



UNIVERSITA' DEL SALENTO

TESI DI DOTTORATO DI RICERCA
IN ECOLOGIA FONDAMENTALE XXI° Ciclo

**IMPATTO SOCIO-ECONOMICO DELLA
CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE MARINO IN ITALIA**

Coordinatore:

Ch.mo Prof. Alberto Basset

Tutor:

Dott.ssa Simonetta Fraschetti

Dott. Paolo Guidetti

Dott.ssa Camilla Mastromarco

Dottorando:

Dott. Fausto Pizzolante

Anno accademico 2008-2009

INDICE

1. INTRODUZIONE	3
1.1 ORIGINI STORICHE DEL CONCETTO DI CONSERVAZIONE DELLA NATURA.....	8
1.2 LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE MARINO: AREE MARINE PROTETTE	13
1.3 L'IMPATTO ECOLOGICO DELLE AMP	18
1.4 APPROCCIO ALLA GESTIONE DELLA CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE MARINO.....	20
1.5 LE AMP E LE COMUNITA' LOCALI	22
1.6 LA DIMENSIONE SOCIALE ED ECONOMICA DELLE AMP	26
1.7 L'IMPATTO ECONOMICO DELLE AMP	27
1.7.1 Valore d'uso estrattivo: l'attività di pesca.	30
1.7.2 Valore d'uso non estrattivo: turismo.....	34
2. SCOPO DELLA TESI	40
3. MATERIALI E METODI	42
3.1. L'IMPATTO DELL'AMP DI TORRE GUACETO SULLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE LOCALE	42
3.2 L'IMPATTO DELLE AMP ITALIANE SULLA FLOTTA DELLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE	47
3.3 L'IMPATTO DEL TURISMO DELL'AMP DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO	51
4. RISULTATI	58
4.1. L'IMPATTO DELL'AMP DI TORRE GUACETO SULLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE LOCALE	58
4.2 L'IMPATTO DELLE AMP ITALIANE SULLA FLOTTA DI PICCOLA PESCA ARTIGIANALE	65
4.3 L'IMPATTO DEL TURISMO DELL'AMP DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO	69
5. DISCUSSIONE	77
5.1 L'IMPATTO DELL'AMP DI TORRE GUACETO SULLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE LOCALE	77
5.2 L'IMPATTO DELLE AMP ITALIANE SULLA FLOTTA DI PICCOLA PESCA ARTIGIANALE	82
5.3 L'IMPATTO DELL'AMP DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO SUL SETTORE TURISTICO.....	85
6. CONCLUSIONI	90
BIBLIOGRAFIA	92
ALLEGATO	119

1. INTRODUZIONE

L'ambiente costiero contribuisce ampiamente all'economia e al benessere delle comunità le quali dipendono, direttamente o indirettamente, dallo sfruttamento delle risorse naturali di questo sistema. Esistono, infatti, importanti relazioni tra le condizioni ambientali e quelle socio-economiche tali per cui l'integrità dell'ambiente e il benessere della comunità sono altamente relazionate (Abdrabo e Hassaan, 2003). Le condizioni socio-economiche sono spesso influenzate dall'ambiente naturale attraverso i beni e servizi forniti dai diversi ecosistemi presenti lungo la fascia costiera.

I beni e servizi sono definiti come i benefici diretti e indiretti che le popolazioni umane ottengono dagli ecosistemi che possono essere più o meno produttivi in base all'integrità delle componenti e dei processi che li regolano (Beaumont et al. 2007).

Nel tempo sono stati proposti diversi metodi di classificazione di beni e servizi (Costanza et al., 1997; Pimentel et al., 1997; Ewel et al., 1998; Moberg and Folke, 1999; Holmlund and Hammer, 1999; de Groot et al., 2002; Millenium Ecosystem Assessment, 2003, Hein et al., 2006). In generale, i beni e servizi forniti dall'ambiente possono essere suddivisi in quattro macro categorie (Millenium Ecosystem Assessment, 2003; Hein et al. 2006): 1) prodotti ottenuti dagli ecosistemi; 2) benefici derivanti dalla regolazione dei processi degli ecosistemi; 3) benefici non materiali (Culturali); 4) servizi di supporto alla produzione di altri servizi ecosistemici, ma che non apportano benefici diretti all'uomo. In particolare, tra i beni forniti dal sistema marino vi sono molti vegetali e animali che provvedono ad una significativa parte della dieta umana (es. prodotti ittici). Inoltre, materie prime come le alghe utilizzate per l'industria e fertilizzanti, mangimi utilizzati per l'acquacoltura, oggetti ornamentali e da collezione (conchiglie) vengono sistematicamente estratti dall'ambiente marino. Tra i servizi di regolazione del clima e dei gas si hanno il bilanciamento e il mantenimento della composizione chimica dell'atmosfera e degli oceani attraverso gli organismi marini. Numerosi processi biogeochimici come la regolazione del rapporto CO_2/O_2 , dell'ozono e dei SO_x , preservano la composizione chimica dell'atmosfera e degli oceani, consentendo il perdurare

delle condizioni di abitabilità del pianeta, di respirabilità dell'aria e la regolazione del clima globale (Costanza, 1999). Il riciclo e la disponibilità dei nutrienti essenziali, quali N, P, S, sono aspetti cruciali per la salute degli ecosistemi e rappresentano spesso un fattore determinante nello svolgimento delle loro funzioni come, per esempio, il mantenimento della produttività (Friedrich et al., 2002). La fauna e la flora marina possono giocare un ruolo nella difesa delle regioni costiere. La presenza, ad esempio, di praterie di *Posidonia oceanica* sulla linea di costa può attutire e prevenire l'impatto delle onde, delle inondazioni e delle tempeste (Huxley, 1992; Davison and Hughes, 1998). Un altro servizio fornito dagli ecosistemi è la biorimediazione di rifiuti. Un processo che rimuove gli inquinanti attraverso il riciclo, il bioaccumulo e l'assorbimento attraverso i sedimenti. Per esempio, l'attività di bioturbazione da parte della macro e micro fauna presente sui fondali marini può insabbiare, sequestrare e processare inquinanti (materiali organici e inorganici) attraverso l'assimilazione e/o l'alterazione chimica. Inoltre, la biodiversità marina può avere un significato culturale per molte popolazioni. Le comunità umane che vivono per mare e dal mare spesso conferiscono una particolare importanza all'ambiente marino che, quindi, ha giocato e gioca ancora un ruolo fondamentale nella definizione economica e culturale delle comunità. La suddetta identificazione con l'ambiente marino potrebbe essere associata ai forti interessi economici legati all'attività di estrazione ma quando gli interessi economici decrescono la comunità dà un valore simbolico crescente alla preservazione del sito (Beaumont et al. 2007). Da sempre l'uomo si dedica allo studio della natura e dei meccanismi che la regolano apportando dei benefici in termini di esigenze culturali, educative e di ricerca. Tali conoscenze, sfruttando, adattando e imitando la natura, possono essere funzionali alla produzione di tecnologie utili al benessere umano. Le risorse naturali sono alla base di tante attività ricreative come il *bird watching*, la pesca sportiva, il *whale-watching*, lo *snorkeling* e attività di immersione subacquea. Inoltre, alcuni benefici derivano dal non uso della biodiversità marina. Le generazioni attuali danno un valore nell'assicurare alle future generazioni un sistema integro dal punto di vista della presenza della biodiversità e delle funzioni ecosistemiche. Tale atteggiamento è determinato dal fatto che molte persone ritengono che le future generazioni dovrebbero avere la possibilità di accedere

almeno alle stesse risorse e opportunità di oggi, che sono comunque largamente influenzate da secoli di attività estrattive.

Molti, nonostante non abbiano nessun tipo di contatto con la vita marina, danno un valore alla semplice esistenza della stessa (Hageman, 1985; Loomis and White, 1996). Alcuni benefici derivano dalla possibilità futura di sfruttare alcuni organismi che ad oggi non hanno nessun tipo di impiego. Infine, esistono benefici che non hanno un rapporto diretto con il benessere umano, ma che sono necessari al buon funzionamento degli ecosistemi.

Un'elevata biodiversità, non solo in termini di specie ma anche in termini funzionali, rende i sistemi resilienti, cioè in grado di assorbire le perturbazioni sia naturali che quelle determinate dall'uomo impedendo una diminuzione delle funzioni ecosistemiche e l'erosione dei beni e servizi forniti dall'ambiente (Hughes et al., 2005). Inoltre, molti organismi (es. biocostruttori, praterie di *Posidonia oceanica*) sono loro stessi habitat in grado di ospitare altri organismi e fornire spazi per la riproduzione e l'accrescimento di forme giovanili particolarmente importanti per il ripopolamento di specie commerciali e/o di supporto agli ecosistemi.

Costanza et al. (1997) hanno stimato che l'uso indiretto dell'ecosistema marino è di 8.4 milioni di miliardi di US \$ all'anno per l'oceano aperto e di 12.5 milioni di miliardi di US \$ per ecosistemi della costa. L'intero set di beni e servizi forniti dai sistemi costieri (ambienti di transizione, estuari e praterie di fanerogame marine), raggiungono un valore globale 10 volte superiore ai servizi forniti dagli ecosistemi terrestri. Sebbene queste stime siano piuttosto imprecise per definire la natura, esse danno un'indicazione chiara sull'importanza dei sistemi costieri.

Nonostante il benessere sociale ed economico sia altamente vincolato al buon funzionamento degli ecosistemi ed alla persistenza della biodiversità, l'uomo sembra non curarsi della fragilità di tali sistemi e delle ripercussioni generate da un continuo e insostenibile sfruttamento delle risorse naturali. Il valore funzionale degli ecosistemi costieri ha rappresentato ed ancora rappresenta uno dei motivi centrali della colonizzazione di tali aree da parte delle popolazioni umane (Airoldi e Beck, 2007).

Le aree costiere nel mondo occupano circa il 15% della superficie terrestre e ospitano più del 60% della popolazione mondiale (EEA, 1999b). Globalmente, la popolazione che vive entro i 100 km dalla linea di costa è cresciuta da 2 miliardi

nel 1990 a 2.2 miliardi nel 1995 (Burke et al., 2001) e le proiezioni indicano che nel 2025 assisteremo ad un raddoppio della popolazione costiera (EEA, 1999a). Oggi le coste di molti stati europei sono soggette ad un rapido sviluppo in termini sociali ed economici e ci si aspetta un aumento delle pressioni dovute alla crescita delle popolazioni (EEA, 2005). Ad esempio, tra il 1980 e il 2000, lungo la costa del mediterraneo, la popolazione è passata rispettivamente da 84.5 milioni a 123.7 milioni (crescita del 46%) e tra il 2000 e il 2025, molto probabilmente, raddoppierà (UNEP/MAP/PAP, 2001).

Da secoli la popolazione costiera è cresciuta e, insieme ad essa, sono cresciuti gli impatti sugli ecosistemi e la domanda di risorse. Durante le varie epoche e, in particolare, tra il diciannovesimo e il ventesimo secolo, il paesaggio (terrestre e marino), gli ecosistemi e gli habitat costieri hanno subito l'impatto crescente dell'industria, del turismo e di uno sviluppo urbano incontrollato (Reise, 2005). Le pratiche di pesca, l'inquinamento chimico e da nutrienti, l'acquacoltura, l'uso e la trasformazione dei terreni, l'uso dell'acqua e la navigazione alterano la struttura e le funzioni degli ecosistemi (Lubchenco et al., 1995; Airoidi e Beck, 2007).

Nell'ultimo secolo, l'attività di pesca da artigianale si è rapidamente trasformata in un'attività industriale (Zenetos et al., 2002) e insostenibile, con una serie conseguenze sulla persistenza degli *stock* ittici commerciali (Farrugio et al., 1993, FAO, 2006). La FAO (2006) ha stimato che, a livello globale, oltre la metà degli *stock* (52%) è fortemente sfruttata visto che il livello di produzione derivante dall'attività di pesca raggiunge il limite massimo sostenibile. Le tecnologie avanzate che agevolano la pesca e altre attività di estrazione hanno determinato la scomparsa dei grandi predatori in diverse parti dell'oceano (Roberts, 2007) con un cambiamento della struttura delle popolazioni che oggi presentano una dominanza di piccole taglie, la perdita di biomassa e la diminuzione della fecondità e di ripopolamento (Murawsky, 2000). Purtroppo, non si riscontrano segni di una diminuzione della pressione sulle risorse. Infatti, la FAO (2004) stima che tra il 2000 e il 2015 si avrà un incremento del 18% della richiesta di prodotti della pesca. La pesca illegale e distruttiva - come la pesca del dattero di mare *Lithophaga lithophaga* che causa un serio danneggiamento dei fondali rocciosi costieri (Fanelli et al. 1994) e la raccolta del corallo rosso *Corallium rubrum* (UNEP/MAP/RAC/SPA, 2007) - sta determinando un serio declino delle specie caratteristiche del mediterraneo. La pesca a strascico, le modificazioni

della costa e l'inquinamento stanno provocando la perdita di habitat fondamentali (Airoldi e Beck, 2007) come quello costituito da *Posidonia oceanica*, indispensabile per la riproduzione, il rifugio e il nutrimento del 25% delle specie animali e vegetali del mediterraneo (Delbaere, 1998).

Un'altra importante forma d'impatto sugli ecosistemi è rappresentata dall'inquinamento. Molte forme d'inquinamento, in particolare in Europa, derivano dal traffico nautico, dalle petroliere, dalle attività di estrazione (es. gas e petrolio) e da incidenti (EEA, 1998b; 1999c; 2006; Thompson et al., 2002). Nonostante in Europa si siano avviate diverse iniziative nazionali e transnazionali per il controllo degli inquinanti urbani ed industriali, ad oggi il problema più importante è il deposito di inquinanti nei sedimenti. In tutti i livelli trofici degli organismi marini si possono trovare tracce di metalli pesanti, rifiuti industriali e agricoli, organici e solidi con inevitabili conseguenze sulla salute delle popolazioni umane.

Nel prossimo futuro il nostro pianeta sarà ancor più sovrappopolato. Lo sfruttamento delle risorse naturali non mostra segni di diminuzione e, pertanto, le modificazioni umane dell'ambiente saranno ulteriormente crescenti. Nel corso di questi ultimi decenni ci si è resi conto che gli ecosistemi marini stanno soffrendo un importante declino della biodiversità e un'irreparabile alterazione delle funzioni ecosistemiche (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). I sistemi naturali possono essere resi meno produttivi dall'azione umana, facendo perdere o diminuire la resilienza dei sistemi sia ecologici che sociali, in termini di capacità di un sistema di assorbire e riorganizzarsi, in seguito a perturbazioni (Gunderson e Holling, 2002; Hughes et al., 2005; Micheli e Halpern, 2005; Worm et al., 2006). L'ambiente marino è soggetto ad impatti antropici spesso interagenti fra loro che possono limitare gravemente la sua capacità di fornire beni e servizi (Halpern et al., 2008; Worm et al., 2008) con conseguenze importanti non solo ambientali ma anche sulle dinamiche sociali ed economiche. Stress multipli sugli ecosistemi possono provocare una perdita di resilienza del sistema e aumentare il rischio di un cambiamento di regime spesso durevole e difficilmente reversibile (Hughes, 1994; Hughes et al., 2003; Hughes et al., 2005; Boero et al., 2008a; Casini et al., 2009). Il cambiamento di regime non è facile da prevedere (Young et al., 2008), ma le implicazioni, in ecosistemi altamente impattati, sono chiare: omogeneizzazione delle comunità naturali e degli ecosistemi provocati dalla riduzione della complessità della catena trofica, della diversità funzionale della

struttura dell'habitat, così come la diminuzione delle dimensioni degli organismi. Le perturbazioni localizzate di origine antropica combinate con nuove minacce come il cambiamento climatico, l'intrusione di specie aliene e l'acidificazione degli oceani contribuiscono a generare nuovi livelli di disturbo che probabilmente avranno un importante effetto sulla stabilità e produttività degli ecosistemi marini costieri (Easterling et al., 2000; Loreau et al., 2002; Hooper et al., 2005; Halpern et al., 2008). Cambiamenti nelle risposte fisiologiche agli stress ambientali, la frammentazione dei popolamenti, la modificazione della distribuzione di specie chiave e l'alterazione diretta o indiretta delle interazioni tra popolazioni sono solo alcuni esempi del probabile impatto del cambiamento climatico sugli ecosistemi marini (Hughes et al., 2003).

Solo attraverso la mitigazione degli impatti umani si può pensare di invertire la tendenza della perdita di biodiversità. In questo contesto diventa prioritario includere le attività umane come componenti degli ecosistemi (Palmer et al., 2004) e capire quali servizi ecosistemici soddisfino le necessità umane. In altre parole, passare dallo studio di sistemi meno disturbati alla prospettiva di coinvolgere l'uomo come componente di un ecosistema insieme ad una ricerca sui servizi ecosistemici, permetterebbe di elaborare soluzioni più appropriate per sostenere la qualità e la diversità della vita sulla Terra.

1.1 ORIGINI STORICHE DEL CONCETTO DI CONSERVAZIONE DELLA NATURA

Nella filosofie e religioni di molte civiltà si possono rinvenire le origini dei principi ispiratori della conservazione della natura (Callicot, 1994). L'uomo è visto come parte integrante della natura ed è legato ad essa sia spiritualmente che fisicamente. In diverse religioni, precolombiane ed egizie, il rapporto uomo-natura si fonda sulla divinità e come tale deve essere rispettata. La cultura euro-mediterranea è stata permeata dal concetto di natura come oggetto creato ad uso dell'uomo (Massa, 1999). Durante il periodo coloniale e la rivoluzione industriale il concetto di natura come fonte inesauribile di risorse per l'uomo, diviene parte integrante del pensiero moderno.

Le prime forme di protezione formale e spazialmente esplicite sono quelle terrestri. Infatti, le prime iniziative a favore della natura nascono intorno

all'ottocento quando le famiglie reali iniziavano a proteggere porzioni di territorio per farne riserve di caccia preservando così alcune specie selvatiche che, con l'avvento e la diffusione di armi molto efficienti, si stavano decimando. In Inghilterra specie come il falco pescatore (*Pandion haliaëtus*) e l'aquila di mare (*Haliaetus albicilla*), si estinguevano dallo stato selvatico. Alla fine dell'ottocento, tali cambiamenti determinarono la nascita dei primi movimenti di conservazione della natura dando luogo al *National Trust* e alla *Royal Society for the Protection of Bird*. Negli Stati Uniti W. Emerson, filosofo del XIX secolo, affermava che la natura deve essere il tempio in cui l'uomo entra in comunione con il mondo dello spirito. Allo stesso tempo, H. D. Thoreau, oppositore della società materialistica, riteneva che come contrappeso alle tendenze utilitaristiche della società contemporanea bisognava fare esperienze dirette con la natura (Primack, 1998). Tra la fine dell'ottocento e i primi del novecento alcuni difensori della natura come J. Muir e in seguito A. Leopold promuovevano l'importanza di salvaguardare la natura in funzione del suo valore estetico, della sua funzione spirituale, del suo valore intrinseco, che in quanto tale prescindeva dalla presenza dell'uomo, ed infine perché l'uomo iniziava a considerarsi parte dei sistemi ecologici. Contemporaneamente, negli Stati Uniti, cominciavano a nascere le prime società in difesa della natura e iniziava a prendere piede l'idea dei parchi nazionali come strumento di conservazione effettiva. Nel 1832 ci fu una prima proposta, da parte dell'artista George Catlin, con la quale si chiedeva la protezione del patrimonio naturale dell'America del nord attraverso un impegno del governo con l'istituzione di un parco nazionale che potesse contenere "l'uomo e le bestie" (Catlin, 1990). Nel 1872, nasce il primo parco nazionale al mondo, lo "*Yellowstone National Park*". In quel periodo ciò che rese differenti i parchi nazionali rispetto ad aree già protette dai reali europei per uso personale o di una piccolissima *élite* (riserve di caccia), era il fatto che con la loro istituzione si volle proteggere il valore intrinseco della natura. La premessa all'istituzione di parchi nazionali era quella di permettere al popolo di una nazione di beneficiare collettivamente della conservazione delle risorse anziché dello sfruttamento delle stesse da parte di poche persone. Dopo pochi anni dalla nascita del paradigma dei parchi e l'istituzione dello *Yellowstone National Park* ci fu il primo attacco all'idea che un parco potesse ospitare la presenza umana. Infatti, ciò determinò l'allontanamento dell'uomo (i nativi americani) dai confini della suddetta area protetta. A causa di

tale decisione prevalse nella percezione popolare l'idea di parco nazionale, chiamata "*Yellowstone model*", come un'area intatta e libera dall'influenza umana (Stevens, 1997).

Tale approccio era difficilmente applicabile all'Europa in quanto già densamente popolata. Il suo territorio aveva già subito grandi modificazioni rendendo rare le aree intatte e libere dall'influenza umana. L'approccio europeo alla conservazione enfatizzò la traccia della presenza umana e i conservazionisti britannici svilupparono una visione della natura in cui l'uomo era parte integrante del paesaggio.

Alla fine del diciannovesimo secolo furono istituite nelle colonie inglesi del Sud Africa e del Kenia le prime "*game reserve*". Infatti, senza che si considerasse l'uso del territorio da parte delle comunità locali e il consenso di queste ultime alla loro istituzione le *game reserve* furono finalizzate al solo "divertimento" dei turisti (ad es. attività di caccia) spesso provenienti dall'Europa. Agli inizi del '900 fu sottoscritto il primo trattato internazionale per la protezione di animali, uccelli e specie ittiche in Africa costituendo la base sia per la creazione della legislazione applicata nelle colonie inglesi che per quella a livello mondiale. Tale trattato si proponeva di "salvare dal massacro indiscriminato le varie forme di vita animale, siano essi utili all'uomo o indifese, esistenti in uno stato selvatico" (Bonner, 1993). Grazie a questo trattato e alla successiva legislazione, sia durante il periodo coloniale, sia quello post coloniale, il numero di aree protette è cresciuto. Nel 1962 ci fu il primo Congresso mondiale sui parchi dando l'avvio alla strutturazione di un moderno movimento dei parchi e delle aree protette. Dopo diversi appelli provenienti da parchi nazionali, riserve naturali o santuari naturalistici, nel 1978 la International Union for Conservation of Nature (IUCN) introdusse per la prima volta il termine di "area protetta" definendo e caratterizzando diverse tipologie di aree protette, che si distinguevano in base al numero di restrizioni sulle attività umane. Tale classificazione fu rivisitata e semplificata nel 1994 (IUCN, 1994) quando si riconobbe che la gestione delle aree protette non era necessariamente una prerogativa delle agenzie governative ma poteva essere affidata alle Organizzazioni Non Governative, compagnie commerciali, individui, comunità locali e indigeni. Inoltre, nella classificazione, associata al grado e agli obiettivi di protezione, furono identificate le attività permesse in tali aree come l'educazione, la ricreazione, la ricerca e l'estrazione

delle risorse combinata alla conservazione della biodiversità. Dal 1970 la protezione è cresciuta rapidamente e nel 2002 Balmford et al. (2003) contavano il 7,9 % di area terrestre e lo 0,5% di quella marina protetta da progetti di conservazione. Dalla proliferazione di aree protette, nel vecchio e nel nuovo mondo, l'eredità sul concetto di area protetta è diventata estremamente ingarbugliata. Negli Stati Uniti persiste l'idea di un'immagine della natura non intaccata dall'uomo offrendo, allo scopo di conservare, l'idea di un santuario contro il male della civilizzazione. Dall'Europa e dall'Asia, invece, deriva l'implicita legittimazione della protezione e il godimento della natura destinata ad una *élite*, trattata pertanto come un bene privato e spesso contrapposta alle esigenze delle comunità locali. Infine, un terzo approccio è quello proposto dagli inglesi che, in Europa, hanno concepito aree protette in cui l'uomo e il suo rapporto con il territorio è parte fondamentale di un progetto di conservazione (Harmon, 1991). Intorno agli anni '50, il movimento dei parchi nazionali a livello mondiale comincia a prendere coscienza sull'importanza di considerare i diritti e gli usi delle comunità locali di un determinato territorio. Inoltre, i gestori dei parchi erano stati spesso ignari del fatto che i gruppi locali e le comunità avevano per centinaia di anni protetto la loro area dallo sfruttamento delle risorse attraverso pratiche culturali, religiose e spirituali. La crescente sensibilità sui diritti delle comunità locali di continuare a vivere nei territori in cui si sono sviluppati, ha determinato nel ventesimo secolo il rifiuto del modello Yellowstone ritenuto politicamente impopolare.

Fattori come la necessità di conservare la natura, il riconoscimento che i parchi non possono essere considerati delle isole e che le aree intorno ad essi devono essere conservate, spostano gli interessi di conservazione verso il mondo sviluppato e verso sistemi naturali dominati dalla presenza dell'uomo. Naturalmente tale tendenza pone dei problemi di gestibilità di un'area protetta in cui, da un lato, è presente l'uomo che esprime una necessità legittima di sviluppo e di miglioramento delle condizioni di vita, e, dall'altro, si fa forte la necessità di limitare le attività che arrecano danni alla biodiversità e alle funzioni ecosistemiche al fine di conservare tale patrimonio per le generazioni future. Per rispondere all'esigenza di conciliare l'uomo con la natura, l'UNESCO nel 1960 avviava un programma denominato "Man and Biosphere", con il quale si incoraggiava la ricerca interdisciplinare per creare le condizioni per un uso

sostenibile delle risorse a livello mondiale. Inoltre, tale programma proponeva l'istituzione di un network mondiale di aree protette, chiamate "*Biosphere Reserves*", dove sia aree intatte, sia modificate dall'uomo potevano essere studiate e conservate (Batisse, 1993).

Dopo quasi un secolo si riprende il concetto "*man and beast*", proposto da Catlin, in cui gli insediamenti umani e l'uso del territorio sono esplicitamente inclusi nella struttura di un'area protetta. Inoltre, si esplicita che la conservazione delle risorse ambientali potrebbe e dovrebbe essere associata all'utilizzazione e a beneficio dell'uomo (Batisse, 1982). Infine il modello "*Biosphere Reserves*" contiene in se l'idea che il ruolo delle comunità locali, rispetto alla creazione e alla gestione di aree protette, vada rafforzato. In questa fase si nota la prevalenza del valore utilitaristico, strumentale o antropocentrico dell'ambiente, contro quello intrinseco, o biocentrico, che alcuni conservazionisti danno al patrimonio naturale. Molti conservazionisti rifiutano l'idea di calare dall'alto (*Top-Down Approach*) i progetti di conservazione e promuovono un approccio che parta dalla comunità locale (*Bottom Up*). Il modello "*Biosphere reserves*" si affermò negli anni e in diversi paesi del mondo nacquero nuovi parchi (Borgerhoff Mulder e Coppolillo, 2005). Il successo di tale programma fu stimolato anche dal fatto che si inseriva in un contesto sociale e scientifico che alla fine degli anni '80 aveva dato luogo alla pubblicazione rapporto Brundtland (WCED, 1987), in cui si definiva il concetto di sostenibilità come "lo sviluppo che soddisfa i bisogni del presente senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri bisogni". L'idea che conservazione e sviluppo potevano essere collegati attraverso il concetto di sostenibilità diventò uno dei principali capisaldi della conservazione a livello mondiale. La strategia di conservazione mondiale, sottoscritta dalla IUCN, UNEP e WWF nel 1980, propose l'idea che la conservazione non è l'opposto di sviluppo in quanto il benessere umano dipende dalla natura. Nel 1991 le stesse organizzazioni, a seguito del pericoloso appiattimento delle posizioni di molti gestori di aree protette verso l'approccio utilitaristico nella gestione delle aree protette, furono costrette a rivedere il documento iniziale proponendo il manifesto intitolato "Caring for the Earth" (IUCN, UNEP e WWF 1991). In tale documento fu ridefinito un nuovo concetto di conservazione che prevedeva la gestione sostenibile degli usi umani, degli organismi ed ecosistemi. I protezionisti rividero la loro posizione modificando il

loro concetto di conservazione ridefinendolo pertanto come: " la conservazione, oltre all'uso sostenibile, include la protezione, il mantenimento, la riabilitazione, la ristrutturazione e il miglioramento delle popolazioni animali e degli habitat". Tale definizione fu assunta alla sottoscrizione a Rio de Janeiro della "Convention on Biological Diversity" (CBD, 1992).

1.2 LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE MARINO: AREE MARINE PROTETTE

Le Aree Marine Protette (AMP) sono state istituite in tutto il mondo per rispondere al crescente riconoscimento della necessità di conservare l'ambiente marino soggetto ad impatti crescenti (Mora et al., 2006). Una definizione riconosciuta a livello internazionale di area protetta è quella prodotta dalla IUCN che la definisce come uno spazio geografico chiaramente definito, conosciuto, dedicato e gestito attraverso leggi e altri mezzi efficaci, al fine di una conservazione a lungo termine della natura e dei servizi ecosistemici ad essa associati oltre che del valore culturale che rappresenta (WCPA, 2008). Le AMP sono un importante strumento di conservazione della biodiversità attraverso cui si possono conservare le specie e il loro ruolo essenziale nel mantenimento delle funzioni ecosistemiche. Tuttavia, esistono ancora scarse evidenze sperimentali in grado di dimostrare questa funzione (Micheli e Halpern, 2005; Guidetti, 2006; Bevilacqua et al., 2006). Tra le funzioni delle AMP, oltre a quella prioritaria di conservazione delle biodiversità, vi è quella dell'educazione e quella di fornire un modello per un uso multiplo e sostenibile (Agardy, 1994) dell'area in oggetto.

L'implementazione di AMP risulta una delle strategie chiave per la gestione degli ecosistemi e delle risorse costiere. Nel 2002, durante il *World Summit on Sustainable Development*, è stata proposta l'implementazione entro il 2012 di un network rappresentativo di AMP (United Nations, 2002). Nel 2003 durante il *V World Parks Congress* viene ribadita la necessità di aumentare lo sforzo per la gestione delle aree marine e costiere attraverso le AMP nonché la necessità di costituire un network volto a proteggere almeno il 20-30% di ogni habitat. Nel 2006 venne firmata la *Convention on Biological Diversity (CBD)* che prevedeva la protezione del 10% di ogni eco regione a livello mondiale, incluso l'ambiente

marino costiero (CBD, 2006) oltre la necessità di costruire entro il 2012 di un network ecologico, sociale e economico di AMP .

Nonostante i diversi accordi internazionali difficilmente i suddetti *target* di conservazione saranno raggiunti entro il 2012.

A livello mondiale sono state istituite approssimativamente 5.000 AMP che coprono una superficie di 2.58 milioni di Km² e che rappresentano solo lo 0.65% degli oceani e l'1,6% di quella porzione di fascia costiera rientrante nell'*Exclusive Economic Zones* (EEZ). Solo il 0.08% delle aree oceaniche e il 0.02% delle aree sotto la giurisdizione nazionale risultano essere una *no-take zone* in cui ogni attività estrattiva è proibita (Wood, 2007).

Se si considera il Mediterraneo, con ben 97 AMP istituite, si riscontra che ad oggi solo il 4% della superficie totale di tale bacino, 2.510.000 km² (Blu Plan, 2005) viene protetta formalmente. Inoltre se si esclude il "Santuario dei cetacei", l'area si riduce allo 0,4% (Abdulla et al., 2008). Considerando 41 su 93 AMP censite (escludendo il Santuario dei Cetacei e 2 aree di protezione delle acque profonde), dove è possibile avere il dato sulle dimensioni delle *no-take zone*, solo lo 0,01% della superficie risulta essere protetto da qualsiasi attività antropica (*no-take zone*). Abdulla et al. (2008) hanno riscontrato che le AMP esistenti non sono rappresentative di tutti gli habitat del Mediterraneo. Il maggior numero di AMP (42,5%) si trovano nel Mediterraneo (Fig. 1.1) occidentale e il resto distribuite lungo le altre ecoregioni definite da Spalding et al. (2007): Mar Adriatico, Mar Egeo, Mar di Levante, Piattaforma della Tunisia e Golfo della Sirte, Mar Ionio e Mare di Alborán. In termini di superficie, l'ecoregione del Mar Egeo è quella più protetta grazie alle grandi dimensioni delle AMP che coprono il 40% della superficie del Mediterraneo e insieme al Mediterraneo occidentale rappresentano il 76% della superficie protetta.

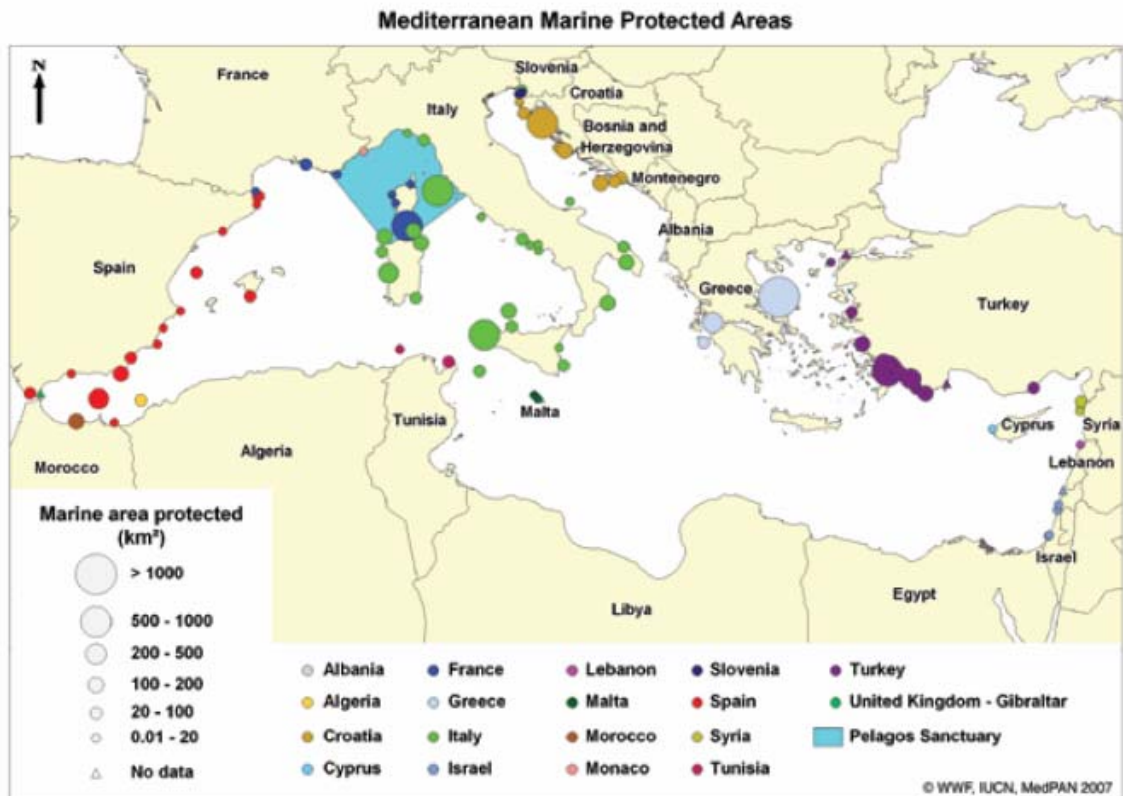


Fig.1.1: Distribuzione delle AMP nel Mediterraneo. La dimensione relativa ad ogni AMP dipende dalla classe dimensionale a cui appartiene. I differenti colori rappresentano i differenti stati di appartenenza delle AMP (Abdulla et al 2008).

Altro dato importante è che 60 AMP sono istituite lungo i circa 33.300 km di costa di 8 stati europei, mentre 34 lungo i 9.500 km di costa di 9 stati non UE.

In Italia, nonostante le leggi a livello nazionale abbiano identificato 50 aree meritevoli di protezione, ad oggi le AMP istituite con Decreto del Ministero dell'Ambiente, ai sensi delle leggi n. 979 del 1982 e n. 394 del 1991, sono 24 e tutelano complessivamente circa 188.000 ettari di mare e circa 580 chilometri di costa (Fig. 1.2).

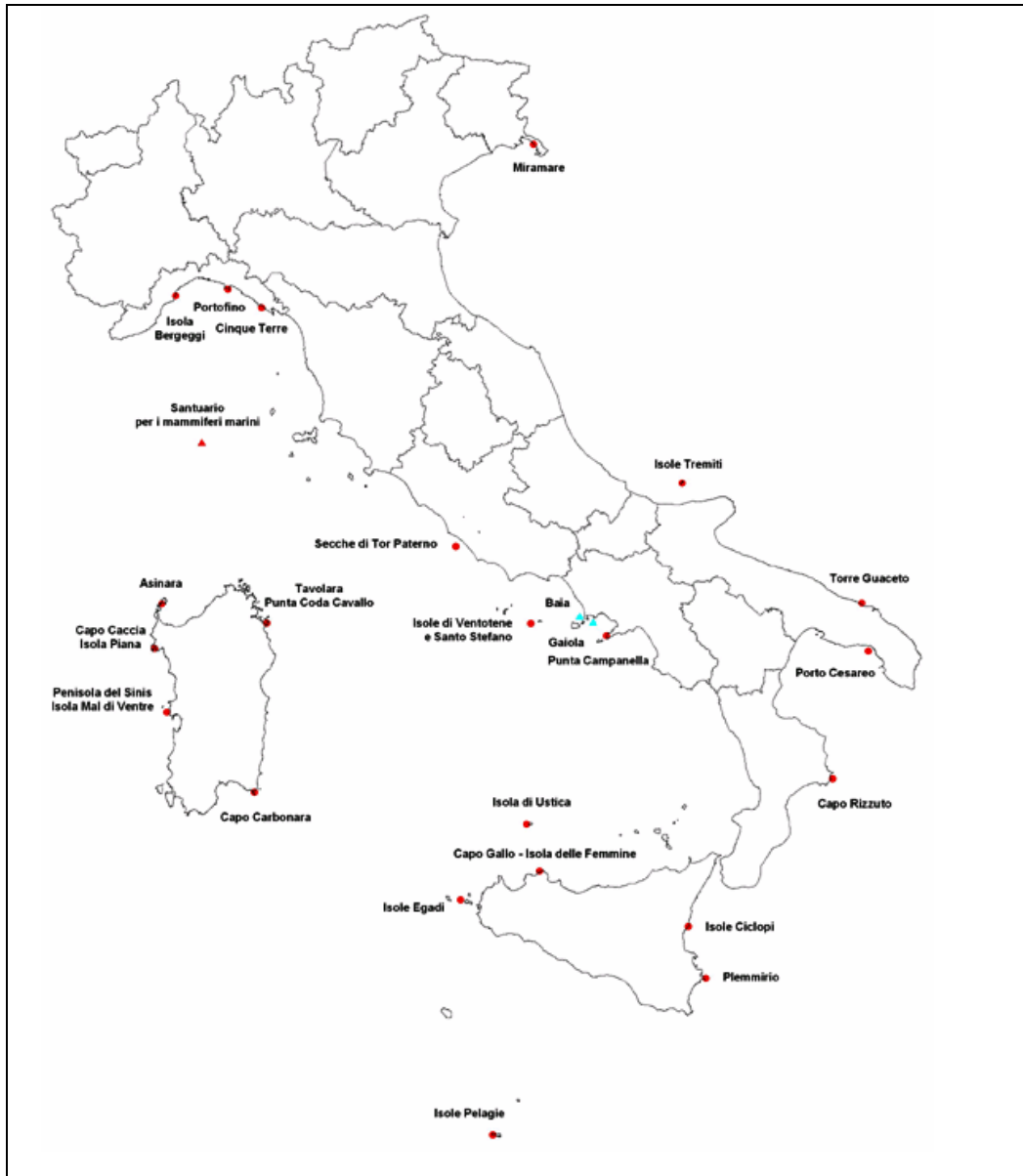


Fig. 1.2.: Elenco delle AMP distribuite lungo le coste del territorio italiano. Il punto rosso indica le Aree Marine Protette, il triangolo rosso indica il Santuario dei i mammiferi marini, il triangolo azzurro indica i Parchi Sommersi (Fonte: Ministero Ambiente, 2009)

E' ormai evidente che per garantire la conservazione della biodiversità, specialmente in AMP costiere e fortemente antropizzate come sono per lo più in Italia, non si può sottovalutare la componente umana e la stretta connessione che esiste tra sistema marino costiero e l'assetto culturale, sociale ed economico delle comunità locali. Basti pensare che la costa Italiana ospita circa il 57% della popolazione totale (Attané e Courbage, 2001) e che, dal punto di vista economico, le attività marittime nel loro complesso (trasporti marittimi, nautica da diporto comprensivo dell'indotto del turismo nautico, attività ausiliarie dei trasporti marittimi, cantieristica mercantile e pesca) coprono circa l'1,5% dell'occupazione

nazionale con un contributo al Pil nazionale del 2,3% (Censis, 2002). Altro settore fondamentale dell'economia costiera italiana è il turismo che, con 117.113.539 presenze nelle località rivierasche, accoglie più del 40% delle presenze turistiche totali (elaborazione dati Istat, 2004) con importanti implicazioni occupazionali ed economiche. La pesca lungo le coste italiane riveste un ruolo fondamentale per molte comunità locali non solo dal punto di vista economico ma anche socio-culturale. La flotta peschereccia italiana è costituita da 19.798 unità di cui la maggior parte (63%) (Colloca et al., 2004), è impegnata nell'attività di pesca artigianale svolta prevalentemente lungo la costa. Molte AMP italiane hanno sofferto e soffrono di un basso grado di sorveglianza e gestione (Guidetti et al., 2008) spesso determinato dall'alto livello di conflittualità tra Ente Gestore e, in particolare, gli addetti del settore della piccola pesca, che percepiscono i vincoli come un limite per lo sviluppo economico. La causa principale è da far risalire alla mancata attività di sensibilizzazione, coinvolgimento e condivisione degli obiettivi ecologici, socio-economici e culturali, a partire dalle fasi iniziali del processo di identificazione ed istituzione di una AMP, che, invece, avrebbero facilitato la gestione di tali aree (Kelleher e Recchia, 1998).

Tra tutte le 24 AMP giuridicamente istituite, poche hanno un regolamento ed un Ente gestore in grado di affrontare una gestione efficace ed efficiente del territorio (Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007). Diverse sono le cause che generano una difficoltà sia istitutiva che gestionale. Tra le cause della suddetta situazione, Cattaneo-Vietti e Tunesi (2007) identificano: la complessità dell'iter istitutivo, la presenza di interessi finanziari e speculativi, la conflittualità tra poteri amministrativi, la difficoltà di redigere i piani di gestione interamente accettati dai portatori d'interesse a livello locale e la scarsa informazione che, spesso, genera preoccupazione e conflittualità nelle popolazioni locali. Le limitazioni imposte da un progetto di conservazione spesso non sono comprese dalle comunità locali e in particolar modo dai portatori d'interesse che, in mancanza di informazioni sin dalla fase dell'indagine conoscitiva, si oppongono a qualsiasi azione vincolante. Nonostante la legge L.349/91 preveda a livello della fase conoscitiva la raccolta di informazioni di tipo economico, sociale oltre che biologico e il coinvolgimento delle comunità locali, in Italia non ci sono esperienze in tal senso.

Tale approccio ha portato ad un allungamento dei tempi di istituzione delle AMP; infatti, il passaggio dal Decreto di individuazione delle aree di reperimento al Decreto Istitutivo delle AMP è avvenuto in una media di 12 anni. Esistono casi eccezionali, come le AMP di Miramare e Ustica, in cui l'istituzione è avvenuta in quattro anni, mentre in altri casi, come Punta Coda Cavallo, l'iter istitutivo è durato ben ventinove anni. Un altro indice della difficoltà di istituzione e gestione delle AMP è la mancanza di regolamenti (3 su 24) che disciplinano l'esercizio delle attività consentite entro l'area del parco e che dovrebbero adottare gli Enti Parco. Inoltre, tali regolamenti devono passare sotto il vaglio delle cosiddette "Comunità del Parco" costituite dai Presidenti delle Regioni, dai Presidenti delle Province e dai Sindaci dei Comuni, legati da un mandato di rappresentanza alle esigenze delle popolazioni locali che possono rivendicare, legittimamente, i propri interessi rallentando o interrompendo qualsiasi azione volta alla limitazione o gestione dell'accesso alle risorse naturali. Esistono molti casi, infatti, come quello delle Isole Egadi, in cui, quando l'idea di istituzione di una AMP è stata annunciata, molti portatori d'interesse hanno reagito negativamente, credendo che la riserva avrebbe limitato qualsiasi forma di uso ricreazionale, la pesca artigianale, *diving* o altre attività di sfruttamento delle risorse nell'area in questione (Himes, 2003).

L'istituzione di AMP non necessariamente corrisponde ad una gestione effettiva degli habitat da conservare. Per almeno la metà delle AMP risulta che la gestione sia inadeguata. La mancanza di piani di gestione, di informazioni sulle risorse naturali (Fraschetti et al. 2009), della sorveglianza (Guidetti et al. 2008), delle risorse finanziarie e umane oltre ai conflitti che spesso si generano tra comunità locali e soggetti che propongono la protezione, sono alla base del mal funzionamento di tali AMP (Abdulla et al., 2008).

1.3 L'IMPATTO ECOLOGICO DELLE AMP

Le AMP sono considerate come un importante strumento di gestione finalizzate alla riduzione, prevenzione e/o inversione del declino, in alcuni casi rapido, della biodiversità marina e delle risorse alieutiche (Agardy, 1994; Pauly et al., 2002; Hoyt, 2005; Roberts et al., 2005).

Potenzialmente gli effetti ecologici di una AMP sono multipli e agiscono a livello di popolazioni, comunità e ecosistemi. Gli effetti attesi da una AMP (Ward et al., 2001; Pelletier et al., 2005; Garcia-Charton et al., 2008), a livello di popolazione sono:

- la protezione di specie, in funzione del loro potenziale riproduttivo, dallo sfruttamento da parte della pesca;
- recupero della struttura di popolazione;
- aumentare la fecondità e la produzione di uova e larve;
- cambiamenti densità dipendenti della storia vitale delle popolazioni;
- esportazione di biomassa;
- protezione del reclutamento.

Mentre a livello di comunità e habitat gli effetti attesi di una AMP sono:

- recupero della struttura di comunità;
- protezione della biodiversità;
- effetti indiretti su alghe e invertebrati;
- aumentare la stabilità e la resilienza;
- effetti dannosi dovuti all'assenza di sfruttamento.

Gli effetti di protezione possono variare in base alla località geografica, alle caratteristiche delle specie, al tipo di comunità presenti all'interno di tali aree e alle caratteristiche della dell'AMP come: anni di protezione, località, schema di zonazione, controllo, regolamentazione, dimensioni, distanza da altre AMP e habitat protetti (Guidetti et al., 2008; Guidetti e Sala, 2007; Halpern, 2003; Halpern e Warner, 2003; Micheli et al., 2004).

Diversi studi identificano le AMP come uno strumento ideale per preservare i popolamenti dall'impatto della pesca in area costiera (es. Goñi, 1998; Kaiser et al., 2006; Lewison et al., 2004; Myers e Worm, 2003; Tudela, 2000). Nel Mediterraneo è stato riscontrato che le AMP possono:

- 1) garantire l'aumento delle abbondanze e/o della biomassa delle specie *target*;
- 2) ripristinare le strutture "naturali" dei popolamenti soggetti allo sfruttamento commerciale, attraverso l'aumento di individui grandi in dimensione ed età;
- 3) aumentare la fecondità di queste popolazioni;
- 4) migliorare i rendimenti della pesca locale attraverso l'esportazione di biomassa nelle aree confinanti (non protette);

5) indurre un cambiamento nella struttura di popolamento dei pesci, soprattutto aumentando la dominanza di grandi specie predatrici.

Il ruolo delle AMP rispetto alla conservazione della biodiversità è stato spesso richiamato (Beger et al., 2003; Salm et al., 2000), ma è stato più volte sottolineato come le valutazioni empiriche di tale effetto di protezione siano scarse ed impostate in modo non rigoroso (Fraschetti et al., 2005; Hughes et al., 2005; Sala e Knowlton, 2006).

Per preservare specie e habitat simultaneamente, le AMP dovrebbero garantire la persistenza dei processi fondamentali che sostengono la diversità biologica supportando la resilienza delle comunità marine rispetto al sovrasfruttamento umano e ai cambiamenti climatici (Ledlie et al., 2007).

Se progettate e gestite opportunamente le AMP rivestono un ruolo importante nella protezione degli ecosistemi e, in alcuni casi, stimolano o recuperano il potenziale produttivo dell'attività di pesca. E' ormai riconosciuto che, se associate ad altri strumenti di gestione, come la gestione basata sugli ecosistemi (Ecosystem-based Management, EBM), le AMP diventano uno strumento importantissimo per la conservazione dell'intero sistema marino costiero (Christie et al., 2002; Cicin-Sain e Belfiore 2005).

1.4 APPROCCIO ALLA GESTIONE DELLA CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE MARINO

Le AMP sono istituite con l'aspettativa di poter svolgere un ruolo essenziale non solo per la conservazione della biodiversità, ma anche per la produzione di servizi ambientali, la riduzione della povertà, la conservazione del patrimonio culturale tradizionale, garantendo il mantenimento delle nostre opzioni per un continuo sviluppo economico e sociale. Ad oggi, tuttavia, le possibilità che le AMP soddisfino tali aspettative non sono sempre certe (Ludwig et al., 1993; Christie, 2004). Ciò, come conseguenza, riduce le possibilità di accettazione da parte delle comunità locali dell'istituzione di nuove AMP. Sostenere queste capacità richiede la comprensione sia della gestione delle risposte ecosistemiche, sia delle relazioni che esistono tra le componenti ecologiche, sociali ed economiche, includendo un approccio di tipo multiscalare (Gunderson

e Holling, 2002) oltre che multidisciplinare. Tale approccio potrebbe permettere di rispondere alle esigenze di tutelare e preservare la biodiversità nonché di contribuire al benessere delle popolazioni umane.

Tradizionalmente, l'approccio alla gestione dell'ambiente era limitato al controllo e al monitoraggio di singole componenti degli ecosistemi. Spesso ci si limitava allo studio di singole specie e singoli usi dell'ambiente (es. agricoltura, turismo, pesca, etc.). L'uomo era considerato come indipendente rispetto agli ecosistemi e la gestione spesso svincolata dalla ricerca, con prospettive a breve termine, a piccolissima scala e, con gravi conseguenze sulla percezione che si aveva su determinate problematiche ambientali. Nel tempo ci si è resi conto che un approccio di tipo settoriale risulta essere inadeguato rispetto alla protezione dell'ambiente e delle sue componenti e si è passati allo studio degli ecosistemi a diverse scale, sia temporali che spaziali, con una prospettiva a lungo termine e considerando l'uomo come parte integrante degli ecosistemi. Inoltre, è stato promosso un approccio adattativo alla gestione al fine di sostenere il potenziale produttivo dei beni e servizi ecosistemici (Lubchenco, 1994; Sherman e Duda, 1999). A tale scopo, negli ultimi anni, ci si è orientati verso un approccio alla gestione ambientale che considera gli ecosistemi come unità costituite dal mondo vegetale, animale e dalle comunità umane che risultano interdipendenti e interagenti con il loro ambiente fisico. Tale approccio denominato *Ecosystem-based management* (EBM) viene definito, dalla *Convention on Biological Diversity*, come una strategia finalizzata alla gestione del paesaggio, delle acque e delle risorse naturali con un'attenzione particolare alla conservazione e l'uso sostenibile di tale componenti. La definizione di Christensen et al. (1996) definisce l'approccio ecosistemico come un tipo di gestione guidata da obiettivi espliciti perseguiti con l'impiego di politiche, protocolli e pratiche rese efficaci attraverso i monitoraggi e ricerche basate sulla comprensione delle interazioni ecologiche e dei processi necessari al sostegno della struttura degli ecosistemi e delle sue funzioni. Durante i lavori per la stesura del *Millennium Ecosystem Assessment* le suddette definizioni sono state arricchite con il riconoscimento, da parte di diversi ricercatori, dei sistemi sociali, economici e della diversità culturale dell'uomo come componenti integranti di molti ecosistemi (MEA, 2003). L'approccio ecosistemico alla gestione è finalizzato al sostentamento della salute e all'integrità degli ecosistemi enfatizzando la protezione del potenziale produttivo

e della diversità biologica di un sistema che produce beni e servizi (Costanza et al. 1998; NRC 1999; Ruckelshaus et al., 2008).

L'approccio ecosistemico è visto come un meccanismo finalizzato alla risoluzione dei conflitti generati dall'approccio "specie per specie" e volto ad integrare le conoscenze biologiche, oceanografiche, economiche, sociali, legislative e politiche (Sissenwine e Murawski, 2004). Spesso l'approccio ecosistemico alla gestione dell'ambiente marino viene associato alle AMP (es. Botsford et al., 1997; Allison et al., 1998; Palumbi, 2002). Le AMP, in effetti, costituiscono uno strumento fondamentale nella gestione degli ecosistemi dato il loro carattere di integralità che si espleta nella conservazione di sistemi ecologici, seppur localizzati, e non di singole componenti. Tuttavia le AMP non rappresentano uno strumento sufficiente per la risoluzione esaustiva delle problematiche gestionali dell'ambiente marino (Lubchenco et al., 2003). Le AMP non possono, infatti, risolvere da sole i problemi legati all'inquinamento, al cambiamento globale del clima o al sovrasfruttamento delle risorse all'esterno dei loro confini. Per questo le AMP devono essere implementate ed operare congiuntamente con altri strumenti di gestione che prevedano, ad esempio, la regolamentazione dello sforzo di pesca, la limitazione delle emissioni di composti nocivi o efficaci programmi di recupero ambientale (Allison et al., 1998; Bohnsack, 1998; Murray et al., 1999).

La sfida futura, in ultima analisi, consisterà nell'incrementare l'impatto positivo delle AMP sul sistema marino rendendole uno strumento omogeneo in cui trovino spazio le esigenze locali ma che, al tempo stesso, funzioni come un network di unità coordinate e coadiuvate da interventi di gestione esterni nell'ambito di un unico contesto di gestione integrata dei sistemi costieri.

1.5 LE AMP E LE COMUNITA' LOCALI

L'esperienza rivela che, più dei fattori fisici e biologici, sono i fattori politici, economici, sociali e culturali ad influenzare lo sviluppo, la gestione e i risultati delle AMP (Fiske, 1992; Kelleher e Recchia, 1998; Roberts, 2000; Mascia, 2002). Gli obiettivi sociali e biologici possono essere contraddittori o richiesti in modo differente da diversi gruppi che non hanno gli stessi interessi, creando così una

situazione di conflitto. Questa dinamica contribuisce ad un alto tasso di fallimenti delle AMP che in alcune nazioni sfiora il 90% (White et al., 2002). Un progetto di conservazione, spesso proposto da enti governativi, è percepito dalle comunità locali come una struttura esogena che condiziona e intacca le regole che tradizionalmente hanno disciplinato i rapporti tra i portatori d'interesse, l'ambiente e i suoi utilizzatori. Le comunità locali rispondono ad un progetto di conservazione calato dall'alto con un alto livello di diffidenza e senso di esproprio. Un altro fattore che condiziona il successo di una proposta di conservazione è legato al fatto che le popolazioni locali non possono spesso sopportare una strategia a lungo termine, come può essere l'istituzione di un'AMP, nel momento in cui hanno la necessità di soddisfare bisogni a breve termine. Le comunità locali, spesso sostenute da un'economia povera, come ad esempio la piccola pesca artigianale, si trovano a dover sopportare il "lusso" di proteggere la biodiversità senza che siano loro offerte alternative concrete di sostentamento.

Badalamenti et al. (2000) ritengono che il successo di un'AMP sia condizionato da diversi fattori come: il grado di isolamento geografico, la dimensione della popolazione residente, la cultura e le tradizioni locali. Una distinzione va fatta tra AMP localizzate in aree remote (piccole isole) e quelle localizzate vicino alle aree urbane; inoltre, tra quelle localizzate in aree ricche e industrializzate del Nord e quelle presenti in aree depresse del Sud. Le AMP del sud e delle piccole isole presentano delle caratteristiche comuni per quanto riguarda il contesto economico e gli aspetti socioeconomici. Infatti, a parte il generale scarso sviluppo, l'economia è basata su: agricoltura, pesca, lavoro derivante da risorse primarie, turismo e poca produzione industriale. In tutte queste aree il turismo è visto come una risorsa di reddito potenziale e fondamentale, sebbene sia di forte impatto sull'ambiente e sulle caratteristiche della cultura locale. Per ciò che riguarda i pescatori residenti, probabilmente, sono coloro che vengono influenzati in modo diretto dall'istituzione delle AMP specialmente quando esiste un alto grado di protezione. Infatti, l'istituzione riduce la zona di pesca causando un risentimento dei pescatori dovuto anche al fatto che sono privati del "diritto di sfruttamento". Alcuni studi dimostrano che un effetto delle AMP è un aumento di biomassa (fauna ittica) (Pipitone et al., 1996; Russ et al., 1996, 2003, Guidetti et al. in stampa) in grado di generare il fenomeno di *spillover*, cioè il passaggio di

forme giovanili e adulti di alcune specie ittiche dalla zona protetta a quella non protetta (Roberts, 1997). Ciò nonostante è difficile convincere il pescatore degli effetti positivi, a lungo termine, delle AMP sulla pesca. Altre difficoltà sono emerse nel convincere le comunità dei pescatori sull'opportunità di diversificare le loro attività fornendo servizi come escursioni turistiche, pesca turismo, produzione artigianale, fornitura di alloggi e assistenza dei *diving*. Anche i giovani residenti, caratterizzati da una forte identificazione con il sito vissuto fino al momento dell'istituzione della AMP senza restrizioni e limiti, sono meno coinvolti nella vita economica della AMP e poco consapevoli dei benefici che ne possono derivare dalla sua istituzione. Questo gruppo va incoraggiato e informato su un uso sostenibile dell'AMP e sulle opportunità che essa offre. Il turismo in aree remote è considerato necessario per il successo delle AMP; infatti, i ritorni economici connessi alle attività turistiche possono essere vitali per le economie depresse (Richez, 1991; 1993). Nonostante ciò, il turismo può avere un impatto negativo quando la capacità portante del sistema biologico e sociale è superata. L'effetto delle AMP sul solo turismo dipenderà dal rapporto che intercorre tra turisti, AMP e attività che si vogliono svolgere.

L'imposizione di restrizioni sulle attività delle comunità locali, senza un appropriato coinvolgimento delle stesse sia a livello conoscitivo che a livello gestionale, può ritenersi inutile ai fini dell'efficacia di una AMP. In molti casi, la progettazione di AMP e l'impatto che questa ha sul territorio, sono finalizzati esclusivamente all'analisi delle componenti biologiche. Una particolare AMP può essere considerata un "successo" se per esempio dalla sua gestione si ottiene un aumento nella taglia, nella biomassa, nell'abbondanza e nella diversità della fauna ittica; un "fallimento" sociale, invece, se manca un coinvolgimento generale della comunità locale nella gestione, nella distribuzione dei benefici e nei meccanismi di risoluzione dei conflitti (Christie, 2004). In poche parole, i benefici biologici potrebbero divenire di secondaria importanza se non si soddisfano le richieste sociali (Pollnac et al., 2001; Christie et al., 2002).

Le AMP possono avere due destini: Il modello "parco" prettamente vincolistico, dove un organo di governo dichiara un'area "fuori dai limiti" per alcune o tutte le attività generando, molto probabilmente, alti livelli di conflittualità; oppure un modello "basato sulla comunità", dove la popolazione locale assume molte delle

responsabilità di sviluppo, controllo e di creazione delle regole per una reale protezione dell'ambiente presente nell'AMP.

In molte AMP, presenti al di fuori del Mediterraneo, si è osservato che il successo di un progetto di protezione è proporzionale al grado di coinvolgimento delle comunità locali (West et al., 1991; Fiske, 1992; Andersson et al., 1995; Bersales, 1996; Singleton, 2009). La partecipazione delle comunità locali assicura una sostenibilità ambientale ed economica (Budd-Falen, 1995; Jentoft, 1999). La conoscenza dettagliata e l'esperienza degli operatori locali, dell'ambiente incluso nel progetto di conservazione, risulta fondamentale nell'applicazione di un approccio moderno alla conservazione (Agrawal, 1995; Berkes, 1999; Fischer, 2000; Gelcich et al., 2009)

Il nuovo concetto di Parco e la definizione di una nuova relazione tra conservazione e sviluppo hanno creato le basi per pratiche di coinvolgimento reali delle comunità locali nella gestione e nello sviluppo di un progetto di conservazione. A tal proposito, Western e Wright (1994) definiscono il concetto di "Community-based Conservation" (CBC) come "la protezione delle risorse naturali o della biodiversità per e con la comunità locale" oppure, altra definizione è: "la gestione sostenibile delle risorse naturali attraverso la delega del controllo, su queste risorse, alle comunità locali" (Barrow e Murphree, 2001). Tale passaggio di controllo da enti governativi alla gestione da parte delle comunità locali nasce da due assunzioni: le comunità locali conoscono meglio di chiunque altro le dinamiche delle risorse locali data l'intima relazione con l'ambiente e, inoltre, hanno maggiori incentivi a gestire in modo sostenibile le loro risorse in quanto dipendono da queste per la loro sopravvivenza (Ostrom, 1990). In sostanza la CBC enfatizza la comunità come il luogo di azione. Ad oggi, il concetto di CBC viene interpretato e applicato in diversi modi dando luogo ad esempi, con gradi di coinvolgimento differenti, di aree protette che vengono interamente gestite dalla comunità locale, aree in cui alcuni soggetti semplicemente vengono impiegati in funzioni di controllo o di accompagnamento dei visitatori dell'area oppure, le comunità, vengono "coinvolte", limitatamente e occasionalmente, ai dividendi degli introiti derivanti dalla gestione della conservazione attraverso l'affidamento di servizi (gestione ordinaria, progetti, etc.).

Una sfida è quella di prestare attenzione alla dimensione sociale e politica delle AMP in modo da adattarle alle esigenze locali, riconoscendo che ogni territorio è dotato un contesto unico dal punto di vista sociale, culturale ed ecologico che, inevitabilmente, condiziona il futuro delle AMP.

1.6 LA DIMENSIONE SOCIALE ED ECONOMICA DELLE AMP

L'inclusione delle dinamiche sociali ed economiche nella gestione e conservazione dell'ambiente marino è un argomento di ricerca relativamente recente. Nell'ambiente terrestre incomincia ad essere disponibile una certa mole di lavori che valuta l'efficacia di conservazione o che inseriscono criteri per la determinazione di un'area da conservare in termini economici (Groeneveld, 2005). Purtroppo, ad oggi, nonostante la crescente produzione scientifica riguardante le AMP, solo una piccola parte della letteratura riguarda gli aspetti socio-economici legati ad un progetto di conservazione dell'ambiente marino. L'applicazione della ricerca sociale è una componente chiave per la pianificazione, lo sviluppo, la gestione e il monitoraggio di un'AMP di successo (Salm et al., 2000; NRC, 2001; Mascia et al., 2003; Pomeroy et al., 2006). In contesti dove la progettazione e lo sviluppo di AMP hanno sottostimato l'importanza del processo di partecipazione generale, non garantendo così una completa comprensione degli interessi e delle attività presenti nell'area in cui si voleva intervenire, i costi di quella omissione hanno fatto rallentare considerevolmente il processo di istituzione (Suman et al., 1999; Causey, 2000). Nel processo di pianificazione e di implementazione delle AMP la ricerca sociale è spesso sottovalutata, insufficiente e tardiva. Inoltre, le considerazioni di carattere sociale, quando sono inserite sono spesso inadeguate e forvianti (Mascia et al., 2003). Alcune semplificazioni, come la sola conta delle imbarcazioni da pesca, possono banalizzare la dimensione umana disorientando sulle vere relazioni esistenti tra le comunità umane e il loro ambiente. Tale approccio sottostima l'importanza della diversità culturale dei diversi soggetti presenti nelle comunità locali e nella comunità dei pescatori. La progettazione di un'AMP, basata su un modello contenente variabili sociali limitate, applicando sistemi di progettazione e gestione senza il fondamentale coinvolgimento delle

comunità locali, (White et al., 1994; Pollnac et al., 2001; Christie et al., 2002) potrebbe fallire nella fase istitutiva e di gestione, vanificando qualsiasi sforzo di conservazione. Christie et al. (2003) sostengono che la progettazione e la gestione di AMP è destinata a non fallire nel perseguimento degli obiettivi biologici e sociali, se le scienze sociali sono integrate nell'identificare e mitigare i conflitti e se i portatori d'interesse sono coinvolti seriamente.

1.7 L'IMPATTO ECONOMICO DELLE AMP

Le AMP, oltre ai diversi benefici di carattere ecologico precedentemente descritti, potrebbero avere degli effetti sulle comunità costiere e non che dipendono dall'ambiente marino per il loro sostentamento, la ricreazione e il benessere.

Il fatto che le AMP generino benefici economici fornisce un importante, sebbene non la sola o la principale, giustificazione della loro esistenza. Nel tempo la definizione di benefici ambientali si è estesa e l'Economia Ecologica sta fornendo le basi per definire, misurare e valutare (in termini economici) i benefici forniti dagli ecosistemi marini all'uomo.

Gli ecosistemi e le sue componenti hanno un valore che va oltre il solo uso diretto delle risorse che fornisce.(es. pesca e turismo). Nel determinare il valore totale degli ecosistemi bisogna include una serie di altri beni, servizi e funzioni che non rientrano nelle valutazioni di mercato. Il valore totale degli ecosistemi si ottiene dalla somma dei valori (Fig.1.3) d'uso diretto (pesca, turismo, ecc), d'uso indiretto (servizi di supporto alla vita umana e dei sistemi naturali come ad es. qualità delle acque), d'opzione (es. potenzialità di una specie di procurare nel futuro un beneficio); di esistenza (valore culturale o valore intrinseco che si può dare ad una determinata specie o habitat).

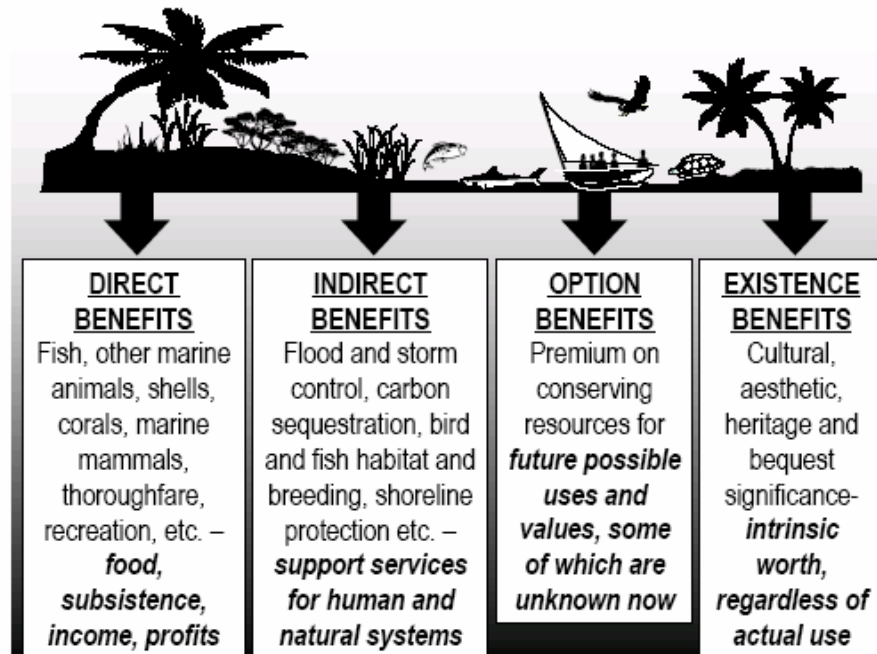


Fig. 1.3: Benefici economici totali di una AMP (da Emerton, 2003).

In alcuni studi si è cercato di stimare, in termini monetari, i benefici derivanti dal non uso delle risorse (Benefici indiretti, benefici d'opzione e benefici d'esistenza) generati da una AMP. Per esempio è stato calcolato che solo il valore di esistenza del *Great Barrier Reef Marine Park* in Australia raggiunge circa 36 milioni di dollari per anno (Spurgeon e Aylward, 1992). Si stima che le barriere coralline di Gibuti (Africa) provvedono al sequestro di carbonio per un valore pari a circa 0.5 milioni di dollari per anno (Emerton, 1999) e la funzione di protezione della costa da parte delle barriere vale in media 170.000 dollari per km e per anno (Spurgeon, 1998). La possibilità di utilizzare in futuro (benefici d'opzione) specie presenti nella barriera di Montego Bay in Giamaica da parte dell'industria farmaceutica, avrebbe un valore sociale netto di più di 70 milioni di dollari (Ruitenbeek and Cartier, 2001). Tali stime mettono in risalto come il valore degli ecosistemi vada oltre il valore economico generato dalle attività estrattive. Stimolare l'opinione pubblica ad apprezzare i servizi ecosistemici e il legame tra ecosistemi e benessere umano aiuterebbe a promuovere la conservazione con maggiore efficacia.

La ricerca empirica sull'impatto economico diretto (costi o benefici diretti) delle AMP sulle comunità locali è limitata. Purtroppo la scarsità di dati empirici ha determinato una produzione scientifica prevalentemente basata su approcci

modellistici e teorici. I modelli bio-economici forniscono una semplificazione e una visione generale degli impatti di una AMP sulle dinamiche delle risorse naturali e del loro uso. Grazie a questi modelli è possibile simulare i diversi scenari di gestione ed analizzare le interazioni tra le risorse fornite dagli ecosistemi e i suoi utilizzatori dando la possibilità di stimare i benefici economici generati dalle AMP. Molte di queste stime vanno ad identificare il valore economico legato ad attività come la pesca e il turismo.

Diversi studi identificano i costi e i benefici associati con l'istituzione di AMP (Sanchirico, 2000). Si nota così che la distribuzione dei costi e dei benefici è, in molti casi, non omogenea. Generalmente i costi nascono dall'esclusione dell'uso estrattivo (es. pesca) dei beni prodotti dagli ecosistemi, mentre i benefici si generano dall'uso non estrattivo (es. turismo) dell'area e delle specie protette (Sanchirico, 2000). Inoltre, l'impatto sia ecologico, sia socio-economico delle AMP dipende dal modo in cui vengono pianificate e dalle caratteristiche fisiche, biologiche e socio-economiche dell'ambiente in cui si vuole implementare il progetto.

Gli effetti biologici derivanti dall'istituzione di AMP variano in base alle specie che si vogliono proteggere (Carr et al. 2003). Gli impatti economici variano in base agli individui e ai gruppi che "sfruttano" l'area d'interesse. Le AMP sono strumenti di gestione passiva istituite al fine di recuperare risorse sovrasfruttate. Le risorse marine sono un tipo di capitale naturale che può essere investito o usato per generare reddito a chi lo sfrutta (Clark et al. 1994). Le risorse marine sono spesso di proprietà comune e nessuno degli utilizzatori ne ha il diritto esclusivo. L'assenza di una chiara definizione del diritto di proprietà determina uno sfruttamento competitivo delle risorse che ha come conseguenza l'insostenibilità biologica ed economica. Tale situazione ha come conseguenza l'intervento da parte dei governi per un'appropriata gestione delle risorse ambientali (es. AMP) (Hanley et al. 1997).

Le scelte adottate dagli organi di governo pubblico su come usare o investire tale capitale naturale sono condizionate dal valore relativo delle risorse marine nei differenti tipi di uso. Le risorse possono avere un valore d'uso "estrattivo" oppure "non estrattivo". Il valore d'uso estrattivo si riferisce ai benefici (es. economici) derivanti da quelle attività che consumano, estraggono o rimuovono le risorse marine dal suo ambiente naturale. In tal caso il valore deriva da attività come la

pesca, l'estrazione di combustibili e dall'opportunità di poter svolgere alcune attività nel futuro. Il valore d'uso non estrattivo è attribuito alle attività che non consumano la risorsa (es. attività turistiche). Tale valore deriva dall'esperienza con le risorse e o/dal semplice fatto di sapere che le risorse esistono o saranno protette per le future generazioni. Quindi, il valore che si attribuisce ad un bene è legato alla soddisfazione dei bisogni (reddito da pesca, apprezzare la biodiversità per i turisti, riciclo degli inquinanti, etc.) di diversi portatori d'interesse rispetto ai beni e servizi forniti dagli ecosistemi.

Se a seguito di una strategia di gestione i suddetti valori crescono, allora si avranno benefici; se decrescono si avranno dei costi. Per esempio, se in seguito ad una strategia di gestione, le catture per un pescatore aumentano, il valore d'uso aumenta per tale attività; per contro, una decrescita delle catture rappresenterà un costo. Il ritorno netto della politica d'investimento dipende dalla differenza tra i due valori (benefici meno costi). Quindi, esaminando un eventuale cambiamento del valore dei beni e servizi forniti in presenza di una AMP, si potrebbe misurare il ritorno netto nel tempo e la distribuzione del ritorno (come costi e benefici) attraverso i vari portatori d'interessi.

1.7.1 Valore d'uso estrattivo: l'attività di pesca.

L'attività di pesca, sin dalla preistoria, ha condizionato e sostenuto molte civiltà nel mondo e in particolare nel Mediterraneo (Sala, 2004). Nel Mediterraneo la pesca artigianale rappresenta dal 60% fino all'80% della flotta peschereccia (Colloca et al., 2004; European Commission, 2004) rivestendo un ruolo fondamentale non solo economico ma anche dal punto di vista socio-culturale delle comunità costiere (Colloca et al., 2004; Guidetti et al., 2008a).

Recentemente, gli aumenti dei costi di gestione, la bassa redditività dell'attività dovuta al sovra sfruttamento degli *stock* ittici e la tendenza all'industrializzazione di tale settore sta determinando un pesante ridimensionamento della flotta di pesca artigianale (Gòmez et al., 2006) ed una rischiosa perdita del patrimonio culturale legato a tale attività (Gouillou e Crespi, 1999; Gòmez et al., 2006; Guidetti et al., 2008a).

In tale contesto, le AMP rappresentano uno strumento valido non solo per la protezione della biodiversità e degli *stock* (con importanti risvolti dal punto di vista prettamente economico; Gerber et al., 2003; Crowder et al., 2000; Harmelin-Vivien et al., 2008), ma anche per la conservazione e valorizzazione del patrimonio culturale.

Nonostante lo stretto legame tra attività di pesca e le AMP, scarsi sono gli studi empirici che affrontano in maniera organica tale rapporto e l'impatto che le AMP stesse hanno sulle comunità dei pescatori locali (Crowder et al. 2000; Fogarty et al. 2000; Guidetti e Claudet, 2009; Guidetti et al. in stampa). Al contrario, sono stati pubblicati diversi modelli bioeconomici che hanno cercato di spiegare, attraverso simulazioni, l'impatto economico delle AMP sul settore della pesca (Holland, 2000; Sanchirico, 2000; Chakrovorty e Nemoto, 2001; Gerber et al., 2003; White et al., 2008).

L'istituzione di un'AMP impone dei costi, specialmente a breve termine, per il settore della pesca dovuti alla limitazione dell'accesso alle aree. Leeworthy e Wiley (2002) hanno stimato attraverso simulazioni che, all'istituzione del Dry Tortugas Ecological Reserve in Florida, il settore della pesca commerciale avrebbe perso circa il 30% dei ricavi (circa 6.9 milioni di dollari su circa 23.3 milioni di dollari).

La redistribuzione spaziale dello sforzo di pesca indotta dall'istituzione di una AMP influenza direttamente o indirettamente i costi associati all'attività di pesca. Infatti, se il pescatore è costretto a spostarsi lontano dal porto d'attracco aumenterà i costi legati al trasferimento verso l'area di pesca (Murawski, 2000; Smith e Wilen, 2004). Inoltre, se il pescatore si sposta in aree di pesca sconosciute si aggiungono i costi associati alla perdita di tempo dedicati alla ricerca delle prede (Ramos, 1992). L'aumento dei tempi dedicati al trasferimento e alla ricerca del prodotto determina un minor tempo dedicato all'attività di pesca (Carter, 2003) spingendo il pescatore all'acquisto (altri costi) di tecnologia che lo possa supportare nella ricerca di nuovi *stock* (Sanchirico et al. 2002). L'aumento delle distanze da percorrere, specialmente in presenza di un'AMP costiera, potrebbero aumentare i rischi associati al raggiungimento di aree di pesca lontane dal porto di partenza.

Potenzialmente, i costi associati alla perdita di aree di pesca potrebbero essere mitigati attraverso la dislocazione dell'attività di pesca in un'altra area produttiva

senza costi aggiuntivi per il pescatore oppure attraverso la compensazione derivante dall'effetto *spillover*. In teoria, le AMP dovrebbero aumentare il pescato nelle aree limitrofe alla *no-take zone* al fine di controbilanciare l'impatto negativo della diminuzione delle aree di pesca (Polacheck, 1990; Demartini, 1993). Inoltre, nel tempo, le AMP dovrebbero portare ad una stabilizzazione del quantitativo di pescato rendendo gli *stock* meno vulnerabili alla sovrappesca (García-Charton e Perez-Rizafa, 1999). Questo "effetto *buffer*" può essere considerato come un beneficio netto a favore dell'attività di pesca che andrebbe a compensare la perdita di area di pesca (Conrad, 1999; Carter, 2003)

In effetti, alcuni casi di studio suggeriscono che la pesca effettuata in prossimità di *no-take zone* frutti quantitativi di catture maggiori rispetto a quella effettuata in aree non soggette a protezione (Russ and Alcala, 1996, McClanahan e Mangi, 2000; Roberts et al., 2001; Kelly et al, 2002; Kamukuru et al., 2004; Guidetti et al. in stampa). Inoltre, alcuni studi, attraverso delle interviste somministrate ai pescatori (Dobrzynski e Nicholson, 2000) o attraverso indicatori secondari come l'arrivo di nuovi pescatori o l'avvio di nuove imprese di pesca confermano tale dinamica (Boudouresque, 1990; Ramos, 1992).

La ricerca modellistica dimostra che le AMP che si trovano in un contesto caratterizzato da un regime di pesca ad accesso libero, non apportano probabilmente alcun beneficio ai pescatori. Questo risultato è giustificato dal fatto che ogni guadagno o resa addizionale, generato dalla presenza di una AMP in un sistema di accesso libero, tenderà ad attrarre altri pescatori che nel tempo dissipano tali benefici. Un'AMP senza nessun incentivo per il controllo dello sforzo di pesca, probabilmente, non farà altro che spostare lo sforzo di pesca dall'area protetta ai confini della stessa con una conseguente congestione che andrà a vanificare qualsiasi contributo derivante dallo *spillover*. Tale congestione non solo ha un impatto sulle risorse, ma aumenta anche la conflittualità tra gli operatori della pesca (Bohnsack, 1996; Sanchirico et al., 2002) con una conseguente diminuzione dei benefici socio-economici dell'AMP (Holland, 2000). Tuttavia, un'area protetta in un sistema sovrasfruttato potrebbe consentire temporaneamente un aumento della biomassa e dei livelli di pescato (Sanchirico e Wilen, 1999). La promessa di una resa a breve termine per l'attività di pesca varia al variare: della densità; della biomassa relativa nell'area di pesca prima dell'implementazione di una AMP; del tasso netto di trasferimento della biomassa

tra AMP e area di pesca; del tipo di connettività esistente tra AMP e area di pesca; della dimensione e della localizzazione dell'AMP (Hannesson, 1998; Holland, 2000; Sanchirico, 2000). Come già accennato, la sostenibilità di ogni incremento delle rese, grazie alla presenza di un'AMP, è messa sistematicamente in discussione se non si interviene con una regolamentazione e/o un ridimensionamento dello sforzo di pesca. Inoltre, Leeworthy e Wiley (2002) ritengono che l'aumento di resa economica dovuto allo *spillover*, come nel caso della *Tortugas Ecological Reserve*, non possa essere dissipato se l'area scelta per l'istituzione di un'AMP è remota. Gli autori suppongono che le imbarcazioni da pesca che operano in località relativamente remote (come l'arcipelago della Florida) esercitano in un regime di monopolio che consente loro di sfruttare le maggiori rese economiche senza attrarre nuovi operatori di pesca (Shughart, 1997). Oltretutto, la struttura dell'industria di pesca, prima dell'istituzione di una AMP, giocherebbe un ruolo nella capacità della comunità dei pescatori di sostenere dei benefici economici a lungo termine derivanti dallo *spillover*. Il coinvolgimento e la comprensione del ruolo della pesca commerciale nella pianificazione di un'AMP possono aiutare ad identificare le motivazioni degli operatori della pesca e a fornire gli incentivi necessari per stimolare l'accettazione delle AMP.

Le AMP, potenzialmente, possono ridurre le variazioni dei livelli di pescato nel tempo compensando la perdita dovuta alle limitazioni dell'accesso alle aree di pesca (Mistiaen e Strand, 2000). Alcune analisi simulate hanno dimostrato che un'AMP può ridurre la variazione dei livelli degli *stock* ittici (Sumaila, 1998; Sanchirico e Wilen, 2000; Hayman e Maheia, 2000). Gli stessi lavori hanno concluso che un'ampia dimensione di una AMP induce ad una variazione media dei livelli di *stock* relativamente bassa sia nell'area protetta che nell'area di pesca. Più sono alte le oscillazioni dei livelli di *stock* in un'area di pesca, maggiori sono i benefici che deriverebbero dall'istituzione di una grande AMP. Naturalmente, un pescatore propenso al rischio potrebbe non essere interessato alla bassa variabilità dei livelli di *stock* se in cambio deve perdere aree di pesca (Conrad, 2000). Holland and Sutinen (1999) hanno notato che i pescatori non cercano di ridurre il rischio spostandosi in aree dove i tassi di guadagno sono meno variabili; inoltre, i pescatori danno più importanza alle battute di pesca di successo, anche se poche, rispetto a quelle che offrono un tasso di guadagno

medio più elevato, ma costante nel tempo. In sintesi, tale affermazione suggerisce che i pescatori possono pensare che i benefici in termini di riduzione della variabilità degli *stock* ottenuti grazie alla presenza di una AMP non siano sufficienti a bilanciare la perdita di aree di pesca (Dalton e Ralston, 2004; Smith e Wilen, 2004).

L'implementazione delle AMP può avere diverse conseguenze sul prezzo del pescato. In particolare, può avere un impatto dovuto alle quantità di pesce sbarcato, alla qualità dello stesso in quanto, potenzialmente, aumenta la taglia e la composizione in specie (Pauly et al, 1998) e, infine, tale prodotto si presta ad operazioni di *marketing* come l'acquisizione di marchi di qualità/sostenibilità ambientale (Sanchirico et al., 2002; Charles, 2001).

1.7.2 Valore d'uso non estrattivo: turismo

Nell'ultimo ventennio la conservazione della biodiversità e della qualità ambientale sono stati sempre più associate al turismo. Nel tempo questa relazione è stata intesa in diversi modi. Negli anni cinquanta essa era concepita come la possibilità di perseguire sia gli obiettivi di conservazione che di sviluppo turistico (Zierer, 1952); poi come un rapporto disarmonico e in opposizione (Romeril, 1985) e, infine, negli ultimi tempi come un sistema integrato (Dowling, 1992). Dal punto di vista dei turisti esiste una rapida crescita del desiderio di interagire con l'ambiente naturale in diversi modi (Jenner e Smith, 1992).

L'esperienza nella natura da parte dei turisti è diventata un affare molto importante rispetto l'intero mercato turistico. Basti pensare che rispetto a tutto il turismo internazionale, il 40% -60% è rappresentato dal turismo naturalistico (detto turismo-natura) e di questi il 20-40% rientra nella definizione di *wildlife-related tourists* (Fillion et al., 1992; Ecotourism Society, 1998). Lo sviluppo e la promozione di tale mercato aumentano la possibilità di creare un rapporto positivo tra conservazione e il settore economico turistico. Infatti, alcuni autori ritengono che l'attrazione del turismo-natura in un determinato territorio aiuterebbe la conservazione a lungo termine degli ambienti e degli habitat naturali (Higginbottom, 2004; Wilson e Tisdell, 2001). Per ridurre gli impatti negativi e promuovere lo sviluppo dell'industria del turismo-natura è necessaria

l'implementazione di politiche, azioni di pianificazione e strategie di gestione appropriate (Rodger et al., 2007). Se opportunamente progettato e gestito, il turismo-natura ha il potenziale di influenzare la percezione sul valore del patrimonio naturalistico presente in un territorio condizionando l'atteggiamento e il comportamento sia dei turisti che della comunità locale nei confronti di tale ricchezza (Ballantyne e Packer, 2005; Ballantyne et al., 2007). Naturalmente, al fine di una convivenza tra esigenze di conservazione e quelle di sviluppo locale, è necessario comprendere le relazioni che esistono tra il pubblico e le risorse naturali.

Gestire la natura è relativamente semplice, ma gestire l'uomo è complicato (Leopold, 1966). Reynolds e Braithwaite (2001) ritengono che sia necessario un approfondimento sui bisogni, sui desideri e sulle opinioni del pubblico che caratterizza il turismo-natura. Esiste la necessità di conoscere il tipo e il livello di naturalità in grado di offrire un contributo al benessere dei turisti oltre che identificare i benefici sociali ed economici derivanti dall'uso del patrimonio naturale. Duffus e Deardon (1993) suggeriscono che sia la dimensione umana che quella ambientale devono essere comprese e bilanciate durante la fase di pianificazione della gestione del turismo in ambienti soggetti a politiche di conservazione. Ignorare le suddette dimensioni non si fa altro che creare le condizioni sia per un degrado del patrimonio naturale che dell'esperienza ricreativa.

L'analisi e lo studio delle percezioni sono importanti componenti per una comprensione soddisfacente dell'interfaccia tra la realtà biofisica e quella gestionale, gli scopi e le regole della conservazione. Un'importante base di dati multidisciplinari potrebbe permettere una gestione adeguata e adattativa di un progetto di conservazione.

Le AMP forniscono ai fruitori diverse opportunità per godere di una buona qualità ambientale quando praticano attività non estrattive come la vela, immersioni subacquee, Whale Watching, etc. (Bohnsack, 1998). Il turismo legato a questo tipo di attività è chiamato "ecoturismo" o "turismo-natura" ed è definito come forma di turismo in cui le attrazioni naturali ecologicamente significative sono la destinazione (Wells, 1997).

La letteratura sugli aspetti economici dell'ecoturismo è meno sviluppata rispetto a quella che si occupa della gestione della pesca, ma di recente vi è stato un crescente interesse in questa direzione.

Gli strumenti di analisi del rapporto tra AMP e attività ricreative non estrattive differiscono rispetto a quelli impiegati nell'analisi della pesca. Infatti, al posto dei modelli bioeconomici, vengono utilizzate sempre più tecniche di valutazione dei benefici derivanti da beni o servizi che non hanno un mercato. Tali metodi hanno il fine di individuare quanto i consumatori, i cittadini, gli *stakeholder* o la collettività nel suo complesso valutino tali beni. Tra i diversi metodi utilizzati vi è la valutazione contingente (*contingent valuation* – CV) e consiste nell'ottenere stime del valore attribuite ad uno specifico bene ambientale attraverso indagini che inducano i rispondenti ad esprimere la disponibilità a pagare per un determinato bene (Nutti, 2007). Tra gli altri vi è il metodo *Travel Cost* che utilizza strumentalmente le informazioni raccolte sulla frequenza di visita delle persone a un certo sito e i costi totali affrontati dalle stesse per raggiungerlo.

Alcuni studi hanno esaminato l'impatto economico nelle aree confinanti località protette (Dixon e Van't Hof, 1995; Cesar et al., 1997) attraverso il metodo della valutazione contingente chiedendo ai turisti la disponibilità a pagare il biglietto d'ingresso nell'area in cui sono presenti vincoli (Dharmaratne et al., 2000; White et al 2000). Tuttavia, le suddette analisi, spesso e inavvertitamente, hanno misurato il valore totale di determinate aree e non un eventuale impatto o valore aggiuntivo dovuto all'esistenza di una AMP ed alla protezione delle risorse a cui provvede. In altre parole, alcuni studi hanno implicitamente assunto che tutti i redditi generati da attività non estrattive scompaiono in assenza di una AMP, cosa che, chiaramente, risulta essere improbabile in quanto attività non estrattive possono essere presenti anche in assenza di vincoli territoriali. Le AMP potenzialmente contribuiscono a proteggere le risorse; gli effetti della protezione, quindi, correlati alle attività di fruizione del bene protetto, dovrebbero rappresentare i veri benefici derivanti dalla presenza di una AMP.

I benefici che i visitatori ottengono aumentano grazie alla protezione di specifiche componenti degli ecosistemi (es. coralli, specie ittiche, etc.). Per esempio, nel caso delle attività di *diving*, la soddisfazione e dunque la propensione a pagare dei subacquei aumenta con la qualità dell'ecosistema (Rudd e Tupper, 2002) e, la probabilità di vedere specie rare e/o di grandi dimensioni, è un incentivo per

frequentare le AMP. Lo sviluppo dell'ecoturismo può essere considerato come la via per tradurre i benefici della protezione degli ecosistemi in termini economici, incrementare il valore delle AMP e conciliare la protezione degli ecosistemi con lo sviluppo economico (Wells, 1997; Salm e Clark, 2000; Weaver, 2002). I ricavi derivanti dallo sviluppo dell'ecoturismo possono contribuire a finanziare la protezione coprendo parte dei costi di gestione della AMP. Inoltre, l'ecoturismo può stimolare lo sviluppo economico locale e coinvolgere le comunità locali a prendere parte alla gestione delle attività connesse con l'ecoturismo (Salm, 1995; Vogt, 1998; Dharmaratne et al. 2000). L'ecoturismo può essere un incentivo economico per la protezione degli ecosistemi e la strada per promuovere il loro uso sostenibile (Goodwin, 1996; IUCN, 2000). I benefici economici forniti dallo sviluppo dell'uso non estrattivo nelle AMP potrebbero essere usati per compensare i costi generati dalle restrizioni dell'attività di pesca (Fogarty et al., 2000; Graham e Heyman, 2000; Dixon et al., 2001). Inoltre, lo sviluppo dell'ecoturismo potrebbe aumentare l'accettabilità del progetto di conservazione fornendo possibilità di reddito alle popolazioni che vivono nelle vicinanze dell'AMP (Attwood et al., 1997; Hockey e Branch, 1997).

Il valore marginale delle risorse generato dalla presenza di una AMP soggetta all'uso non estrattivo è stato poco studiato. Questo è dovuto al fatto che in generale mancano dati socio economici necessari ad una completa analisi dei costi e benefici, *before* e *after*, derivanti dall'istituzione di una AMP (Dixon e Sherman, 1991; Milon, 2000). Di conseguenza molti studi si concentrano su approcci *ex ante* o su esercizi basati sulle interviste. La presenza di una AMP ha potenzialmente un impatto sul valore d'uso non estrattivo ed un'eventuale cambiamento di tale valore viene misurato come il cambiamento del benessere associato alle attività svolte sia nell'AMP che nelle aree limitrofe (diving, snorkeling, escursioni, etc.). In effetti, la presenza di una AMP aumenta o previene il declino della domanda di attività collegate all'area protetta in quanto, preservando le risorse, conferisce un valore maggiore ad esse. Quindi, per definire il suddetto valore è opportuno chiedersi se un'AMP provvederà: ad un miglioramento o alla prevenzione dei danni percepiti durante l'esperienza ricreativa; all'aumento dei redditi generati dal turismo e/o ad opportunità di ricerca.

Leeworthy e Wiley (1999) hanno cercato di stimare i benefici che avrebbe potuto apportare la Dry Tortugas Ecological Reserve sul settore delle immersioni subacquee concludendo genericamente che tale riserva avrebbe apportato dei benefici ma senza quantificarne la dimensione. I suddetti autori partono dal presupposto che una AMP migliora la qualità del sito e di conseguenza si aspettano che la domanda di fruizione di tale sito aumenti condizionando tutta l'economia legata ai servizi turistici. Un approccio alternativo è quello applicato da Murray et al. (1999) in cui sono state esaminate le preferenze, espresse dai *diver* sulle caratteristiche degli organismi marini (abbondanza delle specie, dimensioni, etc.) che potrebbero essere ottenute grazie alla protezione fornita dalla presenza di una AMP. Tale studio mette in evidenza che un incremento degli incontri con diverse specie ed individui di dimensioni superiori a quanto si troverebbe in condizioni non protette, potrebbe aumentare gli introiti dei *diving* a livello locale per più del 10%. Un'AMP che effettivamente ha un impatto sulle caratteristiche delle risorse, quindi, accrescerebbe il valore di non consumo per l'economia locale. E' importante notare, comunque, che un'AMP potrebbe attrarre l'attenzione su di un'area e aumentarne la congestione, che nel tempo avrebbe come risultato la diminuzione del valore di non consumo (Davis e Tisdell, 1996). Infine, la capacità di un'area protetta di aumentare e conservare il valore per un uso ricreativo dell'area dipende dalla capacità e dal successo gestionale (Davis e Tisdell, 1996).

Riassumendo, le AMP possono apportare dei benefici, ma la loro implementazione implica dei costi che sono a carico delle comunità locali (Tab. 1.1). Al fine di conciliare l'esigenza di preservare la biodiversità ed il potenziale produttivo degli ecosistemi con la richiesta di sviluppo sociale ed economico delle comunità locali, è necessario individuare i costi e i benefici associati alla presenza di un progetto di conservazione. In sostanza è fondamentale avviare degli studi che possano applicare un'analisi comparata dei vantaggi, in termini di benessere collettivo, e dei costi relativi ai possibili interventi pubblici, siano essi progetti d'investimento pubblici o generica attività di regolazione normativa.

Tabella 1.1: Descrizione sintetica dei costi e benefici potenziali di una AMP (modificata da Sanchirico, 2002).

CATEGORIE	BENEFICI	COSTI
Uso Estrattivo (Es. Pesca commerciale)	- Aumento delle catture - Riduzione della variazione di catture - Aumento in diversità delle catture (Es. alta frequenza di pesci di grossa taglia)	- Riduzione dell'area di pesca Congestione nelle zone di pesca - Conflitti tra fruitori - Costi associati con la scelta dell'area di pesca - Aumento dei rischi di sicurezza
Uso Non - estrattivo (Es. turismo-Diving)	- Mantenimento della diversità in specie - Grande complessità e diversità - Alti livelli di densità di pesce	- Danneggiamento dell'ecosistema marino - Perdita della pesca tradizionale

2. SCOPO DELLA TESI

E' ormai evidente che per garantire la conservazione della biodiversità, specialmente in AMP istituite in aree costiere fortemente antropizzate, come è avvenuto nella maggior parte dei casi in Italia, non si può sottovalutare la componente umana e la stretta connessione che esiste tra sistema marino costiero e l'assetto culturale, sociale ed economico delle comunità locali. Ad oggi, è stata riconosciuta la necessità di conciliare la conservazione della biodiversità con le esigenze di sviluppo sociale ed economico. Specialmente per l'area mediterranea, tuttavia, si nota una certa carenza di studi empirici che analizzino l'impatto reale di un intervento di conservazione sulle comunità locali.

L'obiettivo generale di questo lavoro di Tesi di Dottorato di Ricerca è di valutare se un progetto di conservazione dell'ambiente marino possa condizionare quei settori che fanno un uso diretto della "risorsa mare" come la pesca e il turismo. Per ciò che riguarda il settore della pesca, gli obiettivi specifici sono: 1) studiare le dinamiche economiche che si innescano per la presenza di un'AMP ritenuta efficace dal punto di vista conservazionistico e, in particolare, individuare se a scala locale le AMP apportano dei benefici in termini economici alla comunità dei pescatori; 2) acquisire indicazioni, a scala nazionale, sul rapporto tra presenza di una AMP e persistenza delle attività di pesca nelle aree soggette a protezione o adiacenti come indicatore indiretto dell'efficacia di conservazione.

Per il settore del turismo, l'obiettivo generale è quello di valutare, attraverso l'analisi della percezione dei turisti, il ruolo che riveste l'AMP come attrattore turistico. Nello specifico, gli obiettivi sono: 1) quantificare se i turisti considerano la presenza di una AMP come fattore determinante nella scelta del luogo di vacanza; 2) quantificare la dimensione del flusso turistico attratto prevalentemente dalla presenza dell'AMP; 3) indagare quale sia il motivo per il quale viene scelta un'area protetta in modo da caratterizzare la percezione dei turisti rispetto ad un progetto di conservazione.

Dallo studio ci si aspetta che una AMP, se gestita opportunamente, possa influenzare le dinamiche economiche locali. In particolare, nel caso di studio dell'AMP di Torre Guaceto (Br), il settore della piccola pesca tradizionale potrebbe subire un impatto negativo a breve termine, mentre a lungo termine

potrebbe beneficiare degli effetti positivi della conservazione degli *stock* ittici. L'analisi a scala nazionale si basa sull'idea che se tutte le AMP italiane fossero efficaci in termini di recupero delle risorse alieutiche, l'attività di pesca praticata al suo interno o in aree adiacenti potrebbe presentare livelli di efficienza produttiva più elevati rispetto all'attività svolta all'esterno dei confini dell'AMP e quindi essere più redditizia. In particolare, ci si aspetta che in corrispondenza di una AMP il tasso di dismissione delle imbarcazioni risulti essere inferiore rispetto ai porti non influenzati da un effetto positivo delle AMP sugli *stock*. Tale analisi ci permetterebbe di avere un'indicazione di un'eventuale impatto (positivo, negativo o nullo) sul comparto della piccola pesca di tutte le AMP italiane considerate.

In aggiunta, ci si aspetta che l'attrattività turistica di un territorio rispetto alla presenza di una AMP aumenti in funzione della maggiore qualità ambientale percepita dai suoi visitatori. In fine ci si aspetta che la presenza dell'AMP di Tavolara-Punta Coda Cavallo abbia un ruolo nella determinazione dell'attrattività di un territorio rispetto ai turisti che scelgono tale luogo di vacanza. La presenza dell'AMP dovrebbe condizionare la percezione dei turisti che attribuiscono un valore maggiore a un'area sottoposta ad una gestione territoriale attenta alla qualità ambientale e al patrimonio naturale.

Si tratta di uno dei primi tentativi in Mar Mediterraneo di quantificare le dinamiche economiche in funzione della conservazione del territorio. Ci aspettiamo che i risultati aggiungano elementi rilevanti ad inquadrare questo aspetto, sino ad oggi largamente sottovalutato. Chiare evidenze in questo ambito possono diventare uno strumento cruciale per dimostrare le ricadute territoriali di un progetto di conservazione. Allo stesso tempo, questo lavoro vuole evidenziare possibili *gap* di conoscenze che caratterizzano questo argomento, sottolineando una cronica difficoltà nella raccolta di dati e provvedendo ad indicare quali sono gli strumenti che dovranno essere utilizzati nel prossimo futuro per dare un impulso alle ricerche in questo campo.

3. MATERIALI E METODI

3.1. L'IMPATTO DELL'AMP DI TORRE GUACETO SULLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE LOCALE

L'Area Marina Protetta (AMP) di "Torre Guaceto" è stata individuata come Area di Reperimento con la DL. n°979 del 1982 e istituita, dopo 9 anni, con D.M. del 04/12/1991. I comuni di Brindisi e Carovigno insieme al WWF (*World Wildlife Fund*) ne hanno assunto la gestione costituendo l'Ente Gestore della AMP.

L'AMP ha un'estensione di 2227 ha (Tab.3.1) e coinvolge l'area marina costiera antistante Torre Guaceto ed i territori limitrofi dei comuni di Brindisi e Carovigno, per tutto il tratto di mare compreso in via di massima fino all'isobata dei 50 m. Essa comprende anche i relativi territori costieri appartenenti al demanio marittimo.

Tab. 3.1: Dimensioni dell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto. Livello di protezione: Zona A= Zona di Riserva Integrale; Zona B= Zona di Riserva Parziale; Zona C: Zona di Riserva Generale.

Livello di protezione	Superficie (ha)	Linea di costa (m)
Zona A	179	3.495
Zona B	163	2.3
Zona C	1.885	2.61
Totale	2.227	8.405

L'AMP di "Torre Guaceto" è stata istituita per perseguire i seguenti obiettivi:

- la conservazione e la valorizzazione del patrimonio naturale nazionale marino e costiero presente nell'area, con particolare attenzione:
 - alla qualità delle acque;
 - alle caratteristiche geomorfologiche;
 - alla flora e fauna;
 - alla avifauna acquatica in relazione alla designazione di parte dell'area quale zona umida di importanza internazionale (D.P.R.n. 448/1976).

- La realizzazione di programmi di studio e ricerca, finalizzati:
 - ad eventuali modifiche od integrazioni della perimetrazione e della pianificazione dell'area protetta stabilita con il decreto istitutivo;
 - alla conoscenza sistematica dell'area per definire un modello ottimale di gestione integrata dell'area medesima in funzione delle primarie finalità di conservazione e valorizzazione del patrimonio naturale.

- La diffusione e la divulgazione delle conoscenze in materia di ecologia e di biologia in relazione agli ambienti marini costieri della riserva.

- Lo studio e la pianificazione di una razionale gestione delle risorse alieutiche nelle zone interessate al fine del raggiungimento della compatibilità delle attività di pesca con la primaria esigenza della conservazione della natura, prevedendo, quindi, in tale quadro di conoscenze sistematiche, anche interventi finalizzati al ripopolamento ittico della zona e delle zone limitrofe.

- La promozione di uno sviluppo socio-economico compatibile con la rilevanza naturalistico-paesaggistica dell'area, privilegiando:
 - attività tradizionali locali già presenti;
 - attività relative alla canalizzazione dei flussi turistici e di visita guidata.

Nel 4 febbraio 2000 con Decreto Ministeriale, viene istituita la “Riserva Naturale dello Stato di Torre Guaceto” che andrà a proteggere una parte del territorio prospiciente l'AMP. Nello stesso decreto è stato previsto che sia la “Riserva Naturale dello Stato di Torre Guaceto” sia l'AMP denominata “Torre Guaceto” devono essere gestite da un unico Ente Gestore cioè quello già costituito nel primo intervento di protezione (Brindisi, Carovigno e WWF) (Fig.3.1).



Fig. 3.1: Perimetro dell'AMP (celeste) e della Riserva Naturale (arancione)

A scala regionale, l'area protetta si trova in un contesto territoriale fortemente antropizzato. Dal punto di vista degli insediamenti urbani, entro i 15 km sono presenti 3 città, tra cui Brindisi che presenta il maggior numero di abitanti, e 3 località marittime che accolgono abitanti prevalentemente nel periodo estivo (Fig. 3.2).

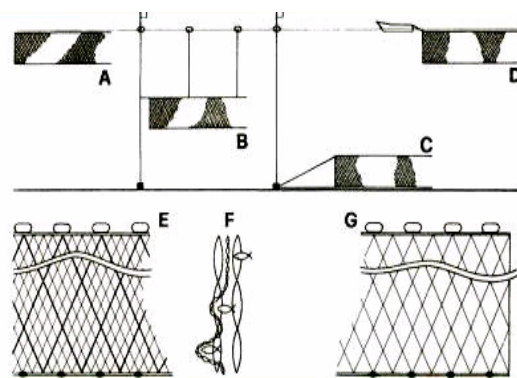
A livello locale si presenta relativamente salvaguardata da insediamenti urbani (Fig. 3.2) ma non dallo sfruttamento agricolo che è presente in buona parte dell'area prospiciente l'AMP.

Comuni Limitrofi	N° Abitanti	Distanza dall'area protetta (Km)
Brindisi	89.081	15,3
Carovigno	14.960	11,2
S.Vito dei Normanni	20.070	9
Località marittime		
Lido Specchiolla	Stagionale	5,20
Tor. S. Sabina	Stagionale	9
Tor. Rossa	Stagionale	7,76

Fig. 3.2: Distanza dei centri abitati dall'area protetta e rispettivo n° di abitanti per comune.

Dal punto di vista della pesca professionale, l'area subisce la pressione di una piccolissima quantità di imbarcazioni che svolgono attività prevalentemente di carattere artigianale e provenienti dalla località di Specchiolla e Santa Sabina.

Nonostante l'AMP di Torre Guaceto sia stata istituita nel 1991, solo nel 2000 viene avviata un'effettiva gestione che ha determinato un controllo efficace sul rispetto dei divieti che venivano invece



sistematicamente violati dalla pesca di frodo nel periodo precedente (Guidetti et al. 2008). Nel 2005 l'Ente

Gestore e i pescatori locali sottoscrivono un protocollo di cogestione delle attività

di pesca nell'AMP in cui si prevedeva di riammettere l'attività di pesca regolandone lo sforzo ed evitando il sovrasfruttamento delle risorse. Inoltre, il protocollo prevedeva un'attività di monitoraggio del pescato al fine comparare le rese di pesca tra l'area *buffer* (Zona C) e fuori dall'AMP, oltre che valutare i benefici generali sulla pesca artigianale locale derivanti dallo sfruttamento delle risorse nell'AMP dopo l'adozione del protocollo di cogestione. Uno studio pilota ha permesso di selezionare l'attrezzo di pesca appropriato (in termini tipo di rete, di lunghezza e misura della maglia) in modo da limitare l'impatto su: 1) specie predatrici ecologicamente importanti (Guidetti, 2006); 2) stadi giovanili; 3) comunità bentoniche e habitat. L'attrezzo da pesca, accettato da tutti i pescatori, era il tramaglio (Fig. 3.3) lungo al massimo 1200m e con una misura della maglia minima di 2,8 cm. Per permettere la comparazione tra catture effettuate all'interno e all'esterno dell'AMP tutti i pescatori hanno utilizzato lo stesso strumento. Le imbarcazioni da pesca coinvolte nel monitoraggio erano 5 (con una lunghezza totale e una potenza motori delle imbarcazioni che vanno, rispettivamente, dai 5.42 a 6.90 m e da 13.60 a 28.30 kW) (Tab. 3.3) ed erano autorizzate a pescare nell'AMP una volta a settimana.

Tab. 3.3: Caratteristiche tecniche delle imbarcazioni coinvolte nel monitoraggio: Imbarcazioni= nome delle imbarcazioni; GT= tonnellaggio; LOA= lunghezza; Main power= potenza motori e porto di partenza delle imbarcazioni.

IMBARCAZIONI	GT	LOA	MAIN POWER	PORTO DI PARTENZA
Nerina	2.70	6.7	18	Specchiolla
S.Antonio	1.6	6.9	13.6	Specchiolla
Gabbiano Bianco	1.56	5.42	18.4	Specchiolla
Padre Pio	1	6	18.4	Santa Sabina
Santa Sabina	2	6.65	28.3	Santa Sabina

Nello schema di cogestione i pescatori hanno accettato la possibilità di ridurre lo sforzo di pesca o di cambiare l'attrezzo usato (es. una rete con maglie più larghe) se si fosse notato un impatto negativo sulle risorse nell'AMP.

La valutazione dell'attività di pesca sia all'interno, sia all'esterno dell'AMP è stata effettuata tra gennaio 2005 ed aprile 2008. In questi anni sono state valutate 215 e 65 pescate rispettivamente all'interno e all'esterno dell'AMP. Le reti sono state calate tra le ore 18:00 e le 6:00 del giorno dopo e posizionate a due intervalli

batimetrici: 10 e 30 metri, sia all'interno dell'AMP sia nelle località di controllo. Per ogni pescata sono stati raccolti dati sulle catture, generalmente espresse in CPUE kg km⁻¹ di rete, e su tutte le specie presenti in esse.

In una prima fase dello studio è stata fatta un'analisi quantitativa e qualitativa dei dati sulle catture per determinare 1) la composizione in specie; 2) il valore delle catture totali e quello delle specie più importanti dal punto di vista commerciale tra le peschate interne ed esterne dell'AMP.

Il valore medio delle catture totali e quelle delle specie più importanti è stato analizzato tramite un'analisi della varianza basata su permutazioni, utilizzando misure di distanza Euclidea (Permanova; Anderson, 2001) in modo da prescindere da qualunque assunzione circa la distribuzione delle variabili (Anderson 2001, Anderson & ter Braak 2003). In questa analisi, i valori di F sono calcolati ma i valori di P sono ottenuti per mezzo di permutazioni (999). Il disegno sperimentale per l'analisi consisteva di due fattori: "gestione della pesca" (IvsO: interno dell'AMP *versus* esterno, fisso, 2 livelli) e "anno" (Ye, random, 4 livelli, ortogonale a IvsO). I confronti a coppie a posteriori sono stati effettuati per confrontare le modalità di distribuzione del pescato tra interno all'AMP e l'esterno nei 4 anni di studio in presenza di una interazione significativa "gestione della pesca x anno" (IvsO x Ye) (Anderson et al., 2008). Tutte le analisi sono state effettuate usando il software PRIMER 6 e Permanova + B20 (Plymouth Marine Laboratory).

Per rendere immediata la comprensione dell'impatto economico generale dell'AMP sulla pesca locale, i dati sulle peschate (CPUE) sono stati tradotti in valore di mercato. Tali dati sono stati utilizzati per determinare una stima generale dell'impatto economico di un anno di attività sulla pesca locale attraverso la simulazione di due scenari: 1) *Caso in cui non esiste una AMP* e 2) *caso in cui esiste una AMP*.

Nella simulazione sono state utilizzate:

- le medie del valore economico generato dalle peschate nell'AMP e quelle ottenute con l'attività svolta all'esterno;
- le giornate per un "anno tipo" di attività di pesca ottenute dalla media delle giornate di pesca artigianali stimate (IREPA) per la regione Puglia tra il 2005 e il 2008 (periodo di campionamento).

L'anno tipo si divide in giornate che potrebbero essere consentite (secondo il protocollo già descritto) per la pesca in AMP e giornate dedicate all'attività di pesca all'esterno. Nel caso della simulazione in cui non si prevede la presenza dell'AMP tutte le giornate dell'anno tipo vengono moltiplicate per il valore economico medio ottenuto dalla pesca esterna. Nel caso in cui si prevede la presenza dell'AMP il numero di giornate di pesca dedicate all'attività nell'AMP e il resto delle giornate sono moltiplicate per le rispettive medie del valore economico. Successivamente sono messi a confronto i due scenari simulati per stimare l'impatto economico dell'AMP sulla comunità di pesca locale.

3.2 L'IMPATTO DELLE AMP ITALIANE SULLA FLOTTA DELLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE

Le AMP Italiane sono prevalentemente costiere e, la maggior parte, sono distribuite lungo la costa occidentale e sulle isole. Tale situazione è stata determinata dalla generale tendenza a considerare le aree meritevoli di conservazione quelle che si presentavano rilevanti da un punto di vista paesaggistico e caratterizzate da fondi rocciosi.

In generale, tale approccio ha determinato uno scenario di forte interazione tra presenza di insediamenti urbani e progetti di conservazione. Le caratteristiche tecniche della pesca artigianale, in particolare quelle imbarcazioni che hanno come punti di attracco porti che si trovano nelle vicinanze oppure rientrano nel perimetro delle AMP possono essere fortemente influenzate dalle nuove condizioni di limitazione spaziale delle aree di pesca, dal modello di gestione adottato e dall'efficacia di conservazione in termini di recupero degli *stock*.

Negli ultimi decenni, l'Unione Europea ha avviato una serie di attività rivolte alla gestione della pesca in Europa. Dal 2002 (regolamento n°2371/2002) ogni stato membro è obbligato ad avere un registro di tutte le imbarcazioni battenti la propria bandiera in modo da monitorare in tempo reale lo sforzo di pesca che insiste nei mari di ogni singolo stato.

In tale registro "*Fleet Register*" (<http://ec.europa.eu/fisheries/fleet/index.cfm>) sono raccolte tutte le informazioni (es. caratteristiche tecniche, anno di costruzione, etc.) di ogni imbarcazione presente nei porti Europei.

Per l'Italia, il suddetto registro contiene le caratteristiche tecniche di tutte le imbarcazioni da pesca per ogni porto italiano dal 1991 ad oggi. Il set di dati utilizzato per l'analisi è composto da una serie storica di 17 anni (1991-2007). Dopo un'analisi generale sull'andamento del numero di tutte le imbarcazioni per porto e nel tempo sono state estratte le imbarcazioni che si configurano nella definizione di piccola pesca (≤ 10 tonnellate; ≤ 12 m lunghezza LOA) e tra queste sono state escluse le imbarcazioni che utilizzano attrezzi da traino in quanto vietati nelle AMP.

Successivamente sono state conteggiate, per ogni anno, le imbarcazioni registrate per ogni porto, esclusi quelli che presentavano la serie storica incompleta, e individuati i porti presenti nei comuni coinvolti nella gestione delle AMP.

I porti ufficiali presenti lungo le coste italiane nel 2007 erano 233 di cui 27 erano presenti nei comuni coinvolti nella gestione delle 19 AMP prese in considerazione (Tab.3.4, Fig.3.4). Dalle 19 AMP totali ne sono state selezionate 17 (che includono 25 porti) in quanto per l'AMP di Ventotene non si aveva il dato relativo alla data d'insediamento dell'Ente gestore (non fornito), mentre per quella di Miramare non è stato riscontrato un numero sufficiente di porti per un adeguato confronto.

Tab.3.4: Porti inclusi nelle rispettive AMP divisi per Regione

DENOMINAZIONE AMP	PORTO	REGIONE
1 Portofino	CAMOGLI	LIGURIA
	PORTOFINO	LIGURIA
2 Cinque Terre	LEVANTO	LIGURIA
	MONTER. AL MARE	LIGURIA
3 Tavolara Punta Coda Cavallo	OLBIA	SARDEGNA
4 Asinara	PORTO TORRES	SARDEGNA
5 Capo Carbonara-Is. Pianosa	ALGHERO	SARDEGNA
6 Penisola del Sinis	ORISTANO	SARDEGNA
7 Capo Caccia	CAGLIARI	SARDEGNA
8 Ustica	USTICA	SICILIA
9 Capo Gallo - Is. delle Femmine	IS. DELLE FEMMINE	SICILIA
	MONDELLO	SICILIA
10 Is. Egadi	FAVIGNANA	SICILIA
	MARETTIMO	SICILIA
11 Is. Pelagie	LAMPEDUSA	SICILIA
12 Plemmirio	SIRACUSA	SICILIA
13 Is. Ciclopi	ACI CASTELLO	SICILIA
14 Punta Campanella	MASSALUBRENSE	CAMPANIA
	PIANO DI SORRENTO	CAMPANIA
	POSITANO	CAMPANIA
	SORRENTO	CAMPANIA
	VICO EQUENSE	CAMPANIA
15 Ventotene	VENTOTENE	LAZIO
16 Capo Rizzuto	CROTONE	CALABRIA
17 Porto Cesario	GALLIPOLI	PUGLIA
18 Torre Guaceto	BRINDISI	PUGLIA
19 Miramare	TRIESTE	FVG

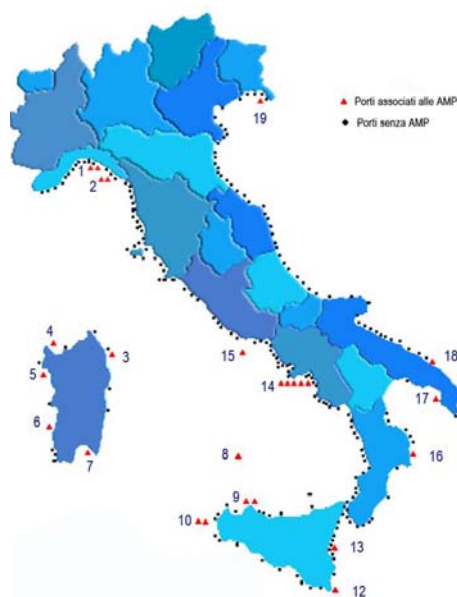


Fig. 3.4 Porti Italiani (nero) porti inclusi nelle AMP (rosso)

Al fine di ottenere un *trend* temporale del tasso di dismissione, i valori relativi al numero d'imbarcazioni per porto sono stati trasformati in un indice, che chiameremo R, ottenuto dal rapporto tra numero d'imbarcazioni al ($t_0 + n$) e il numero di imbarcazioni al t_0 . Nel caso in cui R risulti essere maggiore di 1, allora il numero d'imbarcazioni per porto cresce, mentre succede il contrario se R è minore di 1.

$$R = \frac{n^{\circ}\text{imb. } t_0+n}{n^{\circ}\text{imb. } t_0}$$

R > 1: n° di imb. CRESCE
R < 1: n° di imb. DESCRESCE

Tale dataset è stato utilizzato al fine di confrontare le medie dei tassi di dismissione delle imbarcazioni tra porti potenzialmente condizionati dalla presenza di una AMP (Media Porti protetti: **Rpp**) e porti non soggetti a tale influenza (Media Porti non protetti: **Rpnp**).

Rpp **VS** Rpnp

Per confrontare le medie dei tassi di dismissione tra porti in presenza ed assenza di AMP (R_{pp} vs R_{pnp}) è stato individuato ed estratto dal dataset completo un periodo di 10 anni che include i 6 anni precedenti l'insediamento dell'Ente gestore di ogni AMP e i 4 anni che vanno dall'insediamento in poi. Successivamente, vista la variabilità fra AMP dell'anno d'insediamento degli Enti gestore, la selezione del periodo nei porti non protetti è avvenuta tenendo conto del periodo selezionato nelle AMP incluse nello studio con cui è avvenuto il confronto.

Infine, per ovviare a possibili condizionamenti (Es. finanziamenti di sostegno all'attività) dovuti ad interventi locali (Regioni Macroregioni) sul settore della pesca si è proceduto a

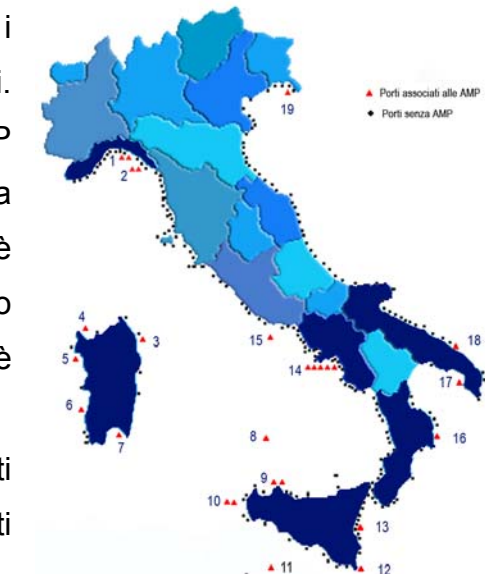


Fig.3.5: Regioni interessate all'indagine (blu scuro)

raggruppare i porti protetti e non per Macroregioni: Puglia, Campania, Calabria che rientrano nell'Obiettivo 1 per la UE; Regione Sicilia in quanto Isola a statuto speciale e rientrante nell'Obiettivo 1; Sardegna in quanto Isola e rientrante nell'Obiettivo 1; Liguria come regione del Nord (Fig. 3.5). Per ciò che riguarda la Macroregione Puglia, Campania e Calabria sono stati messi a confronto il tasso medio di dismissione di 8 porti presenti in 4 AMP (Porto Cesareo, Torre Guaceto, Punta Campanella e Capo Rizzuto) contro quello di 68 porti al di fuori di esse. La Liguria presenta 2 AMP (Portofino e Cinque Terre) con 4 porti che sono stati confrontati con il tasso medio di dismissione di 20 porti che si trovano all'esterno. La Sardegna presenta 5 porti in 5 AMP (Asinara, Capo Caccia, Capo Carbonara, Penisola del Sinis e Tavolara) e i tassi medi di dismissione sono stati confrontati con 11 porti presenti all'esterno delle AMP. Infine, la Sicilia con 6 AMP (Capo Gallo, Isole Ciclopi, Isole Egadi, Isole Pelagie, Ustica, Plemmirio) e 8 porti presenti vengono confrontati con i 33 porti non "protetti" (Tab.3.5).

Tab. 3.5: numero di porti per regione distinti tra protetti e non protetti

	PP	PNP
Liguria	4	20
PuCaCal	8	68
Sardegna	5	11
Sicilia	8	33

Per ogni regione o macro regione gli andamenti temporali del numero di imbarcazioni sono stati analizzati attraverso una analisi di correlazione secondo un modello lineare. Sono state ottenute quindi due rette, una per l'andamento nel tempo del tasso di dismissione medio per i porti protetti, l'altra dei porti non protetti. Al fine di testare statisticamente eventuali differenze si è proceduto al confronto tra coefficienti angolari delle suddette rette (*slope test*).

3.3 L'IMPATTO DEL TURISMO DELL'AMP DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO

L'AMP denominata "TAVOLARA-PUNTA CODA CAVALLO" (TPCC) è stata individuata come Area di Reperimento con la DL. n°979 del 1982 e istituita, dopo 15 anni, con il D.M. del 12.12.1997. I comuni Olbia, San Teodoro e Loiri - Porto San Paolo ne hanno assunto l'amministrazione costituendo l'Ente gestore della AMP sin dal 2003. L'AMP di TPCC (Fig.3.6) interessa l'area marina costiera antistante i territori dei suddetti comuni, da Capo Ceraso a Cala Finocchi per tutto il tratto di mare compreso, fino all'isobata dei 50 metri. Nel perimetro



Fig.3.6: Perimetrazione dell'AMP (Fonte AMP TPCC)

dell'AMP è presente un piccolo arcipelago in cui sono comprese le isole di Tavolara (che dà il nome a tutto l'arcipelago), Molaro, Molarotto e Isola Piana. In generale, l'AMP TPCC si trova in un contesto territoriale che negli ultimi anni ha subito grandi modificazione sia dal punto di vista socio-economico sia in termini di uso del territorio. Dal dopoguerra ad oggi (1951-2007) la popolazione

presente nei tre comuni che fanno parte dell'Ente gestore è cresciuta complessivamente del 222,8% (Olbia 240,1%; Loiri-S. Paolo 117,7%; S.Teodoro 145,9). Questi comuni hanno avuto una crescita della popolazione di gran lunga superiore al dato regionale (30,1%) e nazionale (24,4%) (Elaborazione ISTAT). Tale fenomeno è giustificato dal fatto che, grazie alla presenza di un grande patrimonio naturalistico, culturale e archeologico, la costa sarda è diventata una delle mete più importanti nel panorama turistico del Mediterraneo. Negli anni, il comparto turistico è diventato un settore trainante dell'economia costiera che, se da un lato ha migliorato i redditi delle famiglie, dall'altro ha determinato un aumento della pressione antropica sul territorio costiero con importanti ripercussioni sulla naturalità dello stesso. Basti pensare che dal 1981 al 2001 (Tab.3.6), nei comuni presi in considerazione, le abitazioni sono aumentate del 124,1%. A tal proposito è da notare che la crescita maggiore si è avuta nel Comune di San Teodoro e in quello di Loiri-Porto San Paolo, rispettivamente con il 298,1% e con il 150,1% in più rispetto al 1981. Inoltre, osservando il dato che riguarda le "abitazioni non occupate da residenti" risulta un aumento delle abitazioni del 142,2% sul totale dei tre comuni. Anche in questo caso i comuni con il più alto tasso di crescita sono quello di San Teodoro (362,6%) in cui, nel 1981, sono state censite 1801 abitazioni mentre nel 2001 il numero è salito a 8331. Allo stesso modo il Comune di Loiri-Porto San Paolo presenta un tasso di crescita dello 211,5% e in particolare si è passati da 729 abitazioni non occupate da residenti nell'81 a 2271 nel 2001. Tali dati ci danno un'indicazione sul volume delle c.d. "seconde case", come risultato di una forte speculazione edilizia, che in molti casi è legata all'industria del turismo e che ha come conseguenza l'erosione continua della naturalità del territorio incluso nei confini dei suddetti comuni.

Tab.3.6. Numero di abitazioni occupate e non occupate 1981-2001 nei Comuni compresi nell'Ente Gestore dell'AMP TPCC (Elaborazione dati ISTAT)

COMUNI	Abit. Occup			Abit. Non Occup			Abit. Tot		
	1981	2001	Var.%	1981	2001	Var.%	1981	2001	Var.%
San Teodoro	607	1256	106.9	1801	8331	362.6	2408	9587	298.1
Olbia	8295	17295	108.5	6954	12371	77.9	15249	29666	94.5
Loiri Porto San Paolo	507	820	61.7	729	2271	211.5	1236	3091	150.1
Tot.	9409	19371	105.9	9484	22973	142.2	18893	42344	124.1

Grazie alla presenza di risorse naturali legate alla fascia costiera e all'immagine consolidata delle zone più rinomate come la Costa Smeralda, il turismo sardo è

prevalentemente di tipo balneare, concentrato durante il periodo estivo e nelle località di mare. Nel periodo che va da Giugno a Settembre del 2006 sono state contate circa l'82% delle presenze (Elaborazione Dati ISTAT). Il comparto marino balneare in Sardegna, per attrattività e consistenza ricettiva, si attesta ai primi posti fra le isole del Mediterraneo. Per soddisfare la grande richiesta di servizi turistici (alloggi, ristoranti, stabilimenti balneari, etc.) la costa sarda, fino a poche decine di anni fa scarsamente antropizzata, ha subito un forte mutamento. Dal 1980 al 2006 si è avuto un incremento dei posti letto di circa il 63%. Inoltre, lungo la fascia costiera regionale ed in particolare quella sabbiosa (NORDORIENTALE: La Maddalena, Arzachena, Olbia; NORD-OCCIDENTALE: Alghero, Sassari, Stintino; MERIDIONALE: Pula, Cagliari, Villasimius, Muravera; CENTRO ORIENTALE: Orosei, Dorgali), sono concentrati circa il 53% dei posti letto (Elaborazione dati Istat 2006). Se si considera la ricettività a livello provinciale (Tab. 3.7) si nota che la provincia di Olbia-Tempio, con il 25,1% delle strutture ricettive e il 41,6% dei posti letto, è il territorio con la maggior offerta ricettiva rispetto a tutte le altre province della Sardegna (Elaborazioni dati ISTAT).

Tab. 3.7: Numero complessivo di esercizi ricettivi e posti letto per Provincia.
(Elaborazione dati ISTAT 2006)

TOTALE ESERCIZI ALBERGHIERI E COMPLEMENTARI 2006				
Province	N° ESERCIZI		POSTI LETTO	
	VAL. ASSOL.	%	VAL. ASSOL.	%
CAGLIARI	428	18.88	35 807	19.38
NUORO	192	8.47	15 634	8.46
ORISTANO	274	12.09	9 467	5.12
SASSARI	417	18.39	26 958	14.59
OLBIA TEMPIO	569	25.10	76 862	41.59
OGLIASTRA	147	6.48	13 304	7.20
MEDIO CAMPIDANO	97	4.28	2 378	1.29
CARBONIA IGLESIAS	143	6.31	4 386	2.37
TOT. Sardegna	2 267	100	184 796	100

A scala locale (Tab. 3.8) gli esercizi ricettivi (alberghi complementari e B&B) rappresentano il 27,1% con 8,7% dei posti letto rispetto al dato provinciale (Elaborazioni dati ISTAT 2006).

Tab 3.8: Numero complessivo di esercizi ricettivi e posti letto per Comune. (Elaborazione dati ISTAT 2006)

Comuni AMP	Esercizi	% su provincia	Letti	% su provincia
Loiri Por. S.Paolo	16	2.81	2169	1.17
Olbia	87	15.29	7783	4.21
San Teodoro	51	8.96	5698	3.08
tot.	154	27.06	15650	8.46

Dal punto di vista dei flussi turistici la provincia di Olbia-Tempio riconferma il suo importante ruolo in termini di accoglienza dei turisti che approdano in Sardegna. Il particolare, solo nella suddetta provincia, si hanno il 33.9% degli arrivi e ben il 39,5 delle presenze (Tab.3.9).

Tab.3.9: Arrivi e presenze per Provincia (Elaborazione dati ISTAT 2006)

FLUSSO TURISTICO PER PROVINCE 2006				
Province	ARRIVI		PRESENZE	
	VAL. ASSOL.	%	VAL. ASSOL.	%
CAGLIARI	553 843	28.09	2 760 306	26.21
NUORO	164 664	8.35	1 055 288	10.02
ORISTANO	117 186	5.94	429 780	4.08
SASSARI	317 008	16.08	1 407 897	13.37
OLBIA-TEMPIO	669 422	33.95	4 160 583	39.51
OGLIASTRA	61 154	3.10	415 173	3.94
MEDIO-CAMPIDANO	36 965	1.87	113 605	1.08
CARBONIA-IGLESIAS	51 459	2.61	188 308	1.79
Tot. Sardegna	1 971 701	100.00	10 530 940	100.00

Considerando i tre comuni coinvolti nella gestione dell'AMP TPCC gli Arrivi risultano essere il 37,5% e le Presenze il 28,4% (Tab. 3.10) rispetto al dato provinciale con una permanenza media di 4,7 notti (Elaborazioni dati ISTAT 2006).

Tab.3.10: Arrivi e presenze per Comune. (Elaborazione dati ISTAT 2006)

Comuni AMP	Arrivi	% su provincia	Presenze	% su provincia	media notti pern
Loiri-San Paolo	13811	2.1	78410	1.9	5.7
Olbia	171203	25.6	655720	15.8	3.8
S.Teodoro	66087	9.9	448293	10.8	6.8
tot.	251101	37.5	1182423	28.4	4.7

Tali dati evidenziano che il “prodotto” marino balneare sardo è caratterizzato dalla presenza di numerose sorgenti di disturbo che sottopongono il sistema marino costiero, principale attrazione turistica, a continue pressioni. Inoltre l’industria turistica in Sardegna è caratterizzata dal rilevante fenomeno delle “case vacanze” che rappresenta una fonte rilevante di disturbo antropico dal punto di vista ambientale. Infatti, le seconde case accentuano le esternalità ambientali negative che vanno dal depauperamento del paesaggio (uso del suolo), al congestionamento idrico-depurativo (specialmente durante il periodo di maggior flusso turistico), alla produzione di rifiuti, etc.. Tali pressioni, oltre ad avere un impatto sul tratto di costa direttamente interessato, possono avere degli effetti sugli ecosistemi marini tutelati dall’AMP di TPCC. Da qui si rende necessaria una forte integrazione tra Enti Locali ed ente gestore dell’AMP non solo per limitare l’impatto antropico sul sistema marino costiero (ecosistemi e biodiversità), ma anche per governare e orientare uno sviluppo che sia in grado di preservare il c.d. capitale naturale, storico e culturale su cui si basa l’economia turistica sarda.

Per il raggiungimento degli obiettivi della nostra ricerca abbiamo utilizzato lo strumento del questionario (Allegato 1). Il questionario è uno strumento di ricerca che rientra nella tecnica dell’intervista. L’intervista, molto applicata nelle scienze sociali, è un metodo di inchiesta con il quale viene instaurato un processo di comunicazione verbale, tra intervistatore e intervistato al fine di raccogliere, direttamente dagli attori sociali, informazioni in relazione ad uno scopo fissato.

Il termine *intervista* è utilizzato per individuare tutte le forme di interrogazione con le quali si possono raccogliere informazioni di tipo quantitativo, attraverso l’uso di interviste strutturate, come i questionari, e di tipo qualitativo, con l’uso di strumenti quali l’intervista libera, non strutturata o in profondità.

Le interrogazioni si distinguono per il grado di libertà o costrizione determinato dal livello di strutturazione o standardizzazione dello strumento.

Lo strumento da noi utilizzato per l’indagine è un questionario semi-strutturato, cioè realizzato impiegando sia delle domande chiuse, in cui l’intervistato ha una serie di opzioni di risposte predefinite permettendo al ricercatore un’analisi del dato di tipo quantitativo, sia delle domande aperte, che non presuppongono da parte dell’intervistato di scegliere tra una serie di opzioni di risposta, permettendogli, invece, di rispondere liberamente alla domanda. La scelta di

inserire nello strumento domande aperte è stata adottata, come si vedrà successivamente, per quegli argomenti ritenuti cruciali per i nostri obiettivi di ricerca.

Nello specifico, il questionario è stato impostato in modo da valutare, attraverso l'analisi della percezione dei turisti, il ruolo che riveste l'AMP come attrattore turistico. Attraverso la somministrazione di un questionario, si è cercato di 1) quantificare se i turisti considerano la presenza di una AMP come fattore determinante nella scelta del luogo di vacanza; 2) quantificare la dimensione del flusso turistico attratto prevalentemente dalla presenza dell'AMP; 3) indagare quale sia il motivo per il quale viene scelta un'area protetta in modo da caratterizzare la percezione dei turisti rispetto ad un progetto di conservazione. Oltre alle suddette informazioni, sono stati raccolti dati anagrafici (età, professione, livello d'istruzione e provenienza) e dati sulla spesa media giornaliera per vitto.

Il campione raggiunto è costituito da 393 turisti presenti nel territorio su cui gravita l'AMP nel periodo compreso tra fine Luglio 2008 alle prime 2 settimane di Agosto 2008. Esso si è ottenuto effettuando un "campionamento di convenienza", in cui il criterio di selezione del campione consiste nell'intervistare soggetti che si incontrano durante la somministrazione dei questionari e che accettano di essere intervistati. Si tratta quindi di un campione non probabilistico, che non ci permette una generalizzazione dei risultati all'intero universo dei turisti a causa di una evidente impossibilità, dovuta proprio alla natura del campione, di ottenere liste da cui poter estrarre casualmente il nostro campione. La somministrazione dei questionari è stata effettuata lungo l'intera costa compresa nei limiti dell'AMP di Tavolara. In particolare, la somministrazione è stata effettuata considerando le attività turistiche connesse in modo diretto con la "risorsa mare" come la balneazione, il diving e le escursioni in barca. Il questionario è stato somministrato "*faccia a faccia*" ad individui che dichiaravano di essere turisti e di non essere residenti nell'area presa in esame. Lo strumento di rilevazione utilizzato è composto da tre parti. Una prima parte mira a raccogliere i dati sociografici dell'intervistato (età, sesso, provincia di residenza, titolo di studio e professione). La seconda parte del questionario, invece, indaga alcune variabili relative all'organizzazione della vacanza nel contesto territoriale su delimitato; specificamente i giorni di permanenza, il numero di accompagnatori, la spesa

media giornaliera (vitto, alloggio e servizi). Infine, la terza parte mira ad investigare alcune connessioni tra la vacanza scelta e l'AMP, quindi se la presenza dell'AMP oggetto dello studio aveva influito sulla scelta di quel determinato luogo di vacanza e se sì, cosa in particolare attrae il turista.

4. RISULTATI

4.1. L'IMPATTO DELL'AMP DI TORRE GUACETO SULLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE LOCALE

Nei quattro anni di studio sono state compiute 217 pesche nell'AMP (2005: n=31; 2006: n=50; 2007: n=95; 2008: n=41) e 66 al di fuori (2005: n=24; 2006: n=20; 2007: n=16; 2008: n=6). Nelle catture all'interno dell'AMP sono stati individuati 73 taxa mentre all'esterno 66.

L'analisi della composizione in specie del pescato (in percentuale), sia per le catture interne all'AMP (Fig. 4.1) che per quelle esterne (Fig. 4.2), ha dato i seguenti risultati: la specie più rappresentata risultava essere *Mullus surmuletus* che nelle catture interne l'AMP costituiva il 24% del pescato, mentre nelle catture esterne ne rappresentava il 16%. A seguire *Scorpaena scrofa* con il 15% per le catture interne e il 6% in quelle esterne. Altri taxa, al contrario, erano maggiormente presenti nelle pesche effettuate all'esterno. *Octopus vulgaris* rappresentava l'11% delle catture esterne contro l'8% di quelle interne all'AMP; *Sepia officinalis*, rispettivamente, 9% contro il 5% e *Phycis phycis* 7% contro 4%. I taxa rimanenti (es. *Dentex dentex*, *Pagrus pagrus*, *Symphodus tinca*) non mostravano differenze sostanziali in termini di proporzione del peso umido nel pescato tra catture interne all'AMP e catture esterne. Altri taxa che contribuivano per meno del 3% del pescato sono stati cumulati nella categoria "altri" che rappresentavano il 29% delle catture interne e il 36% di quelle esterne.

L'analisi della varianza (Permanova) ha rilevato un'interazione significativa 'lvsO x Ye' ad indicare che le differenze nelle catture tra area protetta e controlli variavano nel tempo (Tab.4.1). Il confronto a coppie (Tab. 4.2) ha mostrato che le differenze tra catture interne all'AMP e quelle esterne ('lvsO') erano risultate significative per tutti i 4 anni di campionamento (differenze 'lvsO' anno 2005: $t=7.88$, $P_{(perm)}=0.001$; 2006: $t=5.70$, $P_{(perm)}=0.001$; 2007: $t=4.50$, $P_{(perm)}=0.001$; 2008: $t=2.37$, $P_{(perm)}=0.027$). Questo implica che l'interazione è probabilmente attribuibile a variazioni nella magnitudine delle differenze tra protezione e controlli tra i diversi anni.

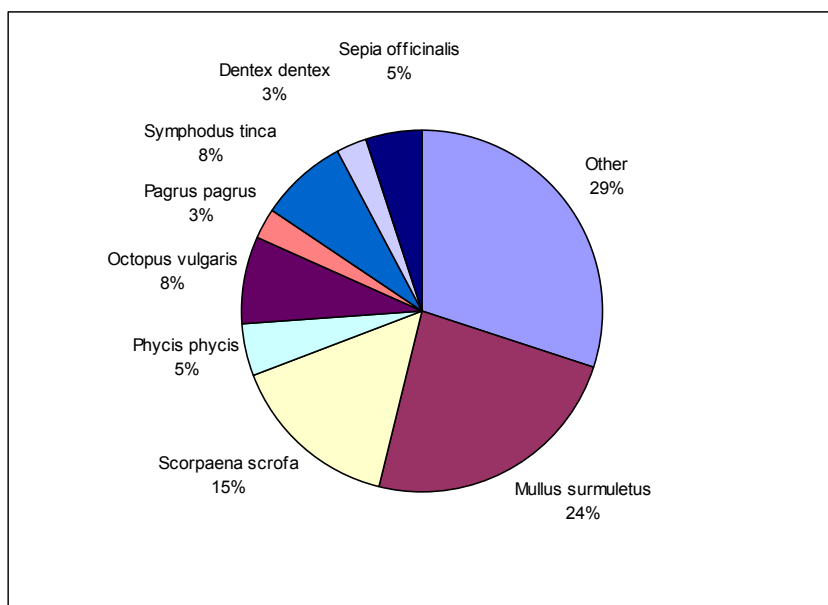


Fig. 4.1: Composizione media del pescato 2005-2008 AMP IN (%)

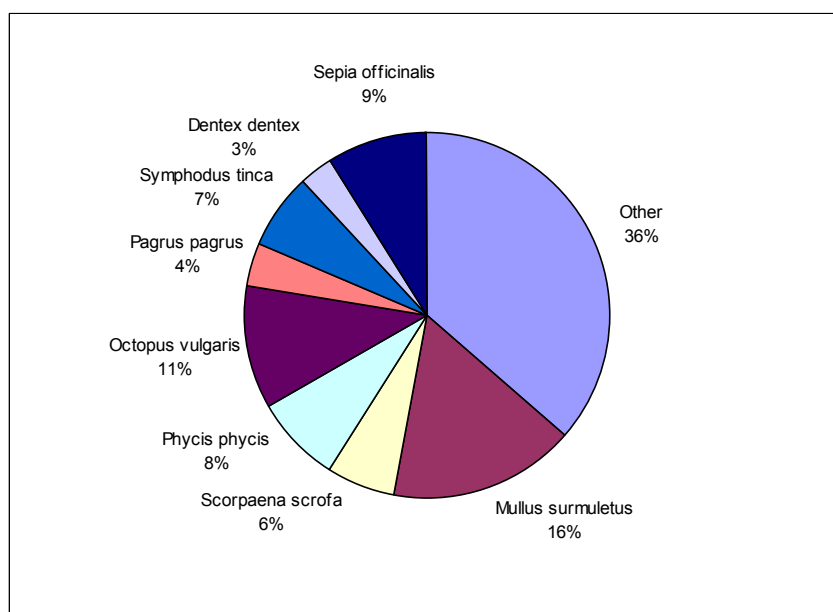


Fig. 4.2: Composizione del Pescato media 2005-2008 AMP OUT (%)

Al di fuori dell'AMP le catture totali mostravano un *trend* interannuale abbastanza stabile (con un pescato medio che è variato da circa 7 a 11 CPUE; coefficiente di variazione = 0.17), mentre all'interno dell'AMP le catture hanno mostrato un declino dopo il 2005 (> 50 CPUE) fino a stabilizzarsi nel 2007 e 2008 intorno a valori pari a 26-28 CPUE (coefficiente di variazione = 0.17). Nonostante il declino negli anni del pescato nell'AMP, la resa è risultata comunque doppia rispetto a quella ottenuta al di fuori della stessa (Fig.4.3).

Le catture di *Mullus surmuletus*, *Scorpaena scrofa*, *Pagellus erythrinus*, *Symphodus tinca* e *Dentex dentex* sono risultate più alte all'interno dell'AMP che all'esterno con una variabilità significativa negli anni mostrata da due specie: *Mullus surmuletus* e *Dentex dentex* (Tab. 4.1). Sebbene l'analisi non abbia rilevato nessuna interazione significativa, un'ispezione della Fig. 4.4 mostra che all'interno dell'AMP le catture di *Mullus surmuletus* e *Dentex dentex* sono declinate chiaramente nel corso dei 4 anni di studio, mentre all'esterno dell'AMP le catture sono risultate più basse rispetto l'interno e abbastanza stabili negli anni.

Tab. 4.1. Sintesi della Permanova condotta sulle catture totali e quelle delle specie più rappresentative, testando l'effetto dei seguenti fattori: lvsO = interno versus esterno dell'AMP; Ye=anno.

Variabile	Sorgente di variazione		
	lvsO	Ye	lvsO x Ye
Total catch	**	**	**
<i>Mullus surmuletus</i>	** (I>O)	**	ns
<i>Scorpaena scrofa</i>	** (I>O)	ns	ns
<i>Phycis phycis</i>	ns	**	**
<i>Octopus vulgaris</i>	ns	ns	*
<i>Pagellus erythrinus</i>	** (I>O)	ns	ns
<i>Pagrus pagrus</i>	ns	**	**
<i>Symphodus tinca</i>	** (I>O)	ns	ns
<i>Dentex dentex</i>	** (I>O)	*	ns
<i>Sepia officinalis</i>	ns	**	**

Livello di significatività: ns = non significativo; * = P<0.05; ** = P<0.01

Tab. 4.2 Test del confronto a coppie sui dati relativi alle catture delle specie più rappresentative per le quali la Permanova ha individuato interazioni significative "Ovsl x Ye". La significatività del fattore "Ovsl" è stata valutata per ogni anno di campionamento.

	2005	2006	2007	2008
<i>Phycis phycis</i>	**	ns	ns	ns
<i>Octopus vulgaris</i>	**	*	ns	ns
<i>Pagrus pagrus</i>	**	**	ns	ns
<i>Sepia officinalis</i>	**	ns	**	*

Livello di significatività: ns = non significativo; * = P<0.05; ** = P<0.01

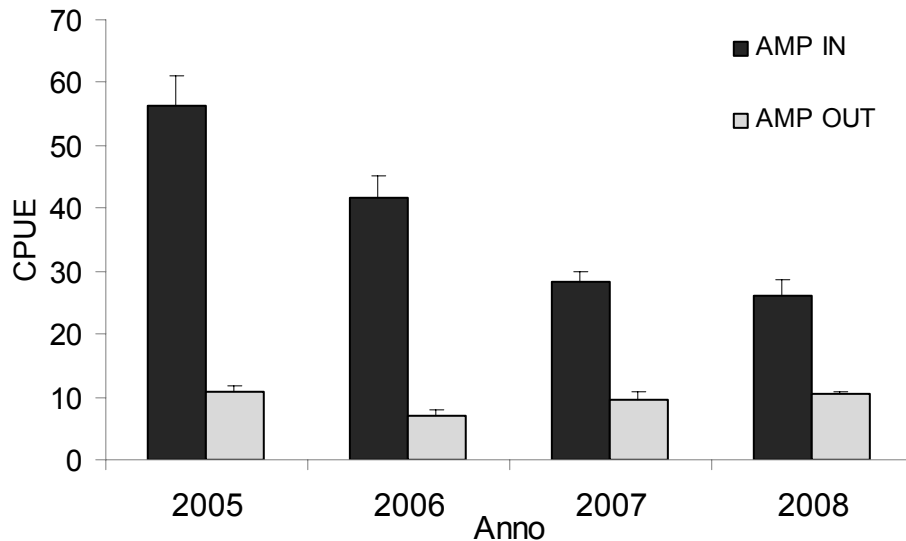


Fig.4.3: CPUE media (\pm ES) nei diversi anni di campionamento all'interno dell'AMP (AMP IN) e all'esterno (AMP OUT).

Le analisi sulle restanti specie (*Phycis phycis*, *Octopus vulgaris*, *Pagrus pagrus* e *Sepia officinalis*) hanno mostrato un'interazione significativa tra i fattori 'lvsO x Ye', evidenziando che le differenze tra l'interno e l'esterno dell'AMP non erano consistenti nei 4 anni di studio (Tab. 4.1; Fig. 4.4). I confronti a coppie (Tab. 4.2) hanno evidenziato che per *Phycis phycis* vi erano differenze significative tra AMP e esterno solo per il 2005, mentre per *Octopus vulgaris* le catture erano significativamente più alte nell'AMP nel 2005 e 2006, ma non nei successivi due anni di studio. Infine, nel 2006, le catture di *Sepia officinalis* erano comparabili, mentre negli altri anni le catture sono risultate significativamente differenti. In particolare, le catture di *Sepia officinalis* erano più alte all'interno dell'AMP rispetto l'esterno nel 2005 e 2008, mentre nel 2007 si è presentata una situazione opposta (Fig.4.4).

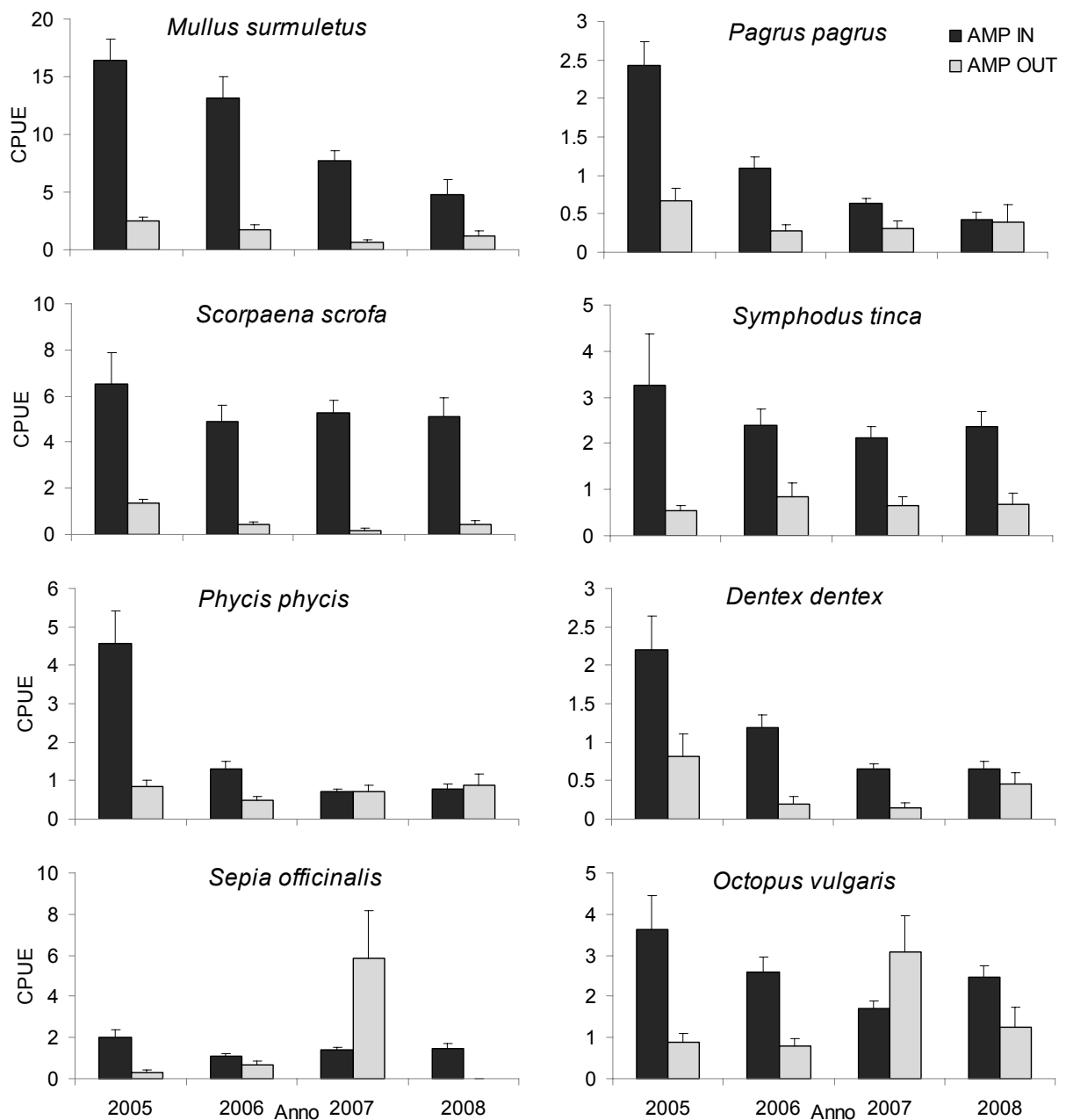


Fig. 4.4: CPUE media (\pm ES) per le specie piú rappresentative nelle catture interne ed esterne all'AMP.

Oltre ad un'analisi qualitativa e quantitativa delle catture si è proceduto all'analisi dell'impatto economico dell'AMP di Torre Guaceto sui pescatori locali.

Considerando il prezzo di mercato di ogni singola specie ed i quantitativi medi delle catture nei quattro anni di monitoraggio il valore economico medio di una pescata nell'AMP è di 512 euro, mentre per l'attività di pesca svolta all'esterno dell'AMP il valore economico medio generato per pescata è pari a 108 euro, cioè 4,7 volte inferiore.

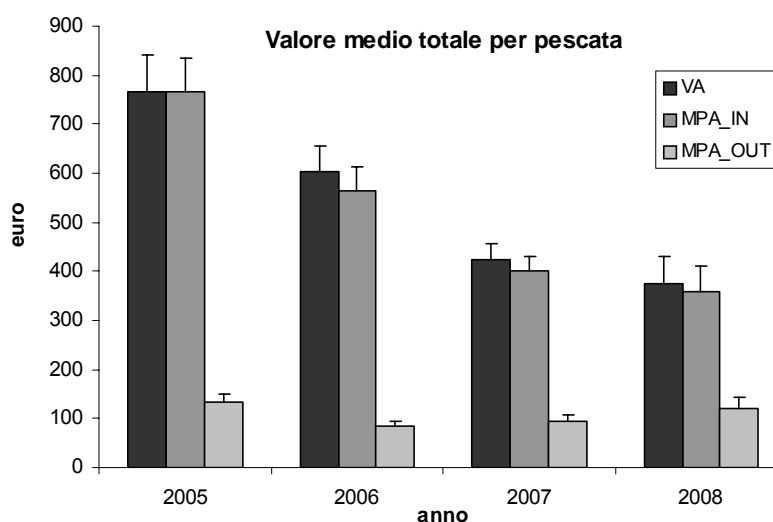


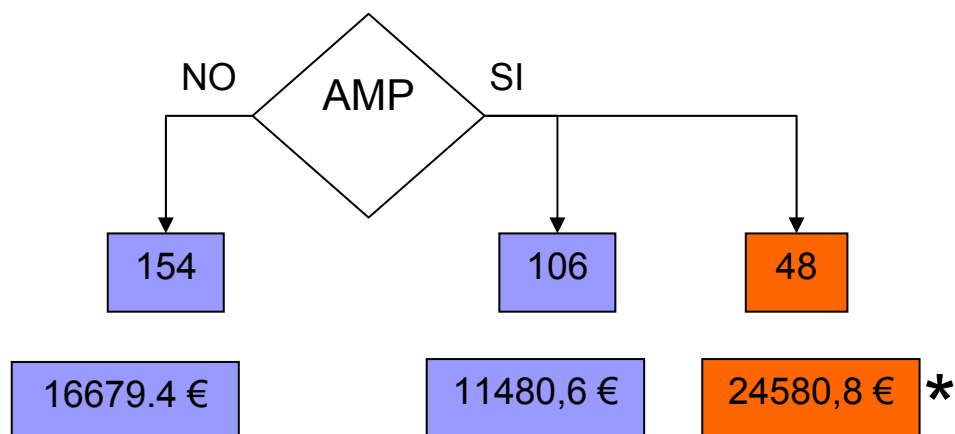
Fig. 4.5: Valore economico medio delle singole catture per ognuno dei 4 anni di studio. MPA_OUT: valore delle catture esterne all'AMP; MPA_IN: valore delle catture interne all'AMP; VA: valore delle catture interne all'AMP più il valore aggiunto derivante dalla qualità maggiore taglia di *Mullus surmuletus*.

Il valore economico delle pescate interne all'AMP è condizionato, oltre che dalla maggiore quantità di catture rispetto alle pescate esterne, anche dalla presenza di catture con una più alta qualità dal punto di vista commerciale. *Mullus surmuletus*, infatti, date le maggiori dimensioni è venduta ad un prezzo maggiore del 10 % rispetto alle triglie di scoglio catturate all'esterno dell'AMP (Fig. 4.5).

Al fine di esprimere i benefici derivanti dall'istituzione dell'AMP in termini economici, i rendimenti del pescato sono stati espressi in euro e rapportati a due diversi scenari (Fig.4.6):

1- SCENARIO SENZA AMP: Ogni singola giornata di pesca, in un "anno tipo" (154 gg di pesca), contribuisce con un valore economico medio delle singole pescate fuori dall'AMP pari a circa 108 euro, per un ritorno economico totale annuale di circa 16.679 euro.

2- SCENARIO CON AMP: Parte delle giornate di pesca (su un totale di 154 gg di pesca in un anno) sono dedicate alla pesca nell'AMP (cioè 48 gg di pesca). Ognuna di queste giornate di pesca all'interno dell'AMP fornisce mediamente un ritorno economico di circa 512 euro. Le restanti giornate disponibili (cioè 106 gg di pesca) corrispondono a giornate di attività condotta al di fuori dell'AMP. Ognuna di esse corrisponde ad un ritorno economico medio di 108 euro. Le pesche effettuate nell'AMP e quelle al di fuori, nel complesso, corrispondono ad un valore complessivo annuale pari a 36.061 euro (11480,6 € AMP-OUT + 24580,8 € AMP-IN ; Fig.4.6)



***Totale = gg * valore medio pesc.**

Fig.4.6: Scenari 1) NO: Assenza di AMP; 2) SI: Presenza di AMP.

In definitiva, questa valutazione indica che la presenza dell'AMP apporta, in termini di valore economico, un beneficio del 116,2 % in più rispetto ad uno scenario che non prevede un progetto di conservazione come quello presentato (Fig.4.7).

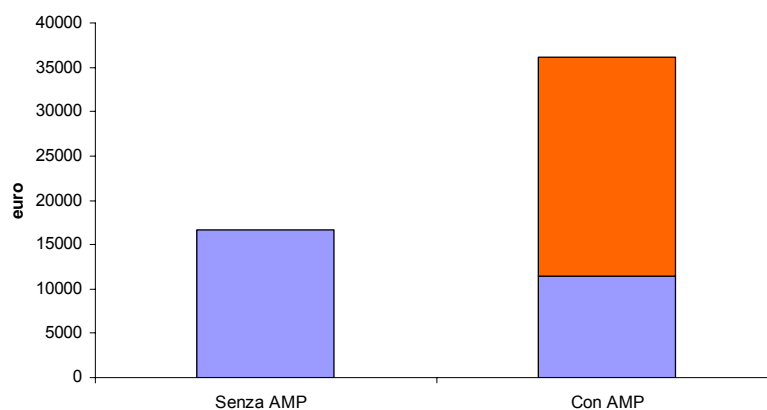


Fig. 4.7:Benefici in termini economici derivanti dalla presenza dell'AMP (Euro) in "anno tipo". In rosso contributo economico dell'AMP; in blu contributo economi delle attività di pesca esterne.

Infine, da dati raccolti sul campo si rileva che, a seguito dei risultati raggiunti dai pescatori coinvolti nella pesca sperimentale, ad oggi, sono sopraggiunte altre richieste di partecipazione al suddetto progetto. A chiedere l'autorizzazione sono 5 pescatori distribuiti in 3 imbarcazioni.

4.2 L'IMPATTO DELLE AMP ITALIANE SULLA FLOTTA DI PICCOLA PESCA ARTIGIANALE

Il sovradimensionamento della flotta peschereccia rispetto agli *stock* ormai sovrasfruttati, associato ad un aumento dei costi del carburante e alle misure attuate dall'Unione Europea volte alla diminuzione della pressione di pesca, hanno determinato, dal 1991 ad oggi, un ridimensionamento della flotta peschereccia complessiva del 32,6%. Il settore della piccola pesca è andato incontro ad una riduzione del 36% in termini di imbarcazioni dismesse in 16 anni, mentre per la pesca industriale la riduzione dei natanti è stata del 24% (Fig.4.8).

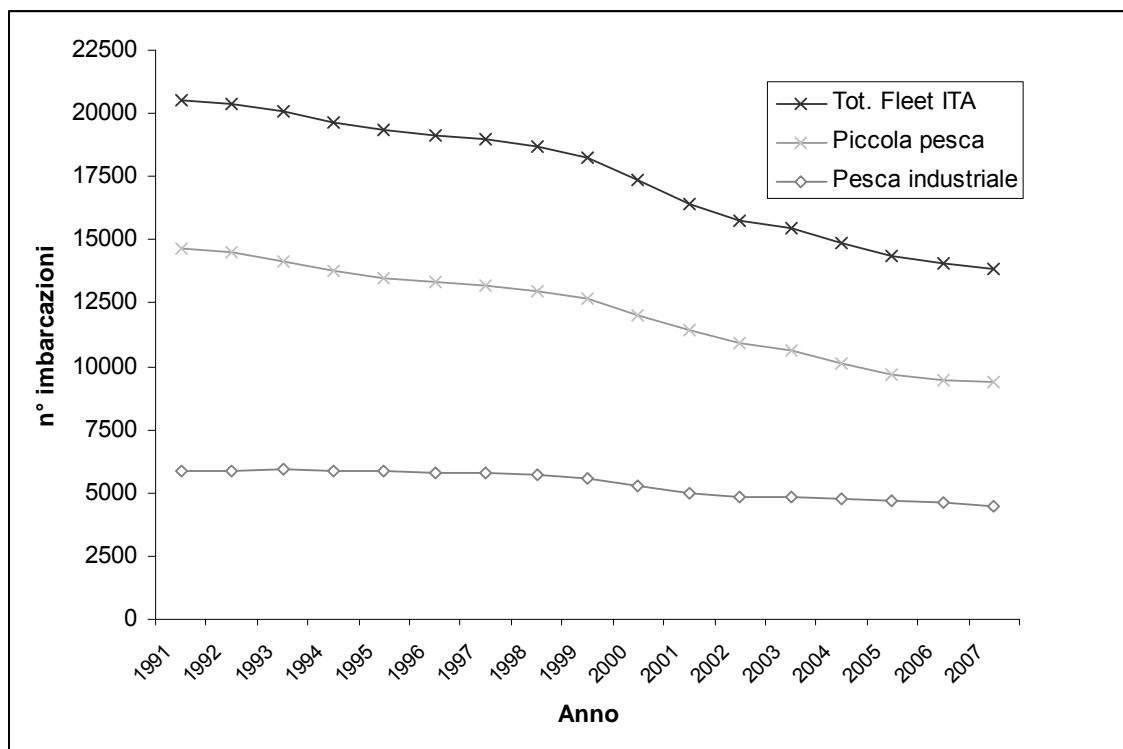


Fig. 4.8: Numero d'imbarcazioni per anno e distinto per: flotta di pesca complessiva a livello nazionale (Tot. Fleet ITA), n° d'imbarcazioni "piccola pesca" e n° d'imbarcazioni che rientrano nella categoria di "pesca industriale".

Dal confronto del tasso medio di dismissione (R) tra porti protetti e quelli non protetti rispetto alle 4 "regioni" considerate emergono scenari eterogenei. Tre dei quattro casi studio considerati, mostrano differenze significative tra gli andamenti del tasso di dismissione medio dei porti protetti rispetto ai non protetti.

In generale, nella macro regione "Puglia Campania e Calabria" il tasso di dismissione per i porti presenti in AMP non è variato nel tempo ($R=1$). Per contro, presso i porti non protetti è stata osservata una decrescita ($R<1$) nel tempo del numero di imbarcazioni. La differenza tra i coefficienti angolari delle due rette risulta essere significativa ($t= - 8.09$; $p<0.001$) (Fig.4.9).

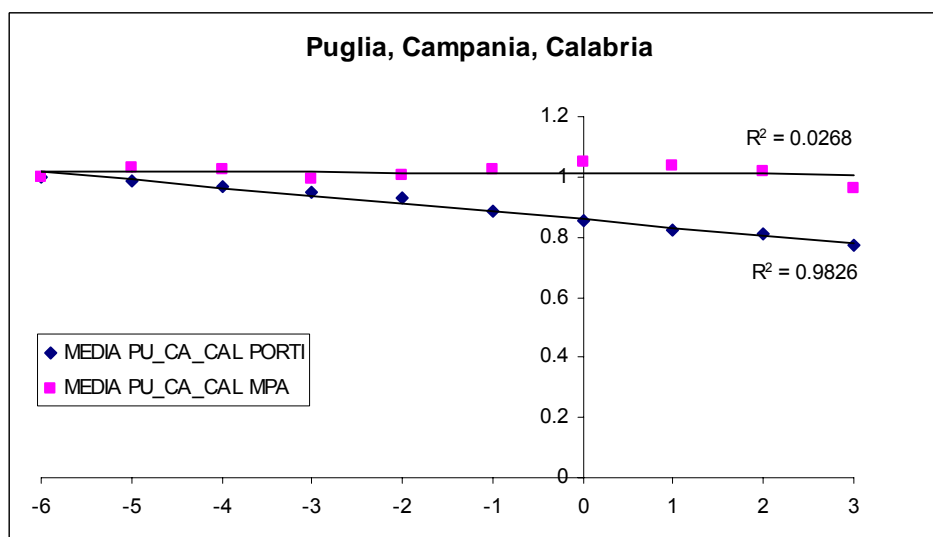


Fig. 4.9: Andamento tassi di dismissione media delle imbarcazioni dei porti protetti (rosa) e dei porti non protetti (blu).

Per quel che concerne la Liguria, le rette ottenute sia per i porti presso le AMP sia per quelli non protetti hanno mostrato, in entrambi i casi, una decrescita del numero delle imbarcazioni. Tuttavia, nel caso dei porti presso AMP il tasso di dismissione è stato minore rispetto ai porti non protetti. La differenza tra le due rette è risultata statisticamente significativa ($t = -6.44$; $p < 0.001$).

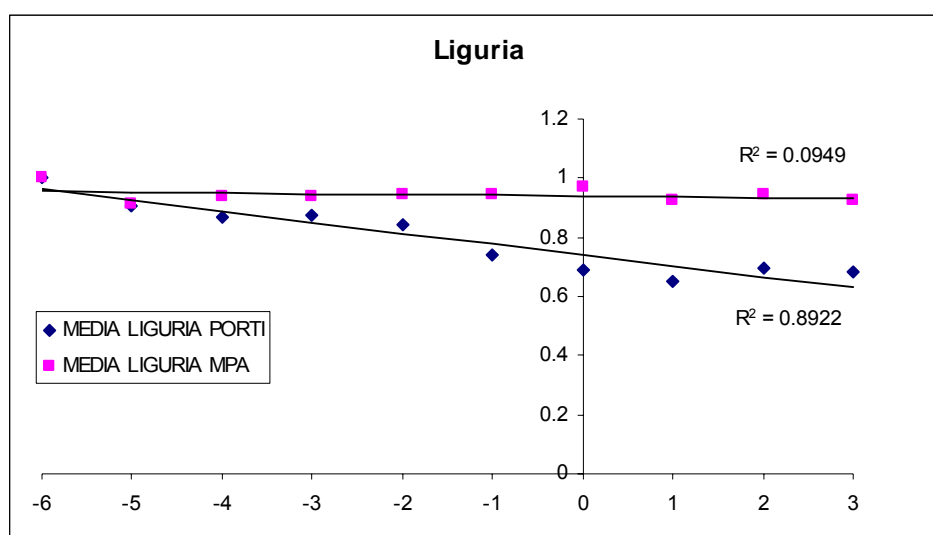


Fig. 4.10: Andamento tassi di dismissione media delle imbarcazioni dei porti protetti (rosa) e dei porti non protetti (blu).

In Sardegna, i tassi di dismissione medi dei porti protetti con e senza AMP (Fig.4.11) hanno mostrato un andamento dei dati osservati non coerente con le attese. Infatti i porti in assenza di AMP hanno mostrato un andamento crescente del numero di imbarcazioni, mentre nei porti con AMP si è osservata una decrescita. La differenza tra le due rette è risultata statisticamente significativa ($t=7,66$; $p<0.001$).

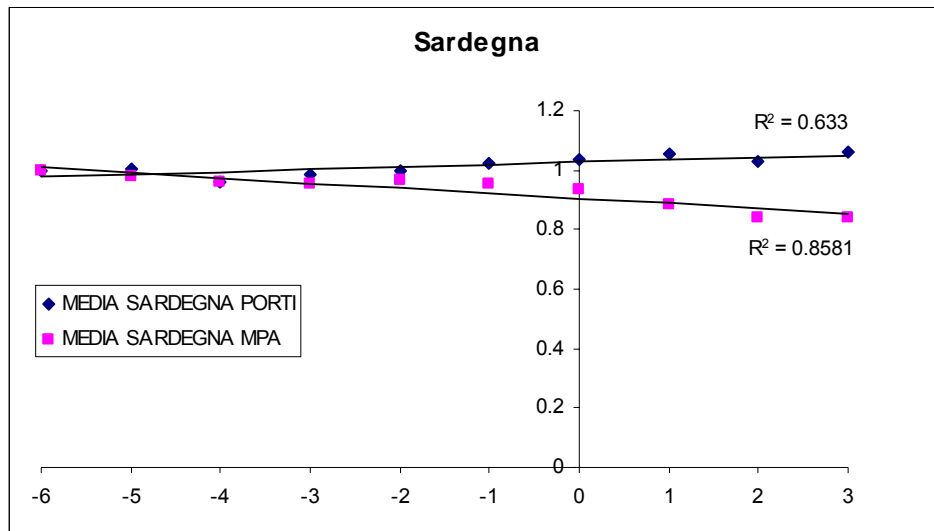


Fig. 4.11: Andamento tassi di dismissione media delle imbarcazioni dei porti protetti (rosa) e dei porti non protetti (blu) in Sardegna.

In fine, i porti con AMP e non della Sicilia (Fig.4.12) non hanno mostrato differenze significative nei tassi di dismissione medi ($t=1.57$; ns) e in generale hanno evidenziato in entrambi i casi una chiara decrescita del numero d'imbarcazioni.

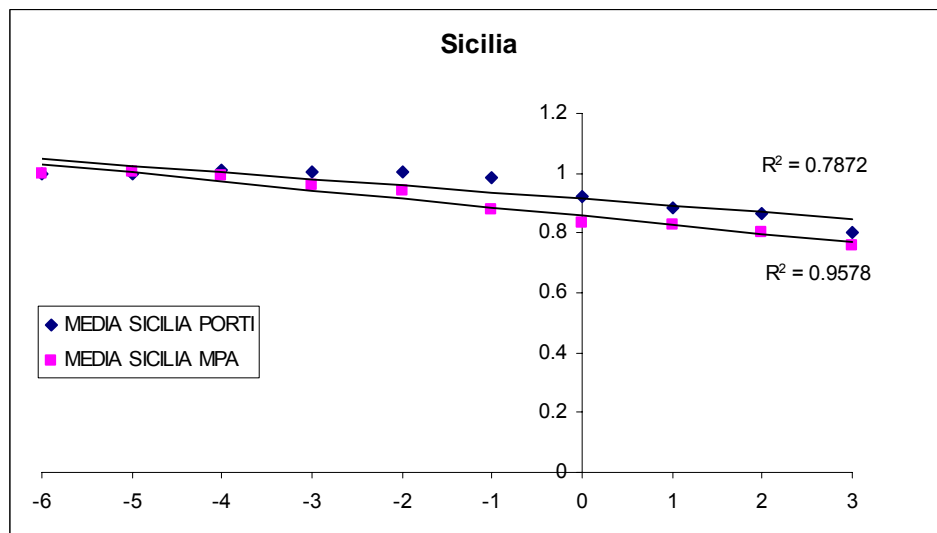


Fig.4.12: Andamento tassi di dismissione media delle imbarcazioni dei porti protetti (rosa) e dei porti non protetti (blu) in Sicilia.

4.3 L'IMPATTO DEL TURISMO DELL'AMP DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO

Ai fini dell'indagine, sono stati intervistati turisti frequentanti le spiagge che rappresentano il 53,2% del campione, il 15% sono *diver* e gli escursionisti in barca il 31,8% (Fig. 4.13). Tali questionari sono stati somministrati nelle principali località presenti lungo tutta la costa che rientra nel perimetro dell'AMP (Fig. 4.14). In particolare, i questionari sono stati somministrati a Porto S. Paolo (45,8%), S. Teodoro (26,46%) a Porto Istana (26,2%) e a Porto Taverna (1,5%).

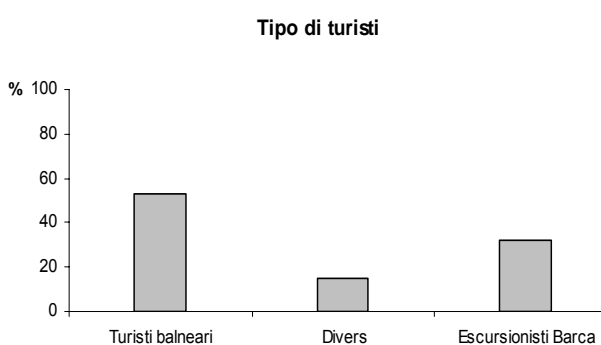


Fig.4.13: Tipo di turisti a cui è stato somministrato il questionario.

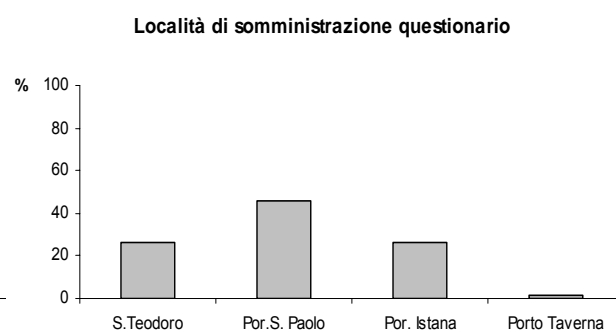


Fig.4.14: Località in cui sono stati somministrati i questionari.

L'analisi dei questionari somministrati mostra che il campione è costituito per il 74% (Fig.4.15) da soggetti che hanno un'età compresa tra i 26 e i 55 anni. Il 56,5% è rappresentato da uomini e il resto da donne (Fig.4.16).

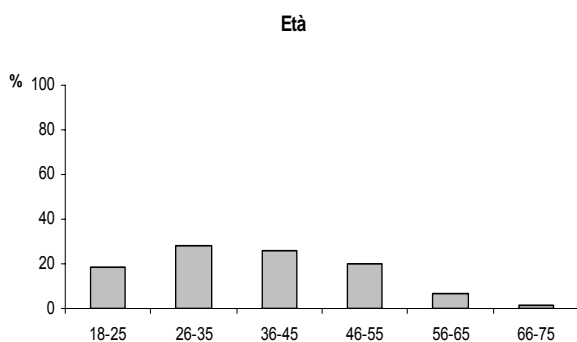


Fig.4.15: Età degli intervistati.

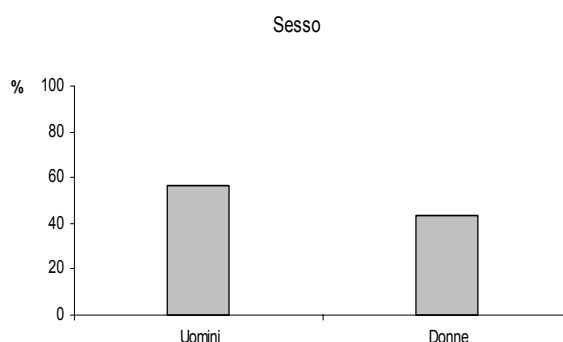


Fig.4.16: Sesso degli intervistati.

Il livello d'istruzione del campione è medio alto: il 59,3% possiede un diploma di scuola media superiore e il 34,9% è rappresentato da laureati (Fig.4.17).

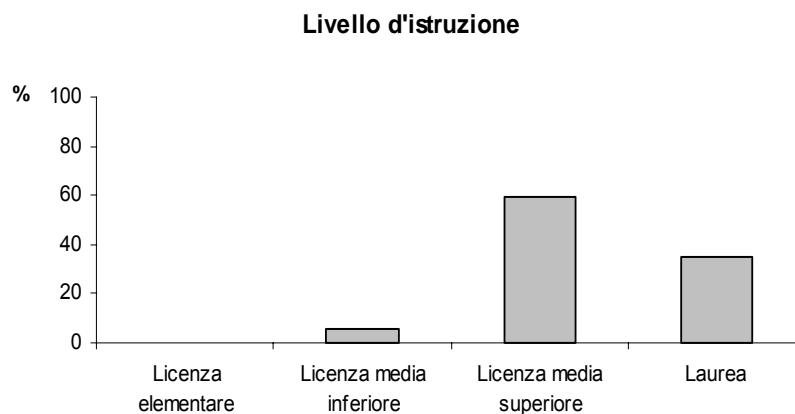


Fig.4.17: Livello d'istruzione degli intervistati.

Dal punto di vista dell'impiego lavorativo, il 30,5 % è "Dipendente privato", il 23,7% "Libero Professionista", il 15,8% "Dipendente pubblico", il 12,9% "Studente" e il 6,9% "Commerciante", mentre il restante 10,7% risulta essere "Pensionato", "Casalinga" e "Altro" (Fig.4.18).

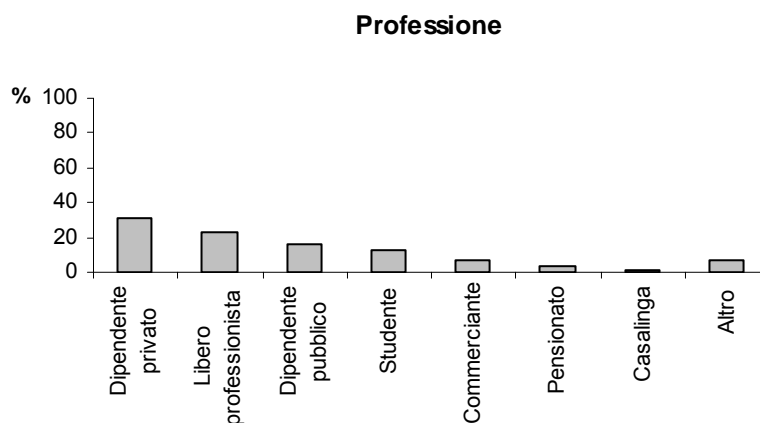


Fig.4.18: Professione svolta dagli intervistati.

La maggior parte degli intervistati (48,5 %) proviene dal Nord Italia (in prevalenza dalla Lombardia con il 27,5%; Fig. 4.19), il 20,1% dal Centro Italia (Lazio con il 10,4%), il 7,53% dal Sud Italia, il 6,1% proviene dall'estero, mentre il restante 9,7 % è rappresentato da turisti interni alla regione Sardegna (Fig. 4.20).

Area	Regione di provenienza	%
Nord	Lombardia	27.48
Nord	Piemonte	9.92
Nord	Emilia Romagna	8.9
Nord	Veneto	6.8
Nord	Liguria	2.0
Nord	FVG	0.7
Nord	Alto Adige	0.2
Centro	Lazio	10.4
Centro	Toscana	5.8
Centro	Umbria	2.0
Centro	Marche	0.7
Centro	Abruzzo	0.5
Sud	Campania	5.6
Sud	Puglia	2.0
Sud	Calabria	0.7
	Sardegna	9.6
	Estero	6.1

Fig.4.19: Regione di provenienza degli intervistati.

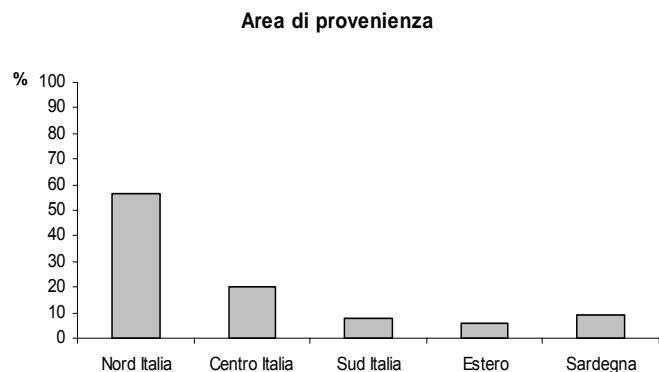


Fig.4.20: Area italiana di provenienza degli intervistati.

Per ciò che riguarda la permanenza (località in cui si domicilia nel periodo di vacanza) il tipo di struttura, il numero di accompagnatori e le spese, sia di vitto che di alloggio, le analisi hanno dato i seguenti risultati.

Risulta domiciliato presso il comune di S.Teodoro il 32,1 % degli intervistati, il 25,7% a Porto S. Paolo, il 14,3 ad Olbia, l'8,9% a Murta Maria, il 5,85 a Budoni e il 3,56% a Porto Istana mentre il 9,7% ha dichiarato altre località come ad esempio Siniscola, Porto Rotondo, Palau, Golfo Aranci, etc. (Fig.4.21) .

Località in cui alloggia per le vacanze

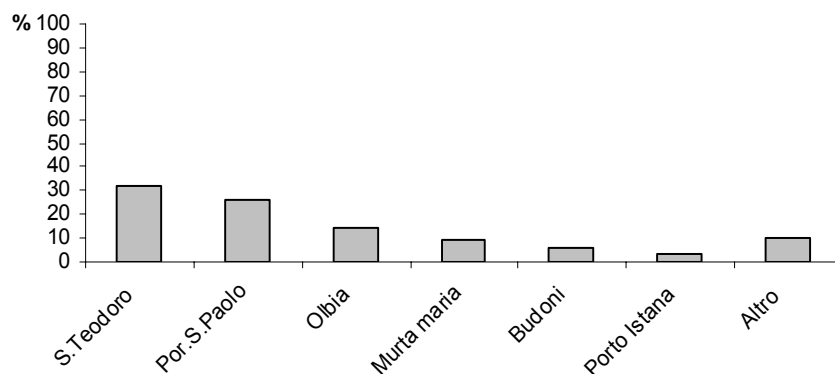


Fig.4.21: Località in cui alloggiano gli intervistati durante il periodo di vacanza.

Come si nota dal Fig. 4.22, gli intervistati alloggiano prevalentemente in "Alloggi in affitto" (42,5%), seguiti da coloro che abitano in "Casa propria" (36,90%), il 7,12% domicilia presso "Villaggi turistici", il 5,1% in "Albergo", il 5,1% in

“Campeggio” e, in fine, il 4,33% alloggia presso “Altre” strutture ricettive (Agriturismi, Residence, Ostello e B&B).

Strutture ricettive

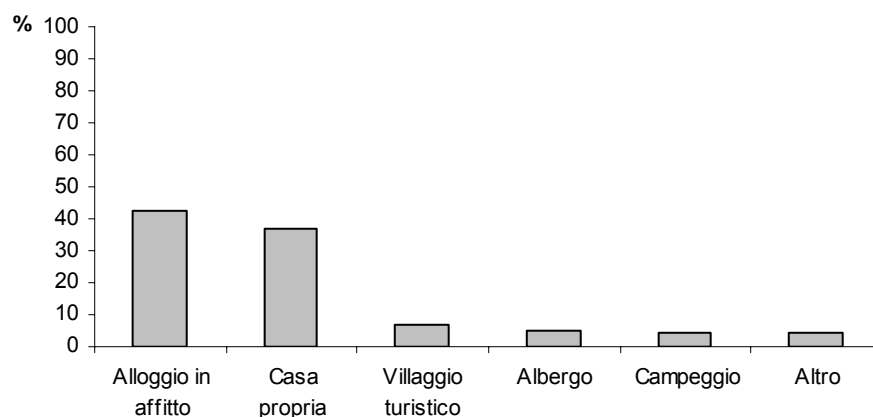


Fig.4.22: Tipo di strutture ricettive utilizzate durante il periodo di vacanza.

La permanenza media presso le suddette strutture si attesta a circa 14,1 giorni. Il 25,7% degli intervistati ha dichiarato che il periodo di vacanza consiste in 14 giorni, il 23,4% in 7 giorni, il 15,6% in 10 giorni, il 15% un periodo di 30 giorni, il 12,2% in 21 giorni e, infine, il 7,9% ha dichiarato altro (da 1 a 4 giorni) (Fig.4.23).

Giorni di permanenza

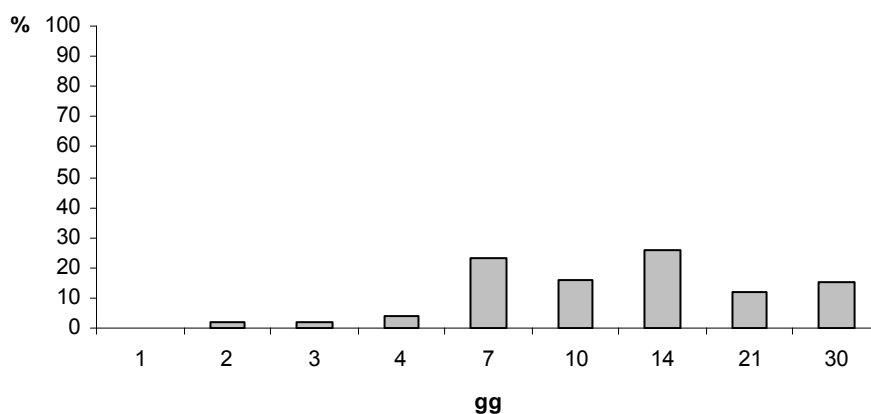


Fig. 4.23: Giorni di permanenza nei comuni suddetti.

Il numero di accompagnatori (Fig. 4.24) degli intervistati risulta essere in media di 2,7 persone. Il 31% del campione ha dichiarato di essere accompagnato da 3

persone, il 21,6% da 1 persona, la stessa percentuale (21,6%) da 2 persone, mentre il 12,5% degli intervistati è accompagnato da 4 persone, il 7,6% da 5 persone, il 2,8% degli intervistati è accompagnato da 7, l'1,53% viaggia da solo e l'1,3 con 1 persona.

Numero di accompagnatori

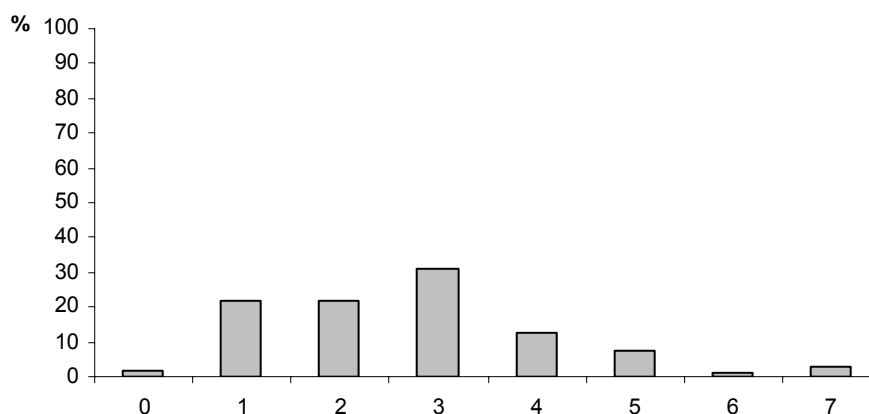


Fig.4.24: Numero di accompagnatori dell'intervistato.

Dal punto di vista della spesa effettuata per vitto e alloggio, gli intervistati, hanno dichiarato di aver speso mediamente 49 euro al giorno per persona; mentre per l'acquisto di servizi (Bar, escursioni etc.) 22,50 euro. Complessivamente, ogni intervistato spende in media 71 euro al giorno.

Per capire se la presenza di una AMP condizioni la scelta dei turisti e quali siano i motivi che spingono tali turisti a preferire un'area protetta, sono state rivolte le seguenti domande: "La presenza dell'AMP in cui si trova è stata determinante nella scelta di questo luogo di vacanza?"; "La scelta della località in cui alloggia nel periodo di vacanza è stata condizionata dalla vicinanza dell'AMP allo stesso?" e infine "Se SI, cosa ti attrae di questa AMP?".

Complessivamente l'11,5% degli intervistati (3,8% i turisti balneari, 2,8% i *diver* e 4,8% gli escursionisti) ha dichiarato che la presenza dell'AMP ha influenzato la scelta del luogo di vacanza mentre il 24,9% ha dichiarato di essere stato influenzato in parte (13,7% turisti balneari, 3,8% *diver* e 7,4% gli escursionisti) e il 63,6% ha ammesso di non esser stato influenzato (35,6% turisti balneari, 8,4% *diver* e 19,6% gli escursionisti) (Fig.4.25).

La presenza dell'AMP in cui si trova è stata determinante nella scelta di questo luogo di vacanze?

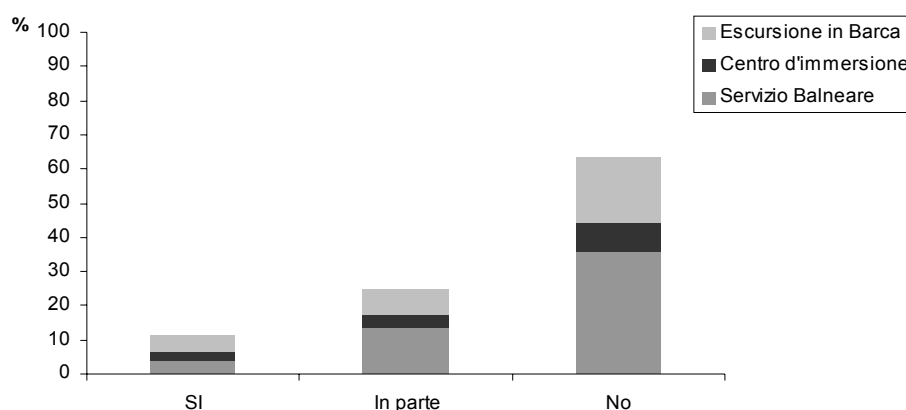


Fig.4.25: Risposte degli intervistati suddivise per attività svolte durante la somministrazione del questionario.

Dell'11,5% degli intervistati che ha affermato di essere stato influenzato dalla presenza dell'AMP, il 30,1% ha dichiarato di essere stato attratto dalla "garanzia di qualità ambientale" (in particolare dalla qualità delle acque) che potenzialmente offrirebbe una AMP. Il 22,4% è attratto dalla bellezza del paesaggio, il 21,7% dai fondali marini (collegato con l'attività subacquea), il 3,5% ha affermato che preferisce i luoghi in cui sono attivate politiche di conservazione della biodiversità (ripopolamento ittico, rispetto dell'ambiente, protezione della fauna e della flora, ecc.). Il 2,8% ha dichiarato che la presenza dell'AMP rende gli utenti dell'area marina più tranquilli, specialmente dal punto di vista del traffico nautico, infine, il 19,6% non ha fornito una risposta (Fig. 4.26)

Se SI Cosa ti attrae di questa AMP?

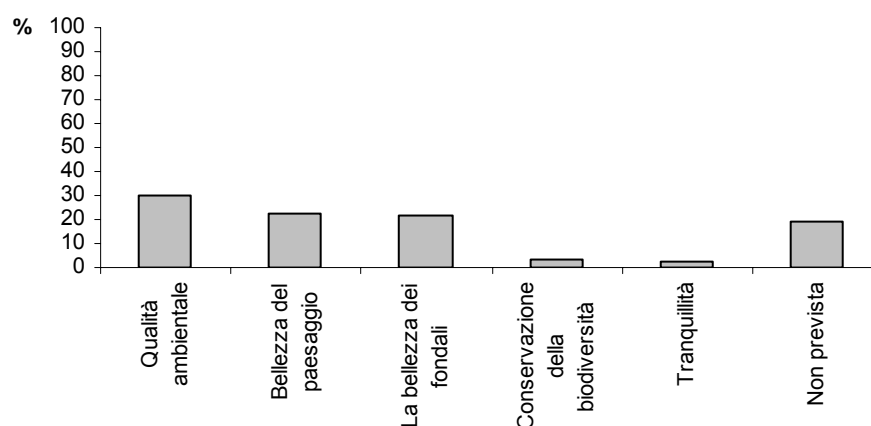


Fig.4.26: Motivazione che ha spinto l'intervistato a prediligere l'AMP come luogo di vacanza.

Tra coloro che hanno dichiarato di essere stati, totalmente o in parte, influenzati dalla presenza della AMP per la scelta del territorio in cui passare le vacanze (Fig. 20), il 31,5% ha dichiarato di essere stato condizionato anche nella scelta della località in cui passare le vacanze (Fig. 4.27). Analizzando le località scelte come domicilio per il periodo di vacanza si evince che tutti hanno scelto località presenti lungo la costa prospiciente l'AMP. In particolare il 41,3% ha scelto S.Teodoro, il 33,8% Porto S. Paolo, il 12,5% Olbia e il 6,3% Murta Maria (frazione di Olbia).

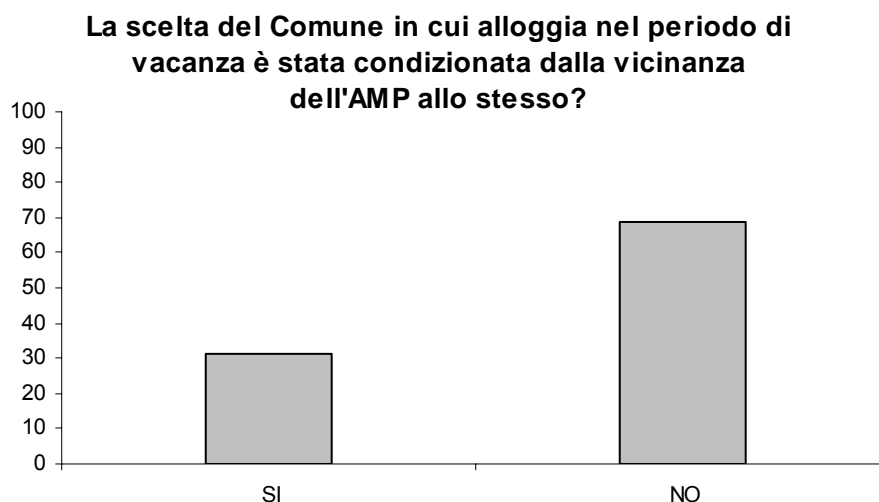


Fig.4.27: Scelta della località in base alla vicinanza dell'AMP tra coloro che hanno dichiarato di essere stati attratti dalla presenza

Analizzando le risposte date per singola attività svolta dagli intervistati (balneazione, diving e escursioni in barca) sono stati ottenuti i seguenti risultati (Fig.4.28):

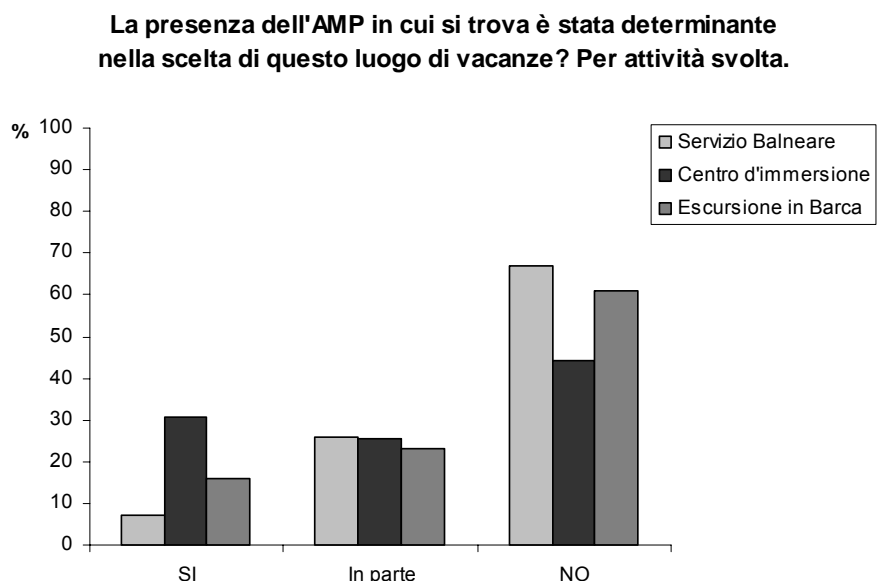


Fig.4.28: Percentuale delle risposte date per singole attività.

BALNEAZIONE: tra gli intervistati che durante la somministrazione del questionario svolgevano attività di balneazione, solo il 7,2% ha dichiarato che la scelta del luogo di vacanza è stata condizionata dalla presenza dell'AMP. Il 25,8% ritiene di essere stato condizionato in parte e il 67% dichiara di non essere stato condizionato affatto. Tra coloro che hanno dichiarato che la presenza dell'AMP è stata determinante nella scelta del luogo di vacanza, il 31,9% è stato attratto dalla "qualità ambientale" che l'AMP garantirebbe, il 23,2% è stato attratto dalla bellezza del paesaggio, il 4,3% ha preferito un luogo in cui si attuano politiche di conservazione della biodiversità. Il 1,4% ha risposto che la presenza dell'AMP lo fa sentire più tranquillo grazie al controllo del traffico nautico. Il 39,1% non sa rispondere.

La spesa media per persona risulta essere di 49 euro al giorno per vitto e alloggio e di 18 euro al giorno per i servizi.

DIVING: il 18,6% dei subacquei ha dichiarato che la presenza dell'AMP è stata determinante nella scelta del luogo di vacanza, il 25,4% ne è stato condizionato in parte e il 55,9% ha dichiarato di non essere stato condizionato. La maggior parte dei *diver* (80,8%) ha dichiarato di essere stata attratta dai fondali protetti dall'AMP, il 7,7% dalla qualità ambientale, la stessa percentuale (7,7%) è risultata attratta dalla bellezza del paesaggio. Il 3,8% degli intervistati è stato attratto dalla tranquillità presente nell'AMP. La spesa media di vitto e alloggio per persona è di 46 euro al giorno e per l'acquisto di beni e servizi di 30 euro al giorno.

ESCURSIONE IN BARCA: tra gli escursionisti in barca, il 15,2% ha dichiarato che l'AMP è stata determinante nella scelta del luogo di vacanza, il 23,2% ha dichiarato che è stato condizionato in parte e, in fine, il 61,6% ha dichiarato di non essere stato condizionato. La qualità ambientale è stata la principale attrattiva dell'AMP (39,6%). A seguire, il 29,2% degli intervistati ha dichiarato di essere stato attratto dalla bellezza del paesaggio, il 4,2% è stato attratto dalla presenza di un progetto di conservazione, l'4,2% dalla tranquillità e il 20,8% dalla bellezza dei fondali. Il 2,1% non ha risposto alla domanda. Gli escursionisti spendono mediamente 50 euro al giorno per il vitto e l'alloggio e 20 euro al giorno per l'acquisto di beni e servizi.

5. DISCUSSIONE

Lo studio proposto è stato reso particolarmente complesso da tre aspetti: 1- la disponibilità di dati credibili sulla pesca in Italia; 2- la difficoltà ad importare tecniche di analisi tradizionalmente utilizzate in campo economico in questo contesto; 3- ed infine la difficoltà intrinseca a fornire valutazioni economiche relativamente a beni e servizi forniti dalla “biodiversità” . Al fine di affrontare uno studio sull’impatto socio-economico delle AMP italiane, caratterizzate da estensioni particolarmente limitate, sul settore della pesca e del turismo era necessario avere a disposizione dati a livello locale. L’impostazione iniziale dello studio si basava sulla possibilità di seguire delle serie temporali che avrebbero consentito di osservare in modo diretto eventuali cambiamenti (es. quantitativi di catture, flussi turistici, etc.) generati dalla presenza di AMP. Una oggettiva mancanza di dati ha reso necessario la reimpostazione dello studio analizzando una delle poche realtà in cui avviene un monitoraggio sistematico delle attività di pesca come quella di Torre Guaceto. Inoltre, per poter procedere ad una analisi a scala nazionale si è proceduto all’utilizzo di dati (numero di imbarcazioni per porto) che hanno consentito un’analisi dell’impatto delle AMP Italiane sul comparto della piccola pesca artigianale attraverso un indicatore indiretto.

5.1 L’IMPATTO DELL’AMP DI TORRE GUACETO SULLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE LOCALE

Questo studio ha messo in evidenza che le catture effettuate dai pescatori locali, all’interno e all’esterno dell’AMP, mostrano molte differenze sia in termini quantitativi che qualitativi. In particolare, le catture sono risultate essere differenti tra aree di pesca (all’esterno e all’interno dell’AMP) sia in termini di composizione in specie che come peso umido. In media, le catture effettuate in AMP sono state quantitativamente e qualitativamente più importanti rispetto a quelle ottenute all’esterno dell’AMP. Le specie commerciali più importanti come *Mullus surmuletus* e *Scorpaena scrofa* sono presenti almeno per il 40 % del totale delle catture interne contro il circa 20% per quelle esterne all’AMP. All’inizio dell’esperimento (2005), il CPUE (kg km^{-1} di rete) medio delle pescate all’interno dell’AMP, era 4 volte superiore a quello ottenuto all’esterno e, successivamente,

dopo 2-3 anni di pesca regolamentata, il valore ha subito un declino fino a stabilizzarsi ad un valore maggiore di circa il doppio rispetto ai valori ottenuti fuori dall'AMP. Infatti, mediamente, all'interno dell'AMP la CPUE è di circa 26-27, mentre all'esterno si hanno valori compresi tra 7 e 11. E' da notare che quest'ultimo dato è molto simile al dato rilevato nel 1988 prima della creazione dell'AMP di Torre Guaceto in cui la media delle catture nell'area suddetta era pari a circa 8 Kg Km⁻¹ di rete (Di Natale et al., 1989).

Dai dati emersi si può affermare che le differenze osservate sono molto probabilmente il risultato dei differenti regimi di gestione delle aree di pesca. Mentre nell'AMP sono imposte delle forti restrizioni sulle attività estrattive, sia in termini qualitativi sia quantitativi, l'area esterna subisce non solo l'impatto della pesca professionale, ma anche di quella ricreativa che può produrre gli stessi livelli d'impatto sugli *stock* ittici delle attività commerciali (Lewin et al., 2006; Lloret et al., 2008). Nei 4 anni precedenti il ripristino dell'attività di pesca, l'AMP è stata effettivamente protetta da ogni uso estrattivo e durante tale periodo si è avuto probabilmente un recupero degli *stock* ittici (Guidetti, 2006), come osservato in altre AMP nel mondo (Halpern e Warner, 2002). Dopo la sottoscrizione del protocollo (2005) da parte dell'Ente gestore e dei pescatori locali, è stata avviata la pesca sperimentale. Il suddetto protocollo e il fatto che i pescatori locali, sotto la sorveglianza dello staff dell'AMP, ne abbiano rispettato i contenuti ci ha fornito i prerequisiti per una valutazione coerente dell'efficacia di protezione dell'AMP.

Nonostante nell'AMP si osservi un recupero degli *stock* ittici, probabilmente dovuto alla riduzione della mortalità da pesca, è bene tener presente che le stesse AMP non vanno considerate come dei "sistemi chiusi". Tra area protetta e quella limitrofa, infatti, può avvenire, ad esempio, il cosiddetto *spillover* (letteralmente 'traboccamento'), cioè la fuoriuscita di individui adulti o l'esportazione di uova e larve (Harmelin-Vivien et al., 2008; Lipcius et al., 2008). Dati quantitativi sul tasso di movimento o connettività tra AMP e area adiacente sono scarsi, ma è bene osservare che le AMP possono fungere anche da rifugio per i pesci che sfuggono dai pescatori garantendo potenzialmente il ricovero e il mantenimento delle popolazioni (Roberts 1997; Boero et al., 2005).

Dal punto di vista metodologico il CPUE è stato valutato, all'interno e all'esterno dell'AMP, usando gli stessi strumenti di pesca. Tale condizione ha permesso di

usare il CPUE come un indicatore per stimare l'abbondanza e comparare i dati tra area protetta e non, oltre che negli anni. Il CPUE medio ottenuto all'interno dell'AMP di Torre Guaceto nel 2005 era particolarmente alto e un declino negli anni era atteso. Il fatto che il CPUE all'interno dell'AMP si sia stabilizzato (considerando anche dati del 2009 non pubblicati) a livello almeno doppio rispetto a quello ottenuto al di fuori della stessa potrebbe indicare che il protocollo adottato a Torre Guaceto sia uno strumento adeguato per un miglioramento delle condizioni degli *stock* ittici rispetto ad altre aree aperte alla pesca. Quindi, il CPUE medio, interno/esterno l'AMP, potrebbe essere usato per regolare in modo adattativo lo sforzo di pesca locale ed evitare fenomeni di sovrasfruttamento delle risorse. Per esempio, la stabilizzazione nel tempo del CPUE all'interno dell'AMP, doppio rispetto all'esterno, potrebbe essere considerato un *target* e attraverso una gestione adattativa della pesca si potrebbe preservare tale risultato. Il raggiungimento di tale obiettivo non vuole essere la dimostrazione che il protocollo adottato permette la realizzazione di un'attività di pesca sostenibile. Infatti, la sostenibilità è un concetto con molte sfaccettature (Gatto, 1995) e non è facile da misurare. La definizione di sostenibilità, nel caso della scienza della pesca, infatti, si basa sull'idea che le risorse di pesca, se opportunamente sfruttate, forniscano una resa stabile nel tempo, concetto che trova la sua base teorica nell'MSY (Maximum Sustainable Yield). Se consideriamo il caso di Torre Guaceto la stabilizzazione del CPUE dopo il 2007 potrebbe essere vista come un buon risultato, ma non possiamo concludere che il protocollo adottato possa fornire garanzie a lungo termine contro la sovrappesca. Infatti, l'imprevedibilità degli ecosistemi, come risultato delle interazioni dei fattori biotici e abiotici (Gatto, 1995), non ci permette di assicurare nel tempo la stabilità delle rese derivanti dall'attività di pesca. In generale la naturale variabilità ambientale ha condizionato l'impiego del concetto MSY che ha spesso fallito nella gestione degli *stock* ittici. Il protocollo adottato a Torre Guaceto, a differenza dell'approccio MSY, include alcune misure in più come l'uso di rete che non ha un impatto sugli organismi bentonici, sugli stadi giovanili e sulle specie predatrici. Da questo punto di vista la ricerca per produrre un protocollo per una pesca sostenibile deve includere considerazioni sugli aspetti ecologici come la protezione di *habitat former* (Fraschetti et al., 2008), degli stadi giovanili per permettere la persistenza

delle popolazioni nel tempo (Minto et al., 2008) e delle relazioni trofiche che garantiscono la salute degli ecosistemi.

Le specie commerciali non hanno sempre mostrato le stesse risposte temporali alla pesca. Alcune specie (es. *Dentex dentex*, *Pagrus pagrus*, *Phycis phycis*), dopo il ripristino dell'attività di pesca, hanno mostrato un declino all'interno dell'AMP. Altre specie, come *Scorpaena scrofa* and *Symphodus tinca*, hanno mostrato un leggero declino, ma subito dopo si sono stabilizzate a livelli alti all'interno rispetto l'esterno dell'AMP. *Mullus surmuletus*, allo stesso modo, ha mostrato segni di stabilizzazione. Infine, i cefalopodi come *O. vulgaris* and *S. officianalis*, non hanno nessun evidenziato alcun andamento temporale di rilievo. Intuitivamente è molto probabile che le caratteristiche di vita delle specie (es. tasso di crescita, movimenti nella colonna d'acqua, movimenti di foraggiamento giorno/notte, etc.) possano avere un ruolo come è stato osservato anche altrove in termini di risposte specie-specifiche alla protezione dall'attività di pesca all'interno di riserve marine (Palumbi, 2004; Blyth-Skyrme et al., 2006). I trend osservati, specialmente per le specie che hanno mostrato un chiaro declino, suggeriscono che deve essere dedicata una maggiore attenzione allo sforzo di pesca o la selettività degli attrezzi nell'AMP in modo da evitare che queste specie possano essere sovrasfruttate a medio o a lungo termine.

La conversione delle catture in termini monetari ha permesso di esprimere alcuni benefici di una AMP in un linguaggio immediatamente comprensibile alle comunità locali (decisori, gestori, operatori economici e cittadini). Nel processo di comunicazione è importante far notare che i benefici economici dell'AMP, rispetto all'attività di pesca, non rappresentano il valore totale di un progetto di conservazione, ma solo il "valore d'uso estrattivo" di una AMP.

L'esclusione di qualsiasi attività di sfruttamento nel periodo compreso tra l'istituzione dell'AMP e la cogestione dell'attività di pesca ha rappresentato un costo (sottrazione di un'area di pesca) per i pescatori locali. Il caso dell'AMP di Torre Guaceto dimostra, tuttavia, che una gestione efficiente dell'area è in grado di apportare, a lungo termine, dei benefici abbastanza rilevanti per l'attività dei pescatori locali. Dalla simulazione (presenza e assenza dell'AMP) emerge che l'AMP ha la potenzialità di creare significativi benefici a vantaggio dei pescatori rispetto ad un'area non soggetta a protezione. Oltre ai maggiori quantitativi delle catture, l'AMP ha un effetto sulle taglie di alcune specie (es. *Mullus surmuletus*)

conferendo un valore commerciale superiore all'intero pescato rispetto a quello ottenuto all'esterno.

Indirettamente, l'AMP di Torre Guaceto sta favorendo la conservazione di un patrimonio culturale quale è la piccola pesca artigianale.

Questi risultati suggeriscono che un protocollo come quello predisposto a Torre Guaceto potrebbe essere adottato e/o adattato alle condizioni locali in altre AMP nel Mediterraneo che hanno caratteristiche simili alla suddetta AMP: piccole, lontane da grandi insediamenti urbani e dove i pescatori locali costituiscono piccoli gruppi. Inoltre, occorre considerare che il successo di una cogestione è strettamente correlato all'atteggiamento e al coinvolgimento dei pescatori così come alle relazioni che si instaurano tra di essi, lo staff dell'AMP ed i ricercatori. Prima che l'AMP fosse istituita e sottoposta a controllo i pescatori erano più numerosi rispetto ad oggi. Tale situazione causava una forte competizione per lo sfruttamento delle risorse che ebbe come conseguenza la riduzione dei livelli di *stock*. Dopo che l'AMP fu istituita e controllata emerse una conflittualità tra i pescatori che tradizionalmente pescavano in tale area e lo staff dell'AMP o le autorità di controllo. L'inizio del progetto di cogestione ha permesso l'avvio di un circolo virtuoso. I pescatori locali che hanno condiviso e aderito al protocollo hanno presto intuito i vantaggi economici che sarebbero scaturiti dalla suddetta cogestione. Tali vantaggi hanno spinto altri pescatori, che non avevano inizialmente sottoscritto il protocollo, a richiedere all'Ente Gestore la possibilità di partecipare alle attività di pesca nell'AMP ponendo nuove sfide per una gestione ottimale dei vantaggi ottenuti fino ad oggi.

Questa attività di pesca sperimentale è stata anche utile ai fini della pianificazione di una commercializzazione basata su un mercato di qualità dei prodotti ittici pescati secondo il protocollo condiviso. In particolare un notevole interesse è stato mostrato dall'associazione "Slow Food-Alto Salento", con la quale l'Ente Gestore e l'Università del Salento hanno avviato diverse attività per valorizzare il prodotto. A tale scopo, sono state avviate attività per l'acquisizione di un marchio di certificazione che garantisca la sostenibilità ambientale dei processi di pesca e la qualità del prodotto (Kaiser e Edwards-Jones, 2004; Shelton, 2009). Tale procedura consentirebbe di presentare il prodotto con prezzo maggiorato (Erwann, 2009) a vantaggio sia dei pescatori sia dei consumatori. Al fine di conferire ai prodotti della pesca un valore aggiunto,

specialmente per quelle specie a basso valore commerciale, si sta avviando anche un laboratorio di trasformazione. Tutto questo ha cominciato a dare i suoi frutti poiché i pescatori di Torre Guaceto, quest'anno, hanno ricevuto un importante riconoscimento (vedi *Biol Fish*; <http://sloweb.slowfood.it/sloweb/ita/dettaglio.lasso?cod=3E6E345B112411DC9Bqvq14BE2A6>). Questo conferma quanto già sottolineato relativamente al ruolo dell'Ente gestore dell'AMP di Torre Guaceto che, indirettamente, sta favorendo la conservazione di un patrimonio culturale quale è la piccola pesca artigianale altrove destinata ad estinguersi.

5.2 L'IMPATTO DELLE AMP ITALIANE SULLA FLOTTA DI PICCOLA PESCA ARTIGIANALE

Lungo la costa italiana la piccola pesca artigianale risulta essere l'attività prevalente rispetto l'intero comparto. A livello nazionale essa rappresenta circa il 63% della flotta complessiva ed utilizza principalmente attrezzi fissi (Colloca et al., 2004). Tale settore economico gioca un ruolo importante a livello locale non solo in termini economici e occupazionali ma anche per le sue implicazioni socio-culturali (Colloca et al., 2004).

Dall'analisi dei dati si nota che in Italia esiste una forte tendenza alla dismissione delle imbarcazioni da pesca e questa è particolarmente accentuata nel comparto della piccola pesca artigianale (36% tra 1991-1997). Tra i motivi che potrebbero determinare tale tendenza vi sono: la diminuzione della resa dovuta al sovra sfruttamento delle risorse costiere, l'aumento dei costi delle operazioni di pesca (es. carburante) (Tyedmers et al., 2005), la perdita dei metodi di pesca tradizionale, alti livelli di competizione per lo sfruttamento delle aree di pesca (Colloca et al., 2004) e le politiche di riduzione dello sforzo di pesca promosse a livello comunitario, nazionale e regionale. Di fronte alla bassa redditività dell'attività di pesca gli operatori cercano di ottenere sovvenzioni oppure investono in diverse forme di reddito (es. turismo) alternando la propria attività con altre (es. turismo) (Colloca et al., 2004) o convertendosi totalmente.

Come evidenziato dal caso studio di Torre Guaceto, le AMP opportunamente gestite possono avere un ruolo nel determinare una convenienza nel praticare l'attività di pesca artigianale supportando sia l'esigenze economiche-sociali sia

quelle di carattere conservazionistico. Tale dinamica potrebbe rappresentare un incentivo per gli operatori della piccola pesca a non abbandonare la loro attività. Dal confronto dei tassi di dismissione tra porti protetti e porti non protetti a livello nazionale si nota uno scenario abbastanza eterogeneo. Tre dei quattro casi studio considerati mostrano differenze significative tra gli andamenti del tasso di dismissione medio dei porti protetti rispetto ai non protetti. Tale indicazione supporta l'ipotesi che le AMP possano essere tra i fattori che influenzano il tasso di dismissione.

In particolare, secondo il modello adottato, i casi della macro regione "Puglia, Calabria e Campania " e quella della Liguria suggeriscono che le rispettive AMP avrebbero un effetto positivo sull'attività di pesca e che di conseguenza limiterebbero la tendenza a dismettere l'attività da parte degli operatori che esercitano in tali aree. Nel caso della Sardegna si presenta una situazione opposta alla precedente in cui il tasso di dismissione nei porti protetti è maggiore rispetto ai porti non protetti suggerendo che le AMP di questa regione avrebbero un effetto negativo sull'attività di pesca. Nel caso della Sicilia, invece, le AMP non avrebbero nessun tipo di effetto sulla consistenza della flotta di piccola pesca artigianale, in quanto non ci sarebbero differenze significative tra i tassi di dismissione in porti protetti e quelli dei porti non protetti.

L'approccio utilizzato nell'analisi consente di avere delle indicazioni generali su quelle che sono le dinamiche di dismissione delle imbarcazioni in contesti protetti rispetto a quelli non protetti ma non ci permette di identificarne le cause. Potenzialmente i fattori che potrebbero influenzare la persistenza della flotta di pesca artigianale potrebbero essere sia di carattere politico-gestionale sia ecologico-conservazionistico. Dal punto di vista politico-gestionale la persistenza della flotta peschereccia potrebbe dipendere da diversi fattori tra cui le politiche di incentivazione o sovvenzione della pesca, le modalità di gestione delle AMP, l'economia su cui si basa il territorio, etc.. Dal punto di vista ecologico-conservazionistico, l'efficacia di conservazione degli *stock* ittici e i possibili fenomeni di *spillover* potrebbero spiegare le dinamiche di dismissione.

Purtroppo, gli studi che riportano un'analisi empirica sugli effetti dell'AMP sia dal punto di vista ecologico-conservazionistico che politico-gestionale sono scarsi e spesso contraddittori. Tali contrasti possono emergere da una mancanza di piani di monitoraggio condivisi e costanti nel tempo.

E' interessante notare che le marinerie situate presso AMP, i cui i tassi di dismissione sono stati minori (es., in "Puglia, Calabria e Campania": Torre Guaceto e Capo Rizzuto; Liguria: Portofino e Cinque Terre), operavano presso AMP in cui sono stati riscontrati chiari effetti positivi della protezione sulle specie commerciali (Guidetti et al., 2008). In alcuni casi (Torre Guaceto, Porto Cesareo, Punta Campanella, Capo Rizzuto) l'effetto positivo dell'AMP è confermato da uno studio su scala nazionale (UNIMAR, 2008) in cui sono state riscontrate catture medie superiori in AMP rispetto le aree esterne, mentre per i casi di Portofino e Cinque Terre si è osservato il contrario. Inoltre, da interviste ai pescatori delle stesse AMP (UNIMAR, 2008) è emerso che la maggior parte degli intervistati riteneva che le AMP fossero utili a garantire la salvaguardia delle risorse (anno 2006: Torre Guaceto: 50% dei pescatori; Porto Cesareo: 75%; Capo Rizzuto: 50%; Punta Campanella: 59%; Portofino: 51% e Cinque Terre: 50%) riconoscendo indirettamente un effetto positivo. Nonostante ciò, quando era chiesto ai pescatori se l'AMP avesse avuto un effetto sui redditi, la maggior parte degli intervistati aveva risposto di non aver osservato nessun effetto, tranne il caso dell'AMP di Torre Guaceto in cui la totalità dei pescatori ha risposto positivamente (UNIMAR, 2008). Nel caso della Sardegna sono stati riscontrati effetti positivi sulle medie delle catture in tutte le AMP (UNIMAR, 2008). Un altro studio conferma l'effetto positivo delle AMP solo in quella di Tavolara Punta Coda Cavallo in cui sono stati osservati, solo in anni recenti, effetti di protezione su alcune specie di interesse commerciale (Guidetti et al., 2008; Di Franco et al., 2009). Nonostante siano stati riscontrati effetti positivi sulle medie delle pescate in tutte le AMP, in tre su quattro (Asinara, Capo Caccia, Penisola del Sinis) gli intervistati hanno dichiarato un effetto negativo o nullo sul reddito, mentre nell'AMP di Capo Carbonara il 46% dei pescatori dichiarano un'effetto positivo (UNIMAR, 2008). In Sardegna, tuttavia, non esiste una radicata tradizione di pesca (se non in alcune zone specifiche, es., Isola di San Pietro) e l'economia costiera si basa prevalentemente sul turismo o la pastorizia. In corrispondenza o nelle vicinanze di alcune AMP (es. Asinara e Tavolara-Punta Coda Cavallo) sono presenti aree molto rinomate dal punto di vista turistico come la "Costa Smeralda". Considerando tale contesto, si potrebbe immaginare che diversi pescatori scelgano di interrompere l'attività di pesca per dedicarsi ad attività rivolte al turismo, potenzialmente più remunerative anche rispetto ad un

eventuale contributo di un'AMP. Ad oggi, la metà delle molte AMP della Sicilia risulta essere commissariata (3 su 6) (UNIMAR, 2008), il che è sintomo di seri problemi di carattere gestionale. Si potrebbe immaginare che tale situazione determini una scarsa efficacia della sorveglianza ed una riduzione degli effetti della protezione sugli *stock* ittici e, di conseguenza, sulla piccola pesca locale. Lo studio di Guidetti et al. (2008) evidenzia che su tre AMP analizzate in Sicilia solo una è risultata avere un impatto positivo sugli *stock* ittici (AMP di Ustica). Lo studio UNIMAR (2008), tuttavia, riporta un effetto positivo delle AMP sulle catture medie in almeno tre AMP su cinque studiate. Tale risultato comunque non è supportato dalla maggior parte dei pescatori che ritengono di aver subito un effetto negativo delle AMP sul reddito.

5.3 L'IMPATTO DELL'AMP DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO SUL SETTORE TURISTICO

Il turismo dipende dalla qualità ambientale che spesso è una delle attrazioni primarie di un territorio. Oggi il turista è sensibile all'inquinamento e alle condizioni di degrado ambientale che ne condizionano la scelta della destinazione turistica. Nell'industria turistica l'ecoturismo rappresenta il settore con i maggiori tassi di crescita (Mowforth e Munt, 1998). Sempre più l'ecoturista è alla ricerca di territori che siano in grado di offrire le sue componenti fondamentali legate al paesaggio, alla cultura locale, alle tipicità e unicità, al loro uso consapevole, alla loro conservazione oltre che alle condizioni di vivibilità (Oh et al., 2008). Il fruitore del cosiddetto "turismo-natura" si nutre di nuovi contenuti, attento ed esigente, sempre più conoscitore e sostenitore dei valori di questa forma di turismo. L'ecoturismo, nel contesto delle aree protette, è indicato come un'alternativa ad altre attività distruttive per raggiungere diversi obiettivi, tra cui quello di sostenere e aumentare il benessere delle comunità locali (Honey, 1999), promuovere un nuovo sviluppo, rinnovare l'orgoglio per la propria cultura e proteggere la biodiversità (Christ et al. 2003). Le AMP rappresenterebbero uno strumento utile per orientare uno sviluppo che riesca a conciliare le necessità economiche sociali e i bisogni dei turisti mantenendo nel tempo l'integrità

culturale, i processi ecologici e la biodiversità (Zierer, 1952; Wood, 1991; Brightsmith et al., 2008).

Ad oggi, diversi lavori hanno cercato di studiare l'opinione di diverse categorie di *stakeholder* (portatori di interesse) relativamente agli obiettivi di una politica di gestione e conservazione del territorio (Fiallo e Jacobson 1995; Pomeroy et al., 1997; Sorice et al. 2007; Mangi e Austen, 2008). Tuttavia, studi formali che abbiano affrontato il potenziale di attrazione di un'AMP nei confronti dei turisti e la ricaduta economica che questo comporta, non sono comuni. In un contesto territoriale come quello della Sardegna, in continuo sviluppo e soggetto ad una forte antropizzazione della costa, l'AMP di TPCC copre un ruolo di controllo e monitoraggio degli impatti capace di proporre delle azioni che cercano di conciliare il benessere socio-economico con la conservazione dei delicati equilibri naturali. Attraverso le attività gestionali volte alla conservazione della biodiversità, alla promozione di attività economiche ritenute "eco-compatibili" e alla sensibilizzazione dell'opinione pubblica sulle tematiche ambientali, questa AMP rappresenta un utile strumento di valorizzazione territoriale e di difesa del patrimonio naturalistico.

L'indagine ci ha permesso di caratterizzare il tipo di turista che sembra interessato alla presenza di un'AMP per la scelta del luogo di vacanza, anche se la natura del campionamento non ci permette di quantificare l'impatto di una AMP sull'intero settore turistico.

Dall'indagine emerge che la maggior parte degli intervistati riconosce e giustifica la presenza dell'AMP. Gli intervistati, infatti, erano informati sulla presenza dell'AMP grazie al "passaparola", ad esperienze precedenti e all'importante sforzo dedicato dall'Ente gestore per informare i frequentatori dell'area sulla presenza di un progetto di conservazione. La maggior parte degli intervistati giustificano la presenza dell'AMP e ritengono che l'area sottoposta al progetto di conservazione meriti uno sforzo per una gestione attenta da parte degli enti preposti. Il fatto che i turisti si dimostrino predisposti alla presenza dell'AMP indica che gli attribuiscono un valore che in alcuni casi potrebbe essere associato a dei vantaggi percepiti dagli stessi (Duman e Mattila, 2005). La predisposizione ad un progetto di conservazione da parte dei turisti, potenzialmente, agevola la gestione degli impatti da parte dell'Ente gestore di una AMP che si trova a gestire un'utenza turistica sensibile al progetto di conservazione. In tale contesto, gli enti

gestore delle AMP possono combinare una serie di strategie capaci di perseguire obiettivi sia ecologici che turistici (Dixon et al., 1993). Nonostante il riconoscimento dell'utilità dell'AMP di TPCC, la maggior parte degli intervistati (63%), ha dichiarato di aver scelto il luogo dove passare il periodo di vacanza prescindendo dalla presenza del suddetto progetto di conservazione. Solo l'11,5% degli intervistati ha dichiarato che la presenza dell'AMP ha influenzato la scelta del luogo di vacanza mentre il 24,9% ha dichiarato di essere stato influenzato in parte. Tale risultato potrebbe essere spiegato dal fatto che le coste della Sardegna rappresentano già di per se un importante attrattore turistico. E' importante osservare che tra coloro che hanno dichiarato di essere stati condizionati dalla presenza dell'AMP nella scelta del luogo di vacanza, la maggior parte di essi percepisce l'AMP come garante di qualità ambientale (30,1%), specialmente in termini di qualità delle acque di balneazione. Il 22,4% è attratto dalla bellezza del paesaggio, il 21,7% dai fondali marini (collegato con l'attività subacquea), il 3,5% ha affermato che preferisce i luoghi in cui sono attivate politiche di conservazione della biodiversità (ripopolamento ittico, rispetto dell'ambiente, protezione della fauna e della flora, ecc.). Dalle suddette risposte si può asserire che l'AMP ha un ruolo rispetto ad un tipo di turismo che intende la vacanza come un'occasione per beneficiare della qualità ambientale oltre che naturalistica che un'AMP garantirebbe (Jenner e Smith, 1992). Da notare che il 2,8% degli intervistati dichiarato che la presenza dell'AMP rende gli utenti dell'area marina più tranquilli, specialmente dal punto di vista del traffico nautico. L'azione di controllo da parte degli enti preposti, induce alcuni intervistati a riconoscere, rispetto ad esperienze precedenti, maggiore tranquillità da presenza di mezzi nautici in zone dedicate alla balneazione. Considerando coloro che si sono fatti condizionare dalla presenza dell'AMP nella scelta del luogo di vacanza e scorrendo i risultati rispetto al tipo di attività condotta durante l'intervista si nota che le risposte sono correlate al tipo di attività turistica svolta dall'intervistato. Infatti, il turista che pratica la balneazione è attratto principalmente dalla qualità delle acque (31,9%) che un'AMP potrebbe garantire e dalla bellezza del paesaggio (23, 2%). I subacquei, invece, sono attratti principalmente dall'opportunità di praticare l'immersione in ambienti protetti (80,8%). Quanto al ruolo dell'AMP rispetto alla fruizione (Diving) dell'ambiente marino, essa viene percepita come un'ottima occasione per osservare paesaggi,

fauna e flora inconsueti rispetto ad altre aree non protette. Si tratta di un risultato ottenuto anche in altre ricerche da cui emerge che addirittura i subacquei sono più propensi ad accettare scenari caratterizzati da maggiori restrizioni con l'attesa di fare esperienze (apprezzare pesci di taglia maggiore e habitat integri) che, in contesti non gestiti, difficilmente farebbero (Sorice et al., 2007; Oh et al., 2008). Gli escursionisti, rispetto i primi due (turisti balneari e subacquei), danno una risposta più eterogenea. Gli escursionisti sono attratti prima di tutto dalla qualità ambientale e dalla bellezza dei paesaggi, compreso quello subacqueo, e a seguire dalla presenza di un progetto di conservazione oltre che dalla tranquillità dei luoghi. In sostanza l'escursionista sembra rispecchiare il concetto di ecoturista cioè colui che durante le vacanze cerca di apprezzare tutte le caratteristiche naturali oltre che storico culturali di un territorio (Wells, 1997; Wilson e Tisdell, 2001). In generale, l'AMP viene vista come un valore aggiunto rispetto all'offerta di attrattive territoriali anche se pochi sono coloro che hanno scelto il luogo di vacanza in funzione della presenza dell'AMP. E' chiaro che la presenza dell'AMP associata ad una gestione attenta sta determinando la consapevolezza da parte dei turisti delle opportunità che un progetto di conservazione offre nel determinare una maggiore qualità della vacanza. Tale dinamica potrebbe avviare una crescita della domanda di fruizione condizionando tutta l'economia legata ai servizi turistici (Leeworthy e Wiley, 1999). In tale studio non è stato possibile quantificare il contributo dell'AMP di Tavolara al settore economico del turismo, ma è chiaro che la sua esistenza associata ad una gestione attenta sta determinando la consapevolezza da parte dei turisti delle opportunità che un progetto di conservazione offre nel determinare una maggiore qualità della vacanza. Tale dinamica potrebbe avviare una crescita della domanda di fruizione condizionando tutta l'economia legata ai servizi turistici (Leeworthy e Wiley, 1999; Murray et al., 1999). Orientando la promozione dei beni naturalistici presenti nell'area di studio verso il c.d. turismo-natura (escursionisti e subacquei) si potrebbe aumentare la percentuale di turisti che trovano soddisfazione nel visitare aree che presentano un grande patrimonio naturalistico pur rispettando l'esigenza di conservarlo (Higginbottom, 2004; Newsome et al., 2001; Wilson e Tisdell, 2001). Il processo di valorizzazione e di promozione di tali beni, nei circuiti turistici dedicati all'ecoturismo, potrebbe portare gli operatori locali nel settore del turismo ad adeguare l'offerta di servizi

compatibili ad un contesto in cui è stato avviato un progetto di conservazione della biodiversità (Bovarnick e Gupta, 2003). Inoltre, il riconoscimento da parte delle comunità locali del bene “natura” come attrattiva principale delle coste sarde potrebbe innescare una gestione territoriale adeguata e attenta alla qualità ambientale (Whelan,1991; Miller e Malek-Zadeh,1996; Mowforth e Munt, 1998). Considerando che il turismo-natura è in continua crescita (Ecotur, 2006) si potrebbe pensare che investire in una gestione attenta del patrimonio naturalistico potrebbe contribuire in modo sostanziale e a lungo termine al benessere socio economico delle comunità locali interessate alla presenza dell’AMP TPCC .

Questo studio fornisce indicazioni per una futura gestione ottimale delle AMP. Una gestione che deve riuscire a bilanciare la salvaguardia ambientale con l’esigenza di sviluppo delle comunità locali. Per promuovere efficacemente la conservazione degli ambienti naturali è necessario intensificare la raccolta di dati utili ad analizzare empiricamente le relazioni che intercorrono tra l’istituzione di una AMP e le comunità. Oltre a supportare la gestione delle AMP tali dati potrebbero fornire delle giustificazioni alla conservazione ed avviare un processo in cui le comunità locali diventano parte di uno sviluppo basato sulla corretta gestione delle risorse.

6. CONCLUSIONI

Come osservato in numerosi studi condotti in diverse aree geografiche (Palombi, 2002 Robert e Hawkins, 2000; Ward et al, 2001) e nel caso studio di Torre Guaceto, le AMP rappresentano uno strumento utile alla salvaguardia e conservazione delle specie, degli habitat e dei processi ecosistemici. La conservazione di tali componenti ha avuto un effetto sul potenziale produttivo degli ecosistemi favorendo un incremento dei benefici diretti e la loro distribuzione alla comunità locale dei pescatori. I casi trattati dimostrano che è possibile orientare il comportamento umano riorganizzando e promuovendo nuovi usi sostenibili delle risorse fornite dall'ambiente marino. Per raggiungere tali risultati non è sufficiente imporre delle restrizioni, ma è anche necessario comprendere le dinamiche e le relazioni che intercorrono tra i sistemi sociali e naturali. Se non si vuole correre il rischio di creare conflitti tra esigenze socio-economiche e quelle di conservazione, come è successo in molte AMP italiane (Cattaneo Vietti e Tunesi, 2007) sin dalle prime fasi di sviluppo di un progetto di conservazione, oltre ad una valutazione puntuale degli aspetti biologici ed ecologici sarebbe opportuna un'attenta valutazione del contesto sociale, culturale, economico ed istituzionale per poter adattare l'istituzione di una AMP al contesto locale (Fraschetti et al., 2009). Tale approccio, inoltre, ci permetterebbe di raccogliere dati utili per un continuo monitoraggio ecologico ed economico-sociale in modo da identificare esaustivamente i possibili impatti di una AMP sia sugli ecosistemi, sia sulle comunità locali. Gli obiettivi, le dimensioni, il sito specifico, gli usi consentiti e il livello di accettazione da parte delle comunità locali, infatti, determinano costi e benefici associati all'istituzione di una AMP. Al fine di una sua gestione efficace è necessario che gli obiettivi e gli scopi di una AMP riflettano l'equilibrio tra necessità scientifiche e socio-economiche. Per raggiungere questo risultato sarebbe opportuno capire quali siano le diverse strategie di sostentamento delle comunità e delle popolazioni rivierasche al fine di improntare una strategia di progettazione e sviluppo adeguata ad ogni contesto locale. Ottenere supporto e accettazione da parte delle comunità locali senza la loro inclusione nei processi decisionali, sia come singoli sia come gruppi, è molto difficile. Le comunità locali nelle diverse componenti dovrebbero sentirsi parte del processo di istituzione di una AMP attraverso la partecipazione

attiva che dia loro la possibilità di influenzarne l'iter istitutivo. Altro elemento molto importante è la comunicazione, chiara e trasparente, degli obiettivi, dei costi e dei benefici che deriverebbero dall'istituzione di una AMP in modo da limitare le incomprensioni, aumentare le opportunità di condivisione e non ingenerare false aspettative inerenti l'istituzione di una AMP (Agardy et al., 2003). Al fine di favorire l'accettazione e semplificare l'attività di sorveglianza è necessario avere regole chiare che governano l'uso delle risorse. Per favorire una reale conservazione della diversità biologica e culturale è necessario che tutti i soggetti coinvolti abbiano la capacità di relazionarsi e di condividere un obiettivo comune che garantisca alle generazioni future di beneficiare del potenziale produttivo dell'ambiente marino.

BIBLIOGRAFIA

- Abdrabo M. A. and Hassaan M. A. (2003). *From river catchments areas to the sea: comparative and integrated approach to the ecology of Mediterranean coastal zones for sustainable management (MEDCORE)*. A Manual For Socioeconomic Study.
- Abdulla A., Gomei M., Maison E., Piante C. (2008). *Status of Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea*. IUCN, Malaga and WWF, France. 152 pp.
- Agardy M.T. (1994). *Advance in marine conservation: the role of marine protected areas*. Trends in Ecology and Evolution, 9: 267-270.
- Agardy T., Bridgewater P., Crosby M.P., Day J., Dayton P.K., Kenchington R., Laffolley D., McConney P., Murray P.A., Parks J.E., Peau L. (2003). *Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13: 353–367.
- Agrawal A (1995). “*Dismantling the divide between indigenous and scientific knowledge*” . Development and Change 26: 413 – 439.
- Airoldi L., Beck M.W. (2007). *Loss status and trends for coastal marine habitats of Europe*. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., 45: 345-405.
- Allison G.W., Lubchenco J., Carr M.H. (1998). *Marine reserve are necessary but not sufficient for marine conservation*. Ecological Application 8: 79–92.
- Andersson J.E.C. e Ngazi Z. (1995) .*Marine resource use and the establishment of marine park: Mafia Island, Tanzania*. Ambio 24: 475-81.
- Anderson, M.J. (2001). *A new method for non-parametric multivariate analysis of variance*. Aust. Ecol. 26: 32–46.
- Anderson, M.J., ter Braak C.J.F. (2003). *Permutation tests for multi-factorial analysis of variance*. J. Statist. Comp. Sim. 73: 85-113.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical Methods*. Plymouth, UK: PRIMER – E Ltd.
- Attane I., Coubage Y. (2001). *La démographie en Méditerranée*. Paris, Economica les fascicules du plan bleu. 11: 249.

- Attwood C.G., Harris J.M., Williams A.J. (1997). *International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa*. S. Afr. J. Mar. Sci. 18: 311–332.
- Badalamenti F., Ramos A.A., Voultziadou E., Sánchez Lizaso J.L., D’Anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz Fernandez J.A., Whitmarsh D. & Riggio S. (2000). *Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean – Marine Protected Areas*. Environmental Conservation 27: 110–125.
- Ballantyne R. and Packer J. (2005). *Promoting environmentally sustainable attitudes and behaviour through free-choice learning experiences: what is the state of the game?* Environmental Education Research 11:21–35.
- Ballantyne R., Packer J., Hughes K. and Dierking L. (2007). *Conservation learning in wildlife tourism settings: lessons from research in zoos and aquariums*. Environmental Education Research 13: 367–383.
- Balmford A., Green R.E. and Jenkins M. (2003). *Measuring the changing state of nature*. Trends in Ecology and Evolution 18: 326–330.
- Barrow E.H. and Murphree M. (2001) *Community Conservation: From Concept to Practice*. In Hulme D. and Murphree M. (eds) African Wildlife and Livelihoods: The Promise and Performance of Community Conservation, pp. 24–37. Portsmouth, NH: Heinemann.
- Batisse M. (1982). *The biosphere reserve: A tool for environmental conservation and management*. Environmental Conservation 9:101-111.
- Batisse M. (1993). *The Silver Jubilee of Mab and its revival*. Environmental Conservation 20: 107-112.
- Beaumont N.J., Austen M.C., Atkins J.P, Burdon D., Degraer S., Dentinho T.P., Derous S., Holm P., Horton T., van Ierland E., Marboe A.H., Starkey D. J., Townsend M., Zarzycki T. (2007). *Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach*. Marine Pollution Bulletin 54: 253–265.
- Beger M., Jones G.P., Munday P.L. (2003). *Conservation of coral reef biodiversity: A comparison of reserve selection procedures for coral and fishes*. Biological Conservation 111: 53–62.

- Berkes F. (1999) *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Taylor & Francis, Philadelphia, PA.
- Bersales J.E.R. (1996). *Peasant-fishers as resource in Banatayan Island, Cebu*. In: Southwatch '95. A Conference on Environmental Research and Resources Management in the Visayas and Mindanao Regions of the Philippines: Selected Papers. Cebu City, Philippines: University of San Carlos.
- Bevilacqua S., Terlizzi A., Fraschetti S., Russo G.F., Boero F. (2006). *Mitigating human disturbance: can protection influence trajectories of recovery in benthic assemblages?* . Journal of Animal Ecology 75: 908–920.
- Blyth-Skyrme R.E., Kaiser M.J., Hiddink J.G., Edwards-Jones G., Hart P.J.B. (2006). *Conservation benefits of temperate marine protected areas: variation among species*. Conserv. Biol. 20: 811-820.
- Blue Plan (2005). *A Sustainable Future for the Mediterranean. The Blue Plan's Environment and Development Outlook*. Edited by Guillaume Benoit and Aline Comeau Earthscan.
- Boero F., Bouillon J., Gravili C., Miglietta M. P., Parsons T., Piraino S. (2008). *Gelatinous plankton: irregularities rule the world (sometimes)*. Marine Ecology-Progress Series 356: 299-310.
- Boero F., Bussotti S., D'Ambrosio P., Fraschetti S., Guidetti P., Terlizzi A. (2005). *Biodiversità ed aree marine protette*. Biol. Mar. Medit. 12: 1-22.
- Bohnsack J.A. (1996). *Maintenance and recovery of reef fishery productivity*. In N.V.C. Polunin and C.M. Roberts (eds), Reef Fisheries. Chapman and Hall, London: 283-313.
- Bohnsack J.A.(1998). *Application of marine reserves to reef fisheries management*. Australian Journal of Ecology 23: 298–304.
- Bonner R. (1993). *At the hand of man: Peril and hope for Africa's wildlife*. New York: A. Knopf.
- Borgerhoff Mulder M. and Coppolillo P. (2005). *Conservation: linking ecology, economics, and culture*. Published Princeton University Press.

- Botsford L.W., Castilla J.C. e Peterson C.H. (1997). *The management of fisheries and marine ecosystems*. Science, 277: 509–515.
- Boudouresque C.F. (1990). *Réserves et parcs marins: des outils pour la valorisation économique des espaces littoraux*. In *Parchi marini del Mediterraneo*, Atti del 1 ° Convegno internazionale, I.CI.MAR, San Teodoro, 28–30 April 1989, Cossu A., Gazale V., Micella I (eds) 21–37.
- Bovarnick A. and Gupta A. (2003). *Local business for global biodiversity conservation: improving the design of small business development strategies in biodiversity projects*. United Nations Development Programme (UNEP): New York.
- Brightsmith D., Stronza A., Holle K. (2008). *Ecotourism, Conservation Biology, and Volunteer Tourism: a mutually beneficial triumvirate*. *biol. cons.* 141: 2832-2842.
- Budd-Falen K. (1995). “*Protecting community stability and local economies: opportunities for local government influence in federal decision- and policy-making processes*”. Eds *Wolf in the Garden* 73 – 86.
- Burke L., Kura Y., Kassem K., Revenga C., Spalding M. and Mc Allister D. (2001). *Pilot Analysis of Global Ecosystems. Coastal Ecosystems*. Washington, D.C.: WRI. Online. Available HTTP: http://pdf.wri.org/page_coastal.pdf.
- Callicot J.B. (1994). *Earth’s insights: A survey of ecological ethics from the Mediterranean basin to the Australian outback*. Berkeley: University of California Press.
- Carr M.H., Neigel J.E., Estes J.A., Andelman S., Warner R.R., Largier J.L. (2003). *Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves*. *Ecological Applications*, 13: 90–107.
- Carter D.W. (2003). *Protected are a sin marine resource management: An other look at the economic sand research issues*. *Ocean and Coastal Management*, 46: 439–456.
- Casini M., Hjelm J., Molinero J.C., Lovgren J., Cardinale M., Bartolino V., Belgrano A., Kornilovs G. (2009). *Trophic cascades promote threshold-like*

- shifts in pelagic marine ecosystems*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106: 197-202.
- Catlin G. (1990). *An artist proposes a national park*. In R Nash (ed.), *American environmentalism: Readings in conservation history*. New York: McGraw-Hill 31-35.
 - Cattaneo Vietti R. and Leonardo Tunesi (2007). *Le aree marine protette in Italia: Problemi e prospettive*. Ediz. ARACNE.
 - Causey B.D. (2000). *Designing marine protected areas: The need to integrate the scientific and practical approaches*. In Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium. International Society for Reef Studies, Denpasar, Bali, Indonesia 152.
 - CBD (2006). *Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Eighth Meeting (Decision VIII/15, Annex IV)*. Convention on Biological Diversity, Curitiba, Brazil.
 - CBD (1992). *Convention on Biological Diversity. United Nations Environment Programme*. <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp>.
 - CENSIS (2002). *Il rapporto sull'economia del mare. L'impatto economico ed occupazionale del cluster marittimo italiano*. Ed. FrancoAngeli.
 - Cesar H., Lundin C.G., Bettencourt S., Dixon J. (1997). *Indonesian coral reefs- An economic analysis of a precious but threatened resource*. *Ambio* 26:345–50.
 - Chakravorty U. and Remoto K. (2001). *Modeling the effects of area closure and tax policies: a spatial-temporal model of Hawaii longline Fishery*. *Marine Resource Economics* 15: 179-204.
 - Charles A.T. (2001). *Sustainable fishery systems*. Madden, MA, Blackwell Science.
 - Christensen N. L., Bartuska A. M., Brown J.H., Carpenter S., D'Antonio C., Francis R., Franklin J.F., MacMahon J.A., Noss R.F., Parsons D.J., Peterson Ch.H., Turner N.G, Woodmansee R.G. (1996). *The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem*

- management*. Ecological Applications, Ecological Society of America 6: 665-691.
- Christie P., White A.T., Deguit E. (2002). *Starting point or solution? Community-based marine protected areas in the Philippines*. Journal of Environmental Management 66: 441-454.
 - Christie P., Buhat D., Garces L.R., White A.T. (2003). *The challenges and rewards of community-based coastal resources management*. In Brechin S.R., Wilshusen P.R., Fortwangler C.L. and West P.C., editors. Contested nature, promoting international biodiversity with social justice in the twenty-first century. State University of New York Press, Albany 231-249.
 - Christie P. (2004). *Marine protected areas as biological successes and social failures in southeast Asia*. Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools 42: 155-64.
 - Christ C., Hillel O., Matus S., and Sweeting J. (2003). Tourism and Biodiversity: Mapping tourism's global footprint. Conservation International Pp 66.
 - Cicin-Sain, B. and Belfiore, S. (2005). *Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: A review of theory and practice*. Ocean & Coastal Management 48: 847-68.
 - Colloca F., Crespi V., Cerasi S., Coppola S.R. (2004). *Structure and evolution of the artisanal fishery in Southern Italian coastal area*. Fish. Res. 69: 359-369.
 - Conover D.O., Travis J., Coleman F.C. (2000). *Essential fish habitat and marine reserves: An introduction to the Second Mote Symposium in Fisheries Ecology*. Bulletin of Marine Science 66: 527-534.
 - Conrad J.M. (1999). *The bioeconomics of marine sanctuaries*. Journal of Bioeconomics 1: 205-217.
 - Costanza R., d'Arge R., de Groot R.S., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P., van den Belt M. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature 387: 253–260.
 - Costanza R., Andrade F., Antunes P., Van Den Belt M., Boersma P.D., Boesch, F. Catarino D.F., Hanna S., Limburg K., Low B., Molitor M., Pereira

- J.G., Rayner S., Santos R., Wilson J., Young M.D. (1998). *Principles for sustainable governance of the oceans*. Science 281: 198-199.
- Costanza R. (1999). *The ecological, economic, and social importance of the oceans*. Ecological Economics 31:199-214.
 - Crowder L.B., Lyman S.J., Figueira W.F., Priddy J. (2000). *Source-sink population dynamics and the problem of siting marine reserves*. Bulletin of Marine Science 66: 799-820.
 - Dalton M.G. and Ralston S. (2004). *The California rockfish conservation area and groundfish trawlers at moss landing harbour*. Marine Resource Economics 19: 67-83.
 - Davis D. and Tisdell C. (1996). *Economic management of recreational scuba diving and the environment*. Journal of Environmental Management 48: 229-248.
 - Davison D.M. and Hughes D.J. (1998). *Zostera Biotopes volume I. An Overview of Dynamics and Sensitivity Characteristics for Conservation Management of Marine SACs*. Scottish Association for Marine Science UK Marine SACs Project. 95 pp.
 - de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. (2002). *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and systems*. Ecological Economics 41: 393–408.
 - Delbaere B. (1998). *Facts and Figures on Europe's biodiversity - state and trends 1998- 1999, Technical Report Series*. European Centre for Nature Conservation, Tilburg.
 - de Young B., Barange M., Beaugrand G., Harris R., Perry R. I., Scheffer M., Werner F. (2008). *Regime shifts in marine ecosystems: detection, prediction and management*. Trends in Ecology & Evolution 23: 402-409.
 - DeMartini E.E. (1993). *Modeling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes*. Fish. Bull. 91: 414-427.
 - Dharmaratne G.S., Sang F.Y., Walling L.J. (2000). *Tourism potentials for financing protected areas*. Annals of Tourism Research 27: 590-610.

- Di Franco F., Bussotti S., Navone A., Panzalis P., Guidetti P. (2009). *Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages*. Marine Ecology Progress Series 387: 275-285.
- Di Natale A., Cantoro L., Chiantore V., Giardini M., Medagli P., Petretti F., Selvatici B. (1989). *Torre Guaceto: indagini preliminari per l'istituzione di una riserva marina*. Parte 2. L'uomo e le sue attività.
- Dixon J, Sherman P.B. (1991). *Economics of protected areas*. Washington, DC: Island Press.
- Dixon J.A., Scura L.F., Van't Hof T. (1993). *Meeting Ecological and Economic Goals: Marine Parks in the Caribbean*. *Ambio* 22:117-125.
- Dixon J, Van't Hof T. (1995). *Caribbean Parks Rate Preservation*. Forum for Applied Research and Public Policy.
- Dixon J.A., Hamilton K., Pagiola S., Segnestam L. (2001). *Tourism and the environment in the Caribbean: an economic framework*. Environment Departement Papers n°80, The World Bank: 48 p.
- Dobrzynski T. and Nicholson E. (2000). *An evaluation of the short-term social and economic impacts of marine reserves on user groups in Key West*. New York, Environmental Defense: 162 p.
- Dowling R. K. (1992). *Tourism and environmental integration: The journey from idealism to realism*. In C.P. Cooper, & A. Lockwood, Progress in tourism, recreation and hospitality management, vol. 4 (pp. 33}46) London: Bellhaven Press.
- Duffus D.A. and Dearden P. (1993). *Recreational use, valuation, and management of Killer Whales (*orcinus orca*) on Canada's Pacific Coast*. *Environmental Conservation* 20: 149-156.
- Duman T. and Mattila A.S. (2005). *The role of affective factors on perceived cruise vacation value*, *Tourism Manage.* 26: 311–323.
- Easterling D. R., Meehl G. A., Parmesan C., Changnon S. A., Karl T. R., Mearns L. O. (2000). *Climate extremes: Observations, modeling, and impacts*. *Science* 289: 2068-74.

- Ecotour (2006): Rapporto sul turismo natura. Ed.Agra.
- Ecotourism Society (1998). <http://www.ecotourism.org>. Position papers.
- EEA (1998a). *Europe's Environment: the Second Assessment*. State of Environment report No 1/1998. Copenhagen: EEA. Online (summary). Available HTTP: <http://reports.eea.europa.eu/92-928-3351-8/en>.
- EEA (1999b). *Coastal and marine zones*. Chapter 3.14. Environment in the European Union at the Turn of the Century. State of Environment report No 1/1999. Copenhagen: EEA. Online. Available HTTP: <http://reports.eea.eu.int/92-9157-202-0/en>.
- EEA (1999c). *State and Pressures of the Marine and Coastal Mediterranean Environment*. Environmental Issues Series 5. Luxembourg: OPOCE. Online Available HTTP: http://reports.eea.europa.eu/ENV_SERIES05/en/envissue05.pdf.
- EEA (2005). *The European Environment — State and Outlook 2005*. Copenhagen: EEA. Online. Available HTTP:http://reports.eea.europa.eu/state_of_environment_.
- EEA (2006). *The Changing Faces of Europe's Coastal Areas*. EEA Report 6/2006. Luxembourg: OPOCE. Online. Available HTTP: <http://reports.eea.europa.eu/>.
- Emerton L. (1999). *Economic tools for the management of marine protected areas*. IUCN - The World Conservation Union, Eastern Africa Regional Office, Nairobi (Kenya), 31 p.
- Emerton L. (2003). *Covering the economic costs of marine protected areas: extending the concept of financial diversity and sustainability*. Vth World Parks Congress: sustainable finance stream. Durban, South Africa.
- Ewel K.C., Twilley R.R., Ong J.E. (1998). *Different kinds of mangrove forest provide different goods and services*. Global Ecology and Biogeography Letters 7: 83–94.
- Fanelli G., Piraino S., Belmonte G., Geraci S., Boero F. (1994). *Human predation along Apulian rocky coasts (SE Italy): desertification caused by*

- Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. Marine Ecology - Progress Series 110: 1–8.
- FAO (2004). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. FAO Fisheries Department, Rome, 153 pp.
 - FAO (2006). *State of world aquaculture: 2006*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 500, 134 pp. Rome, FAO.
 - Farrugio H, Oliver P, Biagi F. (1993). *An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries*. Scientia marina 57: 105–119.
 - Fiallo E.A. and Jacobson S.K. (1995). *Local communities and protected areas: attitudes of rural residents towards conservation in Machalilla National Parks, Ecuador*. Environmental Conservation 22: 241–249.
 - Fillion, F. L., Foley J. P., Jaquemot, A. J. (1992). *The economics of global tourism*. Paper presented at the fourth World Congress on National Parks and Protected Areas, Caracas, Venezuela, February 10}21.
 - Friedrich J., Dinkel C., Friedl G., Pimenov N., Wijsman J., Gomoiu M.T., Cociasu A., Popa L., Wehrli B. (2002). *Benthic nutrient cycling and diagenetic pathways in the northwestern Black Sea*. Estuarine Coastal and Shelf Science, 54: 369–383.
 - Fischer F. (2000). *Citizens, Experts, and the Environment*. Duke University Press, Durham, NC.
 - Fiske S.J. (1992). *Sociocultural aspects of establishing marine protected areas*. Ocean and coastal management 18: 25-46.
 - Fogarty M.J., Bohnsack J.A., Dayton P.K. (2000). *Marine reserves and resource management*. In: C. Sheppard (ed), *Seas at the Millenium: an environmental evaluation*. Elsevier, tome 3: 375-392.
 - Frascchetti S., Terlizzi A., Boero F. (2008). *How many habitats are there in the sea (and where)?* J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 366: 109-115.

- Frascchetti S., D'Ambrosio P., Micheli F., Pizzolante F., Bussotti S., Terlizzi A. (2009). *Design of Marine Protected Areas in a human-dominated seascape*. Mar Ecol Prog Ser. Vol. 375: 13–24.
- García-Charton J.A. and Pérez-Ruzafa (1999). *Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves*. Fisheries Research 42: 1-20.
- García-Charton J. A. et al. 2008. *Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?* Journal for Nature Conservation 16:193–221.
- Gatto M. (1995). *Sustainability: is it a well defined concept?* Ecol. Appl. 5: 1181-1183.
- Gelcich S., Edwards-Jones G., Kaiser M.J.; Watson E. (2005). *Using Discourses for Policy Evaluation: The Case of Marine Common Property Rights in Chile*. Society & Natural Resources: An International Journal, 1521-0723, 18: 377 – 391
- Gerber L.R., Botsford L.W., Hastings A., Possingham H.P., Gaines S.D., Palumbi S.R., Andelman S. (2003). *Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis*. Ecol. Appl. 13: 47-64.
- Goodwin H. (1996). *In pursuit of ecotourism*. Biodiversity and Conservation 5: 277-291.
- Gómez S., Loret J., Semestre M., Riera V. (2006). *The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean Coastal Areas: the case of Cap de Creus (Cape Creus)*. Coast. Manag. 34: 217-232.
- Goni, R. (1998). *Report on the evolution of human activities in the marine reserve of Columbretes Islands*. Unpublished report, Instituto Espanol de Oceanografia. Centro Oceanografico de Baleares: pp. 5.
- Gouillou A., Crespi V. (1999). *Enquete-cadre concernant la répartition, la composition et l'activité des petit métiers dans le Golfe de Lion*. Technical Report, IFREMER DRV/RH/RST/99.
- Groeneveld R. (2005). *Economic considerations in the optimal size and number of reserve sites*. Ecological Economics 52: 219-228.

- Guidetti P. (2006). *Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs*. *Ecological Applications* 16: 963–976.
- Guidetti P. e Sala E. (2007). *Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea*. *Marine Ecology Progress Series* 335: 43–56.
- Guidetti P., Milazzo M., Bussotti S., Molinari A., Murenu M., Pais A., Spanò N., Balzano R., Agardy T., Boero F., Carrada G., Cattaneo-Vietti R., Cau A., Chemello R., Greco S., Manganaro A., Notarbartolo di Sciara G., Russo G.F., Tunesi L. (2008). *Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter?* *Biological Conservation* 141:699-709.
- Guidetti P., Bava S., Bussotti S., Fai S., Panzalis P., D'Ambrosio P., Fanciulli G., Navone A., Cattaneo-Vietti R. (2008a). *Gli operatori della piccola pesca professionale sono una 'specie' in via di estinzione?* Abstract Book, Workshop "Pesca e gestione delle Aree Marine Protette", Porto Cesareo (LE), 30 e 31 Ottobre 2008, pp 20.
- Guidetti P., Bussotti S., Pizzolante F., Ciccolella A. (in press). *Artisanal fishing in Marine Protected Areas: a case study from the southern Adriatic Sea (Torre Guaceto MPA, SE Italy)*. *Fisheries research*.
- Graham R.T. and Heyman W.D. (2000). *Can traditional fishermen afford not to guide? Tradeoffs of whale shark tourism vs. fishing on spawning aggregations in a proposed marine reserve*. Communication presented at the conference on Economics of marine protected areas 2000, Vancouver, Canada.
- Gunderson L.H. and Holling C.S. (2002). *Panarchy: Understanding Transformations in Human*.
- Hageman R. (1985). *Valuing Marine Mammal Populations: Benefit Valuations in a Multi-species Ecosystem*. National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Centre, La Jolla, California pp. 88.
- Halpern B.S. and Warner R.R. (2002). *Marine reserves have rapid and lasting effects*. *Ecol. Lett.* 5, 361-366.
- Halpern B.S. e Warner R.R. (2003). *Matching marine reserve design to reserve objectives*. *Proceedings of the Royal Society, London, B*, 270, 1871–1878.

- Halpern B.S. (2003). *The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter?* Ecological Applications 13: 117–137.
- Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P., Perry M. T., Selig E. R., Spalding M., Steneck R., Watson R. (2008). *A global map of human impact on marine ecosystems.* Science 319: 948-952.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R., Watson R. (2008). *A global map of human impact on marine ecosystems.* Science 319: 948-952.
- Hanley N, Shogren JF, White B. (1997). *Environmental economics in theory and practice.* New York:Oxford University Press.
- Hannesson R. (1998). *Marine reserves: what would they accomplish?* Marine Resource Economics 13: 159–170
- Harmelin-Vivien M., LeDire´ach L., Bayle-Sempere J., Charbonnel E., Garcı´a-Charton J.A., Ody D. et al. (2008). *Gradient sof abundance and biomassa cross reserve bound aries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spill-over?* Biological Conservation 141: 1829–1839.
- Harmon D. (1991) *National park residency in developed countries: The example of Great Britain.* In PC West and SR Brechin (eds.), Resident peoples and national parks. Tucson: University of Arizona Press, pp. 33-39.
- Hein L., Koppen K., de Groot R., Ierland E. (2006). *Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services.* Ecological Economics 57: 209–228.
- Heyman W.D., Maheia W. (2000). *Staying afloat: developing economic alternatives with fishermen, to support the declaration, management, and local ownership of marine reserves in Belize.* Economics of Marine Protected Areas, Vancouver, BC.

- Higginbottom K. (2004). *In Wildlife tourism: Impacts, management and planning*. Gold Coast: Common Ground Publishing, CRC for Sustainable Tourism.
- Himes A.H. (2003). *Small-scale Sicilian fisheries: opinions of Artisanal Fishers and socio cultural effects in two MPA case studies*. *Coastal Management* 31: 389–408.
- Hockey P.A.R. and G.M. Branch (1997). *Criteria, objectives and methodology for evaluating marine protected areas in South Africa*. *South African Journal of Marine Sciences* 18: 369-383.
- Holland D.S. (2000). *A bioeconomic model of marine sanctuaries of Georges Bank*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1307–1319.
- Holland D.S. and Sutinen J.G. (1999). *An empirical model of fleet dynamics in New England trawl fisheries*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 252-264.
- Holmlund C.M., Hammer M. (1999). *Ecosystem services generated by fish populations*. *Ecological Economics* 29: 253–268.
- Honey M. (1999). *Ecotourism and Sustainable Development: Who Owns Paradise?* Island Press, Washington, DC.
- Hooper D.U., Chapin III F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A. (2005). *Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge*. *Ecological Monographs* 75: 3–35.
- Hoyt E. (2005). *Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises: a world handbook for cetacean - habitat conservation*. Earthscan, London, UK and Sterling, USA.
- Hughes T. P. (1994). *Catastrophes, phase-shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef*. *Science* 265: 1547-51.
- Hughes T. P., Baird A. H., Bellwood D. R., Card M., Connolly S. R., Folke C., Grosberg R., Hoegh-Guldberg O., Jackson J. B. C., Kleypas J., Lough J. M., Marshall P., Nystrom M., Palumbi S. R., Pandolfi J. M., Rosen B.,

- Roughgarden J. (2003). *Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs*. *Science* 301: 929-33.
- Hughes T.P., Bellwood D.R., Folke C., Steneck R.S., Wilson J. (2005). *New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems*. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 380–386.
 - Huxley A. (1992). *The New RHS Dictionary of Gardening*. MacMillan Press, ISBN 0-333-47494-5.
 - IUCN/UNEP/WWF (1991). *Caring for the earth: A strategy for sustainable living*. Gland, Switzerland.
 - IUCN (1994). *Guidelines for protected area management categories*. Gland, Switzerland.
 - IUCN (2000). *IUCN Red List categories: Version 3.1*. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
 - Jenner P. and Smith C. (1992). *The tourism industry and the environment*. Special Report No 2453. The Economist Intelligence Unit. London, UK.
 - Jentoft S. (1999). *Healthy fishing communities: an important component of fish stocks*. *Fisheries* 24: 28 – 29.
 - Kaiser M. J. and Edwards-Jones G. (2004). *The Role of Ecolabeling in Fisheries Management and Conservation*. *Conservation Biology* Volume 20, No. 2, 392-398.
 - Kaiser M.J., Clarke K.R., Hinz H., Austen M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis I. (2006). *Global analysis of response and recovery of benthic biotato fishing*. *Marine Ecology Progress Series* 311: 1–14
 - Kamukuru A.T., Mgya Y.D., Ohman M.C. (2004). *Evaluating A marine protected areaina developing country: Mafialsl and Marine Park, Tanzania*. *Ocean & Coastal Management* 47: 321–337.
 - Kelleher G., Recchia C. (1998). *Lessons from marine protected areas around the world*. *Parks*. 8: 1–4.

- Kelly S., Scott D., MacDiarmid A.B. (2002). *The value of a spillover fishery for Spiny Lobster around a marine reserve in Northern New Zealand*. Coastal Management 30: 153-166.
- Ledlie M. N., Graham N. A. J., Bythell J. C., Wilson S. K., Jennings S., Polunin N. V. C., Hardcastle J. (2007). *Phase shifts and the role of herbivory in the resilience of coral reefs*. Coral Reefs 26: 13.
- Leeworthy V.R. and Wiley P.C. (1999). *Proposed Tortugas 2000 Ecological Reserve, Draft Socioeconomic Impact Analysis of Alternatives*. National Oceanic and Atmospheric Administration: Silver Spring, MD (October 1999).
- Leeworthy V.R. and Wiley (2002). *Socioeconomic impact analysis of marine reserve alternatives for the Channel Islands National Marine Sanctuary*. Silver Spring, MD, NOAA: 118 p.
- Lewin W.C., Arlinghaus R., Mehner T. (2006). *Documented and potential biological impact of recreational fishing: insight for management and conservation*. Rev. Fish. Sci. 14: 305–367.
- Lewison R.L., Crowder L.B., Read A.J., Freeman S. A. (2004). *Understanding impacts of fisheries by catch on marine megafauna*. Trends in Ecology and Evolution 19:598–604.
- Lipcius R.N., Eggleston D.B., Schreiber S.J., Seitz R.D., Shen J., Sisson M., Stockhausen W.T., Wang H.V. (2008). *Importance of metapopulation connectivity to restocking and restoration of marine species*. Rev. Fish. Sci. 16: 101-110.
- Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., Font, T., Casadevall, M., Riera V. (2008). *Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area*. Fish. Res. 94: 84-91.
- Loomis J.B., White D.S. (1996). *Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis*. Ecological Economics 183: 197–206.
- Loreau M., Downing A., Emmerson M., Gonzalez A., Hughes J., Inchausti P., Joshi J., Norberg J., Sala O. (2002). *A new look at the relationship between diversity and stability*. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives, 79-91.

- Lubchenco J. (1994). *The Scientific Basis of Ecosystem Management: Framing the Context, Language and Goals*. Pages 33-39 In: Committee on Environment and Public Works, United States Senate, Ecosystem Management: Status and Potential. Proceedings of a Workshop by the Congressional Research Service, March 24-25, 1994. 103rd Congress, 2nd Session. United States Government Printing Office, Washington D.C.
- Lubchenco J., Allison G. W., Nararrete S. A., Menge B. A., Castilla J. C., Defeo O., Folke C., Kussakin O., Norton T., Wood A. M. (1995). *Biodiversity and ecosystem functioning: Coastal Systems in United Nations Environment Programme, Global Diversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lubchenco J., Palumbi S., Gaines S., Andelman S. (2003). *Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves*. Ecological Applications 13: 3-7.
- Ludwig D., Hilborn E., Walters C.J. (1993). *Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history*. Ecological Applications 3: 547-549.
- Mangi S.C., Austen M.C. (2008). *Perceptions of stakeholders towards objectives and zoning of marine protected areas in southern Europe*. Journal for Nature Conservation 16, 271-280
- Mascia M.B (2002). *The Human Dimension of Coral Reef Marine Protected Areas: Recent Social Science Research and Its Policy Implications*. Conservatio Biology, Conservation Biology 17: 630–632.
- Mascia M.B., Brosius J.P, Dobson T.A., Forbes B.C., Horowitz L., McKean M.A, Turner N.J. (2003). *Conservation and the social sciences*. Conservation Biology 17: 649-650.
- Massa R. (1999). *Origini della conservazione*. In R. Massa, V. Ingegnoli (curatori), 1999. Biodiversità, estinzione, conservazione, pp. 7-18. UTET, Torino.
- McClanahan T.R. and Mangi S. (2000). *Spillover of exploitable fishes from marine park and its effect on the adjacent fishery*. Ecological Applications 10: 1792-1805.

- MEA (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Authors J. Alcamo and others; Contributing authors E.M. Bennet et al. Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington D.C.
- 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.
- Micheli F. and Halpern B.S.(2005). *Low functional redundancy in coastal marine assemblages*. *Ecology Letters* 8: 391–400.
- Millenium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystems and Human Wellbeing: A Framework for Assessment*. Chapter 2: Ecosystems and Their Services. <http://www.millenniumassessment.org>.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group*. Edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash. <http://www.millenniumassessment.org/en/Global.aspx>.
- Miller J.A. and Malek Zadeh E. (1996). *The Ecotourism Equation: Measuring the Impacts*. Bulletin Series, Yale School of Forestry and Environmental Studies, No. 99. Yale University, New Haven.
- Milon J.W. (2000). *Pastures, fences, tragedies and marine reserves*. *Bulletin of Marine Science* 66: 901-916.
- Minto C., Myers R.A., Blanchard W. (2008). *Survival variability and population density in fish populations*. *Nature* 452: 344-347.
- Mistiaen J.A. and Strand I.E. (2000). *Location choice of commercial fishermen with heterogeneous risk preferences*. *American Journal of Agricultural Economics* 82: 1184-1190.
- Moberg F., Folke C. (1999). *Ecological goods and services of coral reef ecosystems*. *Ecological Economics* 29: 215–233.
- Mora C., Andréfouët S., Costello M.J., Kranenburg C., Rollo A., Veron J., Gaston K.J., Myers R.A. (2006). *Coral Reefs and the Global Network of Marine Protected Areas*. *Science* 312: 1750-1751.

- Mowforth M. and Munt I. (1998). *Tourism and Sustainability: new tourism in the third world*. London: Routledge pp. 320, 324.
- Murawski S.A. (2000). *Definitions of overfishing from an ecosystem perspective*. ICES Journal of Marine Science 57: 649-658.
- Murray S.N., Ambrose R.F., Bohnsack J.A., Botsford L.W., 15 others (1999). *No-take reserve networks: sustaining fishery populations and marine ecosystems*. Fisheries (Bethesda) 24:11–25.
- Myers R.A. and Worm B. (2003). *Rapid world wide depletion of predatory fish communities*. Nature 423: 280–283.
- Newsome D., Dowling R. K., Moore S. A. (2004). *Wildlife Tourism*. Clevedon/ Buffalo Channel View Publications.
- NRC (1999). *Sustaining Marine Fisheries. National Research Council (US) – Committee on Ecosystem Management for Sustainable Fisheries*. National Academy Press, Washington, DC. 164 pp.
- NRC (2001). *Marine protected areas: tools for sustaining ocean ecosystems*. National Academy Press, Washington, DC.
- Nuti F. (2007) . *“I metodi di valutazione dei beni extra-mercato”*, in *“I costi esterni del trasporto in Italia”* (a cura di Bella M.), Il Mulino, Bologna.
- Oh C.O., Ditton R.B., Stoll J.R. (2008). *The economic value of scuba-diving use of natural and artificial reef habitats*. SOCIETY & NATURAL RESOURCES 21: 455-468 .
- Ostrom E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Palmer M., Bernhardt M., Chornesky E. et al. (2004). *Ecology for a crowded planet*. Science 304: 1251–1252.
- Palumbi S.R. (2002). *Marine Reserves: a tool for ecosystem management and conservation*. PEW Oceans Commission 45 p.
- Palumbi, S.R. (2004). *Marine reserves and ocean neighbourhoods: the spatial scale of marine populations and their management*. Annu. Rev. Environ. Resour. 29: 31-68.

- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F.Jr. (1998). *Fishing down marine food webs*. Science, 279:860–863
- Pauly D., Christensen V., Guè Nette S., Pitcher T., Sumaila U.R., Walters C. et al. (2002). *Towards sustainability in world fisheries*. Nature 418: 689–695.
- Pelletier D. and Mahevas S. (2005). *Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation*. Fish and Fisheries 6: 307-349.
- Pipitone C., Badalamenti F., D’Anna G., Patti B. (1996). *Divieto di pesca a strascico nel Golfo di Castellammare (Sicilia nord- occidentale): alcune considerazioni*. Biologia Marina Mediterranea 3: 200-204.
- Pollnac R.B., Crawford B.R., Gorospe M.L.G. (2001). *Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines*. Ocean and Coastal Management 44:683-710.
- Pomeroy R.S., Ratnera B.D., Halla S.J., Pimoljindab J., Vivekanandan V (2006). *Coping with disaster: Rehabilitating coastal livelihoods and communities*. Marine Policy 30:786–793.
- Primack R.B. (1998). *Essentials of Conservation Biology*. Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P., Flack J., Tran Q., Saltman T., Cliff B. (1997). *Economic and environmental benefits of biodiversity*. Bioscience 47: 747–757.
- Polacheck T. (1990). *Year around closed areas as a management tool*. Natural Resource Modeling 4: 327–354.
- Pollnac R.B., Crawford B.R., Gorospe M.L.G. (2001). *Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines*. Ocean and Coastal Management 44:683-710.
- Pomeroy R.S., Pollnac R.B., Katon B.M. & Predo C. (1997). *Evaluating factors contributing to the success of community based coastal resource management: The Central Visayas Regional Project, Philippines*. Ocean and Coastal Management 36, 97–120.
- Ramos A.A. (1992). *Impacts biologiques et economiques de la reserve maritime de Tabarca*. MEDPANNews 3, 59–66.

- Reise K. (2005). *Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea*. Helgoland Marine Research 59: 9–21.
- Reynolds P. C. and Braithwaite D. (2001). *Towards a conceptual framework for wildlife tourism*. Tourism Management 22: 31–42.
- Richez G. (1991). *Visitation during summer 1990 by scuba divers (snorkelling excluded) in Port Cros National Park (France)*. In: Mediterranean Coastal Protected Areas Network. Economic Impact of the Mediterranean Coastal Protected Areas, Ajaccio (Corse-corsica) 26-27 september 1991 France: MEDPAN Secretariat publication:Pp. 85-9.
- Richez G. (1993). *La plongée sous marine de loisir en Corse. Apnée exclue, durant l'été 1991*. Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional et Réserves Naturelles de Corse 45: 1-65.
- Roberts C.M. (1997). *Connectivity and management of Caribbean coral reefs*. Science 278:1454-1457.
- Roberts C. and Hawkins J. (2000). *Fully protected marine reserves: a guide*. Endangered Seas Campaign, WWF, Washington D.C.
- Roberts C.M., Bohnsack J.A., Gell F., Hawkins J.P., Goodridge R. (2001). *Effects of marine reserves on adjacent fisheries*. Science 294: 1920–1923
- Roberts C.M. (2000). *Selecting marine reserve locations: optimality versus opportunism*. Bull Mar Sci. 66: 581-592.
- Roberts C.M., Hawkins J.P., Gell, F. (2005). *The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries*. Philosophical Transactions of the Royal Society B 360: 123–132.
- Roberts C. M. (2007). *The Unnatural History of the Sea*. Great Britain, Island Press 448.
- Rodger K., Moore S. A., Newsome D. (2007). *Wildlife tours in Australia: characteristics, the place of science and sustainable futures*. Journal of Sustainable Tourism 15: 160–179.
- Romeril M. (1985). *Tourism and the environment: Towards a symbiotic relationship*. International Journal of Environmental Studies 25: 215-218

- Ruckelshaus M., Klinger T., Knowlton N., Demaster D.R. (2008). *Marine ecosystem-based management in practice: scientific and governance challenges*. *BioScience* 58: 53-63.
- Rudd M.A. and Tupper M.H. (2002). *The impact of Nassau Grouper size and abundance on scuba diver site selection and MPA economics*. *Coastal Management* 30: 133-151.
- Ruitenbeek H.J. and C.M. Cartier (2001). *Prospecting for marine biodiversity: a case study in Montego Bay, Jamaica*. In Turner K., Bateman I., N. Adger (eds) *Economics of Coastal and Water Resources: Valuing Environmental Functions*, Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Russ GR, Alcala AC. (1996). *Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines*. *Marine Ecology Progress Series* 132: 1–9.
- Russ G.R., Alcala A.C., Maypa A.P. (2003). *Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines*. *Marine Ecology Progress Series* 264: 15–20.
- Sala E. (2004). *The past and present to pology and structure of Mediterranean sub tidal rocky-shore food webs*. *Ecosystems* 7:333–340.
- Sala E. and Knowlton K. (2006). *Global marine biodiversity trends*. *Annu Rev Environ Resour* 31: 93–122.
- Salm, R.V. (1995). *Marine Biodiversity of the Western Indian Ocean: Status and Conservation Framework*. in O. Linden (ed.). *Proceedings of the Workshop & Policy Conference on Integrated Coastal Zone Management in Eastern Africa including the Island States, Arusha, Tanzania, April 21-23 1993*. Coastal Management Center (CMC) Conf. Proc. 1, Metro Manila, Philippines: 371 pp
- Salm R.S. and Clark J.R. (2000). *Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers*. 3rd Edition. Glan, Switzerland, IUCN.
- Salm R., Clark J., Siirila E. (2000) *Marine and Coastal Protected Areas. A Guide for Planners and Managers* (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland).

- Sanchirico J.N. (2000). *Marine protected areas and fisheries policy: a discussion of potential costs and benefits*. Discussion Paper No 00–23. Resources for the Future, Washington DC.
- Sanchirico J.N., Cochran K.A., Emerson P.M. (2002). *Marine protected areas: economic and social implications*. Discussion paper. Washington DC, Resources for the Future.
- Sanchirico J.N. and Wilen J.E. (1999). *Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment*. Journal of Environmental Economics and Management 37: 129-150.
- Shelton P.A. (2009). *Eco-certification of sustainably managed fisheries- Redundancy or synergy?* Fisheries Research Volume 100, Issue 3, November 2009, Pages 185-190.
- Sherman K. and Duda A. M. (1999). *An ecosystem approach to global assessment and management of coastal waters*. Marine Ecology Progress Series, 190: 271–287.
- Shughart W.F. (1997). *The organization of industry*. Houston: Dame Publications,
- Sissenwine M. and Murawski S. (2004). *Moving beyond 'intelligent tinkering': Advancing and Ecosystem Approach to Fisheries*. Marine Ecology Progress Series, 274: 291–295.
- Singleton S. (2009). *Native People and Planning for Marine Protected Areas: How "Stakeholder" Processes Fail to Address Conflicts in Complex, Real-World Environments*. Coastal Management, 37:421 - 440
- Smith M.D. and Wilen J.E. (2004). *Marine reserves with endogenous ports: Empirical bioeconomics of the California sea urchin fishery*. Marine Resource Economics 19: 85-112.
- Sorice M.G., Oh C., Ditton R.B. (2007). *Managing scuba divers to meet ecological goals for coral reef conservation*. Ambio 36: 316 - 322.
- Spurgeon J.P.G. and Aylward B. (1992). *The Economic Value of Ecosystems 4: Coral Reefs* Gatekeeper Series No LEEC GK 92-03, London Environmental

Economics Centre, International Institute for Environment and Development and University College, London.


- Spurgeon J. (1998). *The socio-economic costs and benefits of coastal rehabilitation and creation*. Marine Pollution Bulletin 37: 373-382.
- Stanners D. & Bourdeau P. (1995). *Europe's Environment. The DOBRIS Assessment*. State of Environment Report 1/1995. Copenhagen: EEA. Online. Available HTTP: <http://reports.eea.eu.int/92-826-5409-5/en>.
- Stevens S. (1997). *The legacy of Yellowstone*. In S Stevens (ed.), Conservation through cultural survival: Indigenous people and protected areas. Washington, DC: Island Press, pp. 13-32.
- Sumaila U.R.(1998). *Protected marine reserve a shedges against un certainty: An economist's perspective*. N T.J. Pitcher, P.J.B. Hart, & D. Pauly (Eds.), Reinventing fisheries management (pp.303–309). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Suman D., Shivilani M., Milon J.W. (1999). *Perceptions and attitudes regarding marine reserves: A comparison of stakeholder groups in the Florida Keys National Marine Sanctuary*. Ocean and Coastal Management 42:1019-1040.
- Thompson R.C., Crowe T.P., Hawkins S.J. (2002). *Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years*. Environmental Conservation 29, 168–191.
- Tyedmers P., R. Watson, Pauly D. (2005). *Fueling global fishing fleets*. Ambio 34: 635–638.
- Tudela, S. (2000). *Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: An analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats*. Rome: FAO (45pp.).
- UNEP/MAP/PAP (2001). *White Paper: Coastal Zone Management in the Mediterranean*. Split: Priority Actions Programme. Online. Available HTTP: <http://www.pap-thecoastcentre.org/pdf>.
- UNEP/MAP/RAC/SPA (2007). *Proposal of a Work Programme on Protecting the Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions in the Mediterranean*. Eighth Meeting of Focal Points for SPAs. Palermo, Italy, 6-9 June 2007 of

- United Nations Environment Programme Mediterranean Action Plan Regional Activity Centre for Specially Protected Areas. Compiled by Enric Ballesteros.
- UNIMAR (2008). *La pesca nelle Aree Marine Protette Italiane* .Relazione Tecnica ed UNIMAR.
 - UNITED NATIONS (2002). *Report of the World Summit on Sustainable Development*. Johannesburg, South Africa, 26 August-4 September 2002. A/CONF.199/20. UN, New York, USA.
 - Vogt H.p. (1998). *The economic benefits of tourism in the marine reserve of Apo Island, Philippines*. Intercoast Network 31: 13-14.
 - Ward TJ, Heinemann D, Evans N. (2001). *The Role of Marine Reserves as Fisheries Management Tools: a review of concepts, evidence and international experience*. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia, 192 pp.
 - WCED (World Commission on Environment and Development) (1987). *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.
 - WCPA (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. A draft for WCPA. Accessed at <http://groups.google.com/group/wcpamarine-summit/web/consultation-on-marine-guidance-forthe->
 - Weaver D.B. (2002). *The evolving concept of ecotourism and its potential impacts*. International Journal of Sustainable Development 5: 251-264.
 - Wells M.P. (1997). *Economic perspectives on nature tourism, conservation and development*. Environment Department Paper n. 55, Environmentally Sustainable Development, The World Bank, Washington D.C.: 54 p.
 - West P.C. and Breking R.B. (1991). *National parks, protected area, and residen peoples: a comparative assessment and integration*. In: Resident Peoples and National Parks. Social Dilemmas and strategies in International Conservation, ed. P.C. West & R.B. Breking. Tucson, USA: University of Arizona Press: Pp433.
 - Western D, Wright R, Eds (1994). *Natural Connections: Perspectives in Community-Based Conservation*. Island Press, Washington DC.
 - Whelan T. (1991). *Nature Tourism*. Island Press, Washington, DC.

- White A.T., Hale L.Z, Renard Y., Cortesi L. (1994). *Collaborative and community-based management of coral reefs: lessons from experience*. Kumarian Press, West Hartford, CT.
- White A.T., Vogt H.P. and Arin T. (2000). *Philippine Coral Reefs Under Threat: The Economic Losses Caused by Reef Destruction*. Marine Pollution Bulletin 40: 598-605.
- White A.T., Salamanca A., Courtney C.A. (2002). *Experience with marine protected area planning and management in the Philippines*. Coastal Management 30: 1-26.
- White C., Kendall B.E., Gaines S., Siegel D.A., Costello C. (2008). *Marine reserve effects on fishery profit*. Ecol. Lett. 11: 370-379.
- Wilson C. and Tisdell C. (2001). *Sea turtles as a non-consumptive tourism resource especially in Australia*. Tourism Management 22: 279–288
- Wood K. and House S. (1991). *The Good Tourist: A Worldwide Guide for the Green Traveller*. Mandarin, London.
- Wood L.J. (2007). *MPA Global: A database of the world's marine protected areas*. Sea Around Us Project, UNEP-WCMC and WWF. <http://www.mpaglobal.org>.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R. (2006). *Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services*. Science 314: 787–790.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R. (2008). *Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services*. Science 314, (787).
- Zenetos A., Siokou-Frangou I., Gotsis-Skretas O., Groom S. (2002). *Seas around Europe: The Mediterranean Sea: blue oxygen-rich, nutrient-poor waters*. Europe's biodiversity: biogeographical regions and seas. European Environment Agency, Copenhagen.

- Zierer C. M. (1952). *Tourism recreation in the west*. Geographical Review 42: 462- 481.

ALLEGATO 1. Questionari somministrato ai turisti

	<p>Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare Dottorato in Ecologia Fondamentale</p> <p>"VALUTAZIONE DELL'IMPATTO SOCIO-ECONOMICO DELLA CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE MARINO IN ITALIA"</p> <p>AREA MARINA PROTETTA DI TAVOLARA – PUNTA CODA CAVALLO</p> <p>(Le risposte sono anonime e confidenziali)</p>
-----------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

<p>Di quale servizio stai fruendo al momento?</p> <p><input type="checkbox"/> SERVIZI BALNEARI <input type="checkbox"/> CENTRI DI IMMERSIONE <input type="checkbox"/> ESCURSIONI IN BARCA <input type="checkbox"/> NOLEGGIO IMBARCAZIONI</p> <p>In quale località ti trovi al momento?</p> <p>_____</p> <p>1. Et� _____</p> <p>2. Sesso M F</p> <p>3. Comune e provincia di residenza _____</p> <p>4. Titolo di studio _____</p> <p>5. Che tipo di attivit� professionale svolge?</p> <p><input type="checkbox"/> LIBERO PROFES. <input type="checkbox"/> DIPENDENTE PUBBLICO <input type="checkbox"/> DIPENDENTE PRIVATO <input type="checkbox"/> STUDENTE <input type="checkbox"/> COMMERCIANTE <input type="checkbox"/> PENSIONATO/A <input type="checkbox"/> ALTRO _____</p> <p>SE E' QUI IN VACANZA:</p> <p>6. In quale Comune alloggia nel periodo di vacanza? _____</p> <p>7. Quante notti si fermer� nel suddetto Comune? 0 1 2 3 4 ALTRO _____</p> <p>8. Quante persone l'accompagnano in questo periodo di vacanza ? 0 1 2 3 4 ALTRO _____</p> <p>9. In che tipo di struttura alloggia?</p> <p><input type="checkbox"/> ALBERGO <input type="checkbox"/> B&B <input type="checkbox"/> CAMPEGGIO <input type="checkbox"/> AGRITURISMO <input type="checkbox"/> VILLAGGIO TUR. <input type="checkbox"/> ALLOGGIO IN AFFITTO <input type="checkbox"/> OSTELLO <input type="checkbox"/> CASA DI PROPRIETA' O DI PARENTI <input type="checkbox"/> ALTRO _____</p> <p>10. Durante il periodo di soggiorno, a quanto ammonta la spesa media giornaliera procapite per il vitto e l'alloggio? (Euro) _____</p> <p>11. Durante il periodo di soggiorno, a quanto ammonta la spesa media giornaliera pro capite per acquisti di beni e servizi vari? (Euro) _____</p>	<p>12. La presenza dell'Area Marina Protetta in cui si trova � stata determinante nella scelta di questo luogo di vacanza?</p> <p style="text-align: center;"><input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> IN PARTE <input type="checkbox"/> NO</p> <p>13. Se SI, cosa ti attrae, in particolare, di questa Area Marina Protetta? _____ _____</p> <p>14. La scelta del Comune in cui alloggiare nel periodo di vacanza � stata condizionata dalla vicinanza dell'Area Marina Protetta allo stesso?</p> <p style="text-align: center;"><input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> NO</p> <p>15. Come � venuto a conoscenza dell'esistenza di questa Area Marina Protetta?</p> <p><input type="checkbox"/> PARENTI/AMICI <input type="checkbox"/> ESPERIENZE PRECEDENTI <input type="checkbox"/> PUBBLICIT� GIORNALI <input type="checkbox"/> INFORMAZIONE TV <input type="checkbox"/> INTERNET <input type="checkbox"/> ALTRO _____</p> <p>16. Ha fruito dei servizi proposti dall'ente gestore dell'Area Marina Protetta?</p> <p style="text-align: center;"><input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> NO</p> <p>17. Se si, Quale/i?</p> <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td></td> <td style="text-align: right;">CON CHE FREQUENZA *</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> ESCURSIONI IN BARCA</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> IMMERSIONI SUBACQUEE</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> SNORKELING</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> PESCA SPORTIVA</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> PESCATURISMO</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> SERVIZI BALNEARI</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> NOLEGGIO IMBARCAZIONE</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> <tr> <td><input type="checkbox"/> ALTRO Quale _____</td> <td style="text-align: right;">n�.....</td> </tr> </table> <p>18. Ha gi� visitato altre Aree Marine Protette?</p> <p style="text-align: center;"><input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> NO</p> <p>19. Se si, Quale/i? _____</p> <p>Data _____</p> <p style="text-align: center;"><i>Grazie per la collaborazione</i></p>		CON CHE FREQUENZA *	<input type="checkbox"/> ESCURSIONI IN BARCA	n�.....	<input type="checkbox"/> IMMERSIONI SUBACQUEE	n�.....	<input type="checkbox"/> SNORKELING	n�.....	<input type="checkbox"/> PESCA SPORTIVA	n�.....	<input type="checkbox"/> PESCATURISMO	n�.....	<input type="checkbox"/> SERVIZI BALNEARI	n�.....	<input type="checkbox"/> NOLEGGIO IMBARCAZIONE	n�.....	<input type="checkbox"/> ALTRO Quale _____	n�.....
	CON CHE FREQUENZA *																		
<input type="checkbox"/> ESCURSIONI IN BARCA	n�.....																		
<input type="checkbox"/> IMMERSIONI SUBACQUEE	n�.....																		
<input type="checkbox"/> SNORKELING	n�.....																		
<input type="checkbox"/> PESCA SPORTIVA	n�.....																		
<input type="checkbox"/> PESCATURISMO	n�.....																		
<input type="checkbox"/> SERVIZI BALNEARI	n�.....																		
<input type="checkbox"/> NOLEGGIO IMBARCAZIONE	n�.....																		
<input type="checkbox"/> ALTRO Quale _____	n�.....																		

* Per FREQUENZA si intende il numero di volte che ha fruito del servizio indicato durante il periodo di vacanza.