

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**

**Monitoraggio dello stato ambientale di due habitat a coralli bianchi del
Mediterraneo nell'ambito della *Marine Strategy Framework Directive***

*Monitoring the environmental status of two Mediterranean CWC reef habitats
within the Marine Strategy Framework Directive*

Laureanda:

Doriana Agata Ferrante

Relatori:

Dott. Francesco Enrichetti

Prof.ssa Marzia Bo

Correlatore:

Prof.ssa Monica Montefalcone

ANNO ACCADEMICO 2025-2026

RIASSUNTO

I coralli bianchi sono tra i principali organismi biocostruttori degli ecosistemi batiali, capaci di generare strutture tridimensionali complesse che sostengono elevati livelli di biodiversità negli ambienti profondi. Nel Mar Mediterraneo, tali ecosistemi sono sempre più esposti a pressioni antropiche, tra cui la pesca a strascico e l'accumulo di rifiuti marini, che ne compromettono l'integrità strutturale ed il funzionamento. Solo negli ultimi due decenni, grazie allo sviluppo dei *Remote Operated Vehicles* (ROV), è stato possibile acquisire dati quali-quantitativi sulla distribuzione, struttura e conservazione dei *reef* profondi, sebbene difficoltà operative, elevati costi e la limitata disponibilità di serie temporali ne ostacolano ancora il monitoraggio. In questo contesto, la *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD 2008/56/EC) richiede agli Stati membri di raggiungere e mantenere il *Good Environmental Status* (GES) attraverso programmi di monitoraggio standardizzati basati su indicatori che utilizzano un approccio ecosistemico.

La presente tesi si propone di monitorare lo stato ambientale di due habitat a coralli bianchi del Mar Tirreno occidentale, situati nel Canale di Corsica e nel Canyon di Dohrn, nell'ambito dell'attuazione della MSFD da parte dell'Istituto Superiore per la Ricerca e la Protezione Ambientale (ISPRA). Grazie all'impiego di video-transetti, è stato possibile confrontare le indagini condotte nel 2020 e nel 2024. I parametri analizzati sono stati selezionati in riferimento ai descrittori D1 (Biodiversità), D6 (Integrità dei fondali) e D10 (Rifiuti marini) della MSFD, al fine di garantire coerenza con il quadro normativo europeo. Tali parametri, quantificabili tramite analisi dei video ROV, includono la composizione del substrato, la diversità associata, la struttura di popolazione delle principali specie strutturanti, nonché l'abbondanza, la composizione e impatto della spazzatura marina.

I risultati del monitoraggio indicano variazioni di minima entità nel corso dei quattro anni, con alcune differenze attribuibili principalmente alla difficoltà di ripercorrere esattamente i tracciati ROV o a variazioni negli approcci operativi. In questo contesto, la valutazione sintetica dello stato di conservazione tramite l'indice multiparametrico *Bathyal coral Reef Conservation Status* (BARCS) rappresenta un approccio altamente standardizzato in grado di ridurre tali criticità. L'indice integra parametri strutturali e indicatori di pressione antropica, fornendo una misura complessiva della condizione ecologica dei *reef* e permettendo di discriminare chiaramente le differenti condizioni ecologiche tra le due aree di studio, legate soprattutto a caratteristiche geomorfologiche e intensità delle pressioni antropiche. Nel complesso, i risultati confermano una relativa stabilità delle condizioni ambientali nel periodo di monitoraggio e sottolineano

l'importanza di protocolli replicabili e di indicatori sintetici capaci di integrare diverse variabili, per una valutazione più efficace dello stato ecologico degli habitat batiali.

ABSTRACT

White corals are among the main ecosystem engineers of bathyal environments, capable of building complex three-dimensional structures that sustain high levels of biodiversity in deep-sea habitats. In the Mediterranean Sea, these ecosystems are increasingly exposed to anthropogenic pressures, including bottom trawling and the accumulation of marine litter, which compromise their structural integrity and ecological functioning. Only in the last two decades, with the development of Remotely Operated Vehicles (ROVs), has it become possible to collect qualitative and quantitative data on the distribution, structure, and conservation status of deep coral reefs. However, operational constraints, high costs, and the limited availability of long-term time series still hinder consistent monitoring efforts. Within this context, the Marine Strategy Framework Directive (MSFD 2008/56/EC) requires Member States to achieve and maintain Good Environmental Status (GES) through standardised monitoring programs based on ecosystem-based indicators. This thesis aims to assess the environmental status of two white coral habitats in the western Tyrrhenian Sea, located in the Corsica Channel and the Dohrn Canyon, within the context of MSFD implementation by the Italian Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA). Using ROV video transects, a comparative analysis was conducted between surveys carried out in 2020 and 2024. The selected parameters were aligned with MSFD Descriptors D1 (Biodiversity), D6 (Seafloor Integrity), and D10 (Marine Litter), ensuring consistency with the European regulatory framework. These ROV-derived parameters included substrate composition, associated biodiversity, population structure of the main reef-building species, and the abundance, composition, and impact of marine litter. The monitoring results indicate only minor variations over the four-year period, with some differences mainly attributable to the difficulty of precisely replicating ROV transects and to operational variability. In this context, the synthetic assessment of conservation status through the multiparametric BATHYAL Coral Reef Conservation Status (BARCS) index provides a highly standardised approach that helps mitigate these limitations. By integrating structural parameters with indicators of anthropogenic pressure, the index provides an overall evaluation of reef condition and clearly discriminates between the ecological status of the two study areas, which are primarily shaped by geomorphological features and differ in levels of human pressure. Overall, the findings suggest relative stability in environmental conditions during the monitoring period

and highlight the importance of replicable protocols and integrative indicators that combine multiple variables for a more effective assessment of the ecological status of bathyal habitats.

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
1.1 <i>Ecosistemi a coralli bianchi.....</i>	1
1.2 <i>Province a coralli bianchi del Mar Mediterraneo</i>	4
1.3 <i>Vulnerabilità e principali pressioni.....</i>	8
1.4 <i>Misure di conservazione.....</i>	10
1.5 <i>Monitoraggio degli ambienti batiali e Marine Strategy Framework Directive.....</i>	12
2. SCOPO DELLA TESI	17
3. MATERIALI E METODI	18
3.1 <i>Aree di studio</i>	18
3.2 <i>Campagne oceanografiche e indagini ROV.....</i>	20
3.2.1 <i>Area del Canale di Corsica</i>	21
3.2.2 <i>Area del Canyon di Dohrn</i>	23
3.3 <i>ROV-imaging e analisi dei parametri.....</i>	26
3.4 <i>Applicazione dell'Indice BARCS</i>	29
4. RISULTATI	33
4.1 <i>Monitoraggio del Canale di Corsica.....</i>	33
4.1.1 <i>Distribuzione ed estensione delle aree a corallo bianco</i>	33
4.1.2 <i>Diversità delle comunità batiali oggetto di studio.....</i>	35
4.1.3 <i>Abbondanza e struttura di taglia delle popolazioni target.....</i>	37
4.1.4 <i>Rifiuti antropici ed entanglement</i>	41
4.2 <i>Monitoraggio del Canyon Dohrn.....</i>	43
4.2.1 <i>Distribuzione ed estensione delle aree a corallo bianco</i>	43
4.2.2 <i>Diversità delle comunità batiali oggetto di studio.....</i>	45
4.2.3 <i>Abbondanza e struttura di taglia delle popolazioni target.....</i>	48
4.2.4 <i>Rifiuti antropici ed entanglement</i>	52
4.3 <i>Applicazione dell'indice BARCS.....</i>	55
4.3.1 <i>Indice di struttura</i>	55
4.3.2 <i>Indice d'impatto</i>	56
5. DISCUSSIONE	59
6. CONCLUSIONI.....	65
BIBLIOGRAFIA	67
MATERIALE SUPPLEMENTARE	73

RINGRAZIAMENTI 83

1. INTRODUZIONE

1.1 Ecosistemi a coralli bianchi

Gli ecosistemi a coralli bianchi rappresentano una delle componenti più emblematiche e vulnerabili del batiale del Mar Mediterraneo (Chimienti et al., 2018; Angiolillo et al., 2023). I coralli bianchi fanno parte di un ampio raggruppamento ecologico di cnidari chiamati coralli di acque fredde o *cold-water corals* (CWCs), adattati a vivere al di sotto dei 200 m di profondità, in condizioni di scarsa o nulla luminosità, temperature stabilmente basse (tra i 4° e i 12°C) e di idrodinamismo sostenuto (Roberts et al., 2006; Chimienti et al., 2018). I *cold-water corals* comprendono specie azooxantellate e strutturanti (o *habitat-former*) di dimensioni cospicue, che colonizzano sia fondi duri che fondi incoerenti e la cui presenza sostiene una ricca fauna associata (Roberts et al., 2006). Tra i CWCs si annoverano diversi gruppi tassonomici, tra cui la classe Octocorallia (e.g. gorgonie, coralli molli, pennatulacei) e gli ordini Antipatharia (coralli neri) e Scleractinia (madrepore). Tuttavia, soltanto alcune specie di sclerattinie (chiamate coralli bianchi) rivestono il ruolo di biocostruttori primari, essendo in grado di edificare substrati biogenici, depositando progressivamente cristalli di aragonite all'interno dello scheletro rigido, e di persistere nel tempo anche dopo la loro morte (Roberts et al., 2006; Chimienti et al., 2018; UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Analogamente alle scogliere coralline tropicali, anche le sclerattinie di acque profonde mediterranee sono capaci di dare vita a veri e propri ecosistemi, nonostante siano rappresentate da un minor numero di specie rispetto alle controparti superficiali. (Pérès & Picard, 1964; Roberts et al., 2006; Chimienti et al., 2018). Le sclerattinie strutturanti del Mediterraneo profondo sono specie relitte plio-pleistoceniche di origine atlantica. La loro presenza è legata, infatti, alla complessa storia evolutiva del bacino, segnata da periodi di isolamento e siccità, estinzioni di massa e successive ondate di ricolonizzazione (Bianchi et al., 2012). In particolare, l'alternarsi dei periodi glaciali e interglaciali del Quaternario (Fink et al., 2015) ha favorito l'ingresso e la stabilizzazione di specie ad affinità fredda, come documentato sia nell'eredità fossile sia nella composizione della fauna profonda attuale (Chimienti et al., 2019; Evans et al., 2019; Taviani et al., 2019; Bo et al., 2023).

Le biocenosi a coralli bianchi (Fig. 1) sono dominate da due specie coloniali *Madrepora oculata* (Linnaeus, 1758) e *Desmophyllum pertusum* (= *Lophelia pertusa*) (Linnaeus, 1758), alle quali è spesso associata una specie pseudo-coloniale, *Desmophyllum dianthus* (= *Desmophyllum cristagalli*) (Esper, 1794) (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). *M. oculata* e *D. pertusum* presentano differenze significative nella struttura dello scheletro, che si riflettono sull'architettura dei loro

coral-framework. *D. pertusum* forma aggregazioni più compatte e irregolari, con rami tozzi e polipi svasati, e porzioni viventi più piccole che raramente superano i 20 cm di altezza (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Al contrario, *M. oculata* possiede un distintivo pattern a zig-zag delle ramificazioni dalle quali originano intricate *canopy* composte da colonie viventi, che possono raggiungere 70 cm di altezza e 50 cm di larghezza (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). *D. dianthus* è una specie caratterizzata da calici solitari che non danno mai origine a *framework* complessi, anche se contribuisce significativamente a consolidare e ad arricchire la biocostruzione, incrementandone l'eterogeneità. Generalmente, le colonie sono orientate perpendicolarmente alla corrente dominante. Dal punto di vista batimetrico, la cosiddetta “triade bianca” domina nella zona batiale: *M. oculata* e *D. dianthus* prevalgono nel batiale superiore (*upper bathyal*, 200–500 m), mentre *D. pertusum* è più comune nel batiale inferiore (*lower bathyal*, 500–3000 m) (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021) (Fig. 1).

Gli ecosistemi dominati dai coralli bianchi costituiscono uno degli habitat più importanti del *deep sea* e una biocenosi climax della zona batiale a livello globale e del Mediterraneo (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). Si tratta di aree fortemente eterogenee che spezzano la monotonia dei fondali profondi, tipicamente fangosi, dove si alternano *patch* di corallo vivo e di corallo morto, tanatocenosi, *coral rubble* e sedimenti fini, che, nell'insieme, generano un mosaico di microhabitat (Rueda et al., 2019; Bo et al., 2023). I coralli bianchi e gli altri CWCs di grandi dimensioni sono fra i principali *ecosystem engineers*, che, grazie alla loro struttura tridimensionale, aumentano la complessità spaziale e funzionale dei fondali marini profondi, dando origine a una moltitudine di nicchie ecologiche e fornendo una ampia gamma di servizi ecosistemici (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021).

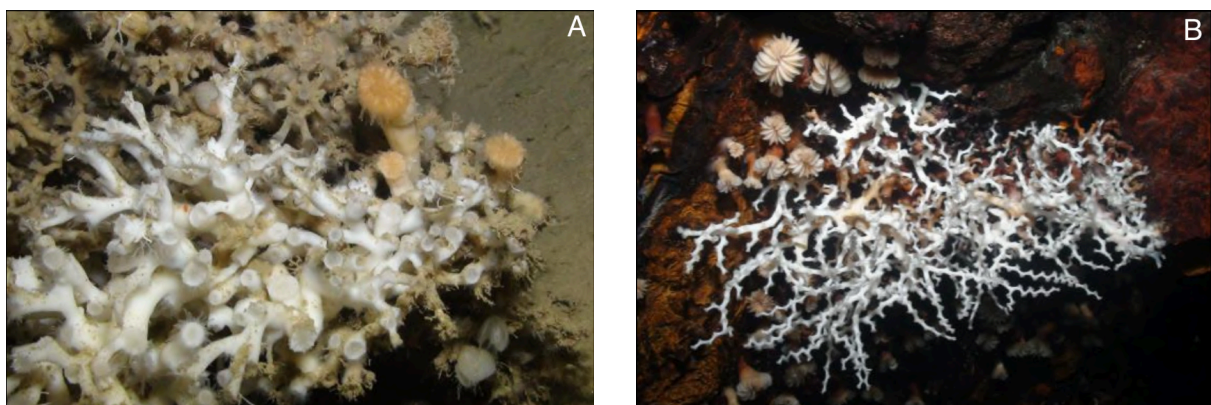


Figura 1. A) *Desmophyllum pertusum* e *Desmophyllum dianthus*. Crediti foto: S. Canese, ISPRA; B) *Madrepora oculata* e *Desmophyllum dianthus*. Crediti foto: G. Gay, da RAC/SPA, 2021.

Svolgono un ruolo strutturale chiave nel modellare l'ambiente chimico-fisico circostante: stabilizzano i substrati incoerenti, intercettano le correnti riducendone la velocità, intrappolano larve e convogliano la materia organica proveniente dagli strati più superficiali della colonna

d'acqua, incrementando la disponibilità di nutrienti (Buhl-Mortensen et al., 2010). Questi habitat hanno un effetto positivo nella regolazione dei cicli biogeochimici (e.g. ciclo del carbonio) e sui processi coinvolti nel *benthic-pelagic coupling*, favorendo una forte connessione tra l'ambiente pelagico e l'ambiente bentonico (Van Oevelen et al., 2009; Rossi et al., 2017). Rappresentano inoltre fondamentali poli di attrazione per la macrofauna e la megafauna bentonica profonda, vagile, sessile e demersale (D'Onghia et al., 2012; Rueda et al., 2019). L'intricato labirinto di rami e cavità attira un'elevata diversità di organismi, che sfrutta questi luoghi come aree di foraggiamento e riproduzione (*spawning sites* e *nursery grounds*) e come rifugi (Rueda et al., 2019; Bo et al., 2023). La complessità e la ricca fauna associata favoriscono la presenza di zone di pesca (*o fishing grounds*) ad alta produttività ed elevato valore economico; specie vagili, come pesci e invertebrati (e.g. cefalopodi e crostacei) di interesse commerciale, beneficiano della presenza di biocostruzioni per l'elevata densità di zooplankton, prede bentoniche e detrito organico (D'Onghia et al., 2017; D'Onghia, 2019). I *framework* generano poi un substrato duro secondario ottimale per l'insediamento larvale di specie sessili, come coralli neri, gorgonie, bivalvi, brachiopodi e policheti. Infine, i coralli bianchi conservano nello scheletro informazioni paleo-ambientali sulle proprietà fisico-chimiche dell'acqua in cui si sono sviluppati.

Gli ecosistemi a coralli bianchi mediterranei costituiscono incredibili *hotspot* di biodiversità, popolati da oltre 500 specie (D'Onghia et al., 2011; Rueda et al., 2019). Di conseguenza, l'esplorazione e il monitoraggio non si limitano soltanto alla triade bianca, ma diventano una finestra sull'intera comunità bentonica associata. Tra queste sono incluse altre specie di CWCs che, in quanto specie strutturanti e cospicue, svolgono ruoli ecologici essenziali e simili a quelli di *M. oculata* e *D. pertusum*. Tali organismi contribuiscono in modo significativo alla funzionalità dell'ecosistema. Alcuni esempi sono le foreste animali di antipatari, tra cui *Antipathes dichotoma*, *Leiopathes glaberrima* e *Parantipathes larix*, oppure altre sclerattinie coloniali come *Dendrophyllia cornigera* che genera *bioherms* composti da tanatocenosi alternate a colonie vive (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021) (Fig. 2A). Diverse specie di antozoi e poriferi spesso coesistono, formando comunità animali miste e stratificate, che rafforzano il collegamento tra l'ambiente pelagico e quello bentonico e fungono a loro volta da poli di attrazione e substrati secondari. Poiché favorite dalle medesime condizioni abiotiche, le comunità eterotrofe possono includere *facies* di grandi bivalvi, quali *Acesta excavata* (Fabricius, 1779) e *Neopycnodonte zibrowii* (Gofas, C. Salas & Taviani, 2009), che prediligono substrati duri a sviluppo verticale (Fig. 2C). Quest'ultima è una specie estremamente longeva, con

individui che possono raggiungere i 500 anni di età, e rappresenta un importante indicatore ecologico negli studi paleoclimatici.

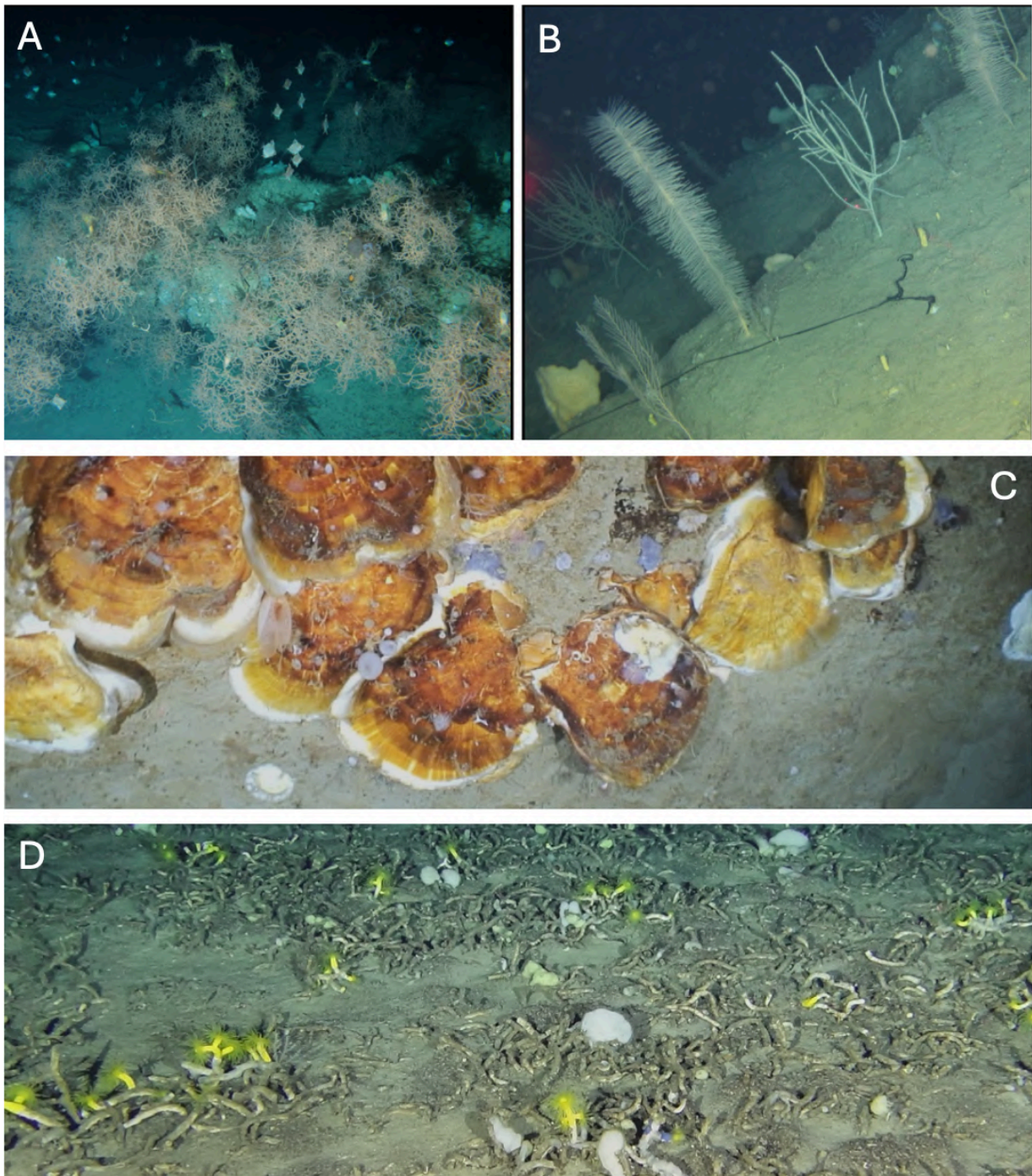


Figura 2. A) Facies a *L. glaberrima* e aggregazione di *C. aper*. B) Facies mista a *P. larix*, *C. verticillata* e *A. dichotoma*, con poriferi e *B. viridis*. C) Facies a *N. zibrowii*; D) Facies a *D. cornigera*. Crediti foto A, B, C, D: S. Canese, ISPRA.

1.2 Province a coralli bianchi del Mar Mediterraneo

La storia della ricerca scientifica mediterranea evidenzia come, sebbene la presenza di CWCs fosse nota nell'Oceano Atlantico, nel Mar Mediterraneo i coralli bianchi fossero inizialmente conosciuti soprattutto come record fossili (Zibrowius, 1980; Evans et al., 2019). I primi

ritrovamenti di esemplari vivi risalgono agli inizi del '900, dal Mare di Alboran fino al Mar Egeo e al Canale di Sicilia. Tra gli anni '90 e i primi anni 2000, i ritrovamenti vivi erano rari e spesso accidentali, ma la scoperta di biocostruzioni coralline ha stimolato campagne oceanografiche mirate all'esplorazione dei fondali profondi. Negli ultimi 20 anni, tali ricerche hanno portato alla scoperta di numerosi siti a coralli bianchi, con una distribuzione progressivamente più rarefatta dal bacino occidentale a quello levantino, e assenza lungo le coste del Nord Africa, storicamente meno esplorate (Chimienti et al., 2018; Evans et al., 2019; UNEP-MAP RAC/SPA, 2021).

La distribuzione delle biocenosi a coralli bianchi è guidata dall'interazione tra parametri ambientali quali la topografia e una combinazione di masse d'acqua fredde, ben ossigenate e ricche di nutrienti (Chimienti et al., 2019). Nello specifico, nei mari italiani, queste biocostruzioni si trovano tra i 180 e i 1100 m di profondità, spesso all'interno di sistemi di canyon o in zone ad elevata turbolenza, come montagne sottomarine, pendii e scarpate, lungo il percorso della Corrente Intermedia Levantina (LIW) (Chimienti et al., 2019; Taviani et al., 2019). Si tratta di una massa d'acqua relativamente fredda (13,2°-14,0°C) che si genera a partire da acque superficiali di provenienza atlantica che si spingono fino al bacino orientale dove, diventando sempre più salate e dense per effetto dell'eccessiva evaporazione, sprofondano tra i 200 e i 600 m al di sopra della *deep current* (Millot, 1999; Taviani et al., 2017). Dal settore orientale, la LIW fluisce verso ovest attraversando tutto il settore settentrionale, passando dal Mar Adriatico al Canale di Sicilia, fino al bacino occidentale, per poi rientrare nell'Oceano Atlantico attraverso lo Stretto di Gibilterra (Millot, 1999). Questa massa d'acqua, oltre a fornire ossigeno e nutrienti, facilita il trasporto larvale e riduce i livelli di sedimentazione (o *silting*), stabilendo condizioni idonee alla colonizzazione da parte di specie sessili filtratrici (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021). In corrispondenza della profondità della LIW, la triade bianca trova un contesto ambientale favorevole tale da garantire uno sviluppo rigoglioso delle colonie, dando origine ai *reef*. I *reef* sono strutture topografiche a cresta, lunghe fino a 20 km e che si innalzano dal fondale fino a 150 m di altezza, in grado di modificare i regimi idrodinamici e sedimentari locali (UNEP-MAP RAC/SPA, 2021; Bo et al., 2023). Successivi periodi di sviluppo, accompagnati dalla deposizione di sedimenti fini e da fenomeni di erosione, possono portare alla formazione di *coral mounds*, ovvero elevazioni costituite da strutture coralline subfossili, talvolta sovrastate da *reef* vivente oppure coperte da *framework* di coralli morti e *coral rubble* disperso nel fango (Roberts et al., 2006). I *mounds* sono strutture carbonatiche allungate e con fianchi ripidi, alte da 25 a 50 m e larghe da 100 a 800 m, che spesso si presentano in gran numero. Le specie della triade bianca si sviluppano solitamente su substrati duri di varie

inclinazioni, formando estese biocostruzioni, ma possono presentarsi anche come piccoli *patch reef* o colonie isolate (Roberts et al., 2006; Angeletti et al., 2020). Nel bacino mediterraneo sono anche segnalate numerose aree di depositi di coralli bianchi morti, subfossili (tanatocenosi o *bioherms*), risalenti ad oltre 9000 anni fa, prima del termine dell'ultima glaciazione, quando erano molto comuni grazie a condizioni di temperatura, idrodinamismo e sedimentazione diverse da quelle attuali (Zibrowius, 1980; Corselli, 2001; Fink et al., 2015).

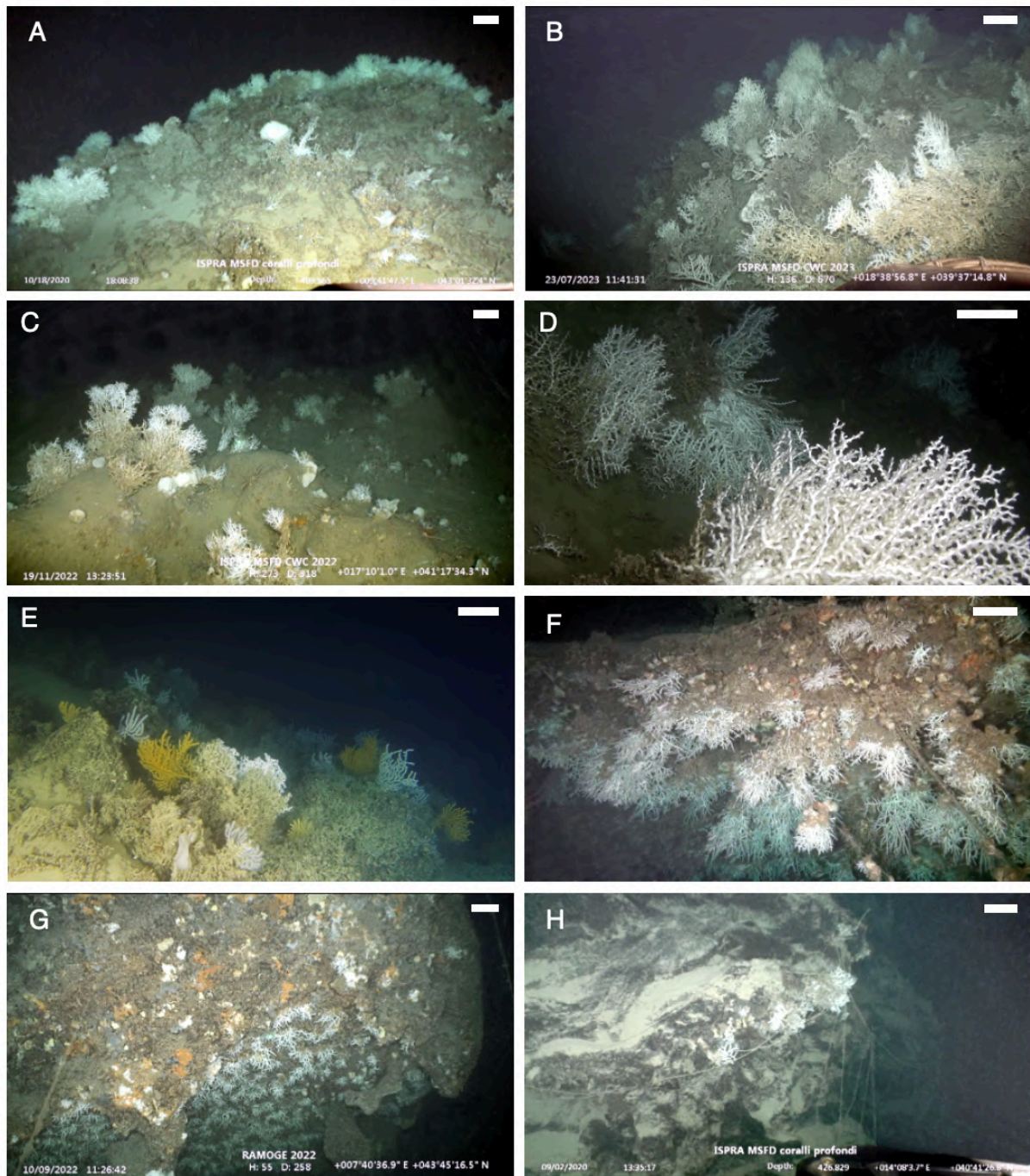


Figura 3. Alcuni esempi di biocenosi costruite da coralli bianchi. A, B) *reef* vivo su *coral mound* nel Canale di Corsica e a Santa Maria di Leuca. C, D) Colonie su *outcrops* rocciosi nel Canyon di Bari e nel Canyon del Sardegna. E) Tanatocenosi di Portofino con *D. pertusum* e gorgonie. F, G, H) Pareti rocciose con colonie sparse e lenze nei Canyon di Lacaze-Duthier, Bordighera e Dohrn.

Reef mounds tendono a raggrupparsi in aree contraddistinte da crescita significativa ed elevata densità coloniale che, per estensione e complessità topografica, identificano unità geografiche discrete, note in letteratura come province a coralli bianchi (Fig. 4) (Roberts et al., 2006; Taviani et al., 2011; Chimienti et al., 2019; Angeletti et al., 2020). Nonostante non vi sia ancora una definizione rigorosa in letteratura, il concetto di “province a coralli bianchi” è ampiamente utilizzato per delineare in modo pratico queste vaste zone, a supporto di piani di gestione e misure di protezione per questi habitat (Angeletti et al., 2020).

Attualmente sono state individuate nove province con la seguente distribuzione:

1. Santa Maria di Leuca, nel Mar Ionio settentrionale, la prima ad essere stata scoperta e descritta, e la più ampia in estensione (Tursi et al., 2004), situata tra 500 e 1100 m di profondità con oltre 500 *mounds* alti fino a 25 m (Savini et al., 2014; Bargain et al., 2017) (Fig. 3B);
2. nel Canyon di Bari, parte di un sistema di CWCs più grande che si estende dal margine settentrionale dell'Adriatico meridionale fino al Montenegro, tra 280 e 800 m di profondità (Freiwald et al., 2004; Angeletti et al., 2014) (Fig. 3C);
3. nel Canale di Sicilia, con banchi sparsi tra scarpata maltese, *seamount*, e isole vulcaniche intorno ai 300 e i 1000 m di profondità (Schembri et al., 2007; Freiwald et al., 2009);
4. due province nel Golfo del Leone, dove le colonie crescono su pareti verticali all'interno di un complesso sistema di canyon (Cap de Creus, Lacaze-Duthiers e Cassidaigne) a partire da 180 di profondità (Fabri et al., 2017) (Fig. 3F);
5. all'estremità occidentale del bacino si trovano banchi nel Mare di Alboran tra 200 e 680 m, tra cui uno nello Stretto di Gibilterra, il più superficiale (150-330 m) (Lo Iacono et al., 2014; Alvarez-Pérez et al., 2005);
6. un'estesa provincia si trova nel Nora Canyon, in Sardegna, e comprende canyon tra 380 e 460 m di profondità (Taviani et al., 2017) (Fig. 3D);
7. il Canale della Corsica è interessato da un sistema di canyon e da 25 *mounds* caratterizzati da biocostruzioni lussureggianti favorite dall'elevato idrodinamismo (Angeletti et al., 2020) (Fig. 3A);
8. infine, la provincia più recente fino ad ora descritta, ed anche quella più settentrionale, è situata nel Mar Ligure orientale tra i 500 e i 700 m di profondità (Bo et al., 2023).

A queste si aggiunge l'area del Canyon di Dohrn (Fig. 3H), situato nel Golfo di Napoli e caratterizzato da elevata densità coloniale di coralli bianchi in associazione a bivalvi di profondità quali *Neopycnodonte zibrowii* e *Acesta excavata* (ca. 400 m di profondità), ma che non viene generalmente riconosciuta come provincia in quanto non è un sito con un numero elevato di strutture biogeniche. Rappresenta comunque un sito di grande interesse in virtù della sua localizzazione lungo i *pattern* di connettività delle province (Taviani et al., 2019; Angiolillo et al., 2023) (Fig. 4).

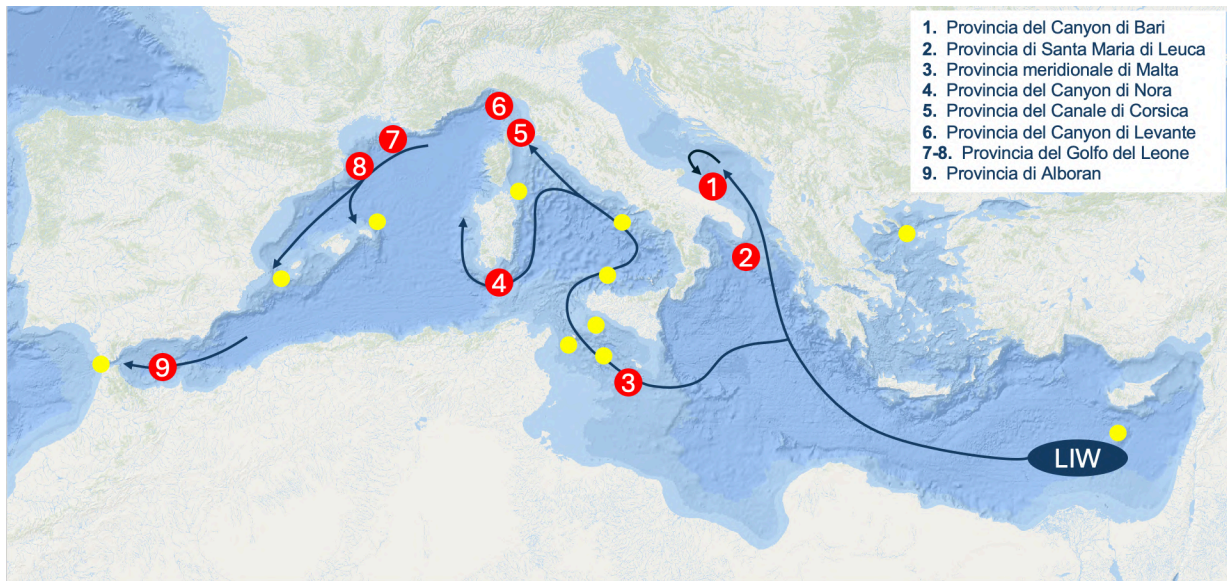


Figura 4. Localizzazione delle nove province a coralli bianchi, inclusi alcuni dei siti che non costituiscono provincia, distribuiti lungo il percorso della Corrente Intermedia Levantina.

1.3 Vulnerabilità e principali pressioni

I coralli bianchi sono organismi longevi caratterizzati da un accrescimento annuale che varia tra 0,3 e 2,6 cm, a seconda della specie e delle condizioni ambientali (Taviani et al., 2005). I bassi tassi di crescita, uniti alla bassa dispersione larvale e alla limitata capacità di resilienza, rendono queste specie vulnerabili e particolarmente suscettibili agli impatti antropogenici (Morgan et al., 2005; Otero & Marin, 2019). Tra le attività antropiche, la pesca demersale causa gli impatti più rilevanti, in particolare la pesca a strascico e la pesca ricreativa o artigianale, poiché danneggiano meccanicamente i delicati scheletri carbonatici (Buhl-Mortensen et al., 2010; Bo et al., 2014). Sebbene diversi tipi di attrezzi da pesca possano compromettere la struttura e la funzionalità degli habitat bentonici, le reti a strascico e le draghe risultano di gran lunga i più distruttivi (D'Onghia et al., 2017; Hinz, 2017), al punto tale che il loro impatto sul benthos è paragonabile a quello delle tecniche di disboscamento intensivo nelle foreste vetuste (Hinz, 2017). Anche altri attrezzi da pesca come palangari, reti da posta, nasse e trappole, possono arrecare danni alle comunità di CWCs. Questi strumenti vengono spesso impiegati su substrati

duri, non accessibili allo strascico, aumentando di conseguenza la probabilità di catture accidentali e incidendo anche in aree altrimenti non interessate dalla pesca a strascico (Sampaio et al., 2012; Hinz, 2017). Oltre ai danni meccanici diretti, l'attività di pesca può determinare: (i) fenomeni di “*ghost fishing*”, dovuti alla perdita o all'abbandono degli attrezzi da pesca, che possono continuare a catturare organismi, a rompere i rami dei coralli o a sradicarli dal substrato; (ii) l'accumulo di detriti, che contribuisce a degradare ulteriormente la naturalità e la qualità dell'habitat (Bo et al., 2014; Hinz, 2017). Le foreste animali risentono anche degli effetti indiretti della pesca: le operazioni di strascico e dragaggio condotte su substrati incoerenti adiacenti rimescolano grandi quantità di sedimento, generando nubi torbide di particolato risospeso che possono estendersi anche a distanza dal punto di disturbo (Rogers, 1999; Purser et al., 2015). Eventi di tale entità possono causare l'ostruzione (o *clogging*) dell'apparato filtrante dei coralli, compromettendo l'efficienza alimentare e con conseguenze sulla crescita e sulla mortalità (Hinz, 2017). È però importante evidenziare come, in alcune aree, la complessa struttura delle biocostruzioni e la morfologia del fondale possano limitare gli effetti della pesca a strascico, fungendo da barriere naturali (Tursi et al., 2004). In tali contesti, i *framework* corallini possono avere effetti positivi di “*spill-over*” sulle risorse demersali, intensamente sfruttate sui fondali fangosi circostanti, fungendo da aree di rifugio. Altri effetti indiretti della pesca comportano un aumento della vulnerabilità all'epibiosi parassitica e alla necrosi, soprattutto nei coralli danneggiati o distaccati dal fondale, nonché l'interruzione della riproduzione a causa della riallocazione delle riserve energetiche verso la riparazione e la rigenerazione dei tessuti (D'Onghia et al., 2019). Alle attività che minacciano l'integrità degli ecosistemi a coralli bianchi si aggiungono le operazioni *offshore* legate allo sfruttamento diretto dei fondali per l'approvvigionamento di materiali come olio e gas (Purser, 2015), nonché la posa di condutture e cavi sottomarini e lo sversamento in mare di sedimenti o rifiuti. Le pratiche di estrazione mineraria profonda (*deep sea mining*) nel Mediterraneo sono ancora emergenti, ma fortemente dibattute, poiché ne sono già stati testimoniati risvolti negativi nel NE Atlantico e nell'Indo-Pacifico (Otero & Marin, 2019). Infine, altre potenziali pressioni indirette legate all'attività antropica sono connesse al cambiamento climatico ed includono l'acidificazione e il riscaldamento delle acque. Tuttavia, sebbene gli effetti siano già stati osservati sin dall'inizio degli anni '90 negli ambienti più superficiali, le ripercussioni sugli habitat profondi sono ancora poco conosciute (Danovaro, 2018). Grazie all'integrazione di informazioni storiche e approcci moderni e tecnologici, le evidenze delle conseguenze delle attività umane passate e attuali del *deep sea* mediterraneo, sono state sempre più documentate, e le future tendenze, soprattutto dei settori marittimi, indicano che questi impatti sono in aumento (Otero & Marin, 2019).

1.4 Misure di conservazione

Negli ultimi decenni, grazie al progresso della ricerca scientifica, sono emerse con chiarezza l'elevata rilevanza conservazionistica e la vulnerabilità degli ecosistemi profondi. La tutela e la protezione delle specie che abitano il batiale dipendono in gran parte dallo sviluppo e dall'implementazione di politiche efficaci (Otero & Marin, 2019), soltanto in parte attuate nel bacino mediterraneo (Bo et al., 2023). Una delle misure che incidono direttamente sullo stato di conservazione delle singole specie è la Lista Rossa IUCN per gli antozoi. Le valutazioni mediterranee classificano le specie della triade bianca come *Endangered* (Casado de Amezua et al., 2015; Orejas et al., 2015a; Orejas et al., 2015b), mentre a livello globale soltanto *D. pertusum* è stata inserita in una categoria a rischio (*Vulnerable*) (Sigwart et al., 2025). Inoltre, in quanto appartenenti all'ordine delle sclerattinie, i coralli bianchi rientrano nell'Annesso II della Convenzione CITES, che disciplina il commercio internazionale di specie potenzialmente vulnerabili a un prelievo non regolamentato. Su scala regionale, la Convenzione di Barcellona include i CWCs nell'Annesso II del Protocollo SPA/BIO, dedicato alle specie minacciate o in pericolo nel Mediterraneo, allo scopo di imporre agli Stati membri l'obbligo di adottare misure di protezione volte ad impedirne il declino.

A livello internazionale, un passo importante è stato compiuto dalla *Convention for Biological Diversity* (CBD, 1992). Pur non fornendo una protezione diretta delle specie, la CBD ha stabilito il quadro scientifico e normativo per il riconoscimento degli ecosistemi profondi come *Ecologically or Biologically Significant Areas* (EBSAs) per il loro elevato valore ecologico (UNEP/CBD/EWS.MPA, 2007). Sulla base degli stessi criteri scientifici sono state sviluppate dalla *Food and Agriculture Organisation of the United Nations* (FAO) le “*International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas*” per il riconoscimento dei *Vulnerable Marine Ecosystems* (VMEs) (FAO, 2009). Nello specifico, i CWCs sono uno dei VMEs più rappresentativi per la conservazione, in quanto soddisfano pienamente i seguenti criteri:

- (i) unicità o rarità – un'area o un ecosistema le cui caratteristiche non possono essere compensate (e.g. specie endemiche, specie rare o minacciate che non si trovano altrove, aree di riproduzione o foraggiamento);
- (ii) significato funzionale dell'habitat – un'area o habitat necessario per la sopravvivenza e il recupero di stock ittici;

- (iii) fragilità – un ecosistema altamente suscettibile alla degradazione da parte delle attività antropiche;
- (iv) tratti del ciclo vitale che rendono difficile il recupero – lenti tassi di crescita, maturità tardiva, *recruitment* basso e imprevedibile, longeve);
- (v) complessità strutturale – strutture che presentano una significativa concentrazione di caratteristiche biotiche e abiotiche.

Sul piano internazionale si aggiungono gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell'Agenda 2030, che forniscono un quadro di riferimento per guidare le politiche ambientali degli Stati membri delle Nazioni Unite. L'SDG 14 (*Life Below Water*) è dedicato alla tutela degli ecosistemi marini e promuove la conservazione e l'uso sostenibile delle risorse oceaniche, includendo interventi di protezione, di restauro e di regolamentazione delle attività di pesca. In questo contesto, il rafforzamento della resilienza degli habitat vulnerabili, come i CWC *reefs*, rappresenta una priorità. La conservazione dei CWCs contribuisce inoltre alla mitigazione degli effetti del cambiamento climatico (SDG 13) e al miglioramento della sostenibilità delle attività di pesca e della gestione dei rifiuti marini (SDG 14) (United Nations, 2015).

Su scala regionale, nel nord-est Atlantico la commissione OSPAR ha inserito gli habitat profondi di *Coral Gardens* e i *reef* a *D. pertusum* nella lista degli ecosistemi minacciati e in declino (OSPAR Recommendation 2010/8). Questo riconoscimento deriva dalla loro vulnerabilità agli impatti antropici e comporta l'adozione di misure di gestione spaziale, tra cui l'istituzione di aree marine protette e la regolamentazione della pesca.

Nel Mar Mediterraneo, SPA/RAC (*Specially Protected Areas Regional Activity Centre*) è il centro regionale della Convenzione di Barcellona incaricato di attuare il Protocollo SPA/BD. Le azioni prioritarie comprendono: l'istituzione delle SPAMIs (*Specially Protected Areas of Mediterranean Importance*), per garantire la protezione spaziale degli habitat che includono specie ad alto valore ecologico, e l'IMAP (*Integrated Monitoring and Assessment Programme*), che stabilisce un sistema integrato di monitoraggi ed indicatori comuni per la valutazione standardizzata dello stato ecologico degli ecosistemi da parte degli Stati membri (Montefalcone et al., 2021). Inoltre, RAC/SPA coordina lo sviluppo di piani d'azione dedicati agli habitat vulnerabili. Tra questi, il *Dark Habitats Action Plan* include gli habitat batiali MF2.511 (*reef* a coralli bianchi) e ME2.513 (habitat profondi vulnerabili), riconosciuti come habitat di riferimento per il monitoraggio e la gestione a livello regionale. Sebbene questi strumenti forniscano un piano gestionale, le prime misure spaziali mediterranee erano già state introdotte a partire dal 2006 dalla *General Fisheries Commission for the Mediterranean* (GFCM) con le

Fishing Restricted Areas (FRAs). In queste aree è proibito l'uso di draghe e reti a strascico; tuttavia, pur essendo formalmente illegali, operazioni di pesca non autorizzate continuano a essere praticate (D'Onghia et al., 2017). Tra gli esempi più rappresentativi di aree oggetto di protezione nel Mediterraneo ci sono Santa Maria di Leuca (zona FRA, area SPAMI, sito Natura 2000) (Micheli et al., 2013) e le province del Golfo del Leone, il più grande parco marino del bacino che comprende aree di tutela di diversa intensità (Fabri et al., 2014). A livello europeo, la Direttiva Habitat (92/43/CEE) costituisce uno dei principali strumenti per la conservazione della biodiversità, portando alla creazione della rete Natura 2000. Si tratta di un sistema di aree protette che comprende le *Special Areas of Conservation* (SAC), finalizzate a garantire la tutela a lungo termine degli habitat e delle specie di interesse comunitario attraverso misure di gestione specifiche. In questo contesto, diversi autori considerano le comunità a corallo profondo come appartenenti alla categoria di habitat "1170 Reefs" (Templado et al., 2009; Issaris et al., 2012). In considerazione dell'elevato valore ecologico e dei numerosi servizi ecosistemici, sono state adottate altre direttive europee volte al mantenimento e al raggiungimento del "buono stato ecologico", attraverso un approccio olistico che include la mappatura su larga scala e la caratterizzazione di tali *hotspot* batiali (Montefalcone et al., 2021). Tra le principali direttive rientrano la *Water Framework Directive* (2000/60/EC), la *Marine Strategy Framework Directive* (2008/56/EC), la *Directive for Maritime Spatial Planning* (2014/89/EU) e la *EU Biodiversity Strategy for 2030* (EU, 2020) (Montefalcone et al., 2021). In particolare, la *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD 2008/56/EC), sin dalla sua istituzione, si è occupata quasi interamente degli ambienti costieri superficiali e mesofotici. Solo a partire dal 2020, nel contesto italiano, alla luce della limitata disponibilità di dati, i programmi di monitoraggio previsti dalla MSFD sono stati estesi anche agli ambienti bentonici batiali (Angiolillo et al., 2023).

1.5 Monitoraggio degli ambienti batiali e Marine Strategy Framework Directive

Il monitoraggio ambientale è un processo sistematico e continuativo finalizzato alla raccolta, all'analisi e all'interpretazione di dati quali-quantitativi, volto a descrivere lo stato degli ecosistemi ed individuarne le variazioni nel tempo, al fine di supportare strategie di gestione e di conservazione basate su evidenze scientifiche. In ambito marino, il monitoraggio è particolarmente rilevante a causa della complessità degli ecosistemi, della loro elevata connettività spaziale e temporale e della difficoltà di osservazione diretta (Ramirez-Llodra et al., 2011). In questo contesto, l'ambiente marino profondo, convenzionalmente definito come

l'insieme degli habitat situati al di sotto dei 200 m di profondità, rappresenta il più vasto bioma della Terra, coprendo oltre il 95% del volume oceanico e circa il 65% della superficie del pianeta (Ramirez-Llodra et al., 2011; Danovaro et al., 2020a). Nonostante questa enorme estensione, il *deep sea* rimane uno degli ambienti meno esplorati e compresi (< 0,0001 %), con ampi *gap* conoscitivi sulla distribuzione delle specie, sulle dinamiche di comunità e sui processi ecosistemici (Danovaro et al., 2010).

Anche nel Mar Mediterraneo, una delle aree geografiche più studiate per quanto riguarda la biodiversità marina costiera, lo studio degli ambienti profondi resta ancora limitato rispetto ad altre regioni del mondo (Danovaro et al., 2010; Danovaro et al., 2020b). Queste lacune conoscitive derivano sia da una percezione storicamente distorta degli ambienti profondi, a lungo considerati sistemi poveri o privi di vita (Jamieson et al., 2021), sia da notevoli difficoltà logistiche e operative legate alla loro inaccessibilità. I costi elevati delle campagne oceanografiche, la complessità delle operazioni *offshore* e la dipendenza dalle condizioni meteorologiche limitano infatti la frequenza e la continuità delle attività di monitoraggio (Angiolillo et al., 2023). Questa asimmetria tra l'estensione spaziale e il livello di conoscenza complica il monitoraggio e la valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi profondi. La valutazione dovrebbe basarsi sul confronto con condizioni di riferimento (*baseline*) rappresentative di uno stato pristino, in assenza di disturbi antropici significativi (Enrichetti et al., 2025).

In questo contesto si inserisce la MSFD, principale strumento legislativo dell'Unione europea per la protezione e la conservazione dell'ambiente marino. Adottata nel 2008, la Direttiva mira a mantenere gli ecosistemi marini puliti, sani, produttivi e resilienti, assicurando al contempo un uso più sostenibile delle risorse. La Direttiva richiede agli Stati membri l'elaborazione di strategie nazionali finalizzate al raggiungimento o al mantenimento del *Good Environmental Status* (GES), attraverso un approccio ecosistemico basato su obiettivi misurabili e su programmi di monitoraggio standardizzati.

Il GES viene valutato sulla base di 11 descrittori ambientali (Fig. 5), tra cui risultano particolarmente rilevanti per gli ecosistemi profondi, specialmente gli ambienti a coralli bianchi, quelli relativi alla Biodiversità (D1), all'Integrità dei fondali marini (D6) e ai Rifiuti marini (D10) (Angiolillo et al., 2023) (Tab.1).



Figura 5. Sintesi descrittiva degli 11 descrittori per la valutazione del GES. Fonte: RAGES MSFD Technical Report D6_4 (2018).

Tra questi, il descrittore D1 risulta centrale, poiché considera parametri quali l'abbondanza e la distribuzione delle specie target, l'estensione dell'habitat e le condizioni ecologiche necessarie al completamento del ciclo vitale. Parallelamente, il descrittore D6 valuta la perdita e il degrado degli habitat bentonici in relazione alle pressioni antropiche, mentre il descrittore D10 analizza la presenza e gli effetti dei rifiuti sui fondali profondi (Angiolillo et al., 2023). Nello specifico, il D1 integra parzialmente gli obiettivi ed i criteri del Descrittore 6, indicato più recentemente dalla Decisione UE 2017/848 della Commissione Europea. In virtù della crescente incidenza delle attività antropiche sulla qualità dei fondali, il D6 è stato aggiornato. Del 2023, infatti, sono stati stabiliti i nuovi valori entro cui un habitat bentonico può essere considerato in buono stato di salute: nello specifico, non più del 25% dovrebbe essere influenzato negativamente da pressioni antropiche e non più del 2% dovrebbe essere perso irreversibilmente rispetto alla sua estensione naturale. Nonostante questi sforzi, il GES non è stato raggiunto entro il 2020 in tutte le regioni e per tutti i descrittori, e l'attuazione della direttiva ha evidenziato lacune significative. Di conseguenza, è stata condotta una revisione della MSFD ed è stata pubblicata una valutazione all'inizio del 2025. Questa revisione mette in evidenza alcuni successi, come il miglioramento del monitoraggio marino e della cooperazione regionale, ma sottolinea la necessità di riforme per aumentarne l'efficacia e la resilienza (Commissione europea, 2025).

Tabella 1. Schema riassuntivo dei tre principali descrittori utilizzati per la valutazione del GES degli ecosistemi profondi.

Descrittore	Criteri	
D1 - Biodiversità	D1C2	Abbondanza della popolazione delle specie target
	D1C3	Caratteristiche demografiche della popolazione (e.g. struttura per taglia o per classe di età, ripartizione per sesso, tassi di fecondità, tassi di sopravvivenza/mortalità)
	D1C4	Range distribuzionale delle specie target
	D1C5	Estensione dell'habitat con le condizioni necessarie a supportare tutti gli stadi del ciclo vitale delle specie target
	D1C6	Condizioni dell'habitat (e.g. condizioni abiotiche e biotiche)
D6 - Integrità dei fondali	D6C4	Entità della perdita del tipo di habitat, dovuta a pressioni antropiche
	D6C5	Estensione degli effetti negativi dovuti a pressioni antropiche (e.g. pesca a contatto con il fondo, attività estrattive di olii e gas)
D10 - Rifiuti D10	D10C1	Composizione, quantità e distribuzione dei rifiuti sul fondale
	D10C4	Numero di individui danneggiati per ciascuna (e.g. <i>entanglement</i>).

Negli ultimi vent'anni, i progressi tecnologici hanno permesso un significativo avanzamento nel monitoraggio degli ecosistemi a coralli bianchi, grazie all'impiego integrato di strumenti quali *remotely operated vehicle* (ROV), *side-scan sonar* (SSS) e *multibeam echo sounder* (MBES), che consentono di acquisire informazioni dettagliate sulla topografia e sulla tipologia del fondale, e sulla distribuzione delle biocenosi (Danovaro et al., 2010; Angiolillo et al., 2023). Questi approcci, basati principalmente sull'analisi di video-transetti acquisiti tramite ROV, hanno consentito di censire oltre 40 siti caratterizzati dalla presenza di coralli bianchi nel bacino mediterraneo, raccogliendo dati sulla diversità, distribuzione, abbondanza, struttura della popolazione e livelli di impatto antropico (Angeletti et al., 2020). Ulteriori tecniche di analisi quantitativa basate su dati osservazionali includono l'uso di fotogrammetria tridimensionale per la valutazione della perdita percentuale di habitat (Fabri et al., 2019). Su scala spaziale più ampia, i modelli di *habitat prediction*, basati su variabili ambientali quali temperatura, condizioni idrodinamiche e caratteristiche del fondale, consentono di stimare la distribuzione potenziale degli habitat e di valutare eventuali cambiamenti nel tempo (e.g., Fabri et al., 2017). Tuttavia, la valutazione dello stato ambientale dei *reef* a coralli bianchi risulta particolarmente complessa a causa della loro localizzazione remota, dell'elevata eterogeneità strutturale e della necessità di integrare dati raccolti a differenti scale spaziali e temporali (Kazanidis et al., 2020; Angiolillo et al., 2023; Enrichetti et al., 2025). Ad oggi, non esiste ancora un approccio

pienamente standardizzato e condiviso per il monitoraggio di questi ecosistemi (Angiolillo et al., 2023; Enrichetti et al., 2025). Da ciò nasce l'esigenza di sviluppare indici integrativi in grado di sintetizzare informazioni complesse, tenendo conto simultaneamente di fattori biotici, abiotici e antropici. Tali indici sono già ampiamente utilizzati negli ambienti costieri (Diaz et al., 2004) e mesofotici (Enrichetti et al., 2019), ma non negli ambienti batiali. Da ciò nasce l'esigenza di sviluppare indici integrativi in grado di sintetizzare informazioni complesse includendo simultaneamente fattori biotici, abiotici e antropici. In questo contesto si colloca il *Bathyal coral Reef Conservation Status* (BARCS), proposto da Enrichetti et al. (2025), come strumento multiparametrico volto a fornire una stima oggettiva del GES dei reef batiali, colmando una lacuna ancora rilevante nelle valutazioni ecologiche degli ambienti profondi.

2. SCOPO DELLA TESI

Lo scopo di questa tesi è valutare l'efficacia degli approcci di monitoraggio dei *reef* a coralli bianchi nel contesto della MSFD, con particolare riferimento ai descrittori relativi alla biodiversità, all'integrità dei fondali e alla spazzatura marina (D1, D6 e D10). Considerata la difficoltà di acquisire dati quantitativi standardizzati negli ambienti profondi e la necessità di sviluppare strumenti operativi per la valutazione del GES, il lavoro si propone di analizzare in che misura i parametri comunemente derivabili da video-transetti acquisiti tramite ROV possano fornire informazioni robuste sullo stato di conservazione di questi ecosistemi vulnerabili. In particolare, verranno presi in esame indicatori quali la diversità della megafauna bentonica associata, l'abbondanza e la struttura dimensionale delle specie strutturanti, nonché la presenza di segni di pressione e di impatto antropico (ad esempio rifiuti marini o danni da attività di pesca a contatto con il fondo), per capire se siano adeguate a rilevare differenze spaziali e variazioni temporali nello stato di salute degli ecosistemi dominati da coralli bianchi.

Parallelamente, l'elaborato mira a testare l'applicabilità e il valore aggiunto dell'indice multiparametrico *Bathyal coral Reef Conservation Status* (BARCS) come strumento di sintesi per la valutazione del GES, integrando informazioni biotiche e di pressione antropica in un'unica misura di qualità ecologica. Attraverso il confronto tra i risultati ottenuti dai singoli parametri video-derivati e quelli restituiti dal BARCS, la tesi intende discutere i punti di forza e i limiti di entrambi gli approcci nel contesto del monitoraggio degli ecosistemi batiali.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Aree di studio

Questo studio è stato svolto nell'ambito delle campagne oceanografiche ISPRA MSFD_Deep, durante le quali sono state condotte attività di esplorazione ROV su ecosistemi a coralli bianchi lungo le coste italiane. I dati sono stati raccolti in due località, Canale di Corsica e Canyon di Dohrn, nel Golfo di Napoli, situate nel bacino occidentale del Mar Mediterraneo (Fig. 6). Queste aree sono state esplorate nel 2020 e successivamente monitorate nel 2024. Entrambe le aree di studio sono interessate da ecosistemi a coralli bianchi e impatti antropici di diversa intensità; tuttavia, sono caratterizzate da topografie molto diverse.

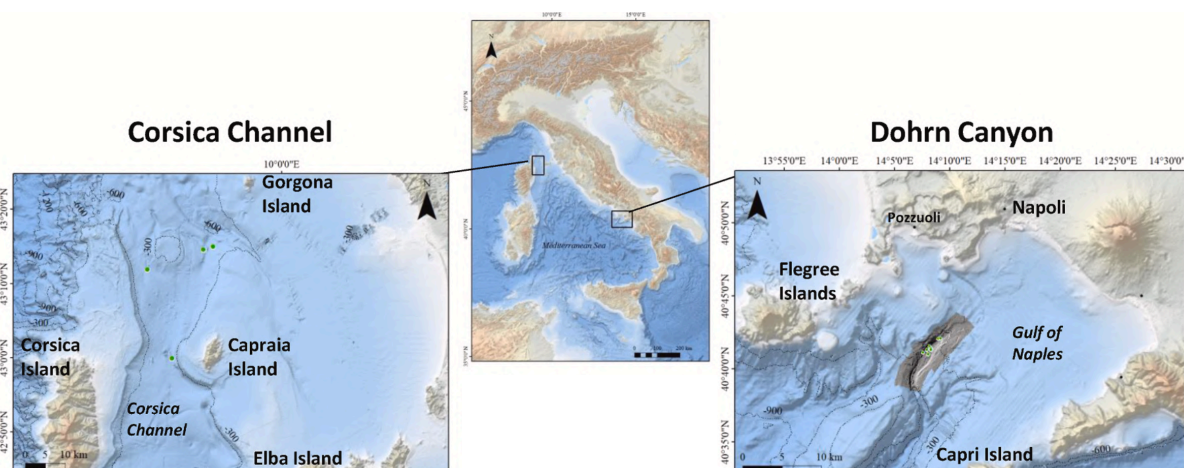


Figura 6. Localizzazione delle aree di studio e dei transesti ROV dell'esplorazione condotta da ISPRA nel 2020, nell'ambito della MSFD, nella subregione occidentale del Mar Mediterraneo (Angiolillo et al., 2023). Sulla sinistra, la mappa del Canale di Corsica; sulla destra, quella del Canyon Dohrn.

Il Canale di Corsica è situato nel Mar Tirreno settentrionale, tra la Corsica ad ovest e l'Arcipelago Toscano ad est. Si tratta di una struttura topografica larga 10-35 km, con orientamento nord-sud e con una profondità compresa tra i 200 e i 900 m (Angeletti et al., 2020). La zona è interessata da due masse d'acqua principali che scorrono entrambe verso nord. La *Modified Atlantic Water* (MAW) tra 0 e 200 m, che rappresenta la corrente più superficiale che circola nel Canale (Millot, 1999), e la LIW, che scorre sul lato orientale a profondità intermedie. Più precisamente, l'area di studio si trova nella porzione nordorientale del Canale, tra le isole di Capraia e Gorgona. L'area è stata indagata inizialmente da Angeletti et al., nel 2020, mediante due immersioni ROV (Fig. 7). Queste indagini hanno portato nello stesso anno, alla prima campagna MSFD_Deep 2020, con la quale sono state condotte sette ulteriori immersioni che hanno consentito di caratterizzare il sito con maggiore dettaglio (Angiolillo et al., 2023). In totale sono stati identificati 28 *mounds*, in un'area estesa 5,3 km² ad una profondità compresa

tra 400 e 430 m, orientati in relazione all'inteso flusso delle acque levantine. Tali strutture hanno dimensioni variabili, con lunghezze comprese tra 70 e 330 m e altezze fino a 25 m, e fianchi ripidi (35°). L'area è dominata da *M. oculata* e da antipatari e gorgonie nelle zone rocciose, mentre sui fondali molli si trovano numero pennatulacei (Angiolillo et al., 2023). Si tratta di una provincia a coralli bianchi che, per il buono stato di conservazione e le condizioni quasi pristinie della biocenosi, è stata proposta per l'istituzione di un'area di tutela transnazionale di mare alto (Angeletti et al., 2020).

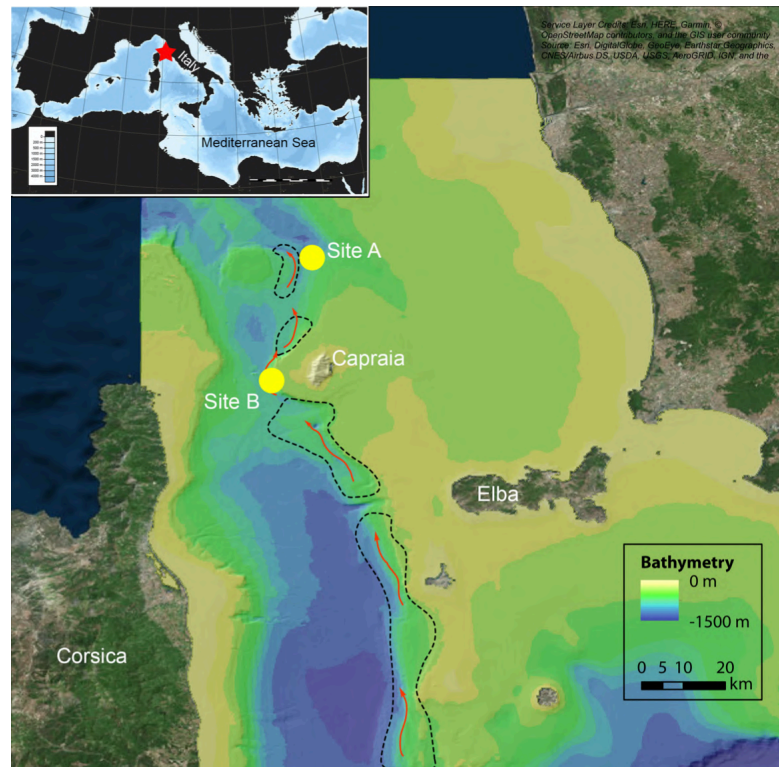


Figura 7. Localizzazione dei siti A e B esplorati da Angeletti et al. nel 2020 nel Canale di Corsica, tra l'isola della Corsica e l'arcipelago toscano. Le frecce rosse indicano il percorso della corrente intermedia levantina. I pallini gialli indicano i siti esplorati.

Il Canyon di Dohrn ha una topografia biforcata che incide la piattaforma continentale e si estende per 12 miglia nautiche perpendicolarmente alla linea di costa (Angiolillo et al., 2023). La testa del canyon è localizzata a 250 m di profondità, e raggiunge rapidamente profondità di circa 1300 m (Angiolillo et al., 2023). Dal punto di vista oceanografico, è caratterizzato dalla MAW che fluisce tra i 50 e i 100 m di profondità, e la LIW tra 200 e 700 m (Millot, 1999). Altre masse d'acqua che possono influenzare la distribuzione dei coralli bianchi all'interno del Golfo sono la *Tyrrhenian Intermediate Water* (TIW) durante l'inverno, e la *Tyrrhenian Surface Water* in estate (Angiolillo et al., 2023). Nello specifico, nel monitoraggio del 2024 l'area di studio è localizzata nel ramo occidentale tra 350 e 470 m di profondità (Fig. 8). Durante la prima esplorazione sono stati condotti 4 transetti sul versante nordovest, che hanno coperto un'area

totale di 15000 m² (Taviani et al., 2019). Nel 2020, grazie alla MSFD_Deep, è stato possibile ampliare l'area d'indagine con ulteriori nove immersioni in prossimità dei primi siti esplorati (Angiolillo et al., 2023). L'area è caratterizzata da un biotopo unico, dove le specie formanti habitat *M. oculata*, *D. pertusum* e *D. dianthus* coesistono in associazione con grandi bivalvi quali *A. excavata* e *N. zibrowii* (Taviani et al., 2019). Nei fondali mobili circostanti sono invece dominanti i ceriantari, e la fauna ittica è costituita principalmente da *Pagellus bogaraveo* e *Lepidopus caudatus*. Nonostante l'elevata biodiversità, il sito risulta fortemente impattato da attrezzi da pesca perduti o rifiuti plastici. Alla luce del suo elevato valore ecologico, è stata proposta l'istituzione di un Sito di Importanza Comunitaria (SIC) come primo passo verso la designazione di un'area marina protetta (Taviani et al., 2019).

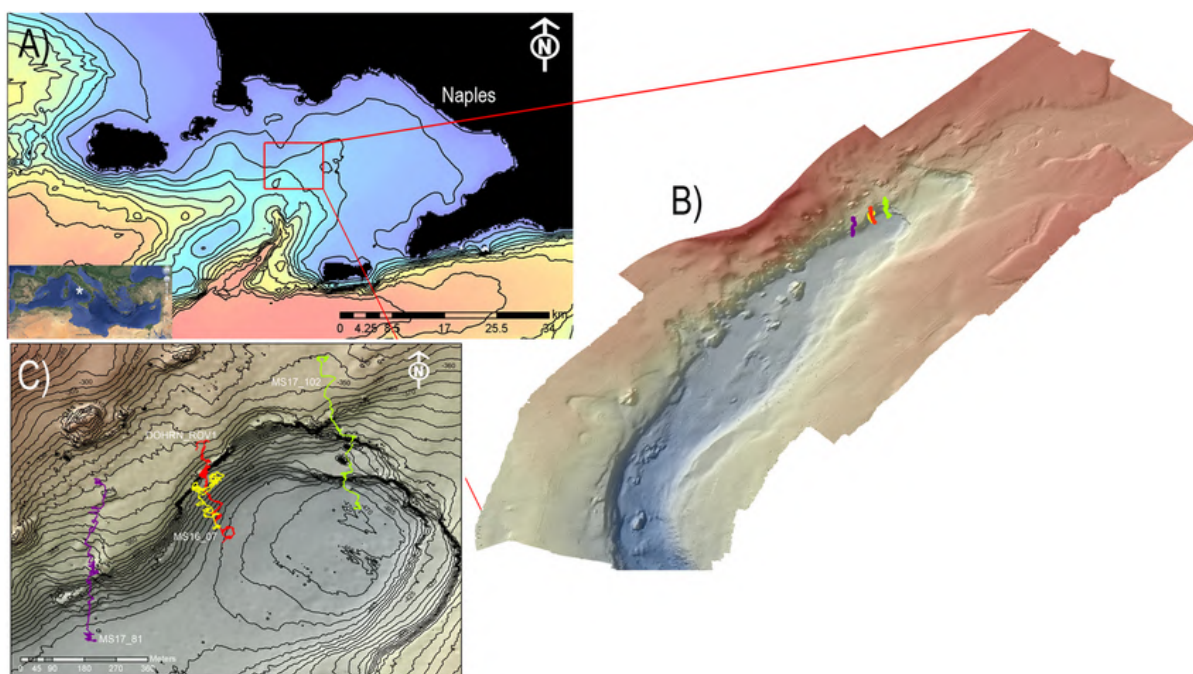


Figura 8. A) mappa di localizzazione del Golfo di Napoli che mostra i canyon che incidono la piattaforma campana; le linee batimetriche indicano intervalli di 100 m. B) Dettaglio della porzione di canyon esplorato per la prima volta da Taviani et al. (2019) C) Mappa morfobatimetrica con linee batimetriche che indicano intervalli di 5 m e tracciati ROV della prima esplorazione (Taviani et al., 2019).

3.2 Campagne oceanografiche e indagini ROV

Le campagne oceanografiche sono state svolte a bordo dell'imbarcazione N/R *Astrea* dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), grazie all'impiego del veicolo filoguidato AGEOTEC ROV Perseo Plus. Il ROV (*Remotely Operated Vehicle*) è lo strumento primario per l'esplorazione di ambienti marini remoti nell'ambito della MSFD. È equipaggiato con una videocamera *Kongsberg* ad alta definizione (1920 × 1080 pixels), due puntatori laser posti ad una distanza di 16 cm l'uno dall'altro usati come scala di riferimento, e

un braccio manipolatore per la raccolta di campioni. È inoltre dotato di luci LED, un sonar di navigazione, un sensore di profondità, ed un sistema di posizionamento che invia informazioni ogni 2 s. Il ROV è pilotato da remoto da operatori specializzati attraverso un cavo ombelicale che lo collega alla postazione di comando, situata a bordo. Durante la ripresa dei video, il ROV si muove a una velocità costante ($< 0,5 \text{ m s}^{-1}$) e a un'altezza costante dal fondale ($< 1,5 \text{ m}$). Tutte le tracce delle immersioni sono state mappate con il software QGIS (sistema di riferimento delle coordinate: WGS 84 – EPSG:4326) e la lunghezza esatta dei transetti video viene misurata utilizzando i tempi di inizio e di fine come riferimento.

Sono state effettuate due campagne oceanografiche per un totale di 15 immersioni e 23 ore e 27 minuti di riprese video del fondale. I siti nei quali effettuare i rilievi ROV sono stati selezionati dai ricercatori UNIGE e ISPRA sulla base delle osservazioni di Angeletti et al. (2020) per l'area di Capraia e di Taviani et al. (2019) per l'area di Napoli. Sono stati inoltre consultati modelli geomorfologici elaborati tramite sistemi di mappatura acustica dei fondali (ossia MBES e SSS).

3.2.1 Area del Canale di Corsica

Nell'area del Canale di Corsica (Fig. 9) sono state condotte sette immersioni tra il 12 e il 15 luglio 2024 per un totale di 9 ore e 24 minuti di riprese, a profondità comprese tra 328 e 469 m. Le corrispondenze con le immersioni del 2020 e con i siti di Angeletti et al. (2020) (Tab. 2) sono le seguenti:

- Le dive D1e D2 (2024) sono localizzate nella porzione nordorientale del Canale, verso l'isola di Gorgona. Corrispondono rispettivamente alle immersioni D9 e D10 (2020), identificate come Sito A in Angeletti et al. (2020).
- Nel margine sudorientale, è situato il D3 (2024), in corrispondenza dell'isola di Capraia. Corrisponde al sito D8 (2020) ed è associata al Sito B di Angeletti et al. (2020).
- Nella parte centro-settentrionale del Canale si trova il D7 (2024), che corrisponde al sito D11 (2020).

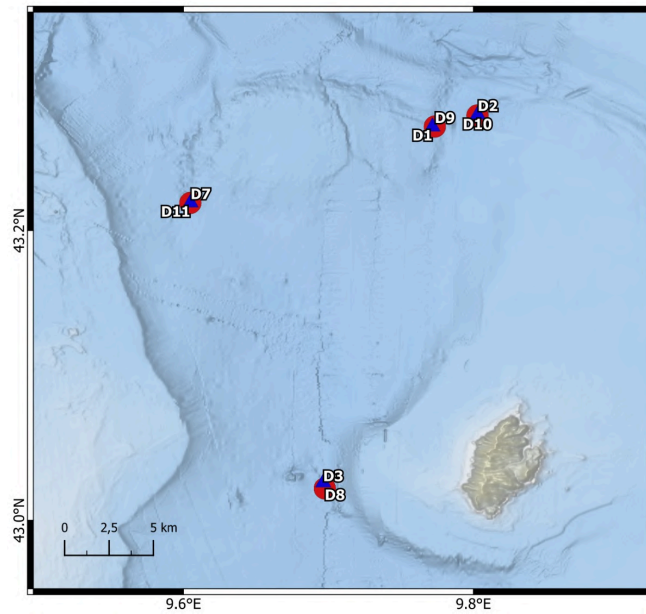


Figura 9. Localizzazione delle immersioni nel Canale di Corsica. I pallini rossi indicano le dive del 2020, i triangoli blu le dive del monitoraggio del 2024. A nord-est, il Sito A (dive D9-D10 2020 e D1-D2 2024); a ovest, il Sito A2 (dive D11 2020 e D7 2024); a sud, il Sito B (dive D8 2020 e D3 2024).

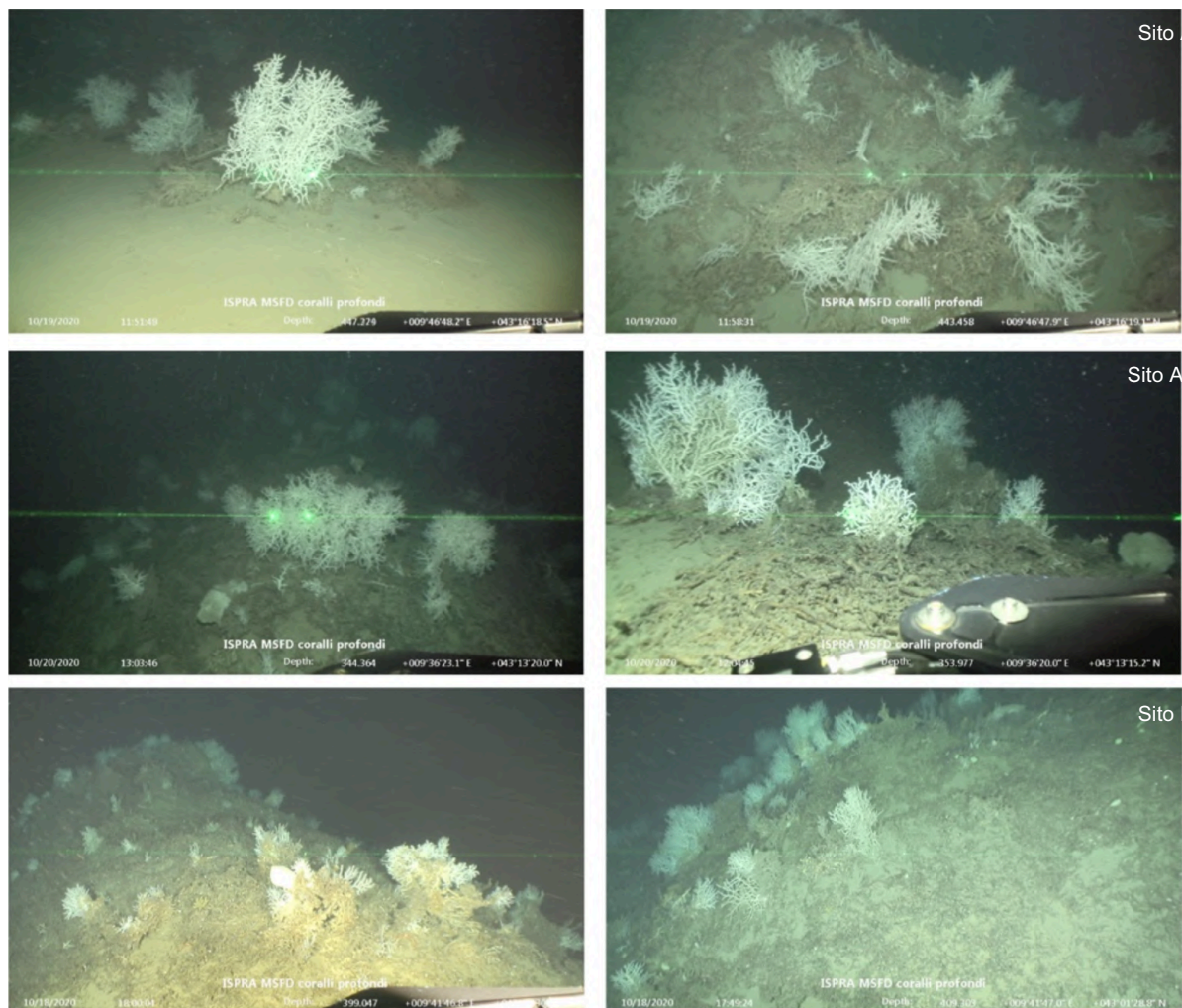


Figura 10. *Mound* corallino con *reef* a coralli bianchi nel Canale di Corsica. In alto, il Sito A; al centro, il Sito A2; in basso, il Sito B.

3.2.2 Area del Canyon di Dohrn

Nell'area del Canyon di Dohrn (Fig.11) sono state effettuate otto immersioni tra il 17 novembre 2024 e il 9 settembre 2025, per un totale di 14 ore e 2 minuti di riprese, a profondità comprese tra 318 e 464 m. Le attività sono state interamente dedicate al monitoraggio di siti già esplorati durante la campagna del 2020, senza l'individuazione di nuove aree.

Le immersioni del 2024 hanno interessato quattro settori già definiti in Taviani et al. (2019) (Tab. 3).

- Nella parete nord (NW), le dive D3 e D4 del 2024 hanno consentito di monitorare un'area già indagata nel 2020 con le immersioni D5, D6 e D10.
- Nella parete centrale (CW), le immersioni D2 e D7 del 2024 corrispondono ai siti esplorati nel 2020 con le dive D8, D13 e D14.
- La parete a sud (SW) è stata investigata durante l'immersione D6, corrispondente alla D12 del 2020.
- Per quanto riguarda il pinnacolo centrale (C), le dive D1 e D8 del 2024 insistono sullo stesso settore già indagato nel 2020 con le immersioni D1, D3, D9, D15 e D16.
- Infine, l'immersione D5 del 2024 ha consentito il monitoraggio del pinnacolo centrale più a sud (SC), in continuità con l'immersione D4 effettuata nel 2020.

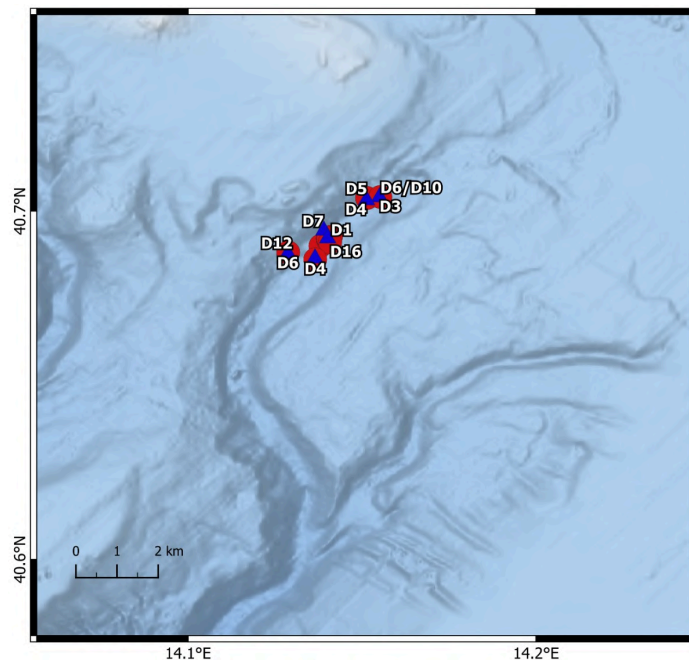


Figura 11. Localizzazione delle immersioni nel Canyon Dohrn. I pallini rossi indicano le dive del 2020, i triangoli blu le dive del monitoraggio del 2024. Parete nord NW (D5-D6/D10 2020 e D3-D4 2024); Parete centrale CW (D13/14 2020 e D2-D7 2024); Pinnacolo centrale C (D1-D3-D9-D15-D16 2020 e D1-D8 2024); Parete sud SW (D12 2020 e D6 2024); Pinnacolo centrale S (D4 2020 e D5 2024).

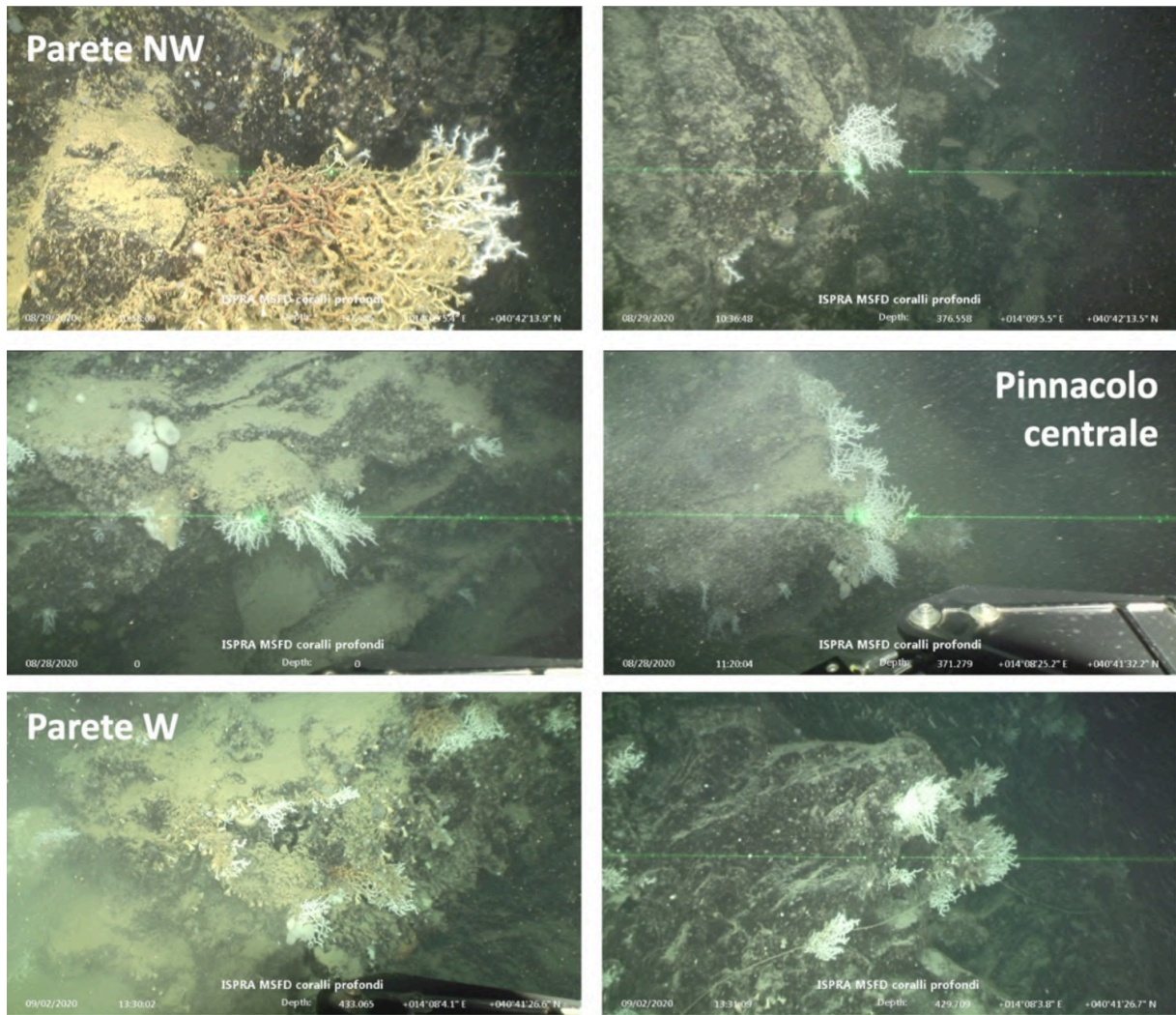


Figura 12. Facies a coralli bianchi su una parete rocciosa nel Canyon Dohrn. In alto, la Parete NW; al centro, il Pinnacolo centrale; in basso, la Parete W.

Tabella 2. Sintesi delle immersioni effettuate nel Canale di Corsica. I dati sono confrontati per sito di campionamento e per tracciati corrispondenti tra le campagne del 2020 (*) e del 2024, con indicazione dell'intervallo batimetrico, della durata e della lunghezza di ogni immersione.

Corsica	Dive 2020	Depth range (m)	Time (hh:mm:ss)	Lenght (m)	Dive 2024	Depth range (m)	Time (hh:mm:ss)	Lenght (m)
Sito A	D9*	407-457	2:01:21	1237,77	D1	416-469	03:17:49	1540
	D10*	367-381	0:36:19	370,43	D2	376-389	00:30:40	261,96
Sito A_2	D11*	341-393	1:43:34	932,1	D7	349-399	02:37:50	1171,22
Sito B	D8*	398-428	0:55:15	663	D3	406-438	01:37:10	764,97

Tabella 3. Sintesi delle immersioni effettuate nel Canyon Dohrn. I dati sono confrontati per sito di campionamento e per tracciati corrispondenti tra le campagne del 2020 e del 2024, con indicazione dell'intervallo batimetrico, della durata e della lunghezza di ogni immersione.

Canyon Dohrn	Dive 2020	Depth range (m)	Time (hh:mm:ss)	Lenght (m)	Dive 2024	Depth range (m)	Time (hh:mm:ss)	Lenght (m)
Parete nord NW	D5*	353-382	1:53:54	956,76	D3	394-448	01:04:30	690,7
	D6/D10*	386-432	1:24:25	658,45	D4	359-380	02:05:20	725,0
Parete centr. CW	D13/D14*	415-452	1:29:15	856,8	D2	424-458	01:48:00	1229,72
					D7	318-456	01:27:40	1081,46
Pinnacolo centr. C	D1*	375-387	0:38:33	462,6	D1 (2025)	360-468	02:10:50	nd
	D3*	382-392	2:16:11	1961,04	D8	363-450	02:34:40	2070,59
	D9*	364-374	0:34:43	312,45				
	D15*	358-394	1:32:55	892				
	D16*	354-428	1:54:17	1097,12				
Parete sud SW	D12*	322-386	1:02:35	600,8	D6	313-410	01:36:10	1011,53
Pinnacolo centr. S	D4*	414-438	0:40:20	580,8	D5	420-464	01:15:20	713,26

3.3 ROV-imaging e analisi dei parametri

Il ROV-imaging è una tecnica di censimento visivo tramite immagini ROV che consente di ottenere dati osservazionali della biodiversità a profondità inaccessibili agli operatori subacquei. Si tratta di un metodo di campionamento non distruttivo la cui applicazione è sempre più frequente e di routine per lo studio della fauna demersale e bentonica. I video transetti vengono acquisiti mediante indagini ROV dal gruppo scientifico a bordo della nave, seguendo traiettorie prestabilite. Il materiale video viene registrato e condiviso con ISPRA e si effettua in tempo reale un primo censimento visivo. Ai fini dell'analisi, i filmati vengono quindi ripuliti delle fasi di discesa e di risalita; come riferimento per l'inizio e la fine di ciascun transetto vengono considerati, rispettivamente, l'orario di arrivo e di distacco dal fondale. I video vengono successivamente riprodotti con il software di riproduzione video QuickTime Player, mentre l'elaborazione dei dati e l'analisi dei parametri selezionati vengono effettuate con Microsoft Excel. Per la caratterizzazione ambientale, i filmati ROV relativi a ciascuna immersione vengono analizzati suddividendoli in tratti (o *frame*) della durata di 10 secondi. Per ciascun frame vengono acquisiti i seguenti parametri: superficie del fondale, numero di immersione (o *dive*), data, tempo d'inizio del tratto, codice identificativo univoco del tratto (es. *Dive1_Capraia1*), coordinate geografiche, profondità, tipologia di substrato e grado d'inclinazione del fondale. I frame in cui il ROV è stazionario o in cui le riprese sono ravvicinate o di scarsa visibilità vengono classificati come "ROV Sequence", mentre, nel caso di attività di campionamento, il frame viene classificato come "Sampling" (Fig. 13). Per la definizione dell'area di studio e la caratterizzazione delle facies bentoniche sono stati rilevati i parametri descritti di seguito.

In primo luogo, le caratteristiche del fondale sono state identificate sulla base di sei categorie di substrato e di tre diversi gradi d'inclinazione (Fig. 13). Le categorie di substrato sono state espresse in percentuale, stimandone l'estensione rispetto al totale per ciascun sito. È stata condotta un'analisi applicando l'indice di similarità di Bray-Curtis sia sugli stessi siti in anni diversi, sia tra siti diversi nello stesso anno.

Categoria substrato		Categoria inclinazione		
M	Mud and fine sand	<20°	H	Horizontal
D	Detritus	20-70°	S	Sloping
R	Rocks (exposed)	70-90°	V	Sub-Vertical
RS	Rocks sedimented			
CRR	Coral Reef and Rubble			
OT	Other (anthropic)			
ROV	ROV Sequence			
S	Sampling			

Figura 13. A sinistra le categorie di substrato rappresentative dell'ambiente batiale, con relativi codici; a destra le categorie d'inclinazione con i relativi gradi e codici

Per l'analisi della biodiversità delle comunità batiali, per ciascun frame viene annotata la presenza di tutte le specie osservate, identificate visivamente fino al livello tassonomico più basso possibile. Al fine di caratterizzare la ricchezza specifica megabentonica e demersale e il contributo di ciascun *taxon* nelle diverse aree esplorate, è stata calcolata la media dell'abbondanza relativa \pm errore standard (ES) per sito, espressa anche in percentuale. Per effettuare il confronto tra anni diversi e identificare eventuali variazioni, è stato prima calcolato il numero totale e il numero medio di taxa. È stato applicato il *test di rank* di Wilcoxon per verificare se vi fossero differenze significative nella diversità specifica tra i due anni. Infine, il numero di taxa è stato normalizzato in base alla lunghezza di ciascun transetto.

Per quanto riguarda le due specie target *M. oculata* (MO) e *D. pertusum* (DP), sono state calcolate densità e misure morfometriche, al fine di ricostruire la struttura di popolazione dei principali biocostruttori nei vari siti investigati. In particolare, per ciascuna immersione sono stati estrapolati i dati relativi all'abbondanza relativa (n° colonie MO e DP) e totale (n° colonie tot), nonché l'altezza (cm) delle colonie, fino a un massimo di 100 colonie per transetto. Le misurazioni sono state effettuate utilizzando i laser come riferimento metrico (16 cm). Da tali dati sono stati ricavati l'altezza media, espressa come media \pm errore standard, e la frequenza delle classi di taglia per ciascuna specie, per ciascun sito. La densità, espressa come numero di specie per metro quadro (m²) delle due specie è stata calcolata per ciascun sito sulla base della lunghezza dei transetti, calcolata a partire dal tracciato GIS del ROV.

Per la valutazione dell'impatto antropico nell'area di studio sono stati presi in considerazione il numero e la tipologia di oggetti antropici perduti. I rifiuti sono stati documentati seguendo un approccio analogo a quello adottato per le specie. Gli oggetti sono stati conteggiati singolarmente, riportandone il numero assoluto, il tempo di osservazione e la profondità di osservazione. Ciascuno di essi è stato classificato in base alla sua natura, assegnando un codice univoco corrispondente alla tipologia di rifiuto (Tab. 4), secondo la *Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring* (Fleet et al., 2021), in conformità con le linee guida europee. Gli oggetti considerati includono sia attrezzi da pesca abbandonati, persi o dismessi (ALDFGs, *Abandoned Lost or otherwise Discarded Fishing Gears*) sia oggetti di origine urbana appartenenti alle principali categorie di spazzatura (plastica, vetro/ceramica, metallo, gomma, tessile, carta/cartone).

Per valutare la vulnerabilità delle specie strutturanti, è stato inoltre annotato se i rifiuti osservati interagivano direttamente con gli organismi. Nell'ambito della valutazione d'impatto, è stato infine considerato il numero di eventi di impigliamento (*entanglement*) derivati dagli ALDFGs delle specie che strutturano l'habitat.

Le restituzioni cartografiche sono state prodotte in QGIS e sono state utilizzate per rappresentare la distribuzione delle principali biocenosi, delle specie strutturanti e degli oggetti di origine antropica.

Tabella 4. Tabella riassuntiva delle principali categorie di spazzatura. * Si riferisce a oggetti riconducibili alle attività di pesca.

Codice	Materiale	Descrizione
J4	Polimeri artificiali	Sacchetti di plastica
J13	Polimeri artificiali	Bottiglie e contenitori di plastica
J18	Polimeri artificiali	Cassetta o cesta
J54*	Polimeri artificiali	Reti e pezzi di rete > 50 cm
J59*	Polimeri artificiali	Lenze da pesca in nylon
J61	Polimeri artificiali	Oggetto da pesca non in lista
J62	Polimeri artificiali	Galleggiante per rete pesca
J67	Polimeri artificiali	Imballaggi industriali, teli di plastica
J80	Polimeri artificiali	Pezzi di plastica/polistirolo > 50 cm
J162	Polimeri artificiali	Cassette per la frutta
J227	Polimeri artificiali	Bicchieri e coperchi di bicchieri di plastica
J229	Polimeri artificiali	Piatto/vassoio plastica
J234*	Polimeri artificiali	Cime, corde o reti aggrovigliate
J241*	Polimeri artificiali	Oggetto di plastica rigida
J251	Gomma	Pneumatici e cinghie di trasmissione
J137	Tessile	Vestuario (vestiti, scarpe, cappelli, guanti)
J138	Tessile	Scarpe/sandali
J171	Legno processato/lavorato	Legno processato/lavorato
J175	Metallo	Lattine (bevande)
J182*	Metallo	Piombi / pesi / esche / ami da pesca
J184	Metallo	Nasse (trappole) per crostacei di metallo
J199	Metallo	Altri oggetti di metallo > 50 cm
J200	Vetro/ceramica	Bottiglie di vetro
J203	Vetro/ceramica	Contenitore in vetro/ceramica
J204	Vetro/ceramica	Materiale da costruzione (tegole, mattoni, piastrelle, cemento, ecc.)
J210	Vetro/ceramica	Altro oggetto di vetro non in lista

3.4 Applicazione dell'Indice BARCS

Il *Bathyal coral Reef Conservation Status* (BARCS) è un indice multiparametrico di stato ecologico, sviluppato con lo scopo di valutare e monitorare lo stato di salute dei reef batiali. Rappresenta il primo strumento standardizzato per questo scopo, basato sull'approccio DPSIR (*Driving forces - Pressures - Status - Impacts - Responses*) (Elliott et al., 2017) e coerente con i requisiti della MSFD.

È composto da due unità indipendenti e complementari: l'Indice di Struttura (*Structure Index*, SI), che valuta la complessità della biocenosi dei reef a CWCs, e l'Indice d'Impatto (*Impact Index*, II), che quantifica l'impatto antropico (Fig. 14). L'integrazione delle diverse variabili che compongono le due unità consente di descrivere in modo sintetico ed esaustivo lo stato delle comunità batiali oggetto di studio, evidenziando le principali pressioni e supportando le azioni di gestione volte a mitigare gli impatti. Per la costruzione dei due indici SI e II sono state selezionate dieci metriche, rappresentative dei parametri proposti dalla MSFD, con particolare attenzione all'*epimegabenthos*, allo stato della comunità e alla sua resilienza. Nello specifico, lo *Structure index* combina sei metriche, in accordo con i descrittori D1 (Biodiversità) e D6 (Integrità dei fondali). Queste includono la ricchezza specifica delle specie megabentoniche (MSR) e strutturanti (SSR), lo sviluppo verticale del reef (VD), la porzione di reef vivente (LR) e le caratteristiche della *canopy* a coralli bianchi come densità (WCD) e altezza in cm (WCH). Questo indice fornisce una misura quantitativa della complessità strutturale e biologica dell'habitat e delle sue condizioni ecologiche. L'*Impact Index* completa la valutazione dello stato ecologico quantificando le pressioni antropiche, in linea con il descrittore D10 (Rifiuti marini) della MSFD. Si avvale di quattro metriche, che includono: sedimentazione (LR), danno meccanico (MD) sulle specie *target* causato da rifiuti generici o ALDFGs, densità dei rifiuti (LD) e tipologia di rifiuto (LT).

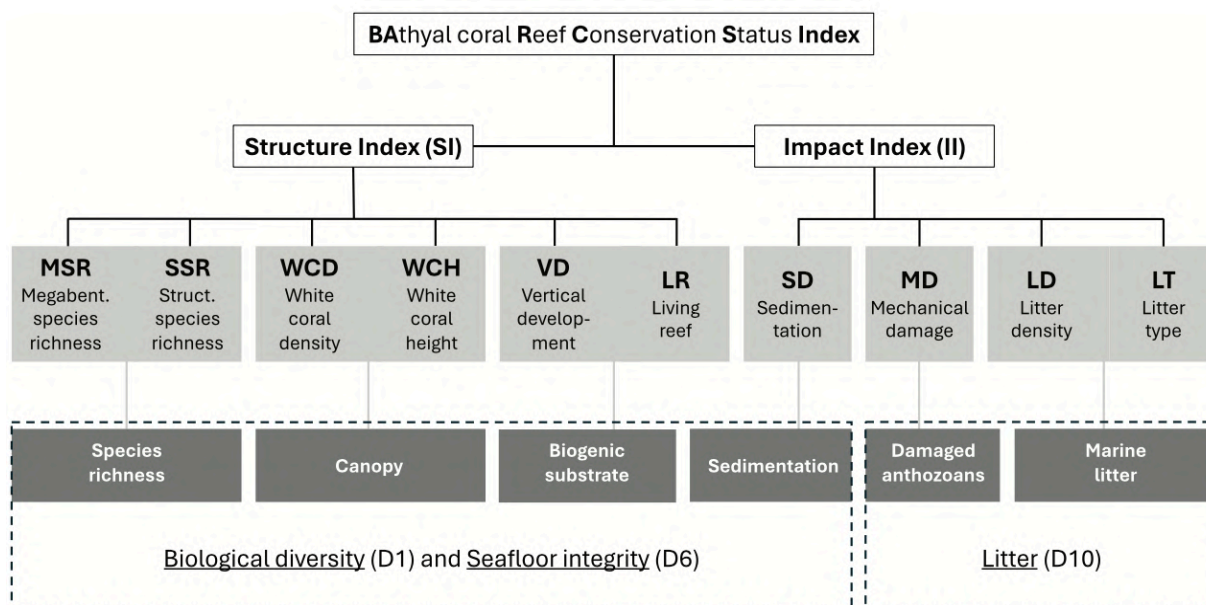


Figura 14. Rappresentazione schematica dell'indice BARCS e delle due componenti indipendenti, SI e II. In grigio chiaro sono rappresentate le dieci metriche adottate. I rettangoli grigio scuro indicano i Descrittori e i Criteri corrispondenti della MSFD, selezionati per la valutazione e la gestione dei mari europei.

Per l'applicazione dell'indice, i dati sono stati raccolti dagli stessi filmati ROV utilizzati per la caratterizzazione dei *reef* a CWCs. Da tali video sono stati selezionati tre transetti standardizzati di 50 m di lunghezza e 2 m di larghezza, per una superficie complessiva di 100 m² ciascuno con massima rappresentatività di coralli bianchi. I transetti sono stati posizionati in aree caratterizzate da elevata complessità strutturale del *coral framework*, privilegiando tratti già monitorati nel 2020, per consentire un confronto interannuale dei risultati dell'indice. Le immersioni scelte dalla campagna ISPRA MSFD CWC 2024 includono tre siti selezionati dalle dive del Canale della Corsica (S1_D3, S2_D1, S3_D7) e tre siti selezionati da tre dive del Canyon di Dohrn (S1_D4, S2_D2, S3_D2). Per ciascun transetto sono stati analizzati fino a un massimo di 20 frame; tuttavia, poiché ogni frame non può contenere le medesime colonie e considerando la distribuzione spaziale limitata degli organismi, il numero di frame analizzati è variabile tra i diversi transetti, per evitare la ripetizione delle misure sulle stesse colonie. Per ciascun frame sono stati raccolti i seguenti dati: profondità minima e massima, tipo e inclinazione del substrato. Per la valutazione dello stato ecologico dell'area di studio, ad ogni metrica è stato assegnato un punteggio (o *score*) di qualità compreso tra 1 e 3, secondo classi ordinali definite sulla base delle osservazioni dei video ROV. I parametri calcolati per ciascun frame sono i seguenti:

- i) Ricchezza specifica espressa come numero di specie di invertebrati megabentonici (> 1 cm).

-
- ii) Sviluppo verticale del *reef*, in base al tipo e alla complessità del sito. È stato attribuito ai siti caratterizzati da *coral rubble* sparso e colonie isolate su rocce uno score basso (*score* 1), ai siti con *coral framework* inferiore a 1,5 m di altezza uno score medio (*score* 2) e ai siti che comprendono *coral framework* con altezza superiore a 1,5 m uno score alto (*score* 3).
 - iii) Percentuale della porzione vivente delle due specie dominanti *M. oculata* e *D. pertusum*.
 - iv) Densità delle due specie target, *M. oculata* e *D. pertusum*, prese singolarmente, espressa come n° di colonie m⁻².
 - v) Specie dominante tra *M. oculata* e *D. pertusum* in base a quella con la maggiore densità.
 - vi) Altezza delle colonie di coralli bianchi (cm), calcolata sia per *M. oculata* sia per *D. pertusum*.
 - vii) Grado di sedimentazione valutato mediante categorie semi-quantitative, rappresentative di livelli progressivamente più alti di accumulo di sedimenti (*score* 0 = nessuno; *score* 1 = <30 %; *score* 2 = 30–60 %; *score* 3 = >60 %).
 - viii) Danno meccanico calcolato come percentuale di *entanglement* delle colonie.
 - ix) Densità di spazzatura calcolata come numero di oggetti per metro quadrato.
 - x) Tipologia di rifiuto valutata distinguendo tra rifiuti generici (*score* 1), soltanto ALDFGs (*score* 2) o entrambe le categorie (*score* 3).

I risultati dei parametri raccolti sono stati successivamente integrati in una tabella riassuntiva, nella quale sono state riportate le medie dei tre transetti: media della porzione viva (%), media dell'altezza delle colonie sia di *M. oculata* sia di *D. pertusum* (cm), numero totale di colonie di *M. oculata*, numero totale di colonie di *D. pertusum*, somma del numero totale di entrambe le colonie, densità calcolata sul numero totale, media della sedimentazione. Nella medesima tabella sono state incluse le informazioni sull'impatto antropogenico: numero di colonie impattate di *M. oculata*, numero di colonie impattate di *D. pertusum*, impatto sulla somma delle colonie delle due specie e *entanglement* (%) calcolato in base al numero totale di colonie impattate.

Lo stato di conservazione di un dato habitat dovrebbe essere valutato quantificando la deviazione rispetto alle condizioni di riferimento di ecosistemi pristini, in assenza di disturbi

antropici. Tuttavia, data la scarsità di studi a lungo termine e l'estensione degli impatti antropogenici, i confronti con dati storici o con situazioni pristinie sono limitati. Per queste ragioni, l'indice BARCS è stato sviluppato sulla base del modello dell'*Ecological Quality Ratio* (EQR), che consente di confrontare la situazione osservata con una condizione di riferimento ideale. In condizioni reali, ambienti pristini otterrebbero un punteggio pari a 3 per tutte le metriche dell'Indice di Struttura, e pari a 0 per tutte le metriche dell'indice d'Impatto. La standardizzazione è stata effettuata dividendo i punteggi per 3 (valore massimo) e moltiplicando per 100, in accordo con il modello EQR.

I due indici SI e II sono calcolati come:

$$S_i = \frac{EQR_{MSR} + EQR_{SSR} + EQR_{VD} + EQR_{LR} + EQR_{WCD} + EQR_{WCH}}{6}$$

$$I_i = \frac{EQR_{SD} + EQR_{ENT} + EQR_{LD} + EQR_{LT}}{4}$$

L'indice BARCS viene calcolato combinando l'indice di struttura (SI) e l'indice d'impatto (II):

$$BARCS \text{ (BATHYAL CORAL REEFS CONSERVATION STATUS)} = \frac{S_i + (100 - I_i)}{2}$$

I risultati sono stati successivamente interpretati mediante l'uso di cinque classi di qualità dello stato ecologico, definite attraverso una distribuzione di frequenza e in accordo con le linee guida della MSFD (Tab. 5).

Tabella 5. Punteggi finali per ciascuna delle cinque classi di qualità dello stato ecologico, e categorie dei tre indici (SI, II, BARCS) definite dalla MSFD.

Finale score	Structure Index (SI)	Impact Index (II)	BARCS index
≤ 35	Bad	Very low	Bad
36-45	Poor	Low	Poor
46-55	Moderate	Moderate	Moderate
56-65	Good	High	Good
≥ 66	High	Very high	High

4. RISULTATI

4.1 Monitoraggio del Canale di Corsica

4.1.1 Distribuzione ed estensione delle aree a corallo bianco

Nel monitoraggio effettuato nel 2024, le osservazioni sulla composizione media della tipologia di substrato sono coerenti con quelle del 2020. Si riscontra una prevalenza di strutture biogeniche create da coralli bianchi e detrito corallino (CRR) sia nel 2020 (63%) (Fig. 15) sia nel 2024 (61%) (Fig. 16). La *facies* a coralli bianchi in quest'area, infatti, è rappresentata da *mounds* di notevoli dimensioni e caratterizzati da detrito corallino sparso e colonie vive. Anche le aree fangose, tipicamente circondanti i *mounds*, rimangono stabili nei tre siti in entrambe le annate (M 34-32%). I fondi duri rappresentati da rocce sedimentate rimangono sempre rari, con un lieve aumento delle osservazioni tra le due annate, 2% nel 2020 e 6% nel 2024, come si osserva nella figura 15 e nella figura 16, tra i siti A e A2. Una piccolissima percentuale di rocce esposte (1%) è stata osservata esclusivamente nell'immersione 11 del 2020 (sito A2) (Fig. 15).

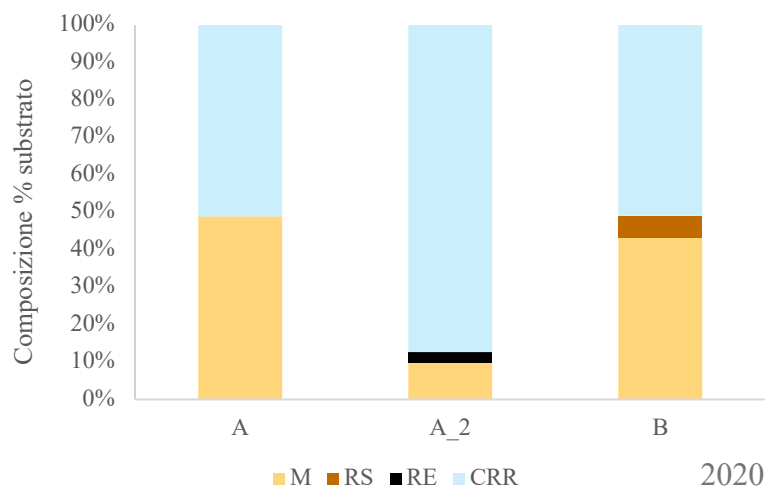


Figura 15. Composizioni percentuali del substrato nel 2020. M: fango, RS: roccia infangata, RE: roccia esposta, CRR: coralli bianchi e *coral rubble*. A: immersione D9 e D10; A_2: immersione D11; B: immersione D8

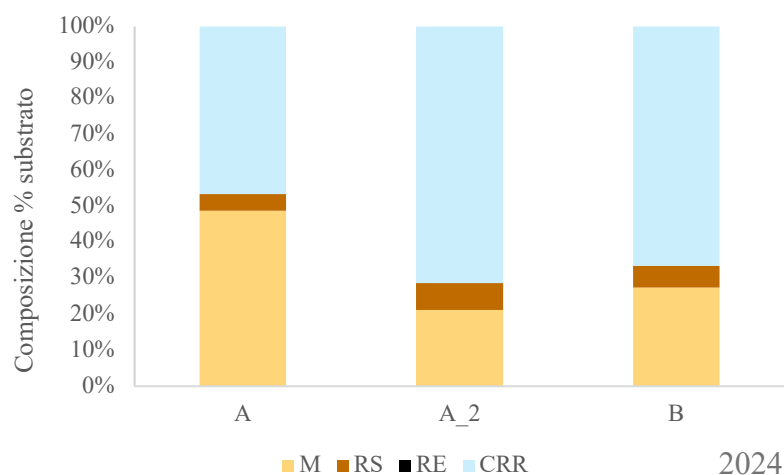


Figura 16. Composizioni percentuali del substrato nel 2024. M: fango, RS: roccia infangata, RE: roccia esposta, CRR: coralli bianchi e coral rubble. A: immersione D1 e D2; A_2: immersione D11; B: immersione D3.

I valori dell'indice di Bray–Curtis calcolati tra siti corrispondenti hanno evidenziato una similarità media dell'87% (Tab. 6), indicando un elevato grado di coerenza nella composizione del substrato e suggerendo che i tracciati del 2024 sono stati posizionati in modo adeguato rispetto a quelli del 2020. Inoltre, l'analisi della similarità tra siti diversi dello stesso anno ha evidenziato una sostanziale omogeneità topografica dell'area di studio. Come si nota in tabella, la maggior parte dei confronti tra coppie di siti presenta valori elevati, spesso superiori a 0,7, il che indica che i siti mantengono caratteristiche simili tra loro.

Tabella 6. Risultati del test di similarità di Bray-Curtis.

		Indice di similarità
Stessi siti in anni diversi	A_2020 vs 2024	0,954
	A2_2020 vs 2024	0,810
	B_2020 vs 2024	0,842
Siti diversi stesso anno (2020)	A vs A2	0,608
	A vs B	0,942
	B vs A2	0,606
Siti diversi stesso anno (2024)	A vs A2	0,724
	A vs B	0,786
	B vs A2	0,937

4.1.2 Diversità delle comunità batiali oggetto di studio

Le analisi delle immersioni di monitoraggio hanno permesso di rilevare la presenza di 94 *taxa* megabentonici e demersali nel 2024, rispetto agli 81 del 2020. Si riscontra un incremento totale del 16,0% rispetto al 2020. Il numero medio di *taxa* per anno (Fig. 17) rimane pressoché invariato, con $40,3 \pm 4,6$ (ES) nel 2020 e $42,5 \pm 4,4$ nel 2024 (Fig. 14), con una variazione media di +3.

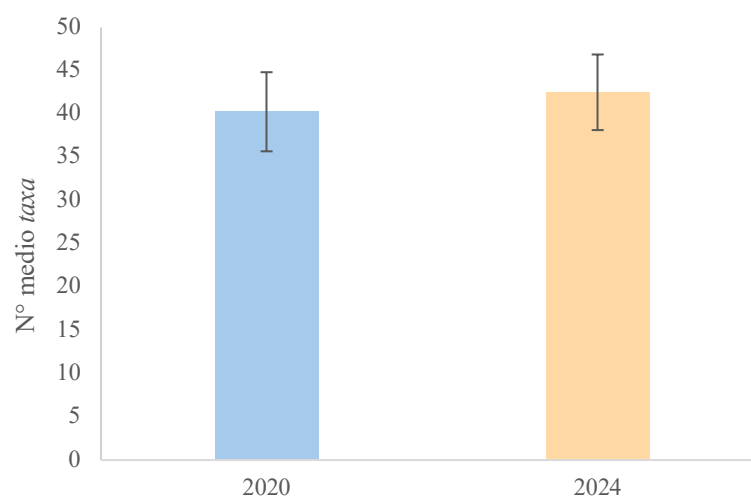


Figura 17. Numero medio di *taxa* megabentonici e demersali (\pm errore standard) rilevati nei siti monitorati nel 2020 e nel 2024 nell'area di studio

Tuttavia, questa crescita complessiva non è applicabile in maniera omogenea in tutta l'area. L'apparente aumento del totale è infatti dato esclusivamente dal sito A (D1, D2) in cui si osservano 24 *taxa* in più rispetto al 2020 (D9, D10). Al contrario, nel sito A2 (D7) e nel sito B (D3), si riscontra una diminuzione, rispettivamente di 5 e di 10 *taxa* (Fig. 18).

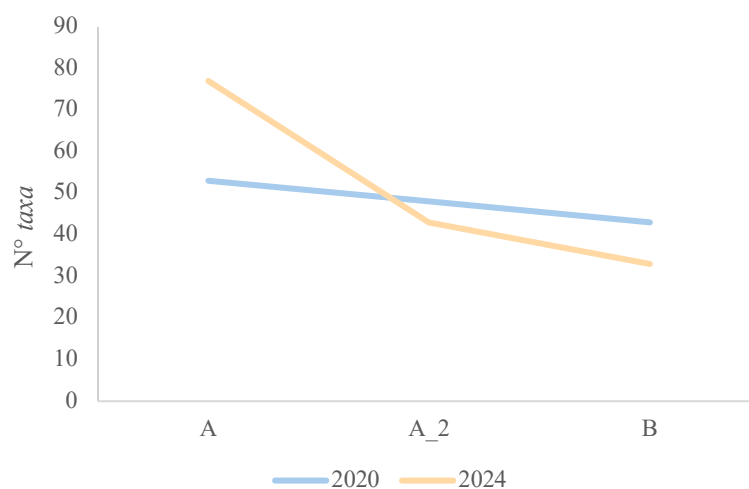


Figura 18. Variazione della ricchezza specifica per sito tra il 2020 e il 2024.

L'eterogeneità della ricchezza specifica tra i siti è supportata dal test di rank di Wilcoxon ($W=3$, $p=1$), che non ha evidenziato differenze significative tra i due periodi, suggerendo che il confronto appaiato tra i siti non mostra una direzionalità prevalente del cambiamento. È bene notare, inoltre, che il numero ridotto di siti limita la potenza statistica del test. Normalizzando il numero di *taxa* alla lunghezza reale di ciascun transetto, si osservano una media di 0,05 e 0,04 per metro lineare, rispettivamente per il 2020 e il 2024, equivalenti a circa 5 e 4 *taxa* per 100 m di transetto, rafforzando il risultato del test (Fig. 19).

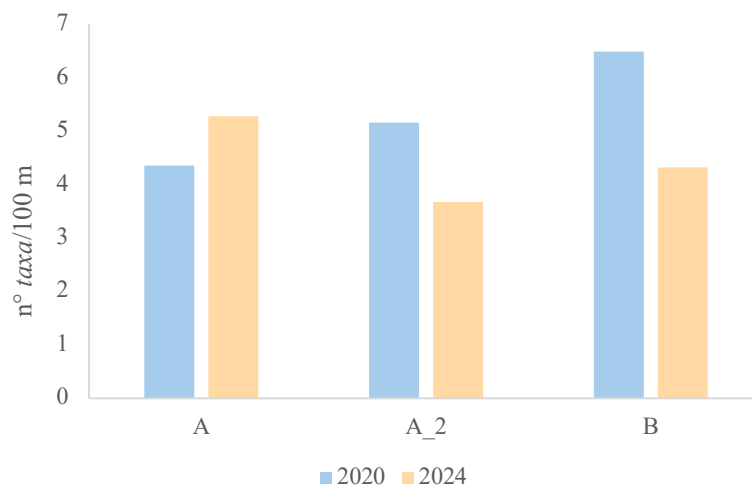


Figura 19. Ricchezza specifica normalizzata per metro lineare della lunghezza dei transetti di ciascun sito monitorato.

In termini percentuali, il contributo dei grandi gruppi tassonomici alla diversità globale, non presenta evidenti differenze tra il 2020 e il 2024 (Fig. 20). Tra le unità tassonomiche operative (OTU) principali, il gruppo degli cnidari è quello che contribuisce maggiormente alla diversità (37-35%), seguito dai cordati (22-23%) e dai poriferi (16-18%). Le principali differenze in termini ricchezza specifica sono rappresentate dai crostacei, 10% nel 2020 e 7% nel 2024, e dai brachiopodi con una variazione positiva del 3% tra i due anni. Molluschi, anellidi ed echinodermi, forniscono un contributo modesto, senza evidenti variazioni.

Comparando l'identità degli organismi si osserva che i due periodi di monitoraggio comprendono 61 *taxa* comuni (65%), mentre 33 *taxa* (35%) si rivelano nuove segnalazioni per il 2024. Tra i nuovi record si annoverano 9 *taxa* di cnidari, 7 di cordati e poriferi, 3 di brachiopodi e molluschi, 2 di crostacei ed echinodermi. La maggior parte di questi organismi sono sessili (58%) e includono perlopiù organismi con habitus criptico e di piccole dimensioni, ma racchiude anche organismi strutturanti come le spugne *Stylocordyla pellita* (Topsent, 1904) e *Farrea bowerbanki* Boury-Esnault, Vacelet & Chevaldonné, 2017, le gorgonie *Placogorgia massiliensis* Carpine & Grasshoff, 1975, *Bebryce mollis* Philippi, 1842 e *Dendrobrachia bonsai* López-González & Cunha, 2010, e il pennatulaceo *Funiculina quadrangularis* (Pallas, 1766).

Una porzione più piccola ma comunque significativa (42%) è rappresentata da organismi vagili soprattutto pesci, ma anche molluschi crostacei ed echinodermi.

Inoltre, il confronto della diversità tra i due monitoraggi evidenzia la mancata osservazione di 18 taxa (22%) segnalati nel 2020. Questa variazione interessa in egual misura organismi sessili (spugne, idrozoi, anemoni, serpulidi e molluschi) e la fauna vagile (pesci, crostacei ed echinodermi).

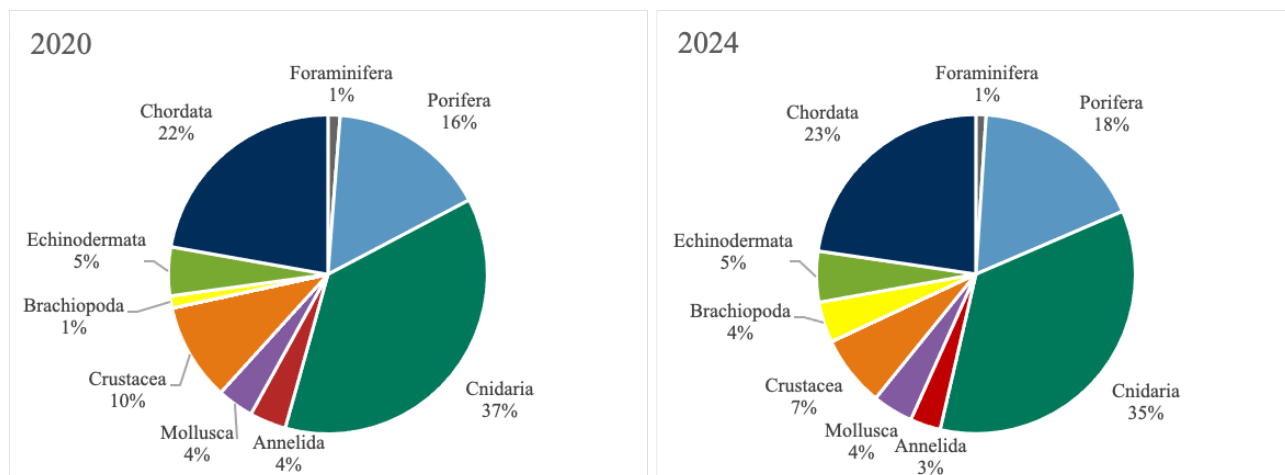


Figura 20. Confronto del contributo percentuale dei vari gruppi tassonomici alla diversità totale tra il 2020 e il 2024

4.1.3 Abbondanza e struttura di taglia delle popolazioni target

L'analisi dell'abbondanza relativa conferma una marcata dominanza di *M. oculata* in tutti i siti e per entrambi gli anni, 82% nel 2020 (Fig. 21) e 94% nel 2024 (Fig. 22). Al contrario, *D. pertusum* nel complesso è meno comune, con una riduzione della sua abbondanza tra i due anni, 18% nel 2020 e 6% nel 2024. In generale, i dati indicano un incremento della densità media complessiva delle colonie delle due specie, che passa da $0,15 \pm 0,08$ (ES) col. m⁻² nel 2020 e $0,36 \pm 0,08$ col. m⁻² nel 2024.

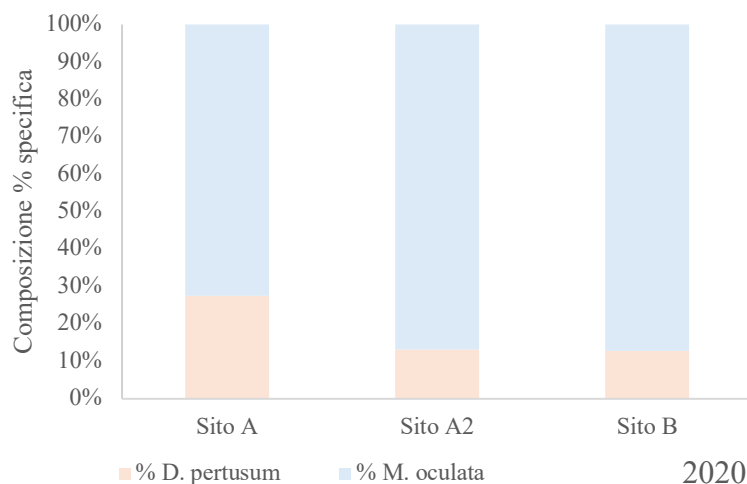


Figura 21. Contributo percentuale delle due specie target di coralli bianchi nel 2020.

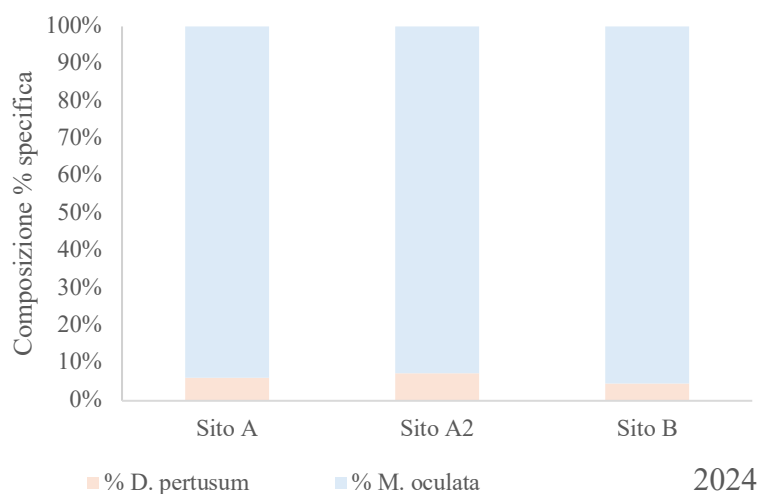


Figura 22. Contributo percentuale delle due specie target di coralli bianchi nel 2024.

Il confronto morfometrico mostra come l'altezza media di *M. oculata* si sia mantenuta stabile nel tempo, mentre nel 2024 si registra una marcata diminuzione della dimensione media di *D. pertusum* (Tab. 7). Le dimensioni medie per entrambe le specie sono accompagnate da valori minimi simili e da valori massimi sensibilmente inferiori nel 2024. Tuttavia, le differenze nella taglia della popolazione campionata suggeriscono che le variazioni osservate riflettano almeno in parte differenze di campionamento anziché cambiamenti strutturali delle popolazioni. Un confronto dettagliato della taglia media delle due specie strutturanti nei diversi siti del Canale di Corsica, tra i due anni di monitoraggio, è riportato nelle tabelle 8 e 9.

Tabella 7. Confronto dei dati morfometrici (in cm) delle due specie target nel Canale di Corsica tra il 2020 e il 2024. L'altezza media delle colonie è accompagnata dall'errore standard.

<i>Madrepora oculata</i>	2020	2024
H media	26,9 ± 0,5	27,2 ± 0,8
Min	4	5
Max	112	65
N	627	213
<i>Desmophyllum pertusum</i>	2020	2024
H media	29,2 ± 1,0	18,6 ± 1,2
Min	6	6
Max	80	45
N	167	47

Tabella 8. Confronto della taglia media di *M. oculata* (espressa in cm ± errore standard) nelle diverse aree del Canale di Corsica tra il 2020 e il 2024.

Area	2020		2024	
	Dive	Taglia media (± ES)	Dive	Taglia media (± ES)
Sito A	D9	36,2 ± 1,1	D1	34,7 ± 1,5
	D10	21,4 ± 1,4	D2	5,3 ± 0,3
Sito A_2	D11	31,6 ± 2,3	D7	26,4 ± 0,7
Sito B	D8	22,4 ± 0,5	D3	24,3 ± 1,1

Tabella 9. Confronto della taglia media di *D. pertusum* (espressa in cm ± errore standard) nelle diverse aree del Canale di Corsica tra il 2020 e il 2024.

Area	2020		2024	
	Dive	Taglia media (± ES)	Dive	Taglia media (± ES)
Sito A	D9	35,2 ± 1,4	D1	18,7 ± 1,8
	D10	16,6 ± 4,2	D2	nd
Sito A_2	D11	19,1 ± 3,4	D7	18,3 ± 0,8
Sito B	D8	21,9 ± 1,0	D3	19,7 ± 2,4

È stata inoltre analizzata la struttura di popolazione delle due specie target nell'area di studio ricostruendo la distribuzione taglia–frequenza delle colonie. Per *M. oculata*, i dati mostrano alcune differenze tra le due annate: nel 2024 le classi di taglia più grandi sono meno frequenti, mentre la maggior parte delle osservazioni si concentra nelle classi intermedie (Fig. 23). Le colonie molto grandi restano rare in entrambi gli anni, ma la loro rappresentanza diminuisce ulteriormente nel 2024. Nel caso di *D. pertusum*, si osserva un cambiamento ancora più evidente nella distribuzione delle dimensioni. Nel 2024 le colonie sono perlopiù piccole (≤ 20 cm), con

una netta riduzione delle classi più grandi (> 30–40 cm) rispetto al 2020 (Fig. 24). Anche per questa specie, le colonie di dimensioni maggiori restano complessivamente rare e poco rappresentate nel 2024. Va sottolineato, tuttavia, che la marcata differenza nel numero di colonie misurate tra i due anni può aver influenzato le osservazioni, soprattutto per quanto riguarda le colonie di taglia medio-grande. Di conseguenza, le variazioni evidenziate sono probabilmente in parte legate al campionamento, più che a un netto cambiamento strutturale della popolazione.

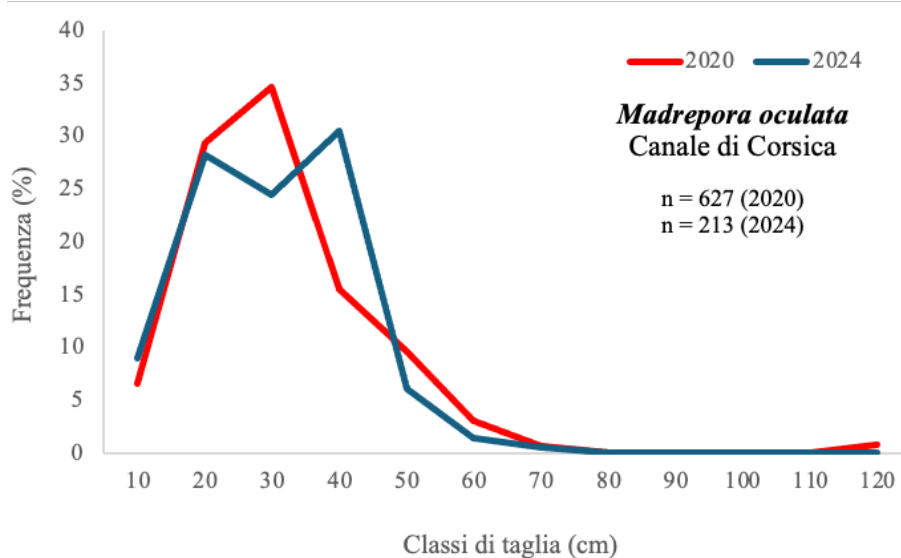


Figura 23. Confronto della distribuzione percentuale di taglia-frequenza di *Madrepora oculata* nel Canale di Corsica tra il 2020 e il 2024.

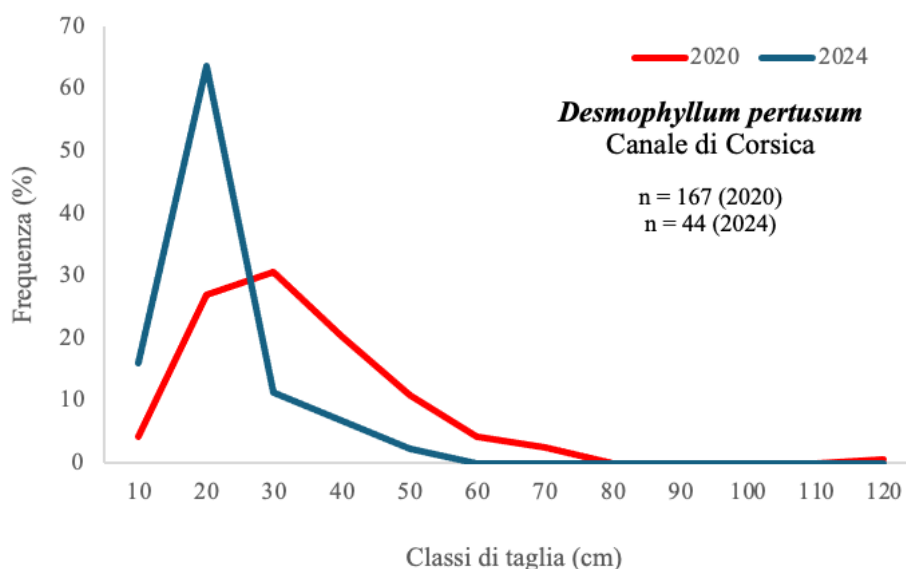


Figura 24. Confronto della distribuzione percentuale di taglia-frequenza di *Desmophyllum pertusum* nel Canale di Corsica tra il 2020 e il 2024.

4.1.4 Rifiuti antropici ed entanglement

Il confronto tra il 2020 e il 2024 evidenzia alcune variazioni nella composizione percentuale dei rifiuti. In particolare, nel 2024 si osserva una riduzione dei polimeri artificiali riconducibili ad ALDFGs (57%-33%) e, parallelamente, un aumento dei polimeri artificiali non associati ad attività di pesca (10%-37%) (Fig. 25). Inoltre, nel 2024 emerge una minore diversità tipologica del *litter*, mentre le percentuali di metallo (13%) e vetro/ceramica (17%) rimangono invariate tra i due anni.

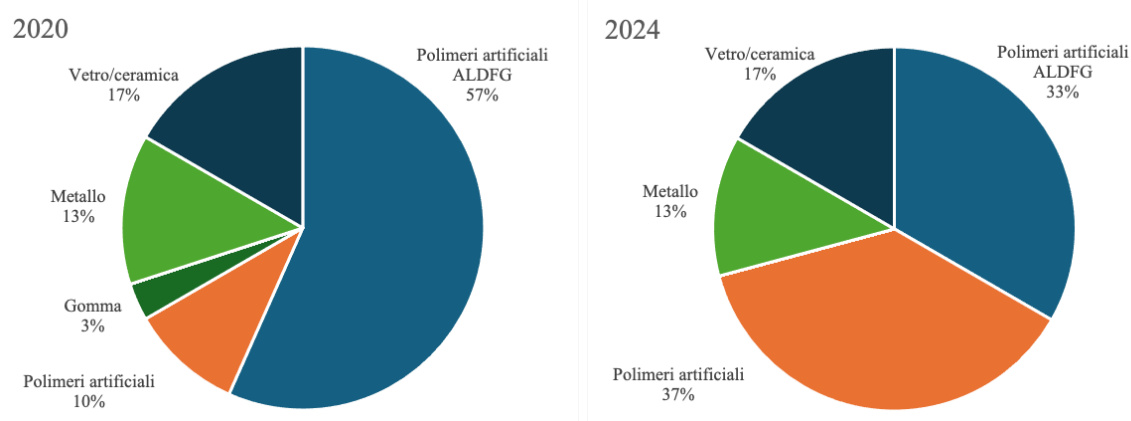


Figura 25. Confronto della composizione percentuale della spazzatura marina nel Canale di Corsica tra i due anni di monitoraggio.

Per quanto riguarda l'abbondanza, nel 2024 la densità di rifiuti nei siti monitorati varia tra 0,4 e 1,0 oggetti/100 m (Fig. 26), evidenziando una marcata diminuzione rispetto al 2020. Tale riduzione è particolarmente evidente nei siti A e A2, mentre nel sito B il valore del 2024 appare leggermente superiore a quello del 2020.

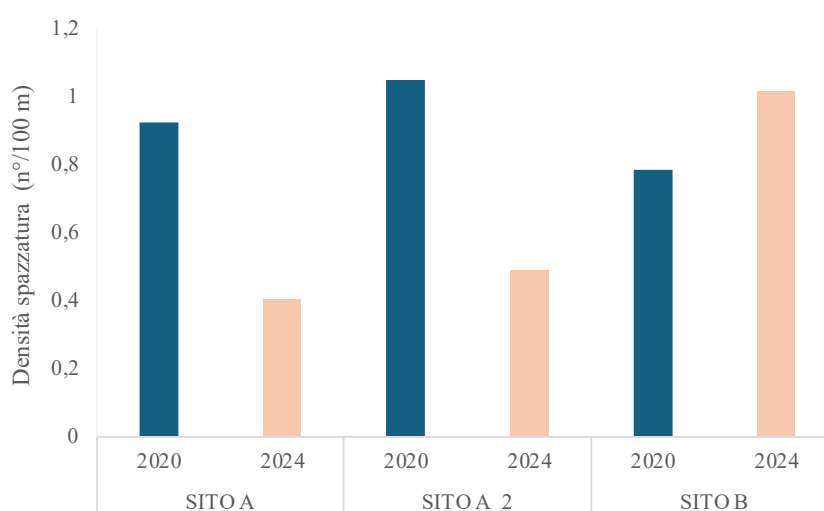


Figura 26. Confronto tra la densità della spazzatura nei vari siti monitorati nel Canale di Corsica (valori espressi come n° di oggetti ogni 100 m).

Normalizzando la densità media di spazzatura per metro lineare dei transetti di ciascun sito, si ottiene una densità media di $0,92 \pm 0,08$ per l'anno 2020 e $0,63 \pm 0,08$ per il 2024 (Fig. 27), rendendo più evidente la diminuzione delle osservazioni di rifiuti lungo il percorso.

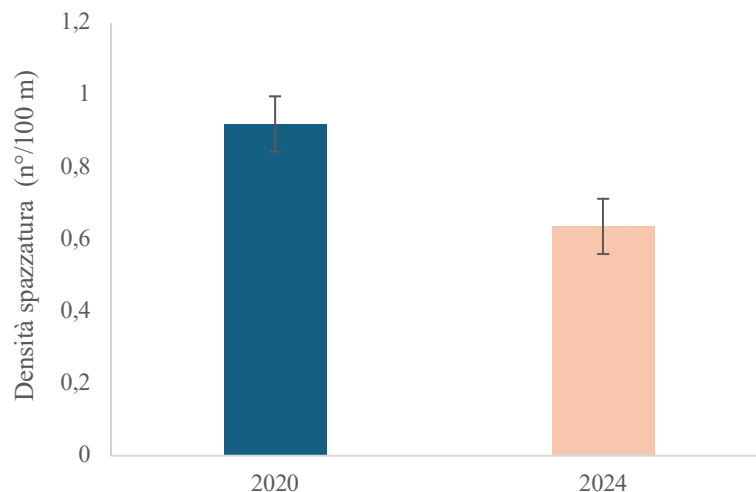


Figura 27. Confronto della densità media di spazzatura normalizzata per metro lineare di transetto, per gli anni 2020 e 2024 nel Canale di Corsica.

Per valutare lo stato di conservazione delle comunità bentoniche studiate sono stati analizzati i livelli di *entanglement* e la loro variazione nel tempo. Nel 2024 è stato osservato che il 24% dei materiali antropici presenti sul fondale era a diretto contatto con organismi strutturanti. In totale, sono state censite 23 interazioni con 5 specie. La maggior parte degli eventi di *entanglement* (Fig. 28) riguarda la gorgonia *V. flagellum* (70%), seguita da *M. lepida* (13%) e da *M. oculata* (9%). La situazione risulta diversa dal 2020, quando i materiali antropici che producevano *entanglement* erano il 64%, il numero di interazioni censite era 47, ed erano interessate otto specie strutturanti (il doppio). Inoltre, le specie maggiormente interessate erano *M. oculata* (45%), *M. lepida* (30%) e *P. larix* (11%), mentre il contributo di *V. flagellum* era minimo (2%).

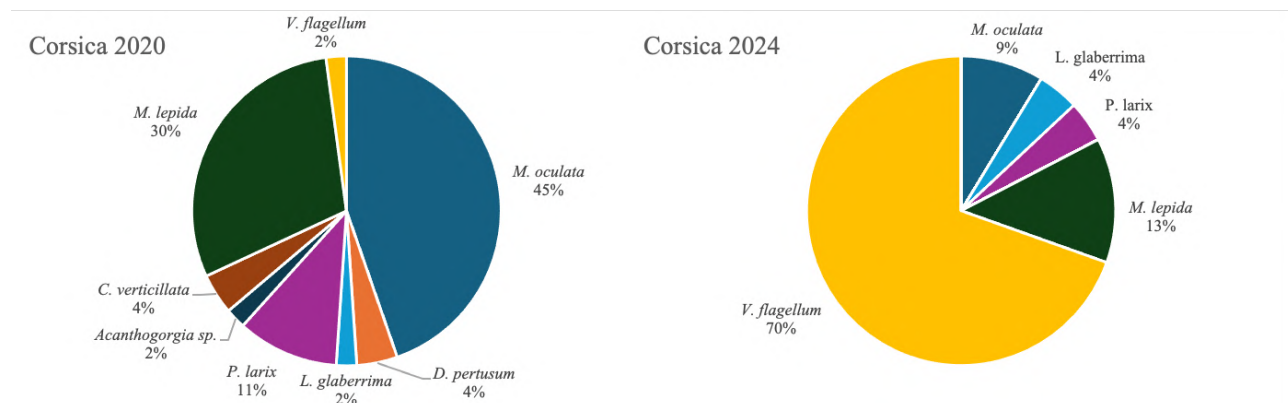


Figura 28. Confronto tra il contributo percentuale di ciascuna specie strutturante agli eventi di *entanglement* osservati nei due anni di monitoraggio.



Figura 29. Esempi di *entanglement* su organismi strutturanti nel Canale di Corsica. A) *P. larix* con peso morto e lenza; B) *L. glaberrima* attorcigliata a una lenza; C) ancora su reef di *M. oculata* morta; C) telo di plastica con sopra *P. larix* e *M. oculata*.

4.2 Monitoraggio del Canyon Dohrn

4.2.1 Distribuzione ed estensione delle aree a corallo bianco

L'analisi della composizione percentuale del substrato mostra valori molto simili tra le due annate, con una ripartizione piuttosto equa tra i tre tipi di substrato. Come mostrato dal grafico, la roccia esposta risulta preponderante (RE 39-41%), seguita da roccia infangata (RS 31-28%) e da fango (M 30-31%) (Fig. 30, 31). La *facies* a coralli bianchi in questa area è rappresentata da colonie sparse o piccole aggregazioni di *Madrepora oculata* e *Desmophyllum pertusum*, che si sviluppano esclusivamente su roccia, in particolare su pareti esposte a elevata inclinazione (70-90°). Come nel 2020, non sono state osservate biocostruzioni di coralli bianchi, vivi o morti, né aree di accumulo di detrito corallino.

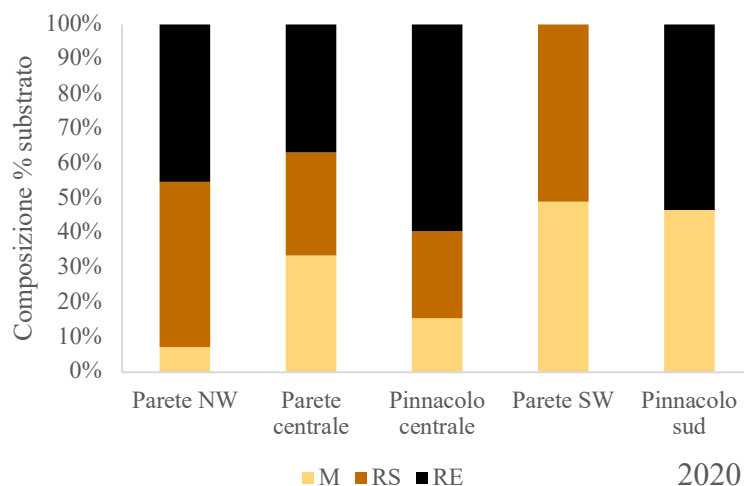


Figura 30. Composizioni percentuali del substrato nel 2020. M: fango, RS: roccia infangata, RE: roccia esposta.

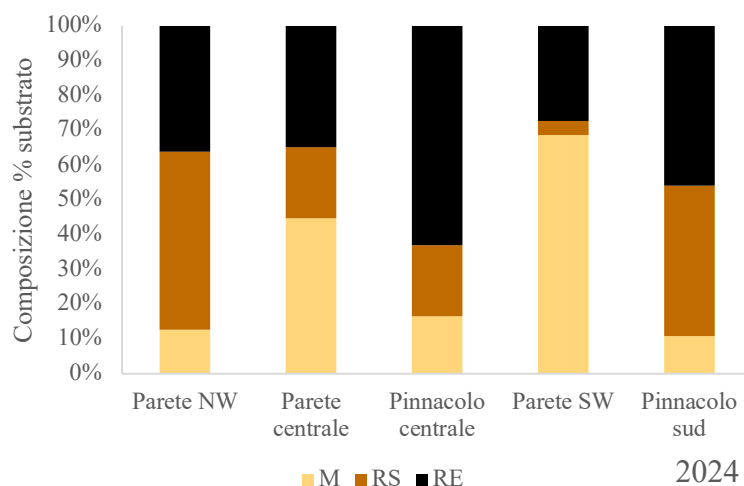


Figura 31. Composizioni percentuali del substrato nel 2020. M: fango, RS: roccia infangata, RE: roccia esposta.

La similarità di Bray–Curtis nella composizione percentuale del substrato è stata calcolata tra le cinque zone monitorate in anni diversi, per verificare se i transetti sono stati ripetuti in maniera idonea lungo tracciati comparabili nel tempo. I valori di similarità risultano compresi tra il 53,2% e il 95,5% (Tab. 10). Tre siti su cinque presentano similarità elevate (>85%): si tratta dei siti pinnacolo centrale, parete NW e parete centrale. Al contrario, i due siti parete SW e pinnacolo S, mostrano valori più bassi, probabilmente riconducibili a una maggiore eterogeneità locale del substrato o a parziali variazioni del tracciato percorso. La similarità media tra siti corrispondenti (77%) risulta superiore a quella tra siti non corrispondenti (63,9%), indicando che la struttura spaziale del transetto è stata complessivamente mantenuta nel tempo.

Tabella 10. Risultati dell'indice di similarità di Bray-Curtis.

		Indice di Similarità	
Stessi siti in anni diversi	A_2020 vs 2024	0,911	
	B_2020 vs 2024	0,888	
	C_2020 vs 2024	0,955	
	D_2020 vs 2024	0,532	
	E_2020 vs 2024	0,565	
Siti diversi (2020)	A vs B	0,737	
	A vs C	0,775	
	A vs D	0,549	
	A vs E	0,525	
	B vs C	0,773	
	B vs D	0,632	
	B vs E	0,704	
	C vs D	0,405	
	C vs E	0,689	
	D vs E	0,466	
	Siti diversi stesso anno (2024)	A vs B	0,678
		A vs C	0,693
		A vs D	0,440
A vs E		0,904	
B vs C		0,718	
B vs D		0,762	
B vs E		0,659	
C vs D		0,480	
C vs E	0,770		
D vs E	0,421		

4.2.2 Diversità delle comunità batiali oggetto di studio

L'analisi delle riprese relative ai cinque siti monitorati nel 2024 ha prodotto una lista di 88 *taxa* megabentonici e demersali, pari a un decremento del 12,9% rispetto al 2020, quando era stato osservato un totale di 101 *taxa*. Il confronto del numero medio di *taxa* tra i siti monitorati nelle due annate indica valori piuttosto simili: $31,0 \pm 3,7$ (errore standard) nel 2020 e $33,5 \pm 4,9$ nel 2024 (Fig. 32).

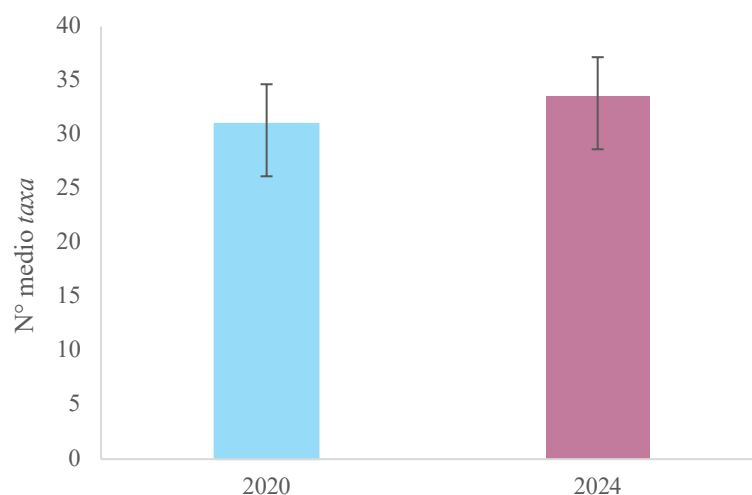


Figura 32. Numero medio di taxa megabentonici e demersali (\pm errore standard) rilevati nei siti monitorati nel 2020 e nel 2024 nell'area di studio.

La diversità totale aumenta in tre siti: pinnacolo centrale (+1 sp.), parete SW (+6 spp.), pinnacolo S (+2 spp.), e diminuisce in due siti: parete NW (-26 spp.) e parete centrale (-8 spp.), con una variazione media di $-5,63$ taxa (Fig. 33).



Figura 33. Variazione della ricchezza specifica per sito tra il 2020 e il 2024.

Il confronto appaiato tramite il test di rank di Wilcoxon ($n = 5$, $W = 8$, $p = 1$) non ha evidenziato differenze statisticamente significative nella ricchezza specifica tra 2020 e 2024. Anche normalizzando il numero di taxa alla lunghezza reale di ciascun transetto, si osserva lo stesso valore medio di $0,03$ taxa m lineare in entrambi gli anni, equivalenti a circa 3 taxa per 100 m di transetto (Fig. 34). Ciò suggerisce l'assenza di variazioni apprezzabili nella densità di taxa lungo i transetti tra i due anni.

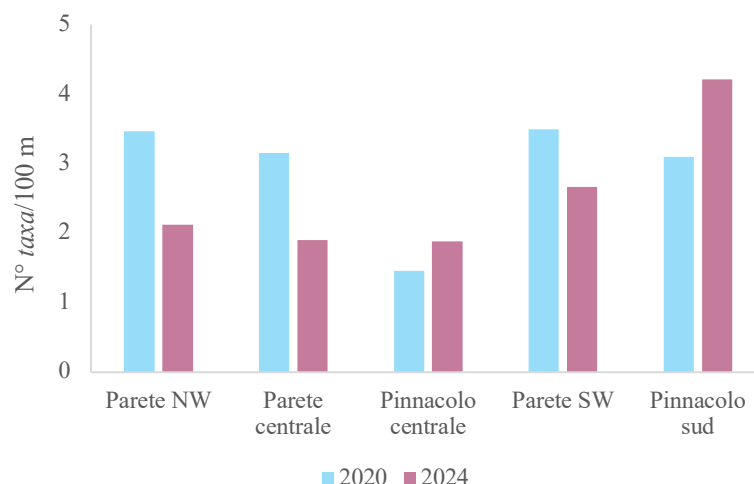


Figura 34. Ricchezza specifica normalizzata per metro lineare della lunghezza dei transetti di ciascun sito monitorato.

Anche per quanto riguarda il contributo dei grandi gruppi tassonomici alla diversità globale, non si osservano differenze evidenti tra il 2020 e il 2024 (Fig. 35). Il gruppo degli cnidari rimane quello maggiormente rappresentato (28-31%), seguito da quello dei cordati (21%) e dei poriferi (16-19%). Seguono echinodermi (11-10%), crostacei (10-7%), molluschi (6-5%) e anellidi (5%), mentre briozoi e foraminiferi contribuiscono con meno del 2% del totale.

Andando a comparare più nello specifico l'identità degli organismi osservati nei due periodi di monitoraggio, si osserva che il numero di taxa comuni ammonta a 74 (84%), mentre 14 taxa (16%) rappresentano nuove segnalazioni per il 2024 (Tab. 23). Questi nuovi record sono rappresentati da poriferi e crostacei (4 taxa), pesci (3), idrozoi, bivalvi ed echinodermi (1). Buona parte di questi organismi è sessile (43%) e comprende perlopiù specie di piccole dimensioni con habitus criptico, come alcune spugne (es. Porifera sp. 14 e 27), un idrozoo indeterminato e il bivalve *Spondylus gussoni* O. G. Costa, 1830. Gli organismi vagili rappresentano la maggioranza (57%) e sono rappresentati da crostacei, echinodermi e pesci.

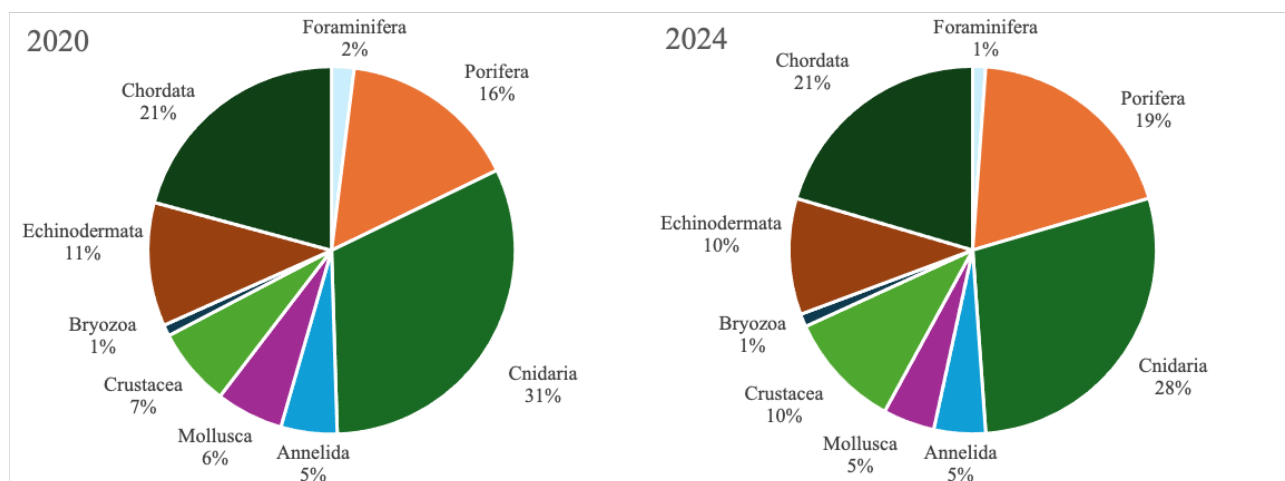


Figura 35. Confronto del contributo percentuale dei vari gruppi tassonomici alla diversità totale tra il 2020 e il 2024

4.2.3 Abbondanza e struttura di taglia delle popolazioni target

Nel Canyon di Dohrn, il contributo delle due specie strutturanti target varia nei diversi settori monitorati. In entrambi i momenti del monitoraggio, *M. oculata* è preponderante (71-90%) nelle aree della parete nordoccidentale e del pinnacolo centrale, mentre *D. pertusum* domina (100-87%) nella parete e nel pinnacolo centrali (Fig. 16 e 37). I dati indicano valori di densità media totale delle colonie delle due specie molto bassi, che rimangono confrontabili nel lungo periodo: $0,06 \pm 0,03$ col. m^{-2} nel 2020 e $0,10 \pm 0,04$ col. m^{-2} nel 2024.

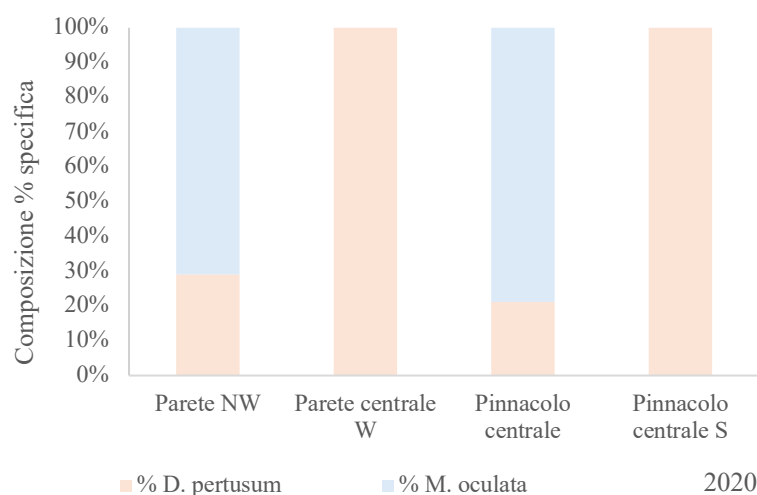


Figura 36. Confronto del contributo percentuale delle due specie target di coralli bianchi nel 2020.

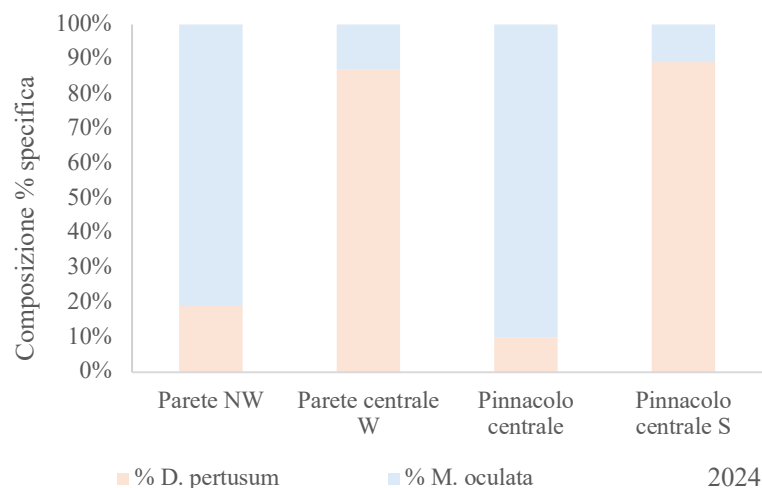


Figura 37. Confronto del contributo percentuale delle due specie target di coralli bianchi nel 2020.

Il confronto morfometrico delle specie target nei due anni di monitoraggio è riportato nella tabella 11. Nel 2024 si osserva un lieve aumento della taglia media delle colonie rispetto al 2020 per entrambe le specie, più evidente in *M. oculata*, accompagnato da valori minimi più elevati e massimi comparabili tra i due anni. Tuttavia, le differenze nella taglia della popolazione campionata suggeriscono che le variazioni osservate riflettano, almeno in parte, differenze di campionamento anziché cambiamenti strutturali delle popolazioni. Un confronto dettagliato della taglia media delle due specie strutturanti nei diversi siti del Canyon Dohrn, tra i due anni di monitoraggio, è riportato nelle tabelle 12 e 13.

Tabella 11. Confronto dei dati morfometrici (in cm) delle due specie target nel Canyon di Dohrn tra il 2020 e il 2024. L'altezza media delle colonie è accompagnata dall'errore standard.

<i>Madrepora oculata</i>	2020	2024
H media	12.3 ± 0.3	16.9 ± 0.6
Min	2	5
Max	37	35
N	415	161
<i>Desmophyllum pertusum</i>	2020	2024
H media	15.5 ± 0.9	16.2 ± 0.7
Min	2	6
Max	37	32
N	415	87

Tabella 12. Confronto della taglia media di *Madrepora oculata* (espressa in cm \pm errore standard) nelle diverse aree del Canyon di Dohrn tra il 2020 e il 2024.

Area	2020		2024	
	Dive	Taglia media (\pm ES)	Dive	Taglia media (\pm ES)
Parete NW	D5	9.6 \pm 0.5	D4	18.3 \pm 1.7
	D6/10	11.9 \pm 0.5	D3	20.3 \pm 2.9
Parete centrale	D13/14	nd	D2	nd
Pinnacolo centrale	D1	11.2 \pm 4.1	D1	14.9 \pm 0.7
	D3	12.7 \pm 0.9	D8	19.4 \pm 1.2
	D9	14.4 \pm 0.5		
	D15	9.8 \pm 0.8		
Pinnacolo S	D4	nd	D5	nd

Tabella 13. Confronto della taglia media di *Desmophyllum pertusum* (espressa in cm \pm errore standard) nelle diverse aree del Canyon di Dohrn tra il 2020 e il 2024.

Area	2020		2024	
	Dive	Taglia media (\pm ES)	Dive	Taglia media (\pm ES)
Parete NW	D5	21.7 \pm 2.8	D4	13.3 \pm 1.7
	D6/10	15 \pm nd	D3	18.0 \pm 1.9
Parete centrale	D13/14	14.6 \pm 1.0	D2	19.9 \pm 1.4
Pinnacolo centrale	D1	8.5 \pm 2.5	D1	14.5 \pm 1.4
	D3	11.4 \pm 2.1	D8	17.2 \pm 1.3
	D9	9.2 \pm 1.9		
	D15	14.3 \pm 1.8		
Pinnacolo S	D4	7.5 \pm 2.5	D5	10.0 \pm 1.4

È stata inoltre caratterizzata la struttura di taglia delle due specie target nell'area di studio, ricostruendo la distribuzione taglia-frequenza delle colonie. Per *M. oculata*, la distribuzione evidenzia in entrambi gli anni una netta predominanza delle classi di piccola taglia (≤ 20 cm) (Fig. 38). Nel 2024 si osserva un picco più marcato nella classe 20 cm rispetto al 2020, accompagnato da una minore frequenza relativa nella classe 10 cm. Le classi di taglia superiori a 40 cm risultano rare in entrambi gli anni, con l'assenza di osservazioni oltre i 50 cm. Un andamento analogo emerge per *D. pertusum*, anch'essa caratterizzata da una dominanza di classi di taglia piccola (≤ 20 cm) (Fig. 39). Anche in questo caso, nel 2024 si osserva un picco maggiore nella classe dei 20 cm rispetto al 2020. Le colonie di dimensioni superiori a 40 cm

sono sempre poco rappresentate e quasi assenti nel 2024, con l'unica eccezione di una singola colonia di 120 cm nel 2020.

Per entrambe le specie, il numero totale di colonie analizzate varia tra i due anni; di conseguenza, le differenze osservate devono essere interpretate con cautela. Nel complesso, la somiglianza sostanziale delle distribuzioni suggerisce una struttura di popolazione relativamente stabile nel tempo. Le variazioni tra i due anni si concentrano nelle classi di taglia piccole e intermedie, che rappresentano anche le categorie più sensibili alle differenze di campionamento.

In entrambi gli anni, le classi di taglia maggiori sono scarsamente rappresentate, indicando popolazioni dominate da individui di piccole dimensioni, con una presenza limitata di colonie grandi e presumibilmente più longeve.

Nel 2024 si osserva un lieve spostamento della distribuzione verso le classi intermedie, coerente con la crescita di colonie inizialmente appartenenti alle classi più piccole e in assenza di un contributo rilevante di nuove colonie di dimensioni molto ridotte.

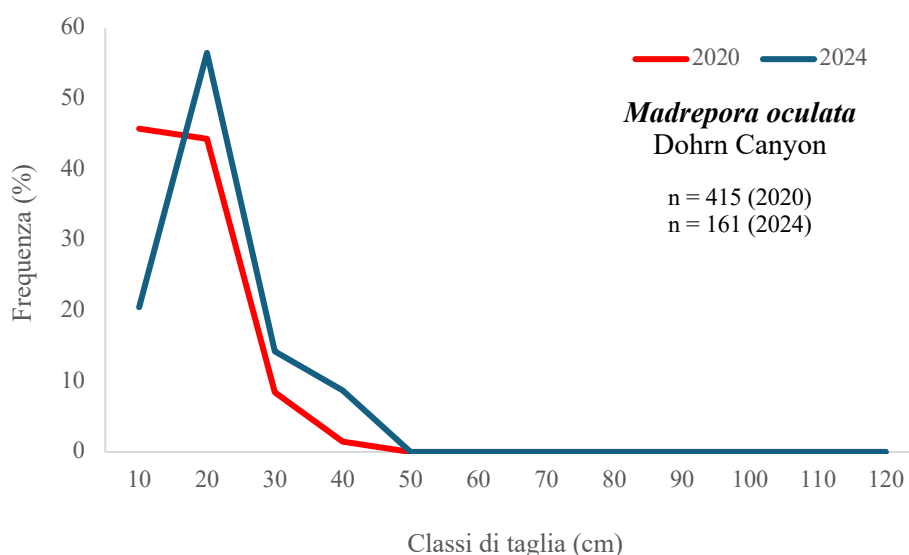


Figura 38. Confronto della distribuzione percentuale di taglia-frequenza di *Madrepora oculata* nel Canyon Dohrn tra il 2020 (in rosso) e il 2024 (in blu).

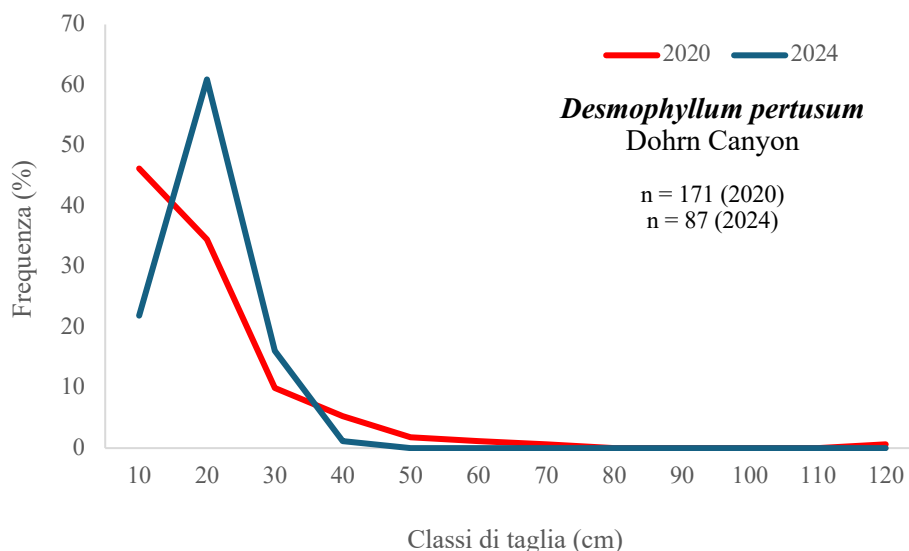


Figura 39. Confronto della distribuzione percentuale di taglia-frequenza di *Desmophyllum pertusum* nel Canyon Dohrn tra il 2020 (in rosso) e il 2024 (in blu).

4.2.4 Rifiuti antropici ed entanglement

L'analisi dei video ha evidenziato la presenza di 105 oggetti antropici sui fondali del Canyon, costituiti quasi esclusivamente da polimeri artificiali riconducibili ad attività di pesca. Tali materiali rappresentano il 97% del totale dei rifiuti osservati (Fig. 40) e sono prevalentemente costituiti da lenze e cime aggrovigliate sul fondale. Risulta invece marginale il contributo dei polimeri artificiali non associati alla pesca e degli oggetti metallici.

In entrambi gli anni di monitoraggio, la composizione della spazzatura marina è risultata nettamente dominata (94-97%) dai polimeri ALDFG, legati alle attività di pesca. Nel 2024 si osserva inoltre una riduzione della diversità delle categorie di rifiuti, con l'assenza delle tipologie "tessile" e "carta/cartone" precedentemente rilevate.

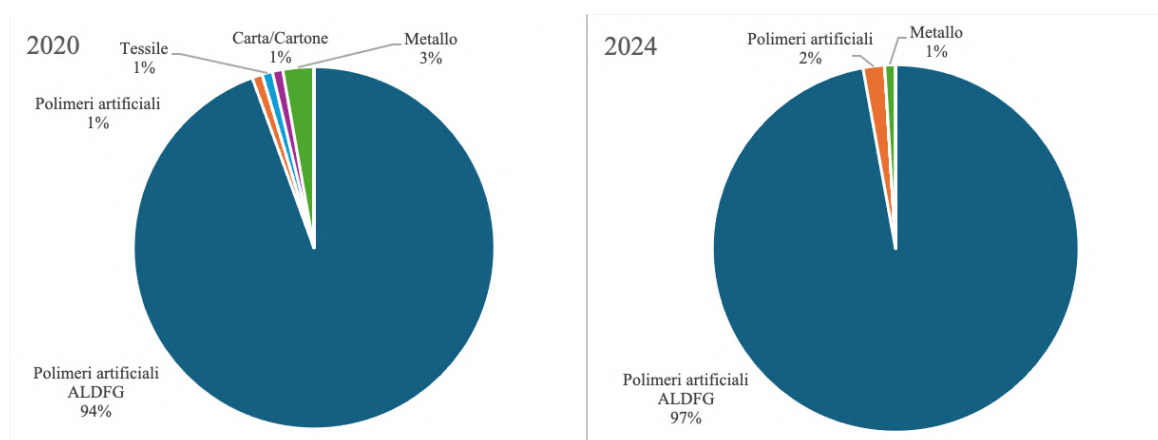


Figura 40. Confronto della composizione percentuale della spazzatura marina nel Canyon Dohrn tra i due anni di monitoraggio.

Analizzando la densità di rifiuti tra i diversi siti per l'anno 2024, si osserva una variabilità compresa tra 0,7 e 2,19 oggetti/100 m. I valori più elevati si osservano per i settori della parete nordovest e del pinnacolo centrale. Il confronto tra il 2020 e il 2024 evidenzia una riduzione della densità di spazzatura marina nella maggior parte dei settori monitorati (Fig. 41). Le differenze risultano più marcate lungo le pareti CW e SW e nel pinnacolo SC, mentre in altri settori i valori del 2024 sono comparabili o leggermente inferiori a quelli del 2020.

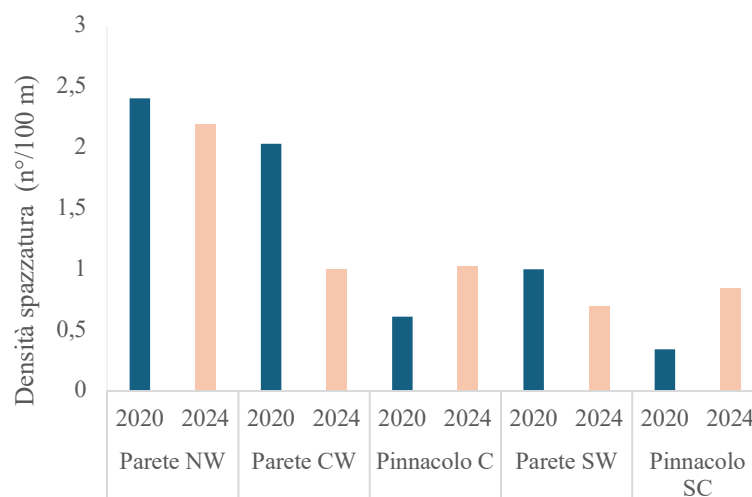


Figura 41. Confronto tra la densità della spazzatura nei vari siti monitorati nel Canyon Dohrn (valori espressi come n° di oggetti ogni 100 m).

Normalizzando la densità media di spazzatura per metro lineare dei transetti di ciascun sito, si ottiene una densità media di $1,28 \pm 0,40$ per l'anno 2020 e $1,15 \pm 0,27$ per il 2024 (Fig. 42). In entrambi gli anni le osservazioni di rifiuti lungo i transetti sono elevate, con una lieve diminuzione nel 2024.

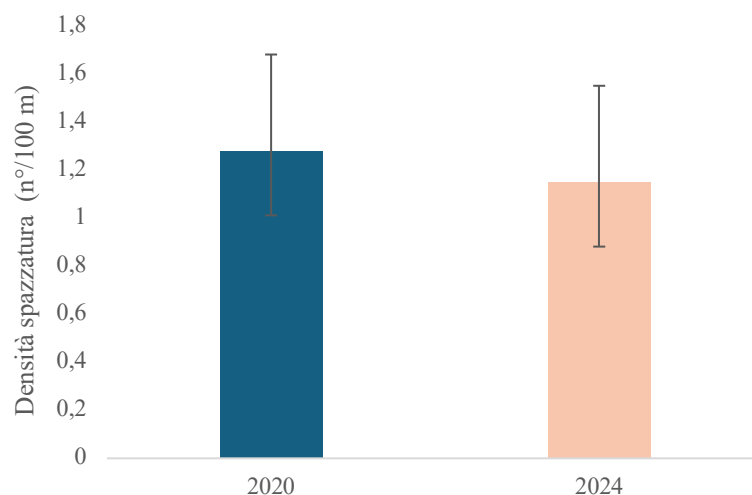


Figura 42. Confronto della densità media di spazzatura normalizzata per metri lineari di transetto, per gli anni 2020 e 2024 nel Canyon Dohrn.

In considerazione dell'elevato accumulo di oggetti legati alle attività di pesca sono stati analizzati i livelli di *entanglement* e la loro variazione nel tempo (Fig. 43). Nel 2024 è stato osservato che il 55% dei materiali antropici presenti sul fondale era a diretto contatto con organismi strutturanti (Fig. 44). In totale, sono state censite 482 interazioni con sette specie. La maggior parte degli eventi di *entanglement* riguardano i coralli bianchi *M. oculata* (76%) e *D. pertusum* (16%), seguiti da *D. dianthus* e *N. zibrowii* (4%). *P. larix*, *C. verticillata* e *D. cornigera* contribuiscono in maniera minima (0,4-0,2%). Nel 2020, i materiali antropici che producevano *entanglement* erano il 39%, e il numero di interazioni censite ammontava a 127. Le specie strutturanti coinvolte erano cinque, tra cui *D. pertusum* (43%), *N. zibrowii* (28%) e *M. oculata* (17%), risultavano quelle maggiormente impattate.

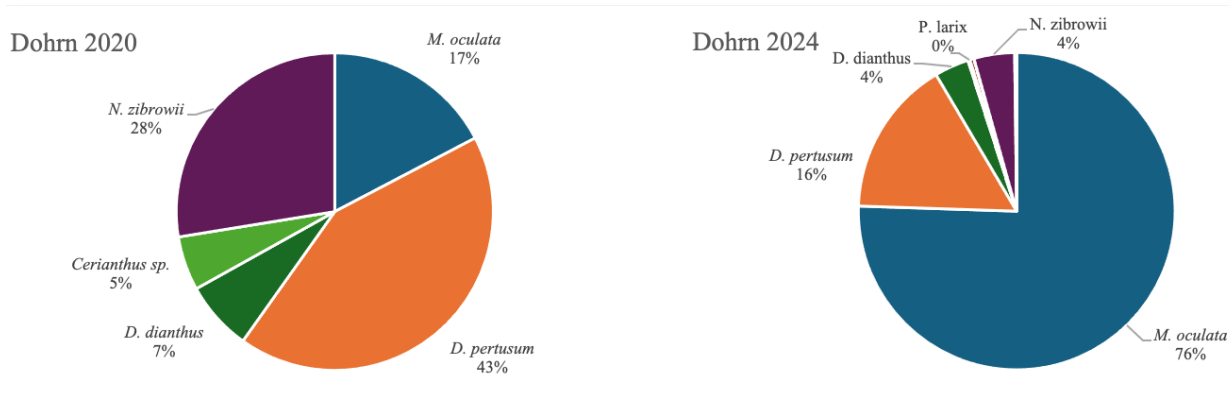


Figura 43. Confronto tra il contributo percentuale di ciascuna specie strutturante agli eventi di *entanglement* osservati nei due anni di monitoraggio.

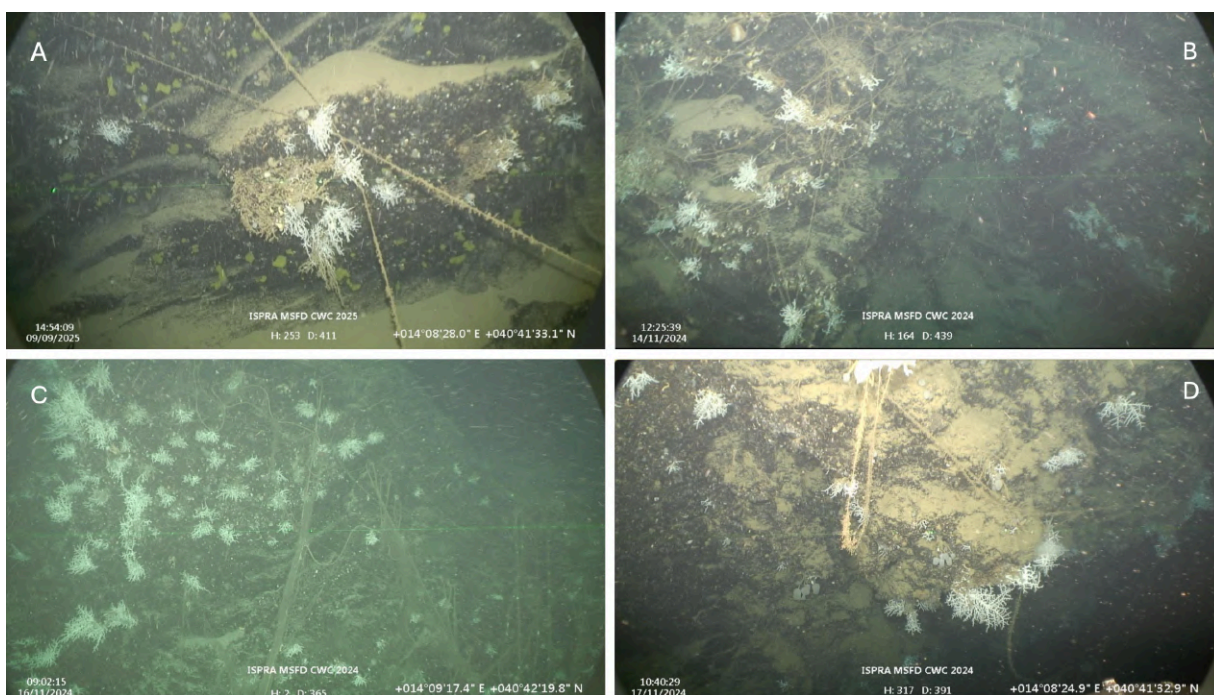


Figura 44. Esempi di *entanglement* su organismi strutturanti nel Canyon Dohrn nei siti monitorati nel 2024. A, B, C, D) Le immagini estrapolate dai video ROV mostrano lenze attorcigliate a colonie di *M. oculata* e di *D. pertusum*.

4.3 Applicazione dell'indice BARCS

Le analisi dello stato ecologico tramite l'applicazione dell'Indice BARCS hanno fornito una valutazione finale delle condizioni ecologiche coerenti tra il monitoraggio del 2020 e quello del 2024. Nell'area del Canale di Corsica il punteggio totale, che aumenta da 82 ad 83, indica una condizione “*High*”, a testimonianza della sua condizione di elevata integrità e quasi totale naturalità (Tab. 14). Al contrario, nel Canyon Dohrn si registrano valori bassi dell'indice, indicativi di uno stato di salute dell'ecosistema più degradato (Tab. 14). Di seguito vengono presentati i risultati dell'indice di struttura per le due aree studiate, il Canale di Corsica e il Canyon Dohrn, con un confronto temporale tra le diverse annualità. Successivamente, verranno illustrati i risultati relativi all'indice d'impatto, seguendo lo stesso approccio.

Tabella 14. Confronto della valutazione finale delle condizioni dello stato ecologico delle due aree in due anni distinti.

Anno	Capraia		Dohrn	
	Final value	Condition	Final value	Condition
2020	82	High	32	Bad
2024	83	High	32	Bad

4.3.1 Indice di struttura

Le differenze emerse a livello complessivo tra le due aree riflettono dinamiche che diventano più evidenti analizzando le singole metriche. Nell'area di Capraia emerge un quadro complessivamente stabile dell'habitat tra i due anni (Tab. 15). Alcune metriche mostrano leggere flessioni: la ricchezza di specie strutturanti (SSR) passa da 67 a 56, e la percentuale di *reef* vivo (LR) diminuisce da 89 a 78. Queste lievi contrazioni sono tuttavia controbilanciate da altri indicatori che restano stabili o migliorano. La ricchezza di specie megabentoniche (MSR) resta invariata con uno score di 44, così come la densità dei coralli bianchi (WCD) rimane pari a 67, mentre lo sviluppo verticale (VD) conferma il valore massimo (100), segno di una struttura tridimensionale ben sviluppata. Particolarmente significativo è l'aumento dell'altezza dei coralli bianchi (WCH), che passa da 67 a 100, suggerendo un accrescimento continuo e la stabilità delle colonie. Nel complesso, l'indice di struttura dell'area di Capraia mantiene una condizione “*High*”, confermando uno stato di salute elevato in entrambe le annate, con un punteggio finale che cresce leggermente da 72 a 74.

Tabella 15. Confronto temporale dei risultati dell'Indice di Struttura (SI) nell'area del Canale di Corsica.

		Structure Index (SI)						
Capraia	MSR	SSR	VD	LR	WCD	WCH	Final value	Condition
2020	44	67	100	89	67	67	72	High
2024	44	56	100	78	67	100	74	High

Di contro, l'analisi delle singole metriche evidenzia invece un peggioramento diffuso dell'ecosistema nell'area del Canyon Dohrn (Tab. 16). La ricchezza di specie megabentoniche (MSR) subisce una forte riduzione, passando da 56 a 33, mentre la ricchezza di specie strutturali (SSR) diminuisce da 56 a 44, il che riflette una perdita di complessità biologica. Le metriche relative ai soli coralli bianchi non mostrano segnali di recupero: sia la densità (WCD) sia l'altezza (WCH) si attestano a uno score di 22. Anche lo sviluppo verticale (VD) e la percentuale di *reef* vivo (LR) restano invariate a 33, indicando una struttura che non riesce a rafforzarsi nel tempo.

Nell'area del Canyon Dohrn si osserva un peggioramento dello stato ecologico generale, che passa da "Poor" nel 2020 a "Bad" nel 2024. Si riscontra infatti un ribasso del punteggio finale da 37 nella prima esplorazione a 31 nel monitoraggio.

Tabella 16. Confronto temporale dei risultati dell'Indice di Struttura (SI) nell'area del Canyon Dohrn.

		Structure Index (SI)						
Dohrn	MSR	SSR	VD	LR	WCD	WCH	Final value	Condition
2020	56	56	33	33	22	22	37	Poor
2024	33	44	33	33	22	22	31	Bad

4.3.2 Indice d'impatto

Anche le analisi dell'indice d'impatto evidenziano condizioni nettamente diverse tra le due aree. Nel dettaglio, nel Canale di Corsica i valori risultano invariati tra il 2020 e il 2024 (Tab. 17). La principale fonte di disturbo dell'ecosistema rimane la sedimentazione, che si mantiene a uno score di 33. Per tutte le altre metriche non si registrano impatti legati al danno meccanico (MD), alla densità di rifiuti (LD) o alla tipologia di spazzatura (LT), che restano sempre pari a 0. Il valore finale dell'indice rimane stabile a 8 per entrambe le campagne oceanografiche, corrispondente ad una condizione "Very low", suggerendo una pressione antropica molto limitata nel tempo.

Tabella 17. Confronto temporale dei risultati dell'Indice d'Impatto (II) nell'area del Canale di Corsica.

	Impact Index (II)					
Corsica	SD	MD	LD	LT	Final value	Condition
2020	33	0	0	0	8	Very low
2024	33	0	0	0	8	Very low

Al contrario nel Canyon di Dohrn, l'indice mette in luce una condizione molto più degradata, con punteggi molto elevati per ciascuna metrica, ad eccezione della sedimentazione che mantiene valori simili all'area di Capraia (Tab. 18). Il danno meccanico (MD) raggiunge il valore massimo di 100 in entrambi gli anni, mentre gli altri parametri, legati ai rifiuti, seppur molto elevati mostrano un punteggio leggermente più basso nel 2024: sia la densità che la tipologia di rifiuti passano da 78 a 67. Nel complesso, il valore finale dell'indice d'impatto nel Golfo di Napoli subisce un lieve incremento da 72 a 67; tuttavia, la condizione rimane "Very High".

Tabella 18. Confronto temporale dei risultati dell'Indice d'Impatto (II) nell'area del Canyon Dohrn.

	Impact Index (II)					
Dohrn	SD	MD	LD	LT	Final value	Condition
2020	33	100	78	78	72	Very high
2024	33	100	67	67	67	Very high

Il confronto tra le due aree è ben evidente nei grafici radar (Fig. 45 e Fig. 46), che consentono di mettere in risalto con chiarezza eventuali cambiamenti di monitoraggio. Nel Canale di Corsica molte delle metriche dell'indice di struttura sono ben rappresentate. Il profilo rimane ampio e pressoché stabile tra il 2020 e il 2024, con variazioni limitate ad un marcato aumento dell'altezza media dei coralli bianchi (WCH).

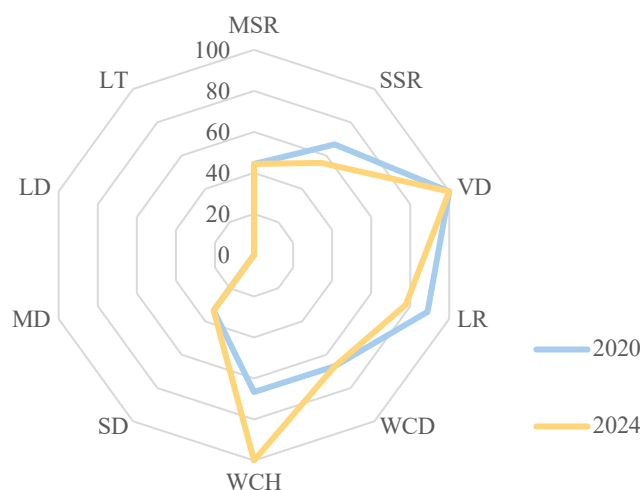


Figura 45. Rappresentazione dei punteggi delle metriche dell'Indice di Struttura (MSR, SSR, VD, LR, WCD, WCH) e dell'Indice d'Impatto (LT, LD, MD, SD) per gli anni 2020 e 2024, nell'area del Canale di Corsica.

Nel Canyon di Dohrn, invece, le metriche più rappresentate sono quelle dell'indice d'impatto. Il profilo rimane più contratto, mettendo ben in evidenza la diversità strutturale rispetto all'area di Capraia, ed un peggioramento delle condizioni nel 2024 rispetto al 2020 con un picco sulla metrica del danno meccanico (MD).



Figura 46. Rappresentazione dei punteggi delle metriche dell'Indice di Struttura (MSR, SSR, VD, LR, WCD, WCH) e dell'Indice d'Impatto (LT, LD, MD, SD) per gli anni 2020 e 2024, nell'area del Canyon Dohrn.

5. DISCUSSIONE

I risultati presentati in questo elaborato si inseriscono nel contesto dei programmi di monitoraggio previsti dalla *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD) per gli habitat batiali più vulnerabili. I parametri analizzati ricadono all'interno degli obiettivi dei descrittori D1, D6 e D10, al fine di una corretta valutazione del *Good Environmental Status* (GES) dei reef a coralli bianchi. I siti analizzati rappresentano la conclusione del primo ciclo di monitoraggio quadriennale delle due aree oggetto di studio, il Canale di Corsica e il Canyon di Dohrn, attraverso il quale si è voluto ottenere un quadro sull'evoluzione di questi ecosistemi mediterranei nel corso di quattro anni.

L'obiettivo è stato quello di valutare l'efficacia dei parametri derivabili da video-transetti ROV per la stima del buono stato ecologico e di testare l'indice multiparametrico *Bathyal Coral Reef Conservation Status* (BARCS) come strumento integrativo.

Le indagini ROV condotte nel 2024, nell'ambito delle due campagne oceanografiche organizzate da ISPRA, hanno consentito di effettuare un'analisi comparativa con i dati acquisiti nel 2020. In entrambi i contesti batiali emerge uno scenario complessivamente coerente nella struttura degli habitat e delle comunità, ma anche differenze puntuali da interpretare con cautela. In particolare, la difficoltà di ripetere fedelmente i transetti e l'inevitabile variabilità introdotta dalle condizioni operative e dagli operatori possono amplificare differenze apparenti oppure, al contrario, mascherare cambiamenti reali. Nel confronto tra i tracciati ROV (Fig. 47) ripetuti nello stesso sito nei due anni di monitoraggio, è immediata la difficoltà che si riscontra nel corretto posizionamento dei transetti. Questa differenza è particolarmente evidente nel Canyon Dohrn, con numerosi transetti solo parzialmente sovrapponibili e una marcata disparità tra le superfici indagate. Un problema simile, ma meno marcato, si riscontra nella sovrapposizione dei tracciati nel Canale di Corsica. Nonostante le operazioni di pulizia dei tracciati, permangono anomalie nel posizionamento di alcuni transetti, riconducibili ad un malfunzionamento del sistema di posizionamento dinamico integrato al ROV.

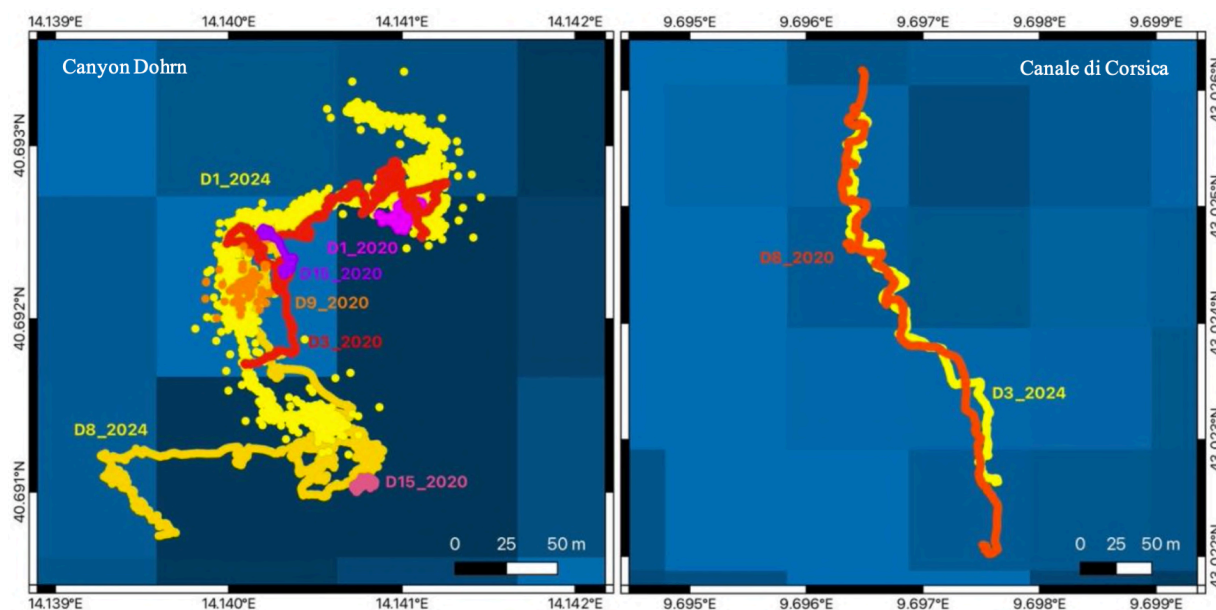


Figura 47. Confronto tra i tracciati ROV ripetuti nello stesso sito nei due anni di monitoraggio. A sinistra è mostrato il caso del pinnacolo centrale del Canyon di Dohrn, caratterizzato da una forte sovrapposizione dei transetti tra 2020 e 2024. A destra è riportato il caso del sito B del Canale di Corsica, rappresentativo di una delle situazioni migliori; anche in questo caso, tuttavia, risultano evidenti la scarsa sovrapposizione metrica tra i transetti dei due anni e la notevole variazione di lunghezza.

Nel complesso, in entrambe le aree si osserva un andamento mediamente stabile della ricchezza specifica nel tempo, confermato dai test statistici che non evidenziano differenze significative tra il 2020 e il 2024. A livello di comunità, i principali gruppi tassonomici restano dominanti (poriferi, antozoi e pesci). Confrontando le liste faunistiche (Tab. S3 e Tab. S4), emerge chiaramente come la presenza di alcuni *taxa* sia costante in gran parte dell'area di studio e nei due anni. Tuttavia, si riscontrano anche specie non osservate nella prima esplorazione e altre che non sono state rilevate nel 2024. Nel Canale di Corsica circa un terzo dei *taxa* osservati nel 2024 è rappresentato da nuove segnalazioni, mentre nel Canyon di Dohrn le nuove osservazioni sono più contenute (circa un sesto), ma con un numero maggiore di *taxa* non rinvenuti. Una possibile spiegazione del *turnover* tassonomico potrebbe essere riconducibile a differenze nella distribuzione spaziale di alcune specie, piuttosto che da un reale cambiamento strutturale della biodiversità. Inoltre, una parte consistente della variabilità interannuale è data dal contributo di *taxa* rari o vagili come crostacei, echinodermi e pesci, per cui la probabilità di intercettarli lungo i transetti è bassa e fluttuante. Le differenze riscontrate potrebbero anche essere influenzate dalla risoluzione del video, dalla vicinanza del ROV al substrato, dagli scostamenti del tracciato su piccola scala (pochi metri), e dalla soggettività visiva dell'operatore. Questo effetto metodologico tende ad accentuarsi per gli organismi sessili di piccole dimensioni e con habitus criptico. Infatti, tra i *taxa* sessili non precedentemente osservati nel Canale di Corsica si annoverano, ad esempio, *Bebryce mollis* e *Dendrobrachia bonsai* tra gli cnidari, i brachiopodi *Novocrania anomala* (Müller, 1776), *Terebratulina retusa* (Linnaeus, 1758) e *Megerlia*

truncata (Linnaeus, 1767), diverse specie di idrozoi non determinati e ceriantari. Mentre nel caso del Canyon Dohrn la maggior parte delle nuove osservazioni è riconducibile principalmente a specie criptiche e vagili, come *Ethusa mascarone* (Herbst, 1785) e *Spinolambrus macrochelos* (Herbst, 1790), bivalvi come *Spondylus gussonii*, e soprattutto a poriferi non identificabili soltanto da video.

Nel periodo considerato, l'estensione e la distribuzione delle aree a corallo bianco monitorate nelle due aree di studio risultano complessivamente comparabili con le osservazioni del 2020. L'applicazione dell'indice di similarità di Bray-Curtis sulla composizione percentuale del substrato, si è rivelata un buon indicatore della ripetibilità spaziale dei transetti. Comparando gli stessi siti dopo quattro anni, il test ha mostrato valori di similarità elevati ($\geq 75\%$) sia nel Canale di Corsica sia nel Canyon Dohrn. Tuttavia, questa elevata similarità non riflette necessariamente la coerenza del metodo di monitoraggio tra i due anni, ma piuttosto l'omogeneità dell'area di studio. Infatti, il confronto della composizione del substrato tra siti diversi nello stesso anno nel Canale di Corsica, rivela una corrispondenza maggiore del 75%, indicativo di una bassa variabilità topografica e strutturale tra siti adiacenti, dominati da ampie *facies* a corallo bianco e detrito corallino, alternate a porzioni di substrato fangoso. In questo contesto, anche transetti non perfettamente sovrapponibili possono intercettare proporzioni simili di substrato, restituendo valori di similarità elevati. Al contrario, nel Canyon Dohrn, la bassa similarità tra siti diversi nello stesso anno suggerisce una maggiore eterogeneità geomorfologica locale e una più marcata frammentazione delle *facies* a coralli bianchi, più tipicamente distribuiti su roccia nuda. Nel Canyon Dohrn, infatti, l'alternanza su piccola scala di pareti ripide, terrazze, e aree a sedimento fine determina una distribuzione più discontinua delle zone coralline, di diversa estensione e copertura. Di conseguenza, nel Canyon Dohrn l'elevata similarità potrebbe suggerire una reale stabilità spaziale delle *facies* intercettate dai transetti, piuttosto che un effetto dovuto all'omogeneità di fondo dell'area.

Il monitoraggio dei parametri di densità e morfometria conferma in parte i risultati della prima campagna, pur evidenziando alcune differenze tra le annate.

Nel Canale di Corsica la marcata dominanza di *Madrepora oculata* in entrambe le campagne conferma il suo ruolo di principale specie strutturante dei *mound*. Le analisi morfometriche mostrano per *M. oculata* valori di taglia media e distribuzione in classi dimensionali coerenti con quanto riportato da Angiolillo et al. (2023) nella prima caratterizzazione dell'area.

Al contrario, per *Desmophyllum pertusum* nel 2024 si osserva una maggiore rappresentanza di colonie appartenenti a classi di taglia piccole (< 20 cm), evidenziando una tendenza differente rispetto a quanto rilevato in precedenza. Dal punto di vista quantitativo, nel 2024 si registra

inoltre un raddoppio della densità media di coralli bianchi (individui m⁻²) rispetto al 2020. Nel Canyon Dohrn, al contrario, si conferma una maggiore abbondanza di colonie di *D. pertusum*, con un lieve incremento verso classi di taglia media. *M. oculata* invece mostra un pattern opposto con uno shift verso colonie di piccole dimensioni. Complessivamente la densità media dei coralli bianchi è più bassa rispetto alla Corsica, ma rimane comparabile tra le due annate. Il lieve spostamento verso classi intermedie di *M. oculata* a Capraia e *D. pertusum* nel Golfo di Napoli, potrebbero riflettere la crescita delle colonie già presenti, ma più probabilmente ci sono dei fattori operativi. Tra questi, la scala utilizzata e la sua calibrazione, la qualità delle immagini, la distanza dal fondale e l'orientamento della telecamera, così come locali differenze nel tracciato ROV, possono influenzare le stime di abbondanza e densità. Inoltre, le marcate differenze nel numero campionato di colonie analizzato rendono difficile attribuire questi pattern a processi demografici effettivi.

L'analisi della spazzatura evidenzia una netta distinzione tra le due aree, sia in termini di tipologia sia, soprattutto, di quantità di rifiuti, confermando un diverso grado e tipo di pressione antropica. Nel Canale di Corsica la presenza di rifiuti risulta limitata e relativamente eterogenea rispetto al Canyon Dohrn. In termini di densità, nel 2024 si osserva una diminuzione complessiva della componente legata agli attrezzi da pesca perduti (ALDFGs), compensata tuttavia da un aumento delle osservazioni di altri polimeri artificiali. Non emergono evidenze di *entanglement* diffuso con le specie strutturanti, suggerendo che, nell'arco dei quattro anni considerati, l'impatto diretto dei rifiuti sulle comunità bentoniche rimane contenuto. Nel Canyon Dohrn, al contrario, la spazzatura è quasi interamente costituita da attrezzi da pesca perduti, confermando una pressione specifica e persistente legata alle attività di pesca delle risorse alieutiche. Sebbene nel 2024 ci sia una riduzione della densità complessiva dei rifiuti, l'impatto sulle specie strutturanti risulta stabilmente elevato. In particolare, si osserva un aumento delle interazioni tra lenze, reti e cime aggrovigliate e gli organismi bentonici, indicando una pressione cronica sull'habitat. Nonostante le differenze d'impatto tra le due aree siano bene evidenti, il risultato potrebbe essere affetto da sottostima o sovrastima legate al metodo e all'interpretazione. Ad esempio, una lenza tesa sul fondo può risultare difficilmente identificabile se osservata da lontano, ma diventare molto più evidente se il ROV si muove a bassa quota e con illuminazione radente. Inoltre, la valutazione dell'*entanglement* dipende dalla definizione operativa di "interazione" e dalla capacità dell'operatore di distinguere un contatto reale da un effetto di sovrapposizione prospettica. In ambienti complessi come il Canyon Dohrn, dove le pareti sono fortemente inclinate e il ROV incontra maggiori difficoltà nel navigare tra lenze sospese, tali effetti prospettici possono risultare ancora più marcati.

In generale, il monitoraggio basato sui parametri comunemente derivabili da video-transetti ROV si è dimostrato efficace nel fornire un quadro complessivo coerente con lo stato ecologico degli habitat a coralli bianchi, discriminando in maniera netta le differenze spaziali delle due aree di studio. I parametri adottati sono in grado di evidenziare differenze nella struttura dell'habitat, nella distribuzione dei coralli bianchi e della loro densità, così come l'intensità dell'impatto antropico e le diverse pressioni a cui l'ecosistema è sottoposto. Diversamente, la capacità di rilevare variazioni temporali nel breve periodo sembra più limitata. In particolare, per organismi a crescita lenta come i coralli bianchi, un periodo di tempo di quattro anni potrebbe essere insufficiente per rilevare variazioni ecologicamente significative, in assenza di un evento estremo. Infatti, nella maggior parte dei casi, le differenze osservate tra il 2020 e il 2024 risultano difficilmente distinguibili dalla variabilità introdotta da fattori metodologici e operativi.

I risultati del BARCS sono stati ottenuti attraverso la misurazione delle metriche estrapolate dai filmati ROV. I valori finali dell'indice risultano coerenti con quanto emerso dall'analisi descrittiva dei parametri derivati dai video-transetti e sintetizzano in modo chiaro le principali differenze ecologiche tra le due aree di studio.

Nel Canale di Corsica, la classificazione “*High*” in entrambe le annualità riflette una condizione di elevata integrità ecologica, caratterizzata da densità medio-alte di coralli bianchi, presenza di colonie di dimensioni cospicue, grazie anche a livelli bassi di sedimentazione che ne favorisce la crescita. A ciò si associa un impatto antropico molto basso, con limitata presenza di rifiuti e assenza di *entanglement* diffuso, che si traduce in livelli minimi dell'Indice di Impatto. Nel Canyon Dohrn, la classificazione “*Bad*” evidenzia una condizione opposta, contraddistinta da minore sviluppo tridimensionale, predominanza di colonie di piccole dimensioni, distribuzione più frammentata su substrato roccioso e alti livelli di sedimentazione. A questo si associa un elevato impatto antropico, legato principalmente ad attrezzi da pesca perduti e al danno meccanico da *entanglement*, che contribuisce in modo determinante all'aumento dell'Indice di Impatto. Nel complesso, l'Indice è in grado di tradurre in forma sintetica le differenze strutturali e di pressione già messi in luce dall'analisi classica.

A differenza dell'analisi descrittiva classica, le leggere variazioni osservate in alcune metriche strutturali o dell'impatto non determinano cambiamenti nella classificazione finale. Questo rappresenta un punto di forza del BARCS, poiché evita di enfatizzare oscillazioni probabilmente legate a variabilità metodologica o a differenze nella sovrapposizione dei transetti.

Un ulteriore vantaggio del BARCS è la sua applicazione su transetti standardizzati di 50 m, anziché su tracciati molto più lunghi. Questo consente di ridurre l'accumulo di errori legati alla durata delle riprese, alle variazioni di assetto del ROV e alle interpretazioni dell'operatore. Inoltre, l'utilizzo di tracciati più brevi contribuisce a limitare la variabilità di fondo legata all'eterogeneità dell'habitat. Nell'analisi classica su transetti molto estesi, infatti, la presenza di tratti con pochi coralli alternati a zone molto ricche e strutturate può appiattare il dato medio, mascherando le reali caratteristiche della facies a coralli. Tuttavia, l'indice risulta poco sensibile a variazioni quantitative moderate. Ad esempio, la lieve diminuzione della densità dei rifiuti nel Canyon Dohrn non si traduce in un miglioramento della classe finale. In più, la restituzione di un singolo punteggio, comporta perdita di dettaglio ecologico. inoltre, non potendo prescindere dall'analisi di video, il BARCS rimane affetto dalle criticità intrinseche del monitoraggio ROV. Il BARCS rappresenta un valido strumento per sintetizzare e rendere comparabili le condizioni ecologiche dei *reef* a coralli bianchi, senza sostituirsi all'analisi classica che risulta più dettagliata

6. CONCLUSIONI

Il monitoraggio negli ecosistemi batiali rappresenta una delle principali sfide per la ricerca e l'attuazione di pratiche di gestione ambientale. Non soltanto per le difficoltà operative legate *in primis* alla profondità, ma anche per la limitata disponibilità di serie storiche di riferimento. La definizione dello stato ecologico richiederebbe il confronto con condizioni di riferimento prossime alla naturalità, che tuttavia negli ambienti profondi sono raramente documentate. Mentre con il Canale di Corsica si è vicini ad una condizione quasi pristina, il Canyon di Dohrn è soggetto ad un maggiore impatto antropico, e l'assenza di dati rende ancora più complessa la valutazione del grado di alterazione dell'ecosistema e la sua traiettoria nel tempo. I risultati ottenuti indicano che i parametri adottati, relativi a biodiversità, struttura dell'habitat e pressioni antropiche, sono in grado di discriminare efficacemente condizioni ecologiche differenti. Forniscono inoltre informazioni coerenti con i descrittori di Biodiversità (D1), Integrità dei fondali (D6) e Rifiuti marini (D10), in linea con l'approccio ecosistemico, ed essenziali per la valutazione del buono stato ambientale richiesto dalla *Marine Strategy Framework Directive*. Permangono tuttavia criticità metodologiche che possono compromettere le valutazioni finali e mascherare le reali condizioni dell'habitat, rendendo più complessa l'interpretazione delle variazioni spaziali e temporali. Una delle principali criticità dipende dal disegno di campionamento, per cui il ridotto numero di siti e l'alta variabilità intra-sito, limitano la capacità di distinguere cambiamenti ecologici reali dal rumore di fondo metodologico. Un'altra criticità, messa in evidenza in questo primo monitoraggio, è il posizionamento e la georeferenziazione dei transetti, che portano inevitabilmente a disomogeneità dell'approccio tra anni diversi. Ne deriva la difficoltà di replicare esattamente lo stesso tracciato, per cui anche piccoli discostamenti dal percorso originale, possono determinare ampie variazioni nell'habitat e nella fauna. Anche la qualità dei video e distorsioni prospettiche interferiscono con la rilevabilità dei taxa, della spazzatura e degli *entanglement*. Inoltre, l'esperienza e la differente interpretazione dell'analisi video da parte di operatori diversi, generano notevole variabilità osservatore-dipendente, con discrepanze talvolta evidenti nelle liste faunistiche e nei conteggi finali. Le criticità e i limiti intrinseci del metodo, messi in luce nel corso di questo studio, offrono l'opportunità di individuare indicazioni per migliorare le attività di monitoraggio future, rendendo il metodo più standardizzato e i dati maggiormente comparabili nel tempo. In primo luogo, è necessario identificare, per ciascuna area, un numero definito di transetti permanenti dedicati esclusivamente alle attività di monitoraggio, standardizzati per lunghezza, profondità e tipologia di habitat, sui quali concentrare le valutazioni temporali, così da ridurre la variabilità

spaziale. Infine, la standardizzazione dell'analisi video costituisce un elemento determinante per i futuri monitoraggi. La predisposizione di un manuale condiviso e costantemente aggiornato, contenente le liste faunistiche operative, le classi di substrato, le categorie di *litter* e le definizioni univoche di *entanglement*, contribuirebbe a ridurre la soggettività legata all'interpretazione dell'operatore. Allo stesso modo, definire in modo chiaro le regole di conteggio, i criteri di inclusione delle colonie e le modalità di misura consentirebbe di limitare la variabilità dei dati. L'introduzione di sessioni di calibrazione tra operatori su un set comune di video consentirebbe inoltre di stimare l'errore inter-operatore e rendere più uniforme l'interpretazione dei filmati, migliorando la coerenza dei risultati nel tempo. In quest'ottica, l'implementazione dell'Indice BARCS rappresenta un passo importante non soltanto per standardizzare le valutazioni ambientali, ma anche per indirizzare più facilmente le decisioni politiche e le strategie di conservazione degli ecosistemi profondi. In prospettiva futura, l'adozione dell'indice BARCS nei programmi di monitoraggio europei, potrebbe contribuire a uniformare i criteri di valutazione del GES e a rendere i dati raccolti tra diverse province comparabili e integrabili. Sarebbe inoltre utile integrare tecniche avanzate, quali la fotogrammetria (Fabri et al., xxx), e strumenti automatizzati per l'analisi delle immagini.

Considerando che nel quadriennio monitorato non sono emerse variazioni strutturali marcate, è plausibile che tale stabilità sia legata alle caratteristiche biologiche dei coralli bianchi profondi, organismi a crescita lenta e con dinamiche demografiche che si sviluppano su scale temporali ampie (REF). Dunque, soltanto attraverso un monitoraggio continuativo sul lungo termine e comparabile sarà possibile comprendere pienamente l'evoluzione dei *reef* a coralli bianchi e supportare in modo efficace le strategie di conservazione e mitigazione degli impatti antropici.

BIBLIOGRAFIA

- Alvarez-Pérez, G., Busquets, P., De Mol, B., Sandoval, N. G., Canals, M., & Casamor, J. L. (2005). Deep-water coral occurrences in the Strait of Gibraltar. In *Cold-water corals and ecosystems* (pp. 207–221). Springer. https://doi.org/10.1007/3-540-27673-4_11
- Angeletti, L., Taviani, M., Canese, S., Fogliani, F., Mastrototaro, F., Argnani, A., Trincardi, F., Bakran-Petricioli, T., Ceregato, A., Chimienti, G., Mačić, V., & Polisenò, A. (2014). New deep-water cnidarian sites in the southern Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, *15*(2), 263. <https://doi.org/10.12681/mms.558>
- Angeletti, L., Castellán, G., Montagna, P., Remia, A., & Taviani, M. (2020). The Corsica Channel cold-water coral province (Mediterranean Sea). *Frontiers in Marine Science*, *7*, 661. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00661>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2023.103963>
- Bargain, A., Marchese, F., Savini, A., Taviani, M., & Fabri, M. (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*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00338>
- Bo, M., Bava, S., Canese, S., Angiolillo, M., Cattaneo-Vietti, R., & Bavestrello, G. (2014). Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation*, *171*, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.011>
- 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. *Frontiers in Marine Science*, *10*, 1122339. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1122339>
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A. J., Levin, L. A., Priede, I. G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N. J., & Raes, M. (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, *31*(1), 21–50. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00359.x>
- Casado de Amezua, P., Orejas, C., Garcia, S., Cerrano, C., Antoniadou, C., & Bo, M. (2015). *Desmophyllum dianthus* (Mediterranean assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T50149087A51215328. Accessed on 18 January 2026.
- Chimienti, G., Bo, M., & Mastrototaro, F. (2018). Know the distribution to assess the changes: Mediterranean cold-water coral bioconstructions. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, *29*(3), 583–588. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-0718-3>
- Chimienti, G., Bo, M., Taviani, M., & Mastrototaro, F. (2019). 19 Occurrence and biogeography of Mediterranean Cold-Water corals. In *Coral reefs of the world* (pp. 213–243). https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_19

- Corselli, C. (2001). Change and diversity: The Mediterranean deep corals from the Miocene to the present. In *Mediterranean ecosystems* (pp. 361–366). Springer. https://doi.org/10.1007/978-88-470-2133-6_31
- D’Onghia, G., Indennitate, A., Giove, A., Savini, A., Capezzuto, F., Sion, L., Vertino, A., & Maiorano, P. (2011). Distribution and behaviour of deep-sea benthopelagic fauna observed using towed cameras in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province. *Marine Ecology Progress Series*, 443, 95–110. <https://doi.org/10.3354/meps09432>
- D’Onghia, G., Maiorano, P., Carlucci, R., Capezzuto, F., Carluccio, A., Tursi, A., & Sion, L. (2012). Comparing Deep-Sea Fish Fauna between Coral and Non-Coral “Megahabitats” in the Santa Maria di Leuca Cold-Water Coral Province (Mediterranean Sea). *PLoS ONE*, 7(9), e44509. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044509>
- D’Onghia, G., Calcutti, C., Capezzuto, F., Carlucci, R., Carluccio, A., Grehan, A., Indennitate, A., Maiorano, P., Mastrototaro, F., Pollice, A., Russo, T., Savini, A., Sion, L., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.02.012>
- D’Onghia, G. (2019). Cold-water corals as shelter, feeding and life-history critical habitats for fish species: Ecological interactions and fishing impact. In *Mediterranean cold-water corals: Past, present and future* (pp. 335–356). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_30
- Danovaro, R., Corinaldesi, C., D’Onghia, G., Galil, B., Gambi, C., Gooday, A. J., Lampadariou, N., Luna, G. M., Morigi, C., Olu, K., Polymenakou, P., Ramirez-Llodra, E., Sabbatini, A., Sardà, F., Sibuet, M., & Tselepidis, A. (2010). Deep-Sea biodiversity in the Mediterranean Sea: the known, the unknown, and the unknowable. *PLoS ONE*, 5(8), e11832. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011832>
- Danovaro, R. (2018). Climate change impacts on the biota and on vulnerable habitats of the deep Mediterranean Sea. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29(3), 525–541. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-0715-6>
- Danovaro, R., Fanelli, E., Aguzzi, J., Billett, D., Carugati, L., Corinaldesi, C., Dell’Anno, A., Gjerde, K., Jamieson, A. J., Kark, S., McClain, C., Levin, L., Levin, N., Ramirez-Llodra, E., Ruhl, H., Smith, C. R., Snelgrove, P. V. R., Thomsen, L., Van Dover, C. L., & Yasuhara, M. (2020a). Ecological variables for developing a global deep-ocean monitoring and conservation strategy. *Nature Ecology & Evolution*, 4(2), 181–192. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1091-z>
- Danovaro, R., Fanelli, E., Canals, M., Ciuffardi, T., Fabri, M., Taviani, M., Argyrou, M., Azzurro, E., Bianchelli, S., Cantafaro, A., Carugati, L., Corinaldesi, C., De Haan, W., Dell’Anno, A., Evans, J., Fogliani, F., Galil, B., Gianni, M., Goren, M., . . . Soldevila, E. (2020b). Towards a marine strategy

- for the deep Mediterranean Sea: Analysis of current ecological status. *Marine Policy*, 112, 103781. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103781>
- Diaz, R. J., Solan, M., & Valente, R. M. (2004). A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management*, 73(3), 165–181. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.06.004>
- Enrichetti, F., Bo, M., Morri, C., Montefalcone, M., Toma, M., Bavestrello, G., Tunesi, L., Canese, S., Giusti, M., Salvati, E., Bertolotto, R. M., & Bianchi, C. N. (2019). Assessing the environmental status of temperate mesophotic reefs: A new, integrated methodological approach. *Ecological Indicators*, 102, 218–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.028>
- Enrichetti, F., Toma, M., Bo, M., Bavestrello, G., Bianchi, C. N., Di Lorenzo, B., Giusti, M., Michez, N., Morri, C., Rende, S. F., Tunesi, L., & Angiolillo, M. (2025). Assessing the environmental status of cold-water coral reefs: BARCS, a novel multi-parametric index. *Ecological Indicators*, 181, 114466. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114466>
- European Commission. (2025). *Commission Staff Working Document: Evaluation of the Marine Strategy Framework Directive (Directive 2008/56/EC) (pp. 2-10)*.
- Evans, J., Knittweis, L., Borg, J. A., & Schembri, P. J. (2019). Cold-water corals in the Mediterranean: A history of discovery. In *Mediterranean cold-water corals: Past, present and future* (pp. 31–33). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_3
- Fabri, M., Pedel, L., Beuck, L., Galgani, F., Hebbeln, D., & Freiwald, A. (2013). Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. *Deep Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, 104, 184–207. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.06.016>
- Fabri, M., Bargain, A., Pairaud, I., Pedel, L., & Taupier-Letage, I. (2017). Cold-water coral ecosystems in Cassidaigne Canyon: An assessment of their environmental living conditions. *Deep Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, 137, 436–453. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.06.006>
- Fabri, M., Vinha, B., Allais, A., Bouhier, M., Dugornay, O., Gaillot, A., & Arnaubec, A. (2019). Evaluating the ecological status of cold-water coral habitats using non-invasive methods: An example from Cassidaigne canyon, northwestern Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 178, 102172. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102172>
- Fleet, D., Vlachogianni, T. & Hanke, G. (2021) *A Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring* (EUR 30348 EN). Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-21445-8, doi:10.2760/127473, JRC121708.
- Food and Agriculture Organization. (2009). International guidelines for the management of deep-sea fisheries in the high seas. FAO.
- Fink, H. G., Wienberg, C., De Pol-Holz, R., & Hebbeln, D. (2015). Spatio-temporal distribution patterns of Mediterranean cold-water corals during the past 14,000 years. *Deep-Sea Research Part I*, 103, 37–48. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2015.05.006>
- Freiwald, A., Fosså, J. H., Grehan, A., Koslow, T., & Roberts, J. M. (2004). *Cold-water coral reefs: Out of sight—no longer out of mind*. UNEP-WCMC.

- Freiwald, A., Beuck, L., Rüggeberg, A., Taviani, M., & Hebbeln, D. (2009). The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV surveys. *Oceanography*, 22, 58–74. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2009>
- Hinz, H. (2017). Impact of bottom fishing on animal forests: Science, conservation, and fisheries management. In S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, & C. Orejas (Eds.), *Marine animal forests: The ecology of benthic biodiversity hotspots* (pp. 1041–1059). Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-21012-4>
- Issaris, Y., Katsanevakis, S., Pantazi, M., Vassilopoulou, V., Panayotidis, P., Kavadas, S., Kokkali, A., Salomidi, M., Frantzis, A., Panou, A., Damalas, D., Klaoudatos, D., Sakellariou, D., Drakopoulou, P., Kyriakidou, C., Maina, I., Fric, J., Smith, C., Giakoumi, S., & 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. <https://doi.org/10.12681/mms.312>
- Kazanidis, G., Orejas, C., Borja, A., Kenchington, E., Henry, L., Callery, O., Carreiro-Silva, M., Egilisdottir, H., Giacomello, E., Grehan, A., Menot, L., Morato, T., Ragnarsson, S. Á., Rueda, J. L., Stirling, D., Stratmann, T., Van Oevelen, D., Palialexis, A., Johnson, D., & Roberts, J. M. (2020). Assessing the environmental status of selected North Atlantic deep-sea ecosystems. *Ecological Indicators*, 119, 106624. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106624>
- Lo Iacono, C., Gràcia, E., Ranero, C. R., Emelianov, M., Huvenne, V. A., Bartolomé, R., Booth-Rea, G., Prades, J., Ambroso, S., Dominguez, C., Grinyó, J., Rubio, E., & Torrent, J. (2014). The West Melilla cold water coral mounds, Eastern Alboran Sea: Morphological characterization and environmental context. *Deep Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, 99, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.07.006>
- Micheli, F., Levin, N., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Abdulla, A., Coll, M., Frascchetti, S., Kark, S., Koutsoubas, D., Mackelworth, P., Maiorano, L., & Possingham, H. P. (2013). Setting priorities for regional conservation planning in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE*, 8(4), e59038. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059038>
- Millot, C. (1999). Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 20(1–4), 423–442. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(98\)00078-5](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(98)00078-5)
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105387>
- Morgan, L.E., Etnoyer, P., Scholz, A.J., Mertens, M., Powell, M. (2005). Conservation and management implications of deep-sea coral and fishing effort distributions in the Northeast Pacific Ocean. In: Freiwald, A., Roberts, J.M. (eds) Cold-Water Corals and Ecosystems. Erlangen Earth Conference Series. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/3-540-27673-4_60
- Orejas, C., Garcia, S., Casado de Amezua, P., Bo, M., & Antoniadou, C. (2015a). *Madrepora oculata* (Mediterranean assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: e.T195220A56299087. Accessed on 18 January 2026.

- Orejas, C., Vertino, A., Casado de Amezua, P., Gori, A., Bo, M., Garcia, S., & Antoniadou, C. (2015b). *Desmophyllum pertusum* (Mediterranean assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T195215A51215350. Accessed on 18 January 2026.
- Otero, M. D. M., & Marin, P. (2019). Conservation of cold-water corals in the Mediterranean: Current status and future prospects for improvement. In *Mediterranean cold-water corals: Past, present and future* (pp. 535–545). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_46
- Pérès, J.-M., & Picard, J. (1964). *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée*. CNRS.
- Purser, A. (2015). A Time Series Study of *Lophelia pertusa* and Reef Megafauna Responses to Drill Cuttings Exposure on the Norwegian Margin. *PLoS ONE*, *10*(7), e0134076. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134076>
- Ramirez-Llodra, E., Tyler, P. A., Baker, M. C., Bergstad, O. A., Clark, M. R., Escobar, E., Levin, L. A., Menot, L., Rowden, A. A., Smith, C. R., & Van Dover, C. L. (2011). Man and the Last Great Wilderness: Human Impact on the Deep Sea. *PLoS ONE*, *6*(8), e22588. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>
- Roberts, J. M., Wheeler, A. J., & Freiwald, A. (2006). Reefs of the deep: The biology and geology of cold-water coral ecosystems. *Science*, *312*(5773), 543–547. <https://doi.org/10.1126/science.1119861>
- Rogers, A. D. (1999). The biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and other deep-water reef-forming corals and impacts from human activities. *International Review of Hydrobiology*, *84*(4), 315–406. <https://doi.org/10.1002/iroh.199900032>
- Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., & Orejas, C. (Eds.). (2017). *Marine animal forests: The ecology of benthic biodiversity hotspots*. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-17001-5>
- Rueda, J. L., Urrea, J., Aguilar, R., Angeletti, L., Bo, M., García-Ruiz, C., González-Duarte, M. M., López, E., Madurell, T., Maldonado, M., Mateo-Ramírez, Á., Megina, C., Moreira, J., Moya, F., Ramalho, L. V., Rosso, A., Sitjà, C., & Taviani, M. (2019). 29 Cold-Water Coral associated fauna in the Mediterranean Sea and adjacent areas. In *Coral reefs of the world* (pp. 295–333). https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_29
- Sampaio, Í., Braga-Henriques, A., Pham, C., Ocaña, O., De Matos, V., Morato, T., & Porteiro, F. (2012). Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *92*(7), 1547–1555. <https://doi.org/10.1017/s0025315412000045>
- Savini, A., Vertino, A., Marchese, F., Beuck, L., & Freiwald, A. (2014). Mapping cold-water coral habitats at different scales. *PLoS ONE*, *9*(1), e87108. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087108>
- Schembri, P. J., Dimech, M., Camilleri, M., & Page, R. (2007). Living deep-water *Lophelia* and *Madrepora* corals in Maltese waters. *Cahiers de Biologie Marine*, *48*(1), 77–83. <https://doi.org/10.21411/cbm.a.76ff2fc0>

- Taviani, M., Remia, A., Corselli, C., Freiwald, A., Malinverno, E., Mastrototaro, F., Savini, A., & Tursi, A. (2004). First geo-marine survey of living cold-water *Lophelia* reefs in the Ionian Sea (Mediterranean basin). *Facies*, 50(3–4), 409–417. <https://doi.org/10.1007/s10347-004-0039-0>
- Taviani, M., Angeletti, L., Antolini, B., Ceregato, A., Frogliola, C., Lopez Correa, M., ... & Vertino, A. (2011). Geo-biology of Mediterranean deep-water coral ecosystems. *Marine research at CNR*, 6(February 2016), 705-719.
- Taviani, M., Angeletti, L., Canese, S., Cannas, R., Cardone, F., Cau, A., ... Tessarolo, C. (2017). The Sardinian cold-water coral province. *Deep-Sea Research Part II*, 145, 61–78. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.12.008>.
- Taviani, M., Angeletti, L., Cardone, F., Montagna, P., & 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), 3411. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39655-8>
- Tursi, A., Mastrototaro, F., Matarrese, A., Maiorano, P., & D'onghia, G. (2004). Biodiversity of the white coral reefs in the Ionian Sea (Central Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 20(sup1), 107–116. <https://doi.org/10.1080/02757540310001629170>
- 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.
- UNEP/CBD/EWS.MPA. (2007). *Report of the expert workshop on ecological criteria and biogeographic classification systems for marine areas in need of protection*. Convention on Biological Diversity.
- UNEP/MAP-SPA/RAC. (2013). *SPA/BD Protocol – Annex II: List of endangered or threatened species*. UNEP.
- United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. United Nations.
- Van Oevelen, D., Duineveld, G., Lavaleye, M., Mienis, F., Soetaert, K., & Heip, C. H. R. (2009). The cold-water coral community as hotspot of carbon cycling on continental margins: A food-web analysis from Rockall Bank (northeast Atlantic). *Limnology and Oceanography*, 54(6), 1829–1844. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.1829>
- Zibrowius, H. (1980). *Les scléreactiniales de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental*. Institut Océanographique.

MATERIALE SUPPLEMENTARE

Tabella Supplementare 1. Sintesi delle immersioni effettuate nelle campagne ROV del canale di Corsica.

Campagna	Sito	Dive	Data (gg/mm/aa)	Lat. (°)	Long. (°)	Profondità (m)	Ora inizio	Ora fine	Durata (hh:mm:ss)	Lunghezza (m)
2020	A	D9	19/10/2020	43°16'18.2"N	09°46'24.2"E	407-457	10:50:15	12:51:36	2:01:21	1237,77
	A	D10	19/10/2020	43°16'45.7"N	09°48'09.9"E	367-381	15:04:05	15:40:24	0:36:19	370,43
	A_2	D11	20/10/2020	43°13'08.5"N	09°36'17.1"E	341-393	11:24:36	13:08:10	1:43:34	932,1
	B	D8	18/10/2020	43°01'19.5"N	09°41'51.0"E	398-428	17:17:35	18:12:50	0:55:15	663
2024	A	D1	12/07/2024	43°16'17.8"N	09°46'18.3"E	416-469	11:53:21	15:11:10	03:17:49	1540,0
	A	D2	13/07/2024	43°16'48.0"N	09°48'10.6"E	376-389	16:04:56	16:35:36	00:30:40	261,96
	A_2	D7	14/07/2024	43°13'9.1"N	09°36'17.7"E	349-399	14:28:29	17:06:19	02:37:50	1171,22
	B	D3	15/07/2024	43°01'33.9"N	09°41'47.1"E	406-438	10:14:23	11:51:33	01:37:10	764,97

Tabella Supplementare 2. Sintesi delle immersioni effettuate nelle campagne ROV del Canyon di Dohrn.

Campagna	Sito	Dive	Data (gg/mm/aa)	Lat. (°)	Long. (°)	Profondità (m)	Ora inizio	Ora fine	Durata (hh:mm:ss)	Lunghezza (m)
2020	Parete NW	D5	29/08/2020	40°42'13.6"N	14°09'05.1"E	353-382	10:34:00	12:27:54	01:53:54	956,76
		D6/D10	29/08/2020	40°42'14.7"N	14°09'18.9"E	386-432	14:56:45	16:21:10	01:24:25	658,45
	Parete CW	D13/D14	02/09/2020	40°41'24.1"N	14°08'16.9"E	415-452	12:30:10	13:59:25	01:29:15	856,8
	Pinnacolo C	D1	27/08/2020	40°41'33.4"N	14°08'27.7"E	375-387	14:20:25	14:58:58	00:38:33	462,6
		D3	28/08/2020	40°41'30.4"N	14°08'24.7"E	382-392	10:47:48	13:03:59	02:16:11	1961,04
		D9	01/09/2020	40°41'31.7"N	14°08'24.5"E	364-374	13:26:41	14:01:24	00:34:43	312,45
		D15	03/09/2020	40°41'32.5"N	14°08'24.8"E	358-394	11:06:49	12:39:44	01:32:55	892
		D16	03/09/2020	40°41'27.8"N	14°08'26.9"E	354-428	14:36:40	16:30:57	01:54:17	1097,12
	Parete SW	D12	02/09/2020	40°41'17.3"N	14°07'43.6"E	322-386	10:26:22	11:28:57	01:02:35	600,8
	Pinnacolo SC	D4	28/08/2020	40°41'10.1"N	14°08'11.5"E	414-438	15:02:10	15:42:30	00:40:20	580,8
2024	Parete NW	D3	15/11/2024	40°42'14.5"N	14°09'18.0"E	394-448	16:20:29	17:24:59	01:04:30	690,7
		D4	16/11/2024	40°42'11.4"N	14°09'4.6"E	359-380	09:02:16	11:07:36	02:05:20	725
	Parete CW	D2	14/11/2024	14°08'4.8"N	14°41'27.7"E	424-458	14:05:15	15:53:15	01:48:00	1229,72
		D7	17/11/2024	40°41'40"N	14°08'20.4"E	318-456	09:08:57	10:36:37	01:27:40	1081,46
	Pinnacolo C	D1	09/09/2025	14°08'26.7"N	14°41'35.5"E	360-468	14:11:34	16:22:24	02:10:50	nd
		D8	17/11/2024	40°41'32"N	14°08'24.4"E	363-450	12:16:13	14:50:53	02:34:40	2070,59
	Parete SW	D6	16/11/2024	40°41'16.2"N	14°07'43.2"E	313-410	15:11:51	01:36:10	01:36:10	1011,53
	Pinnacolo SC	D5	16/11/2024	40°41'11.3"N	14°08'11.3"E	420-464	12:22:36	13:37:56	01:15:20	713,26

Tabella Supplementare 3. Lista faunistica delle specie rilevate da video ROV durante le attività di monitoraggio del Canale di Corsica nel periodo 2020 e 2024.

Lista specie	Sito A		Sito A2		Sito B	
	2020	2024	2020	2024	2020	2024
	D9	D1	D11	D7	D8	D3
Foraminifera						
<i>Notodendrodes</i> sp.	1	1	1		1	
Porifera						
<i>Atergia corticata</i> (Stevens, 1915)	1		1		1	
<i>Haliclona (Gellius) bioxeata</i> (Boury-Esnault, Pansini & Uriz, 1994)	1			1	1	
<i>Haliclona (Rhizoniera) rhizophora</i> (Vacelet, 1969)		1				
<i>Hamacantha (Vomerula) falcata</i> (Bowerbank, 1874)		1		1	1	
<i>Pachastrella monilifera</i> Schmidt, 1868	1	1	1	1		
<i>Phakellia</i> spp.	1	1	1		1	
<i>Stylocordyla pellita</i> (Topsent, 1904)		1				
<i>Sympagella delauzei</i> Boury-Esnault, Vacelet, Reiswig & Chevaldonné, 2015	1	1		1		
<i>Farrea bowerbanki</i> Boury-Esnault, Vacelet, Reiswig & Chevaldonné, 2017		1				
<i>Tretodictyum reiswigi</i> Boury-Esnault, Vacelet, Reiswig & Chevaldonné, 2017		1	1			
Porifera sp. 1			1	1		1
Porifera sp. 2			1		1	
Porifera sp. 3			1		1	
Porifera sp. 4			1			
Porifera sp. 5		1			1	
Porifera sp. 6						
Porifera sp. 8		1		1		1
Porifera sp. 11		1		1		1
Porifera sp. 14				1		1
Porifera sp. 17		1		1		
Porifera sp.27		1		1		
Porifera sp.28		1		1		
Cnidaria						
Corymorphidae		1				
Hydrozoa sp. 1		1		1		
Hydrozoa sp. 3		1				
Hydrozoa sp.5				1		
<i>Ectopleura</i> sp.	1					
<i>Rosalinda</i> cf. <i>incrustans</i> (Kramp, 1947)	1					
<i>Cerianthus lloydii</i> Gosse, 1859		1				

<i>Cerianthus</i> sp.	1	1		1	1	1
<i>Ceriantharia</i> sp. 1	1			1		
<i>Pachycerianthus</i> sp.		1	1			
<i>Pachycerianthus</i> sp. 1					1	
<i>Antipathes dichotoma</i> Pallas, 1766	1	1	1			
<i>Leiopathes glaberrima</i> (Esper, 1792)		1	1	1		
<i>Parantipathes larix</i> (Esper, 1788)	1	1	1	1	1	1
<i>Parantipathes</i> sp.	1	1				
<i>Amphianthus dohrni</i> (Koch, 1878)			1			
<i>Epizoanthus</i> spp.		1				
<i>Zibrowius primnoidus</i> Carreiro-Silva, Braga-Henriques, Sampaio, de Matos, Porteiro & Ocana, 2010		1				
<i>Zoantharia</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<i>Caryophyllia cyathus</i> (Ellis & Solander, 1786)	1	1			1	
Caryophylliidae	1		1		1	
<i>Dendrophyllia cornigera</i> (Lamarck, 1816)	1	1	1		1	
<i>Desmophyllum dianthus</i> (Esper, 1794)	1	1		1		1
<i>Javania caillei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	1	1		1	1	1
<i>Desmophyllum pertusum</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1
<i>Madrepora oculata</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1
<i>Scleractinia</i> sp. 1		1		1		1
<i>Acanella</i> sp.		1				
<i>Acanthogorgia</i> sp.		1		1		1
<i>Acanthogorgia hirsuta</i> Gray, 1857	1		1		1	
<i>Bebryce mollis</i> Philippi, 1842		1				1
<i>Callogorgia verticillata</i> (Pallas, 1766)	1	1			1	1
<i>Dendrobrachia bonsai</i> López-González & Cunha, 2010		1				
<i>Isidella elongata</i> (Esper, 1788)	1					
<i>Muriceides lepida</i> Carpine & Grasshoff, 1975	1	1			1	1
<i>Placogorgia massiliensis</i> Carpine & Grasshoff, 1975						1
<i>Viminella flagellum</i> (Johnson, 1863)	1	1				
<i>Chironephthya mediterranea</i> López-González, Grinyó & Gili, 2014	1	1		1		
<i>Funiculina quadrangularis</i> (Pallas, 1766)				1		
<i>Kophobelemnion stelliferum</i> (Müller, 1776)	1	1	1	1		
<i>Pennatula phosphorea/rubra</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Virgularia mirabilis</i> (Müller, 1776)	1	1	1		1	
Anellida						

<i>Apomatus/Protula complex</i>		1		1	1	1
<i>Bonellia viridis</i> (Rolando, 1821)	1	1	1	1	1	1
Serpulidae	1		1		1	
Mollusca						
<i>Atrina</i> sp.			1			
<i>Spondylus gussonii</i> O. G. Costa, 1830			1		1	
Cephalopoda indet.	1					
<i>Eledone moschata</i> (Lamarck, 1798)		1				
<i>Octopus salutii</i> (Vérany, 1839)				1		
<i>Pteroctopus tetracirrhus</i> (Delle Chiaje, 1830)		1				1
<i>Tritonia callogorgiae</i> Chimienti, Furfaro & Taviani, 2020				1		
Crustacea						
<i>Anamathia rissoana</i> (Roux, 1828)	1	1	1	1	1	1
Balanomorpha					1	
<i>Bathynectes maravigna</i> (Prestandrea, 1839)		1				
<i>Munida</i> sp.	1	1	1		1	
<i>Munida tenuimana</i> G.O. Sars, 1872		1		1		1
<i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758)		1				
<i>Penaeus kerathurus</i> (Forsskål, 1775)	1					
<i>Plesionika giglioli</i> (Senna, 1902)	1	1		1		1
<i>Plesionika narval</i> (Fabricius, 1787)		1	1			
<i>Plesionika</i> sp.	1		1		1	
Brachiopoda						
<i>Gryphus vitreus</i> (Born, 1778)		1		1	1	1
<i>Megerlia truncata</i> (Linnaeus, 1767)				1		
<i>Novocrania anomala</i> (Müller, 1776)				1		
<i>Terebratulina retusa</i> (Linnaeus, 1758)		1		1		1
Echinodermata						
<i>Anseropoda placenta</i> (Pennant, 1777)	1					
Astroidea indet.	1					
<i>Astropecten irregularis</i> (Pennant, 1777)		1				
<i>Ophiothrix</i> spp.		1				
<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1
<i>Gracilechinus</i> sp.	1	1	1	1		
<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)		1		1		
Elasmobranchia						
<i>Raja clavata</i>				1	1	

(Linnaeus, 1758)						
<i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, C. S., 1810	1					
<i>Scyliorhinus</i> sp					1	
Teleostei						
<i>Arctozenus risso</i> (Bonaparte, 1840)		1			1	1
<i>Argentina sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)		1	1			1
<i>Benthocometes robustus</i> (Goode e Bean, 1886)	1		1	1		
<i>Capros aper</i> (Linnaeus, 1758)			1	1		
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> (Bonaparte 1840)	1			1	1	1
<i>Coelorinchus caelorhincus</i> (Risso, 1810)		1				1
<i>Epigonus</i> sp.		1		1	1	1
<i>Facciolella oxyrhyncha</i> (Bellotti, 1883)			1			
<i>Gadiculus argenteus</i> Guichenot, 1850	1	1	1		1	
<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829	1					
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	1	1	1	1	1	
<i>Hymenocephalus italicus</i> Giglioli in Giglioli & Issel, 1884		1				
<i>Lepidion lepidion</i> (Risso, 1810)		1				
<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)		1				
<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)		1	1		1	
<i>Macroramphosus scolopax</i> (Linnaeus, 1758)						1
<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)	1					
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)		1		1		1
<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	1	1	1			
<i>Stomias boa</i> (Risso, 1810)		1				
<i>Synchiropus phaeton</i> (Günther, 1861)		1	1	1		
<i>Zeus faber</i> (Linnaeus, 1758)		1				

Tabella Supplementare 5. Lista faunistica delle specie rilevate da video ROV durante le attività di monitoraggio del Canale di Corsica nel periodo 2020 e 2024.

Lista specie	NW		CW		C		SW		S	
	2020	2024	2020	2024	2020	2024	2020	2024	2020	2024
	D5,6,10	D3,4	D8,13/14	D2,7	D1,3,9,15,16	D1,7	D12	D6	D4	D5
Foraminifera										
Astrorhizida					1					
<i>Notodendrodes</i> sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Porifera										
<i>Atergia corticata</i> (Stevens, 1915)	1		1		1		1		1	
<i>Haliclona (Gellius) bioxeata</i> (Boury-Esnault, Pansini & Uriz, 1994)					1	1				
<i>Haliclona (Rhizoniera) rhizophora</i> (Vacelet, 1969)										
<i>Hamacantha (Vomerula) falcula</i> (Bowerbank, 1874)	1	1	1	1	1	1	1		1	1
<i>Pachastrella monilifera</i> Schmidt, 1868	1								1	
<i>Phakellia</i> spp.	1									
<i>Stylocordyla pellita</i> (Topsent, 1904)	1				1	1				
<i>Sympagella delauzei</i> Boury-Esnault, Vacelet, Reiswig & Chevaldonné, 2015				1	1	1			1	
<i>Tretodictyum reiswigi</i> Boury-Esnault, Vacelet, Reiswig & Chevaldonné, 2017				1	1	1				
Porifera sp. 1			1		1	1			1	1
Porifera sp. 2	1		1		1		1		1	
Porifera sp. 3			1		1	1				
Porifera sp. 4			1		1	1				
Porifera sp. 5			1	1		1				
Porifera sp. 6			1		1	1				1
Porifera sp. 7	1					1				
Porifera sp. 8					1	1				1
Porifera sp. 14				1				1		1
Porifera sp. 17		1		1		1				
Porifera sp. 25						1				
Porifera sp.27		1		1		1		1		1
Porifera sp.28		1		1		1				1
Cnidaria										
Hydrozoa sp. 1						1				
<i>Rosalinda</i> cf. <i>incrustans</i> (Kramp, 1947)	1		1							
<i>Rosalinda</i> spp.						1				
Ceriantharia sp. 1		1		1		1		1		1
<i>Cerianthus lloydi</i> Gosse, 1859	1		1		1					

<i>Cerianthus</i> sp.	1		1	1	1		1	1		
<i>Cerianthus</i> sp. 1			1				1			
<i>Pachycerianthus solitarius</i>						1				
<i>Pachycerianthus</i> sp.			1		1	1				
<i>Pachycerianthus</i> sp. 1	1		1							
<i>Synarachnactus lloydii</i> (Gosse, 1859)		1		1						
<i>Antipathes dichotoma</i> Pallas, 1766	1	1			1	1				
<i>Leiopathes glaberrima</i> (Esper, 1792)					1	1				
<i>Parantipathes larix</i> (Esper, 1788)	1		1	1	1	1			1	1
<i>Parantipathes</i> sp.										
<i>Amphianthus dohrnii</i> (Koch, 1878)				1		1				
<i>Actinauge richardi</i> (Marion, 1906)	1						1			
<i>Actinaria</i> sp. 1									1	
<i>Protanthea simplex</i> Carlgren, 1891	1		1		1	1				
Zoantharia					1					
<i>Caryophyllia cyathus</i> (Ellis & Solander, 1786)	1		1							
Caryophylliidae	1		1		1					1
<i>Dendrophyllia cornigera</i> (Lamarck, 1816)	1	1			1	1				
<i>Desmophyllum dianthus</i> (Esper, 1794)	1	1	1	1	1	1		1		
<i>Desmophyllum pertusum</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1			1	1
<i>Javania caillieti</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	1	1	1	1	1	1				
<i>Madrepora oculata</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1		1	1	1
<i>Scleractinia</i> sp. 1	1	1		1		1		1		1
<i>Acanella</i> sp.						1				
<i>Bebryce mollis</i> Philippi, 1842					1					
<i>Callogorgia verticillata</i> (Pallas, 1766)					1	1				
<i>Dendrobrachia bonsai</i> López-González & Cunha, 2010					1					
<i>Gorgonia</i> non identificata	1				1					
<i>Isidella elongata</i> (Esper, 1788)	1								1	
<i>Paramuricea</i> sp.						1				
<i>Swiftia dubia</i> (Thomson, 1929)					1	1				
<i>Funiculina quadrangularis</i> (Pallas, 1766)			1	1	1		1	1		
<i>Pennatula phosphorea/rubra</i>					1		1			
<i>Virgularia mirabilis</i> (Müller, 1776)	1	1	1							
Anellida										
<i>Bonellia viridis</i> (Rolando, 1821)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Filigranula annulata</i>	1	1	1		1	1				

(O. G. Costa, 1861)										
cf. <i>Spiochaetopterus typicus</i> M Sars, 1856	1		1			1				
Serpulidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Mollusca										
<i>Berthella/Berthellina</i> sp.	1									
<i>Tritonia callogorgiae</i> Chimienti, Furfaro & Taviani, 2020					1					
<i>Acesta excavata</i> (J. C. Fabricius, 1779)	1		1	1	1	1	1	1		1
<i>Neopycnodonte zibrowii</i> Gofas, C. Salas & Taviani, 2009	1	1	1	1	1	1				1
<i>Spondylus gussonii</i> O. G. Costa, 1830						1				
<i>Illex coindetii</i> Vérany, 1839					1			1		
<i>Loligo</i> sp.					1					
Crustacea										
<i>Anamathia rissoana</i> (Roux, 1828)	1	1	1	1	1	1				
<i>Bathynectes maravigna</i> (Prestandrea, 1839)	1					1				
<i>Ethusa mascarone</i> (Herbst, 1785)						1		1		
<i>Lepas</i> sp.	1									
<i>Munida tenuimana</i> G.O. Sars, 1872	1	1	1	1	1	1	1	1		1
Paguroidea nd						1				
<i>Plesionika gigliolii</i> (Senna, 1902)	1				1	1				
<i>Plesionika narval</i> (Fabricius, 1787)			1				1	1		
<i>Plesionika</i> sp.	1				1				1	
<i>Solenocera membranacea</i> (Risso, 1816)				1						
<i>Spinolambrus macrochelos</i> (Herbst, 1790)				1		1				1
<i>Reteporella</i> spp.	1	1	1	1	1	1	1			
Echinodermata										
Asteroidea indet.					1		1			
<i>Ceramaster</i> cf. <i>grenadensis</i> (Perrier, 1881)		1		1		1				1
<i>Ceramaster</i> sp.					1		1			
<i>Coronaster briareus</i> (Verrill, 1882)					1	1				
<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Gracilechinus</i> sp.		1	1	1	1	1		1		1
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)	1				1	1		1		
<i>Hymenodiscus coronata</i> (G.O. Sars, 1871)			1	1				1		1
<i>Ophiopsila</i> cf. <i>annulosa</i> (M. Sars, 1859)	1									
<i>Peltaster placenta</i> (Müller & Troschel, 1842)					1	1				
<i>Sclerasterias neglecta</i> (Perrier, 1891)				1	1	1	1			1

<i>Sclerasterias richardi</i> (Perrier in Milne-Edwards, 1882)					1				
<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)						1			1
Elasmobranchia									
<i>Scyliorhinus</i> sp.			1						
<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)							1		
Tunicata									
<i>Dicopia antirrhinum</i> Monniot C., 1972	1								
Teleostei									
<i>Arctozenus risso</i> (Bonaparte, 1840)			1	1	1				
<i>Argentina sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)				1					
<i>Bellottia apoda/Cataetx alleni</i>	1	1	1		1	1			1
<i>Benthocometes robustus</i> (Goode e Bean, 1886)	1				1	1			
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> (Bonaparte 1840)							1	1	
<i>Conger conger</i> (Linnaeus 1758)			1		1				
<i>Coelorinchus caelorhincus</i> (Risso, 1810)		1	1	1		1		1	
<i>Facciolella oxyrhyncha</i> (Bellotti, 1883)		1		1					
<i>Gadella maraldi</i> (Risso, 1810)	1					1			1
<i>Gadiculus argenteus</i> Guichenot, 1850			1		1				
<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829	1	1		1	1	1		1	1
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)		1		1	1	1	1	1	
<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	1		1	1	1	1	1		1
<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)				1				1	
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i> (Walbaum, 1792)								1	
<i>Lophius</i> sp.	1								
Macrouridae			1						
<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)				1					
<i>Nettastoma melanurum</i> Rafinesque, 1810	1								
<i>Nezumia</i> sp.	1								
<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)			1						
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)			1	1	1	1	1		1
<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)			1						
<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)			1	1	1				

RINGRAZIAMENTI

I miei più sinceri ringraziamenti vanno al Dott. Francesco Enrichetti che mi ha seguita con instancabile dedizione e grande pazienza, sin dall'inizio di questo progetto, accompagnandomi passo dopo passo in tutte le sue fasi. A lui va la mia più sincera gratitudine per il tempo dedicatomi e per aver contribuito, in modo determinante, alla mia crescita personale e accademica, condividendo preziosi consigli e passione per la ricerca. La mia esperienza qui a Genova non sarebbe stata la stessa senza il suo supporto ed il suo entusiasmo.

La mia più profonda riconoscenza è dedicata alla Prof.ssa Marzia Bo per il costante supporto e la fiducia che ha riposto nelle mie capacità nello svolgimento di questo progetto, nonché per le numerose opportunità che hanno segnato significativamente la mia esperienza accademica. La sua competenza e la generosità nel condividere le sue conoscenze sono state uno stimolo fondamentale nel mio percorso formativo e umano.

Un sentito ringraziamento va anche alla Prof.ssa Monica Montefalcone per la grande professionalità e l'interesse dimostrati.

Un doveroso ringraziamento va, inoltre, alla Dott.ssa Margherita Toma per aver condiviso le sue competenze durante le esperienze sul campo e nelle prime fasi di analisi del progetto di tesi.

Desidero dedicare dei ringraziamenti speciali alle persone che hanno reso possibile questo importante traguardo.

Alla mia numerosa e preziosa famiglia. La fiducia che avete riposto in me è stato il vostro dono più grande, rendendomi libera di sbagliare, di provare e di scegliere la mia strada. La consapevolezza di avervi al mio fianco, nonostante i chilometri che ci separano, mi ha reso più coraggiosa nell'affrontare ogni mia scelta e a vivere secondo il mio tempo.

A Daniel, per essere stato un faro nei giorni di nebbia. Qualcuno che mai avrei pensato di incontrare, ma che ha condiviso con me ogni momento in questi due anni, diventando una presenza costante e indispensabile. Ad ogni tuo gesto di tenerezza e a tutti i meravigliosi, immensi istanti che porterò sempre con me. Grazie per aver creduto in me, senza mai dubitare.

A Francesca, la persona che più di tutti mi ha sempre compreso, sin dal primo istante. Una straordinaria amica e un punto di riferimento. Alle nostre chiacchierate, alle passeggiate al porto e agli esami superati, momenti che rimarranno sempre nel mio cuore. La gioia che provo nell'aver potuto condividere con te l'inizio e il traguardo di questo percorso è indescrivibile.

Un ringraziamento va a tutti gli amici che Genova mi ha permesso di incontrare: Michela (la mia buddy), Valerio, Paolo (il King), Livia, Matilde, Paolo (Zambo), Michele, Alice, Lorenzo, Mattia, Federico, Filippo, Camilla. Avete reso più lievi le giornate in aula studio, gli esami e le ore (a volte infinite) di lezioni. E comunque vada, non c'è niente che una serata tra i vicoli non possa risolvere. Ai ragazzi del sesto piano Tommaso, Andrea, Alessandra, per le chiacchierate e per avermi aperto la porta almeno un milione di volte. Siete tutte persone splendide, piene di vita e di idee. Ciascuno di voi ha contribuito a rendere questa città Casa.

Ai miei amici di sempre Alice, Danila, Federica, Edoardo, Fabiola. Siete indelebili, è grazie a voi se ho avuto il coraggio di mollare le cime e spiegare le vele. La vostra amicizia e il vostro amore sono il mio paracadute.

A Giorgia, Viola e Giulia, grazie alle quali, anche se per un breve (e bizzarro) momento di vita, Pisa è diventata casa. Con voi ho vissuto momenti indimenticabili, che hanno per sempre cambiato il mio modo di vedere le cose. Senza la vostra amicizia, inaspettata ma preziosa, non avrei mai avuto il coraggio di cambiare rotta.

A tutti voi devo molto più di quanto queste parole possano esprimere.