



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Struttura Tecnico Scientifica di Palermo
Laboratorio di Milazzo – Via dei Mille 44
98057 , Tel 0909224872 – Fax 0909241832

RELAZIONE FINALE LUGLIO 2011

**VALUTAZIONE DELL'EFFETTO RISERVA DELL'AREA
MARINA PROTETTA DEL PLEMMIRIO SULLE RISORSE
ITTICHE PESCABILI**



PROGETTO DI RICERCA N°

**RESPONSABILE SCIENTIFICO:
DR. FRANCO ANDALORO**

Stampato il 20 dicembre 2007

INDICE GENERALE

ABSTRACT ESECUTIVO.....	6
1. INTRODUZIONE.....	1
1.1 PREMESSA	1
1.2 IL RUOLO DELLE AREE MARINE PROTETTE	2
1.3 L'AREA MARINA PROTETTA DEL PLEMMIRIO	13
1.4 OBIETTIVI DEL PROGETTO	17
1.5 ARTICOLAZIONE IN FASI.....	18
2. MATERIALI E METODI.....	22
2.1 AREA DI STUDIO	22
2.2 DISEGNO DI CAMPIONAMENTO, RACCOLTA ED ANALISI DEI DATI ...	24
2.2.1. Pesca professionale	24
2.2.2. Pesca ricreativa	27
2.2.3. Visual Census	28
2.2.4. Impatto dei subacquei	31
3. RISULTATI	36
3.1 PESCA PROFESSIONALE.....	36
3.2 PESCA RICREATIVA	52
3.3 VISUAL CENSUS	61
3.4 IMPATTO DEI SUBACQUEI	72
4. DISCUSSIONI	78
5. CONCLUSIONI GENERALI.....	86
6. BIBLIOGRAFIA	89

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1. Area di studio con particolare della zonazione in AMP _____	15
Figura 2. Punti di immersione in zona A. A = Lingua del Gigante; B = Tre Ancore; C = Secca del Capo; D = Grotta del Capo; E = Grotte del Formaggio. _____	24
Figura 3. Barche della piccola pesca presso il Canale Grande del porto di Siracusa _____	25
Figura 4. Barche della piccola pesca presso il molo di Ognina a Siracusa _____	26
Figura 5. Tecnica del “transetto” utilizzata per i censimenti visivi subacquei _____	29
Figura 6. Percentuale di licenze _____	36
Figura 7. Rete da posta tipo tramaglio. _____	39
Figura 8. Disegno schematico di una rete tramaglio con particolare dei tre pannelli di rete _____	39
Figura 9. Disegno schematico di un palangaro di fondo _____	40
Figura 10. Composizione per lunghezza fuori tutto (LFT) delle imbarcazioni iscritte nella marineria di Siracusa. _____	42
Figura 11. Composizione per cavalli motore (HP) delle imbarcazioni iscritte nella marineria di Siracusa. _____	42
Figura 12. CPUE (kg/500m) stagionali delle più abbondanti specie catturate con le reti da posta fisse. _____	44
Figura 13. Banco di vendita presso il mercato ittico di Siracusa con esemplari di nasello (<i>Merluccius merluccius</i>) e musdea (<i>Phycis blennioides</i>) catturati con palangaro di fondale. _____	46
Figura 14. CPUE (kg/500 ami) stagionali delle più abbondanti specie catturate con il palangaro. _____	47
Figura 15. Rendimenti delle singole specie registrati in Amp e fuori. _____	51
Figura 16. Percentuale delle famigli ittiche censite _____	56
Figura 17. Andamento delle catture (n. individui) delle più importanti specie commerciali nei due anni di indagine. _____	59
Figura 18. Esemplari di <i>Sciaena umbra</i> fotografati in zona A. _____	63
Figura 19. Individuo di <i>Scorpaena scrofa</i> in zona A _____	64
Figura 20. Esemplari di <i>Sphyrna viridensis</i> fotografati alla secca del Capo in Zona A. _____	64
Figura 21. Multi Dimensional Scaling dei 72 censimenti visivi effettuati nelle tre aree (A, B e C) sottoposti a diverso regime di protezione. _____	65
Figura 22. Numero medio di specie per transetto calcolato per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard. _____	66
Figura 23. Numero medio di individui per transetto calcolato per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard. _____	68
Figura 24. Valori medi di evenness per transetto calcolati per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard. _____	70
Figura 25. Valori medi dell'indice di Shannon-Wiener per transetto calcolati per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard. _____	71
Figura 26. Numero di subacquei per ogni sito della zona A nel 2008, 2009 e 2010. _____	73
Figura 27. Livello dei brevetti dei subacquei seguiti durante le immersioni per registrare il numero di impatti _____	74
Figura 28. Contatti con le pinne (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata. _____	75
Figura 29. Sospensione del sedimento (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata. _____	75
Figura 30. Contatti con l'attrezzatura (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata. _____	75
Figura 31. Contatti con le mani (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata. _____	75
Figura 32. Medie e deviazioni standard del numero di <i>A. calycularis</i> e <i>L. pruvoti</i> presenti all'interno dei quadrati utilizzati per l'analisi dell'impatto prima e dopo la stagione delle immersioni subacquee. _____	77

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1. Effetti del regime di protezione a livello di popolazione, comunità ed habitat.	4
Tabella 2. Diagramma di Gantt	21
Tabella 3. Disegno di campionamento schematico	30
Tabella 4. Lista faunistica delle specie pescate con i palangari e le reti. In neretto le specie catturate con entrambi gli attrezzi.	43
Tabella 5. CPUE (kg/500m e n° ind./500 m) totali per stagione delle le reti da posta fisse	45
Tabella 6. CPUE (kg/500 ami e n° ind./500 ami) totali per stagione dei palangari.	47
Tabella 7. Catture effettuate con tramaglio di fondo.	48
Tabella 8. Rendimenti delle singole specie sia in Amp che fuori.	49
Tabella 9. Risultati del test ANOVA utilizzato per confrontare i rendimenti totali in peso delle pescate effettuate in AMP e fuori	49
Tabella 10. Risultati del test ANOVA utilizzato per confrontare i rendimenti totali in numero delle pescate effettuate in AMP e fuori	49
Tabella 11. Numero di autorizzazioni alla pesca ricreativa rilasciate nei due anni di indagine	53
Tabella 12. Numero di uscite in mare da parte dei pescatori ricreativi.	54
Tabella 13. Lista faunistica delle famiglie ittiche censite.	55
Tabella 14. Indici di comunità calcolati nei due anni 2009 e 2010.	56
Tabella 15. Lista faunistica delle specie ittiche catturate dalla pesca ricreativa	57
Tabella 16. Lista faunistica delle specie censite con le rispettive densità medie e deviazioni standard per transetto nelle tre aree. In rosso sono indicate le specie censite esclusivamente all'interno della zona A dell'area marina protetta.	62
Tabella 18. Risultati della PERMANOVA (analisi della varianza multivariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili considerate e sulle interazioni. (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	63
Tabella 19. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa)	65
Tabella 20. Risultati della procedura SIMPER (Similarity percentages) eseguita per per il fattore Area. Vengono valutate le specie che hanno maggiormente contribuito alle dissimilarità tra livelli diversi di protezione.	67
Tabella 21. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per S (numero medio di specie) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	66
Tabella 22. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	68
Tabella 23. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per N (numero medio di individui) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	69
Tabella 24. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	69
Tabella 25. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per J (valori medi di evenness) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	70
Tabella 26. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	70
Tabella 27. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per H' (valori medi di Shannon-Wiener) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	71
Tabella 28. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).	72
Tabella 29. Risultati del test Anova e Post-Hoc per la valutazione dell'effetto riserva dell'AMP sull'abbondanza media degli individui di taglia "large".	72
Tabella 30. Risultati dei confronti fra i contatti nelle immersioni con e senza briefing (test U di Mann-Whitney)	76



**Struttura Tecnico Scientifica di Palermo
Laboratorio di Milazzo – Via dei Mille 44
98057 , Tel 0909224872 – Fax 0909241832**

VALUTAZIONE DELL'EFFETTO RISERVA DELL'AREA MARINA PROTETTA DEL PLEMMIRIO SULLE RISERVE ITTICHE PESCABILI

RELAZIONE FINALE LUGLIO 2011

**RESPONSABILE SCIENTIFICO:
DR. FRANCO ANDALORO**

ELENCO DEI COLLABORATORI

Dr. Consoli Pierpaolo

Dr.ssa Galfo Francesca

Sig.ra Gigante Lucia

Dr. Nicastro Andrea

Dr.ssa Pasolli Linda

Dr.ssa Romeo Teresa

ABSTRACT ESECUTIVO

Gli ecosistemi costieri sono tra i più produttivi del pianeta, e svolgono un ruolo importante per la pesca costiera fungendo da *nursery* e zone di alimentazione. Tali ecosistemi sono particolarmente vulnerabili alle azioni umane che causano l'erosione della biodiversità marina, ed il mar Mediterraneo non fa eccezione. Le strategie adottate fino ad oggi per contenere la perdita di biodiversità spesso non hanno fornito gli effetti previsti, tranne in pochi casi a livello mondiale, per una molteplicità di fattori. Le **Aree Marine Protette (AMP)**, al contrario delle tradizionali soluzioni gestionali, rappresentano uno strumento importante per conservare la biodiversità marina, mantenere la produttività degli ecosistemi e contribuire allo sviluppo economico e sociale delle comunità residenti presso le zone in cui sorgono le stesse AMP. L'istituzione di aree marine protette pertanto ben si inquadra nell'ottica dei principi dell'Ecosystem Approach.

L'Area Marina Protetta del Plemmirio (fig.1), istituita con decreto del 15 settembre 2004 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, è tra le più giovani AMP d'Italia; l'ambiente sommerso è caratterizzato da un paesaggio vario e diversificato che si traduce in un elevato livello di diversità di habitat cui consegue un ricco patrimonio di biodiversità.

L'area sottoposta a tutela, in relazione alle caratteristiche ambientali e alla situazione socio-economica presente, è stata suddivisa in tre differenti zone (A, B e C) sottoposte ad un diverso regime di protezione. In particolare, nella zona A, quella a massima protezione, sono vietate la balneazione, la pesca ricreativa e professionale, la navigazione, l'ormeggio, il pescaturismo ed immersioni subacquee individuali o in gruppo.

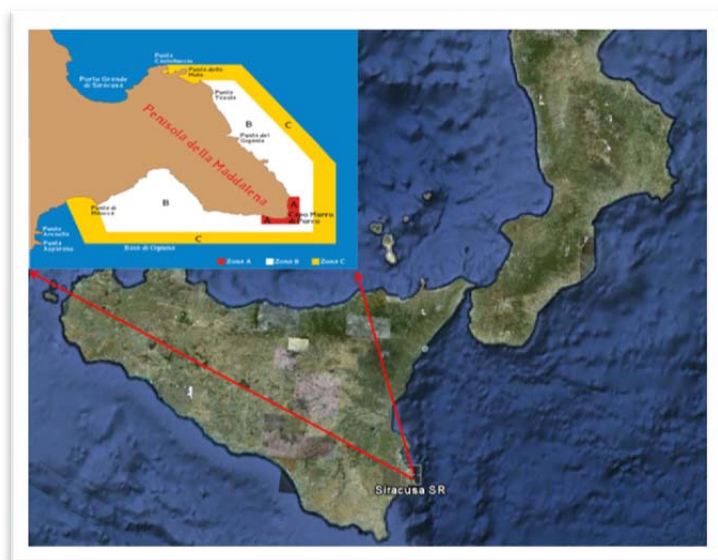


Figura 1. Area di studio con particolare della zonazione in AMP

Le Zone B e C, definite come zone a protezione minima, sono utilizzate come zone cuscinetto, buffer, dove sono consentiti solo alcuni tipi di pesca sebbene tale attività sia disciplinata dal regolamento e soggetta nella maggior parte dei casi al rilascio di una autorizzazione da parte dell'ente gestore.

I benefici derivanti dall'istituzione delle Aree marine protette e dal grado di protezione che consegue alla loro gestione si traducono nel mantenimento e miglioramento dello stato di naturalità dell'ambiente, nella composizione e struttura delle biocenosi floro-faunistiche ed in tutti quei processi, dinamiche

trofiche e relazioni ecologiche che definiscono la funzionalità globale dell'ecosistema marino. Tuttavia per numerose aree marine protette italiane mancano ancora oggi le evidenze scientifiche dell'efficacia gestionale a causa di una carenza di dati sulla risorsa sia precedenti che successivi all'istituzione dell'AMP.

L'obiettivo generale della presente ricerca è pertanto quello di valutare gli effetti del regime di protezione dell'Area Marina Protetta del Plemmirio sulla biodiversità e sulle comunità ittiche costiere così come è stato effettuato in altre AMP nazionali. Nell'ambito di questa problematica gli obiettivi specifici del progetto sono stati:

1. La valutazione dell'effetto riserva sulla diversità e le comunità ittiche in relazione all'attività di pesca (sia professionale che ricreativa) in AMP
2. La determinazione del carico massimo ammissibile per una fruizione subacquea della zona A

Il suddetto programma è stato articolato in 3 differenti azioni:

Azione 1 - monitoraggio dell'effetto riserva sulle popolazioni ittiche in relazione all'attività di pesca in Amp.

Azione 2 - effetti del regime di protezione sulla biodiversità anche in funzione dei cambiamenti climatici.

Azione 3 - studi per la determinazione del carico massimo ammissibile per una fruizione subacquea della zona A.

Il progetto, articolato nelle tre azioni di cui sopra, ha avuto una durata di 18 mesi e si è svolto da settembre 2009 ad aprile 2011.

L'Azione 1 finalizzata a valutare l'effetto riserva sulle popolazioni ittiche in relazione all'attività di pesca è stata realizzata attraverso il monitoraggio della pesca professionale e di quella ricreativa.

Pesca professionale: per ciascuna rilevazione (singola barca) sono state registrate su appositi protocolli le caratteristiche tecniche degli attrezzi impiegati, le ore di permanenza in mare e la zona di pesca; infine il pescato

è stato suddiviso in specie bersaglio e *by-catch*. Per le reti da posta del tipo tramaglio, imbrotto o incastellate è stato utilizzato come indice di sforzo la lunghezza della rete e come unità di sforzo 500 m di rete/imbarcazione/12 ore. Per il palangaro di fondo l'indice di sforzo utilizzato è stato il numero di ami, come unità di sforzo 500 ami/imbarcazione/12 ore.

Al fine di valutare l'effetto riserva dell'AMP Plemmirio, sono stati messi a confronto i rendimenti di pesca ottenuti fuori e dentro l'area della riserva. In particolare, per rendere confrontabili le CPUE, sono stati osservati i rendimenti di tre imbarcazioni che hanno effettuato pescate sia in area marina che fuori, durante la stessa stagione.

Secondo i dati raccolti presso la Capitaneria di Porto, sono 88 le imbarcazioni appartenenti alla marineria di Siracusa. Come mostrato in Figura 6, gli attrezzi più comuni sono le reti da posta, i palangari, le reti a circuizione e le lenze. La maggior parte delle imbarcazioni opera con più attrezzi durante l'anno e risulta essere così polivalente.

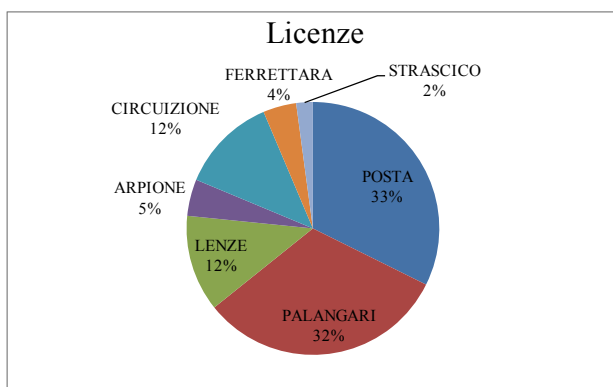


Figura 2. Percentuale di licenze

Sul totale delle imbarcazioni, 25 hanno il permesso per operare all'interno dell'area marina protetta (zona B e C). Si tratta di imbarcazioni della piccola pesca con lunghezza fuori tutto (LFT) compresa tra 4 e 12 m ed aventi come licenza gli attrezzi da posta, palangari lenze ed arpioni.

Nell'arco dei 2 anni di censimento sono state censite 67 taxa (di cui 57 specie di Osteitti, 1 di Condroitti, 4 di crostacei decapodi e 5 di molluschi cefalopodi Tabella 4). I dati di cattura delle imbarcazioni censite, operanti nell'area di Siracusa,

sono stati suddivisi nelle due categorie principali: reti da posta (comprendenti tramaglio ed imbrotto) e palangari.

Dall'analisi stagionale dei rendimenti delle reti da posta si evidenziano catture multi-specifiche caratterizzate da specie di elevato valore commerciale quali, naselli, triglie di scoglio, polpi, aragoste, scorfani, pagelli e saraghi. Tuttavia, in ciascuna stagione, i rendimenti delle singole specie si sono mantenuti su valori medio-bassi e sempre al di sotto di 1,5 kg/500m. Presso la marineria di Siracusa, vengono utilizzati due tipi di palangaro: uno viene armato per la cattura dei saraghi, mentre l'altro opportunamente armato, e calato a maggiori profondità, ha come specie target il nasello (*Merluccius merluccius*). Per quanto riguarda quest'ultima specie, sono stati registrati rendimenti eccezionali durante la stagione invernale del 2010 (25kg/500 ami) mentre *D. sargus* ha fatto registrare valori di CPUE altrettanto elevati durante l'inverno del 2011 (20,5 kg/500 ami). Infine non indifferenti sono stati i rendimenti delle specie accessorie del palangaro per naselli: è il caso della musdea (*Phycis blennioides*) e dello scorfano di fondale (*Helicolenus dactylopterus*), due specie caratterizzate da un altrettanto elevato valore commerciale al pari di quello della specie target. Sempre su base stagionale e così come osservato per le reti, i valori di CPUE più alti sono stati rilevati durante la stagione invernale di entrambi gli anni di osservazione (29,17 kg/500 ami e 39,50 kg/500 ami rispettivamente nel 2010 e nel 2011 Tabella 7). Sulla base dello studio effettuato e quindi sia delle rilevazioni effettuate sia delle osservazioni a bordo, non sono emerse attività di pesca continue in AMP da parte di pescatori professionali in possesso di licenza. Vengono di seguito riportati i risultati di un confronto tra rendimenti ottenuti in AMP e fuori con reti tramaglio (Tab. 1). L'analisi statistica ANOVA non ha messo in evidenza differenze significative tra i rendimenti medi delle pescate effettuate dentro e fuori l'AMP sia per quanto riguarda i kg sia il numero individuali.

Mettendo inoltre a confronto i rendimenti delle singole specie sia in AMP che fuori e i rispettivi pesi medi individuali, si notano differenze nette nei rendimenti in peso e in numero di 2 specie ad elevato valore commerciale (*D. sargus* e *P. elephas*), nettamente più elevati in area marina protetta. Risultano invece inaspettatamente superiori all'esterno dell'area protetta i rendimenti di *M. surmuletus*, *O. vulgaris* e *S. scrofa*.

Sulla base dello studio effettuato attraverso la rilevazione degli sbarcati della pesca artigianale emerge un trend leggermente positivo dei rendimenti di pesca sia delle reti da pesca che dei palangari. Ciò, tuttavia, può fornirci soltanto un'idea dei rendimenti della piccola pesca e quindi del ricavo economico degli operatori del settore.

Al fine di mettere in evidenza l'effetto positivo dell'AMP sulle risorse ittiche pescabili e quindi le ricadute economiche del settore, occorre guardare il confronto tra le pescate effettuate fuori e dentro l'area marina protetta. A tal proposito, a dispetto di quanto previsto, non sono emerse differenze tra i rendimenti ottenuti fuori e dentro l'AMP, rivelando pertanto l'assenza di un effetto positivo del regime di protezione. La pesca professionale viene esercitata in AMP solo sporadicamente per diversi motivi attribuibili secondo il punto di vista dei pescatori all'applicazione, all'interno dell'area protetta, di regolamenti spazio temporali e delle caratteristiche degli attrezzi, troppo restrittivi (numero di ami e lunghezza rete troppo contenuti, limite temporale

per salpare la rete). La possibilità di incorrere in sanzioni pecuniarie troppo elevate pertanto li scoraggia ad effettuare le pesche dentro l'area protetta.

Tabella 1. Rendimenti delle singole specie sia in Amp che fuori.

Specie	ESTERNO		AMP		
	Kg/500m	n° ind./500m	Kg/500m	n° ind./500m	
<i>Conger conger</i>	0,06	0,06	<i>Auxis rochei</i>	0,04	0,04
<i>Dentex dentex</i>	0,08	0,06	<i>Dactylopterus volitans</i>	0,03	0,06
<i>Diplodus annularis</i>	0,01	0,06	<i>Diplodus annularis</i>	0,01	0,11
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,02	0,07	<i>Diplodus sargus</i>	0,13	0,86
<i>Diplodus sargus</i>	0,03	0,14	<i>Diplodus vulgaris</i>	0,03	0,22
<i>Labrus merula</i>	0,02	0,07	<i>Labrus merula</i>	0,03	0,18
<i>Labrus viridis</i>	0,01	0,07	<i>Labrus viridis</i>	0,02	0,11
<i>Loligo vulgaris</i>	0,02	0,07	<i>Mugil spp.</i>	0,03	0,14
<i>Lophius piscatorius</i>	0,21	0,07	<i>Mullus surmuletus</i>	0,01	0,17
<i>Mullus surmuletus</i>	0,06	0,43	<i>Muraena helena</i>	0,19	0,18
<i>Muraena helena</i>	0,01	0,03	<i>Octopus macropus</i>	0,01	0,06
<i>Octopus vulgaris</i>	0,23	0,20	<i>Octopus vulgaris</i>	0,04	0,04
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,01	0,07	<i>Pagrus pagrus</i>	0,01	0,06
<i>Palinurus elephas</i>	0,01	0,02	<i>Palinurus elephas</i>	0,31	0,41
<i>Phycis phycis</i>	0,19	0,89	<i>Raya spp.</i>	0,07	0,04
<i>Raja clavata</i>	0,02	0,03	<i>Sarpa salpa</i>	0,04	0,33
<i>Scorpaena porcus</i>	0,01	0,07	<i>Scorpaena porcus</i>	0,02	0,17
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,27	1,18	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,16	0,70
<i>Sepia officinalis</i>	0,34	1,67	<i>Scyllarides latus</i>	0,03	0,09
<i>Serranus cabrilla</i>	0,04	0,69	<i>Sepia officinalis</i>	0,22	1,40
<i>Serranus scriba</i>	0,01	0,14	<i>Serranus cabrilla</i>	0,03	0,22
<i>Symphodus roissali</i>	0,01	0,07	<i>Serranus scriba</i>	0,00	0,07
<i>Symphodus tinca</i>	0,09	0,64	<i>Spondylisoma cantharus</i>	0,02	0,07
<i>Synodus saurus</i>	0,01	0,06	<i>Symphodus tinca</i>	0,09	0,43
<i>Trachinus draco</i>	0,02	0,24	<i>Synodus saurus</i>	0,01	0,13
<i>Trigloporus lastoviza</i>	0,02	0,17	<i>Uranoscopus scaber</i>	0,04	0,21
<i>Uranoscopus scaber</i>	0,02	0,07	<i>Zeus faber</i>	0,04	0,09
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,01	0,07			
TOTALE	1,84	7,40		1,66	6,56
Peso medio individuo	0,25			0,25	

Pesca ricreativa

Per quanto riguarda la pesca ricreativa, si è proceduto alla quantificazione dei pescatori ricreativi che pescano all'interno della riserva, alla tipizzazione delle tecniche ed attrezzi di pesca, alla composizione ed andamento delle catture. A tal proposito sono stati consultati i registri dell'AMP relativi alle autorizzazioni rilasciate nel 2009 e nel 2010 ed analizzati i libretti di cattura corrispondenti agli stessi anni e restituiti dai pescatori ricreativi all'AMP.

Sono state reperite le seguenti informazioni: quantità delle autorizzazioni rilasciate e tipologia delle stesse (da barca e/o da terra), numero dei pescatori e delle giornate di pesca, tipologia delle imbarcazioni (lunghezza fuori tutto e cavalli motore), composizione specifica e peso totale delle catture. In riferimento alla fauna ittica

rilevata, riportata in una apposita lista faunistica, sono stati calcolati i seguenti parametri di comunità: Ricchezza Specifica (S): numero totale di specie, Abbondanza degli individui (N). Inoltre, è stato analizzato l'andamento stagionale delle specie maggiormente pescate e più commerciali.

Il consorzio Plemmirio ha rilasciato 467 autorizzazioni alla pesca ricreativa nel 2009 e 413 nel 2010; contemporaneamente al rilascio delle autorizzazioni sono stati consegnati i libretti di cattura (Log-book) con l'obbligo da parte dei pescatori ricreativi di compilarli in ogni parte e restituirli al personale addetto dell'AMP allo scadere della validità dell'autorizzazione. Sono stati restituiti solo una parte dei libretti relativi ai due anni; pertanto l'analisi dei dati è stata effettuata su 153 libretti relativi al 2009 e 162 relativi al 2010. Nel 2009 sono stati analizzati 153 libretti relativi a 94 autorizzazioni per pescare da terra, 51 da imbarcazione e 8 per pescare sia da terra che da imbarcazione; nel 2010, sono stati analizzati 162 libretti di cui 96 relativi ad autorizzazioni da terra, 60 da imbarcazione e 6 da terra ed imbarcazione. Relativamente agli attrezzi e pratiche di pesca, i pescatori che operano all'interno della riserva utilizzano il bolentino da imbarcazione e la canna da fondo o da superficie con galleggiante da terra. Dai dati analizzati si evince che l'attività di pesca ricreativa viene praticata in maniera continua in tutto l'anno ad eccezione del periodo di fermo compreso dal 1 aprile al 15 maggio di ogni anno, imposto ed individuato dall'ente gestore. Il totale sono state registrate 1544 uscite nel 2009 e 2570 nel 2010; la media di uscite per pescatore al mese è di 3 in entrambi gli anni; la media dei pescatori al mese è di 42,6 nel 2009 e 73,5 con un numero maggiore di pescatori nei mesi di luglio, agosto e settembre in entrambi gli anni. Il numero totale di individui catturati (Abbondanza, N) è di 12108 nel 2009 e 12614 nel 2010. Il numero di specie (Ricchezza specifica, S) è di 39 nel 2009 e 37 specie nel 2010 (Tab. 2) per un totale nei due anni di indagini di 43 specie di cui 2 molluschi cefalopodi e 39 osteitti ripartiti in 22 famiglie; dal grafico di Figura 16 sottostante si evince una netta prevalenza di Sparidi.

Il numero medio di specie al mese (Ricchezza specifica, S) è stato di 21,1 nel 2009 e 22,6 nel 2010. Gli indici descrittivi della comunità calcolati in entrambi gli anni sono riportati nella tabella sottostante:

Tabella 2. Indici di comunità calcolati nei due anni 2009 e 2010.

Anno	S	Sm	N
2009	39	21,1	12108
2010	37	22,6	12614

Il numero medio di individui catturati da un pescatore al mese è di 79,1 nel 2009 e 78 nel 2010. Le specie più abbondanti sono risultate in entrambi gli anni la boga (*Boops boops*), i serrani (*Serranus cabrilla*), le donzelle (*Thalassoma pavo* e/o *Coris julis*) e le perchie (*Serranus scriba*) sia da imbarcazione che da terra.

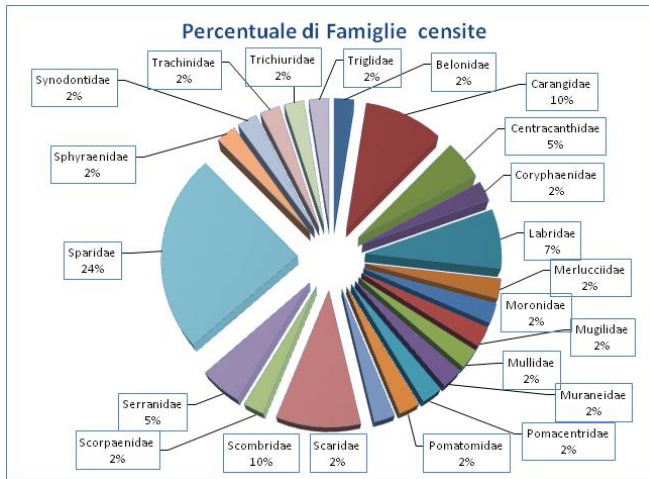
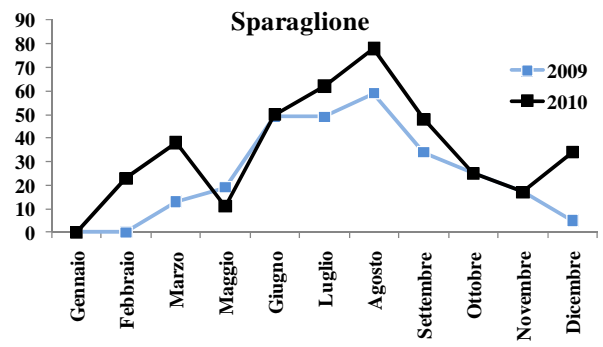
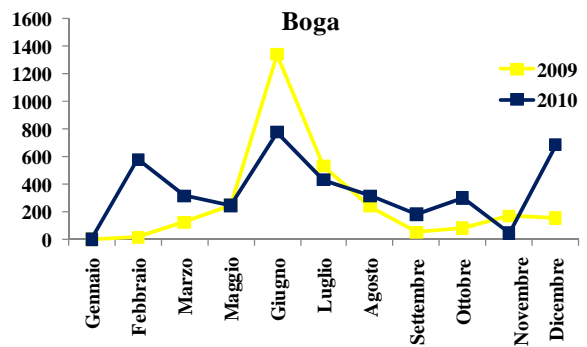
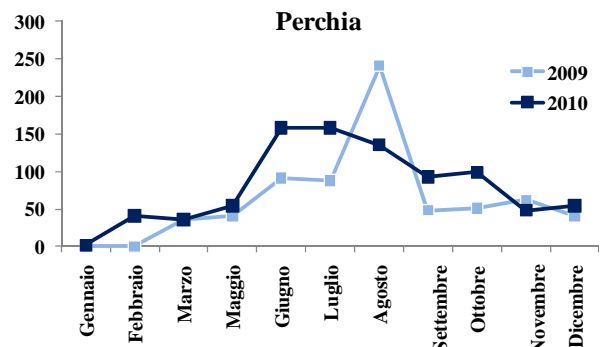
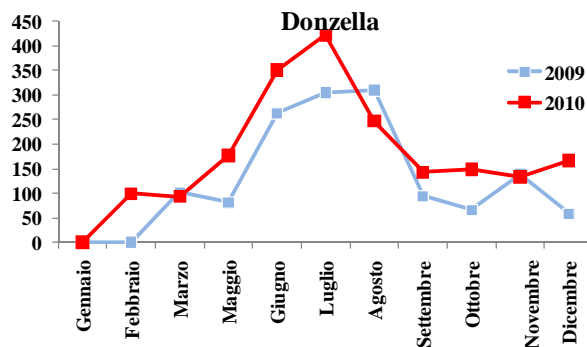


Figura 3. Percentuale delle famiglie ittiche censite

In particolare, la boga è la specie più pescata da terra ed i serrani da imbarcazione. In relazione all'andamento del pescato, illustrato nei grafici sottostanti (Figura 17), sono state prese in considerazione le specie più frequenti e abbondanti, e/o con un elevato valore commerciale: boga (*Boops boops*), serrani (*Serranus cabrilla*), donzella (*Thalassoma pavo* e/o *Coris julis*), occhiata (*Oblada melanura*), perchia (*Serranus scriba*), occhialone (*Pagellus bogaraveo*), pappagallo (*Sparisoma cretense*), aguglia (*Belone belone*), sparaglione (*Diplodus annularis*) e pagello (*Pagellus erythrinus*).



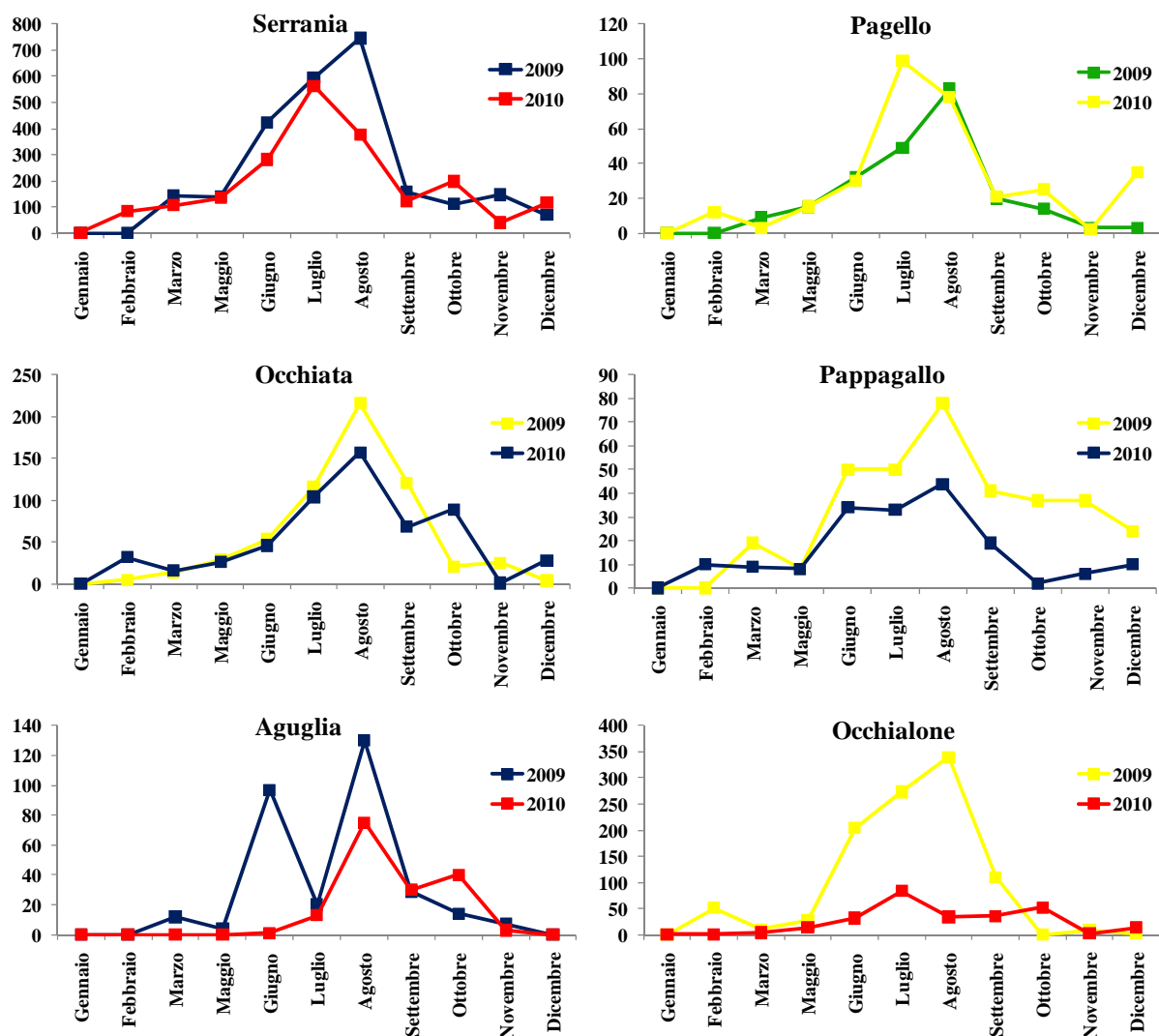


Figura 4. Andamento delle catture (n. individui) delle più importanti specie commerciali nei due anni di indagine.

Come si evince dai grafici, non esistono differenze significative nei due diversi anni: la distribuzione temporale mostra un aumento di catture relativo alle singole specie nei mesi estivi con picchi raggiunti a seconda delle specie nei mesi di giugno, luglio ed agosto ed un decremento nei mesi primaverili; alcune specie mostrano un incremento di catture anche nel periodo invernale (novembre-dicembre). Il numero maggiore di individui catturati nei mesi estivi va sempre riferito all'incremento del numero di pescatori ed uscite. Due eccezioni sono rappresentate dall'occhialone con un numero molto maggiore di individui catturati nel 2009 rispetto al 2010 e dall'aguglia in cui il pescato del 2009 è caratterizzato da 2 picchi relativi a giugno ed agosto, mentre nel 2010 la distribuzione temporale appare più o meno costante.

Relativamente al numero totale delle uscite, quest'ultimo risulta maggiore nel 2010; addirittura sono state registrate 1000 uscite in più rispetto al 2009. Questo ci consente di affermare come nell'ultimo anno la pesca ricreativa abbia subito un notevole incremento, confermato anche dal dato relativo al numero medio di pescatori al mese, aumentato quasi del doppio nel 2010 e del dato relativo alla media di uscite al mese.

I risultati emersi dallo studio in oggetto hanno permesso di inquadrare l'importanza e la diffusione di questa attività nell'Area Marina Protetta del Plemmirio. Tuttavia, in riferimento all'obiettivo del progetto, ossia la valutazione dell'effetto riserva, i risultati ottenuti non ci permettono di fare alcuna considerazione in quanto, non avendo la possibilità di distinguere le diverse zone di pesca, nulla si può dire sulle eventuali differenze di biomassa e biodiversità presenti nelle aree in cui la pesca ricreativa è sottoposta ad un diverso regime di regolamentazione. A questo proposito è necessario sottolineare come i dati riportati nei libretti di cattura da parte dei pescatori ricreativi, dovrebbero essere completati in primo luogo riportando il sito di pesca, la tipologia dell'attrezzo e la metodica di pesca, la taglia degli individui pescati e la quantità in peso. Si può considerare questo studio come un punto zero, di conoscenza sulla pesca ricreativa che insiste nell'area marina e sulla regolamentazione adottata. I dati acquisiti consentono, tuttavia, di sottolineare l'importanza e la diffusione di questa attività all'interno dell'AMP del Plemmirio e soprattutto ci permette di affermare come quest'attività, a

livello locale, sta subendo un notevole incremento conformemente a quanto sta accadendo nel resto del Mediterraneo.

Lo scopo generale della gestione della pesca ricreativa deve essere quello di assicurare la sostenibilità nel lungo periodo delle risorse della pesca salvaguardando così la disponibilità di queste risorse per le generazioni future, in particolare la conservazione della biodiversità a tutti i livelli; le misure gestionali adottate, devono essere scientificamente basate e socialmente orientate e dovrebbe mirare a massimizzare i benefici economici e sociali generati dalla pesca ricreativa, prevenendo il sovra sfruttamento delle risorse della pesca.

L'Azione 2 finalizzata a valutare gli effetti del regime di protezione sulla biodiversità è stata condotta attraverso il visual census delle comunità ittiche nelle tre aree a differente regime di protezione dell'Amp. Nella zona oggetto di studio, sono state scelte 3 aree con caratteristiche geomorfologiche simili: un'area ricade all'interno della zona A dell'AMP, una all'interno della zona B mentre la terza ricade fuori all'AMP, che per comodità abbiamo identificato con la lettera D. Tale scelta è stata dettata dalla necessità di individuare e confrontare tra di loro zone con diversi livelli di protezione. All'interno di ciascuna area individuata sono stati scelti quattro siti caratterizzati da un fondale roccioso con lieve pendenza, presenza di macroalghe e profondità intorno ai 20 metri. All'interno di ciascun sito sono state effettuate tre repliche mediante censimento visivo in immersione utilizzando la tecnica del transetto lineare. In totale, nelle tre zone individuate, sono stati effettuati 72 transetti.

Le ipotesi poste alla base di questo studio erano le seguenti:

1. nessuna differenza tra le comunità ittiche associate alle 3 aree scelte corrispondenti a tre diversi livelli di protezione.
2. Nessuna differenza nelle taglie delle specie ittiche di maggior valore commerciale tra le tre aree indicate.
3. Nessuna differenza tra i parametri di comunità calcolati tra le tre aree.

In totale nel corso delle 2 campagne di censimenti visivi in immersione, sono state censite 46 specie ittiche, 36 nell'area A, 30 nella B e 27 nell'area esterna all'AMP.

Il test Permanova ha messo in evidenza differenze statisticamente significative tra le comunità ittiche censite per ciascuna delle tre variabili considerate e per le rispettive interazioni. Tale risultato statistico appare confermato anche dall'elaborazione grafica (MDS) raffigurata in Figura 21. I tests *pair-wise* (confronti a coppie) effettuati successivamente all'analisi PERMANOVA hanno tuttavia messo in evidenza nel 2009 differenze significative tra le aree B-D e A-D mentre non risultano significative le differenze tra le aree A e B. Nell'anno 2010, invece nessuna delle tre differenze è risultata significativa. Per quanto riguarda il numero medio di specie (Fig. 6) le analisi statistiche rilevano differenze significative tra le aree, e tra i siti all'interno di ciascuna area. Ciò nonostante, tali differenze non risultano significative nell'anno 2009. Risultano invece sempre significative nell'anno 2010. In tal caso l'analisi statistica ha escluso l'influenza delle tre variabili ambientali considerate: complessità, percentuale di *P. oceanica*, temperatura media.

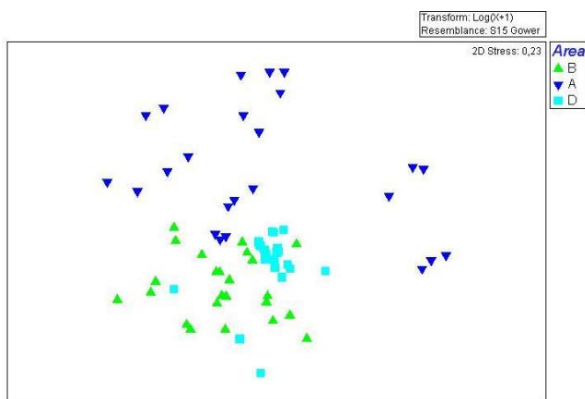
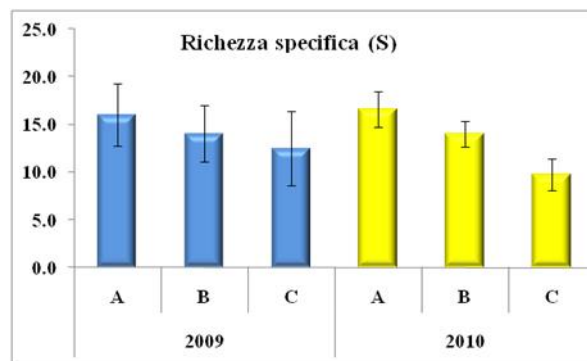


Figura 6. Numero medio di specie per transetto calcolato per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard.

Appare sicuramente strano tale dato poiché, in teoria, i valori minori di abbondanza dovrebbero essere registrati nell'area D esterna all'AMP dove la pesca è chiaramente consentita ma non soggetta a restrizioni e quindi dove lo sforzo di pesca è teoricamente maggiore. Ciò nonostante tali differenze non risultano significative in nessuno dei due anni

Figura 5. Multi Dimensional Scaling dei 72 censimenti visivi effettuati nelle tre aree (A, B e C) sottoposti a diverso regime di protezione.

Per quanto riguarda il numero medio di individui per transetto (densità media) le analisi statistiche rilevano differenze significative soltanto tra i siti all'interno di ciascuna area. Guardando il grafico di figura 7 appare evidente un numero medio di specie maggiore nell'area A a massima protezione; tali valori risultano minimi nell'area B dove la pesca è consentita seppur con le note e dovute restrizioni.



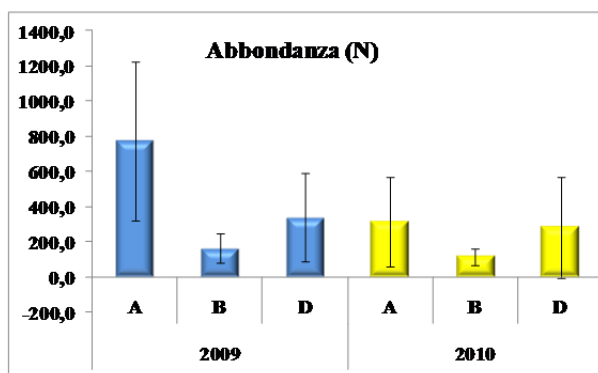


Figura 7. Numero medio di individui per transetto calcolato per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard.

Il test Anova ha evidenziato per le 7 specie target considerate una differenza significativa tra le abbondanze medie degli individui *large* censite nelle tre aree. In particolare tali abbondanze risultano significativamente maggiori nella zona A, rispetto alla B e alla E mentre non risultano significative le differenze tra queste ultime due (Tabella 28).

Tabella 3. Risultati del test Anova e Post-Hoc per la valutazione dell'effetto riserva dell'AMP sull'abbondanza media degli individui di taglia "large".

Specie	A	B	C	p	Post Hoc
<i>Diplodus sargus</i>	1.458	0.167	0.083	0.000	A>B,C; B=C
<i>Diplodus vulgaris</i>	3.875	1.333	0.250	0.003	A>B,C; B=C
<i>Mullus surmuletus</i>	4.167	0.292	0.333	0.000	A>B,C; B=C
<i>Muraena helena</i>	1.167	0	0.083	0.000	A>B
<i>Sparisoma cretense</i>	1.417	0.333	0.167	0.001	A>B,C; B=C
<i>Symphodus tinca</i>	1.625	0.375	0.958	0.000	A>B,C; B=C

L'analisi dei dati provenienti dai censimenti visivi effettuati, suggerisce la presenza di un effetto "riserva" dell'AMP Plemmirio sui popolamenti ittici sia in termini di ricchezza specifica sia di struttura di popolazione delle principali specie target. I risultati delle indagini eseguite hanno messo in evidenza differenze significative tra le comunità ittiche censite all'interno delle tre aree a diverso regime di protezione. Nella zona a protezione totale (A), i vari parametri di comunità studiati (abbondanza N, H', J e S) sono risultati più elevati di quelli rilevati nelle altre due zone (B e D) in cui viene esercitata la pesca sia ricreativa che professionale. Sebbene tali differenze non siano apparse sempre statisticamente significative è possibile ipotizzare che l'istituzione dell'AMP Plemmirio stia avendo un effetto di recupero sulle comunità ittiche costiere. Tale mancanza di significatività potrebbe essere legata al breve periodo di istituzione dell'AMP Plemmirio, una riserva ancora giovane essendo stata istituita nel 2005. L'effetto riserva appare comunque ulteriormente supportato dalle abbondanze medie degli individui appartenenti alle taglie maggiori, sempre significativamente più alte nell'area A, e dalla presenza esclusiva di specie target sempre in tale zona. E' importante sottolineare come, all'interno dell'AMP Plemmirio, dieci specie risultino esclusive dell'area a massima protezione: tra queste figurano specie di elevato valore commerciale quali: *Epinephelus costae*, *Epinephelus marginatus*, *Mycteroperca rubra*, *Sciaena umbra*, *Scorpaena scrofa*, *Sphyraena viridensis* e *Spondyliosoma cantharus*. Inoltre, sette specie target (le uniche per le quali è stato possibile effettuare un confronto tra le tre aree) hanno mostrato abbondanze sia totali che delle taglie "large" sempre significativamente maggiori all'interno della riserva.

Per quanto riguarda l'effetto dei cambiamenti climatici sulla biodiversità, durante i censimenti visivi in immersione, non sono mai state osservate specie ittiche aliene fatta eccezione per alcuni esemplari di *Seriola fasciata* censiti comunque al di fuori dei transetti percorsi. Appaiono invece molto abbondanti alcune specie a carattere "meridionale" (*Thalassoma pavo*, *Parablennius pilicornis*, *Sparisoma cretense*, *Sardinella aurita*, *Mycteroperca rubra*), la cui presenza è notevolmente aumentata in questi ultimi anni a causa del riscaldamento delle acque noto ormai con il termine di "tropicalizzazione del mediterraneo".

L'Azione 3 finalizzata a determinazione il carico massimo ammissibile dei subacquei nella zona A è stata effettuata attraverso il monitoraggio dell'impatto dei subacquei su alcuni organismi sessili. Il monitoraggio delle attività subacquee è stato condotto nelle 5 boe presenti nella zona A, unici punti di questa zona in cui sono concesse le immersioni ricreative. Sono state effettuate in tutto 20 immersioni. I subacquei sono stati seguiti una coppia per volta iniziando le osservazioni una volta cominciata la discesa. L'immersione è stata divisa nella "fase di discesa", che comprendeva la discesa ed i primi 3-4 min utili per la sistemazione dell'assetto, e nella successiva "fase di immersione". Durante le osservazioni sono stati annotati i vari comportamenti dei sub e quindi i diversi possibili contatti con il substrato suddivisi in volontari ed involontari. I contatti involontari sono stati classificati in base alle parti del subacqueo e dell'attrezzatura coinvolte: mani, pinne, attrezzatura. E' stata inoltre annotato il sollevamento del sedimento. Per valutare il danno effettivo dell'impatto dei subacquei è stato utilizzato il disegno di campionamento BACI (Before After Control Impact). Lo scopo è quello di stabilire se un determinato stress, nel nostro caso l'attività subacquea, possa o meno aver alterato l'ambiente. Il modello

classico prevede la scelta di alcune aree (sia impattate che di controllo) che vengono monitorate prima e dopo il disturbo e i dati raccolti vengono poi confrontati fra loro. A tal fine controlli pre-diving (Before), sono stati effettuati durante il mese di giugno, a ridosso dell'apertura della stagione in cui sono concesse le attività subacquee nella zona A, mentre controlli post-diving (After) sono avvenuti all'inizio di ottobre, una volta terminata la stagione. Per ogni sito sono state effettuate tre repliche nei punti individuati lungo il percorso. Per i campionamenti sono stati utilizzati dei quadrati da 25x25 cm per raccogliere dati quantitativi relativi all'abbondanza degli organismi scelti: *Astroides calycularis* e *Leptosammia pruvoti*.

Come è possibile evincere dal grafico di Figura 27, Lingua del Gigante e Tre Ancore sono i due siti con maggiore attività subacquea. Il sito della secca del Capo presenta una regolamentazione della fruizione a se stante, in quanto ogni diving può effettuare una sola immersione alla settimana ed usufruire di un fine settimana sì ed una no. Per questo motivo il numero di immersioni in questo punto risulta limitato sebbene il picco registrato nel 2009.

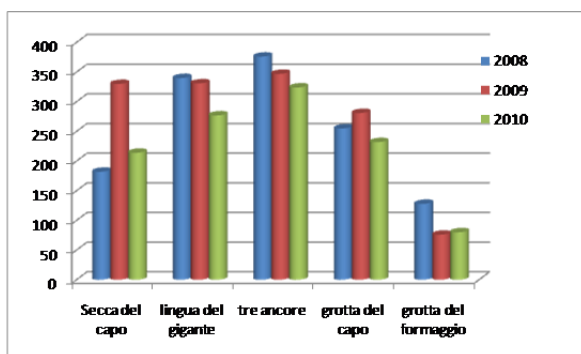


Figura 8. Numero di subacquei per ogni sito della zona A nel 2008, 2009 e 2010.

Con un'unica eccezione, tutte le coppie di subacquei osservate hanno avuto contatti con il substrato durante le immersioni. Di seguito sono riportati i grafici delle medie dei diversi tipi di contatti registrati ed in ogni grafico sono rappresentati separatamente i contatti in fase di discesa e quelli della prima e seconda coppia.

Sia nel caso dei contatti con le pinne (Figura 29) che in quello della sospensione del sedimento (

Figura 30), si evidenzia una consistente e significativa diminuzione dei contatti nelle immersioni effettuate

dopo il briefing rispetto a quelle senza briefing.

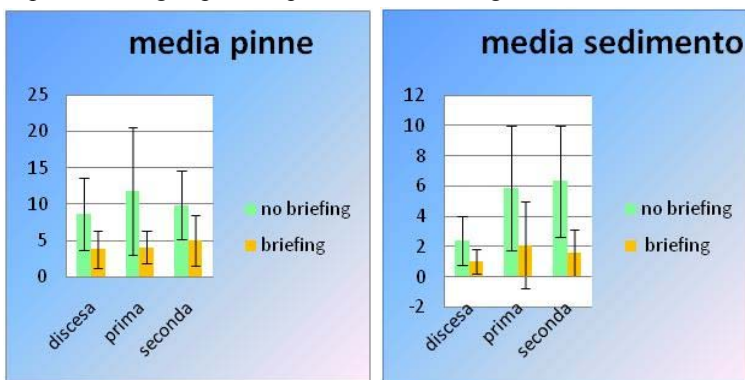


Figura 9. Contatti con le pinne (media e deviazione standard) nelle immersioni senza ("no briefing") e con briefing preliminare ("briefing") durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

Figura 10. Sospensione del sedimento (media e deviazione standard) nelle immersioni senza ("no briefing") e con briefing preliminare ("briefing") durante le fasi di discesa e di

immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

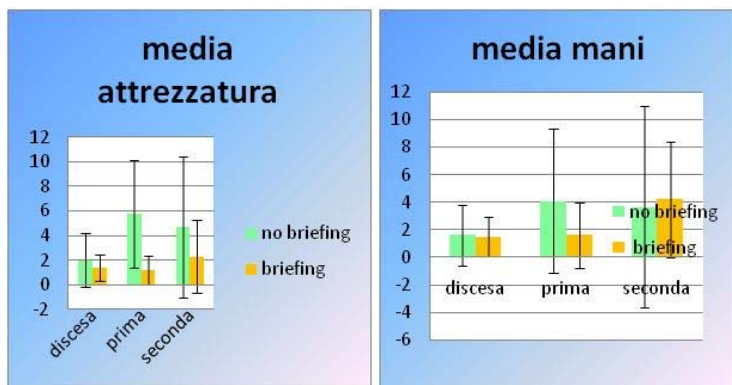


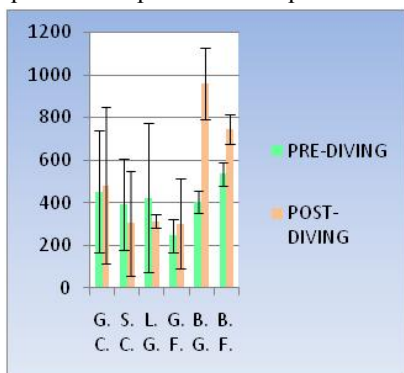
Figura 11. Contatti con l'attrezzatura (media e deviazione standard) nelle immersioni senza ("no briefing") e con briefing preliminare ("briefing") durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

Figura 12. Contatti con le mani (media e deviazione standard) nelle immersioni senza ("no briefing") e con briefing preliminare ("briefing") durante le fasi di discesa e di

immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

Osservando i contatti dei subacquei con l'attrezzatura (Figura 31), in tutti i casi si è osservata una diminuzione nelle immersioni con briefing, significativa solo nel caso della prima coppia seguita nella fase di immersione. I dati raccolti prima e dopo l'apertura della stagione in cui i subacquei possono effettuare immersioni nella zona A, non hanno mostrato evidenti differenze nelle abbondanze medie di *A. calycularis* e *L. pruvoti*.

Nella Figura 33 si può osservare come le medie, determinate dal conteggio degli organismi all'interno dei quadrati, non varino in modo netto ma subiscano leggeri incrementi o decrementi a seconda del sito. Fanno eccezione i due siti di controllo dove l'aumento di organismi è marcato, anche confrontando questi dati con quelli dei rispettivi siti frequentati dai subacquei (Lingua del Gigante e Grotte del formaggio).



Legenda

G.C.= Grotta del Capo
 S.C.= Secca del Capo
 L.G.= Lingua del Gigante
 G.F.= Grotte del Formaggio
 B.G.= controllo Gigante
 B.F.= controllo Formaggio

Figura 13. Medie e deviazioni standard del numero di *A. calycularis* e *L. pruvoti* presenti all'interno dei quadrati utilizzati per l'analisi dell'impatto prima e dopo la stagione delle immersioni subacquee.

Il maggior interesse da parte dei turisti subacquei nel tempo sottolinea l'importanza del ruolo educativo e di

sensibilizzazione che l'AMP Plemmirio ricopre. L'elevato numero di subacquei in zona A precisa l'importanza di quest'area che è da considerarsi un'efficace attrazione per i turisti. E' da considerare che anche i centri di immersione preferiscono portare i loro clienti in questa zona, probabilmente perché il panorama che essa offre è più apprezzabile e la possibilità di osservare particolari organismi, quali barracuda, cernie brune, dotti, ricciole e pesci pappagallo, o di grandi dimensioni è superiore alle restanti aree. Il notevole carico di subacquei in zona A, impone tuttavia una attenta valutazione della capacità di carico di ogni singolo sito determinata dallo "sforzo" inteso come numero di subacquei per sito, quantificazione del loro impatto e grado di preparazione di ogni persona. Per questo motivo, è indispensabile tenere sotto controllo non solo l'aumento delle immersioni e del numero di subacquei ma anche la distribuzione di essi nei vari siti di immersione. Infatti, osservando i vari siti della zona A, si nota come il maggior carico di subacquei sia concentrato nelle boe di Lingua del Gigante e delle Tre Ancore. Questo è probabilmente legato al fatto che il vento dominante che soffia sulle coste del Plemmirio (NE grecale) predominando rispetto agli altri venti durante l'estate, rende spesso inaccessibile il versante nord e quindi diretta la maggior parte delle immersioni nel versante sud. Osservando i dati raccolti monitorando i contatti diretti dei subacquei con il substrato ed i possibili impatti, si nota l'assenza totale dei prelievi di organismi e la scarsità dei contatti volontari. Questo è probabilmente dovuto al fatto che le guide dei vari diving, introducendo l'immersione, informano i subacquei della presenza dell'area marina e delle sue norme di base. Ciò rappresenta un buon indice di sensibilità da parte dei subacquei nei confronti dell'AMP e dell'ambiente in generale. Gli impatti involontari risultano però essere consistenti, malgrado molti subacquei presentino una buona esperienza in acqua. Ciò determina un grave impatto sul substrato che causa non solo la rottura di alcuni organismi, ma anche, attraverso la sospensione del sedimento, possibili danni agli organismi filtratori. Identificare l'impatto di tale tipo di attività sui differenti tipi di habitat può consentire di adottare strategie gestionali al fine di limitare le immersioni in habitat meno sensibili riducendo pertanto il danno di organismi bentonici e permettendo un uso sostenibile delle AMP. La gestione di attività ricreative necessita pertanto più di un semplice controllo del numero di divers all'interno di un'AMP e dovrebbe focalizzarsi sulla riduzione del danno di organismi fragili. Tale obiettivo potrebbe essere raggiunto attraverso un corretto briefing prima di ogni immersione che miri a correggere il comportamento dei subacquei in acqua, cercando di minimizzare i comportamenti a rischio e indirizzando i subacquei in habitat meno vulnerabili. La valutazione degli effettivi impatti dell'attività subacquea sui percorsi si è rivelata difficile da effettuare. Nonostante la scarsità dei dati ottenuti in questa parte del lavoro, che ha impedito un'analisi statistica, è comunque da verificare come possibile indicatore dell'impatto dei subacquei il netto aumento di *A. calycularis* e *L. pruvoti* durante la stagione nei siti di controllo, non riscontrabile invece nei siti impattati di riferimento.

I risultati conseguiti insieme ad alcune osservazioni tecniche ci permettono di formulare determinate conclusioni.

- Le osservazioni condotte in acqua mediante le tecniche di censimento visivo consentono senza dubbio di affermare l'esistenza, seppur lieve, di un effetto "riserva" dell'AMP Plemmirio sia sui popolamenti che sulle comunità ittiche; tale conclusione appare confermata dalle analisi dei dati, sebbene le analisi statistiche non siano sempre riuscite ad avallare tali osservazioni. Come già detto, ciò è attribuibile alla giovane età della riserva: infatti secondo diversi autori gli effetti del regime di protezione sulle abbondanze e sulle biomasse delle principali specie ittiche commerciali risulterebbero più evidenti in un arco di tempo lungo. Sulla base di quanto detto, nel caso dell'AMP Plemmirio sarebbe pertanto prevedibile nei prossimi anni un aumento significativo dei vari parametri di comunità osservati, fatto questo, che presuppone la conduzione di un monitoraggio continuo nel corso dei prossimi anni.
- D'altro canto, se osserviamo i dati acquisiti mediante la rilevazione degli sbarcati in banchina, appaiono risultati contrastanti rispetto a quelli sopra elencati: non è emerso infatti nessuna differenza tra i rendimenti

della piccola pesca all'interno e fuori l'area protetta. Ciò è attribuibile al fatto che i pescatori, per diversi motivi, non utilizzano gli attrezzi quasi mai all'interno dell'area; ciò ha impedito pertanto il confronto tra un numero significativo di peschate ed ha probabilmente alterando il risultato delle analisi statistiche stesse.

- Tale risultato, ad ogni modo alla luce dell'approccio multidisciplinare utilizzato, ci consente di effettuare alcune considerazioni sulle tecniche di studio utilizzate. Come noto, la pesca professionale o sperimentale ha storicamente rappresentato il mezzo attraverso il quale venivano acquisite le informazioni che hanno contribuito sia a determinare le diverse check list delle specie ittiche in Mediterraneo sia al monitoraggio delle loro modificazioni quali l'introduzione e la penetrazione di specie non indigene. La pesca come strumento di campionamento, sebbene irrinunciabile per la possibilità di esplorare ambienti profondi e remoti e per l'enorme copertura spaziale offerta, offre tuttavia dei limiti dettati sia dall'impossibilità di esplorare ambienti particolari come quelli intertidali e sciafili sia dalla sua interdizione in molte aree quali le AMP, le Zone di Tutela Biologica, i parchi Marini gli ambiti portuali e le piattaforme petrolifere. Inoltre si ritiene oggi opportuno non utilizzare, in aree sensibili o per alcune specie quali quelle protette o le specie della lista rossa del protocollo di Bonn, metodi cruenti. In questi casi, il visual census appare quindi il metodo più idoneo per lo studio della diversità biologica della fauna ittica. D'altronde la notevole esperienza sino ad oggi acquisita nell'utilizzazione di questo metodo è maturata quasi esclusivamente nell'ambito dello studio della fauna ittica di aree marine sottoposte a regime di protezione ambientale.

- La tecnica del visual census si è rivelata pertanto più adatta per valutare l'effetto riserva dell'AMP.

- Lo studio dell'effetto riserva tramite il censimento degli sbarcati, seppur non in grado di rilevare differenze significative, fornisce informazioni complementari sulla ricchezza specifica dell'area. È tuttavia importante continuare nel tempo tale tipo di indagine al fine di verificarne l'efficacia nel rilevare l'effetto riserva in un arco di tempo lungo.

- Il visual census risulta particolarmente adatto per lo studio di quelle specie necto-bentoniche, bentoniche e cripto-bentoniche che vivono in vicinanza o strettamente associate ai substrati solidi e che sfuggono alla cattura da parte dei tradizionali attrezzi della pesca artigianale.

- Alcune variabili ambientali quali complessità del substrato e profondità possono influenzare il fish assemblage e quindi i risultati delle analisi sovrastimando l'effetto riserva dell'AMP. D'altronde molto spesso le aree marine protette nascono laddove è presente una elevata biodiversità ed abbondanza di specie ittiche, probabilmente perché si tratta di fondi duri ad elevata complessità spaziale. È importante quindi, inserire nel disegno di campionamento tali variabili verificandone l'eventuale influenza sulla variabilità totale.

- Nel bilancio complessivo possiamo comunque indicare la tecnica dei censimenti visivi subacquei (UVC) come "più efficiente", nei termini di qualità dell'informazione scientifica in relazione allo sforzo di campionamento (tempo, personale) e dei costi sostenuti. Per questa tecnica, come per le altre, andranno considerati limiti operativi specifici che, nel caso UVC, sono da riferire a limiti batimetrici e di operatività dei rilevatori in immersione.

- I censimenti visivi hanno inoltre consentito di osservare come l'attività subacquea dei subacquei sportivi nella zona A procuri due tipi di impatto: uno negativo sull'ambiente, suggerito dal numero di contatti osservati durante le immersioni, ed uno positivo a livello economico per il territorio.

- Questo tipo di attività è senza dubbio fondamentale per l'AMP "Plemmirio" sia per l'economia locale che per l'approvazione dell'opinione pubblica considerando che un ottimo modo per garantire il consenso dell'opinione pubblica è far percepire ai visitatori ed ai residenti i miglioramenti dell'effetto protezione. È altresì vero che l'ente gestore deve essere in grado di garantire un continuo monitoraggio dell'impatto e, se possibile, riuscire a quantificarlo in modo tale da poter sviluppare una giusta gestione che non comprometta le caratteristiche ambientali, dato che il principale obiettivo di una riserva deve essere la conservazione dell'ambiente, ed allo stesso tempo soddisfi i visitatori subacquei.

1. INTRODUZIONE

1.1 PREMESSA

L'ambiente marino costituisce un patrimonio naturale che deve essere protetto, salvaguardato e, ove possibile, ripristinato al fine di mantenere e conservarne la biodiversità che lo caratterizza.

La biodiversità, come è definita dalla Convenzione di Rio de Janeiro del 1992, è “la varietà di tutti gli organismi viventi ed il complesso ecologico di cui fanno parte, gli ecosistemi terrestri, marini e altri ecosistemi acquatici; ciò include la diversità genetica, la diversità tra le specie e tra gli ecosistemi”.

La biodiversità rappresenta una enorme ricchezza ambientale e culturale la cui conservazione è un imperativo etico oltre che un dovere morale; nonostante ciò sta andando incontro al rischio di una significativa riduzione a causa dello sfruttamento delle risorse, della distruzione degli habitat, dell'inquinamento, dei cambiamenti climatici globali e dell'introduzione di specie alloctone (Worm et al., 2006; Wilson, 2008). La letteratura scientifica ha evidenziato il ruolo determinante dell'uomo e delle sue attività che direttamente ed indirettamente producono impatti negativi sulla biodiversità modificando e trasformando profondamente lo stato degli ecosistemi marini.

Il mantenimento e la relativa protezione di un ambiente di particolare ricchezza naturale in termini di biodiversità viene garantito attraverso l'istituzione delle aree marine protette.

Queste ultime costituiscono strumenti privilegiati ed indispensabili per la conservazione dell'ambiente marino e della sua integrità, per la tutela e salvaguardia del patrimonio di biodiversità del mare, oltre che del patrimonio estetico e di paesaggio, sia emerso sia sottomarino.

In campo legislativo l'idea di Area Marina Protetta (AMP) comincia ad essere introdotta nel 1965 con la legge nazionale sulla pesca (L. 963/1965), dove alcuni habitat diventano Zone di Tutela Biologica. L'idea prende piede e comincia a materializzarsi con la promulgazione della legge 979/1982 (*Disposizione sulla difesa del mare*) ed in seguito della legge 394/1991: *Legge quadro sulle aree protette*. Nella legge 979/1982, precedentemente introdotta, viene data la definizione di AMP: “*ambienti marini, dati dalle acque, dai fondali e dai tratti di costa prospicienti, che presentano un particolare interesse per le caratteristiche naturali, geomorfologiche, fisiche, biochimiche, con particolare riguardo alla flora e alla fauna marine costiere e per l'importanza scientifica, ecologica, culturale, educativa ed economica*

che rivestono” (Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007). Le aree marine protette in Italia sono oggi 22 e tutelano circa 188.000 ettari di mare e circa 604 chilometri di costa.

Le AMP sia in Italia, così come in molte altre nazioni, sono volte alla conservazione delle risorse naturali in esse comprese e al mantenimento dei processi naturali per finalità di carattere scientifico, sociale ed educativo.

Le stesse aree assolvono ad un ruolo fondamentale nell’ambito della gestione della fascia costiera e sono riconosciute come strumenti ideali per rispondere a tre necessità prioritarie per lo sviluppo sostenibile delle aree costiere e marine:

1. conservare la biodiversità marina;
2. mantenere la produttività degli ecosistemi;
3. contribuire allo sviluppo economico e sociale delle comunità residenti presso le zone in cui sorgono le stesse AMP.

La fauna ittica rappresenta una componente molto importante delle AMP, come indicatrice dello stato di salute dell’ambiente marino e costiero, come risorsa per un’attività di pesca razionale e sostenibile in aree particolari della zona protetta, come attrazione per *divers* e turisti in generale. Diversi studi hanno dimostrato gli effetti positivi delle aree marine protette sulle popolazioni ittiche costiere: aumentano le specie, l’abbondanza, e la taglia media dei pesci catturati. Così cambiamenti densità-dipendenti dovrebbero verificarsi nelle popolazioni ittiche all’interno delle aree marine protette. Se assumiamo, quindi che le risorse diventano limitanti dentro le aree marine protette, è allora plausibile che le specie vagili si muovano fuori le AMP per cercare nuove risorse, contribuendo pertanto all’esportazione di biomassa (*spill-over*) a quelle aree che sono oggetto di pesca, con un notevole beneficio per la piccola pesca che trae il suo sostentamento dalle risorse costiere. D’altro canto, l’attrazione per il turismo e le immersioni, favoriti dai benefici ecologici del regime di protezione possono causare dei danni andando ad invertire alcuni degli effetti positivi delle AMP.

Ma il successo delle Aree Marine Protette nella conservazione delle risorse ittiche e la tutela della biodiversità marina si basa fortemente sul modo in cui esse vengono gestite e monitorate.

1.2 IL RUOLO DELLE AREE MARINE PROTETTE

Gli ecosistemi costieri sono tra i più produttivi del pianeta, e svolgono un ruolo importante per la pesca costiera fungendo da *nursery* e zone di alimentazione (Martinez *et al.*, 2007).

Tali ecosistemi sono particolarmente vulnerabili alle azioni umane che causano l'erosione della biodiversità marina (Halpern *et al.*, 2008; Jackson, 2008), ed il mar Mediterraneo non fa eccezione (RAC/SPA, 2003; European Environment Agency, 2006). Vi è un consenso generale sul ruolo dell'*overfishing* come fonte primaria di disturbo antropico che causa una perdita di biodiversità (Jackson *et al.*, 2001).

Altre fonti di erosione della biodiversità marina sono l'inquinamento (European Environment Agency, 2006), l'invasione di specie aliene (Gollasch, 2006) ed i cambiamenti climatici indotti dal riscaldamento globale (Harley *et al.*, 2006). In tale contesto, tuttavia, è la pesca ad esercitare il maggior impatto, facilitando gli effetti sinergici di tutte le altre fonti di erosione della biodiversità marina (Jackson *et al.*, 2001).

Le soluzioni proposte per affrontare il problema sono molteplici (Pauly, 2005; Pauly *et al.*, 2002) e si basano principalmente su:

- (1) riduzione della capacità di pesca attraverso le tradizionali misure di gestione della pesca come ad esempio introduzione di quote (Total Available Catch), riduzione dello sforzo di pesca, regolamentazione degli attrezzi, ecc.,
- (2) sviluppo di un approccio ecosistemico alla gestione della pesca (EAF-Ecosystem Approach to Fisheries), in base al quale il mantenimento degli equilibri di un ecosistema rappresenta una condizione indispensabile per un uso sostenibile delle risorse marine (Cury, 2004; Jennings, 2004).

Tuttavia le strategie adottate fino ad oggi, spesso non hanno fornito gli effetti previsti, tranne in pochi casi a livello mondiale, per una molteplicità di fattori (Beddington, *et al.*, 2007; Dankel, *et al.*, 2008; Daw & Gray, 2005; Hilborn, 2004; Mace, 2004).

Le **Aree Marine Protette (AMP)**, al contrario delle tradizionali soluzioni gestionali, rappresentano uno strumento importante sia per la tutela della biodiversità marina sia per la conservazione delle risorse marine (Lubchenco, *et al.*, 2003; Pauly, 2005; Roberts, *et al.*, 2005). L'istituzione di aree marine protette pertanto ben si inquadra nell'ottica dei principi dell'Ecosystem Approach (Agárdi, 2005; Browman & Stergiou, 2004; Gilliland & Laffoley, 2008; Pauly *et al.*, 2002; Sissenwine & Murawski, 2004). Nel Mediterraneo, il numero di aree marine protette è cresciuto dal primo stabilimento di Port-Cros parco nazionale nel 1963 (Badalamenti *et al.*, 2000; Francour *et al.*, 2001; Frascchetti *et al.*, 2005), e secondo una stima conservativa oggi sarebbero più di 100 le AMP, tuttavia proteggono meno dell'1% delle superficie costiere del Mediterraneo.

Gli effetti ecologici delle AMP sono molteplici: influenzano sia i popolamenti e le comunità sia gli ecosistemi (Allison, *et al.*, 1998; Bohnsack, 1996; Dugan & Davis, 1993;

García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999; García-Charton, *et al.*, 2000; Halpern, 2003; Jones, *et al.*, 1992; Palumbi, 2001; Pelletier, *et al.*, 2005;. Pinnegar *et al.*, 2000; Plan Development Team, 1990; Planes *et al.*, 2000.; Roberts & Polunin, 1991; Rowley, 1994; Russ, 2002; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2000; Ward *et al.*, 2001). Sebbene tali effetti attesi non siano sempre stati dimostrati, è bene sottolineare che l'entità della risposta di protezione può variare in base alla posizione geografica, le caratteristiche delle specie, il tipo di comunità all'interno della AMP, e le modalità con cui sono state progettate (Blyth-Skyrme *et al.*, 2006; Claudet *et al.*, 2008).

Ward *et al.*, (2001) hanno sintetizzato la letteratura sulle AMP elencando tutti gli effetti ecologici e correlati alla pesca, gli effetti economici e sociali attesi dall'istituzione di una AMP. Gli effetti ecologici vengono distinti sulla base dell'influenza sulle popolazioni, le comunità, gli ecosistemi e gli habitat (Tabella 1). Molti studi sono stati compiuti fino ad oggi per valutare gli effetti ecologici delle AMP in Atlantico ed in Mediterraneo (Planes *et al.*, 2008). Questo insieme di prove (sia positive, neutre o negative) costituisce un importante set di informazioni che possono essere usate per valutare la pertinenza di aree marine protette quale strumento per una gestione della pesca e la conservazione degli ecosistemi.

Tabella 1. Effetti del regime di protezione a livello di popolazione, comunità ed habitat.

A livello di popolazione

1. Protezione della biomassa dello *spawning stock* dal sovrasfruttamento
2. Ripristino della struttura di popolazione
3. Aumento della fecondità e della produzione di uova e larve
4. Cambiamenti densità dipendenti
5. Esportazione di biomassa
6. Protezione del reclutamento

A livello di comunità ed habitat

7. Ripristino dei cambiamenti nella struttura di comunità
 8. Tutela della biodiversità
 9. Effetti indiretti su alghe ed invertebrati
 10. Incremento della stabilità degli ecosistemi e della resilienza
 11. Effetti negativi dovuti al turismo
-

PROTEZIONE DELLA BIOMASSA DELLO SPAWNING STOCK DAL SOVRA-SFRUTTAMENTO

La maggior parte degli studi condotti sulle AMP mediterranee ha mostrato una maggiore abbondanza e/o biomassa all'interno di aree marine protette rispetto ai siti non protetti, sia per le specie bersaglio sia per l'intero "fish assemblage". La maggior parte di tali studi sono stati condotti sulle popolazioni ittiche (Bell, 1983; Claudet *et al.*, 2006a; García-Charton *et al.*, 2004; García-Rubies & Zabala, 1990; Guidetti *et al.*, 2005; Harmelin *et al.*, 1995; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; La Mesa e Vacchi, 1999; Macpherson *et al.*, 2002; Reñones *et al.*, 2001). García-Charton *et al.* (2007) hanno dimostrato un aumento importante della abbondanza e biomassa delle specie bersaglio nella riserva marina di Cabo de Palos (Murcia, Spagna) dopo 11 anni di protezione. Nell'AMP di Lanzarote (isole Canarie, Spagna), le misure di protezione adottate hanno contribuito all'incremento e al mantenimento delle popolazioni di alcune specie ittiche sovrasfruttate, quali *Sparisoma cretense*, *Serranus atricauda* e, in minor misura, di *Mycteroperca fusca* (Falcón *et al.*, 2007). Altri studi condotti in Mediterraneo riportano talvolta risultati contrastanti rispetto a quelli ottenuti da altri autori nelle stesse Aree Marine Protette.

Per esempio, Dufour *et al.* (1995) non è riuscito a provare l'effetto riserva descritto 12 anni prima da Bell (1983) per la riserva marina di Cerbère-Banyuls. Allo stesso modo, Palmeri (2004) non era stato in grado di dimostrare un effetto significativo di protezione dell'AMP di Ustica sul "fish assemblage", nonostante un effetto positivo fosse stato dimostrato in precedenza nella stessa località da La Mesa e Vacchi (1999). Sulla stessa linea, Tunesi *et al.* (2006) non riuscì a rilevare un chiaro effetto riserva sulla fauna ittica nell'AMP delle 'Cinque Terre'. Alcuni di questi risultati controversi potrebbero essere legati al breve periodo di istituzione dell'area protetta e quindi ad un tempo non sufficientemente lungo per dare il tempo alle popolazioni ittiche di recuperare (García-Charton *et al.*, 2004). Per altri studi, la mancanza di un effetto riserva potrebbe essere legato al disegno di campionamento; gli studi, infatti dovrebbero essere condotti considerando diverse scale spaziali e temporali (Fraschetti *et al.*, 2002; García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999; García-Charton *et al.*, 2000; Guidetti, 2002). In alternativa, in alcuni casi tali risposte equivoche potrebbero essere legate ad altre variabili in gioco quali la struttura dell'habitat e la profondità: entrambi i fattori ambientali esercitano una grande influenza sulle comunità ittiche (García-Charton *et al.*, 2000, 2004). García-Charton and Planes (2002) effettivamente hanno rilevato un effetto

significativo della riserva di Cerbere-Banyuls sulla fauna ittica, contraddicendo i risultati di Bell (1983). Un'analisi distinta dei dati di García-Charton and Planes (2002) a più larga scala spaziale conferma che gli effetti di protezione sono più evidenti a bassa profondità (<10m), probabilmente come conseguenza di una ricolonizzazione degli habitat poco profondi all'interno di siti protetti, mentre in fondali più profondi è la struttura dell'habitat a spiegare le differenze osservate. Pertanto, questi e altri fattori ambientali (vento ed esposizione, ad esempio) possono aumentare o ridurre gli effetti di protezione in qualsiasi AMP.

RIPRISTINO DELLA STRUTTURA DI POPOLAZIONE

Poiché le attività di pesca esercitano una pressione soprattutto sugli individui più grandi/più vecchi di specie commerciali, le aree marine protette permettono senza dubbio il recupero della struttura di popolazione di tali specie. Per esempio, Harmelin-Vivien *et al.*, (2007) hanno osservato in numerose aree marine protette del Mediterraneo come le taglie medie di diverse specie di cernie (*Epinephelus marginatus*, *E. costae* e *Mycteroperca rubra*) diminuiscano verso le zone esterne e non protette di tali aree e risultino intermedie nelle zone di buffer. In alcuni casi sono stati registrati più individui nelle zone *buffer* che all'intero delle riserve integrali probabilmente a causa degli habitat più complessi presenti nelle prime zone.

CAMBIAMENTI DENSITÀ DIPENDENTI

Dal momento che l'abbondanza, la taglia media e l'età di delle specie target aumentano all'interno delle aree marine protette, sono prevedibili dei cambiamenti densità dipendenti in tali aree (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2000; Ziegler *et al.*, 2007). Alcuni di questi cambiamenti possono anche contrastare gli altri effetti positivi del regime di protezione (Gårdmark *et al.*, 2005). Anche la riproduzione può inoltre essere influenzata da tali cambiamenti di solito attraverso un aumento di taglia e/o dell'età di inversione sessuale di specie ermafrodite (Molloy *et al.*, 2008). Uno studio condotto da Lenfant, (2003) nella riserva marina di Cerbère-Banyuls ha messo in evidenza la presenza di esemplari di sesso femminile di *Diplodus sargus* (una specie proterandrica) più giovani all'esterno dell'area protetta, suggerendo plasticità nell'età di inversione sessuale in popolazioni sfruttate (Lenfant, 2003).

AUMENTO DELLA FECONDITÀ E DELLA PRODUZIONE DI UOVA E LARVE

Aumentando l'abbondanza e l'età delle specie target, è previsto all'interno di tale riserve anche un miglioramento della fecondità delle popolazioni marine, con un aumento pertanto della produzione di uova e larve (Berkeley *et al.*, 2004; Birkeland e Dayton, 2005; Gerber & Heppell, 2004; Plan Development Team, 1990).

ESPORTAZIONE DI BIOMASSA

Le aree marine protette inoltre migliorano localmente i rendimenti di pesca, attraverso l'esportazione di biomassa nelle aree circostanti non protette, a seguito della maggiore densità e fecondità delle specie target al loro interno (Plan Development Team, 1990). Questo può verificarsi attraverso due meccanismi principali: emigrazione di adulti e giovani di specie ittiche (effetto "spill-over") ed esportazione di uova e larve pelagiche (effetto reclutamento) (Alcala *et al.*, 2005; Gell & Roberts, 2003; Roberts & Polunin, 1991; Rowley, 1994). Lo studio dell'esportazione di biomassa da AMP alle aree limitrofe può essere fatta analizzando dati a lungo termine (Roberts *et al.*, 2001; Russ & Alcala, 1996, 2004), misurando i gradienti di biomassa attraverso il confine della riserva marina (Abesamis *et al.*, 2006; Chapman & Kramer, 1999; Kaunda-Arara & Rose, 2004; Rakitin & Kramer, 1996), o direttamente eseguendo studi di marcatura satellitare e/o acustica (Attwood & Bennett, 1994; Zeller & Russ, 1998). Nel Mediterraneo, diversi autori hanno studiato l'esportazione di biomassa misurando i gradienti di biomassa lungo i confini delle MPA, e in generale essi giungono alla conclusione che lo spill-over si verifica in modo efficace, sebbene la sua estensione spaziale sia moderata (centinaia di metri). Gonñ *et al.*, 2006, nella riserva di Columbretes ha osservato un declino non lineare della CPUE di aragosta (*P. elephas*) all'aumentare della distanza dal centro della no-take area, con una depressione al confine seguita da un plateau.

Attraverso l'uso di tecniche di censimenti visivi subacquei (UVC, Underwater visual census), Harmelin-Vivien *et al.* (2008) hanno osservato gradienti significativamente negativi di biomassa di pesce ittiche in tutte le riserve studiate dopo aver rimosso l'influenza della variabile habitat. Un esame più attento di tali gradienti di biomassa suggeriscono due principali pattern di biomassa, con un netto calo tra la no-take area e la zona di confine (buffer) o tra la buffer area e la zona esterna senza restrizioni, probabilmente come conseguenza della forte pressione di pesca esercitata lungo i confini dell'AMP.

Alcuni studi effettuati presso la riserva marina di Restinga in Atlantico, hanno dimostrato come tre specie di ittiche target (*Sparisoma cretense*, *Serranus atricauda* e *Mycteroperca fusca*) rispondano diversamente alle misure di protezione, aumentando in abbondanza/biomassa all'interno del no-take zona rispetto alle altre zone della riserva (Falcón *et al.* 2007a). Un gradiente in abbondanza/biomassa di queste specie andò delineandosi attraverso le zone della riserva con diversi livelli di protezione dopo l'istituzione della riserva stessa, provando un effetto spill-over dalla no-take zona verso le aree limitrofe.

PROTEZIONE DEL RECLUTAMENTO

Le aree marine protette possono influenzare il reclutamento di popolazioni marine incrementando sia l'abbondanza dei riproduttori sia le aree di nursery (Planes *et al.*, 2000).

Diversi studi condotti in Mediterraneo ed Atlantico hanno analizzato le relazioni tra *settler*, reclute e il loro habitat (Biagi *et al.*, 1998; Bodilis *et al.*, 2003; Dulčić *et al.*, 1997; Francour & Le Diréach, 1994; García-Rubies & Macpherson, 1995; Harmelin-Vivien *et al.*, 1995; La Mesa *et al.*, 2002; Le Diréach & Francour, 1998; Macpherson, 1998; Macpherson *et al.*, 1997; Morato *et al.*, 2003; Planes *et al.*, 1998; Raventós & Macpherson, 2005; Vigliola *et al.*, 1998) provando che le specie ittiche costiere preferiscono aree poco profonde (<5m) caratterizzate da massi/blocchi, sabbia e praterie di posidonia per l'insediamento e il reclutamento. La disponibilità all'interno di aree marine protette di tali zone idonee per l'insediamento e di reclutamento degli stadi giovanili può contribuire a preservare una popolazione ben strutturata.

TUTELA DELLA BIODIVERSITÀ

Il ruolo svolto dalle Aree Marine Protette nella conservazione della biodiversità marina è stato dimostrato più volte (Beger *et al.*, 2003; Salm *et al.*, 2000), ma i risultati fino ad oggi sono ancora scarsi ed equivoci (Fraschetti *et al.*, 2005; Hughes *et al.*, 2005; Sala & Knowlton, 2006). Preservando sia le specie che gli habitat le AMP garantirebbero la persistenza di quei processi fondamentali per il mantenimento della diversità biologica, garantendo la resistenza delle comunità marine impattate sia dall'attività antropica sia dai cambiamenti climatici (Graham *et al.*, 2008; Hughes *et al.*, 2003, 2005, 2007; Knowlton, 2004; Mumby *et al.*, 2006, 2007; Ledlie *et al.*, 2007).

Le AMP proteggendo le specie biocostruttrici quali alghe, piante marine, spugne, molluschi, cnidari e briozoi (Coleman & Williams, 2002) dall'impatto antropico e quindi favorendone la crescita e lo sviluppo, determinano un aumento della biodiversità marina: è noto infatti che all'aumentare della complessità dell'habitat aumenta anche la ricchezza specifica (Consoli *et al.*, 2007; García-Charton *et al.*, 2000).

Oltre a tutelare la diversità interspecifica (di specie), le aree marine protette giocano un ruolo fondamentale nella tutela della diversità intraspecifica o genetica, favorendo di conseguenza una più alta etero-zigosità allelica che rappresenta una condizione necessaria per evitare l'estinzione delle specie marine (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006).

RIPRISTINO DEI CAMBIAMENTI NELLA STRUTTURA DI COMUNITÀ

Le AMP inducono cambiamenti nella struttura delle comunità ittiche dal momento che alcune specie (in generale i predatori di grandi dimensioni) essendo estremamente vulnerabili alla pesca, traggono maggiore beneficio dalle misure di protezione adottate (Bohnsack, 1996; Plan Development Team 1990; Roberts & Polunin, 1993). In Mediterraneo, in particolare, serranidi, sciaenidi, sparidi, e labridi più grandi sembrano aver beneficiato maggiormente del regime di protezione (Bell, 1983; Bayle Sempere & Ramos-Esplá, 1993; Claudet *et al.*, 2006a; Francour, 1994; García-Charton *et al.*, 2004; García-Charton & Planes, 2002; Garcia-Rubies & Zabala, 1990; Guidetti, 2006a, 2006b; Guidetti *et al.*, 2005, 2008; Harmelin *et al.*, 1995; Harmelin & Marinopolous, 1993; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; La Mesa e Vacchi, 1999; Macpherson *et al.*, 2000, 2002; Micheli *et al.*, 2004; Reñones *et al.*, 2001). In definitiva, i *top predator* diventerebbero dominanti nei siti protetti, le cui condizioni, nel lungo termine, diventerebbero simili a quelle dei siti incontaminati ed indisturbati (Jackson *et al.*, 2001; Jackson e Sala, 2001; Sandin *et al.*, 2008; Stevenson *et al.*, 2007; McClanahan *et al.*, 2007; Russ *et al.*, 2005).

EFFETTI INDIRETTI SULLE ALGHE E GLI INVERTEBRATI

Studi empirici e teorici suggeriscono che l'aumento dei top predator, possa causare cambiamenti trofici degli ecosistemi con effetti verso i gradini più bassi della catena trofica (top-down) (Pinnegar *et al.*, 2000). Gli effetti a cascata, determinati da una notevole abbondanza di predatori all'interno delle AMP, che diventano pertanto dominanti, si

ripercuotono sull'abbondanza dei ricci di mare e quindi su quella delle macroalghe (Guidetti, 2006a; Hereu, 2006; Sala, Boudouresque, e Harmelin-Vivien, 1998): tale meccanismo riduce il pascolo dei ricci e quindi la desertificazione operata, in assenza di predatori, da tali echinodermi.

INCREMENTO DELLA STABILITÀ DEGLI ECOSISTEMI E DELLA RESILIENZA

L'aumento della biodiversità all'interno di aree marine protette, secondo diversi autori (Allison *et al.*, 2003; Benedetti-Cecchi, 2006; McCann, 2000) favorisce la stabilità della comunità e degli ecosistemi, riducendone la variabilità delle risposte ecologiche al disturbo (Fraterrigo & Rusak, 2008; Pauly *et al.*, 2002) e aumentando di conseguenza la resistenza delle comunità stesse (Hughes *et al.*, 2005).

EFFETTI NEGATIVI DOVUTI AL TURISMO

All'interno delle aree marine protette, l'uomo non si comporta da top predator (in quanto l'attività di prelievo delle risorse è vietato), ma, in cambio, è spesso presente in gran numero come visitatore.

Infatti, il valore estetico di un paesaggio marino, dato da un'elevata biodiversità, può senza dubbio offrire un contributo notevole alle attività turistiche lungo le coste (Badalamenti *et al.* 2000; Milazzo *et al.*, 2002; Cater & Cater 2007). Ciò è particolarmente evidente all'interno delle aree marine protette dove l'ecoturismo rappresenta un importante componente dell'economia dell'area (Sorice *et al.*, 2007; Parsons & Thur 2008). Il miglioramento tecnico degli equipaggiamenti insieme ad un aumentato interesse per l'ambiente e la natura hanno incrementato l'interesse per gli sport marini ed in particolare per le immersioni ricreative (Zakai & Chadwick-Furman 2002; Barker & Roberts 2004). Queste rappresentano una delle principali forme di sfruttamento commerciale delle AMP in tutto il mondo (Rouphael & Inglis 2001; Parsons & Thur 2008). Le AMP forniscono beni e servizi (quali flora, fauna e paesaggi marini particolarmente attrattivi) che attraggono turisti e rappresentano spesso uno dei motivi per i quali i subacquei scelgono di visitare tali aree (Hawkins *et al.*, 2005; Dearden *et al.*, 2006). L'aumento abnorme di tali pratiche ricreative all'interno di aree sottoposte a particolari regimi di tutela, ha senza dubbio posto il problema dell'impatto di queste attività

sull'ambiente marino; molti lavori scientifici hanno già affrontato tale tematica (Hawkins & Roberts 1997; Rouphael & Inglis 1997, 2001; Garrabou *et al.*, 1998; Hawkins *et al.*, 2005).

Secondo quanto riportato da diversi autori (Rouphael & Inglis 2001; Walters & Samways 2001; Rudd & Tupper 2002; Zakai & Chadwick-Furman 2002; Barker & Roberts 2004), gli effetti locali sul biota possono essere drammatici; in particolare i subacquei possono impattare gli organismi in diversi modi, sia intenzionalmente che in intenzionalmente (Milazzo *et al.*, 2002; Uyarra & Coté 2007). Il danno può essere dovuto a contatto fisico con gli organismi (mediante le pinne, il corpo o l'attrezzatura subacquea in generale), bolle d'aria che rimangono intrappolate all'interno delle grotte marine, risospensione del sedimento che può danneggiare gli organismi sessili e la presenza umana in acqua che può portare ad un cambiamento nel comportamento degli organismi (Milazzo *et al.*, 2006).

D'altro canto negli ultimi anni, accanto ad un aumento dei subacquei all'interno delle AMP, si è verificato un aumento sostanziale della pesca ricreativa. Nonostante questo, esistono pochi studi sulla pesca ricreativa e sull'entità del prelievo che ne consegue ed in particolare scarse e frammentarie sono le informazioni sulle attività di pesca ricreativa all'interno delle aree marine protette. La mancanza di informazioni di base e l'assenza di dati scientifici non permettono di avere una visione più dettagliata delle caratteristiche e problematiche legati a quest'attività e soprattutto non consentono una valutazione dello sforzo di pesca e del conseguente impatto della pesca ricreativa, indispensabili per una corretta gestione e conservazione delle risorse naturali. In generale, la pesca ricreativa può essere definita come un insieme di attività non commerciali (non per la vendita, il baratto o lo scambio) di pesca di cattura/prelievo, motivate dal divertimento, dal piacere o dalla sportività della cattura.

Più formalmente Cacaud (2005) ha definito la pesca ricreativa come “tutti i tipi di attività di pesca incluse quelle sportive compiute da qualsiasi individuo con o senza imbarcazione, per fini di svago e non riguardanti la vendita dei pesci e di altri organismi acquatici”.

Il Decreto del Presidente della Repubblica n. 219 del 18 Marzo 1983 definisce la pesca sportiva “l'attività esercitata a scopo ricreativo ed agonistico ed alla quale è connesso il divieto assoluto di vendita o commercio, sotto qualsiasi forma dei prodotti provenienti da essa”.

Fino a qualche tempo fa, sia nella letteratura che nella legislazione, non veniva fatta alcuna distinzione tra la pesca sportiva e la pesca ricreativa ed i due termini venivano utilizzati impropriamente per indicare l'attività in generale.

Il Regolamento (CE) n. 1559/2007 del 17 dicembre 2007, distingue invece la pesca ricreativa da quella sportiva definendo la «*pesca sportiva*» una pesca non commerciale praticata da soggetti appartenenti a un'organizzazione sportiva nazionale o in possesso di una licenza sportiva nazionale; per «*pesca ricreativa*» si intende invece una pesca non commerciale praticata da soggetti non appartenenti a un'organizzazione sportiva nazionale o non in possesso di una licenza sportiva nazionale.

La pesca ricreativa, praticata in mare da terra o da natante, è largamente diffusa in tutti i mari italiani coinvolgendo un ampio numero di persone: è stato stimato un numero di pescatori ricreativi pari a circa 1.500.000 (Cingolani et al.,1999).

Negli ultimi anni gli studi effettuati sull'impatto della pesca ricreativa sull'ambiente marino hanno dimostrato che l'entità del prelievo delle risorse è considerevole, in alcuni casi paragonabile al prelievo della pesca professionale: è stato stimato che il rendimento delle catture della pesca ricreativa corrisponde a più del 10% della produzione ittica totale in mediterraneo (EU, 2004). In quest'ottica, la pesca ricreativa, che andrebbe intesa come attività di piacere e di tempo libero, oggetto di una cattiva gestione, pur non rappresentando la causa principale del degrado degli ecosistemi marini, potrebbe contribuire e determinare un impatto ed una pressione significativa sulle risorse ittiche già fortemente soggette a sovra sfruttamento.

La conoscenza del fenomeno risulta utile in un contesto di razionale gestione delle risorse ittiche (Cingolani *et al.* 2003) soprattutto alla luce del notevole incremento che negli ultimi anni quest'attività ha subito e sta subendo. Anche da un punto di vista legislativo, sia a livello comunitario, nazionale e regionale, appare evidente la necessità di una revisione, adeguamento ed approfondimento della normativa che regola la pesca ricreativa.

In definitiva, è possibile affermare che l'istituzione di un Aree Marine Protette può mitigare, a livello locale, l'impatto della pesca sugli stock ittici e quindi sugli ecosistemi (Goñi, 1998; Kaiser *et al.*, 2006;. Lewison *et al.*, 2004.; Myers e Worm, 2003; Tudela, 2000) permettendo:

- l'aumento della ricchezza e/o biomassa di specie bersaglio (pesci, decapodi, altri invertebrati) all'interno di aree marine protette rispetto ai siti non protetti;
- il recupero di un più "naturale" struttura di popolazione delle specie ittiche sfruttate commercialmente, aumentando la percentuale di individui più grandi;
- un aumento della fecondità di tali popolazioni;

- il miglioramento dei rendimenti di pesca locali, attraverso l'esportazione di biomassa verso le aree circostanti non protette;
- cambiamenti nella struttura delle comunità ittiche, soprattutto aumentando l'abbondanza di specie di grandi predatori;
- cambiamenti densità-dipendenti soprattutto nelle specie bersaglio;
- il reclutamento di specie commercialmente importanti;
- un aumento della biodiversità marina (inclusa la diversità genetica);
- cambiamenti del trofismo degli ecosistemi con effetti a cascata sulla catena alimentare marina e plausibilmente contrastando dei cambiamenti dannosi negli ecosistemi costieri;
- un aumento della stabilità degli ecosistemi e delle comunità, che consente una maggiore resilienza e un più rapido recupero dai disturbi.

Tuttavia, il miglioramento dello stato di salute degli ecosistemi può favorire il turismo e in particolare le immersioni ricreative, il cui impatto, se non opportunamente controllato, può invertire gli effetti benefici determinati dall'istituzione del regime di protezione.

Infine è importante sottolineare come l'effetto riserva delle aree marine protette, sebbene percepibile già dopo alcuni (2-3) anni, diventa, in realtà, tanto più efficiente quanto più grande è l'età della riserva .

Inoltre, la dimensione della riserva integrale (zona A, dove tutte le attività umane sono vietate) sembra esercitare una notevole influenza sull'effetto riserva; al contrario aumentando la dimensione dell'area buffer (aree B e C, cioè quelle zone, dove alcune attività quali pesca, immersioni, nuoto sono consentite) sembra ridurre l'efficacia di tale effetto riserva.

1.3 L'AREA MARINA PROTETTA DEL PLEMMIRIO

L'Area Marina Protetta del Plemmirio è tra le più giovani AMP d'Italia; l'ambiente sommerso è caratterizzato da un paesaggio vario e diversificato che si traduce in un elevato livello di diversità di habitat cui consegue un ricco patrimonio di biodiversità.

L'ente gestore è rappresentato dal Consorzio Municipale – Provinciale di Siracusa chiamato Consorzio Plemmirio. L'AMP è stata istituita con decreto del 15 settembre 2004 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, pubblicato sulla gazzetta ufficiale n° 32 del 9 febbraio 2005, con le seguenti finalità: tutela e valorizzazione delle caratteristiche

naturali, chimiche, fisiche e della biodiversità marina e costiera, promozione dell'educazione ambientale, promozione dello sviluppo sostenibile dell'area, con particolare riguardo alla valorizzazione delle attività tradizionali, delle culture locali, del turismo ecocompatibile.

L'area sottoposta a tutela, in relazione alle caratteristiche ambientali e alla situazione socio-economica presente, è stata suddivisa in tre differenti zone sottoposte ad un diverso regime di protezione: la zona A di riserva integrale che comprende il tratto di mare prospiciente Capo Murro di Porco, la zona B di riserva generale che circonda la zona A e comprende il tratto di mare prospiciente la costa compresa tra Cala di Mastalivieri e Punta di Milocca, la zona C di riserva parziale che comprende il restante tratto di mare incluso nel perimetro della riserva.

Nella ripartizione in zone a gestione diversificata: la "zona A" è in genere la più interna e rappresenta l'area di maggiore interesse naturalistico; la "zona B", confina con la zona A, e prevede lo svolgimento di attività limitate di sfruttamento generalmente concesse ai soli residenti e controllate dalle ente gestore, mentre la "zona C", è caratterizzata da più attività soggette a minori restrizioni condotte tuttavia nel pieno rispetto dell'ambiente.

Il decreto istitutivo viene applicato attraverso l'adozione di un regolamento di esecuzione ed organizzazione; quest'ultimo è stato pubblicato sulla gazzetta ufficiale n°36 del 13 febbraio 2009 e regola le attività permesse all'interno delle tre zone sottoposte a differente tutela comprese nel territorio dell'AMP (Figura 1).

In particolare, nella zona A, che costituisce lo strumento principale per la conservazione della biodiversità (Rodrigues et al., 2004) sono consentite le attività di soccorso, di sorveglianza e servizio; le attività di ricerca scientifica debitamente autorizzate dall'ente gestore, le visite guidate subacquee, con o senza autorespiratore, disciplinate e autorizzate dall'ente gestore, le attività di riprese fotografiche, cinematografiche e televisive preventivamente autorizzate dall'ente gestore. Sono vietate tutte le altre attività come la balneazione, pesca ricreativa e professionale, navigazione, ormeggio, pescaturimo ed immersioni subacquee individuali o in gruppo.

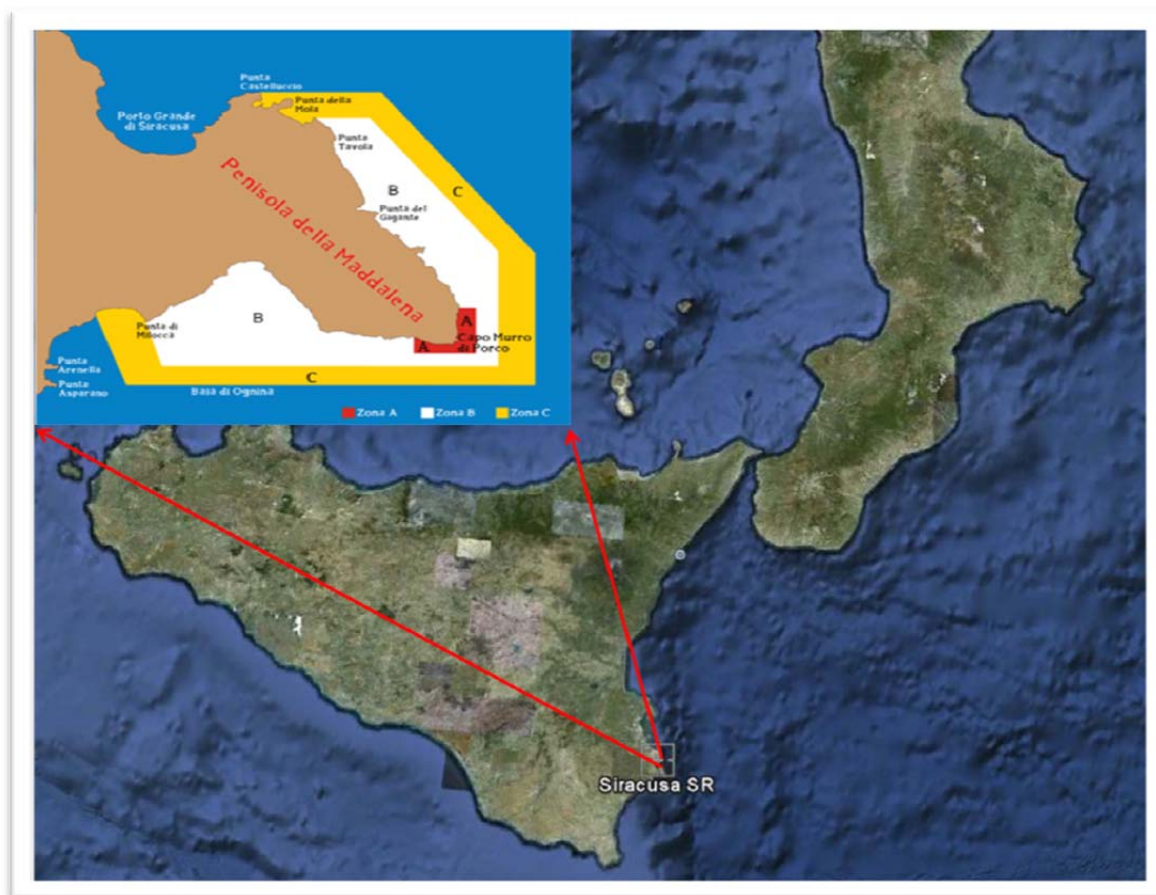


Figura 1. Area di studio con particolare della zonazione in AMP

Le Zone B e C, definite come zone a protezione minima, sono utilizzate come zone cuscinetto, buffer, dove sono consentiti solo alcuni tipi di pesca. Le attività consentite nella zona B sono quelle previste nella zona A, ed inoltre la balneazione, la navigazione da diporto, l'ormeggio, l'attività di pescaturismo, le visite guidate subacquee, le immersioni subacquee, la pesca professionale e la pesca ricreativa. Ciascuna di queste attività è ulteriormente disciplinata dal regolamento e soggetta nella maggior parte dei casi al rilascio di una autorizzazione da parte dell'ente gestore.

Nella zona C sono permesse le attività consentite in zona A e in zona B con minori restrizioni.

L'applicazione di misure di tutela delle risorse naturali si attua principalmente attraverso la riduzione e/o la razionalizzazione dello sforzo di pesca; pertanto nell'AMP Plemmirio le attività di pesca ricreativa e professionale sono state fortemente regolamentate.

La pesca professionale è consentita *“con gli attrezzi della piccola pesca previsti dall'art. 19 del decreto del Ministero delle risorse agricole, alimentari e forestali, 26 luglio 1995 e con gli attrezzi selettivi di uso locale, compatibilmente alle esigenze di tutela dell'area”*. Essa

è consentita esclusivamente in zona B e C e viene effettuata previo rilascio di autorizzazioni scritte, riferite o a imbarcazioni immatricolate o a singoli pescatori residenti nei comuni ricadenti nell'area marina protetta. Tale documento ha validità per un anno solare, al termine del quale è possibile rinnovare l'autorizzazione.

Il regolamento stabilisce l'utilizzo dei seguenti attrezzi: reti da posta di lunghezza massima di 1000 metri e maglia di dimensioni non inferiori a 40 mm, palangari a non più di 200 ami e nasse come previsto dalle normative vigenti.

Vengono regolamentati i tempi e i luoghi di calo delle reti da posta e dei palangari. Dal 1 giugno al 30 settembre, le reti da posta possono essere calate non prima di 2 ore dal tramonto e salpate non oltre le 10.00 del giorno successivo in direzione perpendicolare alla linea di costa ed ad una distanza non inferiore ai 150 metri dalla costa ed inoltre devono essere segnalate come previsto dalla normativa vigente; i palangari ad una distanza non inferiore a 150 metri dalla costa. Il regolamento vieta inoltre la pesca di alcune specie: cernia (*Epinephelus sp.*), cernia di fondale (*Polyprion americanus*), nacchera (*Pinna nobilis*), corvina (*Sciaena umbra*), ombrina (*Umbrina cirrosa*).

Come per la pesca professionale, anche la pesca ricreativa viene regolamentata; in particolare l'ente gestore rilascia delle autorizzazioni, sia da terra che da natante con riferimento diretto alle imbarcazioni o a titolo personale. Ciascuna autorizzazione ha una validità annuale, mensile o settimanale ed è accompagnata da un "libro delle catture", nel quale devono essere registrate tutte le catture del singolo pescatore. L'Ente gestore rilascia un numero medio di 600 autorizzazioni l'anno, di cui il 10% è destinabile ai pescatori non residenti. Essa, infatti, è consentita nella zona B ai soli residenti nel comune di Siracusa, mentre nella zona C è consentita anche a coloro che non risiedono nel comune di Siracusa. La regolamentazione della pesca ricreativa è basata sulla quantità e qualità del prelievo e sulla tipologia di attrezzi consentiti; in particolare indica un prelievo cumulativo giornaliero fino a 5 kg. per imbarcazione e 3 kg. per persona salvo il caso di singolo esemplare di peso superiore con i seguenti attrezzi: bolentino dall'imbarcazione, anche con canna a mulinello a non più di due ami, con un massimo di 2 canne singole fisse o da lancio o lenza a non più di due ami, da terra, con lenza a traina, a non più di 2 traine a imbarcazione. La pesca ricreativa è consentita dall'alba al tramonto; è vietato utilizzare vermi alloctoni e la pesca di specie sottotaglia come da legislazione comunitaria vigente. Il regolamento stabilisce anche un periodo di fermo biologico.

Il regolamento vieta inoltre la pesca di alcune specie: cernia (*Epinephelus sp.*), cernia di fondale (*Polyprion americanus*), corvina (*Sciaena umbra*), ombrina (*Umbrina cirrosa*). Rimane vietata qualsiasi forma di pesca subacquea.

1.4 OBIETTIVI DEL PROGETTO

I benefici derivanti dall'istituzione delle Aree marine protette e dal grado di protezione che consegue alla loro gestione si traducono nel mantenimento e miglioramento dello stato di naturalità dell'ambiente, nella composizione e struttura delle biocenosi floro-faunistiche ed in tutti quei processi, dinamiche trofiche e relazioni ecologiche che definiscono la funzionalità globale dell'ecosistema marino.

Esiste, quindi, la necessità di valutare l'efficacia di gestione delle aree marine protette ottenuta attraverso le strategie regolamentari adottate.

Il sistema più utilizzato per verificare l'efficacia delle AMP è la valutazione dell'"effetto riserva"; con il termine "effetto riserva" si intende l'insieme dei cambiamenti dell'ambiente marino originati dalla riduzione degli impatti antropici (Boudouresque & Ribera, 1993).

Questi cambiamenti possono manifestarsi come incremento della densità, della taglia e della biomassa media di alcuni organismi e della diversità in specie (Halpern, 2003; Evans & Russ, 2004).

In particolare ci si riferisce ad alcune specie "bersaglio" di particolare interesse per la piccola pesca ed il turismo subacqueo. La fauna ittica include molte specie bersaglio della pesca, la quale (in ogni sua forma) è vietata nelle zone A delle AMP Italiane, per questo è considerata il migliore indicatore per valutare l'efficacia della protezione.

Tutte le Area Marine Protette fin oggi istituite trovano nelle immersioni subacquee e nei tantissimi appassionati che praticano tale attività, un mezzo importantissimo atto alla conoscenza diretta, da una parte, dello stato di salute del mare e dei suoi abitanti, dall'altra, indiretta, dell'effettiva validità delle misure di gestione, di programmazione e controllo applicate dall'ente gestore per la tutela e la salvaguardia nonché la conservazione degli ecosistemi marini. Appare, dunque, ben chiaro che se ben valutata e regolamentata la subacquea possa essere una dell'attività maggiormente compatibili con gli stessi scopi istitutivi di un area marina, venendosi a creare una sorta di binomio inscindibile tra le due.

E' anche vero, però, che un eccessivo sviluppo del turismo subacqueo potrebbe causare, nel medio-lungo termine problemi d'impatto sull'ambiente; problemi questi causati da determinati fattori antropici che ancor prima che si manifestino devono essere posti sotto

osservazione, studiati col fine di renderne riconoscibili gli effetti, affinché possano essere mantenuti sotto controllo.

L'Area Marina del Plemmirio nasce con la fortissima convinzione dell'inscindibilità del binomio tra immersioni subacquee, la gestione e l'uso sostenibile della risorsa mare, tanto da consentire le visite guidate, effettuate dai centri d'immersione (diving) specializzati, presenti nel territorio, anche all'interno della zona A di riserva integrale.

Tuttavia per numerose aree marine protette italiane mancano ancora oggi le evidenze scientifiche dell'efficacia gestionale a causa di una carenza di dati sulla risorsa sia precedenti che successivi all'istituzione dell'AMP.

Occorre pertanto acquisire nuovi dati sullo status delle popolazioni ittiche, sull'entità del prelievo cui sono sottoposte attraverso la realizzazione di studi di monitoraggio il cui scopo è fornire gli elementi conoscitivi di base necessari alla pianificazione e alla valorizzazione delle attività ed alla valutazione dei diversi impatti sull'Area Marina Protetta

L'obiettivo generale della presente ricerca è pertanto quello di valutare gli effetti del regime di protezione dell'Area Marina Protetta del Plemmirio sulla biodiversità e sulle comunità ittiche costiere così come è stato effettuato in altre AMP nazionali (Greco *et al.*, 2004).

Nell'ambito di questa problematica gli obiettivi specifici del progetto sono:

3. La valutazione dell'effetto riserva sulla diversità e le comunità ittiche in relazione all'attività di pesca (sia professionale che ricreativa) in AMP
4. La determinazione del carico massimo ammissibile per una fruizione subacnea della zona A

1.5 ARTICOLAZIONE IN FASI

Il suddetto programma è stato articolato in 3 differenti azioni:

AZIONE 1 - MONITORAGGIO DELL'EFFETTO RISERVA SULLE POPOLAZIONI ITTICHE IN RELAZIONE ALL'ATTIVITÀ DI PESCA IN AMP.

L'azione di cui sopra ha riguardato sia la pesca professionale che quella ricreativa. La pesca riveste un ruolo determinante nell'economia e sviluppo della fascia costiera

rappresentando non solo un valore socio-economico ma anche culturale considerato l'enorme patrimonio di tradizioni legate a questa attività.

Attualmente questa attività versa in una condizione critica a causa del depauperamento delle risorse: da diversi decenni gli stock ittici sono sottoposti ad un eccessivo sfruttamento; a ciò si aggiungono altri fattori determinanti come l'inquinamento ed il cambiamento climatico, l'introduzione di specie alloctone; tutti questi fattori si ripercuotono sull'abbondanza e sulla distribuzione degli stock ittici.

Allo stesso tempo la pesca può causare disturbi nelle reti trofiche, alterando i rapporti tra prede e predatori e modificando la struttura delle comunità bentoniche e necto bentoniche.

Inoltre l'utilizzo di strumenti meno selettivi può alterare e distruggere gli habitat e le biocenosi presenti.

La necessità di preservare le comunità ittiche e di garantirne lo sfruttamento razionale costituisce un obiettivo dell'istituzione dell'AMP; la gestione della pesca deve essere tuttavia affrontata con un approccio interdisciplinare in modo da integrare le esigenze ambientali di conservazione con le esigenze socio economiche compatibili con il mantenimento delle risorse.

In riferimento alla pesca professionale si è proceduto alla caratterizzazione della flotta operante fuori e dentro l'AMP (numero di imbarcazioni e caratteristiche strutturali), alla tipizzazione delle tecniche e degli attrezzi da pesca, alla quantificazione delle giornate di attività ed al rilevamento e descrizione della composizione delle catture e dei rendimenti di pesca allo scopo di fornire un quadro approfondito sulla consistenza delle attività di pesca e sull'entità del prelievo.

Per quanto riguarda la pesca ricreativa praticata in mare da terra o da natante, sono stati analizzati alcuni aspetti che caratterizzano tale attività allo scopo di identificare gli impatti reali che tale attività produce sull'ecosistema marino.: numero di autorizzazioni rilasciate, tipologia di attrezzi ed imbarcazioni utilizzate, andamento, composizione e rendimento delle catture.

Questa azione ha permesso di identificare la biodiversità ittica che caratterizza l'area e contemporaneamente di investigare sui reali effetti della pesca sia ricreativa che professionale nelle AMP.

I dati di biodiversità ottenuti attraverso le indagini relative alla pesca professionale e ricreativa, sono stati integrati con i dati acquisiti con il visual census, la tecnica di monitoraggio prevista nell'azione successiva e di seguito riportata.

AZIONE 2 - EFFETTI DEL REGIME DI PROTEZIONE SULLA BIODIVERSITÀ ANCHE IN FUNZIONE DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

L'attività di monitoraggio effettuata tramite visual census costituisce uno degli elementi chiave nella valutazione dell'efficacia di gestione di un'area marina protetta.

Il censimento visivo (visual census) della fauna ittica in immersione è stato effettuato utilizzando la tecnica del transetto lineare come proposto da Harmelin-Vivien et al. (1985) con ARA (auto respiratore ad aria). Tale metodo permette di stimare in maniera puntuale alcuni aspetti dell'effetto riserva, considerando i differenti livelli di protezione; in particolare sono stati scelti 3 aree con caratteristiche geomorfologiche simili, una all'interno della zona A, una nella zona B ed una esterna alla riserva al fine di confrontare le comunità ittiche presenti in tre zone sottoposte a diverso regime di protezione.

La differente vincolistica dell'AMP permette di valutare se un maggior livello di tutela (corrispondente ad un maggiore livello di restrizioni) favorisce realmente migliori condizioni di naturalità. L'ipotesi di lavoro da testare, dunque, è quella per cui la zona A dell'AMP possiede un livello di naturalità superiore a quello delle zone B e C ed inoltre quella per cui tutte le zone della riserva dimostrano una maggiore naturalità rispetto ad ambienti esterni con caratteristiche fisiche confrontabili.

AZIONE 3 - STUDI PER LA DETERMINAZIONE DEL CARICO MASSIMO AMMISSIBILE PER UNA FRUIZIONE SUBACQUEA DELLA ZONA A.

L'azione di cui sopra si propone l'obiettivo di valutare gli eventuali danni conseguenti alla fruizione subacquea della zona A durante le immersioni autorizzate.

L'obiettivo del progetto è stato raggiunto attraverso l'integrazione dei dati e delle informazioni ricavate dalle tre azioni; lo studio ha messo in evidenza l'importanza dell'istituzione dell'AMP sia nella gestione delle attività di pesca sia nell'effetto che i differenti gradi di tutela esercitano sulla biodiversità ittica costiera evidenziando i benefici ambientali ed economici risultanti dalla presenza delle AMP.

I risultati ottenuti consentiranno inoltre la valutazione dell'adeguatezza delle misure di tutela adottate e le eventuali modifiche da apportare alla regolamentazione vigente fornendo allo stesso tempo criteri essenziali all'individuazione di modelli e strategie di gestione compatibili con la tutela dell'ecosistema marino, scopo principale dell'istituzione dell'AMP.

Il progetto, articolato nelle tre azioni di cui sopra, ha avuto una durata di 18 mesi e si è svolto da settembre 2009 ad aprile 2011. Nella tabella sottostante viene riportato il Diagramma di Gantt (Tabella 2) con indicata la durata di ciascuna fase:

Tabella 2. Diagramma di Gantt

Diagramma di Gantt																		
	I fase		II fase												III fase			
Mesi	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Raccolta letteratura esistente																		
Disegno Sperimentale Azioni 1-2-3																		
Campionamento																		
Rapporto intermedio																		
Elaborazione Dati																		
RapportoFinale																		

Ciascuna azione è stata realizzata secondo un protocollo di attività concordato tra le parti ed ha previsto una fase di *pre-survey*, una fase di monitoraggio e raccolta dati sul campo ed una fase di elaborazione dati cui è seguita la stesura della relazione finale.

La prima fase di *pre-survey* ha comportato la programmazione delle attività di monitoraggio, la scelta dei siti di campionamento e la raccolta di materiale bibliografico (pubblicazioni scientifiche, rapporti tecnici, relazioni e studi di fattibilità riguardanti le aree marine protette e l'AMP Plemmirio, consultazioni dei registri marittimi presso la Capitaneria di Porto e dei dati in possesso del Consorzio Plemmirio).

La fase di monitoraggio ha comportato indagini e rilievo degli sbarcati sul campo, imbarchi su motonavi, interviste dirette ai pescatori professionali e non, osservazioni subacquee.

Nella terza fase, i dati raccolti nella fase di monitoraggio relativa a ciascuna azione, sono stati riportati in fogli di calcolo excel e successivamente elaborati in riferimento agli obiettivi perseguiti dal progetto; in particolare l'elaborazione dati ha previsto analisi statistiche, applicazione di indici descrittivi delle comunità rilevate e bioindicatori, osservazioni sulle composizione ed andamento delle catture, tecniche ed attrezzi da pesca etc.

Le informazioni così ricavate sono state integrate con il materiale bibliografico e riportate nella presente relazione finale.

2. MATERIALI E METODI

2.1 AREA DI STUDIO

L'area marina protetta del Plemmirio, ubicata sulla costa orientale di Siracusa, si sviluppa su una superficie a mare di circa 2500 ettari (AA. VV., Area Marina Protetta del Plemmirio, 2007) e comprende la penisola della Maddalena estendendosi da Nord verso Sud lungo la linea di costa della Penisola. Tutto il territorio ricade all'interno del comune di Siracusa (Figura 1).

La Penisola della Maddalena possiede approssimativamente la forma di un parallelogramma e rappresenta la propaggine più orientale dell'altopiano ibleo (AA. VV., Area Marina Protetta del Plemmirio, 2007). La litologia della penisola è essenzialmente calcarea.

Le calcareniti che caratterizzano l'area sono piuttosto compatte e si alternano a marme calcaree nella parte più alta della penisola nonché a calcareniti pleistoceniche ricche di tanatocenosi a pectinidi e brachiopodi nella parte più bassa (Relazione Finale I Anno dei Lavori del Progetto "Limitazione del sovrapascolo delle specie *Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula* nella AMP Plemmirio" – Università degli studi di Palermo. Febbraio 2011).

A livello geomorfologico la penisola presenta una notevole varietà di ambienti dovuti in gran parte ai movimenti tettonici ed ai processi di erosione cui è soggetta (erosione marina, dovuta all'azione meccanica del mare lungo la costa, erosione biologica sia animale che vegetale etc.); nel complesso, piccole linee di spiaggia, falesie, grotte di abrasione, insenature frastagliate, archi sottomarini, crepe, anfratti, canyon caratterizzano l'area contribuendo a rendere il paesaggio terrestre e marino quanto mai ricco e diversificato.

I fondali che lambiscono la penisola sono pertanto caratterizzati da una notevole eterogeneità di habitat marini cui consegue un elevato patrimonio di biodiversità; ciò ha determinato l'istituzione della AMP con le finalità di tutelare e mantenere questa biodiversità attraverso una razionale gestione delle risorse.

Il paesaggio subaereo è allo stesso modo caratteristico al punto che gran parte del tratto di costa nel versante nord da Punta della Mola a Capo Murro di Porco, per la presenza di habitat e specie d'interesse comunitario, nel settembre del 1995 è stato proposto come SIC (Sito d'Importanza Comunitaria), denominato "Capo Murro di Porco, Penisola della Maddalena e Grotta Pellegrino" e come tale è tutelato dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE, nata con l'obiettivo di conservare gli habitat e le specie di interesse comunitario, attraverso la realizzazione di una rete europea di aree protette, chiamata Natura 2000.

Tutta la penisola è tutelata, inoltre, da un vincolo paesaggistico sulla base di un decreto del 6/04/1998 dell'Assessorato regionale dei Beni Culturali ed Ambientali e della Pubblica Istruzione. La costa è caratterizzata dalla tipologia geomorfologica dei "terrazzi" e mostra un'alternanza di coste alte, rocciose e frastagliate che si sviluppano per gran parte della sua estensione e coste basse sabbiose che si inseriscono all'interno di insenature naturali.

Le coste alte a falesia, che si ergono fino a circa 54 m sul livello del mare caratterizzano prevalentemente il versante orientale mentre il versante occidentale, ubicato a sud rispetto al primo, presenta coste basse con quote che variano dai 0 m ai 10 m circa sul l.m.m.

I fondali dell'area in esame presentano una conformazione a gradini che nel versante sud, sud-ovest si mantengono bassi ed uniformi per diverse centinaia di metri, degradando piuttosto lentamente verso il mare aperto e raggiungendo una profondità di circa 30 metri a notevole distanza dalla linea di costa, mentre nel versante est a tratti degradano molto rapidamente raggiungendo la profondità di 40-50 metri già sottocosta. Il versante a nord-ovest invece degrada più lentamente con fondali sabbiosi verso l'interno del porto grande.

I fondali dell'area rappresentano un'attrazione per i subacquei: le immersioni all'interno della zona A sono consentite solo durante il periodo estivo (giugno-ottobre) e vi possono svolgere attività solo i diving regolarmente autorizzati dall'ente gestore. All'interno della zona A sono presenti 5 punti, contraddistinti da apposite boe, di colore bianco con linee longitudinali rosse, adibiti alle immersioni subacquee (Figura 2). Sotto il profilo sedimentologico i fondali dell'area sono costituiti prevalentemente da substrati duri rocciosi con limitate aree di sedimenti grossolani, sabbia e fango, continuamente sottoposti all'azione di onde e correnti, che si formano per lo smantellamento delle falesie carbonatiche e calcarenitiche. La fascia costiera compresa nell'area di studio è sottoposta ad una serie di fattori di disturbo di natura antropica che, anche se non insistono direttamente sull'area sottoposta a tutela, potrebbero influenzare in maniera variabile la qualità dell'ambiente marino costiero; fra questi il porto di Siracusa cui consegue un intenso traffico marittimo, la presenza di insediamenti industriali, l'urbanizzazione della costa ed il notevole flusso turistico legato alla valenza storico-culturale ed architettonica della zona. Le attività agricole sono rappresentate principalmente da vigneti, agrumeti e colture ortofrutticole. Inoltre, in alcuni tratti, la costa compresa nell'AMP è caratterizzata da una elevata erodibilità: le problematiche presenti consistono in fenomeni localizzati di distacco di massi da costoni rocciosi o in fenomeni più accentuati di scalzamento ai piede di falesie.



Figura 2. Punti di immersione in zona A. A = Lingua del Gigante; B = Tre Ancore; C = Secca del Capo; D = Grotta del Capo; E = Grotte del Formaggio.

2.2 DISEGNO DI CAMPIONAMENTO, RACCOLTA ED ANALISI DEI DATI

2.2.1. PESCA PROFESSIONALE

Al fine di effettuare la caratterizzazione della flotta di pesca professionale iscritta presso il Comparto Marittimo di Siracusa sono stati raccolti i dati relativi al numero di imbarcazioni attraverso la consultazione dei registri marittimi della Capitaneria di Porto di Siracusa. I dati sono stati successivamente confrontati con quelli in possesso della AMP del Plemmirio ed integrati con le informazioni sul numero di autorizzazioni rilasciate per svolgere la pesca in AMP. Per ciascuna imbarcazione iscritta nei RR.NN.MM.GG. sono state rilevate le caratteristiche strutturali di Lunghezza fuori tutta (LFT m), Tonnellata stazza lorda (TSL), Grosse tonnage (GT), Potenza cavalli motore (HP, kw), anno di costruzione, materiale di

costruzione e miglia consentite. Per ogni imbarcazione sono state raccolte le informazioni relative alle licenze di pesca possedute, al nome del proprietario con residenza e data di nascita, grado di associazionismo di ciascuna unità (es: iscritta in cooperativa o autonomi).

Tali dati sono stati verificati sul campo, attraverso osservazioni dirette ad individuare la distribuzione delle barche nell'area di indagine e l'effettiva operatività delle stesse. Ciò ha permesso di identificare i siti di sbarco della flotta ed individuare i seguenti punti: Ognina, Porto di Siracusa (Canale Vecchio e Canale Grande; Figura 3, Figura 4).

La suddetta fase operativa (pre-survey) ha avuto la durata di due mesi ed ha consentito anche la verifica sul campo degli attrezzi e dei periodi di pesca degli operatori del settore.

Una volta terminata la fase preliminare, è stata avviata la fase di rilevazione dati sbarcati, al fine di valutare l'effetto riserva sulle biomasse ittiche. Le indagini sono state effettuate con cadenza settimanale. Nei primi periodi di indagine l'attività è stata condotta da 2 rilevatori ISPRA e 2 del Plemmirio, al fine di avere la massima copertura delle attività di pesca, considerato che a seguito del pre-survey sono emerse le criticità in cui versa il settore, ovvero irregolarità negli sbarchi, nelle aree di pesca, nelle giornate di attività.



Figura 3. Barche della piccola pesca presso il Canale Grande del porto di Siracusa



Figura 4. Barche della piccola pesca presso il molo di Ognina a Siracusa

Per ciascuna rilevazione (singola barca) sono state registrate su appositi protocolli le caratteristiche tecniche degli attrezzi impiegati, le ore di permanenza in mare e la zona di pesca; infine il pescato è stato suddiviso in specie bersaglio e *by-catch*, le specie sono state identificate e ove possibile è stato registrato il peso di ogni specie. Nel corso della giornata di rilevazione l'indagine è stata effettuata sia allo sbarco che presso il mercato ittico giornaliero di Siracusa ove viene venduto parte dello sbarcato. Tale rilevazione è stata effettuata anche per verificare le informazioni precedentemente riportate.

Al fine di approfondire le conoscenze quali-quantitative delle catture, l'attività di rilevazione in banchina è stata affiancata da quella dell'osservazione a bordo delle imbarcazioni da pesca. Su segnalazione degli operatori del Plemmirio e tramite accordi con gli operatori sono state individuate 2 imbarcazioni da pesca, aventi autorizzazioni a pescare in AMP. E' stata avviata la procedura di autorizzazione presso la Capitaneria di Porto di Siracusa.

Ad ogni barca intervistata è stato inoltre chiesto il numero di uscite totali mensili. In funzione dei diversi attrezzi censiti è stato utilizzato l'indice di sforzo (E) per analizzare le Catture per Unità di sforzo (CPUE).

Per le reti da posta del tipo tramaglio, imbrocco o incastellate è stato utilizzato come indice di sforzo la lunghezza della rete e come unità di sforzo 500 m di rete/imbarcazione/12 ore.

Per il palangaro di fondo l'indice di sforzo utilizzato è stato il numero di ami, come unità di sforzo 500 ami/imbarcazione/12 ore.

Le CPUE sono state elaborate separatamente per i due attrezzi più utilizzati (reti e palangari) riportando i valori stagionali sia per le singole specie che per le catture totali.

Al fine di valutare l'effetto riserva dell'AMP Plemmirio, sono state messe a confronto i rendimenti di pesca ottenuti fuori e dentro l'area della riserva. In particolare, per rendere confrontabili le CPUE, sono stati osservati i rendimenti di tre imbarcazioni che hanno effettuato pesche sia in area marina che fuori durante la stessa stagione.

2.2.2. PESCA RICREATIVA

Per quanto riguarda la pesca ricreativa, si è proceduto alla quantificazione dei pescatori ricreativi che pescano all'interno della riserva, alla tipizzazione delle tecniche ed attrezzi di pesca, alla composizione ed andamento delle catture. L'ente gestore, contemporaneamente al rilascio delle autorizzazioni consegna ai pescatori ricreativi un log-book o libretto di cattura in cui viene riportato l'orario di uscita e di rientro e la composizione quali-quantitativa delle catture. Dopo aver effettuato ricerche bibliografiche finalizzate all'individuazione dei principali attrezzi e tecniche di pesca utilizzati nell'area esaminata, sono stati consultati i registri dell'AMP relativi alle autorizzazioni rilasciate nel 2009 e nel 2010 ed analizzati i libretti di cattura corrispondenti agli stessi anni e restituiti dai pescatori ricreativi all'AMP.

Sono state reperite le seguenti informazioni:

- quantità delle autorizzazioni rilasciate e tipologia delle stesse (da barca e/o da terra),
- numero dei pescatori e delle giornate di pesca,
- tipologia delle imbarcazioni (lunghezza fuori tutto e cavalli motore),
- composizione specifica e peso totale delle catture.

I dati ottenuti sono stati riportati in fogli di calcolo excel ed elaborati per ottenere ulteriori informazioni necessarie per la valutazione dell'entità della pesca ricreativa nell'AMP e dell'impatto di quest'ultima sull'ecosistema. In riferimento alla fauna ittica rilevata, riportata in una apposita lista faunistica, sono stati calcolati i seguenti parametri di comunità:

- Ricchezza Specifica (S): numero totale di specie

- Abbondanza degli individui (N).

Inoltre, è stato analizzato l'andamento stagionale delle specie maggiormente pescate e più commerciali. Infine per poter effettuare un confronto significativo tra i due anni di studio, considerata la differenza quantitativa nel numero dei libretti analizzati relativi ai due anni, i dati di cattura sono stati standardizzati ad 1 pescatore. Tutti i dati ottenuti sono stati rappresentati in grafici, istogrammi e tabelle. Per verificare l'attendibilità del dato sono state inoltre programmate interviste *random* ai pescatori ricreativi effettuate direttamente sul campo con cadenza mensile. Tali interviste sono state condotte a partire da marzo 2011 e procederanno fino a dicembre 2011; pertanto la verifica del grado di attendibilità e della corrispondenza di ciò che viene riportato nel libretto è ancora in fase di ultimazione ed elaborazione; risulta tuttavia necessaria per poter confermare i risultati ottenuti dallo studio e ritenerli validi da un punto di vista scientifico. Ciò potrebbe comportare inoltre l'elaborazione di uno strumento metodologico e di studio nel monitoraggio della pesca ricreativa. In riferimento al protocollo seguito nella realizzazione delle interviste nel 2011, si rimanda al paragrafo relativo alle conclusioni sulla pesca ricreativa.

2.2.3. VISUAL CENSUS

Nella zona oggetto di studio, sono state scelte 3 aree con caratteristiche geomorfologiche simili: un'area ricade all'interno della zona A dell'AMP, una all'interno della zona B mentre la terza ricade fuori all'AMP, che per comodità abbiamo identificato con la lettera D. Tale scelta è stata dettata dalla necessità di individuare e confrontare tra di loro zone con diversi livelli di protezione. In particolare la zona A è una zona in cui tutte le attività (balneazione, pesca sportiva e professionale, transito dei natanti) sono vietate fatta esclusione per le attività di immersione autorizzate; all'interno della zona B tutte le attività suddette devono essere autorizzate ed in particolare la pesca professionale può essere esercitata esclusivamente mediante attrezzi della piccola pesca. All'interno di ciascuna area individuata sono stati scelti quattro siti caratterizzati da un fondale roccioso con lieve pendenza, presenza di macroalghe e profondità intorno ai 20 metri. I tre siti all'interno di ciascuna delle tre aree sono stati scelti ad una distanza di circa 100-200 metri l'uno dall'altro. All'interno della zona C dell'AMP non sono stati individuati siti con tali caratteristiche: tale zona è infatti caratterizzata da fondali bassi e sabbiosi e ricoperti da praterie di *Posidonia oceanica*. Per tale motivo la terza area è stata scelta esternamente all'AMP. All'interno di ciascun sito sono state

effettuate tre repliche mediante censimento visivo in immersione utilizzando la tecnica del transetto lineare (Figura 5) come proposto da Harmelin-Vivien et al. (1985). In totale, nelle tre zone individuate, sono stati effettuati 36 transetti in ciascuno dei 2 anni di studio. Tale tecnica consiste nel nuotare lungo un transetto lungo 25 metri e largo 5 metri, delimitato mediante una fune colorata, individuando e contando le specie ittiche presenti all'interno di tale area. Le specie e i valori di abbondanza vengono segnate su apposite lavagnette di plexiglass utilizzando dei valori di abbondanza numerica in progressione geometrica (1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 51-200; 201-500, > 500) (Harmelin-Vivien et al., 1985). Gli individui di ciascuna specie sono stati suddivisi in tre classi di taglia, *small*, *medium* e *large*, corrispondenti al 30, 60 e 90% della misura massima riportata in letteratura. Per ciascuna replica sono stati segnati anche il valore di complessità del substrato, la percentuale di ricoprimento lineare di *P. oceanica* la temperatura dell'acqua e la profondità iniziale e finale del transetto.

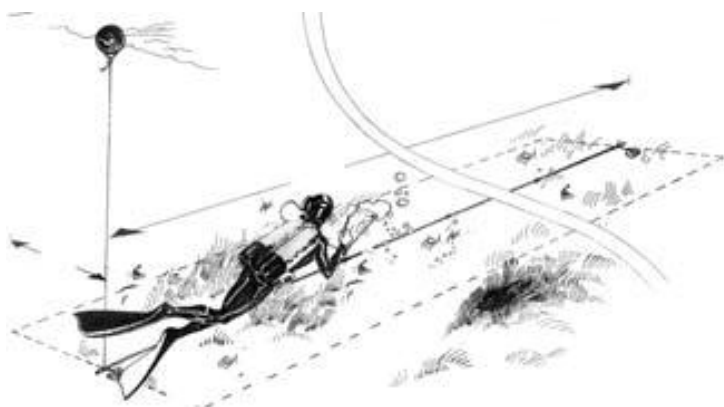


Figura 5. Tecnica del “transetto” utilizzata per i censimenti visivi subacquei

Le ipotesi poste alla base di questo studio erano le seguenti:

4. nessuna differenza tra le comunità ittiche associate alle 3 aree scelte corrispondenti a tre diversi livelli di protezione.
5. Nessuna differenza nelle taglie delle specie ittiche di maggior valore commerciale tra le tre aree indicate.
6. Nessuna differenza tra i parametri di comunità calcolati tra le tre aree.

Il disegno sperimentale utilizzato per rispondere alla suddetta ipotesi ha previsto 3 fattori che sono stati studiati mediante l'analisi della varianza univariata e multivariata semi-parametrica (Anderson 2001; McArdle & Anderson, 2001) (Tabella 3).

I quattro fattori considerati sono stati:

- Tempo (fisso; 2 livelli);
- Area (fisso; 3 livelli);
- Sito (nidificato in area; 4 livelli);

Nell'analisi sono state usate tre repliche ($n = 3$), grazie alle quali sono stati ottenuti in totale 12 gradi di libertà per ogni area analizzata (in totale 72 per le tre aree).

Tabella 3. Disegno di campionamento schematico

Tempo	2009												2010															
Area	A				B				D				A				B				D							
Sito (nested in area)	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Repliche	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Tot repliche = 72																												

La prima fase di analisi ha previsto l'applicazione di un approccio multivariato tramite analisi della varianza con permutazioni (PERMANOVA) sulle abbondanze. Tale tecnica ha permesso di valutare non singolarmente, ma su tutto il *fish assemblage* l'effetto dei fattori considerati. In questo caso, i fattori Tempo e Area sono stati considerati come fissi. Il terzo fattore Sito è stato considerato *random* e nidificato in area: infatti i quattro siti scelti in modo *random* all'interno di ciascuna area sono esclusivi di ciascuna area (tab.2).

La PERMANOVA è stata condotta sulla matrice di similarità di Bray-Curtis trasformata con radice quadrata, mentre l'analisi è stata condotta con 9999 permutazioni.

I valori *mean square* di ogni PERMANOVA hanno permesso lo studio delle componenti di varianza secondo Underwood (1997). Con questa tecnica è stata valutata l'importanza della varianza spiegata da ogni fattore rispetto alla varianza totale e rispetto alla quota di variabilità random descritta dalla quota di varianza spiegata dall'errore.

Parallelamente è stata utilizzata la procedura SIMPER (Similarity Percentage) per identificare il contributo di ciascuna specie alla dissimilarità tra i diversi livelli di protezione.

La seconda fase dell'analisi è stata quella di calcolare, per ogni fattore considerato nel disegno di campionamento l'indice di abbondanza (N = numero totale di individui), l'indice di Shannon ($H' = - \sum p_i \log p_i$, dove p_i = frequenza numerica della specie i -esima rispetto al totale degli individui), l'indice di Pielou ($J = H'/\log(S)$) e la ricchezza specifica (S = numero totale di specie) come riportato da Magurran (2004).

Tale analisi ha permesso di verificare l'effetto del regime di protezione dell'AMP sui parametri di comunità e sulla biodiversità. A tal scopo, è stata individuata la tecnica della PERANOVA che è una analisi di varianza univariata con permutazioni. Il modo di operare è del tutto simile ad una normale ANOVA bilanciata e simmetrica ma la PERMANOVA, in casi limite come in questo, riduce il rischio di incorrere in errori statistici.

Prima di ciascuna sessione di analisi, i valori di abbondanza numerica per ciascuna specie sono stati trasformati secondo la radice quadrata e le matrici grezze trasformate in matrici di similarità con l'indice di Gower. Laddove il test statistico ha evidenziato un risultato significativo, la differenza tra i punti medi è stata studiata con test di confronto *post-hoc pair wise*.

Infine, l'effetto riserva è stato valutato confrontando anche le abbondanze medie di individui *large* di 7 specie target commercialmente importanti nelle tre aree considerate.

Tutte le analisi suddette sono state effettuate tramite il software PRIMER 6 (Clarke e Warwick, 2001).

2.2.4. IMPATTO DEI SUBACQUEI

La determinazione del carico massimo ammissibile per una fruizione subacquea della zona A è stata effettuata attraverso il monitoraggio dell'impatto dei subacquei su alcuni organismi sessili.

I risultati sotto riportati, in parte integrati con dati fino al 2010), fanno parte di uno studio condotto dalla dott. Linda Pasolli nel 2008, presso l'AMP Plemmirio, e pubblicato nella propria tesi di laurea (Studio degli effetti dell'attività subacquea nell'area marina protetta Plemmirio) svolta presso l'Università degli Studi di Padova.

Il monitoraggio delle attività subacquee è stato condotto nelle 5 boe presenti nella zona A, unici punti di questa zona in cui sono concesse le immersioni ricreative. I controlli sono stati realizzati tra giugno e agosto. Sono state effettuate in tutto 20 immersioni. I subacquei sono stati seguiti una coppia per volta, mantenendo il più possibile le distanze, di

norma comprese tra i 3 e gli 8 m (Medio et al., 1996), dipendenti per lo più dalla visibilità (Rouphael & Inglis, 1997). Il numero delle coppie prese in esame è stato variabile in base sia alla durata dell'immersione che al numero dei subacquei. Le osservazioni sono iniziate una volta cominciata la discesa. L'immersione è stata divisa nella "fase di discesa", che comprendeva la discesa ed i primi 3-4 min utili per la sistemazione dell'assetto, e nella successiva "fase di immersione". I primi minuti dell'immersione sono, infatti, quelli in cui solitamente si registra un maggior numero di danni dovuto alla regolazione dell'assetto dei sub (Uy et al., 2005). La prima coppia, scelta casualmente tra i partecipanti all'immersione, è stata monitorata sia durante la "fase di discesa", che per i seguenti 10 min della "fase di immersione". Una seconda coppia e, se presente, una terza, sono state osservate ciascuna per 10 min durante la "fase di immersione". Durante le osservazioni sono stati annotati i vari comportamenti dei sub e quindi i diversi possibili contatti con il substrato suddivisi in volontari ed involontari. I contatti involontari sono stati classificati in base alle parti del subacqueo e dell'attrezzatura coinvolte: mani, pinne, attrezzatura (manometro, secondo erogatore, bombole e accessori come per esempio torce) (Barker e Roberts, 2004). E' stata inoltre annotato il sollevamento del sedimento (Uy et al., 2005). Nei contatti volontari sono stati inclusi gli eventuali prelievi di organismi dal proprio ambiente e quando i subacquei toccavano intenzionalmente il substrato o gli organismi anche senza prelevarli. I subacquei non sono stati informati della presenza e soprattutto del ruolo di chi monitorava, al fine di rendere le loro azioni il più possibili naturali e poter, di conseguenza, ricavare dati il più possibile reali (Medio et al., 1996).

Per valutare il danno effettivo dell'impatto dei subacquei è stato utilizzato il disegno di campionamento BACI (Before After Control Impact) (Smith, 2002). Questo metodo consente la misurazione dell'effetto potenziale di un danno o impatto su pesci, invertebrati o su un substrato. Lo scopo è quello di stabilire se un determinato stress, nel nostro caso l'attività subacquea, possa o meno aver alterato l'ambiente. Il modello classico prevede la scelta di alcune aree (sia impattate che di controllo) che vengono monitorate prima e dopo il disturbo e i dati raccolti vengono poi confrontati fra loro (Smith, 2002).

Altre immersioni preliminari sono state effettuate al di fuori dei percorsi utilizzati per le attività subacquee ricreative, lungo tutta la costa della zona A e nelle aree limitrofe della zona B, allo scopo di individuare siti in cui non vengono svolte attività subacquee né altre attività antropiche, da poter utilizzare come controllo. Dopo tali immersioni, sono state scelte 4 delle 5 boe della zona A che sono state utilizzate come "aree effetto" in cui sono concentrate la maggior parte delle attività subacquee (Garrabou et al., 1998). Le immersioni preliminari

sono stati effettuati anche per ogni sito scelto al fine di individuare gli organismi sessili da utilizzare come potenziali indicatori ed i punti lungo il percorso dove effettuare i rilevamenti.

Di questi siti di campionamento 3 si trovano a ridosso della costa: 2 nel versante sud (Grotte del Formaggio e Grotte del Capo), una nel versante nord (Lingua del Gigante). Il quarto punto (Secca del Capo) si trova più a largo nelle acque antistanti Capo Murro. Altre 2 aree all'interno della zona A sono state scelte ed utilizzate come "aree controllo". Questi siti sono stati selezionati in base alla somiglianza con le "aree impattate". Sono stati considerati parametri quali la profondità, l'orientamento ed il tipo di substrato (Garrabou et al., 1998). I "controlli" individuati si trovano uno nel versante sud, a ridosso delle Grotte del Formaggio, e uno nel versante nord al limite del percorso Lingua del Gigante. Il disegno BACI vero e proprio è stato adoperato solo per questi 2 siti di campionamento, in quanto solo per le Grotte del Formaggio e Lingua del Gigante, sono state trovate "aree controllo" in grado di soddisfare i parametri sopra elencati. Per i restanti due siti è stato necessariamente applicato un semplice modello BA (before-after), che prevede, in ognuno di essi, la raccolta dei dati prima dell'attività antropica che vengono in seguito comparati con i dati raccolti al termine delle attività (Smith, 2002). In entrambi i modelli i controlli pre-diving (Before), sono stati effettuati durante il mese di giugno, a ridosso dell'apertura della stagione in cui sono concesse le attività subacquee nella zona A, mentre i controlli post-diving (After) sono avvenuti all'inizio di ottobre, una volta terminata la stagione. Per ogni sito sono state effettuate tre repliche nei punti individuati lungo il percorso. Per i campionamenti sono stati utilizzati dei quadrati da 25x25 cm per raccogliere dati quantitativi relativi all'abbondanza degli organismi scelti (Bianchi et al., 2003). I quadrati sono stati posizionati in aree dove fossero presenti gli organismi scelti come potenziali indicatori. Per facilitare il conteggio i quadrati sono stati fotografati e le foto poi esaminate per ricavare un dato di abbondanza il più preciso possibile. Gli organismi sono stati scelti in base alla loro abbondanza e alle loro caratteristiche che li rendono potenzialmente buoni indicatori del disturbo: non sono in grado di difendersi dai danni antropici sia perché sono sessili sia perché non hanno nessun tipo di protezione (come ad esempio le conchiglie dei bivalvi). Gli organismi scelti sono rappresentati da: *Astroides calycularis* e *Leptosammia pruvoti* entrambi appartenenti alla classe degli Antozoi, all'ordine dei Madreporari ed alla famiglia dei Dendrofillidi (Mojetta e Ghisotti, 1994). *A. calycularis* è una madrepora coloniale ed incrostante di colore arancione e forma grandi colonie di aspetto variabile (Nikiforos, 2002). I polipi sono larghi con una colonna poco rilevata e possiedono numerosi tentacoli appuntiti e leggermente verrucosi. Possiedono uno scheletro calcareo e i loro calici sono riuniti fra loro sino al margine superiore. Formano cuscinetti di 5-10 cm di

diametro. Vivono nei fondali rocciosi e scarsamente illuminati da pochi metri fino ad oltre i 50 m. Si trovano nel Mediterraneo solo nelle regioni meridionali, sono infatti specie termofile e prediligono acque non troppo fredde. La loro riproduzione è sia sessuata che asessuata. La riproduzione sessuata porta alla produzione di larve che vengono emesse tra aprile e agosto. Queste, dopo una prima fase di vita planctonica, si fissano al substrato dove cominciano a formare una colonia che si amplia per gemmazione (Mojetta e Ghisotti, 1994). *L. pruvoti* è rappresentata da polipi isolati con scheletro calcareo cilindrico o conico, possiedono una base sempre più stretta dell'apice (Mojetta e Ghisotti, 1994). I setti sono privi di giunzione ed il polipo presenta 96 tentacoli (Nikiforos, 2002). Il calice è ovale negli individui più grossi, mentre si presenta rotondo in quelli più piccoli. I polipi sono di colore giallo intenso. Le dimensioni massime si aggirano intorno ai 6-8 cm. Vivono anch'essi in fondali rocciosi e prediligono le zone scarsamente illuminate e grotte semioscure. Sono presenti dai 10 sino ai 50 m di profondità. Pur non essendo organismi coloniali, i coralliti tendono a crescere molto ravvicinati agli individui della stessa specie. La riproduzione è probabilmente solo sessuata. La presenza di 2 o più polipi fusi tra loro può essere dovuta all'adesione di una larva ad un individuo già formato (Mojetta e Ghisotti, 1994). Nei quadrati era presente o *A. calycularis* o *L. pruvoti*, di conseguenza per le analisi i due organismi sono stati sommati.

Sono inoltre stati valutati anche altri due organismi: *Protula tubularia* e *Myriapora truncata*. *P. tubularia* appartiene alla classe dei Policheti, all'ordine dei Sebellidei ed alla famiglia dei Serpulidi. Possiede un tubo calcareo bianco liscio o leggermente rugoso che può raggiungere i 20-30 cm e dalla cui apertura fuoriescono i due lobi del ventaglio branchiale di forma uguale e colorazione che può variare dal bianco al rosso con strie giallo-arancio. L'opercolo è assente o molto ridotto. Si trova nel Mediterraneo, nell'Atlantico e nell'Oceano Indiano in fondali rocciosi o detritici o in substrati di varia natura da pochi metri fino ai 900. La riproduzione ed il successivo insediamento delle larve avvengono durante l'estate (Mojetta e Ghisotti, 1994). *M. truncata* appartiene alla classe dei Gimnolemi, all'ordine dei Cheilostomatidi ed alla famiglia dei miriozoidi. Viene definita falso corallo ed è rappresentata da una colonia arborescente e molto ramificata in maniera dicotoma in tutte le direzioni. Può raggiungere i 10 cm. I rami sono robusti e tozzi costellati di minuti pori corrispondenti alle aperture degli zoidi. La colorazione varia dal rosso all'arancio. Si trova nel Mediterraneo in fondali rocciosi debolmente illuminati in anfratti e grotte, da pochi metri fino ai 100. Le uova sono presenti tutto l'anno mentre gli embrioni e le larve sono stati osservati solo in febbraio e marzo.

I dati relativi alla fruizione subacquea dell'AMP sono stati analizzati confrontando il numero di immersioni e il numero di subacquei negli anni, a partire dal 2005 fino al 2010, sia per la zona A che per le zone B e C.

I dati relativi all'osservazione dei comportamenti dei subacquei in immersione sono stati analizzati inizialmente valutando se i comportamenti delle due coppie seguite mediamente per ogni immersione fossero fra loro correlati, per valutare se i dati dovessero essere analizzati separatamente o potessero essere accorpati. Successivamente è stato fatto un confronto tra i comportamenti fra le immersioni con e senza il briefing attraverso il test non parametrico U di Mann-whitney (Fowler e Cohen, 1993).

Per quanto riguarda la valutazione dei possibili impatti dei subacquei, i dati ottenuti dal conteggio degli organismi presenti nei quadrati sono stati analizzati solo da un punto di vista descrittivo, dato il basso numero di repliche e la mancanza di un numero sufficiente di controlli.

Le risposte ai questionari sono state analizzate in modo descrittivo, valutando la percentuale delle diverse risposte per ogni domanda.

3. RISULTATI

3.1 PESCA PROFESSIONALE

Secondo i dati raccolti presso la Capitaneria di Porto, sono 88 le imbarcazioni appartenenti alla marineria di Siracusa. Come mostrato in Figura 6, gli attrezzi più comuni sono le reti da posta, i palangari, le reti a circuizione e le lenze. La maggior parte delle imbarcazioni opera con più attrezzi durante l'anno e risulta essere così polivalente.

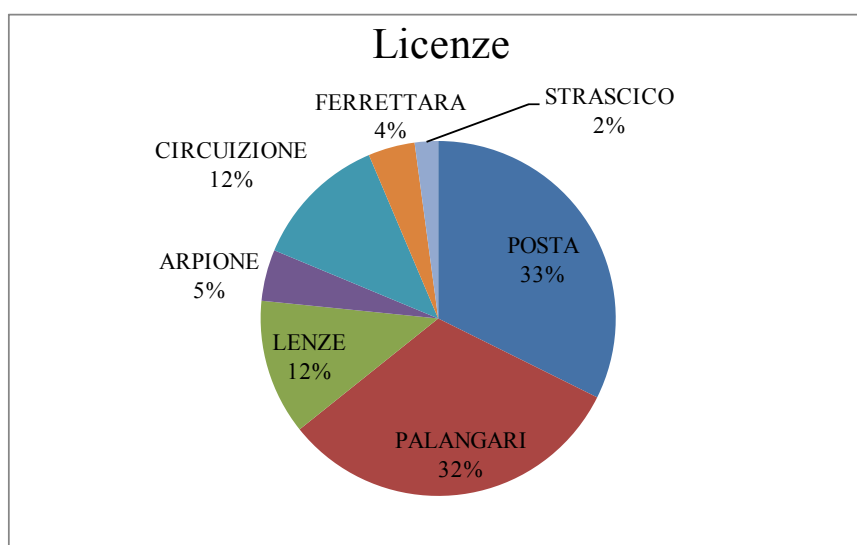


Figura 6. Percentuale di licenze

Sul totale delle imbarcazioni, 25 hanno il permesso per operare all'interno dell'area marina protetta (zona B e C). Si tratta di imbarcazioni della piccola pesca con lunghezza fuori tutto (LFT) compresa tra 4 e 12 m ed aventi come licenza gli attrezzi da posta, palangari lenze ed arpioni. All'interno dell'AMP Plemmirio tali imbarcazioni possono tuttavia esercitare la pesca solamente mediante reti da posta e palangari la cui lunghezza o numero di ami è opportunamente regolamentata dal consorzio stesso.

A tal proposito è importante ricordare che per piccola pesca (in base al DM 14/9/1999) o "pesca artigianale", si intende l'attività di cattura esercitata da imbarcazioni aventi lunghezza inferiore a 12 m tra le perpendicolari, e comunque *stazza* inferiore alle 10 TSL e 15 GT, con attrezzi da posta, ferrettara, palangari, lenze, arpioni ed altri, nelle acque interne o in mare, entro le 12 miglia dalla costa. Sono esclusi lo strascico, la draga idraulica per la pesca dei molluschi bivalvi e tutti gli altri sistemi di pesca a traino e che, tuttavia, possono essere praticati anche all'interno delle 12 miglia. Gli attrezzi da pesca possono essere classificati in due gruppi principali. Nel primo rientrano tutti quelli che vengono trainati e che per questo sono detti

"attivi", in quanto è l'attrezzo che cerca attivamente la preda essendo tirato con una velocità tale da impedire qualsiasi possibilità di fuga. In base alle specie che si intendono catturare si possono distinguere cinque diversi tipi di attrezzi a traino: strascico, reti pelagiche, rapidi, draghe e sciabiche. Nel secondo gruppo rientrano i sistemi di pesca "passivi", così definiti perché non si muovono contro gli organismi marini, ma sono questi ultimi che, durante i loro spostamenti, vanno incontro agli attrezzi stessi o perché non riescono ad individuarli (reti) o perché sono attratti da esche (nasse, cestini). Tra i principali sistemi di pesca passivi rientrano le reti da posta, le trappole ed i palangari. In particolare, l'art. 19 del DM 26 luglio 1995 individua, per la piccola pesca, i seguenti sistemi: 1) attrezzi da posta; 2) ferrettara; 3) parangali; 4) lenze; 5) arpioni. Lo stesso decreto (art. 11) specifica che il sistema "attrezzi da posta" comprende quelli attualmente denominati come "imbrocco", "tramaglio", "nasse", "cestelli", "cogolli", "bertovelli", "rete circui-tante", "rete da posta fissa", "rete da posta a circuizione". Il sistema "ferrettara" include differenti tipi di rete quali la "piccola derivante", la "menaide", la "sanguisara", la "bisantonara", l' "allacciara", la "bisara", la "bogara", la "scomberara", l' "occhiataro" e la "palamitara". Non rientrano negli attrezzi della piccola pesca strascico e draghe.

Infine, il sistema "lenze" comprende le "lenze a mano", le "lenze a canna" e le "lenze trainate", mentre nel sistema "arpione" rientrano gli "arpioni", le "fiocine", "l'asta e specchio per ricci" e il "rastrello per ricci". Le reti da posta sono tra i sistemi di cattura più antichi e rappresentano sicuramente l'attrezzo più usato dagli operatori della piccola pesca, grazie alla semplicità d'uso e all'economicità di esercizio.

Attrezzi da pesca utilizzati nella marineria di Siracusa

Nell'ambito delle indagini mirate alla caratterizzazione della flotta, grazie alla raccolta di informazioni sulle tipologie di pesca praticate dalle imbarcazioni locali nelle diverse stagioni, è stato possibile ottenere un quadro completo e dettagliato sulle caratteristiche degli attrezzi da pesca utilizzati.

La polivalenza delle imbarcazioni caratterizza la marineria, facendo osservare una elevata flessibilità nell'utilizzo degli attrezzi, che vengono alternati più volte nel corso anche di una stessa stagione in funzione non solo della disponibilità della risorsa ma anche della disponibilità dell'area di pesca.

La maggior parte delle imbarcazioni della piccola pesca, operanti presso la marineria di Siracusa, utilizza reti da posta fisse (opportunamente armate e con ampiezza di maglia in

funzione delle specie target da catturare) e palangari armati prevalentemente per la cattura di sparidi e naselli (Figura 9).

Le reti da posta si suddividono in fisse, derivanti e circuitanti. Per "fisse" si intendono quelle reti che, pur pescando sul fondo, a mezz'acqua o in superficie, restano ancorate alle due estremità, con l'ausilio di ancore o corpi morti, in un determinato punto. Le reti da posta fisse possono essere a loro volta ricondotte a tre categorie principali:

- **reti ad imbrocco** - costituite da un unico pannello di rete;
- **reti tremaglio** - formate da tre pannelli di rete, dei quali i due esterni sono identici e a maglie grandi, mentre quello interno è costituito da maglie più piccole;
- **reti combinate (incastellate)** - formate da una rete tremaglio sulla cui lima dei galleggianti è armata una rete ad imbrocco.

Tra queste, il tramaglio è quella impiegata con continuità, mentre si è anche registrato l'uso saltuario di reti ad imbrocco sia in monofilo che in treccia di nylon.

Il tramaglio è formato da tre pezze di rete sovrapposte delle quali la mediana è più estesa, ma con maglie di dimensioni molto più piccole delle pezze di rete esterne o maglioni.

Nonostante vi sia una grande variabilità nella dimensione delle maglie della pezza mediana utilizzate dalle barche siracusane, risulta più frequente l'impiego della maglia 9 (27,78 mm di lato) nella pesca costiera, con filato a 4 capi, e della maglia 8 (31,25 mm di lato) per zone di pesca più profonde, con filato a 6 capi. I maglioni invece sono formati da pezze di rete con maglia di 18 cm di lato (Figura 7, Figura 8).



Figura 7. Rete da posta tipo tramaglio.

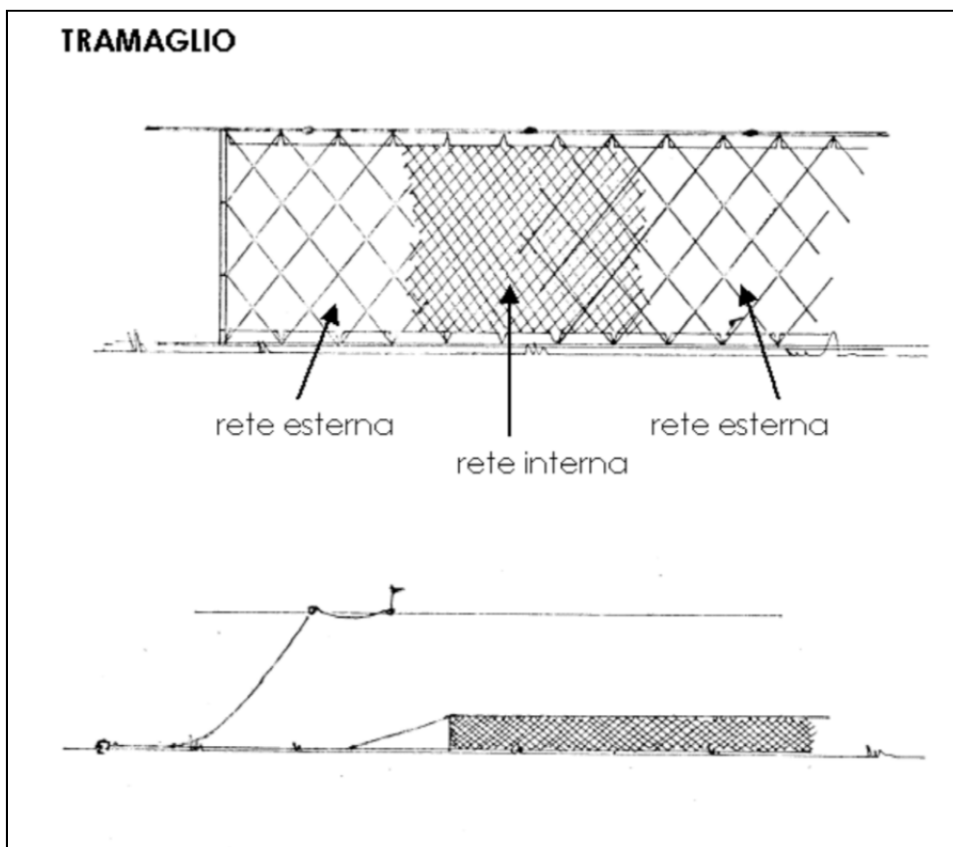


Figura 8. Disegno schematico di una rete tramaglio con particolare dei tre pannelli di rete

Completano l'armamento dell'attrezzo la lima dei sugheri e la lima dei piombi; quest'ultima è più appesantita nei tramagli utilizzati a maggiori profondità.

Le reti da posta ad imbocco sono formate invece da un'unica pezza di rete, in cui il pesce resta ammagliato. La dimensione della maglia varia in relazione alla specie che si intende catturare; comunque le maglie più utilizzate localmente per questo tipo di attrezzo sono la 9 e la 10 (rispettivamente di 27,78 e 25 mm di lato).

Le reti da posta vengono abitualmente calate nelle ore pomeridiane e salpate al mattino. La modalità di cattura tipica del tramaglio è l'insaccamento. Tali attrezzi sono sottoposti al Reg. CEE n. 1967/2006 del 21 Dicembre 2006 (limitazione della lunghezza della rete a 4 000 m nel caso di un solo pescatore imbarcato, con aggiunta di 1000 m per ogni altro pescatore fino a un massimo di 6000 m nel caso di 3 pescatori dell'altezza teorica a 4 m).

Palangari di fondo - I palangari fissi o di fondo (Figura 9) sono attrezzi che vengono impiegati da diverse imbarcazioni della flotta siracusana. Essi vengono posizionati su fondali di profondità variabile, in base alle prede bersaglio, che in questa area sono principalmente i saraghi (*Diplodus sargus* e *Diplodus vulgaris*), gli occhioni o mupi (*Pagellus bogaraveo*), i naselli (*Merluccius merluccius*). Per gli ultimi due si utilizza un'attrezzatura più pesante, dovendo sfruttare zone più profonde, vicine a secche o altre asperità del fondale e avendo la possibilità di catturare pesci di maggiori dimensioni e/o con dentature più robuste, sia come specie bersaglio, sia come *by-catch* (es: cernie, pesci sciabola).

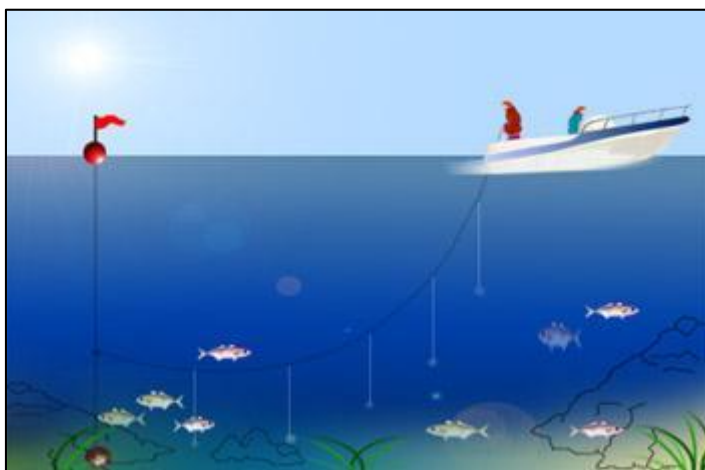


Figura 9. Disegno schematico di un palangaro di fondo

Il palangaro per saraghi è armato con trave da 0,80 mm, braccioli del diametro di 0,40 mm, lunghi 1,30 m e distanziati circa 3,5 m, ami mustad di numero variabile tra il 14 e il 16. Le esche maggiormente utilizzate sono i gamberi (*Plesionika* sp.), le patelle e pezzetti di polpo. Generalmente le imbarcazioni locali si avvalgono di attrezzi con un numero di ami variabile tra i 300 e i 500.

Le specie pelagiche quali l'alaccia (*Sardinella aurita*), la costardella (*Scomberesox saurus*) e il tombarello (*Auxis rochei*), comunemente denominato "pesantone", sono specie normalmente impiegate come esca. Il numero medio di ami calato in mare dalle imbarcazioni locali è di circa 1000.

Differente è invece il trave del palangaro per naselli, che consiste in un cordino trecciato di nylon da 6 mm. Ad esso sono collegati i braccioli di monofilo di nylon con diametro di 0,60 mm, uniti ad ami n° 6 (in totale circa 750 ami). Anche questo attrezzo viene innescato con del pesce azzurro ed in particolare: *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita* e *Scomber* sp.

Tutti questi palangari vengono poi dotati di pesi (pietre o piombi) ad intervalli regolari, per permetterne il posizionamento sul fondale.

Come nel caso del palangaro derivante, anche questi attrezzi vengono stoccati all'interno di ceste. Tali attrezzi sono regolamentati dal Reg. CEE n. 1967/2006 che ne limita il numero di ami ad un massimo di 1000 ami per pescatore imbarcato.

Presso la marineria di Siracusa, nel periodo agosto-gennaio, molti degli operatori della piccola pesca interrompono la pesca con reti da posta fisse per dedicarsi alla cattura delle lampughe (*Coryphaena hippurus*) mediante reti a circuizione con fads. Si tratta tuttavia di un tipo di attrezzo che non può essere utilizzato all'interno dell'AMP.

Reti a circuizione con FADs - La rete utilizzata per la pesca sotto i FAD o cannizzi è una rete a circuizione con chiusura detta anche "lampugara. Si tratta di un cianciolo con cavo di chiusura in poliammide avente una lunghezza di circa 300 m e diametro 14. La rete ha una lunghezza della lima da piombi di 240 m, mentre l'altezza è di 40 m. La "lampugara" è costituita da varie pezze di rete avente maglia decrescente e precisamente nei primi 140 metri da una pezza di rete avente maglia da 36 mm di apertura, mentre negli ultimi 40 metri da una pezza di rete con maglia da 32 mm di apertura. Il tipo di filato utilizzato è del con lavorazione a tortiglia annodato. Tale attrezzo è utilizzato per la pesca delle lampughe giovanili, nel periodo compreso tra settembre e novembre. La rete viene calata in prossimità dei FAD, ovvero dei cannizzi. Si tratta di corpi galleggianti artificiali, realizzati con foglie di palma (2-3) legate tra loro e ancorate al fondo con pietre di grosse dimensioni, costruiti appositamente

dai pescatori per creare le zone d'ombra alle lampughe. Ogni pescatore cala in mare da 10 a 40 FADs. Quasi giornalmente vengono visitati tutti i FADs e in prossimità di ognuno viene trainata una lenza con esca artificiale, che funge da richiamo alle lampughe e contemporaneamente come segnale della presenza di esemplari. In funzione delle quantità stimate si decide se effettuare l'operazione di cala del cianciale o spostarsi su un altro corpo FADS.

Il 75% delle imbarcazioni (Figura 10) ha lunghezza (LFT) inferiore ai 12 m mentre il 53% ha motori inferiori a 30 hp (Figura 11).

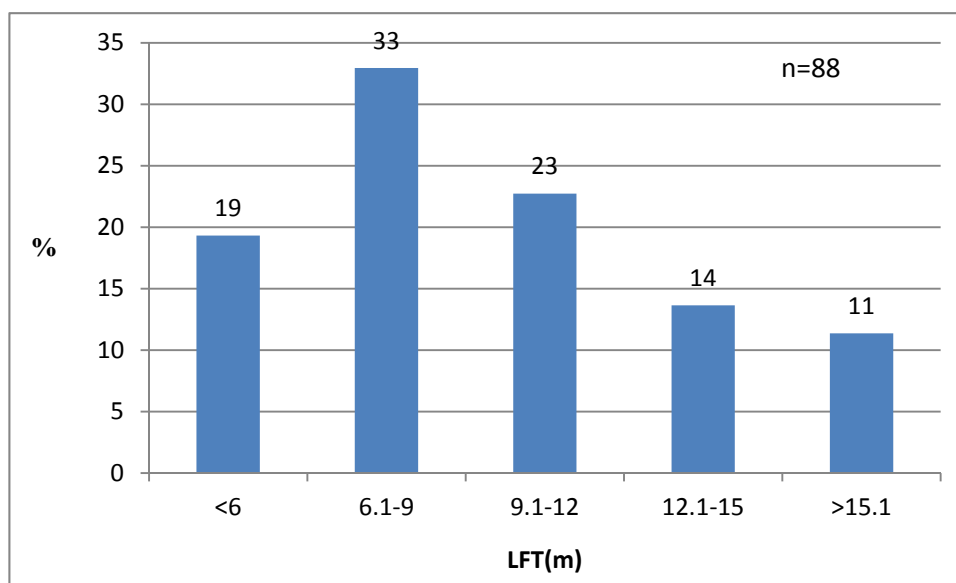


Figura 10. Composizione per lunghezza fuori tutto (LFT) delle imbarcazioni iscritte nella marineria di Siracusa.

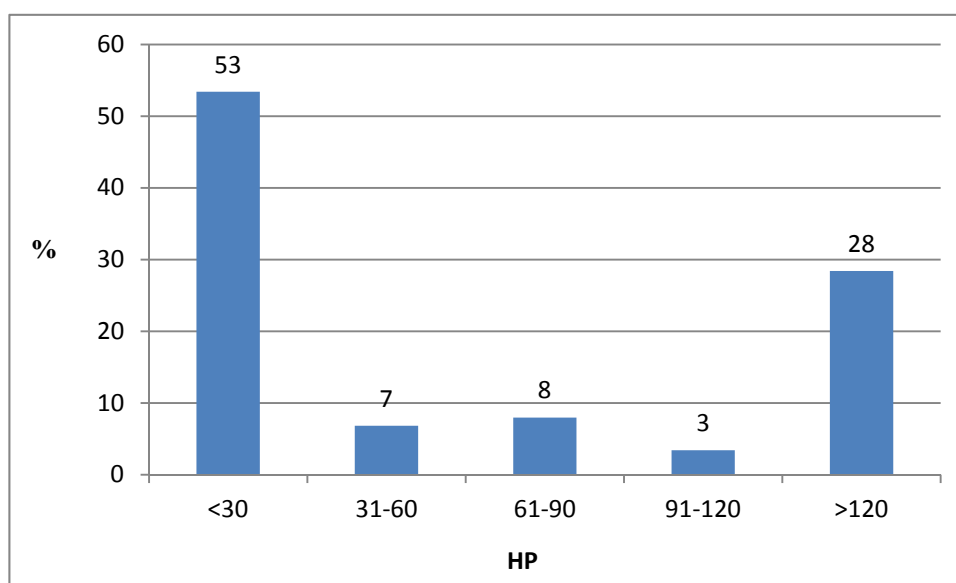


Figura 11. Composizione per cavalli motore (HP) delle imbarcazioni iscritte nella marineria di Siracusa.

RETI	PALANGARI
<i>Auxis rochei</i>	<i>Brama brama</i>
<i>Boops boops</i>	<i>Dentex dentex</i>
<i>Citharus linguatola</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
<i>Conger conger</i>	<i>Diplodus sargus</i>
<i>Dactylopterus volitans</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
<i>Dentex dentex</i>	<i>Helicolenus dactylopterus</i>
<i>Diplodus annularis</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Merluccius merluccius</i>
<i>Diplodus sargus</i>	<i>Oblada melanura</i>
<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>Pagellus erythrinus</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Pagrus pagrus</i>
<i>Illex coindetii</i>	<i>Phycis blennioides</i>
<i>Labrus merula</i>	<i>Phycis phycis</i>
<i>Labrus viridis</i>	<i>Polyprion americanus</i>
<i>Lithognathus mormyrus</i>	<i>Spondyliosoma cantharus</i>
<i>Loligo vulgaris</i>	
<i>Lophius piscatorius</i>	
<i>Maya squinado</i>	
<i>Merluccius merluccius</i>	
<i>Mugil cephalus</i>	
<i>Mugil spp.</i>	
<i>Mullus barbatus</i>	
<i>Mullus surmuletus</i>	
<i>Muraena helena</i>	
<i>Octopus macropus</i>	
<i>Octopus vulgaris</i>	
<i>Ophidion barbatum</i>	
<i>Pagellus acarne</i>	
<i>Pagellus erythrinus</i>	
<i>Pagrus pagrus</i>	
<i>Palinurus elephas</i>	
<i>Phycis phycis</i>	
<i>Raya spp.</i>	
<i>Sarda sarda</i>	
<i>Sarpa salpa</i>	
<i>Scomber scombrus</i>	
<i>Scomberesox saurus</i>	
<i>Scorpaena porcus</i>	
<i>Scorpaena scrofa</i>	
<i>Scorpaena scrofa</i>	
<i>Scyllarides latus</i>	
<i>Sepia officinalis</i>	
<i>Serranus cabrilla</i>	
<i>Serranus scriba</i>	
<i>Solea vulgaris</i>	
<i>Sparisoma cretense</i>	
<i>Spicara flexuosa</i>	
<i>Spicara smaris</i>	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	
<i>Squilla mantis</i>	
<i>Symphodus roissali</i>	
<i>Symphodus tinca</i>	
<i>Synodus saurus</i>	
<i>Trachinus draco</i>	
<i>Trachurus mediterraneus</i>	
<i>Trachurus trachurus</i>	
<i>Trigla lucerna</i>	
<i>Trigloporus lastoviza</i>	
<i>Umbrina cirrosa</i>	
<i>Uranoscopus scaber</i>	
<i>Xyrichtys novacula</i>	
<i>Zeus faber</i>	

Tabella 4. Lista faunistica delle specie pescate con i palangari e le reti. In neretto le specie catturate con entrambi gli attrezzi.

Nell'arco dei 2 anni di censimento sono state censite 67 taxa (di cui 57 specie di Osteitti, 1 di Condroitti, 4 di crostacei decapodi e 5 di molluschi cefalopodi: Tabella 4). I dati di cattura delle imbarcazioni censite, operanti nell'area di Siracusa, sono stati suddivisi nelle due categorie principali: reti da posta (comprendenti tremaglio ed imbrocco) e palangari.

In Figura 12 e in Tabella 5 sono riportati i dati di CPUE stagionali provenienti dai dati raccolti mensilmente allo sbarco, per le reti da posta fisse utilizzate nella marineria di Siracusa.

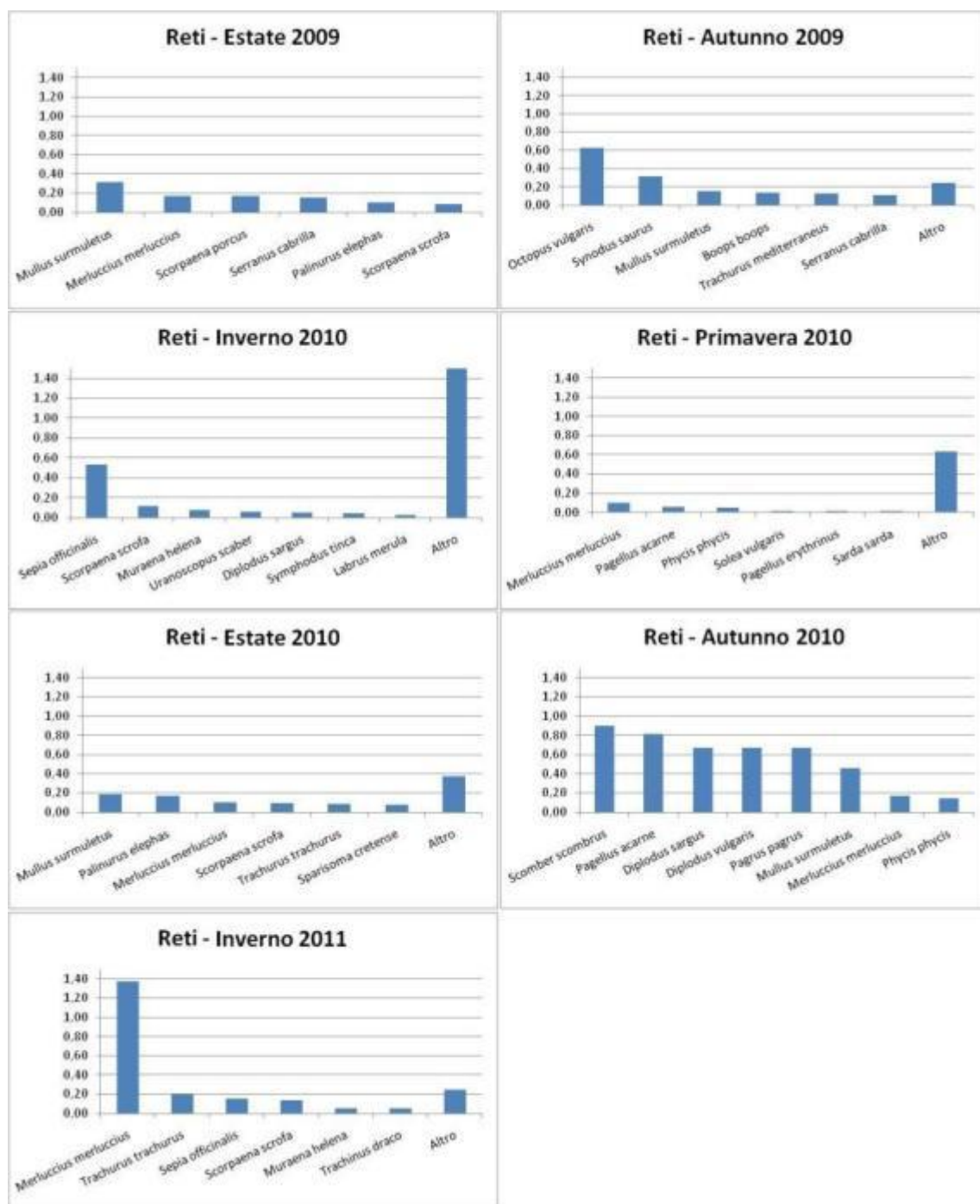


Figura 12. CPUE (kg/500m) stagionali delle più abbondanti specie catturate con le reti da posta fisse.

Tabella 5. CPUE (kg/500m e n° ind./500 m) totali per stagione delle le reti da posta fisse

ANNO	STAGIONE	Kg/500m	n° ind./500m
2009	ESTATE	0,98	11,75
2009	AUTUNNO	1,70	19,63
2010	INVERNO	3,58	12,44
2010	PRIMAVERA	0,88	3,64
2010	ESTATE	1,09	8,36
2010	AUTUNNO	4,48	32,88
2011	INVERNO	2,23	7,43

In particolare nella fig. 18 sono riportati i dati delle CPUE delle reti da posta, relative alle specie commerciali con rendimenti più alti. Le specie con basso CPUE sono state cumulate ed indicate con la voce “altro”. Dall’analisi stagionale dei rendimenti si evidenziano catture multi-specifiche caratterizzate da specie di elevato valore commerciale quali, naselli, triglie di scoglio, polpi, aragoste, scorfani, pagelli e saraghi. Tuttavia, in ciascuna stagione, come è possibile osservare in figura, i rendimenti delle singole specie si sono mantenuti su valori medio-bassi e sempre al di sotto di 1,5 kg/500m.

Nella maggior parte dei casi, il pescato viene venduto ai negozianti delle varie pescherie presenti nella città dove poi viene venduto al dettaglio. Raramente i pescatori vendono il pescato direttamente in banchina.

A livello stagionale i rendimenti totali più alti sono stati registrati nei mesi autunno invernali di entrambi gli anni di rilevazione (Tabella 5).

Presso la marineria di Siracusa, come già descritto nel paragrafo precedente, vengono utilizzati due tipi di palangaro: uno viene armato per la cattura dei saraghi, mentre l’altro opportunamente armato, e calato a maggiori profondità, ha come specie target il nasello (*Merluccius merluccius*). Entrambe le tipologie di palangaro rappresentano “mestieri” molto redditizi aventi come target, specie di elevato valore commerciale quali sparidi (*Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Pagrus pagrus*), e naselli. Per quanto riguarda quest’ultima specie, sono stati registrati rendimenti eccezionali durante la stagione invernale del 2010 (25kg/500 ami; Figura 14) mentre *D. sargus* ha fatto registrare valori di CPUE altrettanto elevati durante l’inverno del 2011 (20,5kg/500 ami). Infine non indifferenti sono stati i rendimenti delle specie accessorie del palangaro per naselli (Figura 14): è il caso della musdea (*Phycis blennioides*) e dello scorfano di fondale (*Helicolenus dactylopterus*) due specie caratterizzate da un altrettanto elevato valore commerciale al pari di quello della specie target. Sempre su base stagionale e così come osservato per le reti, i valori di CPUE più alti sono stati rilevati durante la stagione invernale di entrambi gli anni di osservazione (29,17 kg/500 ami e 39,50 kg/500 ami rispettivamente nel 2010 e nel 2011; Tabella 7).



Figura 13. Banco di vendita presso il mercato ittico di Siracusa con esemplari di nasello (*Merluccius merluccius*) e musdea (*Phycis blennioides*) catturati con palangaro di fondale.

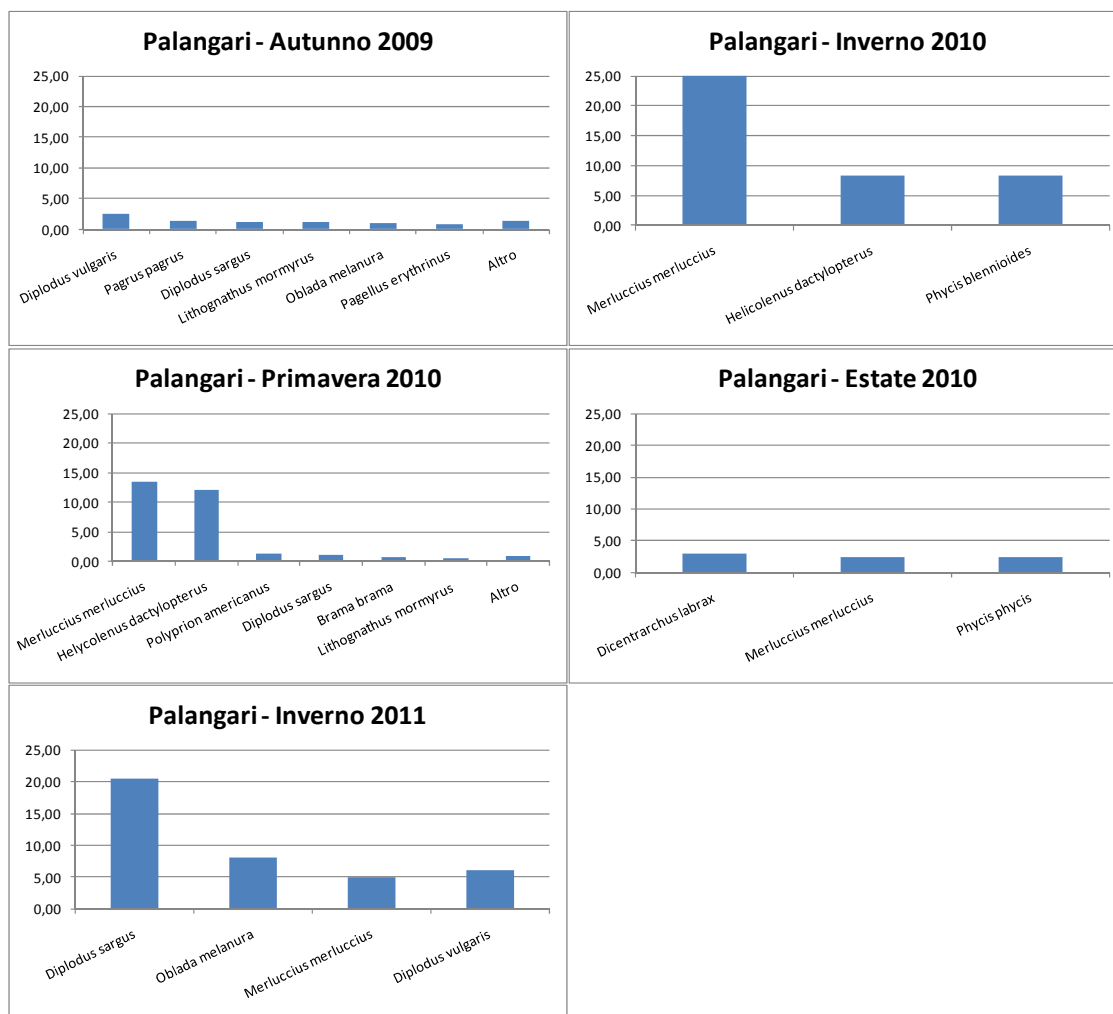


Figura 14. CPUE (kg/500 ami) stagionali delle più abbondanti specie catturate con il palangario.

Tabella 6. CPUE (kg/500 ami e n° ind./500 ami) totali per stagione dei palangari.

ANNO	STAGIONE	Kg/500 ami	n° ind./500 ami
2009	AUTUNNO 2009	1,60	11,32
2010	INVERNO 2010	29,17	65,83
2010	PRIMAVERA 2010	2,48	7,25
2010	ESTATE 2010	4,00	7,50
2010	INVERNO 2011	39,50	198,50

Di seguito si riporta relazione della prima giornata di effettuata in data 08/12/2010 su peschereccio SR 2450 "Francesco Salerno" di proprietà di Salerno Antonio.

L'imbarco è stato effettuato dal molo del porto di Ognina (SR) con partenza alle ore 5:30. Condizioni meteo: sereno, vento leggero da SE, mare calmo, dalle ore 7:30 mare poco mosso da SE.

L'imbarcazione ha effettuato pesca con tramaglio di lunghezza di circa 1500 metri, la cala è stata effettuata ad una profondità compresa tra 210 e 220 m su fondo fangoso. L'inizio

dell'operazione di salpa è avvenuto alle ore 6:45 alle coordinate 36°52.200N, 15°21.010E dopo circa 12 ore di posa. L'attività non è stata svolta in AMP.

L'attività di pesca ha come specie target il nasello (*Merluccius merluccius*, Tabella 7).

La scelta della tipologia di fondale è legata alla specie da catturare e alla stagione di pesca.

Tabella 7. Catture effettuate con tramaglio di fondo.

Specie catturate	N° individui	peso totale Kg
<i>Merluccius merluccius</i>	49	22,000
<i>Trachurus trachurus</i>	4	0,800
<i>Phycis phycis</i>	6	1,200
<i>Pagrus Pagrus</i>	3	0,500
<i>Todarodes sagittatus</i>	2	0,600
<i>Octopus vulgaris</i>	1	0,150
<i>Mullus barbatus</i>	4	0,400

Il rientro al porto è avvenuto alle ore 9:30 circa. Nei gironi successivi le avverse condizioni meteo marine hanno impedito lo svolgimento delle attività. L'imbarcazione inoltre è stata tirata a secco e si rimane in attesa dell'operatività della stessa per riprendere le attività.

Sulla base dello studio effettuato e quindi sia delle rilevazioni effettuate sia delle osservazioni a bordo, non sono emerse attività di pesca continue in AMP da parte di pescatori professionali in possesso di licenza; la pesca professionale viene esercitata in AMP solo sporadicamente per diversi motivi che saranno spiegati nelle conclusioni finali della presente relazione. Vengono di seguito riportati i risultati di un confronto tra rendimenti ottenuti in AMP e fuori con reti tremaglio; sulla base di quanto suddetto, durante il periodo di osservazione, soltanto tre imbarcazioni hanno pescato all'interno dell'AMP: i rendimenti di tali imbarcazioni sono state messi a confronto con quelli ottenuti dalle stesse barche fuori l'AMP nelle stesse stagioni. In Tabella 8 vengono riportati i rendimenti in kg e numero di individui /500m di rete delle singole specie censite sia in AMP che fuori.

Tabella 8. Rendimenti delle singole specie sia in Amp che fuori.

Specie	ESTERNO		AMP		
	Kg/500m	n° ind./500m	Kg/500m	n° ind./500m	
<i>Conger conger</i>	0,06	0,06	<i>Auxis rochei</i>	0,04	0,04
<i>Dentex dentex</i>	0,08	0,06	<i>Dactylopterus volitans</i>	0,03	0,06
<i>Diplodus annularis</i>	0,01	0,06	<i>Diplodus annularis</i>	0,01	0,11
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,02	0,07	<i>Diplodus sargus</i>	0,13	0,86
<i>Diplodus sargus</i>	0,03	0,14	<i>Diplodus vulgaris</i>	0,03	0,22
<i>Labrus merula</i>	0,02	0,07	<i>Labrus merula</i>	0,03	0,18
<i>Labrus viridis</i>	0,01	0,07	<i>Labrus viridis</i>	0,02	0,11
<i>Loligo vulgaris</i>	0,02	0,07	<i>Mugil spp.</i>	0,03	0,14
<i>Lophius piscatorius</i>	0,21	0,07	<i>Mullus surmuletus</i>	0,01	0,17
<i>Mullus surmuletus</i>	0,06	0,43	<i>Muraena helena</i>	0,19	0,18
<i>Muraena helena</i>	0,01	0,03	<i>Octopus macropus</i>	0,01	0,06
<i>Octopus vulgaris</i>	0,23	0,20	<i>Octopus vulgaris</i>	0,04	0,04
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,01	0,07	<i>Pagrus pagrus</i>	0,01	0,06
<i>Palinurus elephas</i>	0,01	0,02	<i>Palinurus elephas</i>	0,31	0,41
<i>Phycis phycis</i>	0,19	0,89	<i>Raya spp.</i>	0,07	0,04
<i>Raja clavata</i>	0,02	0,03	<i>Sarpa salpa</i>	0,04	0,33
<i>Scorpaena porcus</i>	0,01	0,07	<i>Scorpaena porcus</i>	0,02	0,17
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,27	1,18	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,16	0,70
<i>Sepia officinalis</i>	0,34	1,67	<i>Scyllarides latus</i>	0,03	0,09
<i>Serranus cabrilla</i>	0,04	0,69	<i>Sepia officinalis</i>	0,22	1,40
<i>Serranus scriba</i>	0,01	0,14	<i>Serranus cabrilla</i>	0,03	0,22
<i>Symphodus roissali</i>	0,01	0,07	<i>Serranus scriba</i>	0,00	0,07
<i>Symphodus tinca</i>	0,09	0,64	<i>Spondylisoma cantharus</i>	0,02	0,07
<i>Synodus saurus</i>	0,01	0,06	<i>Symphodus tinca</i>	0,09	0,43
<i>Trachinus draco</i>	0,02	0,24	<i>Synodus saurus</i>	0,01	0,13
<i>Trigloporus lastoviza</i>	0,02	0,17	<i>Uranoscopus scaber</i>	0,04	0,21
<i>Uranoscopus scaber</i>	0,02	0,07	<i>Zeus faber</i>	0,04	0,09
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,01	0,07			
TOTALE	1,84	7,40		1,66	6,56
Peso medio individuo	0,25			0,25	

Tabella 9. Risultati del test ANOVA utilizzato per confrontare i rendimenti totali in peso delle pesche effettuate in AMP e fuori

	SS	df	MS	F	p
Effect	0,000256	1	0,000256	0,03566	0,850932
error	0,380891	53	0,007187		

Tabella 10. Risultati del test ANOVA utilizzato per confrontare i rendimenti totali in numero delle pesche effettuate in AMP e fuori

	SS	df	MS	F	p
Effect	0,006059	1	0,006059	0,04764	0,828054
error	6,740412	53	0,127178		

L'analisi statistica ANOVA non ha messo in evidenza differenze significative tra i rendimenti medi delle pesche effettuate dentro e fuori l'AMP sia per quanto riguarda i kg sia il numero individui (Tabella 9, Tabella 10).

Nei grafici di Figura 15 sono messi a confronto i rendimenti delle singole specie sia in AMP che fuori e i rispettivi pesi medi individuali. Si notano differenze nette nei rendimenti in peso e in numero di 2 specie ad elevato valore commerciale (*D. sargus* e *P.elephas*), nettamente più elevati in area marina protetta. Risultano invece inaspettatamente superiori all'esterno dell'area protetta i rendimenti di *M. surmuletus*, *O. vulgaris* e *S. scrofa*.

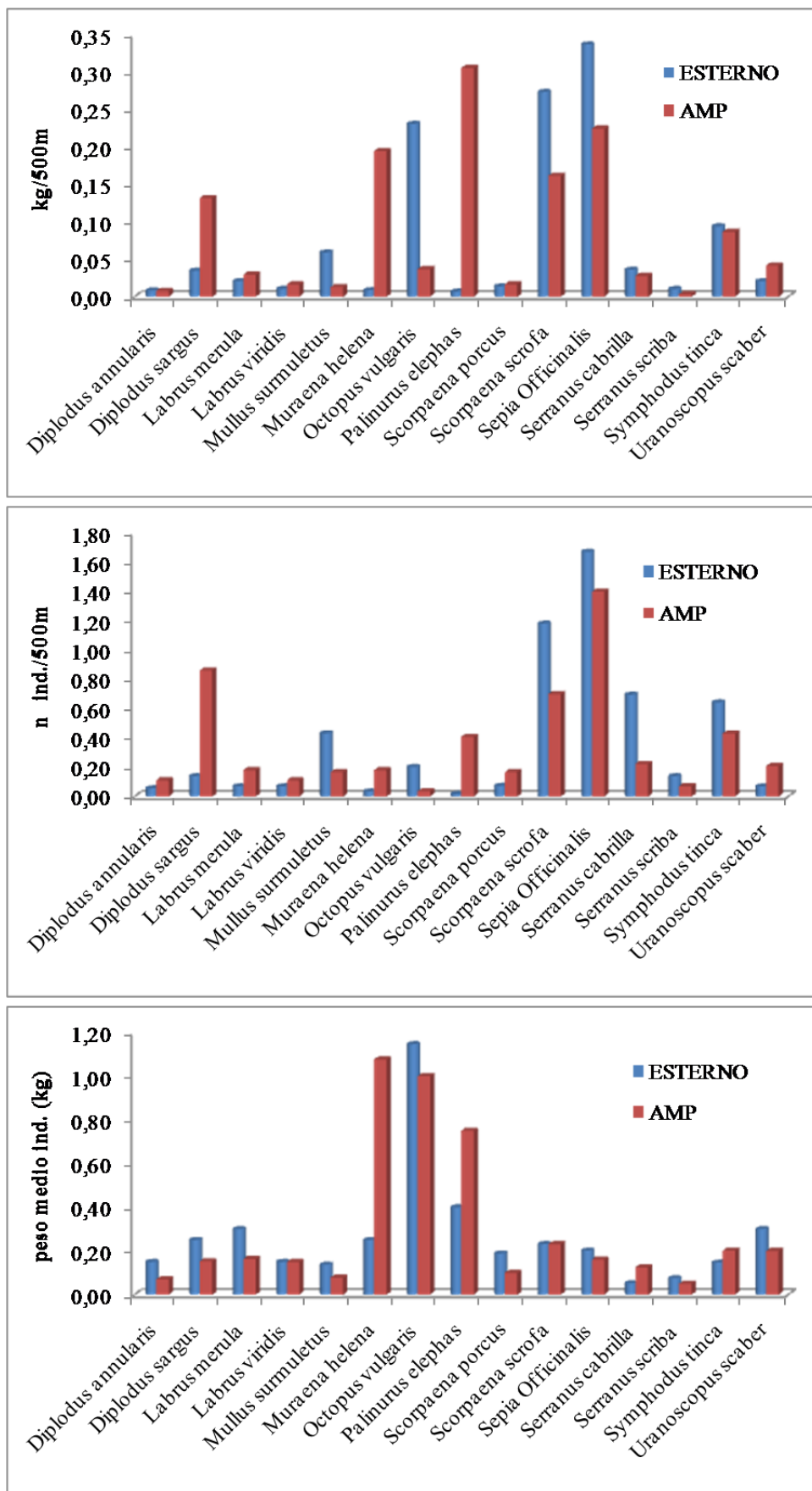


Figura 15. Rendimenti delle singole specie registrati in Amp e fuori.

3.2 PESCA RICREATIVA

Relativamente agli attrezzi e pratiche di pesca, i pescatori che operano all'interno della riserva utilizzano quelle consentite dal regolamento di esecuzione, come già descritto in precedenza: in particolare gli attrezzi più utilizzati risultano il bolentino da imbarcazione e la canna da fondo o da superficie con galleggiante da terra.

Bolentino: la pesca al bolentino si effettua da una barca ancorata o alla deriva, calando in mare una lenza che pesca sul fondo, o vicino a questo. È senza dubbio la pesca più praticata dalla barca data l'estrema semplicità delle attrezzature necessarie per praticarlo.

Pesca con canna e galleggiante: questo tipo di pesca viene praticata sia da terra che da imbarcazione. L'uso del galleggiante è indispensabile per mantenere l'esca alla giusta profondità.

Un metodo di pesca particolare è il "*surfcasting*": si tratta di una pesca di fondo che si esegue da riva con canne da lancio lunghe per porre l'esca lontano. Si pratica soprattutto lungo le spiagge.

Pesca con canna da fondo: questo tipo di pesca viene praticata sia da terra che da imbarcazione senza utilizzare il galleggiante.

I metodi di pesca con lenza risultano fortemente selettivi in quanto per ogni classe di grandezza (lunghezza e peso) delle prede bisogna usare un amo di una certa misura ed un filo di un dato carico di rottura.

Le prede inoltre variano ovviamente, a seconda del fondale: nei fondali di sabbia e fango le specie più comuni sono: mormore (*Lithognathus mormyrus*), pagelli (*Pagellus* spp.), triglie (*Mullus barbatus*), pesci pettine (*Xyrichtys novacula*); nei fondali rocciosi: saraghi (*Diplodus* spp.), occhiate (*Oblada melanura*), sciarrani (*Serranus* spp.) tanute (*Spondylisoma cantharus*), boghe (*Boops boops*), castagnole (*Chromis chromis*), scorfani (*Scorpaena* spp.); nei fondali a Posidonia: tordi (*Labrus* spp.), donzelle (*Coris julis* e *Thalassoma pavo*), salpe (*Sarpa salpa*), ghiozzi (*Gobius* spp.).

Traina: la traina è la pesca effettuata da imbarcazioni in movimento. Vengono utilizzate esche naturali o artificiali. La pesca a traina si può praticare con la lenza a mano o con la canna. Generalmente, si è soliti riconoscere diversi tipi diversi di traina a seconda della distanza dalla costa, del tipo di imbarcazione che si utilizza e del tipo di pesci che oggetto di catturare. La traina è una tecnica di pesca molto selettiva in quanto è rivolta alla cattura di pesci predatori, generalmente di medie e grandi dimensioni. I pesci catturabili sono tutti quelli di medie e grandi dimensioni, appartenenti in genere agli stadi adulti della popolazione. Le specie bersaglio sono rappresentate da: aguglie (*Belone belone*), sugarelli (*Trachurus* spp.),

occhiate (*Oblada melanura*), se la traina è effettuata in superficie. Per la traina a mezz'acqua e a fondo le specie principali sono: spigole (*Dicentrarchus labrax*), palamita (*Sarda sarda*) dentici (*Dentex dentex*), ricciole (*Seriola dumerili*), sgombri (*Scomber scombrus*) etc.

Il consorzio Plemmirio ha rilasciato 467 autorizzazioni alla pesca ricreativa nel 2009 e 413 nel 2010; contemporaneamente al rilascio delle autorizzazioni sono stati consegnati i libretti di cattura (Log-book) con l'obbligo da parte dei pescatori ricreativi di compilarli in ogni parte e restituirli al personale addetto dell'AMP allo scadere della validità dell'autorizzazione. Sono stati restituiti solo una parte dei libretti relativi ai due anni, ed in particolare 177 nel 2009 e 178 nel 2010; di questi una parte non sono stati compilati. Pertanto l'analisi dei dati è stata effettuata su 153 libretti relativi al 2009 e 162 relativi al 2010.

Nel 2009 sono stati analizzati 153 libretti relativi a 94 autorizzazioni per pescare da terra, 51 da imbarcazione e 8 per pescare sia da terra che da imbarcazione; nel 2010, sono stati analizzati 162 libretti di cui 96 relativi ad autorizzazioni da terra, 60 da imbarcazione e 6 da terra ed imbarcazione. Nella Tabella 11 sono indicati il totale delle autorizzazioni rilasciate corrispondente al numero dei libretti di cattura, il numero dei libretti restituiti, analizzati, suddividendoli nelle categorie da barca, da terra e da barca e terra.

Tabella 11. Numero di autorizzazioni alla pesca ricreativa rilasciate nei due anni di indagine

Anno	N° Autorizzazioni rilasciate	N° Libretti restituiti	N° Libretti analizzati	N° Libretti Terra	N° Libretti Barca	N° Libretti Barca e terra
2009	467	177	153	94	51	8
2010	413	178	162	96	60	6

Dai dati analizzati si evince che l'attività di pesca ricreativa viene praticata in maniera continua in tutto l'anno ad eccezione del periodo di fermo compreso dal 1 aprile al 15 maggio di ogni anno, imposto ed individuato dall'ente gestore. Il totale sono state registrate 1544 uscite nel 2009 e 2570 nel 2010; la media di uscite per pescatore al mese è di 3 in entrambi gli anni; la media dei pescatori al mese è di 42,6 nel 2009 e 73,5 con un numero maggiore di pescatori nei mesi di luglio, agosto e settembre in entrambi gli anni; la media di uscite al mese è 154,4 nel 2009 e 233,6 nel 2010; la media di uscite al giorno è di 5,1 nel 2009 e 7,7 nel 2010. I mesi con più uscite, rapportato al numero dei pescatori, risultano i mesi di ottobre e novembre nel 2009 e febbraio e ottobre nel 2010 (Tabella 12).

Tabella 12. Numero di uscite in mare da parte dei pescatori ricreativi.

Anno	Totale uscite	Media uscite/pesc/mese	Media pescatori/mese	Media uscite/mese	Media uscite/giorno	Mesi con più uscite
2009	1544	3	42,6	154,4	5,1	Ottobre-Novembre
2010	2570	3	73,5	233,6	7,7	Febbraio-Ottobre

Per quanto riguarda le tecniche di pesca, vengono utilizzati gli attrezzi previsti dal regolamento; tra questi i più diffusi sono il bolentino da imbarcazione e la canna da fondo o da superficie con galleggiante da terra.

L'analisi delle imbarcazioni ha rilevato che la tipologia di imbarcazione più utilizzata appartiene alla categoria "Open"; la lunghezza fuori tutto (LFT) risulta compresa tra 9,1 metri e 2,8 metri con una media di circa 5 metri. La potenza massima dei motori delle imbarcazioni rilevate è di 250 cavalli, la minima di 4 cavalli con una potenza media di circa 50 cavalli.

Il numero totale di individui catturati (Abbondanza, N) è di 12108 nel 2009 e 12614 nel 2010. Il numero di specie (Ricchezza specifica, S) è di 39 nel 2009 e 37 specie nel 2010 per un totale nei due anni di indagine di 43 specie di cui 2 molluschi cefalopodi e 39 osteitti ripartiti in 22 famiglie (Tabella 14); dalla

Tabella 13 e dal grafico di Figura 16 sottostante si evince una netta prevalenza di Sparidi.

Tabella 13. Lista faunistica delle famiglie ittiche censite.

Famiglia	N° specie
Belonidae	1
Carangidae	4
Centracanthidae	2
Coryphaenidae	1
Labridae	3
Merlucciidae	1
Moronidae	1
Mugilidae	1
Mullidae	1
Muraneidae	1
Pomacentridae	1
Pomatomidae	1
Scaridae	1
Scombridae	4
Scorpaenidae	1
Serranidae	2
Sparidae	10

Sphyraenidae	1
Synodontidae	1
Trachinidae	1
Trichiuridae	1
Triglidae	1
TOTALE	22

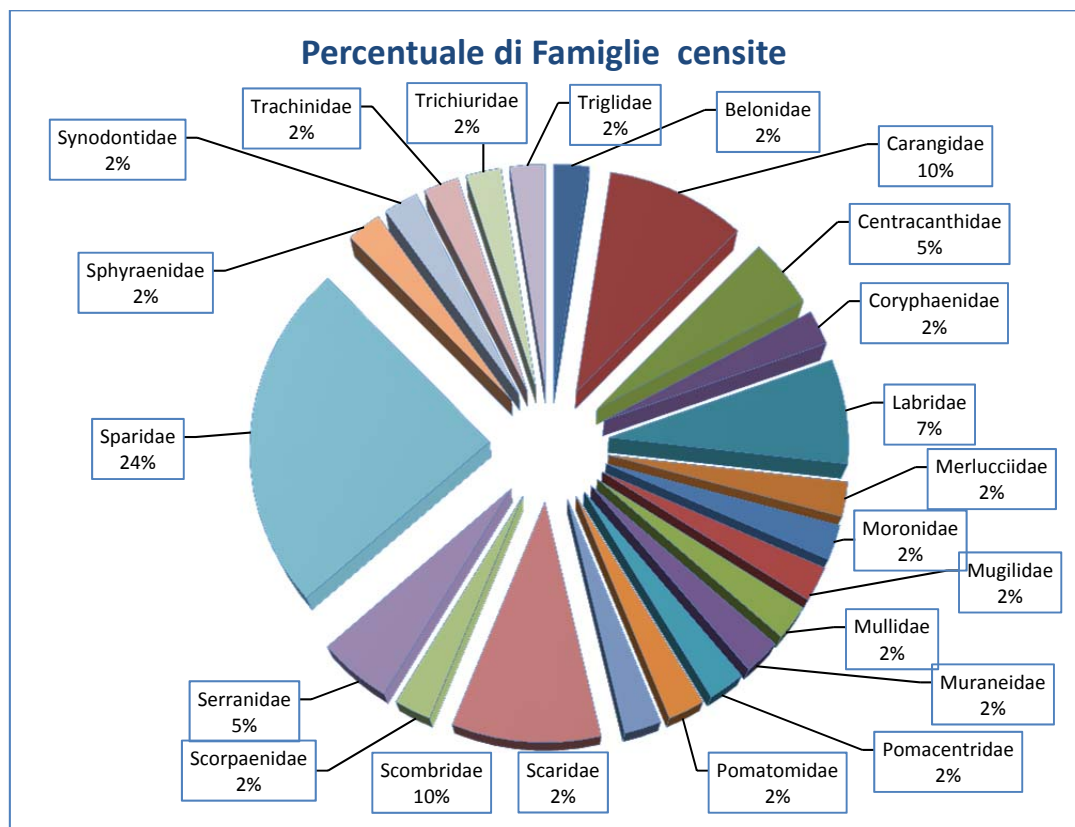


Figura 16. Percentuale delle famigli ittiche censite

Il numero medio di specie al mese (Ricchezza specifica, S) è stato di 21,1 nel 2009 e 22,6 nel 2010. Gli indici descrittivi della comunità calcolati in entrambi gli anni sono riportati nella tabella sottostante:

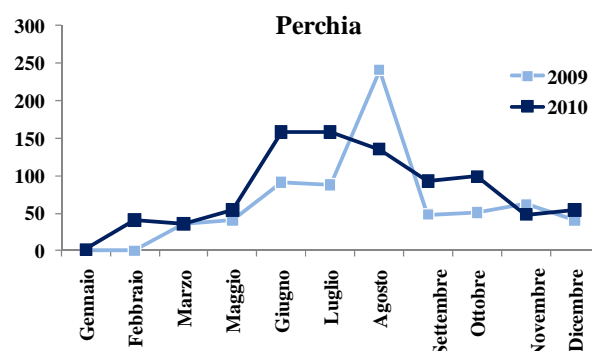
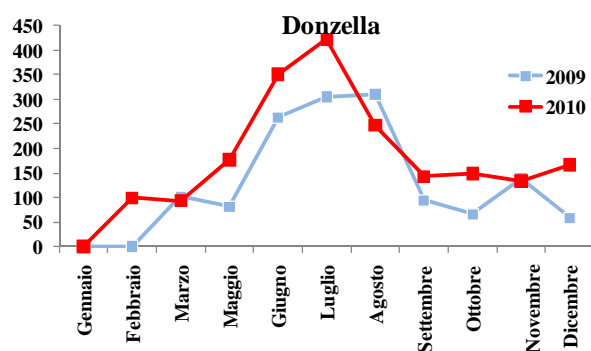
Tabella 14. Indici di comunità calcolati nei due anni 2009 e 2010.

Anno	S	Sm	N
2009	39	21,1	12108
2010	37	22,6	12614

Il numero medio di individui catturati da un pescatore al mese è di 79,1 nel 2009 e 78 nel 2010. Le specie più abbondanti sono risultate in entrambi gli anni la boga (*Boops boops*), i serrani (*Serranus cabrilla*), le donzelle (*Thalassoma pavo* e/o *Coris julis*) e le perchie (*Serranus scriba*) sia da imbarcazione che da terra; in particolare, la boga è la specie più pescata da terra ed i serrani da imbarcazione. In riferimento alla composizione del pescato, nella seguente Tabella 15 si riporta la lista faunistica in cui viene indicato il totale del pescato in entrambi gli anni suddiviso nelle categorie da imbarcazione, da terra e da imbarcazione e terra ed il rispettivo numero di individui indicando le specie con il nome comune ed il nome scientifico; inoltre, per poter confrontare i dati relativamente alla composizione e rendimento delle catture nei due anni di indagine, si riporta relativamente al totale del pescato il numero di individui catturati per pescatore.

Tabella 15. Lista faunistica delle specie ittiche catturate dalla pesca ricreativa

COMPOSIZIONE DELLE CATTURE											
Nome comune	Nome scientifico	2009					2010				
		Terra	Barca	Barca e terra	Totale	N° individui/Pescatore	Terra	Barca	Barca e terra	Totale	N° individui/Pescatore
Donzella	<i>Thalassoma pavo</i> e/o <i>Coris julis</i>	714	655	49	1418	9,3	1231	733	17	1981	12,2
Boga	<i>Boops boops</i>	2511	445	13	2969	19,4	3612	262	11	3885	24,0
Serrania	<i>Serranus cabrilla</i>	290	2194	52	2536	16,6	509	1507	11	2027	12,5
Perchia	<i>Serranus scriba</i>	296	385	16	697	4,6	672	204	2	878	5,4
Sparaglione	<i>Diplodus annularis</i>	205	65	0	270	1,8	292	94	0	386	2,4
Pagello	<i>Pagellus erythrinus</i>	27	201	0	228	1,5	71	249	0	320	2,0
Occhiata	<i>Oblada melanura</i>	511	93	0	604	3,9	459	103	5	567	3,5
Pappagallo	<i>Sparisoma cretense</i>	296	48	0	344	2,2	155	20	0	175	1,1
Castagnola	<i>Chromis chromis</i>	24	131	0	155	1,0	140	129	0	269	1,7
Menola	<i>Spicara maena</i>	2	108	0	110	0,7	138	57	0	195	1,2
Scorfano	<i>Scorpaena</i> sp.	137	39	0	176	1,2	250	45	0	295	1,8
Pagro	<i>Pagrus pagrus</i>	17	24	0	41	0,3	112	37	0	149	0,9
Occhialone	<i>Pagellus bogaraveo</i>	54	972	0	1026	6,7	126	148	0	274	1,7
Dentice	<i>Dentex dentex</i>	3	1	0	4	0,0	31	195	0	226	1,4
Sauro	<i>Trachurus</i> spp.	29	195	0	224	1,5	63	69	0	132	0,8
Ricciola	<i>Seriola dumerili</i>	12	14	0	26	0,2	17	8	0	25	0,2
Tonnetto	<i>Euthynnus alletteratus</i>	123	27	0	150	1,0	22	9	0	31	0,2
Tonno rosso	<i>Thunnus thynnus</i>	3	0	0	3	0,0	3	0	0	3	0,0
Palamita	<i>Sarda sarda</i>	46	10	0	56	0,4	124	71	1	196	1,2
Lampuga	<i>Coryphaena hippurus</i>	54	32	0	86	0,6	34	35	1	70	0,4
Pesce pilota	<i>Naucrates ductor</i>	0	7	0	7	0,0	2	0	0	2	0,0
Aguglia	<i>Belone belone</i>	243	70	0	313	2,0	136	26	0	162	1,0
Sarago	<i>Diplodus</i> spp.	84	10	0	94	0,6	160	30	0	190	1,2
Barracuda	<i>Sphyraena sphyraena</i>	89	6	0	95	0,6	62	0	0	62	0,4
Polpo	<i>Octopus vulgaris</i>	0	1	0	1	0,0	0	8	0	8	0,0
Spigola	<i>Dicentrarchus labrax</i>	1	0	0	1	0,0	2	0	0	2	0,0
Cefalo	<i>Mugil cephalus</i>	39	0	0	39	0,3	36	0	0	36	0,2
Murena	<i>Muraena helena</i>	1	0	0	1	0,0	3	0	0	3	0,0
Tordo	<i>Labrus</i> spp.	0	1	0	1	0,0	17	0	0	17	0,1
Seppie	<i>Sepia officinalis</i>	0	0	0	0	0,0	0	3	0	3	0,0
Leccia	<i>Lichia amia</i>	0	0	0	0	0,0	2	1	0	3	0,0
Tracina	<i>Trachinus draco</i>	0	5	0	5	0,0	2	2	0	4	0,0
Spicara	<i>Spicara smaris</i>	0	125	0	125	0,8	2	23	0	25	0,2
Spatola	<i>Lepidopus caudatus</i>	0	0	0	0	0,0	1	0	0	1	0,0
Merluzzo	<i>Merluccius merluccius</i>	0	0	0	0	0,0	1	0	0	1	0,0
Triglia	<i>Mullus</i> spp.	0	0	0	0	0,0	4	0	0	4	0,0
Mormora	<i>Lithognathus normyrus</i>	0	0	0	0	0,0	7	0	0	7	0,0
Pesce Lucertola	<i>Synodus saurus</i>	1	1	0	2	0,0	0	0	0	0	0,0
Pesce Pettine	<i>Xyrichtys novacula</i>	0	9	0	9	0,1	0	0	0	0	0,0
Sgombro	<i>Scomber scombrus</i>	0	6	0	6	0,0	0	0	0	0	0,0
Pesce serra	<i>Pomatomus saltator</i>	0	1	0	1	0,0	0	0	0	0	0,0
Gallinella	<i>Chelidonichthys lucernus</i>	0	6	0	6	0,0	0	0	0	0	0,0
Salpa	<i>Sarpa salpa</i>	5	0	0	5	0,0	0	0	0	0	0,0
Altri Pagelli	<i>Pagellus</i> spp.	0	48	0	48	0,3	0	0	0	0	0,0
Altro	-	73	153	0	226	1,5	0	0	0	0	0,0
TOTALE		5890	6088	130	12108	79,1	8498	4068	48	12614	78,0



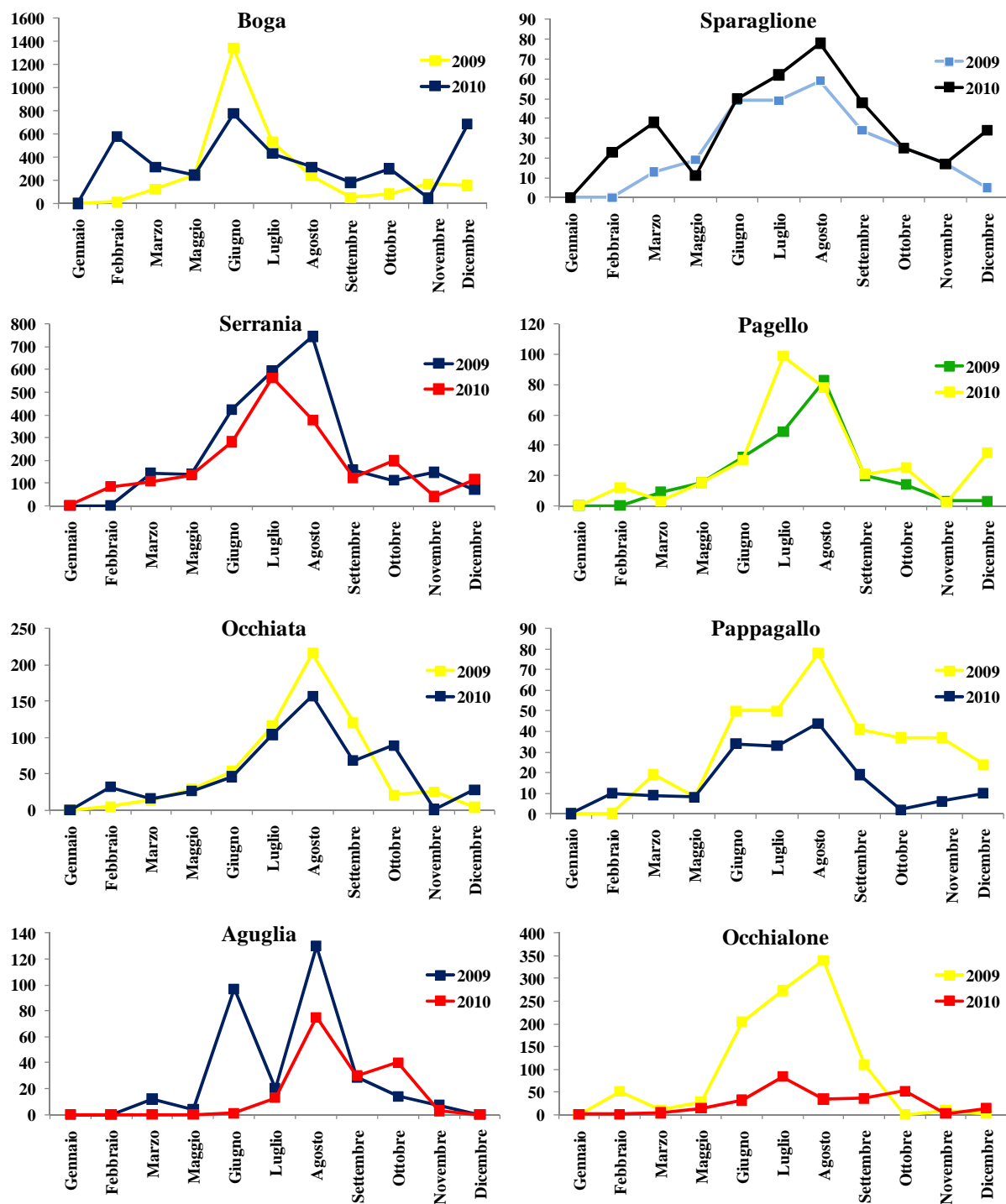


Figura 17. Andamento delle catture (n. individui) delle più importanti specie commerciali nei due anni di indagine.

I mesi con più pescato sono risultati i mesi di giugno, luglio e agosto in entrambi gli anni.

In relazione all'andamento del pescato, illustrato nei grafici sottostanti (Figura 17), sono state prese in considerazione le specie più frequenti e abbondanti, e/o con un elevato valore commerciale: boga (*Boops boops*), serrani (*Serranus cabrilla*), donzella (*Thalassoma pavo* e/o *Coris julis*), occhiata (*Oblada melanura*), perchia (*Serranus scriba*), occhialone (*Pagellus bogaraveo*), pappagallo (*Sparisoma cretense*), aguglia (*Belone belone*), sparaglione (*Diplodus annularis*) e pagello (*Pagellus erythrinus*).

Come si evince dai grafici, non esistono differenze significative nei due diversi anni: la distribuzione temporale mostra un aumento di catture relativo alle singole specie nei mesi estivi con picchi raggiunti a seconda delle specie nei mesi di giugno, luglio ed agosto ed un decremento nei mesi primaverili; alcune specie mostrano un incremento di catture anche nel periodo invernale (novembre-dicembre). Il numero maggiore di individui catturati nei mesi estivi va sempre riferito all'incremento del numero di pescatori ed uscite. Due eccezioni sono rappresentate dall'occhialone con un numero molto maggiore di individui catturati nel 2009 rispetto al 2010 e dall'aguglia in cui il pescato del 2009 è caratterizzato da 2 picchi relativi a giugno ed agosto, mentre nel 2010 la distribuzione temporale appare più o meno costante.

MONITORAGGIO DELLA PESCA RICREATIVA - 2011

Alla luce dell'importanza di questa attività all'interno della riserva, della carenza di dati necessaria per la conoscenza e la gestione del fenomeno e delle mancanze evidenziate in relazione agli obblighi dei pescatori ricreativi tra cui la compilazione dei libretti e le informazioni riportate in quest'ultimi, il monitoraggio della pesca ricreativa è tutt'ora in fase di svolgimento e verrà effettuato anche dopo la scadenza del progetto.

Il monitoraggio, così come è stato realizzato per il 2009 e 2010, proseguirà con l'analisi dei dati riportati nei libretti di cattura consegnati ai pescatori ricreativi per l'anno 2011; contemporaneamente, verranno consultati i registri in possesso del Consorzio dove vengono riportate le autorizzazioni rilasciate.

Inoltre, per sopperire alla problematica legata all'attendibilità ed alla carenza di quanto riportato nei libretti di cattura, (tipologia metodica, attrezzo e sito di pesca, taglia e quantità in peso), sono state realizzate e verranno eseguite una serie di interviste *random* ai pescatori ricreativi sia da terra sia da imbarcazione che operano in AMP; in particolare sono stati scelti due siti localizzati e sottoposti ad un diverso regime di protezione all'interno del perimetro della riserva, Punta della Mola (Zona C) e Capo Meli (Zona B) ed un terzo sito (porticciolo di Ognina) posto all'esterno come sito di controllo; ciò ci permetterà successivamente di effettuare un confronto tra le diverse aree e studiare i possibili effetti del regime di restrizione e regolamentazione della pesca ricreativa. Le interviste consistranno nella compilazione di un questionario in cui verranno reperite ed annotate le seguenti informazioni: generalità del pescatore, numero di autorizzazione, data, ora di uscita e ora di rientro, il sito di pesca, gli attrezzi e l'esca utilizzati, il pescato (quantità, in peso e numero, parametri biometrici), eventuali informazioni sulle giornate precedenti, numero di uscite mensili e/o settimanali e

pescato totale e/o per specie. Il confronto tra quanto riportato nei libretti di cattura e le informazioni ricavate dalle interviste ci permetteranno di inquadrare e valutare in maniera più completa e con un approccio più scientifico, l'entità e gli impatti derivanti da questa attività.

Nell'ultima settimana di marzo, in previsione del fermo biologico (1 aprile/15 maggio) è stata eseguita una attività di pre-survey in cui sono state effettuate delle ispezioni nei siti scelti ed indicati nel piano di monitoraggio; ciascuna ispezione ha comportato il rilevamento dei pescatori ricreativi che operano da terra presenti nelle zone selezionate e le eventuali interviste ad essi rivolte.

Sono state effettuate in totale 6 ispezioni per verificare la presenza di pescatori ricreativi; allo stesso tempo è stato effettuato un controllo anche nelle aree limitrofe ricadenti all'interno della zona B e C dell'AMP.

Durante l'attività di presurvey, sono stati censiti ed intervistati 8 pescatori, 5 a Capo meli e 3 a Punta della Mola. Le attività di rilevamento sono riprese nel mese di giugno.

Dalla consultazione dei registri in possesso dell'AMP, al mese di giugno sono state rilasciate 345 autorizzazioni di cui 110 da imbarcazione, 207 da terra e 19 sia da imbarcazione che da terra. Del totale delle autorizzazioni, 22 hanno validità mensile, 5 settimanale ed il resto ha validità annuale.

Fino alla stesura della presente relazione, sono state effettuate complessivamente 5 ispezioni durante le quali sono stati censiti in totale 7 pescatori di cui 4 che operavano da terra e 3 da imbarcazione. Di questi, uno pescava all'esterno della riserva (Porto Grande) , 5 a Capo meli ed 1 a Punta della Mola; nessun pescatore è stato rilevato nel sito di controllo.

Al termine delle attività di monitoraggio, i dati e le informazioni raccolte relative al 2011, verranno elaborati ed analizzati.

3.3 VISUAL CENSUS

In totale nel corso delle 2 campagne di censimenti visivi in immersione, sono state censite 46 specie ittiche, 36 nell'area A, 30 nella B e 27 nell'area esterna all'AMP (

Tabella 16). In particolare 10 specie risultano esclusive dell'area a massima protezione: tra queste figurano specie di elevato valore commerciale quali: *Epinephelus costae*,

Epinephelus marginatus, *Mycteroperca rubra*, *Sciaena umbra*, *Scorpaena scrofa*, *Sphyaena viridensis* e *Spondyliosoma cantharus*.

Tabella 16. Lista faunistica delle specie censite con le rispettive densità medie e deviazioni standard per transetto nelle tre aree. In rosso sono indicate le specie censite esclusivamente all'interno della zona A dell'area marina protetta.

TAXA	A		B		D	
	N	ds	N	ds	N	ds
<i>Anthias anthias</i>	1.75	3.17
<i>Apogon imberbis</i>	16.42	14.86	21.25	21.82	1.29	1.68
<i>Boops boops</i>	48.33	63.29	2.83	7.15	0.88	2.82
<i>Chromis chromis</i>	73.00	54.74	44.67	45.92	224.33	281.85
<i>Coris julis</i>	64.13	27.76	35.00	17.60	35.75	24.94
<i>Diplodus annularis</i>	0.17	0.38	0.17	0.48	.	.
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.21	0.72	0.33	1.63	.	.
<i>Diplodus sargus</i>	1.75	2.07	0.42	0.65	0.63	0.71
<i>Diplodus vulgaris</i>	5.38	7.13	3.42	4.42	1.83	1.74
<i>Epinephelus costae</i>	0.54	0.98
<i>Epinephelus marginatus</i>	0.79	1.10
<i>Gobius bucchichi</i>	0.08	0.28	0.50	0.72	0.04	0.20
<i>Gobius cruentatus</i>	.	.	0.17	0.38	.	.
<i>Gobius geniporus</i>	.	.	0.25	0.44	.	.
<i>Gobius vittatus</i>	.	.	0.21	0.41	.	.
<i>Labrus merula</i>	0.04	0.20
<i>Labrus viridis</i>	0.13	0.45
<i>Mullus surmuletus</i>	4.33	6.40	1.42	2.00	0.79	1.53
<i>Muraena helena</i>	1.38	1.71	0.04	0.20	0.08	0.28
<i>Mycteroperca rubra</i>	5.50	13.39
<i>Oblada melanura</i>	0.13	0.61	0.17	0.48	0.17	0.48
<i>Pagrus pagrus</i>	0.46	1.18
<i>Parablennius pilicornis</i>	.	.	0.13	0.34	.	.
<i>Parablennius rouxi</i>	0.17	0.38	0.63	0.71	.	.
<i>Salpa salpa</i>	0.08	0.41	.	.	3.33	11.29
<i>Sardinella aurita</i>	125.00	221.16
<i>Sciaena umbra</i>	5.25	13.47
<i>Scorpaena maderensis</i>	0.29	0.55	0.54	0.83	1.33	1.74
<i>Scorpaena notata</i>	.	.	0.13	0.34	.	.
<i>Scorpaena porcus</i>	1.42	1.35	1.71	2.27	.	.
<i>Scorpaena scrofa</i>	0.50	0.51
<i>Serranus cabrilla</i>	2.75	1.80	3.46	2.00	2.46	1.50
<i>Serranus scriba</i>	3.38	1.58	2.88	1.57	0.88	0.90
<i>Sparisoma cretense</i>	3.88	4.70	1.33	1.20	0.88	1.03
<i>Sphyaena viridensis</i>	62.50	168.92
<i>Spicara spp.</i>	72.29	139.07	.	.	0.08	0.41
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0.17	0.38
<i>Symphodus doderleini</i>	0.96	1.43	0.79	0.78	0.71	0.86
<i>Symphodus mediterraneus</i>	1.04	1.00	0.79	0.88	0.58	0.93
<i>Symphodus melanocercus</i>	0.08	0.28
<i>Symphodus ocellatus</i>	1.08	2.00	0.38	0.82	1.00	1.50
<i>Symphodus roissali</i>	0.04	0.20	.	.	0.04	0.20
<i>Symphodus rostratus</i>	.	.	0.29	0.69	1.13	1.85
<i>Symphodus tinca</i>	2.54	1.89	2.08	4.00	1.79	1.79

<i>Thalassoma pavo</i>	36.71	27.68	13.83	13.67	31.04	15.31
<i>Tripterygion delaisi</i>	0.25	0.44	0.79	0.66	0.13	0.34

Tabella 17. Risultati della PERMANOVA (analisi della varianza multivariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili considerate e sulle interazioni. (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).

Source	df	SS	MS	P	perms
Data	1	927.87	927.87	*	999
Area	2	2890.9	1445.4	**	999
Site(Area)	9	5814.6	646.07	***	996
DataxArea	2	1218.9	609.46	*	999
DataxSite(Area)	9	2554.6	283.84	***	997
Res	48	962.22	20.046		
Total	71	14369			

Il test Permanova (Tabella 17) ha messo in evidenza differenze statisticamente significative tra le comunità ittiche censite per ciascuna delle tre variabili considerate e per le rispettive interazioni. Tale risultato statistico appare confermato anche dall'elaborazione grafica (MDS) raffigurata in Figura 21 dove è possibile notare, anche, una maggiore dispersione dei dati nella zona A.



Figura 18. Esemplari di *Sciaena umbra* fotografati in zona A.

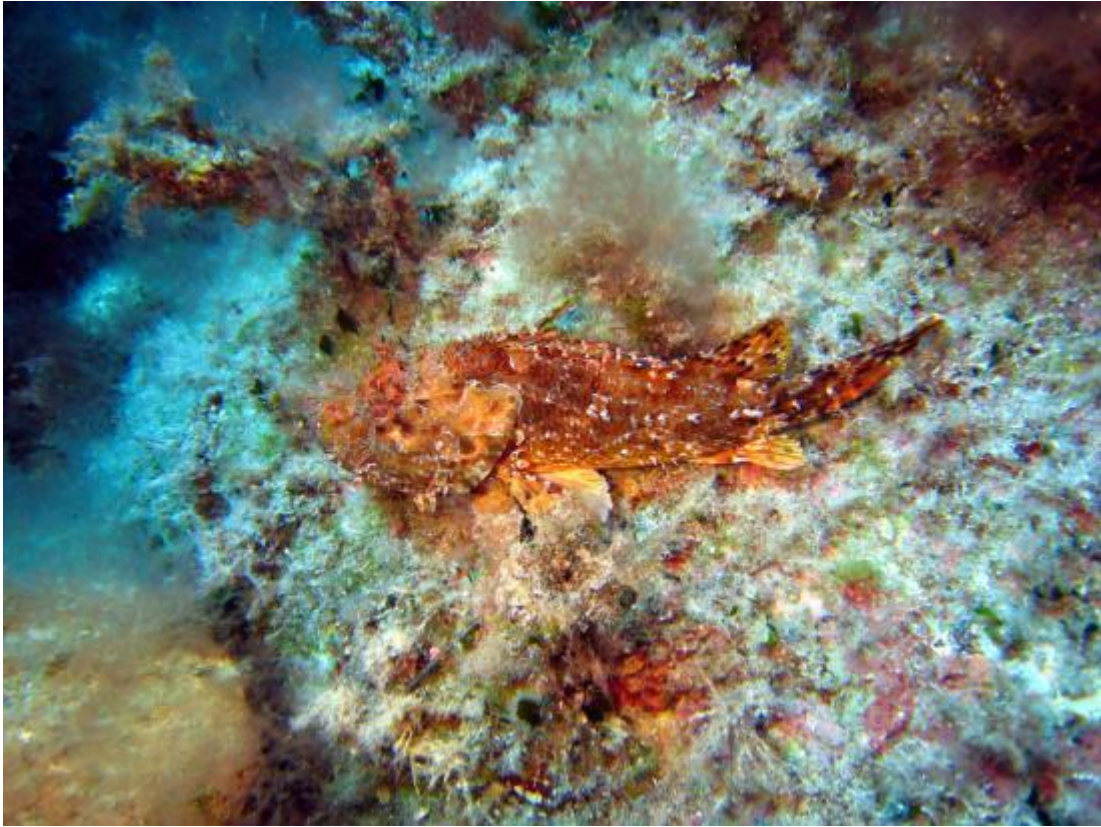


Figura 19. Individuo di *Scorpaena scrofa* in zona A



Figura 20. Esempi di *Sphyraena viridensis* fotografati alla secca del Capo in Zona A.

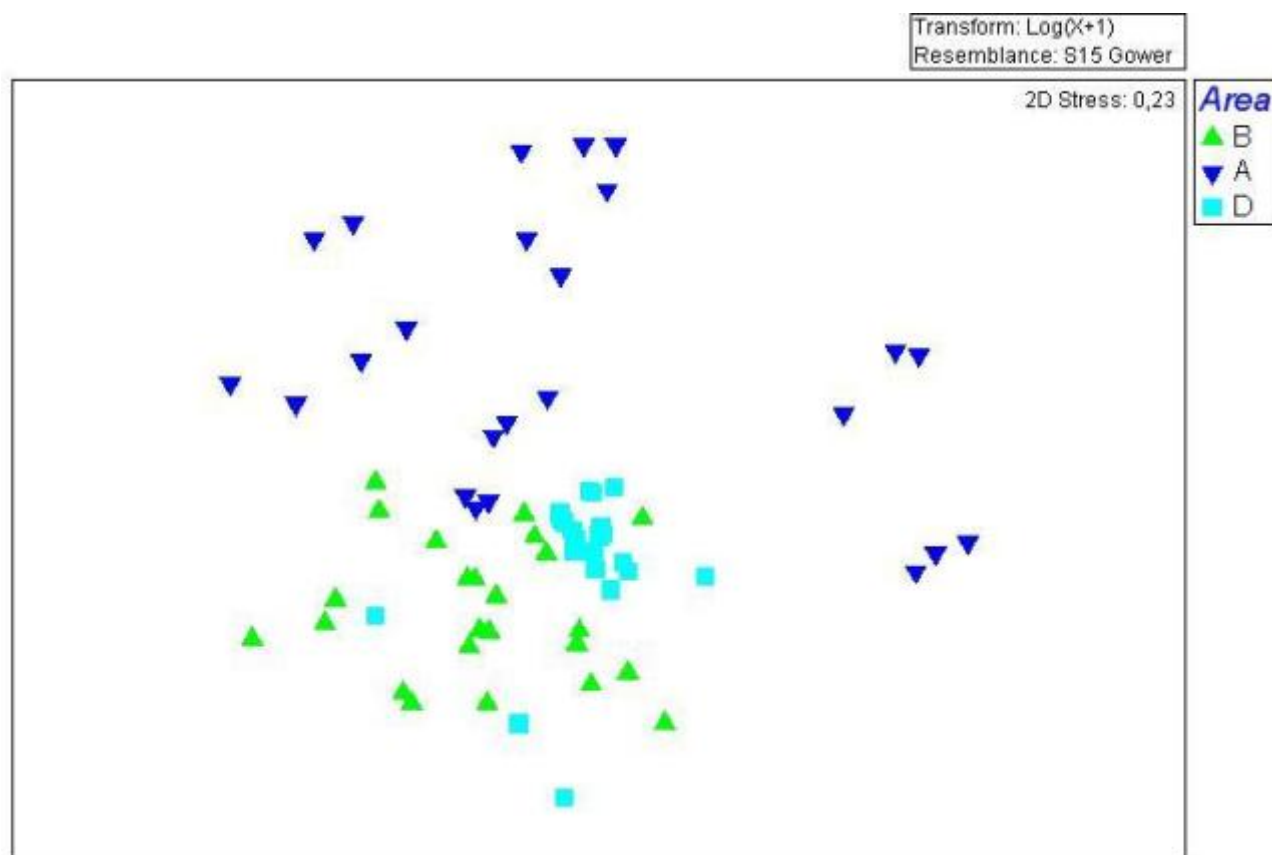


Figura 21. Multi Dimensional Scaling dei 72 censimenti visivi effettuati nelle tre aree (A, B e C) sottoposti a diverso regime di protezione.

I tests *pair-wise* (confronti a coppie) effettuati successivamente all'analisi PERMANOVA hanno tuttavia messo in evidenza nel 2009 differenze significative tra le aree B-D e A-D mentre non risultano significative le differenze tra le aree A e B. Nell'anno 2010, invece nessuna delle tre differenze è risultata significativa (Tabella 18).

Tabella 18. Confronti *pair-wise* post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa)

2009				2010			
Groups	t	P	perms	Groups	t	P	perms
B, A	1.5078	0.08	999	B, A	1.3997	ns	998
B, D	1.5913	*	998	B, D	1.4548	ns	999
A, D	1.5768	*	996	A, D	1.4071	ns	999

L'analisi delle similarità percentuali (SIMPER; Tabella 20.) eseguito per il fattore Area, ha attribuito alle specie maggiormente gregarie quali *Chromis chromis*, *Boops boops*, *Spicara*

spp. e *Sardinella aurita*, il maggior contributo percentuale alla dissimilarità tra le aree. E' importante notare come nel confronto tra la zona a massima protezione e l'esterno, il contributo alla dissimilarità dipenda da una maggior abbondanza di quasi tutte le specie elencate nella zona A rispetto alla zona D esterna all'AMP.

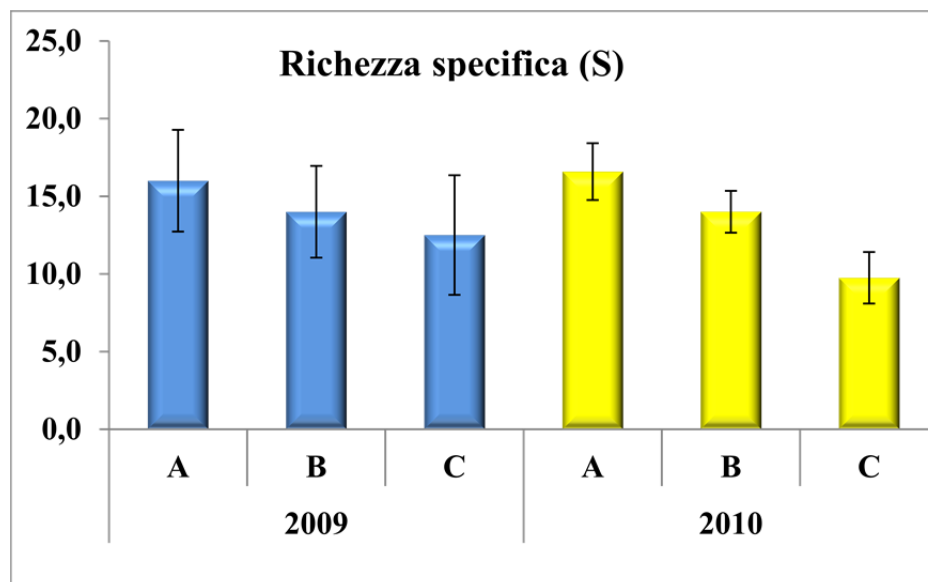


Figura 22. Numero medio di specie per transetto calcolato per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard.

Tabella 19. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per S (numero medio di specie) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).

Source	df	SS	MS	P	perms
Data	1	9.3889	9.3889	ns	990
Area	2	321.69	160.85	**	998
Site(Area)	9	146.92	16.324	***	998
DataxArea	2	38.028	19.014	ns	997
DataxSite(Area)	9	215.25	23.917	***	997
Res	48	102	2.125		
Total	71	833.28			

Tabella 20. Risultati della procedura SIMPER (Similarity percentages) eseguita per per il fattore Area. Vengono valutate le specie che hanno maggiormente contribuito alle dissimilarità tra livelli diversi di protezione.

Groups B & A Average dissimilarity = 47,38				Groups B & D Average dissimilarity = 42,38				Groups A & D Average dissimilarity = 48,64			
Species	Group A Av.Abund	Group B Av.Abund	Contrib%	Species	Group B Av.Abund	Group D Av.Abund	Contrib%	Species	Group A Av.Abund	Group D Av.Abund	Contrib%
<i>Spicara spp.</i>	2,2	0	8,14	<i>Chromis chromis</i>	2,98	4,71	11,98	<i>Spicara spp.</i>	2,2	0,05	8,18
<i>Boops boops</i>	2,18	0,47	7,84	<i>Apogon imberbis</i>	2,38	0,59	11,18	<i>Boops boops</i>	2,18	0,24	7,79
<i>Chromis chromis</i>	3,55	2,98	7,18	<i>Thalassoma pavo</i>	2,31	3,32	7,12	<i>Apogon imberbis</i>	2,47	0,59	7,33
<i>Apogon imberbis</i>	2,47	2,38	5,26	<i>Coris julis</i>	3,21	3,41	5,5	<i>Chromis chromis</i>	3,55	4,71	6,82
<i>Sardinella aurita</i>	1,55	0	5,08	<i>Diplodus vulgaris</i>	1,09	0,87	4,75	<i>Sardinella aurita</i>	1,55	0	5,09
<i>Thalassoma pavo</i>	3,27	2,31	5,06	<i>Serranus scriba</i>	1,27	0,52	4,6	<i>Mullus surmuletus</i>	0,97	0,37	4,01
<i>Mullus surmuletus</i>	0,97	0,63	4,12	<i>Symphodus tinca</i>	0,79	0,82	4,31	<i>Sparisoma cretense</i>	1,12	0,5	3,89
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,33	1,09	3,99	<i>Scorpaena porcus</i>	0,7	0	3,93	<i>Diplodus vulgaris</i>	1,33	0,87	3,75
<i>Sparisoma cretense</i>	1,12	0,72	3,71	<i>Mullus surmuletus</i>	0,63	0,37	3,88	<i>Serranus scriba</i>	1,42	0,52	3,51
<i>Coris julis</i>	4,1	3,21	3,64	<i>Boops boops</i>	0,47	0,24	3,6	<i>Thalassoma pavo</i>	3,27	3,32	3,37
<i>Symphodus tinca</i>	1,1	0,79	3,01	<i>Scorpaena maderensis</i>	0,32	0,63	3,39	<i>Coris julis</i>	4,1	3,41	3,29
<i>Scorpaena porcus</i>	0,71	0,7	2,83	<i>Sparisoma cretense</i>	0,72	0,5	3,3	<i>Symphodus tinca</i>	1,1	0,82	2,89
<i>Diplodus sargus</i>	0,75	0,26	2,71	<i>Serranus cabrilla</i>	1,38	1,14	3,26	<i>Scorpaena porcus</i>	0,71	0	2,71
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,78	0	2,63	<i>Symphodus ocellatus</i>	0,21	0,49	3,07	<i>Diplodus sargus</i>	0,75	0,4	2,71
<i>Serranus cabrilla</i>	1,17	1,38	2,41	<i>Symphodus rostratus</i>	0,17	0,49	2,98	<i>Sphyraena viridensis</i>	0,78	0	2,63
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,66	0	2,35	<i>Symphodus doderleini</i>	0,49	0,43	2,73	<i>Symphodus ocellatus</i>	0,44	0,49	2,55
<i>Muraena helena</i>	0,65	0,03	2,33	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,47	0,34	2,72	<i>Mycteroperca rubra</i>	0,66	0	2,36

Tabella 21. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; * = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).**

2009			2010		
Groups	t	P perms	Groups	t	P perms
B, A	0.8879	ns 712	B, A	2.7016	* 507
B, D	0.61	ns 801	B, D	7.4924	*** 716
A, D	1.3584	ns 840	A, D	6.4425	*** 829

Per quanto riguarda il numero medio di specie le analisi statistiche rilevano differenze significative tra le aree, e tra i siti all'interno di ciascuna area (Tabella 19). Dal grafico sopra riportato (Figura 22) appare evidente un numero medio di specie maggiore nell'area A a massima protezione; tali valori diminuiscono progressivamente nelle altre aree risultando minimi nell'area D esterna all'AMP. Ciò nonostante, tali differenze non risultano significative nell'anno 2009 (Tabella 22). Risultano invece sempre significative nell'anno 2010. In tal caso l'analisi statistica ha escluso l'influenza delle tre variabili ambientali considerate: complessità, percentuale di *P. oceanica*, temperatura media.

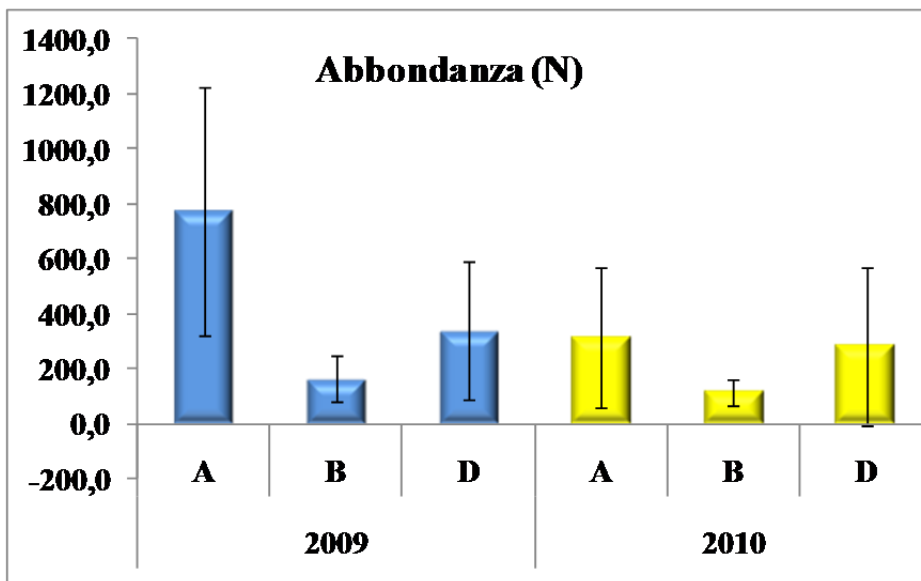


Figura 23. Numero medio di individui per transetto calcolato per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard.

Tabella 22. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per N (numero medio di individui) (* = p<0.05; ** = p<0.01; * = p<0.001; ns = differenza non significativa).**

Source	df	SS	MS	P	perms
Data	1	6.32E+05	6.32E+05	ns	997
Area	2	1.97E+06	9.87E+05	ns	999
Site(Area)	9	3.50E+06	3.89E+05	***	999
DataxArea	2	6.54E+05	3.27E+05	ns	999
DataxSite(Area)	9	1.18E+06	1.31E+05	***	999
Res	48	22548	469.75		
Total	71	7.96E+06			

Tabella 23. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = p<0.05; ** = p<0.01; * = p<0.001; ns = differenza non significativa).**

2009			2010				
Groups	t	P	perms	Groups	t	P	perms
B, A	2.3911	0.044	995	B, A	1.396	0.191	999
B, D	1.197	0.246	997	B, D	1.0355	0.214	998
A, D	1.5041	0.18	994	A, D	0.1554	0.785	994

Per quanto riguarda il numero medio di individui per transetto (densità media) le analisi statistiche rilevano differenze significative soltanto tra i siti all'interno di ciascuna area (Tabella 22). Guardando il grafico di **figura 7** appare evidente un numero medio di specie maggiore nell'area A a massima protezione; tali valori risultano minimi nell'area B dove la pesca è consentita seppur con le note e dovute restrizioni. Appare sicuramente strano tale dato poiché, in teoria, i valori minori di abbondanza dovrebbero essere registrati nell'area D esterna all'AMP dove la pesca è chiaramente consentita ma non soggetta a restrizioni e quindi dove lo sforzo di pesca è teoricamente maggiore. Ciò nonostante tali differenze non risultano significative in nessuno dei due anni (Tabella 23).

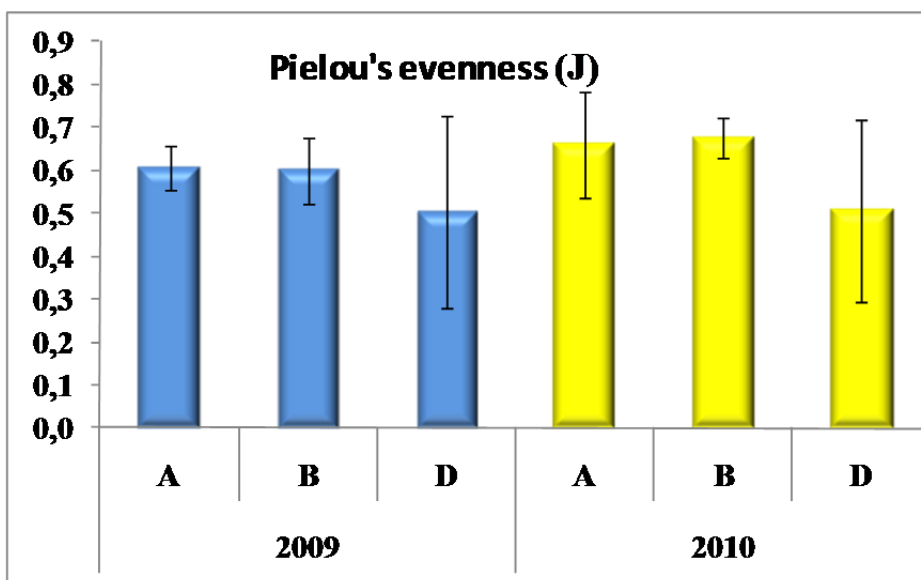


Figura 24. Valori medi di evenness per transetto calcolati per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard.

Tabella 24. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per J (valori medi di evenness) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).

Source	df	SS	MS	P	perms
Data	1	3.66E-02	3.66E-02	ns	997
Area	2	0.27511	0.13755	ns	999
Site(Area)	9	1.1891	0.13212	***	999
DataxArea	2	1.59E-02	7.94E-03	ns	999
DataxSite(Area)	9	8.15E-02	9.05E-03	***	998
Res	48	6.35E-02	1.32E-03		
Total	71	1.6616			

Tabella 25. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).

2009				2010			
Groups	t	P	perms	Groups	t	P	perms
B, A	0.1415	ns	996	B, A	0.2388	ns	998
B, D	0.7577	ns	996	B, D	1.4537	ns	999
A, D	0.83	ns	998	A, D	1.1458	ns	996

In Figura 24 sono mostrati i valori medi di *evenness* (equitabilità) calcolata secondo l'indice di Pielou.

Anche per tale indice il test PERANOVA (Tabella 24) ha confermato quanto rivelato per i valori di densità media con differenze significative soltanto tra i siti all'interno di ciascuna area. Guardando il grafico di **figura 8** appare evidente un numero medio di *evenness* maggiore nell'area A a massima protezione; tali valori diminuiscono progressivamente nelle altre aree risultando minimi nell'area C esterna all'AMP. In particolare le differenze tra le aree in ciascun periodo di campionamento non risultano mai significativi (Tabella 25).

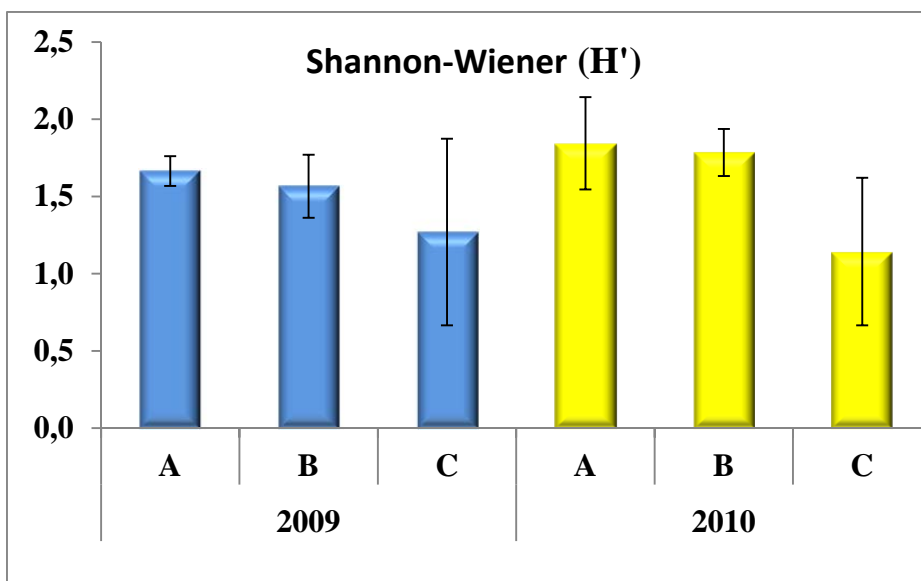


Figura 25. Valori medi dell'indice di Shannon-Wiener per transetto calcolati per ciascuna delle tre aree nei due anni. Le barre verticali indicano le deviazioni standard.

Tabella 26. Risultati della PERANOVA (analisi della varianza univariata con permutazioni) condotta sulle tre variabili e sulle interazioni per H' (valori medi di Shannon-Wiener) (* = p<0.05; ** = p<0.01; *** = p<0.001; ns = differenza non significativa).

Source	df	SS	MS	P	perms
Data	1	0.14805	0.14805	ns	995
Area	2	4.2126	2.1063	ns	999
Site(Area)	9	6.8123	0.75692	***	999
DataxArea	2	0.42939	0.2147	ns	997
DataxSite(Area)	9	0.79725	8.86E-02	***	999
Res	48	0.7198	1.50E-02		
Total	71	13.119			

Tabella 27. Confronti pair-wise post-hoc delle tre aree durante ciascuno dei due periodi (2009 e 2010). (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; * = $p < 0.001$; ns = differenza non significativa).**

2009				2010			
Groups	t	P	perms	Groups	t	P	perms
B, A	0.9229	ns	997	B, A	0.3667	ns	997
B, D	0.8718	ns	998	B, D	2.4681	ns	998
A, D	1.1928	ns	999	A, D	2.3079	ns	997

Per quanto riguarda i valori medi dell'indice di diversità di Shannon le analisi statistiche rilevano differenze significative solo tra i siti all'interno di ciascuna area (Tabella 26). Guardando il grafico di Figura 25 i valori medi più alti si riscontrano nelle aree A e B.

Ciò nonostante tali differenze, tra le tre aree non risultano significative in nessuno dei due anni di campionamento (Tabella 27). Il test Anova ha evidenziato per le 7 specie target considerate una differenza significativa tra le abbondanze medie degli individui *large* censite nelle tre aree. In particolare tali abbondanze risultano significativamente maggiori nella zona A, rispetto alla B e alla E mentre non risultano significative le differenze tra queste ultime due (Tabella 28).

Tabella 28. Risultati del test Anova e Post-Hoc per la valutazione dell'effetto riserva dell'AMP sull'abbondanza media degli individui di taglia "large".

Specie	A	B	C	p	Post Hoc
<i>Diplodus sargus</i>	1.458	0.167	0.083	0.000	A>B,C; B=C
<i>Diplodus vulgaris</i>	3.875	1.333	0.250	0.003	A>B,C; B=C
<i>Mullus surmuletus</i>	4.167	0.292	0.333	0.000	A>B,C; B=C
<i>Muraena helena</i>	1.167	0	0.083	0.000	A>B
<i>Sparisoma cretense</i>	1.417	0.333	0.167	0.001	A>B,C; B=C
<i>Symphodus tinca</i>	1.625	0.375	0.958	0.000	A>B,C; B=C

3.4 IMPATTO DEI SUBACQUEI

L'AMP "Plemmirio", dalla sua istituzione (nel 2004), ha negli anni registrato un notevole incremento della fruizione subacquea. Il picco massimo di visitatori è stato riscontrato nel 2007 con un incremento del 264% rispetto al 2005. Il 2008 è stato caratterizzato da un leggero decremento nel numero di subacquei rispetto all'anno precedente (Figura 27). Nel 2009 il numero è lievemente aumentato per calare in modo non significativo l'anno successivo.

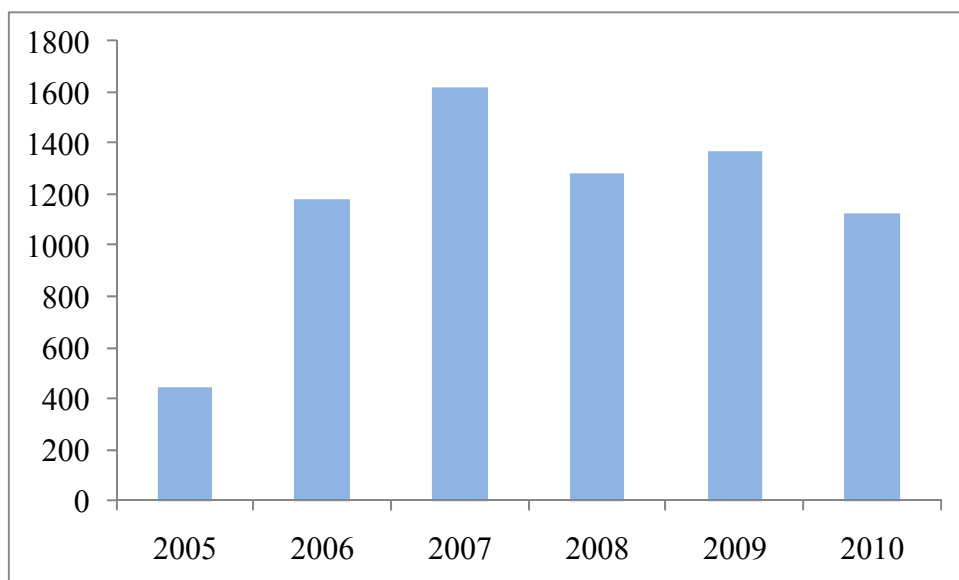


Figura 26. Numero di subacquei all'interno della zona A dal 2005 al 2008

Come è possibile evincere dal grafico di Figura 27, Lingua del Gigante e Tre Ancore sono i due siti con maggiore attività subacquea. Il sito della secca del Capo presenta una regolamentazione della fruizione a se stante, in quanto ogni diving può effettuare una sola immersione alla settimana ed usufruire di un fine settimana sì ed una no. Per questo motivo il numero di immersioni in questo punto risulta limitato sebbene il picco registrato nel 2009.

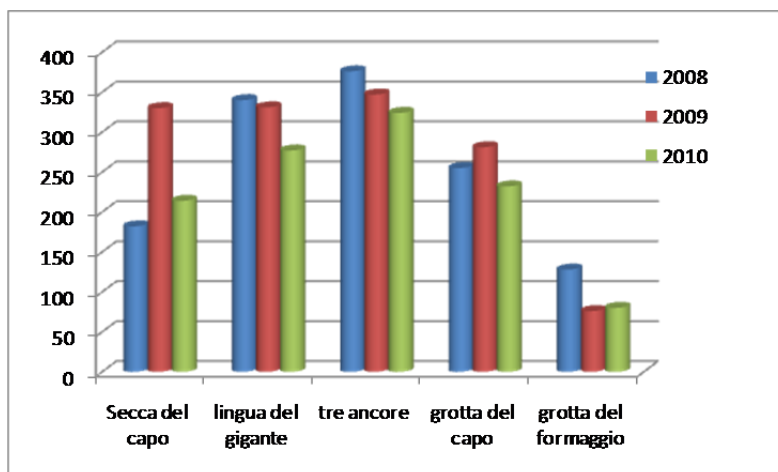


Figura 27. Numero di subacquei per ogni sito della zona A nel 2008, 2009 e 2010.

Nelle 20 immersioni effettuate sono state osservate la maggior parte delle volte 2 coppie, in 4 casi c'è stata la possibilità di seguirne 3 ed in un caso è stato possibile registrare i comportamenti di una sola coppia. Questo perché, anche se spesso veniva raggiunto il numero massimo di subacquei per immersione in zona A, che è di 12 sub e 3 guide, i responsabili dei diving tendevano sempre a dividere il gruppo in sottogruppi di 4-6 persone.

Circa l'80% dei subacquei coinvolti nelle immersioni risultava avere un brevetto uguale o superiore al 2° grado e quindi una discreta preparazione (Figura 28).

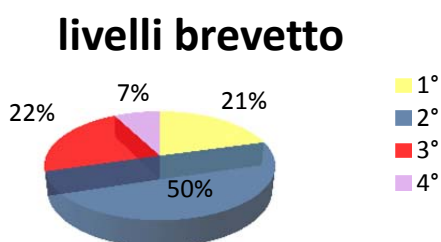


Figura 28. Livello dei brevetti dei subacquei seguiti durante le immersioni per registrare il numero di impatti

I contatti volontari non sono stati presi in considerazione in quanto non ci sono stati casi di prelievo di organismi e solo in 3 casi si sono registrati contatti intenzionali

Le analisi condotte tra le diverse coppie seguite all'interno di ogni immersione hanno evidenziato che mentre i contatti con le mani e gli eventi di sospensione di sedimenti non mostravano correlazioni significative (mani: $r=+0.30$, $p=0.218$, $N=19$; sospensione: $r=+0.22$, $p=0.361$, $N=19$), gli impatti con l'attrezzatura presentavano una correlazione positiva significativa ($r=+0.47$, $p=0.044$, $N=19$), e quelli con le pinne una correlazione positiva vicina alla significatività ($r=+0.42$, $p=0.074$, $N=19$), di conseguenza le due coppie sono state analizzate separatamente. Inoltre sono stati analizzati separatamente gli impatti avvenuti durante la fase di discesa.

Con un'unica eccezione, tutte le coppie osservate hanno avuto contatti con il substrato durante le immersioni. Di seguito sono riportati i grafici delle medie dei diversi tipi di contatti registrati ed in ogni grafico sono rappresentati separatamente i contatti in fase di discesa e quelli della prima e seconda coppia.

Sia nel caso dei contatti con le pinne (Figura 29) che in quello della sospensione del sedimenti (

Figura 30), si evidenzia una consistente e significativa (Tabella 29) diminuzione dei contatti nelle immersioni effettuate dopo il briefing rispetto a quelle senza briefing.

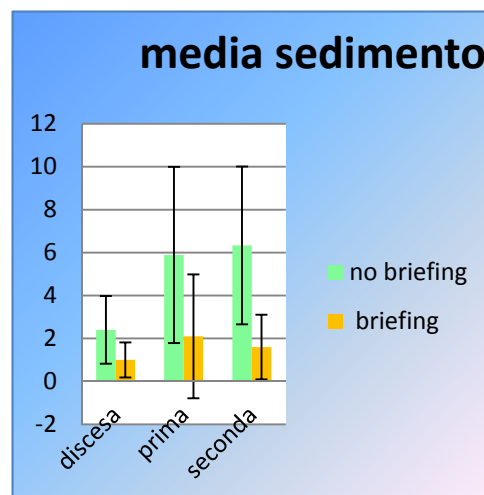
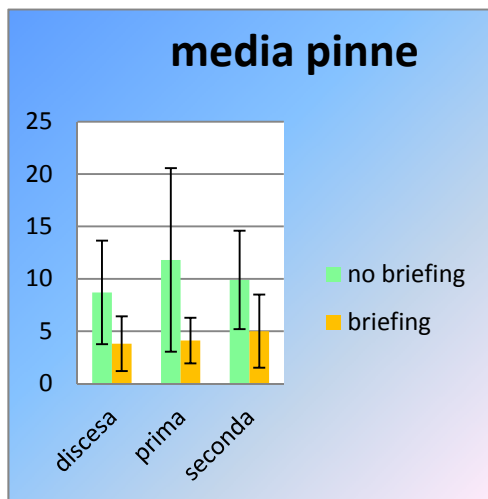


Figura 29. Contatti con le pinne (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

Figura 30. Sospensione del sedimento (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

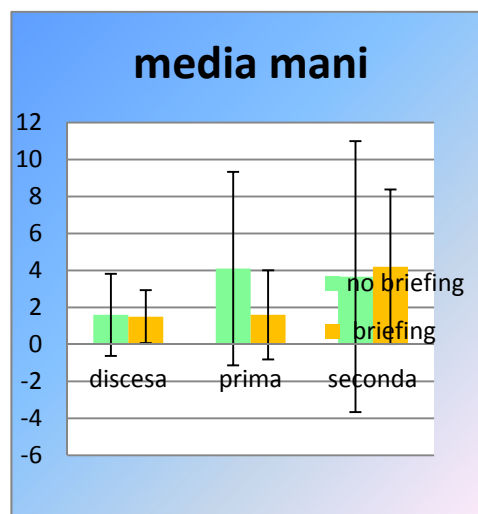
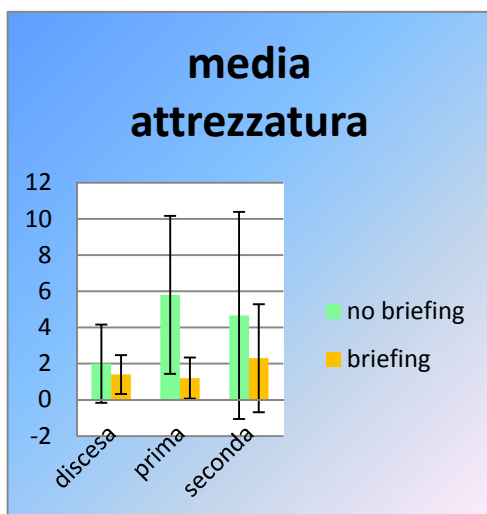


Figura 31. Contatti con l’attrezzatura (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

Figura 32. Contatti con le mani (media e deviazione standard) nelle immersioni senza (“no briefing”) e con briefing preliminare (“briefing”) durante le fasi di discesa e di immersione, per la prima e seconda coppia osservata.

Osservando i contatti dei subacquei con l’attrezzatura (Figura 31), in tutti i casi si è osservata una diminuzione nelle immersioni con briefing, significativa solo nel caso della prima coppia seguita nella fase di immersione (Tabella 29).

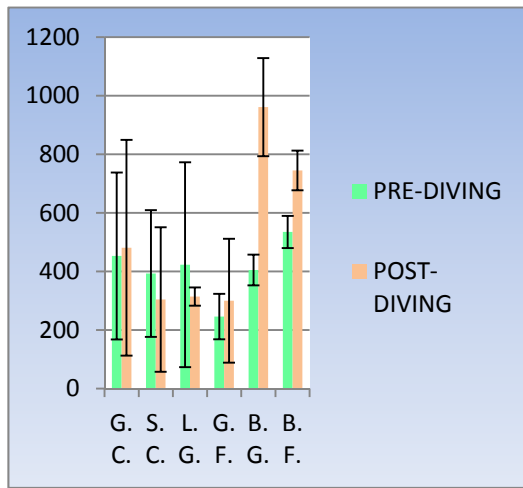
Non si sono invece riscontrate differenze nei contatti con le mani (Tabella 29) fra le immersioni con e senza briefing, che presentano valori simili (Figura 32).

	U	Z	p-evel	N Validi - NO	N Validi - SI
PINNE DISCESA	15	2,6	0,008	10	10
PINNE PRIMA	19,5	2,3	0,021	10	10
PINNE SECONDA	15,5	2,4	0,016	9	10
ATTR DISCESA	0,62	0,5	0,61	10	10
ATTR PRIMA	18,5	2,4	0,017	10	10
ATTR SECONDA	31,5	1,1	0,27	9	10
MANI DISCESA	45	-0,4	0,705	10	10
MANI PRIMA	32,5	1,3	0,186	10	10
MANI SECONDA	26,5	-1,5	0,131	9	10
SOSP DISCESA	23	2	0,041	10	10
SOSP PRIMA	19,5	2	0,037	9	10
SOSP SECONDA	13	2,6	0,009	9	10

Tabella 29. Risultati dei confronti fra i contatti nelle immersioni con e senza briefing (test U di Mann-Whitney)

3.3 Valutazione dell'impatto dei subacquei

Degli organismi presi in esame inizialmente sono stati considerati solo *Astroides calycularis* e *Leptosammia pruvoti* mentre, non sono stati utilizzati né *Protula tubularia*, di cui erano stati contati solo 6 individui, né *Myriapora truncata* che è stata trovata in una sola replica. In entrambi questi organismi nessun individuo è stato trovato nelle repliche effettuate immersioni “post- diving”. I dati raccolti prima e dopo l’apertura della stagione in cui i subacquei possono effettuare immersioni nella zona A, non hanno mostrato evidenti differenze nelle abbondanze medie di *A. calycularis* e *L. pruvoti*. Nella Figura 33 si può osservare come le medie, determinate dal conteggio degli organismi all’interno dei quadrati, non varino in modo netto ma subiscano leggeri incrementi o decrementi a seconda del sito. Fanno eccezione i due siti di controllo dove l’aumento di organismi è marcato, anche confrontando questi dati con quelli dei rispettivi siti frequentati dai subacquei (Lingua del Gigante e Grotte del formaggio).



Legenda

G.C.= Grotta del Capo
 S.C.= Secca del Capo
 L.G.= Lingua del Gigante
 G.F.= Grotte del Formaggio
 B.G.= controllo Gigante
 B.F.= controllo Formaggio

Figura 33. Medie e deviazioni standard del numero di *A. calycularis* e *L. pruvoti* presenti all'interno dei quadrati utilizzati per l'analisi dell'impatto prima e dopo la stagione delle immersioni subacquee.

4. DISCUSSIONI

4.1. PESCA PROFESSIONALE

Sulla base dello studio effettuato attraverso la rilevazione degli sbarcati della pesca artigianale emerge un trend leggermente positivo dei rendimenti di pesca sia delle reti da pesca che dei palangari. Ciò, tuttavia, può fornirci soltanto un'idea dei rendimenti della piccola pesca e quindi del ricavo economico degli operatori del settore: a tal proposito le analisi hanno dimostrato, nel caso della pesca con i palangari rendimenti molto più alti di quelli ottenuti con le reti da posta; in entrambi i casi comunque il pescato è caratterizzato da specie di elevato valore commerciale. Al fine di mettere in evidenza l'effetto positivo dell'AMP sulle risorse ittiche pescabili e quindi le ricadute economiche del settore, occorre guardare il confronto tra le pesche effettuate fuori e dentro l'area marina protetta. A tal proposito, a dispetto di quanto previsto, non sono emerse differenze tra i rendimenti ottenuti fuori e dentro l'AMP, rivelando pertanto l'assenza di un effetto positivo del regime di protezione. Sulla base di quanto osservato la pesca professionale viene esercitata in AMP solo sporadicamente per diversi motivi attribuibili secondo il punto di vista dei pescatori all'applicazione, all'interno dell'area protetta, di regolamenti spazio temporali e delle caratteristiche degli attrezzi, troppo restrittivi (numero di ami e lunghezza rete troppo contenuti, limite temporale per salpare la rete). La possibilità di incorrere in sanzioni pecuniarie troppo elevate pertanto li scoraggia ad effettuare le pesche dentro l'area protetta.

4.2. PESCA RICREATIVA

Dalla raccolta dati e confrontando i valori relativi ai due anni di lavoro si evince che un numero maggiore di autorizzazioni è stato rilasciato nel 2009 rispetto al 2010, tuttavia il numero dei libretti restituiti da cui sono stati dedotti ed analizzati i dati, risulta pressoché uguale nei due anni; in entrambi gli anni si registra una prevalenza delle autorizzazioni da terra mentre il numero delle tre differenti tipologie di autorizzazioni rilasciate - da terra, barca, e barca e terra- è all'incirca uguale.

Relativamente al numero totale delle uscite, quest'ultimo risulta maggiore nel 2010; addirittura sono state registrate 1000 uscite in più rispetto al 2009; il contributo maggiore nel totale delle uscite deriva sicuramente dai pescatori che operano da terra, mentre in riferimento alle uscite da barca queste ultime sono evidentemente maggiori nel periodo estivo. Questo ci consente di affermare come nell'ultimo anno la pesca ricreativa abbia subito un notevole

incremento, confermato anche dal dato relativo al numero medio di pescatori al mese, aumentato quasi del doppio nel 2010 e del dato relativo alla media di uscite al mese.

I risultati emersi dallo studio in oggetto hanno permesso di inquadrare l'importanza e la diffusione di questa attività nell'Area Marina Protetta del Plemmirio analizzando alcuni aspetti relativi al numero dei pescatori, alla frequenza di pesca ed all'andamento delle catture.

Tuttavia, in riferimento all'obiettivo del progetto, ossia la valutazione dell'effetto riserva, i risultati ottenuti non ci permettono di fare alcuna considerazione in quanto, non avendo la possibilità di distinguere le diverse zone di pesca, nulla si può dire sulle eventuali differenze di biomassa e biodiversità presenti nelle aree in cui la pesca ricreativa è sottoposta ad un diverso regime di regolamentazione. A questo proposito è necessario sottolineare come i dati riportati nei libretti di cattura da parte dei pescatori ricreativi, dovrebbero essere completati in primo luogo riportando il sito di pesca, la tipologia dell'attrezzo e la metodica di pesca, la taglia degli individui pescati e la quantità in peso. Tutte queste informazioni risultano parametri necessari per una compiuta descrizione del fenomeno ed una valutazione dell'entità del prelievo, dello sforzo di pesca, degli impatti sull'ecosistema marino e degli eventuali benefici conseguenti all'istituzione della riserva.

Si può considerare questo studio come un punto zero, di conoscenza sulla pesca ricreativa che insiste nell'area marina e sulla regolamentazione adottata.

Le informazioni rilevate hanno quindi permesso di descrivere il fenomeno della pesca ricreativa, e quantificare l'entità del prelievo. Tuttavia uno studio più dettagliato richiederebbe un approfondimento su alcune tematiche che ci consentirebbe un valutazione più scientifica dello sforzo di cattura e degli impatti legati a questa attività. Allo stato attuale ciò appare piuttosto difficile visto la mancanza di dati storici e attuali relativi sia allo sforzo di pesca (numero di pescatori, numero di attrezzi, giorni di pesca, ecc.) sia alla composizione qualitativa e quantitativa delle catture. Il rilascio di autorizzazioni permette infatti la quantificazione del numero di pescatori, ma non la valutazione dello sforzo di pesca, in quanto i libretti di cattura che accompagnano le autorizzazioni non forniscono informazioni più dettagliate relative alla tipologia dell'attrezzo, ed ai differenti siti di pesca per valutare l'effetto riserva; anche la biomassa e la taglia si rilevarebbero da supporto per definire i benefici dell'istituzione dell'AMP. Inoltre una problematica importantissima è legata alla mancata o errata compilazione dei libretti di cattura o addirittura alla non restituzione degli stessi. In particolare, in riferimento alla compilazione dei libretti, il problema è stabilire il grado di attendibilità di quanto riportato negli stessi. Considerata inoltre l'importanza

socioeconomica della stessa attività sarebbe opportuno effettuare uno studio sul profilo dei pescatori ricreativi ed un'analisi dei costi legati a questa attività ed allo stesso tempo intervenire attraverso piani di monitoraggio e controllo più approfonditi e prolungati nel tempo, promuovere le attività di informazione e di divulgazione delle norme comportamentali e della legislazione vigente, e coinvolgere i singoli individui e le associazioni di categoria interessate per meglio identificare le peculiarità della pesca ricreativa e le criticità esistenti.

Lo studio ci ha consentito tuttavia di sottolineare l'importanza e la diffusione di questa attività all'interno dell'AMP del Plemmirio e soprattutto ci permette di affermare come quest'attività, a livello locale, sta subendo un notevole incremento conformemente a quanto sta accadendo nel resto del Mediterraneo.

L'analisi fatta in questa sede ha evidenziato inoltre quanto sia importante l'acquisizione di nuovi dati che permettano di ottenere un quadro più completo e dettagliato della pesca ricreativa, che fornisca un dimensionamento ed un rilevamento della sua consistenza, indispensabile per una corretta gestione delle risorse. Lo scopo generale della gestione della pesca ricreativa deve essere quello di assicurare la sostenibilità di lungo periodo delle risorse della pesca salvaguardando così la disponibilità di queste risorse per le generazioni future, in particolare la conservazione della biodiversità a tutti i livelli; le misure gestionali adottate, devono essere scientificamente basate e socialmente orientate e dovrebbe mirare a massimizzare i benefici economici e sociali generati dalla pesca ricreativa, prevenendo il sovra sfruttamento delle risorse della pesca.

4.3. VISUAL CENSUS

L'analisi dei dati provenienti dai censimenti visivi effettuati, suggerisce la presenza di un effetto "riserva" dell'AMP Plemmirio sui popolamenti ittici sia in termini di ricchezza specifica sia di struttura di popolazione delle principali specie target. I risultati delle indagini eseguite hanno messo in evidenza differenze significative tra le comunità ittiche censite all'interno delle tre aree a diverso regime di protezione rilevando una variabilità maggiore all'aumentare del regime di protezione. Nella zona a protezione totale (A), i vari parametri di comunità studiati (abbondanza N, H', J e S) sono risultati più elevati di quelli rilevati nelle altre due zone (B e D) in cui viene esercitata la pesca sia ricreativa che professionale. Sebbene tali differenze non siano apparse sempre statisticamente significative è possibile ipotizzare che l'istituzione dell'AMP Plemmirio stia avendo un effetto di recupero sulle comunità ittiche

costiere. Tale mancanza di significatività potrebbe essere legata al breve periodo di istituzione dell'AMP Plemmirio, una riserva ancora giovane essendo stata istituita nel 2005. L'effetto riserva appare comunque ulteriormente supportato dalle abbondanze medie degli individui appartenenti alle taglie maggiori, sempre significativamente più alte nell'area A, e dalla presenza esclusiva di specie target sempre in tale zona. Ciò è in accordo con quanto già largamente dimostrato, in altre AMP mediterranee da diversi autori (Bell, 1983; Macpherson et al., 2002; Claudet et al., 2006; García-Charton et al., 2008; Planes et al., 2008) secondo i quali le abbondanze e le biomasse, sia di specie target sia dell'intera comunità ittica, nonché i vari indici di diversità sono sempre più alti all'interno delle zone A delle aree marine protette.

Tuttavia, altri studi condotti in Mediterraneo riportano talvolta risultati contrastanti rispetto a quelli ottenuti da altri autori nelle stesse o in altre Aree Marine Protette .

In alcuni casi tali risposte equivoche potrebbero essere legate ad altre variabili in gioco quali la struttura dell'habitat, la profondità, la scala spaziale considerata, il ricoprimento algale: tutti fattori ambientali che esercitano una grande influenza sulle comunità ittiche (García-Charton *et al.*, 2000, 2004; García-Charton and Planes (2002) andando ad aumentare o a ridurre gli effetti di protezione in qualsiasi AMP. Nel nostro caso tuttavia è da escludere che l'effetto riserva sia mascherato da altre variabili, visto che queste sono state opportunamente inserite nel disegno di campionamento adottato.

Le AMP inducono cambiamenti nella struttura delle comunità ittiche dal momento che alcune specie (in generale i predatori di grandi dimensioni) essendo estremamente vulnerabili alla pesca, traggono maggiore beneficio dalle misure di protezione adottate (Bohnsack, 1996; Plan Development Team 1990; Roberts & Polunin, 1993). Per esempio, Harmelin-Vivien *et al.*, (2007) hanno osservato in numerose aree marine protette del Mediterraneo come le taglie medie di diverse specie di cernie (*Epinephelus marginatus*, *E. costae* e *Mycteroperca rubra*) diminuiscano verso le zone esterne e non protette di tali aree e risultino intermedie nelle zone di buffer. In accordo con quanto suddetto è importante sottolineare come, all'interno dell'AMP Plemmirio, dieci specie risultino esclusive dell'area a massima protezione: tra queste figurano specie di elevato valore commerciale quali: *Epinephelus costae*, *Epinephelus marginatus*, *Mycteroperca rubra*, *Sciaena umbra*, *Scorpaena scrofa*, *Sphyrna viridensis* e *Spondyllosoma cantharus*. Inoltre, sette specie target (le uniche per le quali è stato possibile effettuare un confronto tra le tre aree) hanno mostrato abbondanze sia totali che delle taglie "large" sempre significativamente maggiori all'interno della riserva.

In definitiva, i top predator diventerebbero dominanti nei siti protetti, le cui condizioni, nel lungo termine, diventerebbero simili a quelle dei siti incontaminati ed

indisturbati (Jackson *et al.*, 2001; Jackson e Sala, 2001; Sandin *et al.*, 2008; Stevenson *et al.*, 2007; McClanahan *et al.*, 2007; Russ *et al.*, 2005).

Per quanto riguarda l'effetto dei cambiamenti climatici sulla biodiversità, durante i censimenti visivi in immersione, non sono mai state osservate specie ittiche aliene fatta eccezione per alcuni esemplari di *Seriola fasciata* censiti comunque al di fuori dei transetti percorsi. Appaiono invece molto abbondanti alcune specie a carattere "meridionale" (*Thalassoma pavo*, *Parablennius pilicornis*, *Sparisoma cretense*, *Sardinella aurita*, *Mycteroperca rubra*), la cui presenza è notevolmente aumentata in questi ultimi anni a causa del riscaldamento delle acque noto ormai con il termine di "tropicalizzazione del mediterraneo" (Andaloro & Rinaldi, 1998) e della meridionalizzazione dei mari settentrionali (Riera *et al.*, 1995).

4.4. IMPATTO DEI SUBACQUEI

Il maggior interesse da parte dei turisti subacquei nel tempo sottolinea l'importanza del ruolo educativo e di sensibilizzazione che l'AMP Plemmirio ricopre. L'elevato numero di subacquei in zona A precisa l'importanza di quest'area che è da considerarsi un'efficace attrazione per i turisti. E' da considerare che anche i centri di immersione preferiscono portare i loro clienti in questa zona, probabilmente perché il panorama che essa offre è più apprezzabile e la possibilità di osservare particolari organismi, quali barracuda, cernie brune, dotti, ricciole e pesci pappagallo, o di grandi dimensioni è superiore alle restanti aree.

Il notevole carico di subacquei in zona A, impone tuttavia una attenta valutazione della capacità di carico di ogni singolo sito determinata dallo "sforzo" inteso come numero di subacquei per sito, quantificazione del loro impatto e grado di preparazione di ogni persona (Davis e Tisdell, 1995). Per questo motivo, è indispensabile tenere sotto controllo non solo l'aumento delle immersioni e del numero di subacquei ma anche la distribuzione di essi nei vari siti di immersione. Infatti, osservando i vari siti della zona A, si nota come il maggior carico di subacquei sia concentrato nelle boe di Lingua del Gigante e delle Tre Ancore.

Questo è probabilmente legato al fatto che il vento dominante che soffia sulle coste del Plemmirio (NE grecale) predominando rispetto agli altri venti durante l'estate, rende spesso inaccessibile il versante nord e quindi dirotta la maggior parte delle immersioni nel versante sud (Badame *et al.*, 2007).

Sebbene l'AMP, attraverso le immersioni, offra un importante servizio educativo e di sensibilizzazione è altresì vero che le attività subacquee non portano nessun tipo di guadagno economico all'area marina che, con la cifra dai diving non copre neanche le spese di gestione derivanti da questa attività (costi legati alla posa delle boe di ormeggio, alla manutenzione di esse ed al loro ritiro a fine stagione).

Osservando i dati raccolti monitorando i contatti diretti dei subacquei con il substrato ed i possibili impatti, si nota l'assenza totale dei prelievi di organismi e la scarsità dei contatti volontari. Questo è probabilmente dovuto al fatto che le guide dei vari diving, introducendo l'immersione, informano i subacquei della presenza dell'area marina e delle sue norme di base. Ciò rappresenta un buon indice di sensibilità da parte dei subacquei nei confronti dell'AMP e dell'ambiente in generale.

Gli impatti involontari risultano però essere consistenti, malgrado molti subacquei presentino una buona esperienza in acqua. Ciò determina un grave impatto sul substrato che causa non solo la rottura di alcuni organismi, ma anche, attraverso la sospensione del sedimento, possibili danni agli organismi filtratori. La correlazione registrata fra i contatti della prima e seconda coppia osservata per ogni immersione suggerisce che la conformazione morfologica del substrato dei diversi percorsi e fattori fisici quali la corrente possano influire sui contatti dei subacquei con il substrato (Rouphael e Inglis, 1997).

Sino ad ora, le ricerche volte alla valutazione dell'impatto dei subacquei all'interno delle aree marine protette sono state effettuate sia confrontando siti frequentati con siti meno frequentati di solito con lo scopo di valutare la capacità portante di una data area sia mediante osservazioni dirette del comportamento di subacquei allo scopo di fornire raccomandazioni gestionali e best practices per ridurre tale impatto.

Molti di questi studi sono stati condotti in habitat tropicali, principalmente barriere coralline mentre in aree temperate quali il Mediterraneo, gli effetti dell'attività di diving sugli habitat subtidali, sono scarsamente conosciuti. In uno studio condotto recentemente nell'AMP Capo Gallo-Isola delle Femmine (Di Franco *et al.*, 2009) è stato valutato il comportamento dei subacquei (tempo speso in ciascun tipo di habitat), il contatto con il substrato e l'effetto immediato del contatto sulle specie bentoniche. I più alti tassi di contatti sono stati registrati all'interno di grotte e pareti incrostate mentre le specie maggiormente danneggiate sono state quelle a lenta crescita quali *Eunicella singularis* e *Astroides calycularis*.

Identificare l'impatto di tale tipo di attività sui differenti tipi di habitat può consentire di adottare strategie gestionali al fine di limitare le immersioni in habitat meno sensibili riducendo pertanto il danno di organismi bentonici e permettendo un uso sostenibile delle

AMP. La gestione di attività ricreative necessita pertanto più di un semplice controllo del numero di divers all'interno di un'AMP e dovrebbe focalizzarsi sulla riduzione del danno di organismi fragili (Hawkins & Roberts 1997; Roupheal & Inglis 1997; Zakai & Chadwick-Furman 2002). Tale obiettivo potrebbe essere raggiunto attraverso un corretto briefing prima di ogni immersione che miri a correggere il comportamento dei subacquei in acqua, cercando di minimizzare i comportamenti a rischio e indirizzando i subacquei in habitat meno vulnerabili. Poiché il maggior numero di contatti durante le immersioni in aree marine protette è non intenzionale, un corretto galleggiamento (assetto) potrebbe essere indispensabile per minimizzare tali impatti (Medio *et al.*, 1997). Subacquei con maggior esperienza e quindi in grado di controllare il proprio assetto dovrebbero avere un minore impatto sulle specie marine (Davis & Tisdell 1995), ma né il livello di certificazione subacquea né il numero di immersioni rappresenta sempre un indicatore del grado di bravura in acqua come precedenti studi hanno confermato (Harriot *et al.*, 1997; Roupheal & Inglis 2001; Uyarra & Cote 2007). Questo dovrebbe essere preso in considerazione nella gestione delle AMP perché è largamente diffusa l'opinione che i subacquei con maggior esperienza abbiano un minor impatto sulle comunità bentoniche dei principianti. Ragion per cui le restrizioni gestionali basate sul livello del brevetto subacqueo potrebbero essere poco efficienti. Un approccio possibile per ridurre l'impatto potenziale potrebbe essere quello di concentrare le immersioni in habitat meno vulnerabili (Di Franco *et al.*, 2009) soprattutto durante le fasi iniziali dell'immersione (quando ancora l'assetto non è stato regolato) e procedere verso habitat più sensibili solo quando i subacquei hanno raggiunto il corretto assetto e/o coscienza ambientale.

La valutazione degli effettivi impatti dell'attività subacquea sui percorsi si è rivelata difficile da effettuare. Per quanto riguarda l'utilizzo del metodo BACI, considerato il metodo migliore per mettere obiettivamente in evidenza gli impatti (Smith, 2002), la sua attuazione è stata complicata a causa della difficoltà nel reperire gli organismi determinata dalle caratteristiche del substrato. Esso possiede poche specie di animali sessili con una densità estremamente limitata ad eccezione di *Astroides calycularis* e *Leptosammia pruvoti* che, però, risultano essere presenti solo in determinati punti. Ulteriore difficoltà scaturisce dalla diversità dei fondali che variano notevolmente da un punto all'altro passando da rocciosi a sabbiosi. Per tali motivi non sono state fatte repliche sufficienti e non è stato possibile trovare un controllo per ogni sito. Queste difficoltà incontrate possono fornire alcune indicazioni per la messa a punto di un sistema di monitoraggio futuro dell'impatto. Potranno essere considerati oltre agli organismi già presi in esame, organismi con abbondanze minori come, ad esempio

Myriapora truncata, che è un organismo molto sensibile su cui sono già stati effettuati studi di questo tipo (Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007). Nel presente studio la tecnica dei quadrati non è risultata adeguata al campionamento di questa specie, come anche di *Protula tubularia*. Per queste specie la tecnica dei transetti potrebbe risultare più adeguata. Nonostante la scarsità dei dati ottenuti in questa parte del lavoro, che ha impedito un'analisi statistica, è comunque da verificare come possibile indicatore dell'impatto dei subacquei il netto aumento di *A. calycularis* e *L. pruvoti* durante la stagione nei siti di controllo, non riscontrabile invece nei siti impattati di riferimento.

5. CONCLUSIONI GENERALI

I risultati conseguiti insieme ad alcune osservazioni tecniche ci permettono di formulare determinate conclusioni.

- Le osservazioni condotte in acqua mediante le tecniche di censimento visivo consentono senza dubbio di affermare l'esistenza, seppur lieve, di un effetto "riserva" dell'AMP Plemmirio sia sui popolamenti che sulle comunità ittiche; tale conclusione appare confermata dalle analisi dei dati, sebbene le analisi statistiche non siano sempre riuscite ad avvallare tali osservazioni. Come già detto, ciò è attribuibile alla giovane età della riserva: infatti secondo diversi autori gli effetti del regime di protezione sulle abbondanze e sulle biomasse delle principali specie ittiche commerciali risulterebbero più evidenti in un arco di tempo lungo. Russ & Alcalá (2004) monitorando un'area marina protetta nelle Filippine hanno osservato un incremento esponenziale della biomassa ittica dei grandi predatori solo dopo 18 anni. Sulla base di quanto detto, nel caso dell'AMP Plemmirio sarebbe pertanto prevedibile nei prossimi anni un aumento significativo dei vari parametri di comunità osservati, fatto questo, che presuppone la conduzione di un monitoraggio continuo nel corso dei prossimi anni.
- D'altro canto, se osserviamo i dati acquisiti mediante la rilevazione degli sbarcati in banchina, appaiono risultati contrastanti rispetto a quelli sopra elencati: non è emerso infatti nessuna differenza tra i rendimenti della piccola pesca all'interno e fuori l'area protetta. Ciò è attribuibile al fatto che i pescatori, per diversi motivi, non utilizzano gli attrezzi quasi mai all'interno dell'area; ciò ha impedito pertanto il confronto tra un numero significativo di pesche ed ha probabilmente alterando il risultato delle analisi statistiche stesse. Tale risultato, ad ogni modo alla luce dell'approccio multidisciplinare utilizzato, ci consente di effettuare alcune considerazioni sulle tecniche di studio utilizzate. Come noto, la pesca professionale o sperimentale ha storicamente rappresentato il mezzo attraverso il quale venivano acquisite le informazioni che hanno contribuito sia a determinare le diverse check list delle specie ittiche in Mediterraneo sia al monitoraggio delle loro modificazioni quali l'introduzione e la penetrazione di specie non indigene. La pesca come strumento di campionamento, sebbene irrinunciabile per la possibilità di esplorare ambienti profondi e remoti e per l'enorme copertura spaziale offerta, offre tuttavia dei limiti dettati sia dall'impossibilità di esplorare ambienti particolari come quelli intertidali e sciafili sia dalla sua interdizione in molte aree quali le AMP, le Zone di Tutela Biologica, i parchi Marini, gli ambiti portuali e le piattaforme petrolifere. Inoltre si ritiene oggi opportuno non

utilizzare, in aree sensibili o per alcune specie quali quelle protette o le specie della lista rossa del protocollo di Bonn, metodi cruenti. In questi casi, il visual census appare quindi il metodo più idoneo per lo studio della diversità biologica della fauna ittica. D'altronde la notevole esperienza sino ad oggi acquisita nell'utilizzazione di questo metodo è maturata quasi esclusivamente nell'ambito dello studio della fauna ittica di aree marine sottoposte a regime di protezione ambientale (Bell, 1983; Harmelin, 1987; Garcia-Rubies & Zabala, 1990; Francour, 1991; Dufour et al., 1995; Harmelin et al., 1995; Marconato et al., 1996; Tunesi & Vacchi, 1993; Shears & Babcock, 2002; La Mesa et al., 2004; Pais et al., 2004; Claudet et al., 2008; Francini-Filho & Moura, 2008; Guidetti et al., 2008; Harmelin-Vivien et al., 2008).

- La tecnica del visual census si è rivelata pertanto più adatta per valutare l'effetto riserva dell'AMP.
- Lo studio dell'effetto riserva tramite il censimento degli sbarcati, seppur non in grado di rilevare differenze significative, fornisce informazioni complementari sulla ricchezza specifica dell'area. È tuttavia importante continuare nel tempo tale tipo di indagine al fine di verificarne l'efficacia nel rilevare l'effetto riserva in un arco di tempo lungo.
- Il visual census risulta particolarmente adatto per lo studio di quelle specie necto-bentoniche, bentoniche e cripto-bentoniche che vivono in vicinanza o strettamente associate ai substrati solidi e che sfuggono alla cattura da parte dei tradizionali attrezzi della pesca artigianale.
- Alcune variabili ambientali quali complessità del substrato e profondità possono influenzare il fish assemblage e quindi i risultati delle analisi sovrastimando l'effetto riserva dell'AMP. D'altronde molto spesso le aree marine protette nascono laddove è presente una elevata biodiversità ed abbondanza di specie ittiche, probabilmente perché si tratta di fondi duri ad elevata complessità spaziale. È importante quindi, inserire nel disegno di campionamento tali variabili verificandone l'eventuale influenza sulla variabilità totale.
- Nel bilancio complessivo possiamo comunque indicare la tecnica dei censimenti visivi subacquei (UVC) come "più efficiente", nei termini di qualità dell'informazione scientifica in relazione allo sforzo di campionamento (tempo, personale) e dei costi sostenuti. Per questa tecnica, come per le altre, andranno considerati limiti operativi specifici che, nel caso UVC, sono da riferire a limiti batimetrici e di operatività dei rilevatori in immersione.

- I censimenti visivi hanno inoltre consentito di osservare come l'attività subacquea dei subacquei sportivi nella zona A procuri due tipi di impatto: uno negativo sull'ambiente, suggerito dal numero di contatti osservati durante le immersioni, ed uno positivo a livello economico per il territorio.
- Questo tipo di attività è senza dubbio fondamentale per l'AMP "Plemmirio" sia per l'economia locale che per l'approvazione dell'opinione pubblica considerando che un ottimo modo per garantire il consenso dell'opinione pubblica è far percepire ai visitatori ed ai residenti i miglioramenti dell'effetto protezione. È altresì vero che l'ente gestore deve essere in grado di garantire un continuo monitoraggio dell'impatto e, se possibile, riuscire a quantificarlo in modo tale da poter sviluppare una giusta gestione che non comprometta le caratteristiche ambientali, dato che il principale obiettivo di una riserva deve essere la conservazione dell'ambiente, ed allo stesso tempo soddisfi i visitatori subacquei (Cattaneo-Vietti e Bava, 2005)..

6. BIBLIOGRAFIA

- Aa. vv., (2003). Relazione finale Luglio 2003. Studio di fattibilità propedeutico all'istituzione dell'Rea Marna Protetta Siracusa Penisola della Maddalena – Capo Murro di Porco.
- Aa. vv., (2007). Area marina protetta del Plemmirio siracusa (2007) - Quaderni scientifici 1.
- Aa. vv., (2008). Aree Marine Protette e Pesca: Alla ricerca delle buone pratiche condivise. Atti del Convegno Siracusa, 5 dicembre 2008.
- Abesamis, R. A., Russ, G. R., & Alcala, A. C. (2006). Gradients of abundance of fish across no-take marine reserve boundaries: Evidence from Philippine coral reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 349–371.
- Agardi, T. (2005). Global marine conservation policy versus site-level implementation: The mismatch of scale and its implications. *Marine Ecology Progress Series*, 300: 242–248.
- Alcala, A. C., Russ, G. R., Maypa, A. P., & Calumpong, H. P. (2005). A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 98–108.
- Allison, G.W., Lubchenco, J., & Carr, M.H. (1998). Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*, 8: S79–S92.
- Allison, G.W., Gaines, S.D., Lubchenco, J., & Possingham, H.P. (2003). Ensuring persistence of marine reserves: Catastrophes require adopting an insurance factor. *Ecological Applications*, 13: S8–S24.
- Andaloro F., & Rinaldi A. (1998). Fish biodiversity change in Mediterranean Sea as tropicalisation phenomenon indicator. In: *Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean* (Enne G., D'Angelo M. & C. Zanolla, eds.), pp. 201-206. Rome: A.N.P.A. (in cooperation with Osservatorio Nazionale sulla Desertificazione).
- Attwood, C. G., & Bennett, B. A. (1994). Variation in dispersal of galjoen (*Coracinus capensis*) (Teleostei: Coracinidae) from a marine reserve. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 1247–1257.
- Badalamenti, F., Ramos-Esplá, A., Voultsiadou, E., Sanchez-Lisazo, J. L., D'Anna, G., Pipitone, C., et al. (2000). Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*, 27: 1–16.
- Badame G., Greco A., Nicastro A., Bonanno A., 2007. Monitoraggio generale dell'AMP di Siracusa "Plemmirio" stagione 2007.**
- Barker, N.H.L. & Roberts, C. (2004) Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481–489.
- Bayle-Sempere, J. T., & Ramos-Esplá, A. A. (1993). Some population parameters as indicators to assess the “reserve effect” on the fish assemblage. In C. F. Boudouresque, M. Avon, & C. Pergent-Martini (Eds.), *Indicateurs biologiques, & physico-chimiques* (pp. 189–214). France: GIS Posidonie Publ.
- Beddington, J.R., Agnew, D.J., & Clark, C.W. (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316: 1713–1716.
- 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.

- Bell, J.D. (1983). Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north western Mediterranean-Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357–369.
- Benedetti-Cecchi, L. (2006). Understanding the consequences of changing biodiversity on rocky shores: How much have we learned from past experiments? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338: 193–204.
- Berkeley, S. A., Hixon, M. A., Larson, R. J., & Love, M. S. (2004). Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries*, 29: 23–32.
- Biagi, F., Gambaccini, S., & Zazzetta, M. (1998). Settlement and recruitment in fishes: The role of coastal areas. *Italian Journal of Zoology*, 65, 269–274.
- Birkeland, C., & Dayton, P. K. (2005). The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 366–368.
- Blyth-Skyrme, R., Kaiser, M. J., Hiddink, J. G., Edwards Jones, G., & Hart, P. J. B. (2006). Conservation benefits of temperate marine protected areas: Variation among fish species. *Conservation Biology*, 20, 811–820.
- Bodilis, P., Ganteaume, A., & Francour, P. (2003). Presence of 1 year-old dusky groupers along the French Mediterranean coast. *Journal of Fish Biology*, 62: 242–246.
- Bohnsack, J. A. (1996). Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In N. V. C. Polunin, & C. M. Roberts (Eds.), *Reef fisheries* (pp. 283–313). London: Chapman & Hall.
- Browman, H. I., & Stergiou, K. I. (2004). Marine protected areas as a central element of ecosystem-based management: Defining their location, size and number. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 271–272.
- Cacaud P. (2005). Fisheries laws and regulations in the Mediterranean; a comparative study. *Studies and reviews* No. 75, General Fisheries Commission for the Mediterranean. 40 pp.
- Cater, E. & Cater, C. (2007) *Marine Ecotourism: Between the Devil and the Deep Blue Sea*. Oxford, UK: CAB International.
- Cattaneo-Vietti R., Bava S., 2005. L'attività subacquea nelle AMP è compatibile con la protezione ambientale?. In: Marini L, 2007. Atti del workshop internazionale “le attività subacquee nelle aree marine protette e gli impatti sull'ambiente: esperienze mediterranee a confronto”. Palombi Editori. Roma.
- Cattaneo-Vietti R., Tunesi L., 2007. *Le aree marine protette in Italia: problemi e prospettive*. Aracne Editore. Roma.
- Chapman, M. R., & Kramer, D. L. (1999). Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: Effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series*, 181: 81–96.
- CINGOLANI N., SANTOYANNI A., COLELLA S., DONTATO F. (2003) – Monitoraggio della pesca sportiva da natanti nei mari italiani. *Biol. Mar. Mediterr.*, 10 (2): 1064-1068.
- CINGOLANI N., SANTOYANNI A., BELARDINELLI A., COLELLA S., DONTATO F., PENNA P., SDOGATI C. (1999) – Sport fishery in Eastern Mediterranean (Greece & Italy): parametres estimates, linkages and conflict with professional fisheries – Final report to the of the european Communities, EU project 96/018.

- Claudet, J., Osenberg, C. W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., et al. (2008). Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481–489.
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.-Y., Bachet, F., & Galzin, R. (2006a). Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130: 349–369.
- Coleman, F.C., & Williams, S.L. (2002). Overexploiting marine ecosystem engineers: Potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 40–44.
- Consoli P., Romeo T., Giongrandi U. and Andaloro F. 2007. Differences among fish assemblages associated with a nearshore vermetid reef and other two rocky habitats along the shores of Cape Milazzo (Northern Sicily, Central Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 88: 401-410.
- Cury, P.M. (2004). Tuning the ecoscope for the ecosystem approach to fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 272–275.
- Dankel, D. J., Skagen, D. W., & Ulltang, O. (2008). Fisheries management in practice: Review of 13 commercially important fish stocks. *Reviews on Fish Biology and Fisheries*, 18: 201–233.
- Davis, D. & Tisdell, C. (1995) Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean and Coastal Management* 26: 19–40.
- Daw, T., & Gray, T. (2005). Fisheries science and sustainability in international policy: A study of failure in the European Union's Common Fisheries Policy. *Marine Policy*, 29, 189–197.
- Dearden, P., Bennett, M. & Rollins, R. (2006) Implications for coral reef conservation of diver specialization. *Environmental Conservation* 33: 353–363.
- Di Franco, A., Marchini, A., Baiata, P., Milazzo, M. & Chemello, R. (2009) Developing a Scuba Trail Vulnerability Index (STVI): a case study from a Mediterranean MPA. *Biodiversity and Conservation* (in press) DOI: 10.1007/s10531-008-9461-x.
- Dufour, V., Jouvenel, J. Y., & Galzin, R. (1995). Study of a Mediterranean reef fish assemblage – comparisons of population-distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources*, 8, 17–25.
- Dugan, J.E., & Davis, G.E. (1993). Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50, 2029–2042.
- Dulčić, J., Kraljevic, M., Grbec, B., & Pallaoro, A. (1997). Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Marine Biology*, 129: 267–277.
- European Environment Agency.(2006). Priority issues in the Mediterranean environment. EEA Report No.4/2006.
- Falcón, J. M., Brito, A., García-Charton, J. A., Dorta, C., Martín-Sosa, P., Hernández, J. C., et al. (2007a). Evidence of the effects of protection on littoral fish communities in and around La Restinga Marine Reserve (El Hierro, Canary Islands, Central-Eastern Atlantic). In A. Pérez-Ruzafa, E. Hoffman, J. Boncoeur, J. A. García-Charton, C. Marcos, F. Salas, T. K. Sorensen, & O. Vestergaard (Eds.), *European symposium on marine protected areas as a tool for fisheries management and ecosystem conservation*.

- Emerging science and interdisciplinary approaches. Abstracts Book p. 95. Empafish and Protect projects. Murcia: Editum.
- Sala, E., Boudouresque, C.F., & Harmelin-Vivien, M. (1998). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: Evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 82: 425–439.
- Francour P. (1991) The effect of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol. Terre Vie*, 46: 65-81.
- Francini-Filho, R. and Moura, R. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact approach. *Fisheries Research* 93:346-356.
- Francour, P., & Le Diréach, L. (1994). Recrutement de l'ichtyofaune dans l'herbier superficiel á *Posidonia oceanica* de la Réserve Naturelle de Scandola (Corse, Méditerranéenord-occidentale): Données préliminaires. *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional de Corse (France)*, 46: 71–91.
- Francour, P., Harmelin, J.-G., Pollard, D., & Sartoretto, S. (2001). A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: Siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Fresh water Ecosystems*, 11: 155–188.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L., & Boero, F. (2002). Marine protected areas in the Mediterranean Sea: Objectives, effectiveness and monitoring. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 23: 190–200.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Bussotti, S., Guarnieri, G., D'Ambrosio, P., & Boero, F. (2005). Conservation of Mediterranean seascapes: An alyses of existing protection schemes. *Marine Environmental Research*, 59, 309–332.
- Fraterrigo, J.M., & Rusak, J.A. (2008). Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. *Ecology Letters*, 11: 756–770.
- García-Charton, J. A., & Pérez-Ruzafa, A. (1999). Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, 42: 1–20.
- García-Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez-Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., et al. (2000). Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: Habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27: 159–178.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Reñones, O., & Moreno-Lampreave, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161–182.
- García-Rubies, A., & Zabala, M. (1990). Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54, 317–328.
- García-Rubies, A., & Macpherson, E. (1995). Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, 124: 35–42.
- García-Charton, J.A., Esparza, O., Rodríguez-Hernández, A., Saber, S., Treviño, J., Herrero, A., et al. (2007). Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas – 2007. Consejería de Agriculturay Agua, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

- García-Charton, J.A., & Planes, S. (2002). Etude de l'impact de la reserve Naturelle Marine de Cerbère/Banyuls comme source d'exportation de poissons littoraux adultes vers les zones avoisinantes. Rapport EPHE. Conseil Général des Pyrénées-Orientales, 43 pp.+6 annexes.
- Gårdmark, A., Jonzén, N., & Mangel, M. (2005). Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 61–69.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A. & Zabala, M. (1998) The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoans population. *Conservation Biology* 12: 302–312.
- Gell, F. R., & Roberts, C. M. (2003). Benefits beyond boundaries: The fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 448–456.
- Gerber, L. R., & Heppell, S. S. (2004). The use of demographic sensitivity analysis in marine species conservation planning. *Biological Conservation*, 120: 121-128.
- Gilliland, P. M., & Laffoley, D. (2008). Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. *Marine Policy*, 32: 787–796.
- Gollasch, S. (2006). Overview of introduced aquatic species in European navigational and adjacent waters. *Helgoland Marine Research*, 60: 84–89.
- Goñi, R., (1988). Ecosystem effect of marine fisheries: an overview. *Ocean and Coastal management*, 40:37-64.
- Goñi, R., Quetglas, A., & Reñones, O. (2006). Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 207–219.
- Graham, N. A. J., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Wilson, S. K., Polunin, N. V. C., & Jennings, S. (2008). Climate warming, marine, protected areas and the ocean-scale integrity of coral reef ecosystems. *PLOS One*, 3: 1–9.
- GRECO S., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., TUNESI L. (2004) - "Sistema Afrodite: an integrated programme for the inventoryng and monitoring of the core zones of the Italian marine protected areas". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 14: 119-122.
- Guidetti, P. (2002). The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 619–634.
- Guidetti, P., Bussotti, S., & Boero, F. (2005). Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: A case study in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 59: 333–348.
- Guidetti, P. (2006a). Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16: 963–976.
- Guidetti, P. (2006b). Potential of marine reserves to cause community-wide changes beyond their boundaries. *Conservation Biology*, 21: 540–545.
- Guidetti, P., Milazzo, M., Bussotti, S., Molinari, A., Murenu, M., Pais, A., et al. (2008). Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141: 699–709.
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13: 117–137.

- Harley, C. D. G., Hughes, A. R., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., et al. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9: 228–241.
- Harmelin J.G. (1987) Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 8(3): 263-284.
- Harmelin, J.-G., Bachet, F., & Garcia, F. (1995). Mediterranean marine reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *PSZN I: Marine Ecology*, 16: 230–250.
- Harmelin-Vivien, M.L., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J.T., Charbonnel, E., García-Charton, J.A., Ody, D., et al. (2008). Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141, 1829–1839.
- Harmelin-Vivien, M.L., García-Charton, J.A., Bayle-Sempere, J.T., Charbonnel, E., Le Diréach, L., Ody, D., et al. (2007). Importance of marine reserves for the population dynamics of groupers (Epinephelinae) in the western Mediterranean. In *Second symposium on Mediterranean Groupers*, Nice (pp. 91–93).
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J.-G., & Leboulleux, V. (1995). Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores *Hydrobiologia*, 300/301, 309–320.
- Harmelin, J.-G., & Marinopolous, J. (1993). Recensement de la population de corbs (*Sciaena umbra*, Linneaus 1758: Pisces) du Parc national de Port-Cros (Méditerranée, France) par inventaires visuels. *Scientific Reports of the Port-Cros National Park, France*, 15: 265–275.
- Harriott, V., Davis, D. & Banks, S. (1997) Recreational diving and its impact in marine protected areas in Eastern Australia. *Ambio* 26: 173–179.
- Hawkins, J.P. & Roberts, C.M. (1997) Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. In: *Proceedings 8th International Coral Reef Symposium*, ed. H.A. Lessios & I.G. Macintyre, Vol. 2, pp. 1923–1926. Panama: 8th International Coral Reef Symposium Executive Committee, Smithsonian Tropical Research Institute.
- Hawkins, J.P., Roberts, C., Kooistra, D., Buchan, K. & White, S. (2005) Sustainability of scuba diving tourism on coral reef of Saba. *Coastal Management* 33: 373–387.
- Hereu, B. (2006). Depletion of palatable algae by sea urchins and fishes in a Mediterranean subtidal community. *Marine Ecology Progress Series*, 313: 95–103.
- Hilborn, R. (2004). Ecosystem-based fisheries management: The carrot or the stick? *Marine Ecology Progress Series*, 274: 275–278.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., et al. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301, 929–933.
- Hughes, T.P., Bellwood, D.R., Folke, C., McCook, L.J., & Pandolfi, J.M. (2007). No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 1–3.
- Hughes, T.P., Bellwood, D.R., Folke, C., Steneck, R.S., & Wilson, J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 380–386.

- Jackson, J. B. C. (2008). Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 11458–11465.
- Jennings, S. (2004). The ecosystem approach to fishery management: A significant step towards sustainable use of the marine environment? *Marine Ecology Progress Series*, 274: 279–282.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., et al. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629–638.
- Jackson, J.B.C., & Sala, E. (2001). Unnatural oceans. *Scientia Marina*, 65: 273–281.
- Jones, G.P., Cole, R.C., & Battershill, C.N. (1992). Marine reserves: Do they work? In: C.N. Battershill, D. R. Schiel, G.P. Jones, R.G. Creese, A.B. MacDiarmid (Eds.), *Proceedings of the second international temperate reef symposium*, 7–10 January 1992, Auckland, New Zealand (pp.29–45). NIWA Marine.
- 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 biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 1–14.
- Kaunda-Arara, B., & Rose, G. A. (2004). Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biological Conservation*, 118, 1–13.
- Knowlton, N. (2004). Multiple “stable” states and the conservation of marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 60: 387–396.
- La Mesa, G., & Vacchi, M. (1999). An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island Marine Reserve. *PSZN I: Marine Ecology*, 20: 147–165.
- La Mesa, G., Louisy, P., & Vacchi, M. (2002). Assessment of microhabitat preferences in juvenile dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) by visual sampling. *Marine Biology*, 140: 175–185.
- La Mesa G., Micalizzi M., Giaccone G. & Vacchi M. (2004) Cryptobenthic fishes of the “Ciclopi Islands” marine reserve (central Mediterranean Sea): assemblage composition, structure and relations with habitat features. *Marine Biology*, 145: 233–242.
- Le Diréach, L., & Francour, P. (1998). Recrutement de *Diplodus annularis* (Sparidae) dans les herbiers de posidonie de la Réserve Naturelle de Scandola (Corse). *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional de Corse (France)*, 57: 42–75.
- Ledlie, M.H., Graham, N.A.J., Bythell, J.C., Wilson, S. K., Jennings, S., Polunin, N.V.C., et al. (2007). Phase shifts and the role of herbivory in the silencing of coral reefs. *Coral Reefs*, 26: 641–653.
- Lenfant, P. (2003). Demographic and genetic structures of white sea bream populations (*Diplodus sargus*, Linnaeus, 1758) inside and out side a Mediterranean marine reserve. *Comptes Rendues Biologies*, 326: 751–760.
- Lewis, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., & Freeman, S. A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 598–604.
- Lubchenco, J., Palumbi, S. R., Gaines, S. D., & Andelman, S. (2003). Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13: S3–S7.

- Mace, P. M. (2004). In defence of fisheries scientists, single-species models and other scapegoats: Confronting the real problems. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 285–291.
- Macpherson, E. (1998). Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220: 127–150.
- Macpherson, E., Biagi, F., Francour, P., Garcí'a-Rubies, A., Harmelin, J.-G., Harmelin-Vivien, M. L., et al. (1997). Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 160: 135–147.
- Macpherson, E., Garcí'a-Rubies, A., & Gordo, A. (2000). Direct estimation of natural mortality rates for littoral marine fishes using populational data from a marine reserve. *Marine Biology*, 137: 1067–1076.
- Macpherson, E., Gordo, A., & Garcí'a-Rubies, A. (2002). Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 777–788.
- Marconato A., Mazzoldi C., De Girolamo M., Stefanni S., & Maio G. (1996) L'uso del visual census nello studio della fauna ittica costiera. *Biologia Marina Mediterranea*, 3(1): 512–513.
- Martínez M.L., Intralawan A., Vázquez, G., Pérez- Maqueo, O. (2007). The coast of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63: 254–272.
- McCann, K.S. (2000). The diversity–stability debate. *Nature*, 405: 228–233.
- McClanahan, T.R., Graham, N.A.J., Calnan, J.M., & MacNeil, M.A. (2007). Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications*, 17: 1055–1067.
- Medio, D., Ormond, R.F.G. & Pearson, M. (1997) Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation* 79: 91–95.
- Micheli, F., Halpern, B. S., Botsford, L. W., & Warner, R. R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1709–1723.
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Camarda, R. & Riggio, S. (2002) The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology* 23: 280–290.
- Milazzo, M., Anastasi, I. & Willis, T.J. (2006) Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increases frequency of predation on damselfish (*Chromis chromis*) nests. *Marine Ecology Progress Series* 310: 165–172.
- Molloy, P. P., Reynolds, J. D., Gage, M. J. G., Mosqueira, I., & Co'te', I. M. (2008). Links between sex change and fish densities in marine protected areas. *Biological Conservation*, 141, 187–197.
- Morato, T., Afonso, P., Lourinho, P., Nash, R. D. M., & Santos, R. S. (2003). Reproductive biology and recruitment of the white sea bream in the Azores. *Journal of Fish Biology*, 63: 59–72.

- Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Kappel, C. V., Micheli, F., Brumbaugh, D.R., et al. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science*, 311: 98–101.
- Myers, R.A., & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280–283.
- Mumby, P.J., Harborne, A.R., Williams, J., Kappel, C.V., Brumbaugh, D.R., Micheli, F., et al. (2007). Trophic cascades facilitate coral recruitment in a marine reserve. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 8362–8367.
- Pais A., Azzurro E., Chessa L.A. (2004) Distribution patterns of coastal fish assemblages associated with different rocky substrates in Asinara Island National Park (Sardinia, Italy). *Ital. J. Zool.*, 71: 309-316.
- Palmeri, A. (2004). Struttura e composizione dei popolamenti ittici di due aree marine protette siciliane. Master Thesis, University of Palermo.
- Palumbi, S. R. (2001). The ecology of marine protected areas. In M. D. Bertness, S. D. Gaines, & M. E. Hay (Eds.), *Marine community ecology* (pp. 509–530). Sinauer Associates, Inc. Publ.
- Parsons, G.R. & Thur, S.M. (2008) Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of scuba diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics* 40: 593–608.
- Pasolli L. (2008) Studio degli effetti dell'attività subacquea nell'area marina protetta Plemmirio. Tesi di laurea. Università degli Studi di Padova.
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 430.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., et al. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689–695.
- Parsons, G.R. & Thur, S.M. (2008) Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of scuba diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics* 40: 593–608.
- Pelletier, D., García-Charton, J. A., Ferraris, J., David, G., Thébaud, O., Letourneur, Y., et al. (2005). Designing indicators for evaluating the impact of Marine Protected Areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources*, 18: 15–33.
- Pérez-Ruzafa, A., González-Wangüemert, M., Lenfant, P., Marcos, C., & García-Charton, J.A. (2006). Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation*, 129: 244–255.
- Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M.-L., et al. (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: Lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*: 27, 179–200.
- Planes, S., Galzin, R., García-Rubies, A., Goñi, R., Harmelin, J.-G., Le Diréach, L., et al. (2000). Effects of marine protected areas on recruitment processes with special

- reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation*, 27: 126–143.
- Planes, S., García-Charton, J. A., Marcos, C., & Pérez Ruzafa, A. (2008). Ecological effects of Atlanto-Mediterranean marine protected areas in the European Union. EMPAFISH Project, Booklet no1. Editum (158pp.).
- Planes, S., Jouvenel, J. Y., & Lenfant, P. (1998). Density dependence in post-recruitment processes of juvenile sparids in the littoral of the Mediterranean Sea. *Oikos*, 83: 293–300.
- Rakitin, A., & Kramer, D. L. (1996). Effect of marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 97–113.
- RAC/SPA(2003). Strategic Action Plan for the conservation of biological diversity (SAP BIO) in the Mediterranean region. Tunis: UNEP-MAP, Tunis (104 pp.).
- Raventós, N., & Macpherson, E. (2005). Environmental influences on temporal patterns of settlement in two littoral labrid fishes in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63: 479–487.
- Reñones, O., Quetglas, A., & Gonçoi, R. (2001). Effects of fishing restrictions on the abundance, size structure and mortality rate of a western Mediterranean population of *Scorpaena scrofa* (Linnaeus, 1758). *Rapports de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 36, 316.
- Riera F., Grau A.M., Pastor E. & S. Pou (1995). Faunistical and demographical observations in Balearic ichthyofauna. Meridionalization or subtropicalization phenomena. In: *La Méditerranée: Variabilités climatiques, Environnement et Biodiversité. Actes Colloque Scientifique OKEANOS*, Montpellier, pp. 213-220.
- 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., & Polunin, N.V.C. (1991). Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1: 65–91.
- Roberts, C.M., & Polunin, N.V.C. (1993). Marine reserves: Simple solutions to managing complex fisheries? *Ambio*, 22: 363–368.
- 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.
- Rouphael, A.B. & Inglis, G.J. (1997) Impacts of recreational scuba diving at sites with different reef topographies. *Biological Conservation* 82: 329–336.
- Rouphael, A.B. & Inglis, G.J. (2001) ‘Take only photographs and leave only footprints’? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation* 100: 281–287.
- Rowley, R.J. (1994). Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4: 233–254.
- Rudd, M.A. & 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.
- Russ, G. R. (2002). Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In P. F. Sale (Ed.), *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem* (pp. 421–443). New York: Academic Press.

- Russ, G. R., & Alcala, A. C. (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. (2004). Marine reserves: Long term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia*, 138: 622–627.
- Russ, G.R., Stockwell, B., & Alcala, A.C. (2005). Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 292: 1–12.
- Sala, E., & Knowlton, N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annual Review Environmental Resources*, 31: 93–122.
- SALA E., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN-VIVIEN M., (1998) – Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 82: 425-439.
- Salm, RV., Clark, J.R., & Siirila, E. (2000). *Marine and coastal protected areas: A guide for planners and managers*. Washington, DC:IUCN.
- Sánchez-Lizaso, J. L., Goñi, R., Reñones, O., García Charton, J. A., Galzin, R., Bayle-Sempere, J. T., et al. (2000). Density dependence in marine protected populations: A review. *Environmental Conservation*, 27: 144–158.
- Sandin, S.A., Smith, J.E., DeMartini, E.E., Dinsdale, E.A., Donner, S.D., Friedlander, A.M., et al. (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PLOS One*, 3: 1–11.
- Shears NT, Babcock RC (2002) Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132: 131-142
- Sissenwine, M., & Murawski, S. (2004). Moving beyond ‘intelligent tinkering’: Advancing and Ecosystem Approach to Fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 291–295.
- Smith E. P., 2002.** *BACI design*. *Encyclopedia of Environmetrics* 1, 141-148.
- Sorice, M.G., Oh, C. & Ditton, R.B. (2007) Managing scuba divers to meet ecological goals for coral reef conservation. *Ambio* 36: 316–322.
- Stevenson, C., Katz, L.S., Micheli, F., Block, B., Heiman, K. W., Perle, C., et al. (2007). High apex predator biomass on remote Pacific islands. *Coral Reefs*: 26, 47–51.
- SUTINEN, J.G. & JOHNSTON, R.J. (2003) - Angling management organizations: integrating the recreational sector into fishery management. *Marine Policy*, 27: 471-487.
- TEGNER M.J., DAYTON P.K. (1999) – Ecosystem effects of fishing. *Trends in ecology and evolution*. 14: 261-262.
- 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.).
- Tunesi L. & M. Vacchi. (1993) Indagini visuali nell’area marina di Portofino: applicazione di un metodo per lo studio dei popolamenti ittici. *Biologia Marina*, Suppl. Notiz. S.I.B.M., 1: 355-360.
- Tunesi, L., Molinari, A., & Salvati, E. (2006). Fish assemblage of the marine protected area of Cinque Terre (NW Mediterranean Sea): First characterization and assessment by visual census. *Chemistry and Ecology*, 22: 245–253.

- Uyarra, M.C. & Côté, I.M. (2007) The quest for cryptic creatures: impacts of species-focused recreational diving on corals. *Biological Conservation* 136: 77–84.
- Vigliola, L., Harmelin-Vivien, M. L., Biagi, F., Galzin, R., García-Rubies, A., Harmelin, J.-G., et al. (1998). Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the north western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 168: 45–56.
- Walters, R.D.M. & Samways, M.J. (2001) Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity and Conservation* 10: 2167–2179.
- Ward, T.J., Heinemann, D., & Evans, N. (2001). The role of marine reserves as fisheries management tools: A review of concepts, evidence and international experience. Canberra, Australia: Bureau of Rural Sciences (192pp.).
- Zakai, D. & Chadwick-Furman, N.E. (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105: 179– 187.
- Ziegler, P. E., Lyle, J. M., Haddon, M., & Ewing, G. P. (2007). Rapid changes in life-history characteristics of a long-lived temperate reef fish. *Marine and Fresh water Research*, 58: 1096–1107.