

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI LECCE

**TESI DI DOTTORATO DI RICERCA IN
ECOLOGIA FONDAMENTALE
Ciclo XVII**

**Utilizzo di metodi quantitativi per la
pianificazione di un network di
Aree Marine Protette**

TUTOR:

CH.MO PROF. FERDINANDO BOERO

DR.SSA SIMONETTA FRASCHETTI

COORDINATORE:

CH.MO PROF. ALBERTO BASSET

DOTTORANDO:

DR. PAOLO D'AMBROSIO

Anno Accademico 2005 - 2006



**UNIONE EUROPEA
FONDO SOCIALE EUROPEO**



**MINISTERO DELL'ISTRUZIONE
DELL'UNIVERSITÀ E DELLA RICERCA**



**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI
LECCE**

TESI COFINANZIATA DAL FONDO SOCIALE EUROPEO

PROGRAMMA OPERATIVO NAZIONALE 2000/2006

**“RICERCA SCIENTIFICA, SVILUPPO TECNOLOGICO, ALTA FORMAZIONE”
MISURA III.4. “FORMAZIONE SUPERIORE E UNIVERSITARIA”**

**TESI DI DOTTORATO DI RICERCA IN
ECOLOGIA FONDAMENTALE
Ciclo XVII**

**Utilizzo di metodi quantitativi per la
pianificazione di un network di
Aree Marine Protette**

TUTOR:

CH.MO PROF. FERDINANDO BOERO

DR.SSA SIMONETTA FRASCHETTI

COORDINATORE:

CH.MO PROF. ALBERTO BASSET

DOTTORANDO:

DR. PAOLO D'AMBROSIO

Anno Accademico 2005 -2006

RINGRAZIAMENTI

Al termine di questo lavoro di tesi sperimentale è doveroso ringraziare tutti coloro che ne hanno permesso la realizzazione.

Ringrazio i miei tutor per avermi seguito in maniera scrupolosa durante tutto lo svolgimento della ricerca, nonché per avermi messo a disposizione le risorse economiche necessarie ad affrontare questo lavoro.

Un doveroso ringraziamento alla dr.ssa F. Micheli, ricercatrice dell'Università di Stanford (USA), per la collaborazione offerta durante l'analisi dei dati con il Marxan.

Un particolare ringraziamento a C. Vaglio e il dr. D. Fiorentino, rispettivamente tecnico e dottorando dell'Università di Lecce, per avermi costantemente assistito nell'intense e difficoltose attività di campionamento svolte in questo lavoro.

Ringrazio il dr. F. Terlizzi, dottorando dell'Università di Napoli Federico II, per la sua collaborazione nello sviluppo della cartografia batimetrica.

Ringrazio il dr M. Dadamo e dr. N. Zaccarelli, rispettivamente borsista e dottorando dell'Università di Lecce, per avermi insegnato le basi della tecnologia GIS.

INDICE

RIASSUNTO

SCOPO DELLA TESI

1 INTRODUZIONE	1
1.1 Ecosistemi marini e attività umana	1
1.2 Strategie di tutela dell'ambiente marino: Aree Marine Protette	3
1.3 Aree Marine Protette situazione nel Mediterraneo e in Italia	4
1.4 Problematiche di pianificazione di Aree Marine Protette: premessa.....	6
1.4.1 <i>Confronto tra ecosistemi marini e terrestri: implicazioni per la progettazione di AMP</i>	7
1.4.2 <i>Criteri per l'istituzione delle AMP</i>	11
1.4.2.1 <i>Analisi dei criteri ecologici</i>	12
1.4.2.2 <i>Altri criteri e linee guida</i>	15
1.5 Sistemi Informativi Geografici e modelli matematici di selezione di AMP.....	20
1.5.1 <i>Sistemi Informativi Geografici (GIS): definizione e funzioni</i>	20
1.5.2 <i>Applicazione ed evoluzione dei sistemi GIS a problematiche ambientali</i>	21
1.5.3 <i>Tipologia dei dati in GIS</i>	22
1.5.4 <i>Modelli matematici di selezione di AMP: il Marxan</i>	24
1.5.4.1 <i>Come funziona il Marxan: input files</i>	25
1.5.4.2 <i>Cosa produce il Marxan</i>	26
2 MATERIALI E METODI	28
2.1 Area di Studio	28
2.2 Metodologia d'indagine	29
2.2.1 <i>Fase di pianificazione tematica</i>	29
2.2.2 <i>Fase di realizzazione dei tematismi</i>	30
2.2.3 <i>Fase di elaborazione</i>	35
3 RISULTATI	38
3.1 Mappa degli habitat bentonici.....	38
3.2 Mappa degli ambienti di grotta	40
3.3 Mappa delle fonti di pressione antropica	40
3.4 Scenari di protezione.....	41

3.4.1 Scenario N° 1	41
3.4.2 Scenario N° 2	42
3.4.3 Scenario N° 3	43
3.4.4 Scenario N° 4	44
3.4.4.1 Analisi dell'Insostituibilità del quarto set di scenari	44
4 DISCUSSIONI E CONCLUSIONI	46
5 BIBLIOGRAFIA	51
RINGRAZIAMENTI	
ALLEGATO 1: Mappa degli habitat bentonici.	
ALLEGATO 2: Mappa delle fonti di pressione antropica.	
ALLEGATO 3: Scenario N° 1.	
ALLEGATO 4: Scenario N° 2.	
ALLEGATO 5: Scenario N° 3.	
ALLEGATO 6: Scenario N° 4.	
ALLEGATO 7: Analisi dell'irriproducibilità del quarto set di scenari.	

RIASSUNTO

L'istituzione di Aree Marine Protette (AMP) rappresenta lo strumento più utilizzato a livello mondiale per la conservazione e la gestione dell'ambiente marino. L'Italia è tra i Paesi del Mediterraneo che mostrano il maggior sforzo di conservazione con 20 AMP già istituite e altre 18 in fase di istituzione. A fronte di questo numero sempre crescente di aree soggette a regime di restrizione delle attività umane, il problema della pianificazione delle AMP è diventato centrale nell'ambito dell'ecologia della conservazione. Le AMP, infatti, continuano ad essere istituite in base a convenienze locali piuttosto che a criteri ecologici. L'inevitabile conseguenza è che raramente sono soddisfatti principi di conservazione in grado di garantire una protezione efficace della biodiversità a scala locale, i cui effetti si ripercuotano a scala regionale. Lo scopo di questo lavoro è descrivere l'utilizzo di procedure quantitative (*site-selection algorithms*, *software Marxan*) per l'individuazione di un network di AMP nel tratto di costa di circa 40 km da Otranto a Santa Maria di Leuca (Lecce) sulla base sia di criteri ecologici (distribuzione di habitat e popolamenti, batimetria e morfologia della costa) sia di criteri socio-economici (sviluppo urbano costiero, distribuzione delle principali attività turistiche e di prelievo di fauna ittica). Lo studio ha previsto l'utilizzo integrato di tecnologie GIS e del *software Marxan* su questo tratto di costa, suddiviso inizialmente in 2603 Unità di Pianificazione (UP) georeferenziate, ciascuna identificata in base agli habitat inclusi ed alla superficie occupata da ciascun habitat all'interno della UP. L'analisi ha permesso di identificare diversi scenari potenziali di network di AMP. Tali scenari sono stati ottenuti in base alla selezione di diverse combinazioni di UP e riflettono differenti target di conservazione, decisi in base ad obiettivi di protezione diversi (proteggere il 10%, 30% e 100% della superficie degli habitat presenti, escludere le aree contenenti pressioni antropiche). Per alcuni scenari, inoltre, è stata eseguita un'analisi d'irriproducibilità delle UP (*Irreplaceability analyses*), che ha permesso di avere informazioni sul grado d'importanza di ciascuna UP per il raggiungimento dei target di conservazione prestabiliti. La procedura descritta è potenzialmente molto efficace nel generare modelli di protezione rispondenti a criteri prestabiliti, integrando dati di natura diversa. È auspicabile tuttavia che

questo tipo di studi venga affiancato da approcci complementari che siano in grado non solo di descrivere a larga scala la distribuzione di habitat e popolamenti ma anche di stimarne le modalità di variazione ad una gerarchia di scale spaziali e temporali.

SCOPO DELLA TESI

La pesca in ambiente marino sta crollando e vi sono evidenze di perdite di diversità biologica (dagli invertebrati a specie definite *carismatiche*) sia a scala locale sia a scala regionale ad un tasso tale da far ipotizzare gravi conseguenze per il funzionamento e la stabilità a livello ecosistemico. I possibili rimedi a questi cambiamenti non sono semplici, ma certamente le Aree Marine Protette sono una forma spazialmente esplicita di protezione che può avere un ruolo importante sia da un punto di vista della gestione costiera sia della conservazione della biodiversità.

Il disegno di una AMP e la successiva quantificazione di efficacia richiedono strumenti logici e metodologici adeguati che, ad oggi, vengono utilizzati solo raramente, nonostante il numero sempre crescente di AMP sia in Mediterraneo sia in aree extra-mediterranee. Ad oggi, ad esempio, vi sono stati pochi tentativi in ambiente marino di applicare procedure in grado di risolvere in modo efficiente il problema della individuazione di siti da sottoporre a tutela. Nei sistemi terrestri, l'applicazione di algoritmi matematici per la pianificazione di attività di conservazione e il disegno di sistemi di riserve è invece ben conosciuto e spesso fornisce un supporto per un efficace funzionamento delle aree protette perché in grado di includere dati ecologici, spaziali e socio-economici.

Il presente lavoro utilizza una procedura basata sull'uso integrato di tecniche GIS (*Geographic Information Systems*) e specifici algoritmi di selezione di AMP (*software Marxan*) con il fine di individuare un network di siti da porre sotto regime di tutela, nel tratto di costa da Otranto a Santa Maria di Leuca (Lecce, Puglia). Questo approccio, che consente di confrontare la *performance* di sistemi alternativi di AMP prodotti con differenti target di conservazione, è già stato utilizzato in aree extra-mediterranee, senza tuttavia tenere conto degli effetti derivanti dall'inclusione delle principali forme di impatto antropico. L'analisi prevede uno studio dettagliato sulla distribuzione spaziale dei principali habitat e popolamenti e delle sorgenti potenziali di impatto antropico lungo questo tratto di costa. Lo scopo è quello di identificare scenari di protezione che mirino a tutelare la biodiversità, minimizzando i conflitti socio-economici che l'istituzione di aree soggette a regimi di protezione comporterebbe inevitabilmente.

Questo approccio, che certamente non è in grado di quantificare la variabilità dei sistemi ecologici, rappresenta uno strumento flessibile per l'identificazione di aree dove intervenire in termini di conservazione e gestione del territorio.

1. INTRODUZIONE

1.1 Ecosistemi marini e attività umana.

La quantificazione delle interazioni tra gli organismi e tra questi e l'ambiente chimico-fisico è il fine dell'ecologia. Tali interazioni possono cambiare a seconda delle modalità di distribuzione, di abbondanza e di diversità degli organismi. È tuttavia ampiamente riconosciuto che, almeno in ambiente marino, vi è una generale mancanza di conoscenze relativamente a tali modalità cosa che rappresenta un forte limite sia per la previsione degli effetti derivanti da un disturbo antropico sia per la possibilità di conservazione e recupero dei sistemi ecologici (Benedetti-Cecchi 2003).

A fronte di questa mancanza di conoscenze, sono invece evidenti i “servizi” offerti dagli ecosistemi marini di cui si usufruisce, direttamente ed indirettamente per sostenere una varietà di attività antropiche: circa il 20% delle proteine animali assunte dall'uomo deriva dai prodotti della pesca, vi sono numerosi prodotti farmaceutici ricavati da organismi marini, minerali e composti chimici impiegati nell'alimentazione e nella tecnologia, e, non meno importante, vi è un numero crescente di risorse ricreative legate al turismo (Costanza 1999).

Nonostante i risultati che descrivono lo stato attuale di degrado di molti sistemi marini siano raramente ottenuti tramite programmi di monitoraggio rigorosi, c'è, ad oggi, una crescente evidenza dello stato di sovrasfruttamento delle risorse (Dayton *et al.* 1995; Jennings e Kaiser 1998; Steneck e Carlton 2001), che spesso causa frammentazione degli habitat, facilita l'introduzione di specie alloctone, causa con effetti diretti e indiretti il cambiamento climatico e determina livelli crescenti di inquinamento (Peterson e Estes 2001; Hughes *et al.* 2005; Hixon *et al.* 2001). Tali processi, spesso con effetti interattivi, contribuiscono nell'insieme a modificare le modalità di distribuzione e di abbondanza degli organismi in ambiente marino, probabilmente causando gravi perdite nella diversità biologica sia a scala locale sia a scala regionale. È il caso, ad esempio, di specie ittiche dall'elevato valore commerciale che, quasi sempre, occupano, all'interno delle reti trofiche, i livelli più alti, assumendo probabilmente

ruoli chiave nel determinare struttura e funzionamento dei livelli trofici più bassi (Pauly *et al.* 1998).

L'impoverimento di stock ittici e l'alterazione delle dinamiche di popolazione e comunità sono problematiche avvertite a livello mondiale (FAO 1997; Hall 1999). Recentemente anche in Mediterraneo è stato registrato un generale sovrasfruttamento delle risorse ittiche, soprattutto da quando la pesca artigianale ha lasciato il posto a nuove tecnologie con più efficaci modalità di cattura, capaci di esercitare pressioni crescenti, con effetti diretti e indiretti, su specie, popolamenti e habitat (Goni *et al.* 2000).

La pesca tramite dragaggio e quella a strascico condotte al largo delle coste, attività di cui si hanno, però, pochi dati sperimentali, influiscono su popolamenti e habitat (Dayton *et al.* 1995), non solo perché il principio su cui si basano prevede la rimozione di tutto ciò che si trova sul fondo lungo il tratto battuto, ma anche per l'esasperata frequenza con cui tali pratiche vengono condotte. Se quanto detto ha valore soprattutto per nazioni economicamente solide, altrettanto grave risulta essere la situazione dei paesi in via di sviluppo, dove l'espansione delle attività in corrispondenza della fascia costiera ha portato ad una diffusione e ad un incremento nel numero di pescatori tali da rappresentare un grave impatto per la diversità biologica (Attwood *et al.* 1997).

L'inquinamento delle acque, inteso non solo in termini di sversamento accidentale di petrolio, presenza di metalli pesanti, idrocarburi alogenati (pesticidi, diossine, PCB, ecc.), ma anche e soprattutto come forme di inquinamento organico è in grado di modificare profondamente lo stato dei nutrienti negli ecosistemi marini, portando a fenomeni di eutrofizzazione. L'utilizzo smodato di fertilizzanti e la crescente portata dei sistemi di acque reflue convogliate in mare determinano un costante ed eccessivo apporto di azoto e fosforo, comportando alterazioni nel ciclo vitale degli organismi, a livello biochimico e metabolico.

Alla luce di quanto brevemente analizzato, nonostante le conoscenze limitate sia delle modalità e dei processi che riguardano i sistemi naturali sia del potenziale effetto delle attività antropiche, è evidente la necessità di comprendere i processi ecologici di base ed eventualmente di intervenire con programmi di

monitoraggio basati su appropriati disegni sperimentali in modo da attuare efficacemente politiche di gestione e conservazione dell'ambiente marino (Costanza *et al.* 1998).

1.2 Strategie di tutela dell'ambiente marino: Aree Marine Protette.

Negli ultimi anni sono stati adottati, a livello internazionale, diversi strumenti legislativi finalizzati alla gestione della fascia costiera e alla conservazione della diversità biologica: leggi che impongono la depurazione delle acque interne e dei fiumi che giungono al mare, l'attivazione di programmi di monitoraggio delle acque lungo le coste, una serie di limitazioni alla pesca per evitare l'eccessivo sfruttamento degli stock ittici, la regolamentazione dei traffici marittimi di sostanze pericolose, l'istituzione di Aree Marine Protette (AMP).

Le AMP possono essere di vario tipo e rappresentano una forma di gestione spazialmente esplicita delle risorse che regola le attività umane in una particolare località. Più in generale, le AMP sono porzioni di costa o zone in mare aperto protette dalla pesca e da altre forme di prelievo che hanno ricevuto una grande attenzione come strumento per conservare la biodiversità marina e per recuperare stock ittici sovrasfruttati dalla pesca (Norse 1993; Allison *et al.* 1998; NRC 2001; Palumbi 2001, 2002). Oltre a proteggere le popolazioni direttamente soggette al prelievo (Dugan e Davis 1993), le AMP dovrebbero proteggere e recuperare gli habitat, interi popolamenti e le interazioni ecologiche fra le diverse componenti.

Un aspetto che crea grandi attese nelle categorie per cui le AMP rappresentano una "sottrazione" di porzioni di territorio, è quello che una efficace protezione possa dare la possibilità di rifornire le popolazioni sfruttate nelle porzioni adiacenti alle AMP, attraverso l'esportazione di larve, forme giovanili e adulti (NRC 2001; Palumbi 2002). Infine, le AMP dovrebbero avere anche il ruolo di promuovere lo sviluppo di una economia sostenibile (Ballatine 1991; Rowley 1992).

Ad oggi, le AMP costituiscono lo strumento di protezione più utilizzato per tutelare gli ecosistemi marini; la loro istituzione, infatti, è considerata una forma di "assicurazione ambientale" contro il possibile fallimento dei metodi di gestione tradizionali (Allison *et al.* 1998; Lauck 1996; Lauck *et al.* 1998).

In molti casi, si è osservato un aumento di densità, biomassa e dimensioni medie di specie target di pesca all'interno dei confini delle AMP e ci sono anche casi documentati in cui nelle aree intorno alle AMP è stato osservato un aumento nella resa di pesca (Sale *et al.* 2005; Guidetti *et al.* 2005). Tuttavia, è ancora prematuro assumere che le AMP siano invariabilmente efficaci nella gestione della pesca e nella conservazione della biodiversità perché gli studi empirici sono relativamente pochi. Inoltre, così come in molti casi di studio per la valutazione di impatto antropico, numerosi studi sull'efficacia di protezione non sono stati impostati correttamente (Willis *et al.* 2003; Fraschetti *et al.* 2005). L'inevitabile conseguenza è che, a fronte di un appoggio incondizionato e talvolta non critico a questa forma di gestione, si assiste ad una generale mancanza di dati in grado di quantificare eventuali effetti della protezione (Sale *et al.* 2005). Nell'insieme, quindi, il rischio è quello di creare aspettative che poi vengano deluse da un'istituzione decisa senza criteri ecologici e, in seguito, da programmi di monitoraggio condotti con criteri logici totalmente inadeguati.

1.3 Aree Marine Protette: lo stato attuale in Italia e nel Mediterraneo.

Il numero di AMP è, ad oggi, in crescente aumento; solo nel Mediterraneo esistono circa 40 AMP (Fig. 1.1).

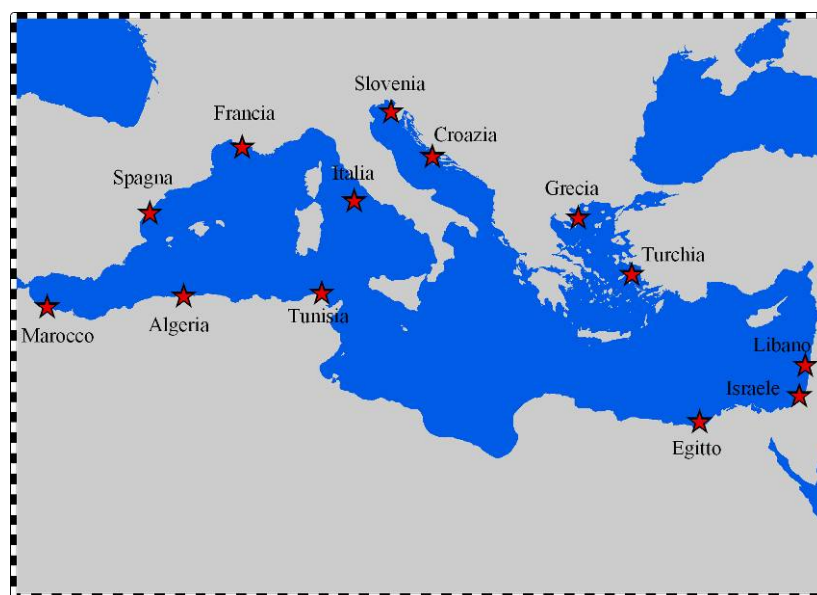


Fig. 1.1 Distribuzione delle AMP nel Mediterraneo.

Probabilmente la prima riserva marina del mondo è stata il Fort Jefferson National Monument, istituita in Florida nel 1935 (Gubbay 1995). La storia delle AMP nell'Europa del Mediterraneo è piuttosto recente. Le prime AMP sono state istituite alla fine degli anni '70 in Francia (Meinesz *et al.* 1983), agli inizi degli anni '80 in Spagna (Ramos e McNeill 1994), a metà degli anni '80 in Grecia (Eliniki Etairia 1994) e alla fine degli anni '80 in Italia (Cognetti 1991). Le AMP sono una forma di protezione presente anche nei Paesi del Mediterraneo che non appartengono alla Comunità Europea: lungo la costa adriatica (Croazia, Slovenia), il Mediterraneo Orientale (Israele, Libano e Turchia), e il Nord Africa (Algeria, Marocco e Tunisia).

L'Italia è tra i Paesi del Mediterraneo che mostra il maggior sforzo di conservazione; la situazione attuale, infatti, è rappresentata da 20 AMP già istituite (Fig. 1.2) che tutelano complessivamente circa 184 mila ettari di mare e circa 580 chilometri di costa.

Le leggi vigenti nazionali, n. 979/82 e n. 394/91 e le successive integrazioni, prevedono l'istituzione finale di 49 AMP. Le AMP italiane, per meglio raggiungere gli scopi che si prefiggono, sono suddivise in tre aree a diverso grado di protezione:

- Zona A, di riserva integrale, interdetta a tutte le attività che possano arrecare danno o disturbo all'ambiente marino. La

zona A è il vero cuore della riserva. In tale zona, individuata in ambiti ridotti, sono consentite in genere unicamente le attività di ricerca scientifica e le attività di servizio;

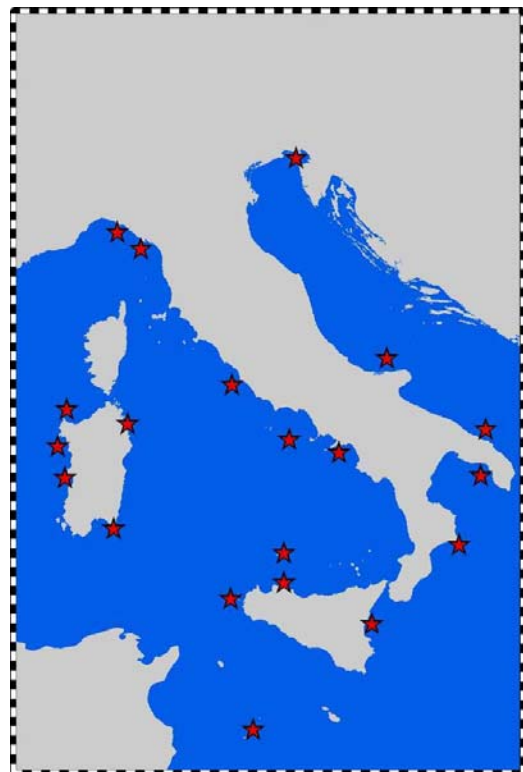


Fig. 1.2 Distribuzione delle AMP in Italia.

- Zona B, di riserva generale, dove sono consentite, una serie di attività che, pur concedendo una fruizione ed uso sostenibile dell'ambiente influiscono con il minor impatto possibile. Anche le zone B di solito non sono molto estese;
- Zona C, di riserva parziale, che rappresenta la fascia tampone tra le zone di maggior valore naturalistico e i settori esterni all'area marina protetta, dove sono consentite e regolamentate dall'organismo di gestione, oltre a quanto già consentito nelle altre zone, le attività di fruizione ed uso sostenibile del mare di modesto impatto ambientale. La maggior estensione dell'area marina protetta in genere ricade in zona C.

1.4 Problematiche di pianificazione di AMP: premessa.

Come già sottolineato, l'utilità delle AMP è, oramai, ampiamente riconosciuta sia negli ambienti politici sia in quelli scientifici, poiché possono offrire un tipo di tutela non previsto da altre strategie di gestione: specifica protezione di aree critiche (Salm e Clark 1989; Norse 1993), prevenzione dei fenomeni di sovrasfruttamento degli stock ittici (Gell e Roberts 2003), miglioramento della resa di pesca di tipo artigianale (Plan Development Team 1990; Castilla e Fernandez 1998), possibilità di sviluppo socio-economico-culturale compatibile con le esigenze di protezione e salvaguardia dei patrimoni naturali.

Nonostante negli ultimi anni si assista alla continua istituzione di nuove AMP, nella maggior parte dei casi, l'ubicazione e la dimensione sono decise in base ad un approccio definito *ad hoc* (Jamieson e Levings 2001; Leslie 2003; Roberts *et al.* 2003b) cioè guidato da criteri sociali, politici, economici, amministrativi piuttosto che da criteri scientifici legati ad osservazioni quantitative sulla distribuzione della diversità biologica. Al fine di superare questo approccio che inevitabilmente conduce ad una conservazione inefficace della biodiversità, è da circa vent'anni che si assiste a tentativi di definire un approccio sistematico per la pianificazione delle AMP, tanto da diventare uno dei temi centrali dell'ecologia della conservazione (Kirkpatrick 1983; Pressey *et al.* 1993;

1996; Camm *et al.* 1996; Church *et al.* 1996; Csuti *et al.* 1997; Williams 1998; Cabeza e Moilanen 2001; Pressey e Taffs 2001; Margules *et al.* 2002).

Studi condotti recentemente, più di natura modellistica che non empirica, hanno cercato di affrontare alcuni temi fondamentali per la pianificazione di un'AMP:

- Quanto deve essere grande una AMP per proteggere efficacemente singole popolazioni e popolamenti?
- È meglio creare un'unica, grande AMP o tante, piccole AMP?
- Quando si istituiscono più AMP in una zona, a quale distanza devono essere istituite? Devono essere isolate l'una dall'altra o connesse da un punto di vista larvale?

Ad oggi, i risultati non sono ancora in numero sufficiente per identificare criteri e linee guida per sviluppare una metodologia sistematica e quantitativa per la progettazione di AMP che sia potenzialmente efficace nella conservazione della biodiversità, tuttavia la recente introduzione di procedure comunemente impiegate in altre discipline scientifiche (vedi oltre *Modelli matematici di selezione di AMP: il Marxan*) ha creato prospettive di utilizzo molto promettenti.

1.4.1 Confronto tra ecosistemi marini e terrestri: implicazioni per la progettazione di AMP.

La teoria che dovrebbe fornire le basi per la progettazione di AMP si è sviluppata principalmente a partire dal tentativo di comprendere i processi ecologici ed evolutivisti responsabili della biodiversità e sostenibilità degli ecosistemi terrestri (Soulé e Terborgh 1999). Attualmente, solo meno dell'1% dell'ambiente marino è soggetto a vincoli di protezione contro circa il 6% di quello terrestre (Groombridge 1992).

L'applicazione delle conoscenze acquisite in ambiente terrestre all'ambiente marino è resa complessa poiché i due sistemi sono fundamentalmente diversi per molti aspetti (Kelleher e Kenchington 1992). Tali differenze si riflettono a livello biologico, genetico, evolutivistico e in base alla natura e scala dei processi fisici ed ecologici (Carr *et al.* 2003).

Tra le differenze più rilevanti si possono elencare:

- Presenza della colonna d'acqua, implicazioni di tipo spaziale e variabilità dei processi fisici ed ecologici: le proprietà dell'acqua hanno profondi effetti sulle caratteristiche fisiche e biologiche dei sistemi marini (Denny 1993). Il trasporto di materiali e organismi tramite processi oceanografici, infatti, estende la scala spaziale di molti processi rendendo i sistemi marini più aperti di quelli terrestri. Una AMP non è come una area terrestre, la cui tutela dagli inquinamenti, salvo eventi eccezionali come ad esempio piogge acide o *fall-out*, è effettivamente garantita. In ambiente marino, gli agenti inquinanti possono diffondersi liberamente. Le correnti giocano un ruolo fondamentale anche nella dispersione biologica. Un'importante differenza che distingue, a livello di ciclo vitale, gli organismi marini da quelli terrestri, è la prevalenza, nei primi, di fecondazione esterna e, di conseguenza, il gran numero di propaguli (spore, uova e larve) di piccole dimensioni che vengono prodotti, diffusi nel plancton (Strathman 1990; Leis 1991; Hay e Steinberg 1992) e trasportati passivamente dal movimento delle masse d'acqua. Shanks *et al.* (2003) suggeriscono un modello dispersivo di meno di 1 Km per coralli e briozoi e di 20 Km per molluschi, crostacei e pesci. Questa marcata produzione di propaguli in ambiente marino, e la loro possibile diffusione ad ampia scala spaziale, rappresenta una differenza sostanziale rispetto ai processi di dispersione più limitati degli animali terrestri, specialmente i vertebrati (Wasser e Jones 1983; Turchin 1998; Lena *et al.* 2000).

La produzione di stadi larvali da parte degli organismi marini influenza anche la variabilità dei processi ecologici. Le piccole dimensioni dei propaguli, infatti, implicano un'alta dipendenza da una varietà di fattori e un'alta fluttuazione nei tassi di sopravvivenza. Ciò determina un'elevata variabilità dei tassi di reclutamento annuali degli organismi marini (Hjort 1914; Doherty e Williams 1988). Questa elevata variabilità si riflette fortemente sugli effetti potenziali delle AMP rispetto agli effetti di quelle terrestri: i risultati della protezione dell'ambiente marino, infatti, possono essere meno prevedibili, sia a livello locale che

regionale, su scale temporali limitate. È necessario sottolineare tuttavia che vi sono dati sul ciclo vitale di meno del 2% degli organismi presenti in mare e che dunque i lavori che hanno cercato di legare il disegno di AMP alle caratteristiche dispersive degli organismi protetti sono per lo più basati su modelli matematici (Botsford *et al.* 2003).

- Gestione delle popolazioni per ottenere obiettivi multipli:

Le limitate capacità dispersive delle specie terrestri, unite alla distruzione di habitat su larga scala hanno come conseguenza che, tradizionalmente, le finalità delle aree protette fossero quelle di tutelare l'habitat e la sopravvivenza delle specie nella riserva (Soulé e Sanjayan 1998; Soulé e Terborgh 1999). In ambiente marino, invece, l'alto grado di fecondità e l'alto potenziale dispersivo dei propaguli consentono che l'esportazione di individui dalle AMP possa implicare il ripopolamento delle aree esterne all'AMP, oggetto di sfruttamento. Massimizzare tale esportazione è un obiettivo esplicito della protezione ma, ad oggi, risultati quantitativi che evidenzino questo processo sono molto scarsi (Carr e Reed 1993; Bostford *et al.* 1994; Hasting e Bostford 1999; Guidetti *et al.* 2005). In ambiente marino è più appropriato parlare di "popolazione aperte" o metapopolazioni: popolazione di popolazioni legate tra loro dalla potenzialità di dispersione di individui. Questo fenomeno implica che la struttura di determinati popolamenti, è il prodotto di un insieme di fattori biotici (e.g. competizione tra adulti, rapporti preda-predatore) e abiotici (e.g. temperatura, idrodinamismo, salinità) locali, unitamente al rifornimento di propaguli da parte di popolazioni localizzate altrove. Questa consapevolezza è stata formalizzata nella teoria della "*supply side ecology*", o ecologia del rifornimento laterale (Lewin 1986).

L'apertura delle popolazioni e la teoria dell'ecologia del rifornimento laterale hanno conseguenze fondamentali per l'identificazione di disegno e dimensioni di una AMP (vedi paragrafo successivo: *Analisi dei criteri per l'istituzione di una AMP*).

- Modalità di distribuzione della biodiversità: la pianificazione di un network di riserve che rappresenti efficacemente la biodiversità in un sistema ecologico terrestre si basa principalmente sulla conoscenza e comprensione delle modalità di distribuzione di abbondanza e diversità. Questo approccio integra dati spazialmente espliciti sulla copertura della vegetazione e la gestione terrestre per valutare la priorità dei potenziali siti di conservazione. L'analisi spaziale è diventata sempre più sofisticata e, quando accompagnata a specifici metodi di calcolo computazionali, permette di identificare network di riserve sempre più efficienti nella conservazione di porzioni di territorio (es. Noss 1992; Forest Ecosystem Management Assessment Team [FEMAT] 1993; Scott *et al.* 1993; Dinerstein *et al.* 1995; Davis *et al.* 1996, 1999; Noss *et al.* 1997; Olson e Dinerstein 1998).

Solo recentemente tale approccio è stato impiegato in ambito marino (es. Beck e Odaya 2001; Leslie *et al.* 2003; Banks *et al.* 2005). In questo caso, però, i dati necessari (cartografia degli habitat principali e della diversità biologica) sono meno disponibili che in ambito terrestre, con l'eccezione delle coste est e sud degli Stati Uniti (NRC 1995; Gray 1997; Ormond *et al.* 1997).

- Struttura trofica e schemi di sfruttamento umano: in sistemi terrestri, sono gli autotrofi (attraverso il pascolo o il disboscamento) e gli erbivori (attraverso sistemi di prelievo) ad essere sfruttati dall'uomo. In mare, invece, il prelievo avviene principalmente verso specie carnivore, all'apice della piramide trofica.

Le conoscenze acquisite dalle ricerche sulle interazioni trofiche evidenziano come le conoscenze relative ai predatori apicali (*top predator*) siano da includere nella fase di pianificazione delle aree protette. Studi condotti su coste rocciose (Paine 1966; Hockey e Branch 1984; Menge *et al.* 1994), foreste di kelp (Estes e Palmisano 1974; Cowen 1983), barriere coralline (Hughes 1994; Hixon 1997; Hixon e Carr 1997; Pennings 1997), in habitat di acqua dolce (Carpenter e Kitchell 1993; Power *et al.* 1996; McPeck 1998), deserti (Brown e

Davidson 1977; Brown *et al.* 1986; Heske *et al.* 1994) e foreste tropicali (Crockett e Eisemberg 1986; Terborgh *et al.* 1997), suggeriscono che i predatori apicali, specialmente i predatori chiave o *keystone predator* (vedi Power 1996), sono molto importanti nel mantenimento della diversità biologica (Pace *et al.* 1999). La tutela dei *top predator*, pertanto, dovrebbe essere uno degli obiettivi della protezione sia in ambiente terrestre che in ambiente marino. Dato che i predatori sono presenti a basse densità e hanno *range* abitativi ampi, le aree protette dovrebbero essere disegnate in maniera tale da contenere tali *range* ed, in essi, contenere le popolazioni (Soulé e Terbourgh 1999).

Le differenze descritte mostrano come i meccanismi che regolano le modalità di distribuzione della biodiversità marina siano molto diversi da quelli terrestri. Pertanto la selezione e il disegno delle AMP necessitano di appropriati criteri ecologici che tengano conto dei processi che mantengono la biodiversità a lungo termine in questo habitat (Cazeba e Moilanen 2001) insieme a criteri socio-economici tali da ridurre l'impatto sociale delle limitazioni imposte alle attività umane all'interno delle AMP stesse (Sala *et al.* 2002).

1.4.2 Criteri per l'istituzione delle Aree Marine Protette.

La definizione di criteri ecologici e socio-economici per l'individuazione dei siti da proteggere è stata oggetto di un crescente numero di studi negli anni più recenti (Roberts *et al.* 2003a). Per ciò che concerne i criteri ecologici, la possibilità di creare una rete di AMP la cui interconnessione garantisca la protezione di specie e habitat su un'ampia scala geografica rappresenta l'approccio ritenuto più efficiente per un migliore gestione della fascia costiera e per la conservazione della diversità biologica (Roff e Evans 2002; Sala *et al.* 2002; Gell e Roberts 2003; Leslie 2003; Palumbi *et al.* 2003; Shanks *et al.* 2003; Jordan *et al.* 2005). È da sottolineare, tuttavia, che la mancanza di dati empirici e di conoscenze ecologiche di base non consentono ancora di avere dati quantitativi a supporto di questo approccio.

Tra i criteri ecologici da adottare per la pianificazione di un network di AMP, attualmente, vengono annoverati:

- 1) la rappresentazione biogeografica;
- 2) la rappresentatività ed eterogeneità degli habitat.

A questi ne vanno aggiunti anche altri per i quali gli obiettivi di conservazione sono intimamente legati a quelli della gestione delle risorse, come le dimensioni di un'AMP, la presenza di endemismi, la presenza di specie commerciali, la vulnerabilità di alcuni stadi del ciclo vitale di alcune specie, la connessione funzionale fra le AMP e gli impatti antropici in aree circostanti a quelle candidate per la protezione (Roberts *et al.* 2003a).

1.4.2.1 Analisi dei criteri ecologici.

Rappresentazione biogeografica.

L'applicazione di questo criterio ha come obiettivo principale la rappresentazione di tutte le regioni biogeografiche e quindi delle specie e dei popolamenti ad esse associate, all'interno del network, così da permettere la protezione della biodiversità su ampia scala spaziale. Il primo passo in un tale approccio è rappresentato dalla definizione delle regioni biogeografiche all'interno della più ampia area che ospiterà la rete di AMP, attraverso la valutazione delle modalità di distribuzione delle specie e dei popolamenti in quell'area. Un simile approccio è stato utilizzato con successo da diversi autori (Bustamante 1999; Day e Roff 2000) al fine di identificare i siti da proteggere nell'ambito di reti di AMP. Ballantine (1997) ha anche sottolineato la necessità di replicazione di AMP all'interno di ogni regione biogeografica in modo da assicurare la protezione di specie e popolamenti contro eventi catastrofici locali che possano interessare singole AMP.

Se per la selezione dei siti candidati alla protezione (scala locale) sono stati identificati criteri che permettano l'inclusione dei siti con il più alto numero di specie, un simile approccio non può essere applicato a scala regionale. Ciò, infatti, potrebbe condurre alla selezione dei siti principalmente localizzati in regioni biogeografiche ad elevata ricchezza in specie, come alcune aree tropicali, a scapito di altre regioni come quelle temperate (Roberts *et al.* 2002). Questo

chiaramente dà per scontato che le aree tropicali siano caratterizzate da una ricchezza specifica maggiore di altre aree biogeografiche, cosa che potrebbe non essere vera per tutti i comparti ecologici.

La tutela di struttura e funzionamento degli ecosistemi può richiedere, inoltre, non solo di indirizzare gli sforzi sulla protezione del maggior numero possibile di specie, ma anche di porre particolare attenzione per alcuni gruppi funzionali. In un ecosistema con un basso numero di specie (es., Mar Baltico), i processi primari (produzione primaria, decomposizione, fissazione dell'azoto, costruzione di habitat da parte di specie strutturali, ecc.) possono essere espletati da un numero di specie inferiore rispetto ad un ecosistema che si dice essere caratterizzato da una elevata biodiversità (es., aree tropicali). Proteggere ecosistemi naturali caratterizzati dalla presenza di poche specie può essere, quindi, ugualmente se non più importante che preservare quelli ad elevata diversità specifica. In un sistema ricco in specie, molte di queste sembrano coesistere con altre che rivestono ruoli simili (Mooney *et al.* 1995; Roberts 1995). Perciò, la rimozione di una particolare specie potrebbe non causare alterazioni nei processi naturali poiché altre specie funzionalmente simili potrebbero essere in grado di compensare quelle mancanti, secondo un concetto ecologico definito come "ridondanza". Al contrario, la perdita di specie in un sistema a bassa diversità potrebbe portare alla scomparsa di alcune funzioni ecosistemiche (Naeem *et al.* 1994). Focalizzare l'attenzione solo sulla ricchezza in specie, quindi, non tiene conto della maggiore vulnerabilità di sistemi a bassa diversità, tipici delle regioni temperato-fredde, che comunque necessitano di protezione (Roberts *et al.* 2003b). Tuttavia, anche in questo caso, poiché gli effetti della diversità specifica su funzioni ecosistemiche e stabilità sono un campo di ricerca che richiede ancora una ampia sperimentazione, è auspicabile che vi sia una maggiore interazione con l'ecologia sperimentale per chiarire aspetti ad oggi largamente inesplorati.

Rappresentatività ed eterogeneità degli habitat.

Una volta definite le regioni biogeografiche è necessario adottare criteri che consentano di posizionare e disegnare adeguatamente le AMP all'interno di ogni regione. Tali criteri dovrebbero assicurare la protezione degli habitat più estesi ed

ecologicamente importanti (Day e Roff 2000; Roff e Evans 2002; Leslie *et al.* 2003). Da questo punto di vista è necessaria una quantificazione della estensione e localizzazione degli habitat all'interno della regione. La valutazione della diversità degli habitat risulta di gran lunga meno complicata rispetto alla valutazione della diversità delle specie ed alcuni studi hanno provato che essa può essere utilizzata quale valido surrogato della ricchezza specifica (Ward *et al.* 1999). L'identificazione degli habitat può essere effettuata attraverso differenti criteri. Per esempio, alcuni habitat sono definiti in base alle caratteristiche del fondale (es. fondi rocciosi), mentre altri possono venire identificati attraverso i loro attributi biologici o le specie dominanti e strutturanti (es. le mangrovie; Day e Roff 2000).

Il criterio della **rappresentatività degli habitat** consiste sostanzialmente nell'includere nelle AMP i diversi habitat nella stessa proporzione in cui sono presenti a livello regionale. Ad esempio, se un habitat a livello regionale copre il 50% dei fondali, esso dovrà rappresentare anche il 50% degli habitat all'interno dell'AMP (Roberts *et al.* 2003b). In sostanza l'AMP dovrebbe essere un campione rappresentativo di tutti gli habitat importanti a livello regionale. Questo garantisce in particolar modo le funzioni ecosistemiche, le quali implicano connessioni tra i diversi habitat, come nei casi in cui gli organismi frequentino habitat diversi durante le differenti fasi del loro ciclo vitale. È comunque doveroso sottolineare che il criterio di rappresentatività è di difficile applicazione in quanto richiede dati spazialmente espliciti sulla distribuzione della diversità biologica a livello regionale. Pertanto, le percentuali di conservazione (target) maggiormente utilizzate in letteratura ricadono in un intervallo compreso fra il 10% e il 30% di ciascun habitat mappato (Leslie *et al.* 2003; Sale *et al.* 2005), senza che tuttavia queste percentuali vengano giustificate con criteri ecologici e, soprattutto, senza che studi sperimentali successivi siano mai stati condotti per convalidare la bontà dei criteri utilizzati.

A prescindere dagli specifici habitat selezionati, che ovviamente possono cambiare da regione a regione, la scelta dei siti da proteggere dovrebbe poi privilegiare l'**eterogeneità degli habitat**: tra due siti candidati ad essere protetti, quello che contiene più habitat dovrebbe essere privilegiato in quanto, in teoria,

dovrebbe essere quello che include sia più specie sia più funzioni ecosistemiche. Tale criterio, inoltre, facilita l'inclusione nelle AMP anche di habitat rari.

Uno tra i principali problemi che ci si trova ad affrontare quando è necessario selezionare delle aree prioritarie da includere nelle AMP è che quasi sempre il livello di conoscenza della biodiversità sia a livello locale, sia regionale è scarso se non nullo. In aggiunta, condurre indagini per la conoscenza delle specie associate ai diversi habitat è spesso gravoso in termini di tempo e denaro. Simili indagini, inoltre, richiedono la presenza di esperti di molti gruppi tassonomici che spesso non si ha la possibilità di coinvolgere. Ward *et al.* (1999), per ovviare a questi inconvenienti, hanno suggerito una strategia per selezionare AMP usando principalmente gli habitat come surrogati di diversità. La possibilità di utilizzare gli habitat come surrogati di diversità si basa, tuttavia, su un *background* di conoscenza in merito all'associazione tra le specie ed i popolamenti con i diversi habitat tipici di quella determinata regione. Una volta fatto ciò ed appurata l'esistenza di un elevato grado di associazione tra organismi ed habitat è poi possibile usare gli stessi habitat quale surrogato di biodiversità. Diversi studi hanno recentemente utilizzato il criterio della rappresentatività al fine di selezionare i siti deputati alla protezione all'interno di una regione (Leslie *et al.* 2003; Jordan *et al.* 2005).

In diversi casi, oltre ai criteri ecologici sono stati congiuntamente considerati anche criteri di tipo socio-economico al fine di limitare i conflitti sociali conseguenti alle limitazioni delle attività umane che l'istituzione di AMP implica (Sala *et al.* 2002; Friedlander *et al.* 2003; Stewart e Possingham 2004). Per esempio, tra due siti candidati alla protezione verrà privilegiato quello in cui l'istituzione della AMP non entri in conflitto con le attività di pesca tradizionale o di sussistenza delle popolazioni locali.

1.4.2.2 Altri criteri e linee guida.

Dimensione minima (critica) di un'AMP.

Le dimensioni delle AMP sono spesso stabilite sulla base di considerazioni pratiche o compromessi con il contesto socio-economico in cui si trova l'AMP, mentre i criteri ecologici sono raramente tenuti in considerazione.

Il problema delle dimensioni delle aree protette è una delle controversie maggiori dell'ecologia della conservazione: è meglio costruire una sola grande AMP o numerose piccole riserve? Questo problema è noto in letteratura con il termine di *Sloss debate*, dove SLOSS è acronimo di *single large or several small*, cioè “una sola grande o numerose piccole” riserve.

L'importanza della distribuzione degli habitat e delle caratteristiche delle specie sulle quali si focalizza la protezione (es., il loro *home range* o la loro capacità di movimento) impedisce di dare una singola risposta al quesito. Ci sono, infatti, dati sperimentali a supporto di entrambe le teorie.

La teoria della biogeografia delle isole (MacArthur e Wilson 1967) prevede che la diversità di specie aumenti direttamente con la superficie dell'area e, quindi, aree protette più grandi dovrebbero contenere più specie, anche se la teoria non fornisce alcuna previsione su come l'impatto delle AMP influenzi la diversità di specie (Halpern 2003).

Halpern (2003), analizzando i risultati di 89 studi sulle AMP, ha mostrato che la creazione di AMP determina un generale incremento di abbondanza, biomassa, taglia e diversità degli organismi all'interno dei confini delle AMP stesse e che tali effetti sono indipendenti dalle loro dimensioni. Ovviamente, considerare unicamente le differenze tra interno (zone protette) ed esterno (zone soggette a pesca) delle AMP rappresenta una valutazione estremamente limitata dell'efficacia della protezione in quanto non tiene minimamente conto di aspetti funzionali a livello ecosistemico o di potenziali effetti sulle aree adiacenti alle AMP. In un sistema marino, come già sottolineato, è necessario tenere presente dell'apertura delle popolazioni e del potenziale dispersivo dei propaguli prodotti dalla maggior parte delle specie. L'apertura delle popolazioni implica che le AMP debbano avere almeno una delle seguenti caratteristiche:

- essere tanto grandi da superare le distanze di dispersione in modo tale che le popolazioni protette possano sostenersi;
- se le AMP sono tanto piccole da non superare le distanze di dispersione, tra le riserve dovrebbe essere garantito un certo grado di connettività tramite la dispersione, in modo che i propaguli di una ripopolino l'altra.

Quando le AMP sono di piccole dimensioni (nell'ordine delle decine di ettari), quindi, potrebbero non essere in grado di mantenere popolazioni numerose, specialmente nel caso di specie mobili caratterizzate da un elevato tasso di dispersione. Secondo Halpern (2003) nelle AMP di piccole dimensioni è probabile che eventuali popolazioni ad elevata densità siano il frutto di eventi riproduttivi e di reclutamento avvenuti altrove. Questo è un punto importante in quanto dimostrerebbe che popolazioni all'interno di AMP molto piccole (*sink*) possono funzionare solo mantenendo i collegamenti essenziali con altri habitat e popolazioni esterne (*source*). Ciò è ancor più ragionevole, nel caso di specie ad elevata capacità di dispersione, per le quali sarebbe più utile istituire un network di AMP di limitate dimensioni rispetto ad un'unica grande AMP a livello regionale. Per contro, più grandi sono le AMP, maggiore è la probabilità che le popolazioni di specie al loro interno siano in grado di auto-mantenersi attraverso il reclutamento di nuovi individui, soprattutto nel caso di specie a scarsa dispersione.

Specie endemiche.

Le specie endemiche sono spesso considerate come particolarmente meritevoli di protezione (International Council for Bird Preservation 1992). Questa valutazione è basata sul fatto che le specie presenti solo in aree ristrette hanno un più alto rischio di estinzione rispetto a quelle più diffuse in quanto un impatto localizzato può interessare il loro intero areale di distribuzione. Va tuttavia tenuto conto del fatto che "endemismo" è un concetto spazialmente ambiguo e si tende ad usarlo su scale spaziali definite arbitrariamente.

Specie commerciali.

La protezione di popolazioni di specie commerciali ed i relativi benefici per la pesca sono tra i più importanti risultati attesi delle AMP. Se le finalità dell'AMP comprendono anche i benefici per la pesca, allora l'importanza relativa dei siti da proteggere può aumentare in relazione alla presenza di specie commerciali o la presenza di habitat ai quali è noto che esse si associno,

specialmente durante alcune fasi particolari come quelle riproduttive o durante il reclutamento.

Specie o stadi vitali vulnerabili.

L'inclusione di habitat in cui si trovino specie o stadi vitali vulnerabili può ulteriormente aggiungere valore a un sito candidato alla protezione. Un tipico esempio potrebbe essere un sito in cui avvengono aggregazioni riproduttive. Quindi, se un sito è chiaramente identificato come zona in cui avviene uno stadio critico del ciclo vitale, esso deve essere prioritariamente considerato come candidato per la protezione. Alcune specie di pesci e crostacei utilizzano gli estuari o gli habitat a fanerogame vicini alla costa nei primi stadi del loro ciclo vitale per poi migrare da adulti verso habitat più profondi ed al largo per nutrirsi e riprodursi (Wallace *et al.* 1984). Idealmente, quindi, questi habitat dovrebbero essere inclusi nelle AMP. Similmente, se un sito è caratterizzato dalla presenza di habitat importanti per specie funzionalmente rilevanti (es., specie *keystone*), esso può richiedere una più alta priorità per la protezione (Roberts *et al.* 2003b).

Connettività tra habitat.

Il mantenimento delle funzioni ecosistemiche è uno tra gli obiettivi principali delle AMP di cui ovviamente si dovrebbe tener conto per un appropriata localizzazione e disegno delle aree da proteggere. Aumentare le connessioni potenziali tra habitat ha, quindi, un valore elevato nel raggiungimento degli obiettivi di conservazione e di gestione. Ad esempio, proteggere le specie ittiche che vivono su fondali rocciosi senza proteggere gli habitat adiacenti in cui i giovanili delle stesse specie reclutano, può determinare un completo fallimento per la conservazione delle comunità dei substrati rocciosi (Garcia-Rubies e Macpherson 1995; Harmelin *et al.* 1995; Macpherson 1998). L'uso operativo di questi criteri nella selezione di AMP non è diretto, ma le sue implicazioni sono rilevanti. A dispetto della loro ovvia importanza, però, le connessioni fra gli ecosistemi non sono state pienamente indagate o usate nel processo di individuazione e istituzione di AMP. Per garantire una connettività tra habitat è necessario conoscere il comportamento dispersivo delle specie che è influenzato

dalla distanza e direzione di dispersione (Cowen 1985; Blot *et al.* 1990; Palumbi 1995; Planes *et al.* 2000) cosa che oggi è poco nota.

Integrità ambientale.

Idealmente le AMP, infine, non dovrebbero essere istituite dove esistano impatti antropici rilevanti (es. scarichi e discariche) (Roberts *et al.* 2003b). Ad esempio la vicinanza a centri urbani può implicare *overfishing* (sovrasfruttamento degli stock ittici), scarichi urbani, pressioni dovute alla frequenza delle visite, rischi crescenti sono associati alla vicinanza di porti, oleodotti sommersi, piattaforme e raffinerie, industrie chimiche, etc. In generale, quindi, dovrebbero essere soggetti a regimi di tutela quei siti dove esistano reali potenzialità per il recupero o dove non esistano gravi impatti antropici in modo tale da preservarne l'integrità (Roberts *et al.* 2003b).

La considerazione di alcuni aspetti socio-economici è di fondamentale importanza nella procedura di pianificazione di un'AMP (Badalamenti *et al.* 2000). Poiché le AMP raggiungono gli obiettivi di conservazione limitando l'uso umano delle risorse marine, queste restrizioni spesso entrano in conflitto con diverse attività economiche locali. L'ostilità dei residenti, in particolare, scaturisce dopo l'istituzione delle cosiddette *no take zone* o Zone di Riserve Integrali: porzioni di Aree Marine Protette in cui è vietata ogni attività umana (navigazione, pesca, balneazione, attività ricreative, ecc.). In Italia, ad esempio, esistono diversi casi (Porto Cesareo, Portofino, Punta Campanella, Torre Guaceto, ecc.) in cui è stato necessario rivedere e modificare i disegni delle AMP per evitare che questi entrassero in conflitto con gli interessi economici delle popolazioni residenti.

L'esperienza, quindi, insegna che nella fase precedente l'istituzione di un'AMP è necessaria una dettagliata valutazione, oltre che degli aspetti ecologici, anche della presenza e estensione delle sorgenti potenziali di pressione antropica presenti lungo la costa (Stewart e Possingham 2004).

1.5 Sistemi Informativi Geografici e modelli matematici di selezione di AMP.

I criteri e le linee guida analizzate evidenziano che il punto di partenza per pianificare una rete efficace e rappresentativa di AMP che tuteli la biodiversità e i processi ecologici che la mantengono, è una dettagliata conoscenza sia delle modalità di distribuzione, di abbondanza e di diversità degli organismi (ad una gerarchia di scale spaziali), sia delle potenziali sorgenti di impatto, sia delle attività socio-economiche presenti lungo la costa. La necessità di disporre di dati spazialmente espliciti sulla tipologia e distribuzione della biodiversità (mappe tematiche degli habitat) e sulle pressioni antropiche costiere (mappe tematiche dei porti, scarichi urbani, impianti di acquacoltura, ecc.) si riflette sull'importanza dell'applicazioni dei Sistemi Informativi Geografici (Jordan *et al.* 2005) e sull'uso di specifici algoritmi capaci di integrare i diversi tematismi per elaborare scenari di Aree Marine Protette che rispondano a determinati criteri ecologici e socio-economici (Possingham *et al.* 2000).

1.5.1 Sistemi Informativi Geografici (GIS): definizione e funzioni.

GIS è l'acronimo inglese di *Geographic Information System* (letteralmente Sistema Informativo Geografico), definizione anglosassone di quello che, in Italia, viene più comunemente chiamato Sistema Informativo Geografico Territoriale (SIT). Le due definizioni, in realtà, non sono equivalenti; il GIS, infatti, è una tecnologia alla base dei sistemi informativi territoriali.

La definizione probabilmente più completa, più comunemente accettata e più citata in letteratura che sia stata fornita di GIS è quella formulata da P.A. Borrough nel 1986: "un potente insieme di strumenti in grado di acquisire, immagazzinare, recuperare, trasformare, analizzare e riprodurre dati spaziali riferiti al territorio". Nella letteratura specialistica, tuttavia, esistono altre importanti definizioni che meritano di essere citate e che contribuiscono a chiarire cosa è un GIS:

- Aronoff (1989): "un insieme di procedure, basate sull'utilizzo di strumenti informatici, atte a memorizzare e manipolare dati geografici";

- Cowen (1988): “un sistema per il supporto decisionale su tematiche di natura ambientale che si basa sull’uso di dati spazialmente riferiti”;
- Grimshaw (1994): “un gruppo di procedure che consentono input, memorizzazione, accesso, *mapping*, e analisi spaziali sia per dati spaziali che per attributi, per supportare le attività decisionali dell’organizzazione.

Le caratteristiche evidenziate nelle definizioni distinguono i GIS da un normale *software* di cartografia digitale. La cartografia di base digitale, infatti, è solo il punto di partenza per analisi spaziali più complesse, che rendono il GIS uno strumento di grande valore per tutti coloro che hanno la necessità di visualizzare ed esaminare informazioni per spiegare eventi, prevedere esiti e risultati, pianificare strategie.

1.5.2 Applicazione ed evoluzione dei sistemi GIS a problematiche ambientali.

La cartografia tematica ambientale riveste un ruolo di primaria importanza sia per gli aspetti di ricerca di base legati alla conoscenza degli ecosistemi, sia per gli aspetti finalizzati a necessità di intervento e gestione del territorio (Bartlett 2000; Villa *et al.* 2002).

La rilevanza delle mappe tematiche nella pianificazione e gestione delle risorse naturali fu messa in evidenza per la prima volta da Ian McHarg già nel 1969. Egli pubblicò il libro “*Design with Nature*” che formalizzava una metodologia di analisi spaziale basata sulla comparazione di dati tematici e sulla produzione di cartografia di sintesi. In pratica, McHarg ipotizzava l’uso della sovrapposizione di dati geografici strutturati in livelli informativi a singolo tematismo al fine di realizzare carte di sintesi ottenute per combinazione logica.

Nel corso degli anni l’evoluzione della tecnologia GIS nell’ambito di problematiche ambientali ha avuto notevoli progressi con l’affinarsi delle procedure delle tecniche di rilevamento utilizzate in ambiente marino e terrestre:

- metodi di telerilevamento: l’insieme delle tecniche di ripresa (foto aeree, foto satellitari) che permettono di conoscere a distanza la natura e lo stato delle superfici investigate e ben si presta all’indagine in campo ambientale;

- sistemi di posizionamento satellitare (GPS): permettono di determinare le coordinate geografiche di un qualsiasi punto (Latitudine e Longitudine) con un errore medio dell'ordine di qualche metro;
- metodi ecografici: strumenti impiegati in ambiente marino per ottenere immagini della morfologia dei fondali e la misura della profondità.

Uno dei passi fondamentali che ha determinato lo sviluppo dei sistemi GIS in campo ambientale è avvenuto con la necessità di integrare i diversi argomenti tematici (Zurlini 1998). La pianificazione ambientale mediante la cartografia tematica, infatti, si articola in tre fasi:

- la prima consiste nell'indicare i diversi livelli di dettaglio e tutti i tematismi da studiare per realizzare una carta che fornisca una visione d'insieme delle risorse o delle potenzialità di un ambiente;
- la seconda comprende tutte le procedure (raccolta dati e successiva elaborazione) necessarie nella realizzazione delle carte monotematiche prescelte nella prima fase;
- la terza fase consiste nell'integrare i dati mediante una sovrapposizione dei vari tematismi di base (mappa geomorfologica, di distribuzione dei popolamenti, delle pressioni antropiche, ecc.) e analizzare le relazioni spaziali tra gli elementi che risiedono su differenti temi. Questa analisi si pone l'obiettivo di trarre dai temi indagati un quadro sintetico per la risoluzione di problemi di natura ambientale.

Il bisogno di integrare dati di natura diversa sottoponendoli ad una serie di operazioni che ne rendono possibile il confronto e l'analisi è stata la premessa per la realizzazione di programmi di gestione ed elaborazione in grado di eseguire semplici sovrapposizioni di carte monotematiche ricorrendo all'uso del calcolatore.

1.5.3 Tipologia dei dati di un GIS.

I dati costituiscono la componente più importante di un GIS. Essi, secondo come vengono acquisiti, possono essere:

- primari: acquisiti direttamente dall'utente tramite tradizionali metodi di rilevamento;

- secondari: provenienti da cartografie già esistenti, bibliografia, ecc.;

I dati geografici immessi nei *software* GIS sono caratterizzati da due componenti:

- gli elementi grafici sono rappresentabili graficamente e sono frutto della combinazione di primitive geometriche georeferenziate (posizionate su una mappa secondo un sistema di coordinate noto): punti o nodi, linee o archi, poligoni o aree;
- gli attributi sono dati non spaziali associati agli elementi grafici (punti, linee e poligoni) e hanno la funzione di fornire informazioni sulle caratteristiche dei dati spaziali.

Tutti gli elementi grafici sono organizzati in strati informativi detti anche temi, *layers* o *coverage*. Ogni strato informativo contiene entità omogenee, pertanto, uno tema può essere puntuale, lineare o poligonale.

I dati spaziali possono essere archiviati utilizzando due formati:

- Formato vettoriale: le informazioni di punti, linee, poligoni sono codificate e memorizzate come una collezione di coordinate x, y . Un elemento puntuale viene rappresentato da una singola coppia di coordinate x, y . Un elemento lineare, invece, viene descritto attraverso una serie di coppie legate da due punti. Gli elementi poligonali sono rappresentati mediante una serie combinata di linee che la racchiudono. Si ottiene, così, una visione particolareggiata del territorio in cui ogni elemento è memorizzato con i propri attributi metrici e descrittivi;
- Formato *raster*: le informazioni relative alla zona d'interesse sono definite mediante una griglia regolare di celle chiamate *pixel*. Ad ogni cella viene assegnato un valore che ne specifica le caratteristiche.

Il formato *raster* e il formato vettoriale sono metodi complementari di rappresentare il mondo reale. Entrambe i modelli consentono di avere una rappresentazione grafica della realtà, hanno propri vantaggi e svantaggi e specifici ambiti di applicazione. Sebbene in molte applicazioni sia preferibile l'uno o l'altro approccio, è molto comune e spesso necessaria l'integrazione di mappe dei due tipi e la conversione della rappresentazione dei fenomeni dall'uno all'altro tipo di mappa.

1.5.4 Modelli matematici di selezione di AMP: il *Marxan*.

Sebbene esista una forte evidenza che le AMP costituiscano un approccio necessario e appropriato per la gestione della fascia costiera, c'è una grande incertezza riguardante la localizzazione per massimizzare i benefici della conservazione minimizzando i costi sociali.

Il processo di valutazione del “dove” localizzare un sistema di AMP è molto complesso; esso, infatti, richiede una grande quantità di dati sulla tipologia e sulle modalità di distribuzione di habitat e popolamenti, sulle caratteristiche della storia vitale degli organismi che sono l'obiettivo della conservazione, sui processi oceanografici di una data area come la direzione delle correnti principali e le oscillazioni termiche (Airamé *et al.* 2003; Gaines *et al.* 2003). Per i ricercatori, interpretare questa mole di dati per identificare quali possano essere i possibili scenari che meglio rispondano agli obiettivi di conservazione stabiliti, può essere gravoso o addirittura impossibile se l'area in questione è molto ampia (Leslie *et al.* 2003). Un ulteriore ostacolo è rappresentato dal fatto che i pianificatori di AMP devono cercare di elaborare network di AMP che massimizzano la biodiversità e, nello stesso tempo, minimizzano i conflitti sociali che scaturiscono dal sottoporre a regime di tutela tratti di mare.

A fronte di queste difficoltà, sono stati sviluppati modelli matematici che contribuiscono a risolvere i problemi scientifici e sociali inerenti la localizzazione di AMP. Esistono diverse tecniche computazionali per creare modelli alternativi di AMP; fra questi algoritmi, quelli più efficienti sono stati adoperati per realizzare uno specifico *software* per la selezione di AMP: il *Marxan*.

Il *Marxan* è un programma prodotto da Ian Ball (2000) durante la sua tesi di dottorato. Esso è stato creato per le aree marine partendo da un *software* utilizzato per disegnare sistemi di riserve terrestri, lo *Spexan*. Ball, inizialmente, nell'ambito di un progetto finanziato da “*The Nature Conservancy* (TNC)”, ha integrato lo *Spexan* alla tecnologia GIS. Il matematico, successivamente, in un progetto finalizzato alla rizonizzazione della *Great Barrier Reef Marine Park* (GBRMP) in Australia, ha modificato la versione di *Spexan* sviluppando l'applicativo *Marxan* al fine di fornire un supporto decisionale per modificare la posizione delle *no take zone* (vd. Lewis 2003).

Il *Marxan* include diversi algoritmi di selezione di riserve ma principalmente adoperava il *Simulated Annealing* o fusione simulata (Ball e Possingham 2000). Questa procedura di calcolo simula il processo di raffreddamento usato per temprare i metalli e vetro (Metropolis *et al.* 1953; Kirkpatrick *et al.* 1983; Otten *et al.* 1989).

La fusione simulata, inizialmente, genera un sistema di AMP completamente *random* scelto tra i siti disponibili; in una fase successiva, esplora iterativamente nuove soluzioni di prova facendo una serie di cambiamenti casuali. L'algoritmo, ad ogni cambiamento, aggiunge un nuovo sito al sistema e valuta gli effetti: se il nuovo scenario coglie meglio gli obiettivi di conservazione, viene adottato, altrimenti viene mantenuto il sistema di AMP precedente. Questo processo continua per molte permutazioni. Questa procedura di calcolo si avvicina alle soluzioni ottimali molto di più di altre tecniche computazionali. La fusione simulata, inoltre, a differenza di altri algoritmi, non produce un'unica soluzione ottimale, ma elabora un set di soluzioni che i gestori delle AMP possono valutare e scegliere tenendo conto delle esigenze locali.

La tecnica *Simulated Annealing* è molto sensibile ai dati immessi (Murray e Church 1996); l'efficacia di tale procedura, infatti, dipende da informazioni molto dettagliate e sito specifiche sull'area di studio, altrimenti l'algoritmo genera sistemi di AMP sub-ottimali.

1.5.4.1 Come funziona il Marxan: input files.

Una volta realizzate le carte tematiche relative alla distribuzione dei popolamenti e delle attività socio-economiche dell'area di studio, è necessario organizzare i dati per processarli con il *Marxan*.

Il primo passo consiste nel suddividere l'area d'interesse in *planning unit* o unità di pianificazione (UP): si tratta di una griglia regolare di celle georeferite e di dimensione nota. La dimensione viene scelta in base all'ampiezza dell'area in esame; il *Marxan*, infatti, è in grado di lavorare con un massimo di 20000 unità di pianificazione. Un piccolo passo di griglia significa un elevato numero di UP, un maggiore dettaglio di rappresentazione e tempi di elaborazione più lunghi.

Le unità di pianificazione sono necessarie per costruire i quattro *file* per il funzionamento del *Marxan*:

- *targets file*: contiene gli obiettivi di conservazione (o target); i target sono espressi come quantità di superficie che si vuole tutelare per ciascun habitat mappato;
- *planning units file*: contiene le informazioni relative allo stato di disponibilità di ciascuna UP. Questo dato consente di “bloccare” determinate UP: escludere o includere alcune UP durante il processo di selezione delle riserve, quando le unità di pianificazione comprendono rispettivamente intense attività socio-economiche o emergenze biologiche;
- *amounts file*: include i dati relativi al tipo e quantità di habitat contenuto in ogni UP;
- *boundary file*: contiene i dettagli sulle relazioni topologiche delle UP e sulla lunghezza del limite fra due unità di pianificazione adiacenti. Questo file è necessario per controllare il livello di frammentazione e compattezza del network di AMP.

La realizzazione delle *planning units* e dei file sopra elencati richiede l'impiego di particolari moduli applicativi integrati nella tecnologia GIS.

1.5.4.2 Cosa produce il *Marxan*: output files.

I risultati prodotti con il *Marxan* sono organizzati in diversi tipi di file tra cui i principali sono:

- *Scenario Best*: contiene il migliore scenario di AMP prodotto durante il processo di elaborazione dei dati; cioè il sistema di riserve che meglio risponde ai criteri ecologici e socio-economici dettati dall'utente;
- *Scenario MVBest*: i dati contenuti in questo file permettono di quantificare la misura con cui il migliore scenario di AMP incontra gli obiettivi di conservazione;
- *Summed Irreplaceability*: questa informazione indica l'irriproducibilità di ciascuna UP: il numero di volte che una determinata UP si ripete in tutti gli scenari di AMP elaborati. Un'unità di pianificazione con un

valore elevato di l'insostituibilità significa che, la sua inclusione nel sistema di riserve, è necessaria per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione.

I file “*Scenario Best*” e “*Summed Irreplaceability*” sono organizzati in un formato compatibile con la tecnologia GIS e, quindi, visualizzabili come mappe.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio.

La penisola salentina comprende il territorio della provincia di Lecce e parte di quella di Brindisi e Taranto. Il litorale della sola provincia di Lecce ha uno sviluppo lineare che supera i 200 km; esso è fortemente antropizzato ed è costituito principalmente da un alternarsi di aree sabbiose pianeggianti e coste basse rocciose con contorni molto frastagliati.

L'area di studio è ubicata sul versante orientale della costa salentina ed è

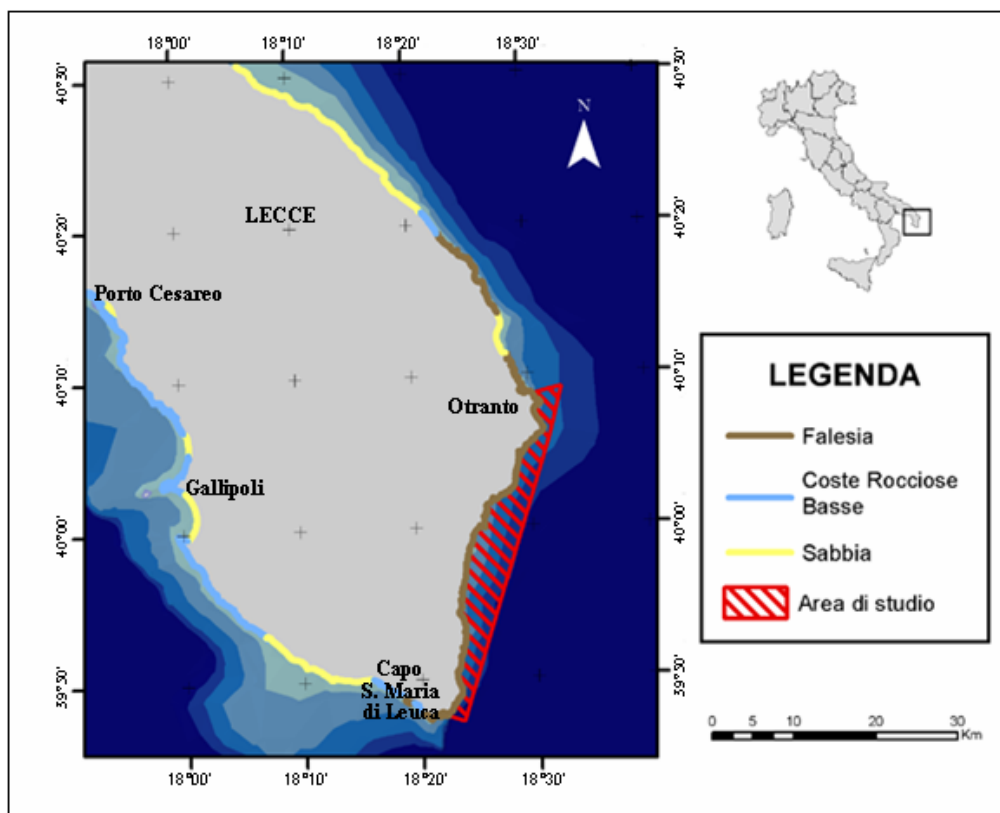


Fig. 2.1 Area di studio.

delimitata, a terra, dal tratto di costa tra Otranto e S. Maria di Leuca, e a mare, dall'isobata dei 30 metri (Fig. 2.1).

Questo tratto di litorale, in linea d'aria, si estende per circa 40 Km; geograficamente esso delimita una zona compresa fra il Mare Adriatico (un mare chiuso e dai bassi fondali) e il Mar Ionio (mare aperto e profondo).

Il tratto di costa di Otranto-S. Maria di Leuca è costituito da una costa sostanzialmente poco antropizzata rispetto alla restante costa salentina e

caratterizzata da alte falesie con dislivelli che, a volte, superano gli ottanta metri rispetto al livello del mare. La geomorfologia salentina è estremamente eterogenea anche a causa dell'azione delle acque meteoriche sulle rocce di natura carbonatica che ha portato, nel corso di milioni di anni, allo sviluppo di forme tipicamente carsiche quali doline, inghiottitoi e, soprattutto, un gran elevato numero di grotte.

Recentemente, il tratto di costa Otranto-S. Maria di Leuca è stato inserito nell'elenco delle Aree Marine Protette di prossima istituzione.

2.2 Metodologia d'indagine.

Il presente lavoro è stato realizzato mediante un'indagine cartografica di dettaglio (mappatura) dell'area di studio. La ricerca è stata articolata in tre fasi:

- fase di pianificazione tematica: consiste nello stabilire tutti i tematismi da studiare al fine di avere una conoscenza dettagliata delle risorse biologiche e socio-economiche dell'area di studio;
- fase di realizzazione dei tematismi: si riferisce all'insieme delle procedure utilizzate per costruire le carte monotematiche scelte nella fase precedente;
- fase di elaborazione: consiste nell'integrare i diversi strati informativi e analizzare le relazioni spaziali tra gli elementi che risiedono su differenti temi.

2.2.1 Fase di pianificazione tematica.

La scelta dei tematismi è avvenuta secondo criteri ecologici e tenendo conto delle principali sorgenti di impatto presenti nella zona.

Per quel che riguarda i criteri ecologici sono state realizzate le mappe seguenti:

- mappa di habitat e popolamenti: ha lo scopo di fornire informazioni sulla tipologia e distribuzione dei principali habitat e popolamenti bentonici dell'area di studio;
- mappa degli ambienti di grotta: consente di valutare la distribuzione degli ambienti di grotta lungo la costa. La scelta di realizzare questo tematismo è scaturita dal fatto che le grotte sommerse sono un habitat

largamente rappresentato lungo le coste salentine data la natura carsica della regione; ad oggi, nel Salento, sono state segnalate e descritte 55 grotte sommerse che, peraltro, si ritiene che rappresentino solo una parte delle cavità sommerse presenti nell'area (Onorato *et al.* 1999). Pertanto, anche se sono pochi gli studi sperimentali in grado di dimostrarne la funzione da un punto di vista ecosistemico, l'inclusione delle grotte in scenari di protezione si è ritenuta importante per migliorare la rappresentatività della biodiversità locale;

- mappa batimetrica: è indispensabile per la costruzione di un Modello di Elevazione Digitale (DEM) del fondale. Il DEM oltre a consentire visualizzazioni 3D e generare dettagliati profili batimetrici, permette il calcolo delle superfici reali dei popolamenti mappati, tenendo conto del loro andamento altimetrico.

Inoltre, è stata realizzata una mappa delle potenziali sorgenti di pressione antropica, ossia tutte quelle attività antropiche che possono entrare in conflitto con uno scenario di protezione: porti, scarichi urbani, zone ad intensa attività turistica.

2.2.2 Fase di realizzazione dei tematismi.

Il primo passo per la realizzazione delle diverse mappe monotematiche è stato quello di costruire la base cartografica. A tal fine sono state utilizzate le Carte Tecniche Provinciali Numeriche (C.T.P.N.) in formato cartaceo ed in scala 1:10000. A questa scala il tratto di costa Otranto-S. Maria di Leuca è rappresentato da un quadro d'unione costituito da nove C.T.P.N. Per ognuna si è proceduto al trasferimento in formato *raster* con scansioni fino a 300 dpi. I formati *raster* sono stati depurati da eventuali imperfezioni e, mediante il modulo *Georeferencing* di *ArcGis 8.1*, sono stati georeferenziati utilizzando quattro punti di riferimento con coordinate geografiche note. Successivamente, è stata eseguita la digitalizzazione (trasformazione del formato *raster* a formato vettoriale) del tratto di costa in esame.

Mappatura di habitat e popolamenti.

I dati per la realizzazione della mappa di habitat e popolamenti sono stati acquisiti mediante 22 campagne di rilievi eseguite con una imbarcazione munita di un ecoscandaglio e di un GPS. (*Global Position System*) cartografico. La prospezione del fondale è stata condotta navigando lungo 160 transetti costa-largo (circa 2 transetti per chilometro). In ciascun transetto sono stati condotti una fitta serie di rilevamenti puntuali (Fig. 2.2); per ognuno dei quali sono stati raccolti i seguenti dati: coordinate geografiche, profondità, tipo di substrato e tipo di habitat.

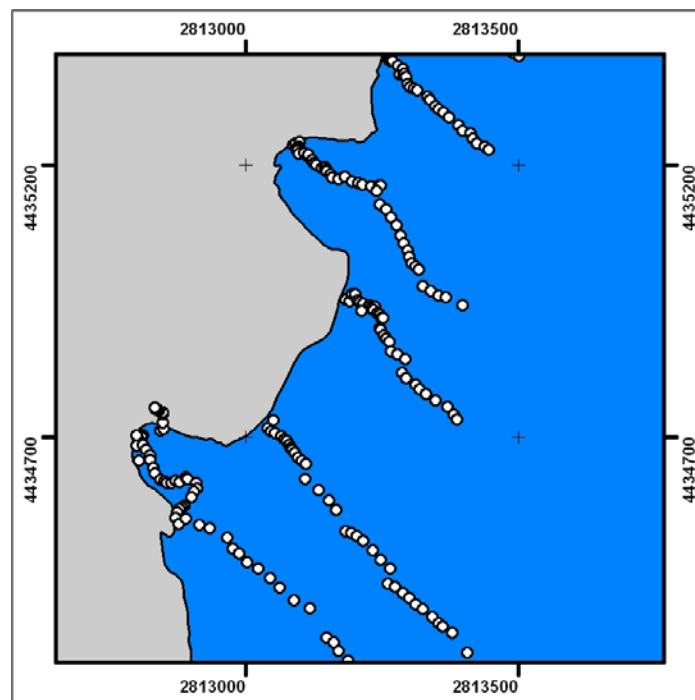


Fig. 2.2 Esempio di rilevamenti puntuali lungo transetti.

I dati relativi al tipo di popolamento e substrato riscontrato sono stati acquisiti mediante rilevamento diretto in immersione subacquea: un operatore subacqueo, trainato da un imbarcazione mediante una cima, ha eseguito una serie di immersioni in apnea permettendo, ad un operatore a bordo, di annotare l'alternarsi dei popolamenti e dei substrati riscontrati. L'operatore a bordo, durante ogni rilevamento, oltre a registrare i dati comunicati dall'operatore subacqueo, annotava le coordinate geografiche (Longitudine e Latitudine) e le profondità che venivano visualizzate sul *display* degli strumenti montati sulla plancia di comando dell'imbarcazione.

È importante rilevare che, oltre ai rilevamenti puntuali condotti lungo i transetti, altri campionamenti sono stati eseguiti in corrispondenza delle zone in cui si è osservata una forte eterogeneità nella distribuzione dei popolamenti biologici.

Le categorie degli habitat sono state definite secondo uno schema di classificazione basato su variabili biotiche e abiotiche, o una combinazione di entrambe. Alcuni habitat sono stati denominati secondo la nomenclatura prevista da Meinesz *et al.* (1983).

In sintesi, l'applicazione di queste metodiche alla fine ha consentito l'osservazione di circa 6000 punti, in parte come rilievi isolati e in parte come transetti normali alla costa.

I 6000 dati raccolti *in situ* sono stati successivamente inseriti in un *database* contenenti 6 *record* principali: identificativo, coordinata Nord, coordinata Est, profondità, habitat e substrato. Le informazioni così ottenute sono state inserite in un ArcGis 8.1 ed evidenziati in base al *record* contenente il nome degli habitat; questa procedura ha consentito di visualizzare i dati puntuali con un simbolo diverso in base al tipo di popolamento che rappresentano. In seguito, si è proceduto alla costruzione dei poligoni; in questa fase, per meglio rappresentare la distribuzione reale dei popolamenti riscontrati, sono stati acquisiti dati mediante interpretazioni di ortofoto dell'area d'interesse.

Mappatura degli ambienti di grotta.

La mappatura degli ambienti di grotta è stata eseguita georeferenziando dati secondari, ossia già esistenti in letteratura (Onorato *et al.* 1999; Bussotti 2003).

Le grotte, rappresentate graficamente sulla mappa come elementi puntuali, sono state convertite in aree mediante la realizzazione di semicerchi di raggio 100 metri e limitati dalla costa. Questa operazione è stata necessaria per la successiva elaborazione con il *software Marxan*.

Mappatura batimetrica.

Lo studio del profilo batimetrico dell'area è stato realizzato mediante tre campagne di rilievi batimetrici; questi, eseguiti nei mesi di maggio, giugno e

settembre 2004, sono stati effettuati mediante GPS Differenziale con stazione di correzione satellitare (*Sky Station*) ed un Ecografo a registrazione continua *Hydrotrac*. Quest'ultimo è uno strumento progettato per l'esecuzione di rilievi batimetrici *in continuo* da natanti leggeri in aree costiere, zone sotto sponda ed in acque interne. È compatto e a tenuta stagna in assetto operativo; possiede dimensioni contenute e monta una stampante termica digitale per la gestione dei tracciati ad alta risoluzione.

Per ciascun punto di rilievo batimetrico e di campionamento, ai fini di un posizionamento di precisione, sono state registrate le coordinate geografiche mediante DGPS (*Differential Global Positioning System*) collegato a *LandStar*, un servizio satellitare di trasmissione di correzioni differenziali GPS. *LandStar* diffonde le correzioni DGPS mediante satelliti in banda L; il sistema funziona secondo uno standard a livello mondiale, consentendo a tutti i ricevitori compatibili di operare nelle varie zone coperte dal servizio. Le correzioni differenziali sono calcolate e trasmesse con una rete, tanto da assicurare posizionamenti in tempo reale con una precisione migliore di un metro.

Il GPS e l'Ecografo sono collegati in *real time* ad una stazione di registrazione mediante software di acquisizione-navigazione con capacità di acquisizione delle coordinate (Sistema UTM WGS84) e delle profondità di 15 punti al secondo.

I rilievi sono stati effettuati lungo transetti ortogonali al tratto di costa in studio compreso tra Otranto e Santa Maria di Leuca ad interasse compreso tra 150 e 300 m. Oltre i rilievi lungo transetti, sono stati eseguiti rilievi batimetrici paralleli e subparalleli alla linea di riva, entro breve distanza, lungo tutto il perimetro costiero di pertinenza. Ogni rilievo ha previsto la taratura del segnale ecografico mediante calcolo automatizzato della profondità, dell'unità di impulso sonoro rispetto alla superficie del mare e della velocità del suono in funzione delle caratteristiche dell'acqua (salinità, densità, temperatura).

I dati acquisiti, circa un milione, sono stati poi sottoposti ad un controllo di qualità mediante un modulo del *software* di acquisizione-navigazione, al fine di eliminare i punti che risultassero poco corretti rispetto alla continuità del rilievo; i dati risultati attendibili, per una corretta elaborazione, saranno in seguito filtrati

per l'acquisizione automatica di un dato ogni 30 cm di distanza dall'altro. Per l'elaborazione della carta batimetrica i dati utilizzati sono stati, dopo le differenti analisi, circa 500.000.

I 500.000 dati così ottenuti, una volta georeferiti, sono stati processati mediante tecniche d'interpolazione spaziale: l'insieme delle procedure di calcolo che consentono di stimare i valori non noti di una variabile, da valori in cui tale variabile è stata misurata. Le profondità, in particolare, sono state interpolate con il metodo del *Kriging*: tecnica di interpolazione definita "esatta", ossia le curve di livello derivate dal processo d'interpolazione passano per tutti i valori rilevati in *situ*.

Il risultato finale dell'interpolazione è stato un Modello di Elevazione Digitale (DEM): una superficie statistica costituita da celle (5*5 metri), che descrive la profondità del fondale in ogni punto.

Mappatura delle sorgenti potenziali di pressione antropica.

In questa mappa sono state rappresentate le principali attività antropiche che potenzialmente possono entrare in conflitto con uno scenario di protezione. In particolare, sono stati georeferenziati porti, scali d'alaggio, scarichi urbani e zone ad intensa attività turistica (strutture ricettive turistiche, siti naturalistici fruibili ai turisti, ecc.). I dati relativi all'ubicazione dei porti turistici, scali d'alaggio e delle aree ad intensa attività turistica sono stati raccolti mediante rilevamenti diretti in campo eseguiti con l'uso del GPS. L'informazione riguardante la posizione degli scarichi urbani è stata ottenuta georeferenziando dati secondari (Progetto Interreg Italia-Grecia 2001).

Intorno ad ogni sorgente di pressione antropica, inoltre, sono state costruite delle aree *buffer*, semicerchi limitati dalla costa aventi un raggio differente: 500 metri per gli scali d'alaggio, 1 chilometro per porti e scarichi, 200 metri per le aree ad intensa attività turistica. Soprattutto nel caso dei porti e degli scarichi, la zona *buffer* è stata decisa tenendo conto di studi condotti nell'area in esame (Progetto Ministeriale COFIN dal titolo *Variabilità spazio-temporale in popolamenti bentonici di substrato duro*, Responsabile della ricerca Prof. F. Boero, 2002-2004) e dell'impatto esercitato da scarichi fognari di simili

dimensioni (Terlizzi et al., 2005). Questa procedura successivamente, durante la fase di elaborazione, ha permesso di evitare che eventuali scenari di protezione ricadessero in zone limitrofe a pressioni antropiche.

Standardizzazione dei dati.

Tutti i dati raccolti per l'indagine cartografica, sia quelli secondari (provenienti dalla digitalizzazione di mappe, fonti bibliografiche, ecc.) sia quelli primari (acquisiti *in situ*) sono stati uniformati secondo un unico sistema di coordinate: Sistema di Proiezione Gauss-Boaga. In questo sistema le coordinate sono espresse in metri e sono riferite al meridiano 9 passante per Monte Mario (Roma). Per questa operazione si è utilizzato un accurato algoritmo di conversione (*Traspunto*) che ha il vantaggio di convertire, mediante una particolare procedura, *file* contenenti numerosi punti.

2.2.3 Fase di elaborazione.

In questa fase tutte le informazioni contenute nei diversi tematismi sono stati integrati mediante uno specifico *software* (*Marxan*) al fine di produrre scenari di protezione che rispondessero a determinati criteri.

Il primo passo è stato quello di suddividere l'area di studio in circa 2603 Unità di Pianificazione (UP), costituite da celle di dimensioni 100*100 metri. Questa suddivisione è stata eseguita con il modulo *ET GeoWizard* (estensione di *ArcGis 8.1*). La griglia costituita da UP georeferite, successivamente è stata intersecata con i diversi tematismi; l'intersezione, effettuata con l'estensione *GeoProcessing Wizard*, ha consentito di identificare ciascuna UP in base alle caratteristiche biologiche (tipologia e superficie di habitat inclusi) e in base alla presenza o meno di pressioni antropiche. Successivamente con il *software Marxan* sono stati generati set di scenari di protezione che rispondono a differenti target di conservazione.

Target di conservazione stabiliti nel primo set di scenari:

- proteggere il 100% degli habitat mappati;
- escludendo i popolamenti che ricadono in UP contenenti pressioni antropiche.

Target di conservazione definiti nel secondo set di scenari:

- proteggere il 30% della superficie degli habitat prioritari (ossia i popolamenti inclusi nelle liste ASPIM, o inclusi nella Direttiva Habitat);
- proteggere il 10% della superficie dei restanti habitat;
- escludere le porzioni di habitat che ricadono in UP contenenti pressioni antropiche;
- raggiungere gli obiettivi sopra elencati, senza tenere conto del livello di compattezza del sistema di AMP.

Target di conservazione definiti nel terzo set di scenari:

- proteggere il 30% della superficie degli habitat prioritari;
- proteggere il 10% della superficie dei restanti habitat;
- escludere le porzioni di habitat che ricadono in UP contenenti pressioni antropiche;
- valutare l'ottimizzazione dello spazio, elaborando soluzioni che raggiungano gli obiettivi predetti nel minor spazio possibile.

Target di conservazione definiti nel quarto set di scenari:

- proteggere il 30% della superficie degli habitat prioritari;
- proteggere il 10% della superficie dei restanti habitat;
- valutare l'ottimizzazione dello spazio, elaborando soluzioni che raggiungessero gli obiettivi predetti nel minor spazio possibile.

In tutti i casi il *Marxan* ha elaborato un set composto da 600 scenari; per ogni set, tuttavia, è stata considerata solo il *Migliore Scenario* (*Scenario_Best.dat*), che contiene la soluzione migliore con l'insieme di unità di pianificazione che costituisce il sistema di AMP che meglio risponde ai target di conservazione prestabiliti.

Per il quarto set di scenari, inoltre, al fine di valutare l'importanza di ciascuna UP nel raggiungere gli obiettivi di conservazione prestabiliti, è stata fatta un'analisi di "irriproducibilità": misura percentuale della frequenza con cui una determinata UP si ripete nei 600 scenari di AMP elaborati.

L'elaborazione degli scenari secondo obiettivi prestabiliti ha richiesto l'ordinamento dei dati in specifici file:

- *targets file* contiene gli obiettivi di conservazione espressi come quantità di superficie che si vuole tutelare per ciascun habitat rispetto al totale mappato. I dati vengono ordinati in una tabella costituita da due colonne principali in cui sono riportate rispettivamente il target e il nome dell'habitat;
- *planning units file*: contiene le informazioni relative allo stato di disponibilità di ciascuna UP. Questo dato consente di “bloccare” determinate UP: escludere o includere alcune UP durante il processo di selezione delle AMP. I dati sono inseriti in una tabella costituita da due colonne principali in cui sono riportati dei valori numerici che identificano rispettivamente ciascuna UP e la disponibilità della stessa nel processo di selezione delle AMP (0 può essere esclusa o inclusa randomicamente; 2 dev'essere necessariamente inclusa; 3 deve essere necessariamente esclusa).
- *amounts file*: include i dati relativi al tipo e quantità di habitat contenuto in ogni UP. In questo file i dati sono ordinati in una tabella composta da tre colonne. La prima è un valore numerico che si identifica l'UP. La seconda e la terza colonna contengono rispettivamente il tipo e la quantità di habitat contenuta in una determinata UP.
- *boundary file*: contiene i dettagli sulle relazioni topologiche delle 2603 UP che compongono l'area di studio. L'inclusione di questo file nel processo di elaborazione degli scenari è necessario per controllare il livello di frammentazione e compattezza del network di AMP. Nel *Marxan* l'attivazione di questo file avviene includendo una costante (*Boundary Length Modifier* o BLM). Impostando BLM=0, il file verrà escluso dall'elaborazione; più aumenterà il valore di BLM, invece, più l'algoritmo terrà conto delle informazioni contenute nel *boundary file* e maggiore sarà la compattezza degli scenari individuati.

3. RISULTATI

3.1 Mappa di habitat e popolamenti.

In allegato 1 è riportata la mappa e della distribuzione di habitat e popolamenti bentonici.

I campionamenti condotti in apnea hanno permesso di individuare 12 principali habitat e popolamenti nel tratto di costa (Tab. 3.1):

Habitat	Superficie	Copertura (%)
Popolamenti algali su roccia	105.2	5.4
Massi di <i>Barren</i>	55.6	2.9
Mosaico di <i>Barren</i> e Popolamenti algali su roccia	112.0	5.8
Massi Concrezionati	6.6	0.3
<i>Posidonia oceanica</i> su roccia	47.5	2.4
Precoralligeno	195.3	10.1
Coralligeno	308.1	15.9
Mosaico di <i>Posidonia oceanica</i> e Coralligeno	3.5	0.2
Substrati Molli	387.4	19.9
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	37.7	1.9
Mosaico di Coralligeno e Substrati Molli	671.4	34.6
Mosaico di <i>Posidonia oceanica</i> e Substrati Molli	10.6	0.5

Tab. 3.1 Tipologia e superficie di habitat riscontrati nell'area di studio.

Questi habitat sono stati mappati con l'assunzione, che può non essere corretta, che simili proprietà fisiche e simili condizioni ambientali prevedano, o quantomeno siano correlate con le modalità di distribuzione degli organismi. Nell'insieme, il tratto di costa risulta essere caratterizzato da un un vero e proprio mosaico di habitat e popolamenti.

Popolamenti algali su roccia sono stati riscontrati lungo tutta l'area di studio ed in particolare sui substrati rocciosi fino a circa 10 metri di profondità. Tali popolamenti si alternano a chiazze di *barren* (roccia nuda con ricci e alghe incrostanti).

Massi caratterizzati da veri e propri *barren* sono stati individuati in corrispondenza di barriere artificiali in prossimità dei porti o nei punti in cui la falesia emersa è soggetta a frante, entro una profondità di 10-13 metri. Si tratta di accumuli di blocchi di roccia colonizzati da ricci e alghe incrostanti.

Massi concrezionati, invece, costituiti da blocchi di roccia colonizzati da

popolamenti incrostanti (organismi algali e vegetali), sono stati osservati ad una profondità tra i 10 e i 20 metri, localizzati soprattutto a Nord di S. Cesarea Terme. La distinzione fra le due tipologie di franate è stata condotta perché sono state osservate differenze nella fauna ittica associata, potenzialmente importanti in fasi successive a questo studio.

Nell'area di studio sono state individuate chiazze di praterie di *Posidonia oceanica* su roccia di estensione variabile da 1 a 40 ettari: tre a Sud di Otranto a partire da una profondità di circa 5 metri sino ad arrivare ad una profondità di circa 20 metri, la quarta è ubicata all'estremo Sud dell'area di studio, compresa fra circa 12 e 22 metri di profondità. Un vero e proprio mosaico di *P. oceanica* e biocostruttori (coralligeno) sono stati riscontrati in ampi tratti della costa (superficie) a Sud di Tricase, generalmente ad una profondità compresa tra circa 18 e 23 metri. Sino ad una profondità di circa 30 metri, è stato riscontrato un insieme di *patch* di *P. oceanica* e substrato molle. Zone estese di substrato mobile sono state riscontrate nel tratto centrale dell'area di studio ed in particolare in corrispondenza dei fondali antistanti la costa S. Cesarea Terme - Castro e il litorale di Tricase; altre piccole chiazze di substrato mobile sono state rilevate a Sud di Otranto.

I biocostruttori sono presenti nelle due forme che prendono comunemente il nome di precoralligeno (più superficiale) e coralligeno (a maggiore profondità), distinti approssimativamente sulla base dell'importanza relativa di organismi incrostanti (i.e. per lo più *Peyssonnelia* spp. e alghe rosse incrostanti, o per lo più briozoi, serpulidi e spugne). Nella sua prima forma caratterizza principalmente i tratti rocciosi delle falesie sommerse, lungo la fascia batimetrica compresa tra i 12 e i 18 metri ma talvolta anche a profondità superiori sino a raggiungere l'isobata di circa 30 metri. Nelle pareti rocciose a Sud di Otranto, ad una profondità compresa tra i 18 e 30 metri, il precoralligeno è sostituito dal coralligeno. Ampie zone di coralligeno, inoltre sono state individuate nel tratto di costa tra Castro - Tricase a partire da una profondità di circa 25 metri.

Patch di biocostruttori e substrati molli sono localizzati sui fondali antistanti il tratto di costa Castro - Tricase.

3.2 Mappa degli ambienti di grotta.

In allegato 1 è riportata la mappa degli ambienti di grotta.

La georeferenziazione di dati bibliografici, evidenzia che nel tratto di costa considerato esistono 31 grotte.

La mappa ottenuta, inoltre, indica che gli ambienti di grotta individuati sono distribuiti nel modo seguente:

- 3 a Sud rispetto al porto Otranto;
- 5 in prossimità della costa antistante S. Cesarea;
- 6 a Nord rispetto al porto di Castro;
- 4 lungo il litorale tra Castro e Tricase;
- 3 a Sud di Tricase;
- 2 lungo un tratto di costa situato tra Tricase e S. M. di Leuca;
- 8 lungo la costa a Nord di S. M. Leuca.

3.3 Mappa delle fonti di pressione antropica.

In allegato 2 è riportata la mappa delle sorgenti potenziali di pressione antropica. Nel tratto di costa studiato esistono tre porti turistici, quattro scali d'alaggio, cinque aree ad intensa attività turistica, due depuratori con scarico a mare e quattro scarichi a mare.

I porti turistici sono ubicati a Sud di S. Cesarea, a Castro e Tricase.

Gli scali d'alaggio sono localizzati: uno al centro del tratto di costa tra Otranto e Castro, uno tra Castro e Tricase e due tra Tricase e S. M. Leuca.

I depuratori con scarico a mare sono situati a S. Cesarea Terme e a Tricase; altri piccoli scarichi a mare facenti parte di strutture alberghiere sono localizzati nel tratto di costa tra S. Cesarea Terme - Castro e 1 a Sud di Tricase.

Per quel che riguarda la distribuzione delle aree costiere ad intensa attività turistica: due piccole zone si trovano a Sud di Otranto, un lungo tratto si estende tra S. Cesarea Terme sino a Sud di Castro, altre due zone sono situate rispettivamente lungo il litorale di Tricase e a Nord di S. M. Leuca.

3.4 Scenari di protezione.

3.4.1 Scenario N° 1.

L'elaborazione del primo set di scenari è stata eseguita stabilendo i seguenti target di conservazione:

- proteggere il 100% degli habitat mappati;
- escludere le porzioni di habitat ricadenti in UP in cui sono presenti fonti di pressioni antropiche.

Il *Migliore Scenario* (*Scenario Best*), la soluzione che meglio risponde ai criteri prestabiliti, è illustrata in allegato 3. Lo scenario è composto di 1382 UP.

In Tab. 3.2, inoltre, è riportata una sintesi dello scenario proposto; in particolare le colonne della tabella, partendo da sinistra a destra, descrivono la tipologia di habitat, il target di conservazione (espresso in ettari) scelto per ciascun habitat, superficie di habitat che il *Migliore Scenario* è riuscito a tutelare, e, infine, se il target è stato raggiunto o meno.

Dalla tabella si evince che l'insieme dei siti individuati nello scenario proposto (vd. allegato 3) non ha mai raggiunto il target di conservazione richiesto.

Nella maggior parte dei casi, infatti, la differenza tra il target di conservazione richiesto e la superficie di ciascun habitat che di fatto è stata inserita in uno scenario di tutela, è elevata; raggiunge un minimo di 1.7 ettari per l'habitat rappresentato da un mosaico di *P. oceanica* e coralligeno, e un massimo di 227.2 ettari per l'habitat rappresentato da un mosaico di coralligeno e substrato molle.

Habitat	Target di conservazione (ha)	Superficie tutelata (ha)	Target raggiunto
Popolamenti algali su roccia	100.3	27.4	No
Massi di Barren	49.1	23.6	No
Massi Concrezionati	6.1	4.2	No
Mosaico di Coralligeno e Substrati Molli	669.9	442.7	No
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	37.7	21.1	No
Precoralligeno	183.8	85.5	No
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Coralligeno	3.5	1.8	No
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Substrati Molli	10.6	6.6	No
<i>P. oceanica</i> su roccia	47.5	37.1	No
Mosaico di Barren e Alghe	102.8	41.3	No
Substrati Molli	381.9	104.3	No
Coralligeno	304.7	197.5	No
Ambienti di Grotta	44.4	14.6	No

Tab. 3.2 Sintesi dello scenario N° 1.

3.4.2 Scenario N° 2.

L'elaborazione del secondo set di scenari è stata realizzata definendo i seguenti target di conservazione:

- proteggere il 30% della superficie degli habitat prioritari (inclusi nelle liste ASPIM, o nella Direttiva Habitat);
- proteggere il 10% della superficie dei restanti habitat;
- escludere le porzioni di habitat che ricadono in UP contenenti pressioni antropiche;
- raggiungere gli obiettivi sopra elencati, senza tenere conto del livello di compattezza e di frammentazione degli habitat (BLM=0).

Il *Migliore Scenario* di questo set è rappresentato in allegato 4.

L'elaborato cartografico mostra un sistema di AMP molto frammentato e costituito nell'insieme da 746 UP.

La Tab. 3.3 rileva che il sistema di AMP individuato risponde sempre agli obiettivi richiesti per ciascun habitat. La stessa tabella, inoltre, indica che, nella gran parte dei casi, la superficie dei popolamenti tutelati dal sistema di riserve supera di alcuni ettari l'obiettivo richiesto; questa differenza è massima per i Substrati Molli ed è pari a 20.6 ettari.

Habitat	Target di conservazione (ha)	Superficie tutelata (ha)	Target raggiunto
Popolamenti algali su roccia	9.9	15.6	Si
Massi di Barren	14.7	16.3	Si
Massi Concrezionati	1.8	2.2	Si
Mosaico di Coralligeno e Substrati Molli	201.0	220.2	Si
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	11.3	13.5	Si
Precoralligeno	55.1	56.1	Si
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Coralligeno	1.0	1.2	Si
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Substrati Molli	3.2	4.2	Si
<i>P. oceanica</i> su roccia	14.3	16.9	Si
Mosaico di Barren e Alghe	10.3	21.9	Si
Substrati Molli	38.2	58.8	Si
Coralligeno	91.4	111.6	Si
Ambienti di Grotta	13.3	13.3	Si

Tab. 3.3 Sintesi dello scenario N° 2.

3.4.3 Scenario N° 3.

L'elaborazione del terzo set di scenari è stata realizzata definendo i seguenti target di conservazione:

- proteggere il 30% della superficie degli habitat prioritari;
- proteggere il 10% della superficie dei restanti habitat;
- escludere le porzioni di habitat che ricadono in UP contenenti pressioni antropiche;
- valutare l'ottimizzazione dello spazio, elaborando soluzioni che raggiungono gli obiettivi predetti nel minor spazio possibile (BLM=1).

In questo caso, quindi, sono stati considerati gli stessi criteri del set precedente con l'unica differenza di ottimizzare la superficie cercando soluzioni meno frammentate nello spazio.

L'elaborato cartografico risultante, illustrato nell'allegato 5, rileva che gli obiettivi sopra elencati sono stati raggiunti individuando un sistema di AMP costituito da aree compatte e formate da un totale di 559 UP.

La Tab. 3.4 mostra che lo scenario proposto si adatta ai target di conservazione richiesti; infatti la superficie di habitat, tutelata dallo scenario, è molto vicina e spesso coincidente con l'obiettivo stabilito, raggiungendo una differenza massima di circa 3 ettari.

Habitat	Target di conservazione (ha)	Superficie tutelata (ha)	Target raggiunto
Popolamenti algali su roccia	9.9	10.3	Si
Massi di Barren	14.7	14.7	Si
Massi Concrezionati	1.8	1.8	Si
Mosaico di Coralligeno e Substrati Molli	201.0	201.3	Si
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	11.3	11.5	Si
Precoralligeno	55.1	55.1	Si
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Coralligeno	1.0	1.4	Si
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Substrati Molli	3.2	3.4	Si
<i>P. oceanica</i> su roccia	14.3	14.3	Si
Mosaico di Barren e Alghe	10.3	13.2	Si
Substrati Molli	38.2	38.7	Si
Coralligeno	91.4	92.1	Si
Ambienti di Grotta	13.3	13.3	Si

Tab. 3.4 Sintesi dello scenario N° 3.

3.4.4 Scenario N° 4.

Nell'elaborazione del quarto set sono state dettate le seguenti condizioni:

- proteggere il 30% della superficie degli habitat prioritari;
- proteggere il 10% della superficie dei restanti habitat;
- ottimizzare lo spazio.

Lo scenario di AMP (vd. allegato 6) che meglio risponde a queste condizioni, è costituito da 568 UP; gran parte delle UP individuate sono localizzate nella zona di mare a Nord di Tricase, e da altre piccole aree a Sud di Otranto e a Nord di S. M. Leuca.

I dati di Tab. 3.5 evidenziano che il modello per lo più soddisfa il target di conservazione richiesto; soltanto nel caso di un habitat come quello rappresentato da massi concrezionati l'obiettivo non viene raggiunto per 0.1 ettari.

Habitat	Target di conservazione (ha)	Superficie tutelata (ha)	Target raggiunto
Popolamenti algali su roccia	9.9	17.2	Si
Massi di Barren	14.7	14.7	Si
Massi Concrezionati	1.8	1.7	No
Mosaico di Coralligeno e Substrati Molli	201.0	227.6	Si
Mosaico di Precoralligeno e Substrati Molli	11.3	11.5	Si
Precoralligeno	55.1	55.1	Si
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Coralligeno	1.0	2.5	Si
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e Substrati Molli	3.2	3.5	Si
<i>P. oceanica</i> su roccia	14.3	14.3	Si
Mosaico di Barren e Alghe	10.3	12.7	Si
Substrati Molli	38.2	51.4	Si
Coralligeno	91.4	92.4	Si
Ambienti di Grotta	13.3	13.3	Si

Tab. 3.5 Sintesi dello scenario N° 4.

3.4.4.1 Analisi dell'Irriproducibilità del quarto scenario.

Il quarto set di scenari è stato oggetto di un'analisi dell'irriproducibilità delle Unità di Pianificazione. Il risultato di questa indagine, rappresentata cartograficamente in allegato 7, descrive la frequenza con cui una UP si ripete nel set dei 600 scenari elaborati; maggiore è la frequenza di selezione di una UP, più rilevante sarà la necessità di includere quel sito in uno scenario di protezione, per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione prestabiliti. Dalla mappa (vd. Allegato 7) si evince come i siti che si ripetono nelle diverse soluzioni elaborate

nel quarto set, siano quelli ubicati a Nord di Tricase, ossia le 455 (su 2603 in totale) UP caratterizzate da una frequenza di selezione pari a 75-100%.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Ad oggi, specialmente in Mediterraneo, non è ancora chiaro se gli approcci spaziali alla gestione e alla conservazione possano essere uno strumento efficace per sostenere le attività di pesca e conservare la biodiversità (Fraschetti *et al.* 2002; Guidetti 2002; Willis *et al.* 2003). Un insieme di cause è in grado di spiegare la frequente mancanza di evidenze di protezione: gestione inefficace, disegni sperimentali inadeguati e, spesso, identificazione di aree per l'istituzione di AMP non idonee per dimensioni, tipi di habitat e distanza da potenziali fonti di impatto. Nel tentativo di fornire strumenti adeguati per superare almeno uno degli aspetti che spesso limitano la possibilità di una gestione efficace dell'ambiente marino, questo lavoro descrive l'applicazione di algoritmi di identificazione di network di AMP (vd. Beck e Odaya 2001; Leslie *et al.* 2002; Airamè *et al.* 2003; Banks *et al.* 2005) in tratti di costa caratterizzati da un uso intenso del territorio. L'approccio utilizzato si è basato sull'integrazione della tecnologia GIS a specifici algoritmi di selezione di AMP (*Marxan*), per identificare scenari di protezione in un tratto di costa di circa 40 km. In letteratura, lo stesso approccio è stato utilizzato in contesti ambientali molto diversi e su estensioni di territorio di gran lunga superiori. A titolo di esempio, Leslie *et al.* (2002) hanno adottato una procedura simile nelle Florida Keys (USA) su una superficie di 9500 km², mentre Banks *et al.* (2005) nel Queensland (Australia) hanno identificato un sistema di AMP all'interno di 17463 km di costa. Nonostante la superficie analizzata sia di gran lunga inferiore (cosa che chiaramente si è riflessa sulla scelta del numero e dimensioni delle UP), questa procedura si è dimostrata comunque in grado di selezionare un insieme di aree da sottoporre a regime di tutela, includendo, oltre alle informazioni spaziali sulla distribuzione di biodiversità, i dati relativi alla presenza di potenziali forme di impatto, che sono in grado di rappresentare un ostacolo per lo sviluppo di un sistema efficace di AMP; l'analisi, inoltre, ha consentito di esplorare come l'identificazione di target di conservazione differenti possa dare origine a scenari diversamente in grado di fornire indicazioni potenzialmente utili nella pianificazione di un sistema di AMP.

Lo studio si è concentrato sull'analisi di quattro scenari, diversi per target di conservazione e presenza di costante BLM. I risultati del primo scenario mostrano come la soluzione proposta non soddisfi mai i target di conservazione richiesti, in quanto è stato stabilito il criterio di tutelare il 100% della superficie degli habitat mappati e, nello stesso tempo, e di escludere le porzioni popolamenti ricadenti in UP in cui vi siano pressioni antropiche. Il risultato finale, in parte intuitivo, fornisce indicazioni su quanto le pressioni antropiche limitino la possibilità di decidere azioni di protezione in questo tratto di costa. Una indagine cartografica delle fonti di pressione antropica certamente fornisce un quadro parziale del livello di antropizzazione presente nell'area di studio e, soprattutto, non è in grado di quantificare in maniera formale gli effetti di tali impatti sulle modalità di distribuzione dei popolamenti e neppure lo loro estensione. Il risultato dell'analisi può essere invece utilizzato per quantificare i limiti dell'estensione di aree da tutelare e dedurre il valore massimo del target di conservazione che può essere raggiunto per ogni habitat. Studi più specifici condotti in un secondo momento potranno chiaramente valutare, caso per caso, la bontà dei criteri stabiliti in questa prima fase.

Nel secondo e terzo scenario sono stati stabiliti gli stessi target di conservazione includendo valori diversi della costante BLM (0, 1). Al crescere del valore di BLM, diminuisce la frammentazione delle aree individuate dal *Marxan*. In entrambi gli scenari ottenuti, gli habitat sono rappresentati incontrando gli obiettivi di conservazione richiesti. Nel secondo scenario, tuttavia, il modello proposto è costituito da un insieme di 746 UP sparse e frammentate; il target di conservazione addirittura supera l'area effettivamente necessaria a soddisfare gli obiettivi stabiliti. Nel terzo scenario, gli stessi target di conservazione, sono raggiunti con un insieme di 559 UP distribuite in modo non frammentato. In questo scenario, quindi, gli habitat sono distribuiti con più continuità e l'efficienza di rappresentazione degli obiettivi richiesti è maggiore del modello precedente, poiché basata su un perimetro ed una superficie inferiori. Il quarto scenario è stato ottenuto stabilendo gli stessi obiettivi del terzo senza tenere conto delle fonti di pressione antropica. L'algoritmo, non avendo più il vincolo di escludere le porzioni di popolamento incluse nei siti in cui vi sono sorgenti di pressione

antropica, ha potuto includere nel calcolo tutte le UP a disposizione (2603). Lo scenario elaborato in queste condizioni ideali rappresenta il miglior compromesso tra minima superficie di mare richiesta e massima continuità di habitat che si può ottenere per rispondere agli obiettivi prestabiliti. Esso è costituito da un insieme di 568 UP, di cui la maggior parte (438) è distribuita in un'unica area. Le UP rappresentate ancora in maniera isolata sono quelle necessarie a soddisfare il target di conservazione relativo agli ambienti di grotta, distribuiti come elementi puntuali su tutta la costa.

Nel secondo, terzo e quarto scenario, quindi, si evince come gli algoritmi impiegati siano in grado di garantire la rappresentatività di habitat cercando di minimizzare le dimensioni delle porzioni di territorio da sottoporre a tutela e massimizzare la continuità degli habitat protetti.

L'ottimizzazione dello spazio, nella procedura di pianificazione di AMP, è un aspetto di fondamentale importanza (vd. Pressey *et al.* 1993; Stewart *et al.* 2003); sistemi di AMP più compatti, infatti, sono da preferire per ragioni sia ecologiche (cosa che tuttavia andrebbe testata sperimentalmente) sia socio-economiche (vedi Roberts *et al.* 2003b). La minimizzazione dello spazio, che si riflette sulla riduzione della frammentazione degli habitat sotto regime di protezione, probabilmente aumenta la possibilità di tutelare più efficacemente organismi caratterizzati, nel loro ciclo vitale, da fasi di dispersione. Per queste specie, quindi, la connessione fra gli habitat all'interno di un sistema di AMP poco frammentato probabilmente garantisce una protezione più efficace durante diverse fasi del ciclo vitale di quegli individui che nella fase giovanile vivono in habitat diversi da quelli in cui si rinvergono abitualmente gli adulti (Garcia-Rubies e Macpherson 1995; Harmelin *et al.* 1995; Macpherson 1998). Dal punto di vista socio-economico, invece, aree più compatte tendono a minimizzare i costi di gestione e attenuano i conflitti tra priorità di protezione ed esigenze delle comunità locali.

L'identificazione di siti "irriproducibili" nell'area di studio è un altro risultato utile dell'applicazione degli algoritmi di localizzazione di AMP, a prescindere di quali siano gli obiettivi di pianificazione. Tale analisi offre, infatti, un modo efficace di acquisire valide informazioni sull'area di priorità. Nell'analisi

di irriproducibilità eseguita nel quarto set di scenari evidenzia che 455 siti, delle 2603 UP possibili che compongono l'area di studio, sono incluse nei 600 scenari elaborati con una frequenza compresa tra il 75% al 100%. Un'analisi come questa può essere usata per dare la priorità nell'ambito di un piano di conservazione, indicando quali siti dell'area di studio contribuiscono maggiormente a soddisfare gli obiettivi di conservazione. È stato evidenziato come l'apparente mancanza di irriproducibilità di ogni sito sia auspicabile, poiché suggerisce che esistono molte soluzioni per creare un sistema di aree da porre sotto regime di tutela che soddisfi gli obiettivi prestabiliti (Leslie *et al.* 2002).

I risultati riportati in questo lavoro suggeriscono che nella pianificazione di AMP l'utilizzo di algoritmi iterativi come il *Marxan* presentano diverse potenzialità applicative:

- consentono di integrare dati di natura diversa, sia ecologici che socio-economici, soprattutto su ampie superfici di studio;
- permettono di elaborare scenari secondo criteri definiti a priori: rappresentare appropriati target di conservazione, minimizzare la porzione di territorio tutelata, includere habitat ritenuti vulnerabili, escludere siti che presentano potenziali fonti di impatto;
- offrire scenari multipli che soddisfino gli obiettivi richiesti, permettendo di fornire una gamma di opzioni che i gestori possono valutare e scegliere a seconda dell'esigenze locali.

La metodologia impiegata in questo lavoro, inoltre, evidenzia che per pianificare sistemi di AMP secondo un approccio sistematico e quantitativo è necessario disporre di dati dettagliati e spazialmente espliciti riguardanti la distribuzione della biodiversità e delle attività socio-economiche. In questo contesto, la cartografia unitamente all'utilizzo integrato di algoritmi di selezione di siti da tutelare può costituire lo studio propedeutico per la pianificazione sistematica di AMP e può essere utilizzato come surrogato della diversità biologica presente in un'area (Ward *et al.* 1999); pertanto, nell'ambito della pianificazione di AMP, la mappatura dei popolamenti è la base per aumentare la probabilità che in un network di AMP siano inclusi in modo adeguato tutti gli habitat presenti in un'area, soddisfacendo il principio di rappresentatività (Jordan

et al. 2004). A questo proposito è opportuno sottolineare che i risultati ottenuti con questo approccio non sono in grado di quantificare la variabilità intrinseca dei sistemi ecologici e necessitano di una successiva fase sperimentale per verificare che le politiche di protezione siano state decise correttamente.

La pianificazione di AMP in un contesto fortemente urbanizzato, come nel caso del Mediterraneo richiede una conoscenza dell'ubicazione delle principali attività socio-economiche e diviene ancora più necessaria nei Paesi dove i disegni di AMP includono zone di divieto assoluto (*no-take zone*), come, per esempio, l'Italia. In questo caso la localizzazione delle *no-take zone* non può prescindere da una opportuna conoscenza degli aspetti socio-economici del territorio. Chiudere tratti di mare che potrebbero costituire delle principali risorse economiche per le comunità locali può comportare un aumento delle ostilità dei residenti con l'inevitabile conseguenza del fallimento degli obiettivi preposti da un sistema di riserve (Badalamenti *et al.* 2000).

In conclusione, le procedure descritte in questo lavoro forniscono un contributo per lo sviluppo di linee guida per la pianificazione di un sistema di AMP. Un approccio sistematico richiede investimento di tempo e denaro nell'acquisizione e analisi dei dati. La fase di elaborazione dei dati può essere semplificata con il supporto di opportuni algoritmi di selezione di AMP. Le conoscenze scientifiche attuali non permettono ancora di utilizzare pienamente le potenzialità applicative dei modelli matematici. Gli studi condotti nell'ambito dell'ecologia della conservazione, infatti, non sono ancora in grado di rispondere ad alcune domande di base come quanto debba essere la dimensione minima di un'AMP affinché vengano protette efficacemente sia le singole specie sia gli habitat, o quale debba essere la distanza minima tra aree sottoposte a regime di tutela affinché siano ecologicamente connesse. Solo un maggiore investimento nella ricerca di base e l'integrazione di approcci tipicamente "precauzionali" con una ampia sperimentazione sugli effetti ecologici della protezione potranno consentire una gestione del territorio efficace garantendo uno sviluppo sostenibile.

5. BIBLIOGRAFIA

- Airamé S., Dugan J., Lafferty K., Leslie H., McArdle D., Warner R., 2003. Applying ecological criteria to marine reserve design: A case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications* **13** (1): S170-S184.
- Allison G.W., Lubchenco J., Carr M.H., 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Application* **8** (1): S79-S92.
- Aronoff S., 1989. *Geographic Information Systems: A Management Perspective*. WDL Publ., Ottawa, Canada.
- Attwood C.G., Harris J.M., Williams A.J., 1997. International experience of Marine Protected Areas and their relevance to South Africa. *African Journal of Marine Science* **18**: 311-332.
- Badalamenti F, Ramos A.A., Voultziadou E., Sanchez Lizaso J.L., D'Anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz Fernandez J.A., Whitmarsh D., Riggio S., 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation* **27** (2): 110-125.
- Ball I.R., 2000. *Mathematical applications for conservation ecology: the dynamics of tree hollows and the design of nature reserves*. PhD Thesis, The University of Adelaide.
- Ball I.R., Possingham H., 2000. *Marine Reserve Design using Spatially explicit Annealing: MarXan V1.2 Users Manual*. Consultancy report to GBRMPA: 63pp.
- Ballantine W.J., 1991. *Marine reserves for New Zealand*. Leigh Laboratory Bulletin Number 25. University of Auckland, New Zealand.
- Ballantine W.J., 1997. Design principles for systems of "no-take" marine reserves. Page 4 in T.J. Pitcher, editor. *The design and monitoring of marine reserves*. Volume 9, Number 1. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Banks S.A., Skilleter G.A., Possingham H.P., 2005. Intertidal habitat conservation: identifying conservation targets in the absence of detailed biological information. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 271-288.

- Beck M.W., Odaya M., 2001. Ecoregional planning in marine environments: identifying priority sites for conservation in the northern Gulf of Mexico. *Aquatic Conservation* **11**: 235-242.
- Benedetti-Cecchi L., 2003. Disegno sperimentale ed analisi di ipotesi in ecologia. *Biologia Marina Mediterranea* (2003), **10** (Suppl.): 433-484.
- Blot M., Legendre B., Albert P., 1990. Restriction fragment length polymorphism of mitochondrial DNA in subantarctic mussels. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **141**: 79-86.
- Botsford L.W., Micheli F., Hastings A., 2003. Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications*, **13** (1): S25-S31.
- Botsford L.W., Moloney C.L., Hastings A., Largier J.L., Powell T.M., Higgins K., Quinn J.F., 1994. The influence of spatially and temporally varying oceanographic conditions on meroplanktonic metapopulations. *Deep-Sea Research II* **41**: 107-145.
- Bourry-Esnault N., Harmelin J.G., Vacelet J., 1993. Les abysses méditerranéennes à vingt mètres de profondeur? La recherche **24** (256) suppl.: 848-851.
- Brown J.H., Davidson D.W., 1977. Competition between seed-eating rodents and ants in desert ecosystems. *Science* **196**: 880-882.
- Brown J.H., Davidson D.W., Munger J.C., Inouye R.S., 1986. Experimental community ecology: the desert granivore system. Pages 41-61 in J. Diamond and T.J. Case, editors. *Community ecology*. Harper and Row, New York, New York, USA.
- Burrough P.A., 1986. *Principles of Geographical Information System for land Resources Assessment*. Oxford University Press, Oxford.
- Bussotti S., 2003. Variabilità spatio-temporale di popolamenti bentonici e ittici di fondo duro in ambienti di grotta marine della Penisola Salentina (Puglia-meridionale). Tesi di Dottorato in Biologia Ambientale. Università di Siena. 130 pp.
- Bustamante R.H., Martinez P., Rivera F., Bensted-Smith R., Vinueza L., 1999. A proposal for the initial zoning scheme of the Galapagos Marine Reserve. Charles Darwin Research Station Technical Report. Charles Darwin Research Station, Galapagos, Ecuador.

- Cabeza M., Moilanen A., 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* **16** (5): 242-248.
- Camm J.D., Polaski S., Solow A., Csuti B., 1996. A note on optimal algorithms for reserve site selection. *Biology Conservation* **78**: 353-355.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F., editors., 1993. *Cambridge studies in ecology: the trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Carr M.H., Neigel J.E., Estes J.A., Andelman S., Warner R.R., Largier J.L., 2003. Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological Applications* **13**: S90-S107.
- Carr M.H., Reed D.C., 1993. Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: examples from temperate reef fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **50**: 2019-2028.
- Castilla J.C., Fernandez M., 1998. Small-scale benthic fisheries in Chile: a lesson on co-management and sustainable use of benthic invertebrates. *Ecological Application* **8**: S124-S132.
- Church R.L., Stoms D.M., Davis F.W., 1996. Reserve selection as maximal covering location problem. *Biology Conservation* **76**: 105-112.
- Cognetti G. 1991. Marine parks in the Mediterranean: function,. creation management. In: *Cotes et Parcs Marins de la Méditerranée, Actes du Colloqui* Bastia, Bastia (Corse), 30-May-1 June 1991, pp. 15-16.
- Cognetti G. 1991. Marine parks in the Mediterranean: function,. creation management. In: *Cotes et Parcs Marins de la Méditerranée, Actes du Colloqui* Bastia, Bastia (Corse), 30-May-1 June 1991, pp. 15-16.
- Costanza R., 1999. The ecological, economic, and social importance of the oceans. *Ecological Economist* **31**: 199-213.
- Costanza R., Andrade F., Antunes P., Van Den Belt M., Boersma D., Boesch D.F., Catarino F., Hanna S., Limburg K., Low B., Molitor M., Pereira J.G., Rayner S., Santos R., Wilson J., Young M., 1998. Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* **281**: 198-199.
- Cowen D.J., 1988. GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences?. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. **54** (11): 1551-1554.

- Cowen R.K., 1983. The effect of sheephead (*Semicossyphu pulcher*) predation on red sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) populations: an experimental analysis. *Oecologia* **58**: 249-255.
- Cowen R.K., Lwiza K.M.M., Sponaugle S., Paris C.B., Olson D.B., 2000. Connectivity of marine populations: open or closed? *Science* **287**: 857-859.
- Crockett C.M., Eisenberg J.F., 1986. Howlers: variations in group size and demography. Pages 54-68 in B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham, T.T. Struhsaker, editors. *Primate societies*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Csuti B., Polaski S., Williams P.H., Pressey R., Camm J.D., Kershaw M. *et al.*, 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biology Conservation* **80**: 83-97.
- Davis F.W., Stoms D.M., Church R.L., Okin W.J., Johnson K.N., 1996. Selecting biodiversity management areas. Pages 1503-1528 in Sierra Nevada ecosystem project: final report to Congress. Volume II. Assessments and scientific basis for management options. Centers for Water and Wildlands Resources, University of California, Davis, California, USA.
- Day J.C., Roff J.C., 2000. Planning for representative marine protected areas: a framework for Canada's oceans. World Wildlife Fund, Toronto, Ontario, Canada.
- Dayton P.K., Thrush S.F., Agardy M.T., Hofman R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* **5**: 205-232.
- Denny M.W., 1993. *Air and water: the biology and physics of life's media*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Dinerstein E., Olson D.M., Graham D.J., Webster A.L., Pimm S.A., Bookbinder M.P., Ledec G., 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. World Bank, Washington, D.C., USA.
- Doherty P.J., Williams D.M., 1988. The replenishment of coral reef fish populations. *Oceanography and Marine Biology Annual Reviews* **26**: 487-551.

- Dugan J.E., Davis G.E., 1993. Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* **50**: 2029-2042.
- Eliniki Etairia, 1994. The Book-directory for the Mediterranean Monk Seal in Greece. Athens: The Hellenic Society for the Protection of the Environment and the Cultural Heritage: 167 pp.
- Estes J.A., Palmisano J.F., 1974. Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* **185**: 1058-1060.
- FAO 1997. Review of the state of world fisheries resources: marine fisheries. FAO, Fisheries Circular 920. FAO, Rome, Italy.
- FEMAT (Forest Ecosystem Management Assessment Team), 1993. Forest ecosystem management: an ecological, economic, and social assessment. Report of the Forest Ecosystem Management Assessment Team. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.
- 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., Micheli F., Bendetti-Cecchi L., G., Boero F., 2002. Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea: objectives, effectiveness and monitoring. *P.S.Z.N.: Marine Ecology* **23** (1): 1900-200.
- Friedlander A.J., Nowlis S., Sanchez J.A., Appeldoorn R., Usseglio P., McCormick C., Bejarano S., Mitchell-Chui A., 2003. Designing Effective Marine Protected Areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, Based on Biological and Sociological Information. *Conservation Biology*, Pages: 1769-1784.
- Gaines S., Gaylord B., Largier J., 2003. Avoiding current oversights in marine reserve design. Using siting algorithms in the design of marine reserve networks. *Ecological Applications* **13** (1): S32-S46.
- Garcia-Rubies A., Macpherson E., 1995. Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology* **124**: 35-42.

- Garcia-Rubies A., Zabala M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Island marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina* **54**: 317-328.
- Gell F.R., Roberts C.M., 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* **18**: 448-455.
- Goni R., Polunin N.V.C., Planes S., 2000. The Mediterranean: marine protected areas and the recovery of a large marine ecosystem. *Environmental Conservation* **27** (2): 95-97.
- Gray J.S., 1997. Gradients in marine biodiversity. Pages 18-34 in R.F.G Ormond, J.D. Gage, M.V Angel., editors. *Marine biodiversity: patterns and processes*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Grimshaw, D.J., 1994. Bringing geographical information systems into business. Longman Group Limited, Harlow, 273 pp.
- Groombridge B., 1992. *Global biodiversity: status of the earth's living resources*. First edition. Chapman and Hall, London, UK.
- Gubbay S., 1995. Marine protected areas-past, present and future. In *Marine Protected Areas: principles and techniques for management*. Edited by Susan Gubbay. Published in 1995 by Chapman & Hall, London.
- Guidetti P., Fraschetti S., Terlizzi A., Boero F., 2003. Distribution patterns of sea urchins and barrens in shallow Mediterranean rocky reefs impacted by the illegal fishery of the rock-boring mollusc *Lithophaga lithophaga*. *Marine Biology* **143**: 1135-1142.
- Guidetti P., Vierucci E., Bussotti S., D'Ambrosio P., 2005. Aree Marine Protette e benefici per la pesca: valutazione dello spillover presso l'AMP di Torre Guaceto (Brindisi, Adriatico meridionale). *Atti S.It.E.*, XV: 77.
- Hall S.J., 1999. *The effects of fishing on ecosystems and communities*. Blackwell Science, Oxford, U.K.
- Halpern B.S., 2003. The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* **13**: S117-S137.
- Harmelin J.G., 2000. Ecology of Cave and Cavity Dwelling Byozoans. *Proceeding of 11th International Bryozoology Association Conference, 2000*, pp. 38-53.

- Harmelin-Vivien M., Harmelin J.G., 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation "*in situ*" de la faune ichtyologique. Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros **1**: 47-52.
- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C. and 7 others, 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. Revue Ecologie Terre Vie **40**: 467-539.
- Hastings A., Botsford L.W., 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. Science **284**: 1-2.
- Hay M.E., Steinberg P.D., 1992. The chemical ecology of plant-herbivore interactions in marine versus terrestrial communities. Pages 371-413 in Rosenthal J. and Berenbaum M., editors. Herbivores: their interaction with secondary metabolites, evolutionary and ecological processes. Academic, San Diego, California. USA.
- Heske E.J., Brown J.H., Mistry S., 1994. Long-term experimental study of a Chihuahuan desert rodent community: 13 years of competition. Ecology **75**: 438-445.
- Hixon M.A., 1997. Effects of reef fishes on corals and algae. February 2003 S105 Pages 230-248 in Birkeland C., editor. Life and death of coral reefs. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Hixon M.A., Carr M.H., 1997. Synergistic predation causes density-dependent mortality in marine fish. Science **277**: 946-949.
- Hixon, M.A., Boersma P.D., Hunter M.L. Jr., Micheli F., Norse E.A., Possingham H.P., Snelgrove P.V.R., 2001. Oceans at Risks: Research Priorities in Marine Conservation Biology. In Conservation Biology: Reserch Priorities for the Next Decade, M.E. Soulé and G.H. Orians. editors., Island Press, Covelo, CA.
- Hjort J., 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. International Council for the Exploration of the Sea **20**: 1-13.
- Hockey P.A.R., Branch G.M., 1994. Conserving marine biodiversity on the African coast: implications of a terrestrial perspective. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **4**: 345-362.
- Hughes T.P., 1994. Catastrophes, phase shifts, and largescale degradation of a Caribbean coral reef. Science **265**: 1547-1551.

- Hughes T.P., Bellwood D.R., Folke C., Steneck R.S., Wilson J., 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution* **20** (7): 380-386.
- International Council for Bird Preservation, 1992. Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Jamieson G.S., Levings C.O., 2001. Marine protected areas in Canada-implications for both conservation and fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 138-156.
- Jennings S., Kaiser M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* **34**: 201-352.
- Jordan A., Lawler M., Halley V., Barrett N., 2005. Seabed habitat mapping in the Kent Group of islands and its role in marine protected area planning. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* **15**: 51-70.
- Kelleher G., Kenchington R., 1992. Guidelines for establishing marine protected areas. A marine conservation and development report. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- Kirkpatrick J.B., 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biology Conservation* **25**: 127-134.
- Kirkpatrick J.B., Gelatt C.D. Jr., Vecchi M.P., 1983. Optimization by simulated annealing. *Science* **220**: 671-680.
- Lauck T., 1996. Uncertainty in fisheries management. Pp. 91-105, in D.V. Gordon, G.R. Munro (eds.), *Fisheries and Uncertainty: a Precautionary Approach to Resource Management*. University of Calgary Press, Canada.
- Lauck T.C., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R., 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications* **8** (1): S72-S78.
- Leis J.M., 1991. The pelagic stage of reef fishes: the larval biology of coral reef fishes. Pages 183–230 in Sale P.F., editor. *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic, San Diego, California, USA.

- Lena J.P., De Fraipont M., Colbert J., 2000. Affinity towards maternal odor and offspring dispersal in the common lizard. *Ecology Letters* **3**: 300-308.
- Leslie H., Ruckelshaus M., Ball I.R., Andelman S., Possingham H.P., 2003. Using siting algorithms in the design of marine-reserve networks. *Ecological Applications* **13**: S185-S198.
- Lewin R., 1986. Supply-side ecology. *Science* **234**: 25-27.
- Lewis A., Slegers S., Lowe D., Muller L., Fernandes L., Day J., 2003. Use of Spatial Analysis and GIS techniques to Re-Zone the Great Barrier Reef Marine Park. Coastal GIS Workshop, July 7-8 2003, University of Wollongong, Australia.
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Macpherson E., 1994. Substrate utilization in a Mediterranean littoral fish community. *Marine Ecology Progress Series* **114**: 211-218.
- Macpherson E., 1998 Ontogenetic shift in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **220**: 127-150.
- Margalef R., 1975 - Paralelismo entre la vida de las cavernas Y la de las grandes profundidades marinas (Rivista non rintracciata): 10-20.
- Margules C.R., Pressey R.L., Williams P.H., 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal Biosciences* **4**: 309-326.
- McHarg I., 1969. *Design with Nature*. Garden City, New York, Natural History Press: 151 pp.
- McPeck M.A., 1998. The consequences of changing the top predator in a food web: a comparative experimental approach. *Ecological Monographs* **68**: 1-24.
- Meinesz A., Lefevre Jr., Beurier J.P., Boudouresque C.F., Miniconi R., O'Neill J., 1983. Les zones marines protégées des côtes françaises de Méditerranée. *Bulletin d'Ecologie* **14** (1): 35-50.
- Menge B.A., Berlow E.L., Blanchette C.A., Navarrete S.A., Yamada S.B., 1994. The keystone species concept: variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. *Ecological Monographs* **64**: 249-286.

- Metropolis N., Rosenbluth A.W., Rosenbluth M.N., Teller A.H., 1953. Equation of state calculations by fast computing machines. *Journal of Chemical Physics* **21**: 1087-1093.
- Mooney H.A., Lubchenco J., Dirzo R., Sala O. E., 1995. Biodiversity and ecosystem functioning: ecosystem analyses. Pages 327-452 in V.H. Heywood, editor. *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Murray A.T., Church R.L., 1996. Applying simulated annealing to location planning models. *Journal of Heuristics* **2**: 31-53.
- Naeem S., Thompson L.J., Lawler S.P., Lawton J.H., Woodfin R.M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* **368**.
- Norse E.A., editor. 1993. *Global marine biological diversity: a strategy for building conservation into decision making*, Island, Washington, D.C., USA.
- Noss R.F., 1992. The wildlands project: land conservation strategy. *Wild Earth* (Special Issue) **1**: 10-25.
- Noss R.F., O'Connell M.A., Murphy D.D., 1997. *The science of conservation planning: habitat planning under the Endangered Species Act*. Island, Washington, D.C., USA.
- NRC (National Research Council), 1995. *Understanding marine biodiversity: a research agenda for the nation*. National Academy Press, Washington, D.C., USA.
- NRC (National Research Council), 2001. *Marine Protected Areas - Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. National Academy Press, Washington, D.C., USA.
- Olson D.M., Dinerstein E., 1998. The global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* **12**: 502-515.
- Onorato R., Denitto F., Belmonte G., 1999. Le grotte marine del Salento: classificazione, localizzazione e descrizione. *Thalassia Salentina*, **23**: 67-116.
- Ormond R.F.G., Gage J.D., Angel M.V., 1997. *Marine biodiversity: patterns and processes*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.

- Otten, R.H., Ginneken, L.P., 1989. *The Annealing Algorithm*, Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Pace M.L., Cole J.J., Carpenter S.R., Kitchell J.F., 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* **14**: 483-488.
- Paine R.T., 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* **100**: 65-75.
- Palumbi S.R., 1995. Using genetics as an indirect estimator of larval dispersal. Pages 369-387 in L. McEdward, editor. *Ecology of marine invertebrate larvae*. CRC, Boca Raton, Florida, USA.
- Palumbi S.R., 2001. The Ecology of marine protected areas. In *Marine Community Ecology*, M.D. Bertness, S.D. Gaines, M.E. Hay editors, Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Palumbi S.R., Gaines S.D., Leslie H., Warner R.R., 2003. New wave: high-tech tools to help marine reserve research. *Frontiers in ecology and the Environment*, **1** (2): 73-79.
- Palumbi S.R. 2002. *Marine reserves: a tool for ecosystem management and conservation*. Washington, DC: Pew Ocean Commission Reports.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F. Jr., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860-863.
- Pennings S.C., 1997. Indirect interactions on coral reefs. Pages 249-272 in Birkeland C., editor. *Life and death of coral reefs*. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Peterson C.H., Estes J.A., 2001. Conservation and management of marine communities. In *Marine Community Ecology*, M.D. Bertness, S.D. Gaines, M.E. Hay editors, Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Plan Development Team, 1990. *The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. Southern Atlantic*. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-SEFC-261, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, USA.
- Planes S., Galzin R., Garcia-Rubies A., Goni R., Harmelin J.G., Le Diréach L., Lenfant P., Quetglas A., 2000. Effects of marine protected areas on

- recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation* **27**:126-143.
- Possingham H.P., Ball I., Andelman S., 2000. Mathematical methods for reserve system design. Pages 291-306 in S. Ferson and M. Burgman, editors. *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer-Verlag, New York.
- Power M.E., Tilman D., Estes J.A., Menge B.A., Bond W.J., Mills L.S., Daily G., Castilla J.C., Lubchenco J., Paine R.T., 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience* **46**: 609-620.
- Pressey R., Taffs K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biology Conservation* **100**: 155-376.
- Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vane-Wright R.I., Williams P.H., 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecology Evolution* **8**: 124-128.
- Pressey R.L., Possingham H.P., Margules C.R., 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biology Conservation* **76**: 259-267.
- Progetto Interreg Italia-Grecia, 2001. Qualità dei sistemi marini costieri e proposte localizzazione di Aree Marine Protette. Responsabile della ricerca Prof. F. Boero.
- Progetto Ministeriale COFIN, 2002-2004. Variabilità spazio-temporale in popolamenti bentonici di substrato duro. Responsabile della ricerca Prof. F. Boero.
- Ramos Esplh A.A., Mcneill S.E., 1994. The status of marine conservation in Spain. *Ocean and Coastal Management* **24**: 125-128.
- Roberts C.M., 1995. Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation Biology* **9**: 988-995.
- Roberts C.M., Andelman S., Branch G., Bustamante R.H., Castilla J.C., Dugan J., Halpern B.S., Lafferty K.D., Leslie H., Lubchenco J., McArdle D., Possingham H.P., Ruckelshaus M., Warner R.R., 2003a. Ecological criteria

- for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological Applications* **13**: S199-S214.
- Roberts C.M., Branch G., Bustamante R.H., Castilla J.C., Dugan J., Halpern B.S., Lafferty K.D., Leslie H., Lubchenco J., McArdle D., Ruckelshaus H., Warner R.R., 2003b. Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications* **13** (1 Supplement): S215-S228.
- Roberts C.M., McClean D.J., Veron J.E.N., Hawkins J.P., Allen G.R., McAllister D.E., Mittermeier C.G., Schueler F.W., Spalding M., Wells F., Vynne C., Warner T.B., 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* **295**: 1280-1284.
- Roff J.C., Evans M.J.S., 2002. Frameworks for marine conservation - non-hierarchical approaches and distinctive habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **12**: 635-648.
- Rowley R.J., 1992. Impact of marine reserves on fisheries: a report and review of the literature. Science and Research Series. Volume 51. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Sala E., Aburto-Oropeza O., Paredes G., Parra I., Barrera Juan C., Dayton Paul K. 2002. A General Model for Designing Networks of Marine Reserves. *Science* **298**: 1991-1993
- Sale P.F., Cowen R.K., Danilowicz B.S., Jones G.P., Kritzer J.P., Lindeman K.C., Planes S., Polunin N.V.C., Russ G.R., Sadovy Y.J., Steneck R.S., 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *TRENDS in Ecology and Evolution* **20** (2): 74-80.
- Salm R.V., Clark J.R., 1989 Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers. Second edition. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- Sarà M., 1974. Il popolamento delle grotte marine e sua protezione. Atti del IV Simposio nazionale sulla Conservazione della Natura. Cacucci, Bari **1**: 51-59.
- Sarà M., 1978. Il popolamento delle grotte marine, interesse di una salvaguardia. *Pubbl. Staz. zool. Napoli.*, **40**: 502-505.

- Scott, J.M., Norse E., Dobson A., Estes J. A., Foster M., Gilbert B., Jensen D., Knight R., Mattson D., 1999. Scale as a consideration in identification, selection, and design of biological reserves. Pages 19-38 in M.E. Soulé and J. Terborgh, editors. *Continental conservation: scientific foundation of regional reserve networks*. Island, Covelo, California, USA.
- Shanks A.L., Grantham B.A., Carr M.H., 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications* **13**: S159-S169.
- Soulé M.E., Sanjayan M.A., 1998. Conservation targets: do they help? *Science* **279**: 2060-2061.
- Soulé M.E., Terborgh J., 1999. *Continental conservation*. Island, Washington, D.C., USA.
- Steneck R.S., Carlton J.T., 2001. Human Alterations of Marine Communities – Students Beware! In *Marine Community Ecology*, M.D. Bertness, S.D. Gaines, M.E. Hay editors., Sinauer Associate, Sunderland, MA: 445-467.
- Stewart R.R., Possingham P., 2004. Planning for marine reserve systems that integrate conservation and economic goals. *Proceedings of the Fifth International Conference on Science and Management of Protected Area*, University Victoria, British Columbia. Published by Science and Management of Protected Areas Association Wolfville, Nova Scotia.
- Strathman R.R., 1990. Why life histories evolve differently in the sea. *American Zoologist* **30**: 197-207.
- Terborgh J., Lopez L., Tello J., Yu D., Bruni A.R., 1997. Transitory states in relaxing land bridge islands. Pages 256-274 in W.F. Laurance and R.O. Bierregaard Jr., editors. *Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Terlizzi A., Benedetti-Cecchi L., Bevilacqua S., Fraschetti S., Guidetti P., Anderson M.J., 2005. Multivariate and univariate asymmetrical analyses in environmental impact assessment: a case study of Mediterranean subtidal sessile assemblages. *Marine Ecology Progress Series* **289**: 27-42.

- Turchin P., 1998. Quantitative analysis of movement: measuring and modeling population redistribution in animals and plants. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Villa F., Tunesi L., Agardy T., 2002. Optimal zoning of marine protected areas through spatial multiple criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology* **16** (2): 1-12.
- Wallace J.H., Kok H.M., Beckley L.E., Bennett B., Blaber S.J.M., Whitfield A.K., 1984. South African estuaries and their importance to fisheries. *South African Journal of Marine Science* **80**: 203-207.
- Ward T.J., Vanderklift M.A., Nicholls A.O., Kenchington R.A., 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications*, **9**: 691-698.
- Wasser P.M., Jones T., 1983. Natal philopatry among solitary mammals. *Quarterly Review of Biology* **58**: 355-390.
- Williams P.H., 1998. Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In G., Balmford A., Gingsberg J.R., editors. *Conservation in a Changing World* Mace. Cambridge University Press, Cambridge.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., Tolimieri N., 2003. Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation* **30** (2): 97-103.
- Zurlini G., 1998. I sistemi informativi per l'ambiente. In *Ecologia Applicata*, CittàStudi editore, Torino, Italia: 467-499.