

**ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA**

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in BIOLOGIA MARINA

**LA GESTIONE DI SORGENTI MULTIPLE DI DISTURBO
IN AMP: IL CASO DELLE ISOLE TREMITI**

Tesi di laurea in: Habitat marini: evoluzione, struttura e processi (C.I.)

Relatore
Prof.ssa LAURA AIROLDI

Presentata da
FABRIZIO GIANNI

Correlatore
Prof.ssa SIMONETTA FRASCHETTI

II sessione
Anno Accademico 2009/2010

A tutte le persone che con cuore mi hanno accompagnato nelle difficoltà e nelle gioie di questa avventura.

Indice

<u>Introduzione</u>	5
<i>Le Aree Marine Protette Italiane</i>	27
<i>L'AMP dell'Arcipelago delle Isole Tremiti</i>	
Generalità	32
Flora e fauna bentoniche	34
La fauna ittica delle Isole Tremiti	35
Caratteristiche geologiche e batimetriche	37
Habitat e popolamenti	39

Impatti antropici nelle Isole Tremiti	44
Studi sull'efficacia di protezione nell'arcipelago	46
<i>Scopo della tesi</i>	49
<u>Materiali e metodi</u>	
<i>Area di studio e tecniche di campionamento</i>	52
<i>Analisi dei dati</i>	59
<u>Risultati</u>	
<i>Caratterizzazione dei popolamenti bentonici</i>	63
<i>Valutazione dell'effetto dell'ancoraggio su Posidonia oceanica</i>	82
<u>Discussioni e conclusioni</u>	84
Bibliografia	97
Appendice 1	104
Appendice 2	107

Introduzione

Il costante aumento dello sfruttamento del mare da parte dell'uomo rende necessario lo sviluppo di forme di protezione e di una maggiore capacità di gestione delle sue risorse, nonché la preservazione e lo studio di interi ecosistemi per capire e mantenere intatte le loro funzionalità e i beni e servizi che sono in grado di offrirci. Tali servizi dipendono dalle condizioni di tali sistemi e i cambiamenti indotti negli ultimi decenni dall'uso indiscriminato dell'ambiente marino, hanno drasticamente alterato la loro capacità di fornire cibo, di mantenere la qualità dell'acqua, di contrastare l'erosione costiera, di garantire il riciclo dei nutrienti e di sostenere il settore ricreativo e turistico. Molti sforzi sono stati fatti per cercare di porre rimedio a questo *trend* negativo e le aree marine protette (AMP), in questo contesto, rappresentano uno strumento spazialmente esplicito per la tutela delle aree costiere o, più raramente, di mare aperto. Questa forma di protezione dell'ambiente marino, ad oggi, rappresenta una delle tipologie di salvaguardia del mare più applicate e studiate, sebbene ci siano ancora dubbi sulla reale efficienza delle AMP (Mora *et al.* 2006) e non siano disponibili adeguati investimenti economici per la creazione di nuove aree (Balmford *et al.* 2002). Ne consegue che nel mondo esistono 4.500 AMP, ma rispetto all'ambiente terrestre in cui è protetto l'11% del territorio, solo circa lo 0,6% degli oceani comprende AMP, nonostante questi ultimi rappresentino il 71% della superficie terrestre. Meno dello 0,01%, invece, è posto sotto un regime di protezione integrale (Meir *et al.* 2004). La maggior parte delle AMP, inoltre, è stata istituita allo scopo di tutelare le barriere coralline dal forte declino a cui

sono soggette, come molti studi hanno dimostrato (Bellwood *et al.* 2004; Hughes 1994; Mora 2008; Pandolfi *et al.* 2003). Tuttavia, Mora *et al.* (2006) applicando un indice dello stato di conservazione di questi ambienti, hanno concluso che sebbene ci siano 980 AMP in zone coralline, soltanto il 2% di queste combina appropriate condizioni come una corretta gestione della pesca, un'adeguata distanza con le altre aree protette, la dimensione e i possibili rischi d'impatto dall'esterno.

Del tutto simile è la situazione in Mediterraneo. Abdulla *et al.* (2008) hanno evidenziato che in Mediterraneo ci sono 97410 km² di aree protette, di cui 9910 km² (circa lo 0,4% della superficie totale) sono AMP, mentre il resto comprende il Santuario dei cetacei e solo 202 km² sono zone a protezione integrale (Fig. 1 e Tab. 1). Lo stato delle AMP mediterranee non è migliore di quelle nel resto del mondo se si considera che mancano di rappresentatività (la maggior parte non sono molto estese ed istituite su piccole isole), manca spesso una mappatura degli habitat che tutelano e c'è una gestione inefficace o con obiettivi contrastanti tra le aree.

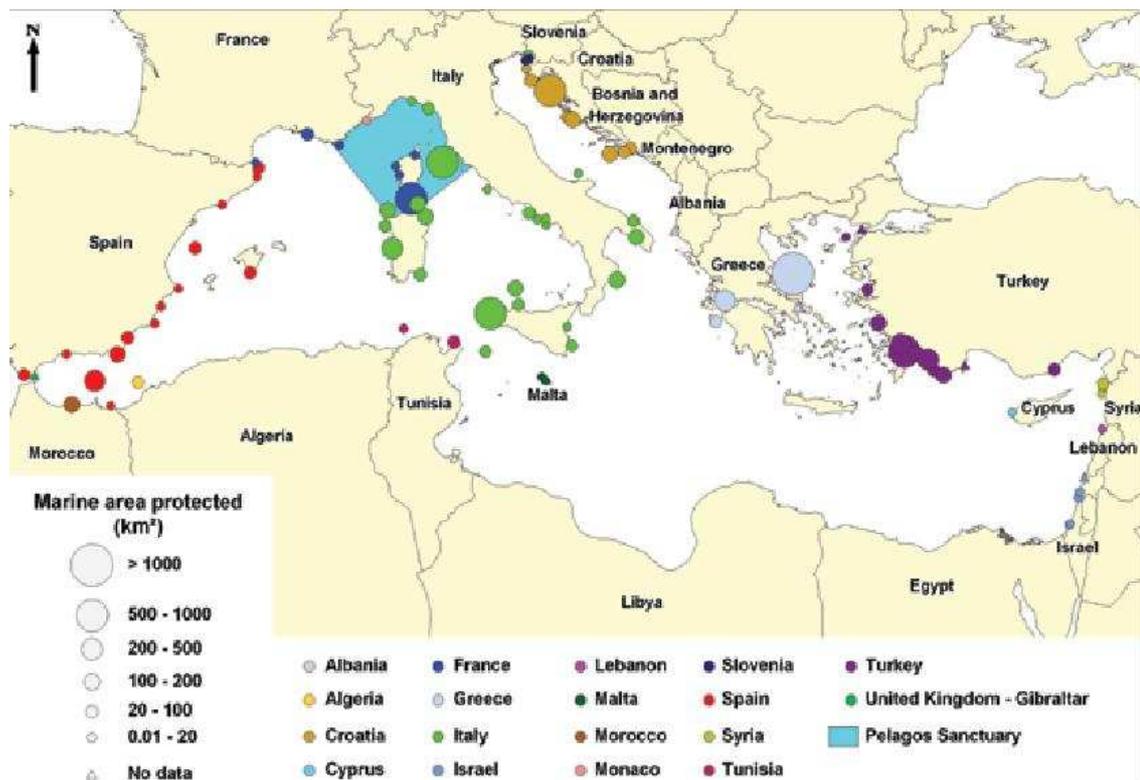


Fig. 1. Distribuzione delle AMP mediterranee con la relativa dimensione in km² (Abdulla *et al.* 2008).

Tab. 1. Confronto tra il numero di AMP, la superficie di mare protetta e la lunghezza costiera dei paesi mediterranei. ND: No data. *Superficie di area protetta/lunghezza costiera x 100 (Abdulla *et al.* 2008).

Country	Number of MPAs	Total marine surface area protected or managed by Mediterranean MPAs (km ²)	Coastal length (km)	% of coast protected or managed *
Italy	25	2,738.18	7,375	3.04
Greece	4	2,336.55	15,021	13.19
Turkey	12	1,972.55	5,191	23.59
Croatia	8	981.54	5,835	19.43
France	7	916.91	1,703	20.11
Spain	14	772.33	2,580	22.26
Tunisia	2	51.50	1,298	23.13
Syria	3	50.00	183	7.44
Algeria	1	27.00	1,200	6
Morocco	1	23.30	512	13.13
Israel	5	17.97	179	0.56
Malta	2	11.06	180	3.28
Cyprus	1	5.50	782	16.52
Lebanon	1	3.98	225	18.29
Slovenia	3	1.25	47	15.49
Monaco	2	0.52	4	23.24
Albania	1	ND	418	ND
UK - Gibraltar	1	ND	ND	ND
Bosnia and Herzegovina	0	0	23	
Egypt	0	0	950	
Libya	0	0	2,025	
Montenegro	0	0	293	
Deep Sea	3	15,666	-	-
International (Pelagos)	1	87,500	-	-

Scarse sono poi le informazioni sulle AMP dei paesi africani ed asiatici (Abdulla *et al.* 2008). Molto probabilmente, quindi, non si raggiungerà, entro il 2012, l'obiettivo di istituire un *network* di AMP nel Mediterraneo come stabilito dalla *Convention of Biological Diversity*.

Questa tendenza evidenzia quanto ancora si debba fare per minimizzare la costante perdita di biodiversità nelle barriere coralline e nei mari delle regioni temperate.

Nonostante tali limitazioni e problematiche, le AMP sono necessarie per garantire la protezione di habitat unici o di elevata importanza, di specie rare o vulnerabili, di alcuni stadi dei cicli vitali essenziali alla sopravvivenza delle specie, e, allo stesso tempo, per aumentare l'interesse scientifico, educativo, socio-economico e turistico intorno ad esse. Infatti, come definito dalla *World Conservation Union*, le AMP sono definite come una qualsiasi area che racchiude la porzione subtidale e intertidale dell'ambiente marino

unitamente alle acque sovrastanti, alla flora, alla fauna e alle caratteristiche storiche e culturali associate, sottoposta per legge a misure di protezione riferite, in tutto o in parte, all'ecosistema ambientale che vi è compreso.

In questa definizione rientrano le riserve marine (zone A in Italia) che sono tratti di mare compresi all'interno di un'AMP, ma in cui le attività di pesca, balneazione, navigazione e ancoraggio, rimozione di piante, animali o alterazione dell'habitat sono interdette (*no-take areas*) ad eccezione dei rilevamenti per scopi scientifici.

Non in tutte le AMP, comunque, esiste una zonizzazione interna, cioè un gradiente di protezione all'interno dei confini. In genere, un'AMP, viene suddivisa in una zona interna, dove la protezione è integrale, una zona di riserva generale, dove sono consentite con deroghe alcune attività ma con un impatto ridotto e una zona di riserva parziale che costituisce una fascia tampone. Quando esiste, questa suddivisione dell'AMP in zone a diversa tutela dovrebbe essere decisa in base a studi preliminari. Tale processo è molto complesso, e richiede una grande quantità di dati sulla tipologia e sulle modalità di distribuzione di habitat e popolamenti, sulle caratteristiche del ciclo vitale degli organismi da proteggere, sui processi oceanografici in una data area come la direzione delle correnti principali e le oscillazioni termiche, sulla batimetria del fondale e sulla distribuzione delle principali attività antropiche presenti nell'area (Airame *et al.* 2003; Gaines *et al.* 2003). L'iter d'istituzione di un'AMP risulta, quindi, molto lungo sia dal punto di vista amministrativo sia dal punto di vista della localizzazione dell'area da porre sotto regime di tutela. Inoltre affinché un'AMP possa raggiungere i suoi obiettivi, la scelta della localizzazione, dimensione e numero di aree protette deve essere basata su rigorosi principi scientifici ed integrare le attività umane con le componenti biologiche. Purtroppo, però, raramente vengono adottate tali strategie e spesso le AMP vengono istituite solo sulla base delle esigenze politiche e socio-economiche, che possono portare alla selezione di aree con basso valore biologico e quindi al mancato raggiungimento delle finalità istitutive.

Per permettere una migliore salvaguardia della biodiversità, sono stati sviluppati modelli matematici che consentono di impostare il disegno di un'AMP e scegliere le migliori aree da proteggere. Il *Marxan* (Ball 2000) è uno tra gli algoritmi più efficienti nel selezionare i possibili siti di un'AMP e la sua relativa zonizzazione. Il programma necessita la definizione di unità di pianificazione, la cui dimensione e forma (lineare o poligonale) viene scelta di volta in volta tenendo conto della lunghezza della costa, della grandezza dell'area in esame e di tutte le variabili del sistema. Ogni unità di

pianificazione include uno o più tipi di habitat da proteggere oltre alla presenza/assenza delle attività umane considerate. Una volta impostate le informazioni necessarie, questo algoritmo, basandosi sui *pattern* di distribuzione della biodiversità (specie, habitat, paesaggi), sceglie in modo casuale alcuni siti tra tutti quelli che sono stati definiti come possibili per l'istituzione di un'AMP e successivamente, sempre in modo casuale, valuta nuove soluzioni: se il nuovo scenario coglie meglio gli obiettivi di conservazione, viene adottato, altrimenti viene mantenuto il sistema di AMP precedente. L'obiettivo ecologico è di massimizzare la conservazione di habitat prioritari e minimizzare il rischio di includere siti dove c'è maggiore attività umana, tenendo conto dei *target* che sono stati decisi all'inizio della procedura. Ogni *target* differisce per la percentuale di habitat da proteggere, che viene stabilita in base ad un compromesso tra la volontà di conservare la biodiversità e le funzioni ecosistemiche dall'impatto antropico e le esigenze socioeconomiche dell'area da porre sotto tutela. Molte evidenze derivate da studi sulla biologia della pesca, suggeriscono che proteggere il 20% dell'area può essere un giusto compromesso per aree che combinano efficienza ecologica e sociale, in quanto si protegge il 20% dello stock ittico in riproduzione senza far diminuire il pescato.

Certamente questo grado di protezione non basta per garantire ottimi risultati di conservazione, ma rappresenta già un livello minimo per apportare benefici alla biodiversità e alla pesca.

Modelli più recenti, invece, suggeriscono che il *target* debba essere maggiore del 35% per prevenire la sovrappesca di specie sedentarie (Sale *et al.* 2005).

In conclusione, il vantaggio del *Marxan* è di garantire il raggiungimento di un *target* di conservazione realizzando un *set* di soluzioni che possono essere vagliate per decidere dove istituire un'AMP tenendo conto delle esigenze locali ed economiche. Inoltre, il *Marxan* può essere usato per verificare la corretta zonizzazione delle AMP già istituite ed eventualmente perfezionarla.

L'istituzione di un'AMP resta comunque un processo molto difficile in cui si cerca di far coincidere gli interessi di tutte le persone coinvolte. In uno recente studio si è tentato di pianificare una futura AMP lungo la costa adriatica della Puglia, da Otranto a Santa Maria di Leuca (Fraschetti *et al.* 2009). Dalle interviste fatte agli operatori turistici e ai pescatori, è emerso che la maggior parte dei ristoratori ed albergatori era favorevole all'istituzione di un'AMP in questo tratto di costa, così come il 41% dei pescatori, ma

questa percentuale scendeva al 25% nel caso di un'AMP istituita nelle proprie zone di pesca. Tali risultati hanno reso difficile la scelta dei siti da proteggere e sebbene il *Marxan* abbia restituito diverse soluzioni, il *target* di conservazione scelto poteva essere raggiunto solo attraverso un *network* di piccole riserve.

Le evidenze mostrano, infatti, che le AMP nel Mediterraneo sono piccole e ugualmente funzionali per la salvaguardia del ruolo ecologico di molte specie (Halpern 2003) e per sostenere popolazioni di pesci (Guidetti e Sala 2007; Sale *et al.* 2005).

Le opinioni su quali aree tutelare, la loro dimensione e la distribuzione delle aree protette restano comunque molto contrastanti. Tali caratteristiche sono cruciali per la conservazione delle popolazioni protette che possono a loro volta influenzare, attraverso la migrazione, le popolazioni all'esterno delle AMP.

Secondo la teoria della biogeografia delle isole il numero di specie presenti su un'isola dipende dalle immigrazioni di nuove specie e dalle estinzioni delle specie già presenti su di essa (Fig. 2). All'equilibrio tanto più grande è l'isola, maggiore sarà il numero di specie presenti. Questa teoria vale anche per le AMP, ma tiene conto solo delle dimensioni e non permette di effettuare valutazioni riguardo la localizzazione delle AMP, infatti il numero di specie dipende anche dalla località in cui è posta l'AMP stessa e non solo dalla sua dimensione (MacArthur e Wilson 1967).

Un altro valido supporto ecologico alla creazione delle AMP e che tiene conto anche della localizzazione, proviene dalla *supply side ecology*, la quale afferma che la composizione di specie di una comunità marina dipende dall'arrivo di propaguli dall'esterno e non solo dalla riproduzione degli adulti già presenti. I siti da cui provengono i propaguli, sono denominati *source*, mentre i siti in cui le popolazioni non sono autosufficienti e dipendono dalla dispersione delle larve da altri siti, sono definiti *sink*. L'identificazione dei siti *source* è quindi fondamentale per la scelta della localizzazione dell'AMP. Tuttavia Almany *et al.* (2009) ritengono che, in alcuni contesti, debbano essere tutelati anche i siti *sink* poiché possono essere una fonte di diversità genetica o avere maggiore resistenza dei siti *source* ai cambiamenti ambientali.

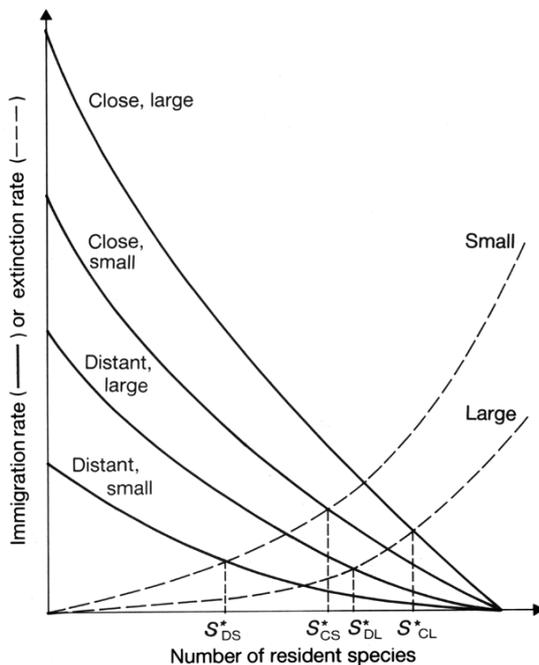


Fig. 2. Teoria della biogeografia delle isole (MacArthur e Wilson 1967).

Se è presente, invece, più di una fonte di propaguli l'approccio più corretto potrebbe essere quello di istituire un *network* di riserve poste ad una distanza adeguata, in modo dipendente dalle connessioni spaziali delle specie (Fig. 3). Maggiore difficoltà si trova nel proteggere più specie perché possono differire nella modalità di dispersione.

Quindi, mentre la teoria della biogeografia delle isole suggerisce di istituire AMP di grandi dimensioni, la *supply side ecology* suggerisce l'istituzione di numerose AMP di piccole dimensioni poco distanziate tra loro.

Grandi e continue AMP non rappresentano, però, una soluzione gestionale e di conservazione attuabile in un contesto densamente antropizzato e con frequenti attività lungo la costa, mentre un *network* di piccole aree ben distribuite geograficamente sarebbe un buon compromesso.

Da quanto detto si intuisce che i *pattern* di dispersione larvale possono essere utilizzati nella scelta della localizzazione delle AMP poiché sono essenziali per mantenere il flusso genico e lo scambio di individui tra le popolazioni. Tuttavia, quando si realizza un'AMP, si tende a dare priorità alla rappresentatività delle specie o degli habitat e a minimizzare la probabilità che un insieme di riserve siano soggette ad un singolo evento di disturbo.

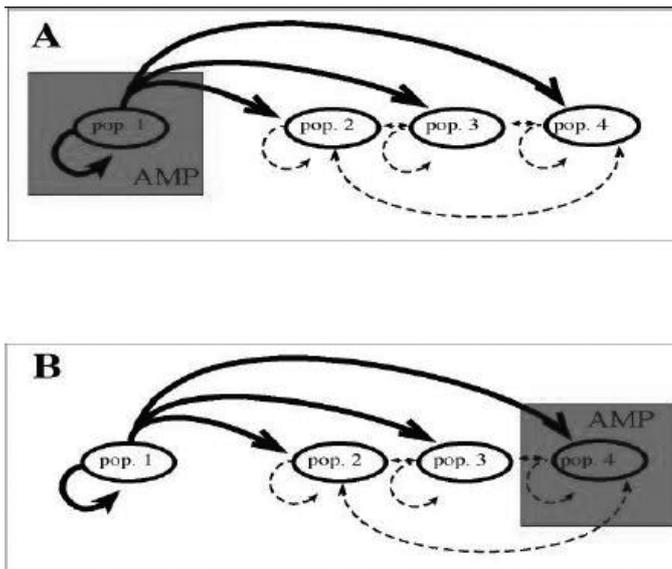


Fig. 3. (A-B) Modalità di dispersione delle popolazioni con la relativa localizzazione delle AMP (Allison *et al.* 1998).

Questo implica che le aree protette siano maggiormente distanziate tra loro a discapito della connettività tra le popolazioni che dovrebbe incrementare con la diminuzione dello spazio tra le riserve. Inoltre, la scelta delle specie e habitat da proteggere, in genere, è basata su di una visione statica, quando, invece, le condizioni che sussistono in un luogo (e anche le specie che troviamo) sono soggette a cambiamento (Almany *et al.* 2009).

Il mancato inserimento della connettività nei disegni delle AMP è anche dovuto alla difficoltà di valutare l'effetto potenziale del reclutamento che cambia a seconda della specie ed è influenzato dalle correnti. Per questo motivo sono stati sviluppati modelli idrodinamici che tengono conto delle informazioni oceanografiche, del comportamento larvale e delle strategie riproduttive, sebbene gli studi a riguardo siano ancora pochi (Cowen *et al.* 2006). Sulla base di questi modelli è possibile effettuare considerazioni riguardo le dimensioni delle AMP e la distanza tra di esse.

Così, ottimizzare la localizzazione, la dimensione e la distanza tra le AMP, richiede sia un'esplicita considerazione di quanto il *network* di aree protette sia rappresentativo dell'intero sistema, tenendo presente, allo stesso tempo, la stocasticità ambientale sia la comprensione dei meccanismi che regolano la dispersione di numerose specie *target*.

In uno studio di Shanks *et al.* (2003), basato sulle informazioni disponibili circa la dispersione larvale di 32 taxa di organismi bentonici, è stata trovata una correlazione positiva tra la durata della vita planctonica delle larve e la distanza percorsa. Solo in

pochi casi le larve nuotavano verso il fondo, dove le correnti sono più deboli, e la distanza percorsa per unità tempo risultava quindi minore. In generale gli autori hanno trovato che la maggior parte delle larve si spostavano per una distanza inferiore a 1 km o superiore a 20 km, suggerendo la presenza di due strategie di dispersione: le larve lecitotrofiche spendono meno tempo ad alimentarsi e rimangono in correnti lungo costa o sul fondo; le larve planctotrofiche invece richiedono lunghi periodi di sviluppo e di alimentazione, percorrendo distanze maggiori. La dispersione compresa tra 1 e 20 km potrebbe non essere una strategia stabile da un punto di vista evolutivo. Da questi risultati gli autori hanno concluso che la soluzione migliore, anche dal punto di vista socio-economico, per garantire la connettività tra le popolazioni è un *network* di riserve di 4-6 km di diametro distanziate tra loro di 20 km. Il numero di specie incluse in questo studio è però limitato, di conseguenza queste considerazioni dovrebbero essere ripetute tenendo conto di un numero maggiore di organismi.

In conclusione, nonostante numerosi lavori e teorie siano arrivate a risolvere almeno in parte il dibattito *single large or several small* - **SLOSS** (Soule e Simberloff 1986), sono necessarie ulteriori ricerche sui *pattern* di dispersione dei taxa marini ecologicamente più importanti per comprendere a pieno la connettività tra le AMP e sviluppare un adeguato disegno di protezione.

A questi problemi di progettazione delle AMP, si aggiunge il crescente sviluppo costiero e l'urbanizzazione che rendono difficile l'istituzione di aree protette. Sulle coste mediterranee gravano eutrofizzazione, inquinamento chimico, *bloom* algali, uso indiscriminato di attrezzi da pesca, dragaggi e ripascimenti, transito di navi commerciali e strutture ingegneristiche per ridurre l'erosione costiera (Airoldi e Beck 2007; Crain *et al.* 2009). Tutte queste attività umane hanno impatti significativi su una grande quantità di habitat. Nell'intertidale roccioso, nel subtidale e in ambienti sabbiosi, l'urbanizzazione, la pesca, l'acquacoltura e la sedimentazione causano un cambiamento dei popolamenti associati, con una diminuzione della copertura algale e un aumento dei *barren* nell'ambiente subtidale. Sui fondali fangosi le attività di pesca distruttive determinano una forte riduzione della biomassa degli invertebrati vagili, portando ad un aumento di individui di piccola taglia. Il coralligeno e le fanerogame risentono rispettivamente delle attività di pesca distruttive e della scarsa qualità dell'acqua (Claudet e Fraschetti 2010).

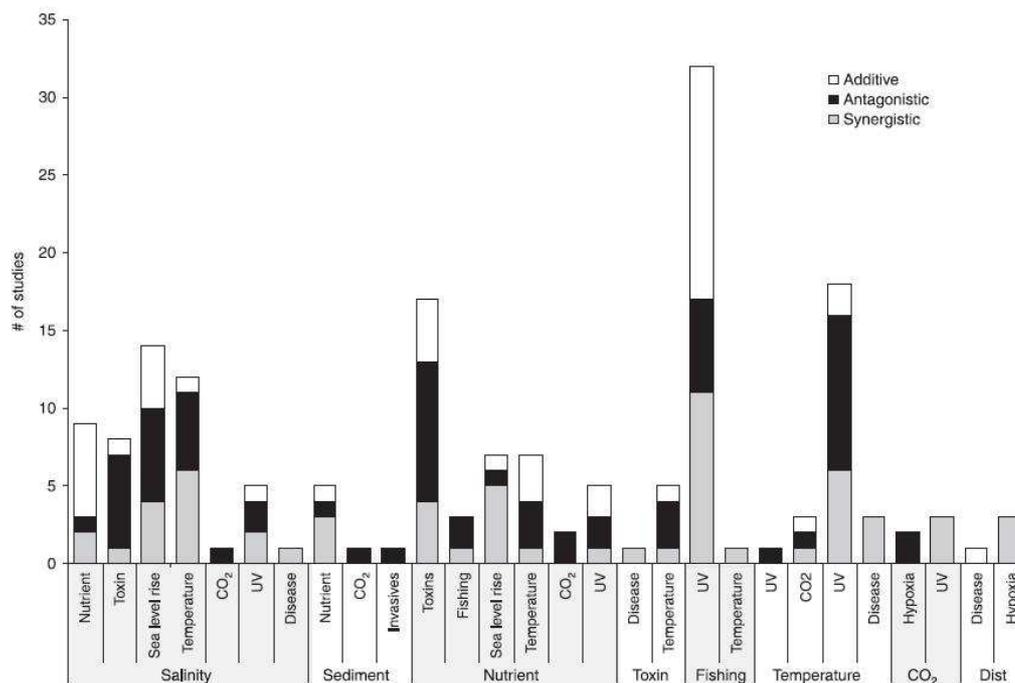


Fig. 4. Distribuzione di frequenza dei tipi di interazione (sinergica, antagonista, additiva) tra coppie di stress (Crain *et al.* 2008).

Il risultato è una riduzione della complessità degli habitat, un aumento della suscettibilità ad altre fonti di disturbo e, in generale, un effetto negativo che si ripercuote sullo sviluppo di numerosi vertebrati ed invertebrati (Airoldi *et al.* 2008; Airoldi e Beck 2007). Bisogna considerare, quindi, che in zone dove gli habitat hanno subito un forte declino, gli effetti negativi di alcuni impatti umani come la sovrappesca vengono aggravati (Newton *et al.* 2007).

Le ricerche sugli effetti degli impatti multipli, però, sono poco comuni, ma essenziali per capire e predire le risposte degli ecosistemi ai cambiamenti umani e soprattutto in AMP dove ci possono essere risultati diversi.

A tale riguardo, da uno studio di Crain *et al.* (2008) è emerso che l'interazione tra due stress generava spesso un effetto sinergico, peggiorando l'impatto di un singolo stress.

Tuttavia sono state trovate anche interazioni di tipo antagonista e di tipo additivo in modo dipendente dal contesto e un'interazione più complessa e sinergica all'aumentare del numero di stress (Fig. 4).

L'elevata variabilità nei tipi di interazione tra gli stress suggerisce che altre variabili come il livello trofico, la diversità delle specie e la loro ridondanza, il tipo di ecosistema e l'intensità dello stress possono essere responsabili dell'effetto prodotto. Ad esempio, l'interazione della pesca con l'aumento dei nutrienti era sinergica per gli eterotrofi,

mentre aveva un effetto antagonista sugli autotrofi, evidenziando come gli effetti di stress multipli potrebbero essere più negativi per gli alti livelli trofici (Crain *et al.* 2008). La ripercussione degli impatti umani su tutta la catena trofica è molto comune, ma le AMP riescono ad arginare solo in parte questo problema. Nel Mar dei Caraibi l'aumento della popolazione umana è stato positivamente correlato con l'incremento della mortalità dei coralli e l'abbondanza delle macroalghe, e negativamente correlato con la biomassa degli organismi erbivori e carnivori. In particolare, la diminuzione dei pesci erbivori e del riccio *Diadema* ha portato ad un maggiore sviluppo delle macroalghe, causando il passaggio da un ambiente dominato da coralli ad uno meno complesso dominato dalle alghe (Fig. 5). Agli impatti umani si sommava anche l'aumento della temperatura dell'acqua che determinava lo sbiancamento nei coralli ed inibizioni fisiologiche nei pesci. Invece, all'interno delle AMP c'era una maggiore abbondanza di pesci erbivori e carnivori, ma non si notavano miglioramenti per quanto riguarda la mortalità dei coralli e la crescita delle macroalghe, le cui principali cause erano l'aumento della temperatura e l'apporto di nutrienti dalla costa (Mora 2008).

Come è noto, le AMP non rappresentano un utile strumento per limitare gli effetti del riscaldamento globale e della maggior parte delle minacce provenienti dall'esterno (Mora *et al.* 2006), anche se, aumentando la biodiversità, possono fornire una maggiore resistenza ai disturbi. Purtroppo, in queste condizioni, la mancata protezione dei livelli più bassi della catena trofica, quali produttori primari e specie *habitat former*, si può riflettere negativamente sui consumatori primari e secondari a causa della forte connessione che esiste tra questi livelli e portare al fallimento degli obiettivi istitutivi delle AMP.

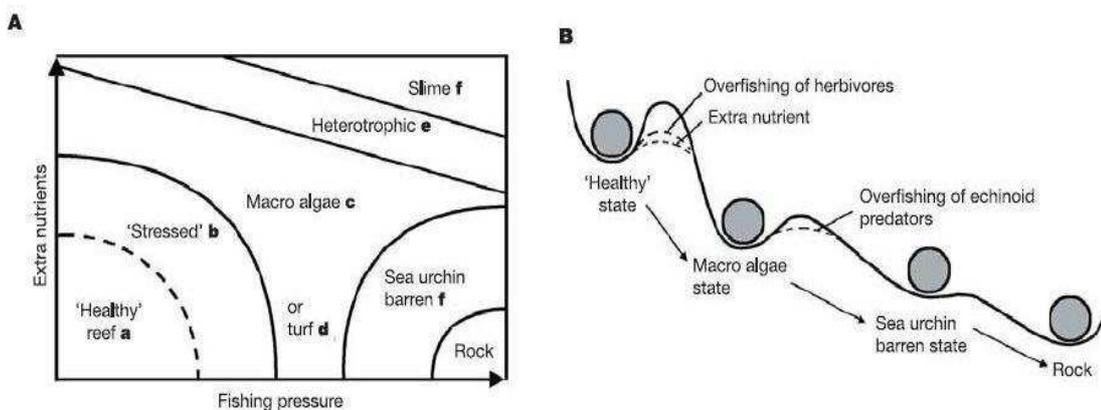


Fig. 5. (A-B) Modelli concettuali che mostrano la transizione di stati ecosistemici alternativi causata dagli effetti di alcuni impatti antropici. Le linee tratteggiate in (B) indicano la perdita di resilienza che si verifica quando gli ecosistemi non riescono a recuperare da un disturbo e diventano meno complessi (Bellwood *et al.* 2004).

Nei casi, invece, in cui c'è solo un prelievo diretto di organismi da parte dell'uomo, le AMP possono preservare il ruolo chiave di alcune specie e l'integrità della catena trofica di cui fanno parte (Fig. 6).

Castilla e Duran (1985) hanno studiato questo effetto lungo le coste del Cile, dove l'intertidale è dominato dal mitile *Perumytilus purpuratus* che compete per lo spazio con i balani e le macroalghe. Gli autori hanno notato che in zone dove il gasteropode *Concholepas concholepas* non veniva raccolto dagli abitanti locali per scopi alimentari, c'era una diminuzione dei mitili e un aumento di *C. concholepas*, suggerendo che l'azione dell'uomo aveva causato un effetto a cascata sull'intera comunità. Per verificare sperimentalmente quanto osservato, è stato vietato il prelievo su un tratto di costa di 1,4 km, ed è stata notata una maggiore predazione del gasteropode sui mitili e i balani e un aumento delle patelle con conseguente declino delle macroalghe. Questi cambiamenti manifestano il complesso impatto che può avere l'uomo in aree costiere e dimostrano che le AMP, in cui è interdetto il prelievo, possono strutturare in modo differente le comunità (Castilla e Duran 1985). Risultati analoghi sulle catene trofiche sono stati riscontrati anche in altre regioni del mondo (Jackson *et al.* 2001).

Sfortunatamente, sono pochi i casi in cui sussiste un solo impatto sugli ambienti marini e troppo spesso, come sottolineato, incidono più sorgenti di stress (Halpern *et al.* 2008). Per questo, la gestione del mare deve incorporare gli effetti cumulativi di diverse forme di disturbo.

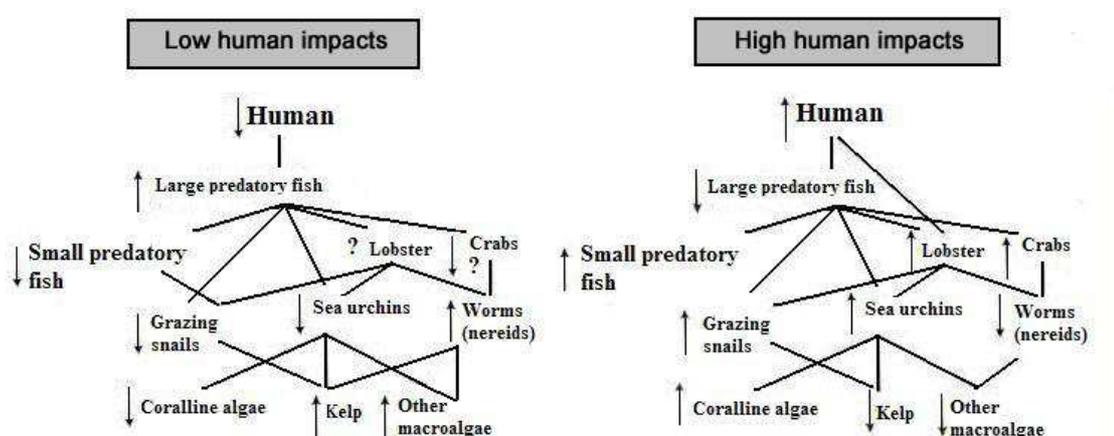


Fig. 6. Complessità delle reti trofiche in ambiente marino. A seconda dell'influenza antropica si ha una variazione nell'abbondanza dei livelli trofici sottostanti.

Tuttavia, data la grande quantità di minacce che gravano sul mare e le limitate risorse disponibili per la conservazione, gli sforzi di gestione devono essere mirati sui principali impatti responsabili del declino di specie ed ecosistemi (Crain *et al.* 2009). Capire quali tipi di stress gravano particolarmente su alcune specie o ecosistemi, in che misura interagiscono con altri impatti, l'interconnessione tra i sistemi e le loro risposte, aiuteranno a scegliere in modo adeguato le priorità di conservazione e i siti dove le AMP risulteranno più efficaci.

Un'errata e superflua considerazione iniziale sugli obiettivi e sulla localizzazione di una riserva marina, infatti, può condurre in futuro ad un'incerta evidenza della sua efficacia di protezione.

L'attenzione su questo argomento è sentita sia dal punto di vista scientifico poiché le AMP rappresentano uno esperimento di esclusione delle attività antropiche ad ampia scala, sia dal punto di vista socio-economico per i grandi cambiamenti che possono apportare alle città costiere. Tuttavia, ad oggi, gli studi che abbiano dimostrato l'efficacia di protezione delle AMP sono pochi ed incentrati soprattutto sulla fauna ittica a causa della mancanza di conoscenze sulle caratteristiche biologiche di molti organismi del benthos (ciclo vitale e potenzialità di dispersione, vulnerabilità e resilienza) (Shanks *et al.* 2003). In generale, c'è un'evidente mancanza di protezione nel Mediterraneo (Benedetti-Cecchi *et al.* 2003; Ceccherelli *et al.* 2006; Ceccherelli *et al.* 2005; Fraschetti *et al.* 2005; Fraschetti *et al.* 2006; Fraschetti *et al.* 2002) e in aree extra-mediterranee (Mora 2008; Sale *et al.* 2005). Come conseguenza, gli abitanti locali hanno difficoltà a comprendere che le AMP possano portare un beneficio economico e naturalistico e vengono percepite come un ostacolo alle proprie attività. Partendo da questa visione, all'interno delle AMP perdura un'intensa attività di pesca illegale, di ancoraggio, di navigazione che rende difficile evidenziare differenze tra zone protette e non protette.

In particolare, il progetto Afrodite-Venere è stato il primo studio che abbia riguardato l'efficacia di protezione delle AMP su ampia scala. Prendendo in considerazione 15 AMP italiane (Tab. 2) sono stati valutati i possibili effetti della protezione sui popolamenti bentonici di fondo duro della zona A (frangia infralitorale e subtidale a 5 m di profondità) rispetto a siti di controllo individuati all'esterno dell'area protetta o in zona B e C nel caso di AMP localizzate su isole lontane dalla costa.

Tab. 2. Elenco delle 15 AMP campionate nel progetto Afrodite. Sono inclusi anche alcuni dettagli relativi ad ogni AMP (Fraschetti *et al.* 2006).

AMP	Disegno Sperimentale		Anno di Istituzione	Superficie (ha)	Sorgenti di disturbo
	Zona A	Controlli			
Portofino	Terra	Terra	1999	372	Area antropizzata
Cinque Terre	Terra	Terra	1997	2784	Area moderatamente antropizzata, Sedimentazione
Penisola del Sinis Isola d Maldiventre	Isola	Terra	1997	25099	Pesca di frodo (limitata)
Tavolara-Capo Coda Cavallo	Isola	Isola	1997	15337	Pesca di frodo (limitata)
Capo Carbonara	Isola	Terra	1998	30379	Pesca di frodo (limitata)
Punta Campanella	Isola	Terra	1997	1539	Pesca di frodo (fauna ittica, dattero di mare), frammentazione habitat, scaricf fognari
Isole di Ventotene e Santo Stefano	Isola	Isola	1997	2799	Pesca di frodo (fauna ittica)
Capo Rizzuto	Terra	Terra	1992	13500	Impatti industriali
Isole Ciclopi	Isola	Terra	1989	902	Pesca di frodo
Isole Egadi	Isola	Isola	1992	53810	Pesca di frodo
Ustica	Isola	Isola	1986	16000	Pesca di frodo (limitata)
Porto Cesareo	Terra	Terra	1998	17156	Pesca di frodo (fauna ittica, dattero di mare), frammentazione habitat, scaricf fognari
Torre Guaceto	Terra	Terra	1999	2207	Area scarsamente antropizzata
Isole Tremiti	Isola	Isola	1989	1509	Pesca di frodo (fauna ittica)
Miramare	Terra	Terra	1986	127	Area antropizzata

Dai dati raccolti sono emersi due scenari: in un gruppo di 10 AMP non sono state riscontrate differenze tra zone a protezione integrale e i controlli, dovute in alcuni casi anche ad una forte influenza della pesca del dattero di mare; nell'altro scenario sono state evidenziate differenze significative tra zone protette e non protette, nonostante ci siano delle particolarità per ogni area. Infatti, in questo ultimo caso si fa riferimento solo al subtidale e limitatamente alle Isole Ciclopi anche alla frangia. Per le Isole Tremiti, però, il numero di taxa è risultato maggiore nei controlli rispetto alla zona A, poiché questa è dominata da un *barren* con elevate percentuali di alghe rodoficee incrostanti e spugne incrostanti. La mancanza di differenze nelle AMP campionate, in alcuni casi, potrebbe essere dovuta al fatto che la zona A è localizzata su un'isola mentre i controlli sono stati individuati vicino la costa (Penisola del Sinis) o all'effetto di un substrato artificiale (Miramare). Per quel che riguarda le isole in cui è stata riscontrata una differenza tra controlli e zone protette, la causa di questa differenza potrebbe essere imputata ad un "effetto habitat" poiché le isole presentano condizioni ecologiche diverse rispetto alle aree di controllo.

In definitiva, questo studio ha dimostrato che in molte delle AMP italiane non c'è un efficace protezione a causa di diversi fattori. Sicuramente il mancato rispetto delle restrizioni e la gestione inefficace delle aree protette influisce sulla funzionalità delle AMP, ma è anche necessario impostare programmi di monitoraggio a lungo termine e

disegni di campionamento *ad hoc* (Fraschetti *et al.* 2006; Fraschetti *et al.* 2002). Un risultato analogo è stato ottenuto da Ceccherelli *et al.* (2006). In questo studio è stato visto che le differenze tra la zona A e i controlli nell'AMP di Tavolara-Punta Coda Cavallo erano relative solo al subtidale e non alla frangia. Nel subtidale la differenza era dovuta ad una maggiore pressione dei ricci che non venivano raccolti nella zona protetta e causavano la formazione di *barren*. Nella frangia, invece, la mancanza di differenze poteva essere dovuta ad un'assenza d'impatto nelle aree campionate già prima dell'istituzione della riserva.

L'incertezza nell'identificare l'effetto della protezione è anche dovuta al fatto che la maggior parte degli studi sono stati condotti principalmente sulle specie di importanza commerciale. Al contrario degli invertebrati, infatti, le evidenze di un recupero di numerose specie di pesci sono molto chiare (Halpern 2003). Questo accade anche perchè la pesca influisce fortemente su alcune specie di pesci e la rimozione di questa attività determina un'immediata risposta della fauna ittica. Numerosi studi hanno dimostrato che zone di riserva integrale determinano una maggiore abbondanza, diversità, taglia corporea e ricchezza di specie di pesci rispetto ad aree con una protezione parziale o assente (Guidetti 2007; Guidetti *et al.* 2008; Guidetti e Sala 2007; Halpern 2003; Halpern e Warner 2002; Lester e Halpern 2008; Lester *et al.* 2009; Micheli *et al.* 2004; Russ e Alcalá 1989; Russ e Alcalá 2004). Diversi autori sono comunque in contrasto su quanto debba essere grande un'AMP e quanto tempo sia necessario affinché gli effetti della protezione siano visibili. In alcuni studi è stato trovato che la dimensione delle aree protette non influisce sulle misure biologiche delle specie, ma c'è da considerare che l'impatto assoluto di piccole e grandi riserve sarà diverso. Ad esempio, un aumento del numero di pesci da 10 a 20 in una piccola AMP è sostanzialmente differente da un aumento del numero di pesci da 1000 a 2000 come può avvenire in una AMP di grandi dimensioni, anche se il cambiamento relativo in densità può essere lo stesso per entrambe le aree protette (Halpern 2003). Altri invece asseriscono che c'è una dipendenza della densità dei pesci di interesse commerciale con la grandezza della riserva, probabilmente dovuta alla possibilità per una grande frazione di pesci con un ampio *home range* di rimanere protetti nella riserva, ma in questo contesto mancano ancora studi approfonditi sulla mobilità e dispersione di numerose specie.

Per quanto riguarda il tempo della protezione, Russ e Alcalá (2004) e Claudet *et al.* (2008) sono concordi nell'affermare che i rapidi aumenti di pesci osservati in pochi anni

dopo l'istituzione di una riserva (Halpern e Warner 2002) si verificano in AMP istituite in aree dove già c'era un'elevata densità e diversità di pesci o in cui predominavano habitat indispensabili per il loro sviluppo. E' stato stimato che sia necessario un arco di tempo dai 15 ai 40 anni per ottenere il completo recupero dei grandi pesci predatori e quindi il ripristino dello stato naturale degli ecosistemi e delle interazioni tra le comunità (Russ e Alcalá 1989). Valutare l'importanza del fattore tempo per verificare l'efficacia di protezione, richiederà però, in futuro, una maggiore accuratezza nel considerare il momento a partire dal quale siano realmente state attuate le misure di protezione in un'AMP e non semplicemente iniziare lo studio dal giorno della sua formale istituzione (Guidetti e Sala 2007).

Altre variabili comunque possono essere importanti nel determinare la risposta di un organismo alla protezione: i *pattern* di dispersione larvale e di reclutamento, la complessità strutturale degli habitat all'interno e fuori dalla riserva, i tassi di crescita della popolazione, la posizione trofica delle specie oggetto di studio, l'intensità del prelievo e la migrazione di individui nelle aree circostanti la riserva (Lester e Halpern 2008). In particolare, con l'aumento del numero e della taglia degli organismi presenti nella riserva può essere anche preservata la possibilità di un movimento passivo di adulti all'esterno dell'area protetta incrementando la pesca oltre i suoi confini. Questo effetto denominato *spillover* consiste in uno spostamento di pesci all'esterno dell'AMP una volta che è stata raggiunta una densità limite all'interno. Purtroppo a causa della difficoltà nel riconoscere tale processo sono stati pochi gli studi che se ne sono occupati. Uno dei più chiari esempi della presenza di questo effetto proviene dall'AMP di Apo Island nelle Filippine in cui è stato notato che all'interno della riserva la biomassa della specie *Naso vlamingii* era triplicata in 18 anni di studio, ma al di fuori dell'area protetta, ad una distanza tra 200 e 250 m, l'incremento era stato 40 volte superiore rispetto all'interno e decrementava allontanandosi dai confini (Russ *et al.* 2003). Evidenze simili sono state riscontrate nell'AMP di Torre Guaceto da Guidetti (2007). L'autore ha constatato una maggiore densità di grandi pesci predatori all'interno con un debole effetto *spillover*. Nonostante la mancanza di un netto rifornimento di individui nelle aree non protette, sono stati osservati cambiamenti nell'intera comunità anche nelle aree circostanti la riserva non spiegabili con il solo effetto *spillover*, ma probabilmente dovute a spostamenti di diverse specie di pesci per scopi alimentari (Fig. 7).

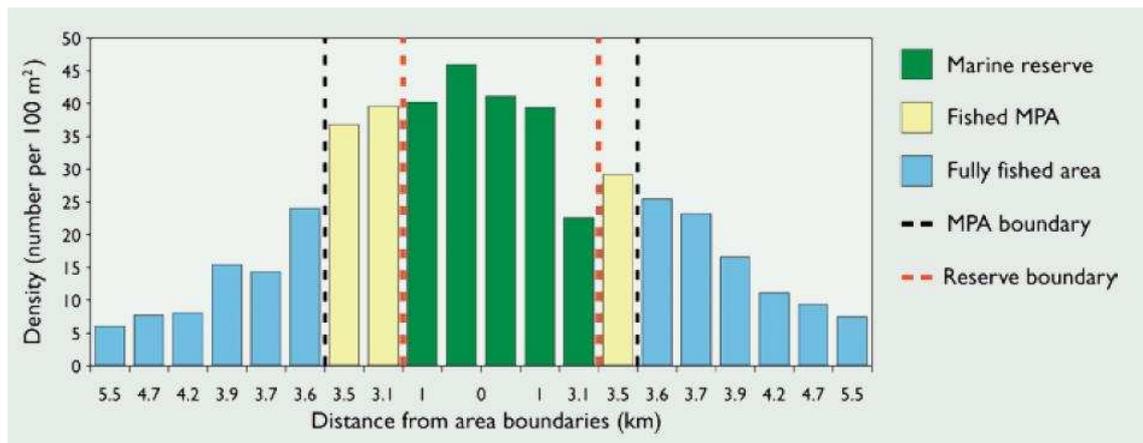


Fig. 7. L'abbondanza di 8 specie di pesci di importanza commerciale è più alta nella zona A (zona a protezione integrale) e diminuisce in zona B e C dove la pesca è consentita con limitazioni e all'esterno dell'AMP dove invece non c'è una regolamentazione a riguardo (PISCO 2007).

Da quanto detto si intuisce l'importanza della fauna ittica nel regolare le cascate trofiche nei sistemi marini. Un "effetto a cascata" sulla catena trofica può verificarsi quando l'aumento dell'abbondanza di una data specie conseguente il divieto di pesca, può determinare una diminuzione delle specie predate e il successivo aumento delle specie appartenenti al livello trofico inferiore. In Mediterraneo un'interazione molto studiata è quella che si verifica tra pesci, ricci di mare e macroalghe. La presenza dei pesci predatori dei ricci come *Diplodus sargus* e *D. vulgaris* determina una diminuzione dei ricci di mare (*Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula*) e un aumento delle macroalghe che vengono mangiate abitualmente da questi echinodermi. Invece, con la rimozione dei pesci c'è una riduzione della diversità funzionale (Micheli e Halpern 2005) e un completo *shift* del sistema verso un *barren* a bassa diversità costituito principalmente da spugne e rodoficee incrostanti (Guidetti 2006) (Fig. 8). La presenza di un'AMP può permettere, quindi, il recupero dei pesci e il ritorno ad una condizione di maggiore diversità (Fig. 9).

Bisogna considerare, però, che altri fattori oltre alla protezione possono influire sull'abbondanza dei ricci come ad esempio la mancanza di habitat non idonei allo sviluppo dei pesci predatori, la densità di prede e predatori, i tassi di reclutamento delle specie o il ruolo dei rifugi (Guidetti 2006).

Un'alta densità di ricci e la presenza di *barren* possono quindi essere trovati anche all'interno di AMP, sebbene con un'estensione ridotta.

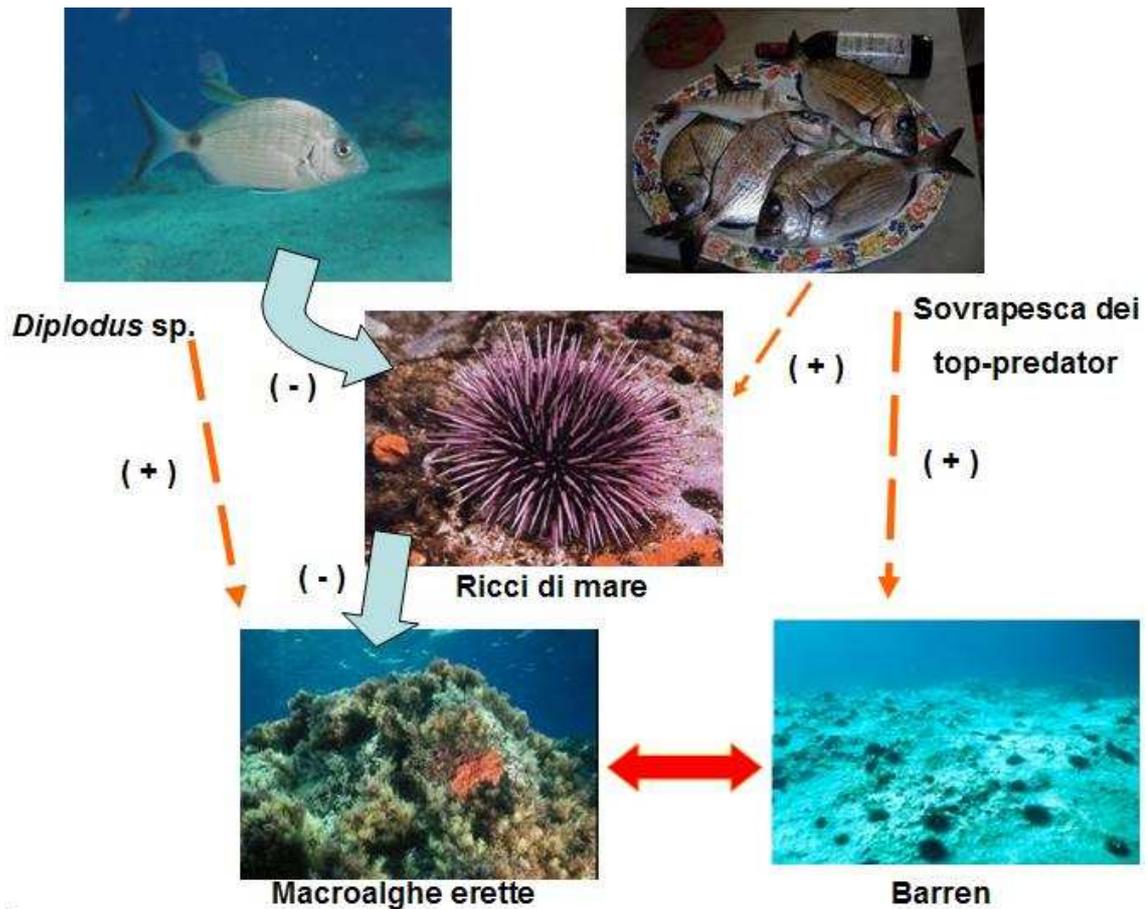


Fig. 8. Effetto a cascata che si verifica in Mediterraneo a causa di una pesca eccessiva. Pesci del genere *Diplodus* sp. mantengono sotto controllo la popolazione dei ricci di mare, favorendo indirettamente ambienti caratterizzati da macroalghe erette (a sinistra). Con un'eccessiva pesca viene ridotta la predazione sui ricci, i quali, aumentando di numero, riducono la densità delle macroalghe e determinano uno *shift* del sistema verso un *barren* a bassa diversità (a destra). Le frecce in azzurro indicano gli effetti diretti, mentre le frecce tratteggiate indicano gli effetti indiretti.

Nell'AMP di Miramare, ad esempio, è stata trovata una densità di *Diplodus sargus* e *D. vulgaris* sotto i 15 individui per 100 m² con una conseguente minore pressione predatoria sui ricci di mare (Guidetti *et al.* 2005). Un caso simile si è verificato nell'AMP di Ustica, in cui la mancanza di habitat idonei allo sviluppo dei predatori dei ricci non ha permesso un cambiamento delle comunità associate (Vacchi *et al.* 1998). Questa variabilità nelle risposte rende difficile la predizione delle cascate trofiche che si instaurano dopo la creazione di una riserva proprio perché determinano una risposta degli organismi diversa a seconda delle condizioni e delle riserve. In alcuni casi, inoltre, le cascate trofiche possono essere mascherate poiché le specie dei livelli trofici inferiori possono diventare meno vulnerabili alla predazione o ci possono essere cambiamenti

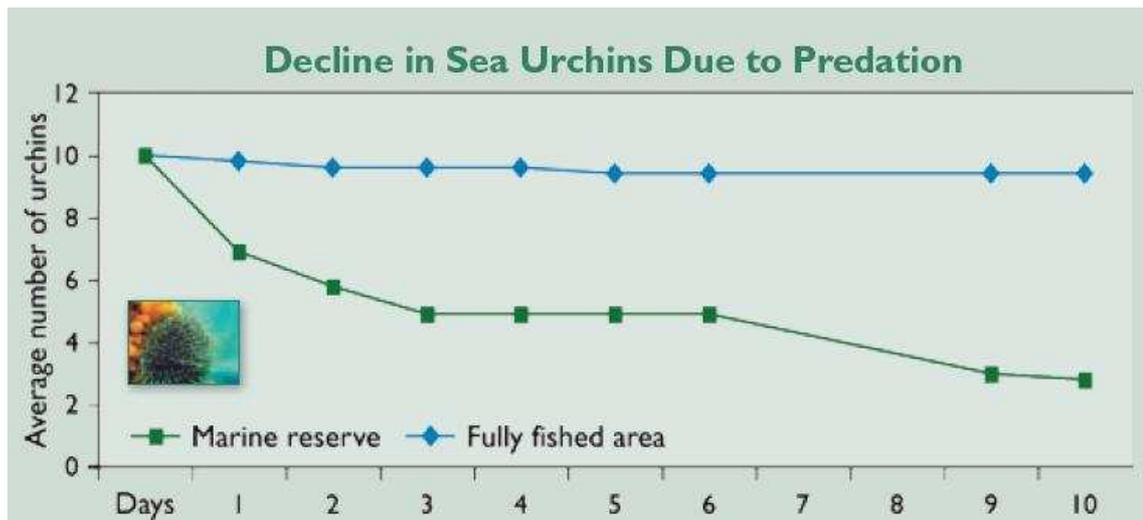


Fig. 9. In un'AMP il divieto di pesca determina un aumento della fauna ittica che diminuisce l'abbondanza dei ricci. All'esterno dell'AMP invece il numero dei ricci rimane alto in quanto la pesca non è vietata (PISCO 2007).

negli habitat che compensano gli effetti negativi delle interazioni o semplicemente le cascate trofiche in alcuni sistemi sono troppo deboli (Claudet *et al.* 2008).

In altri casi l'inserimento di famiglie e specie in un gruppo funzionale nasconde una cascata trofica che può verificarsi solo a livello di specie (Halpern 2003).

Anche gli invertebrati, come la fauna ittica, presentano risposte differenti alla protezione, sebbene pochi studi abbiano provato a valutare il potenziale effetto delle AMP sui diversi attributi ecologici delle comunità bentoniche. Segni evidenti di protezione non sono stati trovati da Benedetti-Cecchi (2003) su comunità di alghe e invertebrati in habitat rocciosi della frangia, concludendo che il tratto di mare gestito dal Parco Nazionale dell'arcipelago Toscano manca di rappresentatività per quanto riguarda le comunità e i processi responsabili per il mantenimento della variabilità a differenti scale spaziali. Halpern (2003), invece, in una *review* di 89 studi sull'effetto riserva, ha verificato un aumento della densità degli invertebrati in aree protette, mentre per la dimensione, la diversità e la biomassa i *trend* variavano tra le aree protette e le specie analizzate. Per gli invertebrati, quindi, l'effetto della protezione è meno chiaro e dipende soprattutto dal livello di sfruttamento degli stessi e dalla loro posizione nella rete trofica.

Nonostante in alcuni casi sia stato provato un cambiamento delle comunità marine a seguito dell'istituzione di una riserva, molti studi hanno rivelato che spesso le AMP mancano di un'adeguata rappresentatività dei diversi habitat (Fraschetti *et al.* 2005;

Guidetti *et al.* 2006). Questo problema riveste grande importanza in quanto ad esempio numerose specie di pesci sono soliti passare parte dei loro stadi di vita in habitat con differenti caratteristiche, se solo un habitat non è disponibile, il ciclo vitale non può essere completato (Guidetti 2000; Guidetti *et al.* 2006). In questa prospettiva, diventa propedeutico fare una mappatura degli habitat nei siti dove si vuole istituire una AMP allo scopo di rappresentare tutti gli habitat fondamentali per la sopravvivenza delle specie *target*. Per altri organismi invece che conducono una vita pelagica, le AMP possono proteggere importanti siti di alimentazione e di riproduzione.

La difficoltà nel constatare l'efficacia di protezione delle riserve è anche attribuibile agli insufficienti sforzi di gestione. E' stato dimostrato, infatti, che in riserve in cui c'è un maggiore controllo e una gestione più efficace c'è maggiore fauna ittica rispetto ad aree protette in cui la protezione è solo teorica (Guidetti *et al.* 2008; Mora *et al.* 2006). Da queste problematiche e dalla grande variabilità nelle risposte, c'è bisogno indubbiamente di ulteriori ricerche per fare previsioni sui cambiamenti di un ampio *range* di taxa e dell'intero sistema al momento in cui viene interdetta un'area all'azione dell'uomo.

Certamente un'AMP, anche se disegnata e progettata nel modo adeguato, non può persistere e raggiungere le sue finalità senza una solida gestione ed un piano di monitoraggio costante. Il controllo e la regolamentazione delle attività lecite all'interno della zona protetta è infatti fondamentale per far funzionare questo strumento di conservazione.

Le aree protette, però, possono essere molto diverse tra loro e gli obiettivi gestionali determinano il loro sviluppo e successo. Alcune AMP sono basate sul principio che nessun prelievo di risorse naturali è permesso entro i loro confini. Altre, consentono un accesso limitato alle persone, mentre altre escludono solo alcuni usi delle risorse marine. Nonostante esistano diversi tipi di protezione, le AMP possono giocare un ruolo più ampio garantendo la preservazione della diversità ecosistemica, il miglioramento dello sforzo di pesca o la protezione di siti importanti per la preservazione di alcune specie. Ma tale insieme di obiettivi non è sempre perseguibile senza un coordinamento di tutti gli interessati durante il disegno e la realizzazione della riserva. Da questo punto di vista è necessario che sia sviluppata una gestione basata su una visione ecosistemica (*Ecosystem-based management*).

Questo tipo di approccio interdisciplinare si promette di mantenere la struttura e le funzioni degli ecosistemi attraverso strategie gestionali che interessino ampie porzioni degli ecosistemi e non più basate su un singolo settore. Uno dei suoi principi è quello di integrare la gestione delle risorse terrestri e marine di un intero tratto di costa. Per fare questo, l'*Ecosystem-based management* (EBM) cerca di diffondere la conoscenza scientifica nella componente socio-politica e nelle comunità dipendenti da tali risorse. Nella gestione vengono coinvolti tutti gli interessati, e i cittadini sono visti come un componente chiave del sistema, coloro che sono principalmente coinvolti nella fruizione e nell'alterazione degli ecosistemi (Fraschetti *et al.* in press).

In particolare, anche le AMP dovrebbero essere gestite considerando diverse influenze esterne e dovrebbero bilanciare gli interessi di protezione e sfruttamento delle risorse. Infatti, le AMP possono essere considerate una componente effettiva dell'EBM in quanto consentono di integrare la conservazione con le attività di pesca, possono proteggere numerosi servizi ecosistemici all'interno dei loro confini ed includono numerose specie ed habitat interconnessi tra loro. Spesso poi le AMP sono un punto di partenza per sviluppare una più complessa gestione a livello ecosistemico che garantisce l'inserimento delle stesse in un contesto più ampio di fruizione e controllo dell'ambiente marino. Quando vengono istituite con il criterio di integrare le attività umane con la protezione dell'ambiente, rappresentano uno strumento utile per valorizzare le attività e le tradizioni delle comunità costiere, creano opportunità di sviluppo socio-economico compatibile e promuovono una gestione sostenibile e responsabile delle aree e delle risorse.

Guidetti e Claudet, in uno studio del 2010, hanno dimostrato come nell'AMP di Torre Guaceto, i pescatori locali abbiano partecipato alla stesura del protocollo per la gestione dell'area protetta, in modo da non compromettere le loro attività e cooperare nel monitoraggio. Quando è stata aperta parte della zona protetta alla pesca, in breve, è stato notato un incremento del pescato rispetto all'esterno. Permettere il coinvolgimento dei pescatori nella gestione dell'area protetta e quindi delle risorse che da sempre sono fonte del loro sostentamento, aiuta ad attenuare il loro scetticismo verso gli scienziati e le AMP e può essere uno dei più importanti criteri per il successo della regolamentazione della pesca. Infatti, gli stessi pescatori sono responsabili della gestione del loro *stock* e sono d'accordo nel ridurre lo sforzo se ci sono sintomi di sovrasfruttamento. Lo sviluppo di una cogestione tra pescatori, scienziati ed Ente

gestore dell'AMP, può, quindi, favorire l'attività di pesca e ridurre il sovrasfruttamento (Guidetti e Claudet 2010).

La tutela di un tratto di mare non può, però, procedere nel modo adeguato se non viene prodotta un'attività di monitoraggio costante. Il monitoraggio consiste nell'acquisizione sistematica di informazioni nel tempo, facendo uso di indicatori (biofisici, socioeconomici e di *governance*) e di alcune variabili rilevanti (come taglia e abbondanza delle specie) acquisite in località protette e di controllo con l'obiettivo di individuare cambiamenti nel tempo e nello spazio e valutare la *performance* della gestione dell'AMP. In questo modo la gestione viene affiancata ad uno strumento che permette di constatare la reale efficacia dell'area protetta ed eventualmente, seguendo un approccio adattativo, modificare nel modo migliore le attività gestionali e/o la dimensione, la zonizzazione o in alcuni casi più gravi destituire l'AMP (Agardy *et al.* 2003). Lo sforzo ottimale investito nei piani di monitoraggio sarà un compromesso tra i costi necessari per la sua realizzazione e i benefici ottenuti dai risultati che portano a miglioramenti gestionali.

Infine, le AMP avranno successo solo se saranno progettate nel modo migliore e per i più opportuni propositi. La soluzione per ottenere tutto questo è usare la conoscenza scientifica attuale in una gestione adattativa ed ecosistemica, promuovendo la ricerca in una grande varietà di temi: dagli effetti *spillover* ai *pattern* di dispersione larvale, dal ruolo degli habitat alle interazioni ecologiche tra le specie e alle giuste quote di prelievo degli organismi. Questo permetterà di migliorare la nostra conoscenza sulle dimensioni, la localizzazione e il numero delle AMP per garantire un'interazione positiva tra tutte le attività ed evitare il fallimento degli obiettivi preposti. Particolarmente utile sarà, poi, utilizzare un approccio di tipo costi-benefici per scegliere, in base alle situazioni, gli strumenti di gestione più efficaci (Sale *et al.* 2005).

Le Aree Marine Protette Italiane

In Italia l'istituzione delle AMP è regolamentata dalle leggi n. 979 del 1982 e n. 394 del 1991, secondo cui il Ministro dell'ambiente può nominarle con l'emanazione di un decreto che specifica la denominazione e la delimitazione dell'area, gli obiettivi e la disciplina di tutela a cui è finalizzata la protezione.

Al fine dell'istituzione di un'AMP, un tratto di mare deve innanzitutto essere individuato come "area marina di reperimento" e una volta avviato l'iter, questa viene considerata come "area marina protetta di prossima istituzione".

Nell'ambito dell'elenco delle aree di reperimento, per l'effettiva istituzione di un'AMP occorre innanzitutto disporre di un aggiornato quadro di conoscenze sull'ambiente naturale d'interesse, oltre ai dati necessari sulle attività socio-economiche che si svolgono nell'area. Il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Servizio Difesa del Mare, per l'acquisizione di tali conoscenze e dati può avvalersi di istituti scientifici, laboratori ed enti di ricerca. Gli studi sono generalmente distinti in due fasi: nella prima viene esaminata la letteratura già esistente sull'area e nella seconda fase vengono effettuati gli approfondimenti necessari per un quadro conoscitivo concreto ed esaustivo. Successivamente gli Esperti della Segreteria tecnica per le Aree Marine Protette possono avviare l'istruttoria istitutiva. Al fine di delineare una proposta della futura AMP che ne rispetti le caratteristiche naturali e socio-economiche, gli Esperti della Segreteria tecnica arricchiscono l'indagine conoscitiva con sopralluoghi mirati e confronti con gli Enti e le comunità locali. Vengono, quindi, definiti il perimetro dell'area, la zonizzazione e la tutela operata attraverso i diversi gradi di vincoli nelle tre zone: una zona A con protezione integrale, una zona B con protezione generale e una zona C dove sono consentite alcune attività. In seguito, vengono sentiti la Regione e gli enti locali interessati dall'istituzione dell'AMP per l'ottenimento di un concreto ed armonico consenso locale. A questo punto, il Ministro dell'Ambiente, d'intesa con il Ministro del Tesoro, procede all'effettiva istituzione dell'AMP, autorizzando il finanziamento per far fronte alle prime spese relative all'istituzione.

Il Decreto Ministeriale, entra in vigore il giorno successivo dalla pubblicazione sulla Gazzetta Ufficiale.



Fig. 10. Localizzazione delle 27 AMP (in rosso) e dei 2 parchi sommersi (in azzurro) istituiti ad oggi in Italia (novembre 2010). Fonte: www.minambiente.it.

La gestione delle AMP è affidata, mediante decreto del Ministro dell'Ambiente, ad enti pubblici, istituzioni scientifiche o associazioni ambientaliste riconosciute, anche consorziati tra loro.

Ad oggi, in Italia, sono state istituite 27 AMP e 2 parchi sommersi (Baia e Gaiola) che complessivamente tutelano circa 222 mila ettari di mare e circa 700 km di costa, 17 sono le AMP di prossima istituzione e 5 sono le AMP di reperimento (Fig. 10 e 11). A queste si aggiunge il Santuario dei cetacei, un'area protetta di interesse internazionale compresa tra Italia, Francia e Principato di Monaco.

Nonostante sia protetto formalmente l'11% delle coste italiane e il 3% del mare, queste percentuali non corrispondono alla reale protezione.



Fig. 11. Localizzazione delle 17 AMP di prossima istituzione (in blu) e delle 5 AMP di reperimento (in verde), aggiornato al novembre 2010. Fonte: www.minambiente.it.

Studi condotti da Frascchetti *et al.* (2006) in 15 AMP italiane hanno dimostrato deboli o assenti effetti di protezione, anche se alcune aree protette sono state istituite da molti anni.

Solo 3 AMP (Torre Guaceto, Miramare e Portofino) sulle 15 investigate hanno suggerito un recupero significativo della fauna ittica in modo dipendente dallo sforzo di protezione applicato (Guidetti *et al.* 2008). Manca, tuttavia, una mappatura degli habitat compresi all'interno delle aree protette e, quando effettuata, ha spesso rivelato una mancanza di rappresentatività di habitat ritenuti importanti per alcune specie e quindi la necessità di una rizonizzazione (Frascchetti *et al.* 2005; Guidetti *et al.* 2006) (Fig. 12).

Per quanto riguarda la Regione Puglia, vi sono state istituite 3 AMP: l'AMP delle Isole Tremiti, l'AMP di Torre Guaceto e l'AMP di Porto Cesareo. Il tratto di costa tutelato è

di circa 63 km, quasi l'8% del totale. Queste AMP, però, non rappresentano un *network* efficace in quanto sono molto distanziate tra loro e ognuna è inserita nella propria realtà locale. Inoltre, le diverse strategie di gestione e il diffuso disinteresse nel creare una connettività tra gli ambienti marini protetti a livello regionale rendono difficile l'implementazione di nuove aree. Potenziali difficoltà, infatti, sono state riscontrate da Frascchetti *et al.* (2009) durante la scelta di siti per l'istituzione di una possibile AMP tra Santa Maria di Leuca ed Otranto.

Purtroppo questo problema riguarda anche le AMP già istituite in Puglia, in quanto la scelta dei siti non è stata basata sulla diversità degli habitat. La conseguenza è che habitat vulnerabili come le formazioni biogeniche o la *Posidonia oceanica* non sono compresi nella zona a protezione integrale la quale dovrebbe incorporare il *range* di habitat presenti nei confini dell'AMP o, almeno, i più vulnerabili (Frascchetti *et al.* 2005). Nonostante l'AMP di Torre Guaceto non sia esente da tali problematiche, rappresenta uno dei rari casi italiani in cui è stata applicata una concreta protezione. In questa AMP i pescatori sono stati incoraggiati a collaborare con gli scienziati in modo da selezionare attrezzi da pesca con basso impatto sui fondali e a pescare in zona C solo per una settimana. Dal 2004, la cattura per unità di sforzo di questa area è aumentata di 4 volte rispetto all'area non protetta per opera di un effetto *spillover* e dell'uso di metodi di pesca sostenibili. Molti pescatori, avendo riscontrato dei benefici, ora supportano sia la riserva marina che il tratto di AMP dove la pesca viene regolamentata (Guidetti 2007; Guidetti e Claudet 2010).

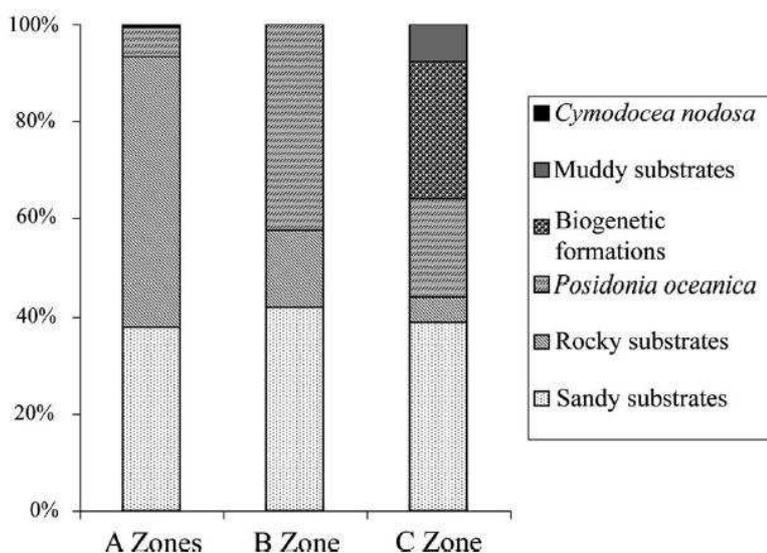


Fig. 12. Copertura % totale di ogni habitat stimata in proporzione all'estensione delle tre zone dell'AMP di Torre Guaceto (Frascchetti *et al.* 2005).

Salvo poche eccezioni, quindi, le AMP italiane non dimostrano una reale efficacia di protezione e la regolamentazione spesso non viene osservata a causa della presente ostilità verso le AMP e della mancanza di fondi necessari per incrementare i controlli.

A questo si aggiunge la carenza di personale qualificato che sia in grado di risolvere eventuali contrasti con le popolazioni locali ed integrare la componente naturalistica con lo scenario culturale tipico di ogni zona. In questo scenario la maggior parte delle AMP italiane rimangono tali solo sulla carta.

Nonostante queste considerazioni, in Italia sono state istituite un gran numero di AMP ed altre ancora sono previste nel prossimo futuro. La progettazione non critica di un elevato numero di AMP senza un'adeguata gestione e rispetto dei vincoli esistenti rischia di creare aspettative non soddisfatte sia nella società comune che nel mondo scientifico tali da ripercuotersi negativamente su questo strumento di protezione al contrario potenzialmente molto utile (Fraschetti *et al.* 2006).

Da questo punto di vista l'Italia dovrebbe concentrarsi nel migliorare la regolamentazione nelle attuali AMP ed incrementarle con personale di sorveglianza, dovrebbe inoltre considerare la presenza umana e le attività come parte integrante del sistema. L'educazione e la sensibilizzazione delle persone coinvolte nell'istituzione di un'AMP, infatti, porterebbe maggiore consenso e migliori possibilità per il successo delle aree marine protette.

L'AMP dell'Arcipelago delle Isole Tremiti

Generalità

L'Arcipelago delle Isole Tremiti è situato nel mar Adriatico a circa 13 miglia nautiche dalle coste del Gargano e comprende 5 isole: S. Domino, S. Nicola, Caprara, Cretaccio e Pianosa (Fig. 13). Di maggiori dimensioni, S. Domino ospita gran parte delle strutture per l'accoglienza turistica, le abitazioni dei cittadini di Tremiti ed è l'isola con maggiore affluenza di visitatori. S. Nicola, invece, è più importante dal punto di vista storico. Essa ospita, infatti, oltre al Comune, l'abbazia fortificata di Santa Maria. Le altre 3 isole che compongono l'arcipelago sono disabitate. Caprara presenta diverse baie e promontori. Cretaccio, l'isola più piccola, è situata all'incirca tra S. Domino e S. Nicola ed è principalmente composta da scogliere. L'Isola di Pianosa, infine, si trova a ca. 12 miglia nautiche dalle altre isole che compongono l'arcipelago.

Nel complesso la linea di costa dell'intero arcipelago delle Isole Tremiti è pari a circa 20 km lineari.

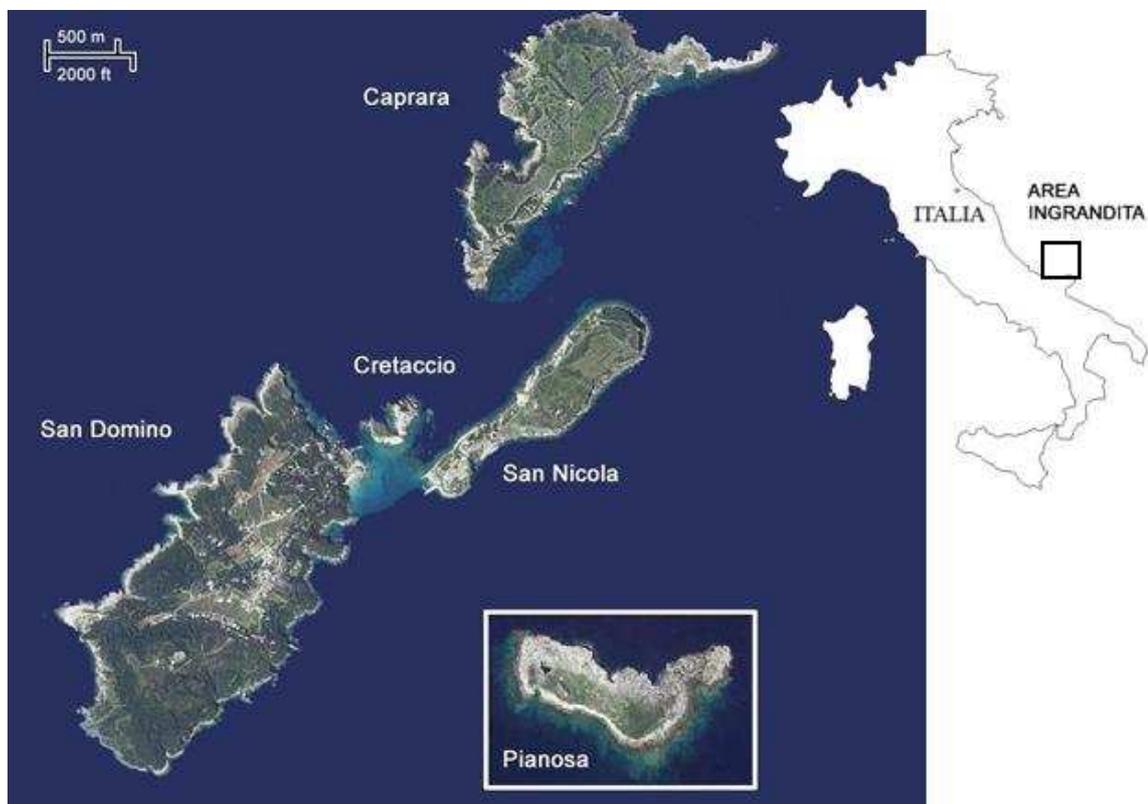


Fig. 13. L'arcipelago delle Isole Tremiti (Pianosa non è in scala con le altre Isole).

Malgrado le dimensioni contenute, l'arcipelago e le sue isole ospitano una varietà notevole di ambienti costieri. Lungo la costa si susseguono baie calcaree più o meno riparate, promontori e falesie molto alte e cale sabbiose dove ci sono piccoli lidi balneari e si concentrano i turisti durante la stagione estiva. La parte sommersa riflette quella emersa dal punto di vista strutturale. Predominanti sono i fondali rocciosi, ma non mancano i fondali sabbiosi e costituiti da ciottoli di diverse dimensioni.

Oltre ad una cospicua varietà delle comunità marine animali e vegetali, le Isole Tremiti racchiudono una valenza estetica di notevole pregio per le componenti storico-architettoniche e socio culturali. Queste caratteristiche hanno permesso al Ministero dell'Ambiente di istituire l'AMP delle Isole Tremiti secondo D.I. del 14.07.1989 (G.U. n. 295 del 19.12.1989). Dal punto di vista istituzionale ed amministrativo l'AMP comprende tutte le isole dell'arcipelago ed è gestita dall'Ente Parco del Gargano che ha però competenze prevalentemente in ambito terrestre.

L'AMP delle Isole Tremiti ha una superficie di 1509 ha e comprende una zona C di riserva parziale in cui ricadono del tutto le isole di S. Nicola, Cretaccio e in gran parte l'isola di S. Domino, di cui solo un settore di piccole dimensioni sul lato ovest ricade in zona B (Cala del Bue Marino).

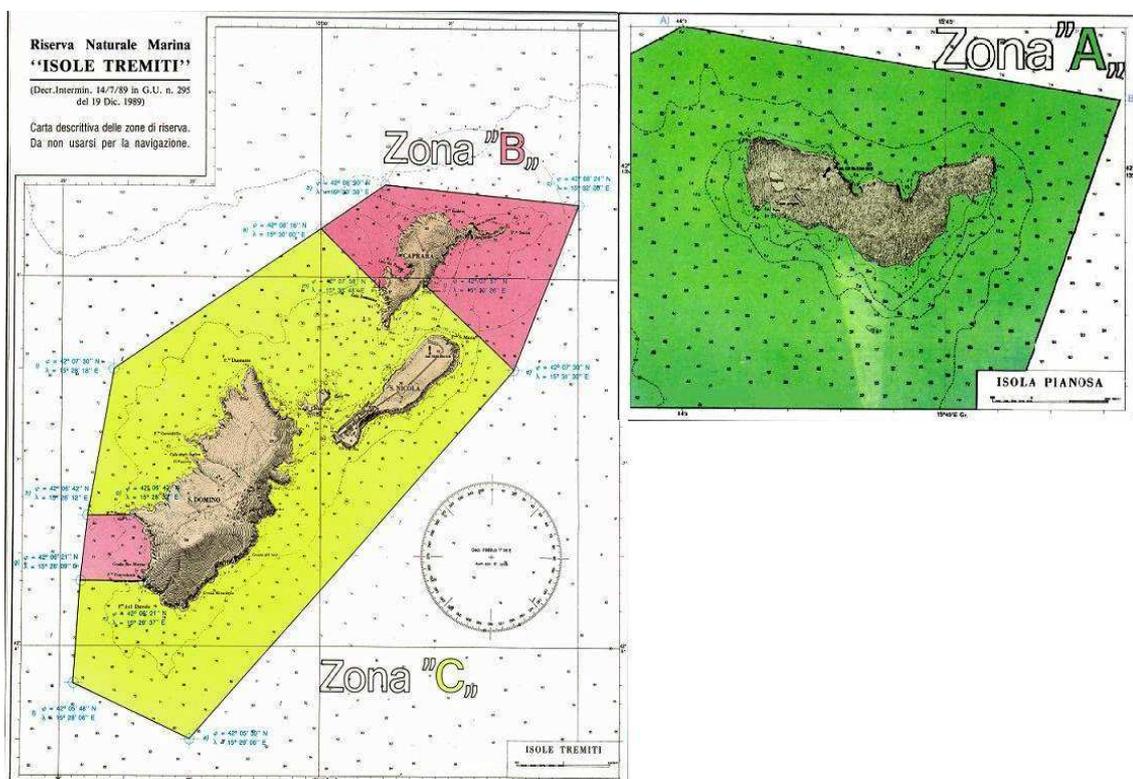


Fig. 14. Zonizzazione dell'AMP dell'arcipelago delle Isole Tremiti. Fonte. www.parcogargano.it.



Fig. 15. Una veduta dell'arcipelago delle Isole Tremiti. Davanti l'isola di San Domino, a destra l'isola di Cretaccio e a sinistra l'isola di San Nicola.

Quasi tutta l'isola di Caprara è zona B, ad eccezione di un piccolo settore a sud dell'isola che ricade in zona C. Pianosa, infine, è interamente inserita in zona A che formalmente rappresenta il settore a protezione integrale (Fig. 14). Per ulteriori dettagli relativi alle dimensioni dell'AMP e dei suoi diversi settori si rimanda in Appendice I.

Flora e Fauna bentoniche

Le informazioni relative ai diversi gruppi tassonomici del fito- e zoobenthos sessile e vagile, sono piuttosto incomplete e frammentarie (Marano *et al.* 1992).

Dalla comparazione dei dati disponibili in letteratura relativi all'ultimo trentennio con i risultati di uno studio condotto nel 1997 emergono dei cambiamenti nei popolamenti macroalgali dell'arcipelago nelle Isole Tremiti. In particolare, sono state riscontrate 145 nuove specie algali che sembrano aver sostituito quelle riscontrate in precedenza. Secondo gli autori questo sarebbe il risultato dell'effetto dell'inquinamento proveniente anche da zone dell'Adriatico meridionale (Cormaci e Furnari 1999).

Alcune analisi quali-quantitative riguardano il gruppo dei Policheti (Gherardi 1999) e la malacofauna (Panetta *et al.* 2000). Tali studi hanno evidenziato in generale un'elevata eterogeneità strutturale come conseguenza di un'elevata ricchezza in specie per ciò che riguarda i Policheti (Gherardi 1999), mentre per quanto riguarda la malacofauna ci sono alcune indicazioni che spiegano una possibile diminuzione dovuta alla fase di regressione del posidonieto, un tempo molto esteso (Panetta *et al.* 2000).

Lo studio condotto su substrati duri, riguardante nello specifico la fauna dei Picnogonidi, rappresenta un primo contributo ad una più diffusa conoscenza di questo taxon in Mediterraneo e apre la strada ad ulteriori indagini utili da un punto di vista sia tassonomico che biogeografico (Piscitelli e Barone 2000).

I primi tentativi di indagini cartografica dei fondali delle Tremiti sulla distribuzione dei popolamenti bentonici, in generale, sono stati condotti in tempi e modalità differenti su Pianosa e sulle altre tre isole dell'arcipelago (Marano *et al.* 1999; Matarrese *et al.* 2000).

La fauna ittica delle Isole Tremiti

La fauna ittica delle Isole Tremiti, similmente alla fauna e flora del benthos, è stata oggetto di pochi e frammentari studi.

In alcune ricerche sono stati censiti in immersione i popolamenti ittici presso alcuni ambienti di falesia rocciosa lungo un gradiente batimetrico ed sono stati analizzati i contenuti gastrici di diverse specie per evidenziare le modalità con cui la fauna ittica associata a fondali di natura rocciosa ripartisce le risorse disponibili in termini di spazio o cibo (Fasola *et al.* 1997). In altre sono state fornite liste di specie ittiche derivanti da catture della pesca commerciale locale (Marano *et al.* 1999; Matarrese *et al.* 2000).

Guidetti (2000) ha recentemente sottolineato il ruolo di alcuni habitat costieri ad elevata complessità strutturale e quindi l'importanza di proteggerli. In tale studio si evidenzia in particolare il ruolo di *nursery* che la *Posidonia oceanica* insieme ai substrati rocciosi rappresenta per alcune specie ittiche e quindi il ruolo centrale per il mantenimento della diversità delle specie in un contesto più ampio.

Un altro studio condotto nell'arcipelago delle Tremiti sulla fauna ittica sottolinea il ruolo ecologico svolto da alcune specie cripto-bentoniche riscontrate in particolari habitat del subtidale roccioso. Tale studio riguarda nello specifico il *Gobius auratus* e il *Thorogobius macrolepis*, dei quali poco ancora si conosce, sia per il loro basso valore commerciale che per la difficoltà nell'essere campionati con reti e identificati visualmente (Bussotti e Guidetti 2005). La segnalazione di *T. macrolepis* alle Isole Tremiti ed in altre località della Puglia (Guidetti *et al.* 2006a) rappresenta la prima segnalazione di tale specie ittica nelle acque italiane.

Il quadro emerso dal progetto Afrodite condotto dal 2002 al 2003 in merito all'AMP delle Isole Tremiti, non è risultato particolarmente positivo. Infatti, non è stato possibile evidenziare alcun effetto rilevabile della protezione in zona A rispetto ad ogni altro possibile fattore per la scarsa sorveglianza e per una zonizzazione forse inadeguata (Guidetti *et al.* 2006b), similmente a quanto osservato per le comunità bentoniche (Fraschetti *et al.* 2006). Nel complesso, la letteratura disponibile ha consentito di stilare una lista di 76 taxa della fauna ittica (Tab. 3).

A breve saranno monitorate nuovamente le specie ittiche delle Isole Tremiti per valutare l'effetto della protezione. Verrà inoltre indagato l'impatto della piccola pesca sia ricreativa che professionale attraverso l'utilizzo di alcune specie indicatrici (Tab. 3).

Tab. 3. Elenco dei taxa della fauna ittica dell'AMP delle Isole Tremiti. Indicate con un asterisco le specie oggetto di pesca che saranno utilizzate come indicatori per la valutazione dell'effetto riserva (Guidetti *et al.* 2010).

Famiglia	Taxa
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>
Blennidae	<i>Aidablennius sphyinx</i> <i>Coryphoblennius galerita</i> <i>Lipophrys canevae</i> <i>Parablennius gattorugine</i> <i>Parablennius incognitus</i> <i>Parablennius pilicornis</i> <i>Parablennius rouxi</i> <i>Parablennius zvonimiri</i> <i>Paralipophrys trigloides</i> <i>Salaria pavo</i>
Bothidae	<i>Bothus podas</i>
Carangidae	<i>Lichia amia</i> <i>Seriola dumerili</i> <i>Trachurus trachurus</i>
Centracanthidae	<i>Spicara maena</i> <i>Spicara smaris</i>
Congridae	<i>Conger conger</i>
Gobiesocidae	Gobiesocidae sp.
Gobiidae	<i>Gobius auratus</i> <i>Gobius bucchichi</i> <i>Gobius cobitis</i> <i>Gobius geniporus</i> <i>Gobius paganellus</i> <i>Gobius vittatus</i> <i>Gobius xanthecephalus</i> <i>Thorogobius macrolepis</i>
Labridae	<i>Coris julis</i> <i>Labrus merula</i> <i>Labrus mixtus</i> <i>Labrus viridis</i> <i>Symphodus cinereus</i> <i>Symphodus doderleini</i> <i>Symphodus mediterraneus</i> <i>Symphodus melanocercus</i> <i>Symphodus ocellatus</i> <i>Symphodus roissali</i> <i>Symphodus rostratus</i>
Mugilidae	<i>Symphodus tinca</i> <i>Thalassoma pavo</i> <i>Liza aurata</i> Mugilidae sp
Mullidae	<i>Oedalechilus labeo</i> <i>Mullus barbatus</i> <i>Mullus surmuletus</i> *
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i> <i>Scorpaena notata</i> <i>Scorpaena porcus</i> <i>Scorpaena scrofa</i>
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> * <i>Serranus cabrilla</i> <i>Serranus scriba</i>
Soleidi	<i>Solea kleinii</i>
Sparidae	<i>Boops boops</i> <i>Dentex dentex</i> <i>Diplodus annularis</i> <i>Diplodus puntazzo</i> <i>Diplodus sargus</i> * <i>Diplodus vulgaris</i> * <i>Lithognathus mormyrus</i> <i>Oblada melanura</i> <i>Pagellus acarne</i> <i>Pagellus erythrinus</i> <i>Pagrus pagrus</i> <i>Sarpa salpa</i>
Trachinidae	<i>Spondylisoma cantharus</i> <i>Trachinus draco</i> <i>Trachinus radiatus</i>
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i> <i>Tripterygion melanurus</i> <i>Tripterygion tripteronotus</i>
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>

Caratteristiche geologiche e batimetriche

Studi effettuati nell'area Mediterranea, sulle conoscenze biostratigrafiche dell'intervallo Serravalliano-Tortoniano inferiore, relativamente alle associazioni a nanofossili calcarei planctonici del Miocene (in particolare foraminiferi: e.g. *Paragloborotalia siakensis* e *Neogloboquadrina acostaensis*), hanno permesso di schematizzare una nuova zonizzazione rispetto a quella riscontrata in altri studi (Foresi *et al.* 1998). Studi successivi condotti sull'arcipelago delle Tremiti, sempre sui foraminiferi planctonici e sul nanoplancton calcareo in generale, comprendono l'intera successione miocenica locale dalla Formazione di Cretaccio al tratto inferiore della soprastante formazione di S. Nicola (Di Stefano *et al.* 2008). Lo studio dell'evoluzione quantitativa e qualitativa delle associazioni ha consentito di apportare un contributo alle conoscenze precedenti sotto il profilo tassonomico, filogenetico e biostratigrafico. Inoltre, viene condotto un parallelismo in termini litologici, cronologici e dinamici tra l'evoluzione sedimentaria miocenica della zona tremitese e quella dell'area centro meridionale della Penisola Salentina, con chiusura del Messiniano in ambedue le località (Foresi *et al.* 2001). Un'ulteriore analisi dei foraminiferi, effettuata tramite carotaggi, ha permesso di ricostruire i cambiamenti paleoambientali e ha sottolineato l'influenza dell'apporto di sedimenti dal fiume Po negli ultimi 13,000 anni (Di Bella *et al.* 2008).

Nell'ambito del progetto "E.L.1" Realizzazione di una banca dati scientifica e "E.L.2" Indagine morfobatimetrica ad alta risoluzione per le Isole Tremiti del Programma di Gestione – E.F. 2002 dell'AMP "Isole Tremiti", è stata realizzata una carta batimetrica lungo l'arcipelago tra -15 e -100 m circa e in un corridoio ampio circa 2000 m a profondità pressoché costante (-100 m), congiungente le Isole Tremiti con l'Isola di Pianosa (vedi Appendice II). L'estensione delle aree indagate è stata di circa 26 km² attorno alle isole, e di 35 km² nel corridoio, per una copertura totale di circa 62 km².

Da questa campagna è emerso che i fondali marini insulari, fino a circa -30 m di profondità sono caratterizzati da una serie di alti e bassi morfologici. Tali morfologie sono costituite in prevalenza da relitti rocciosi morfostrutturali, faraglioni sommersi e cumuli di frane. In particolare, i primi due morfotipi sono spesso presenti in corrispondenza di allineamenti tettonici, mentre il terzo s'individua anche a basse profondità, al piede della falesia costiera dove si osservano blocchi carbonatici crollati

oppure all'interno o alla terminazione delle numerose incisioni sottomarine. Queste ultime, di forma subtriangolare isoscele, sono diffuse in ambiente emerso e proseguono in ambiente subacqueo in genere fino -10 m circa, conferendo ai settori di costa più frastagliati una peculiare tipologia a *rias*.

Le incisioni, di forma stretta ed allungata, sono state dissecate da corsi d'acqua a carattere torrentizio in condizioni climatiche diverse dalle attuali, verosimilmente durante l'ultima glaciazione (Würm). Tali incisioni presentano una sezione ad U in genere simmetrica ed a volte svasata verso l'alto oppure a fondo piatto in quanto parzialmente colmate da sedimenti grossolani. Sono, inoltre, impostate su faglie spesso intersecatisi e modellate sia da fenomeni carsici sia dalla ripetuta azione marina, soprattutto a partire dalla risalita del livello marino postglaciale fino all'attuale. Nell'insieme queste incisioni disegnano un paleoreticolo idrografico con *pattern* di tipo parallelo.

Sui fondali sono presenti a varie profondità indicatori morfologici di variazioni tardo-quadernarie del livello del mare, quali solchi di battente e lembi di terrazzi d'abrasione marina, di frequente tra di loro correlabili. Le quote ricorrenti di tali morfologie, spesso tra di loro associate e/o caratterizzate da elementi accessori (marmitte d'erosione, *gullies*) sono circa -3, -6/-8, -10/-12, -15/-18, -20/-22, e -30 m. Tali forme sono presenti anche lungo la costa emersa a varie quote sul livello marino attuale, e spesso, come si evince anche per quelle sommerse, sono dislocate da faglie. Sono presenti a varie profondità anche alcuni archi sommersi e cavità subacquee di genesi tettono-carsica e marina, caratterizzate dalla presenza di speleotemi che indicano fasi più o meno lunghe di emersione.

Oltre i -30 m e fino a -100 m circa di profondità i versanti settentrionale ed orientale delle isole mostrano gradienti elevati e risultano ripidi, con presenza di blocchi rocciosi crollati e cumuli di paleofrane. Inoltre, nel settore mediano distale s'individuano dorsali formate da substrato roccioso affiorante o talora da paleocumuli di frana ai margini delle paleoincisioni. I versanti meridionale ed occidentale, invece, risultano meno ripidi, sono caratterizzati da una piattaforma continentale più o meno ampia, sulla quale sono presenti circoscritti relitti morfologici o blocchi rocciosi correlabili a frane; tale piattaforma è talora dissecata ai margini da paleoincisioni in parte colmate da sedimenti più fini. Nel settore di fondo marino che si estende tra il gruppo di isole di San Domino-San Nicola-Caprara e l'Isola di Pianosa, tra -95 e -115 m circa, la morfologia risulta sub-pianeggiante, mentre nelle zone circostanti Pianosa la morfologia dei fondali marini

diviene nuovamente articolata per la presenza di incisioni subacquee, substrato roccioso affiorante, lembi di terrazzi d'abrasione marina o blocchi crollati che bordano il limite della piattaforma costiera (Fraschetti *et al.* 2008).

Habitat e popolamenti

Nell'ambito dello stesso progetto, volto ad ottenere una carta dei fondali delle Isole Tremiti, è stata realizzata una carta delle biocenosi bentoniche lungo l'arcipelago, portando al riconoscimento di 17 habitat e popolamenti (Fraschetti *et al.* 2008) (vedi Appendice II). La classificazione è stata condotta seguendo quella recentemente prodotta dal RAC/SPA di Tunisi. L'arcipelago include habitat rilevanti come il coralligeno e il precoralligeno. Il precoralligeno è la fascia di passaggio fra l'ambiente fotofilo e il coralligeno, le cui caratteristiche sono simili al coralligeno, ma la cui copertura ed il concrezionamento sono meno sviluppati. Si tratta delle uniche formazioni di natura calcarea di origine biogenetica in Mediterraneo, prodotte dall'accumulo di alghe incrostanti che crescono in condizioni di luce attenuata. Il coralligeno e il precoralligeno sono caratterizzati da biocostruttori potenzialmente molto vulnerabili a diverse forme di disturbo sia naturale (come l'attività di organismi perforatori) sia antropico. Su di esso si insediano numerose specie vegetali ed animali tra cui poriferi, cnidari, policheti, bivalvi, echinodermi e tunicati. Anche *Posidonia oceanica* è presente all'interno dell'arcipelago unitamente a *Cymodocea nodosa* in una delle sue zone B. Si tratta di fanerogame molto importanti sia perché svolgono un ruolo importante come *nursery* di fasi giovanili di pesci di importanza commerciale sia per la funzionalità dell'intero ecosistema (Fig. 16). *Posidonia oceanica* inoltre è endemica del Mediterraneo e ha un ruolo molto rilevante per la fascia costiera.

La frangia è caratterizzata dalla presenza dell'alga bruna appartenente al genere *Cystoseira* (soprattutto *Cystoseira amentacea*) che raggiunge percentuali di copertura molto elevate, soprattutto a Pianosa. *Cystoseira* sp. è considerata una specie *habitat former* in quanto la sua presenza ha come conseguenza un aumento locale della biodiversità (Fig. 17).

Sotto costa, il popolamento più rappresentato è quello delle alghe infralitorali, un popolamento piuttosto comune in Mediterraneo caratterizzato da una dominanza di specie algali.

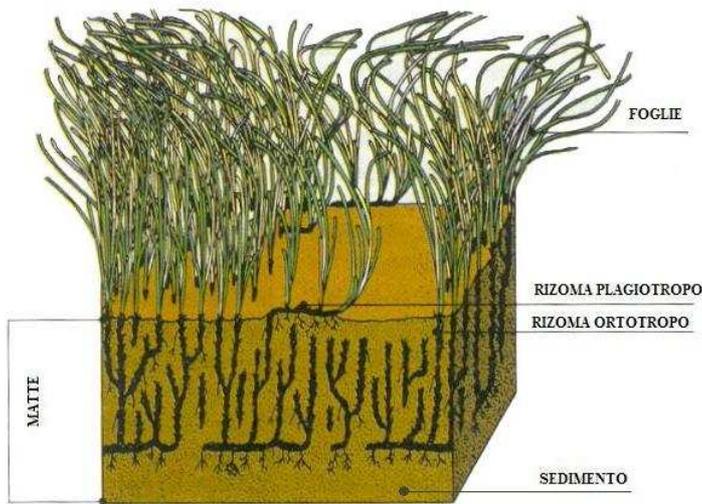


Fig. 16. Sopra, un disegno che illustra le componenti della *P. oceanica* con il suo substrato. Sotto, una prateria di *Posidonia* dove trovano rifugio e nutrimento molte specie di pesci.

Largamente rappresentate nell'arcipelago sono sia la Biocenosi delle Sabbie e Ghiaie Fini sotto l'influenza delle Correnti di Fondo (SGCF) sia la Biocenosi dei Fanghi Detritici Infangati (DE), che si trova ad elevate profondità. In zona B la Biocenosi dei Fanghi Detritici Infangati presenta la percentuale di copertura maggiore pari a 39,6%, seguita dalle Biocenosi del Detritico (DC) con il 15,5%, le Alghe Infralitorali (13,39%) e la *Facies* e Associazioni di Biocenosi a Coralligeno (in enclave) (9,84%). Meno rappresentate sono le Biocenosi delle Sabbie e Ghiaie Fini sotto l'influenza di Correnti di Fondo (4,83%), l'Associazioni a Rodoliti (5,62%), la Biocenosi del Precoralligeno (5,54%) e la Biocenosi del Coralligeno (4,33%). In percentuali ancora minori le *Facies* a grandi Briozoi Ramificati (0,63%) e le Associazioni a *Cymodocea nodosa* (0,32 %).



Fig. 17. Fronde di *Cystoseira* sp. in un ambiente di frangia infralitorale.

In particolare, nella Zona B, a Nord e Nord-Ovest di Caprara e nella Zona C a Sud e Sud-Est, Nord e Nord-Ovest di S. Domino troviamo coralligeno e precoralligeno in forme diverse (Mosaico di Coralligeno, Mosaico di Coralligeno e Sabbia, Mosaico di Precoralligeno e Sabbia, Mosaico di Precoralligeno e Maërl). Nella Zona C la Biocenosi dei Fanghi Detritici Infangati è presente con una percentuale pari a 34,77 %, seguita dalla Biocenosi delle Sabbie e Ghiaie Fini sotto l'influenza di Correnti di Fondo (12,5 %), dalla Biocenosi del Detritico Costiero (9,37 %), dalla *Facies* e Associazioni di Biocenosi a Coralligeno (in enclave) (9,7 %) e dalle Associazioni a Rodoliti (DC) (9,76 %). Seguono le Biocenosi delle Alghe Infralitorali (7,05 %) e la *Facies* a grandi Briozoi Ramificati (4,4 %).

Presenti con percentuali relativamente basse il Precoralligeno (3,07 %) e il Coralligeno (2,6 %), così come la *Facies* di Pascolo con Ricci ed Alghe Incrostanti (1,3 %), la *Facies* e Associazioni di Biocenosi a Precoralligeno (in enclave) (1,98 %) e il Mosaico di Alghe Infralitorali e Ricci (1,11 %).

Un popolamento importante anche se non largamente rappresentato è quello della *Facies* a *Cladocora caespitosa* e *Sphaerechinus granularis* (0,66 %). *Cladocora caespitosa* è una madrepora coloniale costituita da numerosi polipi uniti da una struttura calcarea, composta a sua volta da rametti cilindrici con calici sempre rivolti verso l'alto

(Fig. 18). Si tratta del più grosso fra i madreporari del Mediterraneo, che cresce su fondali rocciosi o detritici dai 5 sino a 40 m di profondità e può formare dei cuscinetti anche di 50 cm di diametro. Formazioni fossili di *C. caespitosa* sono state datate a partire dal tardo Pliocene. Nel Pleistocene, poi, questo corallo divenne tanto abbondante da formare vere e proprie barriere sia nel Mediterraneo orientale sia nel Mediterraneo occidentale. Oggi *C. caespitosa* forma formazioni estensive con densità di circa 4 colonie/m². In percentuale minore le *Facies* di Rizomi morti (*Matte*) di *P. oceanica* (0,32 %), *Posidonia oceanica* (0,86 %), le Associazioni a *Cymodocea nodosa* (0,13 %) e il Mosaico di *P. oceanica* e SGCF (0,31 %).

Nella Zona C, tra S. Domino, Cretaccio e S. Nicola è presente una prateria di *Posidonia oceanica* circondata da matte morte ed alghe infralitorali (*Barren* e *Posidonia*, Mosaico di *Posidonia* e Sabbia, Mosaico di Precoralligeno e *Posidonia*).

Solo quattro habitat sui diciassette rinvenuti nell'arcipelago sono stati classificati come Non Rimarchevoli (Tab. 4) secondo la classificazione della carta ASPIM, un protocollo per la protezione degli habitat di maggiore importanza ecologica nel Mediterraneo.

Questo documento classifica gli habitat in base alla vulnerabilità, al valore naturalistico, alla rarità, al valore estetico e al valore economico. Sulla base di tali criteri gli habitat possono essere classificati come: *Determinanti* (è indispensabile la conservazione), *Rimarchevoli* (meritevoli di particolare attenzione e gestione), *Non Rimarchevoli* (sono molto diffusi, poco vulnerabili e di basso valore naturalistico ed economico).

Tab. 4. Habitat nell'arcipelago delle Isole Tremiti con la relativa estensione (in ettari) e la classificazione in base al documento ASPIM. R= Rimarchevole, D= Determinante, NR= Non Rimarchevole. Da (Fraschetti *et al.* 2008).

HABITAT	HECTARES	ASPIM
Ass. a <i>Cymodocea nodosa</i>	2,75	R
Biocenosi del coralligeno	39,00	D
Biocenosi del precoralligeno	47,13	R
Biocenosi delle alghe infralitorali	110,13	R
Biocenosi del detritico costiero (DC)	139,94	NR
DC/Associazione a rodoliti	116,97	NR
DC/Facies a <i>C. caespitosa</i> e <i>S. granularis</i>	6,92	D
DC/Facies a grandi Briozoi ramificati	47,57	D
Biocenosi dei fanghi detritici infangati (DE)	470,28	R
Facies dei rizomi morti (<i>mattes mortes</i>) di <i>P. oceanica</i>	3,37	NR
Facies di pascolo con ricci ed alghe incrostanti	13,61	NR
Facies e Ass. di bioc. a coralligeno (in enclave)	128,12	D
Facies e Ass. di bioc. a precoral. (in enclave)	21,51	R
Biocenosi delle sabbie e ghiaie fini sotto l'influenza di correnti di fondo (SGCF)	143,26	R
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e SGCF	3,25	D
Mosaico di alghe infralitorali e ricci	11,61	R
Prateria a <i>Posidonia oceanica</i>	8,83	D
TOTALE	1314,27	

E' bene sottolineare, comunque, che queste classificazioni sono spesso condotte sulla base dell'opinione di esperti (*expert opinion*).

Tale approccio si basa sull'esperienza di singoli, ma spesso non prevede una quantificazione reale della importanza strutturale e funzionale dei singoli habitat. A titolo di esempio, la Biocenosi delle Alghe Infralitorali e il Precoralligeno vengono considerati entrambi Rimarchevoli pur essendo caratterizzati da specie con ciclo vitale molto diverso. Tuttavia, volendo seguire tale classificazione che rappresenta comunque uno strumento, se pur perfettibile, per la gestione dell'ambiente marino e di un'AMP in particolare, è evidente che nell'arcipelago delle Isole Tremiti gli habitat considerati determinanti e rilevanti sono largamente rappresentati (vedi Appendice II).

Ne consegue, che sarebbe opportuno monitorare con attenzione le attività antropiche che insistono all'interno dell'AMP sia in zona C che in zona B, in quanto in molti casi si tratta di popolamenti caratterizzati da specie con ciclo vitale lungo e dunque particolarmente vulnerabili a diverse fonti di impatto.

L'arcipelago delle Tremiti, quindi, include una varietà di habitat diversi fra loro di grande rilevanza strutturale e funzionale. Biocostruttori, fanerogame e macroalghe si alternano ad habitat incoerenti creando un complesso mosaico ad elevata biodiversità.

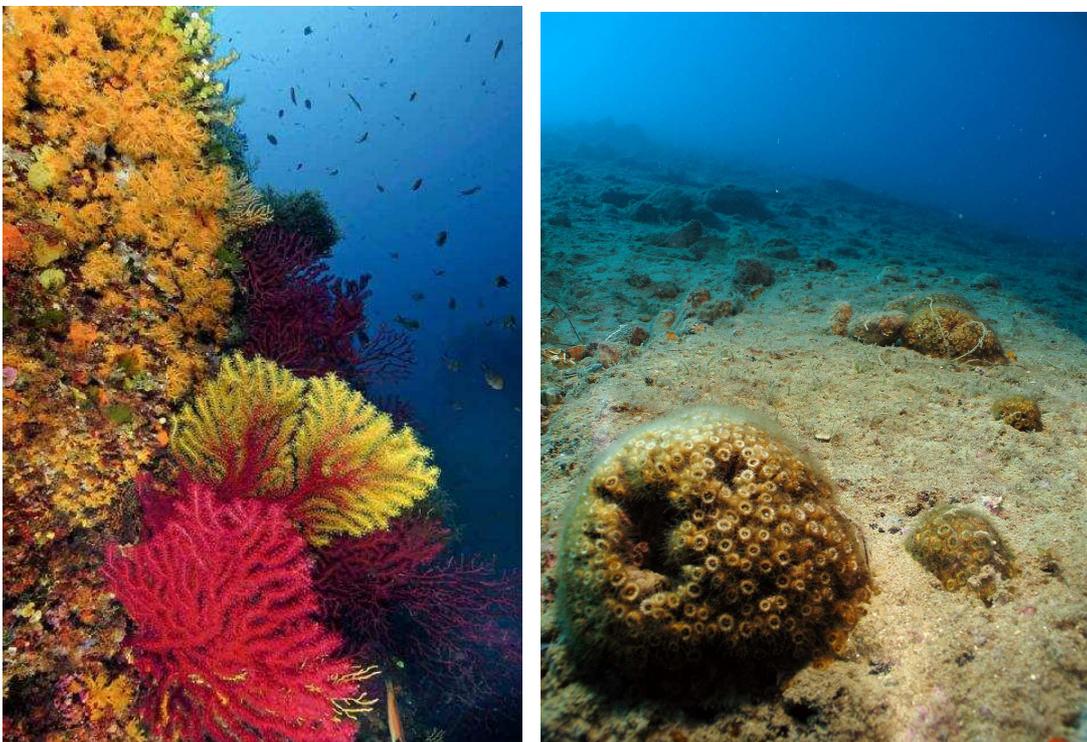


Fig. 18. A sinistra, parete di coralligeno con *Paramuricea*, *Eunicella*, *Parazoanthus*. A destra, banchi di *Cladocora caespitosa*.

La presenza di piccoli banchi di *Cladocora* e di cystoseireti sia nella frangia sia nel subtidale confermano l'importanza di questa AMP nel conservare habitat che in altre località del Mediterraneo sono altamente frammentati o sono scomparsi del tutto.

Impatti antropici nelle Isole Tremiti

Considerare e quantificare le potenziali forme di impatto antropico che agiscono in una determinata area è fondamentale per il raggiungimento degli obiettivi di un'AMP poiché tali impatti possono compromettere seriamente la funzionalità degli ecosistemi marini.

Per quel che concerne le Isole Tremiti non si dispone di una letteratura esaustiva, gli studi condotti delineano conoscenze frammentarie e puntiformi del territorio, senza una rete di coordinamento nelle ricerche e un sistema di monitoraggio a lungo termine. Dai pochi studi è comunque emerso che le Isole Tremiti sono affette da processi di erosione legati all'azione del mare, agli agenti atmosferici e all'attività sismica che aggrava ulteriormente l'instabilità del territorio (Lollino e Pagliarulo 2008). Tale studio rappresenta un tentativo preliminare per porre rimedio ai processi d'erosione con progetti ingegneristici di recupero e di messa in sicurezza della falesia, ma c'è bisogno sicuramente di approfondire le ricerche a riguardo.

Nell'arcipelago non mancano gli stress ambientali, che se prolungati nel tempo, possono determinare la mortalità degli organismi con un conseguente declino delle popolazioni. A tale riguardo l'utilizzo di organismi sentinella possono dare informazioni sullo stato di salute di un habitat o di un popolamento. Un esperimento biomolecolare condotto su alcuni esemplari di *Paracentrotus lividus*, provenienti dall'arcipelago delle Isole Tremiti, ha mostrato che il riccio di mare può essere utilizzato come organismo sentinella per valutare il livello di stress del macrozoobenthos (Pinsino *et al.* 2008).

Tra i vari stress ambientali si possono annoverare malattie che decimano le popolazioni, forti terremoti, flussi irregolari, cambiamenti improvvisi della temperatura dell'acqua, prolungati livelli di bassa marea e bassi livelli di ossigeno determinati da *bloom* algali. A livello globale i cambiamenti climatici rappresentano forse la maggiore minaccia ambientale, alterando le condizioni chimico-fisiche dell'ambiente e influenzando conseguentemente i tassi di sopravvivenza di alcune specie.

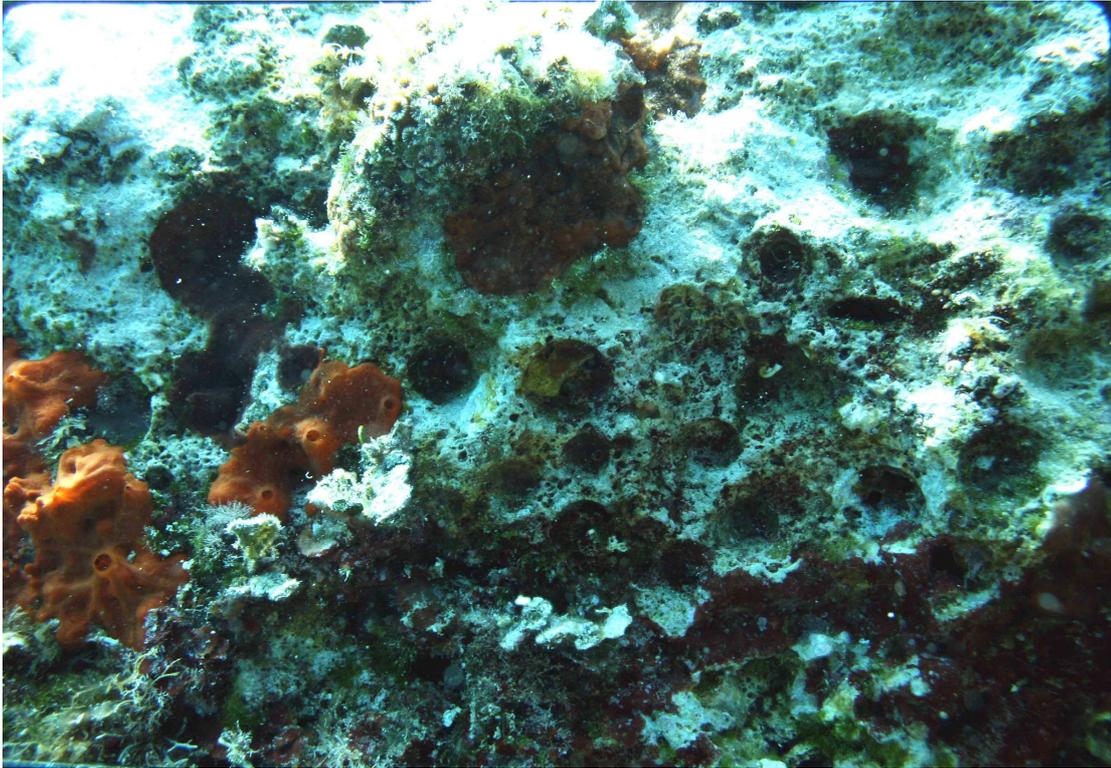


Fig. 19. Fotografia scattata nel subtidale dell'isola di San Domino a 5 m di profondità. Sono visibili i fori e la roccia nuda causata dalla pesca del dattero di mare.

In questo contesto, è stato constatato che un aumento della frequenza di condizioni climatiche estreme può avere gravi conseguenze sulla sopravvivenza degli adulti di berta maggiore (*Calonectris diomedea*) a piccola scala geografica, con notevoli conseguenze sulle traiettorie delle meta-popolazioni (Jenouvrier *et al.* 2009).

A questi problemi si aggiunge la mancanza di un controllo efficace e costante nel tempo da parte dell'Ente gestore dell'AMP. Ciò porta ad una cospicua attività di pesca illegale, professionale e ricreativa, che è presente in tutta l'area e soprattutto nella zona a protezione integrale (Fig. 19). Anche per la navigazione e l'ancoraggio c'è poco rispetto delle norme in vigore con la conseguenza che le praterie di *Posidonia oceanica* e i popolamenti del subtidale e della frangia non sono protetti in modo adeguato (Fig. 20). Bisogna considerare, quindi, che il raggiungimento degli obiettivi gestionali in un'AMP è strettamente correlato ad aspetti socioeconomici dell'area considerata e alla gestione dei territori esterni ad essa. Per superare queste difficoltà sarebbe auspicabile un coordinamento con i soggetti che influenzano l'evoluzione delle zone costiere, che attualmente non esiste alle Isole Tremiti, anche se spesso la frammentazione amministrativa e di competenze rende tale obiettivo difficilmente realizzabile.



Fig. 20. Cala delle Arene. Le Isole Tremiti sono fortemente disturbate dall'elevata presenza antropica e dagli ancoraggi indiscriminati.

Studi sull'efficacia di protezione nell'arcipelago

Come già sottolineato precedentemente, negli ultimi anni un numero sempre crescente di studi è stato realizzato allo scopo di constatare un effetto dovuto all'istituzione di un'AMP (Halpern 2003). L'importanza di ottenere dei risultati positivi, dopo la creazione di un'AMP, in termini di protezione delle specie e recupero degli habitat, giova certamente alla comunità locale che può trarne beneficio turistico e produttivo e alla comunità scientifica in quanto può dimostrare l'importanza dell'istituzione di aree protette per studiare l'effetto della rimozione di alcune attività antropiche e, in alcuni casi, per ripristinare un sistema degradato. Purtroppo gli studi sull'efficacia di protezione non sono facili da svolgere, in quanto il mancato rispetto delle restrizioni all'interno dei confini delle AMP rende difficile quantificare differenze tra zone protette e non protette. Il progetto Afrodite-Venere, svolto da Maggio 2002 a Settembre 2003, ha avuto la finalità di quantificare l'efficacia di protezione sia sulla fauna ittica (Guidetti *et al.* 2008) che sul benthos di fondo duro in 15 AMP italiane (Fraschetti *et al.* 2006), lungo un periodo di due anni. Sono state studiate le modalità di distribuzione di popolamenti bentonici di fondo duro della frangia (ad una profondità compresa fra -1 e + 1 metro), e nel subtidale a 5 metri. Il disegno sperimentale prevedeva che i campionamenti fossero condotti sia nelle zone A che in due località di controllo. Per

quanto riguarda le Isole Tremiti, i risultati hanno mostrato l'esistenza di differenze significative nel subtidale fra le località a protezione integrale e le località selezionate come controlli. Questi risultati vanno tuttavia interpretati con cautela poiché Pianosa, zona A dell'arcipelago, si trova molto distante dalle altre isole e dalla costa italiana e quindi può presentare differenze da un punto di vista della distribuzione della biodiversità indipendenti da un effetto protezione. Infatti, il popolamento subtidale in corrispondenza della zona A risultava largamente dominato da un *barren* caratterizzato da elevate percentuali di rodoficee incrostanti, ricci e spugne rosse incrostanti che potrebbero sussistere a causa di una combinazione di fattori fra cui lo scarso apporto di larve dovuto all'isolamento di Pianosa (Fig. 21). Certamente il fatto che i vincoli legati alla protezione non vengano rispettati ha un ruolo importante, in quanto la sovrappesca sulla fauna ittica diminuisce il potenziale di controllo dei pesci sui brucatori e limita le possibilità di recupero di questo habitat. In una campagna del 2006 alle Isole Tremiti, è stato ripetuto lo stesso disegno di campionamento in modo da prolungare la serie temporale e verificare come siano cambiati i popolamenti nel tempo. Nella frangia, i risultati hanno mostrato un totale di 61 taxa fra alghe e invertebrati. *Cystoseira* è risultata l'alga più abbondante, raggiungendo spesso percentuali di copertura del 100%. La specie dominante è stata *Cystoseira amentacea*, ma erano presenti anche *Cystoseira barbata* e *Cystoseira compressa*, se pure con percentuali meno elevate.



Fig. 21. *Barren* nel subtidale di Pianosa a 5 m di profondità. Sono visibili grandi quantità di ricci di mare e di spugne rosse incrostanti.

Il popolamento associato è composto da mitili, alghe erette come *Laurencia complex* e *Valonia* sp., ascidiacei come *Diplosoma* spp. e i Didemnidae, alghe corallinacee articolate (AC) ed aghe filamentose (GFA e DFA), spugne come *Phorbas* spp. ed *Ircinia variabilis*, e cnidari come *Corynactis viridis*.

Nella frangia non si sono osservate differenze significative fra il numero di specie/taxa osservati nella località protetta rispetto alle località di controllo. Sono state riscontrate differenze fra siti nelle località di controllo in modo non consistente nel tempo, ma in modo consistente nel tempo nei siti della località protetta. In genere, questo risultato è stato interpretato come evidenza di differenze nelle modalità di distribuzione dei popolamenti. In questo caso è difficile attribuire tali differenze al fattore protezione (Fraschetti *et al.* 2008).

Nel subtidale, a 5 metri di profondità, sono stati individuati un totale di 65 taxa, tra alghe e invertebrati. Come per la campagna precedente, è emerso chiaramente che esistono differenze fra i popolamenti protetti e quelli non protetti e che tali differenze si mantengono nelle quattro date di campionamento. I gruppi che principalmente hanno contribuito a determinare tali differenze sono state le spugne rosse incrostanti (*Crambe/Spirastrella*), le alghe rodoficee incrostanti (ECR) a Pianosa, mentre nel resto dell'arcipelago dominavano le alghe del genere *Peyssonellia* spp. (Fraschetti *et al.* 2008).

Nell'ambito del progetto Afrodite, Terlizzi *et al.* (2004) hanno analizzato gli effetti della contaminazione di TBT (potente biocida delle comuni vernici *antifouling*) all'interno delle 15 AMP. Concentrazioni anche minime di TBT causano il fenomeno dell'*imposex* o pseudo-ermafroditismo (un'anomalia dell'apparato genitale femminile) nel gasteropode bioindicatore *Hexaplex trunculus*. I risultati dello studio condotto, evidenziano che la popolazione delle Isole Tremiti è tra le AMP in cui non è stata riscontrata alcuna anomalia sessuale nelle femmine e con bassi casi di incidenza dell'*imposex*. Da questo emerge la necessità di ulteriori programmi di monitoraggio atti a testare i possibili effetti dell'inquinamento da TBT lungo le coste italiane e soprattutto nelle AMP, poiché esse, andando ad escludere tutta una serie di impatti antropici, rappresentano uno strumento in grado di fornire linee guida per migliorare le strategie di protezione ambientale (Terlizzi *et al.* 2004).

Scopo della tesi

Un problema comune a molte AMP è rappresentato dal fatto che numerose attività antropiche, pur essendo consentite all'interno dei confini della riserva (es. pesca professionale, pesca sportiva, immersioni, ancoraggi) non sono adeguatamente regolamentate. La conseguenza è che le AMP sono soggette a impatti multipli che possono limitare il perseguimento degli obiettivi istitutivi e la tutela della biodiversità marina.

In particolare, l'arcipelago delle Isole Tremiti, pur avendo un'estensione ridotta, ospita una varietà notevole di habitat emersi e sommersi con una grande ricchezza di specie animali e vegetali marini. L'AMP delle Isole Tremiti presenta tuttavia alcune criticità riguardanti l'inadeguatezza della zonizzazione e della sorveglianza sul rispetto delle norme. In questo contesto, la corretta gestione dell'AMP permetterebbe la salvaguardia della biodiversità dai continui impatti antropici che, se duraturi e crescenti nel tempo, potrebbero portare ad un collasso dei sistemi naturali, nonché dei beni e servizi che forniscono alla comunità locale.

Il seguente lavoro di tesi rappresenta, quindi, un utile strumento per quantificare gli impatti multipli che insistono nell'AMP delle Isole Tremiti. Questo lavoro è parte di un progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare al CoNISMa (Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare) volto ad impostare un'attività di monitoraggio sperimentale e di mitigazione nell'AMP dell'arcipelago delle Isole Tremiti.

Verranno, in primo luogo, considerati due habitat di interesse comunitario, entrambi inseriti nella Direttiva Habitat: la *Posidonia oceanica* e le grotte sommerse (CODICE 8330 e 1120, rispettivamente). La necessità di verificare l'efficienza di protezione in questi ambienti non nasce solo dall'importanza che questi habitat assumono a livello europeo, ma anche dal fatto che possono generare un grande interesse turistico. Tra le immersioni svolte nelle AMP, ad esempio, quelle in grotta sono particolarmente ricercate per la bellezza dei paesaggi sottomarini e per il senso di avventura che offrono anche ai subacquei più esperti, dando loro la possibilità di scegliere la tipologia di grotta e permettendo, quindi, di modulare le frequentazioni a seconda della preparazione dei subacquei. Infatti, le grotte semisommerse sono di facilissimo accesso, mentre quelle a tunnel, completamente sommerse, con più camere e cunicoli, sono di difficile fruizione.

Per quel che riguarda la *Posidonia oceanica*, si tratta di un habitat vulnerabile ad una varietà di impatti quali l'ancoraggio. Dati pregressi hanno sperimentalmente quantificato quanto operazioni di ancoraggio frequenti possano ripercuotersi negativamente sulla integrità strutturale di sistemi ritenuti vulnerabili. In praterie di *Posidonia oceanica*, ad esempio, l'ancoraggio provoca la riduzione in densità dei ciuffi fogliari e apre solchi all'interno della *matte*, facilitando, in definitiva, la regressione delle praterie (Milazzo *et al.* 2004).

Nello specifico, sarà valutato l'impatto determinato dalla frequentazione turistica nelle grotte confrontando i popolamenti bentonici (diversità del popolamento, abbondanza e coperture di specie vulnerabili) di una grotta dove la frequentazione è vietata e di due grotte dove le immersioni sono consentite. In questo modo sarà possibile quantificare le modalità di distribuzione della biodiversità nelle grotte delle Isole Tremiti, eventualmente in relazione alla frequentazione da parte dei turisti e alla loro vulnerabilità potenziale.

Per valutare, invece, lo stato della *Posidonia oceanica* e l'impatto causato dall'ancoraggio su di essa, verrà misurata l'abbondanza delle praterie esprimendola come numero di fasci fogliari per unità di superficie, in due zone non impattate e in due di controllo.

Oltre a questi due habitat, saranno esaminati i differenti livelli di protezione sui popolamenti di substrato duro della frangia e del subtidale. I dati ricavati saranno integrati con quelli ottenuti in programmi precedenti per verificare se c'è stato un cambiamento nel tempo ed identificare eventuali impatti che agiscono su questi ambienti.

Considerando le informazioni già in possesso sullo stato degli habitat in quest'area protetta, mi aspetto che i popolamenti della frangia siano rimasti simili tra zona A e i controlli, con la possibilità che la *canopy* di *Cystoseira* possa aver subito una regressione generale a causa del turismo crescente nell'Arcipelago e alla luce degli ultimi dati sullo stato di quest'alga nel Mediterraneo. Per il subtidale, l'ipotesi è che l'isola di Pianosa sia ancora caratterizzata da un *barren*, senza rilevanti segni di recupero visto che nel frattempo non vi sono evidenze che la gestione dell'AMP sia cambiata radicalmente. Nelle altre isole dell'arcipelago non ci si aspettano cambiamenti rilevanti rispetto agli anni precedenti.

Per quanto riguarda la *Posidonia oceanica*, l'Università di Bari ha a disposizione dati relativi allo stato delle praterie delle Isole Tremiti che suggeriscono una riduzione della loro estensione e compattezza. Infatti, la maggior parte delle praterie si trova nei pressi del porto e in un tratto di mare frequentemente percorso dalle imbarcazioni. Anche in questo caso ci si aspetta di trovare le praterie di *Posidonia oceanica* fortemente impattate. L'habitat di grotta, invece, non è mai stato campionato alle Isole Tremiti, ma ci si attende, come in altri casi, una grande eterogeneità tra le singole grotte e una minore copertura degli organismi eretti nella grotta frequentata dai *diving center*.

In conclusione, i risultati, confrontati a più ampia scala con quelli già disponibili da progetti affini condotti precedentemente in ambito CoNISMa, permetteranno di comprendere meglio lo stato della biodiversità locale e forniranno un valido supporto all'Ente dell'AMP per migliorare l'amministrazione dell'area e garantire una maggiore protezione di habitat e popolamenti posti sotto regime di tutela.

Materiali e metodi

Area di studio e tecniche di campionamento

I dati relativi al subtidale, alla frangia, alla *Posidonia oceanica* e alle grotte sono stati raccolti tra Giugno e Settembre 2010 nell'AMP dell'arcipelago delle Isole Tremiti (42°07'00" N, 15°30'00" E), sulla costa Nord-Est della Puglia, Italia. In particolare i siti di campionamento sono stati individuati nelle isole di Pianosa, Caprara e San Domino (Fig. 22). L'isola di Pianosa (zona A) dista 12 miglia nautiche dal resto dell'arcipelago che è situato a circa 13 miglia nautiche di distanza dalla costa pugliese.

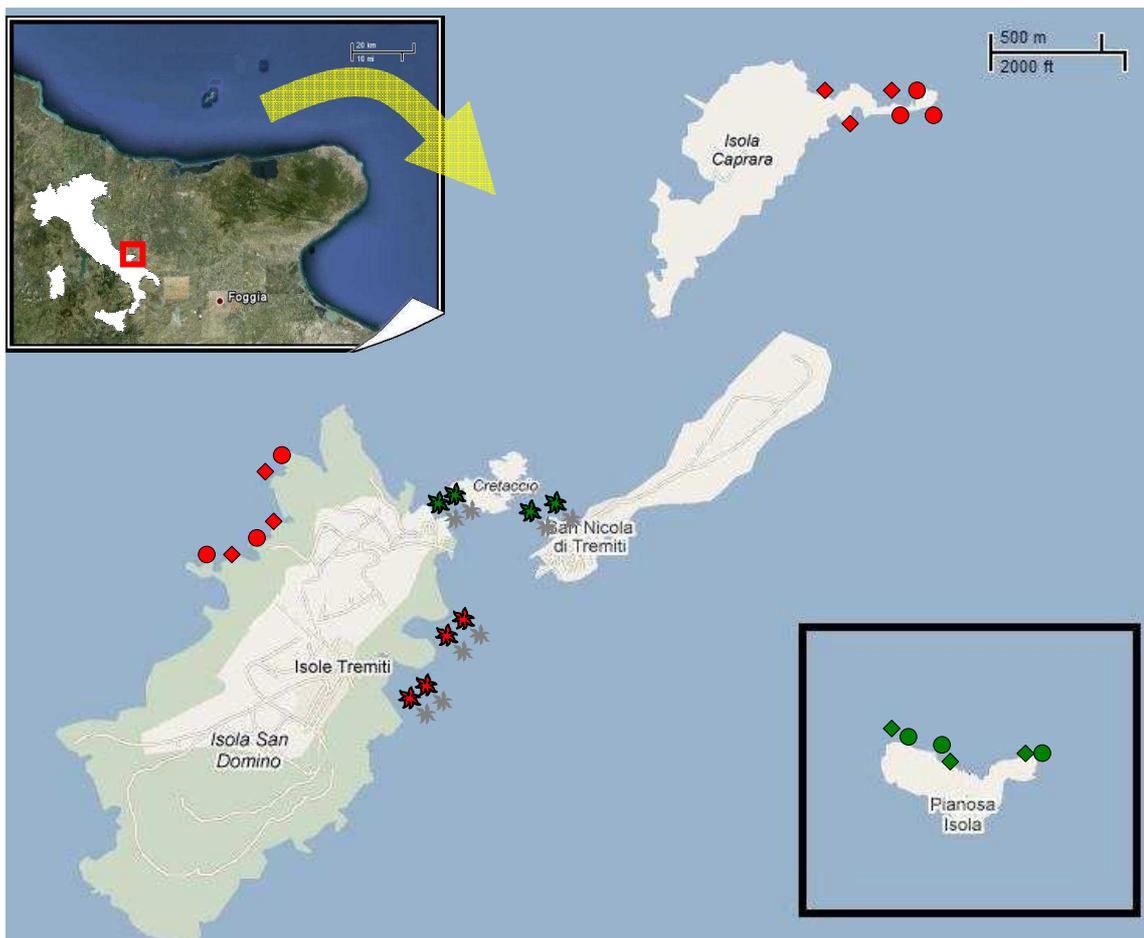


Fig. 22. Area di campionamento. Cerchi: subtidale; Rombi: frangia infralitorale; Stelle: *Posidonia oceanica*. In verde i siti protetti, in rosso i siti di controllo.

Per raggiungere i siti di campionamento è stata utilizzata un'imbarcazione del Blu Tremiti Diving Center che ci ha assistito anche durante tutte le fasi di lavoro.

Le metodiche impiegate sono state di natura quantitativa non distruttiva (stime visuali *in situ* e fotografiche). Tali tecniche costituiscono uno *standard* ormai riconosciuto a livello internazionale e sono le più appropriate per essere impiegate all'interno di AMP.

Subtidale (5 metri). Il campionamento è stato effettuato in tre località scelte in modo casuale: una località protetta nella zona A di Pianosa (P) e due località di controllo nell'isola di Caprara (C1) e di San Domino (C2). I controlli sono stati selezionati tra un *set* di possibili località caratterizzate da habitat confrontabili a quelli che si trovano in area a protezione integrale. In ogni località sono stati individuati, sempre in modo casuale, tre siti ad una distanza che rispecchia quella dei siti in Zona A (c.a. 100-300 m l'uno dall'altro). In ogni sito un *team* di subacquei ha effettuato un campionamento fotografico a 5 metri di profondità su substrato con pendenza compresa tra 45° e 90°. Sono state scattate randomicamente 10 fotografie (repliche) per sito mediante l'uso della fotocamera subacquea Canon Eos 400D e con un *frame* di 16 x 23 centimetri (Fig. 23 e 24). In seguito, in laboratorio le fotografie sono state analizzate con il *software* Adobe Photoshop® sovrimponendo una griglia di 24 quadrati per valutare la copertura percentuale delle specie presenti.

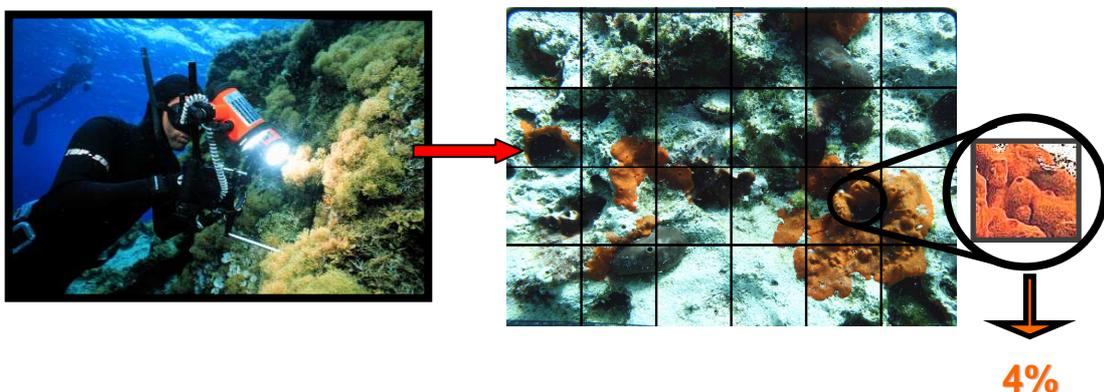


Fig. 23. Campionamento fotografico nel subtidale. In seguito in laboratorio viene sovrapposta sull'immagine una griglia per stimare la copertura % degli organismi. Ogni sottoquadrato corrisponde al 4% dell'area totale.

Ogni quadrato corrispondeva al 4% dell'area totale. Sono stati considerati tutti gli organismi sessili, eretti ed incrostanti, cercando di identificarli fino alla più elevata categoria tassonomica. Per ogni taxon individuato si assegnava un punteggio da 0 a 4 in ogni quadrato: 0 in caso di totale assenza; 1 se la specie copriva circa $\frac{1}{4}$ della superficie del quadrato; 2 se il ricoprimento interessava circa $\frac{1}{2}$ della superficie; 3 se il ricoprimento era intorno ai $\frac{3}{4}$; 4 se la specie occupava tutto il quadrato. Nel caso ci fosse stata una singola occorrenza minore di $\frac{1}{4}$ della superficie veniva attribuito il punteggio di 0,5. I valori finali, per ogni taxon, sono stati sommati per tutti i quadrati in ogni *slide* ed espressi come percentuali (Fraschetti *et al.* 2001). In alcuni casi è risultato utile raggruppare gli organismi secondo la morfologia. Ad esempio, *Ectocarpus* spp. e *Sphacelaria* spp. nelle alghe filamentose (DFA), le Cladophorales nelle alghe verdi filamentose (GFA), *Lithophyllum frondosum*, *Lithophyllum incrustans*, *Mesophyllum alternans* nelle alghe rodoficee incrostanti (ECR). Anche gli invertebrati (spugne, briozoi, cnidari) sono state inclusi in diversi gruppi.

Inoltre, sono stati definiti anche otto gruppi funzionali sulla base del portamento, della taglia e delle modalità di alimentazione degli organismi: Alghe corallinacee incrostanti (CCA) (es. *Lithophyllum* spp.), Detritivori, Alghe incrostanti (*Palmophyllum* sp., *Codium effusum*, Cutleriales), Alghe erette (es. *Codium bursa*, *Padina pavonica*, *Halimeda tuna*, *Peyssonnelia* spp.), Altre *canopy* di macroalghe (Dictyotales), Predatori sessili (es. Hydrozoa, Stoloniferi, *Balanophyllia europea*), Sospensivori (come spugne, tunicati e briozoi), Turf (es. *Corallina elongata*, *Amphiroa rigida*, *Champia* sp.).

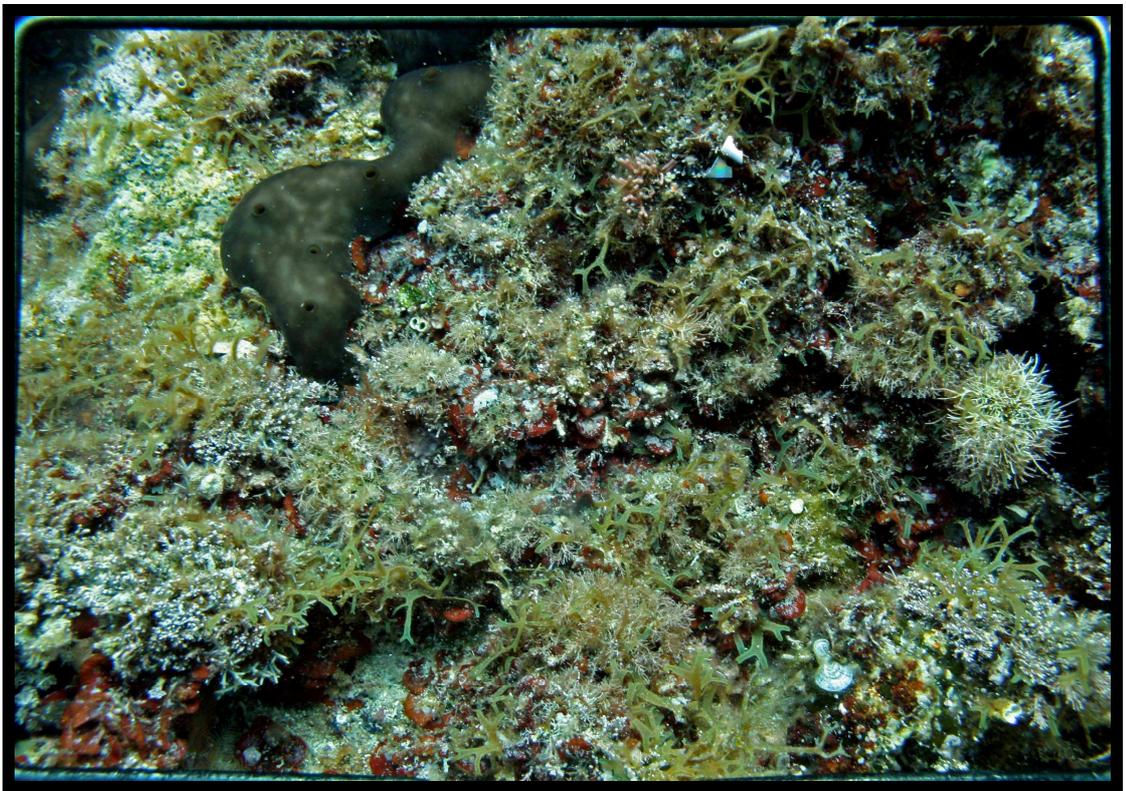




Fig. 24. Fotografie scattate nel subtidale a 5 m di profondità in un *frame* di 16 x 23 cm. Dall'alto in basso: subtidale dell'isola di Pianosa, di Caprara e di San Domino. E' evidente come i popolamenti di Pianosa siano molto diversi da quelli delle altre isole dell'arcipelago.

Frangia infralitorale. A causa di cattive condizioni meteo-marine è stato possibile campionare solo una località di controllo, per cui le analisi e le metodiche usate, sebbene siano le stesse, fanno riferimento a dati raccolti in precedenti campagne di campionamento.

Come per il subtidale, nelle tre località (quella protetta e i due controlli) sono stati scelti casualmente tre siti in cui sono state condotte randomicamente 10 stime visuali di ricoprimento della *canopy* dell'alga bruna *Cystoseira* sp. (quando presente) e dei taxa al disotto delle fronde. Il campionamento è stato effettuato tra i - 0.1 m e gli 0.1 m rispetto al livello medio del mare. Come unità di campionamento è stato utilizzato un quadrato di 20 x 20 cm (Fig. 25), diviso in 25 sottoquadrati di 5 cm corrispondenti a circa il 4% del totale per facilitare i conteggi. In ogni quadrato è stata valutata, *in situ*, l'abbondanza di ogni singolo taxon del substrato con la stessa metodica utilizzata per analizzare le fotografie del subtidale.



Fig. 25. Quadrato utilizzato per stimare la copertura % degli organismi nella frangia infralitorale. Ogni sottoquadrato corrisponde al 4% dell'area totale.

In presenza dell'alga bruna *Cystoseira* sp., questo conteggio veniva condotto dopo la valutazione della copertura dell'alga e lo spostamento delle fronde.

La maggior parte dei taxa è stato identificato, quando possibile, fino a livello di specie. La presenza di invertebrati vagili come *Patella* sp. e *Columbella rustica* è stata valutata come numero di individui per quadrato. Organismi piccoli e veloci come anfipodi e policheti non sono stati considerati. In alcuni casi, i taxa sono stati raggruppati in base alla morfologia. Ad esempio, possono essere citati i gruppi delle alghe filamentose (DFA) che appartengono principalmente all'ordine delle Ceramiales, delle alghe rodoficee incrostanti (ECR) (come *Lithophyllum* spp.), delle alghe verdi filamentose (GFA) (come *Cladophora* sp. ed *Enteromorpha* spp.) e dei briozoi ramificati (TRB) (es. *Bugula neritina*).

Anche in questo caso i diversi taxa sono stati poi inseriti in otto gruppi funzionali: Alghe corallinacee incrostanti (CCA) (es. *Lithophyllum* sp.), Alghe incrostanti (Cutleriales), Alghe erette (es. *Valonia* sp., *Gastroclonium* sp., *Halimeda tuna*), Erbivori (*Patella* sp., *Columbella rustica*), Altre canopy di macroalghe (es. Dictyotales, *Sargassum* sp.), Predatori sessili (es. Hydrozoa, attinie), Sospensivori (come spugne, briozoi e tunicati), Turf (es. *Corallina elongata*, *Amphiroa rigida*, *Champia* sp., *Laurencia complex*).

***Posidonia oceanica*.** La scelta delle località per la valutazione dell'effetto dell'ancoraggio sulla *P. oceanica* è stata fatta tenendo conto della cartografia prodotta dal CoNISMa nel 2007 e dei suggerimenti del personale dell'AMP.



Fig. 26. Conta dei fasci fogliari su prateria di *P. oceanica*.

Le due località non impattate (**L1**: 42°07'17,96" N - 15°29'47,86" E; **L2**: 42°07'14,18" N - 15°30'04,17" E) sono state scelte in modo casuale tra le isole di Caprara, San Nicola e Cretaccio, dove secondo le indicazioni non ci dovrebbe essere ancoraggio per la presenza di capitelli sommersi impiegati a tale scopo. Le due località di controllo (**L1**: 42°06'59,20" N - 15°29'47,38" E; **L2**: 42°06'50,86" N - 15°29'42,70" E) sono state campionate sulla costa dell'isola di San Domino, adiacenti a due baie adibite alla balneazione e all'ancoraggio d'imbarcazioni da diporto, ma scelte sempre in modo casuale tra un *set* di possibili località. In ciascuna località sono state individuate randomicamente due praterie (siti) e, in ognuna, sono stati effettuati i conteggi dei fasci fogliari in cinque quadrati di 50 × 50 cm selezionati anch'essi randomicamente (Fig. 26). Le operazioni sono state effettuate da due *team* di subacquei.

Grotte sommerse. Anche in questo caso a causa delle cattive condizioni meteo-marine è stato possibile campionare una sola grotta nell'isola di San Domino. Per questo motivo nel presente lavoro di tesi non sarà valutato l'impatto della frequentazione turistica nelle grotte sommerse delle Isole Tremiti. L'unica grotta campionata è comunque servita per apprendere le metodiche di raccolta dati in un ambiente così caratteristico ed estremo. Riportiamo, di seguito, le tecniche utilizzate in questa occasione.

La grotta in questione (Grotta del Sale) si trova a c.a. -8 m rispetto al livello del mare, è profonda 15 m ed è completamente sommersa. Il campionamento è stato effettuato da un *team* di subacquei mediante l'ausilio di fotografie scattate a 0 m, 10 m e 15 m di

distanza dall'entrata della grotta con la stessa macchina fotografica e *frame* utilizzati per il subtidale. In questo caso sono stati adoperati anche *flash* e torce subacquee per aumentare l'illuminazione. Ad ogni distanza dall'entrata della grotta sono stati scelti casualmente tre aree in cui sono state scattate randomicamente 10 fotografie (repliche) per un totale di 70 unità di osservazione (a 15 m è stata individuata una sola area poiché lo spazio era ridotto).

Le fotografie sono state analizzate successivamente in laboratorio stimando la copertura percentuale degli organismi con le stesse metodiche impiegate per il subtidale.

Analisi dei dati

I dati raccolti sono stati analizzati con *Permutational multivariate analysis of variance* (PERMANOVA) sia per le singole variabili (condotta su distanze Euclidee), come la copertura percentuale e il numero di taxa, sia sull'intero *dataset* per valutare la risposta dei popolamenti agli effetti potenziali della protezione a differenti scale spaziali e nel tempo. L'uso della PERMANOVA per l'analisi sulle singole variabili è giustificato dal fatto che se vengono applicate le distanze Euclidee sui dati, il valore del rapporto F ottenuto tramite permutazioni è esattamente lo stesso di quello ottenuto con la tradizionale analisi della varianza (ANOVA) (Anderson *et al.* 2008).

E' stato più volte dimostrato che l'approccio integrato di analisi univariate e multivariate possa meglio stimare le differenze nei popolamenti, soprattutto negli studi di valutazione d'impatto (Chapman *et al.* 1995; Clarke 1993).

L'analisi effettuata è di tipo asimmetrico poiché l'AMP delle Isole Tremiti possiede una sola zona A e quindi non vi è stata replicazione dell'area sottoposta a protezione rispetto alle aree di riferimento. In questo caso, le procedure '*Before After Control Impact*' evolute risultano adeguate al monitoraggio degli effetti della protezione ed è possibile esaminare l'ipotesi secondo cui i popolamenti di una AMP differiscono da quelli di aree di controllo simili. È comunque necessario utilizzare controlli multipli per distinguere tra variabilità naturale ed effetti indotti dall'intervento di protezione.

Per quanto riguarda il subtidale e la frangia, per valutare l'effetto della protezione e i possibili cambiamenti dei popolamenti nel tempo, i dati raccolti in questo lavoro di tesi sono stati integrati ai dati ottenuti in altri quattro tempi relativi a precedenti campagne di monitoraggio dell'AMP delle Isole Tremiti: T1 (Maggio-Giugno 2002), T2

(Settembre-Ottobre 2002), T3 (Maggio-Settembre 2003), T4 (Giugno 2006). In ogni data sono state utilizzate le medesime tecniche di campionamento.

Subtidale (5 metri). Il disegno sperimentale è stato impostato con quattro fattori: “Tempo” *random* con cinque livelli (le date di campionamento), “Protezione” fisso con due livelli (Protetto e Controllo) e ortogonale al fattore Tempo, “Località” *random* gerarchizzato nel fattore “Protezione” e con due livelli (Località1 e Località2, ma c’è una sola località protetta poiché il disegno è asimmetrico), e “Sito” *random* con tre livelli (Sito1, Sito2 e Sito3) gerarchizzato nel fattore “Località”, con 10 repliche.

Al fine di testare l’ipotesi che singole variabili come il numero di taxa e la copertura percentuale di alghe ed invertebrati sessili mostrino delle differenze tra tratti di costa protetti rispetto a quelli non protetti, è stata fatta un’analisi univariata. Poiché una delle assunzioni dell’ANOVA riguarda l’omogeneità delle varianze tra osservazioni attraverso i livelli dei fattori, prima di procedere nell’analisi è stato condotto il test di Cochran. In questo caso il test non è risultato significativo per cui è stato possibile effettuare una PERMANOVA su distanze Euclidee e su dati non trasformati.

Invece, per esaminare struttura e composizione dell’intero popolamento nel tempo in presenza e assenza del fattore protezione, a differenti scale spaziali, è stata eseguita un’analisi multivariata PERMANOVA (Anderson 2001a). Le analisi sono state condotte su una matrice di dissimilarità di Bray-Curtis (Bray e Curtis 1957) con 9999 permutazioni *random* delle unità appropriate (Anderson 2001b; Anderson e Ter Braak 2003) e su dati non trasformati. Per sviluppare le analisi è stato adoperato il programma PRIMER. Un’ulteriore PERMANOVA è stata effettuata anche sui gruppi funzionali sempre su una matrice di dissimilarità di Bray-Curtis e su dati non trasformati. La procedura di PERMANOVA, a differenza della maggior parte dei metodi multivariati che confrontano la struttura dei popolamenti solo su base grafica attraverso tecniche di classificazione ed ordinamento dei dati, è in grado di ripartire la variabilità algebrica in base alle diverse sorgenti incluse nello studio permettendo l’analisi di ipotesi in un contesto multivariato.

Inoltre, allo scopo di valutare i taxa maggiormente presenti nella zona A e nei controlli è stato effettuato un SIMPER (*similarity percentage analysis*) sulla matrice dei popolamenti considerando il fattore “Protezione”. Questa procedura restituisce l’abbondanza media di ogni taxon nei gruppi analizzati (in questo caso area protetta e controlli). Inoltre, effettuando un confronto tra i gruppi, questa procedura restituisce la

dissimilarità media di ogni taxon che permette di capire quali organismi sono più importanti nel determinare le differenze osservate tra gruppi. Il SIMPER sui gruppi funzionali è stato invece fatto considerando l'interazione "Protezione x Località" in modo da visualizzare quali gruppi funzionali erano più abbondanti nelle tre località campionate.

La variazione temporale dei popolamenti è stata valutata mediante le componenti della varianza. E' stata così costruita una matrice per ogni singolo sito considerando tutte le date di campionamento. Da questi dati non trasformati è stata ottenuta una matrice di dissimilarità di Bray-Curtis e condotta un'analisi multivariata PERMANOVA considerando solo il fattore "Tempo".

Un'ulteriore analisi è stata fatta su ogni singola data di campionamento per visualizzare le differenze tra zona A e aree di riferimento, in ogni tempo. In questo caso, dalla matrice di dissimilarità di Bray-Curtis e sui dati non trasformati sono stati calcolati i centroidi sulle località e quindi rappresentati graficamente con una *non-metric multi-dimensional scaling ordination* (nMDS) (Kruskal e Wish 1978). Questa procedura multivariata di ordinamento permette di identificare le unità di campionamento come punti all'interno di una mappa costituita da due o tre dimensioni, in modo tale che le distanze tra i punti siano rappresentative dei valori di similarità ottenuti dalla matrice triangolare. Tale procedura analitica di ordinamento permette, quindi, di compiere osservazioni sul grado di maggiore o minore somiglianza tra le unità di campionamento sulla base dei rapporti delle distanze tra punti, ma non consente di rilevare differenze statisticamente significative. La bontà del risultato viene espressa in termini di valori di stress.

Infine, i dati sono stati rappresentati graficamente anche tramite una *CAP analysis* effettuata sull'interazione "Protezione x Località". L'analisi canonica delle coordinate principali (CAP) (Anderson e Robinson 2003; Anderson e Willis 2003), ha il potenziale di discriminare fra gruppi identificati a priori calcolando le coordinate principali della matrice di similarità (o dissimilarità) e in seguito usa questi assi per prevedere l'appartenenza ai diversi gruppi. Nel nostro caso, l'idea era quella di utilizzare la nostra ipotesi di esistenza di differenze fra la località protetta e quelle di controllo. La CAP è in grado di individuare l'asse che meglio separa questi gruppi. Inoltre, sul grafico sono stati riportati i taxa responsabili per le differenze fra le località che emergono dalla CAP calcolando la correlazione di Pearson fra le variabili (taxa)

con gli assi dell'ordinamento canonico. Le correlazioni sono state plottate sotto forma di frecce nel grafico della CAP solo in presenza di una forte correlazione ($r > 0,4$).

Frangia infralitorale. In questo habitat è stato impostato lo stesso disegno sperimentale e condotte le stesse analisi che sono state sviluppate anche per il subtidale, ma alla matrice dei dati è stata sottratta la componente della *canopy* a *Cystoseira* sp.. L'abbondanza della *canopy* è stata rappresentata graficamente.

Posidonia oceanica. Per valutare l'impatto dell'ancoraggio sulle praterie di *Posidonia oceanica* e quindi possibili variazioni tra area protetta e controlli, è stata eseguita una PERMANOVA con 9999 permutazioni sulle distanze Euclidee, per rendere l'analisi univariata, e su dati non trasformati. Nell'analisi sono stati considerati tre fattori: "Protezione" fisso con i livelli Protetto e Impattato; "Località" *random* con due livelli (Località1 e Località2) gerarchizzato nel fattore "Protezione", e "Sito" *random* con due livelli (Sito1 e Sito2) gerarchizzato nel fattore "Località". In ogni livello del fattore "Sito" sono presenti cinque repliche. I dati raccolti sono stati espressi come numero di fasci fogliari per unità di superficie e la condizione delle praterie è stata valutata secondo i tabulati presenti in letteratura (Giraud 1977; Pergent *et al.* 1995).

Risultati

Caratterizzazione dei popolamenti bentonici

Subtidale (5 metri). Figura 27 mostra l'andamento del numero di specie/taxa in questo habitat. In tutto sono stati individuati 69 taxa, tra alghe e invertebrati. Come si osserva dal grafico, Pianosa è caratterizzata da un numero minore di taxa rispetto ai controlli. L'analisi univariata condotta su questa variabile di risposta mostra differenze significative tra i siti delle tre località se pure in modo non consistente nel tempo (TxS(L(P)), $p=0,001$). Questo risultato evidenzia la variabilità del sistema investigato indipendentemente da un effetto della protezione. Il risultato importante è quello relativo alle differenze significative fra popolamenti di Pianosa ed i controlli che si mantengono in modo consistente nel tempo (TxP, $p=0,8738$) (Tab. 5). Come per il numero delle specie, anche la copertura percentuale degli organismi mostra una variabilità fra siti non consistente nel tempo (TxS(L(P)), $p=0,0001$), ma non si osserva un effetto del fattore "protezione" su questa variabile (Tab. 5).

Le differenze tra zona A e i controlli si osservano anche dall'analisi multivariata (Tab. 6). La PERMANOVA condotta sull'intero popolamento mostra anche in questo caso una significativa variabilità alla scala dei siti in modo non consistente nel tempo (TxS(L(P)), $p=0,0001$). Al di là di questo risultato legato alla variabilità naturale del sistema investigato, si osservano differenze significative fra i popolamenti di Pianosa ed i controlli che non cambiano con il tempo (TxP, $p=0,3644$). Gli stessi risultati sono stati ottenuti anche dall'analisi multivariata sui gruppi funzionali (Tab. 6).

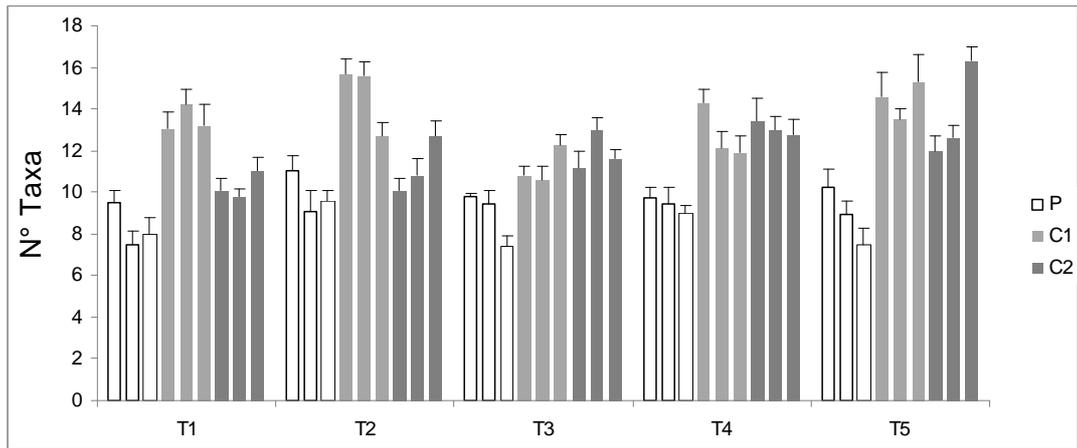


Fig. 27. Andamento del numero di taxa nel subtidale a 5 metri di profondità. Gli istogrammi di colore bianco indicano i siti della località protetta e quelli in grigio i siti delle due località di controllo nelle cinque date di campionamento. P: Protezione; C: Controlli.

Tab. 5. Analisi univariata effettuata tramite PERMANOVA sulle distanze Euclidee del numero di taxa e della copertura percentuale degli organismi. T: Tempo, P: Protezione, L: Località, S: Sito.

Sorgente di variazione	d.f.	N°Taxa			Copertura %		
		MS	F	p	MS	F	p
T	4	33,957	0,59614	0,6923	733,72	1,0154	0,4963
P	1	1300,8	9,4604	0,0237	1853,3	0,67774	0,6433
L(P)	1	125,45	1,6689	0,2129	13,441	0,52172	0,7806
TxP	4	18,068	0,3172	0,8738	3787,3	5,2412	0,075
S(L(P))	6	24,891	2,2325	0,0757	1339	1,2607	0,3065
TxL(P)	4	56,962	5,1089	0,0036	722,6	0,68032	0,6109
TxS(L(P))	24	11,149	2,1616	0,001	1062,1	7,0343	0,0001
Residuo	405	5,158			150,99		

Tab. 6. PERMANOVA basata sulle dissimilarità di Bray-Curtis (dati non trasformati) dei 69 taxa e degli 8 gruppi funzionali. Ogni test è stato condotto utilizzando 9999 permutazioni.

Sorgente di variazione	d.f.	Popolamenti			Gruppi funzionali		
		MS	F	p	MS	F	p
T	4	24383	2,0705	0,0229	9393,5	3,4029	0,0056
P	1	253470	6,9518	0,0093	277890	21,293	0,0015
L(P)	1	24622	1,6712	0,0546	8248,4	1,6805	0,0897
TxP	4	13534	1,1492	0,3644	4932,3	1,7867	0,0929
S(L(P))	6	7141,4	1,021	0,4359	3892,9	1,3275	0,1681
TxL(P)	4	11777	1,6838	0,041	2760,5	0,94135	0,5227
TxS(L(P))	24	6994,3	5,725	0,0001	2932,5	4,5005	0,0001
Residuo	405	1221,7			651,59		

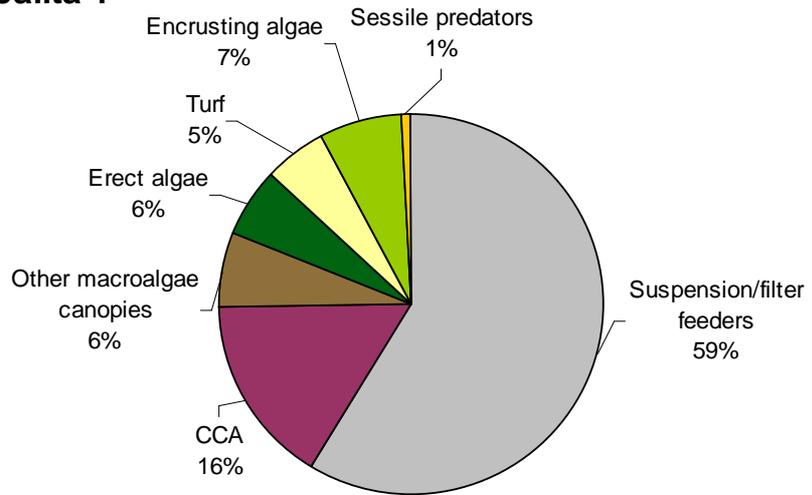
Come già spiegato in precedenza e da quanto si osserva anche nel SIMPER effettuato sui 69 taxa per il fattore “Protezione” (Tab. 7), Pianosa è caratterizzata da spugne rosse incrostanti (*Crambe/Spirastrella*) e da alghe rodofeece incrostanti (ECR, come *Lithophyllum* sp.) popolamenti tipici di *barren*, mentre nel resto dell’Arcipelago dominano alghe del genere *Peyssonnelia* spp., dell’ordine delle Dictyotales ed alghe corallinacee articolate (AC).

Questo *trend* si riscontra anche nei gruppi funzionali: le alghe erette (6%), le *canopy* di macroalghe (6%), le alghe con portamento a turf (5%) e le alghe incrostanti, come Cutleriales (7%), sono poco rappresentate in zona A, mentre prevalgono i sospensivori (59%), principalmente spugne, e le alghe corallinacee incrostanti (CCA) (16%). Presenti, ma molto raramente, anche piccoli predatori sessili (Fig. 28). A San Domino e a Caprara, dove sono stati individuati i controlli, ci sono, invece, popolamenti molto diversi rispetto a Pianosa. Infatti sono abbondanti i gruppi funzionali delle alghe erette, del turf e delle *canopy* di macroalghe (Dictyotales), mentre diminuiscono i sospensivori (soprattutto le spugne) e le CCA.

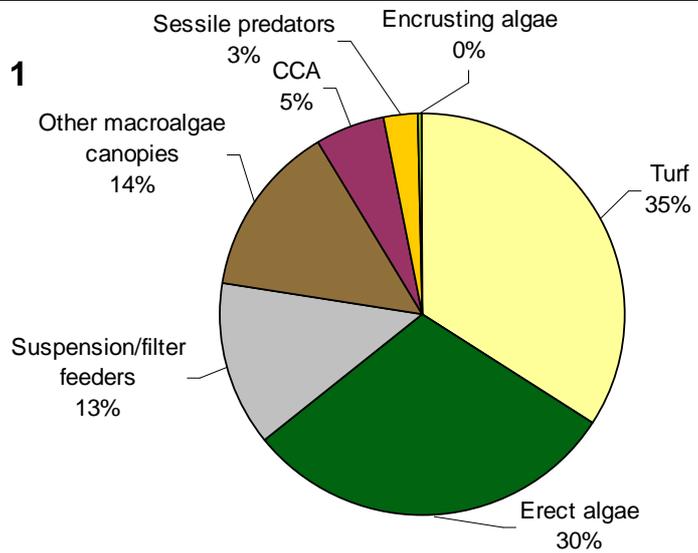
Tab. 7. SIMPER condotto sul popolamento considerando il fattore “Protezione”. Vengono riportate le abbondanze medie dei taxa nell’area protetta e nei controlli. L’ultima colonna indica i taxa maggiormente responsabili della differenza tra zona A e controlli.

Specie	P	C	P vs C
	Abbondanza media	Abbondanza media	Dissimilarità media
Encrusting Red Sponges (ERS)	28,81	3,93	17,45
<i>Peyssonnelia</i> spp.	2,93	15,41	9,41
Encrusting Calcified Rodophytes (ECR)	11,51	4,55	6,75
Dictyotales	4,55	9,86	6,23
Articulated Corallinaceae (AC)	1,47	7,31	4,8
Dark Filamentous Algae (DFA)	1,32	6,37	4,42
<i>Cliona</i> sp.	6,25	0,65	4,21
<i>Padina pavonica</i>	1,13	4,93	3,4
Cutleriales	4,96	0,21	3,21
<i>Corallina</i> sp.	0,1	4,03	2,67
<i>Chondrosia reniformis</i>	2,34	1,64	2,41
Massive dark Sponges (MDS)	1,26	2,23	2,07
Encrusting Bryozoans (EB)	1,64	1,4	1,73
<i>Halimeda tuna</i>	0,06	2,53	1,67
Green Filamentous Algae (GFA)	0,29	1,65	1,14
Hydrozoa	0,23	1,28	0,89

Protezione - Località 1



Controllo - Località 1



Controllo - Località 2

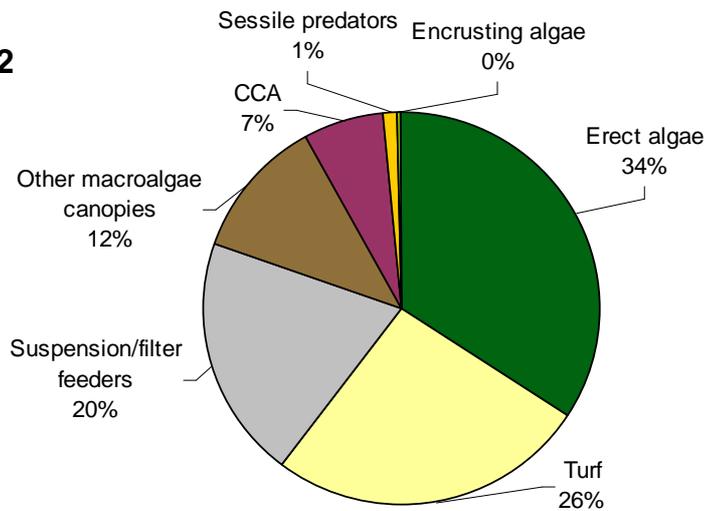


Fig. 28. Percentuali relative alle abbondanze medie dei diversi gruppi funzionali ottenute con il SIMPER.

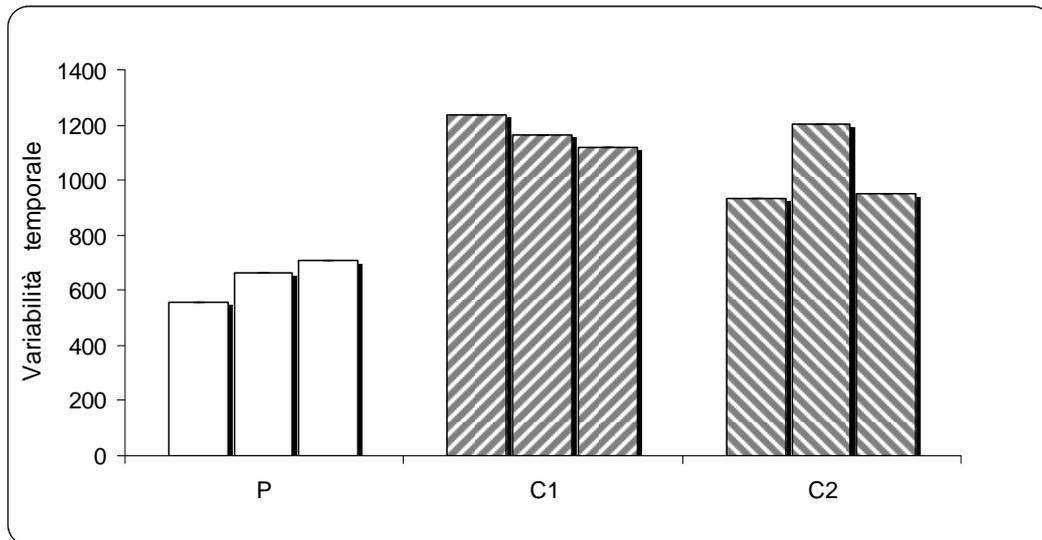


Fig. 29. Variabilità temporale della struttura dei popolamenti nelle tre aree di campionamento.

Limitatamente alla terza data di campionamento e nelle due località di controllo, è stata osservata la presenza di mucillagine che però non è stata inserita nelle analisi. La presenza di questa componente organica rinvenuta solo in Maggio-Giugno 2003 è verosimilmente legate alle grandi fioriture algali e ai fenomeni di mucillagini che si sono verificate nell'alto Adriatico negli anni 2002-2003 (dati ARPA Emilia-Romagna).

Le stime delle componenti di varianza ottenute tramite PERMANOVA condotta sul fattore "Tempo" separatamente sui siti di ciascuna località, mostrano che la variabilità temporale dei popolamenti è maggiore nei siti dei controlli rispetto ai siti della zona A. Questo suggerisce che la struttura dei popolamenti caratteristica del *barren* di Pianosa sia piuttosto stabile nel tempo (Fig. 29).

L'nMDS conferma i risultati ottenuti tramite PERMANOVA. Questa tecnica di ordinamento (Fig. 30-34), condotta separatamente sulle singole date di campionamento, mostra una netta separazione tra la zona protetta e i due controlli. Sul *plot* delle CAP (Fig. 35-39) sono stati riportati i taxa responsabili delle differenze osservate. Anche in questo caso si nota che i taxa più importanti nel determinare queste differenze sono le alghe rodoficee incrostanti (ECR), le spugne rosse incrostanti (ERS) e i Clionidi per la zona A e per i controlli sono le alghe erette come *Peyssonnelia* spp., *Halimeda tuna*, *Padina pavonica* e la componente a turf (es. *Amphiroa rigida*, *Corallina elongata*).

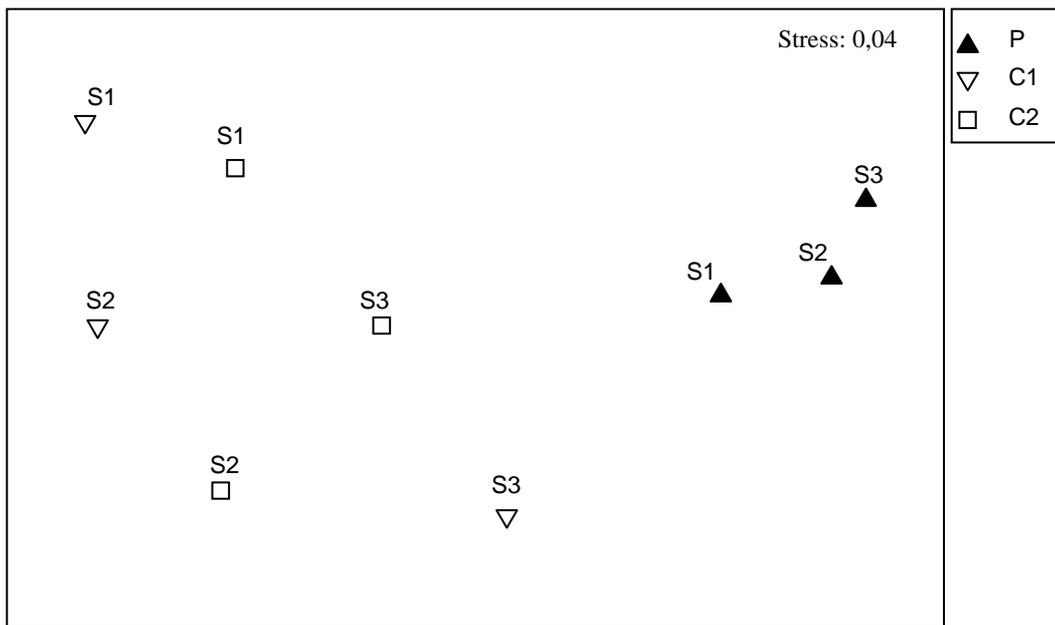


Fig. 30. *Non-metric multidimensional scaling (nMDS)* calcolata sui centroidi delle Località nella prima data di campionamento. I simboli bianchi indicano i siti delle due località di controllo e i simboli neri i siti della località protetta. In alto a destra il valore di stress che indica la bontà del risultato.

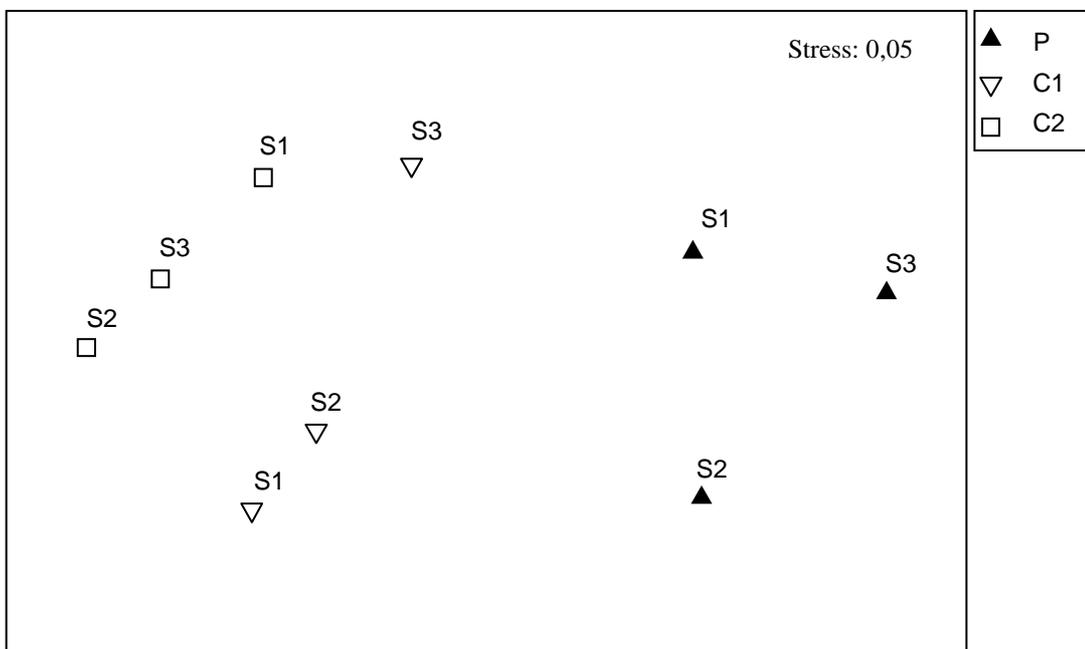


Fig. 31. *Non-metric multidimensional scaling (nMDS)* per la seconda data di campionamento.

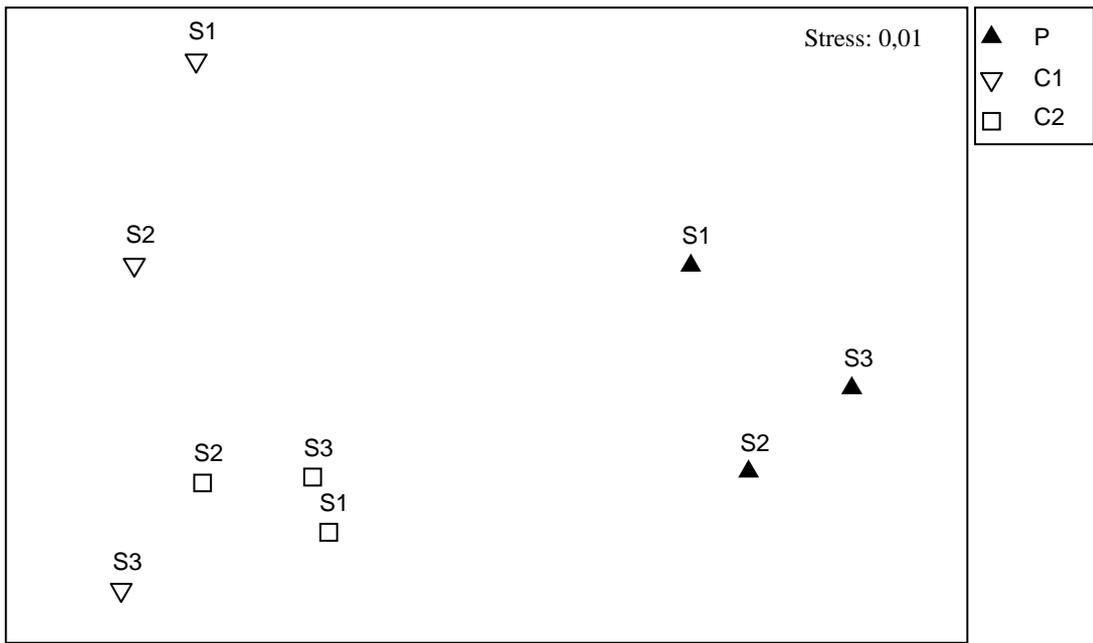


Fig. 32. nMDS condotto sulla terza data di campionamento.



Fig. 33. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) della quarta data di campionamento.

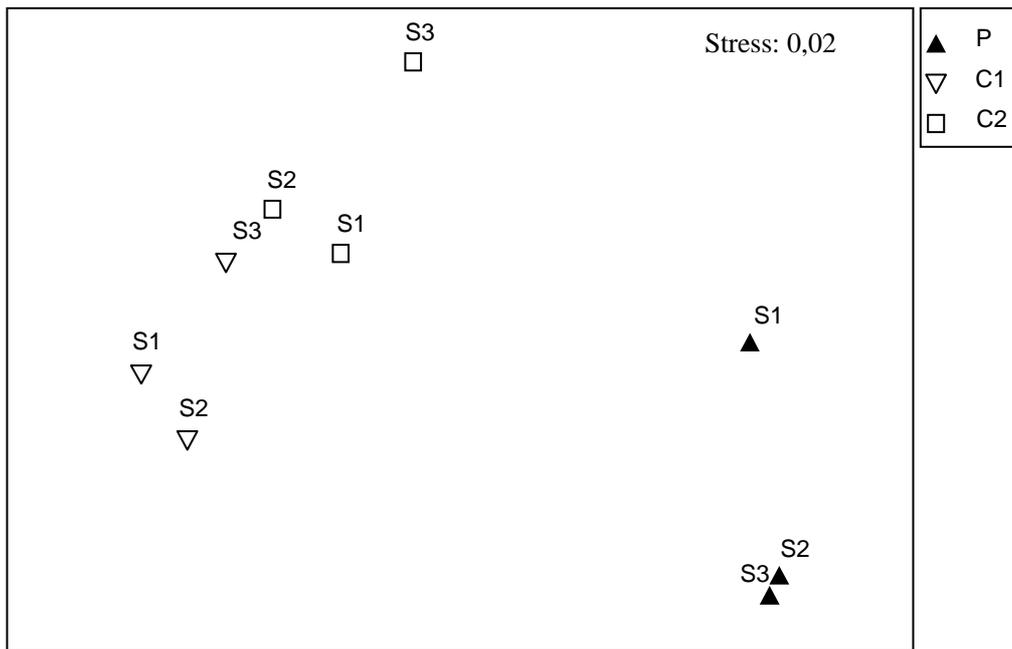


Fig. 34. nMDS della quinta data di campionamento.

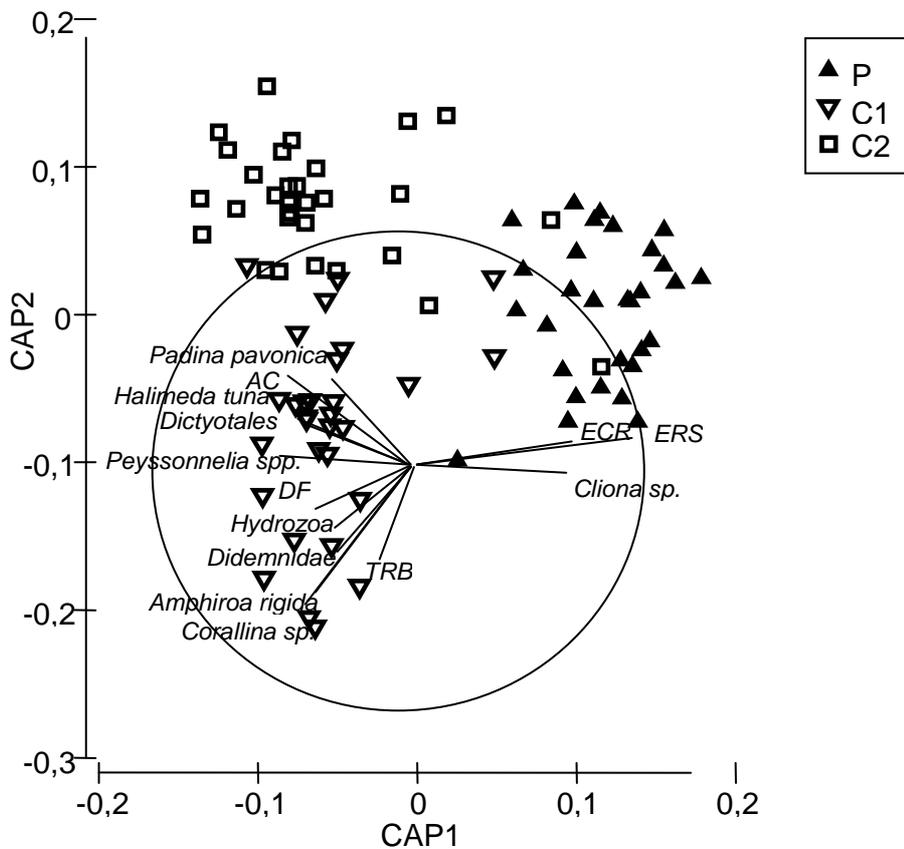


Fig. 35. L'analisi canonica delle coordinate principali (CAP) condotta sui dati relativi alla prima data di campionamento per l'interazione "P x L". I simboli neri indicano la zona protetta, mentre i bianchi i controlli. Sul grafico è stata plottata la correlazione fra le variabili (taxa) e gli assi dell'ordinamento canonico sotto forma di frecce ($r > 0,4$).

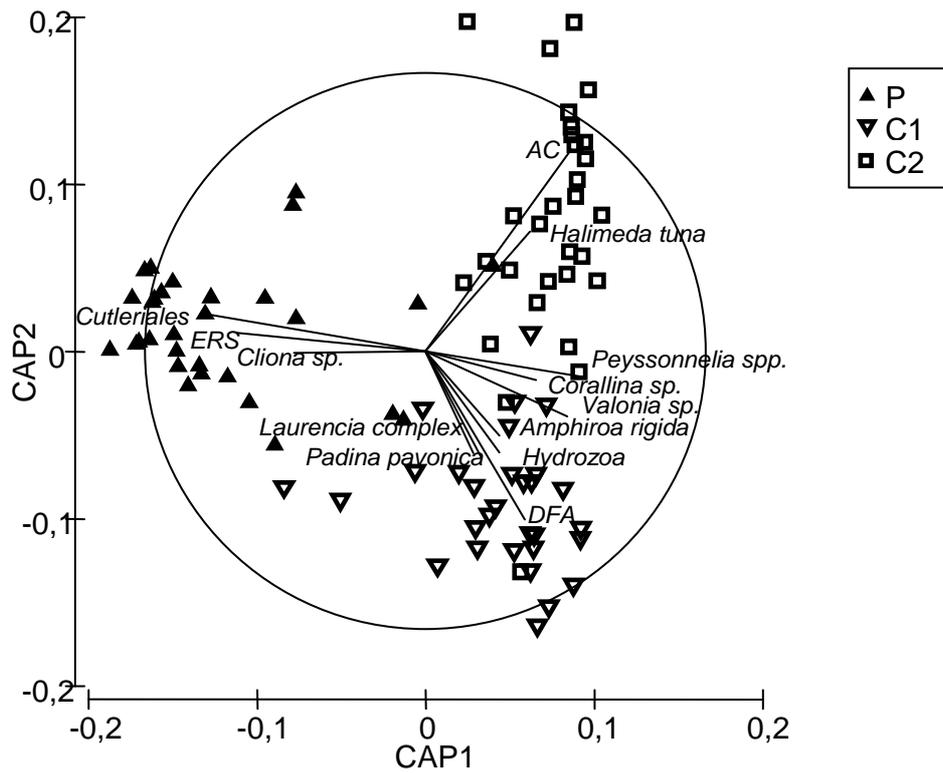


Fig. 36. CAP analysis relativa alla seconda data di campionamento.

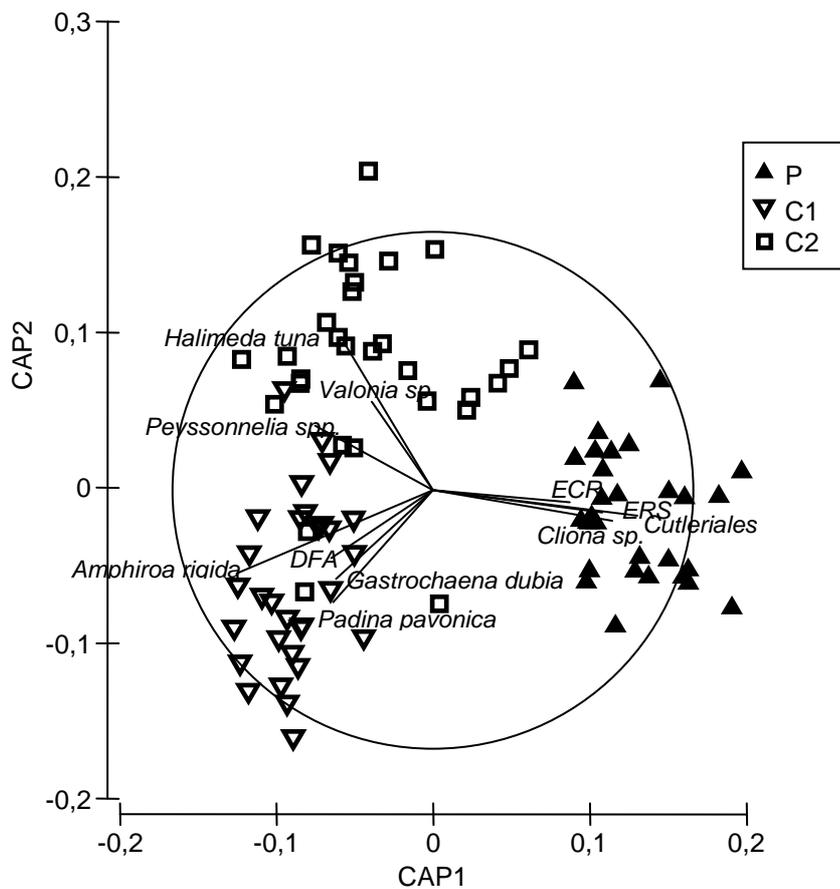


Fig. 37. CAP analysis condotta sulla terza data di campionamento.

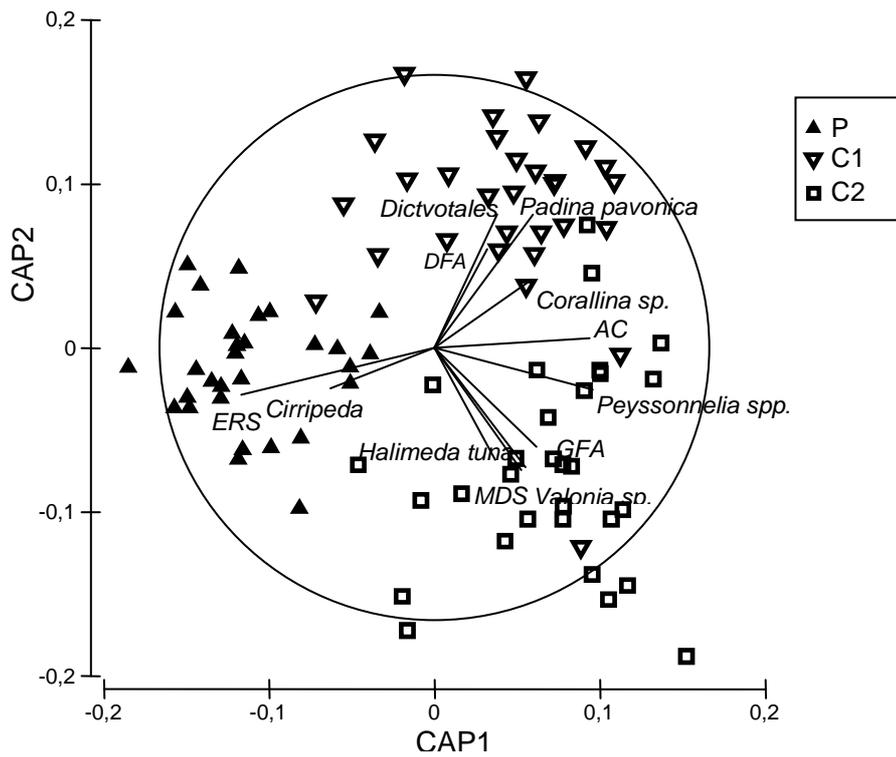


Fig. 38. CAP analysis relativa alla quarta data di campionamento.

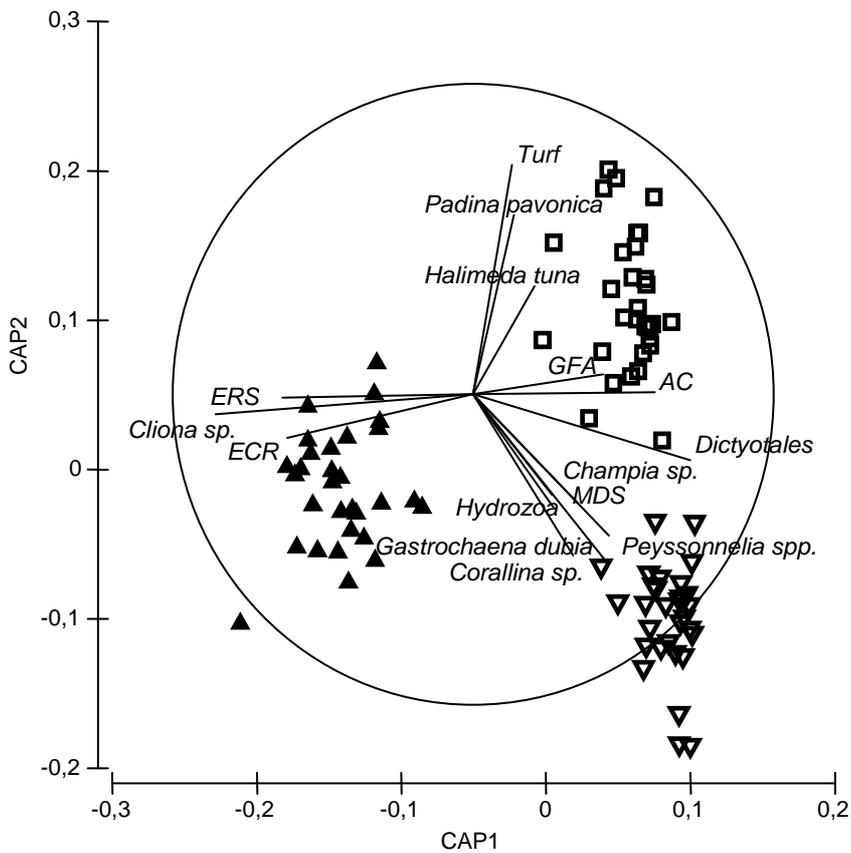


Fig. 39. CAP analysis relativa alla quinta data di campionamento.

Frangia infralitorale. Sono stati riconosciuti un totale di 61 taxa fra alghe e invertebrati. Questo habitat è principalmente caratterizzato dall'alga *Cystoseira* che spesso raggiunge percentuali di copertura del 100%. La specie dominante è *Cystoseira amentacea* ma sono presenti anche *Cystoseira barbata* e *Cystoseira compressa*, se pure con percentuali meno elevate. Il popolamento associato è caratterizzato da mitili e da alghe come *Laurencia complex* e *Valonia* sp., ma non mancano anche ascidiacei come *Diplosoma* spp. e i Didemnidae, alghe corallinacee articolate ed aghe filamentose (GFA e DFA), spugne (*Phorbas* spp. ed *Ircinia variabilis*), e cnidari come *Corynactis viridis*. Figura 40 e Figura 41 mostrano rispettivamente l'andamento del numero di taxa e della copertura percentuale, sottratta la componente di *Cystoseira* sp., nella località protetta e nei controlli, per tutte le date di campionamento. La copertura della *canopy* a *Cystoseira* spp. mostra un'elevata variabilità alla scala dei siti in tutte le date di campionamento (Fig. 42).

Dall'analisi univariata sul numero di taxa (Tab. 8) si osservano differenze significative tra i siti in modo non consistente nel tempo (TxS(L(P)), $p=0,0001$). Nella frangia, al contrario del subtidale, non si osservano differenze significative nel numero di specie/taxa tra l'area protetta e i controlli (P, $p=0,9682$, TxP, $p=0,2089$). L'analisi sulla copertura percentuale degli organismi mostra gli stessi risultati ottenuti per il numero di taxa (Tab. 8).

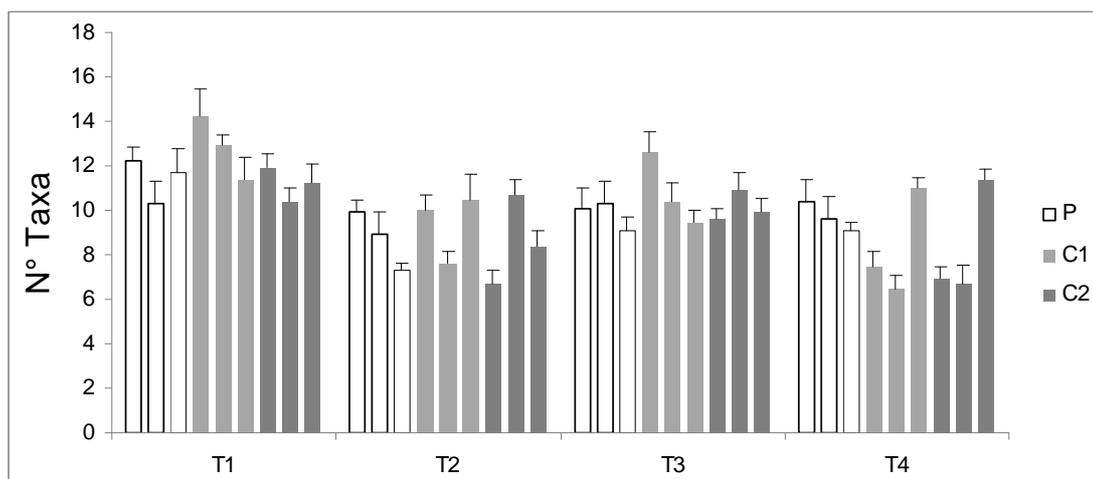


Fig. 40. Andamento del numero di taxa nella località protetta (istogrammi colore bianco) e nelle località di controllo (istogrammi colore grigio) nelle quattro date di campionamento. P: Protezione, C: Controlli.

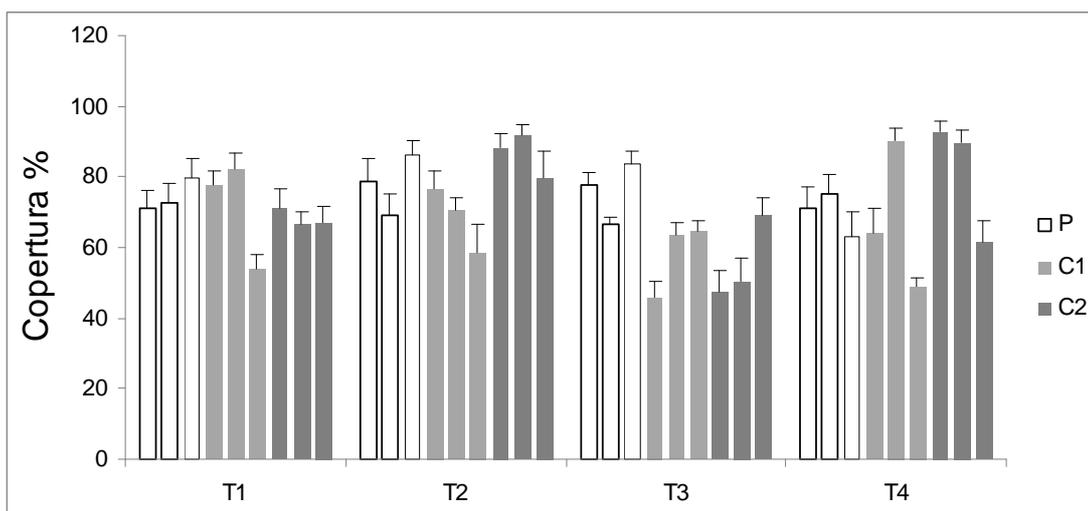


Fig. 41. Copertura percentuale degli organismi a cui è stata sottratta la componente di *Cystoseira* spp.

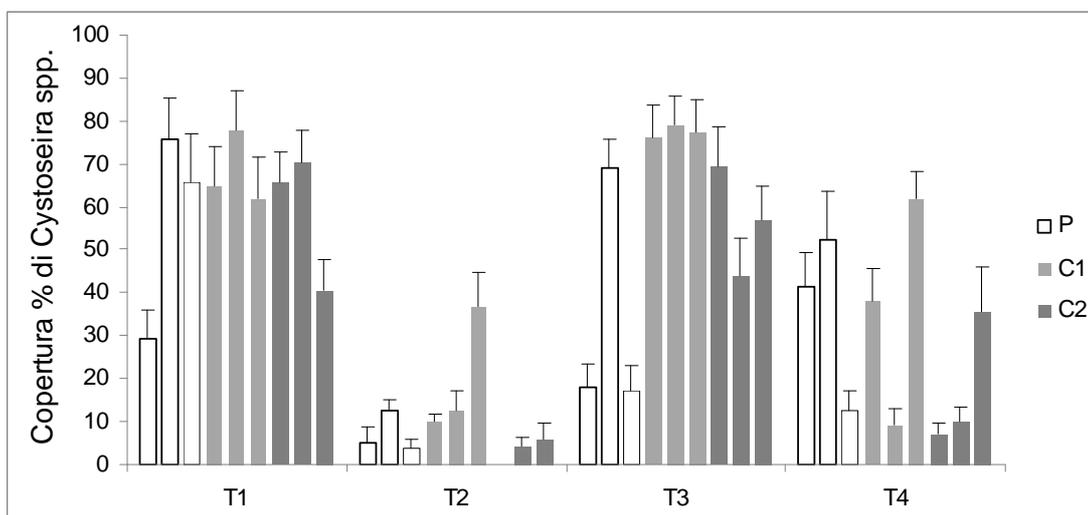


Fig. 42. Copertura percentuale di *Cystoseira* spp. nelle quattro date di campionamento.

Tab. 8. Analisi univariata della varianza effettuata con PERMANOVA su distanze Euclidee del numero di taxa e della loro copertura percentuale. T: Tempo, P: Protezione, L: Località, S: Sito.

Sorgente di variazione	d.f.	N°Taxa			Copertura %		
		MS	F	p	MS	F	p
T	3	137,96	19,693	0,0157	1977,8	1,0573	0,4755
P	1	8,89E-02	0,12759	0,9682	2296,9	0,88792	0,5592
L(P)	1	36,817	1,9421	0,1817	2733,8	1,0975	0,3975
TxP	3	18,789	2,682	0,2089	1959,8	1,0477	0,4822
S(L(P))	6	23,942	1,0282	0,4287	1692,7	1,4384	0,258
TxL(P)	3	7,0056	0,30085	0,8233	1870,5	1,5895	0,2271
TxS(L(P))	18	23,286	4,2621	0,0001	1176,8	4,3461	0,0001
Residuo	324	5,4636			270,77		

Tab. 9. PERMANOVA condotta sulla struttura dei popolamenti e sui gruppi funzionali.

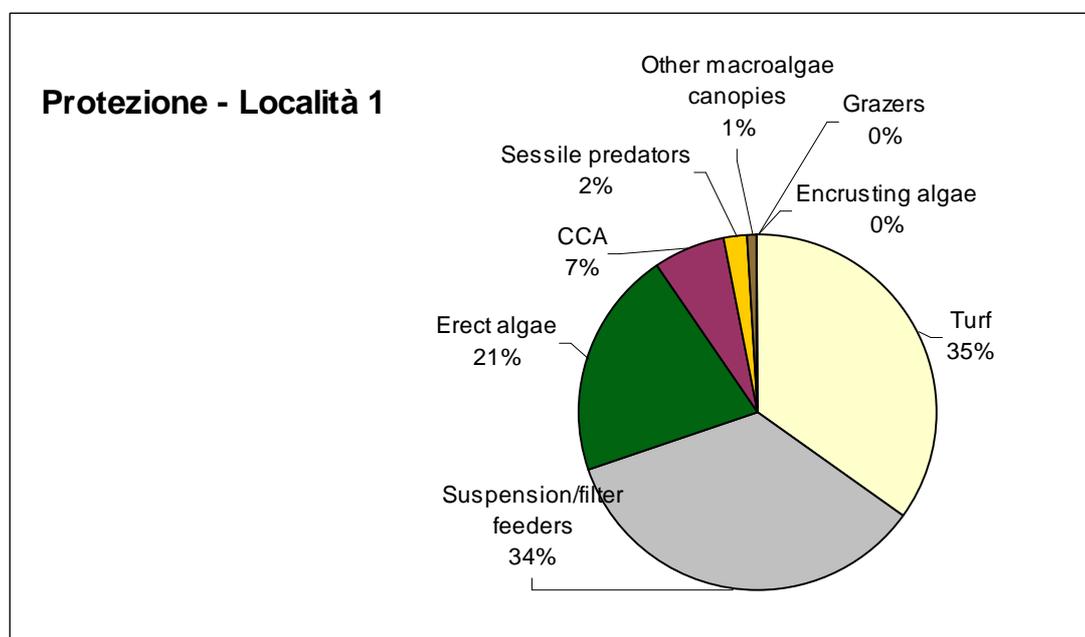
Sorgente di variazione	d.f.	Popolamenti			Gruppi funzionali		
		MS	F	p	MS	F	p
T	3	49920	7,8565	0,0005	36374	9,3545	0,0046
P	1	20157	1,3629	0,3406	10877	1,0234	0,4895
L(P)	1	9628,6	1,0281	0,4366	7557,6	1,1869	0,3259
TxP	3	9823,4	1,546	0,194	6869,3	1,7666	0,1907
S(L(P))	6	10182	1,3813	0,1141	4652,2	1,8034	0,046
TxL(P)	3	6354	0,86197	0,6116	3888,4	1,5074	0,1575
TxS(L(P))	18	7371,4	5,6099	0,0001	2579,6	3,7457	0,0001
Residuo	324	1314			688,7		

Anche la PERMANOVA sull'intero popolamento mostra differenze tra siti non consistenti nel tempo (TxS(L(P)), $p=0,0001$) ma non si osservano differenze significative fra zona A e controlli (P, $p=0,3406$). Lo stesso risultato è stato ottenuto nell'analisi multivariata condotta sui gruppi funzionali la quale non ha mostrato differenze significative fra Pianosa e i controlli (Tab. 9).

I taxa maggiormente presenti nell'Arcipelago, sia a Pianosa sia nei controlli sono i mitili, *Laurencia complex* e *Valonia* sp., come si può osservare dal SIMPER (Tab. 10). Al contrario del subtidale, non ci sono organismi che determinano grandi differenze tra Pianosa e le località di controllo. Questo risultato è stato anche confermato dal SIMPER svolto sui gruppi funzionali che mostra come in tutte le località i gruppi maggiormente presenti sono il Turf con valori che variano tra il 35% e il 47%, i sospensivori (28-34%) e le alghe erette (13-12%). Gli altri gruppi funzionali sono presenti con basse occorrenze (Fig. 43). La frangia nell'Arcipelago delle Isole Tremiti è, quindi, caratterizzata da una maggiore uniformità dei popolamenti tra Pianosa e i controlli. Le componenti di varianza, inoltre, calcolate alla scala dei siti (Fig. 44), non mostrano una maggiore stabilità temporale (in termini di varianza temporale) dei popolamenti in una località rispetto ad un'altra.

Tab. 10. SIMPER condotto su tutti i taxa considerando il fattore “Protezione”. Vengono riportate le abbondanze medie dei taxa nella zona protetta e nei controlli. L’ultima colonna indica i taxa maggiormente responsabili della differenza tra zona A e controlli.

Specie	P	C	P vs C
	Abbondanza media	Abbondanza media	Dissimilarità media
Mitili	17,98	12,77	13,49
<i>Laurencia complex</i>	11,17	11,48	9,67
<i>Valonia</i> sp.	14,68	9,32	9,15
Dark Filamentous Algae (DFA)	5,98	4,17	5,84
Articulated Corallinaceae (AC)	3,52	6,25	5,35
Didemnideae	4,53	4,8	4,69
<i>Corallina</i> sp.	2,03	5,26	4,15
Encrusting Calcified Rodophytes (ECR)	4,83	3,37	3,36
Green Filamentous Algae (GFA)	1,52	3,14	2,79
<i>Wrangelia</i> sp.	1,73	0,67	1,45



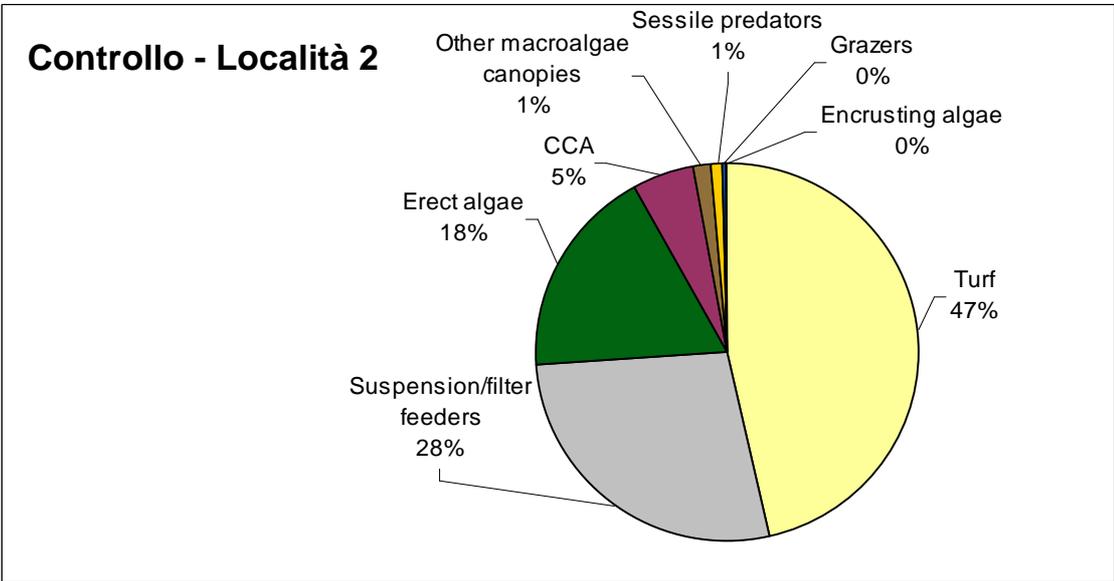
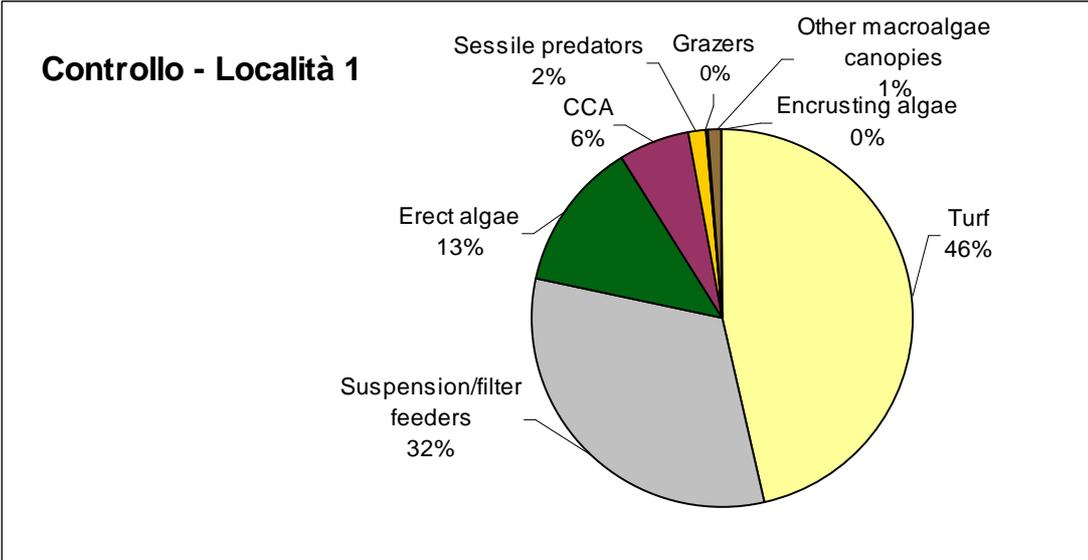


Fig. 43. Percentuali di abbondanza media dei gruppi funzionali in ogni località, nella quattro date di campionamento.

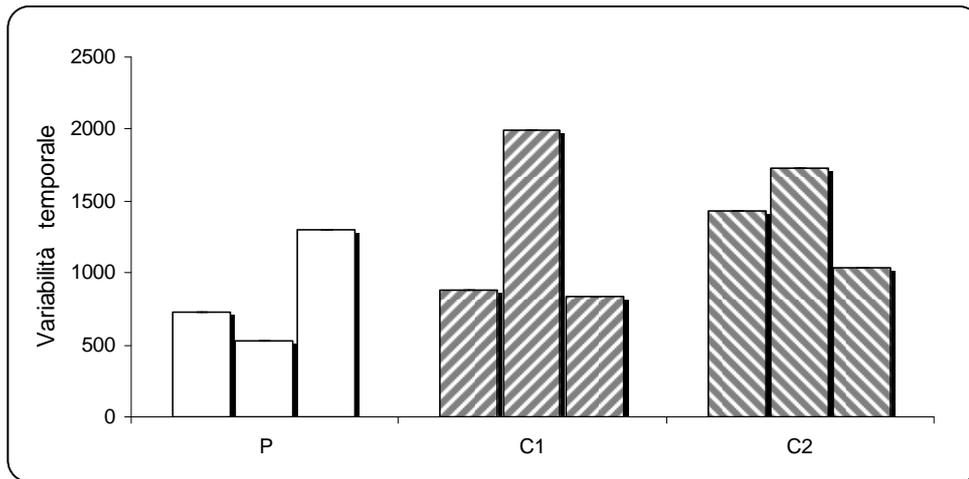


Fig. 44. Variabilità temporale dei popolamenti calcolata tramite PERMANOVA sui singoli siti in tutte le date di campionamento.

I risultati ottenuti dalle precedenti analisi sono stati poi confermati dalle tecniche di ordinamento e rappresentati graficamente tramite nMDS (Fig. 45-48) e CAP (Fig. 49-52). Le rappresentazioni grafiche sulle singole date di campionamento mostrano la mancanza di differenze significative fra i popolamenti a protezione integrale e i controlli. Infatti, nei grafici manca una separazione ben definita dei centroidi nello spazio multivariato.

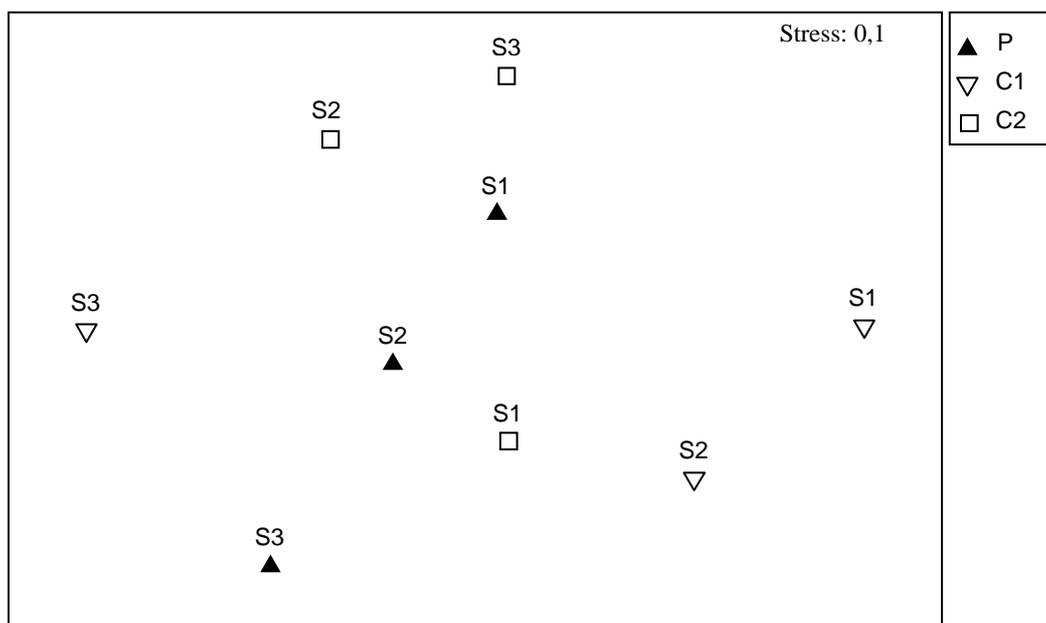


Fig. 45. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) relativa alla prima data di campionamento. I simboli bianchi indicano i siti delle due località di controllo e i simboli neri i siti della località protetta.

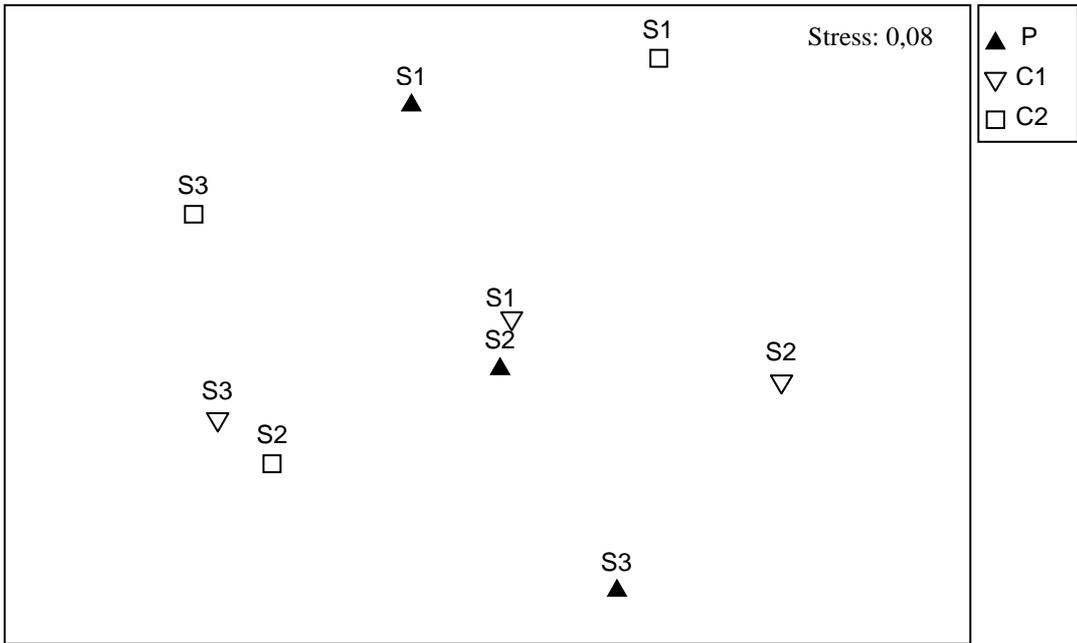


Fig. 46. *Non-metric multidimensional scaling (nMDS) della seconda data di campionamento.*

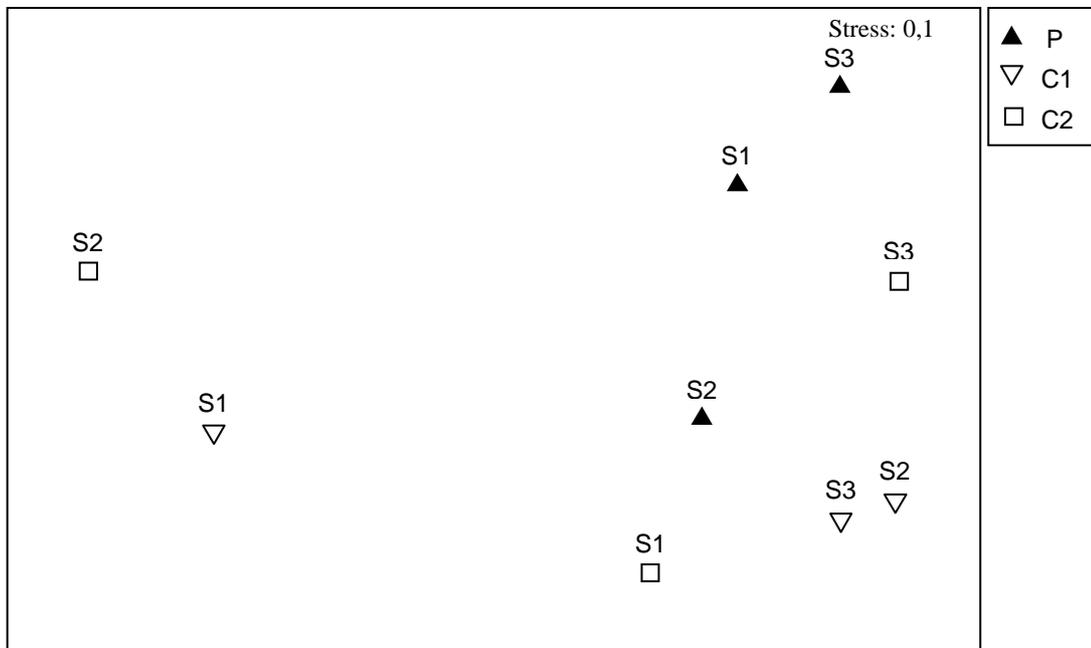


Fig. 47. *nMDS condotta sulla terza data di campionamento.*

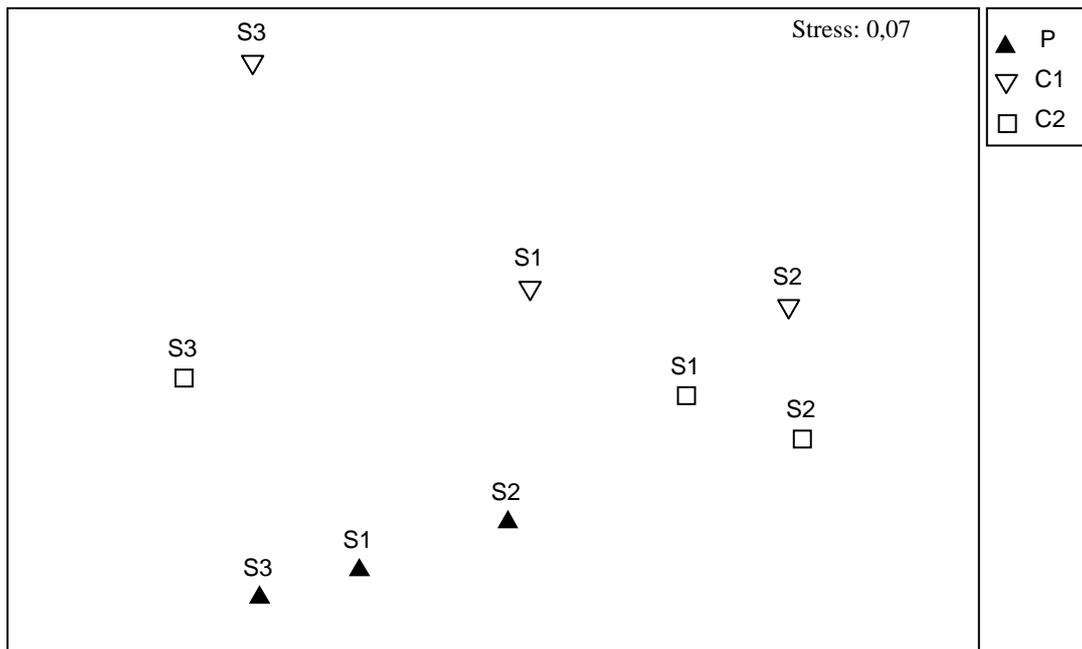


Fig. 48. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) della quarta data di campionamento.

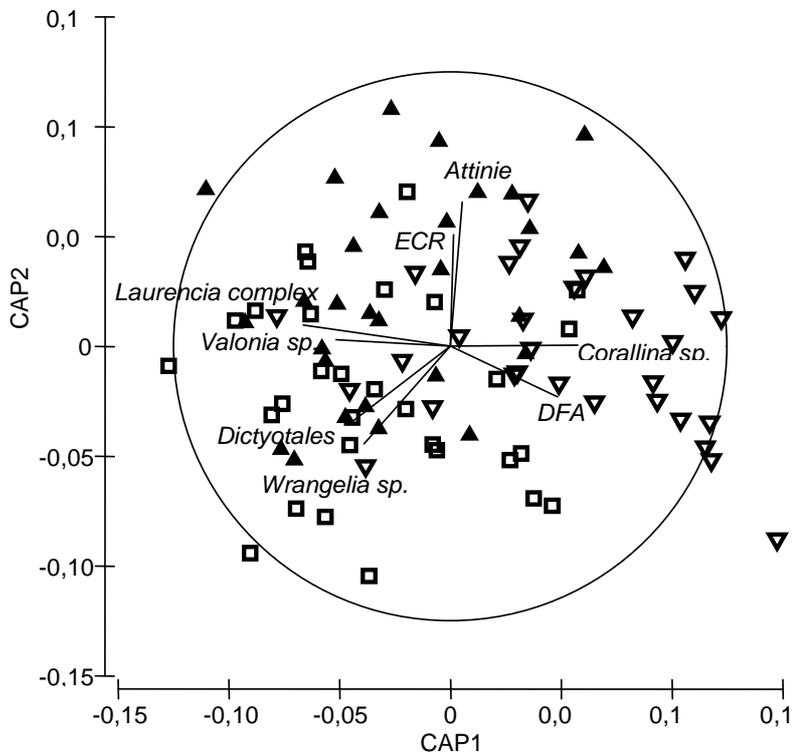


Fig. 49. L'analisi canonica delle coordinate principali (CAP) condotta sui dati relativi alla prima data di campionamento. I simboli neri indicano la zona protetta, mentre i bianchi i controlli. Sul grafico è stata plottata la correlazione fra le variabili (taxa) e gli assi dell'ordinamento canonico sotto forma di frecce ($r > 0,4$).

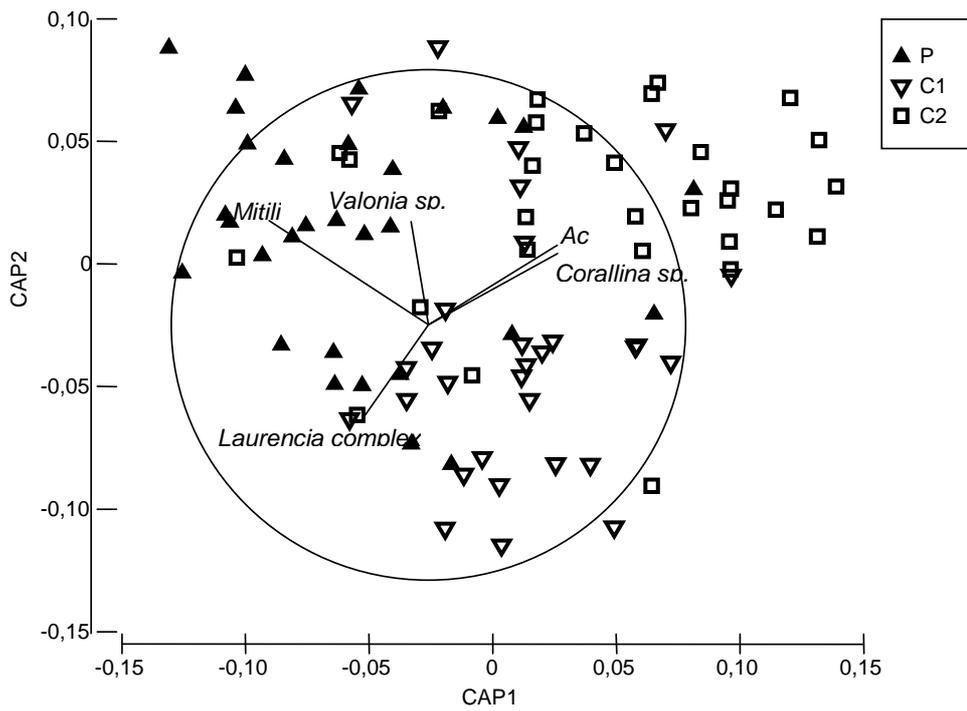


Fig. 50. CAP analysis relativa alla seconda data di campionamento.

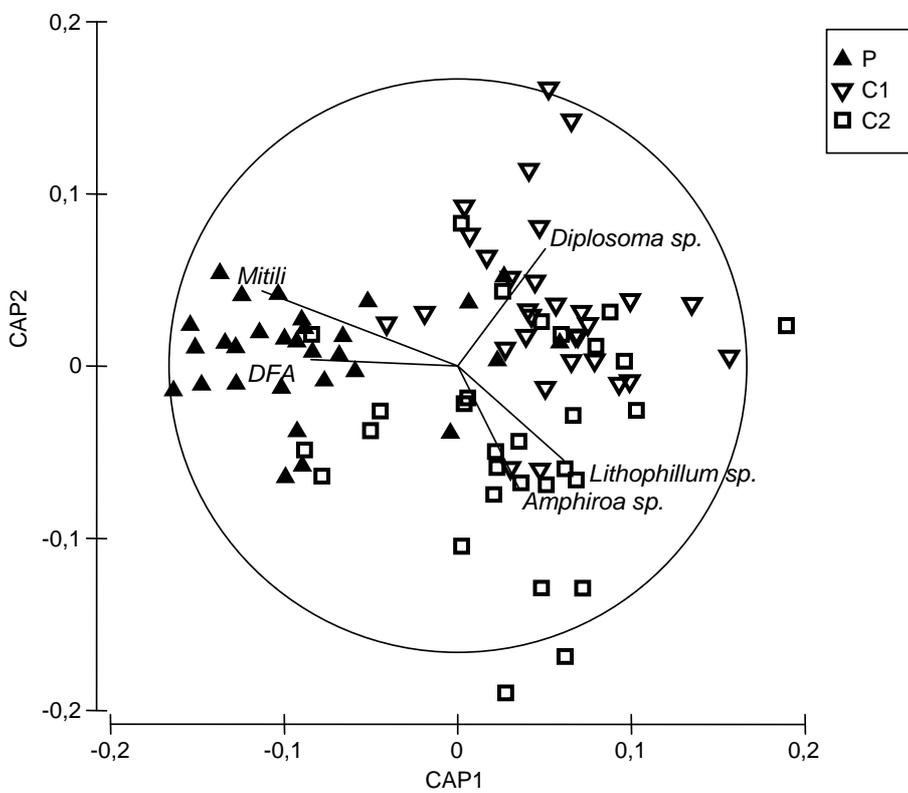


Fig. 51. CAP analysis relativa alla terza data di campionamento.

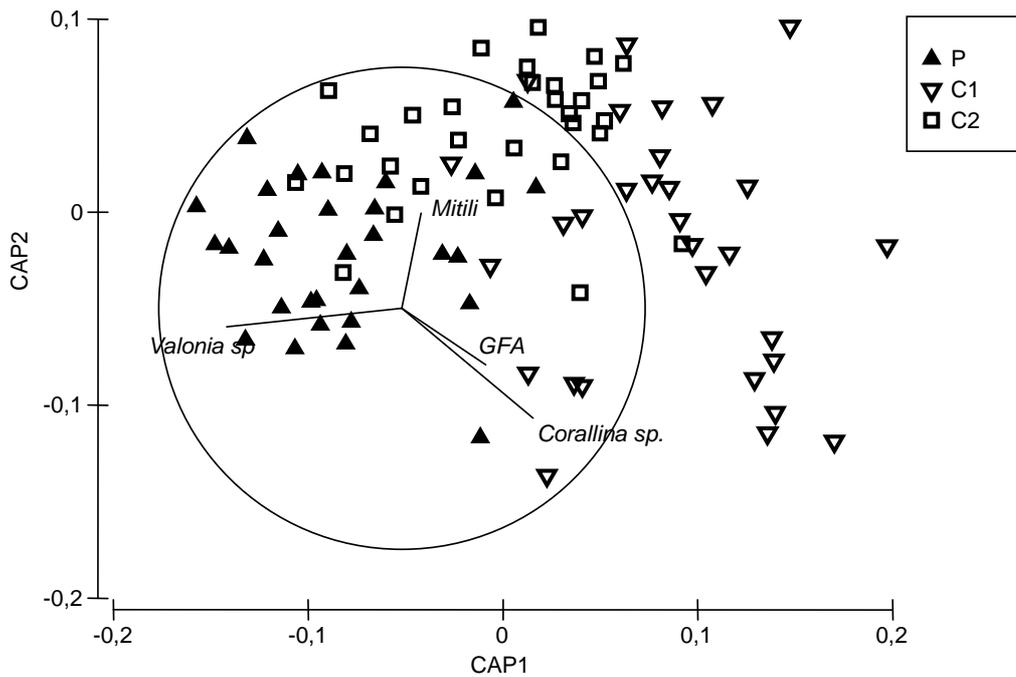


Fig. 52. CAP analysis relativa alla quarta data di campionamento.

Valutazione dell'effetto dell'ancoraggio su Posidonia oceanica

I risultati dell'analisi univariata (Tab. 11) sui dati di *Posidonia oceanica* mostrano che non ci sono differenze significative fra le praterie dove l'ancoraggio è consentito e le praterie dove l'ancoraggio non dovrebbe avvenire. Si osservano differenze significative solo alla scala dei siti ($p=0,0002$). Tuttavia, prendendo in considerazione la scala di valutazione proposta da Giraud (1977) e Pergent et al. (1995) sullo stato delle praterie di *Posidonia oceanica* in relazione alla densità dei fasci fogliari, è stato visto che le praterie delle Isole Tremiti rientrano in due classificazioni differenti (Tab. 12). Le località definite protette, hanno una densità di fasci fogliari/m² di c.a. 400 (TIPO III – “Prateria rada”), mentre le località impattate rientrano nel TIPO IV e V (“Prateria molto rada”, “Semi prateria”) avendo una densità di fasci fogliari/m² tra 126 e ~300.

Tab. 11. Analisi univariata condotta con PERMANOVA sulle distanze Euclidee del numero di fasci fogliari/ m² di *Posidonia oceanica*. P: Protezione, L: Località, S: Sito.

Sorgente di variazione	d.f.	MS	F	p
P	1	3,97E+05	5,5051	0,3348
L(P)	2	72080	2,9212	0,143
S(L(P))	4	24675	8,1592	0,0002
Residuo	32	3024,2		

Tab. 12. Classificazione delle praterie di *Posidonia oceanica* secondo Giraud (1977). Modificata da (Pergent et al. 1995).

Tipo	Densità (n. fasci /m ²)	Valutazione
Tipo I	> 700	Prateria molto densa Praterie insediate prevalentemente su "matte", ma nei pressi del limite inferiore. Sviluppo principale sulla dimensione verticale con abbondanza di fasci ortotropi. Profondità solitamente comprese tra 0 e 25 m.
Tipo II	700-400	Prateria densa Praterie al termine della trasgressione orizzontale (fasci plagiotropi) tendenti allo sviluppo verticale (fasci ortotropi) o praterie in principio di degenerazione. Profondità solitamente comprese tra 0 e 25 m.
Tipo III	400-300	Prateria rada Praterie in equilibrio dinamico o con tendenza alla regressione. Si possono trovare a tutte le profondità e su tutti i substrati.
Tipo IV	300-150	Prateria molto rada Praterie in regressione (presenza di fasci morti) o rimaneggiate in seguito a erosione oppure praterie giovani in uno stadio di colonizzazione ed espansione (fasci plagiotropi). Si possono trovare a tutte le profondità e su tutti i substrati.
Tipo V	150-50	Semi prateria Praterie situate sul limite inferiore a profondità maggiori di 20 m su sabbia o fango, in condizioni ambientali estreme per la sopravvivenza della specie.

Discussioni e conclusioni

Alla luce di quanto osservato durante le fasi di campionamento e dai risultati ottenuti in questo lavoro, emerge che l'AMP delle Isole Tremiti presenta molte criticità.

La mancanza di protezione constatata per l'habitat del subtidale, della frangia infralitorale e per le praterie di *Posidonia oceanica*, rivela una necessità urgente di sviluppare un Piano di gestione, di migliorare il controllo e soprattutto di collaborare con i cittadini di Tremiti. Infatti, nell'Arcipelago sono frequenti numerose attività illegali: dalla pesca ricreativa con o senza autorespiratore alla pesca professionale mal regolamentata, dal mancato rispetto delle norme di navigazione agli ancoraggi indiscriminati, fino alla pesca del dattero di mare che rimuove grandi porzioni di substrato e favorisce la formazione di *barren* a bassa diversità. In particolar modo, a Pianosa insistono molte di queste attività non consentite come la navigazione, la balneazione e soprattutto la pesca di frodo, alimentate da uno scarso controllo dovuto anche alla grande distanza che separa Pianosa dalle altre isole. Inoltre, da osservazioni fatte durante i campionamenti, sembra che anche in alcuni punti dell'isola di S. Domino si stia verificando un passaggio nel subtidale da un ambiente dominato da macroalghe ad un *barren* a bassa diversità. Sull'isola di S. Nicola è anche prevista la costruzione di un altro molo di attracco che certamente aggraverà le condizioni delle praterie di *P. oceanica* adiacenti.

In questo contesto di impatti multipli, l'Ente gestore del Parco Nazionale del Gargano e dell'AMP delle Isole Tremiti dovrebbe intervenire per risolvere queste conflittualità che decorrono ormai da oltre venti anni, un tempo più che necessario per osservare gli effetti di una protezione in grado di limitare ulteriori e continui impatti umani. Questo può essere fatto solo se verranno destinati più fondi per una migliore gestione ed un migliore controllo del territorio, in modo da proteggere efficacemente la biodiversità in queste isole che, come visto, vantano numerosi habitat di interesse comunitario. Bisognerebbe, inoltre, avviare un Piano di Gestione dell'area protetta che garantisca una regolamentazione adeguata delle attività lecite all'interno di ogni zona a diverso regime

di tutela. La scelta delle norme dell'AMP, però, non può prescindere dalla componente umana che, come visto, ha un'influenza predominante nell'area. Infatti, al momento di una risonnizzazione e dell'organizzazione normativa dell'AMP è necessario che ci sia una partecipazione congiunta dei cittadini e di tutti i potenziali portatori di interesse che saranno influenzati dalle scelte fatte ed in particolar modo i pescatori. In questo caso, sarebbe preferibile raggiungere un accordo per decidere i tempi e le aree di pesca, il tipo di reti e le specie che è possibile pescare, proprio come è stato fatto per l'AMP di Torre Guaceto dove si sono riscontrati miglioramenti per la fauna ittica e i popolamenti associati. In questo modo, si potranno gestire correttamente le risorse ittiche ed evitare la pesca in molte aree, come ad esempio su alcuni punti di immersione frequentati da subacquei ricreativi. E' comunque da sottolineare che la realtà socio-economica di Torre Guaceto e quella delle Isole Tremiti sono storicamente e geograficamente molto diverse. Senza un accordo con la popolazione locale, non si farà altro che incrementare ulteriormente l'illegalità, ed in primo luogo a Pianosa. Gestire quest'isola dell'arcipelago non sarà facile e bisognerebbe riorganizzare la sua gestione anche alla luce di una nuova risonnizzazione, nonché rilasciare permessi per le immersioni subacquee ricreative, per la pesca sportiva e le visite guidate, magari limitando l'accesso ad un numero prestabilito di persone al giorno. Invece, interdire completamente ogni forma di attività su un'isola così lontana ed imporre forti restrizioni in certe aree può comportare notevoli costi socio-economici.

Il rispetto delle norme, però, può essere assicurato solo in presenza di un controllo sistematico di tutta l'area protetta, inclusa Pianosa. Purtroppo, ad oggi, la Capitaneria di Porto responsabile dell'AMP si trova a Manfredonia, a c.a. 13 miglia di distanza, mentre a Tremiti è presente un personale ridotto e con mezzi limitati, attivo solo durante la stagione estiva. Si dovrebbe, quindi, incrementare il numero di guardacoste sull'isola soprattutto durante tutto l'anno, ma la carenza di fondi e spesso anche l'inadempienza rendono difficile una sorveglianza continua dell'area. Tuttavia, collaborare con la popolazione locale significa anche far comprendere che è necessario un loro contributo per difendere le risorse di cui dispongono, in modo tale che le stesse popolazioni possano diventare i guardiani della loro "terra". Gestori di *diving center*, pescatori o altri cittadini possono così aiutare a verificare che i divieti vengano rispettati.

In mancanza di risultati e prendendo decisioni estreme, si potrebbe anche pensare di destituire l'area protetta ed indirizzare le risorse finanziarie ed umane verso altri tratti di territorio che necessitano di protezione e dove vi siano minori conflittualità. In questo

contesto, ci si chiede se il crescente interesse verso la possibilità di affidare ai privati diverse porzioni di territorio da proteggere non sia una soluzione da prendere in considerazione, sebbene questa decisione implichi aspetti discutibili (Beck *et al.* 2004). Il futuro dell'AMP delle Isole Tremiti, così come della maggior parte delle AMP italiane, sarà deciso dalla volontà di dedicare energie e fondi per la conservazione delle bellezze naturalistiche che racchiudono e che non soltanto rappresentano la base per garantire le funzioni degli ecosistemi, ma rappresentano anche una potenziale fonte di ricavo per le comunità che sapranno sfruttarle in modo sostenibile.

Nonostante i numerosi studi volti a valutare l'efficacia di protezione delle AMP nel Mediterraneo, resta ancora molto da fare per comprendere come l'effetto della protezione influisca sui popolamenti dei diversi habitat. La mancanza di consistenza nei risultati sugli effetti della protezione è anche dovuta al fatto che le località dove sono istituite le riserve sono molto diverse in termini di habitat, di disturbi presenti e in termini di gestione. E' necessario, quindi, approfondire ulteriormente le ricerche sulle AMP ed, in particolare, capire come, a seconda delle loro caratteristiche naturali e gestionali, una protezione efficace riesca a determinare risposte differenti nei popolamenti.

Questo lavoro di tesi ha permesso di valutare l'effetto della regolamentazione di diverse attività umane sui popolamenti del subitale, della frangia e delle praterie di *Posidonia oceanica* nell'AMP delle Isole Tremiti a diverse scale spaziali e nel tempo. Dalle precedenti campagne di monitoraggio era stato osservato che il subtidale delle Isole Tremiti presentava differenze significative tra i popolamenti in zona A, dove è stato riscontrato un *barren* molto esteso, ed i controlli dove paradossalmente era presente un maggior numero di specie. Il risultato era stato discusso sottolineando come di fatto mancasse una protezione efficace, soprattutto a causa dello scarso controllo e della presenza di attività illegali. Il monitoraggio è stato proseguito in modo da poter quantificare se nel frattempo un eventuale rafforzamento della protezione dell'area potesse aver comportato un recupero nei popolamenti. Infine, ci si attendeva una riduzione dell'estensione e della compattezza delle praterie di *Posidonia oceanica* a causa dell'ancoraggio non regolamentato e a fronte delle ricerche condotte dall'Università di Bari.

Per quanto riguarda la frangia, ultimamente è stata evidenziata una regressione dell'alga bruna *Cystoseira* in molte aree impattate del Mediterraneo (Benedetti-Cecchi e Cinelli

1992; Mangialajo *et al.* 2008; Milazzo *et al.* 2002; Perkol-Finkel e Airoldi 2010; Thibaut *et al.* 2005). In questo contesto, è stata valutata l'ipotesi di differenze tra area protetta e controlli. Inoltre, l'analisi nel tempo della copertura della *canopy* a *Cystoseira* ha permesso di valutare potenziali evidenze di regressione in questo habitat. Per quel che riguarda le grotte sommerse, sono disponibili dati solo per una grotta e quindi un confronto fra grotte impattate e non impattate non è stato possibile.

Subtidale (5 metri). I risultati mostrano differenze significative tra i popolamenti di Pianosa (zona A) e quelli del resto dell'arcipelago (aree di riferimento) che si mantengono in modo consistente nel tempo. Inoltre, si osserva un numero minore di taxa a Pianosa rispetto ai controlli in tutte le date di campionamento. Le differenze osservate tra i popolamenti di Pianosa e quelli delle altre isole non possono, però, essere attribuite ad una qualche forma di gestione nei diversi settori dell'AMP. I risultati mostrano che Pianosa è caratterizzata da taxa come *Crambe* sp., *Spirastrella* sp. (spugne rosse incrostanti), *Lithophyllum* spp., *Pseudolithophyllum* spp. (alghe rodoficee incrostanti), *Cliona* sp. (spugne perforatrici) che sono popolamenti tipici di *barren* a bassa diversità. Invece, nel resto dell'arcipelago prevalgono organismi come *Peyssonnelia* spp., *Corallina* sp., alghe corallinacee articolate, *Padina pavonica*, *Codium bursa*, spugne nere massive, *Chondrosia reniformis*. Molto probabilmente le differenze riscontrate si possono attribuire alle frequenti attività illegali che si verificano nell'AMP ed in particolare alla pesca di frodo, praticata abitualmente a Pianosa.

C'è da considerare, infatti, che in Mediterraneo uno dei fattori che controlla la densità dei ricci di mare e quindi la transizione del subtidale da un ambiente caratterizzato da macroalghe ad uno costituito da *barren*, è la presenza di *top predator*, in particolare *Diplodus sargus* e *Diplodus vulgaris* che sono stati identificati come i maggiori predatori dei ricci (Guidetti *et al.* 2005). La pesca di frodo a Pianosa si protrae ormai da molti anni ed era stata già riscontrata durante il progetto Afrodite (Fraschetti *et al.* 2006). Questa attività potrebbe aver diminuito la densità di *Diplodus* sp. al di sotto di 15 individui per 100 m² (Guidetti e Bussotti, dati non pubblicati), ritenuti necessari affinché possano svolgere il loro ruolo ecologico (Guidetti *et al.* 2005), e aver causato un aumento dei ricci nel subtidale di Pianosa. L'abbondanza di *Diplodus* sp., oltre che dalla pesca eccessiva, può essere anche influenzata dalla presenza di habitat non idonei al reclutamento dei giovanili, come ad esempio avviene ad Ustica che è costituita da scogliere rocciose ripide e molto esposte e in cui la densità di questi pesci rimane bassa,

nonostante l'AMP istituita (Vacchi *et al.* 1998), ma questa condizione non sembra verificarsi a Pianosa.

Anche Ceccherelli *et al.* (2006) hanno osservato una maggior abbondanza di alghe rodoficce incrostanti (ECR) e una minore biomassa algale nella zona A dell'AMP di Tavolara. In questo caso, però, gli autori hanno ipotizzato che la mancanza di prelievo dei ricci di mare da parte dei locali potrebbe aver determinato un aumento della loro densità in zona A. Questo dimostra che sebbene studi sperimentali abbiano dimostrato che una grande abbondanza di *Diplodus* sp. porti ad alti tassi di predazione sui ricci, altri fattori possono influenzare la loro densità, come il ruolo dei rifugi, eventi di elevato reclutamento o la predazione di piccoli pesci ed invertebrati sui giovanili dei ricci (Guidetti 2006). In particolar modo, in aree soggette a sovrapesca ci possono essere ricci di maggiori dimensioni e predatori con una taglia ridotta. Questo effetto permette ai ricci di sfuggire ai loro predatori che non riusciranno, quindi, a ridurre la densità di questi invertebrati. In tali condizioni, il recupero a livello di comunità può richiedere molto più tempo rispetto al recupero delle specie ittiche oggetto di pesca (Guidetti e Sala 2007). Nell'isola di Pianosa, quindi, in assenza di pesci predatori di grandi dimensioni, prelevati più facilmente dai pescatori sportivi, ci potrebbe essere stato un aumento dei ricci causato dalla scarsa predazione dei saraghi di piccole dimensioni.

Guidetti e Sala (2007) hanno osservato che differenti specie di pesci mostrano una diversa risposta alla protezione in aree protette localizzate su isole molto lontane dalla costa, suggerendo che le differenti condizioni ecologiche di queste riserve possono aver influito su tali risposte. Questo potrebbe indicare il bisogno di differenti misure di gestione per le riserve marine caratterizzate da particolari condizioni ecologiche (Guidetti e Sala 2007) e la zona A di Pianosa, in questo contesto, rappresenta certamente un'area la cui protezione deve essere pianificata in modo migliore.

Oltre alla sovrapesca della fauna ittica, a Pianosa è stata praticata anche la pesca del dattero di mare che come risaputo rimuove ampie porzioni di roccia e di organismi e sicuramente influisce nel determinare lo *shift* del subtidale in un *barren* (Fanelli *et al.* 1994; Frascchetti *et al.* 2001).

Infine, bisogna anche considerare che l'elevata abbondanza di ricci osservata a Pianosa potrebbe rendere difficile l'insediamento dei pochi propaguli di alghe che riescono a giungere su quest'isola, non facilitando così il recupero dei popolamenti disturbati.

E' quindi importante considerare che oltre ad un effetto della pesca illegale in zona A, la differenza tra Pianosa e i controlli potrebbe essere attribuita anche ad un "effetto

habitat". Pianosa è un'isola di piccole dimensioni che dista 12 miglia nautiche dal resto dell'arcipelago e c.a. 20 miglia nautiche dalla costa del Gargano. Secondo la teoria della biogeografia delle isole (MacArthur e Wilson 1967) la biodiversità insulare è direttamente proporzionale alla superficie dell'isola e inversamente proporzionale alla distanza dalla costa. Tuttavia, il tempo e la distanza a cui i propaguli si disperdono varia da specie a specie. Alcuni passano pochi minuti nella colonna d'acqua, altri, invece, hanno una vita pelagica di mesi che può essere maggiormente influenzata da processi biotici e abiotici. A tal riguardo, si è visto che spesso le correnti costiere hanno una grande importanza nel determinare il movimento delle larve, disperdendole solo per brevi distanze. Anche caratteristiche come il comportamento larvale o le interazioni con gli individui adulti della stessa specie possono giocare un ruolo importante. Secondo Shanks *et al.* (2003) la maggior parte delle larve si disperdono con due strategie: per meno di 1 km (larve lecitotrofiche) e per più di 20 km (larve planctotrofiche). Da questo punto di vista, Pianosa essendo distante c.a. 20 km dal resto dell'arcipelago, potrebbe, quindi, trovarsi alla giusta distanza affinché le larve di tipo planctotrofico riescano ad arrivare ed insediarsi. Tuttavia, per capire il ruolo svolto da Pianosa sarebbe necessario stimare in modo più accurato il potenziale di dispersione delle specie bentoniche presenti nelle altre isole dell'arcipelago e sulla costa pugliese, mettendolo in relazione con la dinamica delle correnti marine nel basso Adriatico.

Purtroppo, la mancanza di dati precedenti l'istituzione non consente di sapere se Pianosa è sempre stata caratterizzata da popolamenti a bassa diversità o se lo *shift* del subtidale sia avvenuto a causa della pesca, poi diventata illegale con l'istituzione della AMP sull'isola. Ulteriori studi aiuteranno certamente a comprendere se la stabilità del *barren* di Pianosa sia dovuta ad un effetto *top-down*, ad un scarso apporto di larve o ad un'interazione dei due fattori.

Da quanto detto, è evidente che non sono stati riscontrati segni di un recupero del subtidale di Pianosa. Infatti, dai risultati emerge che le differenze riscontrate nel numero di taxa sono consistenti nel tempo e che i popolamenti della zona protetta hanno una minore variabilità temporale rispetto ai popolamenti che sono presenti nei siti di controllo, indicando una sostanziale stabilità del *barren*.

Invece, i popolamenti delle isole di San Domino e di Caprara presentano elevate similarità e non è stata rinvenuta alcuna specie invasiva come *Caulerpa taxifolia* o come *Caulerpa racemosa* che è stata invece ritrovata nell'AMP di Torre Guaceto, nel sud della Puglia (Fraschetti *et al.* 2005). Da questo punto di vista sembra che,

paradossalmente, almeno in zona B e C, il subtidale a 5 metri di profondità sia caratterizzato da un popolamento ad elevata biodiversità, sebbene siano stati osservati segni di uno *shift* di questo habitat verso un ambiente a minore diversità in alcuni siti della costa nord di San Domino.

Anche considerando i gruppi funzionali, si osservano differenze significative in modo consistente nel tempo: a Pianosa prevalgono le alghe corallinacee incrostanti (CCA) e i sospensivori, mentre sono quasi del tutto assenti le *canopy* di macroalghe, la componente a turf e le alghe erette che caratterizzano, invece, le località di controllo. La mancanza di protezione potrebbe, quindi, aver agito nel favorire alcuni gruppi funzionali rispetto ad altri.

Differenze nei popolamenti tra zona protetta e controlli sono state osservate anche nell'AMP di Torre Guaceto, ma in questo caso solo per alcuni taxa e con un andamento opposto rispetto alle Isole Tremiti. Infatti, nel subtidale dell'area protetta è stata trovata una maggiore abbondanza di spugne, mentre nei controlli una maggiore presenza di alghe rodoficee incrostanti. La zona a protezione integrale dell'AMP di Torre Guaceto, al contrario di Pianosa, ha, infatti, una maggiore densità di pesci predatori di ricci di mare per cui il subtidale è caratterizzato da un'ampia abbondanza di macroalghe. Tuttavia, ci sono state scarse evidenze di un effetto della protezione, e considerando che in questa AMP c'è una regolamentazione e un controllo efficace, gli autori hanno supposto che la mancanza di differenze riscontrata probabilmente era dovuta all'assenza di disturbo umano nelle aree di controllo già prima dell'istituzione dell'area protetta (Fraschetti *et al.* 2005).

Anche Benedetti-Cecchi *et al.* (2003) non hanno rilevato evidenti segni di protezione sui popolamenti del subtidale nell'arcipelago toscano, concludendo che nell'AMP non era rappresentato in modo adeguato né il completo *range* di popolamenti né le scale rilevanti di variabilità spaziale.

Da questi risultati si comprende che l'effetto della protezione può variare a seconda dell'eterogeneità ambientale, delle interazioni tra gli organismi e l'ambiente chimico-fisico, degli effetti delle cascate trofiche e a seconda del livello di sfruttamento degli invertebrati e della loro posizione nella rete trofica (Halpern 2003). Inoltre, la protezione di un'AMP può essere ridotta da altri impatti umani che agiscono a più ampia scala e che non possono essere mitigati dalla presenza dell'area protetta, seppur ben gestita.

Frangia infralitorale. Non si osservano differenze significative tra Pianosa e i controlli sia quando si considera l'intero popolamento, sia quando i diversi taxa sono aggregati in gruppi funzionali. Tuttavia, si osservano differenze significative dei siti in modo consistente nel tempo, risultato legato alla variabilità naturale del sistema. Lo stesso *trend* si osserva per il numero di taxa e per la copertura degli organismi al di sotto delle fronde di *Cystoseira* sp.. Questo popolamento è fortemente caratterizzato da mitili e da alghe come *Laurencia complex* e *Valonia* sp., ma non mancano anche ascidiacei come *Diplosoma* spp. e i Didemnidae, alghe corallinacee articolate ed aghe filamentose (GFA e DFA), spugne come *Phorbas* spp. ed *Ircinia variabilis*, e cnidari come *Corynactis viridis*. La mancanza di differenze nella frangia fra località, rispetto al subtidale è stata osservata anche in Ceccherelli *et al.* (2006). Gli autori hanno trovato una grande abbondanza di *Patella* spp. e hanno ipotizzato che l'assenza di un effetto della protezione poteva essere legato allo scarso prelievo di questa specie nelle località di controllo. Gli stessi autori hanno poi concluso che l'inconsistenza dei risultati ottenuti per i due habitat poteva essere dovuta anche ad un differente effetto delle cascate *top-down* sulle comunità algali bentoniche legato al fattore profondità (Ceccherelli *et al.* 2006). Si possono, quindi, trarre differenti considerazioni sull'efficacia di protezione anche solo analizzando diversi habitat della stessa AMP.

E' molto probabile, invece, che manchi un disturbo antropico diretto su questo habitat come è stato osservato nel subtidale. Infatti, nelle Isole Tremiti, i bagnanti si addensano soprattutto in baie e spiagge attrezzate o sono soliti fermare l'imbarcazione e fare il bagno a largo.

Anche in altri studi relativi al progetto Afrodite non sono state trovate differenze significative nella frangia. Frascchetti *et al.* (2005) hanno ipotizzato che la mancanza di differenze tra la zona A e i controlli nell'AMP di Torre Guaceto potrebbe essere stata dovuta anche ad uno scarso potere del test. Un caso simile sembra essersi verificato per l'AMP di Marittimo in cui le analisi non hanno rilevato differenze significative nella frangia, ma è stato riscontrato un numero di taxa significativamente più basso nei controlli rispetto alla località protetta (Frascchetti *et al.* 2006). L'utilizzo di disegni sperimentali in grado di catturare adeguatamente la variabilità spaziale e temporale di un popolamento è un prerequisito fondamentale per testare correttamente le ipotesi di partenza. Tuttavia, nel caso delle Isole Tremiti, una mancanza di regolamentazione efficace è alla base dei risultati ottenuti.

Prendendo, invece, in considerazione solo la copertura dell'alga bruna *Cystoseira* sp., si notano differenze significative alla scala di sito in tutte le date di campionamento. Si osservano anche variazioni stagionali nella copertura legate al ciclo vitale dell'alga *Cystoseira* sp. soggetta a variazioni stagionali che ne diminuiscono l'estensione e la compattezza (Benedetti-Cecchi e Cinelli 1992). Anche nell'AMP di Torre Guaceto è stata riscontrata una mancanza di differenza nella copertura di *Cystoseira* sp. tra aree protette e di riferimento, molto probabilmente dovuta all'assenza di un disturbo antropico rilevante in quest'habitat già prima dell'istituzione della riserva (Fraschetti *et al.* 2005).

Alle Tremiti, la *canopy* rigogliosa di *Cystoseira* potrebbe essere dovuta ad un impatto antropico limitato. E' stato visto, inoltre, che *Cystoseira amentacea* è la specie più abbondante a Pianosa rispetto alle altre isole, e questo potrebbe far pensare che la frangia di Pianosa sia meno disturbata anche se non sono emerse differenze significative dalle analisi. E' noto, comunque, che questa specie di *Cystoseira* è meno soggetta di altre specie agli effetti del calpestio (Milazzo *et al.* 2002), uno dei pochi disturbi di cui sono stati formalmente misurati gli effetti su questa specie.

Questo dato è rassicurante perché sono stati fatti numerosi studi che dimostrano la regressione di quest'alga in molte aree del Mediterraneo (Airoldi e Beck 2007; Benedetti-Cecchi *et al.* 2001; Mangialajo *et al.* 2008; Perkol-Finkel e Airoldi 2010; Thibaut *et al.* 2005). In particolare, le specie di *Cystoseira* sembrano essere sensibili ad una grande varietà di stress ambientali e tendono principalmente a scomparire da aree urbane lasciando spazio a feltri algali. Molto probabilmente è lo stress causato dall'effetto combinato di molti fattori a giocare un ruolo importante in tali dinamiche (Mangialajo *et al.* 2008; Thibaut *et al.* 2005). Tra questi fattori sono particolarmente critici la sedimentazione che impedisce il reclutamento della *Cystoseira* e l'esposizione alla luce che invece ne favorisce la crescita (Irving *et al.* 2009).

La perdita di quest'alga *habitat-forming* può determinare anche complesse interazioni con gli organismi che vi sono associati. Infatti, sono state osservate sia risposte positive che negative delle specie al di sotto di *Cystoseira* in base alla diversa quantità di fronde o di mitili che venivano rimossi, generando effetti diretti ed indiretti soprattutto quando queste componenti erano rimosse simultaneamente (Maggi *et al.* 2009). Questa specie, quindi, può avere un ruolo importante nel garantire rifugio e nutrimento per altri organismi ed è necessario poter distinguere tra diverse specie di *Cystoseira*, non solo a

causa della loro differente risposta agli impatti antropici, ma anche perché sembrano avere differenti effetti sulle comunità associate.

Mangialajo *et al.* (2008) hanno constatato una diversa risposta di due specie di *Cystoseira* all'urbanizzazione costiera. *Cystoseira amentacea* decrementava significativamente all'aumentare delle coste edificate, invece *Cystoseira compressa* incrementava leggermente non essendoci più competizione con *C. amentacea*. Le due specie di *Cystoseira*, poi, venivano sostituite da *Corallina elongata*. Nella frangia delle Isole Tremiti, la specie dominante è *Cystoseira amentacea*, mentre è ridotta la copertura di *Corallina elongata*.

In fine, si può pensare che finché alle Isole Tremiti la copertura di quest'alga sarà abbondante, ne saranno avvantaggiati sia i popolamenti al di sotto delle sue fronde, sia la stessa *Cystoseira* perché a maggiori densità c'è una riduzione degli stress fisici, dell'erbivoria, della competizione e un aumento della distanza di dispersione e della densità dei gametofiti (Schiel e Foster 2006).

Posidonia oceanica. I risultati ottenuti dall'analisi sulla *Posidonia oceanica* non mostrano alcun effetto della protezione, né una diversità delle praterie a scala di località, mentre c'è una differenza significativa alla scala dei siti. Quanto osservato alle Isole Tremiti potrebbe essere spiegato con un effetto indiscriminato dell'ancoraggio su tutte le praterie di *Posidonia oceanica*, senza differenze tra le aree che erano state indicate dal personale dell'AMP come impattate e protette. Infatti, le praterie si estendono tra le Isole di San Domino, Cretaccio e San Nicola dove c'è un elevato transito ed una maggiore sosta delle imbarcazioni per la presenza del porto turistico-commerciale e di numerose spiagge adibite alla balneazione.

Nonostante la mancanza di differenze tra le località non impattate e i controlli, comparando la densità dei fasci fogliari per m² delle praterie campionate con la classificazione di Pergent *et al.* (1995), le praterie delle località impattate sono state inserite nella categoria "*Prateria molto rada*", mentre quelle delle località non impattate nella categoria "*Prateria rada*". Le due categorie definite suggeriscono che la *P. oceanica* delle Isole Tremiti si trovi in uno stato di regressione. Tale possibilità è stata anche ipotizzata dall'Università di Bari che ha condotto numerosi campionamenti per valutare lo stato di queste praterie, dimostrando, inoltre, che si tratta di praterie monoclonali e quindi più vulnerabili (dati non pubblicati). Tuttavia non si possono ancora trarre conclusioni certe sull'evoluzione delle praterie di *Posidonia oceanica*

nelle Isole Tremiti. Sono necessari ulteriori studi mirati, e soprattutto prolungati nel tempo, per valutare i fattori fisici come luce, correnti, sedimentazione che influenzano l'estensione e la densità delle praterie e per quantificare ulteriormente i diversi impatti antropici che gravano su questo habitat. Infatti, precedenti ricerche hanno constatato che la *Posidonia oceanica* è in grado di recuperare da bassi livelli di ancoraggio solo se sono state rimosse tutte le altre forme di impatto da almeno 5 anni (Francour *et al.* 1999). Bisogna, inoltre, considerare che gli effetti del danno causato dall'ancoraggio aumentano con una minore compattezza delle praterie, con la presenza di rizomi plagiotropi (con crescita orizzontale) fuori dal sedimento, e in modo dipendente dalle tipologie di ancore usate e dalle diverse fasi dell'ancoraggio, fino a determinare una diminuzione di c.a. 50 foglie/m² per ogni evento di ancoraggio (Francour *et al.* 1999; Milazzo *et al.* 2004). La valutazione di questi effetti rappresenta un buon punto di partenza per sviluppare studi futuri e stimare in modo più approfondito lo stato della *Posidonia oceanica*. Sicuramente, quello che già si conosce è l'importante ruolo di *nursery* e la complessa catena trofica che la *Posidonia oceanica* è in grado di sostenere nelle Isole Tremiti, in quanto rappresenta uno degli habitat con una maggiore ricchezza e abbondanza di pesci (Guidetti 2000).

In tale contesto, per garantire la gestione di questa specie, è di grande importanza una migliore gestione del traffico navale nei tratti di costa dove si estendono le praterie. Questo può essere fatto sia riducendo i periodi e le aree in cui è possibile ancorare e/o il numero e la dimensione delle imbarcazioni permesse, sia inserendo un numero maggiore di boe di ormeggio nei punti di elevato interesse turistico, sia regolamentando la fruizione turistica transitoria, ovvero la presenza di turisti giornalieri che giungono alle Isole Tremiti con la propria imbarcazione e ripartono dopo poche ore, incrementando l'effetto dell'ancoraggio sulla *P. oceanica*. Milazzo *et al.* (2004) suggeriscono che a lungo termine anche piccole imbarcazioni con un tipo di ancora a basso impatto possono causare gravi conseguenze sulle praterie di *Posidonia oceanica* più vulnerabili. Per queste imbarcazioni sarebbe preferibile migliorare l'informazione sulle corrette pratiche di ancoraggio e sulle tipologie di ancore da usare, piuttosto che aumentare le restrizioni o introdurre boe di ormeggio; l'uso di queste strategie di gestione, invece, è ancora indispensabile per le grandi imbarcazioni che adoperano ancore e catene più pesanti e quindi maggiormente impattanti.

Quanto discusso ha permesso di evidenziare che, in generale, per le Isole Tremiti, è difficile quantificare potenziali effetti della protezione sui popolamenti del benthos di substrato duro viste l'insieme di attività illegali che perdurano all'interno dell'AMP e che non permettono un'efficace protezione. Inoltre, mancano dati relativi sullo stato degli habitat prima dell'istituzione dell'AMP e quindi non è possibile dare una spiegazione conclusiva di quanto osservato: le differenze nel subtidale potrebbero essere attribuite ad una scarsa protezione o ad una maggiore diversità dei controlli o a differenze presenti già prima dell'istituzione dell'area protetta oppure ad una combinazione di questi fattori. Un ulteriore problema, che potrebbe aver influito nelle analisi è stata la scelta dei controlli. Infatti, le località individuate a San Domino e a Caprara presentano caratteristiche diverse rispetto alla località protetta individuata a Pianosa.

A questo proposito, è essenziale adottare disegni di campionamento rigorosi, comparando siti protetti e non protetti con le stesse caratteristiche e scegliere i controlli in modo appropriato per poter distinguere l'effetto dell'esclusione di alcune attività antropiche dalla condizione dei sistemi disturbati (controlli). Tuttavia, bisogna considerare che nel caso delle AMP, spesso ci si trova a dover sviluppare studi in cui mancano dati prima dell'istituzione o c'è una sola zona a protezione integrale con caratteristiche spesso peculiari.

I dati raccolti saranno soprattutto utili in futuro, quando si spera che anche questa AMP venga gestita in modo adeguato e ci sia un effetto della protezione che possa essere evidenziato da una risposta dei popolamenti. Infatti, solo grazie alla presenza di dati relativi ad una lunga serie temporale si riuscirà a comprendere meglio come le comunità cambiano sotto l'influenza dei diversi fattori che agiscono a differenti scale spaziali e temporali.

Raccogliere dati però non è sufficiente, in quanto per far adottare adeguate strategie di conservazione c'è un crescente bisogno di dialogare con i gestori delle AMP e i portatori di interesse locali. Le informazioni fornite dagli ecologi permetteranno di attuare una corretta zonizzazione e di realizzare gli obiettivi d'istituzione, mirati alla protezione dell'ambiente naturale, nel rispetto della componente socio-economica.

Ringraziamenti

Desidero soprattutto ringraziare la dott.ssa Simonetta Frascetti per il grande aiuto e per la fiducia datami in ogni fase del mio lavoro, sia pratica che tecnica. Ringrazio, inoltre, la mia relatrice e professoressa Laura Airoidi che sebbene non abbia seguito di persona lo sviluppo della mia tesi, è stata sempre disponibile e dispensatrice di numerosi consigli. Non per ultimi, ringrazio tutti i ricercatori del Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina dell'Università del Salento e, in particolare, Lucia Rizzo che mi ha sostenuto in numerose occasioni, e i miei parenti ed amici che da sempre credono in me.

Bibliografia

Abdulla A, Gomei M, Maison E, Piante C (2008) Status of Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea. In. pp. 152. (IUCN, Malaga and WWF, France)

Agardy T, Bridgewater P, Crosby MP, Day J, Dayton PK, Kenchington R, Laffoley D, McConney P, Murray PA, Parks JE, Peau L (2003) Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **13**, 353-367.

Airame S, Dugan JE, Lafferty KD, Leslie H, McArdle DA, Warner RR (2003) Applying ecological criteria to marine reserve design: A case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications* **13**, S170-S184.

Airoldi L, Balata D, Beck MW (2008) The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **366**, 8-15.

Airoldi L, Beck MW (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology, Vol 45* **45**, 345-405.

Allison G, Lubchenco J, Carr M (1998) Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* **8**, 79-92.

Almany GR, Connolly SR, Heath DD, Hogan JD, Jones GP, McCook LJ, Mills M, Pressey RL, Williamson DH (2009) Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs* **28**, 339-351.

Anderson M, Robinson J (2003) Generalised discriminant analysis based on distances. *Aust. N. Z. J. Stat.* **45**, 301-318.

Anderson MJ (2001a) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**, 32-46.

Anderson MJ (2001b) Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 626-639.

Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (Eds) (2008) 'PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.' (Plymouth, UK)

Anderson MJ, Ter Braak CJF (2003) Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *Journal of Statistical Computation and Simulation* **73**, 85-113.

Anderson MJ, Willis TJ (2003) Canonical analysis of principal coordinates: A useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* **84**, 511-525.

Ball IR (2000) Mathematical application for conserving ecology: the dynamics of tree hollows and design of nature reserves. PhD Thesis thesis.

Balmford A, Bruner A, Cooper P, Costanza R, Farber S, Green RE, Jenkins M, Jefferiss P, Jessamy V, Madden J, Munro K, Myers N, Naeem S, Paavola J, Rayment M, Rosendo S,

- Roughgarden J, Trumper K, Turner RK (2002) Ecology - Economic reasons for conserving wild nature. *Science* **297**, 950-953.
- Beck MW, Marsh TD, Reisewitz SE, Bortman ML (2004) New tools for marine conservation: the leasing and ownership of submerged lands. *Conservation Biology* **18**, 1214-1223.
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nystrom M (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature* **429**, 827-833.
- Benedetti-Cecchi L, Bertocci I, Micheli F, Maggi E, Fosella T, Vaselli S (2003) Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research* **55**, 429-458.
- Benedetti-Cecchi L, Cinelli F (1992) Canopy removal experiments in *Cystoseira* dominated rockpools from the western coast of the Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **181**, 13-23.
- Benedetti-Cecchi L, Pannacciulli F, Bulleri F, Moschella PS, 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.
- Bray J, Curtis J (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* **27**, 325-349.
- Bussotti S, Guidetti P (2005) Distribution patterns of the golden goby, *Gobius auratus*, in Mediterranean sublittoral rocky cliffs. *Italian Journal of Zoology* **72**, 305-309.
- Castilla JC, Duran LR (1985) Human Exclusion from the Rocky Intertidal Zone of Central Chile - the Effects on *Concholepas* *Concholepas* (Gastropoda). *Oikos* **45**, 391-399.
- Ceccherelli G, Casu D, Pala D, Pinna S, Sechi N (2006) Evaluating the effects of protection on two benthic habitats at Tavolara-Punta Coda Cavallo MPA (North-East Sardinia, Italy). *Marine Environmental Research* **61**, 171-185.
- Ceccherelli G, Casu D, Sechi N (2005) Spatial variation of intertidal assemblages at Tavolara-Capo Coda Cavallo MPA (NE Sardinia): geographical vs. protection effect. *Marine Environmental Research* **59**, 533-546.
- Chapman MG, Underwood AJ, Skilleter GA (1995) Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **189** 103-122.
- Clarke KR (1993) Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**, 117-143.
- Claudet J, Fraschetti S (2010) Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation* **143**, 2195-2206.
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, Garcia-Charton JA, Perez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcon JM, Guala I, Milazzo M, Sanchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandepierre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* **11**, 481-489.

- Cormaci M, Furnari G (1999) Changes of the benthic algal flora of the Tremiti Islands (southern Adriatic) Italy. *Hydrobiologia* **399**, 75-79.
- Cowen RK, Paris CB, Srinivasan A (2006) Scaling of connectivity in marine populations. *Science* **311**, 522-527.
- Crain CM, Halpern BS, Beck MW, Kappel CV (2009) Understanding and Managing Human Threats to the Coastal Marine Environment. *Year in Ecology and Conservation Biology 2009* **1162**, 39-62.
- Crain CM, Kroeker K, Halpern BS (2008) Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* **11**, 1304-1315.
- Di Bella L, Casieri S, Carboni MG (2008) Late Quaternary paleoenvironmental reconstruction of the Tremiti structural high (Central Adriatic Sea) from benthic foraminiferal assemblages. *Geobios* **41**, 729-742.
- Di Stefano A, Foresi LM, Lirer F, Iaccarno SM, Turco E, Amore FO, Mazzei R, Morabito S, Salvatorini G, Aziz HA (2008) Calcareous plankton high resolution bio-magnetostratigraphy for the Langhian of the Mediterranean area. *Rivista Italiana Di Paleontologia E Stratigrafia* **114**, 51-76.
- Fanelli G, Piraino S, Belmonte G, Geraci S, Boero F (1994) Human Predation Along Apulian Rocky Coasts (Se Italy) - Desertification Caused by Lithophaga-Lithophaga (Mollusca) Fisheries. *Marine Ecology-Progress Series* **110**, 1-8.
- Fasola M, Canova L, Foschi F, Novelli O, Bressan M (1997) Resource use by a Mediterranean rocky slope fish assemblage. *Marine Ecology-Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli I* **18**, 51-66.
- Foresi LM, Iaccarino S, Mazzei R, Salvatorini G (1998) New data on Middle to Late Miocene calcareous plankton biostratigraphy in the Mediterranean area. *Rivista Italiana Di Paleontologia E Stratigrafia* **104**, 95-113.
- Foresi LM, Iaccarino S, Mazzei R, Salvatorini G, Bambini AM (2001) Il plancton calcareo (Foraminiferi e nannofossili) del Miocene delle Isole Tremiti. *Palaeontographia Italica* **88** 1-64.
- Francour P, Ganteaume A, Poulain M (1999) Effects of boat anchoring in Posidonia oceanica seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **9**, 391-400.
- Fraschetti S, Bianchi CN, Terlizzi A, Fanelli G, Morri C, Boero F (2001) Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Marine Ecology-Progress Series* **212**, 1-12.
- Fraschetti S, Claudet J, Gorud-Colvert K (Eds) (in press) 'Transitioning from single-sector management to ecosystem-based management: What can marine protected areas offer?' (Cambridge University Press)
- Fraschetti S, D'Ambrosio P, Micheli F, Pizzolante F, Bussotti S, Terlizzi A (2009) Design of marine protected areas in a human-dominated seascape. *Marine Ecology-Progress Series* **375**, 13-24.
- Fraschetti S, D'Ambrosio P, Terlizzi F, Savini A, Tessarolo C (2008) 'Realizzazione degli interventi "E.I.1" Realizzazione di una banca dati scientifica e "E.I.2" Indaginemorfobatimetrica

ad alta risoluzione per le Isole Tremiti, del Programma di Gestione – e.f. 2002 dell'Area Marina Protetta "Isole Tremiti".'

Fraschetti S, Terlizzi A, Bussotti S, Guarnieri G, D'Ambrosio P, Boero F (2005) Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. *Marine Environmental Research* **59**, 309-332.

Fraschetti S, Terlizzi A, Ceccherelli G, Addis P, Murenu M, Chemello R, Milazzo M, Spanò NC, De Domenico F, Mangialajo L, Russo GF, Di Stefano F, Cattaneo-Vietti R (2006) Quantificazione degli effetti della protezione sul benthos di substrato duro: risultati di un esperimento condotto in 15 Aree Marine Protette (AMP) italiane. *Biol. Mar. Medit.* **13** (1), 364-372.

Fraschetti S, Terlizzi A, Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Boero F (2002) Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea: Objectives, Effectiveness and Monitoring. *Marine Ecology* **23**, 190-200.

Gaines SD, Gaylord B, Largier JL (2003) Avoiding current oversights in marine reserve design. *Ecological Applications* **13**, S32-S46.

Gherardi M (1999) Primi dati sul macrobenthos della riserva marina delle Isole Tremiti: I policheti. *Biol. Mar. Medit.* **6**(1), 388-390.

Giraud G (1977) Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Bot. Mar.* **20**, 487-491.

Guidetti P (2000) Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **50**, 515-529.

Guidetti P (2006) Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications* **16**, 963-976.

Guidetti P (2007) Potential of marine reserves to cause community-wide changes beyond their boundaries. *Conservation Biology* **21**, 540-545.

Guidetti P, Bussotti S, Boero F (2005) Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research* **59**, 333-348.

Guidetti P, Bussotti S, Di Franco A, Di Lorenzo M (2010) Monitoraggio delle Specie Ittiche Focali - Progettazione esecutiva nell'ambito della Convenzione tra l'Ente Parco Nazionale del Gargano ed il Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare per l'esecuzione di attività di ricerca relativa al monitoraggio degli indicatori biofisici nella riserva marina delle Isole Tremiti. In.

Guidetti P, Bussotti S, Kovacic M (2006a) First record of the large-scaled goby, *Thorogobius macrolepis* (Pisces, Gobiidae) in the Italian seas. *Thal. Sal.* **29**, 41-45.

Guidetti P, Bussotti S, Molinari A, Tunesi L, Cattaneo-Vietti R (2006b) Popolamenti ittici costieri ed aree marine protette: chiavi di lettura dei risultati rilevati in 5 AMP italiane. *Biol. Mar. Medit.* **13** 472-475.

- Guidetti P, Bussotti S, Viva C, Ciccolella A (2006) Protection of fish diversity and target species: the case study of the Torre Guaceto Marine Protected Area. *Biol. Mar. Medit.* **13** (1), 373-378.
- Guidetti P, Claudet J (2010) Comanagement Practices Enhance Fisheries in Marine Protected Areas. *Conservation Biology* **24**, 312-318.
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, Pais A, Spano N, Balzano R, Agardy T, Boero F, Carrada G, Cattaneo-Vietti R, Cau A, Chemello R, Greco S, Manganaro A, di Sciara GN, Russo GF, Tunesi L (2008) Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation* **141**, 699-709.
- Guidetti P, Sala E (2007) Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology-Progress Series* **335**, 43-56.
- Halpern BS (2003) The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* **13**, S117-S137.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EM, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* **319**, 948-52.
- Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* **5**, 361-366.
- Hughes TP (1994) Catastrophes, Phase-Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral-Reef. *Science* **265**, 1547-1551.
- Irving AD, Balata D, Colosio F, Ferrando GA, Airoidi L (2009) Light, sediment, temperature, and the early life-history of the habitat-forming alga *Cystoseira barbata*. *Marine Biology* **156**, 1223-1231.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* **293**, 629-638.
- Jenouvrier S, Thibault JC, Viallefont A, Vidals P, Ristow D, Mouglin JL, Brichetti P, Borg JJ, Bretagnolle V (2009) Global climate patterns explain range-wide synchronicity in survival of a migratory seabird. *Global Change Biology* **15**, 268-279.
- Kruskal J, Wish M (1978) Multidimensional scaling. *Sage Publications, Beverly Hills*.
- Lester SE, Halpern BS (2008) Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology-Progress Series* **367**, 49-56.
- Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI, Gaines SD, Airame S, Warner RR (2009) Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology-Progress Series* **384**, 33-46.
- Lollino P, Pagliarulo R (2008) The Interplay of Erosion, Instability Processes and Cultural Heritage at San Nicola Island (Tremi Archipelago, Southern Italy). *Geografia Fisica E Dinamica Quaternaria* **31**, 161-169.

- MacArthur R, Wilson E (Eds) (1967) 'The Theory of Island Biogeography.' Princeton University Press (Princeton, NJ)
- Maggi E, Bertocci I, Vaselli S, Benedetti-Cecchi L (2009) Effects of changes in number, identity and abundance of habitat-forming species on assemblages of rocky seashores. *Marine Ecology-Progress Series* **381**, 39-49.
- Mangialajo L, Chiantore M, Cattaneo-Vietti R (2008) Loss of furoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. *Marine Ecology-Progress Series* **358**, 63-74.
- Marano G, De Zio V, Pastorelli AM, Rositani L, Ungaro N, Vaccarella R (1999) Protezione di un'area marina: il biotopo "Pianosa" (Isole Tremiti). *Biol. Mar. Medit.* **6(1)** 126-132.
- Marano G, Vaccarella R, Amato E, De Zio V, Rositani L, Pastorelli AM (1992) Indagini preliminari sul parco marino delle Isole Tremiti. *Oebalia* **17**, 509-515.
- Matarrese A, Panza M, Mastrototaro F, Costantino G (2000) preliminare rappresentazione cartografica dei fondali dell'arcipelago delle Isole Tremiti. *Biol. Mar. Medit.* **7(1)** 590-593.
- Meir E, Andelman S, Possingham HP (2004) Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters* **7**, 615-622.
- Micheli F, Amarasekare P, Bascompte J, Gerber LR (2004) Including species interactions in the design and evaluation of marine reserves: Some insights from a predator-prey model. *Bulletin of Marine Science* **74**, 653-669.
- Micheli F, Halpern BS (2005) Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters* **8**, 391-400.
- Milazzo M, Badalamenti F, Ceccherelli G, Chemello R (2004) Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **299**, 51-62.
- Milazzo M, Chemello R, Badalamenti F, Riggio S (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.
- Mora C (2008) A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **275**, 767-773.
- Mora C, Andrefouet S, Costello MJ, Kranenburg C, Rollo A, Veron J, Gaston KJ, Myers RA (2006) Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science* **312**, 1750-1751.
- Newton K, Cote IM, Pilling GM, Jennings S, Dulvy NK (2007) Current and future sustainability of island coral reef fisheries. *Current Biology* **17**, 655-658.
- Pandolfi JM, Bradbury RH, Sala E, Hughes TP, Bjorndal KA, Cooke RG, McArdle D, McClenachan L, Newman MJH, Paredes G, Warner RR, Jackson JBC (2003) Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* **301**, 955-958.
- Panetta P, Mastrototaro F, Maiorano P (2000) La malacofauna della riserva marina delle Isole Tremiti. *Biol. Mar. Medit.* **7(1)**, 707-712.

- Pergent G, Pergent-Martini C, Boudouresque CF (1995) Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: Etat des connaissances. *Mésogée* **54**, 3-29.
- Perkol-Finkel S, Airoidi L (2010) Loss and Recovery Potential of Marine Habitats: An Experimental Study of Factors Maintaining Resilience in Subtidal Algal Forests at the Adriatic Sea. *Plos One* **5**.
- Pinsino A, Della Torre C, Sammarini V, Bonaventura R, Amato E, Matranga V (2008) Sea urchin coelomocytes as a novel cellular biosensor of environmental stress: a field study in the Tremiti Island Marine Protected Area, Southern Adriatic Sea, Italy. *Cell Biology and Toxicology* **24**, 541-552.
- Piscitelli G, Barone G (2000) Prima nota sui picnogonidi delle Isole Tremiti. *Biol. Mar. Medit.* **7(1)**, 718-722.
- PISCO (2007) 'The Science of Marine Reserves.'
- Russ GR, Alcala AC (1989) Effects of Intense Fishing Pressure on an Assemblage of Coral-Reef Fishes. *Marine Ecology-Progress Series* **56**, 13-27.
- Russ GR, Alcala AC (2004) Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia* **138**, 622-627.
- Russ GR, Alcala AC, Maypa AP (2003) Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology-Progress Series* **264**, 15-20.
- Sale PF, Cowen RK, Danilowicz BS, Jones GP, Kritzer JP, Lindeman KC, Planes S, Polunin NVC, Russ GR, Sadovy YJ, Steneck RS (2005) Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology & Evolution* **20**, 74-80.
- Schiel DR, Foster MS (2006) The population biology of large brown seaweeds: Ecological consequences of multiphase life histories in dynamic coastal environments. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **37**, 343-372.
- Shanks AL, Grantham BA, Carr MH (2003) Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications* **13**, S159-S169.
- Soule ME, Simberloff D (1986) What Do Genetics and Ecology Tell Us About the Design of Nature-Reserves. *Biological Conservation* **35**, 19-40.
- Terlizzi A, Delos AL, Garaventa F, Faimali M, Geraci S (2004) Limited effectiveness of marine protected areas: imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda, Muricidae) populations from Italian marine reserves. *Marine Pollution Bulletin* **48**, 188-192.
- Thibaut T, Pinedo S, Torras X, Ballesteros E (2005) Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Alberes coast (France, North-western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* **50**, 1472-1489.
- Vacchi M, Bussotti S, Guidetti P, La Mesa G (1998) Study on the coastal fish assemblage in Ustica Island's Marine Reserve (Southern Tyrrhenian Sea). *Italian Journal of Zoology* **65**, 281-286.

APPENDICE I

Perimetro dell'Area Marina Protetta

L'area marina protetta delle Isole Tremiti interessa l'area costiera che circonda le isole di S. Domino, S. Nicola, Caprara e Pianosa per tutto il tratto di mare ivi compreso, in linea di massima, fino all'isobata dei 70 metri. Il perimetro di questa AMP è definito, nel mare circostante l'arcipelago delle Isole Tremiti, dalla congiungente i seguenti punti:

Punti	Latitudine	Longitudine
a)	42° 08' 16" N	015° 30' 00" E
b)	42° 08' 30" N	015° 30' 30" E
c)	42° 08' 24" N	015° 32' 00" E
d)	42° 07' 30" N	015° 31' 30" E
e)	42° 05' 30" N	015° 29' 00" E
f)	42° 05' 48" N	015° 28' 06" E
g)	42° 06' 21" N	015° 28' 09" E
h)	42° 06' 42" N	015° 28' 12" E
i)	42° 07' 30" N	015° 28' 18" E

nonché, nel mare circostante l'isola di Pianosa, dalla congiungente i seguenti punti:

Punti	Latitudine	Longitudine
A)	42° 13' 42" N	015° 44' 30" E
B)	42° 13' 36" N	015° 45' 20" E
C)	42° 12' 54" N	015° 45' 00" E
D)	42° 13' 00" N	015° 44' 12" E
E)	42° 13' 30" N	015° 44' 00" E

Dimensioni dell'Area Marina Protetta

Zona	Superficie - ettari	Linea di costa - metri
Totale superficie: 1.466		
Totale linea di costa: 20.410		
Zona A	180	1.766
Zona B	268	4.662
Zona C	1.018	13.982

PERIMETRO DELLA ZONA A

La zona A di riserva integrale comprende il tratto di mare che circonda l'isola di Pianosa delimitato dai punti da A) ad E) della tabella sottostante, e secondo una linea ideale di confine che, per quanto possibile, segue l'isobata dei 70 metri.

Punto	Latitudine	Longitudine
A)	42° 13' 42" N	015° 44' 30" E
B)	42° 13' 36" N	015° 45' 20" E
C)	42° 12' 54" N	015° 45' 00" E
D)	42° 13' 00" N	015° 44' 12" E
E)	42° 13' 30" N	015° 44' 00" E

PERIMETRO DELLE ZONE B

Le zone B di riserva generale dell'area protetta sono due e comprendono, all'interno di una linea ideale di confine che, per quanto possibile, segue l'isobata dei 70 metri:

1. la zona di mare dell'isola di Caprara che include la parte costiera dell'isola di Caprara, da Cala Sorrentino allo scoglio Caciocavallo verso l'esterno dell'arcipelago, delimitata dalla congiungente i seguenti punti:

Punto	Latitudine	Longitudine
l)	42° 07' 57" N	015° 30' 26" E
a)	42° 08' 16" N	015° 30' 00" E
b)	42° 08' 30" N	015° 30' 30" E
c)	42° 08' 24" N	015° 32' 00" E
d)	42° 07' 30" N	015° 31' 30" E
m)	42° 07' 58" N	015° 30' 48" E

2. la zona di mare dell'isola di S. Domino compresa tra il faro di Punta Provvidenza e Punta Secca, delimitata dalla congiungente i seguenti punti:

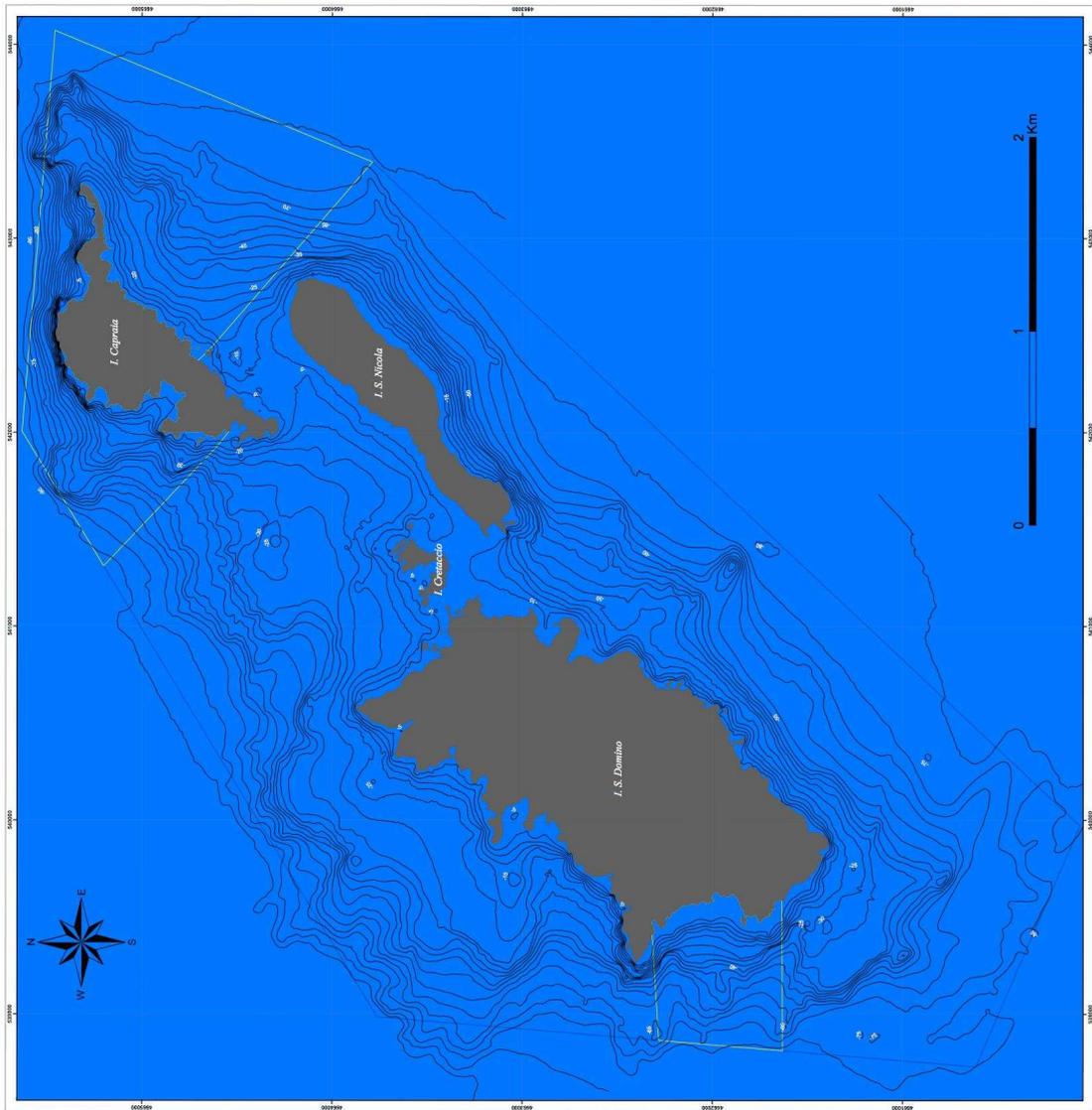
Punto	Latitudine	Longitudine
n)	42° 06' 21" N	015° 28' 37" E
g)	42° 06' 21" N	015° 28' 09" E
h)	42° 06' 42" N	015° 28' 12" E
o)	42° 06' 42" N	015° 28' 32" E

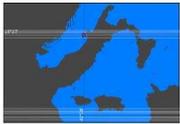
PERIMETRO DELLA ZONA C

La zona C di riserva parziale comprende il tratto di mare circondante l'isola di S. Nicola, l'isola di S. Domino e l'isola di Caprara, escludendo le due zone B, all'interno di una linea ideale di confine che per quanto possibile segue l'isobata dei 70 metri, ed è delimitata dalla congiungente i seguenti punti:

Punto	Latitudine	Longitudine
o)	42° 06' 42" N	015° 28' 32" E
h)	42° 06' 42" N	015° 28' 12" E
i)	42° 07' 30" N	015° 28' 18" E
a)	42° 08' 16" N	015° 30' 00" E
l)	42° 07' 57" N	015° 30' 26" E
m)	42° 07' 58" N	015° 30' 48" E
d)	42° 07' 30" N	015° 31' 30" E
e)	42° 05' 30" N	015° 29' 00" E
f)	42° 05' 48" N	015° 28' 06" E
g)	42° 06' 21" N	015° 28' 09" E
n)	42° 06' 21" N	015° 28' 37" E

APPENDICE II



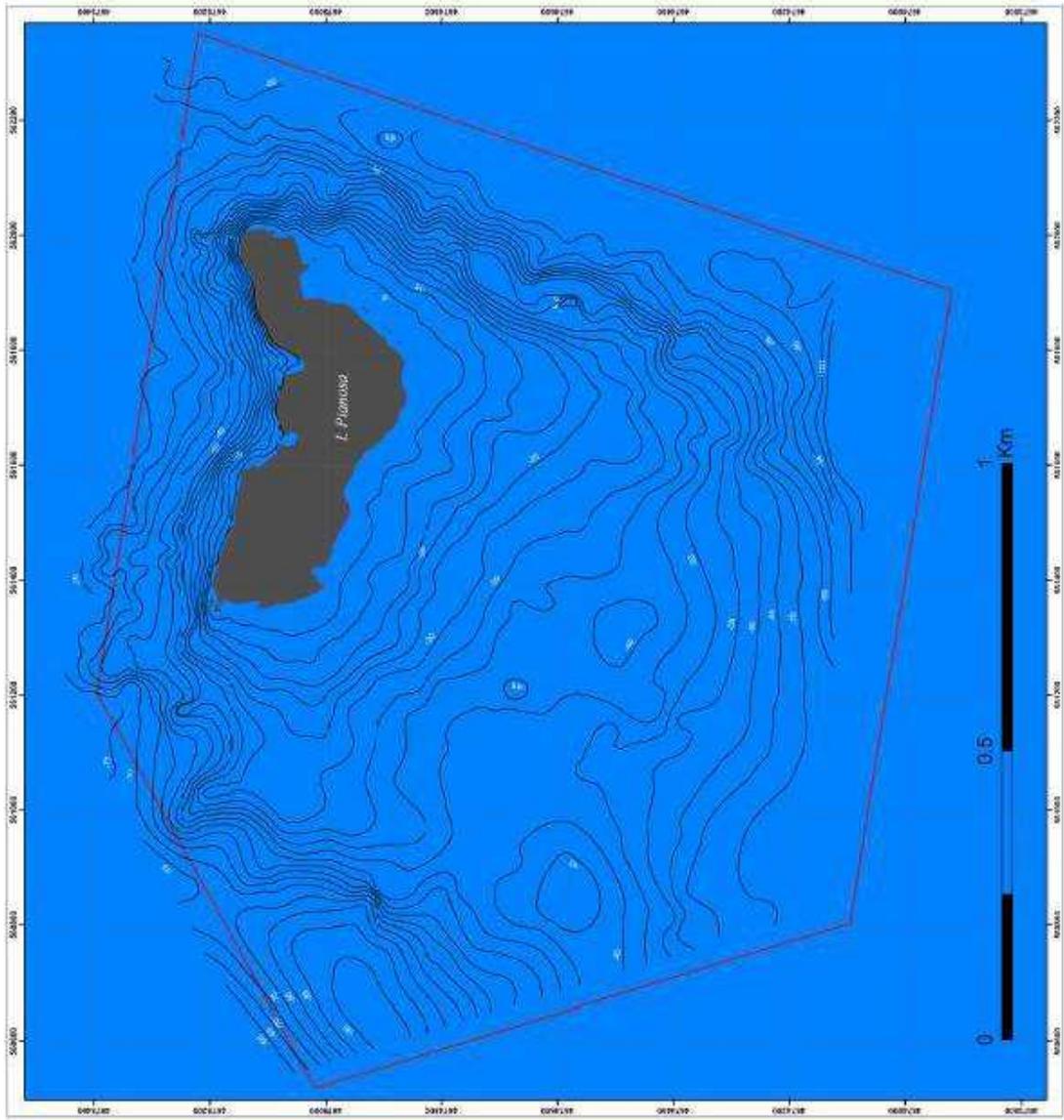

AREA MARINA PROTETTA "ISOLE TREMITI"

CARTOGRAFIA BATIMETRICA
 SCALA 1:10000

ULR LEONE
 Membro del Comitato di Gestione
 dell'Area Marina Protetta
 "Isole Tremiti" - Università del Salento

ULR BARI
 Membro del Comitato di Gestione
 dell'Area Marina Protetta
 "Isole Tremiti" - Università del Salento

LEGENDA

-  Zona B Area Marina Protetta
-  Zona C Area Marina Protetta
-  Isole




CoNISMa
 Consorzio Nazionale
 Interuniversitario per lo Studio
 dei Sistemi Mare-Aria-Terra

AREA MARINA PROTETTA "ISOLE TREMITI"



CARTOGRAFIA BATIMETRICA ZONA A
 SCALA 1:10000

UNIVERSITÀ LECCHE
 Dipartimento di Scienze Fisiche, Matematiche e Informatiche
 Laboratorio di Acustica e Vibrazioni Marine
 Via Belli / Università del Salento

UNIVERSITÀ BARI
 Dipartimento di Fisica
 Laboratorio di Acustica e Vibrazioni Marine
 Università del Salento

LEGENDA

-  Zona A Area Marina Protetta
-  Isole



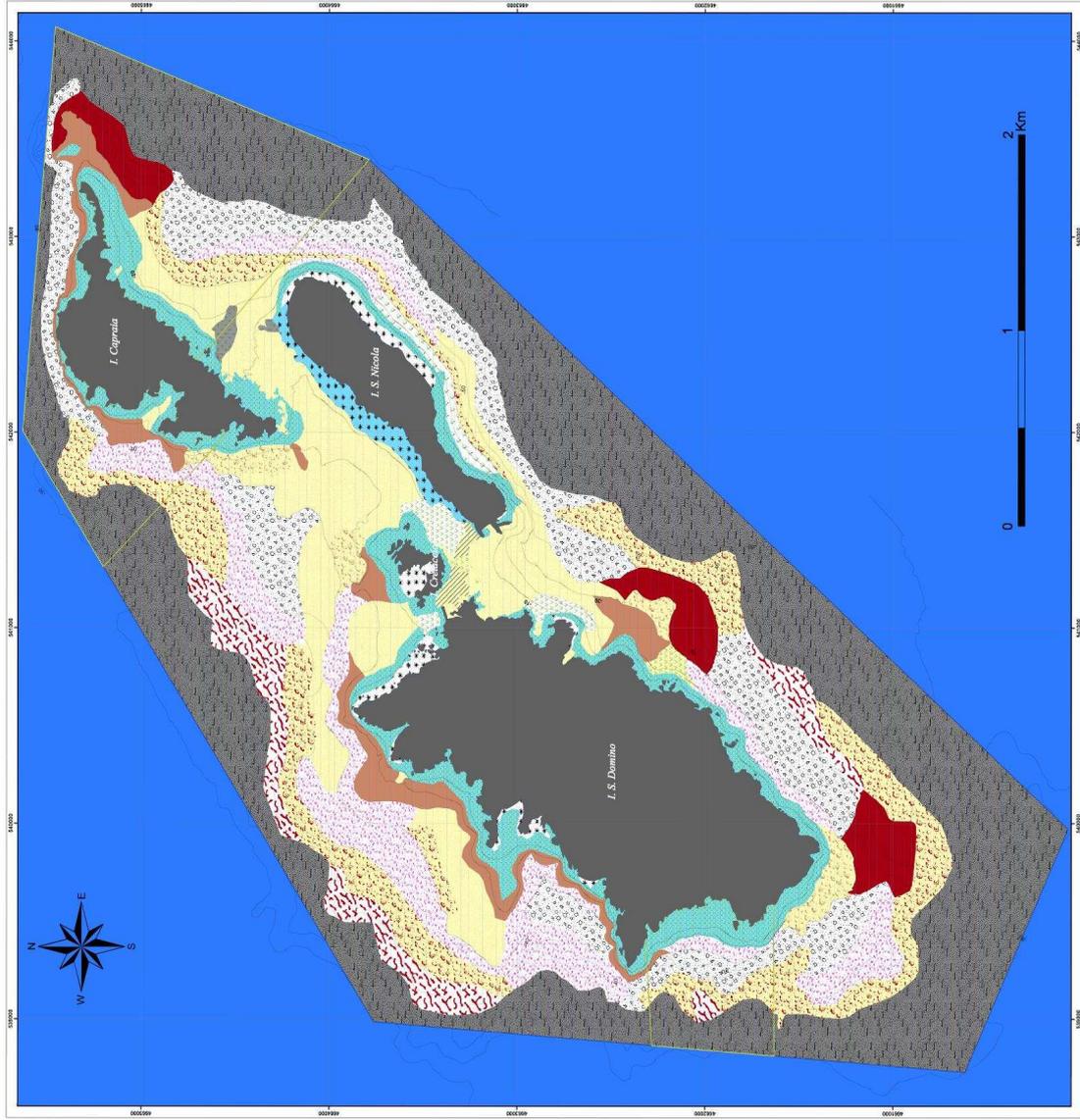
AREA MARINA PROTETTA "ISOLE TREMITI"



CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT BENTONICI
 SCALA 1:10000

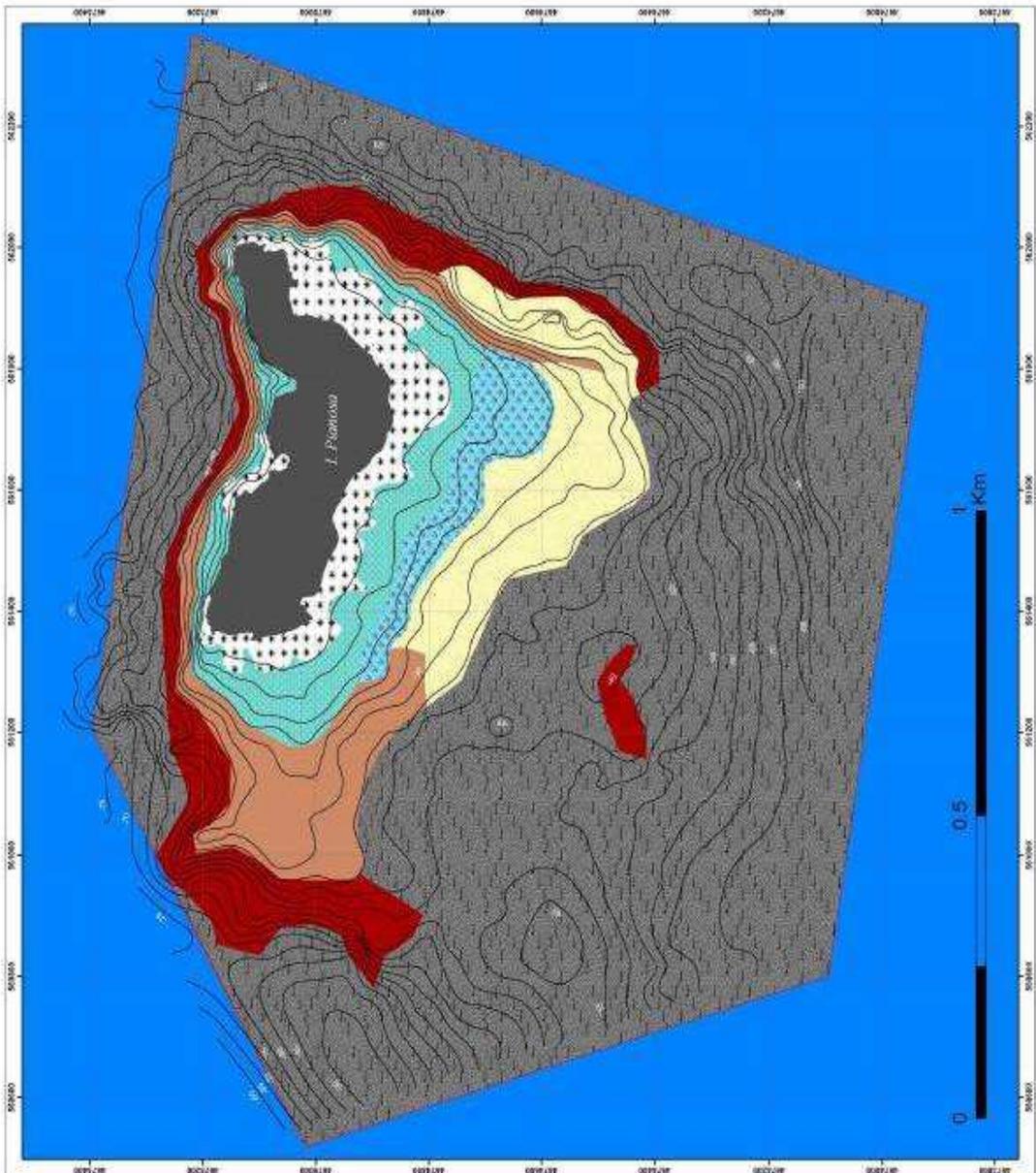
U.R. LECCO
 Marina di S. PIETRO
 Università del Piemonte Orientale
 Dipartimento di Scienze della Terra

U.R. BARI
 Marina di S. PIETRO
 Università del Salento
 Dipartimento di Scienze della Terra



LEGENDA

- Zona B Area Marina Protetta
- Zona C Area Marina Protetta
- Isola
- Associazione a Cymodocea nodosa
- Biocenosi del coralligeno
- Biocenosi dei precoralligeno
- Biocenosi delle alghe infralitorali
- Biocenosi del detritico costiero (DC)
- DC/Associazione a rodoli
- DC/Facies a C. caespitosa e S. granulata
- DC/Facies a grandi Birozoi ramificati
- Biocenosi dei fanghi detritici infangati (DE)
- Facies dei rizomi morti (mattes mores) di P. oceanica
- Facies di pascolo con ricci ed alghe incrostanti
- Facies e Ass. di bioc. a coralligeno (in enclave)
- Facies e Ass. di bioc. a precoral. (in enclave)
- Biocenosi delle sabbie e ghiaie fini sotto l'influenza di correnti di fondo (SGCF)
- Mosaico di P. oceanica e SGCF
- Prateria a Posidonia oceanica
- Mosaico di alghe infralitorali e ricci



AREA MARINA PROTETTA "ISOLE TREMITI"



CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT BENTONICI ZONA A

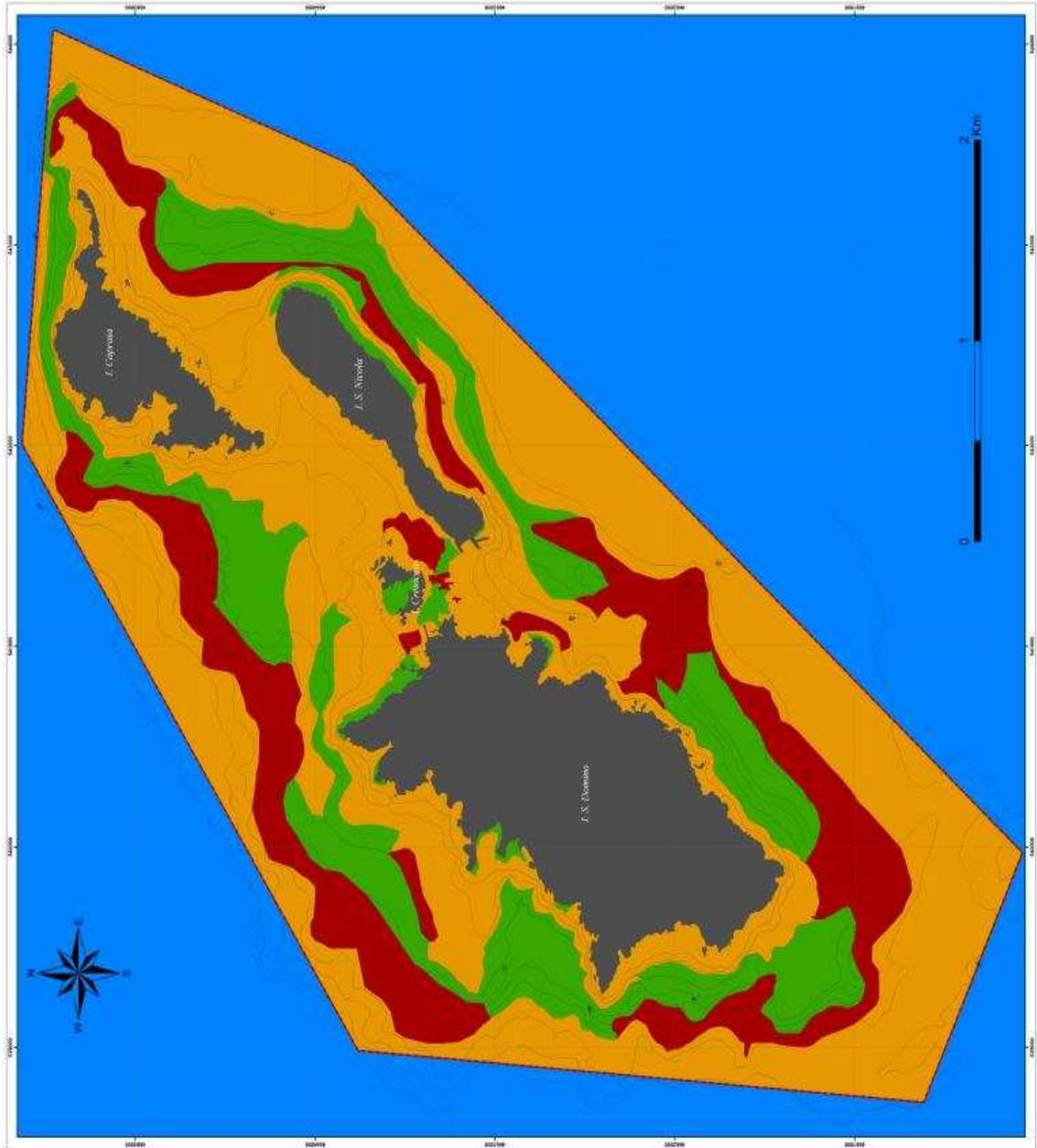
SCALA 1:5000

ULR LECCE
 Dipartimento di Scienze e Tecnologie
 Università del Salento
 73100 Lecce - Italy

ULR BARI
 Dipartimento di Scienze e Tecnologie
 Università del Salento
 70125 Bari - Italy

LEGENDA

- Zona A Area Marina Protetta
- Isole
- Biocenosi del precoraligieno
- Biocenosi delle alghe infralitorali
- Biocenosi delle alghe infralitorali: Ass. a *Cystoseira* sp.
- Facies di pascolo con ricci ed alghe incrostanti
- Biocenosi delle sabbie e ghiaie fini sotto l'influenza delle correnti di fondo (SGCF)
- Biocenosi dei fanghi detritici infangati (DE)
- Biocenosi del coralligieno




CoNISMa
 Consorzio Nazionale
 Interuniversitario per lo Studio
 e la Gestione delle Aree Marine Protette

AREA MARINA PROTETTA "ISOLE TREMITI"



CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT ASPM
 SCALA 1:10000

ULR LECCE
 Dipartimento di Scienze e Tecnologie
 Ambientali, Geomatiche e Pianificazione
 Territoriale

ULR BARI
 Dipartimento di Scienze e Tecnologie
 Ambientali, Geomatiche e Pianificazione Territoriale

LEGENDA

-  Limite Area Marina Protetta
-  Isole
-  Delimitante (D)
-  Rimarchevoli (R)
-  Non Rimarchevoli (NR)