



# Monitoraggio dell'effetto riserva – 2025

## Area Marina Protetta Isola di Bergeggi



### **Relazione tecnica finale**

16 Ottobre 2025

### **Partecipanti**

Paolo Guidetti (Responsabile Scientifico), Simone Bava, Elena Desiderà, Luca Palazzo, Silvia Secco  
– Stazione Zoologica Anton Dohrn, *Genoa Marine Centre*

---

Convenzione di ricerca tra la Stazione Zoologica Anton Dohrn (*Genoa Marine Centre*) e l'Area Marina Protetta "Isola di Bergeggi"

## **Ringraziamenti**

Un ringraziamento sincero va, in primo luogo, a Davide Virzi, direttore dell'AMP, non solo per il suo continuo supporto, ma anche per l'entusiasmo che ha sempre mostrato e trasmesso. Un ringraziamento va anche a Riccardo Squinzani e Marica Baggio (ASD Triton Club) per l'impeccabile supporto logistico e per tutte le informazioni sui fondali con noi condivise, fondamentali per le fasi di campionamento in mare.

## **Indice**

Introduzione	4
Materiali e metodi	9
Risultati	14
Conclusioni	27
Bibliografia	28
Tabelle in appendice	33

## 1. Introduzione

Gli impatti umani sull'ambiente marino, soprattutto costiero, sono notevolmente aumentati negli ultimi decenni su scala mondiale, quale conseguenza di una crescente espansione delle città costiere, delle opere a difesa della costa, degli impianti industriali e portuali, così come di un incremento dell'inquinamento e delle attività di prelievo quali la pesca (Worm *et al.*, 2006; Halpern *et al.*, 2019).

Relativamente alle attività di pesca, l'aumento della domanda di *seafood* a livello mondiale ha indotto l'industria della pesca ad aumentare il prelievo di risorse in modo spesso insostenibile (Golden *et al.*, 2016; FAO, 2020). Oltre alla pesca industriale, un impatto non trascurabile sulle risorse costiere, particolarmente in Mediterraneo, può essere causato dalla piccola pesca locale e dalla pesca ricreativa (Morales-Nin *et al.*, 2010, Lloret & Font, 2013, Lloret *et al.*, 2018), quando non opportunamente gestite.

La piccola pesca locale, in Mediterraneo così come in altre regioni tropicali e temperate del mondo, è spesso spinta dalla domanda legata al turismo a prelevare oltre il sostenibile (Rodrigues & Villasante, 2016). A ciò vanno aggiunti gli effetti della pesca ricreativa, in conflitto spesso con la pesca professionale, che in molte zone ha un effetto non indifferente sui popolamenti ittici (Boubekri *et al.*, 2021). A queste vanno poi ad aggiungersi varie forme di pesca illegale (*IUU Fishing - Illegal, unreported and unregulated fishing*) che arrecano danni non trascurabili agli *habitat* marini, alle risorse di pesca e di conseguenza, sul lungo termine, anche alla stessa economia dei pescatori locali (Agnew *et al.*, 2009, Cabral *et al.*, 2018).

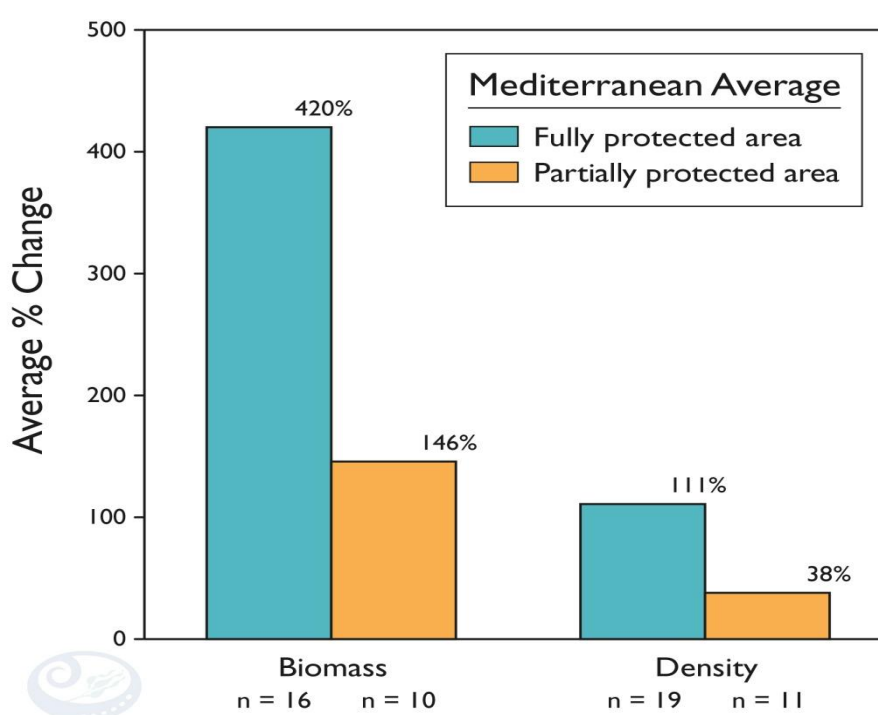
Ai problemi sopra esposti non si può rispondere con un'unica forma o strumento di gestione. La necessità di gestione delle diverse tipologie di pesca e delle relative filiere (da quelle locali a quella globalizzata) necessitano un approccio integrato che preveda, tra l'altro, una pianificazione spaziale (*spatial planning*) oltre ad una maggiore educazione e consapevolezza in merito all'uso sostenibile delle risorse (Niccolini *et al.*, 2020).

Per quel che concerne la gestione degli ecosistemi marini e delle risorse della pesca a livello locale, le Aree Marine Protette (AMP) sono divenute ormai uno degli strumenti più popolari su scala mondiale (Watson *et al.*, 2014, PISCO & UNS, 2016; Grorud-Kolver *et al.*, 2021). La protezione effettiva di ambienti marini, soprattutto costieri, produce effetti positivi non solo sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici associati, ma anche sulle attività di pesca e sulla mitigazione dei cambiamenti ambientali (Roberts *et al.* 2020; Sala *et al.* 2021).

L'esigenza di istituire AMP (in cui le attività di pesca sono vietate e/o regolamentate) è anche scaturita dalle crescenti evidenze che la pesca possa determinare:

- 1) un impatto significativo sulle popolazioni di specie bersaglio (es., diminuzione della densità e/o della taglia media di molte specie commerciali);

2) scompensi a livello di intere comunità ed ecosistemi (Jackson *et al.*, 2001), con effetti deleteri su servizi ecosistemici (Worm *et al.*, 2006), dal momento che gran parte delle specie commerciali sono predatori di alto livello trofico che svolgono un importante ruolo di equilibrio. Il fatto che la pesca impatti le specie bersaglio, cioè quelle di maggiore valore economico, implica che un suo divieto o regolamentazione dovrebbero produrre risposte più evidenti da parte di queste stesse specie, per esempio in termini di aumento (recupero) delle densità e/o della frequenza degli individui di taglia più grande, con effetti che si riflettono poi sulla biomassa (intesa come 'peso fresco per unità di superficie'). La valutazione del cosiddetto 'effetto riserva' (ER; Fig. 1.1) consiste nello studio del possibile aumento di densità, taglia e/o biomassa delle specie bersaglio all'interno di AMP in confronto ad aree di controllo selezionate al di fuori (Guidetti, 2002).



**Figura 1.1.** Esempio di 'effetto riserva' (ER). Differenza media (in %) in termini di biomassa (a sinistra) e densità (a destra) tra zone a protezione integrale (barre azzurre) e zone a protezione parziale (barre arancioni) in AMP mediterranee in confronto a zone non protette di controllo. Fonte: PISCO & UNS, 2016.

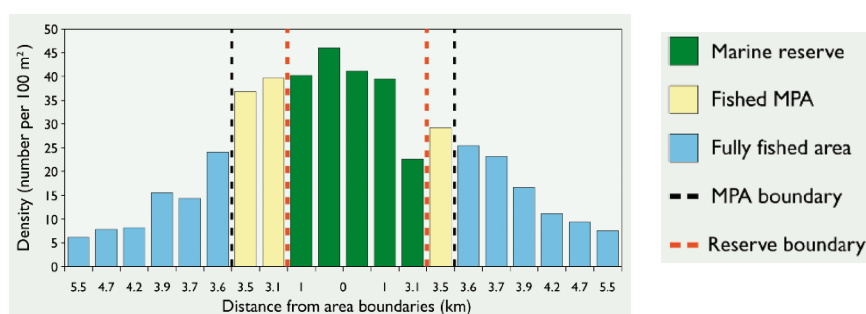
Per quel che concerne il Mar Mediterraneo, sono numerosi gli studi che hanno indagato gli effetti ecologici delle AMP in termini di:

- 1) recupero di singole popolazioni, intere comunità o reti trofiche (Sala *et al.*, 1998; Guidetti, 2006; Guidetti *et al.*, 2005; Guidetti & Sala, 2007; Claudet *et al.*, 2006; Di Franco *et al.*, 2009; Guidetti *et al.*, 2014; Pisco & UNS, 2016, Giakoumi *et al.*, 2017);
- 2) benefici per la pesca locale (Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Guidetti & Claudet, 2010; Guidetti *et al.*, 2010; Di Franco *et al.*, 2016; Di Lorenzo *et al.*, 2020).

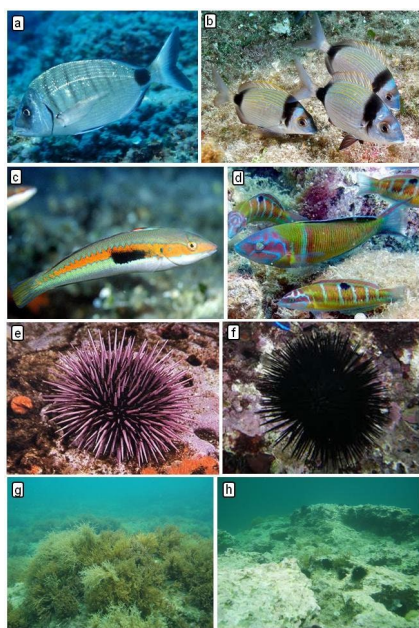
Un punto di notevole rilevanza è che i risultati ottenuti da una AMP sono intimamente legati alla protezione reale e non solo formale (Guidetti *et al.*, 2008; Sala *et al.*, 2012; Guidetti *et al.*, 2014;

Edgar *et al.*, 2014; Giakoumi *et al.*, 2017), così come al disegno (e.g. alla dimensione delle zone di protezione integrale e parziale) e alla gestione di ogni singola AMP (Claudet *et al.*, 2008, Di Franco *et al.*, 2018; Zupan *et al.*, 2018a,b; Scianna *et al.*, 2019).

Gli effetti delle AMP sulle specie *target* della pesca non sono limitati ai soli cambiamenti che si realizzano all'interno dei confini delle AMP stesse. L'aumento della taglia, infatti, implica un aumento delle potenzialità di produzione di uova e larve da parte dei riproduttori (Kellner *et al.*, 2007). Ciò, unito ad un *export* di biomassa di pesci sub-adulti e adulti (il cosiddetto *spillover*; Figura 1.2) che si realizza con i loro movimenti attraverso i confini delle AMP (Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Di Lorenzo *et al.*, 2020), può determinare un incremento dei rendimenti della pesca anche al di fuori dei loro confini (White *et al.*, 2008).



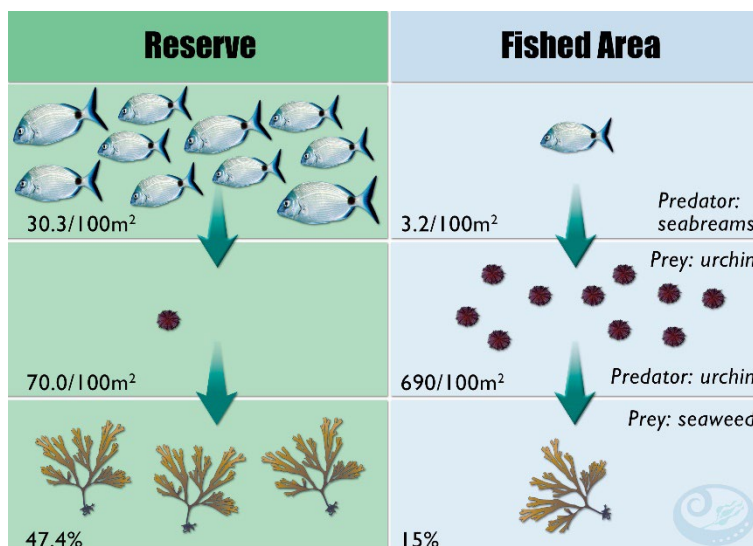
**Figura 1.2.** Esempio che riporta come l'abbondanza di 8 specie ittiche commerciali sia maggiore al centro dell'AMP (Torre Guaceto, Puglia) per poi diminuire verso i confini e procedendo oltre, a distanza crescente dai confini stessi dell'AMP. Fonte: Lubchenco *et al.*, 2007.



Al di là dell'ER diretto su specie bersaglio, le AMP possono determinare un recupero anche a livello di intere comunità. In Mediterraneo, per esempio, è ormai noto che il sarago maggiore (*Diplodus sargus*) ed il sarago testa nera (*Diplodus vulgaris*), specie bersaglio della pesca commerciale e ricreativa, svolgono un'importante funzione ecologica. Questi saraghi, infatti, predano attivamente i ricci di mare (giovani e adulti) e ne controllano le densità di popolazione. Diversamente, alcuni labridi come *Coris julis* e *Thalassoma pavo* predano solo i ricci di piccola taglia. I ricci, ad elevate densità, possono determinare la transizione da substrati rocciosi ricoperti da macroalghe a *barren*, cioè substrati rocciosi denudati, desertificati, quindi privi della copertura a macroalghe erette (Figura 1.3).

**Figura 1.3.** a: sarago maggiore, *Diplodus sargus*; b: sarago testa nera, *Diplodus vulgaris*; c: donzella, *Coris julis*; d: donzella pavonina *Thalassoma pavo*; e: riccio viola, *Paracentrotus lividus*; f: riccio nero, *Arbacia lixula*; g: substrato roccioso ricoperto da macroalghe erette; h: tipico *barren*.

In zone dove il prelievo dei saraghi è intenso, le popolazioni di riccio di mare possono crescere in maniera significativa. Il conseguente intenso pascolo può determinare la formazione di estesi *barren*, il che rappresenta un esempio di effetto indiretto che la pesca produce attraverso la rete trofica (il fenomeno complessivo prende il nome di *cascata trofica*) (Figura 1.4).



**Figura 1.4.** Esempio di 'cascata trofica'. Nella zona A dell'AMP di Torre Guaceto (Puglia) l'abbondanza dei saraghi tiene sotto controllo quella dei ricci. Ciò determina una maggiore copertura da parte delle macroalghe erette rispetto ai *barren* ( riquadro verde a sinistra). Al di fuori della zona A e dell'AMP, i saraghi sono meno abbondanti e mediamente più piccoli, i ricci più abbondanti e i *barren* più estesi ( riquadro azzurro a destra). Fonte: Gaines *et al.*, 2011.

Questa transizione (i.e., la progressiva desertificazione dei fondali rocciosi) implica non solo drammatici cambiamenti nella struttura di comunità (es., diminuzione della biodiversità), ma anche profondi cambiamenti nel funzionamento ecosistemico (es., produzione primaria e disponibilità di detrito) (Thiriet *et al.*, 2016; Bianchelli & Danovaro, 2020).

Tutto ciò è alla base del significativo successo, almeno dal punto di vista numerico, che le AMP hanno avuto negli ultimi decenni come strumenti di gestione dell'ambiente marino e delle risorse di pesca a scala mondiale (Lubchenco & Grorud-Kolvert, 2015).

In Mar Mediterraneo le AMP sono aumentate vertiginosamente di numero negli ultimi anni (PISCO & UNS, 2016) sino a coprire circa il 6% del bacino (Claudet *et al.*, 2020). Sia in Mediterraneo, sia altrove, gli studi sull'efficacia delle AMP sono stati solitamente impostati in termini di valutazioni di differenze nella fauna ittica tra riserve integrali (che in Italia corrispondono alle Zone A delle AMP) e controlli esterni alle AMP. Va ricordato che a livello internazionale (quindi a prescindere dalla legislazione italiana) il termine AMP è molto generico e indica un 'settore di costa o un'area di mare in cui le attività umane, pesca inclusa, sono in qualche modo gestite, limitate o totalmente vietate', principalmente per fini legati alla protezione della biodiversità (Agardy *et al.*, 2003; Grorud-Kolvert *et al.*, 2021). Diverso e molto più specifico è invece l'uso del termine 'riserva', di solito



indicato come '*no-take reserve*', cioè un 'tratto di costa o un'area di mare in cui qualsiasi attività estrattiva è vietata'. Le zone A delle AMP italiane, nella maggior parte dei casi, andrebbero così definite come '*no-take zones/marine reserves*' operativamente parlando, sebbene oggi si preferisca usare il termine '*fully protected*' per i tratti di mare in cui ogni forma di prelievo da pesca sia vietata (Grorud-Kolvert *et al.*, 2021).

In molti paesi nel mondo (es., USA, Australia) sono molto diffuse le AMP '*fully protected*'. Per contro, in Mediterraneo (Italia inclusa) le AMP sono generalmente suddivise in sub-aree caratterizzate da differenti livelli di protezione. Le zone A sono solitamente di piccola taglia e dovrebbero essere circondate da aree cuscinetto (le zone B e C, talvolta D) caratterizzate da livelli progressivamente meno restrittivi in termini di divieti e regolamentazione delle attività umane. Ciò ha senso se riferito allo specifico contesto del Mediterraneo, cioè un bacino le cui coste sono densamente popolate, meta di milioni di turisti da tutto il mondo ogni anno, dove sono presenti grandi città e dove si svolgono molte attività umane a elevati livelli di intensità (Micheli *et al.*, 2013). Malgrado ciò, uno dei pochi studi effettuati per valutare l'efficacia delle AMP in Mediterraneo e in Italia che abbia considerato esplicitamente anche le zone cuscinetto o tampone (le cosiddette '*buffer zones*' oggi chiamate '*partially protected*'; *sensu* Grorud-Kolvert *et al.*, 2021), come le zone B e C delle AMP italiane, è relativo all'AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo (Di Franco *et al.*, 2009), a cui si aggiungono studi più recenti che hanno preso in considerazione più AMP mediterranee (Giakoumi *et al.*, 2017; Zupan *et al.*, 2018a). Le informazioni provenienti da altre regioni del mondo sulle zone '*partially protected*' sono piuttosto limitate (Denny & Babcock, 2004; Shears *et al.*, 2006; Sciberras *et al.*, 2015; Zupan *et al.*, 2018b). Vi è più di un sospetto che le zone tampone che circondano le riserve integrali attirino e concentrino pescatori professionisti e ricreativi (Stelzenmuller *et al.*, 2007; Lloret *et al.*, 2008). Peraltro, vi sono evidenze crescenti che i pescatori ricreativi possano causare un impatto significativo sulla fauna ittica simile se non superiore in alcuni casi a quello dei pescatori professionisti (Lewin *et al.*, 2006; Lloret *et al.*, 2008, 2019). Risulta evidente, quindi, quanto siano necessari specifici monitoraggi nelle zone tampone oltre a indagini specifiche sulla pesca ricreativa al fine di mettere a punto misure adeguate di regolamentazione della pesca complessiva, così da evitare che tale concentrazione di pescatori (professionisti e non) possa determinare un impatto sulla fauna ittica nelle zone tampone addirittura maggiore di quello che si realizza all'esterno delle AMP (contraddicendo di fatto le ragioni per cui le zone tampone sono istituite intorno alle riserve integrali). Praticamente ignoto dal punto di vista quantitativo è, per contro, l'impatto delle diverse forme di pesca illegale. In un contesto di AMP, in particolare, questo impatto potrebbe essere rilevante in assenza di una sorveglianza efficace, a mare e a terra, da parte della autorità preposte.

La letteratura che concerne la valutazione dell'efficacia delle AMP in Mediterraneo è rappresentata per la stragrande maggioranza da studi condotti su fondi sublitorali di natura rocciosa (Guidetti *et al.*, 2008 e referenze ivi contenute; vedi anche Giakoumi *et al.*, 2017 e Scianna *et al.*, 2019).



Questo è dovuto a ragioni diverse: 1) la fauna ittica di altri *habitat* risponde in modo meno evidente alla protezione; 2) gran parte delle AMP, soprattutto in Italia, includono soprattutto fondali di tipo roccioso, quali rappresentano *habitat* di primaria importanza per molte specie ittiche bersaglio. Il presente studio, condotto presso l'AMP Isola di Bergeggi, è finalizzato alla valutazione dell'ER sulla fauna ittica in ambiente sublitorale roccioso in zone a riserva integrale (zone A), in zone tampone (zone B e C) ed all'esterno dell'AMP.

## **2. Materiali e metodi**

### *2.1 Area, tecnica e disegno di campionamento per la valutazione dell'ER*

Il presente studio è stato condotto presso l'AMP Isola di Bergeggi (Liguria occidentale) ed aree limitrofe. L'AMP si estende per 215 ettari (2.1503 km<sup>2</sup>).

L'AMP Isola di Bergeggi (vedi Figura 2.1.1 relativa alla sua zonazione) è stata istituita dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) con D.M. del 07/05/2007 (pubblicato sulla G.U. n. 206 del 05/09/2007), il cui art. 7 comma 1 riporta che “la gestione dell'area marina protetta ... è affidata provvisoriamente al Comune di Bergeggi ...”. Sulla G.U. n. 226 del 28/09/2007 è stato poi pubblicato il D.M. del MATTM di adozione del Regolamento di disciplina delle attività consentite nell'AMP, seguito dal DM del MATTM n. 1660 del 13/10/2008 che ha approvato il Regolamento di Esecuzione ed Organizzazione (REO) dell'AMP (pubblicato sulla G.U. n. 258 del 4/11/2008), il quale riporta, all'art. 4, che la gestione dell'AMP è affidata al soggetto gestore individuato all'art. 7 del D.M. 7/05/2007, i.e. il Comune di Bergeggi. Infine, con Deliberazione della Giunta Comunale, Atto n.° 30 del 02/05/2024, è stato approvato il disciplinare integrativo al REO della AMP, che esprime le nuove norme di disciplina delle immersioni subacquee individuali, delle visite guidate subacquee, della navigazione da diporto, delle attività di ancoraggio e pesca sportiva, definendo infrazioni e relative sanzioni. Il Comune di Bergeggi, ai sensi della L.R. 10 luglio 2009, n. 28 “Disposizioni in materia di tutela e valorizzazione della biodiversità”, è stato individuato quale Ente Gestore del Sito della Rete Natura 2.000 IT 1323271 denominato “Fondali Noli – Bergeggi”. Tale sito, riperimetrato 4 volte con un importante aumento di superficie, ha il fine di assicurare la tutela di un'area ad elevata biodiversità, caratterizzata da una importante copertura a ‘coralligeno del largo’. Le misure di salvaguardia per l'habitat di cui all'Allegato I della direttiva 92/43/CEE ai sensi della L.R. 28/2009 sono state stabilite dalla Giunta Regionale con la D.G.R. 1507/2009. Il sito è stato designato Zona Speciale di Conservazione (ZSC) con DM del MATTM del 13/10/2016 (pubblicato sulla G.U. n. 253 del 28/10/2016). Inoltre, il Comune di Bergeggi, sempre ai sensi della L.R. 28/2009, è stato individuato Ente Gestore della ZSC terrestre IT 1323202 della Rete Natura 2000 denominato “Isola Bergeggi –

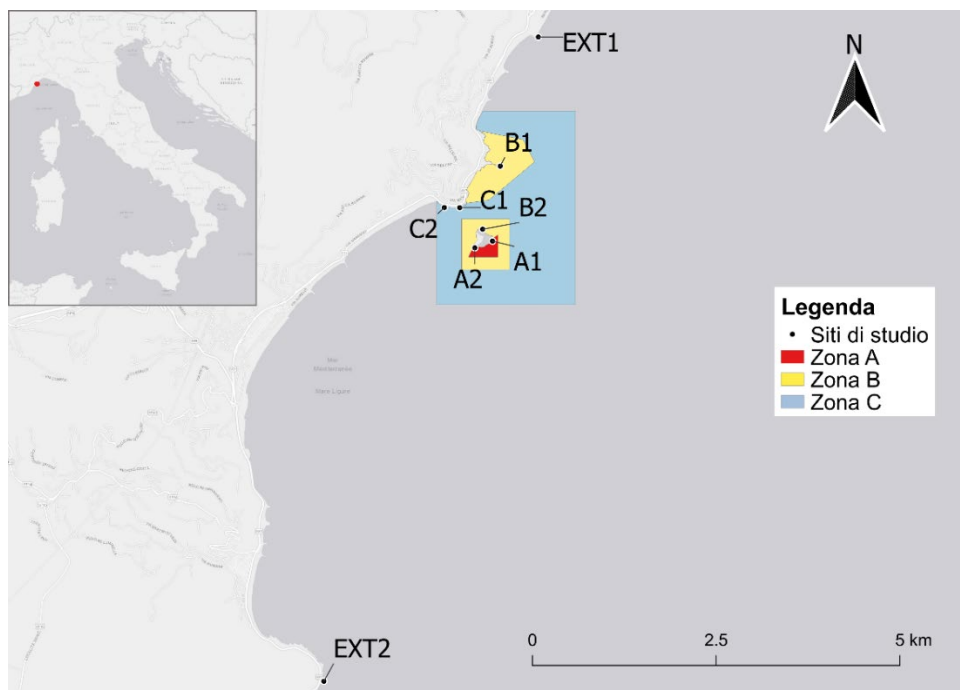
Punta Predani". Nel formulario standard di questa ZSC rientrano alcuni *habitat* di grande importanza conservazionistica per gli uccelli, come le scogliere rocciose strapiombanti e le grotte marine emerse e sommerse di falesia. Il Comune di Bergeggi è, infine, ente gestore della Riserva Naturale Regionale di Bergeggi dal 1985.

In estrema sintesi, relativamente alle attività di pesca (professionale e ricreativa), la pesca a strascico e la pesca subacquea in apnea non sono consentite entro i confini dell'AMP. In zona A qualunque attività di prelievo è interdetta. In zona B, la pesca ricreativa è consentita ai soli residenti nel Comune di Bergeggi previa autorizzazione da parte dell'Ente gestore, mentre in zona C è consentita liberamente ai residenti nel Comune di Bergeggi e, previa autorizzazione da parte dell'Ente gestore, anche ai non residenti nel suddetto Comune, in entrambi i casi seguendo specifiche restrizioni ed indicazioni. Relativamente alla pesca professionale, nelle zone B e C è consentita esclusivamente la piccola pesca artigianale, compatibilmente a quanto disposto dal Regolamento CE n. 1967/2006 del Consiglio del 21/12/ 2006, relativo alle misure di gestione della pesca nel Mar Mediterraneo, riservata alle imprese di pesca che esercitano l'attività sia individualmente, sia in forma cooperativa, aventi sede legale nel comprensorio dei comuni di Bergeggi, Vado Ligure, Spotorno e Noli, alla data del 28/09/2007, e ai soci delle suddette cooperative inseriti alla stessa data nel registro di ciascuna cooperativa, seguendo specifiche restrizioni ed indicazioni.

La fauna ittica costiera associata ai fondali rocciosi infralitorali viene utilizzata come *standard* a livello internazionale per la valutazione dell'effetto riserva (ER) delle AMP.

Il piano di campionamento è stato appositamente elaborato secondo un approccio standardizzato finalizzato a rendere confrontabili i dati dell'AMP Isola di Bergeggi non solo rispetto ai rilevamenti condotti nel passato, ma anche alle altre AMP italiane e mediterranee.

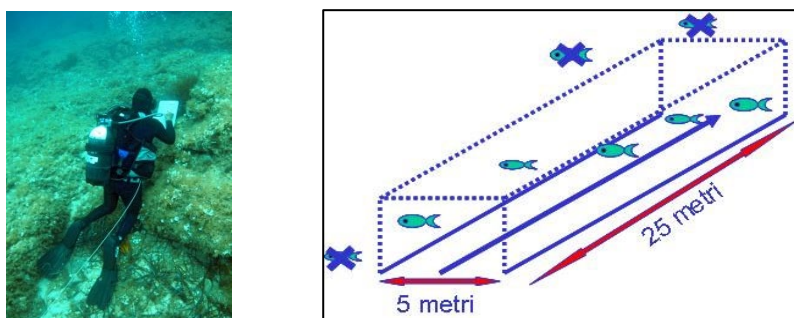
I censimenti visuali per la valutazione dell'ER nel sublitorale roccioso sono stati effettuati in aree soggette ad impatto crescente delle attività di pesca. Nel complesso sono stati considerati 4 livelli di protezione facenti riferimento alle zone A, B, C dell'AMP e all'esterno all'AMP (quest'ultimo utile come 'controllo sperimentale'). In particolare, sono stati eseguiti censimenti visuali della fauna ittica (vedi dettagli in seguito) presso 2 siti per ognuno dei 4 livelli di protezione: Canalone e Pifferaio (zona A); versante 'a monte' dell'Isola e Punta Predani (zona B); lati levante e ponente di Punta del Maiolo (zona C); Capo Noli e scogliera di Porto Vado (siti esterni all'AMP; E) (Figura 2.1.1).



**Figura 2.1.1.** zonizzazione dell'AMP Isola di Bergeggi e localizzazione dei siti oggetto del campionamento.

In ognuna delle due campagne svolte presso l'AMP Isola di Bergeggi tra maggio e luglio 2025, presso ognuno degli 8 siti di studio sono stati effettuati 4 transetti (i.e. unità campionarie) tra circa 5 e 10 metri di profondità, per un totale di 32 rilevamenti per campagna ed un totale, considerando le due campagne di campionamento, di 64 nel sublitorale roccioso per la valutazione dell'ER.

La valutazione dell'ER è stata effettuata attraverso censimenti visuali della fauna ittica, utilizzando la tecnica dei transetti (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Tale tecnica consiste nel censire, direttamente in immersione subacquea, le specie ittiche (con particolare riguardo per le specie bersaglio) lungo 'corridoi' di fondale roccioso di 25 x 5 m (area campionaria: 125 m<sup>2</sup>), valutandone l'abbondanza e la taglia (come lunghezza totale, LT, in cm) (Figura 2.1.2).



**Figura 2.1.2.** Foto a sinistra: operatore subacqueo intento a raccogliere dati durante un *visual census*; riquadro a destra: rappresentazione schematica di un transetto di 25 m di lunghezza e 5 m di larghezza.

Per gran parte delle specie ittiche, comprese le specie bersaglio (es., il sarago maggiore *Diplodus sargus*), la taglia è stata valutata secondo classi di 2 cm di ampiezza, mentre per specie di

dimensioni assolute più grandi (es., la cernia bruna *Epinephelus marginatus*) sono state utilizzate classi dimensionali di 5 cm.

Contestualmente alla raccolta dei dati di abbondanza e biomassa della fauna ittica, lungo ciascun transetto è stata registrata la presenza di attrezzi da pesca abbandonati e di “rifiuti” (*marine litter*). Gli attrezzi da pesca sono stati catalogati in base alla tipologia (lenza, tremaglio, palangaro, nassa, asta di fucile da sub) e sono stati inclusi anche eventuali attrezzi legati ad attività nautiche (es. cime, ancore).

I rilevamenti sono stati eseguiti da un totale di cinque unità di personale scientifico esperto affiliate alla Stazione Zoologica Anton Dohrn-*Genoa Marine Centre*.

Per quel che concerne la valutazione dell'ER nel sublitorale roccioso è stato utilizzato il seguente disegno di campionamento:

1. Fattore Zona (ZO, legato al livello di protezione), fisso, con quattro livelli: zona A, B, C ed Esterno;
2. Fattore Sito (SI), *random*, gerarchizzato (*nested*) in ZO, con due livelli: A1, A2; B1, B2; C1, C2; E1, E2;
3. Fattore Tempo (TI), *random*, ortogonale, con due livelli, TI1, TI2.

## 2.2 Analisi dei dati

I dati raccolti per la valutazione dell'ER sono stati analizzati mediante tecniche multivariate ed univariate 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 e alla variabilità tra siti e tempi di campionamento.

Sulla base dei dati di densità e taglia sono state stimate le biomasse (peso umido, g) per unità di campionamento utilizzando le relazioni lunghezza-peso disponibili in letteratura per le specie oggetto di analisi ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). Ove possibile, sono stati utilizzati i coefficienti di correlazione relativi a relazioni stabilite su campioni raccolti in Mediterraneo.

Le differenze nella struttura dei popolamenti ittici associati al sublitorale roccioso (in termini di densità e biomassa) sono state testate attraverso analisi statistiche multivariate condotte con il package PRIMER 6 (Plymouth Marine Laboratory, UK) implementato con la routine Permanova+. Dalla matrice ad n colonne × m righe è stata calcolata, tramite il coefficiente di similarità di Bray-Curtis, una matrice triangolare di similarità. Il test dell'ipotesi è stato poi condotto utilizzando PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance; Anderson, 2001).

La visualizzazione dei *pattern* multivariati è stata ottenuta mediante 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 sulla mappa riflettano

la maggiore o minore similarità tra i campioni stessi. Ogni 'punto' rappresenta un 'campione', cioè una singola replica equivalente ad ogni singolo transetto.

L'analisi della varianza (PERMANOVA univariata) è stata condotta al fine di testare l'ipotesi di possibili differenze nella distribuzione di densità e biomassa totali del popolamento ittico (i valori di tutte le specie sommati) e delle principali specie ittiche bersaglio, in funzione del livello di protezione: la cernia bruna, la corvina, il sarago maggiore e il sarago testa nera.

I dati relativi alla taglia degli individui delle specie bersaglio censite nei siti a diverso grado di protezione sono stati riportati in grafici lunghezza/frequenza al fine di permettere un confronto visuale tra le distribuzioni di taglia.

Al fine di fornire dei risultati più concisi e di più facile disseminazione, un approccio meta-analitico è stato infine adottato per sintetizzare la risposta della fauna ittica alla protezione. Siccome gli UVC sono stati effettuati in zone protette (A, B, C) e all'esterno dell'AMP (E=controllo), i valori medi delle variabili analizzate (biomassa totale e di 3 specie target) sono stati usati per approssimare le condizioni medie nello spazio (Guidetti & Sala, 2007). Sono stati così quantificati gli effetti della protezione rispetto ai controlli come logaritmo naturale ( $\ln$ ) del rapporto tra i valori di ogni variabile di risposta in condizioni protette e di controllo ( $\ln RR$ ; Micheli et al., 2004). Essendo il disegno di campionamento adottato "bilanciato" (identico numero di repliche per livello di protezione) non è stato necessario pesare i valori medi. Valori positivi di  $RR$ s implicano valori maggiori delle variabili considerate in condizioni protette rispetto ai controlli, mentre valori negativi indicano valori maggiori in condizioni di controllo. Un rapporto pari a zero, invece, significa che il valore della variabile è comparabile tra condizioni protette e di controllo. I valori medi di  $RR$ s sono considerati significativamente differenti (i.e., si constata un significativo effetto della protezione) quando il 95% dei limiti di confidenza intorno alla media non si sovrappone con lo zero. Questo approccio non include quindi la stima della variabilità (e del suo effetto sul confronto tra zone) ai livelli spaziali (siti) e temporali (tempi di campionamento) inclusi nel precedente approccio analitico basato sull'uso di PERMANOVA. Tale approccio meno strutturato è, come anticipato più sopra, da intendersi come finalizzato ad ottenere un risultato scientificamente valido, ma di più immediata comprensione per una ampia platea di portatori di interesse. Nello specifico, è necessario tener conto che la non inclusione dei fattori spaziali e temporali può aumentare la probabilità del test di identificare differenze tra zone a diverso livello di protezione. Tale differenza tra i due approcci dovrebbe, quindi, essere considerata alla luce di quanto sopra riportato.

### 3. Risultati

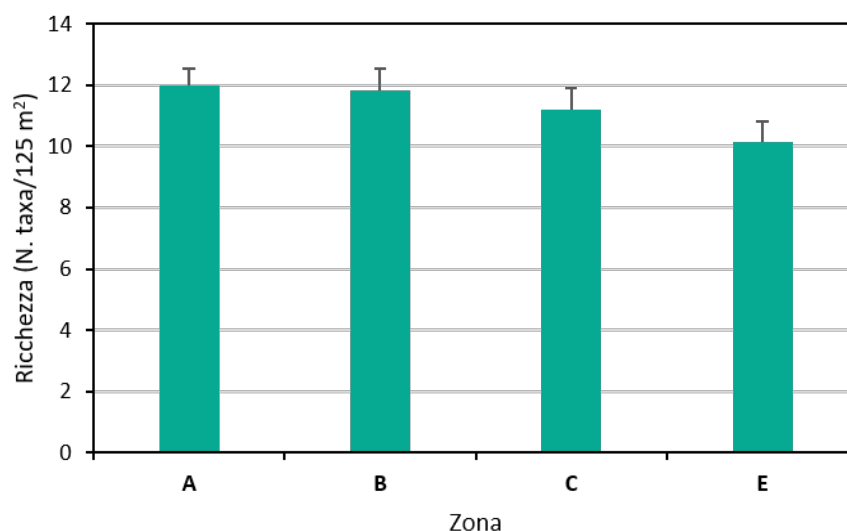
#### 3.1 “Effetto Riserva” nel sublitorale roccioso: zone A, B, C ed esterno

Durante le due campagne di campionamenti condotte nel 2025 nel sublitorale roccioso sono stati censiti complessivamente 38 *taxa* della fauna ittica, dei quali 37 riconosciuti a livello di specie ed uno a livello di famiglia (Mugilidae) (Tabella 3.1.1).

**Tabella 3.1.1.** Lista dei *taxa* della fauna ittica censiti nel sublitorale roccioso presso l'AMP Isola di Bergeggi e nei siti esterni nel quadro della presente indagine.

Famiglia		
Genere specie		
<b>Apogonidae</b> <i>Apogon imberbis</i>	<b>Mugilidae</b>	<b>Serranidae</b> <i>Serranus cabrilla</i> <i>Serranus scriba</i>
<b>Blenniidae</b> <i>Parablennius rouxi</i>	<b>Mullidae</b> <i>Mullus surmuletus</i>	<b>Sparidae</b> <i>Boops boops</i> <i>Dentex dentex</i> <i>Diplodus annularis</i> <i>Diplodus puntazzo</i> <i>Diplodus sargus</i> <i>Diplodus vulgaris</i> <i>Oblada melanura</i> <i>Pagellus erythrinus</i> <i>Pagrus pagrus</i> <i>Sarpa salpa</i> <i>Sparus aurata</i> <i>Spondylusoma cantharus</i>
<b>Dactylopteridae</b> <i>Dactylopterus volitans</i>	<b>Muraenidae</b> <i>Muraena helena</i>	
<b>Epinephelidae</b> <i>Epinephelus marginatus</i>	<b>Pomacentridae</b> <i>Chromis chromis</i>	
<b>Labridae</b> <i>Coris julis</i> <i>Labrus merula</i> <i>Symphodus cinereus</i> <i>Symphodus mediterraneus</i> <i>Symphodus melanocercus</i> <i>Symphodus ocellatus</i> <i>Symphodus roissali</i> <i>Symphodus rostratus</i> <i>Symphodus tinca</i> <i>Thalassoma pavo</i>	<b>Scaridae</b> <i>Sparisoma cretense</i>	
	<b>Sciaenidae</b> <i>Sciaena umbra</i>	
	<b>Scorpenidae</b> <i>Scorpaena porcus</i> <i>Scorpaena scrofa</i>	<b>Tripterygiidae</b> <i>Tripterygion delaisi</i> <i>Tripterygion tripteronotum</i>

La ricchezza in *taxa* (numero di *taxa* ittici censiti) ha mostrato valori più elevati in zona A e B (con una media di circa 12 *taxa* per transetto di 125 m<sup>2</sup>), a seguire in zona C (circa 11 *taxa* per transetto) e, infine, nelle zone esterne (circa 10 *taxa* per transetto (Figura 3.1.1).

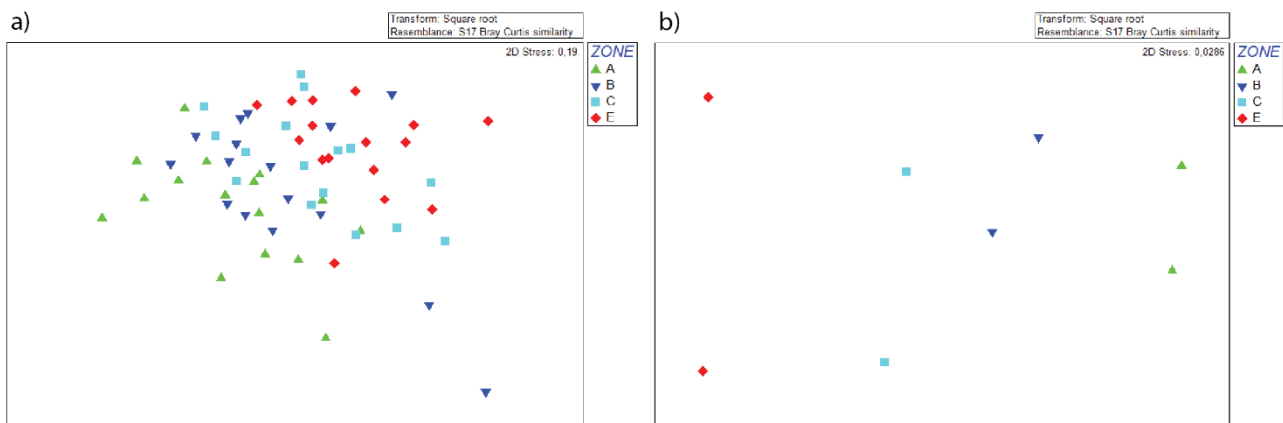


**Figura 3.1.1.** Numero di *taxa* della fauna ittica (media $\pm$ ES) censiti per transetto, relativamente ai 4 livelli di protezione considerati (*pooling* tra siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

L'analisi multivariata condotta sui dati di biomassa dell'intero popolamento ittico ha rilevato un effetto significativo del fattore 'zona' (Tabella A1, in appendice), oltre ad una variabilità significativa tra i due tempi di campionamento in funzione dei siti (vedasi l'interazione SI(ZO) $\times$ TI significativa; Tabella A1, in appendice). Il test *post-hoc* ha mostrato che i popolamenti della zona A differiscono in modo statisticamente significativo da quelli della zona B, C e dalle aree esterne. Allo stesso modo, la zona B è significativamente diversa dalla zona C e dalle aree esterne (Tab. A2, in appendice).

Il *plot* nMDS relativo alle repliche delle biomasse multivariate mostra una tendenza al raggruppamento dei punti relativi ai popolamenti ittici censiti in zona A, i quali si sovrappongono in parte alla zona B; inoltre, si nota una sovrapposizione tra le zone B e C e le zone esterne (Figura 3.1.2a). Plottando i centroidi relativi ai singoli siti risulta piuttosto evidente la separazione delle zone lungo un ipotetico asse orizzontale in funzione del livello di protezione (Figura 3.1.2b).



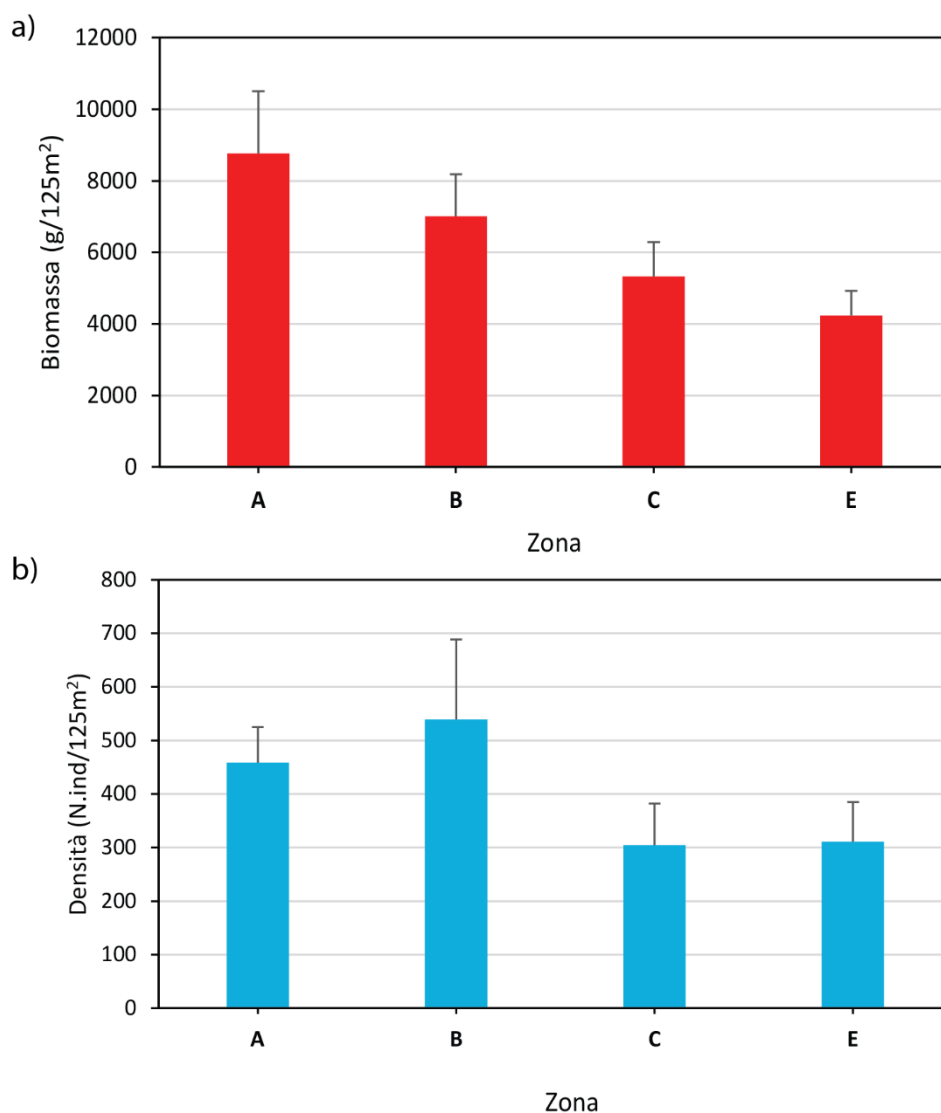


**Figura 3.1.2.** Struttura dei popolamenti ittici (biomasse multivariate). a) nMDS delle singole repliche e b) nMDS dei centroidi relativi ai siti, all'interno della 4 tipologie di zona caratterizzate da diversi livelli di protezione.

L'analisi multivariata relativa alla densità dei popolamenti ittici censiti ha evidenziato un effetto significativo del fattore 'zona' e una variabilità significativa tra i due tempi di campionamento in funzione dei siti (vedasi l'interazione  $SI(ZO) \times TI$  significativa; Tabella A3, in appendice). Dal test *post-hoc* (Tabella A4, in appendice) relativo ai confronti tra i livelli del fattore ZO si può osservare una differenza significativa tra la zona A rispetto alla zona C e alle zone esterne.

I valori più elevati di biomassa totale della fauna ittica (grammi/125 m<sup>2</sup>, cumulando tutti i *taxa*) sono stati registrati in zona A e hanno mostrato una tendenza alla diminuzione progressiva al diminuire del livello di protezione, con i valori minori riscontrati nelle zone esterne (Figura 3.1.3a). L'analisi statistica univariata dei dati di biomassa totale ha evidenziato un effetto significativo del livello di protezione (fattore ZO significativo; Tabella A5, in appendice). Inoltre, l'analisi ha riscontrato anche una variabilità significativa per i due tempi di campionamento in funzione dei siti (vedasi l'interazione  $SI(ZO) \times TI$ ; Tabella A5, in appendice). Il test *post-hoc* (Tabella A6, in appendice) relativo ai confronti tra i diversi livelli del fattore ZO non ha tuttavia riscontrato alcuna differenza significativa tra le zone A, B e C e le zone esterne.

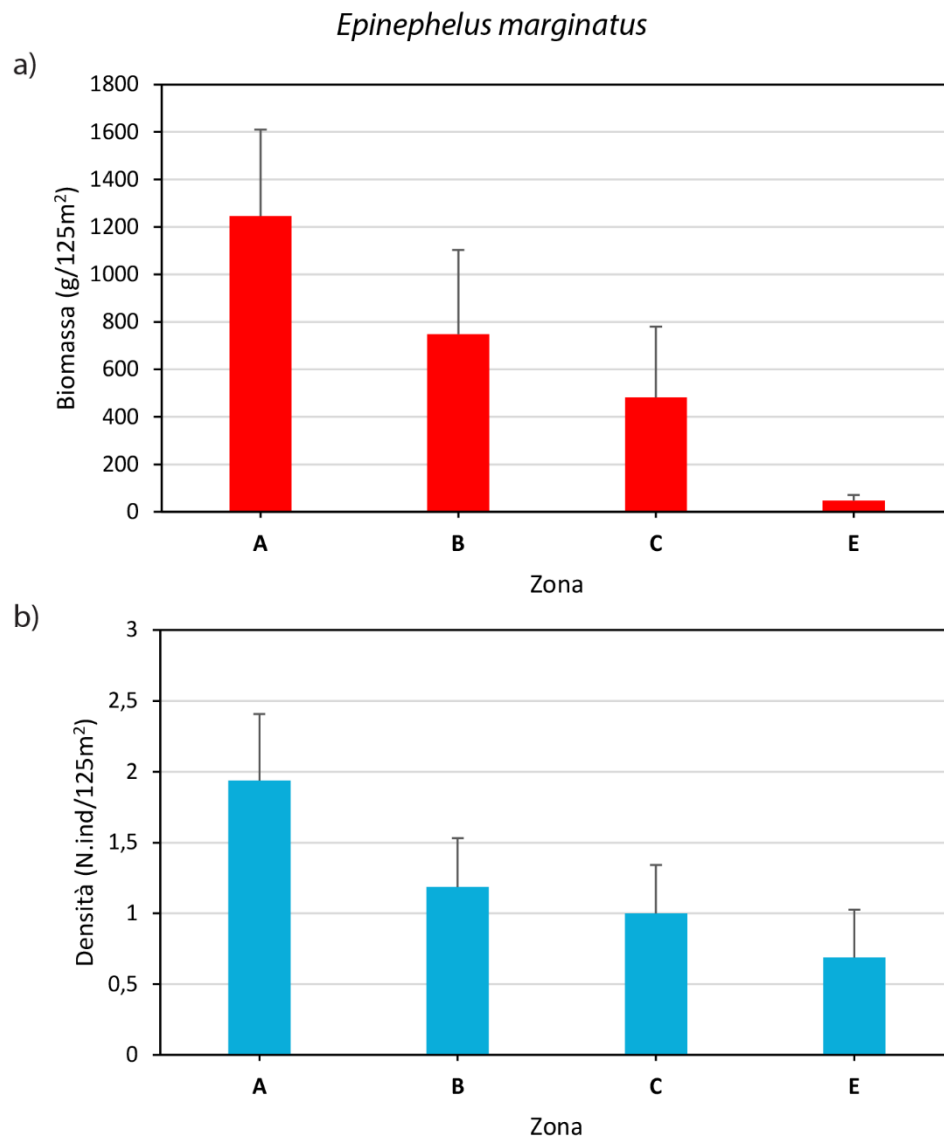
I valori più elevati di densità totale della fauna ittica (numero medio di individui/125 m<sup>2</sup>, cumulando tutti i *taxa*) sono stati registrati in zona B e, a seguire, in zona A. La zona C e le zone esterne hanno presentato valori minori, ma tra loro comparabili (Fig. 3.1.3b). L'analisi statistica ha evidenziato una variabilità significativa tra i due 'tempi' di campionamento in funzione dei 'siti' (vedasi l'interazione  $SI(ZO) \times TI$ , Tabella A7, in appendice).



**Figura 3.1.3.** (a) Biomassa e (b) densità totali della fauna ittica (media $\pm$ ES) relativamente ai 4 livelli di protezione considerati (*pooling* tra siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

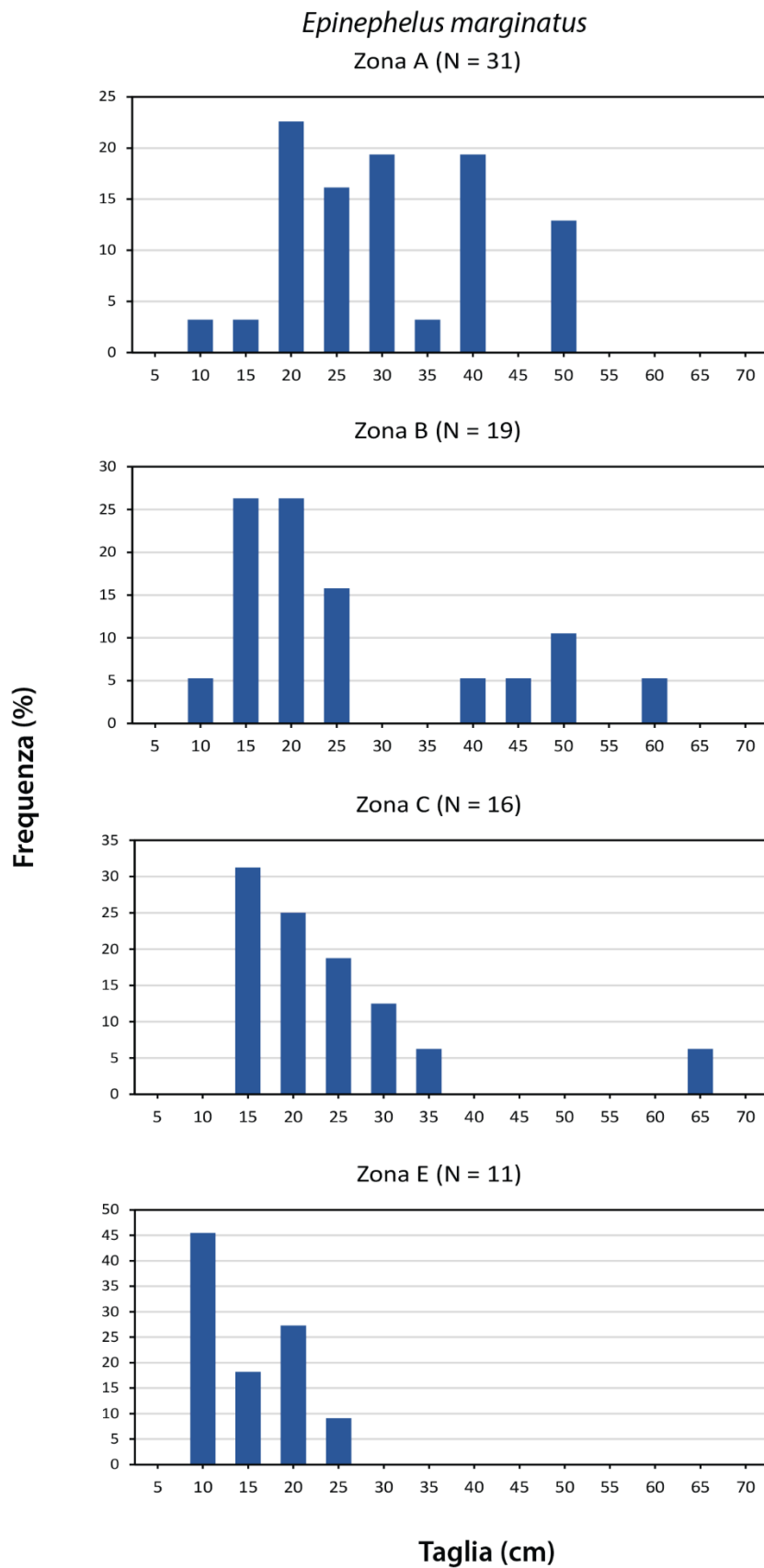
Di seguito sono riportate le distribuzioni di biomassa, densità e taglia di quattro specie bersaglio della pesca, utilizzate come indicatori dell'ER presso l'AMP Isola di Bergeggi.

La cernia bruna, *Epinephelus marginatus*, ha mostrato valori medi di biomassa e densità più elevati in zona A e via via decrescenti procedendo in zona B, C e all'esterno (Fig. 3.1.4). Le analisi statistiche hanno evidenziato un effetto significativo del fattore 'tempo' in termini di biomassa (Tabella A8, in appendice), mentre in termini di densità (Tabella A9, in appendice) è stata rilevata una variabilità significativa tra i due 'tempi' di campionamento in funzione dei 'siti' (vedasi l'interazione SI(ZO) $\times$ TI).



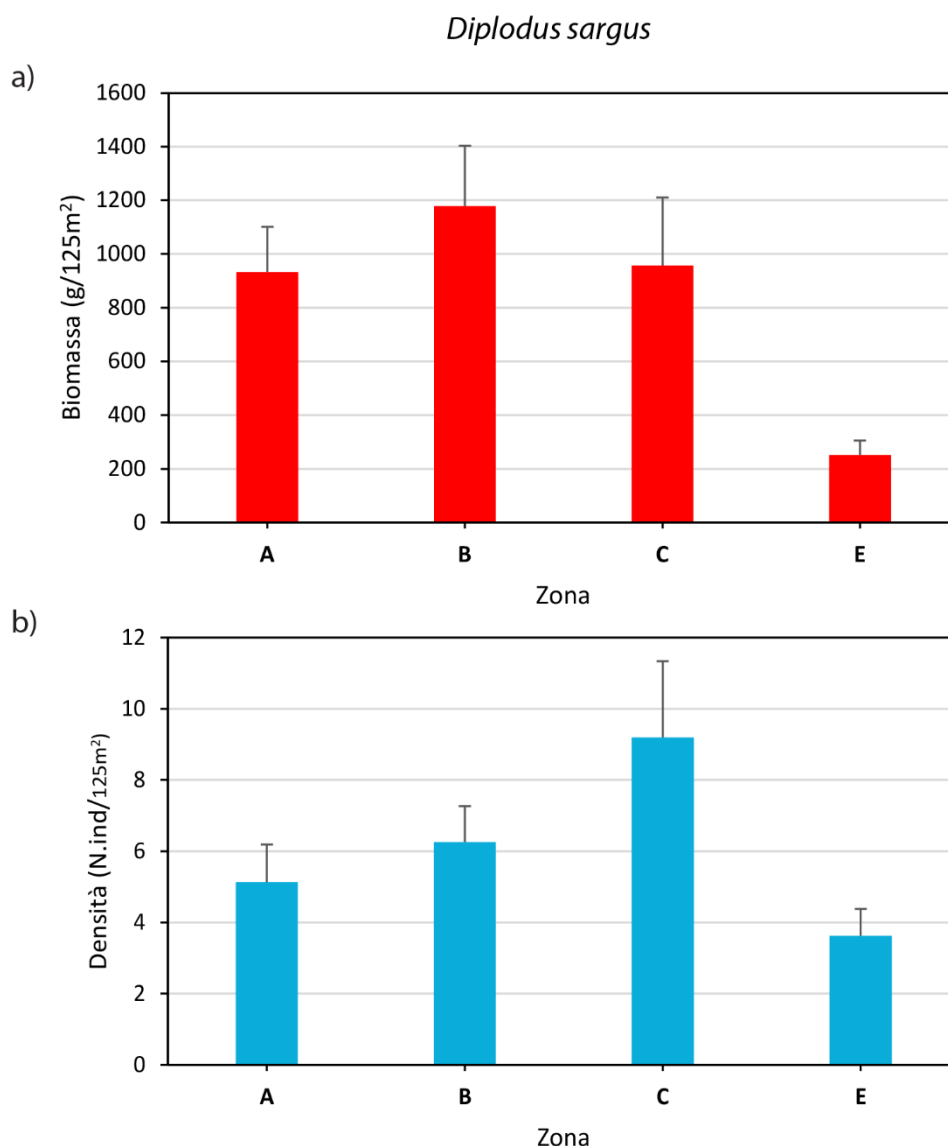
**Figura 3.1.4.** (a) Biomassa e (b) densità (media $\pm$ ES) della cernia bruna nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Per quel che riguarda la distribuzione di taglia della cernia bruna, nelle zone A, B e C sono state registrate taglie massime più elevate (tra 50 e 65 cm) rispetto all'esterno dell'AMP (25 cm). Al diminuire del livello di protezione sono progressivamente diminuiti gli individui di taglia più grande, *i.e.* quelli oltre i 40 cm, mentre i giovanili (10-15 cm, riscontrati ovunque) hanno mostrato frequenze maggiori nelle zone esterne (Figura 3.1.5).



**Figura 3.1.5.** Distribuzione di taglia della cernia bruna nelle tre zone interne all'AMP (A, B e C) ed all'esterno (E).

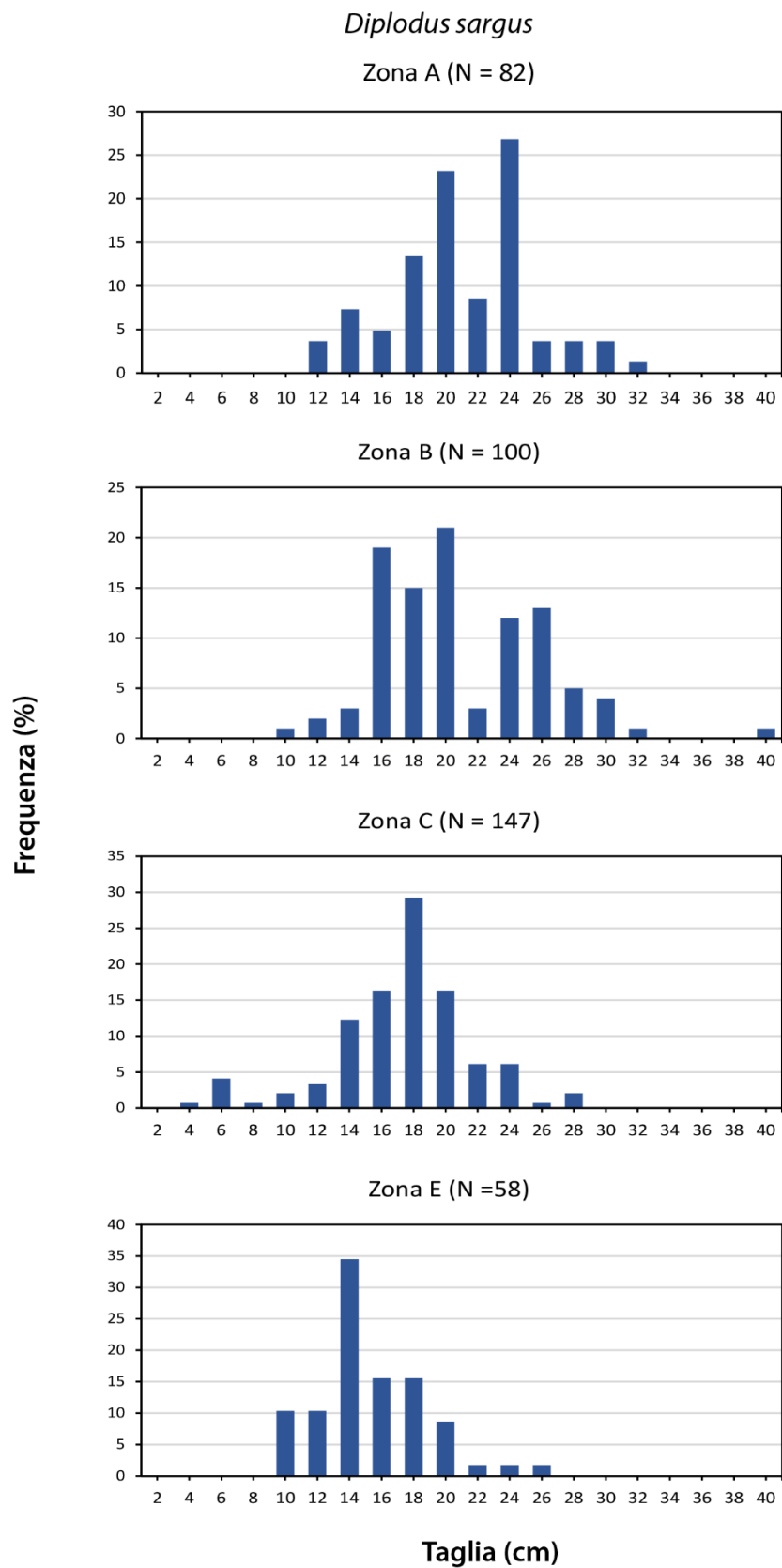
I dati di biomassa del sarago maggiore, *Diplodus sargus*, sono risultati più elevati in zona B, a seguire in zona C e A, mentre valori più bassi sono stati osservati all'esterno (Figura 3.1.6a). La densità è risultata più elevata in zona C, a seguire in zona B, in zona A e all'esterno (Figura 3.1.6b). Le analisi statistiche dei valori di biomassa hanno evidenziato un effetto significativo del fattore 'zona' (Tabella A10, in appendice). Il test *post-hoc*, tuttavia, non ha evidenziato differenze la coppie di zone (Tabella A11, in appendice). Relativamente alle analisi statistiche sulla densità del sarago maggiore, è stata rilevata una variabilità significativa tra i due 'tempi' di campionamento (Tabella A12, in appendice).



**Figura 3.1.6.** (a) Biomassa e (b) densità (media $\pm$ ES) del sarago maggiore nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

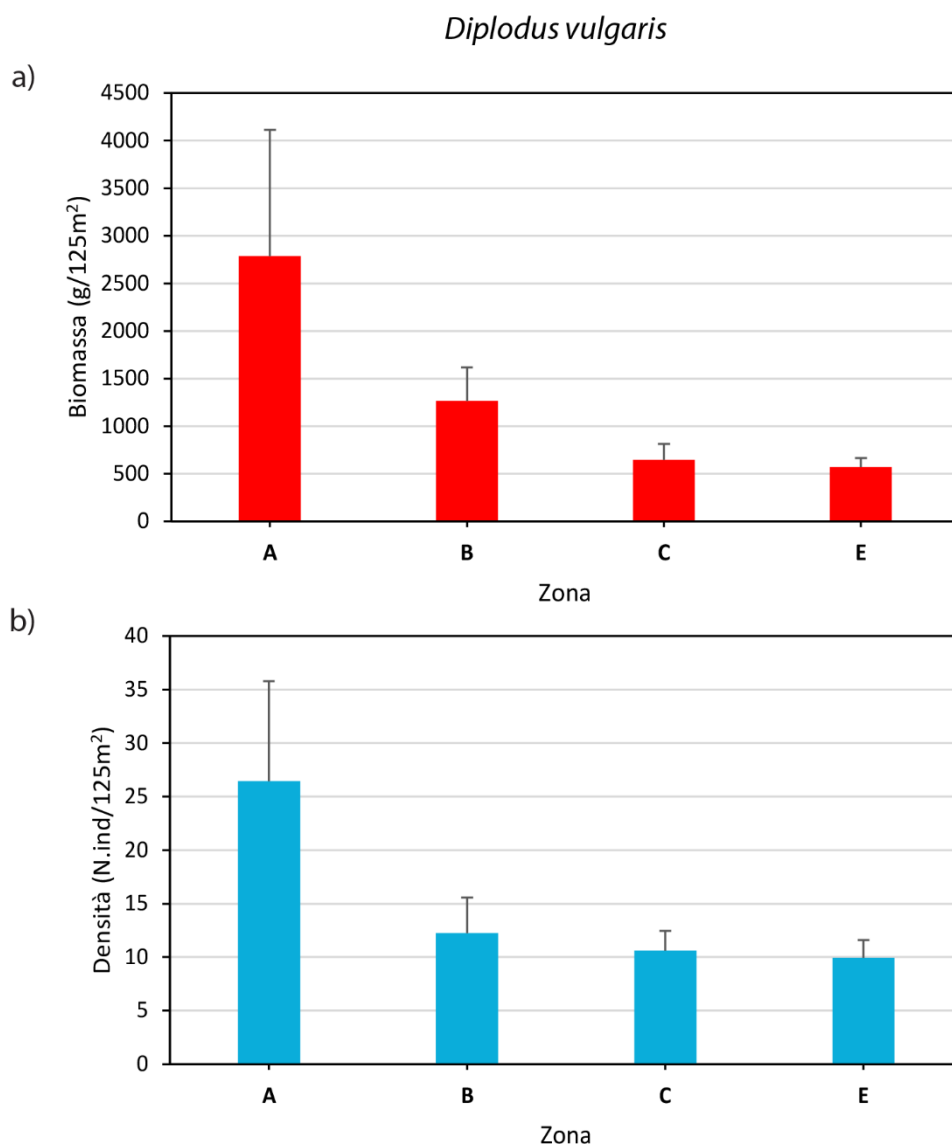
Per quanto riguarda la distribuzione di taglia del sarago maggiore, solo nelle zone A e B sono stati registrati individui di taglia superiore ai 30 cm (con taglia massima di 40 cm), mentre è evidente una tendenza alla diminuzione della frequenza degli individui di taglia superiore ai 22 cm al diminuire del

livello di protezione (Figura 3.1.7). La taglia modale è diminuita al diminuire del livello di protezione, passando da 24 cm in zona A a 20 cm in zona B, 18 cm in zona C e 14 cm nelle aree esterne.



**Fig. 3.1.7.** Distribuzione di taglia del sarago maggiore nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

La biomassa del sarago testa nera, *Diplodus vulgaris*, ha mostrato valori nettamente maggiori in zona A, a seguire in zona B, mentre valori simili sono stati riscontrati in zona C e all'esterno (Figura 3.1.8a). Le analisi statistiche hanno rilevato una differenza significativa tra i due 'tempi' di campionamento in funzione dei 'siti' (vedasi l'interazione SI(ZO)xTI, Tabella A13, in appendice). I dati di densità del sarago testa nera hanno mostrato valori più elevati in zona A, mentre valori simili sono stati riscontrati in zona B, C e nelle zone esterne (Figura 3.1.8b). Le analisi statistiche, tuttavia, non hanno mostrato differenze significative (Tabella A14, in appendice).

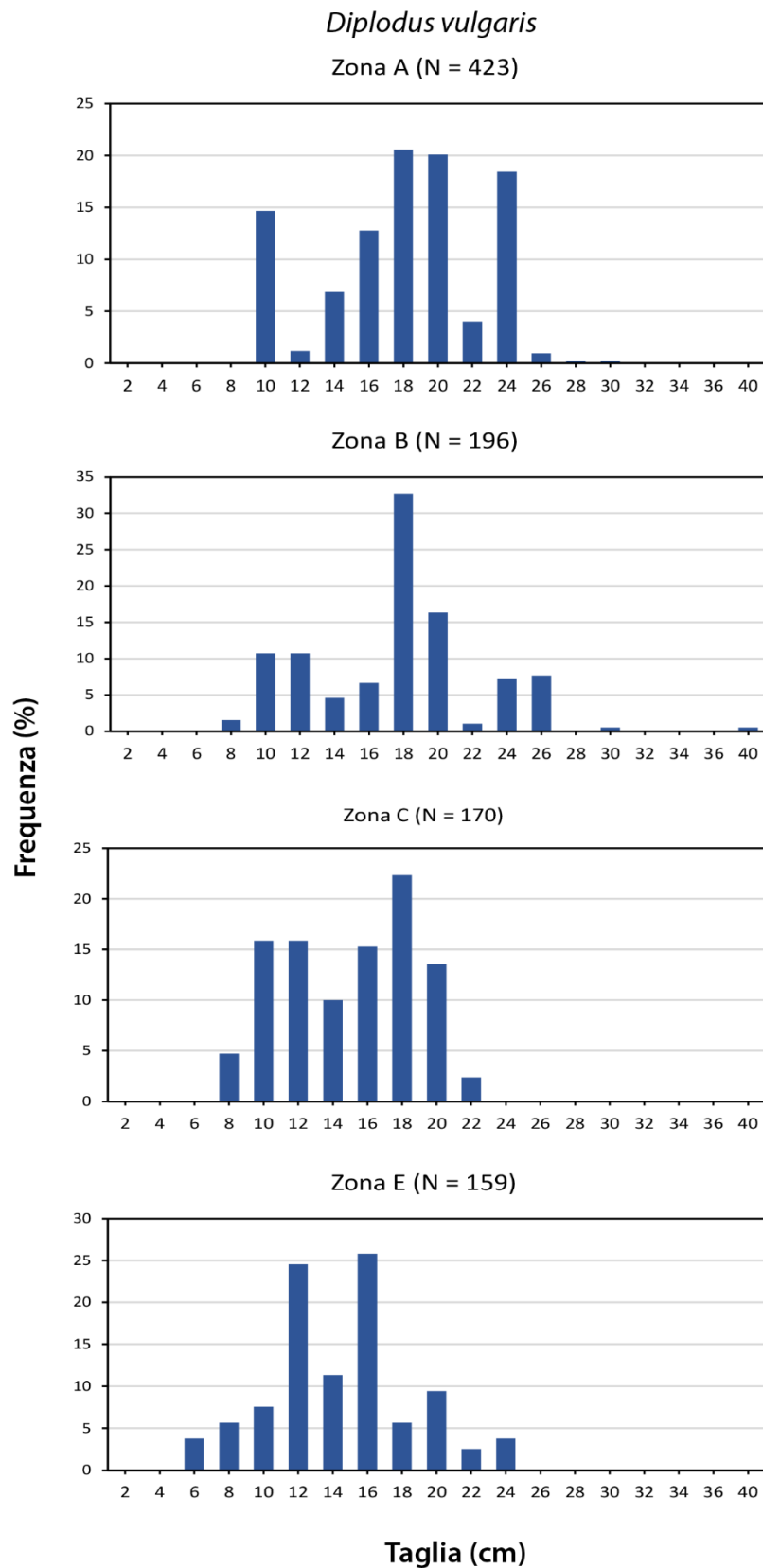


**Figura 3.1.8.** (a) Biomassa e (b) densità (media $\pm$ ES) del sarago testa nera nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Osservando la distribuzione di taglia del sarago testa nera, le taglie massime sono risultate comprese tra 22 cm (zona C) e 40 cm (zona B) (Figura 3.1.9). Le distribuzioni di taglia mostrano una

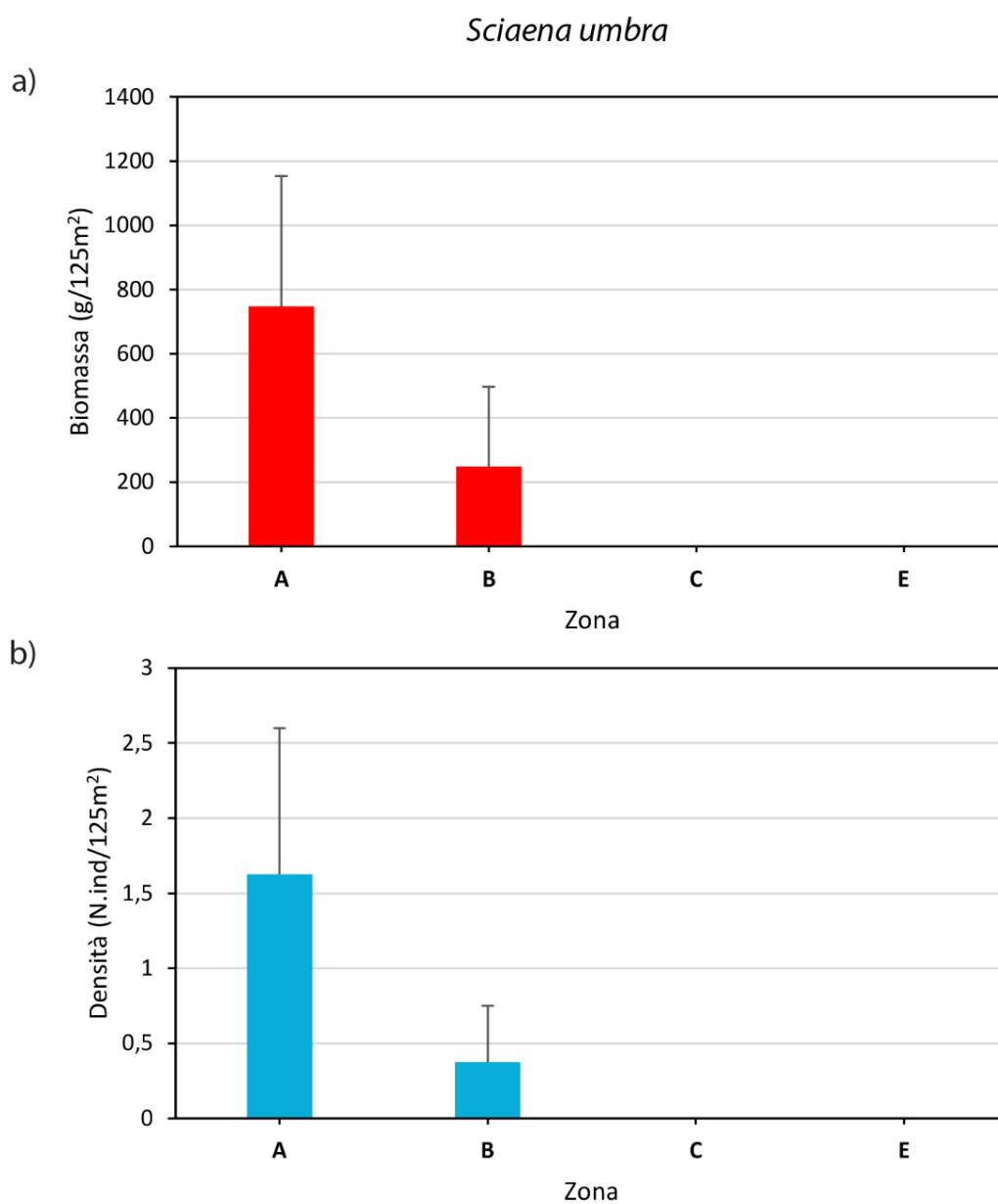


tendenza alla progressiva diminuzione della frequenza degli individui di taglia superiore a 20 cm procedendo dalla zona A verso l'esterno.



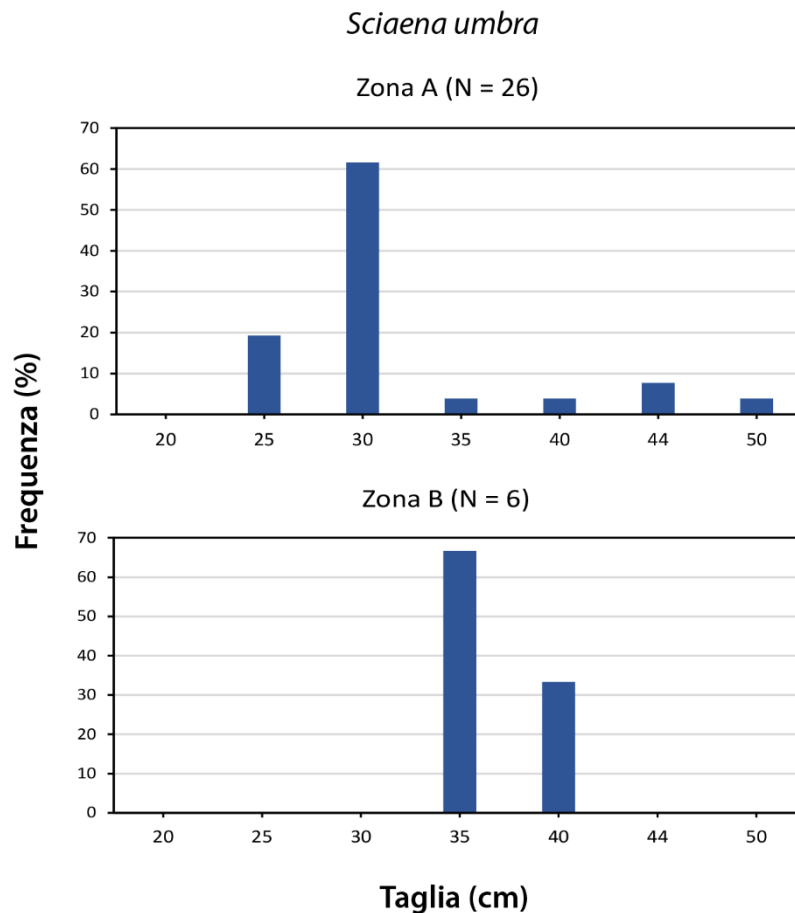
**Figura 3.1.9.** Distribuzione di taglia del sarago testa nera nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

La corvina, *Sciaena umbra*, ha mostrato valori di biomassa e densità superiori in zona A rispetto alla zona B, mentre non è stata censita in zona C e nelle zone esterne (Fig. 3.1.10). Le analisi statistiche relative alla biomassa hanno riscontrato un effetto significativo del fattore 'zona' (Tabella A15, in appendice), sebbene il test *post-hoc* non abbia poi rilevato differenze significative tra 'zone' (Tabella A16, in appendice). Le analisi statistiche relative alla densità non hanno evidenziato differenze significative (Tabella A17, in appendice).



**Figura 3.1.10.** (a) Biomassa e (b) densità (media±ES) della corvina nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

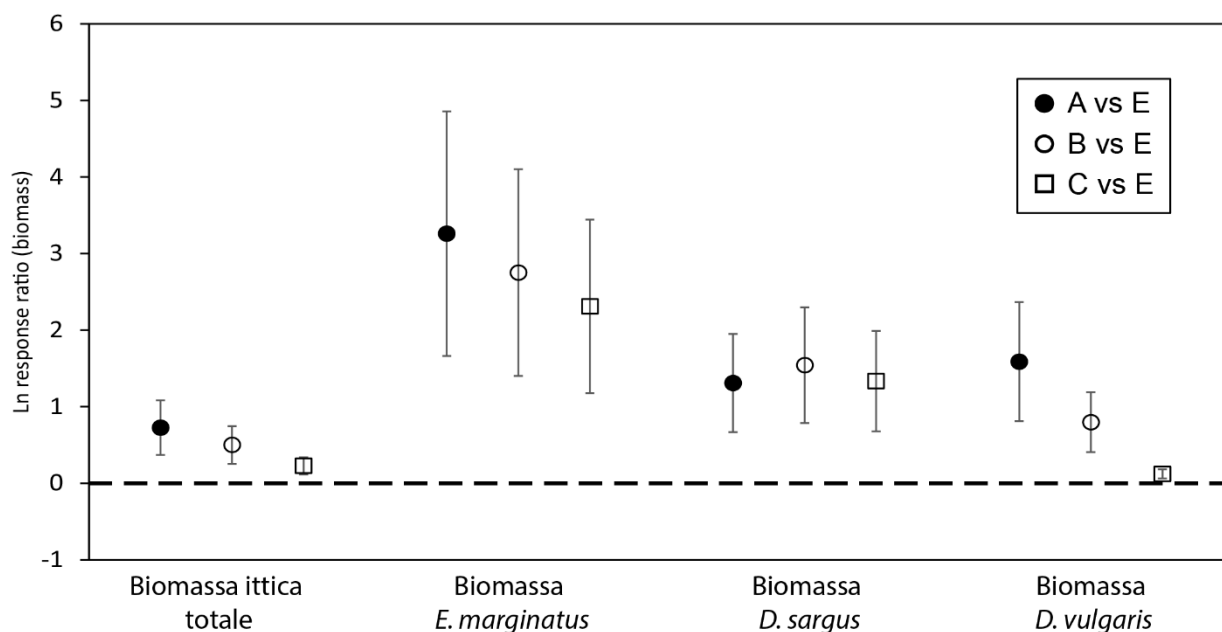
Per quel che riguarda la distribuzione di taglia della corvina, in zona A è stata registrata la taglia massima più elevata, pari a 50 cm. La taglia modale è risultata pari a 30 cm nella zona A e 35 cm nella zona B.



**Figura 3.1.11.** Distribuzione di taglia della corvina nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

### 3.2 Sintesi meta-analitica

I risultati di sintesi relativi agli effetti dei diversi livelli di protezione (zone A, B, C) sulla biomassa della fauna ittica rispetto all'esterno dell'AMP (E=controllo) sono mostrati in Figura 3.2.1. L'analisi è stata condotta per tre delle specie bersaglio considerate nella presente relazione (ovvero la cernia bruna, il sarago maggiore e il sarago testa nera) in quanto la corvina non è stata registrata nelle zone esterne e, pertanto, non è stata inclusa in questa analisi.



**Figura 3.2.1:** risposta generale della fauna ittica ai diversi livelli di protezione (A, B, C) rispetto all'esterno dell'AMP (E=controllo) in termini di biomassa (misurata come rapporto del logaritmo naturale). Le barre indicano gli intervalli di confidenza al 95%.

Sia la biomassa ittica totale, sia quella delle specie bersaglio considerate hanno mostrato una tendenza generale a supporto di un chiaro ER presso l'AMP 'Isola di Bergeggi'. La biomassa totale, quella della cernia bruna e del sarago testa nera hanno messo in evidenza un gradiente relativo alla protezione, con rapporti tra valori interni ed esterni all'AMP più alti per la zona A, che poi gradatamente diminuiscono per le zone B e C. Per quanto riguarda la biomassa del sarago maggiore, i rapporti tra la zona A, B e C rispetto all'esterno risultano simili, ma tutti significativamente positivi. Le differenze osservate sono tutte statisticamente significative. Ciò è evidenziato dagli intervalli di confidenza, i quali non si sovrappongono al valore 0, indicato nel grafico dalla linea tratteggiata (Figura 3.2.1).

### 3.3 Attrezzi da pesca persi e rifiuti

Contestualmente al censimento della fauna ittica sono state raccolte anche informazioni circa la presenza di rifiuti e attrezzi da pesca persi (es., lenze, cime e sagole, pezzi di rete e aste di fucile da pesca subacquea).

Il numero totale di attrezzi da pesca reperiti nel sublitorale roccioso nell'arco delle due campagne di campionamento è risultato essere piuttosto limitato. In particolare, mentre in zona A nessun attrezzo perso è stato riscontrato, in zona B sono stati riscontrati 1 tramaglio e 1 lenza. Nelle zone A e B sono stati registrati anche alcuni 'rifiuti generici', quali 1 bottiglia (zona A) e 2 items di

plastica (sacchetto e bicchiere; zona B). All'esterno dell'AMP sono stati ritrovati 3 attrezzi da pesca e vari rifiuti generici (Tabella 3.3.1).

**Tabella 3.3.1.** Tipologia e numero di attrezzi rinvenuti nel sublitorale roccioso presso le diverse zone dell'AMP Isola di Bergeggi e nelle aree esterne nel corso della presente indagine.

Livello di protezione	Rifiuti generici	Attrezzi da pesca persi
Zona A	1 bottiglia	
Zona B		1 tramaglio, 1 lenza
Zona C	1 sacchetto di plastica, 1 bicchiere di plastica	2 piombi di innesco
Esterno	1 bottiglia di plastica, 1 sacchetto, 1 pezzo di carta stagnola	3 lenze

#### 4. Conclusioni

Questa indagine evidenzia chiare indicazioni di effetto riserva (ER) presso l'AMP Isola di Bergeggi. Nello specifico:

- in termini di composizione in *taxa* i popolamenti ittici indagati hanno mostrato una ricchezza specifica maggiore nelle zone A e B rispetto alle altre zone indagate, mentre in termini di struttura (relativamente ai dati di biomassa ittica) è stato riscontrato un chiaro gradiente relazionabile al livello di protezione. Differenze ancor più apprezzabili sono state evidenziate dall'andamento della biomassa totale della fauna ittica, che ha mostrato un *trend* fortemente correlato con il livello di protezione (zona A, B, C ed esterno). Importante è l'indicazione di un generale ER non limitato alla sola zona A, ma anche esteso alla zona B;
- la biomassa si è dimostrata una variabile rilevante nell'evidenziare la risposta della fauna ittica alla protezione. Infatti, tale variabile biologica riflette meglio le differenze di taglia degli esemplari delle specie bersaglio (in generale più grandi in relazione ad una maggiore protezione), essendo gli individui di taglia più grande quelli maggiormente impattati dalla pesca;
- le quattro specie bersaglio qui usate come indicatori dell'ER (cernia bruna, sarago testa nera, corvina e in minor misura il sarago maggiore) suggeriscono un chiaro ER in funzione del livello di protezione;
- la sintesi meta-analitica ha consentito di evidenziare un generale e marcato ER, con una chiara tendenza alla diminuzione dalle zone A andando a decrescere verso le zone C, sia considerando la biomassa ittica totale, sia quella delle specie bersaglio (es., cernia bruna e sarago testa nera).

Nel complesso, quindi, l'ER presso l'AMP Isola di Bergeggi sembra emergere chiaramente, come osservato presso altre AMP ritenute efficaci in Mediterraneo (Guidetti *et al.*, 2014), e pare esplicitarsi soprattutto attraverso un aumento della taglia degli individui, ovvero, nella presenza di più individui di taglia elevata, soprattutto delle specie bersaglio, in condizioni di crescente protezione (massima in zona A). La combinazione degli effetti positivi della protezione su densità e/o taglia si esplicita poi in termini di effetti positivi sulla biomassa ittica.

In conclusione, il monitoraggio sistematico della fauna ittica per valutare l'efficacia dell'AMP 'Isola di Bergeggi' è essenziale:

- i) per ottimizzare la *performance* ed evidenziare eventuali criticità di questa singola AMP;
- ii) per concorre, su scala più ampia, al raggiungimento degli obiettivi internazionali di conservazione (Gorud-Colvert *et al.* 2021).

Tali obiettivi, nel caso specifico ed attuale il cosiddetto "30x30", non dovranno essere raggiunti solo in termini formali o di mera 'quantità di superficie di mare dichiarata protetta', ma anche di 'qualità della protezione e relativi *output*' (es., 'efficacia ed equità' per la biodiversità e la società, rispettivamente; Bennett *et al.*, 2019; Pike *et al.*, 2024).

## Bibliografia

- Agardy T. *et al.*, 2003. Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation-Marine And Freshwater Ecosystems* 13: 353-367.
- Agnew DJ *et al.*, 2009. Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *PLoS ONE* 4(2): e4570. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004570>
- Anderson M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Bennett N.J. *et al.*, 2019. Towards a sustainable and equitable blue economy. *Nature Sustainability*, 2(11): 991–993. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0404-1>
- Bianchelli S., Danovaro, R., 2020. Impairment of microbial and meiofaunal ecosystem functions linked to algal forest loss. *Scientific Reports* 10: 19970. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76817-5>
- Boubekri I., *et al.* 2021. Baseline data for marine protected areas planning and fisheries monitoring: Potential conflicts between recreational IUU and commercial fisheries in the proposed "Taza" MPA (Algeria, SW Mediterranean). *Ocean Coastal Management*, 201-105425.
- Cabral R.B., *et al.*, 2018. Rapid and lasting gains from solving illegal fishing. *Nature Ecology & Evolution* 2: 650-658.

- Claudet J. et al., 2006. 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.
- Claudet et al., 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11: 481-489.
- Claudet et al., 2020. Underprotected Marine Protected Areas in a Global Biodiversity Hotspot. *One Earth* 2(4): 380-384. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.03.008>.
- Denny C.M. & Babcock R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation* 116: 119-129.
- Di Franco A. et al., 2009. Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 387: 275-285.
- Di Franco A. et al. 2016. Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. *Scientific Reports* 6, 38135; doi: 10.1038/srep38135.
- Di Franco A. et al., 2018. Linking home ranges to protected area size: the case study of the Mediterranean Sea. *Biological Conservation* 221: 175–181.
- Di Lorenzo M. et al., 2020. Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 21: 906-915. DOI: 10.1111/faf.12469.
- Edgar G.J. et al., 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506: 216-220.
- FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Gaines S. et al., 2011. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans. 2011. The Science of Marine Reserves (2nd Edition, Europe): 22 pp.
- 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.
- Golden C.D. et al., 2016. Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. *Nature* 534: 317–320.
- Grorud-Colvert K. et al., 2021. The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science* 373(6560): eabf0861.
- Guidetti P., 2002. Mediterranean MPAs: the importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 619-634.
- Guidetti P. et al., 2004. Living on the rocks: substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 274: 57-68.
- Guidetti P. et al., 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., 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications* 16: 963-976.



- Guidetti P. & Sala E., 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 335: 43-56.
- Guidetti P. & Claudet J., 2010. Co-management practices enhance fisheries in marine protected areas. *Conservation Biology* 24: 312-318.
- Guidetti P. et al., 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation* 141: 699-709.
- Guidetti P. et al., 2010. Assessing the potential of an artisanal fishing co-management in the Marine Protected Area of Torre Guaceto (southern Adriatic Sea, SE Italy). *Fisheries Research* 101: 180-187.
- Guidetti P. et al., 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLOS ONE* 9:e91841.
- Halpern B.S. et al., 2019. Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific Reports* 9: 11609. doi:10.1038/s41598-019-47201-9.
- Harmelin-Vivien M.L. et al., 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)* 40: 467-539.
- Harmelin-Vivien M. et al., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of spillover? *Biological Conservation* 141: 1829-1839.
- Kellner J.B. et al., 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications* 17: 1039-1054.
- Jackson J.B.C. et al., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Lewin W.C. et al., 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: Insights for management and conservation. *Reviews In Fisheries Science* 14: 305-367.
- Lloret J. et al., 2008. Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 94: 84-91.
- Lloret J. & Font T., 2013. A comparative analysis between recreational and artisanal fisheries in a Mediterranean coastal area. *Fisheries Management and Ecology* 20: 148-160.
- Lloret J. et al., 2018. Small-scale coastal fisheries in European Seas are not what they were: ecological, social and economic changes. *Mar. Policy* 98: 176-186.
- Lloret J et al., 2019. Recreational and small-scale fisheries may pose a threat to vulnerable species in coastal and offshore waters of the western Mediterranean, *ICES Journal of Marine Science* 77: 2255–2264. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz071>
- Lubchenco J. et al., 2007. *The Science of Marine Reserves* (2nd Edition, International Version). PISCO: Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans: 22 pp.
- Lubchenco J. & Grorud-Colvert K., 2015. Making waves: The science and politics of ocean protection. *Science* 350: 382-383.

- Micheli F. et al., 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Application* 14: 1709–1723.
- Micheli F. et al., 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PLoS One* 8 : e79889. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079889>.
- Morales-Nin B. et al. 2010. Managing coastal zone fisheries: a Mediterranean case study. *Ocean Coastal Management*, 53, 99–106, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.01.003>
- Niccolini F., et al. 2020. Strategie di rete per la valorizzazione della pesca artigianale nelle aree marine protette. “Economia e Ambiente”, Anno XXXVIII, N. 5-6, pp. 23-33.
- Pike E.P. et al., 2024. Ocean protection quality is lagging behind quantity: Applying a scientific framework to assess real marine protected area progress against the 30 by 30 target. *Conservation Letters*, 17(3). <https://doi.org/10.1111/conl.13020>
- PISCO & UNS, 2016. The Science of Marine Protected Areas (3rd edition, Mediterranean). [www.piscoweb.org](http://www.piscoweb.org). 22 pages.
- Roberts C.M., et al. 2020. Climate change mitigation and nature conservation both require higher protected area targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1794), 20190121.
- Rodrigues J. G. & Villasante S., 2016. Disentangling seafood value chains: tourism and the local market driving small-scale fisheries. *Marine Policy* 74: 33-42.
- Sala E. et al., 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425-439.
- Sala E. et al., 2012. The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLoS ONE* 7(2): e32742. [doi:10.1371/journal.pone.0032742](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032742).
- Sala E., et al. 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*, 592.7854: 397-402.
- Scianna C. et al., 2019. Organization Science improves management effectiveness of Marine Protected Areas. *Journal of Environmental Management* 240: 285-292.
- Sciberras M. et al., 2015. Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. *Fish and Fisheries* 16: 58–77.
- Shears N.T. et al., 2006. Long-term trends in lobster populations in a partially protected vs. no-take Marine Park. *Biological Conservation* 132: 222-231.
- Stelzenmuller V. et al., 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation* 136: 571-583.
- Thiriet P.D. et al., 2016. Abundance and Diversity of Crypto- and Necto-Benthic Coastal Fish Are Higher in Marine Forests than in Structurally Less Complex Macroalgal Assemblages. *PLoS ONE* 11(10): e0164121. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164121>
- Watson J.E.M. et al., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515: 67-73.

- White C. et al., 2008. Marine reserve effects on fishery profit. *Ecology Letters* 11: 370-379.
- Worm B. et al., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790.
- Zupan M. et al., 2018a. How good is your marine protected area at curbing threats? *Biological Conservation* 221: 237–245.
- Zupan M. et al., 2018b. Marine partially protected areas: drivers of ecological effectiveness. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 381-387.

## Tabelle in appendice

**Tabella A1.** PERMANOVA multivariata condotta su dati di biomassa del popolamento ittico. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	5647,3	5647,3	26.409	<b>0,043</b>
ZO	3	11000	3666,7	2.674	<b>0,002</b>
LO(ZO)	4	5170,7	1292,7	0,6045	0,869
TIxZO	3	2634,8	878,28	0,41071	0,977
TIxLO(ZO)	4	8553,7	2138,4	26.177	<b>0,001</b>
Res	48	39212	816,91		
Total	63	72218			

**Tabella A2.** Test *post-hoc* relativi al fattore 'zona' condotto su dati di biomassa totale del popolamento ittico. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Groups	t	P(MC)
A, B	15.937	<b>0,036</b>
A, C	15.754	<b>0,032</b>
A, E	20.659	<b>0,008</b>
B, C	16.019	<b>0,034</b>
B, E	1.817	<b>0,008</b>
C, E	10.375	0,442

**Tabella A3.** PERMANOVA multivariata condotta su dati di densità del popolamento ittico. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	8214,5	8214,5	47.286	<b>0,007</b>
ZO	3	12873	4291	23.037	<b>0,008</b>
LO(ZO)	4	7442,3	1860,6	1.071	0,437
TIxZO	3	2268,4	756,15	0,43527	0,965
TIxLO(ZO)	4	6948,8	1737,2	18.782	<b>0,009</b>
Res	48	44397	924,93		
Total	63	82144			

**Tabella A4.** Test *post hoc* relativi al fattore 'zona' condotto su dati di densità totale del popolamento ittico. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Groups	t	P(MC)
A, B	14.398	0,105
A, C	17.659	<b>0,020</b>
A, E	20.587	<b>0,007</b>
B, C	14.047	0,089
B, E	14.314	0,068
C, E	10.288	0,432

**Tabella A5.** PERMANOVA univariata condotta su dati di biomassa totale del popolamento ittico. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	7589,1	7589,1	25.825	0,182
ZO	3	5983,2	1994,4	47.878	<b>0,026</b>
LO(ZO)	4	2676,7	669,18	0,22772	0,903
TIxZO	3	1083,5	361,16	0,1229	0,932
TIxLO(ZO)	4	11755	2938,6	5.669	<b>0,001</b>
Res	48	24882	518,37		
Total	63	53969			

**Tabella A6.** Test *post-hoc* relativi al fattore 'zona' condotto su dati di biomassa totale del popolamento ittico.

Groups	t	P(MC)
A, B	26.132	0,149
A, C	18.938	0,175
A, E	2.391	0,145
B, C	23.028	0,154
B, E	29.688	0,108
C, E	0,62632	0,698

**Tabella A7.** PERMANOVA univariata condotta su dati di densità totale della fauna ittica. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	1315,4	1315,4	88.921	<b>0,040</b>
ZO	3	323,91	107,97	11.658	0,424
LO(ZO)	4	642,27	160,57	10.854	0,487
TIxZO	3	176,81	58.936	0,39839	0,775
TIxLO(ZO)	4	591,74	147,93	42.333	<b>0,004</b>
Res	48	1677,4	34.946		
Total	63	4727,6			

**Tabella A8.** PERMANOVA condotta su dati di biomassa della cernia bruna nell'infralitorale roccioso. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	7003,1	7003,1	36.992	<b>0,005</b>
ZO	3	4797,9	1599,3	24.786	0,127
LO(ZO)	4	576,1	144,03	0,76078	0,600
TIxZO	3	1732,8	577,61	3.051	0,151
TIxLO(ZO)	4	757,26	189,31	0,80492	0,554
Res	48	11289	235,2		
Total	63	26157			

**Tabella A9.** PERMANOVA condotta su dati di densità della cernia bruna nell'infralitorale roccioso. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	1,89E+04	1,89E+04	20.752	<b>0,013</b>
ZO	3	40.553	13.518	19.314	0,187
LO(ZO)	4	25.407	0,63518	0,69849	0,603
TlxZO	3	16.066	0,53553	0,5889	0,663
TlxLO(ZO)	4	36.375	0,90937	4,77	<b>0,003</b>
Res	48	91509	0,19064		
Total	63	39862			

**Tabella A10.** PERMANOVA condotta su dati di biomassa del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	1718,6	1718,6	25.123	0,187
ZO	3	2780,3	926,76	44.972	<b>0,029</b>
LO(ZO)	4	595,51	148,88	0,21763	0,929
TlxZO	3	627,93	209,31	0,30597	0,801
TlxLO(ZO)	4	2736,3	684,08	41.872	<b>0,008</b>
Res	48	7841,9	163,37		
Total	63	16301			

**Tabella A11.** Test *post-hoc* relativi al fattore 'zona' condotto su dati di biomassa del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso.

Groups	t	P(MC)
A, B	15.413	0,401
A, C	17.158	0,191
A, E	2.638	0,134
B, C	13.127	0,356
B, E	37.514	0,057
C, E	25.153	0,11

**Tabella A12.** PERMANOVA condotta su dati di densità del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	14.985	14.985	16.908	<b>0,016</b>
ZO	3	11.224	37.412	24.223	0,116
LO(ZO)	4	6,47	16.175	18.251	0,288
TlxZO	3	0,87865	0,29288	0,33047	0,827
TlxLO(ZO)	4	3.545	0,88625	0,76742	0,524
Res	48	55433	11.549		
Total	63	92535			

**Tabella A13.** PERMANOVA condotta su dati di biomassa del sarago testa nera nell'infralitorale roccioso. In grassetto i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	3996,8	3996,80	37.329	0,117
ZO	3	2475,3	825,11	25.436	0,105
LO(ZO)	4	1160,2	290,04	0,27089	0,889
TlxZO	3	1365,9	455,28	0,42522	0,755
TlxLO(ZO)	4	4282,8	1070,70	25.076	<b>0,036</b>
Res	48	20495	426,98		
Total	63	33776			

**Tabella A14.** PERMANOVA condotta su dati di densità del sarago testa nera nell'infralitorale roccioso.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	20.829	20.829	26.976	0,182
ZO	3	11,990	39.966	23.102	0,140
LO(ZO)	4	85.362	21.341	0,27639	0,878
TlxZO	3	88.148	29.383	0,38054	0,776
TlxLO(ZO)	4	30.885	77.213	19.409	0,103
Res	48	190,95	39.782		
Total	63	272,01			

**Tabella A15** PERMANOVA condotta su dati di biomassa della corvina nell'infralitorale roccioso. In grassetto sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
TI	1	152,29	152,29	0,62158	0,491
ZO	3	2054,9	684,96	43.131	<b>0,032</b>
LO(ZO)	4	628,13	157,03	0,64094	0,706
TlxZO	3	175,75	58.583	0,23911	0,917
TlxLO(ZO)	4	980,02	245	11.018	0,390
Res	48	10673	222,36		
Total	63	14664			

**Tabella A16** Test *post-hoc* relativi al fattore 'zona' condotto su dati di biomassa della corvina nell'infralitorale roccioso.

Groups	t	P(MC)
A, B	19.453	0,202
A, C	28.792	0,064
A, E	28.792	0,076
B, C	1	0,495
B, E	1	0,522
C, E	Denominator is 0	



**Tabella A17.** PERMANOVA condotta su dati di densità della corvina nell'infra-litorale roccioso.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(permutation)
TI	1	641	641	0,12223	0,866
ZO	3	43.343	14.448	30.594	0,098
LO(ZO)	4	21.455	0,53639	10.222	0,282
TIxZO	3	0,32207	0,10736	0,2046	0,902
TIxLO(ZO)	4	20.989	0,52473	12.254	0,331
Res	48	20554	0,42821		
Total	63	29519			