



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI GENOVA

DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA,
DELL'AMBIENTE E DELLA VITA (DISTAV)

Classe delle Lauree Magistrali in Biologia LM/6

Corso di Laurea Magistrale in
Biologia ed Ecologia Marina

Caratterizzazione biocenotica delle *facies* a coralli bianchi di due canyon italiani
tramite il protocollo *Marine Strategy*

Laureanda:

Matilde Lencioni

Matricola n°: 6076863

Relatori:

Prof.ssa *Marzia Bo*

Prof. *Francesco Enrichetti*

Dott.ssa *Margherita Toma*

Correlatore:

Prof. *Marco Ferrari*

ANNO ACCADEMICO 2025-2026

RIASSUNTO

I coralli bianchi, in quanto specie strutturanti, svolgono un ruolo chiave nel sostenere la biodiversità degli ecosistemi marini profondi. Nel Mar Mediterraneo la vulnerabilità di questi habitat di fronte alle crescenti pressioni antropiche rende urgente un monitoraggio costante del loro stato di salute. Il presente lavoro di tesi contribuisce alla caratterizzazione biocenotica delle province a *Cold-Water Corals* (CWC) del Canyon di Bari (Mar Adriatico) e del Canyon di Levante (Mar Ligure), integrando i dati già disponibili in letteratura. Le indagini, condotte nell'ambito del monitoraggio della Strategia Marina (MSFD) da ISPRA, sono state effettuate mediante l'impiego del ROV Perseo e della nave R/V Astrea.

Nel Canyon di Bari (Sud Adriatico), le indagini condotte tra 173 e 489 m hanno identificato *reef* dominati dalla sclerattinia strutturante *Madrepora oculata* e *sponge grounds* dominati dalle spugne massive *Pachastrella monilifera* e *Poecillastra compressa*. Questa combinazione rappresenta un unicum nel panorama mediterraneo. Questi habitat sono molto ricchi di specie megabentoniche e demersali, con una ricchezza specifica globale di 86 taxa. L'estensione verticale dei *reef* è paragonabile a quella di altre province come Santa Maria di Leuca e il Canyon di Lacaze-Duthiers. L'impatto antropico, da pesca e urbano, è principalmente concentrato nel canyon o nelle sue immediate vicinanze, nonostante la presenza della FRA (*Fishing Restricted Area*) istituita nel 2021. Ciò è compatibile con lo sforzo di pesca e con il traffico marittimo, dovuti alla vicinanza alla città di Bari e all'effetto imbuto del canyon stesso. Lo stato di conservazione degli ecosistemi esplorati risulta buono, come emerge dall'applicazione dell'indice BARCS su dati antecedenti per l'area. Le indagini hanno consentito di perimetrare gli habitat batiali vulnerabili nell'area, estesi per circa 24,4 km², ampliando la presenza dei *reef*, sebbene poco sviluppati, anche in zone esterne al canyon e confermando Bari tra le province più estese del bacino mediterraneo.

Nel Canyon di Levante (Mar Ligure orientale), l'area di indagine è stata significativamente ampliata rispetto alle precedenti campagne, estendendo i siti indagati (tra 320 e 611 m) sia verso ponente sia verso la testata del canyon a levante. In questa area i *reef* a *M. oculata* sono stati individuati nell'area centrale, plausibilmente l'area più ottimale in termini di idrodinamismo. Qui si riscontra una buona ricchezza di taxa megabentonici e demersali (56 taxa complessivi) e i *reef* presentano estensioni verticali paragonabili a quelle di altre province rigogliose. I plateau laterali sono caratterizzati da forti accumuli di fango compatto e sono dominati dal keratoisidide *Acanella* cf. *arbuscula* (che qui raggiunge densità fino a 3 col. m⁻²). La presenza di questa specie, nota per la sua fragilità e considerata in pericolo di estinzione nel bacino, riveste particolare rilievo in quanto è un indicatore di un ambiente incontaminato, come si evince dalla mancanza di tracciati della pesca a strascico in zona. Le immersioni effettuate nel settore centrale del canyon hanno evidenziato un forte impatto antropico,

riconducibile sia all'intensa attività di pesca batiale sia all'apporto di rifiuti urbani, provenienti dai numerosi centri urbani costieri e dal traffico marittimo. L'abbondante presenza di oggetti urbani era già stata riportata nei canyon della Liguria occidentale e i valori riscontrati nel presente studio, pari a 153 oggetti ha⁻¹, risultano pienamente coerenti con tali evidenze, confermando la vulnerabilità di questi ambienti profondi alla pressione antropica costiera. Lo stato di conservazione di questi ecosistemi, come evidenziato da precedenti valutazioni dell'indice BARCS, risulta scarso. La caratterizzazione biocenotica di queste aree è fondamentale per valutare al meglio i dati di impatto e fornire le migliori indicazioni per strategie di conservazione adeguate.

ABSTRACT

White corals, as structural species, play a key role in supporting the biodiversity of deep-sea marine ecosystems. In the Mediterranean Sea, the vulnerability of these habitats to increasing anthropogenic pressures makes constant monitoring of their health status urgent. This thesis contributes to the biocenotic characterization of the *Cold-Water Coral* (CWC) provinces of the Bari Canyon (Southern Adriatic Sea) and the Levante Canyon (Eastern Ligurian Sea), integrating data currently available in literature. The investigations, conducted as part of the *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD) monitoring by ISPRA, were performed using the ROV Perseo and the R/V Astrea.

In the Bari Canyon, surveys conducted between 173 and 489 m identified reefs dominated by the structural scleractinian *Madrepora oculata* and *sponge grounds* dominated by the massive sponges *Pachastrella monilifera* and *Poecillastra compressa*. This combination represents a unique feature within the Mediterranean landscape. These habitats are highly rich in megabenthic and demersal species, with a global species richness of 86 taxa. The vertical extent of the reefs is comparable to that of other provinces, such as Santa Maria di Leuca and the Lacaze-Duthiers Canyon. Anthropogenic impact, from both fishing and urban sources, is mainly concentrated within the canyon or in its immediate vicinity, despite the presence of the FRA (*Fishery Restricted Area*) established in 2021. This is consistent with the fishing effort and maritime traffic resulting from the proximity to the city of Bari and the "funnel effect" of the canyon itself. The conservation status of the explored ecosystems is good, as evidenced by the application of the BARCS index on previous data for the area. The surveys allowed for the mapping of vulnerable bathyal habitats in the area, covering approximately 24.4 km², expanding the known presence of reefs, albeit poorly developed, to areas outside the canyon and confirming Bari as one of the most extensive provinces in the Mediterranean basin.

In the Levante Canyon, the survey area was significantly expanded compared to previous campaigns, extending the investigated sites (between 320 and 611 m) both westward and towards the head of the canyon to the east. In this area, *M. oculata* reefs were identified in the central sector, likely the most optimal area in terms of hydrodynamics. A high richness of megabenthic and demersal taxa was recorded (56 taxa in total), and the reefs show vertical extents comparable to those of other thriving provinces. The lateral plateaus are characterized by heavy accumulations of compact mud and are dominated by the keratoisidid *Acanella* cf. *arbuscula* (reaching densities of up to 3 col. m⁻²). The presence of this species, known for its fragility and considered endangered in the basin, is of particular importance as it is an indicator of a pristine environment, as evidenced by the absence of trawling marks in the area. Dives conducted in the central sector of the canyon highlighted a strong anthropogenic impact, attributable to both intense bathyal fishing and the input of urban waste from

numerous coastal urban centers and maritime traffic. The abundant presence of urban items had already been reported in the canyons of Western Liguria, and the values found in this study (153 items ha⁻¹) are fully consistent with such evidence, confirming the vulnerability of these deep environments to coastal anthropogenic pressure. The conservation status of these ecosystems, as highlighted by previous BARCS index assessments, is poor.

The biocenotic characterization of these areas is essential to better evaluate impact data and provide the best guidance for adequate conservation strategies.

INDICE

1. INTRODUZIONE

- 1.1 Il Mar Mediterraneo
- 1.2 Il Mediterraneo profondo e la sua diversità
- 1.3 La *facies* a coralli bianchi e le principali province mediterranee
- 1.4 Vulnerabilità e conservazione

2. SCOPO DELLA TESI

3. MATERIALI E METODI

- 3.1 Area di studio
- 3.2 Indagini ROV
- 3.3 ROV *imaging* e parametri considerati

4. RISULTATI

A. Canyon di Bari

- 4.1 Distribuzione ed estensione dell'area a coralli bianchi
- 4.2 Biodiversità
- 4.3 Struttura di popolazione dei coralli bianchi
- 4.4 Contributo delle altre specie strutturanti
- 4.5 Rifiuti marini ed interazione con le specie strutturanti

B. Canyon di Levante

- 4.6 Distribuzione ed estensione dell'area a coralli bianchi
- 4.7 Biodiversità
- 4.8 Struttura di popolazione dei coralli bianchi
- 4.9 Contributo delle altre specie strutturanti
- 4.10 Rifiuti marini ed interazione con le specie strutturanti

5. DISCUSSIONE

5.1 Canyon di Bari

5.2 Canyon di Levante

6. CONCLUSIONI

7. BIBLIOGRAFIA

8. RINGRAZIAMENTI

INTRODUZIONE

1.1 Il Mar Mediterraneo

Il Mar Mediterraneo, con i suoi 2,5 milioni di km², rappresenta solamente lo 0,82% in superficie e lo 0,32% in volume della superficie totale degli oceani (Bianchi & Morri, 2000); tuttavia, nei suoi 1500 metri di profondità media, esso ospita oltre 17000 specie, pari a circa il 7,5% della biodiversità totale conosciuta, con un elevato numero di specie endemiche, rappresentando uno dei maggiori hotspot di biodiversità marina del pianeta (Coll *et al.*, 2010). Questo elevato numero di specie deriva da una combinazione unica di fattori storici, ecologici, climatici e paleogeografici che hanno portato ad una compresenza di specie atlantiche, temperate e subtropicali, nonché a numerosi endemismi, generalmente nelle acque superficiali (Bianchi & Morri, 2000).

Dal punto di vista storico, il Mediterraneo è stato oggetto di studi naturalistici sin dai tempi di Aristotele, per cui questa lunga tradizione di ricerca ha permesso di descrivere un numero elevato di specie, maggiore rispetto a quello di altre parti del mondo. La complessità della storia geologica e climatica del Mar Mediterraneo rispecchia la sua attuale ricchezza biologica, che passa attraverso tre principali eventi: i) il progressivo isolamento della Tetide con l'arresto dell'ingresso di specie di origine tropicale, ii) estesi fenomeni di prosciugamento durante la crisi del Messiniano (6-5 Ma) (che hanno portato alla scomparsa della quasi totalità delle specie allora presenti, la successiva ricolonizzazione del bacino da parte di specie atlantiche), ed infine iii) all'alternarsi di periodi glaciali ed interglaciali durante il Quaternario, associati a drastici cambiamenti climatici, che hanno portato all'ingresso alternativamente di specie boreali e subtropicali. A livello ecologico, il Mediterraneo attuale offre un mosaico di habitat e condizioni ambientali uniche che consentono la coesistenza di specie con esigenze molto diverse.

Il Mar Mediterraneo è il più grande e profondo bacino semichiuso del mondo (Coll *et al.*, 2012); il suo limite occidentale, lo Stretto di Gibilterra, è un canale stretto e poco profondo (larghezza di circa 13 km e profondità della sella di 300 metri) che rappresenta l'unica connessione con l'Oceano Atlantico, mentre il limite nord-orientale collega il Mar Mediterraneo al Mar Nero attraverso gli stretti del Bosforo e dei Dardanelli. Inoltre, esso è collegato al Mar Rosso dal 1869 tramite un canale artificiale, il Canale di Suez (Sardà *et al.*, 2004). Il Canale di Sicilia suddivide il Mediterraneo in due sottoregioni: quella occidentale (area di 0,85 milioni di km²), costituita dal bacino algerino provenzale e dal Mar Tirreno, e quella orientale (area di 1,65 milioni di km²), costituita dal Mar Ionio, l'Egeo e il bacino levantino. Nel Mar Ionio sud-orientale, al largo della Grecia, si trova il punto più profondo del Mediterraneo, l'abisso Calipso, a circa 5270 metri. Il Mediterraneo è un bacino di concentrazione, in cui l'evaporazione è maggiore delle precipitazioni, soprattutto nella parte orientale del bacino. Tramite lo Stretto di Gibilterra vi è un ingresso di acqua atlantica fredda, poco salata e ricca di

nutrienti nello strato superficiale con temperatura di circa 15°C e salinità di 36,2 psu che diventa acqua atlantica modificata (MAW) lungo il suo percorso verso il bacino orientale. Nello strato profondo vi è un deflusso di acqua mediterranea, l'Acqua Intermedia Levantina (LIW) con temperatura di 13,5 °C e salinità di 38,4 psu. La trasformazione della MAW in LIW avviene attraverso la perdita di calore superficiale e l'evaporazione, in particolare nel bacino Levantino (Bergamasco & Malanotte-Rizzoli, 2010; Boero *et al.*, 2019).

Questa massa d'acqua intermedia contribuisce in modo significativo al trasporto dei nutrienti lungo tutto il bacino e svolge un ruolo fondamentale nella produzione primaria lungo le aree costiere, soprattutto in un bacino semichiuso come il Mar Mediterraneo (Salgado-Hernanz *et al.*, 2022) (Figura 1).

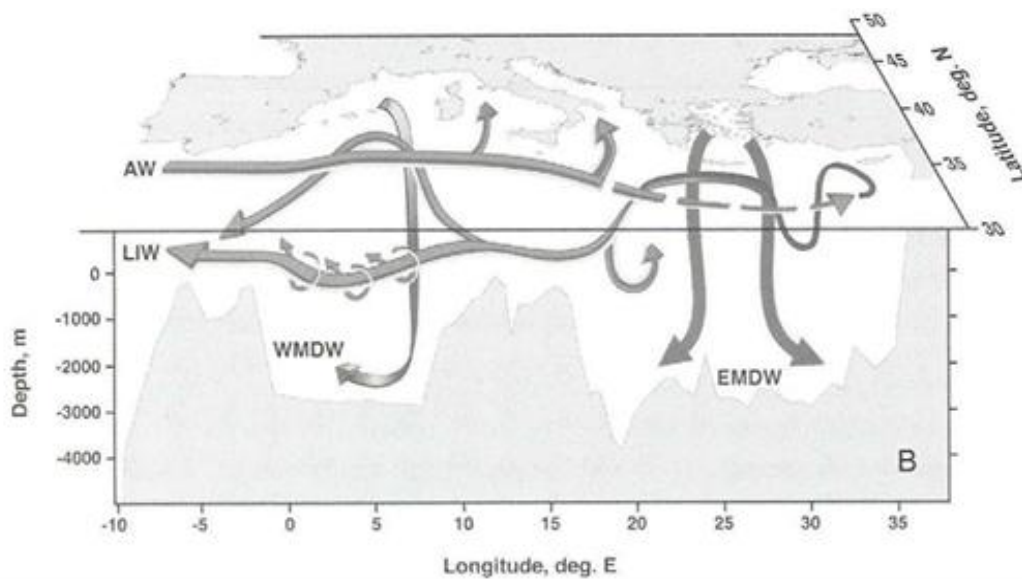


Fig. 1: Schema generale della circolazione nel Mar Mediterraneo. Fonte: Tsimplis *et al.*, 2006.

Oltre ad una circolazione superficiale ed intermedia, nel Mediterraneo è presente anche una circolazione profonda, in specifiche aree in cui l'acqua superficiale, raffreddandosi ed aumentando di densità, sprofonda e genera masse d'acqua profonde. La variabilità su mesoscala nel Mar Mediterraneo è molto evidente e determina la formazione di piccoli vortici, con implicazioni per la produttività primaria e per il flusso di materia organica che si deposita sul fondale marino. Durante la tarda primavera e l'estate, l'intero Mediterraneo occidentale è fortemente stratificato, con il termoclino stagionale che si instaura intorno ai 20-50 metri di profondità; durante l'inverno si osserva una maggiore omogeneità lungo la colonna d'acqua (Danovaro *et al.*, 2010). La concentrazione di ossigeno disciolto in acqua è elevata lungo tutta la colonna d'acqua fino ai fondali marini. Come asserito in precedenza, la profondità media del Mediterraneo è di circa 1500 metri, molto inferiore rispetto alla profondità media degli oceani mondiali; ciò ha diverse implicazioni per il ricambio delle

acque profonde, la vulnerabilità ai cambiamenti climatici e il riscaldamento delle acque profonde. Date le sue ridotte dimensioni e la sua profondità media non elevata, il Mediterraneo viene considerato un “oceano in miniatura”, che può essere usato come modello per anticipare le risposte ai cambiamenti climatici e ad altre pressioni degli oceani mondiali (Danovaro *et al.*, 2010).

La distribuzione degli organismi marini non è omogenea, ma varia in base a vari fattori ecologici, tra cui la luce, l'idrodinamismo e la tipologia di substrato. Questi parametri sono generalmente considerati i più importanti nell'influenzare la distribuzione degli organismi marini bentonici lungo le diverse batimetrie (Pérès & Picard, 1964) (Figura 2). Il *benthos* è il complesso di organismi marini, sia animali che vegetali, che instaurano uno stretto rapporto con il fondale per tutta o gran parte della propria vita (Nybakken, 1993).

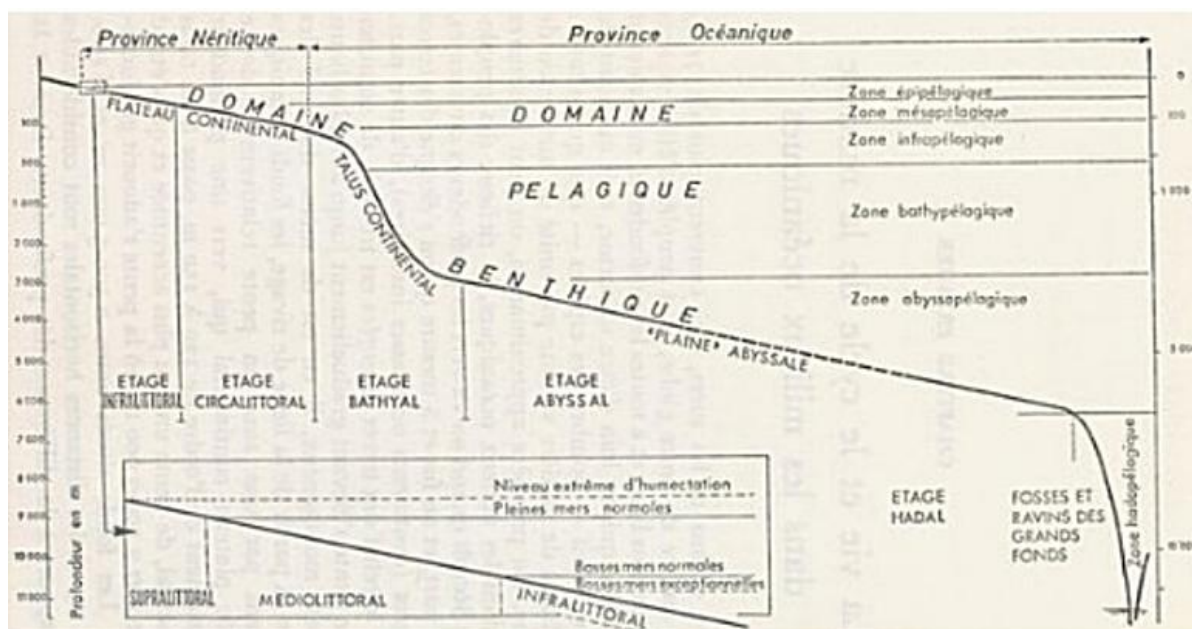
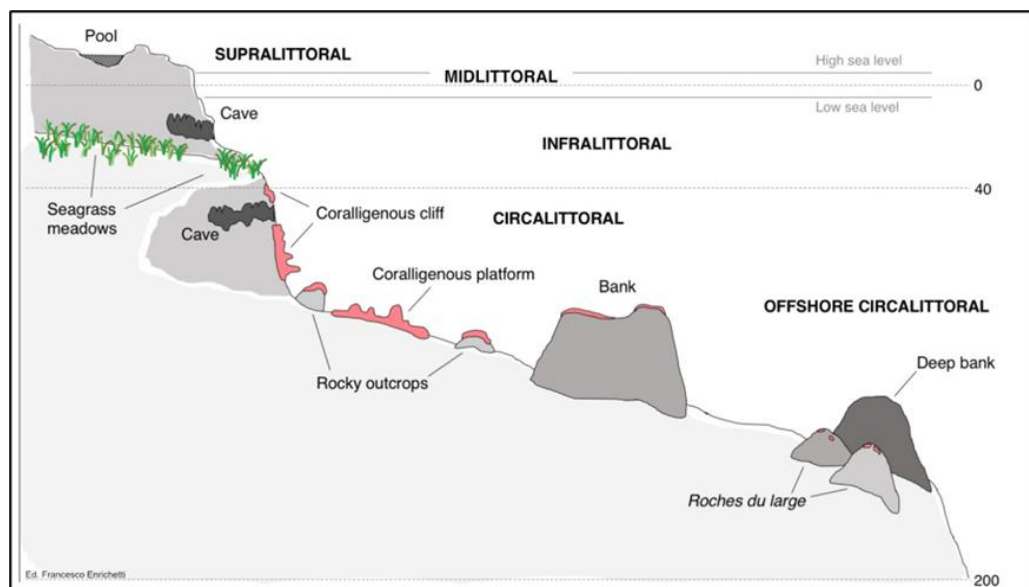


Fig. 2: Rappresentazione della zonazione batimetrica proposta da Pérès & Picard (Pérès, 1976).

Nel “*Nouveau Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée*” di Pérès e Picard (1964) l’unità operativa per descrivere e classificare i diversi gruppi di specie bentoniche è definita come *biocenosi*, ossia “un gruppo di organismi corrispondente per composizione, numero di specie ed individui, a certe condizioni dell’ambiente; tali organismi sono legati da interdipendenza reciproca e, attraverso la riproduzione, perpetuano l’occupazione di un’area geografica, definita biotopo, di dimensioni variabili, in cui le condizioni dominanti sono omogenee”. In ogni biocenosi, una o più facies (per gli animali) e/o associazione (per i vegetali) indicate come “particolari modifiche dell’aspetto o della composizione di una comunità” possono anche essere riconosciute come sottounità. Per definire queste unità operative, Pérès e Picard (1964) hanno adottato l’approccio bionomico, ossia la descrizione dell’ambiente in base a criteri biologici. Hanno utilizzato

principalmente il criterio di fedeltà, che distingue un gruppo di specie di composizione fissa composto da una o più specie caratteristiche, queste ultime definite come situate quasi esclusivamente in quella unità bionomica (Bianchi & Morri, 2000). Pérès e Picard (1964) introducono il concetto di piano, definito come “lo spazio verticale del dominio bentonico marino in cui le condizioni ecologiche, in funzione della situazione rispetto al livello del mare, sono sensibilmente costanti o variano regolarmente tra i due livelli critici che segnano i limiti del piano”. Questi piani hanno ciascuno popolamenti caratteristici e i loro limiti sono evidenziati da un cambiamento di tali popolamenti in prossimità dei livelli critici che segnano le condizioni limite dei piani interessati. I piani sono raggruppati in sistemi che presentano caratteri ecologici comuni: nel sistema fitale, dominato dalle alghe, in quanto è presente la luce che permette loro di compiere la fotosintesi, rientrano i piani sopralitorale, mediolitorale, infralitorale e circalitorale; nel sistema afitale, dominato da specie eterotrofe adattate a condizioni di scarsa luminosità o di completa oscurità, rientrano i piani batiale, abissale e adale. Nel corso degli anni, l’incremento della ricerca, lo sviluppo di nuove tecnologie che hanno permesso l’esplorazione degli ambienti profondi e l’implementazione di direttive interazionali per la protezione della biodiversità hanno portato a costanti miglioramenti della zonazione batimetrica da loro proposta; un esempio è lo schema SPA/RAC (Figura 3) in cui le zone considerate sono: litorale (distinto in zona sopralitorale e mediolitorale), infralitorale, circalitorale, circalitorale *off-shore*, batiale superiore, batiale inferiore e abissale.



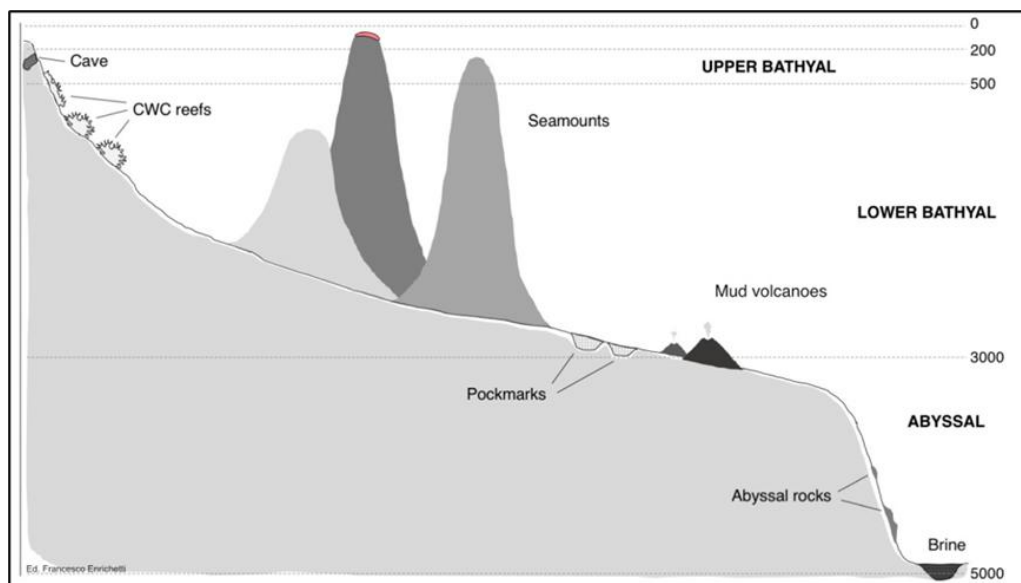


Fig. 3: Schema della zonazione batimetrica del Mar Mediterraneo. I ranghi batimetrici sono espressi in metri (Fonte: SPA/RAC – UNEP/MAP, 2021).

1.2 Il Mediterraneo profondo e la sua diversità

Gli ecosistemi del *deep-sea* includono le acque e i sedimenti al di sotto di circa 200 metri e rappresentano il bioma più grande del mondo, coprendo oltre il 65% della superficie terrestre e comprendendo oltre il 95% della biosfera globale (Danovaro *et al.*, 2010). Viene considerata la batimetria dei 200 metri come l’inizio dell’ambiente profondo, in quanto, nella maggior parte dei casi, a questa profondità si assiste ad un brusco aumento dell’inclinazione del fondale dovuto al termine della piattaforma continentale e all’inizio della scarpata continentale. Questo elemento geomorfologico, e pertanto anche il limite, può variare in base al bacino; per esempio, nel Mediterraneo generalmente il gradino continentale si trova tra gli 80 e i 150 m di profondità.

I dati presenti nella tabella 1 evidenziano differenze fondamentali nella morfologia del fondale dell’Oceano Mondiale (media dei diversi oceani del mondo) e del Mar Mediterraneo, oggetto di studio di questa tesi.

	Neritic Domain	Deep-Sea Oceanic Domain		
	Continental Shelf	Bathyal Zone	Abyssal Zone	Hadal Zone
Limits in m				
World Ocean	0 m to Shelf-break	Shelf-break to 3,000 m	3,000 to 6,000 m	More than 6,000 m
Mediterranean Sea	0 to 100-110 m	100-110 to 3,000 m	3,000 to 5,093 m	-
Extension in % of the entire area				
World Ocean	7 %	15 %	77 %	1 %
Mediterranean Sea	15 %	72 %	13 %	-

Tab. 1: Confronto tra le profondità e le percentuali delle zone del *deep-sea* tra gli oceani del mondo e il Mar Mediterraneo (Fonte: Emig & Geistdoerfer, 2004).

Il dato più sorprendente riguarda l'estensione della zona batiale, pari al 72% nel Mar Mediterraneo e al 15% nel resto degli oceani (Emig & Geistdoerfer, 2004). Questo significa che il Mar Mediterraneo è geologicamente caratterizzato da un'ampia e ripida scarpata continentale e da bacini che raggiungono rapidamente profondità significative, ma non presenta estese pianure abissali né fosse. A prova di questo, analizzando nuovamente i dati della tabella 1, si evince che nel resto degli oceani il 77% dell'intera area è costituito dalla zona abissale, che invece copre solo il 13% nel bacino del Mediterraneo (aree a profondità superiore a 3000 m) (Montefalcone *et al.*, 2021). La zona adale copre solo l'1% degli oceani di tutto il mondo, mentre nel Mediterraneo non è presente, poiché il punto più profondo si trova a circa 5270 metri di profondità, non raggiungendo la batimetria dei 6000 metri che indica l'inizio del piano adale e non presentando nemmeno le zone di subduzione profonde che producono tali ambienti.

Il Mediterraneo contiene, nonostante le sue ridotte dimensioni, un numero elevato di habitat che possono rappresentare *hotspot* di biodiversità; nella zona batiale si riconoscono: ecosistemi di aperta scarpata, *canyons*, bacini profondi, *seamounts*, habitat a coralli profondi, *cold seeps* e *mud volcanoes*, sorgenti idrotermali e bacini anossici ipersalini profondi. Il lavoro di Danovaro *et al.* (2010) offre una disamina approfondita dei diversi ecosistemi che compongono il panorama del Mediterraneo profondo.

Di seguito si riporta una panoramica delle principali strutture topografiche identificate, con un focus specifico sull'ambiente dei canyon sottomarini, elemento centrale di questa tesi.

- Ecosistemi di aperta scarpata: rappresentano il collegamento tra la piattaforma continentale e la piana abissale, caratterizzati da pendenza variabile e sono luoghi ideali per indagare il *pattern* di distribuzione bentonica, poiché con il crescere della profondità il *benthos* diminuisce in termini di biomassa ed abbondanza.
- Bacini profondi: fanno tutti parte del margine continentale poiché il Mar Mediterraneo non possiede vere e proprie pianure abissali. I bacini profondi del Mediterraneo sono peculiari perché toccano i 4.000 m e presentano una temperatura eccezionale di 14 °C (a differenza dei bacini oceanici, che hanno una temperatura media di 4 °C), che influisce sulla diversità bentonica in un ambiente simile a quello che circonda le sorgenti idrotermali. Si definiscono omeotermi.
- *Seamounts*: strutture sottomarine di grande rilievo che emergono dalla scarpata e superano i 100 m di elevazione, diffuse in tutti i bacini oceanici. Sono definiti come *hotspot* di biodiversità, influenzando notevolmente la produttività degli ecosistemi *offshore* e determinando i *pattern* di distribuzione dei predatori pelagici apicali (Würtz & Rovere, 2015).

- *Cold seeps e mud volcanoes*: sistemi geologici sottomarini che costituiscono canali di trasferimento in cui composti volatili, fluidi e materiali litici vengono veicolati in modo simile verso la superficie (Suess, 2014). Sono state documentate comunità complesse in diversi habitat di *cold seep* associati a croste carbonatiche, a profondità comprese tra 1700 e 2000 metri. Tali popolazioni comprendono vasti banchi di piccoli bivalvi, siboglinidi, grandi spugne e una ricca fauna endemica associata. Una delle aree principali a *cold seep* del Mediterraneo si trova alla foce del Nilo (Taviani, 2013).
- Sorgenti idrotermali: molte di queste strutture conosciute nel Mediterraneo si localizzano a profondità minori di 100 metri; di conseguenza, esiste una grande differenza con le sorgenti idrotermali oceaniche profonde, nelle quali non si ha una produzione primaria fotosintetica. Le specie che abitano le sorgenti idrotermali nel Mediterraneo non sono endemiche di questi habitat, ma costituiscono un sottogruppo delle specie più tolleranti della fauna ambientale.
- Bacini anossici ipersalini profondi: si trovano a profondità comprese tra 3200 e 3600 metri nel Mar Egeo e contengono salamoie, caratterizzate da una grande abbondanza di sale che ostacola il rimescolamento con le acque ossigenate appena sopra, formando un brusco e spesso aloclino, con conseguenti condizioni anossiche permanenti. Data l'estremità di questi ambienti, vi si trovano soltanto batteri e comunità di Archea (Danovaro *et al.*, 2005).
- Canyon sottomarini: oltre a quelli appena elencati, i canyon sottomarini, come definiti da Shepard (1973), sono “valli sinuose con pareti ripide, con sezioni trasversali a V ed un rilievo paragonabile anche ai più grandi canyon terrestri; nella maggior parte dei canyon si trovano affluenti e sulle loro pareti abbondano affioramenti rocciosi”. Questi elementi topografici si estendono dalla piattaforma continentale lungo tutta la scarpata, fino a ridosso delle piane abissali; per via della loro estensione, svolgono un ruolo fondamentale negli scambi tra l'oceano profondo e la piattaforma continentale, nonché sul funzionamento dell'ecosistema bentonici e pelagici. All'interno di queste strutture, i tassi di miscelazione delle acque possono essere fino a mille volte superiori rispetto a quelli dell'oceano aperto. Lungo il percorso dei canyon sottomarini, dalla piattaforma al limite inferiore della scarpata continentale, si distinguono rispettivamente una “testa del canyon” e una “bocca del canyon”, mentre il confine tra il canyon e la piattaforma continentale stessa è definito “canyon rim” (Würtz, 2012) (Figura 4A). I canyon sottomarini possono influenzare i modelli di circolazione, sia su scala locale sia su scala generale, deviando i flussi d'acqua in entrata e in uscita lungo il margine continentale. L'intensità di questo “effetto canyon” non è uniforme, ma dipende da diversi fattori quali: la distanza del canyon dalla costa, le sue dimensioni e la morfologia, la

direzione dei flussi in entrata, l'intensità delle correnti locali e della circolazione generale, la stratificazione delle masse d'acqua e l'apporto di sedimenti o di acque dolci dai fiumi (Klinck, 1996). La risalita delle acque profonde (*upwelling*) è un fenomeno associato ai canyon e porta ad una maggiore produzione primaria locale, con effetti che si estendono lungo la catena alimentare fino ad includere uccelli e mammiferi marini. Grazie a questa abbondanza di nutrienti, le teste dei canyon ospitano spesso zone di alimentazione per i cetacei e importanti distretti di pesca pelagica e demersale; inoltre, le pareti rocciose scoscese tipiche dei canyon, che incidono la scarpata continentale, creano substrati ideali per lo sviluppo di comunità bentoniche uniche (Würtz, 2012). Giungendo al piede della scarpata, il canyon evolve in una conoide sottomarina, una vasta struttura deposizionale (*fan valley*) che si estende per centinaia o migliaia di chilometri quadrati e costituita da canali incisi, attraverso i quali i sedimenti provenienti dalle aree costiere vengono convogliati e depositati sul fondale marino profondo. Questi canali si formano e restano attivi grazie ai flussi di torbidità, ossia rapide correnti sottomarine di acqua, fango e sabbia, molto dense, che si muovono lungo i canyon a causa della gravità (Würtz, 2012). Lungo il canyon, la deposizione delle diverse taglie granulometriche è guidata dall'idrodinamismo: sulle testate si trovano sedimenti più grossolani; invece, alla bocca del canyon si apre un ventaglio di fango fine. Da uno studio condotto da Harris e Whiteway (2011) emerge che il Mediterraneo ospita circa 518 canyon sottomarini, che differiscono notevolmente dalle strutture presenti negli oceani del mondo (Figura 4B). Nel Mediterraneo, i canyon risultano più ravvicinati, più ramificati, più corti, molto ripidi e con una profondità inferiore; all'interno di questo bacino, il Golfo del Leone è una delle aree con la più alta densità di canyon per 100 chilometri (Fabri *et al.*, 2018). Nei canyon, a causa dell'elevato idrodinamismo, si trovano biocostruzioni di madrepora profonde. Questi habitat biogenici formano substrati duri localmente elevati associati a forti correnti di fondo che aumentano l'apporto di cibo, impediscono il deposito di limo e favoriscono la crescita di imponenti biocenosi dominate da filtratori.

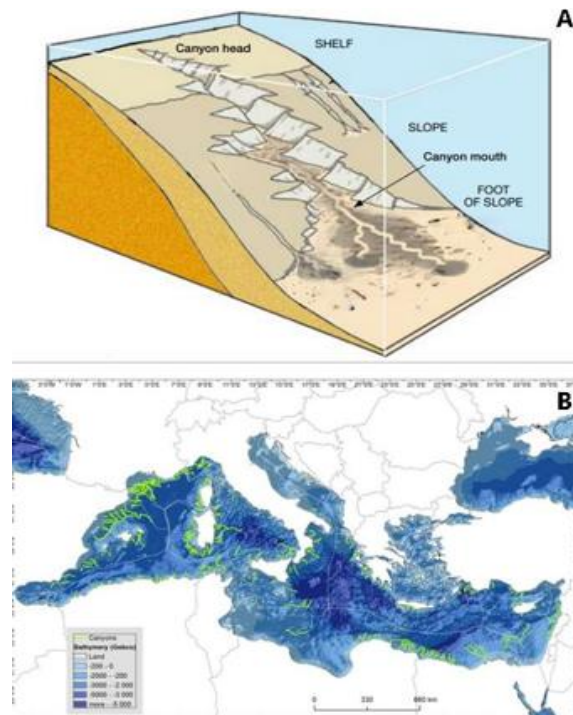


Fig. 4: Canyon sottomarini: A) rappresentazione schematica di un canyon sottomarino, con indicazione della ‘testa del canyon’ e della ‘bocca del canyon’ (Fonte: Würtz, 2012); B) distribuzione dei principali canyon del Mar Mediterraneo (Fonte: Fabri et al., 2018).

Nonostante la sua vastità, solo meno del 0,001% del mare profondo è stato investigato in termini di biodiversità (Danovaro *et al.*, 2014); storicamente, si pensava che la zona batiale fosse un dominio privo di vita ma già dalle prime indagini dirette di fine Ottocento risultò chiaro che così non era. Nei primi anni del Novecento si diffusero nuovi strumenti adatti all’esplorazione delle zone più remote ma la prima spedizione scientifica che rivoluzionò il modo di vedere ed esplorare gli ambienti profondi fu quella, nel 1977, di due geologi inglesi, Corliss ed Edmond, i quali, esplorando la dorsale delle Galapagos con il batiscafo *Alvin*, scoprirono il primo camino idrotermale. Questa impresa diede il via a numerose scoperte, tuttavia, le conoscenze biologiche ed ecologiche sugli ambienti profondi, in particolare quelli mediterranei, oggetto di investigazioni dirette solo più recentemente, rimangono ad oggi ancora molto frammentarie (Danovaro *et al.*, 2010).

La colonizzazione dell’ambiente profondo in Mediterraneo riguarda principalmente la zona batiale che, data la sua grande estensione, ha permesso a specie atlantiche di insediarsi principalmente durante i periodi glaciali, quando le condizioni abiotiche erano favorevoli alle specie “temperato-fredde” (Emig & Geistdoerfer, 2004). Il fattore più importante che controlla la distribuzione verticale della fauna profonda del Mediterraneo è l’omotermita che si verifica da circa 200-300 metri fino al fondo. La sua temperatura aumenta da ovest verso est, da circa 13° a 15,5°C rispettivamente: di conseguenza, non esistono limiti termici nelle acque profonde, a parte l’omotermita stessa, mentre

nell'Oceano Atlantico la temperatura diminuisce progressivamente con la profondità fino ad arrestarsi attorno ai 4°C. Molte specie hanno un'ampia distribuzione batimetrica nel Mediterraneo non perché siano euribatiche ma perché sono euriterme o stenoterme, comunque adattate a vivere anche a maggiori temperature. Pertanto, la distribuzione delle specie profonde è governata da altri fattori, come la salinità, la granulometria del substrato, la pressione, il cibo e l'idrodinamismo. Questa varietà di condizioni ambientali fa sì che la fauna batiale mediterranea sia più eterogenea di quella atlantica (Emig & Geistdoerfer, 2004).

Le principali biocenosi presenti nella zona batiale sono ampiamente documentate nel manuale RAC/SPA, recentemente aggiornato (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). La zona batiale è suddivisa in una zona batiale superiore (200-500 m) ed inferiore (500-3000 m), che a loro volta vengono ulteriormente classificate in sottozone in base al substrato e/o alle facies. Al di sotto del gradino continentale, gli affioramenti di substrato duro si manifestano principalmente sottoforma di *seamount* e gradoni rocciosi lungo i fianchi dei canyon. Sebbene tali fondali risultino frequentemente interessati da processi di sedimentazione fine, gli affioramenti rocciosi nudi sono riscontrabili prevalentemente laddove un intenso regime idrodinamico ne impedisce il deposito. I substrati duri batiali, la cui rarità aumenta progressivamente con la profondità, rappresentano importanti fonti di eterogeneità in un ambiente prevalentemente dominato da sedimento fine. La tipologia di substrato, l'inclinazione, il grado di sedimentazione e l'idrodinamismo influenzano la produttività secondaria, la presenza di particellato organico e quindi la comunità bentonica. Questi ambienti ospitano spesso un'elevata diversità di specie associate grazie all'aumento della diversità degli habitat e all'accesso a risorse alimentari più ricche, offrendo inoltre rifugio da predatori o protezione dai disturbi fisici (Miller et al., 2012). Gli invertebrati sessili spesso formano delle vere e proprie *facies* e diversi di questi organismi hanno un portamento eretto, aumentando la complessità del substrato e fungendo loro stessi da substrato secondario per altre specie: si possono definire *ecosystem engineers*, ossia organismi che, con la loro presenza e forma, modificano gli habitat in cui vivono, rendendoli più complessi e strutturati (Byers et al., 2006). Questi ambienti forniscono servizi ecosistemici chiave tra cui l'approvvigionamento dei nutrienti, la regolazione dei processi ecologici (*pelagic-benthic coupling*), la stabilità temporale data dai resti scheletrici di numerose associazioni biotiche e delle nicchie che incrementano la presenza di specie rare o minacciate, aumentando la biodiversità complessiva dell'ambiente.

Tra gli attori principali di questi ecosistemi spiccano le grandi spugne erette, che formano facies specifiche (ME1.512) su affioramenti rocciosi, monti sottomarini e scarpate (Figura 5). Queste comunità, dominate da specie massive come *Pachastrella monilifera* Schmidt, 1868 e *Poecillastra compressa* (Bowerbank, 1866), si comportano da veri e propri *ecosystem engineers*: attraverso la loro

attività di filtrazione, esse mediano i cicli biogeochimici tra la colonna d'acqua ed il benthos, mentre la loro struttura tridimensionale offre rifugio e aree di riproduzione per numerosi organismi vagili.

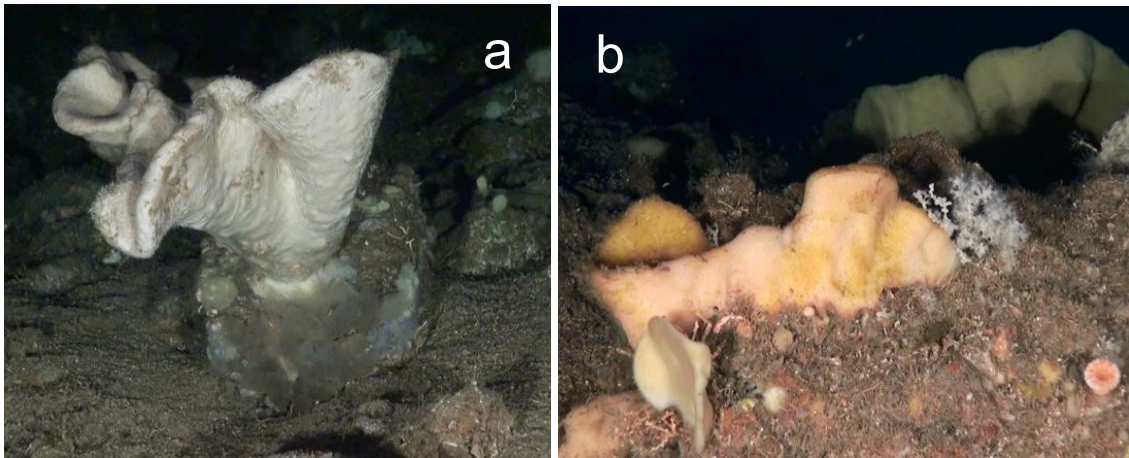


Fig. 5: a) *Pachastrella monilifera*; b) *Poecillastra compressa* con *Phakellia* sp. e *Madrepora oculata*. Photo credit: OCEANA. Fonte: RAC/SPA, 2021.

La complessità di questi habitat aumenta ulteriormente quando le spugne si associano ad altre *facies* di invertebrati sessili come quella ad Antipatharia (ME1.513), Alcyonacea (ME1.514) e Scleractinia (ME2.513), creando un mosaico biologico che sostiene un'elevata biomassa. Proseguendo l'analisi dei popolamenti descritti nel manuale, la *facies* ad Antipatharia (ME1.513) occupa un ruolo fondamentale. Questa *facies* è dominata dal corallo nero arborescente *Leiopathes glaberrima* (Esper, 1792), il quale si presenta in piccole *patch* isolate o in fitte foreste, che possono essere monospecifiche o plurispecifiche insieme ad altri organismi *habitat-forming*, come alcionacei ed altri antipatari quali *Antipathes dichotoma* Pallas, 1766; le foreste più grandi generalmente si trovano su rilievi rocciosi esposti a correnti da moderate a forti (Figura 6).

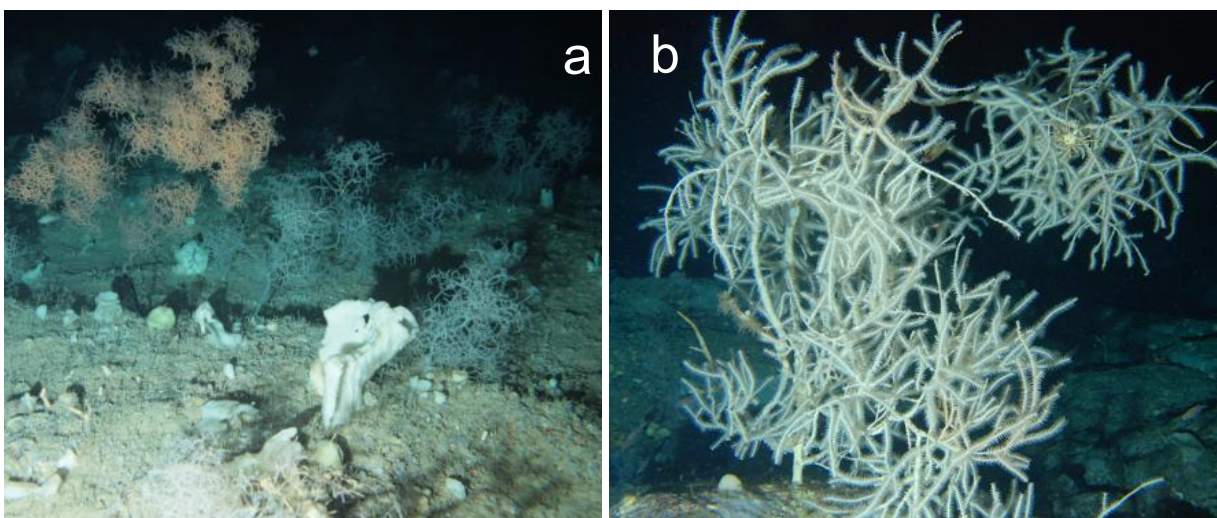


Fig. 6: a) foresta di *Leiopathes glaberrima*; b) una colonia arborescente di *Antipathes dichotoma* con l'epibionte *Anamathia rissoana* (Roux, 1828). Photo credit: S. Canese, ISPRA. Fonte: RAC/SPA, 2021.

Diverse specie della megafauna frequentano l'*understory* di queste foreste come la stella marina *Peltaster placenta* (Muller & Troschel, 1842), i ricci di mare *Cidaris cidaris* (Linnaeus, 1758) ed *Echinus melo* Lamarck, 1816 e diverse specie di crostacei quali *Munida* sp., *Bathynectes maravigna* (Prestandrea, 1839) e *Palinurus mauritanicus* Gruvel, 1911. In aggiunta, molte specie di pesci trovano rifugio nella *canopy* della foresta. Parallelamente, le specie che costituiscono la *facies* ad Alcyonacea (ME1.514), sebbene appartengano ad un gruppo tassonomico differente, svolgono ruoli ecologici del tutto simili a quelli degli antipatari sopra descritti. Le gorgonie come *Callogorgia verticillata* (Pallas, 1766) ed *Acanthogorgia hirsuta* Gray, 1857 e quelle cespugliose, ad esempio, *Bebryce mollis* Philippi, 1842, sono tra le principali specie strutturanti, ma specie come il corallo a frusta *Viminella flagellum* (Johnson, 1863) ed alcuni coralli molli possono formare anche loro dense aggregazioni (figura 7).

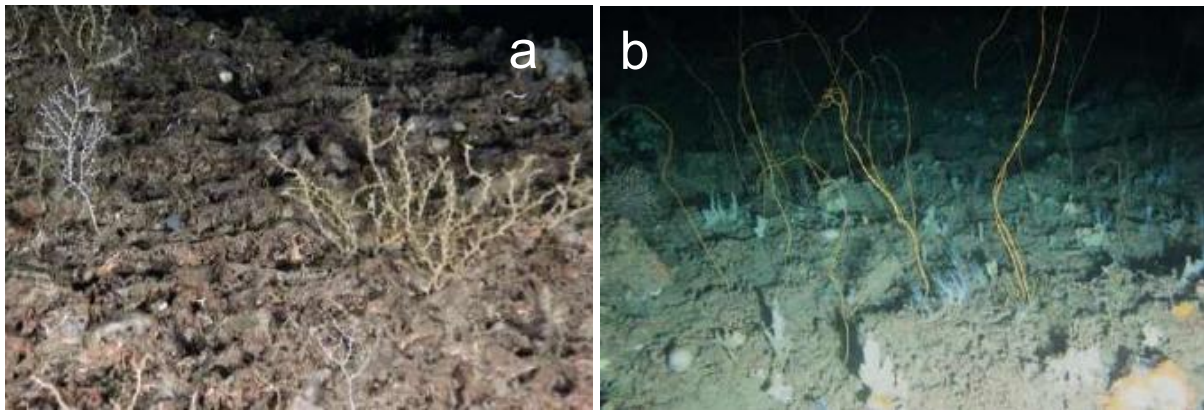


Fig. 7: a) Colonie di *Bebryce mollis* e *Nicella granifera* (Kolliker, 1865). Photo credit: OCEANA; b) *Viminella flagellum* e coralli molli. Photo credit: S. Canese, ISPRA Fonte: RAC/SPA, 2021.

Un'altra componente fondamentale è rappresentata dalla *facies* a Scleractinia (ME2.513), che include i coralli bianchi profondi come *Madrepora oculata* Linnaeus, 1758 e *Desmophyllum pertusum* (Linnaeus, 1758). Queste specie costruiscono *reef* biogenici che offrono nicchie ecologiche paragonabili a quelle delle barriere coralline superficiali. Anche sotto forma di resti scheletrici o tanatocenosi (ME2.52), essi garantiscono una stabilità temporale al sistema, fornendo substrato duro secondario per secoli (Figura 8).

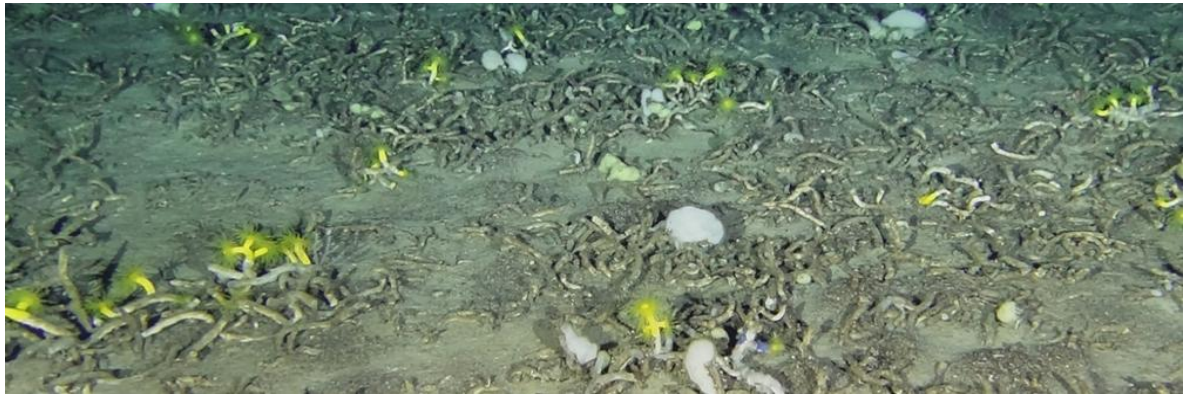


Fig. 8: Tanatocenosi di *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816) insieme ad alcuni esemplari vivi. Fonte: Enrichetti *et al.*, 2023.

Tra gli habitat biogenici, si trovano inoltre la facies dominata da grandi spugne erette (ME2.512) e la facies a serpulidi (ME2.515). Lungo i fianchi dei canyon e sulle pareti rocciose meno esposte spicca la facies a cirripedi (ME1.516) dominata da *Pachylasma giganteum* (Philippi, 1863) che si trova spesso associato ai coralli profondi e alla loro tanatocenosi, coprendo fino al 25% dello spazio disponibile. Alle profondità batiali si trovano anche habitat dominati da ostriche fossili e viventi, come la facies dominata dal bivalve *Neopycnodonte* spp (ME1.518), che può formare dense aggregazioni in condizioni oceanografiche favorevoli (ad esempio aree protette dalla sedimentazione ed esposte a correnti ricche di nutrienti) generalmente lungo scogliere verticali e sotto sporgenze di montagne sottomarine, scarpate e canyon (Figura 9).



Fig. 9: *Neopycnodonte zibrowii* Gofas, C. Sales & Taviani, 2009. Photo credit: ISPRA. Fonte: RAC/SPA, 2021.

Il piano batiale superiore, come precedentemente specificato, è dominato da substrati incoerenti in cui la tipologia di fondale più frequente è il fango; questo si presenta tipicamente fluido e scarsamente compattato, talvolta arricchito da frazioni sabbiose. La distribuzione delle diverse facies è strettamente condizionata dalla variabilità locale della granulometria del fango, dal suo spessore e dal suo contenuto organico. La facies a Pennatulacea (ME6.512) è una delle formazioni più caratteristiche dei fondi mobili profondi. Essa è dominata da aggregazioni monospecifiche e non di *Funiculina*

quadrangularis (Pallas, 1766), *Pennatula phosphorea* Linnaeus, 1758 e *Pteroeides griseum* (Bohadsch, 1761). Questi organismi agiscono come specie chiave per la strutturazione dell'habitat, fornendo tridimensionalità ad un fondale altrimenti uniforme e fungendo da indicatori di ecosistemi marini vulnerabili (Figura 10).

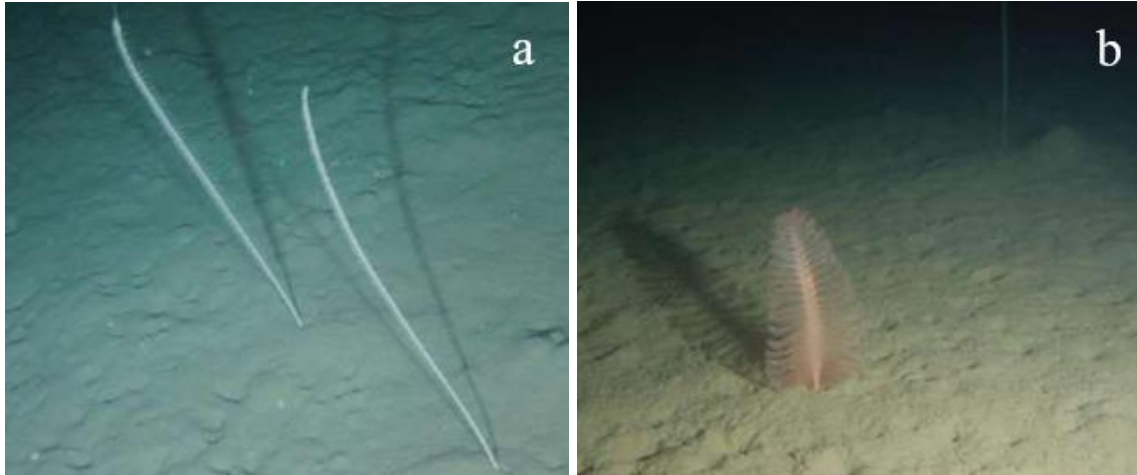


Fig. 10: a) *Funiculina quadrangularis*; b) *Pennatula rubra*. Photo credit: S. Canese, ISPRA. Fonte: RAC/SPA, 2021.

Nelle aree caratterizzate da un sedimento più stabile e da correnti costanti si sviluppa la facies ad Alcyonacea (ME6.513), di cui il maggior rappresentante è *Isidella elongata* (Esper, 1788), un keratoisidide mediterraneo quasi endemico a forma di candelabro di grandi dimensioni, che rappresenta la specie strutturante più importante della zona batiale a fondo mobile del Mediterraneo. Questa facies è nota per essere un hotspot di biodiversità, capace di formare delle foreste (Figura 11). Recentemente sono state individuate dal punto di vista morfologico e genetico anche altre due specie del genere *Acanella* che svolgono il medesimo ruolo ecologico.



Fig. 11: *Isidella elongata*. Photo credit: S. Canese, ISPRA. Fonte: RAC/SPA, 2021.

La *canopy* di *Isidella elongata*, ossia lo strato superiore formato dalle parti erette e dalle ramificazioni, gioca un ruolo fondamentale nella regolazione dei flussi di carbonio poiché agevola il deposito di materiale organico; tale fenomeno ha ripercussioni dirette e fondamentali sulla rete trofica bento-pelagica. Lo sviluppo delle colonie incrementa significativamente la tridimensionalità dell'ambiente,

determinando un'elevata ricchezza di specie e biomassa. Le colonie stesse ospitano numerosi epibionti non esclusivi quali il granchio *Anamatia rissoana* e l'anemone *Amphianthus dohrnii* (Koch, 1878); numerosi invertebrati epifaunali sessili o vagili sono osservati tra le colonie o in prossimità della foresta, come grandi foraminiferi, la spugna *Rhizaxinella pyrifer* (Delle Chaje, 1828), il grande idrozoo *Lytocarpia myriophyllum* (Linnaeus, 1758), il pennatulaceo *Funiculina quadrangularis*, diversi esemplari di crostacei decapodi ed echinodermi ed una grande varietà di pesci, tra cui i più frequenti sono: *Helicolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809), *Chlorophthalmus agassizi* Bonaparte, 1840, *Phycis blennoides* (Brunnich, 1768) e *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758). Si osserva che sia la densità delle aggregazioni sia la ricchezza della fauna che vi trova rifugio tendono a ridursi progressivamente laddove la componente fangosa viene sostituita da una frazione sabbiosa più grossolana. Un elemento ecologico caratterizzante di questo ecosistema è l'intenso processo di bioturbazione innescato dai grandi crostacei decapodi come gli scampi; attraverso la loro attività di scavo, essi rimescolano costantemente il sedimento, influenzando in modo significativo gli scambi biogeochimici e l'ossigenazione degli strati superficiali del fondale.

Tutti gli antozoi che si trovano al di sotto dei 200 m sono denominati *Cold-Water Corals* (CWC) (con la triade bianca che viene spesso identificata come CWC in senso stretto) a testimonianza della loro preferenza per ambienti profondi e freddi.

1.3 La *facies* a coralli bianchi e le principali province mediterranee

Il termine “corallo bianco” fu utilizzato originariamente dai pescatori di profondità per distinguere le specie *Lophelia pertusa* (oggi *Desmophyllum pertusum*) e *Madrepora oculata* di colore bianco dai “coralli gialli” *Dendrophyllia cornigera* e *Dendrophyllia ramea* (Linnaeus, 1758) nell'Oceano Atlantico, spesso rinvenuti durante le operazioni di strascico lungo il margine continentale del Golfo di Biscaglia (Freiwald *et al.*, 2009). Nel loro manuale di bionomia bentonica, Pérès e Picard (1964) adottarono la terminologia “corallo bianco” per definire una comunità batiale di coralli su fondo duro, mentre la comunità di “coralli gialli” costituita dalle specie del genere *Dendrophyllia* fu collocata nella zona di profondità circalitorale più superficiale (Figura 12). Tale zonazione non è più valida alla luce delle recenti esplorazioni ROV considerando che *D. cornigera* può ampiamente spingersi fino a 600 m (Enrichetti *et al.*, 2023).

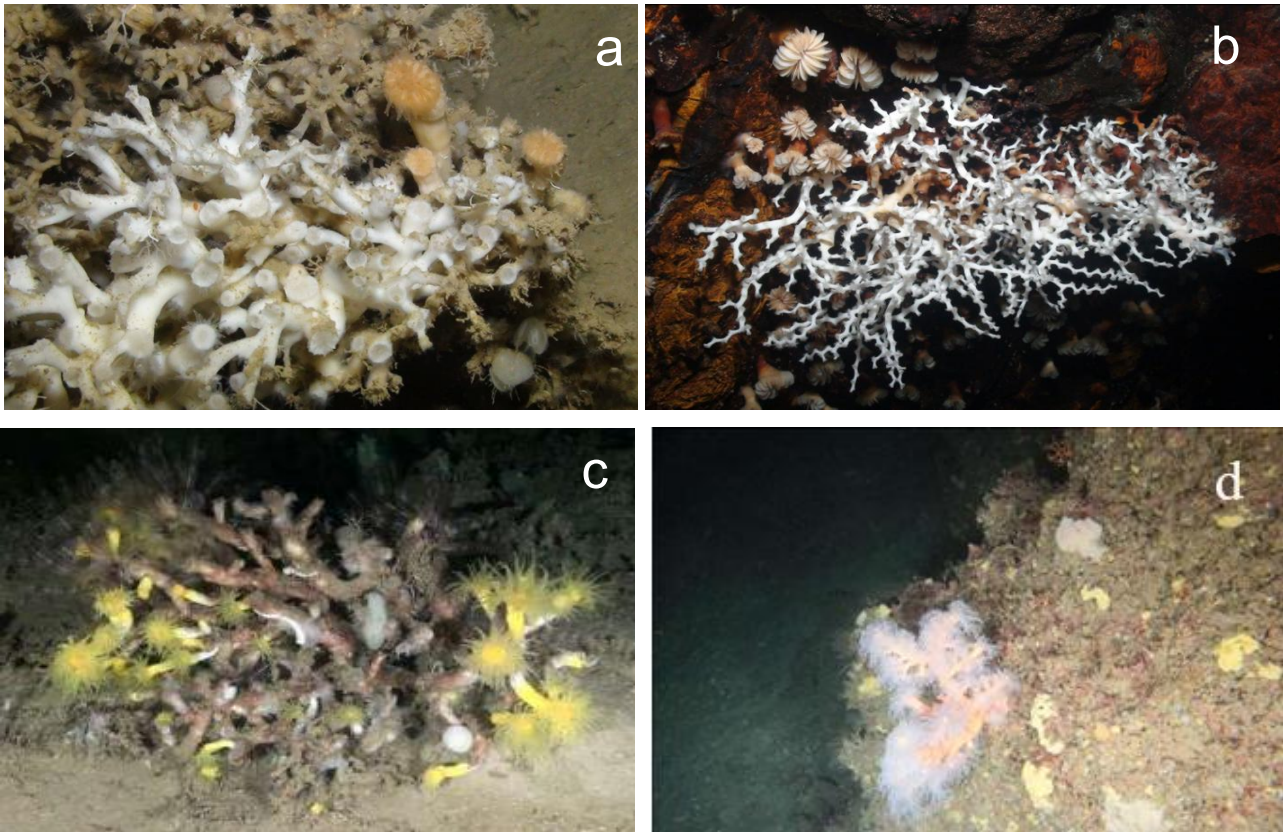


Fig. 12: a) *Desmophyllum pertusum* e *Desmophyllum dianthus*. Photo credit: S. Canese, ISPRA; b) *Madrepora oculata* e *Desmophyllum dianthus*. Photo credit: G. Gay; c) *Dendrophyllia cornigera*. Photo credit: OCEANA; d) *Dendrophyllia ramea*. Photo credit: S. Canese, IPSRA. Fonte: SPA/RAC, 2021.

I coralli bianchi sono sclerattinie azooxantellate strutturanti di acque profonde, capaci di formare aggregazioni o biocostruzioni su fondo duro dai 180 metri ai 1100 metri di profondità, in condizioni di luce scarsa o assente, alto idrodinamismo, elevata concentrazione di ossigeno e aragonite e temperature costantemente basse (Chimienti *et al.*, 2018). Notoriamente presenti nell'Oceano Atlantico (Pérès & Picard, 1964), i coralli bianchi sono cosmopoliti e presentano un'ampia diffusione anche nel Mar Mediterraneo, con una distribuzione che interessa quasi l'intero bacino ad eccezione di gran parte delle coste africane, tuttavia storicamente meno esplorate. In Mediterraneo i coralli bianchi sono rappresentati dalle specie coloniali *M. oculata* e *D. pertusum* alle quali si trova generalmente associata la specie solitaria (talvolta pseudocoloniale) *Desmophyllum dianthus* (Esper, 1794) (Pérès & Picard, 1964). Insieme, essi costituiscono la cosiddetta "triade bianca (Zibrowius, 1980; Mastrototaro *et al.*, 2013; Bo *et al.*, 2015, Chimienti *et al.*, 2019).

Sebbene le tre specie della triade bianca condividano un intervallo batimetrico simile, si osserva una differenziazione nella loro abbondanza: nei piani batiali superiori prevalgono solitamente *M. oculata* e *D. dianthus*, mentre *D. pertusum* risulta più comune nelle zone più profonde. Geograficamente, tutte e tre le specie sono documentate dallo stretto di Gibilterra fino al Mar Egeo, ma solo *D. dianthus*

è stata rinvenuta nel Bacino Levantino. Tale differenza nella distribuzione e nella dominanza batimetrica sono ricondotte a specifici tratti fisiologici (quali il metabolismo, i tassi di crescita e le strategie alimentari) e ad una differente tolleranza ai fattori ambientali, tra cui l'acidificazione degli oceani ed il riscaldamento delle acque; in particolare, *M. oculata* risulta essere maggiormente tollerante alle acque più calde rispetto a *D. pertusum* (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Sotto il profilo oceanografico, i CWC mediterranei presentano un adattamento unico: a differenza delle popolazioni atlantiche che vivono tra i 4°C e gli 8°C, le popolazioni mediterranee prosperano in acque più calde, con temperature costanti tra 13°C e 13,9°C e salinità elevate (38,5-39 psu) (Chimienti *et al.*, 2018; Freiwald *et al.*, 2009). Queste sono le caratteristiche della massa d'acqua intermedia levantina, che si forma nel bacino orientale tra i 140-400 metri e, una volta raggiunto il bacino occidentale, ad una profondità compresa tra i 350 ed i 600 metri, presenta valori di temperatura di 13-14°C e salinità di 38,5-38,8 psu, oltre ad elevate concentrazioni di ossigeno e nutrienti. Per questi motivi, la massa d'acqua intermedia levantina influisce profondamente nella distribuzione degli habitat a coralli bianchi nel Mediterraneo (Hayes *et al.*, 2019).

Tra le specie della triade bianca, *D. dianthus* viene considerata la specie pioniera per l'avvio della biocostruzione, poiché è in grado di colonizzare piccoli frammenti di substrato duro distribuiti su superfici preesistenti (Chimenti *et al.*, 2019).

La differenza principale tra le due specie coloniali risiede nella loro struttura morfologica: *D. pertusum* tendenzialmente forma colonie più robuste ed asimmetriche, caratterizzate da coralliti svasati e porzioni vive ridotte, raramente superando i 20 cm. Diversamente, *M. oculata* mostra una crescita delle ramificazioni a "zig-zag" molto marcata ed una *canopy* vivente alta fino a 70 cm e larga 50 cm (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Una biocostruzione è definita come una struttura biogenica complessa formata da una o più specie in cui gli organismi crescono sui propri scheletri, dando luogo ad un habitat tridimensionale. Questa struttura è in grado di alterare l'ambiente fisico e biogeochimico circostante e di persistere per lunghi periodi anche dopo la morte degli organismi che l'hanno generata, favorendo infine l'insediamento di una specifica biocenosi (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). I coralli bianchi possono formare imponenti strutture biogeniche (note come *reefs* o barriere coralline) costituite dalla continua deposizione, su substrato duro, di una complessa struttura scheletrica aragonitica prodotta dalle sclerattinie e dalla deposizione di sedimenti fini emipelagici che riempiono gli spazi aperti tra le strutture (Bo *et al.*, 2023). I *reef* si presentano di solito come dorsali estese e continue che possono raggiungere i 20 km di lunghezza ed i 150 metri di altezza e sono caratterizzate dall'accumulo verticale di scheletri aragonitici stratificati nel tempo. Queste strutture si sviluppano su substrati solidi, inclusi quelli di origine secondaria come le tanatocenosi consolidate e sono sormontate dalle colonie ancora vive e la loro crescita è bilanciata dalla bioerosione. (Roberts *et al.*,

2006; UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). I *reef* diventano a tutti gli effetti strutture topografiche del fondale marino, alterano i regimi idrodinamici e sedimentari locali (Roberts et al., 2006). Una variante morfologica più circoscritta è rappresentata dal *mound*, una struttura alta tra i 25 e i 50 metri e larga dai 100 agli 800 metri, spesso presente in numero elevato. Si tratta di una struttura geologica stratificata nella quale gli strati morti sono tipicamente coperti da sedimento mentre la parte esposta, laddove presente, è rappresentata da un *reef* o una tanatocenosi (*bioherm*). Quest'ultima variante è quella più comune nel Mar Mediterraneo sebbene siano noti *reef* o semplici aggregazioni di colonie su roccia (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Grazie alla loro attitudine a sovrapporsi e stratificarsi sui propri scheletri (dovuta anche all'insediamento larvale sugli adulti), *D. pertusum* e *M. oculata* sono definite costruttori primari (Zibrowius, 2003), incrementando la disponibilità di substrati duri secondari, la tridimensionalità complessiva dell'habitat e offrendo una rete complessa di interstizi per molte specie (Tursi et al., 2004; Longo et al., 2005; Mastrototaro et al., 2017). Le conoscenze sulla biodiversità associata alla facies a Scleractinia (ME2.513) nel Mediterraneo è ancora limitata, ma un recente censimento ha riportato che la biodiversità associata a tali habitat ammonta a circa 520 specie con un elevato contributo di spugne, policheti (ciascuno circa 90 spp.), crostacei (circa 60 spp.), molluschi (circa 50 spp.), pesci (circa 50 spp.), echinodermi (circa 20 spp.) e brachiopodi (7 spp.) (Rueda et al., 2019). La maggior parte delle specie non è associata esclusivamente alla facies, ma beneficia dei microhabitat complessi e diversificati forniti dalla biocostruzione. In merito alle differenti componenti tassonomiche, la comunità biologica è solitamente caratterizzata dalla prevalenza di spugne incrostanti e di piccole dimensioni a cui si affiancano sporadicamente organismi massivi più imponenti, tra cui *P. monilifera* e *P. compressa*. Tra gli cnidari, risultano estremamente diffusi gli idrozoi e soprattutto gli antozoi. Questi ultimi comprendono sclerattinie (come *D. cornigera* e *Caryophyllia calveri* Duncan, 1873), coralli neri come *L. glaberrima*, attinie ed alcionacei come *A. hirsuta*, *C. verticillata* e *Muriceides lepida* Carpine & Grasshoff, 1975. Sui sedimenti fangosi circostanti si rinvencono frequentemente anche pennatulacei e gorgonie, in particolare i coralli bamboo. Per quanto riguarda i policheti, si osserva una ricca varietà di serpulidi che operano come costruttori secondari in questi habitat. Sebbene i bivalvi siano numerosi in molte aree, i gasteropodi sono meno abituali, con alcune specie che vivono come parassiti dei tessuti dei coralli. Tra gli organismi sessili si riscontrano spesso alte densità di briozoi e brachiopodi (quali *Gryphus vitreus* (Born, 1778) e *Megerlia truncata* (Linnaeus, 1767)). Tra i crostacei, sono molto frequenti i gamberi pandalidi *Plesionika martia* (A. Milne-Edwards, 1883) e *Plesionika heterocarpus* (A. Costa, 1871), gli anomuri *Munida intermedia* A. Milne-Edwards & Bouvier, 1899 e *Munida tenuimana* G. O. Sars, 1872, oltre a vari granchi, tra cui *Paromola cuvieri* (Risso, 1816) e l'epibionte *Anamathia rissoana*. Numerosi echinodermi popolano questa facies, sia sulle colonie che sul substrato fangoso adiacente.

Cidaris cidaris è la specie dominante tra gli echinodermi, ma viene spesso rinvenuto anche *E. melo*. *Peltaster placenta*, una stella marina profonda, è particolarmente abbondante e come lei anche *Amphiura filiformis* (O. F. Muller, 1776) che può creare in questi ambienti dense aggregazioni, creando una vera e propria facies su substrati fangosi. (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Numerose specie ittiche sono attratte da questo habitat in quanto offre riparo, zone di riproduzione e di alimentazione. Diverse specie tra quelle rinvenute hanno un alto valore commerciale, rendendo queste zone rilevanti non solo per la biodiversità ma anche per la pesca. Tra le specie più frequenti si trovano: *Helicolenus dactylopterus*, *Pagellus bogaraveo* (Brunnich, 1768), *Phycis blennoides*, *Merluccius merluccius*, *Conger conger* (Linnaeus, 1758) e *Coelorinchus coelorhincus* (Risso, 1810) (Figura 13).

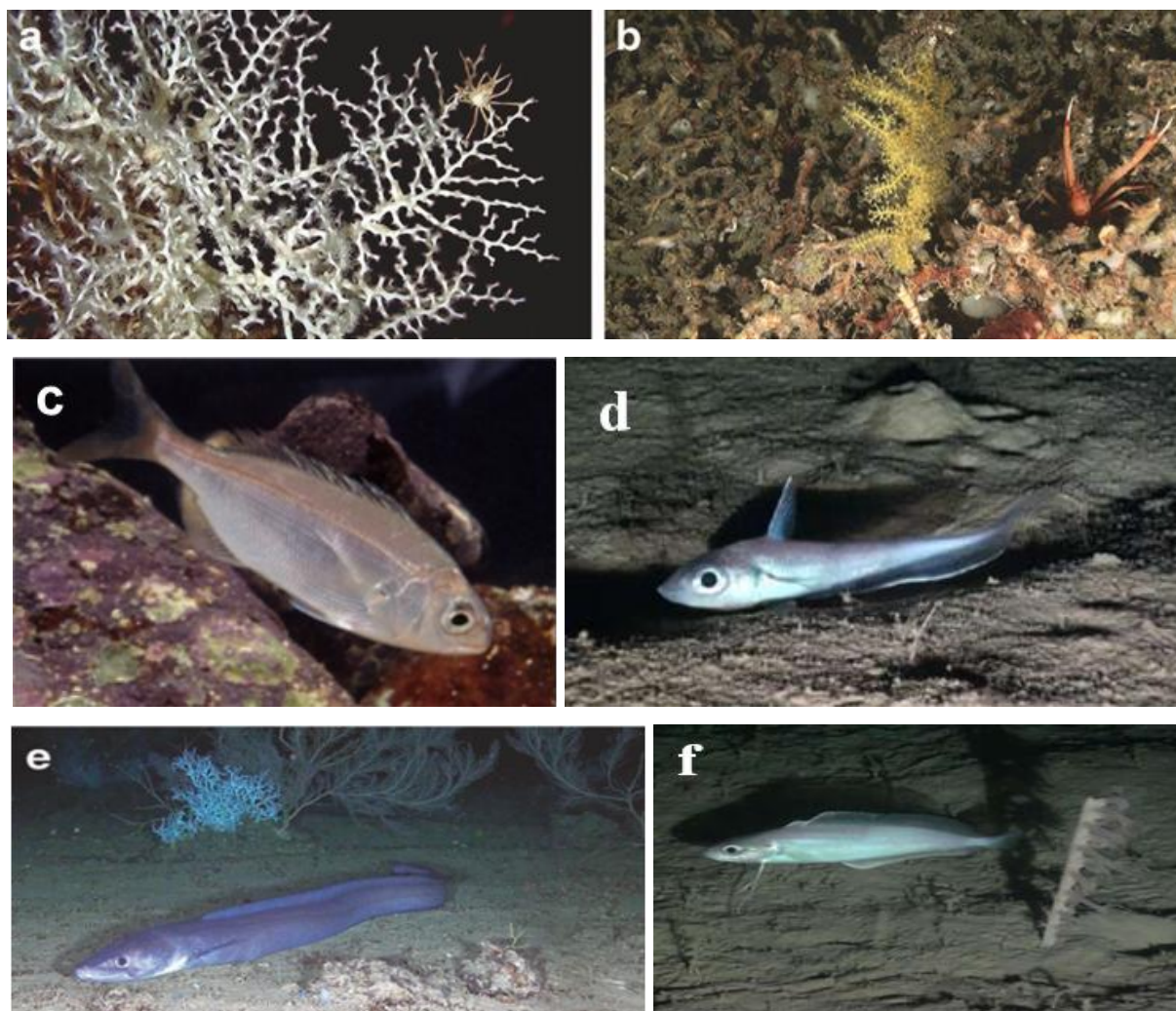


Fig. 13: a) *Anamathia rissoana* su colonia di *Madrepora oculata*. Photo credit: ISMAR- CNR; b) *Munida tenuimana*. su coral rubble colonizzato da *Acanthogorgia hirsuta*. Photo credit: OCEANA; c) *Pagellus bogaraveo*, Photo credits: Océanopolis; d) *Coelorinchus caelorhincus*. Photo credit: OCEANA; e) *Conger conger*. Photo credit: OCEANA; f) *Phycis blennoides*. Photo credit: OCEANA.

La storia evolutiva e la distribuzione dei coralli bianchi nel bacino del Mediterraneo rappresentano un indicatore fondamentale delle trasformazioni climatiche ed oceanografiche avvenute nel corso delle ere geologiche. Sebbene le prove fossili indichino che generi esistenti di coralli di acque profonde siano presenti in modo intermittente nel Mediterraneo a partire dal Miocene (Taviani *et al.*, 2005), la colonizzazione del bacino da parte di queste specie ha avuto inizio in modo significativo durante il Pliocene (circa 5,3-2,5 milioni di anni fa), a seguito della riapertura dello stretto di Gibilterra e del conseguente ripristino delle connessioni con l'Oceano Atlantico dopo la Crisi di Salinità del Messiniano. In questa fase, l'instaurarsi di nuovi regimi di circolazione profonda ha permesso alle larve di penetrare nel Mediterraneo, sebbene le temperature ancora relativamente elevate del periodo limitassero l'estensione delle colonie. Il vero e proprio "periodo d'oro" dei coralli bianchi coincide tuttavia con il Pleistocene (2,5 milioni-11700 anni fa), un'epoca caratterizzata da cicli climatici estremi. Durante le fasi glaciali pleistoceniche si sono verificate le condizioni ambientali ottimali per la proliferazione di specie chiave come *D. pertusum* e *M. oculata*. Il calo della temperatura delle acque profonde e l'intensificazione della circolazione termoalina hanno favorito una maggior ossigenazione e un abbondante apporto di nutrienti, elementi chiave per la crescita dei coralli bianchi. In questo contesto, i coralli bianchi non erano solo presenti come organismi isolati, ma formavano vasti e complessi *reef* che si estendevano dalla zona occidentale del bacino fino al Bacino di Levante, creando una continuità ecologica oggi perduta. Al contrario, le fasi interglaciali del Pleistocene hanno storicamente rappresentato momenti di crisi per questi ecosistemi; il riscaldamento delle acque profonde e le variazioni nella produttività primaria hanno spesso portato a fenomeni di anossia e deposizione di sapropel che hanno determinato importanti episodi di mortalità di massa o drastiche contrazioni nell'estensione dell'habitat. Questa dinamica di espansione e ritiro ha trovato un punto di svolta critico con il passaggio all'Olocene (da circa 11700 anni fa ad oggi). Con l'inizio dell'attuale epoca interglaciale, l'innalzamento del livello del mare e lo stabilizzarsi delle temperature delle acque profonde su valori più elevati (circa 13-14°C) hanno reso gran parte del Mediterraneo un ambiente marginale per i coralli di profondità. Nella configurazione attuale, la distribuzione dei coralli bianchi appare estremamente frammentata e localizzata. Gran parte delle scogliere osservate durante le esplorazioni sottomarine sono in realtà formazioni relitte o "fossili" risalenti al Pleistocene, mentre le colonie vive sopravvivono principalmente in specifici rifugi ecologici che garantiscono condizioni idrodinamiche e trofiche sufficienti a contrastare gli effetti del riscaldamento post-glaciale (Vertino *et al.*, 2019). Delle vere e proprie facies si trovano solitamente all'interno di canyon o in zone ad elevata turbolenza e, negli ultimi vent'anni, sono state identificate 9 province a coralli bianchi, importanti per estensione, densità e complessità topografica (Chimienti *et al.*, 2019; Angeletti *et al.*, 2020; Bo *et al.*, 2023).

Seppur non codificato in letteratura, il concetto di provincia a coralli bianchi risulta di notevole utilità pratica per due ragioni principali: in primo luogo, permette di distinguere quelle situazioni in cui l'area coperta dai CWC è spesso di molte decine di chilometri quadrati rispetto alle occorrenze isolate o sporadiche; in secondo luogo, orienta le politiche di conservazione verso aree specifiche del fondale marino (Angeletti *et al.*, 2020) (Figura 14).

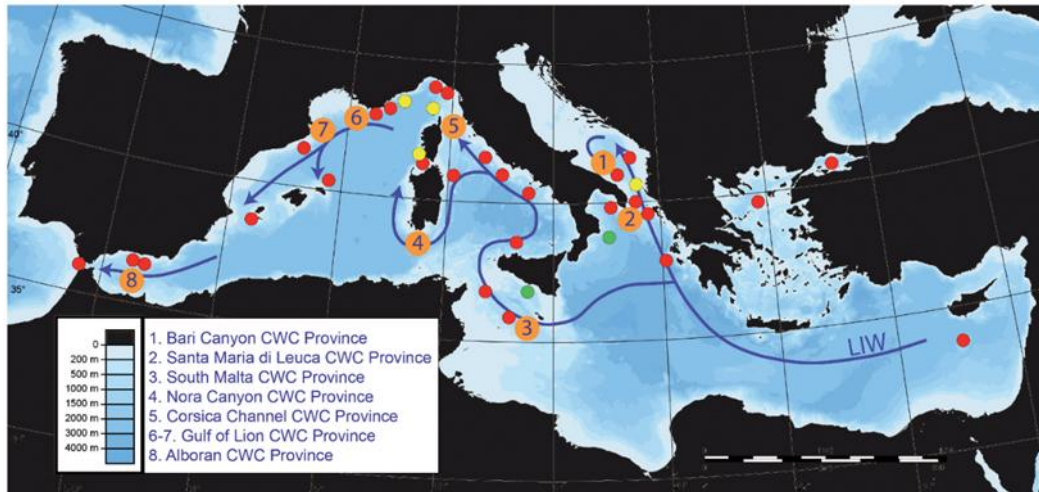


Fig. 14: Mappa del Mar Mediterraneo che mostra le province a coralli bianchi (punti arancioni numerati) e le principali aree con presenza di corallo (punti rossi) in relazione al percorso principale delle acque intermedie levantine (LIW). I punti gialli indicano la presenza di corallo su strutture antropiche (ad esempio relitti), mentre i punti verdi su attrezzi da pesca abbandonati (Fonte: Angeletti *et al.* 2020). Manca nella presente mappa la Provincia del Levante ligure (Bo *et al.*, 2023).

La prima provincia ad essere stata scoperta e descritta, nonché quella maggiormente studiata nel Mediterraneo, è quella situata al largo di Santa Maria di Leuca (Mar Ionio settentrionale). Si tratta di una provincia che si sviluppa su un'area di circa 1000 km², situata tra 300 e 1100 metri di profondità al di fuori del contesto *canyon* (Chimienti *et al.*, 2019) e caratterizzata da oltre 500 rilievi assimilabili a *mound*, alti fino a 25 metri (Bargain *et al.*, 2017; Savini *et al.*, 2014); questa provincia rappresenta ad oggi la più vasta estensione conosciuta di una comunità vivente di coralli bianchi nel Mar Mediterraneo (Bargain *et al.*, 2017). Altre province includono: quella del Canyon di Bari, una struttura morfologica complessa che rompe la piattaforma adriatica sud-occidentale con un andamento ovest-est con profondità compresa tra 200 e 1200 metri (Angeletti *et al.*, 2021); la provincia del Canale di Sicilia, che raggruppa formazioni eterogenee quali *seamount* e isole vulcaniche tra 200 e 1000 metri di profondità (Angeletti *et al.*, 2015; Freiwald *et al.*, 2009); le due province del Golfo del Leone e la provincia del Mare di Alboran. Nelle prime si riscontrano imponenti biocostruzioni a sviluppo verticale entro sistemi di canyon e le popolazioni viventi di *M. oculata* più superficiali, a 180 metri di profondità (Fabri *et al.*, 2014; UNEP-MAP RAC/SPA, 2021); la seconda

è costituita da diversi banchi che formano *reef* e *mound* tra i 300 ed i 700 metri (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Infine, tre ulteriori province sono state recentemente descritte nel Mar Mediterraneo occidentale: il Canyon di Nora (Sardegna meridionale), il Canale di Corsica ed il Canyon di Levante (Mar Ligure) (Bo *et al.*, 2023). Tali province segnano il limite settentrionale della distribuzione di *M. oculata* nel bacino. Nel sito sardo le colonie di corallo si trovano all'interno di sistemi di canyon tra 380 e 460 metri di profondità e su *seamount* verso le isole Eolie (Taviani *et al.*, 2017; Angiolillo *et al.*, 2021); la provincia corsa si sviluppa dai 400 ai 430 metri ed è costituita da 25 *mounds* di notevoli dimensioni la cui crescita è favorita da un regime idrodinamico particolarmente vigoroso (Angeletti *et al.*, 2020). Il Canyon di Levante si estende da circa 200 metri fino ad oltre 1000 metri e la maggior parte delle colonie viventi è stata documentata a profondità comprese tra 200 e 500 metri estendendosi anche nell'adiacente Canyon di Deiva con imponenti *reef* verticali (Fanelli *et al.*, 2017; Bo *et al.*, 2023). Alle nove province, si aggiunge l'area a coralli bianchi nel canyon di Dohrn, nel Golfo di Napoli, che si sviluppa lungo pareti verticali a circa 400 metri di profondità e forma un caratteristico biotopo a corallo bianco e bivalvi caratterizzato dai coralli bianchi in associazione con *Neopycnodonte zibrowii* e *Acesta excavata* (J.C. Fabricius, 1779) (Taviani *et al.*, 2019; UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Tutte le province si trovano lungo il percorso della corrente intermedia levantina, che si genera nel bacino orientale e trasporta acqua fredda, densa e ricca di nutrienti ed ossigeno a profondità comprese tra 300 e 600 metri, l'intervallo di profondità in cui si trova la maggior parte delle comunità profonde più fiorenti (Taviani *et al.*, 2017).

1.4 Vulnerabilità e conservazione

Le comunità dominate da CWC rappresentano estesi habitat tridimensionali che ospitano una varietà di organismi e per questo sono seriamente minacciati dalla pesca commerciale e necessitano di misure di protezione e conservazione (D'Onghia *et al.*, 2017). Per identificare gli Ecosistemi Marini Vulnerabili (VME) la FAO, nelle sue "Linee Guida Internazionali per la Gestione della Pesca in Acque Profonde in Mare Aperto" ha definito cinque caratteristiche: unicità o rarità, significato funzionale dell'habitat, fragilità, tratti del ciclo vitale delle specie componenti che rendono difficile il recupero e la complessità strutturale (FAO, 2009). A questo proposito, gli habitat dominati da CWC sono stati inclusi nella lista degli ecosistemi marini vulnerabili (VME), in quanto definiti come habitat sensibili con una scarsa capacità di recupero a seguito di danni meccanici provocati in misura maggiore dalla pesca demersale che va a compromettere la struttura tridimensionale delle *canopy* (D'Onghia *et al.*, 2017; FAO, 2009) e per i quali la conservazione costituisce una priorità globale. Inoltre, questi ambienti vengono spesso frequentati da specie ittiche e di invertebrati di interesse commerciale; dunque, la loro protezione potrebbe combinare gli obiettivi di conservazione della

biodiversità e di gestione della pesca, secondo l'Approccio Ecosistemico alla Pesca (EAF) (Garcia *et al.*, 2003). Gli habitat dominati da CWC, per i motivi elencati precedentemente, vengono riconosciuti come habitat ittici essenziali (EFH), importanti per stabilire zone di restrizione della pesca in acque profonde (FRA) come implementato dalla Commissione Generale per la Pesca nel Mediterraneo (GFCM). Quest'ultima, ha stabilito una chiusura permanente del bacino profondo del Mediterraneo al di sotto dei 1000 metri agli attrezzi da pesca demersali (REC. GFCM/29/2005/1), che tuttavia lascia la maggior parte degli habitat a CWC, che prosperano tra i 200 e gli 800 metri, completamente senza protezione. Attualmente, degli habitat a CWC in Mediterraneo, solo quelli presenti nel Canyon del Golfo del Leone e a Santa Maria di Leuca sono protetti da zone di restrizione della pesca (rispettivamente REC. GFCM/33/2009/1 e GFCM/2006/3). Nel 2014 è stato istituito un sito di importanza comunitaria (SIC) che ospita coralli bianchi sul banco di Chella in Spagna (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Secondo la Direttiva Habitat europea (92/43/CEE), le specie strutturanti che costituiscono gli habitat a coralli bianchi profondi appartengono alla categoria "1170 Reefs" (Templado *et al.*, 2009; Issaris *et al.*, 2012) e più recentemente, le sclerattinie che costituiscono la triade bianca sono state incluse nell'allegato II della Convenzione di Barcellona (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2013) e sono state definite in pericolo nella Lista Rossa degli Antozoi del Mediterraneo della IUCN (Otero *et al.*, 2017). Le province a coralli bianchi profondi sono riconosciute come habitat prioritari e, pertanto, figurano tra le Aree Specialmente Protette di Importanza Mediterranea (ASPIM), secondo quanto stabilito dal protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona (de Juan *et al.*, 2012; D'Onghia *et al.*, 2017; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009,2010). Tali ecosistemi sono inoltre classificati come Habitat Sensibili sulla base di rigorosi criteri scientifici, quali la rarità, la vulnerabilità e il ruolo cruciale che svolgono nel supportare le fasi vitali di numerose specie, incluse quelle minacciate o a rischio di estinzione (de Juan *et al.*, 2012). La conservazione delle risorse marine e la tutela degli habitat prioritari costituiscono il fulcro delle attuali politiche internazionali, trovando espressione sia nei target dell'Agenda 2030 dell'ONU, sia nella nuova Strategia UE per la biodiversità 2030. Quest'ultima, in particolare, mira a potenziare la resilienza degli ecosistemi marini attraverso una pianificazione spaziale che privilegi la protezione rigorosa e il recupero della biodiversità. La strategia sottolinea l'urgenza di adottare una gestione ecosistemica delle attività marittime, ponendo un freno alle tecniche di prelievo e alle pratiche che arrecano disturbo fisico ai fondali, considerate tra le principali minacce per la stabilità degli ecosistemi vulnerabili (Bo *et al.*, 2023). La Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino, adottata nel 2008 e rivista nel 2017, rappresenta il primo pilastro normativo dell'Unione Europea dedicato specificamente alla tutela della biodiversità marina. Il suo obiettivo centrale è il raggiungimento o il mantenimento di un Buono Stato Ambientale (GES) delle acque marine entro il 2020 utilizzando un approccio ecosistemico, un traguardo che

risponde agli impegni internazionali assunti con la Convenzione delle Nazioni Unite sul Diritto del Mare (UNCLOS) e la Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD). Ad oggi, si registra un'unica applicazione della MSFD focalizzata sulle biocostruzioni profonde nel Mar Mediterraneo, localizzata nella provincia del Golfo del Leone, in cui l'integrità dell'habitat è stata stimata attraverso l'impiego di tecniche non invasive, quali la fotogrammetria e l'analisi video (Fabri *et al.*, 2019). Per quanto riguarda l'Italia, è stato stabilito di estendere il quadro normativo della MSFD agli ecosistemi profondi, con l'attivazione dal 2020 di protocolli di monitoraggio dedicati ai *reef* a coralli bianchi. Sono state identificate aree note per la presenza di coralli bianchi e rappresentative di diverse morfologie dei fondali, condizioni ambientali e impatti antropici di differente entità, da monitorare ogni tre anni in ciascuna delle tre sottoregioni che circondano l'Italia (ovvero: Mar Mediterraneo occidentale, Mare Adriatico e Mar Ionio-Mediterraneo Centrale) (Angiolillo *et al.*, 2023).

2. SCOPO DELLA TESI

Questa tesi ha lo scopo di realizzare una caratterizzazione biocenotica della *facies* batiali a coralli bianchi esplorata in due siti italiani: il Canyon di Bari nel Mar Adriatico meridionale e il Canyon di Levante nel Mar Ligure orientale. Le biocostruzioni a coralli bianchi costituiscono habitat chiave per una vasta gamma di organismi bentonici e bentopelagici. Essi sono riconosciuti come Ecosistemi Marini Vulnerabili a causa dei loro tassi di crescita lenti, della loro fragilità strutturale e della loro sensibilità agli impatti antropici. Questo studio ha come obiettivo la caratterizzazione biocenotica di questi ambienti e la valutazione dell'impatto antropico sulle principali specie strutturanti. Utilizzando filmati di veicoli filoguidati (ROV) raccolti durante due campagne oceanografiche, sono stati esaminati vari aspetti degli habitat biogenici. Questi includono: la natura del substrato del fondale marino, la biodiversità complessiva associata alle biocostruzioni, la loro distribuzione batimetrica e la struttura di popolazione delle specie principali, tra cui *Madrepora oculata*, *Desmophyllum pertusum* e altre specie strutturalmente rilevanti. Questa tesi mira quindi a contribuire alla comprensione del ruolo ecologico degli habitat a coralli bianchi e della loro vulnerabilità alla luce delle crescenti pressioni antropiche, quali la pesca demersale e i rifiuti marini. I risultati presentati in questa tesi possono, da ultimo, fornire una solida base per sostenere futuri programmi di monitoraggio, aiutare a identificare aree prioritarie per la conservazione e contribuire allo sviluppo di strategie di gestione per la protezione della biodiversità degli ambienti profondi nell'ambito degli accordi internazionali e della pianificazione spaziale marina.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Aree di studio

Nell'estate e nell'autunno 2025 sono state effettuate due campagne di monitoraggio a bordo della R/V Astrea (ISPRA) nel Canyon di Bari e nel Canyon di Levante, rispettivamente (Figura 15).

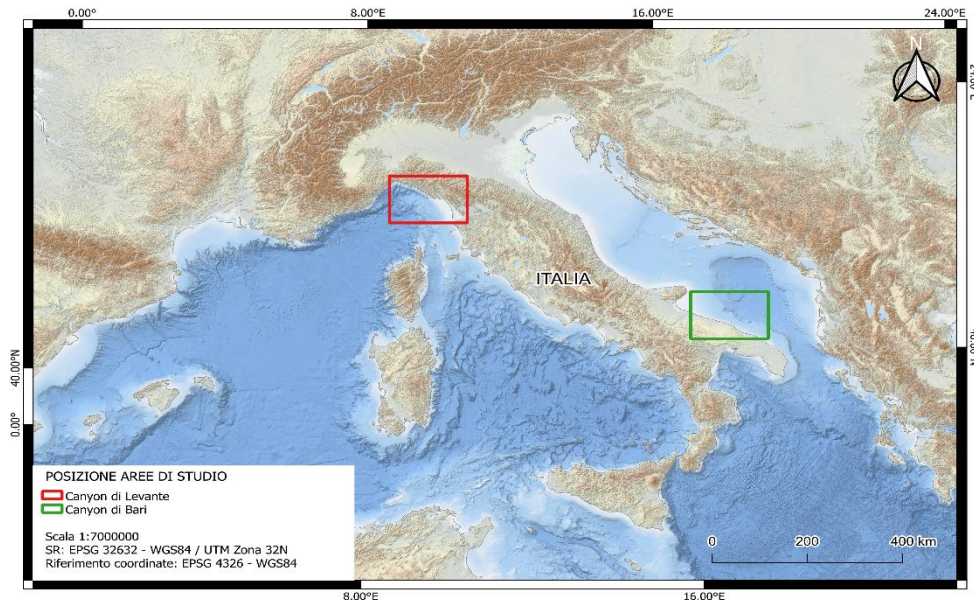


Fig. 15: Geolocalizzazione delle aree di studio: Canyon di Levante (riquadro rosso) e Canyon di Bari (riquadro verde).

Il **Canyon di Bari** è situato lungo il margine adriatico sud-occidentale, appena al largo delle acque territoriali italiane a circa 14 miglia nautiche dalla costa e a soli 40 km dalla città di Bari, in Puglia (Angeletti *et al.*, 2020) (Figura 16). Questa struttura si estende per un'area di circa 10 km di larghezza e 30 km di lunghezza e ha una profondità compresa tra 200 e 1700 metri. Dal punto di vista strutturale, il sistema si articola in due ramificazioni primarie orientate est-ovest, separate da un rilievo sottomarino caratterizzato da formazioni a tumulo, situato in una depressione lungo la scarpata, a una profondità compresa tra 500 e 700 m (D'Onghia *et al.*, 2015). Il ramo settentrionale manifesta una spiccata attività erosiva nella fascia batimetrica compresa tra 200 e 750 metri. Con l'aumentare della profondità, tra 750 e 1100 m, la morfologia cambia: il percorso si fa più sinuoso, strutturandosi in un canale ben delineato dove prevale l'accumulo di sedimenti fangosi. Oltre la soglia di 1100 m, tale canale viene gradualmente rivestito da uno strato uniforme di fango. Il ramo meridionale presenta dimensioni maggiori con una larghezza di circa 4 km. È definito da pareti estremamente scoscese, talvolta quasi verticali, mentre il suo asse principale è modellato da variazioni di inclinazione e da fenomeni di erosione profonda (Angeletti *et al.*, 2021). Il Canyon di Bari è un efficiente condotto che trasporta nutrienti e sedimenti dalla piattaforma continentale fino alle profondità. La corrente intermedia levantina (LIW) e le acque dense che si formano in piattaforma nel Nord Adriatico (NAddW) sono le due principali masse d'acqua che bagnano questo margine. L'acqua densa che

scende a cascata fornisce ossigeno e nutrienti che influenzano il biota bentonico delle acque profonde, come i coralli d'acqua fredda. Il Canyon di Bari ha un significativo valore conservazionistico poiché ospita diversi VME, tra cui l'habitat a *Cold-water Corals*, e costituisce anche un EFH e un SH (Angeletti *et al.*, 2020). Inoltre, nel 2021 è stata istituita una FRA (*Fisheries restricted Area*) al fine di contribuire alla protezione degli ecosistemi marini vulnerabili e *habitat* ittici essenziali (Figura 16). È stata una delle prime istituite nel Mediterraneo ed è composta da due zone: la zona A in cui è vietata qualsiasi tipologia di pesca, sia professionale che ricreativa e la zona B, di “cuscinetto”, in cui è vietata la pesca a strascico, le reti da posta da fondo e la pesca sportiva. Nel Canyon di Bari è collocata una delle province a coralli bianchi del Mediterraneo. In aree specifiche e favorevoli, il substrato roccioso del canyon ospita una ricca comunità di cnidari, spugne e serpulidi. Le colonie di *Madrepora oculata* si sviluppano a profondità comprese tra 280 e 600 m, con aggregazioni dense di *Desmophyllum dianthus* riportate tra 490 e 664 m di profondità (Freiwald *et al.*, 2009, 2011; D'Onghia *et al.*, 2015). Le colonie di *M. oculata* sono a forma di ventaglio, relativamente piccole e raramente superano i 20-30 cm di altezza (Angeletti *et al.*, 2014). Anche *Desmophyllum pertusum* e *Dendrophyllia cornigera* sono presenti, ma sono meno abbondanti (Freiwald *et al.*, 2009; Angeletti *et al.*, 2014). *M. oculata* è costantemente associata a spugne massive come *Pachastrella monilifera* e *Poecillastra compressa*, specie che dominano l'ambiente e formano *sponge grounds* nelle aree prive di coralli. Insieme a loro, diverse specie di serpulidi sono strettamente legate a *M. oculata* e contribuiscono con i loro tubi calcarei a consolidare e irrobustire l'intera biocostruzione. Tali associazioni tra coralli, spugne e serpulidi tendono a orientarsi in modo preferenziale lungo le pareti del canyon, probabilmente in risposta ai regimi di corrente predominanti, e contribuiscono alla creazione di habitat tridimensionali complessi, esposti a elevati tassi di sedimentazione e attraggono numerose specie di invertebrati vagili pesci (Angeletti *et al.*, 2014). La testata del canyon è stata ampiamente studiata da Angeletti *et al.* (2021); diversi siti, collocati sia sul versante settentrionale sia su quello meridionale della testata, sono stati poi rivisti nel 2022 nell'ambito del primo monitoraggio MS nell'area. Nel 2025 sono stati esplorati nuovamente alcuni siti nella zona meridionale unitamente a due siti collocati a sud, fuori dal canyon (Figura 16).

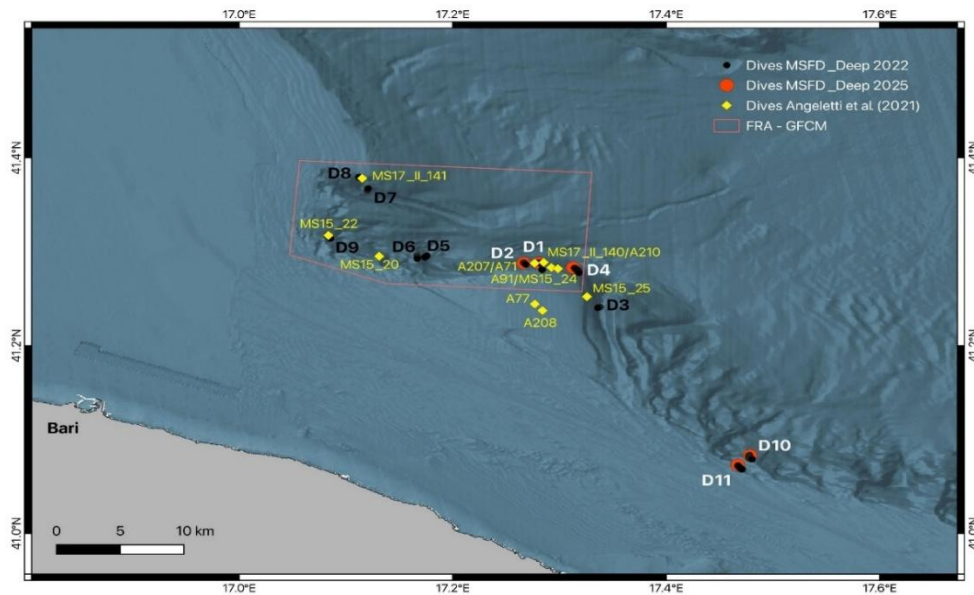


Fig. 16: Mappa morfologica del Canyon di Bari in cui sono evidenziate le immersioni condotte: da Angeletti *et al.* (2021) in giallo; nell’ambito del progetto *Marine Strategy deep 2022* in nero e nell’ambito del progetto *Marine Strategy deep 2025* in rosso. Il contorno in rosso delimita la FRA (*Fisheries Restricted Area*).

Il **Canyon di Levante** costituisce la principale incisione sottomarina del settore orientale del margine ligure (Mediterraneo nord-occidentale) (Figura 17). Dal punto di vista morfologico, il canyon rappresenta l’elemento più rilevante del margine appenninico ligure: si configura come una valle sottomarina con andamento sinuoso ed una direzione prevalente E-W, parallela alla costa. La testata del canyon incide la piattaforma esterna a circa 6 km dalla costa di Riomaggiore, nel tratto compreso tra Punta Mesco e La Spezia. Il suo asse si sviluppa quasi parallelamente al ciglio della piattaforma continentale, estendendosi verso occidente fino a confluire nel Canyon del Bisagno, a sud della città di Genova (Fanelli *et al.*, 2017). La struttura funge da efficiente canale di trasporto, convogliando i sedimenti dalla piattaforma verso le profondità batiali e trasportando con sé anche significative quantità di nutrienti di origine terrestre derivanti in parte dal fiume Magra, il più grande fiume ligure che scorre nel bacino a circa 10 km a est della città di La Spezia (Bassano *et al.*, 2000; Fanelli *et al.*, 2017). L’asse centrale del canyon segue un percorso tortuoso, mentre i suoi fianchi risultano molto scoscesi, con pendenze comprese tra i 1° e i 25° (Fanelli *et al.*, 2017). Il Canyon di Levante riceve l’apporto di tre canali tributari secondari che corrono perpendicolarmente alla costa: Entella, Deiva Marina e Punta Mesco. Questi canali non hanno una chiara connessione con alcun sistema fluviale continentale, una caratteristica diffusa tra i canyon liguri (Harris & Whiteway., 2011). La documentazione storica sulla presenza di coralli bianchi nel Mar Ligure orientale affonda le sue radici all’inizio del secolo scorso, con il primo avvistamento di *M. oculata* registrato nel 1920 al largo di Punta Mesco. Tuttavia, è solo con la spedizione della nave “*Calypso*” nel 1957 che viene redatto il

primo inventario scientifico dettagliato e in tale occasione, la ricercatrice Rossi (1958) descrisse una distribuzione di colonie viventi tra 200 e 500 m di profondità, disposte come una sorta di catena discontinua di aree isolate tra Punta Mesco e Sestri Levante. Oltre a *M. oculata*, le indagini dell'epoca rilevarono, a una profondità compresa tra 600 e 700 metri, la presenza di colonie morte di *D. pertusum*. Queste strutture scheletriche fungevano da substrato per una biodiversità molto elevata, ospitando diverse specie di antozoi e organismi rari. L'importanza di queste formazioni coralline era nota anche ai pescatori professionisti: nella "Carta della Pesca" del Tenente Fusco del 1967, venivano mappate ben cinque zone "madreporiche", estese per circa 900 ettari. In queste aree, la presenza dei coralli era confermata dai frequenti ritrovamenti di rami vivi impigliati nelle reti a strascico che operavano sui fondali del settore ligure orientale. Nel 2014, sulla base dei record storici, sono state effettuate indagini ROV nel Canyon di Levante per confermare la presenza dei coralli bianchi in queste aree e aggiornarne la distribuzione ed il loro stato ecologico. Per quanto concerne il Canyon di Levante, sono state rilevate colonie vive di *M. oculata* tra 540 e 545 m e numerosi altri CWC sul fianco meridionale della porzione centrale del Canyon (Fanelli *et al.*, 2017), inclusa una grande varietà di sclerattinie, antipatari, pennatulacei e alcionacei che prosperano al di sotto dei 200 metri di profondità e contribuiscono alla formazione di un ecosistema molto complesso. Successivamente, sono state rilevate altre due biocostruzioni (lunghe 300 m e 500 m) tra i 502 e i 577 m. Una si trova sulla parete meridionale del canyon, a circa 1 km a est di quella nota, e l'altra si trova sulla parete settentrionale del canyon, di fronte a quella nota (Figure 17). Queste biocostruzioni, alte fino a 1 metro, erano ricoperte da colonie viventi di *M. oculata* (Bo *et al.*, 2023). Nel medesimo lavoro è stata effettuata una caratterizzazione dettagliata di tali biocenosi. Oltre alle colonie vive di *M. oculata* sopra citate, sono state rinvenute altre specie strutturanti che contribuiscono alla tridimensionalità dell'habitat, tra cui: *Acanella sp.*, *Acanthogorgia armata*, *Desmophyllum dianthus*, *Desmophyllum pertusum*, *Muriceides lepida*, *Parantipathes sp.*, *Placogorgia coronata*, *Pachastrella monilifera*. In aggiunta alle specie strutturanti, diversi esemplari di crostacei e pesci di interesse commerciale vengono riportati nel lavoro sopracitato, ad esempio: *Aristeus antennatus*, *Helicolenus dactylopterus*, *Lepidopus caudatus*, *Merluccius merluccius* e *Phycis blennoides*. Rispetto ai 4 siti precedentemente investigati (Fanelli *et al.*, 2017; Bo *et al.*, 2023), ne è stato aggiunto uno nel 2022 nell'ambito del primo monitoraggio MS e poi ulteriori 5 nel 2025 (Figure 17).

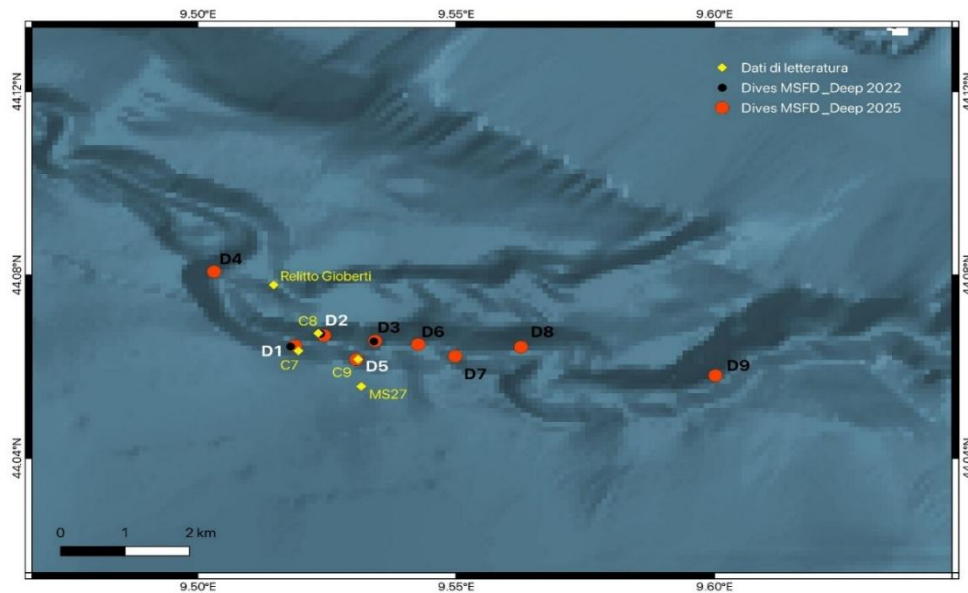


Fig. 17: Mappa morfologica del Canyon di Levante in cui sono evidenziate le immersioni condotte: quelle in giallo rappresentano i siti studiati precedentemente da Fanelli *et al.* (2017) e Bo *et al.* (2023); quelle in nero i siti monitorati nell'ambito del progetto *Marine Strategy deep 2022* e quelle in rosso i siti monitorati nell'ambito del progetto *Marine Strategy deep 2025*.

3.2 Indagini ROV

Per la caratterizzazione visiva degli habitat bentonici e della megafauna associata nelle province a coralli bianchi nel Canyon di Bari e nel Canyon di Levante sono state effettuate indagini mediante Remotely Operated Vehicle (ROV). Le riprese video sono state acquisite utilizzando l'AGEOTEC ROV Perseo Plus fornito dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), un mezzo in grado di operare fino a 1000 m di profondità. Il veicolo pesa circa 120 kg e misura 980 mm x 170mm x 510 mm. Il sistema di movimento del veicolo sfrutta sei motori con due propulsori dedicati agli spostamenti verticali e quattro direzionali disposti per massimizzare la spinta orizzontale e laterale. Per quanto riguarda la navigazione e il controllo, il mezzo è dotato di un'unità di misura inerziale che assicura un'elevata precisione nel mantenimento della direzione, mentre un sensore digitale monitora costantemente la profondità con estrema precisione. Il sistema include funzionalità automatiche di serie per la gestione della rotta e della quota, oltre a sensori interni per il rilevamento dell'umidità, il controllo della temperatura e l'isolamento elettrico. Il ROV ha una capacità di carico utile di 14 kg, potenziata mediante l'integrazione di moduli di galleggiabilità supplementari. Questo, nell'ambito delle campagne scientifiche, consente l'equipaggiamento di strumentazioni specializzate quali bracci manipolatori, sonar (multibeam o meccanici) e sistemi laser per riferimenti metrici precisi (L3Harris Technologies, 2022).

Tra il 18 e il 21 giugno 2025 sono state effettuate 5 immersioni ROV all'interno della provincia a coralli bianchi del Canyon di Bari, mentre tra il 16 e il 19 ottobre 2025 sono state effettuate 9 immersioni ROV nella provincia a coralli bianchi del Canyon di Levante (tabelle 2 e 3). Queste esplorazioni rientrano nell'ambito di un programma di monitoraggio, guidato da ISPRA, avviato nel 2020 in diverse località italiane con habitat a coralli bianchi. I siti investigati erano già stati oggetto di studio nel 2022, e alcuni siti aggiuntivi sono stati selezionati utilizzando modelli geomorfologici costruiti tramite sistemi di mappatura acustica dei fondali (*multibeam* e *side-scan sonar*) per ottenere una caratterizzazione complessiva delle aree.

3.3 ROV *imaging* e parametri considerati

Durante le campagne scientifiche, i video sono stati osservati in tempo reale e, a bordo, è stata compilata una prima matrice di annotazione con le principali osservazioni. In seguito, per la caratterizzazione di dettaglio, i video sono stati analizzati (rimuovendo la discesa e la risalita del ROV) e, contestualmente, è stato compilato un file Excel, per un totale di 17 ore e 25 minuti di video analizzati (8 ore e 29 minuti per il Canyon di Levante e 8 ore e 56 minuti per il Canyon di Bari).

La durata del video è stata suddivisa in intervalli temporali regolari di 10 secondi; per ogni intervallo sono stati registrati la data, le coordinate geografiche, la profondità e la natura del substrato (tipologia e inclinazione), secondo le categorie riportate nelle tabelle 2 e 3. Le 5 immersioni effettuate nel Canyon di Bari sono considerate tutte di monitoraggio in quanto, sugli stessi siti, erano state condotte precedentemente delle immersioni nel 2022. In particolare, la D1_2022 è stata oggetto di diversi studi (Freiwald *et al.*, 2011; Angeletti *et al.*, 2014, 2021); questa, insieme alla D2_2022 e D4_2022 rientrano nell'area coperta dalla zona B della FRA, situata all'interno del canyon. Delle 9 immersioni condotte nel Canyon di Levante, la D1_2022, D2_2022, D3_2022 e la D5** si trovano nella porzione centrale del canyon e sono considerate di monitoraggio (le prime tre precedentemente esplorate nel 2022, l'ultima nel 2021), mentre tutte le altre sono esplorative e sono localizzate a ponente e levante.

Sito	Latitudine	Longitudine	Range batimetrico	Lunghezza (m)	Durata (min)
D1_2022*	41°17'16.8"	17°16'50.3"	419-477	622,12	01:35:20
D2_2022	41°17'16.9"	17°15'59.2"	361-458	549,45	01:43:00
D4_2022	41°16'59.0"	17°18'46.3"	409-489	1012,56	01:56:40
D10_2022	41°04'59.3"	17°28'42.7"	204-290	958,45	02:03:30
D11_2022	41°04'22.9"	17°28'1.4"	173-192	864,65	01:38:10

Tab. 2: Immersioni effettuate nel Canyon di Bari con coordinate di inizio, intervallo batimetrico, lunghezza totale e durata. * Dive originale A207, A71, MS17_II_140, A210 (Freiwald *et al.*, 2011; Angeletti *et al.*, 2014, 2021).

Sito	Latitudine	Longitudine	Range batimetrico	Lunghezza (m)	Durata (min)
D1_2022*	44°03'52.4"	9°31'7.8"	547-557	212,23	00:23:00
D2_2022**	44°04'0.5"	9°31'28.0"	497-572	534,93	00:59:00
D3_2022	44°03'56.2"	9°32'3.5"	480-558	556,91	01:05:00
D4°	44°04'50.7"	9°30'11.3"	524-611	682,94	01:03:40
D5**	44°03'41.6"	9°31'50.5"	534-551	305,61	00:41:50
D6°	44°03'53.5"	9°32'33.6"	461-561	586,87	01:09:10
D7°	44°03'44.2"	9°32'59.4"	483-565	681,38	01:05:40
D8°	44°03'51.4"	9°33'45.2"	406-521	683,32	01:00:40
D9°	44°03'29.0"	9°36'0.7"	320-430	529,78	01:00:40

Tab. 3: Immersioni effettuate nel Canyon di Levante con coordinate di inizio, intervallo batimetrico, lunghezza totale e durata. Dive originale *(Fanelli *et al.*, 2017; Bo *et al.*, 2023), ** (Bo *et al.*, 2023), ° siti esplorati per la prima volta in questo studio.

La tipologia di substrato e l'inclinazione sono state annotate utilizzando le categorie esposte nella tabella 4.

Categoria substrato	
M	Fango e sabbia fine
D	Detrito
MR	Mäerl e rodoliti
CCA	Alghe incrostanti corallinacee
R	Roccia esposta
RS	Roccia sedimentata
P	Ciottoli
CRR	Biocostruzioni e detrito corallino
OT	Altro (antropogenico)

Categoria inclinazione		
<20°	H	Sub-Orizzontale
20-70°	S	Inclinato
70-90°	V	Sub-Verticale

ROV	Sequenza ROV
S	Campionamento

Tab. 4: Categorie di substrato e inclinazione.

Per quanto riguarda la componente biotica, tutte le specie osservate sono state identificate al livello tassonomico più omico possibile. Le specie incrostanti non sono state considerate. Insieme alle specie, sono stati registrati i rifiuti seguendo lo stesso approccio; tuttavia, questi sono stati conteggiati singolarmente, riportando il loro numero assoluto e l'intervallo di profondità in cui sono stati osservati. Inoltre, ogni rifiuto è stato classificato in base al materiale e gli è stato assegnato un codice univoco corrispondente alla tipologia di rifiuto, come mostrato nella tabella 5. È stato inoltre annotato se il rifiuto impattasse le specie strutturanti, elencate nella tabella 6.

CODICE UNIVOCO	TIPOLOGIA DI RIFIUTO
T370	Sacchetto spazzatura
J13	Bottiglia o contenitore
J18	Cassetta o cesta
J54*	Rete/pezzo rete > 50 cm
J234*	Cime, corde o reti aggrovigliate
J59*	Lenza nylon
J62*	Galleggiante per rete pesca
J80	Pezzo plastica > 50 cm
G67	Imballaggio/telo industriale
J61*	Oggetto da pesca non in lista
J229	Piatto/vassoio plastica
J241	Oggetto plastica rigida
J251	Pneumatici
J126	Palle/palloni gomma
J137	Vestiti
J138	Scarpe/sandali
J162	Cassetta per frutta
J175	Lattina
J182*	Piombi/pesi/ami pesca

J184	Nasse in metallo
J198	Altro oggetto di metallo < 50 cm
J199	altro oggetto di metallo > 50 cm
J200	Bottiglia vetro/ceramica
J210	Altro oggetto vetro
J208	Pezzo vetro/ceramica non identificato
J219	Oggetto in ceramica non identificato
J204	Tegola/mattone/piastrella

Tab. 5: Elenco dei rifiuti marini.

	SPECIE STRUTTURANTI
CP	<i>Characella pachastrelloides</i>
FB	<i>Farrea bowerbanki</i>
LE	<i>Leiodermatium</i> spp.
PC	<i>Poecillastra compressa</i>
PH	<i>Phakellia</i> spp.
PM	<i>Pachastrella monilifera</i>
SP	<i>Stylocordyla pellita</i>
AA	<i>Acanthogorgia armata</i>
AD	<i>Antipathes dichotoma</i>
AH	<i>Acanthogorgia hirsuta</i>
AS	<i>Antipathella subpinnata</i>
BM	<i>Bebryce mollis</i>
CA	<i>Chelidonisis aurantiaca</i>
CV	<i>Callogorgia verticillata</i>
DB	<i>Dendrobrachia bonsai</i>
DC	<i>Dendrophyllia cornigera</i>
DD	<i>Desmophyllum dianthus</i>
IS	Keratoisididae
AC	<i>Acanella</i> cf. <i>arbuscula</i>
JC	<i>Javania cailleti</i>
LG	<i>Leiopathes glaberrima</i>
DP	<i>Desmophyllum pertusum</i>
ML	<i>Muriceides lepida</i>
MO	<i>Madrepora oculata</i>

PA	<i>Placogorgia coronata</i>
PS	<i>Placogorgia massiliensis</i>
PL	<i>Parantipathes larix</i>
PT	<i>Parantipathes sp.</i>
SD	<i>Swiftia dubia</i>
VB	<i>Villogorgia bebrycoides</i>
VF	<i>Viminella flagellum</i>
FQ	<i>Funiculina quadrangularis</i>
AE	<i>Acesta excavata</i>
NZ	<i>Neopycnodonte zibrowii</i>
MT	<i>Megabalanus tulipiformis</i>
PG	<i>Pachylasma giganteum</i>
GV	<i>Gryphus vitreus</i>
ME	<i>Megerlia truncata</i>

Tab. 6: Elenco delle specie strutturanti considerate in questo studio.

Successivamente, sono stati analizzati nel dettaglio i coralli bianchi *Madrepora oculata* e *Desmophyllum pertusum*, e le altre specie strutturanti individuate analizzando i video, annotando per ciascuna il numero di colonie/individui presenti, la loro altezza, il range batimetrico e se fossero impattate da uno specifico rifiuto marino.

4. RISULTATI

A. Canyon di Bari

4.1 Distribuzione ed estensione dell'area a coralli bianchi

Per le indagini sulla struttura e sullo stato di conservazione dei coralli bianchi e delle altre specie strutturanti, l'analisi è iniziata con la caratterizzazione dell'ambiente, con particolare attenzione alla tipologia di substrato. Nella figura 18 sono riportate le diverse tipologie di substrato presenti in ciascuna immersione del sito in esame. Le dive sono riportate in senso NS: la D2_2022, D1_2022 e D4_2022 si trovano all'interno del Canyon di Bari, mentre le D11_2022 e D10_2022 sono spostate più a sud, fuori dal canyon. Come mostrato dal grafico, la roccia infangata è la tipologia di substrato più frequente (30-65%), seguita da biocostruzione e *rubble* (30-50%), detrito e fango.

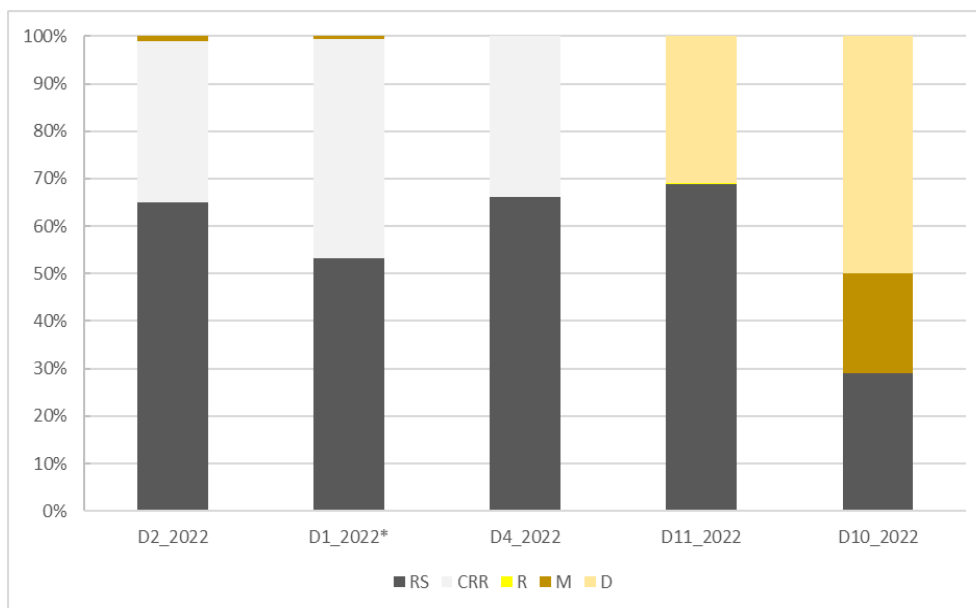


Fig. 18: Tipologia di substrato nelle cinque dive nel Canyon di Bari.

La maggior parte delle colonie (54%) si trova tra 390 e 480 m, in particolare nella D2_2022, D1_2022 e D4_2022, coincidenti con il ramo meridionale del Canyon di Bari. Un picco secondario (3%) è riscontrato tra 230 e 250 m, il range nel quale rientrano le colonie della D10_2022, immersione situata al di fuori del canyon (Figura 19).

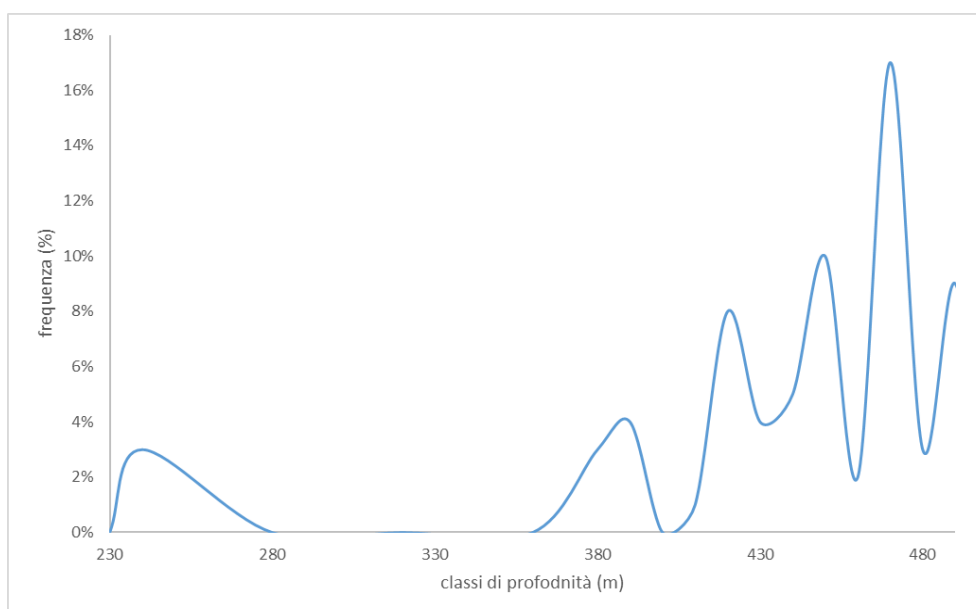


Fig. 19: Distribuzione profondità-frequenza delle colonie di *M. oculata* nel Canyon di Bari.

4.2 Biodiversità

Nel corso delle 5 immersioni condotte nel Canyon di Bari, sono stati registrati 86 taxa megabentonici e demersali (Tabella 7). Nel complesso, i pesci (21 taxa), i poriferi (15 taxa), gli cnidari (12 taxa) e i

crostacei (10 taxa) rappresentano i gruppi con il maggior numero di taxa, rappresentando più della metà della ricchezza totale di specie (Figura 20).

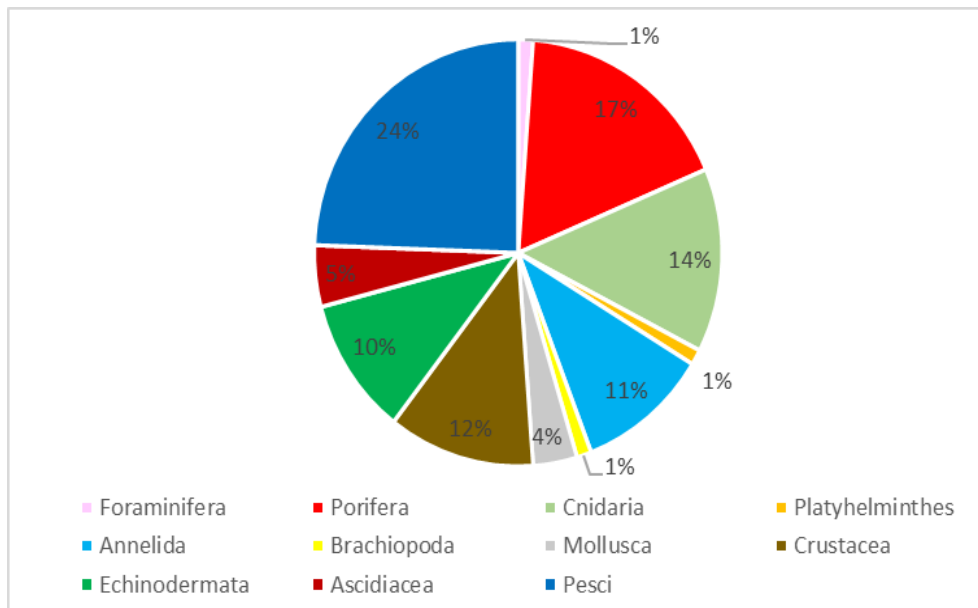


Fig. 20: Contributo percentuale alla ricchezza specifica dei gruppi principali nel Canyon di Bari.

Tab. 7: Specie megabentoniche e demersali registrate, con conteggi e intervalli batimetrici, in ogni immersione nel Canyon di Bari.

Specie	D2_2022	D1_2022*	D4_2022	D11_2022	D10_2022
	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico
Foraminifera					
<i>Notodendrodes</i> sp.	1 (410)			1 (177)	63 (203-289)
Porifera					
<i>Haliclona (Gellius) bioxeata</i> (Boury-Esnault et al., 1994)	37 (368-458)	28 (432-476)	21 (409-488)	2 (180-181)	
<i>Pachastrella monilifera</i> Schindt, 1868	94 (361-458)	89 (418-477)	44 (409-488)	116 (173-189)	33 (203-240)
<i>Phakellia</i> sp.	18 (372-458)	12 (420-477)	1 (409)		
<i>Hexadella dedritifera</i> Topsent, 1913	23 (375-458)	30 (422-477)	56 (420-489)	4 (174-181)	1 (211)
<i>Poecillastra compressa</i> (Bowerbank, 1866)	26 (372-458)	37 (422-477)	9 (463-484)	1 (180)	
<i>Rhizaxinella</i> spp.	5 (398-442)	2 (440-476)	1 (457)		
Porifera sp. 7	43 (361-458)	14 (433-470)	62 (415-489)	2 (178-179)	
Porifera sp. 11	6 (400-455)	7 (432-474)	11 (420-483)		
Porifera sp. 12	9 (370-435)	5 (451-476)	1 (482)	9 (173-178)	
Porifera sp. 17				2 (175-180)	
Porifera sp. 22			1 (482)		
Porifera sp. 23	11 (368-458)	6 (454-466)	5 (411-485)	25 (176-192)	
Porifera sp. 24		1 (451)	2 (432-486)	2 (175-180)	

Porifera sp. 25				97 (173-191)	10 (205-241)
Porifera sp.29				5 (177-186)	1 (203)
Cnidaria					
<i>Hydrozoa</i> sp. 1				53 (173-181)	5 (205-241)
<i>Pelagia noctiluca</i> (Forsskål, 1775)				1 (181)	13 (205-241)
<i>Cerianthus lloydi</i> Goesse, 1859	1 (393)	2 (428-463)	1 (489)	22 (174-190)	9 (223-281)
<i>Cerianthus</i> sp.	12 (376-441)	9 (435-473)	2 (432-441)	1 (184)	9 (206-276)
<i>Cerianthus</i> sp. 1				2 (186-192)	2 (239)
<i>Alcyonium palmatum</i> Pallas, 1766					1 (208)
<i>Dendrophyllia cornigera</i> (Lamarck, 1816)	4 (386-428)	4 (422-476)	2 (463-472)		
<i>Desmophyllum pertusum</i> (Linnaeus, 1758)	2 (382-385)	3 (450-472)	1 (468)		
<i>Lytocarpia myriophyllum</i> (Linnaeus, 1758)				1 (176)	
<i>Madrepora oculata</i> Linnaeus, 1758	99 (361-458)	80 (418-477)	67 (409-489)		4 (208-240)
Scleractinia sp. 1	26 (365-458)	15 (435-473)	3 (413-488)	18 (174-189)	
<i>Chironophthya mediterranea</i> López-González, Grinyó & Gill, 2014	1 (418)	1 (453)			
Platyhelminthes					
<i>Prostheceraeus roseus</i> Lang, 1884				1 (180)	
Annelida					
<i>Apomatus/Protula</i> complex	9 (423-458)		3 (483-487)	77 (173-192)	14 (206-267)
<i>Bonellia viridis</i> Rolando, 1822	5 (377-444)	3 (425-430)	1 (454)	18 (176-189)	
<i>Bispira mariae</i> Lo Bianco, 1893				2 (181-182)	
<i>Bispira</i> sp.		1 (450)	4 (409-481)	9 (176-189)	2 (202-203)
<i>Filograna/Salmacina</i> complex		1 (440)			1 (205)
<i>Sabella</i> sp.	25 (365-459)	22 (430-477)	6 (417-488)	19 (174-181)	16 (203-276)
<i>Sabella spallanzanii</i> (Gmelin, 1791)		1 (471)	2 (482)	2 (176)	
<i>Serpula vermicularis</i> Linnaeus, 1767				1 (179)	
Serpulidae	40 (365-459)	34 (430-477)	89 (417-488)	7 (176-186)	8 (203-276)
Mollusca					
<i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poli, 1795)				7 (180-181)	
<i>Atrina fragilis</i> (Pennant, 1777)					1 (274)
<i>Octopus salutii</i> Vérany, 1839			1 (484)		
Brachiopoda					
<i>Mergelia truncata</i> (Linnaeus, 1767)				2 (181-189)	1 (241)
Crustacea					
<i>Anamathia rissoana</i> (Roux, 1828)	3 (410-427)		1 (468)		

<i>Bathynectes maravigna</i> (Prestandrea, 1839)	1 (443)	2 (442-465)	3 (469-482)		
<i>Ligur ensiferus</i> (Risso, 1816)	1 (435)	2 (465-476)	2 (468-482)		
<i>Munida tenuimana</i> G.O. Sars, 1872	1 (431)	5 (433-488)	6 (417-488)	1 (181)	3 (274-285)
<i>Munida intermedia</i> A. Milne-Edwards & Bouvier, 1899	2 (428-445)		3 (409-484)		1 (288)
<i>Plesionika giglioli</i> (Senna, 1902)	1 (402)				3 (280-289)
<i>Plesionika narval</i> (Fabricius, 1787)	1 (430)	5 (422-440)		1 (179)	
Paguroidea nd	2 (372-379)				
<i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787)				2 (174-180)	
<i>Spinolambrus macrochelos</i> (Herbst, 1790)	1 (417)	2 (449-469)			
Echinodermata					
<i>Coronaster briareus</i> (Verrill, 1882)		1 (445)			
<i>Ophiothrix</i> spp.				25 (173-192)	47 (203-277)
<i>Echinus melo</i> Lamarck, 1816			2 (470-483)		6 (204-287)
<i>Peltaster placenta</i> (Müller & Troschel, 1842)	22 (368-458)	20 (422-477)	21 (450-489)	1 (181)	5 (208-242)
<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)	1 (423)			2 (176-180)	13 (206-290)
<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	29 (369-455)	14 (427-471)	30 (429-488)	150 (172-192)	66 (203-290)
<i>Gracilechinus</i> sp.	1 (367)	1 (466)	5 (458-486)		
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)		1 (454)	8 (438-488)		12 (234-289)
<i>Spatangus purpureus</i> (O.F. Muller, 1776)		1 (261)			3 (274-280)
Ascidacea					
Ascidacea sp. 1	4 (365-455)	11 (418-472)	24 (415-483)		
Ascidacea sp. 2				54 (174-192)	47 (203-288)
<i>Clavelina dellavallei</i> (Zirpolo, 1925)	2 (421-441)	7 (440-470)		1 (180)	3 (205-241)
<i>Halocynthia papillosa</i> (Linnaeus, 1767)				2 (189)	
Chordata					
<i>Capros aper</i> (Linnaeus, 1758)				2 (179)	
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> Bonaparte, 1840				2 (174-180)	5 (204-206)
<i>Coelorinchus caelorhincus</i> (Risso, 1810)	1 (452)	2 (454-457)	2 (463-473)		2 (242-288)
<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	1 (400)	1 (464)			
<i>Gadella maraldi</i> (Risso, 1810)	3 (416-427)		1 (482)		1 (290)
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	9 (365-455)	2 (443-447)	7 (435-488)	20 (173-191)	25 (203-280)
<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829			6 (464-486)		
<i>Lappanella fasciata</i> (Cocco, 1833)				2 (180)	
<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	3 (435-452)	4 (453-466)	5 (467-479)		3 (277-288)
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i> (Walbaum, 1792)				1 (181)	10 (203-248)
<i>Lophius</i> sp.			1 (477)		

<i>Macroramphosus scolapax</i> (Linnaeus, 1758)				2 (176-179)	2 (205-226)
<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)					2 (203-265)
<i>Nezumia</i> sp.		1 (450)			
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)			4 (420-480)		3 (204-226)
<i>Pagellus</i> spp.	24 (361-430)	26 (421-476)	42 (409-488)		1 (203)
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)		1 (451)			
<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	1 (408)				
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758				6 (174-181)	1 (203)
<i>Stomias boa</i> (Risso, 1810)		1 (466)	1 (467)		
<i>Trachurus</i> sp.				1 (181)	

Di seguito, una serie di foto delle specie più rappresentative delle immersioni nel canyon di Bari (Figura 21).

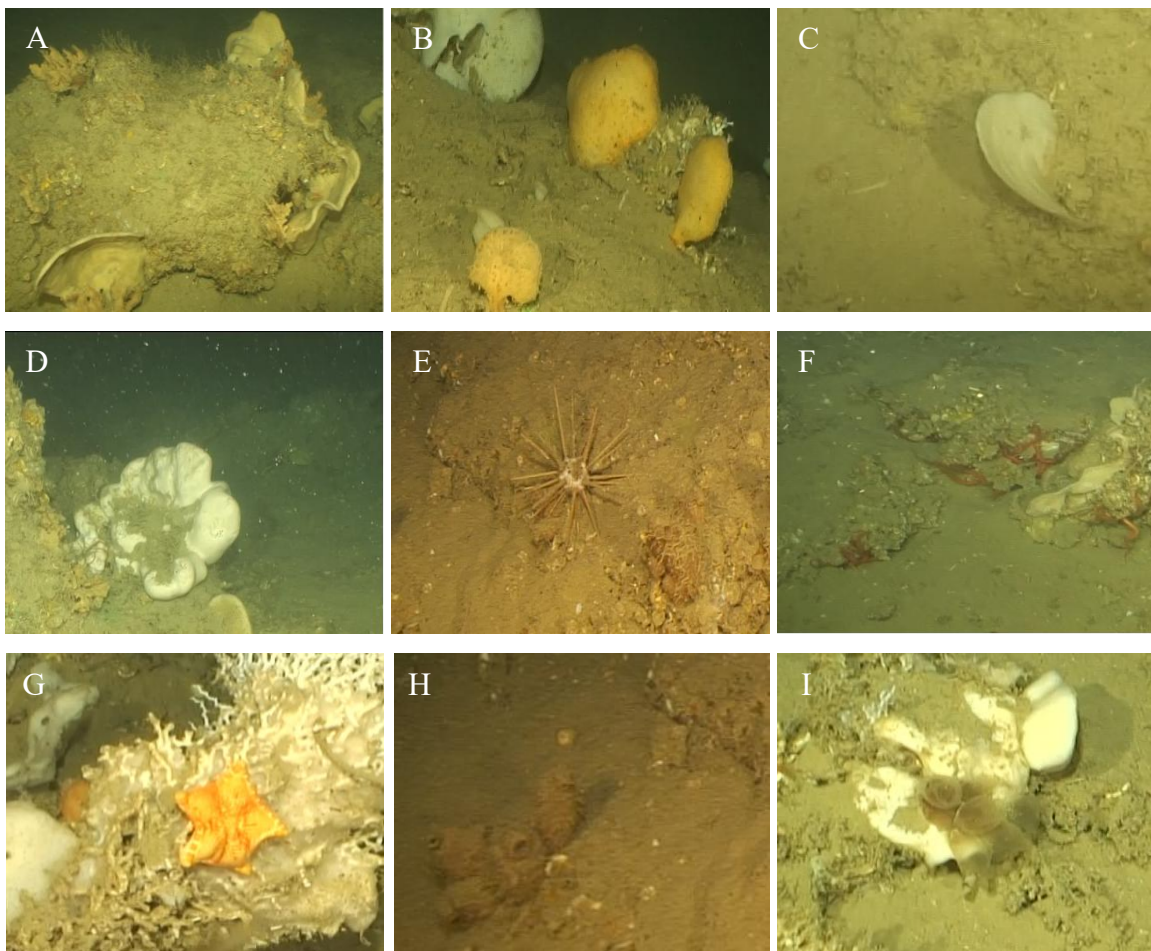




Fig. 21: Specie più rappresentative nel Canyon di Bari: (A) *Pachastrella monilifera*; (B) *Poecillastra compressa*; (C) *Phakellia* sp.; (D) Porifera sp. 23; (E) *Cidaris cidaris*; (F) *Ophiothrix* spp.; (G) *Peltaster placenta*; (H) Ascidiacea sp. 2; (I) Ascidiacea sp. 1; (J) *Dendrophyllia cornigera*; (K) *Pagellus bogaraveo*; (L) *Helicolenus dactylopterus*.

Analizzando più nel dettaglio la ricchezza specifica, si nota come tra le 5 immersioni la biodiversità, intesa come il numero di specie trovate per 100 m lineari, sia maggiore nelle immersioni condotte all'interno del canyon (D2_2022 e D1_2022*), seguita dal resto delle immersioni (Figura 22).

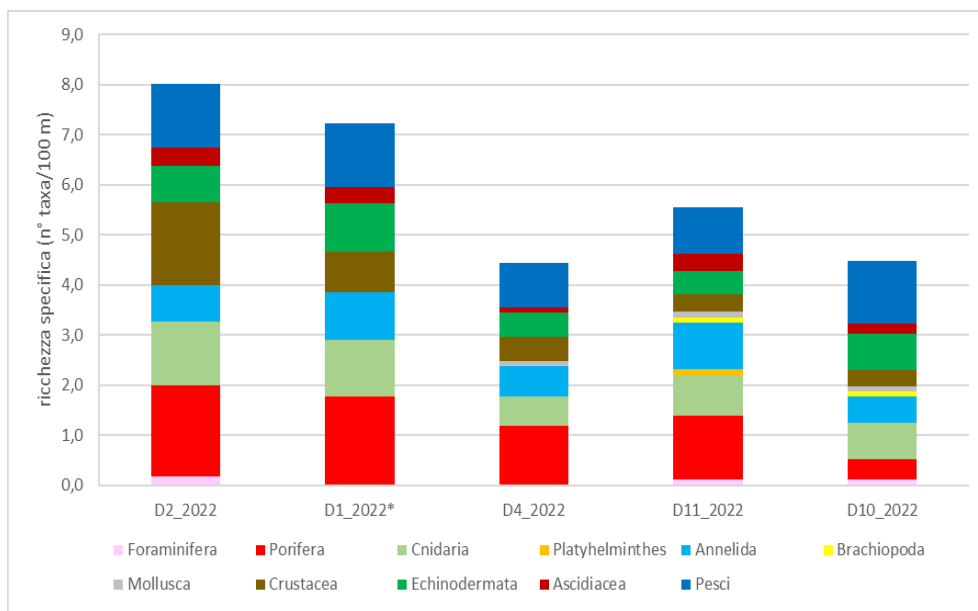


Fig. 22: Ricchezza specifica per 100 m lineari osservata in ogni immersione nel Canyon di Bari.

4.3 Struttura di popolazione dei coralli bianchi

In totale, sono state osservate 1691 colonie di *Madrepora oculata* e 12 colonie di *Desmophyllum pertusum* (Figure 23).

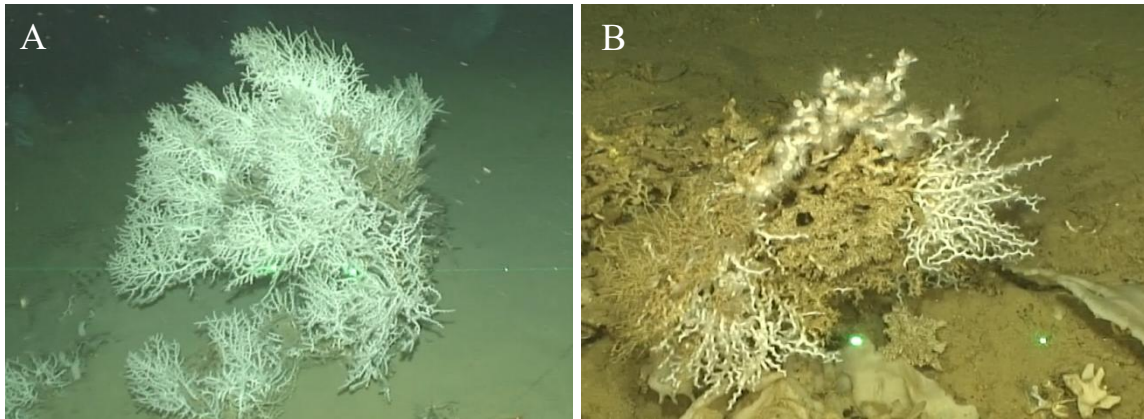


Fig. 23: (A) Colonie di *Madrepora oculata*; (B) Colonie di *Desmophyllum pertusum* (in alto) e *Madrepora oculata*.

La densità di *M. oculata*, calcolata sull'intero transetto al netto delle aree fangose, varia da 0,01 col. m⁻² a 0,58 col. m⁻² (Figura 24), mentre *D. pertusum* ha una densità compresa tra 0,001 col. m⁻² e 0,005 col. m⁻². Il valore più basso per la densità di *M. oculata* è stato riscontrato nella D10_2022, situata fuori dal Canyon di Bari mentre quello più alto nelle D1_2022* e D2_2022, situate nel ramo meridionale.

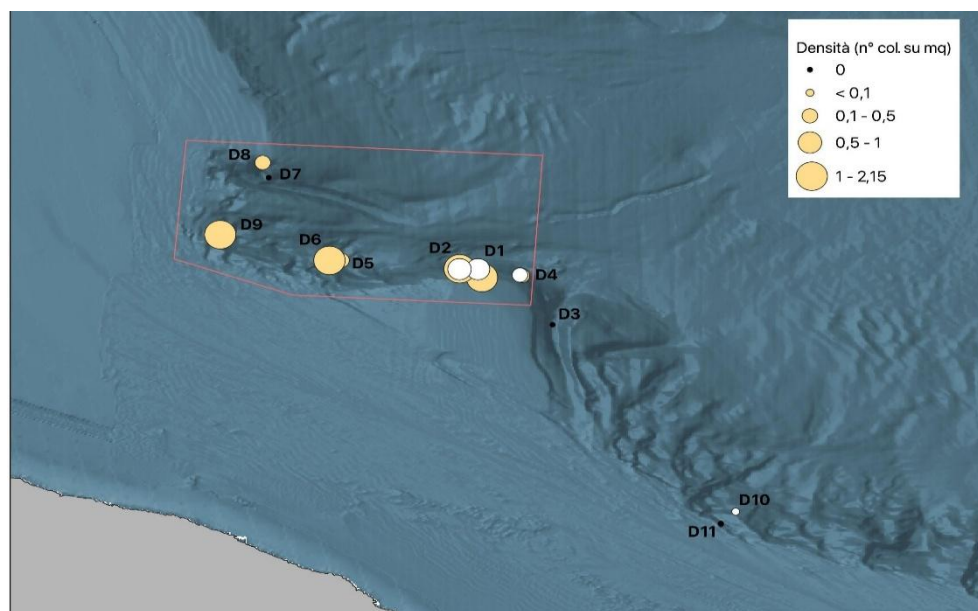


Fig. 24: Valori di densità per *M. oculata*. I riquadri gialli si riferiscono ai dati della *Marine Strategy deep* del 2022, quelli bianchi ai dati della *Marine Strategy deep* del 2025.

Sulla base dei valori di densità precedentemente esposti, è stata stimata un'area totale di copertura dei coralli bianchi pari a 24,41 km² (Figura 25).

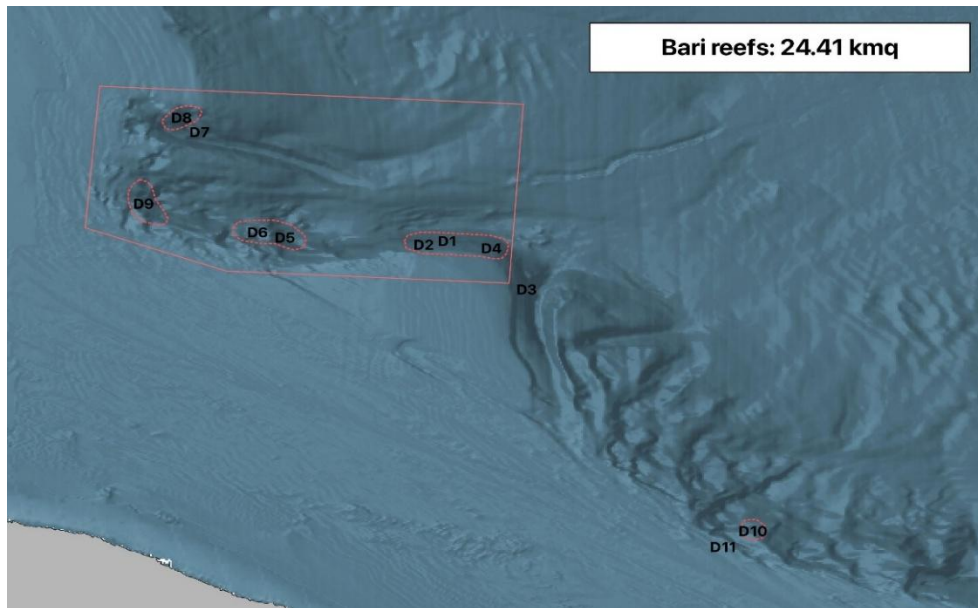


Fig. 25: Mappa dell'estensione stimata dei coralli bianchi nel Canyon di Bari.

Oltre a presentare una maggior densità, *M. oculata* mostra un'altezza media delle colonie leggermente maggiore rispetto alle colonie di *D. pertusum*; da un totale di 69 colonie di *M. oculata* e 2 colonie di *D. pertusum* misurate, è stata calcolata la dimensione media di $18,6 \pm 1,1$ cm (SE) per *M. oculata* (Figura 26) e di $13,7 \pm 2,3$ cm (SE) per *D. pertusum*. La distribuzione delle altezze per *D. pertusum* non è rappresentata nel boxplot dato lo scarso numero di misure.

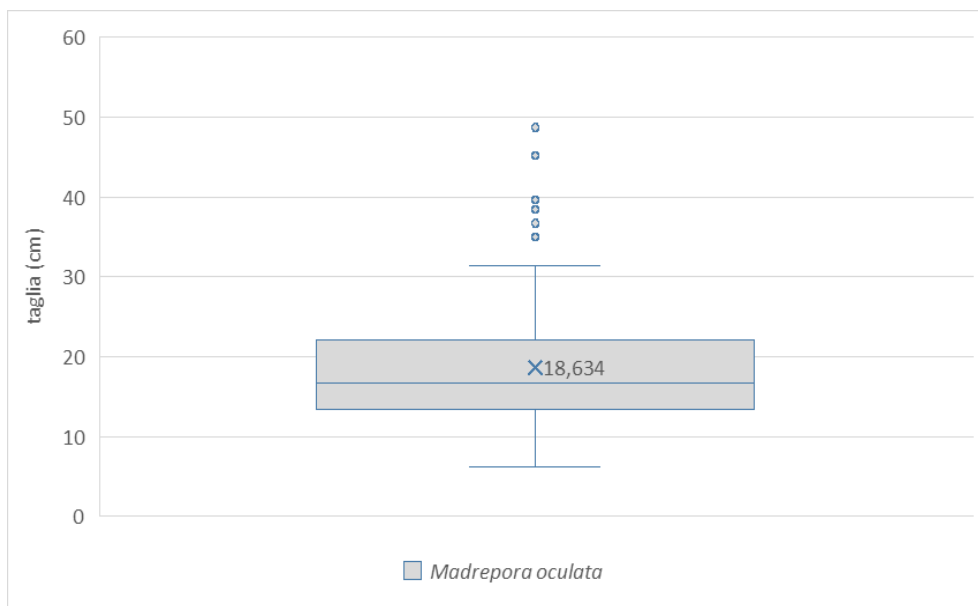


Fig. 26: Boxplot che mostra la distribuzione dell'altezza delle 69 colonie di *M. oculata* nel Canyon di Bari. Il box indica gli intervalli interquartili, la linea orizzontale rappresenta la mediana, la croce equivale alla media, i baffi segnalano i valori di minimo e massimo, nei punti si riscontrano valori anomali.

La figura 27 mostra l'altezza media delle colonie di *M. oculata* in ciascuna dive; le colonie situate sul versante meridionale del canyon (D2_2022, D1_2022* e D4_2022) mostrano altezze medie intorno ai 19 cm, con deviazioni standard molto simili, mentre le colonie situate al di fuori del canyon (D10_2022) presentano un'altezza media intorno ai 22 cm e una variabilità interna più elevata. Nel complesso vi è una relativa omogeneità tra i siti.

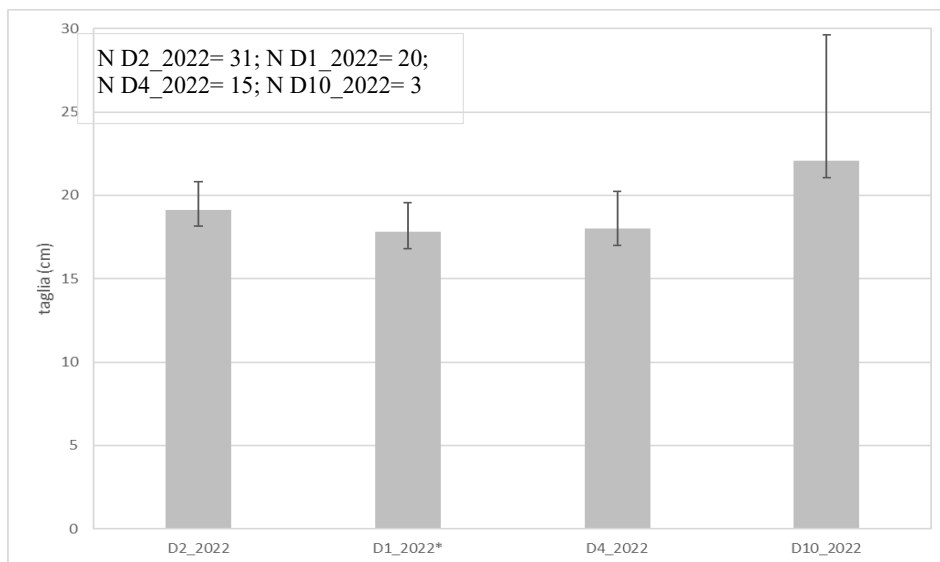


Fig. 27: Altezza media di *M. oculata* nelle immersioni condotte nel Canyon di Bari. Le barre corrispondono all'errore standard.

Successivamente, per caratterizzare la struttura di popolazione di *M. oculata* nell'area di studio, è stato ricostruito un grafico taglia-frequenza delle colonie (Figura 28); si osserva un picco attorno ai 20 cm (22%), con una coda compresa tra 30 e 55 cm, con un massimo rilevato di 48,7 cm.

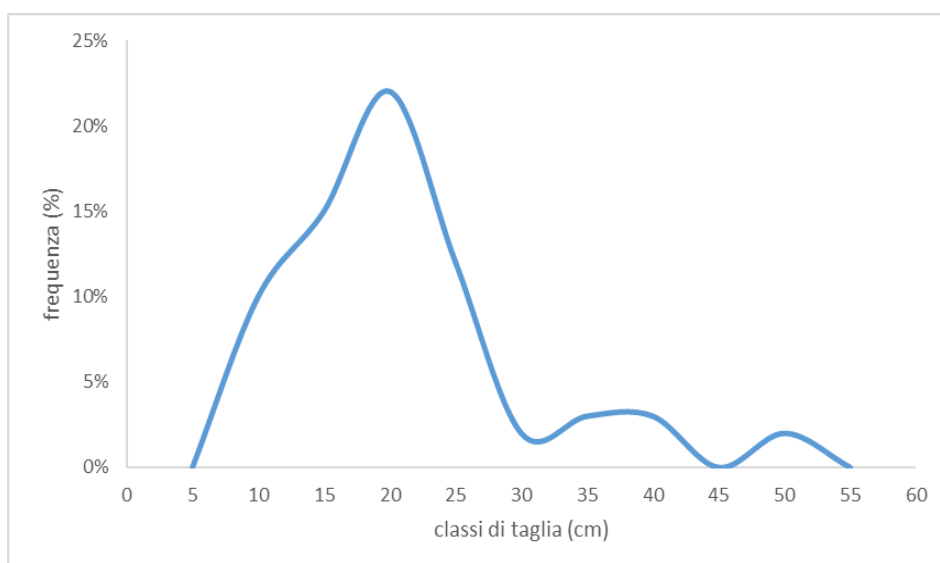


Fig. 28: Distribuzione taglia-frequenza delle colonie di *M. oculata* nel Canyon di Bari.

4.4 Contributo delle altre specie strutturanti

In aggiunta a *Madrepora oculata* e *Desmophyllum pertusum*, altre specie strutturanti erano presenti nei siti osservati, ovvero *Pachastrella monilifera*, *Poecillastra compressa*, *Phakellia* sp. e *Dendrophyllia cornigera*. La densità delle singole specie varia a seconda delle immersioni, ma dalla Figura 29 si nota che, nella D2_2022, la densità è maggiore per tutte le specie strutturanti in esame. In particolare, 0,85 ind. m⁻² per *P. monilifera*, 0,04 ind. m⁻² per *P. compressa*, 0,02 ind. m⁻² per *Phakellia* sp. e 0,01 col. m⁻² per *D. cornigera*. Per *P. monilifera*, presente in ogni immersione e con la maggiore densità, è stata ottenuta una mappa di densità che confronta i valori della letteratura con quelli del presente studio (Figura 30).

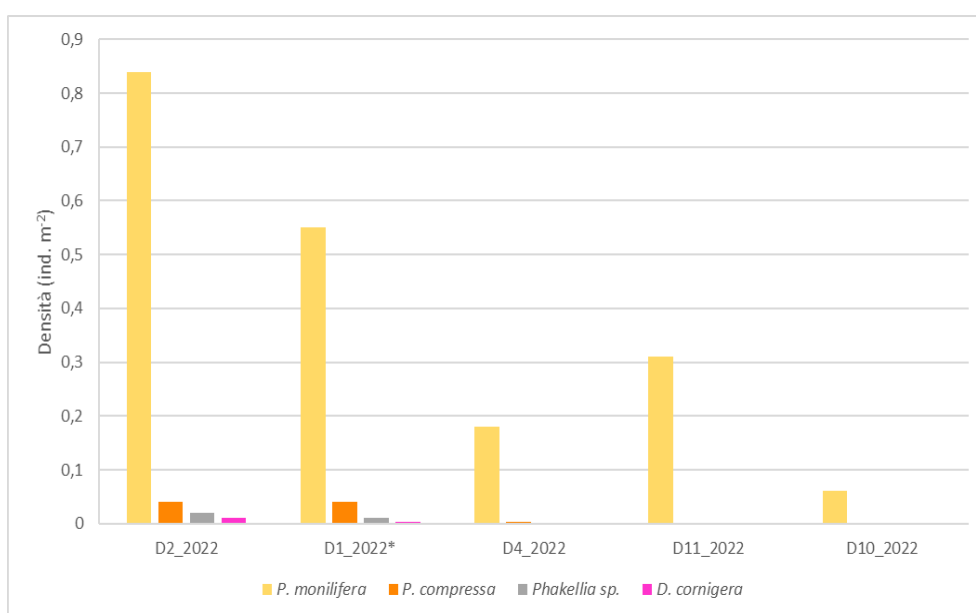


Fig. 29: Densità delle specie strutturanti nel Canyon di Bari.

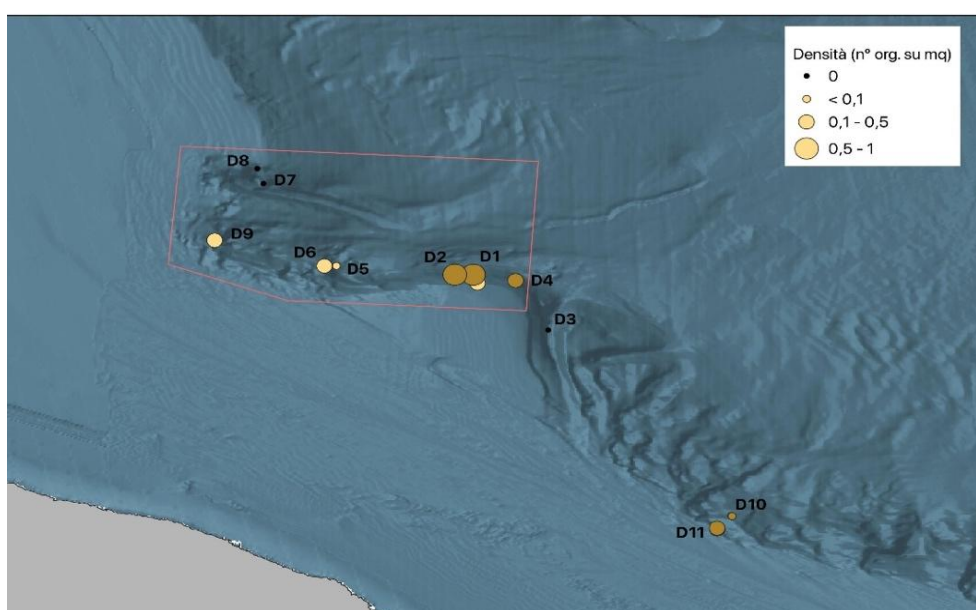


Fig. 30: Valori di densità di *P. monilifera*. I riquadri gialli fanno riferimento ai dati della *Marine Strategy deep* del 2022, quelli bianchi ai dati della *Marine Strategy deep* del 2025.

Per le specie strutturanti misurate sono stati inoltre determinati i range di altezza e la taglia media con l'errore standard (Tabella 8). *P. monilifera* presenta il range più elevato, andando da un minimo di 5,3 cm ad un massimo di 64 cm; tuttavia, la taglia media maggiore è di *Phakellia* sp., pari a $22,6 \pm 3,5$ cm.

	n° individui e colonie misurate	Taglia minima (cm)	Taglia massima (cm)	Taglia media \pm SE (cm)
<i>Pachastrella monilifera</i>	90	5,3	64	$20,0 \pm 1,0$
<i>Poecillastra compressa</i>	12	6	34,3	$12,4 \pm 2,1$
<i>Phakellia</i> sp.	10	10,2	39	$22,6 \pm 3,5$
<i>Dendrophyllia cornigera</i>	4	5	8,2	$6,6 \pm 0,6$

Tab. 8: Taglia delle specie strutturanti misurate nel Canyon di Bari.

Relativamente alla distribuzione taglia-frequenza, per *P. monilifera* si osserva un picco a 20 cm (28%) con una coda compresa tra 35 e 65 cm, per *P. compressa* e *Phakellia* sp. si osserva un picco a 15 cm, mentre per *D. cornigera* a 10 cm (Figura 31).

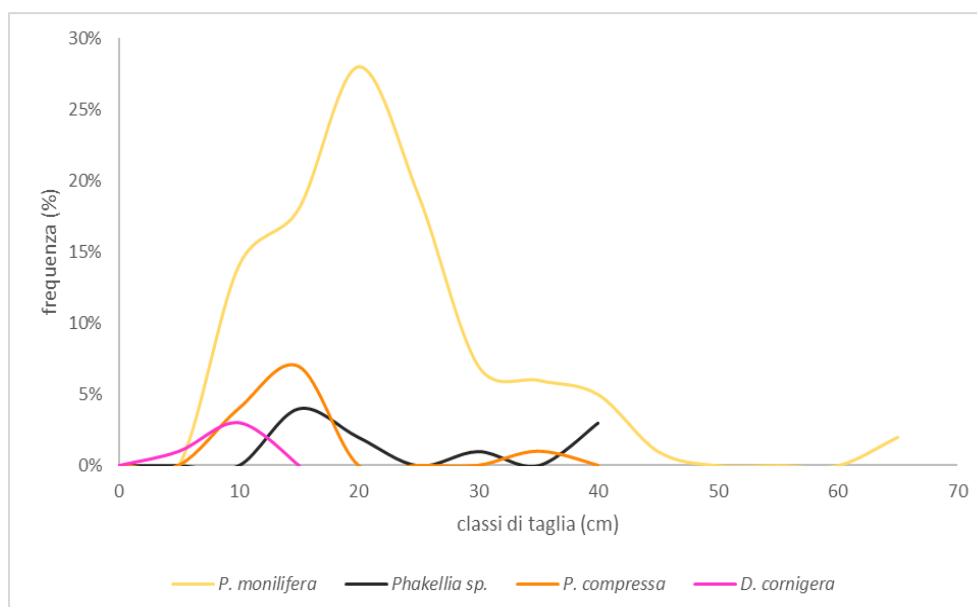


Fig. 31: Distribuzione taglia-frequenza delle specie strutturanti misurate nel Canyon di Bari.

4.5 Rifiuti marini ed interazione con le specie strutturanti

Durante le indagini ROV nel Canyon di Bari sono stati registrati 56 rifiuti di varia natura. I polimeri artificiali prevalgono, rappresentando l'86% del totale dei rifiuti registrati. Di questi, il 70% sono attrezzi da pesca persi. Tra gli attrezzi da pesca, la categoria J59* (lenza in nylon) è l'unica presente in tutte le immersioni e quella con l'abbondanza più elevata (30-70%). Segue la categoria J234* (cime/corde/reti aggrovigliate) (Figura 32). Tra la spazzatura urbana, prevalgono le bottiglie in vetro/ceramica (J200) con 8 rifiuti contati, seguiti dai sacchetti di plastica (T370) e dagli oggetti in plastica rigida (J241) che non rientrano all'interno delle categorie proposte, entrambi con 3 rifiuti contati.

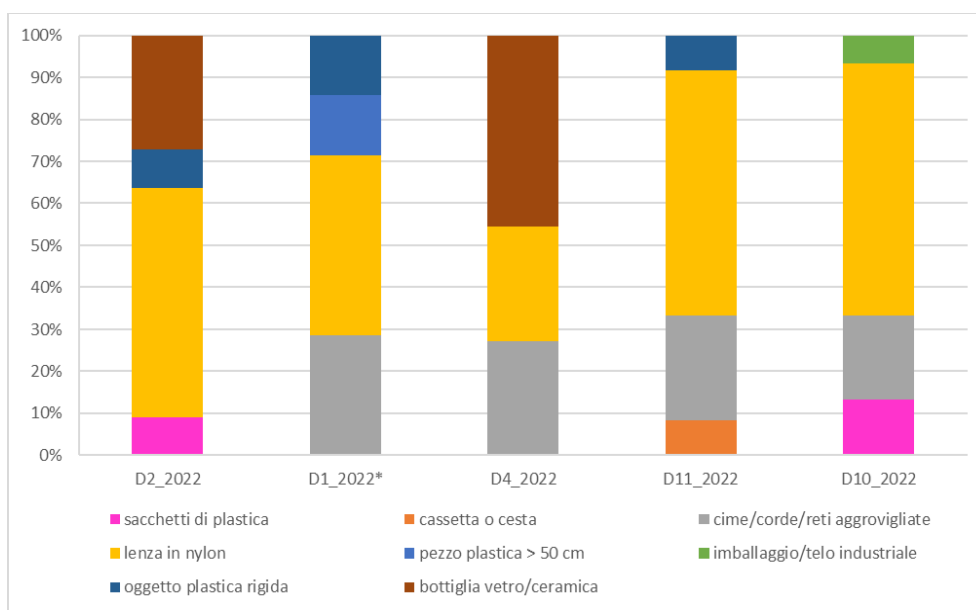


Fig. 32: Abbondanza percentuale dei rifiuti nel Canyon di Bari.

La densità dei rifiuti varia all'interno delle immersioni; per gli attrezzi da pesca si osserva una maggiore densità nell'immersione D3_2022 ($0,03 \text{ogg. m}^{-2}$), similmente a quanto osservato per la spazzatura urbana ($0,03 \text{ogg. m}^{-2}$), mentre i siti a sud sono relativamente poco impattati (Figura 33). Tale risultato è coerente con quanto osservato in campionamenti precedenti.

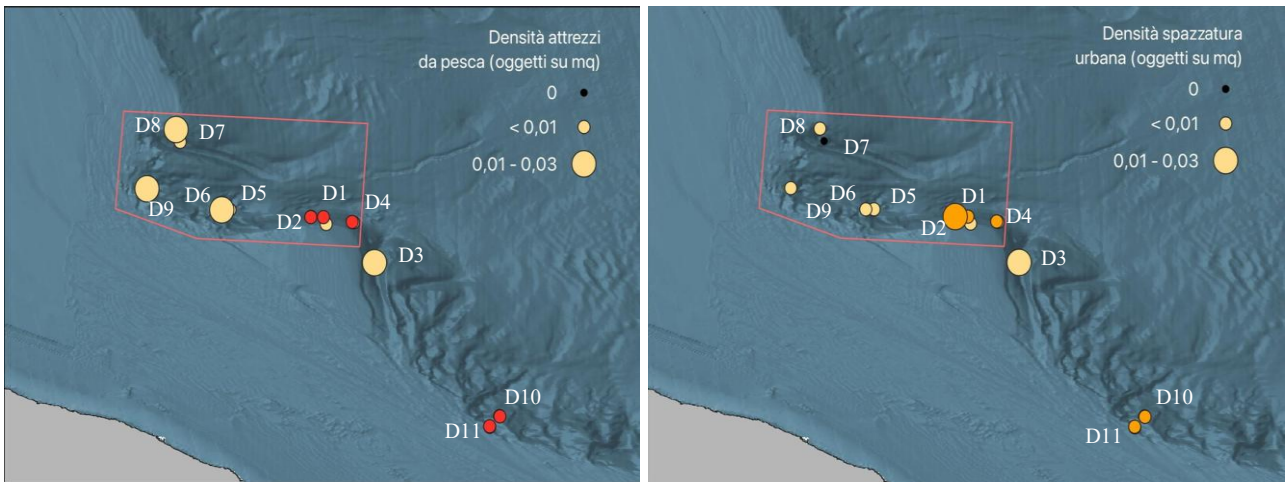


Fig. 33: Mappa della densità della spazzatura urbana (a sinistra) e degli attrezzi da pesca (a destra).

In totale, sono stati osservati 75 eventi di *entanglement*. *P. monilifera* risulta la specie maggiormente impattata (66%), seguita da *M. oculata* e *P. compressa* (Figura 34).

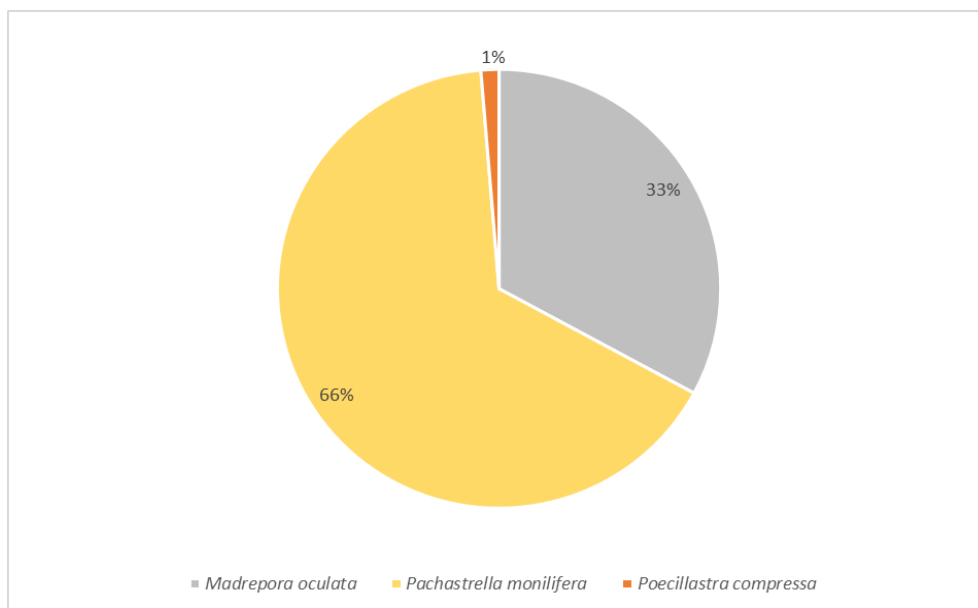


Fig. 34: Percentuale delle specie strutturanti impattate dai rifiuti marini nel Canyon di Bari.

Le categorie che maggiormente hanno contribuito al totale degli eventi di *entanglement* sono le lenze in nylon e le cime/corde/reti aggrovigliate (Figura 35 e 36) che, come precedentemente detto, sono le due categorie più abbondanti rispettivamente.

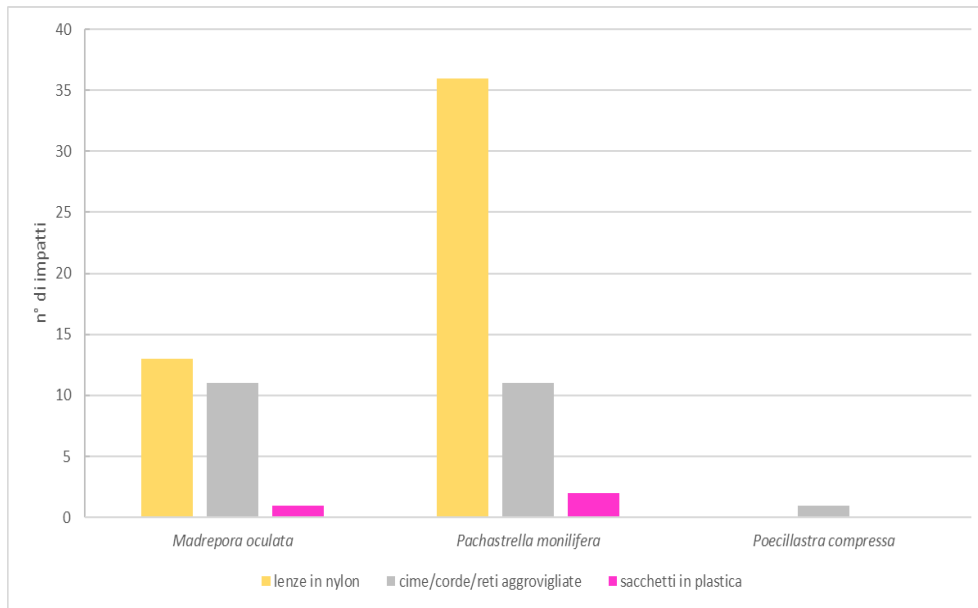


Fig. 35: Tipo di attrezzo impattante le specie strutturanti nel Canyon di Bari.

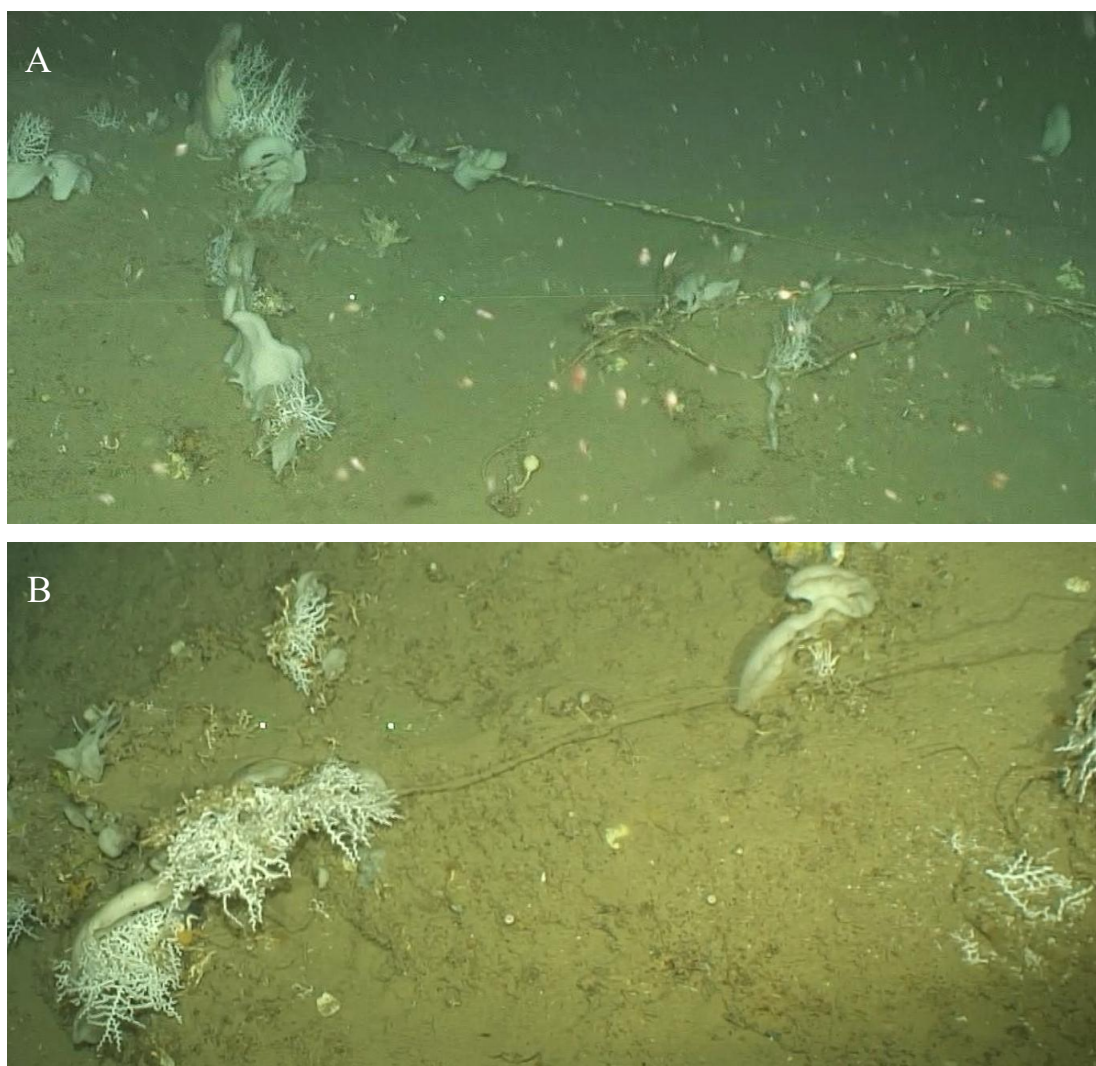


Fig. 36: Impatto sulle specie strutturanti. (A) impatto J234* su *Pachastrella monilifera* e *Madrepora oculata*; (B) impatto J59* su *Pachastrella monilifera* e *Madrepora oculata*.

B. Canyon di Levante

4.6 Distribuzione ed estensione dell'area a coralli bianchi

Nella Figura 37 sono riportate le diverse tipologie di substrato presenti in ogni immersione per il sito in esame e sono riportate in senso EW per seguire la loro localizzazione nel canyon. Come mostrato dal grafico, in questo sito si ha una prevalenza del fango (20-100%), seguito da biocostruzioni e rubble (30-95%) localizzate nella porzione più centrale del ramo investigato. La roccia infangata è, invece, la tipologia di substrato meno frequente.

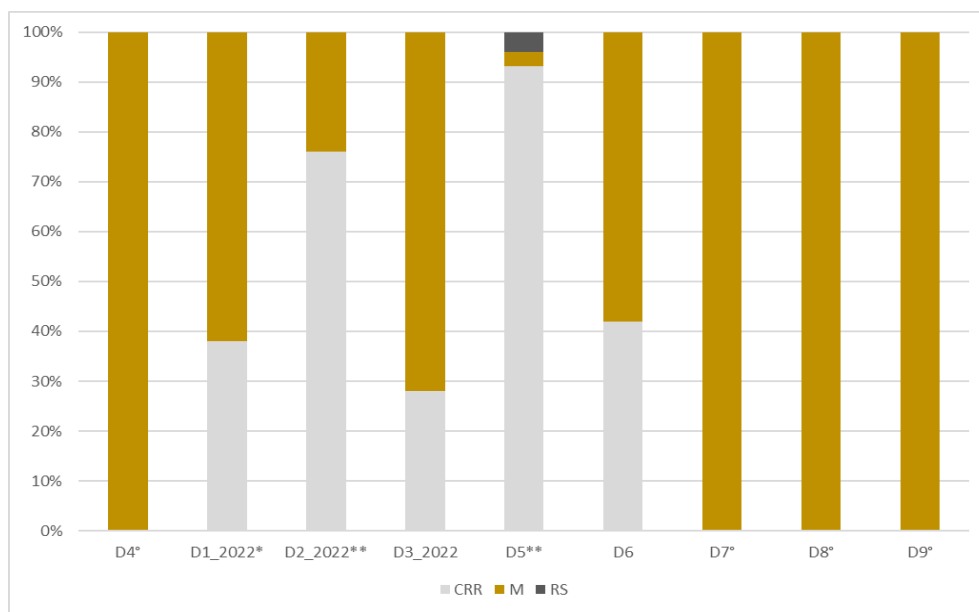


Fig. 37: Tipologia di substrato nelle nove dive nel Canyon di Levante.

M. oculata è stata osservata tra 470 e 555 metri (Figura 38). I risultati della distribuzione profondità-frequenza mostrano un picco (14%) intorno ai 545 m, mentre la distribuzione è più omogenea tra 470 e 525 m.

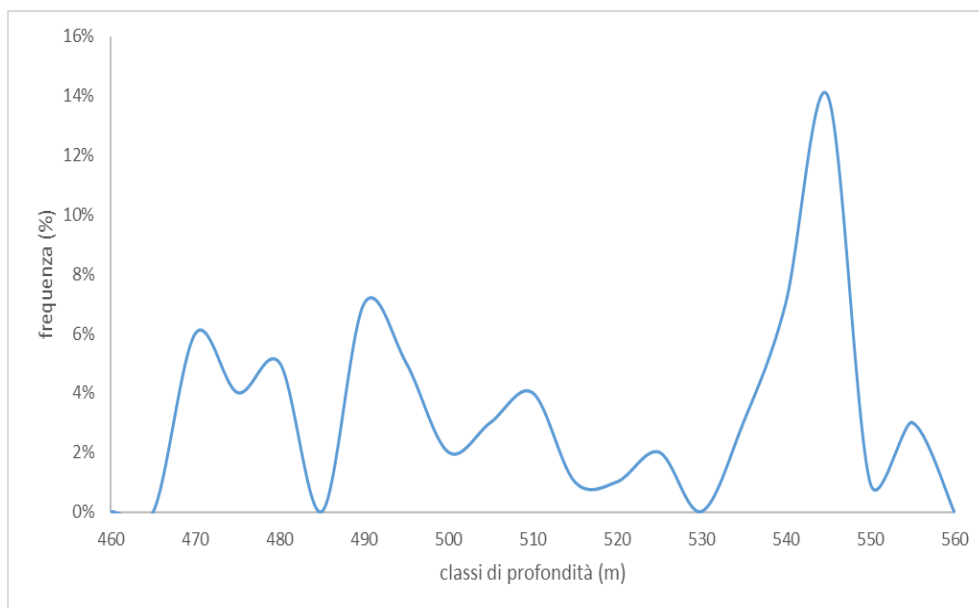


Fig. 38: Distribuzione profondità-frequenza delle colonie di *M. oculata* nel Canyon di Levante.

4.7 Biodiversità

Nel corso delle 9 immersioni condotte nel canyon di Levante sono stati registrati 56 taxa megabentonici e demersali (Tabella 9). In generale, gli cnidari (19 taxa), i pesci (17 taxa) e i crostacei (12 taxa) rappresentano i gruppi con il maggior numero di taxa, rappresentando più della metà della ricchezza totale di specie (Figura 39).

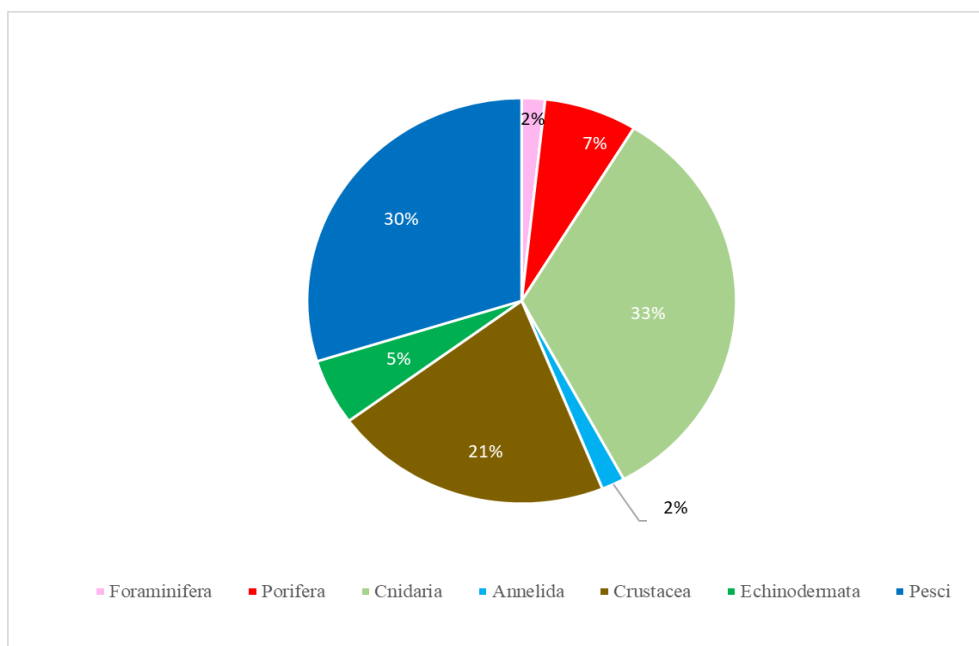


Fig. 39: Contributo percentuale alla ricchezza specifica dei gruppi principali nel Canyon di Levante.

Tab. 9: Specie megabentoniche e demersali registrate, con conteggi e intervalli batimetrici, in ogni immersione all'interno del Canyon di Levante.

Specie	D1_2022*	D2_2022*	D3_2022*	D4°	D5**	D6°	D7°	D8°	D9°
	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico	n osservazioni con range batimetrico
Foraminifera									
<i>Notodendrodes</i> sp.	10 (548-557)	2 (522-527)	18 (484-557)	8 (554)	4 (536-551)		6 (485-520)	5 (413-496)	18 (321-426)
Porifera									
<i>Pachastrella monilifera</i> Schmidt, 1868	1 (555)	4 (511-541)							
<i>Rhizaxinella</i> spp.		1 (539)							
<i>Cladorhiza</i> cf. <i>abyssicola</i>			1 (523)			1 (500)		1 (409)	
Porifera sp. 11		12 (499-539)	8 (485-502)		7 (537-548)	10 (462-483)			
Cnidaria									
<i>Cerianthus lloydii</i> Gosse, 1859		2 (543-544)	2 (488-491)	1 (555)	2 (536-548)	4 (469-488)	6 (493-550)	2 (508-514)	
<i>Cerianthus</i> sp.	5 (551-557)	8 (500-569)	7 (488-556)	3 (554-594)	1 (549)	6 (474-508)	2 (553-561)	4 (406-517)	1 (429)
<i>Cerianthus</i> sp.1			9 (490-557)	2 (532-550)	1 (534)	5 (486-554)	2 (537-565)	3 (474-509)	6 (385-430)
<i>Pachycerianthus</i> sp.	1 (549)	1 (561)	6 (490-554)	3 (600-609)		2 (466-475)	1 (564)	2 (449-520)	
<i>Pachycerianthus solitarius</i> (Rapp, 1829)		2 (552-538)							1 (427)
<i>Synarachnactis lloydii</i> (Gosse, 1859)			1 (490)	1 (564)					
<i>Acanella</i> cf. <i>arbuscula</i>		11 (554-571)	66 (481-557)	34 (525-561)		67 (461-561)	54 (484-543)	118 (406-498)	4 (393-430)
<i>Acanthogorgia armata</i> Verrill, 1878		6 (500-545)	3 (490-494)		3 (540-543)	9 (463-479)			
<i>Dendrophyllia cornigera</i> (Lamarck, 1816)						2 (478-488)			
<i>Madrepora oculata</i> Linnaeus, 1758	9 (552-556)	57 (498-550)	17 (484-506)		34 (534-550)	21 (461-529)			
<i>Muriceides lepida</i> Carpine & Grasshoff, 1975					9 (536-543)	1 (486)			
<i>Parantipathes</i> sp.		2 (501-502)			4 (537-547)				
Scleractinia sp. 1		10 (501-550)	4 (490-502)		9 (534-548)	2 (477-486)			
<i>Chironophthya mediterranea</i> López- Gonzalez, Grinyó & Gill, 2014						1 (465)			
<i>Alcyonium palmatum</i> Pallas, 1766									1 (330)
Zoantharia sp.1		2 (509-522)	8 (488-502)		9 (534-544)	6 (469-478)			
<i>Pennatula phosphorea/rubra</i>			1 (490)					1 (409)	11 (325-393)
<i>Funiculina quadrangularis</i> (Pallas, 1766)									4 (324-418)
Annelida									
<i>Bonellia viridis</i> Rolando, 1822		2 (514-528)			1 (540)	3 (473-487)			

Crustacea									
<i>Anamathia rissoana</i> (Roux, 1828)			3 (546-557)			7 (504-548)		23 (406-475)	
<i>Bathynectes maravigna</i> (Prestandrea, 1839)		1 (541)	1 (490)		1 (537)	2 (479-515)			
<i>Aristeus antennatus</i> (Risso, 1816)				1 (604)		1 (556)	5(485-555)	4 (413-520)	
<i>Ligur ensiferus</i> (Risso, 1816)		2 (501-503)		5 (532-604)	3 (539-543)			1 (521)	
<i>Munida tenuimana</i> G.O. Sars, 1872		2 (499-538)	3 (489-513)		18 (534-551)	2 (468-479)			
<i>Macropodia</i> sp.			1 (557)						
<i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758)				1 (561)		1 (512)	(4 (487-507)		
<i>Plesionika giglioli</i> (Senna, 1902)					1 (540)		1 (538)		
<i>Plesionika narval</i> (Fabricius, 1787)	1 (552)								
<i>Plesionika heterocarpus</i> (A. Costa, 1971)							2 (486-490)		
<i>Palinurus mauritanicus</i> Gruvel, 1911						1 (475)			
<i>Paguroidea</i> nd				1 (563)				1 (468)	
Echinodermata									
<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)		3 (504-538)	3 (484-495)		1 (536)	2 (467-484)			
<i>Gracilechimus</i> sp.	1 (553)	4 (501-537)	1 (503)		5 (537-549)				
<i>Astropecten aranciacus</i> (Linnaeus, 1758)								3 (433-496)	2 (327-356)
Chordata									
<i>Arctozenus risso</i> (Bonaparte, 1840)	3 (551-553)	7 (553-564)	3 (493-555)	5 (555-580)		2 (506-555)	4 (485-544)	3 (463-495)	5 (320-428)
<i>Benthocometes robustus</i> (Goode & Bean, 1886)					4 (535-548)				
<i>Coelorinchus caelorrhincus</i> (Risso, 1810)			1 (556)	1 (556)		3 (475-540)	2 (559-561)	6 (407-503)	1 (384)
<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)		1 (501)							1 (332)
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)		2 (498-552)	1 (491)			5 (462-484)			
<i>Hymenocephalus italicus</i> Giglioli, 1844		2 (545-567)				1 (557)			1 (413)
<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829	1 (553)	1 (521)	5 (490-506)		1 (537)		1 (530)	1 (500)	
<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)			3 (535-557)	2 (573-577)					
<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)		1 (545)						1 (410)	3 (323-398)
<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)				1 (603)				2 (510-520)	
<i>Nezumia</i> sp.	1 (554)	3 (500-531)	4 (483-545)		1 (550)	1 (508)			
<i>Pagellus</i> sp.		1 (539)							
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)						1 (465)			

<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	2 (552)	1 (529)	1 (497)	1 (532)					
<i>Stomias boa</i> (Risso, 1810)	1 (553)	1 (513)	2 (545-556)	1 (564)				1 (521)	
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> Bonaparte, 1840								11 (409-519)	12 (321-395)

Di seguito, una serie di foto delle specie più rappresentative delle immersioni nel Canyon di Levante (Figura 40).

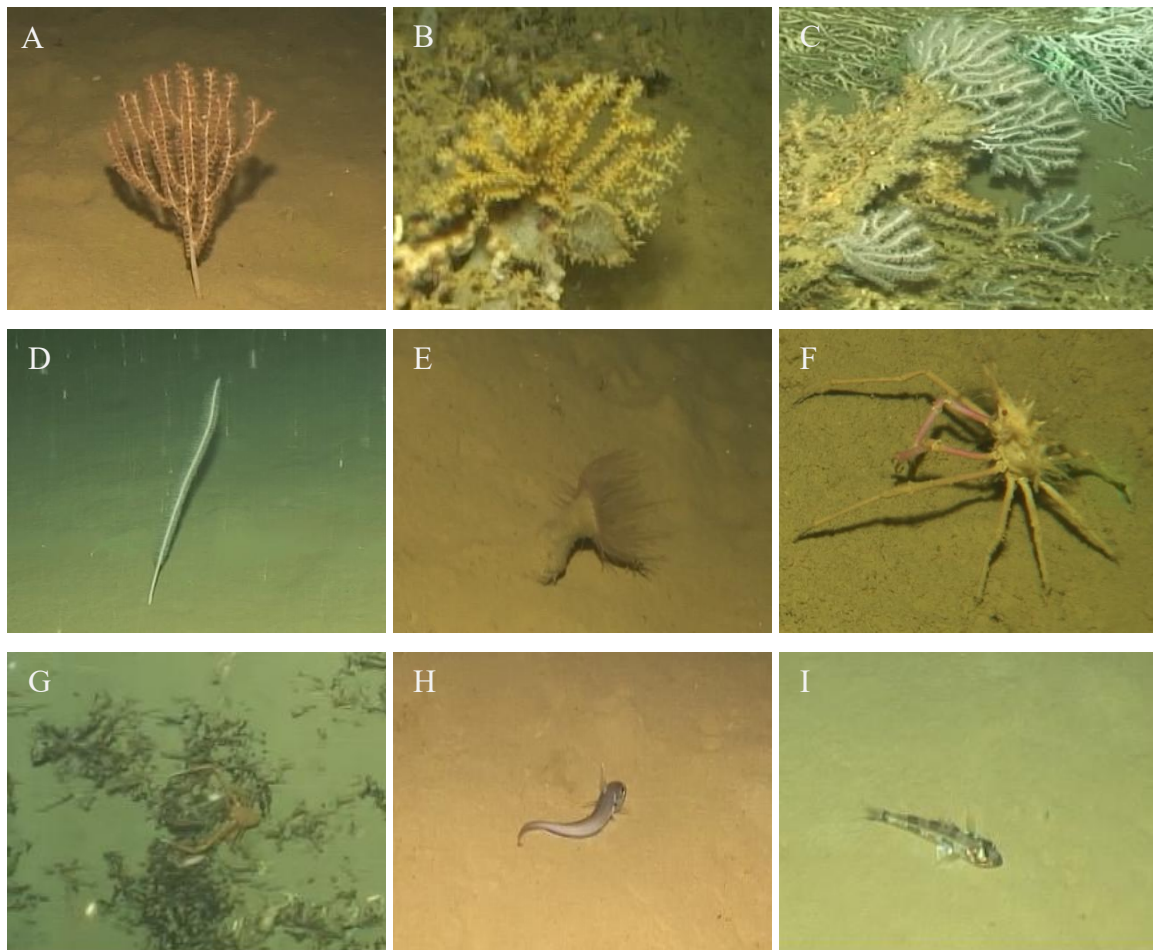


Fig. 40: Specie più rappresentative nel Canyon di Levante: (A) *Acanella* cf. *arbuscula*; (B) *Acanthogorgia armata*; (C) *Muriceides lepida*; (D) *Funiculina quadrangularis*; (E) *Cerianthus* sp.; (F) *Anamathia rissoana*; (G) *Munida tenuimana*; (H) *Coelorinchus caelorhincus*; (I) *Chlorophthalmus agassizi*.

Analizzando più nel dettaglio la ricchezza specifica, si nota una situazione eterogenea tra le 9 immersioni in termini di biodiversità, intesa come il numero di specie trovate per 100 m lineari (Figura 41). La ricchezza specifica è maggiore nelle immersioni in cui come tipologia di substrato domina (D5** e D2_2022*) o è presente (D1_2022*, D3_2022* e D6_2022*) la biocostruzione e il detrito corallino. Queste immersioni rientrano nella porzione centrale del canyon, sia sul versante nord che sud. Le immersioni condotte più a ponente e levante, con prevalenza di fango, sono quelle con meno ricchezza specifica su 100 m lineari.

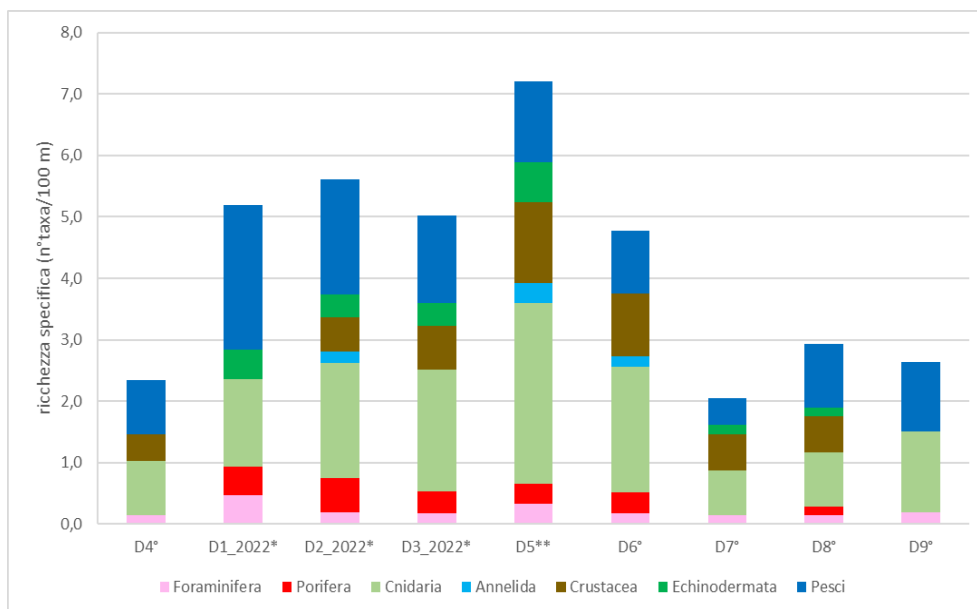


Fig. 41: Ricchezza specifica per 100 m lineari osservata in ogni immersione nel Canyon di Levante.

4.8 Struttura di popolazione dei coralli bianchi

In totale, sono state osservate 1956 colonie di *Madrepora oculata*. La densità di questa specie, calcolata sull'intero transetto al netto delle aree fangose, varia da 0,78 col. m⁻² a 1,66 col. m⁻² (Figura 42). La D3_2022*, situata nel versante settentrionale del canyon, presenta la minor densità mentre la D5**, situata nel versante meridionale la maggiore, rispettivamente 0,78 col. m⁻² e 1,66 col. m⁻². Nella Dive 4° non sono state osservate colonie di coralli bianchi, così come in nessuna immersione è stata segnalata la presenza di *Desmophyllum pertusum*.

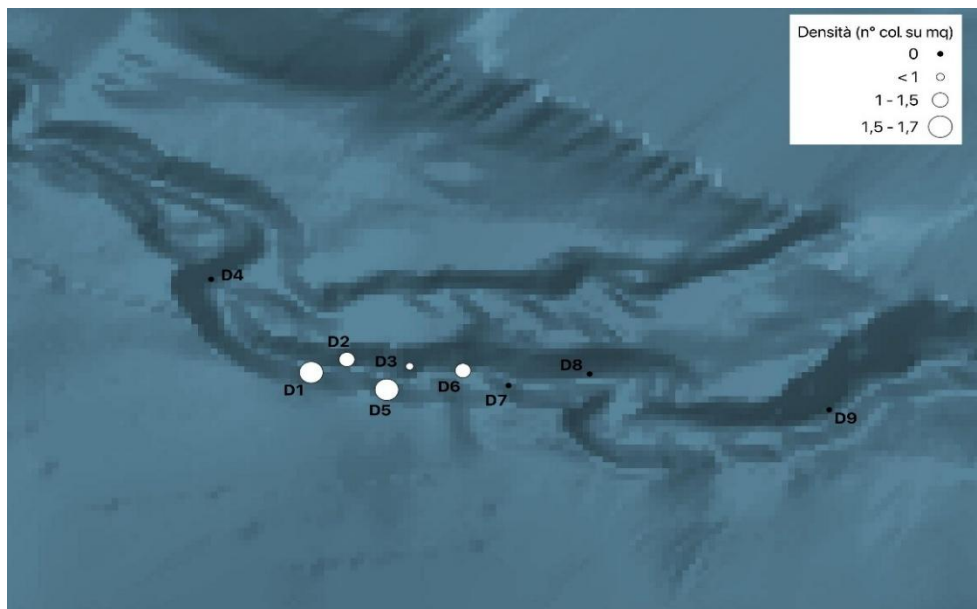


Fig. 42: Valori di densità per *M. oculata* nel Canyon di Levante.

Sulla base dei valori di densità precedentemente esposti, è stata stimata un'area totale di copertura dei coralli bianchi pari a 89,68 ha (Figura 43).

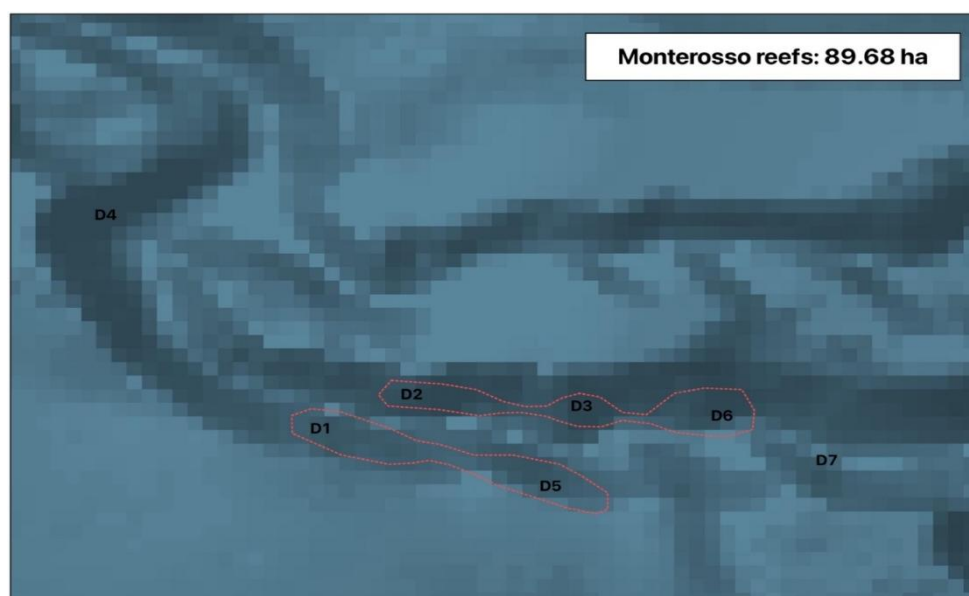


Fig. 43: Mappa dell'estensione stimata dei coralli bianchi nel Canyon di Levante.

Delle 1956 colonie di *M. oculata* osservate in 5 delle 9 immersioni nel sito in esame, 68 sono state misurate e la dimensione media è di $39,34 \pm 1,88$ cm (SE) (Figura 44).

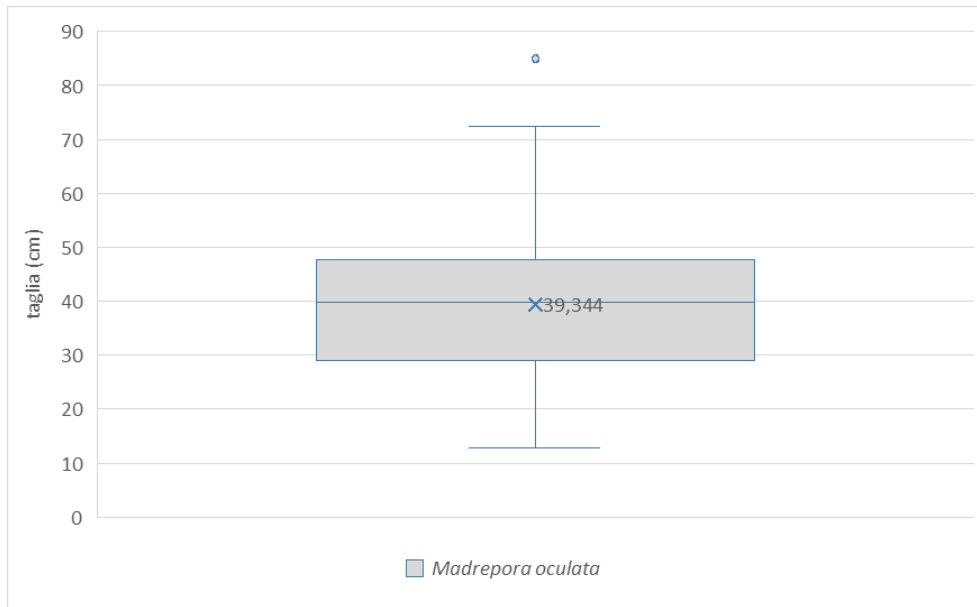


Fig. 44: Boxplot che mostra la distribuzione dell'altezza delle colonie di *M. oculata* nelle immersioni nel Canyon di Levante. Il box indica gli intervalli interquartili, la linea orizzontale rappresenta la mediana, la croce equivale alla media, i baffi segnalano i valori di minimo e massimo, nel punto si riscontra un valore anomalo.

L'altezza media delle colonie di *M. oculata* varia tra le diverse immersioni, con valori compresi tra 34 cm (D2_2022* e D5**) e 59 cm (D1_2022*) (Figura 45). Si osserva una marcata differenza nella dispersione dei dati: mentre le D2_2022*, D3_2022*, D5** e D6° presentano una deviazione standard contenuta e simile tra loro, la D1_2022* mostra la variabilità interna più elevata, con una deviazione standard di circa 32 cm.

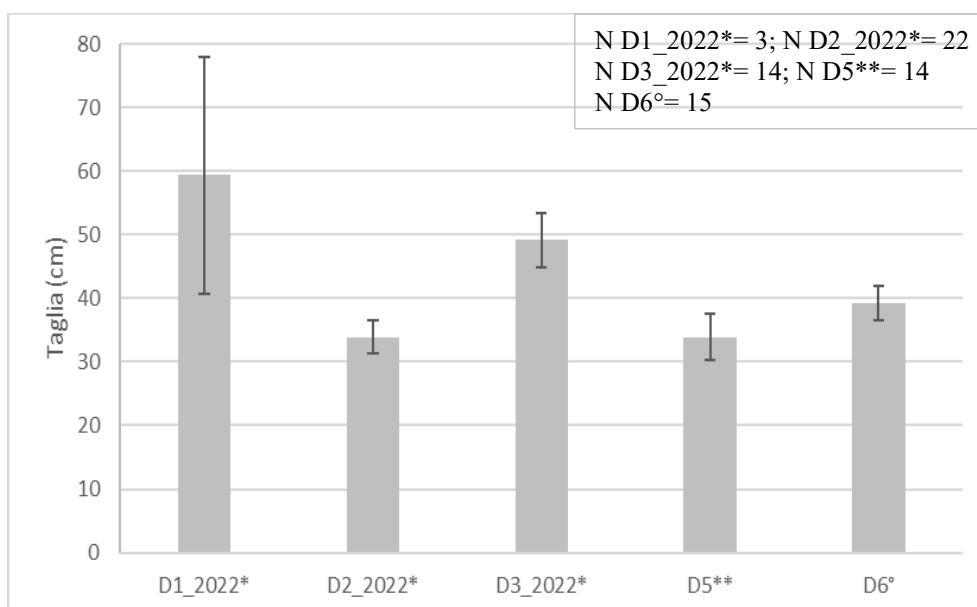


Fig. 45: Altezza media di *M. oculata* nelle immersioni condotte nel Canyon di Levante. Le barre corrispondono all'errore standard.

Successivamente, per caratterizzare la struttura delle popolazioni di *M. oculata* nell'area di studio, è stato ricostruito un grafico taglia-frequenza delle colonie (Figura 46). Si osserva un picco attorno ai 40 cm (14%), con altri due picchi secondari attorno ai 25 cm (8%) e attorno ai 50 cm (8%).

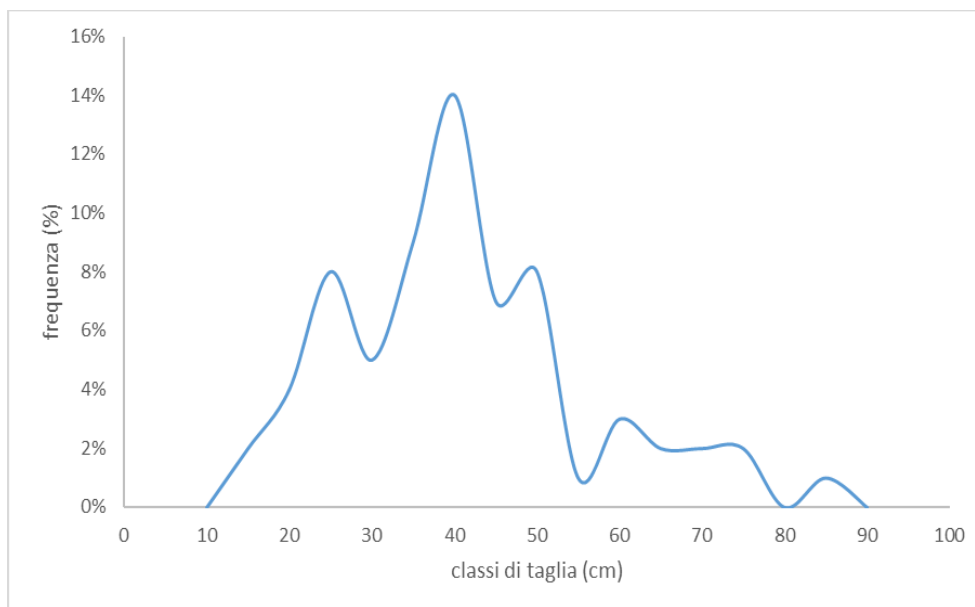


Fig. 46: Distribuzione taglia-frequenza delle colonie di *M. oculata* nel Canyon di Levante.

4.9 Contributo delle altre specie strutturanti

In aggiunta a *Madrepora oculata*, sulla base delle riprese ROV le altre specie strutturanti riscontrate nel Canyon di Levante sono: *Pachastrella monilifera*, *Dendrophyllia cornigera*, *Acanella* cf. *arbuscula*, *Acanthogorgia armata*, *Parantipathes* sp., *Muriceides lepida* e *Funiculina quadrangularis*.

La loro distribuzione non è uniforme, in quanto la composizione specifica cambia nelle diverse immersioni. *Acanella* cf. *arbuscula* è specie più abbondante in tutte le immersioni in cui la tipologia di substrato dominante è il fango (ossia la D2_2022*, D3_2022*, D4°, D6°, D7°, D8°) tranne che nella D9°, in cui domina *Funiculina quadrangularis*. *Acanella* cf. *arbuscula* presenta la densità maggiore nella D8° (2,94 col. m⁻²), seguita dalle dive D3_2022* e D6°, in cui si registrano densità superiori a 1 colonia m⁻² (Figura 47). Come si evince dalla mappa, le praterie sono localizzate in aree fangose non strascicate. Negli altri siti, i valori di densità sono più bassi (< 1 col. m⁻²), con la densità minore osservata nella D9° (0,004 col. m⁻²). L'area stimata per *A. cf. arbuscula*, considerando i dati di Bo *et al.* (2023) e quelli del presente studio, risulta di 686 ha (Figura 48).

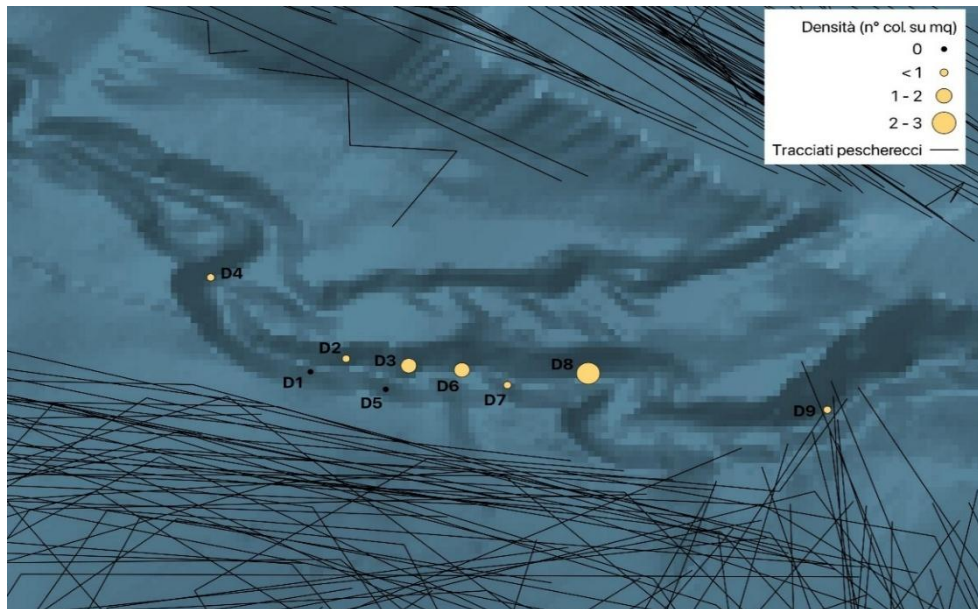


Fig. 47: Densità di *A.cf. arbuscula* nel Canyon di Levante.

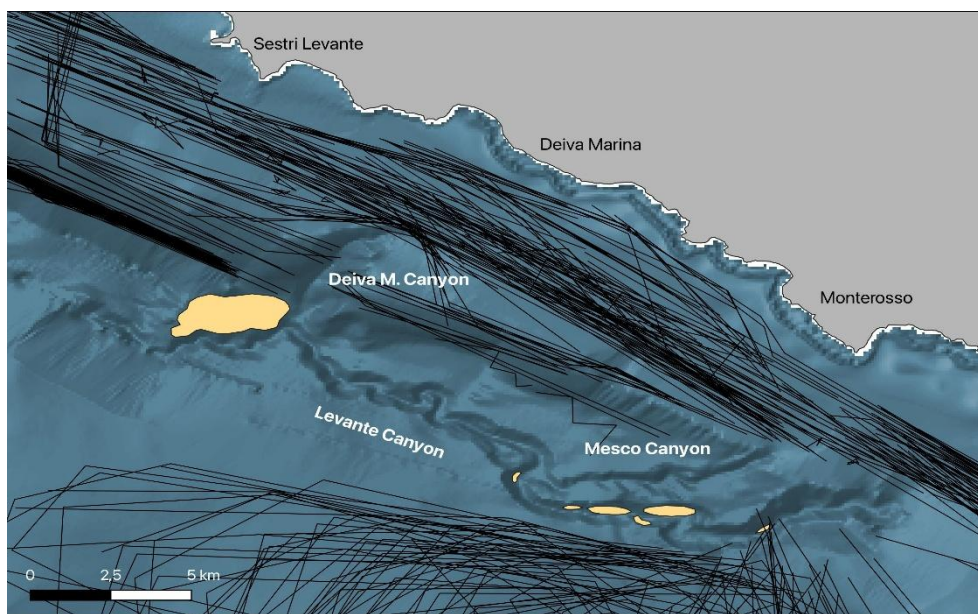


Fig. 48: Mappa dell'estensione stimata per *A. cf. arbuscula* nel Canyon di Levante

Tra le altre specie strutturanti di fondo duro, *A. armata* mostra un picco di densità di 0,03 col. m⁻² nella D6°. *F. quadrangularis*, unica specie strutturante su fondo mobile dopo *A. cf. arbuscula*, ha una densità di 0,014 col. m⁻² (Figura 49).

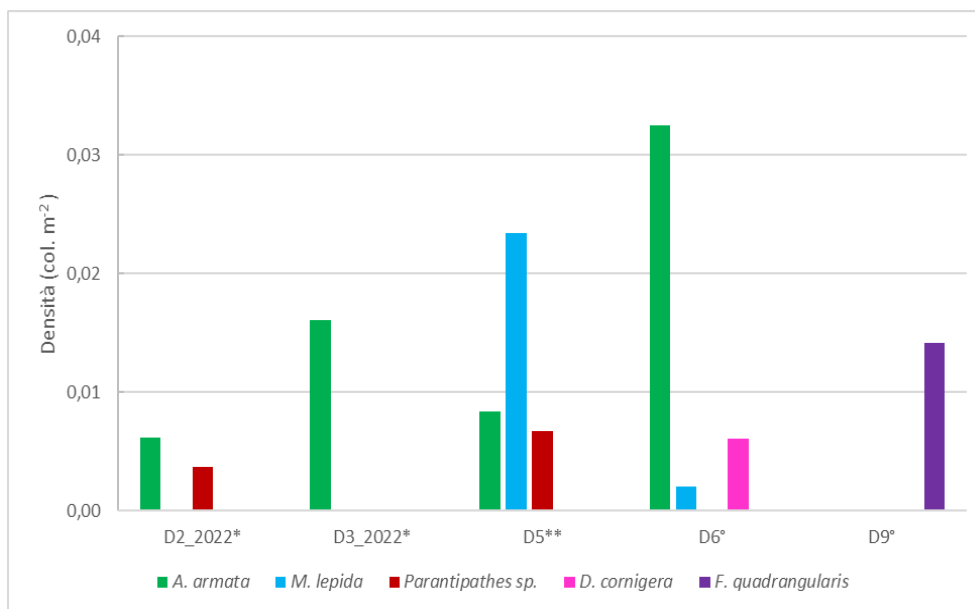


Fig. 49: Densità delle specie strutturanti nel Canyon di Levante, eccetto *A.cf. arbuscula*. Le densità di *A. armata*, *M. lepida*, *Parantipathes sp.* e *D. cornigera* sono espresse come colonie m⁻² di fondo duro; per *F. quadrangularis* come colonie m⁻² di fondo mobile.

Per le specie strutturanti per le quali è stato possibile calcolare l'altezza, sono stati inoltre calcolati i range di taglia e la taglia media con l'errore standard (Tabella 10). *F. quadrangularis* e *A.cf. arbuscula* sono le specie strutturanti che presentano il range più elevato. *A. armata* e *M. lepida* hanno una taglia media simile ($9,6 \pm 0,7$ cm la prima, $9,7 \pm 1,6$ cm la seconda).

	n° colonie misurate	Taglia minima (cm)	Taglia massima (cm)	Taglia media \pm SE (cm)
<i>Acanella cf. arbuscula</i>	161	6	112	$30,7 \pm 1,3$
<i>Acanthogorgia armata</i>	8	6,8	12,6	$9,6 \pm 0,7$
<i>Muriceides lepida</i>	4	8	14,4	$9,7 \pm 1,6$
<i>Funiculina quadrangularis</i>	6	48	160	$94,2 \pm 19,3$
<i>Parantipathes sp.</i>	2	10	15	$12,5 \pm 2,5$

Tabella 10. Taglie delle specie strutturanti misurate nel Canyon di Levante.

Infine, è stato fatto un grafico di distribuzione taglia-frequenza (Figura 50). Per *A.cf. arbuscula*, si osservano due picchi, uno a 20 cm (25%) e l'altro a 30 cm (27%) mentre per *A. armata* e *M. lepida* un unico picco a 10 cm. Infine, *F. quadrangularis* ha una distribuzione molto variabile, tra 50 e 165 cm.

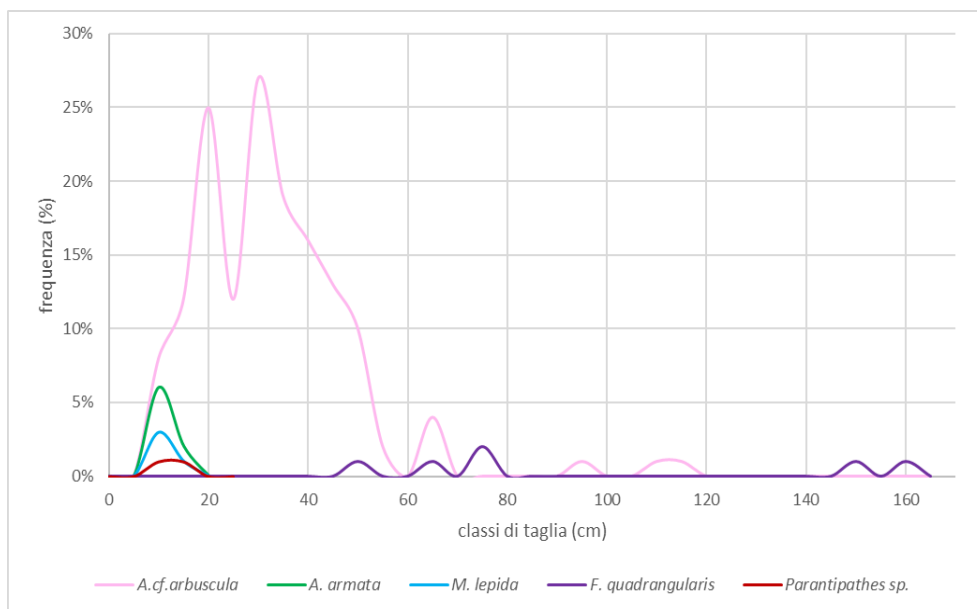


Fig. 50: Distribuzione taglia-frequenza delle specie strutturanti misurate nel Canyon di Levante.

4.10 Rifiuti marini ed interazione con le specie strutturanti

Durante le indagini ROV nel Canyon di Levante sono stati registrati 147 rifiuti di varia natura. I polimeri artificiali prevalgono, rappresentando il 93% del totale dei rifiuti registrati. Di questi, il 60% sono attrezzi da pesca persi. Tra gli attrezzi da pesca, la categoria J59* (lenza in nylon) è presente in 8 immersioni su 9, rappresentando la categoria di rifiuto più frequente (20-80%). Segue la categoria J234* (cime/corde/reti aggrovigliate). Tra la spazzatura urbana, prevalgono i sacchetti di plastica (T370) e gli oggetti in plastica rigida (J241) che non rientrano all'interno delle categorie proposte, con 12 rifiuti contati (Figura 51).

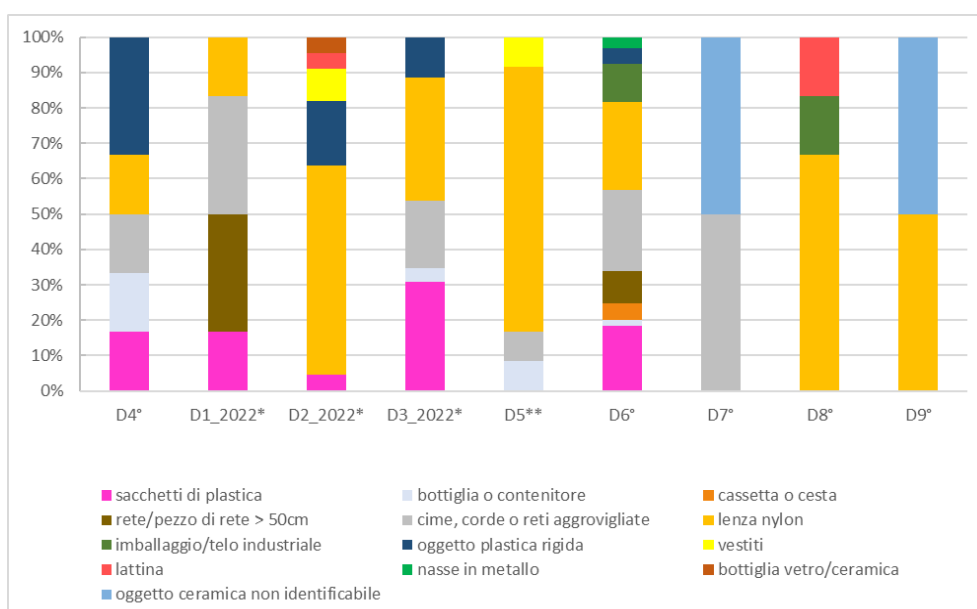


Fig. 51: Abbondanza percentuale dei rifiuti nel Canyon di Levante.

La densità dei rifiuti varia lungo il canyon (Figura 52). Nel complesso, le immersioni in cui prevale il fango, situate a ponente e levante, sono quelle meno impattate dai rifiuti, di entrambe le categorie. La zona centrale registra la massima densità di spazzatura da pesca, pari a $0,03 \text{ ogg. m}^{-2}$ nella D6°. Nel complesso non si rilevano significative densità di spazzatura urbana.

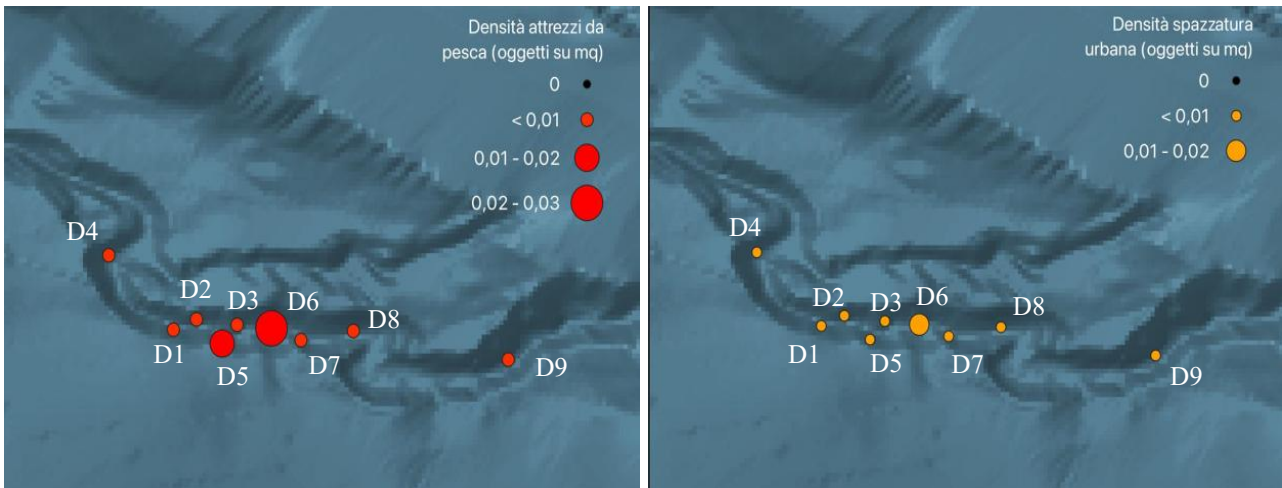


Fig. 52: Mappa della densità della spazzatura urbana (a sinistra) e degli attrezzi da pesca (a destra).

Un totale di 270 eventi di *entanglement* è stato segnalato in questo sito. *Madrepora oculata* risulta la specie maggiormente impattata, seguita da *Acanella cf. arbuscula* (Figura 53).

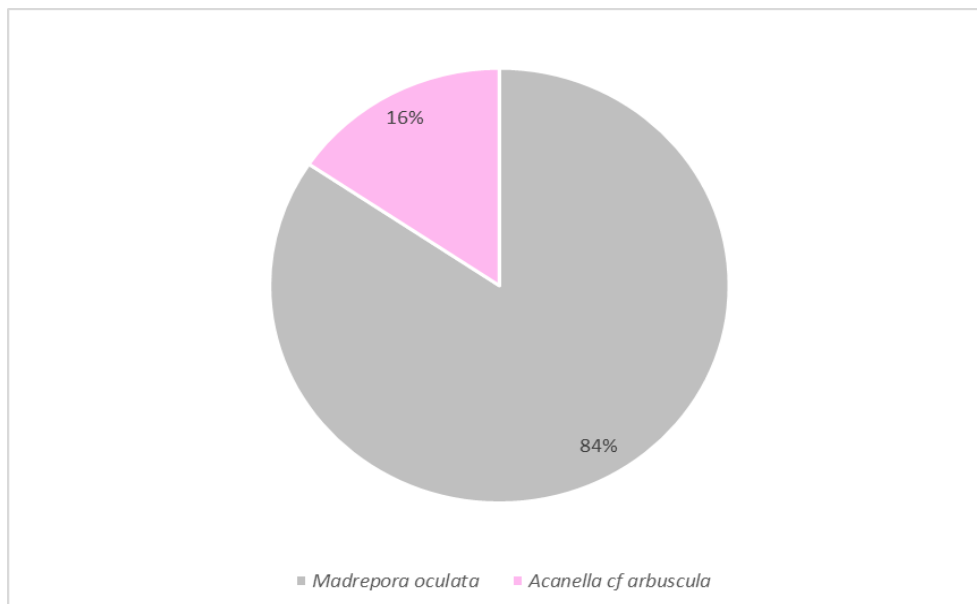


Fig. 53: Percentuale delle specie strutturanti impattate dai rifiuti marini nel Canyon di Levante.

La categoria che maggiormente ha contribuito al totale degli eventi di *entanglement* è quella delle cime/corde/reti aggrovigliate, con un totale di 123 impatti, di cui 119 sulle colonie di *M. oculata* e 4 sulle colonie di *A. cf. arbuscula* (Figura 54 e Figura 55).

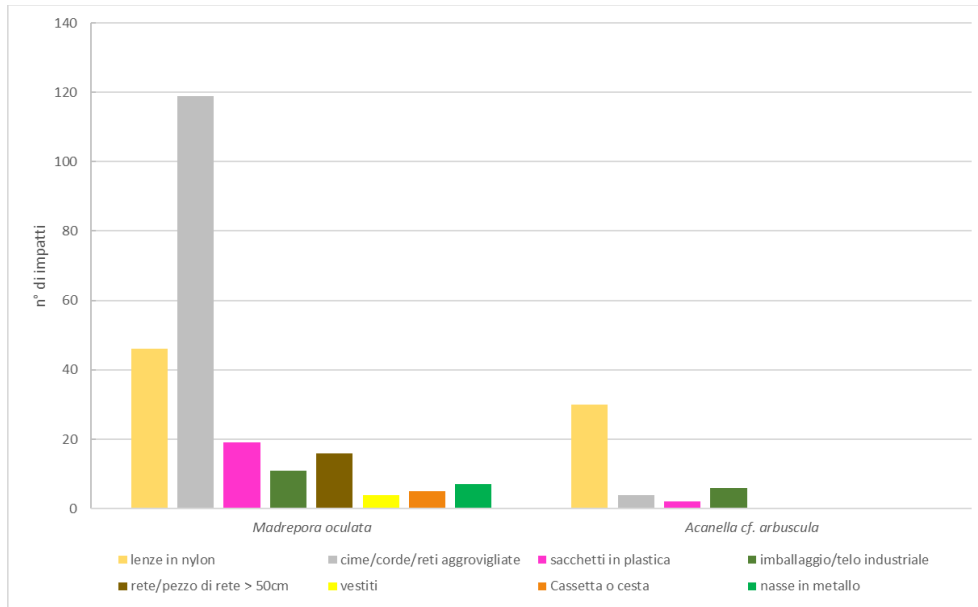
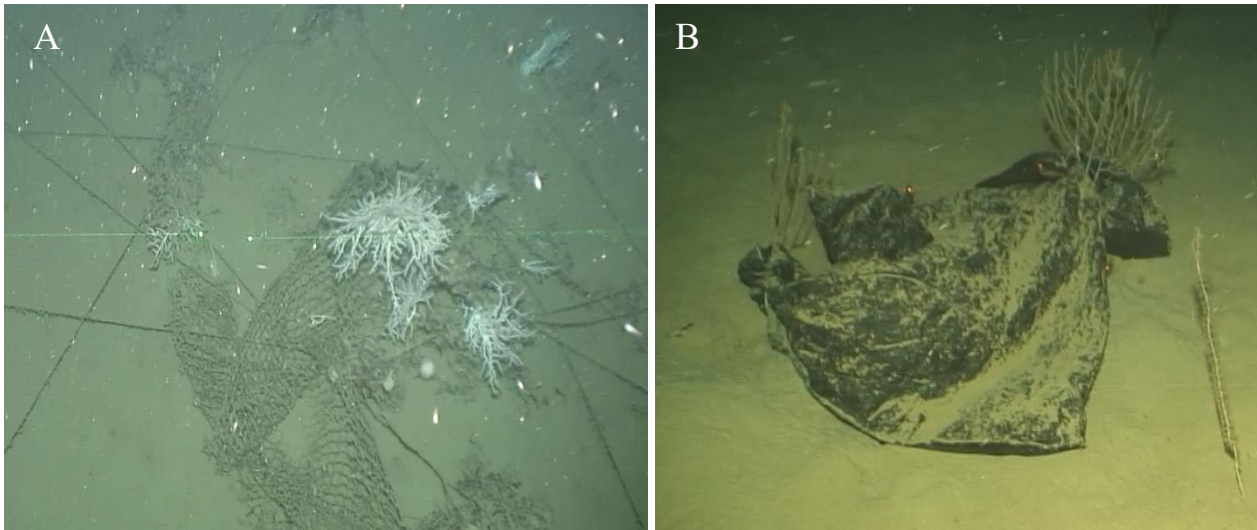


Fig. 54: Tipo di attrezzo impattante le specie strutturanti nel Canyon di Levante.



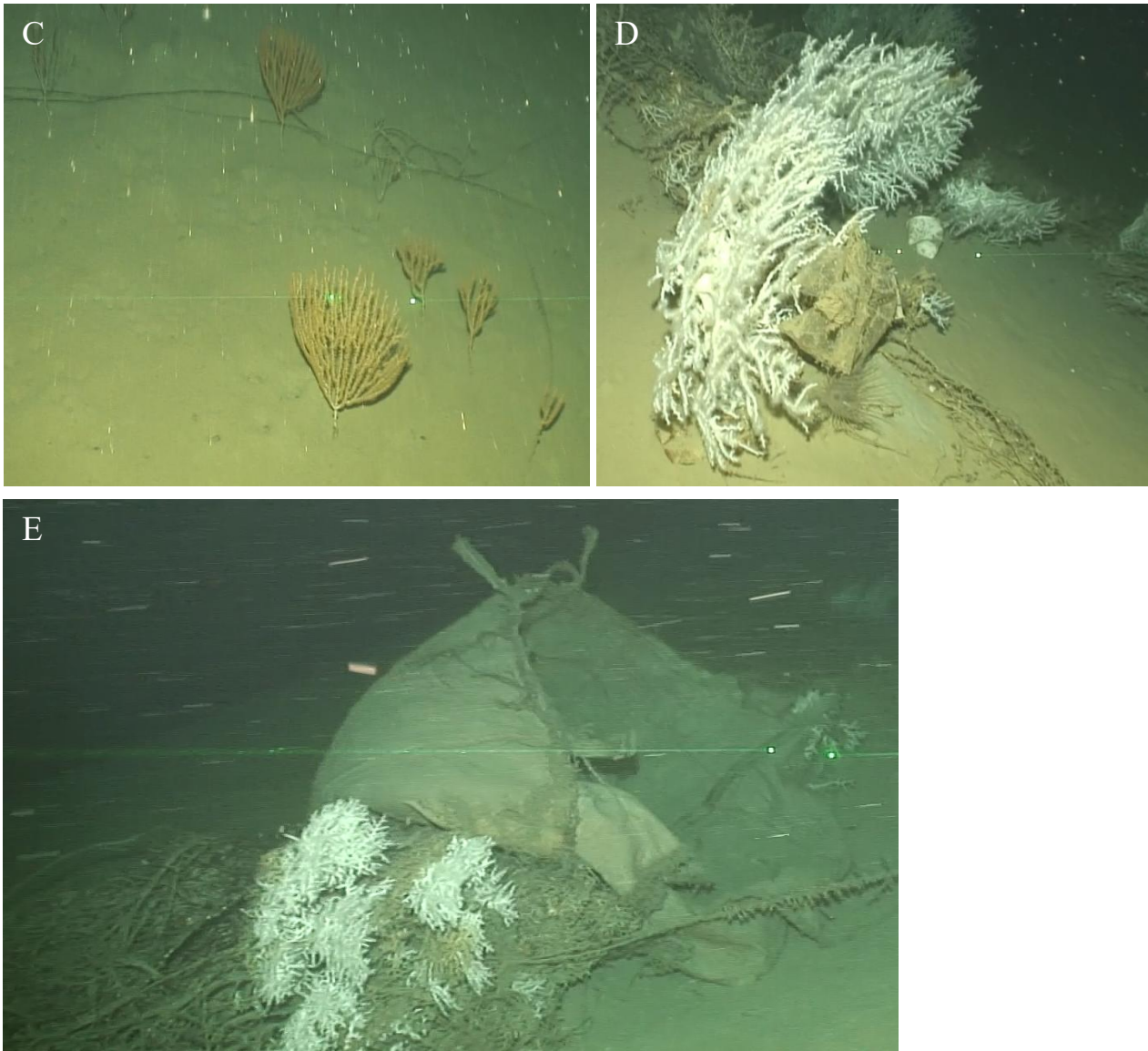


Fig. 55: Impatto sulle specie strutturanti. (A) J234* su *Madrepora oculata*; (B) G67 su *Acanella cf. arbuscula*; (C) J59* su *Acanella cf. arbuscula*; (D) T370 su *Madrepora oculata*; (E) J234* e G67 su *Madrepora oculata*.

5. DISCUSSIONE

L'avvento di tecnologie di esplorazione visiva, in particolare i veicoli sottomarini filoguidati da remoto (ROV), ha segnato una svolta metodologica nella ricerca in ambiente marino, affermandosi come uno degli strumenti principali per lo studio di habitat profondi, come quelli caratterizzati dai *Cold-Water Corals* (Chimienti *et al.*, 2018). Rispetto alle metodologie di campionamento e di monitoraggio tradizionali, spesso distruttive, il ROV garantisce un approccio non invasivo che preserva l'integrità del substrato e delle comunità bentoniche. Tale strumento non solo consente di mappare con precisione la densità e la distribuzione spaziale delle specie *in situ*, ma offre anche l'opportunità unica di documentare le dinamiche di interazione tra gli organismi, i segnali di impatto e la densità e la natura dei rifiuti antropici, tutti parametri utili per definire la vulnerabilità di un ecosistema e per delineare misure di protezione (Chimienti *et al.*, 2018). Gli studi esplorativi tramite ROV, infatti, fungono da *baseline* per il monitoraggio e la conservazione degli ambienti vulnerabili, come gli habitat dominati da CWCs. In questo senso, lo sviluppo di un protocollo nell'ambito della *Marine Strategy* per monitorare gli ambienti profondi è stato fondamentale da un punto di vista operativo, per uniformare la raccolta dei dati, e da un punto di vista scientifico, per caratterizzare quantitativamente i principali parametri biocenotici e di vulnerabilità di questi ecosistemi (Angiolillo *et al.*, 2023).

Lo sforzo di campionamento di questo studio, distribuito su un totale di 14 immersioni, ha permesso di caratterizzare due scenari ecologici distinti di grande valore ecosistemico e di ampliare significativamente le informazioni esistenti.

5.1 Canyon di Bari

Nell'ambito del progetto *Marine Strategy Deep 2025* sono state effettuate 5 immersioni nel Canyon di Bari, con l'obiettivo di monitorare alcuni siti già oggetto di indagini per valutarne lo stato di conservazione. In particolare, tali immersioni sono state condotte presso stazioni già analizzate durante il progetto *Marine Strategy Deep 2022*, nel quale erano stati complessivamente caratterizzati undici siti nell'area di studio. A loro volta, diversi siti caratterizzati nel 2022 si trovano in corrispondenza di stazioni precedentemente studiate da Angeletti *et al.* (2021). Nel complesso, le aree a coralli bianchi si confermano ben distribuite e con densità più elevate all'interno del canyon, mentre sono solo limitatamente presenti nei siti a sud, confermando quindi i dati *Marine Strategy Deep* del 2022. La distribuzione osservata è coerente con l'elevato idrodinamismo tipico dei canyon che diventano *hotspot* di biodiversità (Robert *et al.*, 2015). I fenomeni di *upwelling* tipici dei canyon stimolano un'elevata produzione primaria, innescando effetti positivi a cascata lungo tutta la rete trofica (Würtz, 2012). Il ramo meridionale del Canyon di Bari è una zona caratterizzata da forti

correnti di fondo, con scarsa quantità di sedimento, e la morfologia del canyon funge da ottimo condotto per il trasporto di nutrienti dalla piattaforma continentale fino al fondo (Trincardi *et al.*, 2007; Turchetto *et al.*, 2007). Le immersioni a sud del Canyon di Bari, seppur con basse densità di *M. oculata*, potrebbero rappresentare un punto di connessione con le popolazioni rinvenute nei canyon montenegrini, ma soprattutto con quelle del Canyon di Tricase, situato al punto più a sud del Mar Adriatico, nonché con quelle presenti nella provincia di Santa Maria di Leuca (Angeletti *et al.*, 2014)). Secondo Freiwald *et al.* (2009), il collegamento più probabile tra le zone a corallo bianco presenti nel Mediterraneo centrale è la circolazione intermedia, che comprende le acque dense formate in piattaforma nel Nord Adriatico (NAdDW) e la corrente intermedia levantina (LIW). Essendo le aree sopra citate bagnate da queste masse d'acqua, è plausibile che le popolazioni di *M. oculata* siano effettivamente connesse tra loro, anche se solo studi futuri di genetica di popolazione potranno definirlo con certezza.

Le colonie di *M. oculata* misurate presentano un'altezza media di $18,63 \pm 1,06$ cm, misura coerente con quanto riportato in letteratura per altri siti mediterranei; il valore si allinea a osservato nella provincia di Santa Maria di Leuca (16,51 cm) e nel Canyon di Lacaze-Duthiers (18 cm) (Bo *et al.*, 2023). Anche il confronto con Angeletti *et al.* (2014) conferma la coerenza delle misure: per lo stesso sito, gli autori riportano che le colonie non superano generalmente 20-30 cm di altezza. Anche l'altezza massima registrata di 48,7 cm risulta in linea con i valori massimi riportati nella provincia di Santa Maria di Leuca, nel Canyon di Lacaze-Duthiers, nel Canale di Sicilia e presso il banco Urania (Bo *et al.*, 2023). Non risulta invece in linea con quanto osservato nei *mound* di Cabliers e nel Canyon di Nora, dove le colonie possono superare i 100 cm di altezza (Bo *et al.*, 2023). Allo stesso modo, differisce dalle altezze massime riportate per il Golfo di Napoli, il settore orientale del Mar Ligure e il settore occidentale del Golfo del Leone, aree in cui le colonie non superano i 20 cm di altezza (Bo *et al.*, 2023).

La biodiversità associata alla *facies* a coralli bianchi nel Canyon di Bari conta 86 taxa megabentonici e demersali; tra questi, i poriferi sono il gruppo più abbondante e con il maggior numero di specie bentoniche osservate durante le immersioni (15 taxa), presenti sia su substrato duro che fangoso, nonostante il maggior numero di queste sia rimasto non identificato ed altre, dall'habitus incrostante e/o perforante, non siano state incluse nell'analisi, con conseguente sottostima della diversità di questo gruppo. Tra queste spugne, *Pachastrella monilifera* domina in termini di frequenza e densità, seguita da *Poecillastra compressa*.

Notodendrodes sp. è stato osservato in diverse immersioni, confermando il suo ruolo come principale foraminifero cospicuo dei fondali fangosi profondi (Bo *et al.*, 2021, Burkett *et al.*, 2025). Tra gli cnidari, *Madrepora oculata* è la specie più abbondante, seguita da *Scleractinia* sp. 1, una specie

solitaria, e da *Dendrophyllia cornigera*. Echiuroidei e policheti sono rappresentati principalmente da *Bonellia viridis*, sabellidi e serpulidi, questi ultimi comunemente riscontrati in associazione con *M. oculata* e *P. monilifera*. I molluschi rinvenuti sono in numero scarso, a differenza dei crostacei, più diversificati e abbondanti. *Munida tenuimana* e *Bathynectes maravigna* sono stati osservati quasi sempre in stretta associazione con le colonie di *M. oculata* e con le spugne massive come *P. monilifera* e *P. compressa*. La specie commerciale *Palinurus elephas* è stata rinvenuta solo nella D11_2022, fuori dal canyon. Tra gli echinodermi, *Cidaris cidaris*, *Peltaster placenta* e *Ophiothrix* spp. risultano molto abbondanti, spesso in associazione alle grandi spugne massive. *Cidaris cidaris* è stato spesso avvistato nelle immediate vicinanze o sopra gli individui di *M. oculata* e *P. monilifera*, che a volte mostravano segni di eventi predatori da parte degli echinoidei, evidenza in linea con quanto già riportato da Bo *et al.* (2012). Nelle immersioni al di fuori del canyon, è stato riscontrato il taxon Ascidiacea sp. 1, una specie non identificata, grande all'incirca 5-8 cm, che è stata trovata esclusivamente associata a porzioni di fondale ricche di detrito. Oltre a questo taxon, è stato riscontrato anche Ascidiacea sp. 2, ma esclusivamente associato a porzioni di substrato duro e a coralli bianchi. Interessante l'avvistamento di diversi esemplari della medusa *Pelagia noctiluca* (Forsskål, 1775) adagiati sul fondo, con ferite sull'ombrello che potrebbero indicare attacchi da parte di predatori. L'ittiofauna censita è risultata composta esclusivamente da pesci ossei, che hanno mostrato un'elevata diversità specifica. I più abbondanti sono risultati *Pagellus* spp., *Helicolenus dactylopterus* (trovato quasi sempre in associazione con *M. oculata* e *P. monilifera*), *Lepidopus caudatus*, *Lepidorhombus whiffiagonis*, *Chlorophthalmus agassizi*, *Coelorinchus caelorinchus* e *Hoplostethus mediterraneus*. Sono state rinvenute anche specie di interesse commerciale, quali *Merluccius merluccius*, *Scorpaena scrofa* e *Lophius* sp. Tutte queste specie sono note per le aree dominate da coralli bianchi (Rueda *et al.*, 2019).

L'alta biodiversità associata ai coralli bianchi nel Canyon di Bari è riscontrata anche nei pressi delle grandi spugne massive *P. monilifera* e *P. compressa* che, in questo sito, hanno una densità tale da poter definire l'habitat uno *sponge ground*; tale habitat si osserva frequentemente in associazione con colonie vive di *M. oculata* e, in misura minore con serpulidi, in accordo con le evidenze già riportate da Freiwald *et al.* (2009) e Bo *et al.* (2012) per il medesimo sito. La formazione di questi aggregati è favorita da condizioni ambientali specifiche, caratterizzate da correnti locali accelerate che aumentano l'apporto di particelle organiche verso il fondale. A conferma di tale dinamica, la maggiore densità di *P. monilifera* (elemento costitutivo principale dello *sponge ground*) è stata riscontrata in corrispondenza del ramo meridionale del canyon, dove le peculiari caratteristiche idrodinamiche sopra citate risultano più marcate. Gli *sponge ground* svolgono un ruolo ecologico fondamentale nel sostenere la biodiversità, fungendo da poli di attrazione per numerose specie

bentoniche e vagili; tale funzione ecosistemica emerge con particolare chiarezza anche in aree prive di colonie di corallo bianco, come evidenziato dalle immersioni effettuate al di fuori dei confini del canyon. In queste immersioni, infatti, è stata documentata una elevata ricchezza specifica, confermando come queste aggregazioni di spugne rappresentino degli *habitat* essenziali per la fauna associata.

Le specie che formano queste biocostruzioni sono spesso minacciate dalla pesca a strascico e dalla presenza di rifiuti marini sul fondale, come dimostrato dalla presenza di rifiuti e dagli eventi di *entanglement*, dovuti, nella maggior parte dei casi, ad attrezzi da pesca perduti. *P. monilifera* è la specie più impattata (66%), seguita da *M. oculata* (33%) e da *P. compressa* (1%). Nel contesto specifico del Canyon di Bari, identificato come uno dei bacini più produttivi dell'intero bacino Mediterraneo (Angeletti *et al.*, 2021), tale pressione antropica è confermata dal rinvenimento di attrezzi da pesca in ciascuna immersione. Il sito svolge un ruolo ecologico fondamentale come area di riproduzione per *Helicolenus dactylopterus* e *Pagellus bogaraveo* e, inoltre, si configura come un Habitat Ittico Essenziale (EHF) per diverse specie di alto valore commerciale, tra cui il nasello europeo (*Merluccius merluccius*), il grongo (*Conger conger*) e il gattuccio boccanera (*Galeus melastomus*) (Angeletti *et al.*, 2021). L'abbondanza di attrezzi da pesca rinvenuti nei siti interni al canyon dimostra che l'efficacia della zona di restrizione alla pesca FRA potrebbe non essere ancora stata validata. Le immersioni effettuate all'interno del canyon mostrano anche una maggiore incidenza di rifiuti di origine urbana; tale fenomeno è verosimilmente riconducibile alla prossimità geografica dell'area al centro abitato di Bari (circa 40 km). Sebbene sia nota la tendenza ad una diminuzione della pressione antropica con la distanza da costa (Bo *et al.*, 2011), alcuni siti, come canyon e seamount sono aree più intensamente sfruttate dai pescatori (Bo *et al.*, 2021; Angiolillo *et al.*, 2023) ed i canyon in particolare sono noti per canalizzare i rifiuti costieri in profondità (Pierdomenico *et al.*, 2020). I dati di densità dei rifiuti legati alla pesca all'interno del canyon variano da 0,01 a 0,03 ogg. m⁻² mentre all'esterno del canyon sono inferiori, < 0,01 ogg. m⁻². Rispetto ad altri canyon del Mediterraneo, dove si registrano densità di 0,1 ogg. m⁻² (Santa Maria di Leuca), 5.3 ALDFG per 100 m (Canyon di Dohrn), 500 ogg. ha⁻¹ (Bo *et al.*, 2023), l'impatto antropico nel canyon di Bari è limitato. Per la medesima area, nel lavoro di Angeletti *et al.* 2021, analizzando 3745 fotogrammi sono emersi rifiuti legati alla pesca abbandonati solo in 56 fotogrammi, pari all'1,5 % del totale.

Il Canyon di Bari è stato oggetto dell'applicazione dell'indice multiparametrico BARCS (*Bathyal coral Reefs Conservation Status*) (Enrichetti *et al.*, 2025); in particolare, è stato applicato su due immersioni condotte nel progetto *Marine Strategy Deep 2022* (D6_2022 e D9_2022) non monitorate in questo studio ma prossime a quelle collocate nel ramo meridionale in contesti ambientali e biocenotici simili. Questo indice è composto da due unità indipendenti: l'Indice di Struttura (SI) e

l'Indice di Impatto (II), che restituiscono un punteggio finale complessivo che riflette sia la condizione strutturale dei CWC *reef* sia l'entità degli impatti che li interessano; il punteggio finale fornisce una valutazione dello stato di conservazione dell'habitat. I risultati complessivi del BARCS per quest'area indicano uno stato di conservazione buono, dato da un punteggio dell'SI molto alto e un punteggio dell'II basso; ciò implica densità di coralli bianchi particolarmente elevate, che ospitano un'alta biodiversità associata e risultano poco impattate dai rifiuti antropici. Sulla base di questi risultati, è plausibile ipotizzare un punteggio analogo per le immersioni oggetto di questo studio. In questi siti si registrano infatti densità di *M. oculata* elevate, sebbene inferiori rispetto ai dati di Enrichetti *et al.* (2025) e, pertanto, valutabili con un punteggio inferiore. Al contrario, i valori delle altezze medie e il numero di rifiuti riscontrati sono coerenti tra i due studi, suggerendo valutazioni strutturali e di impatto simili. Uno scenario diverso emerge invece per le immersioni condotte al di fuori del Canyon di Bari. In queste stazioni le colonie di *M. oculata* risultano scarse (D10_2022) o del tutto assenti (D11_2022), a fronte di una modesta incidenza di rifiuti antropici. Tutto questo si tradurrebbe in un significativo mutamento nella valutazione sia dell'Indice di Struttura sia dell'Indice di Impatto, con conseguente declassamento dello stato di conservazione complessivo. Questo suggerisce che i siti più meritevoli di protezione e monitoraggio siano quelli collocati nel canyon che vantano oltre 20 km di copertura a coralli, tra le più alte note in Mediterraneo (Bo *et al.*, 2023).

5.2 Canyon di Levante

Le indagini *Marine Strategy Deep 2025* hanno portato a un sostanziale ampliamento dell'area investigata rispetto al 2022, con un sito verso la zona di ponente e cinque nuovi siti verso la zona di levante, di cui uno (D5**) caratterizzato da Bo *et al.* (2023). Nell'area predominano i siti dominati dal fango, a indicare probabilmente aree in cui la deposizione e l'accumulo di sedimenti fini sono elevati, riducendo così la disponibilità di substrato duro esposto. In accordo con quanto riportato da Bo *et al.* (2023), i risultati ottenuti in questo studio confermano un ambiente dominato da *M. oculata*; questa mostra un'adattabilità ecologica superiore a *D. pertusum*, essendo capace di formare dense biocostruzioni anche in ambienti con elevato carico sedimentario e a batimetrie inferiori (Wienberg *et al.*, 2009; Gori *et al.*, 2013). Anche l'assenza di *D. pertusum* è in accordo con quanto riportato in precedenza, poiché nel Levante Ligure questa specie risulta più sporadica, a differenza di altre aree mediterranee (come il Canyon di Santa Maria di Leuca), dove le due specie coesistono più equamente (Bo *et al.*, 2023). Le colonie di *M. oculata* sono state osservate in un range batimetrico compreso tra 461 e 572 metri, sia sul versante meridionale (D1_2022* e D5**) che settentrionale (D2_2022**, D3_2022 e D6°) del canyon con una densità fino a 1,66 col. m⁻² (D5**). L'*hotspot* di *M. oculata* è localizzato nella porzione centrale del canyon, in corrispondenza di *mound* altamente frammentati su

cui prosperano le colonie vive, per un totale aggiornato di quasi 90 ha contro i 24 ha precedentemente perimetrati (Bo *et al.*, 2023). Ciò è confermato dalla significativa densità delle colonie in quest'area, specialmente nel ramo meridionale, in netto contrasto con i settori di ponente e levante, dove non è stata riscontrata la presenza della specie. Questa differenza nella distribuzione potrebbe essere legata alle caratteristiche geomorfologiche del canyon, in particolare il suo carattere meandritico, che alterna zone di accumulo e zone in corrente (Fanelli *et al.*, 2017). I siti ad alto accumulo di sedimenti fini limitano l'insediamento di *M. oculata* (Janocko *et al.*, 2013).

I dati ottenuti indicano una densità di $1,28 \pm 0,17$ col m^{-2} delle colonie di *M. oculata*, valore nettamente inferiore a quanto riportato da Bo *et al.* (2023) per la medesima area (8 ± 1 col m^{-2}). Tale discrepanza può essere attribuita, in primo luogo, a differenze nell'approccio metodologico: mentre nel presente studio la densità è stata calcolata sull'intero transetto tenendo conto solo del substrato a biocostruzioni e *rubble*, le analisi di Bo *et al.* (2023) si sono basate su singoli fotogrammi. Inoltre, è necessario considerare l'eterogeneità del fondale: sebbene i campionamenti abbiano interessato siti già descritti in letteratura, anche minime variazioni nel tracciato rispetto alle coordinate originali possono influenzare i risultati. Poiché le colonie di *M. oculata* presentano una distribuzione a *patch*, spesso intervallate da ampie distese di fango, è sufficiente uno scostamento di pochi metri dalla linea di transetto per evitare le biocostruzioni principali. L'altezza massima di *M. oculata* registrata nel sito risulta coerente con i valori riportati per la maggior parte dei siti italiani analizzati in letteratura, nei quali è generalmente indicata un'altezza massima fino a circa 50 cm (Canyon di Lacaze-Duthiers, *mound* di Cabliers, la zona del Sud Adriatico e il Canale di Sicilia) (Bo *et al.*, 2023).

La biodiversità associata alla facies a coralli bianchi nel Canyon di Levante comprende 56 taxa megabentonici e demersali. Tra questi, gli cnidari, presenti sia su substrato duro sia su substrato fangoso, rappresentano il gruppo più ricco. Numerose specie appartenenti a questo gruppo, tra cui *Dendrophyllia cornigera*, *Muriceides lepida*, *Acanthogorgia armata* e *Parantipathes* sp., *Acanella* cf. *arbuscula* e *Funiculina quadrangularis*, sono considerate specie strutturanti. Nell'area di studio, le prime quattro sono state osservate in un intervallo batimetrico compreso tra 463 e 547 metri, con valori di densità variabili tra le diverse immersioni. *Acanthogorgia armata* è risultata la specie più abbondante sia per densità sia per frequenza, essendo stata rinvenuta in quasi tutte le immersioni localizzate nella porzione centrale del canyon, con un picco di densità pari a $0,03$ col. m^{-2} su detrito corallino. Seguono *Muriceides lepida*, *Parantipathes* sp. e *Dendrophyllia cornigera*, anch'esse rinvenute prevalentemente nella parte centrale del canyon. Sono state tutte osservate prevalentemente insediate sul *rubble*, in prossimità delle colonie di *M. oculata*. Questa associazione evidenzia l'importanza del substrato biogenico derivato dagli scheletri del corallo bianco, che costituisce un

supporto stabile per l'insediamento di numerosi organismi e favorisce lo sviluppo di foreste animali in grado di incrementare la complessità tridimensionale dell'habitat (Rueda *et al.*, 2019).

Le stesse specie strutturanti erano già note nell'area sebbene con densità più elevate (Bo *et al.*, 2023). *Acanthogorgia armata* raggiungeva densità massime di 7 ± 1 col. m^{-2} sul detrito corallino nel rilievo di Portofino, mentre *Muriceides lepida* formava dense distese sugli scheletri di corallo morto nello stesso sito (8 ± 3 col. m^{-2}) e sulla cresta occidentale della struttura corallina di Deiva Marina (20 ± 4 col. m^{-2}). La presenza congiunta di queste specie strutturanti contribuisce ad aumentare la ricchezza specifica dell'area. Ciò è evidenziato dall'elevato numero di taxa osservati sia tra i pesci (17 taxa) sia tra i crostacei (12 taxa). Tra i pesci, i più abbondanti sono: *Arctozenus risso*, *Coelorinchus caelorinchus*, *Hoplostetys mediterraneus* e *Nezumia* sp. Diverse specie di interesse commerciale, tra cui *Merluccius merluccius*, *Pagellus bogaraveo* e *Conger conger*, sono stati avvistati, evidenziando il ruolo degli habitat a CWC come aree di nursery e zone di foraggiamento per taxa di interesse commerciale e non (Bo *et al.*, 2023). Tra i crostacei, *Munida tenuimana* e *Bathynectes maravigna* sono stati frequentemente osservati in stretta associazione con le colonie di *M. oculata* o su detrito corallino. Tra gli echinodermi, sono stati osservati *Cidaris cidaris*, *Gracilechinus* sp. e *Astropecten aranciacus*. Sui fondali fangosi, tra le specie strutturanti, spicca per frequenza e densità *A. cf. arbuscula*, seguita da *Funiculina quadrangularis*, rinvenuta solamente nella D9°, posizionata a levante e lontana dalle altre immersioni effettuate nel canyon; per quest'ultima è stata misurata un'altezza delle colonie fino a 160 cm.

Caso particolarmente rilevante riguarda *Acanella cf. arbuscula*, un keratoisidide rinvenuto in quasi tutte le immersioni su fondali fangosi, dove formava vere e proprie foreste costituite sia da adulti sia da giovanili, con densità fino a 2,94 col. m^{-2} . Si tratta di una specie considerata fragile e la presenza di foreste è un buon indicatore di ambienti incontaminati (Bo *et al.*, 2023). Alla stessa famiglia appartiene la più nota *Isidella elongata*, specie che in passato era considerata uno dei coralli di profondità più comuni nel bacino occidentale del Mar Mediterraneo e nota per la formazione di estese foreste (Mastrototaro *et al.*, 2017; Gerovasileiou *et al.*, 2019). Tuttavia, studi più recenti hanno evidenziato un forte declino delle sue popolazioni, un effetto attribuito principalmente all'impatto della pesca a strascico sui fondali profondi (Gerovasileiou *et al.*, 2019). Le foreste formate da questa specie sono considerate VME secondo la FAO (2009) e sono state incluse nella GFCM (Commissione Generale per la Pesca nel Mediterraneo) nella lista degli habitat sensibili (Cartes *et al.*, 2022). Studi condotti sulle foreste di *I. elongata* evidenziano dinamiche ecologiche analoghe a quelle osservate nel presente studio per *A. cf. arbuscula*, con la presenza di numerose specie di crostacei e pesci associate, fatto dovuto probabilmente alla maggiore tridimensionalità e alla ricchezza trofica di questo ambiente (Cartes *et al.*, 2013). Tra le specie associate osservate più frequentemente in questo

studio si segnalano, tra i crostacei, *Anamathia rissoana*, rinvenuta sopra le colonie di *A. cf. arbuscula*, e, tra i pesci, *Chlorophthalmus agassizi*, *Coelorinchus caelorhincus* e *Nezumia* sp. Nell'area di Deiva Marina, adiacente al sito di Levante, è stato stimato che, sulla base dell'estensione dell'area (5430000 m²) e della densità media delle colonie di *A. cf. arbuscula*, possano essere presenti fino a 8145000 colonie. A questo valore si aggiunge l'area stimata per la medesima specie individuata nel presente studio, pari a 1422104 m², all'interno della quale è stato stimato un numero potenziale di circa 1564314 colonie.

Le specie strutturanti presenti in questo studio sono minacciate dalla presenza di rifiuti urbani e attrezzi da pesca. L'elevata quantità di rifiuti di origine antropica è coerente con le caratteristiche della costa ligure, caratterizzata da un alto grado di urbanizzazione, da un intenso traffico marittimo, sia commerciale sia ricreativo, e da una stretta piattaforma continentale (Enrichetti *et al.*, 2020). Complessivamente, nell'area di studio sono stati registrati 147 rifiuti di varia natura, di cui il 60% sono attrezzi da pesca, mentre il 40% è rappresentato da rifiuti di origine urbana. I siti maggiormente impattati sono quelli situati all'interno del canyon, in particolare lungo la parete nord, dove la D6° presenta la densità più elevata di rifiuti, sia di origine urbana sia legati all'attività di pesca. L'accumulo di rifiuti di origine terrestre e di rifiuti scartati dalle imbarcazioni all'interno dei canyon riflette l'effetto imbuto di queste strutture topografiche e può essere associato a processi idrodinamici costieri ad alta energia come le tempeste (Bo *et al.*, 2023). L'*entanglement* interessa maggiormente *M. oculata* seguita da *A. cf. arbuscula* (16%). Gli oggetti più frequentemente coinvolti in tali eventi sono gli attrezzi da pesca, in particolare le lenze in nylon e le cime/corde/reti aggrovigliate a supporto di una pesca prevalentemente artigianale o ricreativa, essendo in effetti le tracce dello strascico lontane. In confronto al presente studio, il lavoro di Bo *et al.* (2023) ha interessato un'area significativamente più vasta (16.400 m² contro i 9.549,5 m² qui analizzati). Anche in tale contesto, la categoria predominante è risultata essere quella degli attrezzi da pesca. Risultati analoghi sono stati inoltre riportati da Angiolillo *et al.* (2023) per il Canyon di Dohrn e il Canale di Corsica in cui, nuovamente, gli attrezzi da pesca dominano.

Il Canyon di Levante è stato oggetto dell'applicazione dell'indice multiparametrico BARCS (*Bathyal coral Reefs Conservation Status*) nel lavoro di Enrichetti *et al.* (2025); in particolare, è stato condotto su due siti monitorati sia nel progetto *Marine Strategy Deep 2022* che in quello del 2025 (D1_2022* e D2_2022*). I risultati complessivi indicano uno stato di conservazione scarso. Se l'Indice di Struttura ha infatti restituito un valore elevato, suggerendo che, dal punto di vista strutturale, le colonie sono in buono stato e riescono a ospitare un'elevata biodiversità associata, dall'altro l'Indice di Impatto è risultato molto alto, indicando un'area particolarmente impattata dai rifiuti di origine antropica, con conseguenti eventi di *entanglement* sulle specie strutturali. Le evidenze raccolte per le

due immersioni coincidenti e per le restanti (almeno quelle in prossimità delle biocostruzioni) consentono di formulare alcune supposizioni sullo stato ecologico dei nuovi siti rispetto alla *baseline* esistente, mostrandosi quasi tutte in linea con il quadro di forte pressione descritto. Sebbene la ricchezza di specie megabentoniche e la densità di *Madrepora oculata* risultino mediamente inferiori rispetto a quanto riportato da Enrichetti *et al.* (2025) per la medesima area, riflettendosi potenzialmente in un punteggio di struttura più basso, diverso è per l'altezza media di *M. oculata* calcolata nel presente studio: il valore di 39,34 cm misurato corrisponderebbe infatti a un punteggio pari a 3 secondo le metriche BARCS, superando il punteggio di 2 riportato nel lavoro di riferimento. In merito all'Indice di Impatto, i risultati emersi dalle nove immersioni condotte in questo studio risultano del tutto sovrapponibili a quanto riportato da Enrichetti *et al.* (2025). Poiché anche nelle aree qui indagate è stata riscontrata una massiccia presenza di *marine litter* e un elevato numero di *entanglement*, è plausibile ipotizzare un punteggio di impatto elevato. In linea generale, si può ipotizzare che le immersioni condotte, in particolare quelle localizzate nella porzione centrale del canyon, riceverebbero una valutazione dello stato di conservazione analoga a quella della *baseline* esistente. Queste aree, quindi, risultando molto vulnerabili, meriterebbero misure di protezione significative. È auspicabile, in futuro, espandere l'area di applicazione dell'indice BARCS verso il Canyon di Deiva Marina a ponente e verso il Canyon di Mesco a nord, in prossimità del relitto Gioberti, essendo queste aree note per la presenza di biocostruzioni (Bo *et al.*, 2023).

6. CONCLUSIONI

Il valore di questo studio risiede nella sua capacità di implementare e aggiornare il quadro conoscitivo relativo a due siti già noti all'interno delle province a coralli bianchi (CWC) del Canyon di Bari e del Canyon di Levante; i dati raccolti si integrano con la letteratura preesistente, contribuendo ad una caratterizzazione ecologica più dettagliata e aggiornata di questi ecosistemi. L'aggiornamento dei parametri di densità, distribuzione e struttura di taglia consente infatti di monitorare l'evoluzione di queste biocenosi nel tempo, fornendo una risoluzione spaziale più fine, essenziale per confronti su scala regionale e di bacino. Tali studi di caratterizzazione biocenotica sono fondamentali per definire una *baseline* di stato ambientale, obiettivo cardine della Direttiva Quadro sulla Strategia Marina (MSFD) che mira a raggiungere e mantenere il Buono Stato Ambientale (GES) delle acque marine dell'Unione Europea, inclusi i fondali e le acque profonde, e a ridurre l'impatto delle attività umane adottando misure adeguate basate su standard metodologici e indicatori ecologici (Angiolillo *et al.*, 2023).

Alla luce di queste nuove evidenze, emerge l'urgenza di implementare strategie di tutela mirate alla protezione di questi ecosistemi marini vulnerabili; in tal prospettiva, l'adozione sistematica

dell'indice BARCS rappresenterebbe il passaggio fondamentale per trasformare queste osservazioni in misure di protezione concrete.

BIBLIOGRAFIA

- Angeletti, L., Ariadna, M., Doya, C., Micallef, A., Huvenne, V., Georgiopoulou, A., and Taviani, M. (2015). First report of live deep-water cnidarian assemblages from the Malta Escarpment. *Italian Journal of Zoology*, 82, 1-7.
- Angeletti, L., Castellan, G., Montagna, P., remia, A., Taviani, M. (2020). The “Corsica Channel Cold-Water Coral Province” (Mediterranean Sea). *Frontiers in Marine Science*, 7, 661.
- Angeletti, L., D’Onghia, G., Otero, M. D. M., Settanni, A., Spedicato, M. T., & Taviani, M. (2021). A perspective for best governance of the Bari canyon deep-Sea ecosystems. *Water*, 13(12), 1646.
- Angeletti, L., Prampolini, M., Foglini, F., Grande, V., & Taviani, M. (2020). Cold-water coral habitat in the Bari Canyon System, Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). In *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat* (pp. 811-824). Elsevier.
- Angeletti, L., Taviani, M., Canese, S., Foglini, F., Mastrototaro, F., Argnani, A., ... & Poliseno, A. (2014). New deep-water cnidarian sites in the southern Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 263-273.
- Angiolillo, M., Bo, M., Toma, M., Giusti, M., Salvati, E., Giova, A., ... & Tunesi, L. (2023). A baseline for the monitoring of Mediterranean upper bathyal biogenic reefs within the marine strategy framework directive objectives. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 194, 103963.
- Bargain, A., Marchese, F., Savini, A., Taviani, M., and Fabri, M.C. (2017). Santa Maria di Leuca Province (Mediterranean Sea): Identification of Suitable Mounds for Cold-Water Coral Settlement using Geomorphometric Proxies and Maxent Methods. *Frontiers in Marine Science*, 4.
- Bergamasco, A., and Malanotte-Rizzoli, P. (2010). The circulation of the Mediterranean Sea: a historical review of experimental investigations. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1(1), 11-28.
- Bianchi, C. N., & Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine pollution bulletin*, 40(5), 367-376.
- Bo, M., Bavestrello, G., Angiolillo, M., Calcagnile, L., Canese, S., Cannas, R., ... Quarta, G. (2015). Persistence of pristine deep-sea coral gardens in the Mediterranean Sea (SW Sardinia). *PLoS One*, 10(3), e0119393.
- Bo, M., Bertolino, M., Bavestrello, G., Canese, S., Giusti, M., Angiolillo, M., ... & Taviani, M. (2012). Role of deep sponge grounds in the Mediterranean Sea: a case study in southern Italy. *Hydrobiologia*, 687(1), 163-177.
- Bo, M., Coppari, M., Betti, F., Enrichetti, F., Bertolino, M., Massa, F., ... & Bavestrello, G. (2021). The high biodiversity and vulnerability of two Mediterranean bathyal seamounts support the need for creating offshore protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(3), 543-566.

Bo, M., Enrichetti, F., Betti, F., Gay, G., Quarta, G., Calcagnile, L., & Bavestrello, G. (2023). The cold-water coral province of the eastern Ligurian Sea (NW Mediterranean Sea): historical and novel evidences. *Front. Mar. Sci.* 10:1114417.

Boero, F., De Leo, F., Fraschetti, S., & Ingrosso, G. (2019). The cells of ecosystem functioning: towards a holistic vision of marine space. In *Advances in Marine Biology* (Vol. 82, pp. 129-153). Academic Press.

Brooke, S., Ross, S. W., Bane, J. M., Seim, H. E., & Young, C. M. (2013). Temperature tolerance of the deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the southeastern United States. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 92, 240-248.

Burkett, A., Anadu, J., Holzmann, M., Pawlowski, J., Pratt, R. B., & Rathburn, A. (2025). *Adhaerentella dendrocorona* gen. and sp. nov: An Attached Monothalamid Foraminifera From the Abyssal Pacific. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 72(6), e70045.

Cartes, J. E., Díaz-Viñolas, D., González-Irusta, J. M., Serrano, A., Mohamed, S., & Lombarte, A. (2022). The macrofauna associated to the bamboo coral *Isidella elongata*: to what extent the impact on isideidae affects diversification of deep-sea fauna. *Coral Reefs*, 41(4), 1273-1284.

Cartes, J. E., LoIacono, C., Mamouridis, V., López-Pérez, C., & Rodríguez, P. (2013). Geomorphological, trophic and human influences on the bamboo coral *Isidella elongata* assemblages in the deep Mediterranean: To what extent does *Isidella* form habitat for fish and invertebrates?. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 76, 52-65.

Chimienti, G., Angeletti, L., Rizzo, L., Tursi, A., & Mastrototaro, F. (2018). ROV vs trawling approaches in the study of benthic communities: the case of *Pennatulula rubra* (Cnidaria: Pennatulacea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(8), 1859-1869.

Chimienti, G., Bo, M., & Mastrototaro, F. (2018). Know the distribution to asses the changes: Mediterranean cold-water coral bioconstructions. *Rendiconti Lincei. Scienze fisiche e Naturali*, 29(3), 583-588.

Chimienti, G., Bo, M., Taviani, M., Mastrototaro, F. (2019). 19 Occurrence and Biogeography of Mediterranean Cold-water Corals. In *Mediterranean cold-water corals: Past, present and future* (pp. 216-243). Springer, Cham.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogliani, C., Galil, B. S., Gasol, J. M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-reyes, K., ... Voultsiadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PloS One* 5 (8): e11842.

Danovaro, R., Company, J. B., Corinaldesi, C., D'Onghia, G., Galil, B., Gambi, C., Gooday, A. J., Lampadariou, N., Luna, G. M., Morgi, C., Olu, K., Polymenakou, P., Ramirez-Llodra, E., Sabbatini, A., Sardà, F., Sibuet, M., & Tselepides, A. (2010). Deep-sea biodiversity in the Mediterranean Sea: the known, the unknown, and the unknowable. *PloS One*, 5(8), e11832.

Danovaro, R., Corinaldesi, C., Dell'Anno, A., Fabiano, M., & Corselli, C. (2005). Viruses, prokaryotes and DNA in the sediments of a deep-hypersaline anoxic basin (DHAB) of the Mediterranean Sea. *Environmental Microbiology*, 7(4), 586-592.

Danovaro, R., Snelgrove, P. V. R., & Tyler, P. (2014). Challenging the the paradigms of deep-sea ecology. *Trends Ecol. Evolut.* 29, 465-475.

de Juan, S., Moranta, J., Hinz, H., Barberá, C., Ojeda-Martinez, C., Oro, D., Ordines, F., Ólafsson, E., Demestre, M., Massutí, E., & Lleonart, J. (2012). A regional network of sustainable managed areas as the way forward for the implementation of an Ecosystem-Based Fisheries Management in the Mediterranean. *Ocean & Coastal Management*, 65, 51–58.

D'Onghia, G., Calculli, C., Capezzuto, F., Carlucci, R., Carluccio, A., Grehan, A., Indennidate, A., Mariorano, P., Mastrototaro, F., Pollice, A., Russo, T., Savini, A., Sion, L., and Tursi, A. (2017). Anthropogenic impact in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province (Mediterranean Sea): observations and conservation straits. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 145, 87-101.

Emig, C. C., Geistdoerfer, P. (2004). The Mediterranean deep-sea fauna: Historical evolution, bathymetric variations and geographical changes. *Carnets de Géologie (Notebooks on Geology), Articles*.

Enrichetti, F., Dominguez-Carrió, C., Toma, M., Bavestrello, G., Canese, S., and Bo, M. (2020). Assessment and distribution of seafloor litter on the deep Ligurian continental shelf and shelf break (NW Mediterranean Sea). *Mar. Poll. Bull.* 151, 110872. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110872

Enrichetti, F., Toma, M., Bavestrello, G., Betti, F., Giusti, M., Canese, S., ... & Bo, M. (2023). Facies created by the yellow coral *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816): Origin, substrate preferences and habitat complexity. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 195, 104000.

Fabri, M. C., Brind'Amour, A., Jadaud, A., Galgani, F., Vaz, S., Taviani, M., ... & Danovaro, R. (2018). Review of literature on the implementation of the MSFD to the deep Mediterranean Sea.

Fabri, M-C., Pedel, L., Beuck, L., Galgani, F., Hebbeln, D., and Freiwald, A. (2014). Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French Mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 187, 103831.

Fanelli, E., Delbono, I., Ivaldi, R., Pratellesi, M., Cocito, S., & Peirano, A. (2017). Cold-water coral *Madrepora oculata* in the eastern Ligurian Sea (NW Mediterranean): Historical and recent findings. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(5), 965-975.

FAO, 2009. Report of the Technical Consultation on International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas, Rome. 4-8 February and 25-29 August 2008, FAO Fisheries and Aquaculture report, 881, pp86.

Freiwald, A., Beuck, L., Rüggeberg, A., Taviani, M., Hebbeln, D., & R/V Meteor Cruise M70-1 Participants (2009). The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV surveys. *Oceanography*, 22(1), 58-74.

Garcia, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lassere, G. (2003). The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fish. Tech. Pap. 443, 71.

- Gerovasileiou, V., Smith, C. J., Kiparissis, S., Stamouli, C., Dounas, C., & Mytilineou, C. (2019). Updating the distribution status of the critically endangered bamboo coral *Isidella elongata* (Esper, 1788) in the deep Eastern Mediterranean Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100610.
- Giusti, M., Canese, S., Fourt, M., Bo, M., Innocenti, C., Goujard, A., ... & Tunesi, L. (2019). Coral forests and Derelict Fishing Gears in submarine canyon systems of the Ligurian Sea. *Progress in Oceanography*, 178, 102186.
- Gori, A., Orejas, C., Madurell, T., Bramanti, L., Martins, M., Quintanilla, E., ... & Gili, J. M. (2013). Bathymetrical distribution and size structure of cold-water coral populations in the Cap de Creus and Lacaze-Duthiers canyons (northwestern Mediterranean). *Biogeosciences*, 10(3), 2049-2060.
- Harris, P. T., & Whiteway, T. (2011). Global distribution of large submarine canyons: Geomorphic differences between active and passive continental margins. *Marine geology*, 285(1-4), 69-86.
- Hayes, D. R., Schroeder, K., Poulain, P. M., Testor, P., Mortier, L., Bosse, A., & du Madron, X. (2019). 18 Review of the Circulation and Characteristics of Intermediate Water Masses of the Mediterranean: Implications for Cold-Water Coral Habitats. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future: Understanding the Deep-Sea Realms of Coral* (pp. 195-211). Cham: Springer International Publishing.
- Hogg, M. M., Tendal, O. S., Conway, K. W., Pomponi, S. A., Van Soest, R. W. M., Gutt, J., ... & Roberts, J. M. (2010). Deep-sea sponge grounds: reservoirs of biodiversity. *UNEP-WCMC biodiversity series*, 32, 1-86.
- Issaris, Y., Katsanevakis, S., Pantazi, M., Vassilopoulou, V., Panayotidis, P., Kavadas, S., ... and Karris, G. (2012). Ecological mapping and data quality assessment for the needs of ecosystem-based marine spatial management: case study Greek Ionian Sea and the adjacent gulfs. *Mediterranean Marine Science*, 13(2), 297-311.
- Janocko, M., Cartigny, M. B. J., Nemeč, W., & Hansen, E. W. M. (2013). Turbidity current hydraulics and sediment deposition in erodible sinuous channels: laboratory experiments and numerical simulations. *Marine and Petroleum Geology*, 41, 222-249.
- Klinck, J. M. (1996). Circulation near submarine canyons: A modelling study. *Journal of Geophysical Research*, 101, 1211-1223.
- Longo, C., Mastrototaro, F., and Corriero, G. (2005). Sponge fauna associated with a Mediterranean deep-sea coral bank. *J Mar Biol Assoc UK* 85:1341-1352.
- Mastrototaro, F., Chimienti, G., Acosta, J., et al (2017). *Isidella elongata* (Cnidaria: Alcyonacea) facies in the western Mediterranean Sea: visual survey and descriptions of its ecological role. *Eur Zool J* 84:209-225.
- Miller, R. J., Hocevar, J., Stone, R. P., and Fedorov, D. V. (2012). Structure-forming corals and sponges and their use as fish habitat in Bering Sea submarine canyons, *PLoS One* 7, e33885.
- Montefalcone, M., Tunesi, L., & Ouerghi, A. (2021). A review of the classification systems for marine benthic habitats and the new updated Barcelona Convention classification for the Mediterranean. *Marine Environmental Research*, 169, 105387.

- Nibakken, J. W. (1993). *Marine biology: an ecological approach*. 3 ed. *Harper Collins Coll. Publ.*, New York.
- Orejas, C., Gori, A., Lo Iacono, C., Puig, P., Gili, J., & Dale, M. (2009). Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: Spatial distribution, density and anthropogenic impact. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 37–51. <https://doi.org/10.3354/meps08314>
- Otero, M.M., Numa, C., Bo, M., Orejas, C., Garrabou, J., Cerrano, C., et al., 2017. Overview of the Conservation Status of the Mediterranean Anthozoans, vol. 73. IUCN, Malaga.
- Pérès, J.-M., & Picard, J. (1964). *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée*.
- Pierdomenico, M., Casalbore, D., & Chiocci, F. L. (2020). The key role of canyons in funnelling litter to the deep sea: A study of the Gioia Canyon (Southern Tyrrhenian Sea). *Anthropocene*, 30, 100237.
- Roberts, J. M., Wheeler, A. J., and Freiwald, A. (2006). Reefs of the deep: The biology and geology of cold-water coral ecosystems, *Science*, 312, 543–547.
- Roberts, J. M., Wheeler, A., Freiwald, A. et al (2009). Cold-water corals: the biology and geology of deep-sea coral habitats. *Cambridge University Press*, New York.
- Rueda, J. L., Urra, J., Aguilar, R., Angeletti, L., Bo, M., García-Ruiz, C., ... & Taviani, M. (2019). 29 Cold-Water coral associated fauna in the mediterranean sea and adjacent areas. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future: Understanding the Deep-Sea Realms of Coral* (pp. 295-333). Cham: Springer International Publishing.
- Robert, K., Jones, D. O., Tyler, P. A., Van Rooij, D., & Huvenne, V. A. (2015). Finding the hotspots within a biodiversity hotspot: fine-scale biological predictions within a submarine canyon using high-resolution acoustic mapping techniques. *Marine Ecology*, 36(4), 1256-1276.
- Salgado-Hernanz, P. M., Regaudie de Gioux, A., Antoine, D., & Basterretxea, G. (2022). Pelagic primary production in the coastal Mediterranean Sea: variability, trends and contribution to basin scale budgets. *Biogeosciences*, 19(1), 47-69.
- Sardá Amills, F., Calafat Frau, A., Flexas, M. D. M., Tselepides, A., Canals Artigas, M., Espino Infantes, M., & Tursi, A. (2004). An introduction to Mediterranean deep-sea biology. *Scientia Marina*, vol. 68(Suppl 3), 7-38.
- Savini, A., Vertino, A., Marchese, F., Beuck, L., and Freiwald, A. (2014). Mapping Cold-Water Coral Habitats at Different Scales within the Northern Ionian Sea (Central Mediterranean): An Assessment of Coral Coverage and Associated Vulnerability. *PloS One*, 9(1), e87108.
- Snelgrove, P. V. (1999). Getting to the bottom of marine biodiversity: sedimentary habitats: ocean bottoms are the most widespread habitat on earth and support high biodiversity and key ecosystem services. *BioScience*, 49(2), 129-138.
- Suess, E. (2014). Marine cold seeps and their manifestations: geological control, biogeochemical criteria and environmental conditions. *International journal of earth sciences*, 103(7), 1889-1916.
- Taviani, M. (2013). Marine chemosynthesis in the Mediterranean Sea. In *The Mediterranean Sea: Its history and present challenges* (pp. 69-83). Dordrecht: Springer Netherlands.

Taviani, M., Freiwald, A., and Zibrowius, H. (2005). Deep coral growth in the Mediterranean Sea: An overview. In A. Freiwald and J. M. Roberts (A c.Di), *Cold-Water Corals and Ecosystem* (pp 137-156). Springer.

Taviani, M., Angeletti, L., Canese, S., Cannas, R., Cardone, F., Cau, A. B., Follesa, M., Marchese, F., Montagna, P., and Tessarolo, C. (2017). The “Sardinian cold-water coral province” in the context of the Mediterranean coral ecosystems. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 145, 61-78.

Taviani, M., Angeletti, L., Cardone, F., Montagna, P., and Danovaro, R. (2019). A unique and threatened deep water coral-bivalve biotope new to the Mediterranean Sea offshore the Naples megalopolis. *Scientific Reports*, 9, 1-12.

Templado, J., Guallart, J., Capa, M., & Luque, Á. A. (2009). 1170 Arrecifes.

Trincardi, F., Fogliini, F., Verdicchio, G., Asioli, A., Correggiari, A., Minisini, D., ... & Taviani, M. (2007). The impact of cascading currents on the Bari Canyon System, SW-Adriatic margin (Central Mediterranean). *Marine Geology*, 246(2-4), 208-230.

Tsimplis, M. N., Zervakis, V., Josey, S. A., Peneva, E. L., Struglia, M. V., Stanev, E. V., ... & Oguz, T. (2006). Changes in the oceanography of the Mediterranean Sea and their link to climate variability. In *Developments in earth and environmental sciences* (Vol. 4, pp. 227-282). Elsevier.

Turchetto, M., Boldrin, A., Langone, L., Miserochi, S., Tesi, T., & Fogliini, F. (2007). Particle transport in the Bari canyon (southern Adriatic Sea). *Marine Geology*, 246(2-4), 231-247.

Tursi, A., Mastrototaro, F., Matarrese, A., et al (2004). Biodiversity of the white coral reefs in the Ionian Sea (central Mediterranean). *Chem Ecol* 20:107-116.

UNEP/MAP-SPA/RAC, 2013. SAP/RAC: SPA-BD Protocol- Annex II: List of endangered or threatened species.

UNEP-MAP RAC/SPA. (2009). *Synthesis of National Overviews on Vulnerability and Impacts of Climate Change on Marine and Coastal Biological Diversity in the Mediterranean Region*. UNEP-MAP RAC/SPA.

UNEP-MAP RAC/SPA. (2010). *The Mediterranean Sea Biodiversity: State of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities*.

UNEP-MAP RAC/SPA. (2021). Interpretation manual of the reference list of marine habitat types in the Mediterranean of the Barcelona Convention. UNEP/MAP – RAC/SPA.

Vertino, A., Taviani, M., Corselli, C. (2019). 9 Spatio-Temporal Distribution of Mediterranean Cold-Water Corals. In: Orejas, C., Jiménez, C. (eds) *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Coral Reefs of the World, vol 9. Springer, Cham.

Wienberg, C., Hebbeln, D., Fink, H. G., Mienis, F., Dorschel, B., Vertino, A., ... & Freiwald, A. (2009). Scleractinian cold-water corals in the Gulf of Cádiz—first clues about their spatial and temporal distribution. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56(10), 1873-1893.

Würtz, M. (2012). 1.1. Submarine canyons and their role in the Mediterranean ecosystem. *Mediterranean Submarine Canyons*, 11.

Würtz, M. & Rovere, M. (2015). *Atlas of the Mediterranean Seamounts and Seamount-like Structures*. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. 276 pages.

Zibrowius, H (2003). The “White Coral Community”, canyon and seamounts faunas of the deep Mediterranean Sea. Project Report for the preparation of a Strategic Action Plan for the Conservation of Biological Diversity in the Mediterranean Region (SAP BIO). pp 39.