuzione maggiore non consentirebbe lo sviluppo stesso degli organismi vegetali essenziali per la formazione del coralligeno (Garrabou & Ballesteros, 2000). Questi requisiti ecologici li possiamo ritrovare nel Mediterraneo a differenti profondità in relazione alle condizioni ambientali locali. Non ci stupisce, infatti, trovare il coralligeno già ad una profondità di 18 m lungo le coste Toscane, dove le acque presentano un elevato carico di sedimenti, mentre, ad esempio, lungo le coste della Corsica il coralligeno non compare prima dei 60 m, in quanto le acque hanno una maggiore limpidezza.

Secondo Pérès e Picard (1964), nel Mediterraneo si possono distinguere un coralligeno di orizzonte inferiore della roccia litorale e un coralligeno di piattaforma.

Il primo si sviluppa ad una profondità che può essere anche notevolmente inferiore a quella in cui inizia il piano circalitorale (si tratta perciò di un'enclave di una biocenosi del piano circalitorale in quello infralitorale) solitamente ai piedi delle falesie sottomarine o su porzioni di roccia affioranti dal sedimento circostante. Fanno parte

di questo tipo di coralligeno anche i popolamenti che ritroviamo all'interno delle grotte.

Il coralligeno di piattaforma ha origine da concrezionamenti sul fondo molle soprattutto ad opera di alghe calcaree, ma anche di briozoi, serpulidi, ecc., in genere al disotto di 50 m e fino ad una profondità massima di 140 m. Banchi simili di coralligeno sono stati studiati anche a profondità notevolmente più ridotte, fra 10 e 30 m (Sarà, 1969). Fra i blocchi di coralligeno si trovano dei canali di sabbia o detrito organogeno formato dalla disgregazione del coralligeno stesso. All'interno della formazione, costituita dalla sovrapposizione dei talli delle alghe calcaree in gran parte subfossili, con una copertura di epifauna fra cui gli animali a scheletro calcareo concrezionato, si trovano numerose microcavità e fessure, ripiene di sedimento, in parte di origine piogena, in cui trovano ricetto una ricca endofauna mentre la superficie è ricoperta da un'abbondante epiflora ed epifauna. I blocchi di coralligeno si sono formati alla fine dell'ultima trasgressione (circa 8.000-10.000 anni a.C.), nel momento in cui il livello marino era più basso. Ciò spiega perché la massa interna del coralligeno sia oggi subfossile.

Gli organismi biocostruttori, sia animali che vegetali, producono uno scheletro calcareo che dopo la morte rimane fisso al substrato. L'accumulo degli scheletri morti può condurre alla formazione di una struttura rocciosa permanente, in cui solo lo strato più esterno è vivo (Laborel, 1987). Queste formazioni possono crescere per centinaia d'anni o, com'è stato recentemente calcolato per alcuni banchi coralligeni, anche per migliaia d'anni (Sartoretto et al., 1996).

Nel Mediterraneo è stato stimato il tasso di produzione dei carbonati ad opera degli organismi biocostruttori trovando un valore dell'ordine di $10^3 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Cebrian et al., 2000), produzione paragonabile a quella stimata per i reef tropicali (Chave et al., 1972, Heiss, 1995).

L'elemento algale risulta predominante per la formazione delle bioconcrezioni, ma importante rilievo ha anche la componente animale che contribuisce in parte alla formazione delle concrezioni (briozoi, serpulidi, madreporari, ecc.) ed in parte alla disgregazione stessa del coralligeno (poriferi, policheti, bivalvi, ecc.) controllandone e contribuendo all'equilibrio.

Tra la componente vegetale ritroviamo delle specie rilevanti per lo sviluppo stesso del coralligeno e sono le Corallineaceae e le Peyssonneliaceae: ad esempio trovia-

mo *Jania rubens*, *Mesophyllum lichenoides*, *Peyssonnelia squamaria* e *Peyssonnelia rubra*. Queste sono le alghe che creano un substrato secondario concrezionato per il successivo insediamento di altre specie vegetali ed animali all'interno del coralligeno (Bianchi, 2001).

Molte altre specie algali successivamente colonizzano e caratterizzano i popolamenti coralligeni. Tra queste ci sono ad esempio *Halimeda tuna*, *Dictyota dicotoma*, *Halopteris felicina*, *Aglaozonia parvula*, *Zanardinia typus*, *Laurencia obtusa*, *Flabellia petiolata* e *Womersleyella setacea*.

La fisionomia del coralligeno è spesso caratterizzata da molte specie animali, alcune delle quali importanti per l'accrescimento della bioconcrezione stessa, poiché sono organismi fissatori, come ad esempio i madreporari (*Corallium rubrum*, *Lep topsammia pruvoti*, *Madracis pharensis*, *Cladocora cespitosa*, ecc.) ed i briozoi (*Myriapora truncata*, *Pentapora fascialis*, *Sertella beaniana*, ecc.).

Tra le altre specie animali troviamo spugne (*Petrosia ficiformis*, *Axinella cannabina*, *Chondrosia reniformis*, ecc.), cnidari (*Parazoanthus axinellae*, *Cerianthus membranaceus*, ecc) ed ascidie (*Halocynthia papillosa*, ecc.).

Uno degli aspetti più tipici del coralligeno sono le grandi foreste di gorgonie, tra le quali le specie più tipiche sono *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii* ed *Eunicella singularis*. Queste tendono ad accrescere perpendicolarmente al flusso dell'acqua, al fine di intercettare il nutrimento trasportato dalle correnti: l'orientamento dei ventagli può quindi fornire indicazioni sulla direzione della corrente prevalente.

Il popolamento è quindi formato da una stratificazione verticale degli organismi insediatisi, e ciò porta ad una rilevante copertura del substrato nonché ad una notevole biodiversità (Ros et al., 1984). Immaginando di fare una sezione verticale lungo la formazione coralligena vedremo un primo strato di roccia con la presenza di endoliti, un secondo strato formato da concrezioni coralligene con fauna cavitaria all'interno, un terzo strato incrostante vivente formato da alghe, poriferi, briozoi, antozoi ecc., un quarto strato intermedio caratterizzato da antozoi, poriferi, briozoi, ascidie, ed infine un quinto strato superiore colonizzato da gorgonie con associato una fauna epibionte. Di importante rilievo ecologico è anche la fauna associata al coralligeno: infatti, tra le varie fessure troviamo le aragoste, le magnose, le cernie, i gronchi, le murene e le corvine, per citarne solo alcuni tra i più suggestivi.

Dopo quanto detto si può affermare, in accordo con Laubier (1966), che il coralligeno è un ecosistema maturo, ad elevata biodiversità e caratterizzato da una complessa struttura ecologica. L'intensità di colonizzazione del substrato è elevatissima e ciò porta ad una complessa rete ecologica con interazioni intraspecifiche ed interspecifiche tra gli organismi colonizzatori (Bavestrello et al., 1995). Secondo Cocito et al. (2001) l'elevata biodiversità e la complessa struttura verticale che caratterizzano questi popolamenti è dovuta all'eterogeneità del substrato, creata dall'attività stessa degli organismi costruttori.

Notevoli sono, infatti, i valori che si misurano relativi alla produzione di biomassa -fino a 400 gr/m² (Laubier, 1966) per il coralligeno di Banyuls-, valori che sono paragonabili con quelli dei reef tropicali (Sarà, 1999). Questo è un altro motivo, oltre a quelli citati prima, per cui le formazioni coralligene sono considerate uno dei più importanti e caratteristici popolamenti del Mar Mediterraneo (Bianchi, 2001).

Nell'ambito degli ecosistemi costieri, quindi, i popolamenti dei fondi rocciosi rivestono una grande importanza. Questi ambienti sono dominati per lo più da organismi sessili e sono ottimi indicatori della qualità delle acque. La conoscenza di quest'ambiente è quindi molto importante, sia per la sua elevata biodiversità, sia perché ha un ruolo rilevante nell'ambito della pesca e del turismo subacqueo. Nel popolamento coralligeno, infatti, molte specie che vi trovano rifugio hanno una valenza economica nel settore della pesca, come ad esempio molti crostacei quali le aragoste o le magnose, oppure molte specie di pesci quali ad esempio le cernie o i gronchi. Con lo svilupparsi dell'attività subacquea, le formazioni coralligene sono diventate un'attrazione turistica per la maggior parte dei sub e ciò dipende dalla varietà di forme e colori che si possono ammirare in quest'ambiente: ciò rende questi popolamenti un'importante risorsa anche all'interno del settore del turismo ecocompatibile di grande importanza socio-economica per i parchi marini ed aree protette.

1.3. Variabilità spaziale dei popolamenti bentonici

In mare la distribuzione degli organismi non è omogenea, ma varia in accordo alle caratteristiche dei diversi ambienti che sott'acqua si possono creare.

Questo tipo di osservazione era già stata espressa nella prima metà del secolo scorso dal naturalista inglese Forbes (1844), il quale affermava che “gli esseri viventi non sono distribuiti uniformemente sul fondo del mare, ma certe specie vivono in certe parti, ... cosicché il fondo marino presenta una serie di zone o regioni ognuna popolata da suoi peculiari abitanti”. Tali zone “si distinguono l'una dall'altra in base alle associazioni di specie che esse rispettivamente includono”.

Pérès e Picard nel 1964 pubblicarono il famoso «Nouveau Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée», un vero e proprio manuale d'uso per lo studio del benthos marino del Mediterraneo. Gli organismi marini bentonici tendono ad organizzarsi in associazioni specifiche distribuite in piani secondo il gradiente batimetrico che influenza i parametri ambientali quali illuminazione, temperatura e idrodinamismo. In bionomia, si intende per piano una suddivisione verticale dell'ambiente marino presentante condizioni omogenee o gradualmente sfumate fino ad una certa soglia “critica” che costituisce il limite del piano stesso. In corrispondenza dei limiti del piano si assiste ad un cambiamento della composizione floro-faunistica dei popolamenti presenti. È da sottolineare che questi cambiamenti associati ai diversi piani, non sono definiti in termini batimetrico, ma solo ed esclusivamente in termini strettamente biologici. La zonazione così ottenuta, per la sua completezza e chiarezza d'impostazione, ha avuto e ha tuttora un'influenza molto importante sui ricercatori, nell'impostazione degli studi sul Mediterraneo.

Negli ultimi decenni, per lo studio delle comunità bentoniche, è stato utilizzato un nuovo approccio metodologico relativo all'investigazione della variabilità spazio-temporale nell'organizzazione degli organismi.

Ogni comunità naturale si sviluppa secondo le caratteristiche ambientali dell'habitat in cui si trova, e secondo tali caratteristiche riscontriamo anche una variabilità più o meno marcata del popolamento stesso. All'interno dell'habitat si possono verificare fluttuazioni di rilevanza variabile per quanto riguarda i parametri chimico-fisici e gli organismi possono adattarsi a questi cambiamenti in maniera di-

versa. Oltre a cambiamenti di parametri ambientali, sono da considerare le variazioni spazio-temporali del reclutamento, dell'eventuale emigrazione, della mortalità e della crescita degli individui e della popolazione stessa. Questi fattori interagiscono con le fluttuazioni dei parametri chimico-fisici regolando le interazioni e quindi la distribuzione degli organismi all'interno dell'habitat, formando popolamenti differenti in luoghi e tempi diversi (Kennely & Underwood, 1992). È importante conoscere e descrivere la variabilità dei popolamenti, per poter meglio definire ed interpretare i modelli di distribuzione osservati.

La distribuzione risulta molto diversificata, gli organismi, infatti, tendono a ripartirsi non in modo omogeneo all'interno dell'habitat, ma la loro distribuzione presenta una variabilità spaziale a differenti scale, variabilità che può cambiare da pochi metri (scala locale) alle migliaia di chilometri (scala geografica).

La distribuzione degli organismi è, infatti, legata a fattori abiotici, quali la temperatura, la salinità, la luce, l'idrodinamismo e il tipo di substrato, come risulta dagli studi di Murray & Horn (1989), Luning (1993), Middelboe et al. (1997) ed Andrew & Viejo (1998), e da fattori biotici come la competizione e la predazione, studiati da Paine (1990), Underwood (1992) e Benedetti-Cecchi & Cinelli (1995).

Gli organismi occupano i più diversi ambienti marini in base alle loro caratteristiche morfo-fisiologiche, e riescono a reagire ai cambiamenti dei vari parametri ambientali grazie ad una serie di adattamenti nell'ambito di limiti ben precisi, caratteristici di ciascuna specie.

In assenza di situazioni di disturbo il substrato tende ad essere dominato dalle specie maggiormente competitive per quelle date condizioni ambientali (Paine & Levin, 1981). La diversità specifica è molto ridotta e rilevanti sono le interazioni intraspecifiche. In presenza di disturbo, se questo è eccessivo, ci troviamo in una situazione analoga, in quanto solo le specie più resistenti, cioè quelle che meglio si adattano ai cambiamenti ambientali, e le specie opportunistiche riescono a sopravvivere e a dominare il substrato (Taylor & Littler, 1982). In condizioni di disturbo intermedio si ritrova sul substrato un insieme di aree perturbate differentemente colonizzate, dove si possono ritrovare vari stadi di sviluppo degli organismi. In queste zone si riscontra un'elevata biodiversità (Levin & Paine, 1974; Connell, 1978), ed è proprio questo tipo di ambiente che si può osservare all'interno dei popolamenti coralligeni.

Per lo studio della variabilità delle comunità bentoniche viene ultimamente usato un approccio sperimentale. Per ecologia sperimentale s'intende lo studio dei processi che regolano le comunità biologiche dei sistemi naturali mediante la manipolazione sul campo di una o più variabili ambientali (Barnes, 1967).

In un esperimento sul campo le variabili prese in esame sono tenute il più possibile sotto controllo da ricercatore stesso, mentre le altre variabili sono lasciate variare in maniera naturale. In tal modo, si cerca di ricavare una relazione diretta tra la variazione dei parametri ambientali considerati e i cambiamenti che ciò comporta ai popolamenti sotto studio.

L'ecologia sperimentale rappresenta, perciò, una metodologia di studio innovativo rispetto all'ecologia classica, il cui approccio allo studio degli effetti dei cambiamenti naturali nell'ambiente è di tipo descrittivo. I risultati così ottenuti sono più facilmente applicabili alle ricerche ecologiche rispetto alla sperimentazione in laboratorio, in cui tutte le variabili eccetto quella di interesse sono rigidamente controllate dal ricercatore, alterando l'ambiente naturale degli organismi ed escludendo le interazioni biologiche (Connell, 1974). A differenza degli studi ecologici classici descrittivi che tentavano di dare una possibile e soggettiva spiegazione del fenomeno in esame, nell'approccio sperimentale l'esperimento è compiuto per verificare la possibile spiegazione già data. In questo modo si riesce ad ottenere uno studio di tipo oggettivo.

Per motivi sia pratici che economici gli esperimenti manipolativi non vengono condotti su ampia scala spaziale, e spesso i risultati che vengono ottenuti su scale spaziali ridotte vengono generalizzate alle scale maggiori, a volte senza una oggettiva conferma dal lavoro sul campo. Oltre a questo tipo di problema, negli esperimenti manipolativi bisogna stare attenti a trovare dei controlli adeguati ai vari artefatti associati alla manipolazione, altrimenti l'esperimento può essere di tipo confuso e i risultati ottenuti non veritieri del fenomeno considerato.

L'approccio sperimentale non è ancora molto diffuso nelle ricerche subacquee, sia per le difficoltà tecniche ed i costi più elevati che comporta realizzare un esperimento sott'acqua, sia per i problemi inerenti alla sicurezza stessa dei ricercatori.

1.4. Scopo della tesi

Il tasso di sedimentazione nel corso degli ultimi decenni è notevolmente incrementato lungo alcune aree costiere, rappresentando una seria minaccia per gli organismi marini (Airoldi et al., 2003).

I sedimenti presenti nelle acque sono in larga parte sedimenti terrigeni, provenienti dall'erosione delle terre emerse e consistono, quindi, in larga misura di particelle minerali trasportate al mare dai fiumi, dai ghiacciai oppure strappate alla costa dalle onde. I sedimenti sono per la maggior parte di natura silicea, ma al loro interno troviamo anche una certa quantità di materiale organico, tra lo 0.01-0.05% del peso secco, che proviene da detriti organici terrestri come frammenti di foglie, parti legnose e parzialmente da organismi marini (frammenti d'alghe, di conchiglie, di gusci, ecc.).

L'aumento del carico di sedimenti nelle acque fluviali è principalmente dovuto all'attività umana, che durante il corso degli anni ha alterato l'equilibrio sedimentario (Valiela, 1995). La perdita di suolo, ad esempio, ha portato ad un aumento della deforestazione, che ha accelerato l'incremento della torbidità delle acque attraverso l'aumento del sedimento asportato tramite dilavamento delle terre (Airoldi, 2003). La costruzione d'opere marittime, quali porti, barriere, pennelli ecc., è da considerarsi la causa principale del fenomeno erosivo in corso lungo le coste sabbiose. Queste, infatti, interferiscono direttamente con le correnti litoranee, andando a modificare la distribuzione dei sedimenti lungo la costa con conseguente erosione delle spiagge ed aumento della torbidità delle acque, nonché del tasso di sedimentazione.

Gli organismi principalmente colpiti dall'aumento di sedimentazione sono gli organismi bentonici. Esperimenti in laboratorio ed osservazioni sul campo hanno dimostrato che al deposizione di sedimento sul fondo, la sua instabilità ed il suo effetto abrasivo possono rappresentare una fonte di stress e di disturbo per le comunità bentoniche, rimuovendo interi organismi o loro porzioni, prevenendo l'insediamento di spore e larve ed il successivo reclutamento, ostacolandone le funzioni metaboliche, riducendo gli input di luce ed ossigeno e la disponibilità di spazio (Devinny & Volsse, 1978; Taylor & Litter, 1982). L'idrodinamismo può inoltre risospingere il sedimento depositato aumentando la torbidità delle acque e conseguentemente limitando la pro-

duzione da parte delle alghe e delle fanerogame (Irving & Connell, 2002a, Airoidi, 2003).

Il fenomeno della sedimentazione non è stato molto studiato rispetto ad altri fattori fisici che condizionano la vita degli organismi marini. Nonostante ciò, la sedimentazione riveste un ruolo molto importante per la vita degli organismi: infatti può essere considerata uno dei maggiori fattori che influenzano la struttura, la biomassa e il metabolismo delle comunità bentoniche. Studi condotti sulle comunità di coralli tropicali hanno infatti osservato un deterioramento e una perdita in relazione alla biodiversità di queste comunità a seguito di un aumento del carico sedimentario delle acque (Rogers, 1983, 1990, Wittemberg & Hunte, 1992). Anche per quanto riguarda studi effettuati in aree costiere superficiali dei popolamenti bentonici si è riscontrato un decremento della biodiversità a favore delle specie opportunistiche, che si adattano meglio a situazioni di stress (Airoidi & Cinelli 1997, Airoidi 1998, 2003, Irving & Connell 2002b). Un esperimento manipolativo che ha utilizzato come disturbo la variazione del tasso di sedimento con l'aggiunta di materiale è stato condotto da Kendrick (1991), per verificare gli effetti della deposizione e della rimozione di sedimento e del conseguente effetto abrasivo sul reclutamento di alghe corallinacee incrostanti e di alghe filamentose.

Com'è noto rispetto all'ambiente terrestre l'ambiente marino ha una maggiore stabilità che tende ad aumentare in rapporto alla profondità. In linea di massima più i parametri fisici e chimici tendono ad essere costanti più le comunità sono tendenzialmente stabili, caratterizzati da un'alta diversità specifica con popolazioni ad alti livelli di variabilità genetica in rapporto alla specializzazione ai numerosi habitat. Un disturbo ambientale intenso ha quindi conseguenze sulla biocenosi tanto maggiori quanto maggiore è la stabilità dell'ambiente. La diversità specifica tende a diminuire in rapporto all'intensità del disturbo, attraverso un gradiente di stress fisiologico che porta ad una sempre maggiore diminuzione delle specie e contemporaneamente ad un incremento numerico di quelle che sono capaci di adattarsi alle sempre maggiori difficoltà dell'ambiente. Tali specie opportunistiche sono caratterizzate da popolazioni ad alto indice di riproduzione e da una bassa variabilità genetica in quanto la selezione favorisce pochi geni flessibili atti a tollerare un'ampia gamma di variazioni dei parametri ambientali.

Nel caso d'inquinamento non conservativo, come può essere il caso dell'aumento del carico sedimentario, le condizioni possono ritornare alla normalità una volta eliminata la fonte di disturbo anche se talvolta non si ricostituiscono le caratteristiche preesistenti.

Il popolamento coralligeno rientra all'interno delle comunità stabili ad elevata biodiversità, per cui la variazione di un parametro fisico o chimico dell'ambiente in cui si trova può causarne la destabilizzazione a scapito della biodiversità. Poco si conosce sull'effetto del sedimento nei popolamenti coralligeni, anche se viene considerato un fattore che influenza la variabilità spaziale e temporale del popolamento stesso (Morganti et al., 2001).

Il presente studio è stato effettuato per tentare di valutare l'eventuale effetto della sedimentazione sulla struttura dei popolamenti coralligeni profondi. In particolare valutare se ci sono differenze tra popolamenti coralligeni presi in zone con tassi di sedimentazione differenti e se tali differenze sono dovute effettivamente al diverso deposito di sedimenti.

Capitolo 2: Materiali e Metodi

2.1. Descrizione dell'area di studio

Lo studio è stato effettuato all'interno delle Secche di Vada, a 8 Km di distanza dalla costa toscana a sud di Livorno.

L'area è costituita da una larga piattaforma rocciosa, costituita da arenaria, che si estende per circa 80 Km² verso il mare. Le profondità variano da un minimo di 8 m ad un massimo di 50 m.

Le temperature media nella stagione calda raggiungono in superficie il valore di 25°C e al di sotto del termocline un valore di 18°C. Nella stagione fredda la temperature medie si aggirano intorno ai 12°C in tutta la colonna d'acqua.

Le secche sono coperte da una vasta prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile, fanerogama endemica del Mediterraneo, fino ad una profondità di 25 m, al di sotto troviamo invece popolamenti tipici dei fondi rocciosi profondi, le formazioni coralligene. Il fondale che circonda le secche è formato da sabbia organogena e in alcuni punti sono presenti anche delle rodoliti.

La probabile causa della torbidità dell'area è legata al contributo dei sedimenti provenienti da due piccoli fiumi che sfociano nelle vicinanze dell'area in esame, il fiume Fine ed il Cecina, e trasportati verso il largo per opera delle correnti. A causa della profondità a cui si trova il coralligeno, l'effetto della sedimentazione è più pronunciato, in quanto gli ambienti profondi ricevono grandi quantità di sedimento e la mancanza di forti correnti ne impedisce la rimozione.

2.2. Disegno di campionamento

All'interno dell'area di studio sono state considerate tre condizioni:

- alto tasso di sedimentazione naturali;
- basso tasso di sedimentazione;
- alto tasso di sedimentazione incrementato (manipolato).

Per ognuna condizione sono stati scelti in modo casuale due siti con una lunghezza di circa 20 m, caratterizzati da un popolamento coralligeno ad una profondità di 31-33 m.

Per ogni sito sono state scelte in modo casuale tre unità di campionamento, ciascuna di dimensioni di 400 cm².

Le unità scelte per l'aumento del tasso di sedimentazione, sono state sottoposte, dal Maggio 2003, all'aggiunta di 400 g di sedimento a grana fine ogni 45 gg, per una durata di dodici mesi. L'aumento del tasso di sedimentazione consiste quindi in 219 g m⁻² g⁻¹.

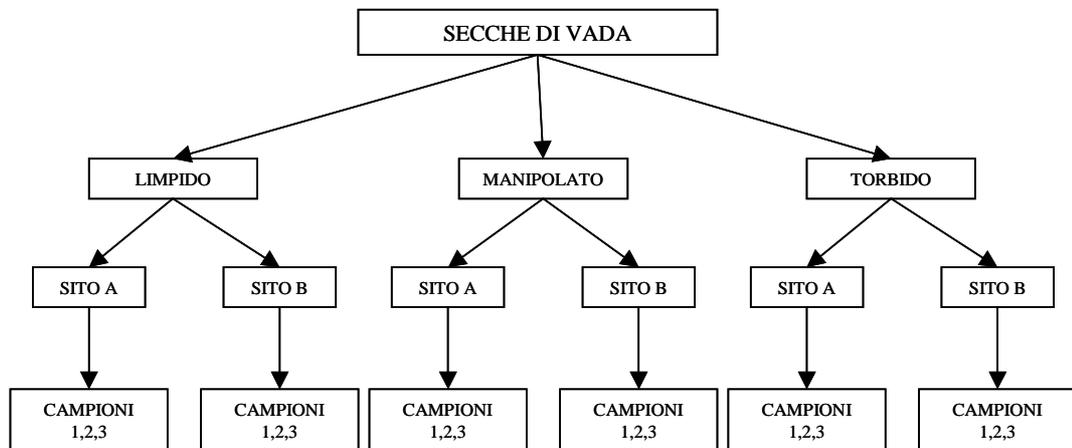


Figura 1: Schema del disegno di campionamento.

2.3. Metodo di campionamento

Alla fine del periodo di studio sono stati condotti i campionamenti in immersione autonoma con autorespiratori ad aria (A.R.A.). I campionamenti sono stati eseguiti tramite la tecnica del grattaggio. Tale tecnica di campionamento appartiene alla categoria dei metodi distruttivi e consiste nel prelievo dell'area in esame tramite l'utilizzo di un martello e di uno scalpello e di un sacchetto di plastica dove mettere il campione prelevato. Rispetto ad altre tecniche di campionamento, quali ad esempio immagini fotografiche, video-riprese e transetti, il grattaggio consente l'analisi quantitativa dei popolamenti presenti sul campione (Cinelli et al., 1977; Sarà et al., 1978).

Le unità di campionamento, dei quadrati di 20 cm per lato gerarchizzate all'interno delle tre condizioni prese in esame, sono state asportate e conservate in una soluzione di acqua di mare e formalina al 4%. In laboratorio è stata condotta l'analisi dei campioni in modo qualitativo, mediante determinazione tassonomica delle varie specie presenti, ed in modo quantitativo, attraverso la misurazione del ricoprimento delle singole specie. I valori sono stati ottenuti misurando la superficie occupata dalla proiezione ortogonale di ciascuna specie su di un piano quadrettato ed espressi in percentuale; quando questa superficie era minore dello 0.1 cm^2 è stata considerata pari a 0.05% (Boudouresque, 1971).

2.4. Variabili di risposta

Per ogni campione è stata redatta una lista con le specie algali trovate e sono state calcolate le seguenti variabili:

- numero di specie per campione;
- ricoprimento percentuale dei tre strati vegetazionali considerati;
- ricoprimento percentuale dei gruppi morfologici individuati;
- ricoprimento percentuale totale.

Per poter descrivere il popolamento macroalgale sono stati utilizzati sia gli strati vegetazionali, cioè è stata calcolata la percentuale di ricoprimento delle alghe incrostanti, erette e del feltro (Verlaque and Fritayre 1994, Airoidi *et al* 1995, Piazzini *et al* 2001), sia dei gruppi morfologici (Steneck & Dethier 1994), cioè è stato calcolato il ricoprimento percentuale delle alghe incrostanti, filamentose, foliose, articolate, corticate ed arborescenti.

Il ricoprimento percentuale totale di ciascun campione è stato calcolato sommando le percentuali di ricoprimento delle singole specie presenti all'interno.

2.5. Analisi dei dati

Il test statistico più semplice, utilizzato per lo studio della serie di dati trovati, è stato il calcolo del valore medio e della deviazione standard associato al numero di specie ritrovate all'interno dei campioni e del loro ricoprimento percentuale totale. Tale test è stato compiuto allo scopo di individuare il valore centrale della distribuzione di dati e della loro dispersione attorno ad essa.

Il numero di specie, il ricoprimento percentuale totale, il ricoprimento percentuale degli strati vegetazionali e dei gruppi morfologici sono stati utilizzati come variabili all'interno dell'analisi della varianza (analysis of variance ANOVA).

La varianza di una serie di misure ripetute è il quadrato della deviazione standard ed è quindi rappresentativa della dispersione dei dati attorno al valore medio di tali misure.

L'analisi della varianza fornisce una stima per interpretare i processi ecologici che influenzano la distribuzione e l'abbondanza spazio-temporale delle specie nelle comunità naturali, in termini di risposta delle specie ai gradienti ambientali.

E' stata utilizzata per questo studio un'analisi ANOVA a due vie, con la condizione (tre livelli: limpido, manipolato e torbido) come fattore fisso e il sito (due livelli) come fattore random gerarchizzato nel fattore condizione.

Il test C di Cochran è stato utilizzato prima di ogni analisi per valutare l'omogeneità della varianza, i dati sono stati trasformati quando necessario (Underwood 1997).

Tramite questa analisi è possibile riscontrare eventuali differenze tra i campioni, ma non evidenzia dove queste sono posizionate.

Per uno studio più completo è stata eseguita un'analisi multivariata, cioè un esame simultaneo di tutte le variabili, che riduce la quantità di informazioni contenuta nei dati in una forma più semplice e ne facilita quindi l'interpretazione.

Per l'applicazione dell'analisi multivariata è necessaria la costruzione di una matrice a due entrate in cui i campioni sono descritti dalle variabili. L'analisi è condotta in base a degli algoritmi che rappresentano contemporaneamente tutte le specie e tutte le abbondanze e fornisce un'immagine pratica delle stazioni di rilevamento su di un piano bidimensionale o tridimensionale a seconda del disegno

un piano bidimensionale o tridimensionale a seconda del disegno di campionamento utilizzato.

Molto utilizzato come metodo di ordinamento e classificazione è l'MSD che si basa sull'indice di similarità di Bray-Curtis.

L'indice di similarità è di tipo quantitativo e consente di costruire una matrice triangolare delle varie stazioni per poter esprimere la similarità tra campioni anche sotto forma di grafico.

L'MSD adatta la matrice triangolare tramite una serie di permutazioni (ripetizioni). La concordanza tra la distanza delle stazioni nella matrice triangolare e il modello MSD è esplicitato da un coefficiente di stress, che tende a zero quando il grado di distorsione è minimo, se il coefficiente è superiore a 0,2 il modello non è valido.

Un altro metodo di analisi multivariata consiste nel metodo ANOSIM (analisi della similarità), che permette di oggettivare i risultati grafici del metodo MSD.

Tramite questa analisi è possibile valutare quanto i campioni in esame siano vicini tra loro. Tale similitudine viene espressa tramite un indice R. Quando tale indice assume un valore vicino ad uno, i campioni all'interno di un sito sono più vicini tra loro di quanto non lo siano con quelli di un altro sito, quando l'indice R assume un valore vicino allo zero è invece maggiore la similarità tra siti.

Capitolo 3: Risultati

Lo studio condotto sui campioni in laboratorio ha rilevato la presenza di 63 specie di macroalghe, tra cui 8 appartenenti alle Fucophyceae, 6 alle Chlorophyta e 49 alle Rhodophyta (Tabella 1). **controlla lista e il numero delle specie.**

Da quanto osservato nelle tre condizioni non ci sono differenze significative nel numero di specie, ma differenze nel ricoprimento che tali specie presentano all'interno delle condizioni.

L'analisi ANOVA condotta sui valori del numero di specie ha evidenziato delle differenze a livello dei siti.

Il ricoprimento percentuale totale dei popolamenti studiati è risultato $347,83 \pm 58,81\%$ (media \pm ES, n=3) nelle aree a bassa sedimentazione, $209,83 \pm 49,93\%$ nelle aree manipolate e $40,83 \pm 22,23\%$ nelle aree ad alta sedimentazione.

L'analisi della varianza condotti sui valori del ricoprimento percentuale totale non ha evidenziato nessuna differenza significativa per nessuno dei fattori considerati (condizione e siti).?

Le aree a bassa sedimentazione sono caratterizzate dall'abbondante presenza di alghe erette e da dell'elevata presenza di *Zanardinia typus* (Nardo) G. Furnari, *Osmundaea pelagosae* (Schiffner) F. W. Nam e *Meredithia microphylla* (J. Agardh) J. Agardh. Nelle aree trattate, e maggiormente nelle aree ad alta sedimentazione, è stata osservata la tendenza a scomparire delle alghe erette, ad eccezione del genere *Peyssonnelia rubra* (Greville) J. Agardh che presenta un andamento inverso, cioè il ricoprimento aumenta nelle aree ad alti tassi di sedimentazione. Le specie maggiormente presenti nelle aree a bassa sedimentazione lasciano spazio alle specie filamentose quali *Pseudochlorodesmis furcellata* (Zanardini) Børgesen e *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R. E. Norris.

Gli strati vegetazionali hanno evidenziato una maggiore presenza di alghe erette nella zona a basso tasso di sedimentazione mentre hanno un ricoprimento percentuale basso nelle altre due condizioni. Per quanto riguarda il feltro algale riscontriamo una tendenza inversa a quella vista per le alghe erette anche se non così marcata. Per le alghe incrostanti non si nota nessun andamento particolare, il loro ricoprimento percentuale rimane, nelle tre condizioni, pressoché costante.

L'analisi della varianza condotta sui valori di ricoprimento percentuale degli strati vegetazionale ha evidenziato sia per le alghe erette sia per il feltro algale delle differenze a livello dei siti.

I gruppi morfologici analizzati hanno mostrato un ricoprimento percentuale pressoché costante rispetto al tasso di sedimento, l'unico gruppo che ha mostrato una tendenza regressiva in corrispondenza all'aumento del tasso sedimentario sono le alghe crostose.

L'analisi ANOVA condotta sui ricoprimenti percentuali dei gruppi morfologici ha evidenziato delle differenze a livello dei siti riguardo le alghe foliose.

L'analisi multivariata condotta con il test ANOSIM ha evidenziato valori di Rho di 0,987 tra la condizione limpido e la condizione torbido, di 0,554 tra la condizione limpido e manipolato e di 0,691 tra la condizione manipolato e torbido.

L'MDS ha mostrato che le tre condizioni costituiscono tre gruppi separati con i popolamenti trattati in una posizione intermedia tra quelli dell'area a bassa sedimentazione e quelli ad elevata sedimentazione.

Tabella 1: Lista delle specie macroalgali rilevati nell'area di studio.

Per ogni specie è stata indicata la presenza/assenza nei vari campioni tramite un +/-.

La nomenclatura ha seguito Rindi *et al.*, 2002.

TAXA	LIMPIDO		MANIPOLATO		TORBIDO	
	A	B	A	B	A	B
Fucophyceae						
<i>Aglaozonia parvula</i> (Greville) Zanardini <i>stadium</i>						
sporophyte of <i>Cutleria multifida</i> (J. E. Smith) Greville	+	+	+	+	+	+
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux	+	+	+	+	-	-
<i>Halopteris filicina</i> (Grateloup) Kützing	+	+	+	+	-	+
<i>Nereia filiformis</i> (J. Agardh) Zanardini	-	-	-	+	+	-
<i>Sphacelaria cirrosa</i> (P. H. Roth) C. Agardh	-	-	-	+	-	-
<i>Sphacelaria plumula</i> Zanardini	-	-	-	+	-	+
<i>Zanardinia typus</i> (Nardo) G. Furnari	+	+	+	+	-	-
Chlorophyta						
<i>Cladophora dalmatica</i> Kützing	+	+	+	+	+	-
<i>Cladophora echinus</i> (Biasoletto) Kützing	+	+	+	+	+	+
<i>Flabellia petiolata</i> (Turra) Nizamuddin	+	+	+	+	-	+
<i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis et Solander) J. V. Lamouroux	+	+	+	+	-	+
<i>Pseudochlorodesmis furcellata</i> (Zanardini) Børgesen	+	+	+	+	+	+
<i>Valonia macrophysa</i> Kützing	+	+	+	+	-	+
Rhodophyta						
<i>Acrodiscus vidovichii</i> (Meneghini) Zanardini	-	-	+	-	-	+
<i>Acrosymphyton</i> spp.	+	+	+	+	-	-
<i>Acrothamnion preissii</i> (Sonder) Wollaston	+	+	+	+	-	+
<i>Aglaothamnion tenuissimum</i> (Bonnemaison) Feldmann-						
Mazoyer	-	+	-	-	-	-
<i>Antithamnion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli	-	-	-	+	+	-
<i>Antithamnion tenuissimum</i> (Hauck) Schiffner	+	-	-	-	-	-
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh	+	+	+	+	+	+
<i>Botryocladia</i> spp.	+	+	+	+	+	+
<i>Ceramium bertholdii</i> Funk	+	-	+	+	-	+
<i>Ceramium codii</i> (H. Richards) Feldmann-Mazoyer	+	+	+	+	+	+
<i>Ceramium diaphanum</i> (Lighfoot) P. H. Roth	+	-	+	-	-	-
<i>Ceramium fastigatum</i> Harvey	-	+	+	+	+	-
<i>Champia</i> spp.	-	-	+	-	-	-
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M. J. Wynne	+	+	+	-	-	-
<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh	+	-	+	+	-	-
<i>Chrysymenia ventricosa</i> (J. V. Lamouroux) J. Agardh	-	+	-	+	-	+
<i>Contarinia squamariae</i> (Meneghini) Denizot	+	+	-	+	+	+
<i>Crouania attenuata</i> (C. Agardh) J. Agardh	+	+	+	+	+	-
<i>Dasya ocellata</i> (Grateloup) Harvey	-	-	-	-	+	+

<i>Dasya rigidula</i> (Kützinger) Ardissona	+	+	+	-	+	-
<i>Erytroglossum sandrianum</i>	-	-	-	+	+	-
<i>Eupogodon planus</i> (C. Agardh) Kützinger	+	+	+	+	+	+
<i>Feldmannophycus rayssiae</i> (Feldmann et Feldmann-Mazoyer) Augier et Boudouresque	+	+	-	+	+	+
<i>Gelidium bipectinatum</i> G. Furnari	+	-	+	-	-	-
<i>Griffithsia schousboei</i> Montagne	-	-	+	+	+	-
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins et Harvey	+	-	+	-	+	+
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux	+	-	+	-	-	+
<i>Lomentaria chylocradiella</i> Funk	-	+	-	-	-	-
<i>Meredithia microphylla</i> (J. Agardh) J. Agardh	+	+	+	+	+	+
<i>Monosporus pedicellatus</i> (J.E. Smith) Solier	+	-	-	-	-	+
<i>Nitophyllum punctatum</i> (Stackhouse) Greville	-	+	-	+	-	+
<i>Osmundaea pelagosae</i> (Schiffner) F. W. Nam	+	+	+	+	+	+
<i>Peyssonnelia rubra</i> (Greville) J. Agardh	+	+	+	+	+	+
<i>Plocamium cartilagineum</i> (Linnaeus) P.S. Dixon	-	-	+	+	-	-
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel	-	-	+	-	+	+
<i>Polysiphonia furcellata</i> (C. Agardh) Harvey	+	+	+	+	+	+
<i>Polysiphonia othocarpa</i> ??	-	+	-	-	-	+
<i>Polysiphonia perforans</i> Cormaci, G. Furnari, Pizzuto et Serio	-	+	-	+	-	-
<i>Polysiphonia scopulorum</i>	+	+	+	-	-	+
<i>Polysiphonia subulifera</i> (C. Agardh) Harvey	+	-	-	-	-	-
<i>Pterothamnion plumula</i> (J. Ellis) Nägeli	-	-	-	-	-	+
<i>Ptilothamnion pluma</i> (Dillwyn) Thuret	-	+	-	+	-	-
<i>Rodophyllis divaricata</i> (Stackhouse) Papenfuss	+	-	+	+	-	+
<i>Rodriguezella strafforelloi</i> F. Schmitz	+	+	+	+	+	+
<i>rodymenia</i> ???	+	-	-	-	-	-
<i>spermothamnion</i> ??	-	-	-	+	-	-
<i>Sphaerococcus</i> spp.	-	+	-	-	-	-
<i>Womersleyella setacea</i> (Hollenberg) R.E. Norris	+	+	+	+	+	+
<i>Wrangelia penicellata</i> (C. Agardh) C. Agardh	-	-	-	-	-	-
<i>ritifloea o halopitis</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Spondylothamnion multifidum</i>	+	-	-	+	+	+

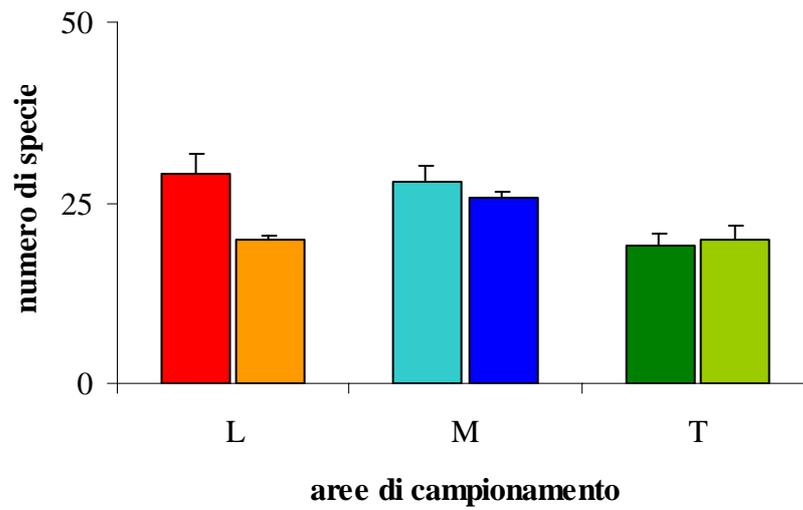


Figura 2: Numero di specie presenti all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Sorgente di variabilità	df	Numero specie algali		
		MS	F	P
Condizioni	2	84,22	1,93	0,2897
Sito(Condizioni)	3	43,72	4,42	0,0259
RES	12	9,889		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,4213		
Trasformazione		nessuna		

Tabella 2: Analisi della varianza del numero di specie presenti all'interno delle tre condizioni.

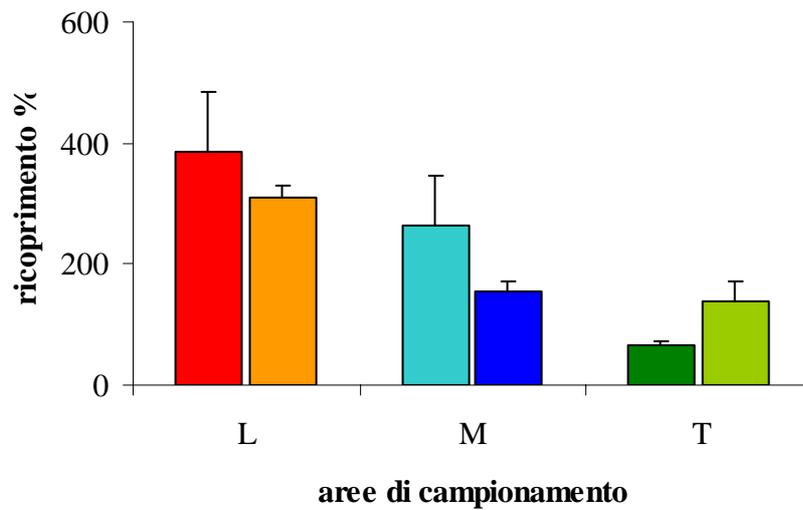


Figura 3: Ricoprimento percentuale totale dei popolamenti studiati all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Sorgente di variabilità	df	Ricoprimento % algale		
		MS	F	P
Condizioni	2	91934	7,96	0,0632
Sito(Condizioni)	3	11552,17	1,26	0,3329
RES	12	9191,5		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,5127		
Trasformazione		nessuna		

Tabella 3: Analisi della varianza del ricoprimento percentuale totale.

Zanardinia typus

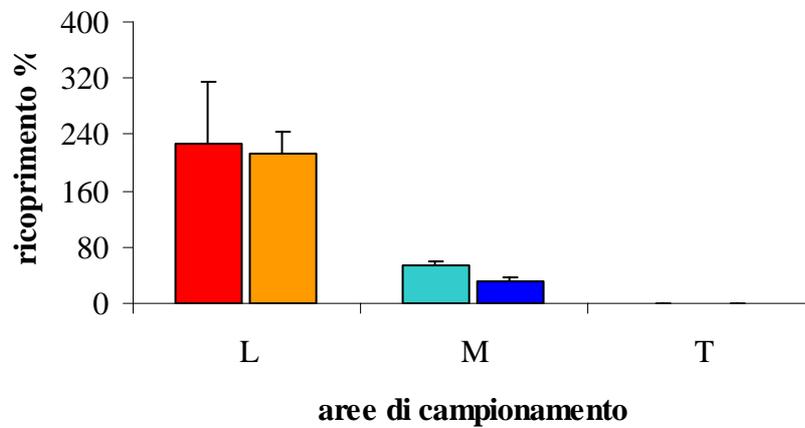


Figura 4: Ricoprimento percentuale dell'alga *Zanardinia typus* all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Osmundaea pelagosae

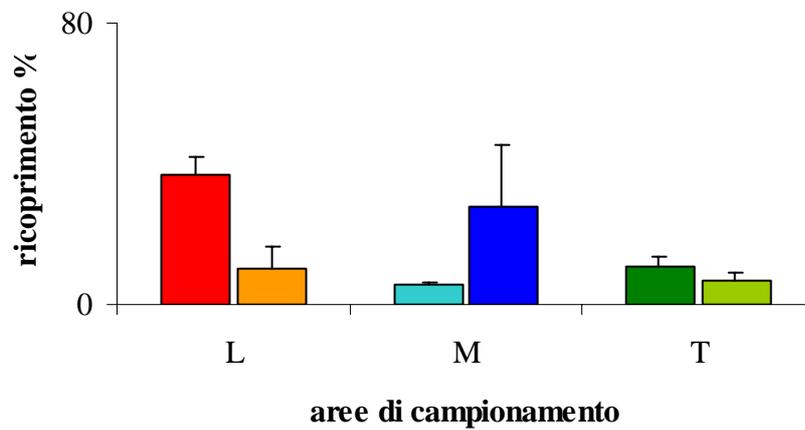


Figura 5: Ricoprimento percentuale dell'alga *Osmundaea pelagosae* all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Meredithia mycrophilla

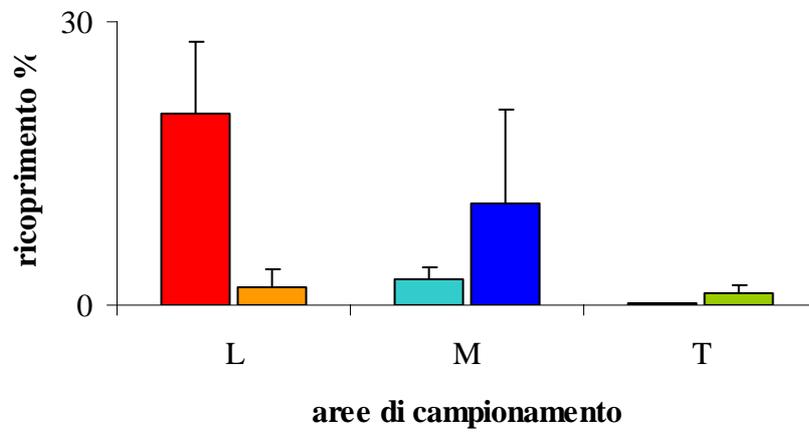


Figura 6: Ricoprimento percentuale dell'alga Meredithia mycrophilla all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Peyssonnelia rubra

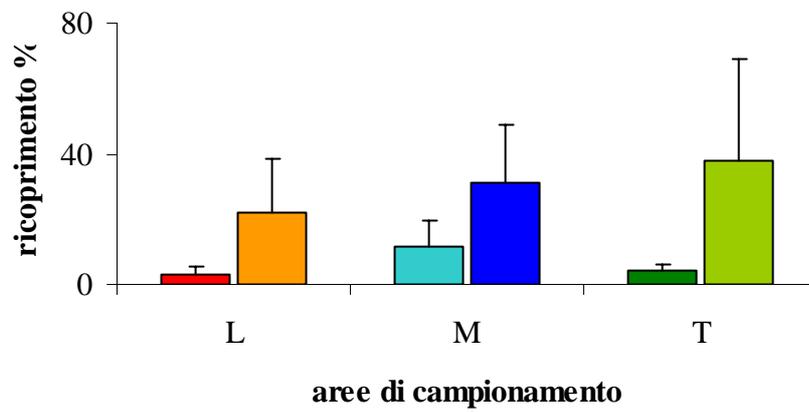


Figura 7: Ricoprimento percentuale dell'alga Peyssonnelia rubra all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Pseudochlorodesmis furcellata

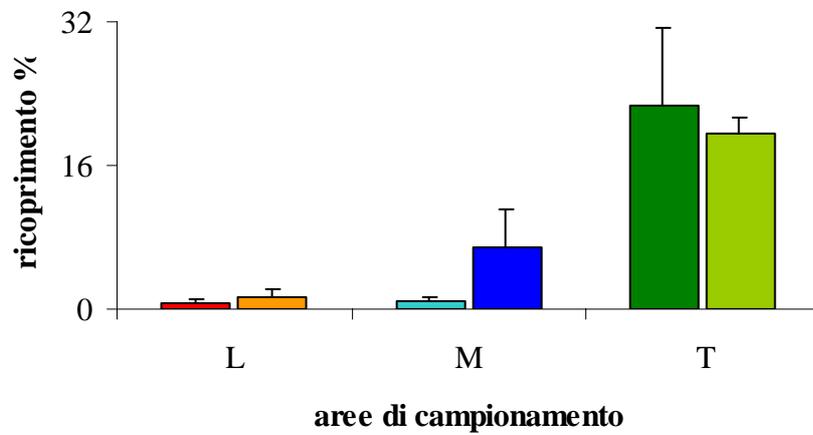


Figura 8: Ricoprimento percentuale dell'alga *Pseudochlorodesmis furcellata* all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

Womersleyella setacea

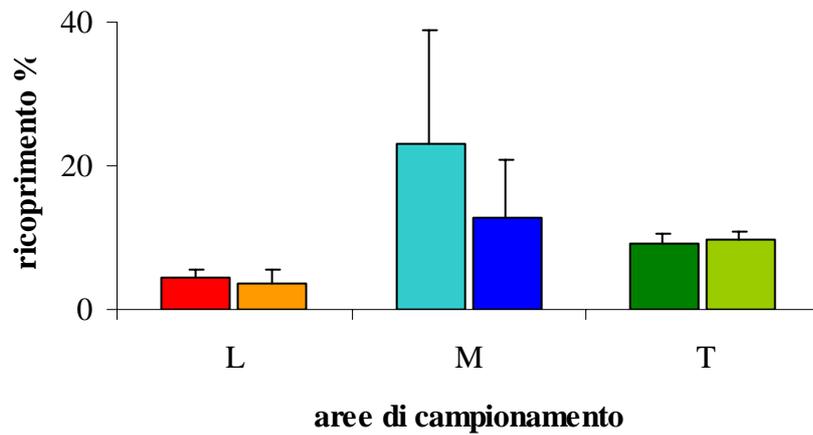


Figura 9: Ricoprimento percentuale dell'alga *Womersleyella setacea* all'interno delle tre condizioni per ciascun sito.

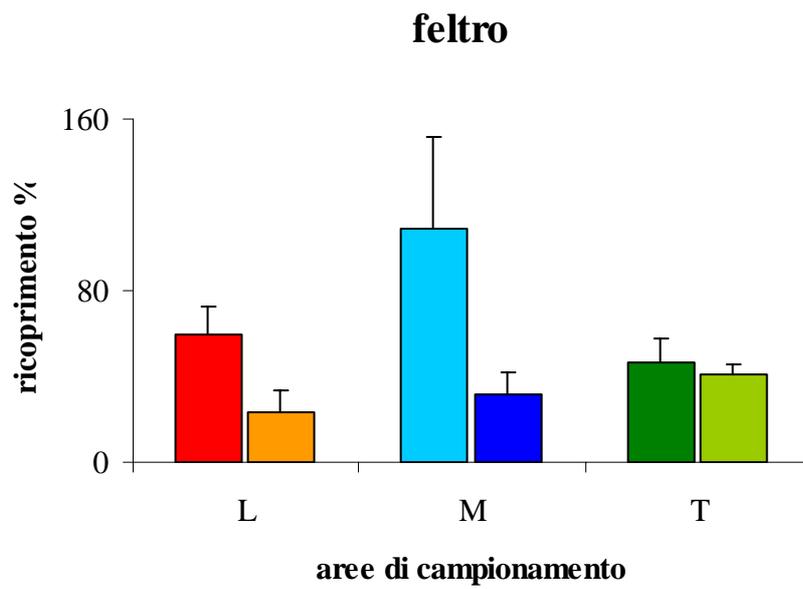


Figura 10: Ricoprimento percentuale del feltro algale per le tre condizioni per ciascun sito.

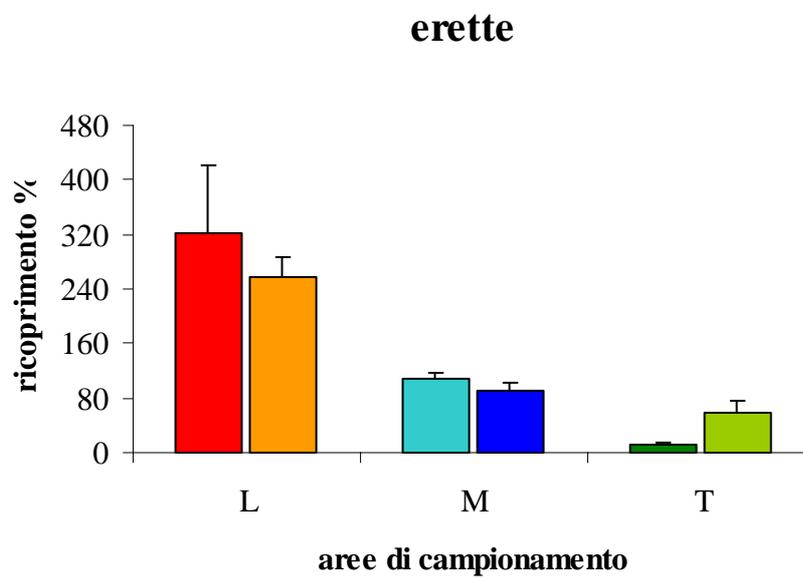


Figura 11: Ricoprimento percentuale delle alghe erette per le tre condizioni per ciascun sito.

incrostanti

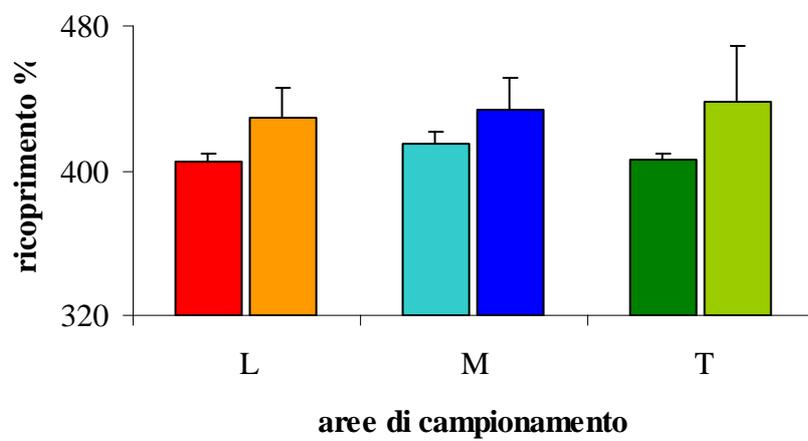


Figura 12: Ricoprimento percentuale delle alghe incrostanti per le tre condizioni per ciascun sito.

Sorgente di variabilità	df	Feltro algale		
		MS	F	P
Condizioni	2	0,3487	0,26	0,7872
Sito(Condizioni)	3	1,3443	3,7	0,0429
RES	12	0,3635		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,4189		
Trasformazione		Ln(X+1)		

Tabella 4: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale del feltro algale.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Erette		
		MS	F	P
Condizioni	2	9,002	6,77	0,077
Sito(Condizioni)	3	1,33	7,9	0,0036
RES	12	0,168		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,3935		
Trasformazione		Ln(X)		

Tabella 5: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe erette.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Incrostanti (C-res)		
		MS	F	P
Condizioni	2	81,51	0,08	0,922
Sito(Condizioni)	3	981,32	1,2	0,349
RES	12	814,53		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,59		
Trasformazione		nessuna		

Tabella 6: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe incrostanti.

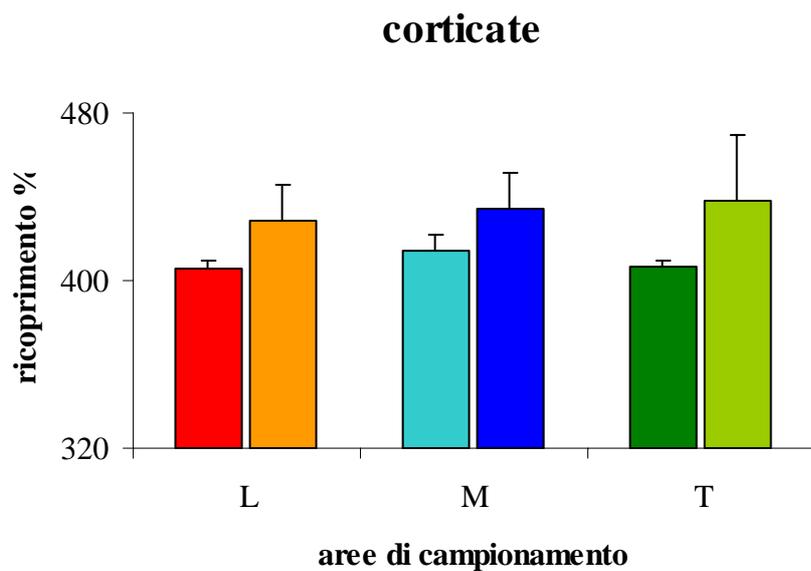


Figura 13: Ricoprimento percentuale delle alghe corticate per le tre condizioni per ciascun sito.

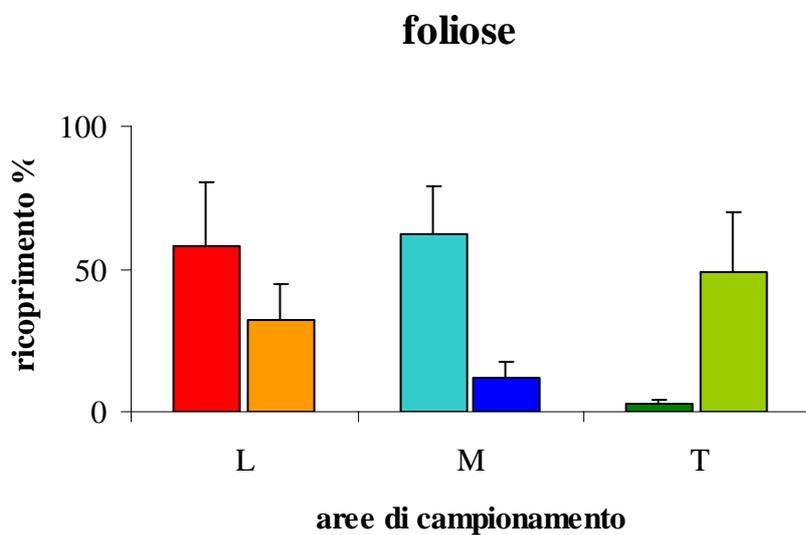


Figura 14: Ricoprimento percentuale delle alghe foliose per le tre condizioni per ciascun sito.

filamentose

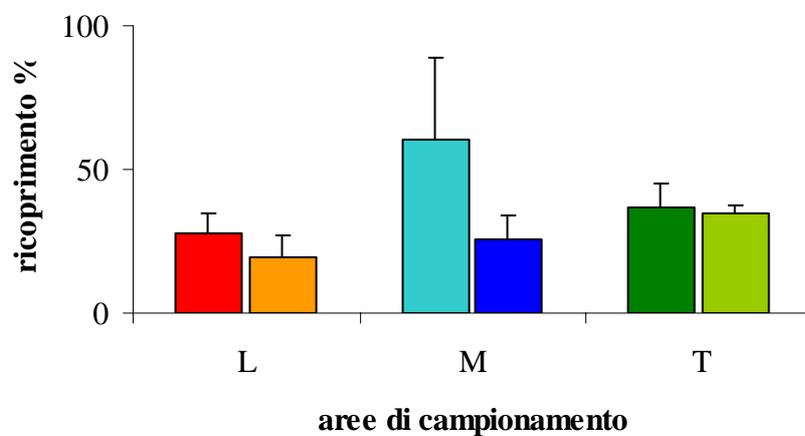


Figura 15: Ricoprimento percentuale delle alghe filamentose per le tre condizioni per ciascun sito.

articolate

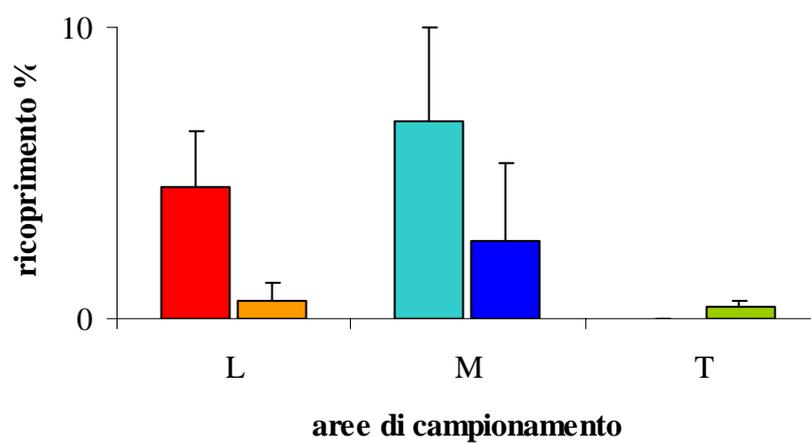


Figura 16: Ricoprimento percentuale delle alghe articolate per le tre condizioni per ciascun sito.

crostose

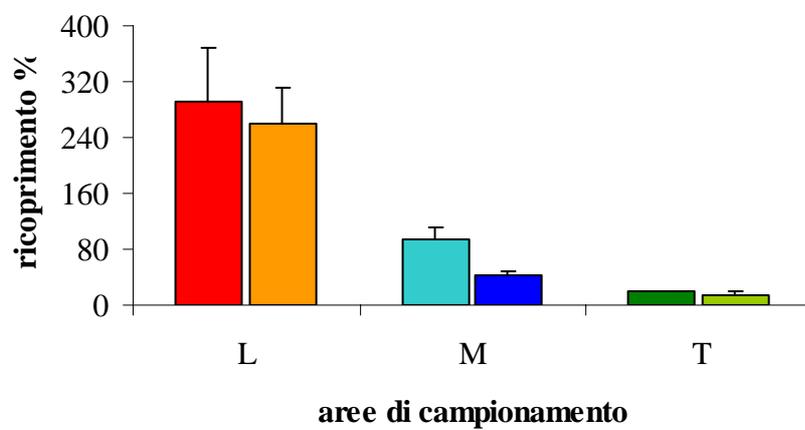


Figura 17: Ricoprimento percentuale delle alghe crostose per le tre condizioni per ciascun sito.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Corticate(CR-res)		
		MS	F	P
Condizioni	2	81,51	0,08	0,922
Sito(Condizioni)	3	981,32	1,2	0,349
RES	12	814,53		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,59		
Trasformazione		nessuna		

Tabella 7: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe corticate.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Foliose(FO-res)		
		MS	F	P
Condizioni	2	567,02	0,21	0,8202
Sito(Condizioni)	3	2676,13	3,83	0,0389
RES	12	697,95		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,3556		
Trasformazione		nessuna		

Tabella 8: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe foliose.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Filamentose(FI-res)		
		MS	F	P
Condizioni	2	3,4363	0,97	0,4733
Sito(Condizioni)	3	3,5436	1,3	0,3192
RES	12	2,7238		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,5415		
Trasformazione		Sqrt(X+1)		

Tabella 9: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe filamentose.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Articolate(A-res)		
		MS	F	P
Condizioni	2	30,77	1,91	0.29
Sito(Condizioni)	3	16,12	1,51	0.26
RES	12	10,66		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,4803		
Trasformazione		nessuna		

Tabella 10: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe articolate.

Sorgente di variabilità	df	Alghe Crostose(CT-res)		
		MS	F	P
Condizioni	2	231,22	46,12	0,0056
Sito(Condizioni)	3	5,01	0,99	0,4305
RES	12	5,07		
TOT	17			
Cochran's test		C=0,5873		
Trasformazione		Sqrt(X+1)		

Tabella 11: Analisi della varianza condotta sul ricoprimento percentuale delle alghe crostose.

MDS

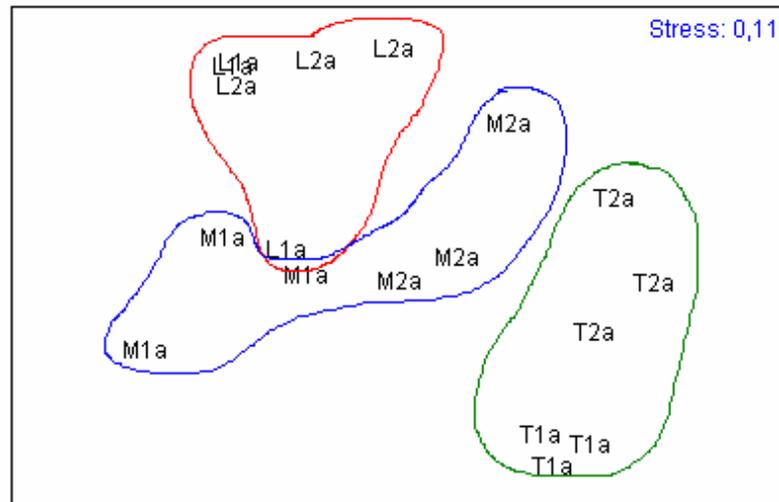


Figura 18: Metodo di ordinamento MDS in riferimento al numero di specie: le lettere si riferiscono alle condizioni mentre i numeri ai siti di campionamento.

Fattori	Specie		
	N° di permutazioni	R totale	livello significativo
L,M	462	0,554	1,1
L,T	462	0,987	0,2
M,T	462	0,691	0,2

Tabella 12: Analisi multivariata condotta sul numero di specie tra le tre condizioni.

Capitolo 4: Discussioni

Bibliografia

- Airoidi, L., F. Rindi and F. Cinelli, 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.* 38: 227-237.
- Airoidi, L. & Virgilio M., 1998. Response of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 165: 271-282.
- Airoidi, L., 2003. The effects of sedimentation on rocky coastal assemblages. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 41: 161-203.
- Andrew, N. L. & Viejo R. M., 1998. Effects of waves exposure and intraspecific density on the growth and survivorship of *Sargassum muticum* (Sargassaceae: Phaeophyta). *Eur. J. Phycol.* 33: 251-258.
- Barnes, H., 1967. Ecology and experimental biology. *Helgoland Wiss. Meeresunters.* 15: 6-26.
- Bavestrello, G., F. Boero, R. Cattaneo-Vietti, C. Cerrano & M. Sarà, 1995. Competizione e cooperazione intraspecifica nell'occupazione del substrato: organismi incrostanti e arborescenti. *Atti 56° Congresso UZI*: 121.
- Benedetti-Cecchi, L. & Cinelli F., 1995. Habitat heterogeneity, sea urchin grazing and distribution on algae in littoral rock pools on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 126: 203-212.
- Bianchi, C. N., 2001. La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit.* 8: 112-130.
- Boudouresque, C. F., 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys* 3: 79-104.

- Cebrián, E., Ballesteros E., Canals M., 2000. Shallow rocky bottom benthic assemblages as calcium carbonate producers in the Alboran Sea (southwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta* 23: 311-322.
- Chave, K. E., Smith S. V., Roy K. J., 1972. Carbonate production by coral reefs. *Mar. Geol.* 12: 123-140.
- Cinelli, F. & P. Colantoni, 1993. Mediterranean organogenous reefs: a review. Temperate reef symposium. Auckland, NZ Abstract.
- Cinelli, F., Fresi E.,Mazzella L., Pansini M., Pronzato R. & Svoboda A., 1977. Distribution of phyto- and zoocenosis along a light gradient in a superficial marine cave. B F Keagan, P O'Ceidigh, PSS Boaden (Eds): *Biology of benthic organisms*, Pergamon Press, Oxford: 173-183.
- Cocito, S., F. Ferdeghini & S. Sgorbini, 2001. Bioconstructions promote biodiversity: lesson from Bryozoans and other invertebrates. *Biol. Mar. Medit.* 8: 175-180.
- Connel, J. H., 1974. Ecology: field experiments in marine ecology. In: R. N. Marscal (a cura di), *Experimental marine biology*. Academic Press, New York:21-54.
- Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Devlinny, J. S. & L. A. Vorse, 1978. The effect of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. *Mar. Biol.*, 48: 343-348.
- Forbes, E., 1844. On the light thrown on geology by submarine researches. *New Philos. J.*, 36: 318-327.

- Garrabou, J. & E. Ballesteros, 2000. Growth of *Mesophyllum alternans* and *Lithophyllum frondosum* (Corallinales, Rhodophyta) in the northwestern Mediterranean. *Eur. J. Phycol.* 35: 1-10.
- Gili, J. M. & Ros, 1985. Estudio quantitativo de tres poblaciones circalitorales de cnidarios bentónicos. *Inv. Pesq.* 49 (3): 323-352.
- Heiss, G. A., 1995. Carbonate production by scleractinian corals at Aqaba, Gulf of Aqaba, Red Sea. *Facies* 33: 19-34.
- Irving, A. D. & S. D. Connell, 2002a. Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 245: 83-91.
- Irving, A. D. & Connell S D. 2002b. Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia* 41: 517-522.
- Kendrick, G. A., 1991. Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 147: 47-63.
- Kennedy, S. J. & A. J. Underwood, 1992. Fluctuations in the distributions and abundances of species in sublittoral kelp forest in New South Wales. *Aust. J. Ecol.* 17: 367-382.
- Laborel, J., 1961. Le concrétionnement algal coralligène et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Eudome* 23 (37) : 37-60.
- Laborel, J. 1987. Marine biogenic constructions in the Mediterranean. A review *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park Fr.*, 13 : 97-126.

- Laubier, L., 1966. Le coralligène des Albères, monographie biocènétique. *Ann. Institut. Océanogr.*, Paris 43 (2): 137-201.
- Levin, S. A. & R. T. Paine, 1974. Disturbance, patch formation and community structure. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, USA, 71: 2744-2747.
- Lüning, K., 1990. *Seaweeds Their Environment, Biogeography and Ecophysiology*. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Lüning, K., 1993. Environmental and internal control of season growth in seaweeds. *Hydrobiol.* 260/261: 1-14.
- Marion, A. F., 1883. Esquisse d'une thopographie zoologique du golfe de Marseille. *Ann.Mus. Hist. Nat. Marseille.* 1 (1): 1-160.
- Middelboe, A. L., Sand-Jensen K., Brodersen K., 1997. Patterns of macroalgal distribution in the Kattegat-Baltic region. *Phycologia* 36: 208-219.
- Moranti, C., Cocito S., Sgorbini S., 2001. Contribution of biocostructor to coralligenous assemblages exposed to sediment deposition. *Biol. Mar. Medit.* 8: 283-286.
- Murray, S. N. & Horn M. H., 1989. Seasonal dynamics of macrophyte populations from an eastern north Pacific rocky-intertidal habitat. *Bot. Mar.* 32: 457-473.
- Paine, R. T., 1990. Benthic macroalgal competition: complications and consequences. *J. Phycol.* 26: 12-17.
- Paine, R. T. & S. A. Levin, 1981. Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecol. Monogr.*, 51: 145-178.
- Pérès, J. M. & Picard, 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mér méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar.* Endoume 31 (=47): 123 pp.

- Piazzì, L., G. Seccherelli and F. Cinelli, 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 161-165.
- Pruvot, G., 1894. Essai sur la topographie et la constitution des fonds sous-marins de la région de Banyuls, de la plaine du Roussillon au golfe de Rosas. *Arch. Zool. Exp. Gen.* 2 (3): 599-672.
- Rogers, C. S., 1983. Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the fields. *Mar. Pollut. Bull.* 14: 378-382.
- Rogers, C. S., 1990. Response of coral and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 185-202.
- Ros, J. D., Romero J., Ballesteros E., Gili J. M., 1984. Diving in the blue water. The benthos. In: Margalef, (eds), *Western Mediterranean*. Pergamon Press, Oxford :233-295.
- Sarà, M., 1969. Research on coralligenous formations: problems and perspectives. Reprinted from the *Pubbl. Staz. Zool. Napoli* 37 suppl.: 124-134.
- Sarà, M. & G. Pulitzer-Finali, 1970. Nuove vedute sulla classificazione dei fondi coralligeni. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli.* 38 suppl.:174-179.
- Sarà, M., Balduzzi A., Boreo F., Pansini M., Pessani D. & Pronzato R., 1978. Analisi di un popolamento bentonico di falesia del Promontorio di Portofino: dati preliminari. *Bull. Mus. Ist. Biol. Univ.* 46: 119-137.
- Sartoretto, S., Verlaque M., Laborel J., 1996. Age of settlement and accumulation rate of submarine "coralligène" (-10 to -60 m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise level. *Mar. Geol.* 130: 317-331.

- Steneck, R. L. and M. N. Dethier, 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Taylor, P. R. & M. M. Littler, 1982. The rule of compensatory mortality, physical disturbance and substrate retention in the development and organisation of a sand-influenced rocky-intertidal community. *Ecology*, 63: 135-146.
- Underwood, A. J., 1992. Competition and plant-animal interaction. In John D M, Hawkins SJ, Price JH (eds), Plant-Animal interactions and in the marine benthos. Systematic Association Special Volume, 46: 443-475.
- Underwood, A. J., 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press. Cambridge.
- Valiela, I., 1995. Marine Ecological Processes, Springer Verlag Inc, New York.(?)
- Verlaque, M. and P. Fritayre, 1994. Modifications des communautés algales méditerranéennes en présence de l'algue envahissante *Caulerpa taxifolia* (Valh) C. Agardh. *Oceanol. Acta* 17: 659-672.
- Wittenberger, M. & Hunte W., 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. I. Abundance, mortality and community structure. *Mar. Biol.* 112: 131-138.