

Monitoraggio Marine Strategy – 2018 AMP Cinque Terre



Relazione tecnica finale

14 Aprile 2020

Partecipanti

Paolo Guidetti – CoNISMa URL Nizza – Responsabile Scientifico

Simona Bussotti, Antonio Calò, Antonio Di Franco, Manfredi Di Lorenzo.

Indice

Introduzione.....	3
Materiali e metodi.....	8
Risultati.....	14
Considerazioni finali.....	30
Bibliografia.....	32

1. Introduzione

1.1 La Direttiva Marine Strategy Framework Directive

La Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino 2008/56/CE (Marine Strategy Framework Directive, MSFD; http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm), del 17 giugno 2008, rappresenta un importante e innovativo strumento per la protezione dei mari italiani. Essa costituisce, infatti, il primo strumento normativo vincolante per gli Stati Membri (SM) della UE che consideri l'ambiente marino in un'ottica sistemica, con l'obiettivo di proteggere la biodiversità e preservare il buono stato di salute di mari e oceani, relativamente alle acque marine europee. L'attuazione della direttiva è finalizzata a una maggiore conoscenza e gestione delle pressioni e degli impatti derivanti dalle attività umane nei mari europei e, attraverso l'adozione di misure per la riduzione degli effetti negativi determinati da queste ultime, consentirà di migliorare lo stato dell'ambiente marino e la capacità degli ecosistemi marini di contrastare i cambiamenti naturali o indotti dall'uomo. Tutto ciò, comunque, in un contesto in cui sarà garantito un uso sostenibile dei beni e dei servizi ecosistemici.

La MSFD richiede agli SM di mettere in atto le misure necessarie per conseguire o mantenere un buono stato ambientale (GES, *Good Environmental Status*) dell'ambiente marino entro il 2020. Per "buono stato ambientale" s'intende lo stato degli ambienti marini che consenta di preservare la diversità ecologica e la vitalità di mari e oceani puliti, sani e produttivi, oltre all'utilizzo dell'ambiente marino e delle sue risorse in modo sostenibile. Per raggiungere questo obiettivo gli SM devono sviluppare e attuare delle "strategie marine" con lo scopo di proteggere e preservare l'ambiente marino, prevenirne il degrado o, dove possibile e necessario, procedere al ripristino degli ecosistemi marini ove essi abbiano subito degli impatti. La MSFD segue un ciclo d'attuazione di sei anni, al termine del quale queste strategie sono sottoposte a valutazione ed eventuale aggiornamento. Le strategie marine si attuano a livello di regione marina mediterranea o di sottoregione. Le sottoregioni marine di interesse per l'Italia sono: i) il Mediterraneo occidentale, ii) il mar Ionio e il Mediterraneo centrale, iii) il mar Adriatico. L'Italia ha scelto di sviluppare le strategie marine a livello di sottoregione. L'ambito di applicazione sono le acque marine su cui lo SM ha giurisdizione. Esso include di conseguenza, oltre alle acque territoriali fino alle 12 mn, anche la zona di protezione ecologica, istituita con DPR 209 del 27 ottobre 2011, che ricade nella sottoregione "Mediterraneo occidentale".

Una strategia marina si compone di una fase preparatoria e di una fase di misure, suddivise nelle seguenti tappe:

- elaborazione di una *valutazione iniziale* (2012)
- determinazione del *buono stato ambientale* (2012)

- definizione dei *traguardi ambientali* (2012)
- predisposizione e avvio di un *programma di monitoraggio* (2014)
- elaborazione di un *programma di misure* (2015) e suo *avvio* (2016).

Sulla base di quanto emerso dalla valutazione iniziale, gli SM definiscono dei “traguardi ambientali” che indicano il percorso volto al conseguimento del GES. Il raggiungimento dei traguardi ambientali o il mantenimento del buono stato ambientale sarà poi legato all’attuazione di azioni concrete, definite nei programmi di misure, integrate con le pertinenti misure prescritte dalla legislazione comunitaria vigente o prossima ventura o derivante da accordi internazionali. La valutazione iniziale e i traguardi ambientali a loro volta forniscono la base per la predisposizione di programmi di monitoraggio, aventi la finalità di valutare in maniera continua lo stato ambientale marino e di stimarne il divario rispetto alle condizioni di buono stato ambientale, i progressi verso tale stato o il suo mantenimento nel tempo.

All’inizio del processo di definizione del Programma di Monitoraggio della Strategia Marina il MATTM ha incaricato ISPRA di elaborare un’architettura di base del programma di monitoraggio nazionale *sensu* strategia marina. Il documento elaborato è stato discusso prima in una serie di confronti con le Amministrazioni Centrali, con gli Enti Tecnici Nazionali e con le Regioni e poi portato al Comitato Tecnico (CT) istituzionale del 16/12/2013 che ha stabilito di avviare dei Gruppi di Lavoro (GdL) per ciascuna piattaforma. Dopo la riunione del CT sono stati avviati 8 GdL, uno per ciascuna delle 7 piattaforme operative e uno di coordinamento delle attività dei GdL con l’obiettivo di assicurare sia un’adeguata coerenza dei singoli GdL nella definizione della rispettiva proposta, sia le giuste sinergie tra i diversi programmi di monitoraggio (di seguito PdM) proposti, al fine ultimo di fornire un quadro omogeneo e rappresentativo degli elementi fondamentali alla successiva fase di attuazione. Ogni GdL è stato così strutturato: i) è stato individuato un capofila (con funzioni di coordinamento); ii) è stata prevista la presenza fissa di un rappresentante del Ministero e dei relativi “organi operativi”, l’ISPRA e il Reparto Ambientale Marino (RAM) delle Capitanerie di Porto (CP). In ogni GdL sono presenti 3 rappresentanti delle Agenzie Regionali per la Protezione dell’Ambiente (ARPA), uno per ciascuna delle 3 sottoregioni costiere previste nella Direttiva, uno del Centro Nazionale delle Ricerche (CNR) e uno del Consorzio Interuniversitario per le Scienze del Mare (CoNISMa). Infine, a seconda della tematica trattata, sono stati designati rappresentanti del MIPAAF, del Sistema Sanitario Nazionale (ISS o Istituti Zooprofilattici), dell’Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l’Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile (ENEA) o dell’Istituto Idrografico della Marina. I soggetti tecnici da inserire nei GdL sono stati scelti tra quelli di rilievo nazionale, al fine di garantire l’acquisizione del massimo livello informativo. Per quanto attiene il GdL della Piattaforma 8, di valenza più politico-istituzionale, sono stati coinvolti i rappresentanti regionali (uno per ogni sottoregione) e un rappresentante per ciascuno degli

organismi tecnici di riferimento a livello nazionale (ISPRA, CNR, CoNISMa). Il MATTM, in quanto autorità competente, ha partecipato ad ogni GdL ed è altresì Capofila della Piattaforma 8.

Il Programma di monitoraggio è strutturato in 7 “programmi” (che includono una o più attività che condividono tra loro delle possibilità di sinergie dal punto di vista operativo) e in “sottoprogrammi” (che corrispondono alle singole attività di monitoraggio). L’individuazione di sottoprogrammi rende possibile stabilire eventuali riferimenti trasversali tra i descrittori della MSFD e consente una loro integrazione. Per ciascun sottoprogramma è indicato, in maniera molto sintetica, l’ambito di attività (costiero e/o *offshore*, superficiale e/o profondo) e il *gap* conoscitivo che si intende colmare e/o la finalità dell’attività insieme alla strategia di indagine. Per ciascun sottoprogramma, inoltre, è stata indicata la connessione con uno o più *descrittori* per i quali sono stati definiti il *buono stato ambientale* e i *traguardi ambientali*. La scelta delle attività di monitoraggio da realizzare è stata guidata tenendo conto di alcuni criteri generali. Primo fra questi criteri è la necessità di colmare i *gap* conoscitivi relativi alle caratteristiche degli ecosistemi marini italiani nonché alle pressioni e agli impatti sullo stato ambientale marino, evidenziati nel corso della valutazione iniziale. In questo senso, praticamente tutte le attività di monitoraggio illustrate nel presente documento sono ritenute necessarie per colmare i *gap* conoscitivi evidenziati, alcuni dei quali sono molto consistenti, tali da rendere le attività di monitoraggio chiaramente prioritarie (è il caso, ad esempio, delle attività di monitoraggio dei rifiuti marini, del rumore sottomarino, delle reti trofiche, delle specie non indigene, etc.). Altri *gap*, invece, sono di entità contenuta, essendo già disponibile una certa mole di dati che però non può essere considerata sufficiente al fine di poter perseguire adeguatamente le finalità della Direttiva. Pertanto anche le attività collegate a questi *gap* conoscitivi si rendono indispensabili. Altro criterio rilevante ai fini dell’individuazione e definizione delle attività da realizzare è la connessione di tali attività con una o più definizioni di GES e di Traguardi. Infatti, come accennato precedentemente, la finalità principale dei programmi di monitoraggio è quella di valutare il “progresso” dello stato dell’ambiente marino in funzione dei Traguardi ambientali fissati e quindi di valutare se l’ambiente marino si stia avvicinando o stia mantenendo le condizioni di *buono stato ambientale* che sono state definite precedentemente. In questo senso, la maggior parte delle attività di monitoraggio illustrate nel presente documento è ritenuta necessaria al fine di valutare il conseguimento o meno di uno o più Traguardi ambientali. In alcuni casi, pur non essendo stata formulata alcuna definizione di GES o Traguardo, sono state ugualmente previste delle attività di monitoraggio su tematiche ritenute di particolare rilevanza (ad es., *input* di nutrienti) o di interesse emergente per la comunità scientifica internazionale (ad es., livelli e impatti dell’acidificazione marina). Altro importante criterio che ha guidato la scelta e la definizione delle attività è stata la presenza o meno di piani di monitoraggio già previsti da vigenti norme e/o accordi a livello regionale, nazionale, comunitario o internazionale. I Programmi di monitoraggio per la strategia marina, infatti, secondo le prescrizioni dell’art. 11 della Direttiva, devono essere “coordinati”, al fine di integrare, valorizzare e armonizzare tutti i monitoraggi esistenti. In tal senso, i

programmi di monitoraggio si avvalgono delle attività già contemplate da norme e/o accordi esistenti (come ad es. il monitoraggio nelle acque costiere di parametri chimico-fisici, delle comunità fitoplanctoniche, di alcuni habitat o specie di particolare pregio, della contaminazione chimica), che possono anche fornire un contributo in relazione a metodologie di indagine e valori di riferimento. Nella maggioranza dei casi, tuttavia, anche quando tali monitoraggi siano già attuati, essi non possono spesso soddisfare pienamente le richieste della MSFD (ad es., in relazione alla scala spaziale e/o temporale). In altri casi, i programmi proposti fanno riferimento a temi non contemplati da nessuna norma e/o accordo esistente (ad es., i rifiuti marini, il rumore sottomarino, le specie non indigene) e costituiscono quindi attività *ex-novo*.

1.2 Sottoprogramma - Fauna ittica

La fauna ittica rappresenta una componente importante degli ecosistemi marini non solo in termini di biomassa e abbondanza, ma anche in quanto le diverse specie ittiche, occupando livelli trofici differenti, influenzano vari processi ecologici legati al funzionamento degli ecosistemi (Holmlund & Hammer, 1999). Definire lo stato di conservazione della fauna ittica, quindi, può permettere di valutare le condizioni di intere comunità marine, degli ecosistemi e dell'ambiente marino più in generale. Se la fauna ittica rappresenta una fonte rilevante di informazione in merito allo stato di salute degli ecosistemi di cui fa parte, essa può effettivamente essere considerata un indicatore utile ai fini della valutazione del *Good Environmental Status* (GES; http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm). I contesti di Aree Marine Protette (AMP), da questo punto di vista, si prestano chiaramente alla valutazione dello stato ambientale (a livello dei singoli *stock* così come a livello ecosistemico; Sala et al., 2012; Guidetti et al., 2014) attraverso l'analisi della relazione tra alcune variabili quali-quantitative relative alla fauna ittica costiera (per esempio, ricchezza specifica, densità, biomassa) e le specifiche misure di protezione e gestione messe in atto.

Dal punto di vista metodologico, i monitoraggi condotti sulla fauna ittica utilizzando metodi non distruttivi (come i censimenti visivi) permettono di valutare efficacemente lo stato della fauna ittica senza produrre danni all'oggetto del campionamento e agli ecosistemi marini (Harmelin-Vivien et al., 1985). Per tale motivo queste metodiche sono le più utilizzate su scala mondiale (Caldwell et al., 2016). Una particolare attenzione viene dedicata solitamente alle specie importanti a livello ecosistemico, alle specie carismatiche e alle specie incluse in protocolli di conservazione internazionali (come la cernia bruna, *Epinephelus marginatus*; la corvina, *Sciaena umbra* e i saraghi, *Diplodus sargus* e *D. vulgaris*). La comparazione tra lo stato degli *stock* della fauna ittica dentro le AMP e al di fuori dei loro confini rappresenta la base logica per l'uso della ittiofauna come indicatore del cosiddetto "effetto riserva" (Guidetti, 2002; Giakoumi et al., 2017) e, di conseguenza,

dell'efficacia ecologica della gestione delle AMP stesse in termini di miglioramento dello stato ecosistemico.

Pertanto, l'attività relativa al presente intervento è finalizzata alla valutazione dello stato della fauna ittica (sia utilizzando variabili relative agli interi popolamenti, sia valutando singoli *stock* di alcune specie focali) quale indicatore dello stato degli ecosistemi costieri in relazione alle misure di gestione messe in atto dentro le AMP e all'esterno delle AMP.

1.3 La fauna ittica presso l'AMP delle 5 Terre – Sintesi dell'informazione pregressa

Un'accurata analisi bibliografica (concernente sia pubblicazioni su riviste con e senza *impact factor* e letteratura grigia, ex. rapporti tecnici o progettuali) ha evidenziato una sostanziale carenza di studi specifici sulla fauna ittica dell'AMP delle Cinque Terre. Particolarmente carente è risultata l'informazione relativa allo stato della fauna ittica in relazione al regime di protezione. Una sintesi degli studi in cui si è trattata in modo più completo o in cui è per lo meno citata la fauna ittica o alcuni suoi elementi in riferimento all'AMP "Cinque Terre" è qui di seguito riportata.

Alcune delle pubblicazioni emerse dalla ricerca bibliografica (effettuata utilizzando *Web of Science* e *GoogleScholar*) riguardano studi o valutazioni relative alla fauna ittica condotte nel tratto di mare presso l'AMP "Cinque Terre" (Cimino et al., 2013; Serracca et al., 2014). Altri lavori menzionano l'AMP "Cinque Terre" nell'elenco delle AMP indagate, ma non riportano dati specifici relativi ai risultati ottenuti dall'AMP. Tali studi sono sostanzialmente lavori di sintesi o meta-analisi, il cui obiettivo principale è quello di indagare le tendenze generali delle risposte della fauna ittica in AMP localizzate in contesto mediterraneo (ex., Guidetti & Sala, 2007). Altri lavori, oltre a utilizzare dati relativi alla fauna ittica dell'AMP Cinque Terre in maniera aggregata, riportano informazioni quali un livello di *enforcement* medio al quale è comunque associato un effetto significativo della protezione in termini di aumento della biomassa ittica dentro l'AMP rispetto a quella stimata fuori dai suoi confini (Guidetti et al., 2008; Giakoumi et al., 2017). Tunesi et al. (2006) hanno studiato la fauna ittica dell'AMP nel 2003, mettendo in evidenza l'importanza di fattori come la profondità e la tipologia dell'habitat più che il regime di protezione, probabilmente a causa della creazione recente dell'AMP all'epoca in cui lo studio è stato condotto. La mancanza di evidenze relative agli effetti della protezione presso l'AMP "Cinque Terre" è stata confermata anche da Guidetti et al. (2006). Una ulteriore indagine condotta nel 2010 ha, per contro, evidenziato qualche sintomo di 'effetto riserva' in termini di differente struttura dei popolamenti e biomassa e taglia di specie focali (ex., saraghi del genere *Diplodus*) tra zone A e zone B, C o esterne (Cattaneo-Vietti et al., 2011).

2. Materiali e metodi

2.1 AMP delle Cinque Terre

L'AMP delle Cinque Terre (Liguria orientale) è stata istituita nel 1997 e si estende per 4.591 ettari. L'AMP include 3 zone a differente grado di protezione: A (zona di protezione integrale), B e C (zone di protezione parziale) (Fig. 2.1.1).

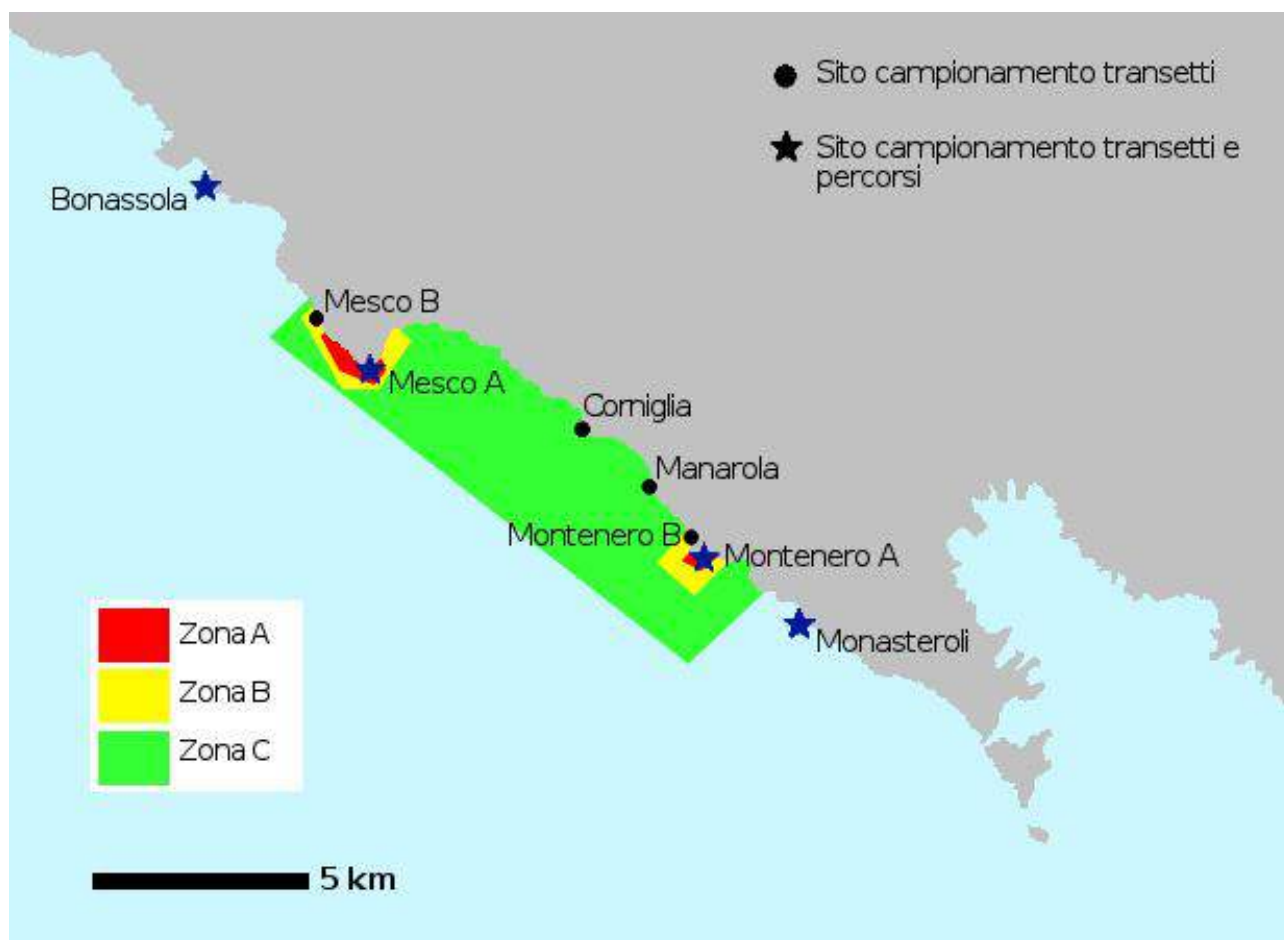


Fig. 2.1.1: Limiti e zonazione dell'AMP delle Cinque Terre. Sono riportati i punti relativi ai siti di campionamento del modulo 1 (percorsi) e 2 (trasetti).

2.2 Attività di monitoraggio della fauna ittica

Le attività di monitoraggio della fauna ittica sono state effettuate in accordo con quanto indicato nel protocollo di indagine e nella scheda metodologica del "Programma di monitoraggio della fauna ittica costiera nelle aree marine protette" (versione 27 Giugno 2017) della convenzione operativa tra l'Area Marina Protetta "5 Terre" e CoNISMa, per la realizzazione delle attività di monitoraggio e ricerca sulla Strategia Marina. Tale protocollo e scheda metodologica prevedono la suddivisione delle attività stesse in differenti moduli:

- Modulo 1 finalizzato a valutare la composizione qualitativa della comunità ittica;

- Modulo 2a finalizzato a valutare la composizione quantitativa della comunità ittica;
- Modulo 2b finalizzato a valutare l'abbondanza e le caratteristiche demografiche delle specie target: la cernia bruna *Epinephelus marginatus* e la corvina *Sciaena umbra*.

I moduli si focalizzano su aspetti faunistici differenti ed utilizzano due diverse tecniche di indagine (percorsi e transetti) secondo lo schema sotto riportato (Tab. 2.2.1):

Tab. 2.2.1. Schema riassuntivo della suddivisione delle attività di monitoraggio.

Modulo	Aspetti faunistici	Parametro (variabile investigata)	Metodi e tecniche di indagine
Modulo 1	Composizione qualitativa comunità ittica	Ricchezza (numero) di specie	Censimenti visivi in immersione - percorsi
Modulo 2a	Composizione quantitativa comunità ittica	Diversità di specie	Censimenti visivi in immersione - transetti
Modulo 2b	Abbondanza e caratteristiche demografiche specie target	Densità di popolazione, distribuzione di taglia	Censimenti visivi in immersione - transetti

Il **modulo 1**, per la raccolta di dati qualitativi sulla comunità ittica, prevede censimenti visivi in immersione sia all'interno dell'AMP che all'esterno di essa, stratificati in base al tipo di habitat (fondo roccioso-FD, fondo sabbioso-FS, prateria di *Posidonia oceanica*-PP) e alla profondità (considerando 3 intervalli batimetrici: 0-3, 4-7 e 12-18 metri).

I censimenti devono essere effettuati almeno in 4 siti, 2 all'interno dell'AMP (posti in zona A o in zona B, solo in presenza di un effettivo "enforcement" del regime di tutela ambientale), e 2 in aree limitrofe non protette, con due repliche per ciascuno strato (univocamente definito da tipo di habitat e intervallo batimetrico).

I censimenti visivi in immersione sono condotti applicando la tecnica dei percorsi casuali. All'interno di ogni strato (individuato sulla base dell'intervallo di profondità e del tipo di substrato), l'operatore effettua un percorso casuale della durata di 15 minuti, registrando tutte le specie avvistate e la taglia (lunghezza totale) degli individui. Quest'ultima viene assegnata facendo riferimento a 3 classi di taglia (piccola, media e grande), i cui intervalli di lunghezza per ciascuna specie sono stabiliti dividendo in terzi la taglia massima riportata in letteratura.

Il **modulo 2**, per la raccolta di dati quantitativi sull'intero popolamento e sulle caratteristiche demografiche delle specie bersaglio, la corvina (*Sciaena umbra*) e la cernia bruna (*Epinephelus marginatus*). A queste due specie, sono state aggiunte due specie di sarago: il sarago maggiore (*Diplodus sargus*) e il sarago fasciato (*D. vulgaris*), data la loro importanza ecosistemica (Guidetti,

2006). Questo modulo prevede censimenti visivi in immersione da effettuarsi su di un unico tipo di habitat, il fondo roccioso (corrispondente all'habitat d'elezione delle specie considerate), e in due intervalli batimetrici (4-7 e 12-18 metri). I censimenti devono essere condotti in almeno 8 siti, 6 all'interno dell'AMP (due per ciascuno dei tre livelli di protezione A, B, e C, quando presenti) e 2 all'esterno, con quattro repliche per ciascuno strato. Tutti i rilevamenti devono essere effettuati durante le ore diurne e con buone condizioni di visibilità.

In questo modulo si richiede l'applicazione della tecnica dei transetti subacquei in immersione, ovvero la conduzione di censimenti visivi in immersione lungo "strisce" di fondale di superficie prestabilita (25×5 metri = 125 m^2), su aree uniformi per quanto riguarda intervallo di profondità e tipo di substrato. L'uso di un mulinello con una cima della lunghezza di 25 m, che viene srotolata lungo il transetto durante il rilevamento, consente di delimitare agevolmente l'area da campionare. Indipendentemente dalla profondità, i transetti devono essere condotti su fondi pianeggianti o con lieve pendenza.

L'operatore deve rilevare l'abbondanza degli esemplari presenti all'interno di un transetto applicando, per gli esemplari appartenenti ad una stessa specie aggregati in banchi, le seguenti classi di numerosità: 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200 (Harmelin Vivien et al., 1985).

Secondo il protocollo standard, la taglia degli individui deve essere registrata, per tutte le specie tranne che per la corvina e la cernia bruna, in modo analogo a quanto descritto per i percorsi, ovvero facendo riferimento a 3 classi di taglia (piccola, media e grande), i cui intervalli di lunghezza per ciascuna specie sono stabiliti dividendo in terzi la taglia massima riportata in letteratura. La lunghezza totale degli individui di corvina, è stimata utilizzando intervalli di 2 cm, ovvero 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10 cm etc., mentre per quella della cernia bruna sono utilizzate classi di taglia di 5 cm, ovvero 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 etc.

Nel presente studio si è scelto di stimare la taglia di tutti gli individui di tutte le specie censite durante la conduzione dei transetti (ad eccezione della cernia bruna) utilizzando intervalli di due centimetri. Solo per la cernia bruna sono state utilizzate classi di 5 cm. Questa modifica nel protocollo di campionamento ha consentito di: 1) restituire i dati nelle matrici ministeriali come richiesto (convertendo a posteriori la stima della taglia secondo classi di 2 cm in quella in 3 classi di taglia); 2) raccogliere i dati utili a produrre distribuzioni di taglia per altre specie di interesse ecologico e alieutico come i saraghi *Diplodus sargus* e *D. vulgaris* (sarago fasciato); 3) calcolare i valori di biomassa delle singole specie e dell'intero popolamento ittico con maggiore precisione (si veda paragrafo "2.2 Analisi dei dati" per i dettagli).

Come indicato nel protocollo precedentemente menzionato ("è opportuno prevedere due campagne annuali, da condurre nei mesi di Maggio-Giugno e Settembre-Ottobre") sono state effettuate due campagne di campionamento: una prima campagna è stata condotta nella terza settimana di Ottobre 2018, mentre una seconda campagna è stata effettuata ad inizio Giugno 2019.

In linea con il protocollo di riferimento, le attività sono state svolte, per ciascuno dei due moduli, nei seguenti siti, scelti sulla base di una analisi delle carte bionomiche e batimetriche a disposizione, e una consultazione con i membri dello *staff* dell'AMP:

Modulo 1 – I percorsi sono stati effettuati in due siti in zona A (Punta Mesco e Montenero) e due siti in zone esterne all'AMP (Bonassola e Punta Monasteroli). In ognuno dei 4 siti, come indicato nel protocollo, sono stati effettuati percorsi in 3 tipologie di habitat (roccia, *Posidonia oceanica* e sabbia) e a 3 intervalli batimetrici (0-3, 4-7 e 12-18 metri). Per ciascuna combinazione di habitat e batimetria sono state condotte due repliche (2 percorsi da 15 minuti). Alcune combinazioni di habitat e profondità sono risultate assenti o presenti con una superficie così limitata da non consentire un campionamento rappresentativo (vedasi Fig. 2.2.1).

In totale sono state quindi effettuate 36 repliche di percorsi casuali per ognuna delle 2 campagne di campionamento, per un totale di 72 repliche.

		Roccia			Posidonia			Sabbia		
		0-3	4-7	12-18	0-3	4-7	12-18	0-3	4-7	12-18
Zona A	Montenero	OK	OK	OK	ASSENTE	ASSENTE	OK	ASSENTE	ASSENTE	ASSENTE
	Mesco	OK	OK	OK	ASSENTE	ASSENTE	OK	ASSENTE	ASSENTE	ASSENTE
Esterno	Bonassola	OK	OK	OK	ASSENTE	ASSENTE	OK	ASSENTE	OK	OK
	Monasteroli	OK	OK	OK	ASSENTE	ASSENTE	ASSENTE	ASSENTE	ASSENTE	OK

Fig. 2.2.1. Schema delle combinazioni di habitat (roccia, *Posidonia oceanica* e sabbia) e profondità campionate (0-3, 4-7, 12-18) attraverso i percorsi casuali. Ok: combinazione presente e campionata; assente: combinazione assente e, quindi, non campionata.

Modulo 2 (a, b) - I transetti sono stati effettuati presso 2 siti per ognuno dei 4 livelli di protezione (A, B, C ed esterno) su fondo roccioso. Nello specifico i siti campionati sono stati: Punta Mesco e Montenero (zone A); Punta Mesco e Montenero (zone B); Corniglia e Manarola (zone C) e Bonassola e Punta Monasteroli (zone esterne all'AMP) (Fig. 2.1.1 e Fig. 2.2.2). In ogni sito sono stati effettuati 4 transetti (i.e. repliche) a due diverse batimetriche (4-7 e 12-18 metri). Solo nel caso dei siti in zona C non è stato possibile campionare alla batimetrica più profonda (12-18m) per l'assenza di habitat roccioso. Sono stati effettuati nel complesso 56 transetti per ogni campagna di campionamento, per un totale di 112 repliche.

		Roccia	
		4-7	12-18
Zona A	Montenero	OK	OK
	Mesco	OK	OK
Zona B	Montenero	OK	OK
	Mesco	OK	OK
Zona C	Corniglia	OK	ASSENTE
	Manarola	OK	ASSENTE
EXT	Bonassola	OK	OK
	Monasteroli	OK	OK

Fig. 2.2.2. Schema dei siti e delle profondità campionate (4-7, 12-18) attraverso i transetti. Ok: combinazione presente e campionata; assente: combinazione assente e, quindi, non campionata.

Nel complesso, quindi, sono stati svolti 72 percorsi per il Modulo 1 e 112 transetti nel sublitorale roccioso per il Modulo 2, per un totale complessivo di 184 rilevamenti.

I rilevamenti sono stati eseguiti da personale scientifico esperto dell'URL CoNISMa di Nizza.

2.2 Analisi dei dati

Modulo 1 – I dati relativi alla presenza/assenza delle specie censite con i percorsi e suddivise nelle 3 classi di taglia sono stati analizzati, come indicato nel protocollo succitato, al fine di stimare la ricchezza specifica in ognuno dei 3 habitat considerati. Sono stati usati grafici a barre per mettere in evidenza le differenze nella ricchezza specifica media tra i percorsi condotti sui differenti habitat considerati.

Inoltre, al fine di visualizzare le differenze nelle comunità ittiche tra le tre diverse tipologie di habitat, i dati sono stati trattati per produrre un nMDS (*non-metric Multi Dimensional Scaling*), una procedura multivariata di ordinamento che permette di costruire una 'mappa' dei campioni a due o tre dimensioni, tale che le distanze tra i punti (i campioni, in questo studio corrispondenti alle singole repliche) sulla mappa riflettano la maggiore o minore similarità tra i campioni stessi.

Modulo 2a – I dati raccolti con i transetti sono stati analizzati al fine di calcolare, come indicato nel protocollo succitato, la diversità di specie tra zone a diverso livello di protezione. La diversità è stata stimata utilizzando l'indice di Shannon-Weaver.

Sulla base delle indicazioni della letteratura scientifica (e.g. Sandin et al. 2008; Sandin & Sala, 2012; Guidetti et al., 2014), la variabile relativa alla biomassa è ormai considerata a scala mondiale la più informativa relativamente alla risposta alle misure di protezione. Oltre a quanto richiesto dal protocollo precedentemente menzionato, sulla base delle densità e dei valori stimati delle taglie, sono state stimate le biomasse (peso umido) per unità di campionamento utilizzando le relazioni lunghezza-peso disponibili in letteratura per le specie oggetto di analisi

(www.fishbase.org). Quando possibile, sono stati scelti i coefficienti relativi a relazioni stabilite su campioni raccolti in Mediterraneo.

I dati sono stati analizzati mediante tecniche di analisi multivariata ed univariata al fine di esaminare sia la struttura dei popolamenti (composizione in specie e abbondanze relative), sia singole variabili (e.g., densità/biomassa di singole specie) in relazione al grado di protezione (ovvero confrontando le variabili di risposta tra le 4 tipologie di zona esaminate).

Le differenze nella struttura dei popolamenti ittici associati al sublitorale roccioso (in termini di densità e biomassa) sono state testate utilizzando analisi *Permanova* (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*; Anderson, 2001). La visualizzazione dei *pattern* multivariati è stata ottenuta mediante nMDS.

Modulo 2b – Per le due specie *target* indicate nel protocollo precedentemente riportato (i.e. cernia bruna, corvina) sono state calcolate densità media per transetto e distribuzione di taglia per ognuno dei livelli di protezione investigati. Inoltre, densità e distribuzione di taglia sono state calcolate anche per altre due specie di interesse ecologico e alieutico: i saraghi *Diplodus sargus* (sarago maggiore) e *Diplodus vulgaris* (sarago fasciato). In aggiunta, per le 4 specie (cernia, corvina e i due saraghi) sono state stimate le biomasse. Densità e biomassa di ciascuna specie sono state analizzate mediante analisi *Permanova* al fine di testare possibili differenze tra i 4 livelli di protezione.

I dati relativi alla taglia degli individui delle specie *target* censiti nelle zone a diverso grado di protezione sono stati riportati in grafici lunghezza/frequenza al fine di permettere un confronto visuale tra le distribuzioni di taglia in relazione al livello di protezione.

Le analisi statistiche sono state condotte utilizzando il *package* PRIMER 6 (Plymouth Marine Laboratory, UK) implementato con le routine *Permanova+*. Dalla matrice ad n colonne x m righe è stata calcolata, tramite il coefficiente di similarità di Bray-Curtis, una matrice triangolare di similarità. I grafici sono stati prodotti utilizzando il software R.

3. Risultati

3.1 Modulo 1

Complessivamente sono stati censiti 40 taxa appartenenti alla fauna ittica, 33 in ambiente roccioso, 18 su *Posidonia oceanica* e 8 su sabbia (Tab 3.1.1). Alcuni taxa sono stati censiti su più di un habitat, per questo motivo il numero totale di specie censite è minore della somma del numero di specie incontrate sui singoli habitat. In quasi tutti i casi è stato possibile identificare la specie. Solo nel caso dei Mugilidae (cefali), degli Sphyraenidae (barracuda), dei Callionymidae (dragoncelli) e degli Atherinidae (latterini) i censimenti visivi non hanno permesso l'identificazione a livello di specie a partire dalle caratteristiche morfologiche degli individui, per cui è stato indicato il livello di classificazione più fine possibile (Famiglia per i cefali e Genere per gli altri 3 taxa).

Tab. 3.1.1. Taxa della fauna ittica in ognuna delle categorie di habitat campionate attraverso i percorsi casuali: 1=presenza; 0= assenza.

SPECIE	Fondo Roccioso	Fondo Sabbioso	<i>Posidonia oceanica</i>
<i>Apogon imberbis</i>	1	0	0
<i>Atherina spp</i>	1	0	0
<i>Boops boops</i>	1	1	1
<i>Callyonimus sp</i>	0	1	0
<i>Chromis chromis</i>	1	0	1
<i>Coris julis</i>	1	0	1
<i>Dentex dentex</i>	1	0	0
<i>Dicentrarchus Labrax</i>	1	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0	0	1
<i>Diplodus puntazzo</i>	1	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	1	0	1
<i>Diplodus vulgaris</i>	1	0	1
<i>Epinephelus marginatus</i>	1	0	0
<i>Labrus merula</i>	0	1	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	1	0
<i>Mugilidae</i>	1	1	0
<i>Mullus surmuletus</i>	1	1	1
<i>Muraena helena</i>	1	0	0
<i>Oblada melanura</i>	1	0	1
<i>Pagellus erythrinus</i>	0	0	1
<i>Parablennius rouxi</i>	1	0	0
<i>Sarpa salpa</i>	1	0	1
<i>Scorpaena porcus</i>	1	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	1	0	0
<i>Serranus cabrilla</i>	1	0	1
<i>Serranus scriba</i>	1	0	1
<i>Sparus aurata</i>	1	0	0
<i>Sphyraena sp</i>	1	0	0
<i>Spicara smaris</i>	0	1	1
<i>Spondylisoma cantharus</i>	1	0	1
<i>Symphodus doderleini</i>	1	0	0
<i>Symphodus mediterraneus</i>	1	0	0
<i>Symphodus melanocercus</i>	1	0	1
<i>Symphodus ocellatus</i>	1	0	1

<i>Symphodus roissali</i>	1	0	0
<i>Symphodus rostratus</i>	1	0	1
<i>Symphodus tinca</i>	1	0	1
<i>Thalassoma pavo</i>	1	0	0
<i>Trachinus draco</i>	0	1	0
<i>Tripterygion delaisi</i>	1	0	0
TOT	33	8	18

In media, considerando le due campagne insieme, il valore più elevato di ricchezza specifica per percorso è stato registrato su roccia (9.5 ± 0.3 , media \pm SE), quello intermedio su *P. oceanica* (5.9 ± 0.5), mentre quello più basso su fondo sabbioso (1.8 ± 0.4). Questo *pattern* si conferma anche separando i risultati tra le due campagne (tempo 1 e 2, Fig. 3.1.1).

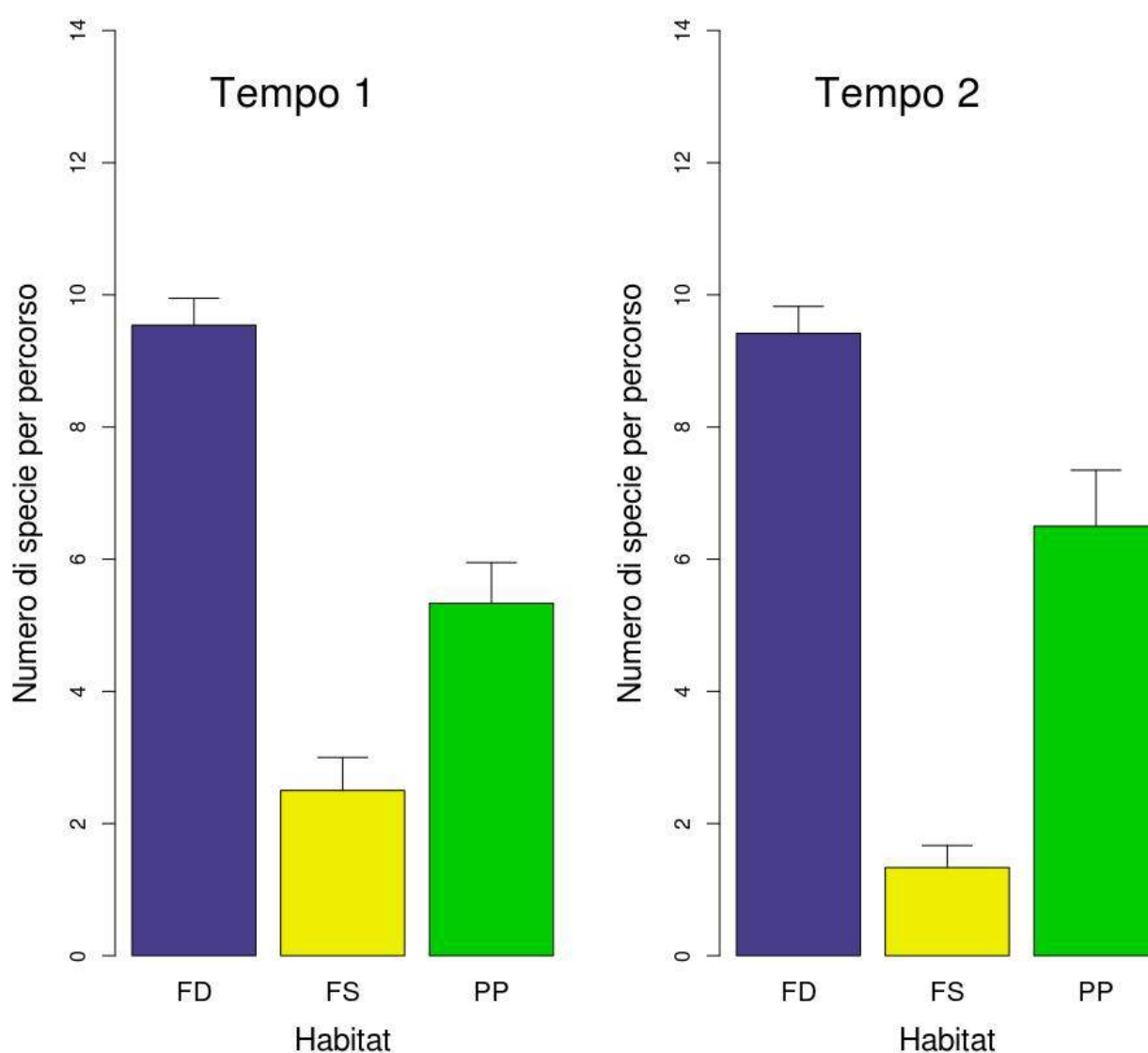


Fig. 3.1.1. Numero medio di specie per percorso per ognuna delle categorie di habitat (FD: roccia; FS: sabbia; PP: *Posidonia oceanica*) e per le due campagne (Tempo) di campionamento. Vedasi Figura A1 in Appendice per i dettagli relativi ai valori medi per fascia di profondità e campagna di campionamento.

La rappresentazione nMDS visualizza una netta distinzione tra i tre habitat censiti in termini di struttura del popolamento ittico associato, mentre nessuna segregazione sembra emergere rispetto ai livelli di protezione considerati (A ed Esterno) (Fig. 3.1.2).

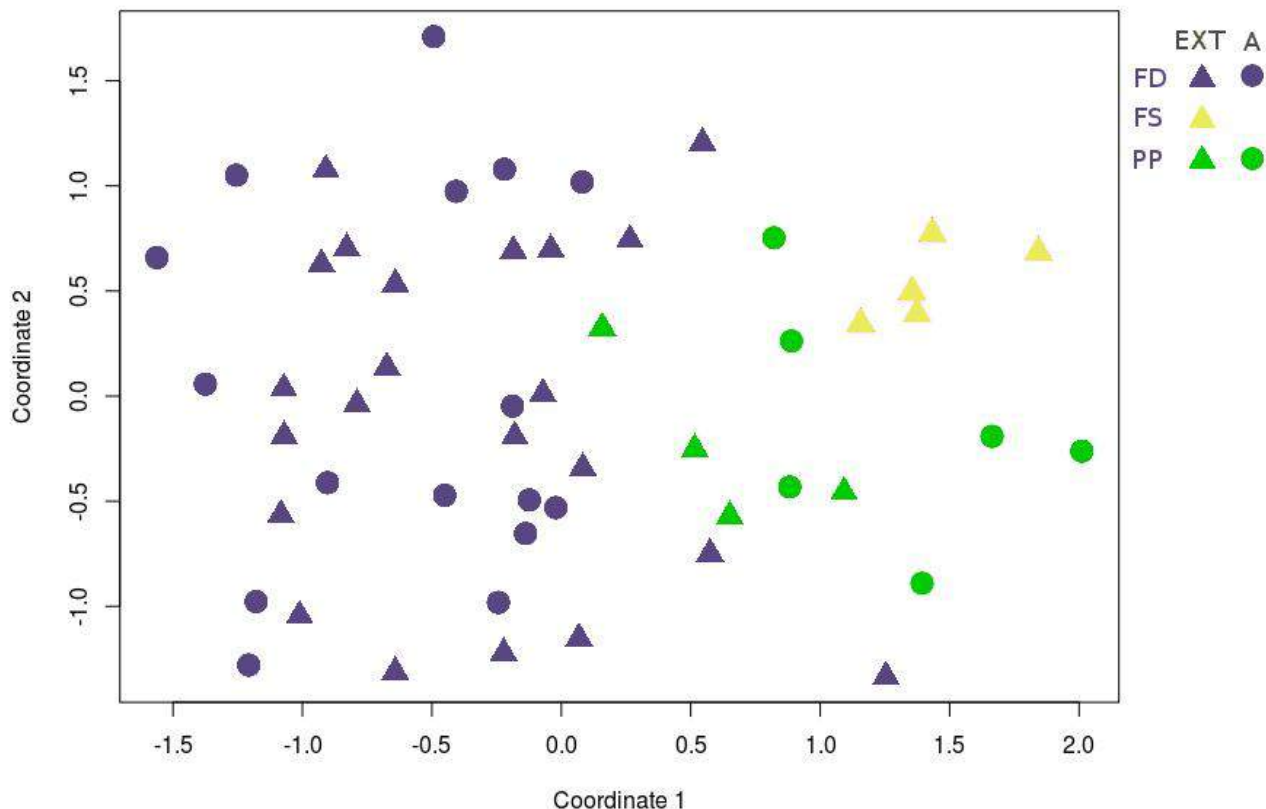


Fig. 3.1.2: Struttura dei popolamenti ittici (basata su presenza/assenza delle specie ittiche). nMDS delle singole repliche relative alle 2 tipologie di zona (Zona A=A, Esterno= EXT) nei tre habitat (FD: roccia; FS: sabbia; PP: *Posidonia oceanica*).

3.2 Modulo 2a

Nel sublitorale roccioso sono stati censiti complessivamente 40 *taxa* della fauna ittica durante le due campagne di campionamento condotte nel presente studio (Tab. 3.2.1).

Tab. 3.2.1: Lista dei *taxa* della fauna ittica censiti mediante l'uso di transetti (Modulo 2a) nel sublitorale roccioso presso l'AMP Isola delle 5 Terre e nei siti esterni nel quadro della presente indagine.

FAMIGLIA

GENERE SPECIE

Apogonidae

Apogon imberbis

Labridae

Symphodus roissali
Symphodus rostratus
Symphodus tinca
Thalassoma pavo

Serranidae

Epinephelus marginatus
Serranus cabrilla
Serranus scriba

Blennidae

Parablennius rouxi
Parablennius zvonimiri

Gobiidae

Gobius cruentatus

Labridae

Coris julis
Labrus merula
Labrus viridis
Symphodus cinereus
Symphodus doderleini
Symphodus mediterraneus
Symphodus melanocercus
Symphodus ocellatus

Moronidae

Dicentrarchus labrax

Mugilidae**Mullidae**

Mullus surmuletus

Murenidae

Muraena helena

Pomacentridae

Chromis chromis

Scorpenidae

Scorpaena scrofa

Sparidae

Boops boops
Dentex dentex
Diplodus annularis
Diplodus puntazzo
Diplodus sargus
Diplodus vulgaris
Oblada melanura
Pagellus erythrinus
Pagrus pagrus
Sarpa salpa
Sparus aurata
Spicara maena
Spicara smaris
Spondyllosoma cantharus

Tripterigidae

Tripterigion delaysi

L'indice di Shannon H'(loge) ha mostrato i valori medi più elevati in zona C (1.5 ± 0.08), seguiti da quelli osservati nelle altre zone, molto simili tra loro (Fig. 3.2.1).

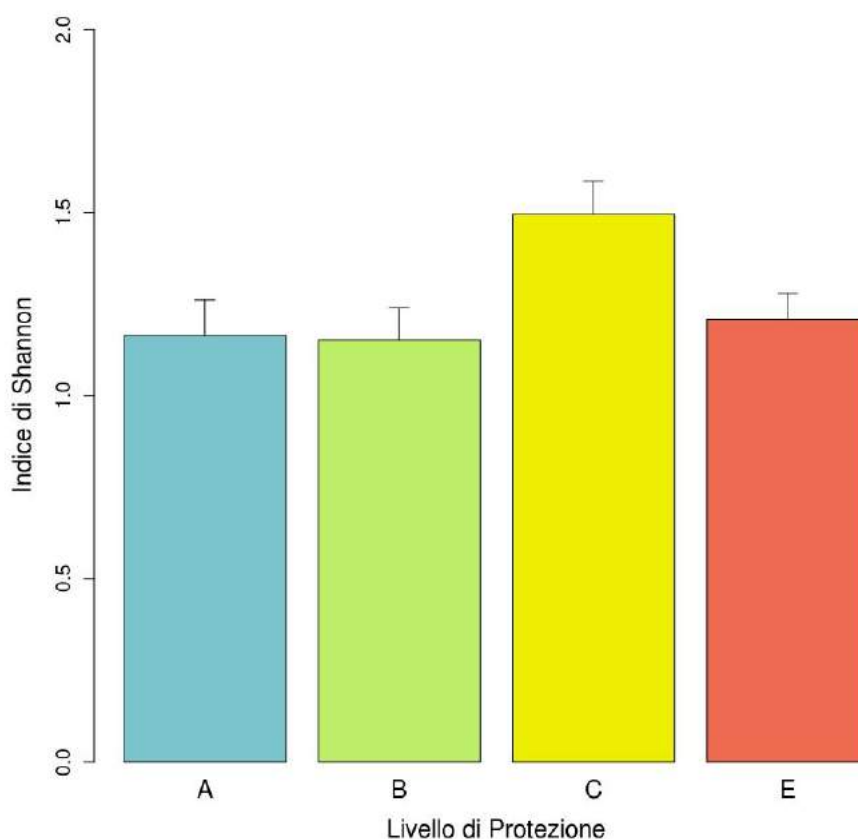


Fig. 3.2.1. Valori medi per transetto (media \pm SE) dell'indice di diversità di Shannon per i 4 livelli di protezione considerati. Vedasi Figura A2 in Appendice per i dettagli relativi ai valori medi per fascia di profondità e campagna di campionamento.

L'analisi Permanova univariata condotta sui valori di indice di Shannon non ha evidenziato una differenza statisticamente significativa tra zone a diverso livello di protezione, sebbene il valore di p non risulti lontano dalla soglia di significatività (Tab. 3.2.2).

Tab. 3.2.2. PERMANOVA condotta su valori di Shannon $H'(\log_e)$. Fattori: Z_0 =Zona.

Source	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	955.02	318.34	2.388	0.0688
Res	108	14392	133.26		
Total	111	15347			

Il plot nMDS relativo alle densità (Fig. 3.2.2a) non evidenzia un chiaro grado di separazione tra i popolamenti ittici relativamente ai quattro livelli di protezione. Per contro, la differenza tra le zone a diverso livello di protezione risulta più marcata quando vengono plottati i centroidi relativi ai singoli siti (Fig. 3.2.2b).

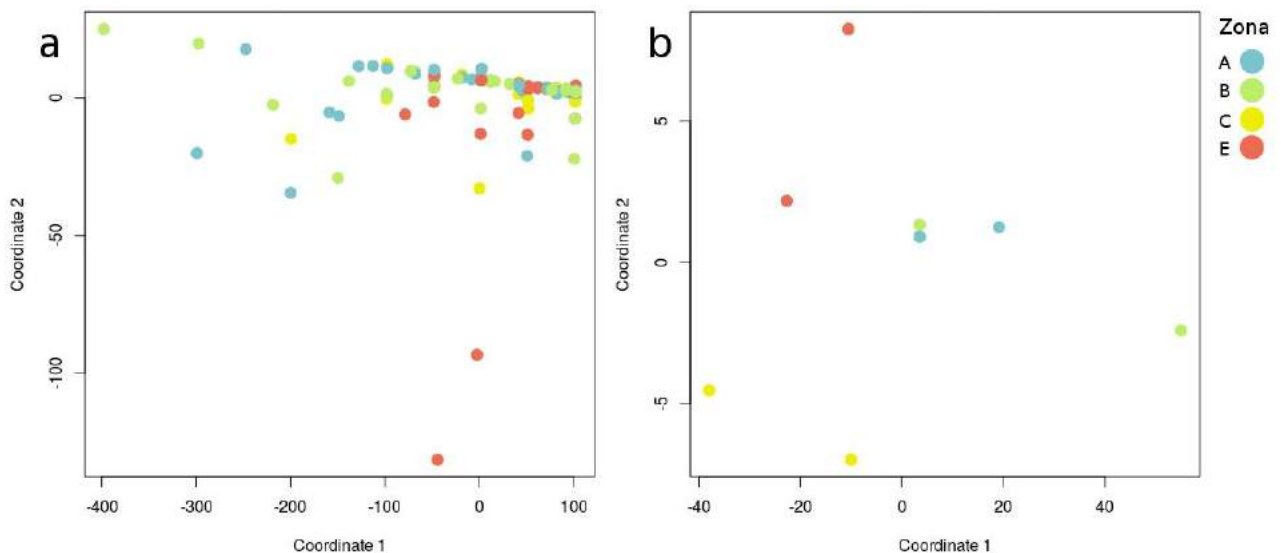


Fig. 3.2.2: struttura dei popolamenti ittici (densità). a: nMDS delle singole repliche relative alle 4 tipologie di zona=livelli di protezione; b: nMDS dei centroidi relativi agli 8 siti nelle 4 zone a diverso livello di protezione.

Le analisi Permanova multivariate condotte sulle densità hanno evidenziato una differenza statisticamente significativa tra zone (Tab. 3.2.3a). I test pairwise *a posteriori* (Tab. 3.2.3b) hanno mostrato che la zona B e la zona C si differenziano significativamente dai siti esterni.

Tab. 3.2.3. a) PERMANOVA condotta su dati di densità della fauna ittica. Fattori: Zo=Zona. b) pairwise tra le zone a diverso livello di protezione (ovvero diversi livelli del fattore Zo). In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi

a)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	5134.1	1711.4	1.751	0.019
Res	108	1.05E+05	977.1		
Total	11	1.10E+05			

b)

Groups	t	P(perm)
A, B	0.858	0.668
A, C	1.368	0.066
A, E	1.234	0.14
B, C	1.286	0.106
B, E	1.415	0.0495
C, E	1.866	0.001

Il plot nMDS relativo alle biomasse (Fig. 3.2.3a) non evidenzia una chiara separazione tra i popolamenti ittici delle diverse zone investigate. Plottando tuttavia i centroidi relativi ai siti si evidenzia maggiormente come i siti esterni siano separati lungo la coordinata principale dai siti all'interno dell'AMP (Fig. 3.2.3b).

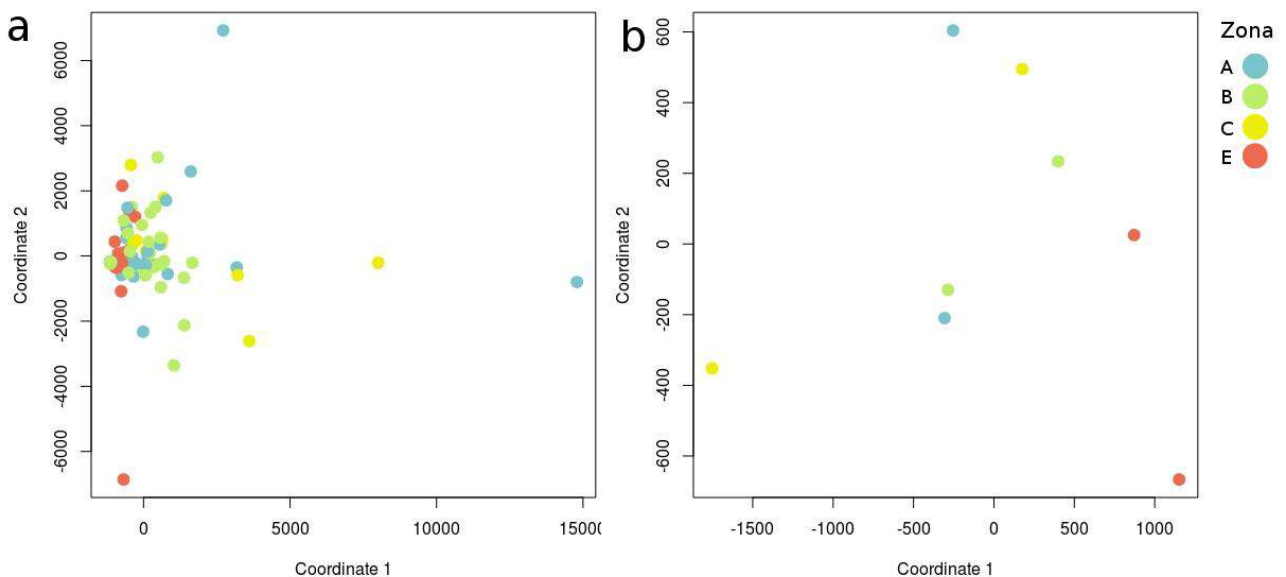


Fig. 3.2.3: struttura dei popolamenti ittici (biomasse). a: nMDS delle singole repliche relative alle 4 tipologie di zona; b: nMDS dei centroidi relativi agli 8 siti nelle 4 zone a diverso livello di protezione.

Le analisi Permanova multivariate condotte sulle biomasse hanno evidenziato una differenza statisticamente significativa tra zone (Tab. 3.2.4a). I test pairwise *a posteriori* (Tab. 3.2.4b) hanno mostrato che tutte le zone protette (A, B e C) differiscono significativamente dalla zona non protetta (E).

Tab. 3.2.4. a) PERMANOVA condotta su dati di biomassa della fauna ittica. Fattori: Zo=Zona.. b) pairwise tra le zone a diverso livello di protezione (ovvero diversi livelli del fattore Zo). In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi

a)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	5029.9	1676.6	1.679	0.02
Res	108	1.078E+05	998.53		
Total	111	1.128E+05			

b)

Groups	t	P(perm)
A, B	0.760	0.825
A, C	1.162	0.208
A, E	1.448	0.031
B, C	0.986	0.472
B, E	1.599	0.009
C, E	1.737	0.001

I dati di densità totale (numero medio di individui per 125 m²), considerando tutte le specie, mostrano valori più elevati nella zona B, seguita dalla zona A e C. I valori minimi sono invece stati osservati all'esterno dell'AMP (Fig. 3.2.4).

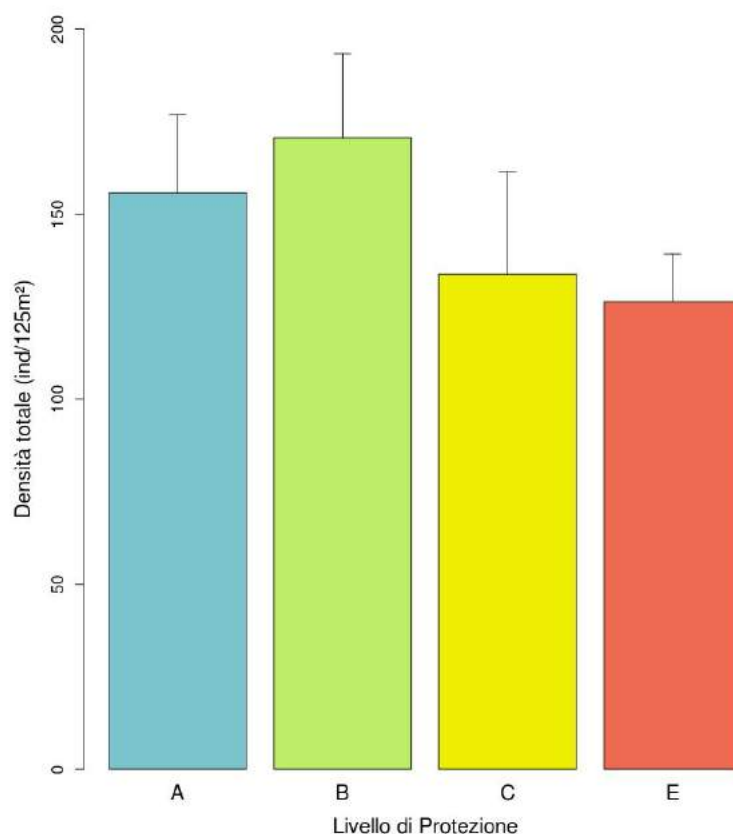


Fig. 3.2.4: densità totale della fauna ittica (media \pm SE) nelle zone a diverso livello di protezione (*pooling* tra siti, profondità e tempi). Vedasi Figura A3 in Appendice per i dettagli relativi ai valori medi per fascia di profondità e campagna di campionamento.

L'analisi statistica non ha tuttavia mostrato differenze significative tra i diversi livelli di protezione (Tab. 3.2.5).

Tab. 3.2.5. PERMANOVA univariata condotta su dati di densità totale della fauna ittica. Fattori: Zo=Zona.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	914.7	304.9	0.865	0.464
Res	108	38040	352.22		
Total	111	38954			

La biomassa totale (g per 125 m², cumulando tutte le specie) ha mostrato evidenti differenze legate alla protezione. I valori più elevati, e simili tra loro, sono stati registrati in zona A, B e C, mentre quelli più bassi sono stati osservati all'esterno dell'AMP (Fig. 3.2.5).

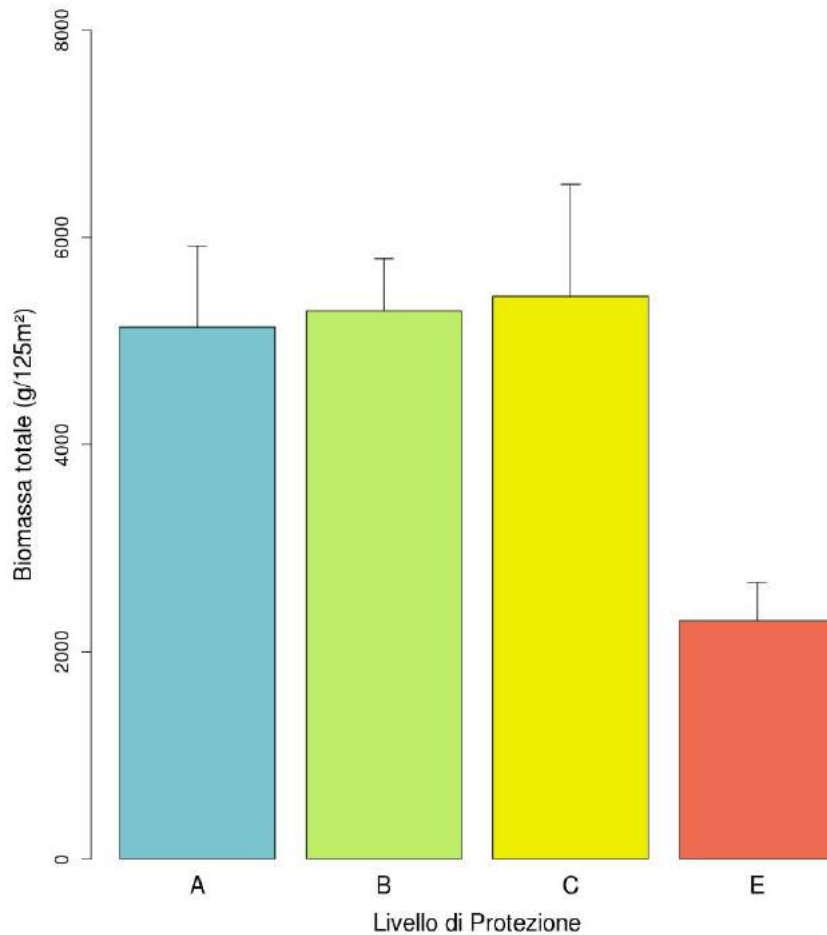


Fig. 3.2.5: biomassa totale della fauna ittica (media±SE) nelle zone a diverso livello di protezione (*pooling* tra siti, profondità e tempi di campionamento). Vedasi Figura A4 in Appendice per i dettagli relativi ai valori medi per fascia di profondità e campagna di campionamento.

L'analisi statistica ha evidenziato differenze significative relativamente ai diversi livelli di protezione (Tab. 3.2.6a). I confronti a coppie *a posteriori* hanno mostrato che tutte le zone protette (zone A, B e C) differiscono chiaramente dalle zone esterne non protette ($p < 0.001$ per tutti i confronti) (Tab. 3.2.6b).

Tab. 3.2.6. a) PERMANOVA univariata condotta su dati di densità totale della fauna ittica. Fattori: Zo=Zona. b) pairwise tra le zone a diverso livello di protezione (ovvero diversi livelli del fattore Zo). In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

a)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	8145.4	2715.1	8.506	0.0001
Res	108	34471	319.18		
Total	111	42616			

b)

Groups	t	P(perm)
A, B	1.192	0.230
A, C	0.285	0.926
A, E	3.437	0.0006
B, C	0.736	0.506
B, E	5.567	0.0001
C, E	3.371	0.001

3.3 Modulo 2b

Le distribuzioni di densità, biomassa e taglia di tre delle quattro specie *target* presso l'AMP delle Cinque Terre sono di seguito riportate. Si noti che nessun individuo di corvina (*Sciaena umbra*) è stato censito durante i transetti nelle due campagne. Per questo motivo la sezione riguardante questa specie è stata omessa.

3.3.1 Cernia bruna

Durante le due campagne di campionamento, solo 8 individui di cernia bruna (*Epinephelus marginatus*; Fig. 3.3.1) sono stati censiti nell'AMP Cinque Terre. Di questi, 3 individui sono stati osservati in zona A (taglia media: 45 ± 5 cm), 1 individuo da 60 cm in zona B, 2 individui in zona C (taglia media: 55 ± 15 cm), oltre a 2 individui censiti all'esterno dell'AMP (taglia media: 16 ± 4 cm). Visto l'esiguo numero di individui, non sono state condotte ulteriori analisi su questa specie, dal momento che risulterebbero statisticamente deboli. In ogni caso, pur basandosi su pochi esemplari, le taglie degli individui di cernia bruna osservate all'interno dell'AMP sono risultate considerevolmente maggiori rispetto a quelle degli individui fuori dall'AMP.



Fig. 3.3.1: esemplare di cernia bruna, *Epinephelus marginatus*.

3.3.2 Sarago maggiore

Le densità maggiori per il sarago maggiore, *Diplodus sargus* (Fig. 3.3.2), sono state osservate nella zona C, mentre valori inferiori sono stati registrati all'esterno dell'AMP. Nel complesso, tuttavia, i valori medi nelle 3 zone protette risultano sempre maggiori rispetto a quelli osservati nella zona non protetta, sebbene i valori osservati nella zona C risultino circa il doppio di quelli registrati nelle zone A e B (Fig. 3.3.3).

Questo *pattern* generale è mantenuto anche nel caso della biomassa, malgrado qualche leggera differenza tra le zone protette rispetto alla densità. La biomassa più elevata è stata osservata in zona C, mentre i valori minori sono stati osservati nelle zone EXT (Fig. 3.3.3).



Fig. 3.3.2: esemplare di sarago maggiore, *Diplodus sargus*.

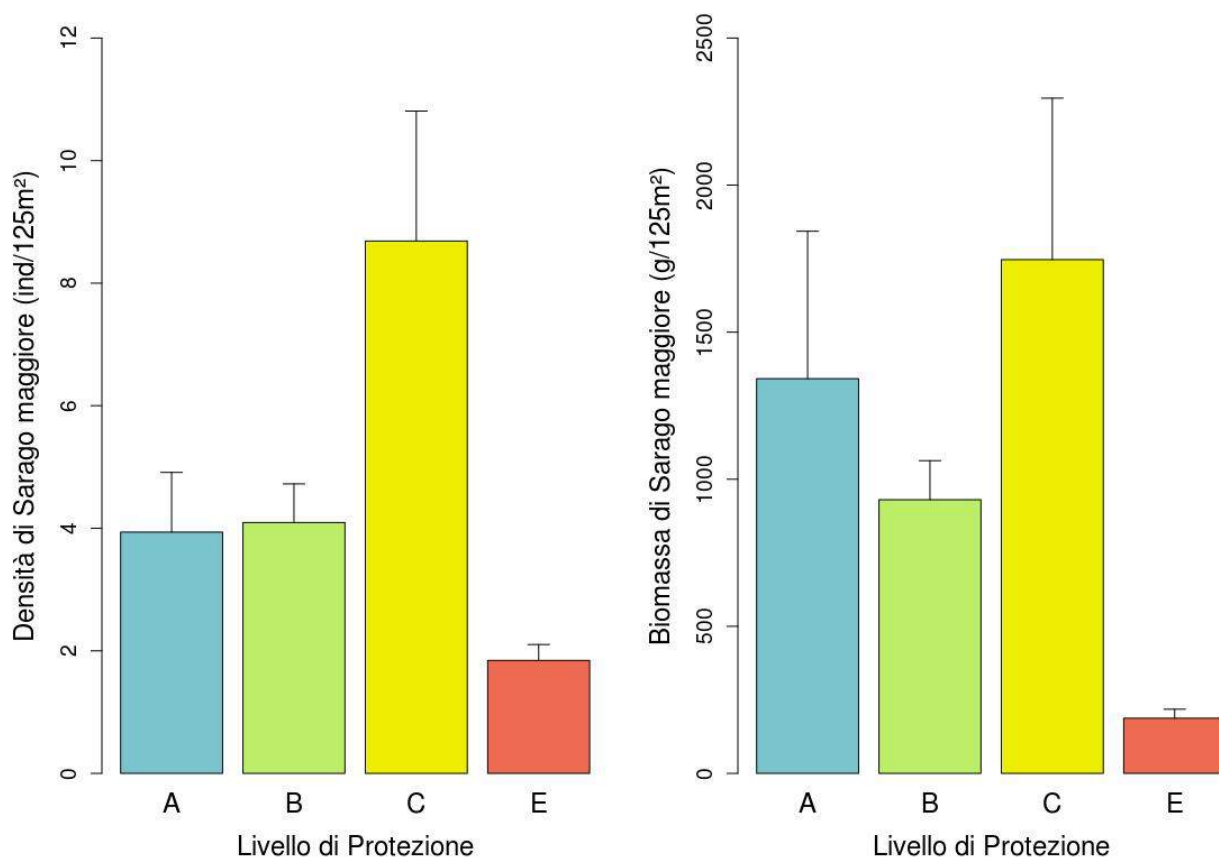


Fig. 3.3.3: densità e biomassa (media±SE) del sarago maggiore nelle 4 zone a diverso livello di protezione (A, B, C ed Esterno).

Le analisi formali non hanno evidenziato differenze significative tra zone in termini di densità, sebbene il risultato del test risulti prossimo alla significatività (Tab. 3.3.1). Per contro, i risultati sulle biomasse hanno evidenziato una differenza significativa tra le zone (Tab. 3.3.2a). I confronti a coppie tra le zone a diverso grado di protezione hanno mostrato che i valori registrati all'esterno dell'AMP sono significativamente più bassi di quelli registrati nelle 3 zone oggetto d'indagine all'interno dell'AMP (con queste ultime che non differiscono tra loro) (Tab. 3.3.2b).

Tab. 3.3.1. PERMANOVA condotta sui dati di densità del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso. Fattori: Zo=zona.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	8152.9	2717.6	1.524	0.077
Res	108	1.925E5	1783.1		
Total	112	2.007E5			

Tab. 3.3.2. a) PERMANOVA condotta sui dati di biomassa del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso. Fattori: Zo=zona; b) pairwise tra le zone a diverso livello di protezione (ovvero diversi livelli del fattore Zo). In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

a)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	17753	5917.6	3.062	0.0006
Res	108	2.086E5	1932.1		
Total	111	2.264E5			

b)

Groups	t	P(perm)
A, B	0.707	0.938
A, C	0.879	0.553
A, E	2.048	0.0018
B, C	0.799	0.700
B, E	2.288	0.0003
C, E	2.296	0.0005

Le differenze in termini di biomassa trovano conferma nella distribuzione di taglia del sarago maggiore. Infatti, gli individui di taglia più grande sono stati registrati nelle zone protette (fino a 40 cm), mentre all'esterno sono stati registrati individui di dimensioni minori (max 28 cm LT) (Fig. 3.3.4). Sebbene qualche differenza nella proporzione delle varie taglie sia evidente tra le 3 zone all'interno dell'AMP, i valori di taglia minima e massima sono risultati gli stessi (Fig. 3.3.4).

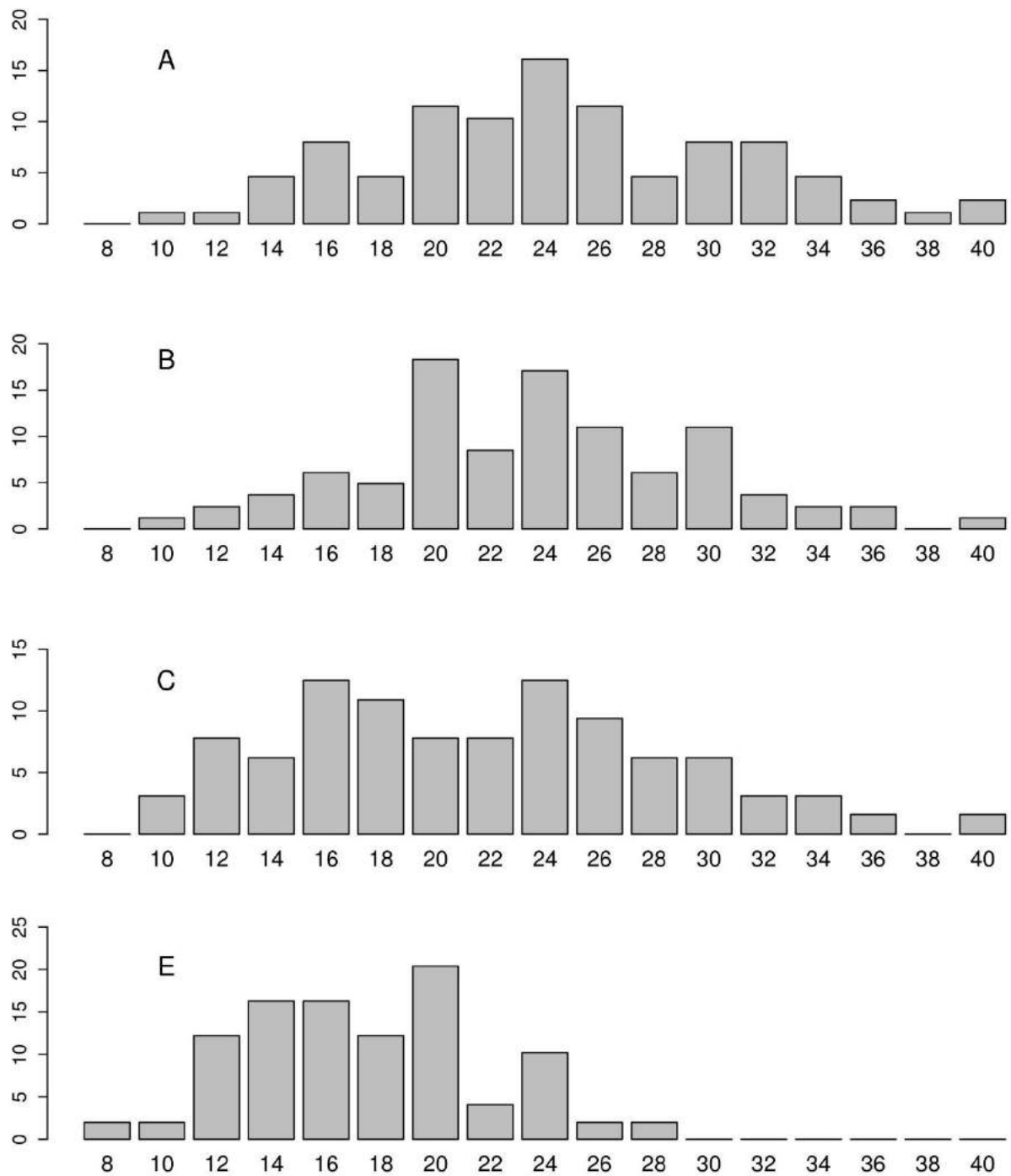


Fig. 3.3.4: distribuzione di taglia (cm) del sarago maggiore nelle 4 zone a diverso livello di protezione (A, B, C ed esterno).

3.3.3 Sarago fasciato

Il sarago fasciato, *Diplodus vulgaris* (Fig. 3.3.5), dall'esame visuale dei grafici, ha mostrato valori di densità e biomassa maggiori nelle 3 zone protette rispetto alla zona non protetta (Fig. 3.3.6). Nello specifico, così come per il congenerico sarago maggiore, i valori di densità sono risultati massimi nella zona C. Per quanto riguarda la biomassa, il *pattern* osservato ricalca in tutto e per tutto quello

visto per le densità. La biomassa di sarago fasciato è risultata, infatti, massima in zona C, intermedia in zona B ed A e minima all'esterno dell'AMP (Fig. 3.3.6).



Fig. 3.3.5: esemplare di sarago fasciato, *Diplodus vulgaris*

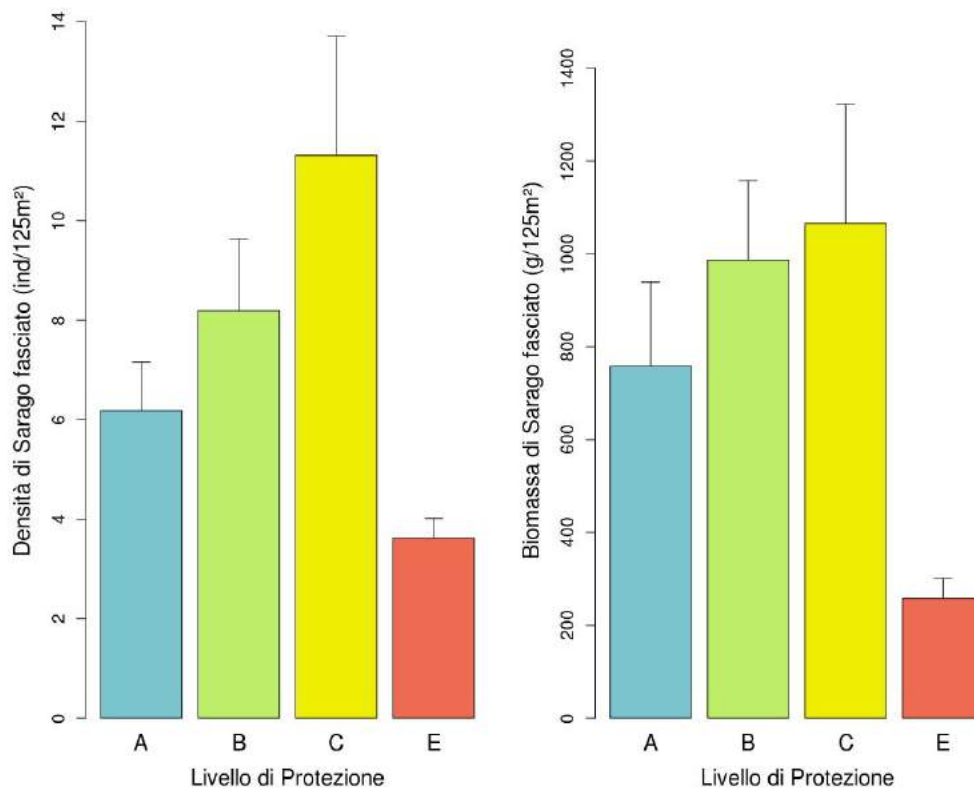


Fig. 3.3.6: densità e biomassa (media \pm SE) del sarago fasciato nelle 4 zone a diverso livello di protezione (A, B, C, esterno).

Le analisi formali hanno evidenziato differenze significative tra zone in termini di densità (Tab. 3.3.3a). I test a posteriori hanno evidenziato che nelle zone B e C le densità di *D. vulgaris* sono risultate significativamente maggiori rispetto alle zone esterne non protette (Tab. 3.3.3b). Le biomasse del sarago fasciato hanno evidenziato una differenza significativa tra zone (Tab. 3.3.4a).

I confronti a coppie, tra le zone a diverso grado di protezione, hanno mostrato che le tutte le 3 zone protette (A, B e C) ospitano biomasse significativamente maggiori rispetto alla zona non protetta (Tab. 3.3.4b).

Tab. 3.3.3. a) PERMANOVA condotta su dati di densità del sarago fasciato nell'infralitorale roccioso. Fattori: Zo=zona, b) pairwise tra le zone a diverso livello di protezione (ovvero diversi livelli del fattore Zo). In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

a)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	5854.9	1951.6	1.835	0.0277
Res	108	1.148E5	1063.1		
Total	111	1.206E5			

b)

Groups	t	P(perm)
A, B	0.955	0.415
A, C	1.209	0.196
A, E	1.191	0.168
B, C	0.774	0.632
B, E	1.743	0.007
C, E	2.041	0.003

Tab. 3.3.4. a) PERMANOVA condotta su dati di biomassa del sarago fasciato nell'infralitorale roccioso. Fattori: Zo=zona; b) pairwise tra le zone a diverso livello di protezione (ovvero diversi livelli del fattore Zo). In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

a)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Zo	3	12291	4097	3.438	0.0001
Res	108	1.286E5	1191.6		
Total	111	1.409E5			

b)

Groups	t	P(perm)
A, B	1.332	0.098
A, C	1.051	0.316
A, E	1.672	0.016
B, C	0.606	0.917
B, E	2.998	0.0001
C, E	2.345	0.0008

Per quel che concerne la distribuzione di taglia del sarago fasciato, gli individui di taglia più grande sono stati registrati in zona A e B (30 cm). All'esterno è stata registrata una proporzione maggiore di individui di piccola taglia, mentre nelle zone protette le taglie più frequenti sono state quelle intermedie, con la presenza di alcuni individui di grandi dimensioni (Fig. 3.3.7).

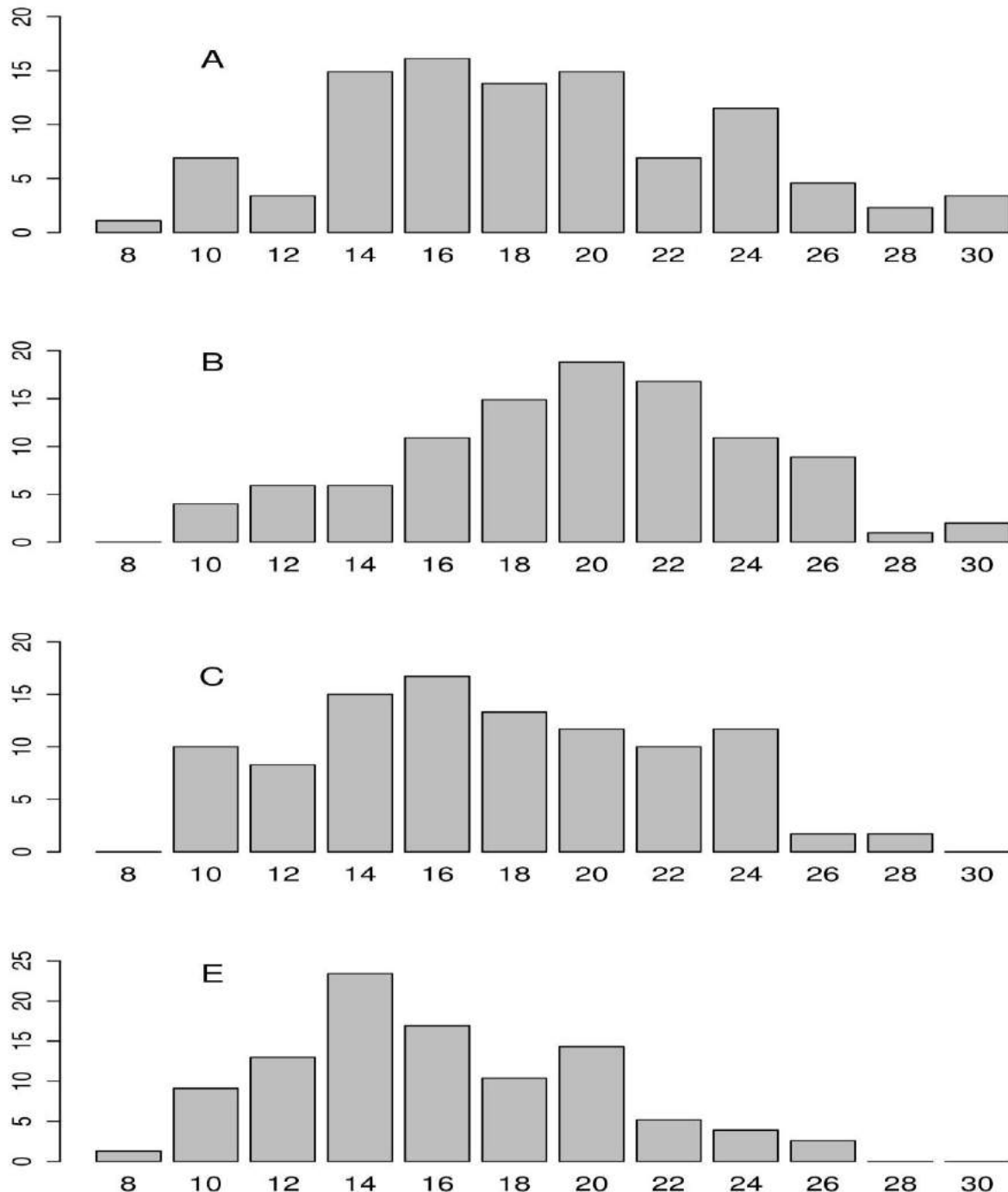


Fig. 3.3.7: distribuzione di taglia (cm) del sarago fasciato nelle 4 zone a diverso livello di protezione (A, B, C ed esterno).

Considerazioni finali

Per quanto concerne i risultati ottenuti presso l'AMP "Cinque Terre" si può concludere, in sintesi, che:

- 1) i dati raccolti tramite i percorsi (modulo 1) hanno permesso di mettere in evidenza chiare differenze in termini di ricchezza specifica e struttura dei popolamenti ittici tra le diverse tipologie di habitat campionate (roccia, sabbia e *Posidonia oceanica*). Su substrato roccioso è stato censito il numero maggiore di taxa appartenenti alla fauna ittica, mentre su substrato sabbioso ne è stato censito il numero minore.
- 2) i dati raccolti tramite transetti (modulo 2a, b implementati con dati e analisi complementari) hanno permesso di constatare in zona C una diversità maggiore rispetto alle altre zone, sebbene le differenze tra le zone non siano risultate significative dal punto di vista statistico. La struttura dei popolamenti ittici, sia in termini di densità totali ma ancor più di biomasse totali, ha mostrato differenze tra zone caratterizzate da diverso livello di protezione. La densità non ha mostrato differenza tra zone, mentre la biomassa totale è risultata più elevata nelle zone interne dell'AMP. Relativamente alle specie *target*, i dati di biomassa media e ancor più quelli relativi alla distribuzione di taglia mostrano chiari sintomi di 'effetto riserva' (valori medi più elevati in AMP rispetto all'esterno), mentre il dato della densità risulta essere meno correlato ai livelli di protezione.
- 3) per quel che concerne gli aspetti metodologici, la mera applicazione del protocollo di indagine e della scheda metodologica del "Programma di monitoraggio della fauna ittica costiera nelle aree marine protette" (versione 27 Giugno 2017) merita qualche commento sia in merito all'investimento e costi delle attività di campo, sia in termini di qualità, utilità e utilizzo dei dati raccolti. La realizzazione del protocollo relativo ai percorsi è estremamente dispendiosa dal punto di vista del tempo e delle risorse. La selezione dei siti con le combinazioni di habitat e batimetriche richieste nel protocollo implica un grosso investimento di tempo in termini di ricerca sulle carte bionomiche (quando disponibili), consultazione di esperti locali e controlli 'verità a mare'. Nella realtà è praticamente impossibile trovare tutte le combinazioni, anche in termini di superfici sufficientemente estese per poter eseguire correttamente i rilevamenti. Inoltre, la realizzazione dei percorsi è onerosa dal punto di vista delle giornate in mare e dei tempi di immersione, ancor più per il fatto che i dati sostanzialmente qualitativi che ne scaturiscono (liste di taxa, presenza/assenza di taxa e di classi di taglia approssimate, cioè piccolo, medio, grande) non sembrano essere di particolare utilità. Potrebbe forse aver senso fare delle campagne su differenti habitat e a batimetriche multiple una volta ogni 5 anni, ma non effettuare annualmente questa attività. L'eliminazione del modulo 1 implicherebbe una sensibile riduzione dei costi delle operazioni da attuare ogni anno in mare o, in alternativa, permetterebbe un investimento di queste risorse nel potenziamento di un campionamento quantitativo *ad hoc*.

Inoltre, l'uso delle categorie di taglia "piccolo, medio, grande" è stata da tempo soppiantato, a livello internazionale, dall'uso di classi di taglia di 2 o 5 cm in funzione della specie. Si suggerisce quindi una modifica del protocollo in tal senso. Tale soluzione è più informativa (le distribuzioni di taglia riportate in questo rapporto per le specie *target* ne sono l'evidenza), non implica alcun dispendio supplementare di tempo in mare ed è, in aggiunta, meno macchinosa (per attribuire alla categoria 'medio' un sarago di 28 cm, per esempio, l'operatore deve comunque stimarne la taglia 'reale', poi ricordare che la taglia massima della specie riportata in letteratura è pari a 45 cm, dividere quest'ultima in 3/3 e attribuire a posteriori l'esemplare censito a una delle tre categorie di taglia). La raccolta del dato relativo alla taglia utilizzando classi di 2 o 5 cm di scarto, inoltre, consente di stimare con precisione la biomassa. Questa variabile non è in assoluto presa in conto nel protocollo standard, ma è la variabile che di gran lunga la letteratura scientifica ha dimostrato come la più informativa relativamente alla valutazione degli effetti della protezione in AMP e dello stato delle popolazioni ittiche (utile quindi in prospettiva di valutazione del GES). Mentre la densità può essere influenzata significativamente da vari fattori, per esempio dalla stagione in cui viene fatto il censimento (dopo la stagione riproduttiva è possibile che il dato di densità aumenti marcatamente per l'arrivo dei giovanili), quello della biomassa massimizza l'importanza dei pesci di taglia grande, particolarmente sensibili alle misure di protezione. Per questa ragione la biomassa ittica, particolarmente quella delle specie *target*, è la più utilizzata per la valutazione degli effetti delle AMP e dello stato di salute degli ecosistemi marini costieri (vedi Guidetti et al., 2019).

Bibliografia

- Caldwell Z.R., Zgliczynski B.J., Williams. G.J., Sandin. S.A., 2016 Reef fish survey techniques: assessing the potential for standardizing methodologies. *Plos One* 11(4):1–14
- Cattaneo-Vietti R., Guidetti P., Di Lorenzo M., Bussotti S., 2011. Pre-valutazione dell'Effetto Riserva presso i cinque parchi marini della Liguria – Annualità 2010. Relazione tecnica finale: 152 pp.
- Cimmino C., Franco A., Relini G. 2013. Osteitti di ambienti rocciosi protetti nelle barriere artificiali della Liguria. *Biologia Marina Mediterranea* 20 (1): 176-177.
- Giakoumi S. et al., 2017. Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Scientific Reports* 7: 8940; doi:10.1038/s41598-017-08850-w
- Guidetti P., Bussotti S., Molinari A., Tunesi L., Cattaneo-Vietti R., 2006. Popolamenti ittici costieri e Aree Marine Protette: chiavi di lettura dei risultati rilevati in 5 AMP italiane. *Biologia Marina Mediterranea* 13 (1): 472-475.
- Guidetti P. & Sala E., 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 335: 43-56.
- Guidetti P. et al., 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation* 141: 699-709.
- Guidetti P. et al., 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PlosOne* 9:e91841
- Guidetti P. et al., 2019. Assessing the potential of marine Natura 2000 sites to produce ecosystem-wide effects in rocky reefs: a case study from Sardinia Island (Italy). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 537-545.
- Harmelin-Vivien M.L. et al., 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)* 40: 467-539.
- Holmlund C.M. & Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29, 253–268
- Sala, E., et al. (2012) The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLoS ONE*, 7, e32742.
- Sandin S.A. & Sala E. 2012. Using successional theory to measure marine ecosystem health. *Evolutionary Ecology* 26(2): 435-48.
- Sandin S.A. et al., 2008. Baselines and degradation of coral reefs in the northern Line Islands. *PlosOne* 3(2): e1548.
- Serracca L., Battistini R., Rossini I., Carducci A., Verani M., Prearo M., Tomei L., De Montis G., Ercolini C., 2014. Food safety considerations in relation to *Anisakis pegreffii* in anchovies (*Engraulis encrasicolus*) and sardines (*Sardina pilchardus*) fished off the Ligurian Coast

(Cinque Terre National Park, NW Mediterranean). *International Journal of Food Microbiology* 190: 79–83.

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 (1): 245–253.