



Di.S.Te.B.A.

**Dipartimento di Scienze e Tecnologie
Biologiche ed Ambientali**



CoNISMa

*Consorzio Nazionale
Interuniversitario
per le Scienze del Mare*

“SVILUPPO DI LINEE GUIDA PER LA GESTIONE DI ATTIVITÀ DI FREQUENTAZIONE TURISTICA E PICCOLA PESCA PROFESSIONALE”

RELAZIONE TECNICA



A cura di:
Simonetta FRASCHETTI
Paolo GUIDETTI
Simona BUSSOTTI
Paolo D'AMBROSIO
Antonio TERLIZZI
Elisabetta VIERUCCI

INDICE

INTRODUZIONE GENERALE	1
1. CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT DI INTERESSE COMUNITARIO	4
1.1 Introduzione	4
1.2 Materiali e Metodi	7
1.3 Risultati e Discussione	8
2. INDICAZIONI PER UNA CORRETTA COLLOCAZIONE CAMPI BOA PER ORMEGGIO E DELIMITAZIONE CAMPI BOA	13
3. INDICAZIONI PER LA REGOLAMENTAZIONE DELLE ATTIVITÀ DI PICCOLA PESCA PROFESSIONALE E PESCA TURISMO	14
3.1 Introduzione	14
3.2 Materiali e Metodi	15
3.3 Risultati	16
3.4 Considerazioni finali e suggerimenti per la gestione	21
4. INDICAZIONI PER LA REGOLAMENTAZIONE DELLA FREQUENTAZIONE SUBACQUEA	26
5. INDICAZIONI PER EVENTUALI MODIFICHE ALL'ATTUALE ZONIZZAZIONE DELLA AMP AL FINE DI OTTIMIZZARE LA CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ IN UN'OTTICA DI SVILUPPO ECOCOMPATIBILE	28
5.1 Introduzione	28
5.2 Metodi fauna ittica	31
5.3 Risultati fauna ittica	32
5.4 Metodi benthos	33
5.5 Risultati benthos	35
5.6 Considerazioni finali e suggerimenti per la gestione	35
5.7 Suggerimento per procedere ad un possibile ampliamento dell'AMP	36
6. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	39
BIBLIOGRAFIA	40

ALLEGATO A: Mappa dei siti d'interesse comunitario.

ALLEGATO B: Mappa dei siti idonei per i campi ormeggio.

ALLEGATO C: Scenario di protezione.

ALLEGATO D: Mappa proposta rizonizzazione e ampliamento.

INTRODUZIONE GENERALE

Il numero e l'entità degli impatti antropici sui sistemi marino-costieri sono in costante aumento e si manifestano a scale spaziali crescenti (Roberts 2004). Negli ultimi decenni, anche in Mediterraneo è stato registrato un generale sovrasfruttamento delle risorse ittiche, soprattutto da quando la pesca artigianale ha lasciato il posto a nuove e più efficaci tecnologie di cattura, con conseguenti effetti diretti e indiretti su specie, popolamenti e habitat (Goñi *et al.* 2000). La pesca a strascico, in particolare, ha un impatto drammatico su popolamenti e habitat (Dayton *et al.* 1995) non solo perché provoca un impatto diretto su tutto ciò che si trova sul fondo, ma anche per l'esasperata frequenza con cui viene praticata. L'impatto delle attività di pesca è intenso sia nelle nazioni economicamente sviluppate, sia nei paesi in via di sviluppo, dove l'espansione delle attività di prelievo in ambiente costiero ha portato ad un incremento nel numero di pescatori tale da rappresentare una minaccia per la diversità biologica (Attwood *et al.* 1997). In questo contesto, è evidente la necessità di intervenire con adeguate politiche di gestione e conservazione dell'ambiente marino (Costanza *et al.* 1998).

A livello internazionale sono stati adottati diversi strumenti legislativi finalizzati alla gestione della fascia costiera ed alla conservazione della diversità biologica. Le Aree Marine Protette (AMP) rappresentano strumenti di protezione della diversità biologica ed una forma di gestione spazialmente esplicita delle risorse che dovrebbe essere in grado di regolare le attività umane in una particolare località. Ad oggi, le AMP costituiscono lo strumento di protezione più utilizzato per tutelare, a scala locale, i sistemi marino-costieri. 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). Va considerato che per alcune categorie, come i pescatori, le AMP rappresentano una "sottrazione" di porzioni di territorio economicamente utili. Uno dei risultati attesi dalle AMP, da questa prospettiva, è quello che un'efficace protezione possa garantire un rifornimento delle popolazioni di specie bersaglio per la pesca nelle aree adiacenti alle AMP stesse, attraverso l'esportazione di larve, forme giovanili ed adulti (NRC 2001; Palumbi 2002). In effetti, in molte AMP presso le quali la protezione è efficace

(sorveglianza efficiente e rispetto delle restrizioni) si è osservato un aumento di densità, biomassa e dimensioni medie delle specie bersaglio all'interno dei confini (Halpern 2003; Micheli *et al.* 2004). Tali aumenti all'interno delle AMP hanno la potenzialità di generare un tasso netto di migrazione di individui tra l'AMP e le zone di mare adiacenti, con potenziali benefici per la pesca (Gell e Roberts 2003; Sale *et al.* 2005; Guidetti *et al.* 2005). Tuttavia, è ancora prematuro concludere 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 (Guidetti 2002; Willis *et al.* 2003; Fraschetti *et al.* 2002, 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 vengano poi deluse da un'istituzione decisa senza criteri ecologici e, in seguito, da programmi di monitoraggio condotti con criteri logici inadeguati.

In Italia, progetti recenti di ricerca condotti a scala nazionale (Afrodite, COFIN) hanno mostrato che, per ragioni differenti, ma spesso legate ad una mancanza di sorveglianza, nella maggior parte delle Aree Marine Protette attualmente istituite, i segni di efficacia di protezione sono relativamente limitati sia sulla fauna ittica, sia sugli organismi bentonici. A fronte di questo panorama generale, l'Area Marina Protetta di Torre Guaceto è uno tra i pochi esempi di come la parziale esclusione di alcune attività antropiche (principalmente la pesca) possa avere come conseguenza un recupero significativo da parte non solo di specie ittiche bersaglio, ma anche, seppure indirettamente, da parte dei popolamenti bentonici (Guidetti in stampa). Visto che è previsto che l'Ente Gestore dell'AMP possa prossimamente consentire lo svolgimento di una serie di attività potenzialmente impattanti (e.g. piccola pesca professionale, frequentazione turistica, ingresso barche a vela e loro ormeggio) all'interno dell'AMP, seppur in zone limitate (es. la pesca solo in zona C), il presente progetto ha la finalità di (1) produrre una cartografia degli habitat di interesse comunitario, (2) consentire una corretta collocazione dei campi

boa, (3) fornire indicazioni per la regolamentazione delle attività di piccola pesca professionale e pesca-turismo e (4) fornire suggerimenti per la regolamentazione della frequentazione subacquea. La relazione si conclude (5) con la proposta di aggiornamento all'attuale zonizzazione della AMP al fine di ottimizzare la conservazione della biodiversità in un'ottica comunque di sviluppo eco-compatibile. Si tratta, di fatto, di uno dei primi programmi di gestione adattativa (*adaptive management*) in cui le iniziative di carattere gestionale vengono deliberatamente utilizzate come manipolazioni sperimentali del sistema gestito con il fine di testare modelli gestionali alternativi (Sale *et al.* 2005).

1. CARTOGRAFIA DEGLI HABITAT DI INTERESSE COMUNITARIO

1.1 Introduzione

Creare un network di aree protette che sia rappresentativo da un punto di vista ecologico è un prerequisito per l'identificazione di corrette strategie di salvaguardia della biodiversità (Rodriguez *et al.* 2004). Ad oggi solo l'11.5% dell'ambiente terrestre e solo lo 0.5% dell'ambiente marino è soggetto a regime di tutela (WDPA 2003; Meir *et al.* 2004). Largamente deficitaria, in questo contesto, continua ad essere la principale normativa europea, la Direttiva Habitat (92/43 CEE, recepita nella legislazione italiana con il DPR 8/9/97 n. 357, in G.U. 23/10/97 n. 248), dove non si tiene praticamente conto dell'ambiente marino con la conseguenza che mancano o sono estremamente carenti gli elementi di riferimento sia per le specie, sia per gli habitat marini (Relini 1999, 2000). A titolo di esempio, su circa 150 habitat, quelli marini inclusi nella direttiva sono solo 9 e di questi alcuni sono habitat assenti in Mediterraneo. Nonostante i forti limiti, alla Direttiva Habitat si riconosce comunque il merito di aver definito per la prima volta un quadro di riferimento per la conservazione della natura in Europa, anche se, per quanto riguarda l'ambiente marino le specie prese in considerazione sono in numero esiguo (Relini 2002). Nella Direttiva Habitat, vengono definiti i concetti di conservazione, gli habitat e le specie prioritarie e di interesse comunitario, le zone di conservazione (rete Natura 2000), le aree di collegamento ecologico funzionale, l'introduzione e la reintroduzione di specie. Per il raggiungimento di quanto sopra, è stato deciso di costituire una rete di Zone (o Aree) Speciali di Conservazione (ZSC), denominata Natura 2000. I criteri per l'individuazione di tali siti sono riportati nell'Allegato C della 92/43. Ogni stato membro è impegnato alla costituzione della rete dei siti proposti, anche con il contributo delle regioni. Tali siti, una volta accettati da un'apposita Commissione, verranno definiti Siti di Importanza Comunitaria (SIC).

Con deliberazione del Ministero dell'Ambiente 2 dicembre 1996 "Classificazione delle aree protette" (Gazz. Uff. 17 giugno 1997, n. 139), è stata fornita per l'Italia una nuova classificazione delle Aree Protette:

- a) parco nazionale;
- b) riserva naturale statale;

- c) parco naturale regionale;
- d) parco naturale interregionale;
- e) riserva naturale regionale;
- f) zona umida di importanza internazionale (ai sensi della convenzione di Ramsar);
- g) zona di protezione speciale (Z.P.S.) (ai sensi della direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici);
- h) zona speciale di conservazione (Z.S.C.) (ai sensi della direttiva 92/43/CEE) e come definita all'art. 2 comma n del D. P. R. n. 357/1997;
- i) altre aree naturali protette.

A questi va aggiunto il sito di importanza comunitaria (SIC) ai sensi della direttiva 92/43/CEE e definito al comma m dell'art. 2 del D. P. R. 357/97.

Con deliberazione del 2 dicembre 1996 (Gazz. Uff. 19 giugno 1997, n. 141), è stato approvato l'Elenco ufficiale delle aree naturali protette, e con decreto del Ministero dell'Ambiente del 3 aprile 2000 (Gazz. Uff. 22 aprile 2000, n. 95, S.O.) viene pubblicato l'“Elenco delle zone di protezione speciale designate ai sensi della direttiva 79/409/CEE e dei siti di importanza comunitaria proposti ai sensi della direttiva 92/43/CEE” (titolo così corretto con comunicato in Gazz. Uff. 6 giugno 2000, n. 130).

Tutte le tipologie sopra menzionate possono potenzialmente essere applicate all'ambiente marino. Sarebbe interessante avere un elenco aggiornato delle aree marine che rientrano in ciascuna delle categorie, tanto più che in ambiente marino abbiamo altri tipi di aree protette. Tralasciando quelle vincolate per motivi militari o perché vicine a penitenziari, si possono ricordare quelle protette per motivi culturali-archeologici, o per motivi alieutici (zone di tutela biologica, barriere artificiali).

Il nuovo protocollo sulle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo (ASPIM o SPAMI della Convenzione di Barcellona) è potenzialmente molto importante per la conservazione di habitat e popolamenti in Mediterraneo e riempie, almeno parzialmente, i vuoti lasciati dalla Direttiva Habitat. Questo protocollo prevede che si stili una “Lista di Aree Specialmente Protette di Importanza Mediterranea” (ASPIM). La lista delle ASPIM può includere siti che: *“sono importanti per conservare componenti della diversità biologica nel*

Mediterraneo; contengono ecosistemi specifici all'area del Mediterraneo o gli habitat di specie in pericolo; sono di speciale interesse sul piano scientifico, estetico, culturale o educativo” (art. 8, par. 2). Una novità è rappresentata dall'individuazione di ASPIM anche in alto mare, zona che nel mar Mediterraneo inizia al di là delle 12 miglia delle acque territoriali, in modo da favorire la conservazione della biodiversità anche a livello internazionale, tra i paesi cioè che hanno sottoscritto la convenzione. Oltre l'elenco delle specie marine da proteggere è presente anche una classificazione degli habitat bentonici nel Mediterraneo, con indicazioni di quelli meritevoli di salvaguardia. La scelta degli habitat (IUCN, 1980) da proteggere in maniera prioritaria è stata effettuata in base ad alcuni criteri tra cui quello di **vulnerabilità**, in termini di capacità dell'habitat stessa di conservare la sua struttura e le sue funzioni dinanzi ad potenziali forme di impatto. A questo si aggiungono:

- **Valore naturalistico:** valutazione dell'importanza di un dato habitat per il patrimonio naturale (nazionale o regionale) che scaturisce dalle sue caratteristiche esclusive di presenza di endemismi, rilevanza geomorfologica (falesia, grotta, ecc.), peculiarità ecologica, convergenza di masse d'acqua, aree di raduno).
- **Rarità:** dovuta alla maggiore o minore frequenza dell'habitat in Mediterraneo.
- **Valore estetico:** rilevanza estetica e paesaggistica di un dato habitat.
- **Valore economico:** importanza economica di un dato habitat diretta, nel caso in cui la ricchezza di specie sia sfruttata con attività di pesca e di maricoltura, o indiretta, perché importante nella rete trofica o per la possibilità di fruizione turistica.

Sulla base di tali criteri, gli habitat possono essere classificati come:

- **Determinanti (D):** è indispensabile la conservazione. Almeno due criteri nella valutazione devono avere valore 1.
- **Rimarchevoli (R):** meritevoli di particolare attenzione e gestione. Almeno un criterio nella valutazione deve avere valore 1.
- **Non ritenuti importanti (NR):** sono molto diffusi, poco vulnerabili e di scarso valore naturalistico, estetico ed economico.

Nel sito <http://parchi.regione.puglia.it/natura2000> Torre Guaceto risulta essere stato proposto come Sito di Importanza Comunitaria (pSIC), ma l'unico riferimento alla porzione marina di questa area si esprime in termini di “*profilo costiero ricco di insenature*”. Nonostante sia Area Marina Protetta, non vi è alcun riferimento agli habitat marini di potenziale interesse comunitario. Si evince chiaramente la necessità di produrre una cartografia di dettaglio di habitat e popolamenti che sia in linea con le nuove normative europee.

1.2 Materiali e Metodi

Propedeutica alla realizzazione della mappa con la distribuzione degli habitat di interesse comunitario è l'elaborazione della cartografia di dettaglio di tutta l'AMP di Torre Guaceto. Il primo passo per la realizzazione di tale cartografia 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 in formato *raster* C.T.P.N. I formati *raster*, 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.

I dati necessari alla realizzazione della mappa di habitat e popolamenti sono stati acquisiti mediante campagne di rilievi eseguite con un'imbarcazione munita di un ecoscandaglio e di un GPS (*Global Position System*) cartografico. La prospezione del fondale è stata condotta navigando lungo transetti costa-largo, distanti circa 200 metri l'uno dall'altro. Lungo ciascun transetto è stata effettuata una fitta serie di rilevamenti puntuali, per ognuno dei quali sono stati raccolti i seguenti dati: coordinate geografiche, profondità, tipo di substrato e tipo di habitat.

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. Le categorie degli habitat sono state definite secondo uno schema di classificazione basato su variabili biotiche e abiotiche, o una combinazione di entrambe.

I dati acquisiti sono stati poi trasferiti su computer e, mediante ArcGis, sono stati georeferenziati secondo il sistema di coordinate Gauss-Boaga e processati in modo tale da elaborare una mappa biologica in scala 1:5.000. Di ciascun habitat, inoltre, sono state calcolate le superfici effettive e la percentuale di copertura.

Dalla mappa degli habitat è stato ottenuto il tematismo dei siti SIC in scala 1:5.000 andando ad individuare i popolamenti di importanza ecologica (habitat inseriti nelle liste ASPIM e Direttiva Habitat).

1.3 Risultati e Discussione

Per una descrizione dettagliata di tutti gli habitat e popolamenti riscontrati all'interno dell'AMP si rimanda alla cartografia di dettaglio prodotta dal Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina dell'Università di Lecce nell'ambito di un progetto pregresso finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio (*Le comunità marine bentoniche della Riserva Marina di Torre Guaceto: profilo ecotipologico e proposta di carta bionomica*). All'interno dell'AMP sono stati identificati 6 habitat principali (Tab. 1 e Fig. 2). I substrati sabbiosi rappresentano il 39% dell'area totale e si trovano principalmente in zona B. I substrati fangosi sono stati rilevati in piccola percentuale (circa il 7%) e solo al di sotto dei 45 m di profondità, in zona C. Le formazioni di biocostruttori (coralligeno e precoralligeno) caratterizzano il fondale dai 14 ai 40 m di profondità e sono presenti solo nella zona C. La mappatura ha anche evidenziato la presenza di piccole chiazze caratterizzate dalla presenza di densi popolamenti di gorgonie delle specie *Eunicella singularis* e *E. cavolinii*.

Posidonia oceanica rappresenta il 20% di tutta l'AMP, per lo più in zona C, interspersa fra chiazze di sabbia e *matte* morta sino ad una profondità di 17 m. Solo lo 0,5% della prateria di *Posidonia* si trova nelle zone a protezione integrale, dove sono state rilevate anche piccole chiazze di *Cymodocea nodosa*. I substrati rocciosi rappresentano il 10% dei substrati dell'AMP e rappresentano l'habitat dominante

delle zone A, a protezione integrale, dalla superficie a circa 7-8 m di profondità. L'alga bruna *Cystoseira amentacea* merita un discorso a parte. Questa specie era dominante nell'infralitorale superficiale. A partire dal 2001 è di fatto scomparsa in questo tratto di costa, ma le cause non sono state a tutt'oggi chiarite. Al di sotto della frangia a *C. amentacea* è stato individuato un popolamento molto eterogeneo dominato da differenti forme algali (alghe brune filamentose, *Halimeda tuna* e *Halophytis incurvans*). All'interno della zona A, i substrati rocciosi sono rappresentati solo occasionalmente da *barren*, cioè substrati nudi o con parziale copertura ad alghe rosse incrostanti.

La Figura 1 mostra la percentuale dei differenti habitat in proporzione all'estensione delle tre zone della AMP. Con l'eccezione dei substrati sabbiosi, presenti in tutte e tre le zone a differente protezione, gli altri habitat occupano porzioni molto diverse all'interno dell'AMP. La zona B, tra l'altro, si trova lateralmente ad una delle due zone A, senza poter esercitare così in modo efficace il ruolo di buffer.

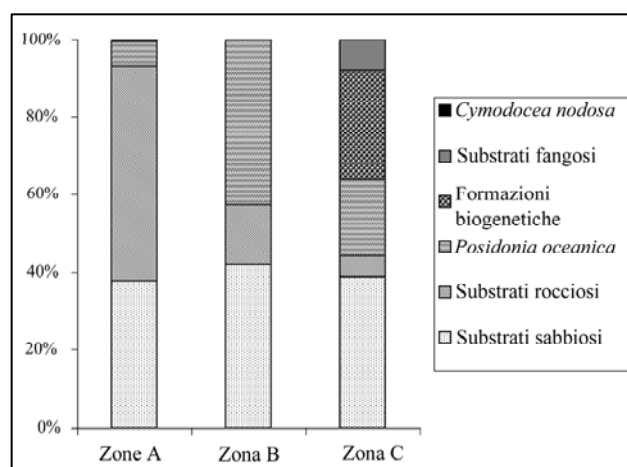


Fig. 1. Estensione dei differenti habitat espressa in percentuale, valutata in proporzione all'estensione delle tre zone dell'AMP di Torre Guaceto.

Tab. 1. Lista degli habitat e relativa percentuale di copertura nelle tre zone a differente livello di protezione. I totali si riferiscono all'estensione complessiva di ciascun habitat all'interno dei confini della AMP.

	Totale	Zone A	Zona B	Zona C
<i>Cymodocea nodosa</i>	0.1	0.1	0.0	0.0
Substrati fangosi	6.6	0.0	0.0	6.6
Substrati rocciosi	10.2	4.7	1.1	4.4
<i>Posidonia oceanica</i>	20.2	0.5	3.0	16.8
Biocostruttori	23.8	0.0	0.0	23.8
Substrati sabbiosi	39.1	3.2	2.9	32.9

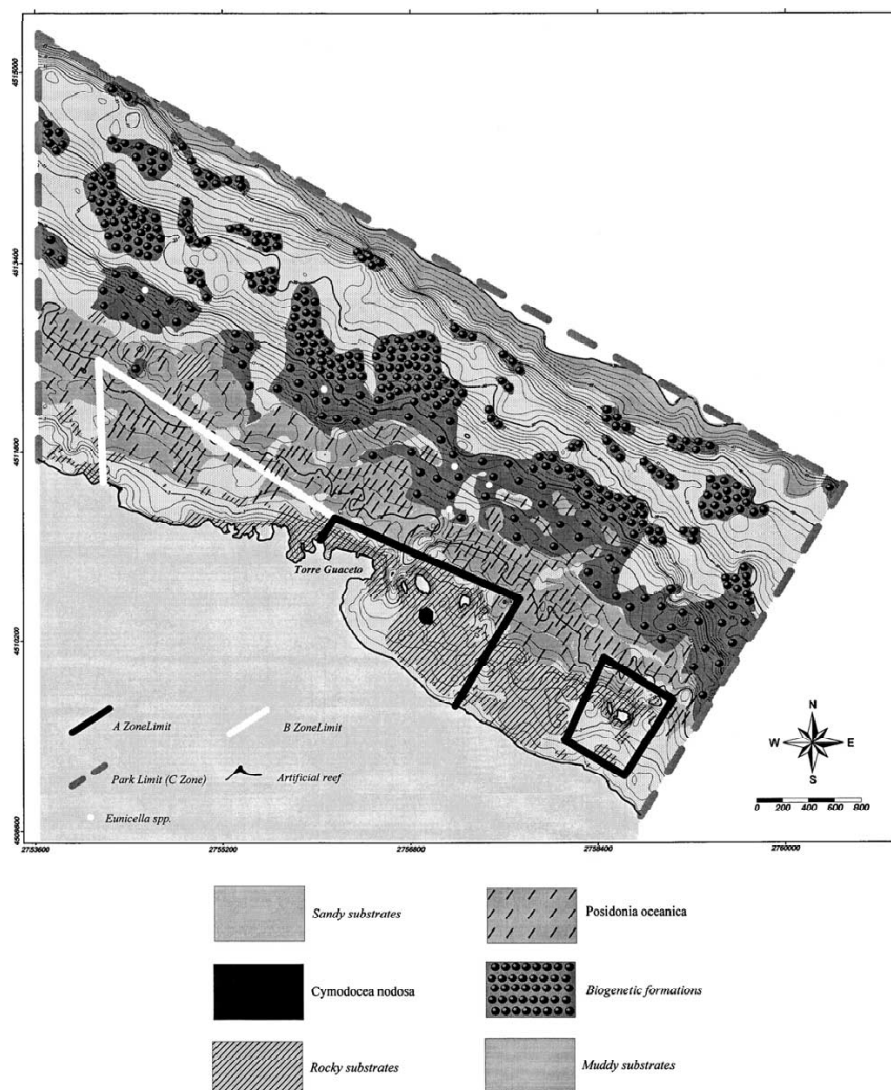


Fig. 2. La mappa rappresenta la distribuzione dei diversi habitat nelle zone A, B, e C a Torre Guaceto. Nella legenda con formazioni biogenetiche si intende un insieme di organismi come *Peyssonnelia* spp., corallinacee incrostanti, briozoi, serpulidi e spugne. I punti bianchi all'interno della mappa rappresentano aree ad alta densità di gorgonacei del genere *Eunicella* (da Fraschetti *et al.*, 2005).

In Fig. 2 viene riportata la distribuzione di tutti gli habitat individuati all'interno dei confini dell'AMP. L'Area Marina Protetta di Torre Guaceto comprende un set di habitat molto diversi fra loro (dalle biocostruzioni alle fanerogame) con modalità di distribuzione piuttosto complesse. È evidente come *Posidonia* e i biocostruttori siano sostanzialmente esclusi dalla zona a protezione integrale. Solo una piccola percentuale della fanerogama *P. oceanica* è rappresentata all'interno delle due zone A, nonostante la sua importanza ecologica. In altre parole, la mappatura di habitat e popolamenti mostra che la presente zonizzazione non tiene conto di come l'intero set di habitat e popolamenti sia distribuito all'interno dei confini dell'AMP. La mancanza di conoscenze della distribuzione della diversità biologica prima dell'istituzione dell'AMP certamente ha avuto come conseguenza una inadeguatezza nelle strategie di zonizzazione. Solo ultimamente è stata posta maggiore attenzione sullo studio dei rischi associati all'uso di dati incompleti per la selezione dei siti da proteggere (Freitag *et al.* 1998; Araùjo *et al.* 2000). Il problema è che, spesso, i dati di abbondanza di specie o di distribuzione disponibili riguardano siti specifici o sono rivolti a poche specie e la scelta dei siti risulta, quindi, spesso scorretta (Cabeza e Moilanen 2001). In teoria, le zone a protezione integrale dovrebbero includere in modo rappresentativo gli habitat presenti all'interno dell'AMP in generale, o, almeno, quelli ritenuti particolarmente rilevanti da un punto di vista ecologico. Chiaramente questa "regola" dovrebbe valere a scala regionale: le AMP dovrebbero includere in modo rappresentativo gli habitat presenti a scala regionale e non un set ridotto degli stessi, con il fine di sviluppare veri e propri *network* di aree marine protette che siano rappresentativi della biodiversità a livello regionale (Sala *et al.* 2002). Una possibilità è quella di massimizzare il numero e la tipologia di habitat e taxa conservati, mentre una generale tendenza è ancora quella di proteggere habitat esteticamente attraenti e/o economicamente utili (es. turismo subacqueo), anche se poco sfruttati, rispetto ad altri minacciati che continuano a subire una forte pressione antropica.

Nell'Allegato A, viene riportata la mappa con gli habitat identificati a livello comunitario. È da sottolineare che nella carta sono stati inclusi anche gli habitat terrestri riconosciuti dall'Unione Europea, a sottolineare come non si dovrebbe procedere ad una gestione totalmente separata dell'habitat terrestre e quello marino.

A fronte dell'elevata biodiversità di habitat dell'Area Marina Protetta, la carta relativa ai SIC marini conferma come alcuni aspetti nel disegno dell'AMP potrebbero essere migliorati, garantendo un'adeguata protezione a tutti quei popolamenti che, se pure sulla base spesso di considerazioni discutibili, vengono identificati come Rilevanti e/o Determinanti da un punto di vista ecologico dalla comunità economica europea. Si tratta di un risultato non sorprendente, poiché studi pregressi in altre AMP in Mediterraneo (Villa *et al.* 2002) hanno già evidenziato come la maggior parte delle zonizzazioni avvenga in modo totalmente arbitrario e che le zone A siano poste sottocosta per convenienza. È da notare, comunque, come le liste ASPIM, pur costituendo un passo in avanti nella selezione dei siti (habitat e popolamenti) da proteggere, considerino *Determinanti* o *Rimarchevoli* anche popolamenti relativamente banali e molto diffusi. Di sicuro, il numero crescente di studi in questo ambito e una maggiore attenzione nei confronti della conservazione in ambiente marino migliorerà le attuali proposte di protezione.

Sino ad oggi, il problema di una non corretta zonizzazione a Torre Guaceto può essere considerato marginale visto che, dalla data della sua istituzione, sia la pesca, sia attività ricreative come la possibilità di condurre immersioni sono state sostanzialmente vietate, con la conseguenza che i divieti della zona A sono in gran parte gli stessi che gravano sulle zone B e C. Questo tema diventa invece assai rilevante in futuro, in vista della prossima apertura dell'AMP ad una serie di attività che possono potenzialmente rappresentare una importante fonte di impatto per habitat, popolamenti e specie presenti all'interno dei confini dell'AMP.

2. INDICAZIONI PER UNA CORRETTA COLLOCAZIONE CAMPI BOA PER ORMEGGIO E DELIMITAZIONE CAMPI BOA

Una corretta gestione di un'Area Marina Protetta prevede che siano regolamentate le attività del diportismo nautico attraverso limitazioni di accesso e navigazione. Nel caso l'accesso e la navigazione siano consentite, tuttavia, è importante prevedere un'adeguata predisposizione di campi boa per rendere possibile l'ormeggio evitando operazioni di ancoraggio potenzialmente impattanti. A Torre Guaceto, l'individuazione dei siti da destinare alla localizzazione di campi boa è proceduta attraverso un'analisi della cartografia di dettaglio di habitat e popolamenti all'interno dei confini dell'AMP. Sono state scartate le zone in cui erano presenti habitat vulnerabili quali *P. oceanica* e popolamenti concrezionati di substrato duro (coralligeno e precoralligeno). Dati pregressi, infatti hanno sperimentalmente quantificato quanto operazioni di ancoraggio frequenti possano ripercuotersi negativamente sulla integrità strutturale di sistemi ritenuti vulnerabili. In praterie di *Posidonia oceanica*, ad esempio (Milazzo *et al.* 2004), l'ancoraggio provoca la riduzione in densità dei ciuffi fogliari e apre solchi all'interno della *matte*, facilitando, in definitiva, la regressione delle praterie. Non esistono, ad oggi, dati quantitativi relativi all'effetto dell'ancoraggio su popolamenti concrezionati. È tuttavia plausibile (e i dati relativi all'impatto della frequentazione da parte dei subacquei sportivi supportano questa ipotesi) che le considerazioni fatte per *P. oceanica* possano essere estese anche a tali habitat.

Ulteriori considerazioni relative alla presenza di strutture a terra di ricezione e di supporto alla nautica hanno portato ad identificare, su mappa, una serie di punti potenzialmente idonei al posizionamento delle boe per l'ancoraggio. Tali siti, sono stati georeferenziati, raggiunti tramite un sistema di posizionamento satellitare (GPS) e per ciascuno di essi, una immersione subacquea di "verità mare" per avere una migliore scala di dettaglio. L'habitat presente nei siti individuati consiste di substrato sabbioso o da substrato roccioso coperto da un sottile strato di sedimento. Le coordinate geografiche sono state quindi confermate e di nuovo georeferenziate su carta. La mappa dei siti potenzialmente idonei per la localizzazione dei campi ormeggio è riportata nell'Allegato B.

3. INDICAZIONI PER LA REGOLAMENTAZIONE DELLE ATTIVITÀ DI PICCOLA PESCA PROFESSIONALE E PESCA TURISMO

3.1 Introduzione

In Italia oltre il 60 % delle barche da pesca è impiegato nella cosiddetta ‘piccola pesca professionale’ (Colloca *et al.* 2004), con picchi che in alcune aree costiere italiane possono superare l’80-90 %. La piccola pesca, tuttavia, non è solo un’attività economica importante, ma è anche una forma di impatto sulle popolazioni di specie bersaglio e sulle intere comunità marine costiere. Ne consegue che una corretta gestione delle attività della piccola pesca risulta particolarmente importante in un’ottica di ecocompatibilità. Questo aspetto assume ancor più rilevanza nei casi in cui le attività di pesca si svolgano all’interno delle AMP (zone C e/o B), le quali hanno tra le loro finalità anche quella di gestire la pesca da un punto di vista ecosistemico. Gran parte delle specie ittiche di interesse commerciale, infatti, sono specie predatrici che svolgono importanti funzioni all’interno delle comunità di cui fanno parte. Ciò implica che una pesca eccessiva (che può causare una drammatica riduzione nella densità e taglia di specie bersaglio) non solo può depauperare la risorsa, ma può anche portare all’estinzione delle funzioni che le specie bersaglio espletano, con effetti a cascata a livello di struttura della comunità e funzionamento ecosistemico (Guidetti e Sala in stampa). Nel sublitorale roccioso mediterraneo, per esempio, il sarago maggiore (*Diplodus sargus*) ed il sarago fasciato (*D. vulgaris*) possono contribuire a controllare le popolazioni di ricci di mare attraverso la predazione. I ricci sono in grado, ad elevate densità, di determinare drammatici cambiamenti nella struttura delle comunità bentoniche di fondo duro, fino alla transizione da substrati rocciosi ricoperti da macroalghe a *barren*. Questa transizione implica non solo drammatici cambiamenti nella struttura di comunità (es., diminuzione della biodiversità), ma anche profondi cambiamenti nel funzionamento ecosistemico (es. produzione primaria e disponibilità di detrito).

A Torre Guaceto, studi recenti hanno mostrato che le popolazioni di molte specie ittiche (soprattutto quelle di pregio commerciale inclusi *D. sargus* e *D. vulgaris*) mostrano densità e taglie più elevate nell’AMP rispetto a zone esterne soggette a prelievo da pesca (Guidetti in stampa). L’estensione dei *barren*, inoltre, è risultata

tendenzialmente maggiore al di fuori dell'AMP dove sono stati stimati tassi di predazione da parte dei pesci sui ricci di gran lunga inferiori rispetto alle zone A (Guidetti in stampa). Ciò implica che le AMP possono contribuire ad un recupero non solo delle popolazioni di specie bersaglio, ma anche ad un ripristino delle loro funzioni ed un recupero a livello delle intere comunità. Da questa prospettiva, una gestione moderna della pesca ed una corretta valutazione della sua ecocompatibilità devono necessariamente passare attraverso una logica di conservazione a livello ecosistemico. La regolamentazione dello sforzo di pesca e della selettività degli attrezzi per specie e taglia, quindi, non deve essere solo mirata alla persistenza delle specie bersaglio in termini di mantenimento dei rendimenti di pesca, ma anche alla persistenza delle funzioni ecologiche di tali specie e della struttura delle intere comunità.

Il Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina, nel presente progetto (punto 3), ha provveduto a valutare l'impatto delle attività di pesca autorizzate nelle zone C dell'AMP di Torre Guaceto (in termini di quantità e tipologia del pescato) al fine di fornire indicazioni per una corretta regolamentazione della piccola pesca.

3.2 Materiali e Metodi

Tra il Gennaio ed il Dicembre 2005 sono state condotte 31 pesche sperimentali all'interno della zona C della AMP di Torre Guaceto, coinvolgendo nel complesso 4



Fig. 3. Imbarcazione armata con tremaglio.

imbarcazioni di piccole dimensioni e con la cooperazione di pescatori professionali (Fig. 3).

Per quel che concerne l'attrezzo di pesca, è stato utilizzato un tremaglio classico (alto circa 1.6 m) con maglia piccola da circa 2.8 cm di lato (i cosiddetti tremagli da 10), maglione esterno da 17 cm e della lunghezza standard di 1200 m. Le reti, calate la sera e salpate all'alba, sono state posizionate a due intervalli batimetrici: 10-20 (n=16 pesche) e 20-30 m (n=15). Due pesche aggiuntive sono state effettuate ad entrambe le profondità all'esterno dell'AMP, in modo da avere un confronto, per quanto preliminare, tra i rendimenti di pesca in zona C rispetto ad aree esterne all'AMP.

La valutazione del pescato è stata effettuata da operatori del Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina (imbarcati insieme ai pescatori professionali), mentre il controllo degli attrezzi da pesca (es., misura delle maglie e lunghezza totale) è stato eseguito dal personale dell'AMP. Tutti gli esemplari catturati sono stati classificati a livello di specie, misurati (lunghezza totale) e ne è stato stimato il peso. La composizione del pescato (utile per valutare la selettività per le specie dell'attrezzo da pesca utilizzato) è espressa in termini di percentuale di peso fresco rispetto al totale. I rendimenti di pesca (totali e per le più comuni specie bersaglio) sono espressi in termini di peso fresco riferito a 1000 m di rete, così da rendere più semplice la comparazione dei dati di questa indagine con quelli riportati in letteratura. I dati relativi alle taglie sono stati utilizzati per costruire grafici di taglia/frequenza (utili al fine di valutare la selettività per la taglia degli attrezzi impiegati) relativamente ad alcune specie abbondanti e/o economicamente rilevanti.

Sulla base del valore commerciale delle specie pescate (rilevato in un campione di 5 punti vendita tra i comuni di Lecce e Brindisi) è stato valutato il rapporto tra il valore economico di una pescata media all'interno dell'AMP rispetto a quello ottenuto all'esterno.

Infine, è stata condotta una valutazione (seppur grossolana) di quale potesse essere l'impatto della pesca effettuata con tremagli sugli organismi e/o popolamenti bentonici. A tal fine, si è preso nota degli organismi bentonici impigliati nelle reti durante le fasi in cui le reti stesse venivano salpate. E' stato così possibile calcolare delle categorie di frequenza, intese come percentuale del numero di pescate in cui i vari organismi (o parti di essi, es. rizomi di *Posidonia oceanica* o frammenti di coralligeno) erano presenti nelle reti rispetto al totale delle pescate (raro: <10%; comune: 10-50%; molto frequente: >50%), separando i dati relativi alle due fasce batimetriche.

3.3 Risultati

La composizione del pescato è stata sintetizzata cumulando le pescate in relazione alla profondità ed al periodo dell'anno, inteso come periodo freddo (Gennaio-Maggio e Novembre-Dicembre) e periodo caldo (Giugno-Ottobre) (Fig. 4).

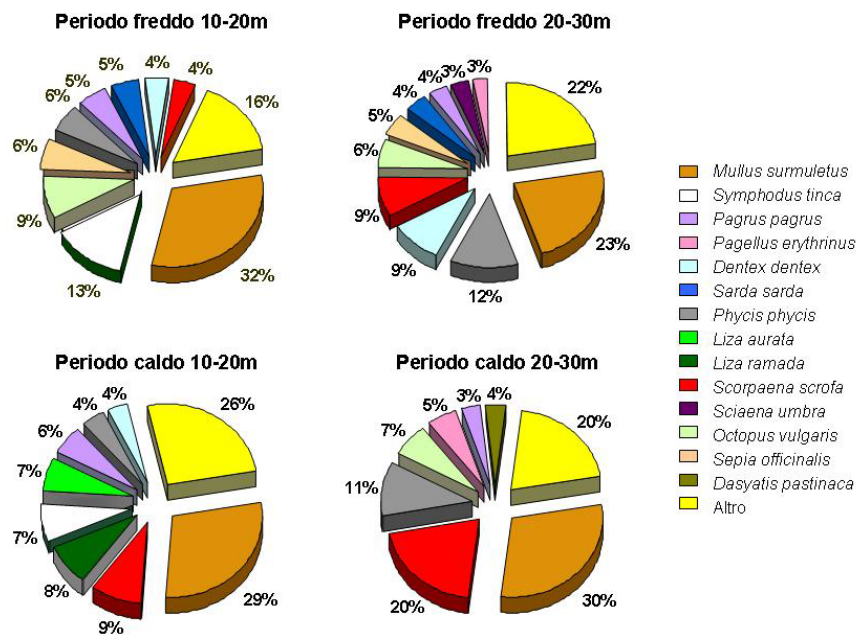


Fig. 4. Composizione percentuale delle catture effettuate nella zona C dell'AMP di Torre Guaceto in relazione alla fascia batimetrica (10-20 e 20-30 m) ed al periodo dell'anno (caldo, freddo).

Le catture, a prescindere dalla profondità e dalla stagione, sono state dominate dalla triglia di scoglio *Mullus surmuletus* (mediamente tra il 23 ed il 32 % del peso fresco dell'intero pescato), seguita dallo scorfano rosso *Scorpaena scorpa* (4-20 %), la mostella *Phycis phycis* (4-12 %), il pagro (3-6 %), il polpo *Octopus vulgaris* (6-9 %) ed il dentice *Dentex dentex* (4-9 %). A minore profondità (10-20 m) il tordo pavone *Symphodus tinca* è risultata essere una delle specie più pescate (8-13 %). A maggiore profondità (20-30 m), invece, sono stati pescati con una certa frequenza il pagello fragolino *Pagellus erythrinus* (3-5 %) e la corvina *Sciaena umbra* (3 %). La presenza della seppia *Sepia officinalis* (5-6 %) e della palamita *Sarda sarda* (4-5 %) è risultata esclusiva della stagione fredda ad entrambe le profondità. L'importanza relativa di altre specie è risultata occasionalmente legata ad alcuni periodi dell'anno (es., i mugilidi del genere *Liza*), mentre altre specie di importanza minore in termini di rendimento di pesca (< 2%; es., sogliole *Solea vulgaris* e *Pegusa lascaris*, i saraghi *D. puntazzo*, *D. sargus* e *D. vulgaris*) sono state cumulate nella categoria indicata come 'Altro' (Fig. 4).

I rendimenti di pesca in termini di peso fresco totale ottenuti attraverso le pescate sperimentali all'interno dell'AMP effettuate durante il 2005 sono riportate in Fig. 5.

Tali valori sono variati mediamente (cioè mediando i rendimenti di pesca delle imbarcazioni che hanno lavorato nello stesso mese) tra circa 15 e 60 kg di pescato per 1000 m di tremaglio (Fig. 5), con picchi di oltre 75 kg/1000 m di rete.

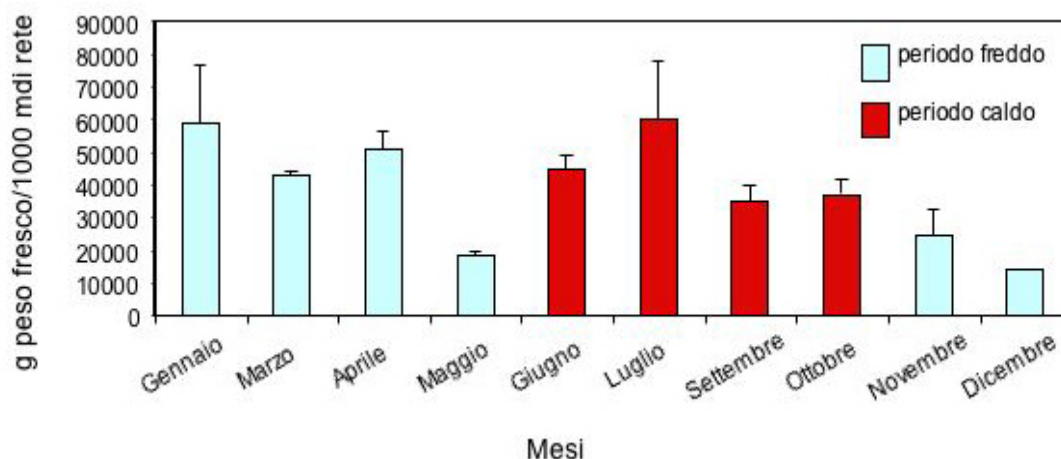


Fig. 5. Rendimenti di pesca mensili (media $\pm$ ES) ottenuti nella zona C dell'AMP di Torre Guaceto durante l'anno di studio.

Confrontando i rendimenti medi ottenuti all'interno ed all'esterno della AMP risulta evidente come nella zona C dell'AMP di Torre Guaceto essi siano più elevati approssimativamente del 400% (Fig. 6).

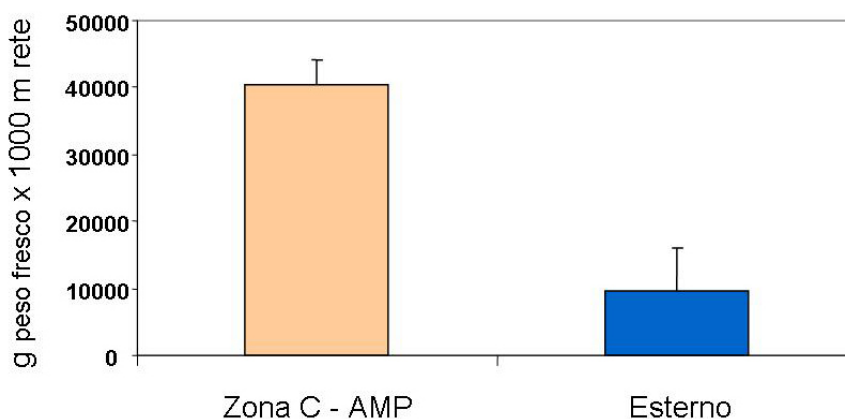


Fig. 6. Rendimenti di pesca (media $\pm$ ES) ottenuti nella zona C dell'AMP di Torre Guaceto ed all'esterno.

Le distribuzioni taglia/frequenza delle specie più abbondanti ed economicamente importanti (Fig. 7a, b, c, d) hanno mostrato in primo luogo che il tremaglio utilizzato per le pescate sperimentali sembra determinare uno scarso impatto sugli esemplari di piccola taglia. In secondo luogo, le distribuzioni taglia/frequenza di diverse specie bersaglio hanno permesso di constatare che



Fig. 7a. Esemplare di triglia di scoglio, *Mullus surmuletus*.

all'interno dell'AMP vi è un'elevata proporzione di individui di taglia medio-grande, i quali risultano alquanto scarsi sui banchi delle peschiere o nelle usuali pescate commerciali condotte al di fuori dell'AMP. Nel caso di *M. surmuletus* (Fig. 7a), per esempio, una discreta quantità di individui catturati

misurava oltre i 30 cm (in alcuni casi oltre i 35 cm di lunghezza totale e del peso di oltre 0.5 kg). Scarso è risultato, invece, l'impatto sugli esemplari di taglia inferiore ai 18-20 cm. Nel complesso, osservando la distribuzione di taglia, al di là di questi esemplari di dimensioni notevoli, si può vedere quanto siano frequenti individui di oltre 25 cm e come la classe modale sia rappresentata da esemplari tra i 23 ed i 25 cm durante l'intero anno di studio. Per quel che concerne, *S. tinca* (Fig. 7b) e *Phycis phycis* (Fig.



Fig. 7b. Esemplare di tordo pavone, *Symphodus tinca*.

7c) valgono le stesse considerazioni generali fatte per *M. surmuletus*, compreso il fatto che anche per queste specie la classe modale è rimasta pressoché invariata



Fig. 7c. Esemplare di mostella, *Phycis phycis*.

durante l'anno di studio, ad indicare che il livello di impatto della pesca non ha significativamente influenzato la struttura di taglia della popolazione soggetta a prelievo. *Scorpena scorpa* (Fig. 7d),

invece, ha mostrato alcune differenze rispetto alle altre specie. I tremagli, infatti, hanno pescato anche individui di dimensioni medio-piccole, probabilmente a causa del fatto che gli scorpenidi in generale, per la ricchezza e lunghezza di spine ed appendici, ma anche per la loro scarsa



Fig. 7d. Esemplare di scorfano rosso, *Scorpena scrofa*.

attitudine al nuoto nella colonna d'acqua, restano facilmente intrappolati nelle reti da posta. La distribuzione di taglia per *S. scrofa* ha mostrato inoltre di non essere unimodale (sebbene sia indicata in Fig. 8 la moda principale), il che fa supporre che per tale specie la selettività per taglia della rete sia scarsa. Una prova di questo fatto è la

frequenza relativamente elevata con la quale sono stati catturati, molto spesso, individui appartenenti alla specie *Scorpaena notata*, di dimensioni di gran lunga più piccole rispetto a *S. scrofa*. Vale la pena notare anche per *S. scrofa*, infine, che sono risultati piuttosto frequenti individui di taglia notevole, molto vicini al limite massimo di taglia riportato in letteratura.

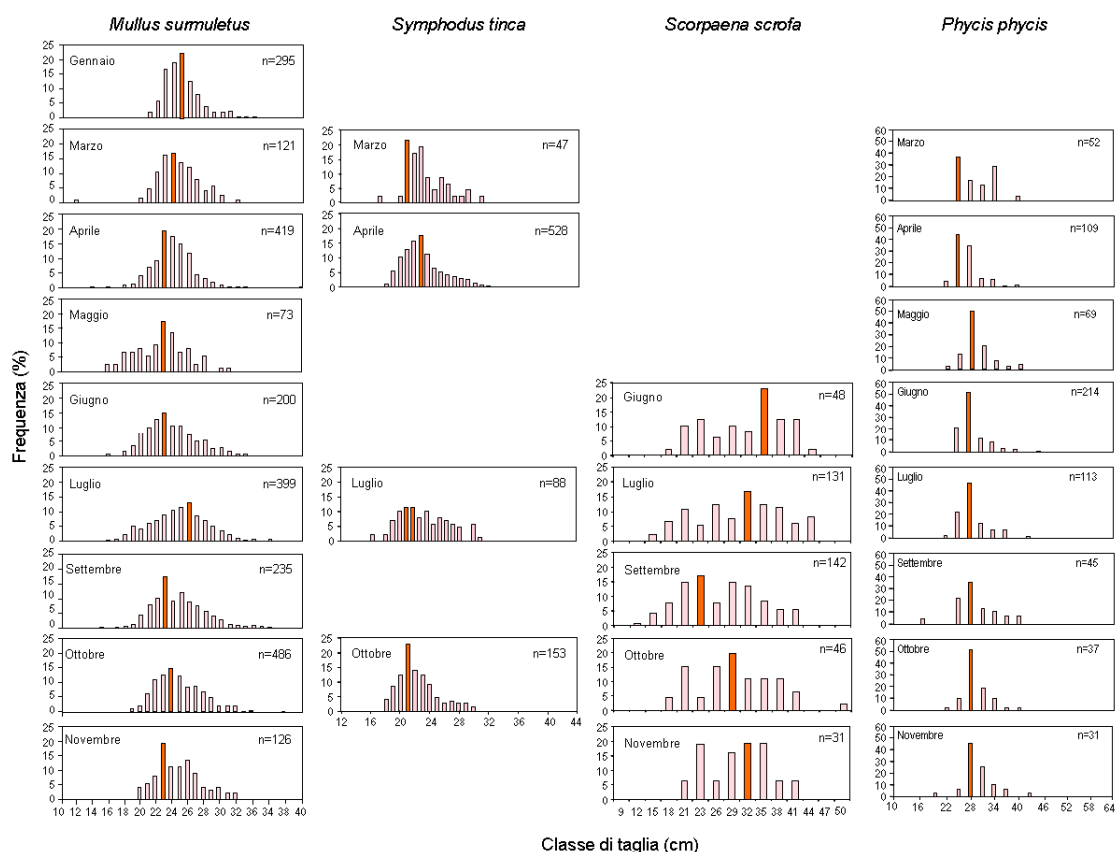


Fig. 8. Distribuzioni taglia/frequenza degli esemplari catturati nella zona C dell'AMP di Torre Guaceto. Sono riportate le distribuzioni relative ad i mesi in cui sono stati catturati almeno 30 esemplari. In arancione più scuro sono indicate le classi modali, mentre la scala relativa alla taglia riporta come valore massimo la taglia massima riportata in letteratura (Fischer *et al.* 1989).

È stato più sopra osservato che il rendimento medio di pesca è risultato approssimativamente superiore del 400% all'interno dell'AMP rispetto all'esterno in termini di quantitativi totali. È noto, tuttavia, che il valore economico di diverse specie ittiche aumenta all'aumentare della taglia degli esemplari. Sulla base di questa considerazione e del prezzo medio rilevato in un certo numero di punti vendita tra Lecce e Brindisi è stato calcolato un incremento del 450% del valore economico della pescata media condotta all'interno della zona C dell'AMP di Torre Guaceto rispetto alla pescata media condotta all'esterno.

In Tab. 2 (riportata in allegato), infine, sono elencati gli organismi ed i popolamenti che sono stati rinvenuti nelle reti e le relative categorie di frequenza. Per quel che concerne la fascia batimetrica dei 10-20 m, l'impatto più importante sembra avvenire a carico dei rizomi con fasci fogliari di *P. oceanica*. In una percentuale minore di casi le reti hanno danneggiato gli organismi costruttori del precoralligeno, ma raramente il madreporario biocostruttore *Cladocora caespitosa*. Alla profondità maggiore, l'impatto più importante si è avuto sugli organismi costruttori del coralligeno, sebbene i frammenti asportati fossero comunque di modeste dimensioni. Sulle reti calate ad entrambe le profondità è stata spesso osservata l'alga invasiva *Caulerpa racemosa*. Ciò suggerisce che le reti da posta potrebbero causare una frammentazione degli stoloni di quest'alga aumentandone i tassi di diffusione, almeno a livello locale. Apparentemente rilevante è il danno a molti organismi del benthos vagile (es., crostacei non commerciali, oloturie, stelle di mare). Da questo punto di vista va tenuto conto che i pescatori sono soliti rigettare in mare tali organismi (dal momento che non hanno alcun valore commerciale), per cui il reale impatto è piuttosto limitato. Da sottolineare, infine, la presenza di un esemplare di tartaruga *Caretta caretta*. L'esemplare, tuttavia, sembrava essere morto da più tempo rispetto alla cala della rete effettuata la sera precedente.

3.4 Considerazioni finali e suggerimenti per la gestione

I dati raccolti attraverso le attività di pesca sperimentale consentono di trarre alcune conclusioni di carattere generale.

La valutazione della composizione del pescato ha permesso di osservare che l'attrezzo utilizzato dai pescatori professionali (tremaglio da 10, cioè di 2.8 cm circa

di lato della maglia più piccola) ha un impatto trascurabile sugli esemplari di piccola taglia di gran parte delle specie ittiche e non risulta efficace, fortunatamente, per specie ecologicamente importanti, come i saraghi *D. sargus* e *D. vulgaris*, e la cernia bruna *Epinephelus marginatus*. Quest'ultima è presente oltre i 20 m di profondità, ma non è stata mai catturata con i tremagli. Per quel che concerne i saraghi, recenti studi hanno dimostrato che esemplari di medie e grandi dimensioni concorrono a tenere bassa la densità dei ricci di mare evitando in tal modo la formazione e permanenza di *barren* sui substrati rocciosi infralitorali (Guidetti in stampa). Allo stesso modo, *E. marginatus* è il più grande dei predatori stanziali dei fondi duri



Fig. 9. Tipica pescata con pesce pregiato effettuata con tremaglio a Torre Guaceto.

litorali mediterranei ed esercita un ruolo ecologicamente rilevante.

Il tremaglio utilizzato ha consentito di effettuare catture considerevoli in termini di quantità e qualità del pescato, dal momento che una proporzione rilevante delle catture è risultata essere rappresentata da specie di elevato valore commerciale e di taglia elevata (es. *M. surmuletus* e *S. scrofa*; Fig.

9). Il fatto che i rendimenti di pesca nella zona C dell'AMP siano senza dubbio cospicui scaturisce dalla comparazione tra le pescate effettuate all'interno dell'AMP rispetto a quelle condotte all'esterno (con un incremento del 400% in termini di quantitativi di pescato e del 450% in termini di rendimento economico complessivo). Inoltre, i dati relativi ai rendimenti di pesca ottenuti a Torre Guaceto risultano di gran lunga più elevati rispetto a quelli riportati in letteratura relativi a rendimenti di pesca di reti da posta (es. tremagli, imbrocco) osservati in altre aree costiere italiane (Tab. 3).

Nel complesso, simili risultati sono giustificabili solo considerando che all'interno dell'AMP di Torre Guaceto le popolazioni di molte specie ittiche bersaglio abbiano beneficiato per un certo numero di anni di efficaci misure di protezione, le quali hanno consentito alle popolazioni di aumentare in abbondanza e taglia (in assenza di mortalità da pesca). Questa attenta gestione sembra ora dare i suoi frutti a vantaggio degli operatori della piccola pesca locale.

Tab. 3. Rendimenti di pesca (medie o minimi-massimi) ottenuti nella zona C dell'AMP di Torre Guaceto ed in altre aree costiere italiane attraverso l'uso di reti da posta.

Area costiera	Kg/1000 m di rete	Fonte bibliografica
Torre Guaceto (Puglia, Adriatico meridionale)	40.5	Presente indagine
Isola di Ustica (Sicilia, Tirreno meridionale)	7.6	Arculeo <i>et al.</i> 1998
Golfo di Palmas (Sardegna Sud Occidentale, Mar di Sardegna)	22.0	Lecca <i>et al.</i> 2000
Costa Livornese (Tirreno settentrionale)	17.3	Silvestri <i>et al.</i> 2000
Golfo di Castellammare (Sicilia, Tirreno meridionale)	3.2-6.8	D'Anna <i>et al.</i> 2001
Sardegna Centro Occidentale (Mar di Sardegna)	6.2	Follesa <i>et al.</i> 2002
Cilento (Tirreno meridionale)	4.8	Colloca <i>et al.</i> 2004

Si può concludere, inoltre, che l'attrezzo utilizzato sembra bene conciliare il rendimento economico con un impatto accettabile, data la spiccata selettività per specie e taglia. Potrebbe essere opportuno, tuttavia, testare l'utilizzo di tremagli a maglia più ampia. Presso altre AMP italiane (es. Miramare-Trieste), infatti, si ottengono rendimenti di pesca più che accettabili utilizzando reti da posta con maglia più ampia rispetto a quella autorizzata a Torre Guaceto (Guidetti *et al.* dati non pubblicati).

L'analisi della struttura di taglia di alcune specie bersaglio e dei quantitativi prelevati non ha evidenziato cambiamenti significativi nel tempo, relativamente all'anno di studio. Ciò induce a ritenere che oltre all'attrezzo utilizzato anche la frequenza con cui si sono svolte le pesche sembra essere compatibile con la conservazione degli *stock*, sia in termini di abbondanza totale, sia in termini di struttura di taglia. Occorre tenere presente, da questo punto di vista, che l'impatto della piccola pesca è stato seguito per un solo anno, mentre sarebbe opportuno monitorare nel tempo i suoi effetti per eventualmente intervenire in modo appropriato al fine di evitare le ripercussioni di un prelievo eccessivo. Una riduzione dei quantitativi o della taglia massima nel tempo, per esempio, dimostrerebbe un progressivo depauperamento delle risorse e/o un impatto significativo sulle popolazioni di specie bersaglio, ma sarebbe comunque utile per mettere a punto le più appropriate misure gestionali rimodulando la tipologia e/o lo sforzo di pesca.

I danni determinati dall'uso delle reti da posta agli organismi bentonici non sono parsi essere drammatici, ma neppure del tutto trascurabili, soprattutto per *Posidonia oceanica* a minore profondità e per il coralligeno a maggiore profondità. Da questo

punto di vista, si potrebbe testare in futuro l'uso di differenti soluzioni tecniche per piombare le reti nella loro parte inferiore al fine di minimizzare l'impatto sugli organismi bentonici.

Al di là di alcune utili sperimentazioni per il prossimo futuro, il suggerimento generale per la gestione della piccola pesca nell'AMP potrebbe essere quello di consentire ad un numero limitato di pescatori professionali (4-5 al massimo) di calare esclusivamente nella zona C tremagli di maglia non più piccola di 2,8 cm di lato e di una lunghezza massima di 1200 m per un massimo di una volta a settimana ognuno (o 4 volte nell'arco di un mese), possibilmente monitorando il pescato anche se con una frequenza minore rispetto alla presente indagine (es. 2 pescate per 4 date/anno). E' allo stesso modo auspicabile che l'AMP operi un pressante controllo non solo per evitare che pescatori non autorizzati peschino all'interno dell'AMP, ma anche per accertare che gli attrezzi utilizzati dai pescatori autorizzati siano coerenti, in termini di lunghezza, maglia e frequenza d'uso, con le direttive dell'AMP relativamente alla gestione della pesca. Dal punto di vista economico (dati i rendimenti ottenuti), autorizzare 4 pescate al mese ad ogni imbarcazione autorizzata (considerandone un numero approssimativo di 4-5) sembrerebbe consentire una più che soddisfacente integrazione al reddito degli operatori della piccola pesca e, d'altro canto, potrebbe evitare di depauperare in breve tempo gli *stock* ricostituitisi all'interno della riserva, la qual cosa, a medio e lungo termine, costituirebbe un grave danno economico anche per gli operatori della pesca stessi.

Parallelamente a questo, si suggerisce di promuovere adeguatamente l'attività di pesca-turismo, la quale avrebbe la principale finalità di creare una fonte di reddito alternativa-integrativa per i pescatori professionisti. Inoltre, potrebbe essere sensato suggerire l'impiego di attrezzi differenti in occasione delle uscite con i turisti, come tremagli di maglia più grande e più corti, considerando che i turisti pagano una quota per usufruire del servizio offerto. In questo modo si potrebbe ridurre l'impatto della pesca senza intaccare gli introiti netti dei pescatori. Questo aspetto, tuttavia, necessiterebbe di una adeguata e specifica sperimentazione al fine di modulare adeguatamente lo sforzo di pesca e tipologia degli attrezzi con il rendimento economico.

Un ultimo punto che vale la pena menzionare è che sarebbe auspicabile, nell'economia dei pescatori stessi, un ampliamento dell'AMP verso nord, ma soprattutto verso sud. Ciò avrebbe due vantaggi. Il primo sarebbe quello di ampliare le zone di pesca che sono sostanzialmente riservate ai pescatori locali (i.e. la zona C). Il secondo sarebbe quello di dare l'opportunità di sperimentare sistemi di sfruttamento a rotazione. La logica dello sfruttamento a rotazione potrebbe prevedere, per esempio a Torre Guaceto, la suddivisione della zona C (nel caso di un ampliamento dell'AMP) in 2 subaree che vengono alternativamente sfruttate e protette dalla pesca per un certo numero di anni al fine di ottimizzare i rendimenti di pesca durante gli anni in cui è consentita in ogni subarea. Questa sperimentazione, tuttavia, avrebbe necessità di approfondimenti e studi mirati (es. studio della struttura di età delle popolazioni di specie bersaglio al fine di decidere ogni quanti anni alternare prelievo e protezione) prima della sua attuazione.

4. INDICAZIONI PER LA REGOLAMENTAZIONE DELLA FREQUENTAZIONE SUBACQUEA

Il drastico incremento nel tasso di istituzione di nuove Aree Marine Protette non sembra essere una misura sufficiente a controbilanciare la forte crescita di un turismo marino-orientato cui si è assistito negli ultimi anni (Davis e Tisdell 1996). Le bellezze naturalistiche di un'area marina protetta, così come una sempre più consolidata pubblica coscienza ambientalista, contribuiscono a creare turismo di massa presso le AMP. Il risultato relativo alle attività umane in un'AMP, di conseguenza, è che generalmente l'uomo viene rimosso come predatore, ma ritorna in gran numero in qualità di visitatore. È inevitabile che questa crescente partecipazione in attività di tipo ricreativo all'interno di AMP sia stata recentemente accompagnata dalla preoccupazione derivante il potenziale impatto che queste attività possano avere su diversi habitat marini (Rouphael & Inglis 1997).

Se comparata agli effetti positivi (diretti ed indiretti) dei divieti di pesca all'interno delle AMP, la presenza di visitatori in un'AMP può essere vista come una componente marginale di disturbo antropico. Esistono tuttavia studi che hanno evidenziato come diverse forme di frequentazione turistica possano contribuire a rappresentare un fonte potenziale non trascurabile di impatto sui popolamenti del benthos. Gli impatti documentati delle attività ricreative all'interno di un'AMP riguardano l'effetto del calpestio su popolamenti algali di fondo duro dell'intertidale e della frangia infralitorale, ancoraggio su fanerogame marine o *reef* tropicali ed immersioni subacquee con autorespiratore su barriere coralline e habitat di fondi rocciosi concrezionati in genere. Si rende quindi indispensabile una gestione di tali attività al fine di limitare la portata del loro impatto (Milazzo *et al.* 2002).

Per quel che riguarda le conseguenze della frequentazione da parte di subacquei con autorespiratore gli effetti più evidenti sono relativi a organismi sessili di substrato duro a forma eretta e con struttura calcificata tipici del coralligeno. Rispetto al calpestio, il disturbo meccanico sui popolamenti del coralligeno può avere effetti su scala temporale più ampia poiché i popolamenti sono meno adattati a forme periodiche di disturbo meccanico. In Mediterraneo, ad esempio, utilizzando le colonie del briozoo *Pentapora fascialis* come indicatore di disturbo (Sala *et al.* 1996) è stato visto che sia la taglia che la densità delle colonie subiva una forte riduzione in

zone ad alta frequentazione da parte dei *diving center*. Risultati riconducibili ad un generale degrado delle strutture concrezionate tipiche degli habitat a coralligeno sono stati inoltre osservati in altre località del Mediterraneo oggetto di intensa frequentazione subacquea (Garrahou *et al.* 1998). Il problema di una eccessiva frequentazione subacquea in prossimità di habitat a coralligeno può essere affrontato fondamentalmente attraverso due strategie non mutualmente esclusive. La prima prevede, una adeguata sensibilizzazione ed educazione dei visitatori da parte del personale dell'ente gestore o dei *diving center* abilitati. La seconda prevede, a parità di numero di eventuali visitatori, di incrementare il numero di siti di immersione al fine di diluire il potenziale impatto su un numero troppo ristretto di siti. La distribuzione spaziale "a chiazze" dei numerosi panettoni di coralligeno all'interno dei confini dell'AMP di Torre Guaceto e la loro similitudine nei caratteri paesaggistici ben si presta a tale tipo di strategia di gestione. È importante rilevare che entrambe le strategie prevedono che sia controllabile il numero di visitatori per un determinato arco temporale. All'interno della AMP, quindi, è auspicabile che le immersioni siano guidate da operatori abilitati e che il numero di subacquei sia controllato dall'Ente Gestore.

È da sottolineare, infine, che la quantificazione del possibile impatto rappresentato dall'attività di *diving* dovrebbe essere monitorata nel tempo sia nei siti ritenuti idonei all'immersione, sia in siti con caratteristiche paragonabili dove però l'immersione non sia consentita. Questo approccio consentirebbe di ottenere sperimentalmente dati quantitativi che possono diventare rilevanti ai fini di contingentare l'attività subacquea a Torre Guaceto e fornire linee guida valide anche in altre realtà soggette a vincoli.

5. INDICAZIONI PER EVENTUALI MODIFICHE ALL'ATTUALE ZONIZZAZIONE DELLA AMP AL FINE DI OTTIMIZZARE LA CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ IN UN'OTTICA DI SVILUPPO ECOCOMPATIBILE

5.1 Introduzione

Le AMP sono comunemente definite come utili strumenti per la conservazione della biodiversità marina oltre che per la protezione di specie bersaglio della pesca (Micheli *et al.* 2004). Da questa prospettiva, le AMP devono possedere i requisiti ecologici per soddisfare tali finalità, che non sono ovviamente garantite dalla mera istituzione formale. Un'appropriata collocazione, zonizzazione e gestione (soprattutto in termini di efficacia nelle attività di sorveglianza e rispetto delle misure di restrizione) sono fattori decisivi per il corretto funzionamento di un'AMP.

Come già fatto rilevare, uno dei più importanti criteri da seguire per la zonizzazione di una AMP è quello di includere appropriatamente tutti gli habitat presenti nella regione in cui l'AMP è istituita, garantendo in tal modo un'adeguata rappresentazione della biodiversità a scala regionale (i.e. dal momento che diverse specie possono essere associate a diversi habitat) e la connettività tra habitat differenti (i.e. diversi habitat possono essere funzionalmente connessi) (Mumby 2006). Il criterio della rappresentatività degli habitat è ormai un argomento centrale nell'ambito degli studi sulla pianificazione delle AMP (Roff & Evans 2002; Sala *et al.* 2002; Roberts *et al.* 2003), ma tale criterio ecologico è stato sostanzialmente trascurato in occasione dell'istituzione delle AMP mediterranee, incluse quelle italiane (Villa *et al.* 2002; Francour *et al.* 2001; Fraschetti *et al.* 2005). Come già rilevato nel capitolo 1, le cartografie di dettaglio di habitat e popolamenti non sono disponibili per tutte le AMP e, quando disponibili, sono state sistematicamente realizzate dopo aver istituito e zonizzato le AMP stesse. La raccolta di dati sui popolamenti marini costieri (bentonici ed ittici) e la disponibilità di cartografia georeferenziata, tuttavia, possono consentire una rizonizzazione *a posteriori* che tenga conto di criteri di tipo ecologico senza trascurare accettabili compromessi con le attività umane che si svolgono nelle aree costiere ed all'interno delle AMP stesse.

Come già discusso, la cartografia prodotta dal Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina nell'AMP di Torre Guaceto mostra che l'attuale zonizzazione non include appropriatamente nelle zone di riserva integrale *Posidonia oceanica* (presente in percentuale irrilevante all'interno delle zone A) ed i popolamenti biocostruttori (precoralligeno e coralligeno; totalmente esclusi dalle zone A) (Fraschetti *et al.* 2005). Molti studi hanno mostrato, sia in Mar Mediterraneo, sia altrove, che a differenti habitat costieri sono associati differenti popolamenti ittici (e.g. Connolly 1994; Guidetti 2000; Bussotti *et al.* 2002; Valesini *et al.* 2004) e che *shift* ontogenetici nell'uso di differenti habitat sono una caratteristica comune per molte specie ittiche (Macpherson 1998). A Torre Guaceto gli habitat esclusi dalle zone A potrebbero così ospitare specie ittiche di interesse per la pesca che sarebbero del tutto escluse dalle zone A e B (dove la pesca è vietata). Allo stesso modo potrebbero non essere inclusi nelle zone A e B habitat che sono fondamentali *nurseries* per alcune specie ittiche i cui esemplari adulti si spostano in habitat differenti rispetto a quelli occupati durante le fasi giovanili.

Una valutazione della distribuzione delle specie ittiche in relazione alla tipologia degli habitat e della batimetria, quindi, può essere utile per valutare se l'attuale zonizzazione di una AMP già istituita, come Torre Guaceto, possa essere migliorata *a posteriori*.

In generale, il processo di valutazione del “dove” localizzare un sistema di AMP o come eventualmente apportare modifiche alla sua zonizzazione è molto complesso e richiede una grande quantità di dati sulla tipologia e sulle modalità di distribuzione di habitat e popolamenti, sulle caratteristiche del ciclo vitale degli organismi 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 massimizzino la biodiversità e, nello

stesso tempo, minimizzino i conflitti sociali che scaturiscono dal sottoporre a regime di tutela tratti di costa.

A fronte di queste difficoltà, sono stati sviluppati modelli matematici che contribuiscono a risolvere i problemi scientifici e sociali inerenti la localizzazione di aree da sottoporre a regime di tutela. Esistono diverse tecniche computazionali per creare modelli alternativi di AMP. Fra questi algoritmi, alcuni sono stati adoperati per realizzare uno specifico *software* per la selezione di AMP che prende il nome di *Marxan*. Il *Marxan* è stato creato per le aree marine partendo da un *software* utilizzato per disegnare sistemi di riserve terrestri, lo *Spexan* integrato alla tecnologia GIS. Successivamente, in un progetto finalizzato alla rizonizzazione della *Great Barrier Reef Marine Park* (GBRMP) in Australia, è stata modificata la versione di *Spexan* sviluppando l'applicativo *Marxan* al fine di fornire un supporto decisionale per modificare la posizione delle *no-take zones* (Ball 2000; Lewis 2003).

Il *Marxan* include diversi algoritmi di selezione di riserve, ma principalmente adopera il *Simulated Annealing* o fusione simulata (Ball e Possingham 2000).

Inizialmente, viene generato un sistema di AMP in cui la scelta tra i siti avviene in modo completamente randomico; in una fase successiva, il programma utilizzato 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 siti 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.

Nella relazione, le eventuali modifiche all'attuale zonizzazione vengono suggerite sulla base dei risultati ottenuti tramite l'utilizzo del *Marxan* per fornire scenari di protezione in grado di includere sia criteri ecologici già discussi nel capitolo 1 della presente relazione, sia criteri legati alla distribuzione di attività antropiche che è previsto che agiscano diversamente nelle differenti zone della AMP. Nell'utilizzare il *software* si può considerare anche piuttosto innovativo il fatto di aver tenuto conto non solo del benthos, ma anche della distribuzione della fauna ittica in corrispondenza dei diversi habitat presenti all'interno dell'AMP perché le decisioni in merito alla rizonizzazione possano essere prese in base ad indicazioni derivanti da comparti che, di fatto, interagiscono strettamente.

5.2 Metodi fauna ittica

Lo studio della distribuzione della fauna ittica è stato condotto tramite censimenti visivi effettuati lungo transetti 25x5 m (Harmelin-Vivien *et al.* 1985) in tre differenti settori (da Nord a Sud dell'Area Protetta). In ognuno dei tre settori sono stati individuati gli habitat principali presenti in relazione alla tipologia generale dei substrati (Substrato duro, Substrato sabbioso e *Posidonia oceanica*) e batimetria (0-2, 4-10, 12-16 e 25-30 metri). I substrati duri e sabbiosi sono risultati essere presenti in tutti i settori ed in tutte le fasce batimetriche considerate, mentre *Posidonia oceanica* è risultata essere presente in modo omogeneo solo fra i 4 ed i 10 metri (Fraschetti *et al.* 2005). Dal punto di vista operativo, da qui in poi verrà definito come 'habitat' ogni combinazione di tipologia del substrato ed intervallo batimetrico. Nel complesso, quindi, ci si riferirà ad uno dei nove habitat (es., habitat sabbioso 0-2, 4-10, 12-16 e 25-30; habitat roccioso 0-2, 4-10, 12-16 e 25-30; *Posidonia*), in corrispondenza di ognuno dei quali sono stati effettuati quattro transetti per un totale di 108 rilevamenti (repliche).

I dati sono stati analizzati mediante tecniche di analisi multivariata (PRIMER package; Clarke e Gorley 2001): l'Analisi delle Similarità (ANOSIM) ha permesso di testare eventuali differenze "tra settori" e "tra habitat". Le differenze evidenziate dall'ANOSIM nella struttura di comunità in relazione agli

habitat sono state rappresentate mediante nMDS (*non-metric multidimensional scaling*; Clarke 1993).

5.3 Risultati fauna ittica

Nel complesso sono stati identificati 63 taxa della fauna ittica. Negli habitat di tipo sabbioso è stato registrato tendenzialmente un più basso numero di taxa (Tab. 4, in allegato). L'ANOSIM test ha evidenziato differenze molto marcate tra popolamenti ittici principalmente attribuibili al fattore "habitat" (Global $R=0,712$; $p<0,01$), mentre le differenze tra "settori" sono risultate di gran lunga meno importanti (Global $R=0,262$; $p<0,01$). Il grafico nMDS mostra una chiara separazione dei popolamenti ittici in relazione agli habitat (Fig. 10). In particolare, i popolamenti ittici associati agli habitat sabbiosi (S1, S2, S3 e S4) si separano chiaramente dagli altri habitat, ma anche tra loro in relazione alla profondità. Per quel che concerne gli habitat di fondo duro, l'habitat roccioso superficiale (D1) si separa in maniera netta dagli altri habitat, mentre *P. oceanica* (P2) ed il resto degli habitat di fondo duro (D2, D3, D4) hanno mostrato popolamenti ittici piuttosto simili tra loro.

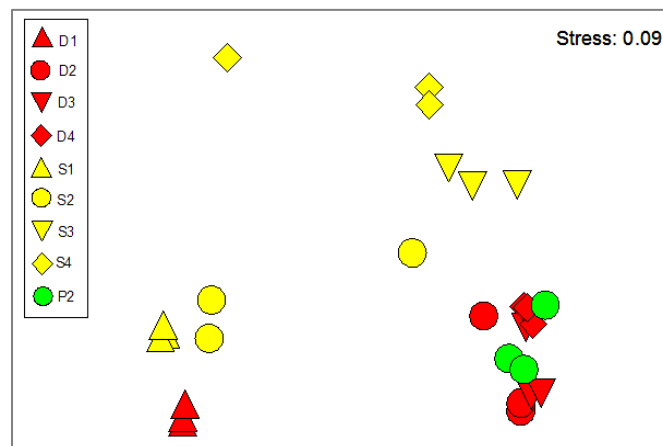


Fig. 10. *Non-metric multidimensional scaling* (nMDS) calcolato sui centroidi delle repliche effettuate presso ognuno dei tre settori dell'AMP (vedi Metodi). D1: substrato duro; 0-2 m; D2: substrato duro 4-10 m; D3: substrato duro 12-16 m; D4: substrato duro 25-30 m; S1: substrato sabbioso 0-2 m; S2: substrato sabbioso 4-10 m; S3: substrato sabbioso 12-16 m; S4: substrato sabbioso 25-30 m; P2: *Posidonia oceanica* 4-10 m.

Tra i 63 taxa della fauna ittica censiti nella AMP di Torre Guaceto, 11 non sono stati censiti nelle Zone A e B (Tab. 4). Numerose specie sono risultate essere

esclusivamente associate ad uno specifico tipo di habitat (Tab. 4). *Bothus podas* e *Trachinus draco*, ad esempio, sono stati rinvenuti solo su substrato sabbioso, *Synodus saurus* è stato rinvenuto solo su *P. oceanica* ed alcuni blennidi sono stati censiti solo su substrati sabbiosi superficiali. Altre specie hanno chiaramente mostrato *shift* ontogenetici nell'utilizzo dell'habitat: i giovanili di *Diplodus puntazzo* sono stati rinvenuti solo in fondali sabbiosi superficiali, mentre gli adulti sono stati osservati su *P. oceanica* e substrati duri a varie profondità. Specie di interesse commerciale, come la cernia bruna *Epinephelus marginatus*, il pagaro *Pagrus pagrus* e la corvina *Sciaena umbra* sono stati censiti solo su coralligeno profondo che si trova esclusivamente in zona C.

5.4 Metodi benthos

Il punto di partenza per poter utilizzare il software *Marxan* è stata l'acquisizione di dati spazialmente espliciti (georeferenziati) delle modalità di distribuzione di habitat e popolamenti presenti nell'area di studio. Al fine di rendere più efficace la definizione dello scenario finale, ai dati relativi alla distribuzione della diversità biologica, sono state integrate le informazioni riguardanti le principali attività antropiche presenti lungo la costa (in questo caso la presenza del circolo velico, delle possibili rotte di navigazione preferite velisti e dai pescatori residenti).

Tutte le informazioni necessarie per l'impiego del *Marxan* sono state ottenute nell'ambito dello studio condotto nel progetto *Le comunità marine bentoniche della Riserva Marina di Torre Guaceto: profilo ecotipologico e proposta di carta bionomica* cui si è accennato nel capitolo 1.

Per l'elaborazione dei dati con l'algoritmo è stata necessaria un'analisi spaziale condotta mediante appositi moduli applicativi integrati nella tecnologia GIS. L'analisi, inizialmente, è consistita 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, ma tempi di elaborazione più lunghi. In questo lavoro, a seguito di diverse prove, è stato stabilito di suddividere l'area di

studio in 9.145 UP costituite da celle di dimensioni 50x50 metri. Questo passo di griglia, infatti, costituisce, per l'area esaminata, il miglior compromesso tra dettaglio di rappresentazione e tempi di elaborazione. Le unità di pianificazione ottenute, successivamente, attraverso una procedura di intersezione tra i diversi tematismi sono state identificate in base alle caratteristiche biologiche (tipologia e superficie di habitat inclusi) e in base alla presenza o meno delle attività antropiche presenti nell'area. I dati organizzati in UP, successivamente sono stati processati con il *Marxan* in modo tale da generare un set di 600 scenari di protezione che rispondano ai seguenti target di conservazione:

- proteggere in modo integrale percentuali comprese fra il 30% e il 40% della superficie degli habitat prioritari (ossia i popolamenti inclusi nelle liste ASPIM o inclusi nella Direttiva Habitat) (e.g. Coralligeno, *Posidonia*, Precoralligeno e Precoralligeno con *Eunicella* spp., Spiagge). Per *Cymodocea* si è decisa una percentuale del 100% in ragione della sua distribuzione assai limitata e del ruolo funzionale della fanerogama. Per i substrati mobili e la *matte* si è deciso di attribuire una percentuale del 5%, poiché la distribuzione a chiazze di fondi molli, biocostruttori, *Posidonia* e *matte* in generale fa sì che l'elevato target imposto per coralligeno e *Posidonia* abbia come inevitabile conseguenza anche l'inclusione di aree ampie caratterizzate dalla presenza di fondi molli e *matte*.
- escludere le porzioni di popolamento che ricadono in UP contenenti attività antropiche.

Tab. 5. Elenco degli habitat utilizzati nell'analisi, estensione di ciascun habitat mappato all'interno dell'AMP (espressa in ettari), target di conservazione espresso in percentuale per ciascun habitat e relativa superficie (in ettari) che dovrebbe essere inclusa in zona A in base al target deciso.

Habitat	Ettari	Target %	Target ha
Substrato nudo roccioso	15,89	10	1,59
Coralligeno	276,42	40	110,57
<i>Cymodocea</i>	0,89	100	0,89
Fondi Molli	942,50	5	47,13
Matte	94,42	5	4,72
Popolamenti algali	183,90	10	18,39
Mosaico di <i>Posidonia</i> e <i>matte</i>	195,34	10	19,53
Prateria di <i>Posidonia</i>	211,32	30	63,40
Precoralligeno con <i>Eunicella</i>	4,68	30	1,40
Precoralligeno	254,57	30	76,37
Spiagge	32,53	30	9,76

In Tab. 5 è disponibile l'elenco degli habitat considerati nell'analisi e il relativo target di conservazione utilizzato per generare il set di scenari.

5.5 Risultati benthos

Il *Marxan* ha elaborato un set composto da 600 scenari. Nel set generato, tuttavia, è stato considerato solo lo *scenario migliore* (*best_scenario*), con l'insieme di unità di pianificazione che costituisce il sistema che meglio risponde ai target di conservazione prestabiliti. In Allegato C è riportata la rappresentazione grafica del modello proposto. È evidente come la richiesta di includere il 40% di coralligeno e il 30 % di precoralligeno generi uno scenario in cui vengono incluse UP a batimetriche oltre i 40 metri di profondità. Il sistema di UP individuato risponde agli obiettivi richiesti per ciascun habitat. Infatti, nella gran parte dei casi, la superficie dei popolamenti tutelati dal sistema di UP individuato dal software supera di alcuni ettari l'obiettivo richiesto.

In Allegato D è riportato una nuova proposta di zonizzazione, elaborata in base ai risultati ottenuti e tenendo conto dei divieti imposti nelle Zone A e B dal decreto istitutivo. La nuova zonizzazione prevede un'unica zona A, caratterizzata da una superficie totale di 310 ha, contro i 184 ha attualmente inclusi nelle due zone A. La seconda zona A, entrerebbe invece a far parte della zona C, anche in ragione di minor interesse da un punto di vista della fauna ittica associata ai popolamenti bentonici. La nuova zonizzazione prevede che la zona B, che ora è presente lateralmente rispetto ad una delle due zone A, diventi una zona *buffer* della riserva integrale. Questo nuovo modello è in accordo con la normativa n. 394/91 ("Legge quadro sulle aree protette"), che stabilisce che le zone B e C devono costituire aree *buffer* della zona A. Nel disegno proposto, in particolare, le zone B e C che nell'attuale zonizzazione hanno una estensione rispettivamente di 162 e 1.867 ha, passerebbero rispettivamente ad un totale di 343 e 1560 ha.

5.6 Considerazioni finali e suggerimenti per la gestione

Tra i criteri ecologici da adottare nella conservazione e gestione delle risorse, attualmente, è evidente che la rappresentazione biogeografia e la rappresentatività dell'eterogeneità degli habitat siano cruciali per la pianificazione di AMP che si

rivelino efficaci. È evidente che 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.* 2003).

In questo studio, sia i risultati ottenuti dallo studio della distribuzione della fauna ittica sia l'analisi condotta con l'utilizzo di criteri quantitativi sui popolamenti bentonici confermano l'importanza di considerare criteri ecologici per la pianificazione di Aree Marine Protette (Sala *et al.* 2002; Roberts *et al.* 2003). La mappatura degli habitat costieri dove le AMP dovrebbero essere istituite dovrebbe essere il primo passo per proteggere adeguatamente habitat rappresentativi e di conseguenza proteggere biodiversità e specie *target*. I risultati dello studio suggeriscono che l'attuale zonizzazione potrebbe non essere l'*optimum* sia per la conservazione del benthos ma anche per la protezione della diversità della fauna ittica e delle specie *target*. Un certo numero di taxa (tra cui specie di importanza commerciale), infatti, non sono stati censiti nelle zone A e B perchè gli habitat dove vivono sono presenti solo nelle zone C, attualmente non inclusi nelle zone a protezione integrale. L'aggiornamento all'attuale zonizzazione dovrebbe assicurare un forte miglioramento all'attuale gestione delle risorse ed alla conservazione della diversità biologica all'interno di questa AMP che, comunque, già avviene con successo se paragonata ad altre AMP italiane.

5.7 Suggerimento per procedere ad un possibile ampliamento dell'AMP

Le dimensioni delle AMP sono spesso stabilite sulla base di considerazioni pratiche o compromessi con il contesto socio-economico in cui si trovano, 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 (e.g., 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) ad esempio 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), di contro, 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 l'*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-medie dimensioni (come nel caso di Torre Guaceto), quindi, potrebbero non essere in grado di mantenere popolazioni numerose, specialmente nel caso di specie mobili caratterizzate da un elevato tasso di dispersione.

A Torre Guaceto, l'insieme degli studi condotti da questo laboratorio hanno messo in evidenza che Torre Guaceto:

- è un vero e proprio mosaico di popolamenti in gran parte considerati vulnerabili a livello comunitario, non adeguatamente protetti dall'attuale zonizzazione;
- che gli habitat esclusi dalle zone A potrebbero ospitare specie ittiche di interesse per la pesca e che potrebbero non essere inclusi nelle zone A e B habitat che sono fondamentali *nurseries* per alcune specie ittiche i cui esemplari adulti si spostano in habitat differenti rispetto a quelli occupati durante le fasi giovanili;
- che la proposta di aggiornamento di zonizzazione condotto sulla base di metodi quantitativi vede gran parte di habitat vulnerabili ancora esterni alle zone a protezione integrale, in modo comunque da non ostacolare in modo eccessivo la possibile apertura dell'AMP ad una serie di attività attualmente non permesse.

Sulla base di queste considerazioni si propone un ampliamento dell'AMP verso nord (vedi Allegato D) che consentirebbe di ampliare le zone di pesca che sono sostanzialmente riservate ai pescatori locali, dando l'opportunità di sperimentare sistemi di sfruttamento a rotazione, di ampliare la conservazione di habitat ritenuti vulnerabili e di recuperare habitat attualmente esterni all'AMP che potrebbero indirettamente beneficiare dell'aumento della fauna ittica che verosimilmente si verificherebbe.

6. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Il recente interesse nell'utilizzo delle AMP non solo come strumento di conservazione della diversità biologica, ma anche di gestione delle risorse è stato largamente guidato dalla speranza che le AMP possano neutralizzare il declino almeno di alcune specie *target* della fauna ittica e di proteggere habitat e popolamenti. Di contro, l'istituzione di nuove AMP ha portato ad un forte dissenso in alcuni portatori di interesse, come i pescatori, che temono che le AMP rappresentino solo una mera sottrazione di spazio "pescabile". Queste sostanziali differenze nella percezione degli effetti delle AMP sui diversi possibili utilizzatori ha condotto ad un vero e proprio dibattito sulla loro opportunità di istituzione. I nostri risultati, basati tuttavia su un singolo caso di studio, suggeriscono che una AMP, sia pure di modeste dimensioni e sia pure con una zonizzazione sostanzialmente scorretta come Torre Guaceto, possa mostrare che le popolazioni di molte specie ittiche *target* abbiano beneficiato per un certo numero di anni di efficaci misure di protezione, consentendo alle popolazioni di aumentare in abbondanza e taglia (in assenza di mortalità da pesca) con un effetto anche sui popolamenti del benthos. Apportare modifiche alla zonizzazione sulla base di criteri ecologici senza ostacolare le attività previste nell'AMP, magari accogliendo anche la nostra richiesta di ampliamento dell'AMP stessa, consentirebbe di migliorare ulteriormente l'attuale gestione della riserva con un approccio decisamente innovativo, che pur rappresentando un'eccezione nel panorama italiano, sarebbe invece assai urgente, tenuto conto della strategia gestionale e di pianificazione ambientale a cui gli Enti gestori di tutte le AMP italiane dovranno necessariamente adeguarsi.

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: 170-184.
- ALLISON G.W., LUBCHENCO J., CARR M.H. (1998). *Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation*. *Ecological Application* 8: 79-92.
- ARAÚJO M.B., WILLIAMS P. (2000). *Selecting areas for species persistence using occurrence data*. *Biological Conservation* 96: 331-345.
- ARCULEO M., MAZZOLA A., PARRINELLO N., PRISTINA M. (1998). *Dati sulla pesca nei fondali costieri dell'Isola di Ustica (Tirreno Meridionale)*. *Biologia Marina Mediterranea* 5: 228-229.
- 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.
- 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, Australia.
- BALL I.R., POSSINGHAM H. (2000). *Marine Reserve Design using Spatially explicit Annealing: MarXan V1.2 Users Manual*. Consultancy report to GBRMPA: 63pp.
- BUSSOTTI S., DENITTO F., GUIDETTI P., BELMONTE G. (2002). *Fish assemblages in shallow marine caves of the Salento Peninsula (Southern-Apulia, SE Italy)*. *P.S.Z.N.: Marine Ecology* 23 (suppl.): 11-20.
- CABEZA M., MOILANEN A. (2001). *Design of reserve networks and the persistence of biodiversity*. *Trends in Ecology and Evolution* 16 (5): 242-248.
- CLARKE K.R. (1993). *Non parametric multivariate analyses of changes in community structure*. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

- CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2001). *PRIMER v5: User Manual/Tutorial*. Primer-e, Plymouth, United Kingdom.
- COLLOCA F., CRESPI V., CERASI S., COPPOLA S.R. (2004). *Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area*. *Fisheries Research* 69: 359-369.
- CONNOLLY R.M. (1994). *A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary*. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45: 1033-1044.
- 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.
- DAYTON P.K., THRUSH S.F., AGARDY M.T., HOFMAN R.J. (1995). *Environmental effects of marine fishing*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 205-232.
- D'ANNA G., BADALAMENTI F., PIPITONE C. (2001). *Rendimenti di pesca sperimentale con tramaglio nel Golfo di Castellammare dopo otto anni di divieto della pesca a strascico*. *Biologia Marina Mediterranea* 8: 665-668.
- DAVIS D., TISDELL C. (1996). *Economic management of recreational SCUBA diving and the environment*. *Journal of Environmental Management* 48: 229-248.
- FISHER W, BAUCHOUT M.L., SCHNEIDER M. (1987). *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche*. Méditerranée et Mer Noire. Zone 37.II Vertébrés. Rome : FAO.
- FOLLESA M.C., CUCCU D., DAMELE F., MURENU M., SABATINI A. (2002). *Indagine sulla selettività di reti da posta in un'area della Sardegna occidentale*. *Biologia Marina Mediterranea* 9: 674-678.
- FRANCOUR P., HARMELIN J.G., POLLARD D., SARTORETTO S. (2001). *A review of marine protected areas in the Northwestern Mediterranean region:*

- siting, usage, zonation and management*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 11: 155-188.
- FRASCHETTI S., TERLIZZI A., MICHELI F., BENEDETTI-CECCHI L., BOERO F. (2002). *Marine Protected Areas in the Mediterranean: objectives effectiveness and monitoring*. Marine Ecology 23: 190-200.
- 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.
- FREITAG S., NICHOLLS A.O., VAN JAARSVELD A.S. (1998). *Dealing with established reserve networks and incomplete distribution data sets in conservation planning*. Southafrican Journal of Science 94: 79-84.
- 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: 32-46.
- GARRABOU J., SALA E., ARCAS A., ZABALA M. (1998). *The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population*. Conservation Biology 12: 302-312.
- GELL F.R., ROBERTS C.M. (2003). *Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves*. Trends in Ecology and Evolution 18: 448 -455.
- GOÑI R., POLUNIN N.V.C., PLANES S. (2000). *The Mediterranean: marine protected areas and the recovery of a large marine ecosystem*. Environmental Conservation 27: 95-97.
- GUIDETTI P. (2000). *Differences among fish assemblages associated with nearshore Posidonia oceanica beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea*. Estuarine Coastal and Shelf Science 50: 515-529.
- GUIDETTI P. (2002). *Mediterranean MPAs: the importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 12: 619-634.

- 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.
- GUIDETTI P. (in stampa). *Marine reserves re-establish lost predatory interactions and cause wide-community changes in Mediterranean rocky reefs*. Ecological Applications.
- GUIDETTI P., SALA E. (in stampa). *Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea*. Marine Ecology Progress Series.
- HALPERN B.S. (2003). *The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter?* Ecological Applications 13: 117-137.
- HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERRE G. (1985). *Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes*. Revue Ecologie (Terre Vie) 40: 467-539.
- IUCN. (1980). *World Conservation Strategy: living resources conservation for sustainable development*. Gland, Switzerland. pp. 64.
- LAUCK T. (1996). *Uncertainty in fisheries management*. In D.V. Gordon, G.R. Munro (eds.), *Fisheries and Uncertainty: a Precautionary Approach to Resource Management*. University of Calgary Press, Canada. pp. 91-105
- 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: 72-78.
- LECCA E., MELONI M.F., SAVARINO R., TIDU C. (2000). *Impatto delle reti da posta nel Golfo di Palmas (Sardegna Sud Occidentale): dati preliminari*. Biologia Marina Mediterranea 7: 813-816.
- 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: 185-198.

- LEWIS A., SLEGGERS 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. (1998). *Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 220: 127-150.
- MEIR E., ANDELMAN S., POSSINGHAM H.P. (2004). *Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world?* Ecology Letters 4: 615 – 622.
- MICHELI F., HALPERN B.S., BOTSFORD L.W., WARNER R.R. (2004). *Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves*. Ecological Applications 14: 1709-1723.
- MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R., RIGGIO S. (2002). *The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea?*. Marine Ecology 23 (suppl.1): 280-290
- MILAZZO M., BADALAMENTI F., RIGGIO S., CHEMELLO R. (2004). *Patterns of algal recovery and small-scale effects of canopy removal as a result of human trampling on a Mediterranean rocky shallow community*. Biological Conservation 117: 191-202.
- MUMBY P.J. (2006). *Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales*. Biological Conservation 128: 215-222.
- MURRAY A.T., CHURCH R.L. (1996). *Applying simulated annealing to location planning models*. Journal of Heuristics 2: 31-53.

- NRC (National Research Council) (2001). *Marine Protected Areas - Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. National Academy Press, Washington, D.C., USA.
- PALUMBI SR. (2002). *Marine reserves: a tool for ecosystem management and conservation*. In: Washington, DC: Pew Ocean Commission Reports.
- RELINI G. (1999). L'Italia e la protezione della biodiversità in Mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 151-171.
- RELINI G. (2000). Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea* 7: 173-211.
- RELINI G. (2002). *Aree marine protette e conservazione della biodiversità nei mari italiani*. Atti conferenza nazionale sulle Aree Naturali Protette. Torino, Sessione: Il sistema delle Aree Marine Protette.
- 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. (2003). *Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves*. *Ecological Applications* 13: 199-214.
- ROBERTS C.M. (2004). *Marine Protected Area and Biodiversity Conservation*. In: *Marine Conservation Biology. The science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Elliott A. Norse and Larry B. Crowder (eds), 16: 265-279.
- RODRIGUES A.S.L., AKCAKAYA H.R., ANDELMAN S.J., BAKARR M.I., BOITANI L., BROOKS T.M., CHANSON J.S., FISHPOOL L.D.C., DA FONSECA G.A.B., GASTON K.J., HOFFMANN M., MARQUET P.A., PILGRIM J.D., PRESSEY R.L., SCHIPPER J., SECHREST W., STUART S.N., UNDERHILL L.G., WALLER R.W., WATTS M.E.J., YAN X. (2004). *Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network*. *Bioscience* 54: 1092-1100.
- 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.

- ROUPHAEL A.B., INGLIS G.J. (1997). *Impacts of recreational scuba diving at sites with different reef topographies*. Biological Conservation 82: 329-336.
- SALA E., GARRABOU J., ZABALA M. (1996). *Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan Pentapora fascialis*. Marine Biology 126: 451-459.
- SALA E., OROPEZA O., PAREDA G., PARRA I., BARRERA J.C., DAYTON P.K. (2002). *A general model for designing networks of marine reserve*. 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: 74-80.
- SILVESTRI R., BAINO R., AUTERI R. (2000). *Composizione delle catture realizzate con il tramaglio nell'area livornese*. Biologia Marina Mediterranea 7: 836-840.
- VALESINI F.J., POTTER I.C., CLARKE K.R. (2004). *To what extent are the fish compositions at nearshore sites along a heterogeneous coast related to habitat type?* Estuarine Coastal and Shelf Science 60: 737-754.
- VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002). *Zoning marine protected areas through spatial multiple-criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy*. Conservation Biology 16: 515-526.
- WDPA (2003). *World Database on Protected Areas (IUCN-WDPA & UNEP-WCMC)*. WDPA, Washington, DC.
- 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: 97-103.

Tab. 4. Impatto dei tremagli sugli organismi/popolamenti in relazione alla profondità di cala. Categorie di frequenza (rinvenimento percentuale rispetto al totale del numero di pescate): +, raro (<10%); ++, comune (10-50%); +++, molto frequente (>50%).

Organismi/popolamenti	Profondità	
	10-20m	20-30m
Precoralligeno	++	-
Coralligeno	-	+++
Fanerogame		
Foglie <i>Posidonia oceanica</i>	+++	++
Rizomi <i>Posidonia oceanica</i>	+++	++
<i>Cymodocea nodosa</i>	-	+
Alghe		
<i>Codium bursa</i>	++	++
<i>Dichyota dicotoma</i>	-	+
<i>Halimeda tuna</i>	++	++
<i>Padina pavonica</i>	+	+
<i>Peyssonnelia squamaria</i>	++	++
<i>Caulerpa racemosa</i>	++	+++
<i>Ulva rigida</i>	-	+
<i>Laurencia</i> sp.	-	+
Poriferi		
<i>Axinella cannabina</i>	-	++
<i>Petrosia ficiformis</i>	-	++
Cnidari		
<i>Cladocora caespitosa</i>	+	++
<i>Eunicella cavolinii</i>	-	+
Briozoi		
<i>Myriapora truncata</i>	-	++
<i>Pentapora fascialis</i>	-	+
<i>Sertella cervicornis</i>	-	++
<i>Sertella septentrionalis</i>	-	++
Echinodermi		
<i>Astropecten</i> sp.	-	++
<i>Coscinaster tenuispina</i>	+	-
<i>Echinaster sepositus</i>	++	++
<i>Marthasterias glacialis</i>	+	-
<i>Spherechinus granularis</i>	-	+
<i>Holoturia</i> spp.	+++	++
Molluschi		
<i>Aplysia depilans</i>	-	++
<i>Bolinus brandaris</i>	+	++
<i>Hexaplex trunculus</i>	++	+++
<i>Tonna galea</i>	-	+
Crostacei		
<i>Calappa granulata</i>	-	+
<i>Liocarcinus corrugatus</i>	++	+
<i>Dardanus arrosor</i>	+++	+++
Rettili		
<i>Caretta caretta</i>	-	+

Tab. 6. Lista dei taxa della fauna ittica (+:presenti; -:assenti) censiti in ognuno dei 9 habitat (D1:substrato duro 0-2m; D2:substrato duro 4-10m; D3:substrato duro 12-16m; D4:substrato duro 25-30m; S1:substrato sabbioso 0-2m; S2:substrato sabbioso 4-10m; S3:substrato sabbioso 12-16m; S4:substrato sabbioso 25-30m; P2:Posidonia oceanica 4-10m) presso l'AMP di Torre Guaceto. *: taxa della fauna ittica non presenti all'interno delle zone A e B.

	HABITAT									
Specie	D1	D2	D3	D4	S1	S2	S3	S4	P2	
<i>Aidablennius sphvnx</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Anthias anthias*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Atherina</i> sp.	+	-	-	-	+	+	-	-	-	
<i>Belone belone</i>	+	-	-	-	-	+	-	-	-	
<i>Boops boops</i>	-	+	+	+	-	+	+	+	+	
<i>Bothus podas</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	-	
<i>Chromis chromis</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Conqer conqer*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Coris julis</i>	+	+	+	+	-	+	+	-	+	
<i>Coryphoblennius qalerita</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dentex dentex</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Diplodus annularis</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Diplodus puntazzo</i>	-	+	+	+	+	-	-	-	+	
<i>Diplodus sargus</i>	-	+	+	+	-	+	-	-	+	
<i>Diplodus vulgaris</i>	-	+	+	+	-	+	+	-	+	
<i>Epinephelus costae*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Epinephelus marginatus*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Gobius buccichi</i>	-	+	+	-	-	+	-	+	-	
<i>Gobius qeniporus</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	
<i>Gobius niger</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	-	
<i>Labrus merula*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Labrus mixtus*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Lipophrys canevae</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Lipophrys dalmatinus</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Lithoqnatus mormyrus</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	
Mugilidae	+	-	-	-	+	+	-	-	-	
<i>Mullus surmuletus</i>	-	+	+	+	-	+	+	-	+	
<i>Muraena helena</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	
<i>Oblada melanura</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	+	
<i>Ophidion barbatum</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	
<i>Pagrus pagrus*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Parablennius qattoruqine</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Parablennius incoqnitus</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Parablennius pilicornis</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Parablennius rouxi</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Paralipophrys triqloides</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Pomatoschistus</i> sp.*	-	-	-	-	-	-	-	+	-	
<i>Sarpa salpa</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	+	
<i>Sciaena umbra*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Scorpaena maderensis</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Scorpaena porcus</i>	-	-	+	-	-	-	-	+	-	
<i>Serranus cabrilla</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Serranus hepatus</i>	-	+	-	-	-	-	-	+	-	
<i>Serranus scriba</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	+	
<i>Sparus aurata</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	+	
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	-	+	+	+	-	-	+	-	+	
<i>Spicara maena</i>	-	-	+	-	-	+	+	-	+	
<i>Spicara smaris</i>	-	-	+	+	-	-	+	+	+	
<i>Symphodus cinereus</i>	-	+	+	+	-	+	+	+	+	
<i>Symphodus doderleini</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Symphodus mediterraneus</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Symphodus ocellatus</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	+	
<i>Symphodus roissali</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Symphodus rostratus</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Symphodus tinca</i>	-	+	+	+	-	-	-	-	+	
<i>Synodus saurus*</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Thalassoma pavo</i>	+	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Thoroqobius macrolepis*</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Trachinus draco</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	
<i>Tripteryqion delaisi</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tripteryqion tripteronotus</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Xyrichtys novacula</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	
Numero totale di taxa	16	27	28	27	5	15	14	11	25	