



VALUTAZIONE AMBIENTALE

Art. 8 del D.lgs. 190/2010



MSFD

MARINE STRATEGY
FRAMEWORK DIRECTIVE

SUMMARY REPORT

D1 – Biodiversità

Inviato alla Commissione Europea il 10 ottobre 2024

Autori

Tema - Specie

Uccelli marini

Francesco Pezzo (ISPRA), Barbara Amadesi (ISPRA), Marco Zenatello (ISPRA), Nicola Baccetti (ISPRA)

Mammiferi marini

Giancarlo Lauriano (ISPRA), Caterina Maria Fortuna (ISPRA), Marina Costa (ISPRA)

Rettili – Tartarughe marine- *Caretta caretta*

Componente a mare: Giancarlo Lauriano (ISPRA), Caterina Maria Fortuna (ISPRA), Marina Costa (ISPRA), Giulia Mo (ISPRA)

Componente nidificazione: Giulia Mo (ISPRA), Angela Paglialonga (ISPRA), Margherita Zingaro (ISPRA), Valentina Pantano (ISPRA)

Pesci e cefalopodi

Gabriele La Mesa (ISPRA), Massimo Dalù (ISPRA), Leonardo Tunesi (ISPRA)

Tema- Habitat Bentonici (Other Habitat Types)

Posidonia oceanica

Marina Penna (ISPRA), Tiziano Bacci (ISPRA), Francesco Sante Rende (ISPRA), Agostino Tomasello (DiSTeM)¹

Coralligeno, Coralli profondi e Coralli bianchi

Michela Angiolillo (ISPRA), Michela Giusti (ISPRA), Floriana Di Stefano (ISPRA), Andrea Molinari (ISPRA), Martina Radicioli (ISPRA), Andrea Strollo (ISPRA), Margherita Toma (DISTAV)², Marzia Bo (DISTAV), Francesco Enrichetti (DISTAV)

Letti a Rodoliti (incluso *Maërl*)

Sabrina Agnesi (ISPRA), Aldo Annunziatellis (ISPRA)

Tema - Habitat Pelagici

Fitoplancton, mesozooplancton, macrozooplancton

Patrizia Borrello (ISPRA), Roberta De Angelis (ISPRA), Maila Severini (ISPRA), Emanuela Spada (ISPRA), Priscilla Licandro (SZN)³, Francesca Neri (DISVA)⁴, Ehsan Vesal Seyed (SZN) Cecilia Totti (DISVA), Marika Ubaldi (DISVA)

¹ DiSTeM - Dipartimento di scienze della terra e del mare - Università degli Studi di Palermo

² DISTAV - Dipartimento di Scienze della Terra, Ambiente e Vita- Università degli Studi di Genova

³ SZN - Stazione Zoologica Anton Dohrn

⁴ DISVA - Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente - Università Politecnica delle Marche

INDICE

DESCRITTORE 1 - BIODIVERSITÀ	6
<i>Premessa</i>	6
TEMA: SPECIE	9
Uccelli marini	10
1 <i>Introduzione</i>	10
2 <i>Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale</i>	25
3 <i>Sintesi</i>	28
4 <i>Bibliografia</i>	29
Mammiferi marini	30
1 <i>Introduzione</i>	30
2 <i>Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale</i>	36
2.1 <i>Criterio D1C1, Tassi di mortalità causati dalla pesca</i>	38
2.2 <i>Criterio D1C2, Stime di abbondanza di Cetacei</i>	39
2.3 <i>Criterio D1C4 e criterio D1C5, Estensione dell’areale e schema di distribuzione delle specie osservate</i>	56
2.4 <i>Valutazione complessiva per le specie e per i gruppi funzionali</i>	61
3 <i>Sintesi</i>	66
4 <i>Bibliografia</i>	67
Rettili – Tartarughe marine- <i>Caretta caretta</i>	69
1 <i>Introduzione</i>	69
1.1 <i>Tartarughe marine – Stato della popolazione in mare</i>	70
1.2 <i>Tartarughe nidificanti – caratterizzazione della popolazione nidificante di <i>Caretta caretta</i></i>	72
2 <i>Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 - valutazione ambientale</i>	75
2.1 <i>Criterio D1C1, Mortalità di <i>C. caretta</i> - componente marina</i>	75
2.2 <i>Criterio D1C2, Abbondanza di <i>C. caretta</i></i>	76
2.3 <i>Criterio D1C3 – Caratteristiche demografiche della popolazione nidificante di <i>C. caretta</i></i>	80
2.4 <i>Criterio D1C4 – Distribuzione di <i>C. caretta</i></i>	81
2.5 <i>Criterio D1C5 – Habitat della specie - <i>C. caretta</i></i>	83
2.6 <i>Valutazione dei criteri considerati per <i>Caretta caretta</i> e conclusioni sul GES</i>	84
3 <i>Bibliografia</i>	86
4 <i>Allegato I – Lista delle fonti di informazioni utilizzate per la valutazione</i>	86
Pesci e cefalopodi	88
1 <i>Introduzione</i>	88
1.1 <i>Pesci costieri</i>	89
1.2 <i>Pesci demersali, Pesci di acque profonde, Pesci pelagici, Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale</i>	92

2	Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale	92
2.1	Pesci costieri.....	92
2.2	Pesci demersali, Pesci di acque profonde, Pesci pelagici, Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale	94
3	Sintesi	98
4	Bibliografia.....	98
TEMA HABITAT BENTONICI (Other Habitat Types) D1 – D6		99
Posidonia oceanica		100
1	Introduzione.....	100
2	Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale	101
2.1	D6C4 Criterio Primario	110
2.1.1	MRU: Mar Mediterraneo Occidentale	111
2.1.2	MRU: Mar Mediterraneo centrale e Ionio.....	113
2.1.3	MRU: Mar Adriatico	115
2.2	D6C5 Criterio Primario	116
2.2.1	MRU: Mar Mediterraneo Occidentale	118
2.2.2	MRU: Mar Mediterraneo centrale e Ionio.....	128
2.2.3	MRU: Mar Adriatico	138
3	Sintesi	147
4	Bibliografia.....	148
Coralligeno, Coralli profondi e Coralli bianchi.....		149
1	Introduzione.....	149
1.1	Fondi a coralligeno	150
1.2	Biocenosi dei coralli bianchi e coralli profondi.....	153
2	Articolo 8 del D.lgs. 190/2010 - Valutazione ambientale.....	157
2.1	Fondi a coralligeno	157
2.2	Biocenosi dei coralli bianchi e coralli profondi.....	159
2.2.1	Biocenosi dei coralli bianchi - sottoregione Mediterraneo occidentale	160
2.2.2	Biocenosi dei coralli profondi - sottoregione Mar Ionio e Mediterraneo centrale.....	162
2.2.3	Biocenosi dei coralli profondi - sottoregione Mediterraneo occidentale	165
2.3	Conclusioni.....	169
3	Sintesi	171
3.1	Fondi a coralligeno	171
3.2	Biocenosi dei coralli bianchi e coralli profondi.....	171
4	Bibliografia.....	172
Letti a Rodoliti (incluso Maërl).....		173
1	Introduzione.....	173
2	Articolo 8 del D.lgs. 190/2010 - Valutazione ambientale.....	179
2.1	Criterio D6C4	179
2.2	Criterio D6C5	189
3	Sintesi	196
4	Bibliografia.....	196

TEMA: HABITAT PELAGICI.....	197
Fitoplancton, mesozooplancton, macrozooplancton.....	198
1 <i>Introduzione.....</i>	198
2 <i>Articolo 8 del D.lgs. 190/2010 - Valutazione ambientale.....</i>	201
2.1 <i>Fitoplancton.....</i>	204
2.2 <i>Mesozooplancton.....</i>	211
2.3 <i>Macrozooplancton.....</i>	239
2.4 <i>Conclusioni.....</i>	240
3 <i>Sintesi.....</i>	243
4 <i>Bibliografia.....</i>	244

DESCRITTORE 1 - BIODIVERSITÀ

Premessa

Il Descrittore 1 della Direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino recita: "La biodiversità è mantenuta. La qualità e la frequenza degli habitat, la distribuzione e l'abbondanza delle specie sono coerenti con le condizioni fisiografiche, geografiche e climatiche".

La Direttiva rafforza la posizione e il contributo dell'UE nell'ambito della Convenzione sulla diversità biologica (CBD, 1992) che definisce la biodiversità "la variabilità degli organismi viventi da qualsiasi fonte, compresi, tra l'altro, [ecosistemi terrestri], marini [e altri ecosistemi acquatici], e i complessi ecologici di cui fanno parte; comprende la diversità all'interno delle specie, tra le specie e gli ecosistemi".

Attraverso la determinazione del Buono stato ambientale (GES) e il suo mantenimento o conseguimento, si persegue l'obiettivo per cui "le specie e gli habitat marini sono protetti, viene evitata la perdita di biodiversità dovuta all'attività umana e le diverse componenti biologiche funzionano in modo equilibrato".

Sulla base della Decisione della Commissione 2017/848/UE⁵, Il Descrittore 1 "Biodiversità e habitat" si articola in tre Temi: Specie, Habitat bentonici e Habitat pelagici. Nell'ambito di questi tre temi sono individuate diverse componenti, che si declinano in gruppi di specie e tipi di habitat (Tabella 1).

Tabella 1. Componenti dell'ecosistema e gli associati gruppi di specie e tipi di habitat sulla base della Decisione della Commissione 2017/848/UE selezionati per il Reporting 2024.

Componente dell'ecosistema	Gruppi di specie/Tipi di habitat (OHT)
SPECIE	
Uccelli	Uccelli marini di superficie
	Uccelli tuffatori pelagici
	Uccelli tuffatori di profondità
Mammiferi	Piccoli odontoceti
	Odontoceti che s'immergono in acque profonde
	Misticeti
Rettili	Tartarughe
Pesci	Pesci costieri
	Pesci pelagici
	Pesci demersali
	Pesci di acque profonde
Cefalopodi	Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale
HABITAT BENTONICI (D1 Biodiversità e habitat/D6 Integrità dei fondali marini)	
Habitat biogenici infralitorali	<i>Posidonia oceanica</i>

⁵ Decisione (UE) 2017/848 della Commissione del 17 maggio 2017 che definisce i criteri e le norme metodologiche relativi al buono stato ecologico delle acque marine nonché le specifiche e i metodi standardizzati di monitoraggio e valutazione e che abroga la decisione 2010/477/UE. GU L 125 del 18.5.2017, p.32

Componente dell'ecosistema	Gruppi di specie/Tipi di habitat (OHT)
Fondi duri e habitat biogenici delle rocce del largo circalitorali	Coralligeno
Fondi duri e habitat biogenici delle rocce del largo circalitorali	Coralli profondi
Fondi duri e habitat biogenici batiali	Coralli bianchi
Sedimenti grossolani del circalitorale	Letti a rodoliti (<i>maërl</i> incluso)
HABITAT PELAGICI	
Habitat pelagici	Acque della piattaforma continentale

Le valutazioni effettuate nell'ambito del descrittore sono condotte unitamente al Descrittore 6 ("Integrità dei fondali marini") per quanto riguarda gli Habitat bentonici, e in connessione con il Descrittore 3 ("Pesca"), con riferimento ai Pesci e Cefalopodi sfruttati commercialmente, e con il Descrittore 4 ("Reti trofiche") per gli Habitat pelagici.

In particolare, facendo sempre riferimento alla decisione 2017/848/UE, la valutazione del raggiungimento del Buono stato ambientale per la componente Habitat bentonici di cui ai Descrittori 1 e 6 si basa su due criteri propri del secondo: il criterio D6C4, che valuta l'entità della perdita del tipo di habitat dovuta alle pressioni antropiche e il criterio D6C5 che fornisce informazioni sull'entità degli effetti negativi sulle condizioni del tipo di habitat in esame. Per le valutazioni sulle specie commerciali di Pesci e Cefalopodi si utilizzano quelle svolte nell'ambito del Descrittore 3, attraverso il criterio D3C2 (indicatore biomassa dei riproduttori) in luogo del D1C2.

Tali valutazioni sono inoltre integrate con altri quadri normativi europei, quali le direttive Uccelli e Habitat e la Politica comune della pesca. Ciò si realizza grazie alla definizione effettuata dei criteri per la valutazione e della loro pertinenza e priorità rispetto ai gruppi di specie o ai tipi di habitat di cui tenere conto (Tabella 2).

Tabella 2. Criteri da usare nella definizione dei requisiti per il Buono stato ambientale, suddivisi per elementi dei criteri e componenti dell'ecosistema. Esposizione sintetica tratta dalla Decisione della Commissione 2017/848/UE

Elementi dei criteri	Criteri
Gruppi di specie di uccelli, mammiferi, rettili, pesci e cefalopodi	
Specie di uccelli, mammiferi, rettili, specie di pesci e cefalopodi non sfruttati a fini commerciali, a rischio di catture accessorie accidentali nella regione o sottoregione marina.	D1C1 — Primario: Il tasso di mortalità per specie dovuto a catture accidentali è inferiore ai livelli di pericolo per le specie, in modo da garantire la vitalità a lungo termine.
Gruppi di specie di uccelli, mammiferi, rettili, pesci e cefalopodi, se presenti nella regione o sottoregione marina	D1C2 — Primario: L'abbondanza di popolazione delle specie non subisce effetti negativi dovuti a pressioni antropiche, in modo da garantire la vitalità a lungo termine.
	D1C3 — Primario per i pesci e cefalopodi sfruttati a fini commerciali, secondario per le altre specie: le caratteristiche demografiche della popolazione delle specie (ad esempio struttura per taglia o per classe di età, ripartizione per sesso, tassi di fecondità, tassi di sopravvivenza) sono indicative di una popolazione sana che non subisce effetti negativi dovuti a pressioni antropiche.
	D1C4 — Primario per le specie di cui agli allegati II, IV e V della direttiva 92/43/CEE, secondario per le altre specie: L'estensione e, se pertinente, lo schema di distribuzione delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche, geografiche e climatiche.
	D1C5 — Primario per le specie di cui agli allegati II, IV e V della direttiva 92/43/CEE, secondario per le altre specie: l'habitat delle specie dispone dell'estensione e delle condizioni necessarie per sostenere le varie fasi del ciclo di vita della specie.
Habitat bentonici (D6 Integrità dei fondali marini)	
Tipi generali di habitat bentonici, se presenti nella regione o sottoregione marina	D6C4 — Primario: L'entità della perdita del tipo di habitat dovuta a pressioni antropiche non supera una determinata percentuale dell'estensione naturale del tipo di habitat nella zona di valutazione.
	D6C5 — Primario: L'estensione degli effetti negativi dovuti a pressioni antropiche sulla condizione del tipo di habitat, compresa l'alterazione della struttura biotica e abiotica (ad esempio, composizione tipica delle specie e relativa abbondanza, assenza di specie particolarmente sensibili o fragili o che assolvono una funzione fondamentale, struttura dimensionale della specie), non supera una determinata percentuale dell'estensione naturale del tipo di habitat nella zona di valutazione.
Habitat pelagici	
Tipi generali di habitat pelagici [salinità variabile, costiero, della piattaforma continentale e oceanico / oltre la piattaforma] se presenti nella regione o sottoregione marina	D1C6 — Primario: La condizione del tipo di habitat, compresi la struttura biotica e abiotica e le relative funzioni (ad esempio la composizione tipica delle specie e la relativa abbondanza, l'assenza di specie particolarmente sensibili o fragili che prestano una funzione fondamentale, struttura dimensionale della specie), non subisce effetti negativi dovuti a pressioni antropiche. L'unità di misura del criterio è la "estensione dell'habitat che ha subito effetti negativi in km ² e in percentuale dell'estensione totale del tipo di habitat"

1 Introduzione

Il monitoraggio della componente Avifauna ha visto nel corso degli anni una progressiva evoluzione e una serie di cambiamenti della sua organizzazione. Anteriormente al 2018 il MASE aveva affidato il monitoraggio necessario all'acquisizione dei dati necessari al Reporting 2018 al CNR, mentre ad ISPRA era stato affidato il compito di definire le modalità di monitoraggio e la messa a punto di protocolli operativi da utilizzare sul campo che fossero standardizzati e ripetibili nel tempo anche da soggetti diversi. Successivamente, negli anni 2018, 2019 e 2020 il monitoraggio è stato svolto dalle ARPA regionali, mentre ISPRA che già svolgeva alcuni monitoraggi di uccelli marini nell'ambito di altre attività istituzionali, si è occupato di fornire la metodologia coordinandosi con i vari soggetti regionali. Le ARPA hanno quindi eseguito i monitoraggi limitatamente ad alcune aree sulla base delle risorse disponibili. Solo a partire dal 2021 il monitoraggio è stato affidato ad ISPRA (per il triennio 2021-2023); e le ARPA tirreniche hanno continuato ad essere coinvolte per monitorare le rispettive coste sotto il coordinamento di ISPRA. Le ARPA coinvolte sono state quelle di: Liguria, Sardegna, Toscana, Lazio e Campania. ISPRA a sua volta ha effettuato direttamente, con il proprio personale, alcune operazioni di monitoraggio, ed in particolare quelle più delicate e potenzialmente impattanti da un punto di vista della conservazione come il controllo del successo riproduttivo (D1C3) nelle colonie di Procellariiformi; mentre ha affidato tutte le restanti attività a tecnici esterni particolarmente specializzati reperiti tra liberi professionisti, dipartimenti universitari, parchi e aree protette (Friuli Venezia-Giulia: Spoto M., Scridel D.; Veneto: Basso M., Tinarelli R.; Emilia: Tinarelli R.; Puglia: Liuzzi C.; Basilicata e Calabria: Fulco E.; Campania: Cavaliere V.; Sicilia: La Mantia T., Cusimano C., Ientile R.; Lazio: Corbi F.; Sardegna: Ugo M., Pollonara E., Biondo C., Corbi F., Nissardi S., Piras W., Spano G., Gaio A.; Toscana: Puglisi L., Pollonara E., Giunchi D., Biondo C.; ISPRA: Cozzo M., Gotti C., De Faveri A., Luchetta A., Melega L., Sacchi M.). È stato fatto ricorso anche al mondo del volontariato e della *Citizen science*.

Specie monitorate

Il programma di monitoraggio relativo agli "Uccelli marini" si è focalizzato su un gruppo di specie nidificanti e/o svernanti strettamente legate all'ambiente marino, con l'obiettivo di valutare il conseguimento del GES G1.1: "Le specie marine elencate nella Direttiva Habitat e nel protocollo SPA/BD della Convenzione di Barcellona mantengono o conseguono uno stato di conservazione soddisfacente" attraverso il Traguardo ambientale T 1.1". La prevalenza delle specie marine elencate nella Direttiva Uccelli e nel protocollo SPA/BD della Convenzione di Barcellona mantiene o consegue uno stato di conservazione soddisfacente". Le specie selezionate a partire dalla Direttiva Uccelli e dal protocollo SPA/BD della Convenzione di Barcellona, in base alla dipendenza dall'ambiente marino, sono state tredici. Di queste sette sono nidificanti in Italia: *Calonectris diomedea*, *Puffinus yelkouan*, *Hydrobates pelagicus*, *Phalacrocorax aristotelis*, *Larus audouinii*, *Sterna sandvicensis*, *Somateria mollissima*; e sei svernanti: *Gavia stellata*, *Gavia arctica*, *Podiceps nigricollis*, *Mergus serrator*, *Melanitta fusca*, *Melanitta nigra*. Deve essere notato che la tassonomia di alcune specie è stata recentemente modificata: *Larus audouinii* è stata cambiato in *Ichthyæetus audouinii*; *Sterna sandvicensis* in *Thalasseus sandvicensis* e *Phalacrocorax aristotelis* in *Gulosus aristotelis*. Tuttavia, nella documentazione comunitaria sono ancora utilizzati i vecchi nomi, che sono stati mantenuti anche in questo report. A seconda delle loro caratteristiche ecologiche queste sono state raggruppate in tre "guilds": Uccelli marini di superficie (Surface-feeding); Uccelli tuffatori pelagici (Pelagic-feeding); Uccelli tuffatori in profondità (Benthic-feeding). Nel gruppo di specie monitorate non sono incluse specie appartenenti alle categorie "Grazing birds" (Uccelli pascolatori) o "Wading birds" (Trampolieri) in quanto in ambiente mediterraneo nessuna specie appartenente a queste categorie ecologiche risulta frequentare l'ambiente marino.

Struttura del campionamento

Il monitoraggio degli Uccelli marini ISPRA è stato strutturato in modo da poter essere ultimato nel 2023, alla fine del ciclo di monitoraggio 2018-2023. Per le specie che nidificano sempre negli stessi siti anno dopo anno si è optato per un monitoraggio coordinato in tutta Italia che consentisse di rilevare una specie diversa in ciascun anno su tre. Il monitoraggio della Berta maggiore (*Calonectris diomedea*) è stato effettuato nel 2021, mentre la Berta minore (*Puffinus yelkouan*) prevalentemente nel 2022. Il Marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*) è stato invece monitorato nel 2023. In questo report, a fini del riallineamento con altri Paesi, vengono riportate le attività solo fino all'anno 2021, con l'eccezione delle due berte per le quali sono stati rendicontati anche risultati ottenuti nel 2022. Di conseguenza per il Marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*) viene effettuata solo una rendicontazione parziale, che non include i dati raccolti nel 2023.

Per quanto riguarda invece le specie con un dinamismo molto elevato e che possono cambiare luogo di nidificazione di anno in anno il monitoraggio è stato effettuato su base annuale in modo da definire l'abbondanza, la distribuzione e l'andamento delle popolazioni, riducendo il rischio degli errori di stima dovuti al turnover dei siti di nidificazione. Le specie monitorate su base annuale sono state: Gabbiano corso (*Larus audouinii*), Beccapesci (*Sterna sandvicensis*), Edredone (*Somateria mollissima*), nonché tutte le specie di uccelli acquatici svernanti, che per definizione non sono legate a un sito riproduttivo. Queste ultime, in particolare, sono state rilevate nell'ambito dei monitoraggi IWC (international Waterbird Census <https://www.wetlands.org/knowledge-base/international-waterbird-census/>) condotti annualmente nel mese di gennaio e coordinati da ISPRA sul territorio nazionale.

Monitoraggio

Sono state effettuate indagini volte a definire la distribuzione (D1C4) e l'abbondanza (D1C2) delle specie target su tutto il territorio italiano. Per le specie nidificanti la distribuzione è rappresentata da quella dei siti riproduttivi, ossia delle colonie a terra, poiché, salvo eccezioni, la maggior parte delle specie marine nidifica in colonie più o meno numerose. Oltre alla definizione della distribuzione, per tutte le specie (ad eccezione dell'Uccello delle tempeste) sono state effettuate stime delle dimensioni delle popolazioni sulla base di conteggi effettuati con metodologie differenziate a seconda delle caratteristiche fisico-geografiche dei siti. Per quanto riguarda la demografia (D1C3), il parametro considerato è stato il successo riproduttivo che è stato l'unico calcolato su base campionaria utilizzando alcune colonie di studio ritenute rappresentative delle popolazioni proprie delle differenti sottoregioni. La trattazione dei dati è stata effettuata specie per specie.

Il tipo di monitoraggio sul campo è variato a seconda della specie/gruppo ecologico/fenologia. In particolare, sono stati usati metodi di censimento da terra o da piccole imbarcazioni. Per quanto riguarda le specie nidificanti in colonie o siti di nidificazione osservabili a distanza (*Phalacrocorax aristotelis*, *Larus audouinii*, *Sterna sandvicensis*, *Somateria mollissima*), sono stati censiti tutti i siti in cui è distribuita la popolazione italiana almeno una volta durante il periodo di studio, acquisendo anche dati di successo riproduttivo mediante visite ripetute in colonie campione. Per quanto riguarda le specie nidificanti in cavità nascoste dall'esterno (*Calonectris diomedea*, *Puffinus yelkouan*, *Hydrobates pelagicus*) sono stati utilizzati metodi differenti a seconda del parametro da misurare.

Per i nidificanti la distribuzione è stata misurata in termini di siti riproduttivi occupati su tutto il territorio nazionale; per omogeneità con la rendicontazione prevista dall'art. 12 della Direttiva 2009/147/CE "Uccelli" e della Convenzione di Barcellona, è stata utilizzata una griglia 10x10 km e sono stati considerati occupati i quadrati che al loro interno contenevano almeno una colonia riproduttiva. Per gli svernanti è stato invece considerato il numero di siti di svernamento occupati, ovvero il numero di settori di rilevamento codificati ai fini del monitoraggio degli Uccelli acquatici svernanti.

Il successo riproduttivo è stato misurato come rapporto tra giovani involati su nidi o coppie precedentemente contate, rilevato su un campione rappresentativo di colonie riproduttive. L'abbondanza della popolazione è stata invece quantificata, mediante stime basate sulla densità dei nidi in aree campione (in particolare nelle grandi colonie come p.e. quella di Berta minore dell'Isola di Tavolara) e, soprattutto, mediante il conteggio dei rientri o dei raggruppamenti serali (rafts).

L'approccio è stato invece differente per le specie svernanti per le quali esiste da tempo uno schema di monitoraggio standardizzato, che prevede il censimento annuale di aree di rilevamento codificate distribuite anche lungo tutte le coste italiane, da parte di una rete di rilevatori appositamente abilitati. Per le specie marine svernanti sono stati calcolati solamente i parametri di distribuzione (D1C4) nel periodo invernale e l'abbondanza (D1C2) delle popolazioni svernanti.

I dati utilizzati per questa rendicontazione provengono in massima parte dai monitoraggi assegnati ad ISPRA da parte del MASE e svolti sia direttamente dal proprio personale, sia affidati a soggetti particolarmente specializzati come precedentemente accennato. Una parte dei dati, nella sottoregione del Mediterraneo occidentale, è invece stata raccolta dalle ARPA regionali (Liguria, Toscana, Sardegna, Campania).

In riferimento alla Decisione (UE) 2017/848 della Commissione i dati raccolti hanno permesso di popolare i seguenti criteri:

D1C2	Abbondanza	Criterio primario
D1C3	Parametri demografici (Successo riproduttivo)	Criterio secondario per gli uccelli
D1C4	Distribuzione	Criterio primario

Secondo la Decisione 2017/848 per gli Uccelli, i criteri D1C2 e D1C4 equivalgono ai criteri di «dimensioni della popolazione» e di «mappa delle zone di riproduzione ed estensione della distribuzione» della direttiva 2009/147/CE.

La componente Uccelli è stata valutata, a partire dai singoli descrittori, al livello di singole specie e solo successivamente al livello dei gruppi ecologici di appartenenza (Uccelli marini pelagici; Uccelli marini di superficie; Uccelli tuffatori di profondità). La valutazione è stata effettuata utilizzando differenti criteri e parametri (Tabelle 1 e 2), in funzione della specie, dell'approccio metodologico applicato e delle attività di monitoraggio svolte.

Per ogni criterio e in ogni sotto regione sono state stabiliti specifici **valori soglia**. Per quanto riguarda il criterio D1C3 questi sono stati desunti dalla letteratura e consistono nei valori di successo riproduttivo (vedi tabella 2) che consentono, per ogni specie, il mantenimento di una popolazione vitale. Per quanto riguarda invece i criteri D1C2 (Abbondanza) e D1C4 (Distribuzione), per la valutazione sono state utilizzate stime di abbondanza e misure di estensione delle distribuzioni relative a periodi pregressi. Quando disponibili, si è tenuto conto anche degli andamenti a lungo termine delle popolazioni (p.e. uccelli acquatici svernanti). Nel caso in cui non fossero disponibili stime affidabili per il passato, il criterio è stato definito come "unknown" e sarà oggetto di valutazione nel prossimo ciclo di Strategia Marina, a confronto dell'attuale.

Tabella 1. Criteri utilizzati per la valutazione di cui all'art. 8 del D.Lgs. 190/2010. ** criteri monitorati nel 2023.

	Criteri		
	D1C2	D1C3	D1C4
<i>Calonectris diomedea</i>	✓	✓	✓
<i>Puffinus yelkouan</i>	✓	✓	✓
<i>Hydrobates pelagicus</i>			✓
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	✓**	✓**	✓**
<i>Ichthyaetus audouinii</i>	✓	✓	✓
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	✓	✓	✓
<i>Somateria mollissima</i>	✓	✓	✓
<i>Gavia stellata</i>	✓		✓
<i>Gavia arctica</i>	✓		✓
<i>Podiceps nigricollis</i>	✓		✓
<i>Mergus serrator</i>	✓		✓
<i>Melanitta fusca</i>	✓		✓
<i>Melanitta nigra</i>	✓		✓

Tabella 2. Parametri relativi ai criteri utilizzati nella valutazione. Criterio D1C1 non previsto dai programmi di monitoraggio.

Criterio	Parametro
D1C2	<p>“Abbondanza delle popolazioni” espresso come:</p> <p>1) Numero assoluto di coppie nidificanti per le specie coloniali insediate in posizioni visibili;</p> <p>2) Stima del numero di coppie nidificanti per le specie nidificanti in cavità (<i>Calonectris diomedea</i>, <i>Puffinus yelkouan</i>);</p> <p>3) Numero di individui censiti a metà gennaio nelle zone umide marino-costiere per le specie svernanti.</p>
D1C3	<p>“Caratteristiche demografiche” espresse come:</p> <p>1) Successo riproduttivo (numero di involati/numero di coppie) calcolato sull'intera colonia (es. <i>Larus audouini</i>; <i>Sterna sandvicensis</i>) o su sottocampioni di nidi marcati in colonie campione (es. <i>Calonectris diomedea</i>, <i>Puffinus yelkouan</i>).</p> <p>2) Struttura per classi di età (proporzione di individui adulti e giovani del primo anno) per <i>Phalacrocorax aristotelis</i></p>
D1C4	<p>“Estensione della distribuzione” (equivale a "mappa delle zone di distribuzione ed estensione della distribuzione" in DIR2009/147/CE "Uccelli"). Mappa dei siti riproduttivi (colonie) per le specie target nidificanti. Estensione della distribuzione invernale (numero di siti marino-costieri occupati) per le specie svernanti.</p>

Deve essere evidenziato che il criterio D1C1 mortalità accidentale provocata da attrezzi da pesca (“bycatch”), pur essendo un criterio primario, non era oggetto di questo incarico di monitoraggio e non risultano in corso programmi standardizzati su tassi di cattura o valori di mortalità a carico delle specie marine indagate; per esso sono attualmente disponibili solo dati raccolti su base occasionale. Si auspica nel prossimo ciclo di monitoraggio di poter effettuare indagini mirate sulla quantificazione del bycatch. Il criterio secondario D1C5 (qualità dell’habitat per le specie) non è stato invece ritenuto pertinente per la componente Uccelli.

Per quanto riguarda la cooperazione regionale, i metodi utilizzati sono stati confrontati e discussi nell’ambito di una serie di incontri internazionali organizzati dall’OWG (Online Working Group) on seabirds di “SPA/RAC, The Mediterranean Biodiversity Centre of UN Environment/Mediterranean Action Plan”. In particolare, si è proceduto ad uniformare i protocolli di raccolta dati con quelli necessari per la Convenzione di Barcellona che sono stati elaborati a partire da quelli già esistenti ed utilizzati ai fini della Strategia Marina. Questo permetterà in futuro di utilizzare il monitoraggio degli uccelli marini messo a punto per la Strategia Marina anche a fini della Convenzione di Barcellona, oltre che per il reporting della Direttiva Uccelli.

I metodi di monitoraggio e valutazione sono anche stati discussi confrontandosi al livello Europeo nell’ambito di un apposito Workshop tenutosi in Scozia nel maggio 2022 e denominato “Nea-Panacea: From Assessment to Action. A workshop to share experiences of GES assessment and efforts to restore and maintain marine birds across Europe’s regional seas- and to map future collaboration”, durante il quale sono state passate in rassegna le modalità procedurali (di monitoraggio e di analisi) utilizzate in ambito OSPAR e confrontate con quelle utilizzate nell’area mediterranea.

Inoltre, per quanto riguarda le specie svernanti, esiste una costante collaborazione tra ISPRA e “Wetlands International” secondo i cui protocolli vengono raccolti i dati mediante i quali vengono calcolate le tendenze delle popolazioni biogeografiche di appartenenza.

Risultati

I monitoraggi hanno permesso di ridefinire le distribuzioni dei siti di nidificazione delle specie target su tutto il territorio italiano. Per tutte le specie ad eccezione dell’Uccello delle tempeste sono state effettuate anche stime delle dimensioni delle popolazioni sulla base di conteggi effettuati con metodologie differenziate a seconda delle caratteristiche fisico-geografiche delle colonie di nidificazione. Per quanto riguarda il criterio D1C3, come già illustrato, il parametro demografico considerato è stato il successo riproduttivo che è stato calcolato su base campionaria, utilizzando alcune colonie di studio distribuite nell’area di studio e ritenute rappresentative delle popolazioni delle differenti specie. La trattazione dei dati è stata effettuata specie per specie. Come già ricordato i dati raccolti nel 2023, durante il quale è stato effettuato il monitoraggio nazionale del Marangone dal ciuffo non sono inclusi in questo report.

Berta maggiore (*Calonectris diomedea*)

Durante il periodo 2018-2022 sono stati monitorati 62 siti di nidificazione, 56 dei quali situati nel Mediterraneo Occidentale. Per ogni sito è stata quantificata l'abbondanza delle coppie nidificanti che ha permesso di produrre una stima della popolazione per sottoregione e complessiva per l'Italia. Per la valutazione questa stima è stata confrontata con quella precedente (anteriore al 2017) prodotta utilizzando dati dell'archivio ISPRA e dati provenienti dalla letteratura, e utilizzando come valore soglia l'abbondanza minima. Rispetto al precedente reporting del 2018, quando era stato possibile rendicontare il Criterio D1C4 e, per il solo Mediterraneo Occidentale anche il D1C3, è stato possibile valutare in modo esaustivo i criteri D1C2, D1C3 e D1C4 per tutte e tre le sottoregioni. Per il Mediterraneo occidentale, pur rimanendo costante il numero di colonie riproduttive, i valori di abbondanza di popolazione sono risultati inferiori al valore soglia derivante dai dati pregressi (Tabella 4). Al contrario nella sottoregione adriatica e in quella ionica sono stati registrati valori di abbondanza superiori rispetto al passato (Tabella 4), che tuttavia potrebbero anche essere interpretati anche come derivanti da un miglioramento dell'applicazione delle metodologie di monitoraggio.



Sottoregione	Min	Max
MAD	440	540
MIC	14350	15450
MWE	4917	7374
TOT	19707	23364

Figura 1. Distribuzione dei siti campionamento (colonie di nidificazione) e abbondanza delle popolazioni di Berta maggiore *Calonectris diomedea* divisi per sottoregioni. I siti di monitoraggio corrispondono alla totalità dei siti di nidificazione conosciuti per la specie. Periodo di monitoraggio 2017-2022. Modulo 13C per i parametri D1C2 e D1C4 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea. Rispetto al 2018, quando era stato rendicontato il solo Criterio D1C3 è adesso possibile rendicontare in modo esaustivo per le tre sottoregioni anche D1C2 e D1C4.

Per quanto riguarda il successo riproduttivo (D1C3), questo è stato valutato utilizzando dati provenienti da colonie campione. Per assicurarne la rappresentatività sono state utilizzate colonie quanto più possibile distanti tra loro, distribuite nelle tre sottoregioni e per le quali fossero disponibili serie di dati standardizzati sufficientemente lunghe. Per il Mediterraneo Occidentale le colonie sono state l'Isola di Pianosa (colonia della Scuola) (Figura 2), l'Isola di Zannone e l'Isola del Toro; per lo Ionio sono state invece utilizzati i dati delle isole di Linosa e Lampione e per l'Adriatico quella delle Isole Tremiti. Il successo è stato calcolato come rapporto tra il numero di pulcini involati e quello dei nidi con uova ed è stato confrontato con il valore soglia di 0,75 derivante dalla letteratura, corrispondente al minimo compatibile con una popolazione in buono stato di conservazione. In tutte e tre le sottoregioni sono stati registrati dati inferiori al valore soglia (Tabella 4).

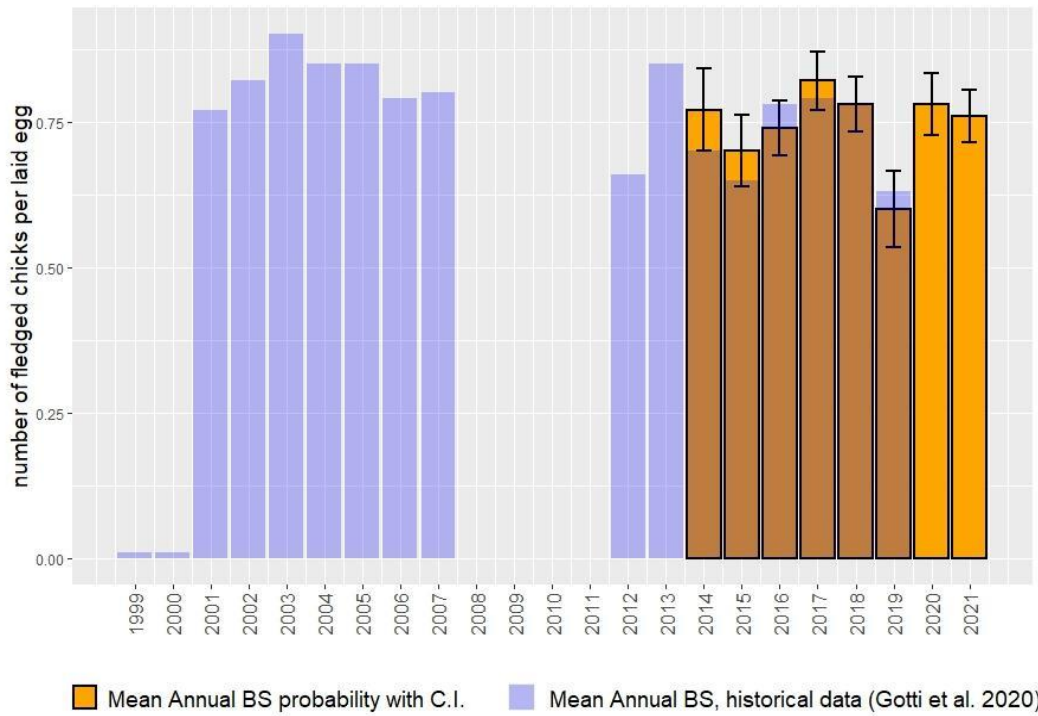


Figura 2. Successo riproduttivo medio (BS) della Berta maggiore (*Calonectris diomedea*) presso la colonia della Scola (Isola di Pianosa, Arcipelago Toscano). Vengono riportati I dati recenti (in arancio) e quelli storici (in blu) tratti da Gotti et al. (2020). Modulo 13C per il criterio D1C3 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

Berta minore (*Puffinus yelkouan*)

Per quanto riguarda la Berta minore sono stati monitorati 37 siti di nidificazione la maggioranza dei quali localizzati nel Mediterraneo Occidentale e che rappresentano tutti i siti noti per la specie. Quest'area ospita la più grande colonia nota per questa specie e situata nell'Isola di Tavolara, che da sola ospita oltre il 70% dell'intera popolazione italiana. Data la sua rilevanza (vedi Zenatello *et al.* 2012), Tavolara è stata oggetto di uno studio specifico. Ad eccezione di una località monitorata nel 2019, per tutte le altre colonie sono stati utilizzati dati raccolti tra il 2018 e il 2022, anno in cui è stato completato il monitoraggio della specie. Per ogni sito è stata quantificata l'abbondanza delle coppie nidificanti che ha permesso di produrre una stima della popolazione per sottoregione e complessiva per l'Italia. Per effettuare la valutazione questa stima è stata confrontata con una precedente stima anteriore al 2017 prodotta utilizzando dati dell'archivio ISPRA e dati provenienti dalla letteratura. Come valore soglia è stato utilizzato il valore di abbondanza minima della stima ante 2017. Rispetto al precedente reporting del 2018, quando era stato possibile rendicontare il solo Criterio D1C4 e, per il solo Mediterraneo Occidentale anche il D1C3, è stato possibile valutare in modo esaustivo i criteri D1C2, D1C3 e D1C4 per tutte e tre le sottoregioni. Per tutte e tre le sottoregioni i valori di abbondanza di popolazione registrati sono stati superiori a quelli delle stime pregresse.



Sottoregione	Min	Max
MAD	390	430
MIC	1001	1102
MWE	15211	17638
TOT	16602	19170

Figura 3. Distribuzione dei siti campionamento (colonie di nidificazione) di Berta minore (*Puffinus yelkouan*), inclusa la stagione di rilevamento 2022 quando è stato eseguito e completato il monitoraggio su base nazionale. Modulo 13P per il

criterio D1C2 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

Per quanto riguarda il successo riproduttivo, descrittore D1C3, questo è stato monitorato nel Mediterraneo Occidentale nelle due colonie di studio di Tavolara e Montecristo (Figura 4) dove esistono set di nidi marcati che possono essere monitorati con regolarità. Per le colonie delle isole Tremiti nella sottoregione Adriatica è invece mancata questa possibilità (colonie non monitorabili in quanto posizionate su scogliere non accessibili), mentre non esistono ancora solo dati preliminari per l'isola di Lampedusa nello Ionio.

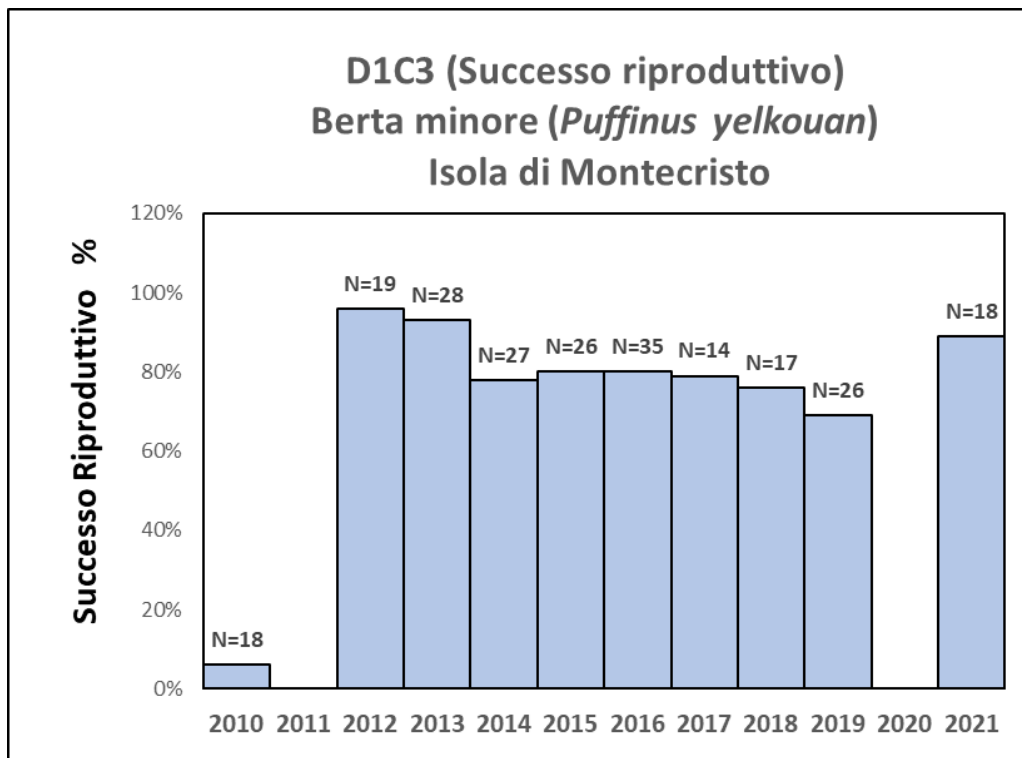


Figura 4. Successo riproduttivo della Berta minore (*Puffinus yelkouan*) presso la colonia dell'Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano). E' particolarmente indicativa la serie storica dei dati a partire dal 2012, anno in cui si è verificato un netto aumento di produttività a seguito della rimozione dei ratti. Nel 2020 il monitoraggio non è stato effettuato a causa della pandemia di Covid-19. Modulo 13C per il criterio D1C3 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

Gabbiano corso (*Larus audouinii*)

A differenza delle specie precedenti, il Gabbiano corso presenta un elevato dinamismo spaziale della popolazione e i siti di nidificazione possono variare di anno in anno. Per questo motivo il monitoraggio della specie è stato effettuato su base annuale ispezionando tutte le località dove è nota la riproduzione della specie negli ultimi 30 anni e andando ad individuare possibili nuovi siti di nidificazione nelle situazioni limitrofe. Nel complesso, nel periodo di studio 24 siti diversi hanno fatto registrare la nidificazione del Gabbiano corso. Per questa specie è stato possibile effettuare la valutazione per tutti e tre i criteri (D1C2, D1C3 e D1C4) e per tutte e tre le sottoregioni. L'abbondanza è risultata essere superiore ai valori soglia sia per l'Adriatico che per lo Ionio, mentre per il Mediterraneo Occidentale si sono registrati valori inferiori.



Sottoregione	Precedente rendicontazione (valori soglia)	2017-2021
MAD	6	79
MIC	156	431
MWE	818	762
TOT	980	1272

Figura 5. Distribuzione dei siti di campionamento (colonie riproduttive) e abbondanza della popolazione, divisi per sottoregione, del Gabbiano corso (*Larus audouinii*). I cerchi pieni si riferiscono ai siti monitorati in cui è stata verificata la presenza di una colonia almeno una volta nel periodo di monitoraggio 2017-2021, quelli vuoti ai siti già utilizzati per la riproduzione in passato ma in cui non è stata mai rilevata la colonia di nidificazione nel periodo 2017-2021. L'abbondanza è espressa in numero di coppie riproduttive suddivisa per sottoregioni. Modulo 13I per i parametri

D1C2 e D1C4 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

I criteri D1C2 e D1C4 erano già stati rendicontati nel precedente reporting del 2018. In questa sede si aggiunge il criterio Criterio D1C3 per il quale è ora possibile esprimere una valutazione. Per questa specie il valore soglia del parametro "successo riproduttivo" è stato fissato in 1.1 giovani involati per coppia. Questo valore ricavato dalla letteratura indica una popolazione in buone condizioni e capace di autosostentarsi senza dipendere dal contributo di altri siti. In tutte e tre le sottoregioni si sono registrati valori di successo riproduttivo inferiori alla soglia (Adriatico 0,9; Ionio 0,48; Mediterraneo Occidentale 0,44).

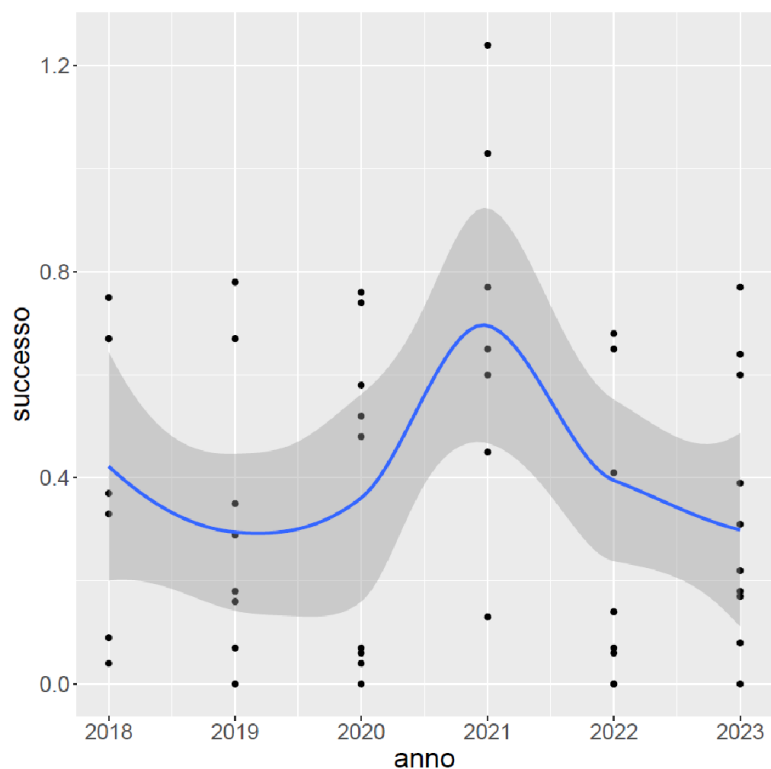


Figura 6. Gabbiano corso, andamento del Successo riproduttivo (numero involati/numero coppie) per le colonie del Mediterraneo occidentale (Amadesi *et al.* 2023). Modulo 13I per i parametri D1C3 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea. Solo una colonia in un singolo anno risulta avere superato la soglia. Per i valori relativi alle sottoregioni Ionica e Adriatica la numerosità del campione non permette una adeguata rappresentazione grafica.

Beccapesci (*Sterna sandvicensis*)

Il Beccapesci è presente come nidificante solamente nell'area Adriatica. Per la nidificazione utilizza aree lagunari e costiere che possono essere soggette a rapidi cambiamenti, quali per esempio variazioni repentine dei livelli idrici, o addirittura ambienti effimeri come banchi di sabbia. Per questo motivo il monitoraggio viene svolto su base annuale e necessita ogni anno l'individuazione dei siti riproduttivi che però, se divenuti inadeguati, possono essere abbandonati per formarne di nuovi nell'ambito della stessa stagione riproduttiva. Nel periodo di riferimento è risultato presente in 7 comprensori con una popolazione di poco superiore alle 2000 coppie nidificanti.

Rispetto al 2018, quando erano stati rendicontati solo i criteri D1C2 e D1C4, è stato possibile rendicontare anche i valori di successo riproduttivo, criterio D1C3 che è stato calcolato in 0,46 giovani involati per coppia. Per questa specie non sono stati individuati valori soglia data la mancanza di dati pregressi o di valori di riferimento ricavati da bibliografia.



Figura 10. Distribuzione dei siti campionamento (colonie di nidificazione) delle popolazioni di Beccapesci *Thalasseus sandvicensis*. I siti di monitoraggio corrispondono alla totalità dei siti di nidificazione conosciuti per la specie in Italia e sono tutti concentrati nella sottoregione Adriatica. Periodo di monitoraggio 2020-2023. Parametri D1C2 e D1C4 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

Marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*)

Il Marangone dal ciuffo nidifica nel Mediterraneo Occidentale, mentre non è presente nella sottoregione Ionica. Durante questo monitoraggio è stata individuata la nidificazione di due coppie nelle isole Tremiti nella sotto regione Adriatica che rappresentano la prima informazione sulla nidificazione della specie in quest'area. Questa specie presenta una riproduzione molto precoce che avviene già a partire dai mesi di gennaio e febbraio. Il suo monitoraggio risulta quindi spesso condizionato da condizioni meteo-marine sfavorevoli. Ai fini della più recente rendicontazione art. 12 Direttiva Uccelli nel Mediterraneo Occidentale la specie è stata rilevata in 60 località (distribuzione D1C4) ma non sono noti valori soglia comparabili. L'abbondanza della popolazione (D1C2) è stata invece quantificata interamente nel 2023 e non è stata inclusa in questo ciclo di reporting.



Figura 8. Distribuzione parziale dei siti campionamento (colonie di nidificazione), di Marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*) monitorati fino al 2021, non è inclusa la stagione di rilevamento 2023 quando è stato eseguito e completato il monitoraggio su base nazionale della specie. Modulo 13A per il criterio D1C2 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

Uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus*)

Per questa specie è stato valutato il solo parametro D1C4 “distribuzione”. La presenza della specie è stata accertata in 7 siti riproduttivi, localizzati nelle sottoregioni Mediterraneo Occidentale e Ionio. Rispetto al precedente reporting 2018 è stata confermata la nidificazione della specie in due nuovi siti. Si ipotizza tuttavia che non si tratti di nuove nidificazioni ma che i nuovi rilevamenti colmino una carenza di indagine negli anni precedenti. Non sono invece disponibili dati di abbondanza e successo riproduttivo che, a causa della complessità della raccolta di dati affidabili per questa specie che nidifica in grotte marine, e per i rischi connessi ad aspetti legati alla conservazione, non erano stati compresi in questo monitoraggio.



Figura 9. Distribuzione dei siti campionamento (colonie di nidificazione) delle popolazioni di Uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus*). I siti di monitoraggio corrispondono alla totalità dei siti di nidificazione conosciuti per la specie in Italia. Periodo di monitoraggio 2018-2021. Criterio D1C2 della Decisione UE 2017/48 della commissione Europea.

Uccelli acquatici svernanti: *Gavia stellata*, *Gavia arctica*, *Podiceps nigricollis*, *Mergus serrator*, *Melanitta fusca*, *Melanitta nigra*.

Il monitoraggio degli uccelli acquatici svernanti è stato regolarmente effettuato negli anni 2016-2021 nell'ambito del progetto International Waterbird Census di Wetlands International, coordinato da ISPRA a livello nazionale (vedi Zenatello et al. 2014). Il monitoraggio, che avviene regolarmente attorno alla metà di gennaio, include i tratti di mare prospicienti le coste italiane: i dati provenienti da questi siti costieri sono quelli utilizzati ai fini della rendicontazione. Tutte le specie selezionate hanno abitudini prevalentemente marine durante lo svernamento e il monitoraggio regolare e ripetuto da stazioni fisse di osservazione fornisce dati utili a valutare consistenza e andamenti della quota di popolazione Eurasiatica che trae sostentamento dalle acque costiere italiane in inverno. Trattandosi di monitoraggi svolti al di fuori del periodo riproduttivo, per ciascuna di queste specie sono stati valutati i parametri abbondanza (D1C2) e distribuzione (D1C4). La valutazione di ciascuna specie è stata effettuata confrontando la media 2016-2021 della consistenza numerica annua entro ciascuna MRU con il valore medio di lungo periodo del ventennio precedente la rendicontazione (1993-2015), dal momento che i dati a disposizione consentono di effettuare valutazioni entro un considerevole arco temporale. Similmente, la distribuzione è stata valutata confrontando la media 2016-2021 del numero di siti di presenza entro ciascuna MRU con il valore medio di lungo periodo del ventennio precedente la rendicontazione (media annua dei siti di presenza 1993-2015).

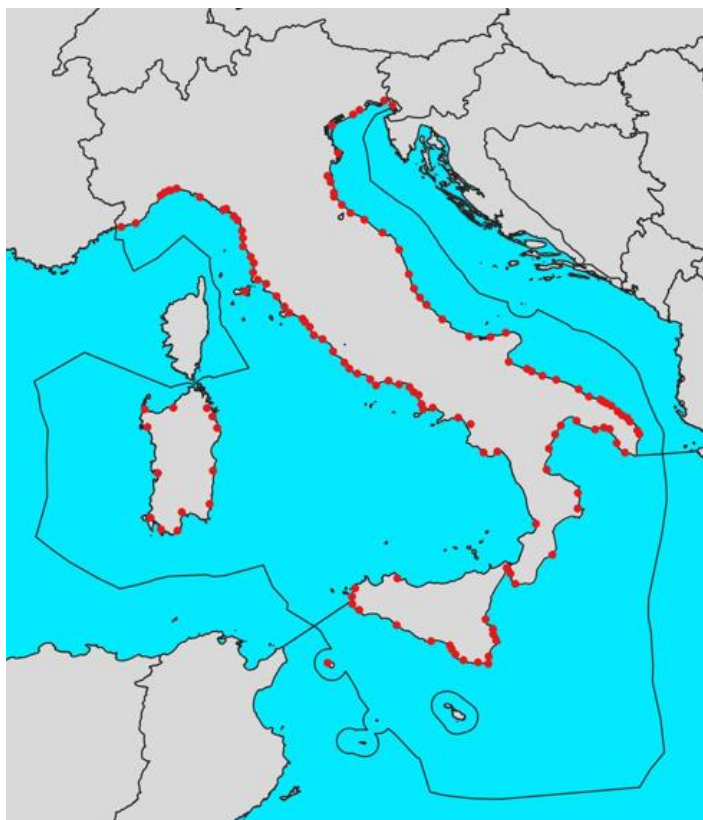


Figura 11. Punti di campionamento degli Uccelli acquatici svernanti utilizzati per il monitoraggio IWC (International Waterbird Census) degli Uccelli acquatici svernanti durante il periodo 2016-2021. Vengono riportati tutti i siti in cui una o più tra le strettamente marine usate ai fini della valutazione (*Gavia stellata*, *Gavia arctica*, *Podiceps nigricollis*, *Mergus serrator*, *Melanitta fusca*, *Melanitta nigra*) sono state rilevate.

2 Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale

La valutazione complessiva sul raggiungimento del GES per ciascuna sottoregione è stata condotta a più livelli. La valutazione è stata effettuata inizialmente al livello di ciascun criterio e successivamente, adottando il metodo “one-out-all-out” è stata estesa prima alle singole specie e poi alle categorie ecologiche funzionali in cui risultano raggruppate. La valutazione è stata effettuata sulle specie e sui gruppi riportati in Tabella 3. I risultati della valutazione per criterio, specie e gruppo sono riportati rispettivamente nelle tabelle 4, 5 e 6.

Tabella 3. Elenco delle specie target, raggruppate per gruppi funzionali, e dei riferimenti normativi in cui sono nominate.

	Specie	Nome comune	Quadro normativo
Uccelli marini pelagici	<i>Calonectris diomedea</i>	Berta maggiore	SPA-BD (Annex II); Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II);
	<i>Puffinus yelkouan</i>	Berta minore	SPA-BD (Annex II); Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II);
Uccelli marini di superficie	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Uccello delle tempeste	SPA-BD (Annex II); Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II);
	<i>Larus audouinii</i>	Gabbiano corso	SPA-BD (Annex II); Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II);
	<i>Sterna sandvicensis</i>	Beccapesci	SPA-BD (Annex II); Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II);
Uccelli tuffatori profondità	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Marangone dal ciuffo	SPA-BD (Annex II); Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II);
	<i>Somateria mollissima</i>	Edredone	Convenzione di Bonn (AEWA)
	<i>Gavia stellata</i>	Strolaga minore	Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II)
	<i>Gavia arctica</i>	Strolaga mezzana	Dir. 2009/147/CEE (All. I); Convenzione di Berna (All.II); Convenzione di Bonn (2,
	<i>Podiceps nigricollis</i>	Svasso piccolo	Convenzione di Berna (All.II); Convenzione di Bonn (AEWA)
	<i>Mergus serrator</i>	Smergo minore	Dir. 2009/147/CEE (All. II); Convenzione di Bonn (AEWA)
	<i>Melanitta fusca</i>	Orco marino	Dir. 2009/147/CEE (All. II);
	<i>Melanitta nigra</i>	Orchetto marino	Dir. 2009/147/CEE (All. II); Convenzione di Bonn (AEWA)

Tabella 4. Risultati della valutazione a livello di criterio, nelle tre sottoregioni (MWE = Mar Mediterraneo occidentale; MIC = Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale; MAD = Mar Adriatico). (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “non definibile sulla base dei dati raccolti” in giallo; GES “non valutato” in grigio). Le caselle bianche indicano che in quella sottoregione la specie non è presente o il monitoraggio non era previsto. Criterio D1C1 non previsto dai programmi di monitoraggio. * per le colonie di *Puffinus yelkouan* in MIC e MAC, situate in scogliere a picco sul mare, non è stato possibile misurare il criterio D1C3-successo riproduttivo; ** *Phalacrocorax aristotelis*, monitoraggio effettuato nel 2023.

Specie	Fenologia	Sottoregione								
		MWE			MIC			MAD		
		D1C2	D1C3	D1C4	D1C2	D1C3	D1C4	D1C2	D1C3	D1C4
<i>Calonectris diomedea</i>	Nidificante									
<i>Puffinus yelkouan</i>	Nidificante					*			*	
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Nidificante	-	-		-	-		-	-	-
<i>Larus audouinii</i>	Nidificante									
<i>Sterna sandvicensis</i>	Nidificante	-	-	-	-	-	-			
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Nidificante	**	-		-	-	-		-	
<i>Somateria mollissima</i>	Nidificante		-		-	-	-		-	
<i>Gavia stellata</i>	Svernante		-			-			-	
<i>Gavia arctica</i>	Svernante		-			-			-	
<i>Podiceps nigricollis</i>	Svernante		-			-			-	
<i>Mergus serrator</i>	Svernante		-			-			-	
<i>Melanitta fusca</i>	Svernante		-		-	-	-		-	
<i>Melanitta nigra</i>	Svernante		-			-			-	

Tabella 5. Risultati della valutazione a livello di specie, nelle tre sottoregioni (MWE = Mar Mediterraneo occidentale; MIC = Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale; MAD = Mar Adriatico). (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “non definibile sulla base dei dati raccolti” in giallo; GES “non valutato” in grigio). Le caselle bianche indicano che in quella sottoregione la specie non è presente o il monitoraggio non era previsto. * Criterio non valutabile. ** *Phalacrocorax aristotelis*: monitoraggio effettuato nel 2023 Criterio D1C1 non previsto dai programmi di monitoraggio per la componente avifauna.

Specie	Fenologia	Sottoregione		
		MWE	MIC	MAD
<i>Calonectris diomedea</i>	Nidificante			
<i>Puffinus yelkouan</i>	Nidificante			
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Nidificante			-
<i>Larus audouinii</i>	Nidificante			
<i>Thalasseus</i>	Nidificante	-	-	
<i>Phalacrocorax</i>	Nidificante	**	-	
<i>Somateria mollissima</i>	Nidificante		-	
<i>Gavia stellata</i>	Svernante			
<i>Gavia arctica</i>	Svernante			
<i>Podiceps nigricollis</i>	Svernante			
<i>Mergus serrator</i>	Svernante			
<i>Melanitta fusca</i>	Svernante			
<i>Melanitta nigra</i>	Svernante			

Tabella 6. Risultati della valutazione a livello di gruppi di specie, nelle tre sottoregioni (MWE = Mar Mediterraneo occidentale; MIC = Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale; MAD = Mar Adriatico). (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “non definibile sulla base dei dati raccolti” in giallo; GES “non valutato” in grigio). Il prodotto di questa valutazione appare eccessivamente severo, al punto da risultare poco significativo; per tale ragione ne viene contestualmente suggerita l’eliminazione (cf. oltre), compensata dall’inserimento di un criterio basato sulla fenologia.

Categorie	Sottoregione		
	MWE	MIC	MAD
Uccelli marini pelagici			
Uccelli marini di superficie			
Uccelli tuffatori profondità			

3 Sintesi

Il quadro complessivo che emerge dalla componente Avifauna, alla luce del nuovo sforzo di campionamento effettuato e della implementazione dei criteri D1C2, D1C3 e D1C4 presenta un sostanziale miglioramento rispetto al Reporting 2018 quando, sulla base dei dati disponibili, era stata possibile la valutazione solo di Gabbiano corso, per le tre sottoregioni, e Beccapesci per la sottoregione Adriatica. Sulla base dei dati raccolti durante questo ciclo di monitoraggio è stato possibile estendere la valutazione a quasi tutte le specie target (vedi Tabella 4). Deve essere tuttavia sottolineato che il ciclo di monitoraggio era stato disegnato per concludersi con il 2023 e che quindi il riallineamento al 2021 ha comportato la non inclusione di alcuni dati raccolti successivamente.

Per quanto riguarda gli Uccelli marini nidificanti, il monitoraggio effettuato ha permesso di disegnare un quadro esaustivo della loro abbondanza e distribuzione nei mari italiani. Relativamente alle due specie di berta (*Calonectris diomedea* e *Puffinus yelkouan*) l'ultimo quadro conoscitivo completo necessitava di essere aggiornato (vedi Baccetti et al. 2009); tutte le colonie note sono state monitorate e sono state prodotte nuove stime di abbondanza per ognuna di esse. Relativamente alle specie meno fedeli ai siti riproduttivi come Gabbiano corso e Beccapesci, i monitoraggi, svolti annualmente, hanno consentito di delineare gli andamenti delle popolazioni riproduttive e di definirne lo stato di conservazione nelle differenti sottoregioni (vedi anche Amadesi et al. 2023; Liuzzi et al. 2023). Nel complesso valutando i solo criteri di abbondanza D1C2 e distribuzione D1C4 il quadro generale apparirebbe caratterizzato da un buon numero di popolazioni in buono stato (tabella 4). Tuttavia, il criterio D1C3 (successo riproduttivo), in tutti i casi in cui è stato possibile valutarlo, ha rivelato sempre dati di produttività non ottimali che hanno comportato una valutazione non positiva di questo criterio (vedi tabella 4). Di conseguenza in virtù dei meccanismi di valutazione, le valutazioni non positive sono state riconfermate al livello di specie e al livello di gruppo di specie (vedi tabelle 5 e 6). In estrema sintesi, al livello generale, potremmo affermare che le popolazioni di uccelli marini nidificanti presentano distribuzioni e abbondanze costanti nel tempo ma una produttività non buona.

Per quanto riguarda gli Uccelli acquatici svernanti invece, le serie storiche gestite da ISPRA e arricchitesi durante gli anni di monitoraggio, consentono di evidenziare che per molte specie è stata registrata una diminuzione degli effettivi e del numero di siti frequentati. Di conseguenza la maggioranza delle valutazioni è risultata essere non positiva al livello di specie e, al livello di gruppo di specie.

In relazione agli sviluppi futuri della valutazione della componente Uccelli, con il fine di allinearsi agli altri partner della Convenzione di Barcellona, si auspica nel prossimo ciclo di non valutare gli uccelli sulla base delle categorie ecologiche (gruppi di specie) poiché a fronte di una serie di incontri tecnici, queste, contrariamente a quanto accade per le altre componenti del descrittore, non sono state ritenute univoche e/o adeguate a rappresentare espressioni indipendenti dello stato dell'ambiente marino.

4 Bibliografia

- Amadesi B., Baccetti N., Cavaliere V., Corbi F., Ientile R., Liuzzi C., Nissardi S., Zenatello M. (2023) – An analysis of the Italian breeding population of Audouin’s gull trend (1998–2022). In Brambilla M., Martinoli A. (Eds.) 2023. Atti XXI Conv. It. Ornitologia. Varese, 5-9 Settembre 2023.
- Baccetti, N., Capizzi, D., Corbi, F., Massa, B., Nissardi, S., Spano, G., & Sposimo, P. (2009). Breeding shearwaters on Italian islands: population size, island selection and co-existence with their main alien predator, the Black Rat. *Riv Ital Ornitol*, 78, 83-100.
- Gotti, C.; De Pascalis, F.; Zenatello, M.; Cecere, J.G.; Baccetti, N. (2020) *Piano d’azione transfrontaliero per la conservazione della Berta maggiore e della Berta minore nel bacino ligure e alto-tirrenico*. In Relazione Finale Convenzione ISPRA–PNAT; Progetto GIREPAM:Ozzano dell’Emilia (BO), Italy, 37pp.
- Liuzzi, C., Pino d’Astore, P., Giannuzzi, C. G., Camarda, A., & Baccetti, N. (2023). Largest colony of Audouin’s Gull (*Larus audouinii*) in the Adriatic Sea and the increasing value of Apulia for the Central/Eastern Mediterranean population. *Rivista Italiana Di Ornitologia*, 93(2). <https://doi.org/10.4081/rio.2023.677>
- MATTM-ISPRA (2019). Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina. Art. 11, D.lgs. 190/2010. Schede Metodologiche Modulo 13 - Avifauna. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione dell’Ambiente
- Zenatello M., Baccetti N., Borghesi F. (2014). Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/2014
- Zenatello, M., Spano, G., Zucca, C., Navone, A., Putzu, M., Azara, C., Trainito, E., Ugo, M., & Baccetti, N. (2012). Movements and “moving” population estimates of Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* at Tavolara, Sardinia. In P. Yésou, N. Baccetti, & J. Sultana (Eds.), *Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention* (pp 39-47). Proceedings of the 13th Medmaravis pan-Mediterranean Symposium, Alghero, Sardinia, Italy

1 Introduzione

I criteri primari considerati sono l'abbondanza (numero di esemplari della specie nell'area di studio) e la densità (D1C2) e la distribuzione delle specie (D1C4). La distribuzione delle specie nell'area di studio permette di indagare parzialmente anche il criterio D1C5. I dati di abbondanza sono necessari per contestualizzare il criterio D1C1 (mortalità causata da attività di pesca) poiché permettono di stimare il valore soglia della mortalità causata da attività antropiche, inclusa quella dovuta alla cattura accidentale in attrezzi da pesca (*bycatch*).

L'Italia conduce attività di monitoraggio per tutte le specie di Cetacei, mediante il metodo del *line transect distance sampling* da piattaforma aerea. Le specie comuni e regolarmente osservate sono la Balenottera comune (*Balaenoptera physalus*) -Bp- il Tursiope (*Tursiops truncatus*) - Tt e la Stenella (*Stenella coeruleoalba*) - Tt, mentre sono occasionali o rare nelle acque di pertinenza italiana il Capodoglio, il Grampo, il Globicefalo e lo Zifio. Per queste ultime specie le osservazioni effettuate durante le attività di monitoraggio, sono risultate non sufficienti per elaborare robusti risultati di abbondanza e di distribuzione. Per le specie rare sono stati considerati i risultati delle attività di ricerca dell'ACCOBAMS Survey Initiative (ASI) nell'estate del 2018 (Panigada et al., 2024).

Tabella 1. Criteri utilizzati per la valutazione di cui all'art. 8 del D.Lgs. 190/2010.

Gruppo di specie	Criteri			
	D1C1	D1C2	D1C4	D1C5
Misticeti	✓	✓	✓	✓
Piccoli Odontoceti	✓	✓	✓	✓
Odontoceti di acque profonde	✓	✓	✓	✓

Metodi di monitoraggio per l'acquisizione dei dati ai fini dei criteri D1C2, D1C4 e D1C5

Il *Distance Sampling (DS)* è un metodo di studio per la stima di densità (**D**) e abbondanza (**N**) di varie specie (Buckland et al., 2015). Letteralmente *distance sampling* è il "campionamento delle distanze" e consiste nel percorrere delle rotte lineari (transetti), randomicamente distribuite entro l'area di studio, a velocità costante. L'osservatore misura la distanza esistente tra il transetto e la posizione del target (gruppo o singolo esemplare di una specie). Si assume che sul transetto ogni elemento sia individuato e che all'aumentare della distanza dell'oggetto dalla linea stessa, si riduca la capacità dell'operatore di individuare il target. L'insieme delle misure delle distanze tra il transetto e i targets permette di costruire una curva di scoperta che indica l'ampiezza dell'area indagata. Sull'area indagata, si stima la densità (**D**) degli oggetti osservati attraverso una semplice operazione che tiene conto della lunghezza della linea (**L**), del numero dei targets (**n**), del numero

degli elementi per ciascun target (**s**) e della larghezza dell'area indagata, moltiplicata per la probabilità di individuazione di un oggetto entro questa fascia, (**esw**):

$$\hat{D} = \frac{ns}{2eswL}$$

Da questa semplice equazione è poi possibile ottenere la stima di abbondanza (**N**) degli oggetti osservati in tutta l'area di studio (**A**) mediante:

$$N = \hat{D} * A$$

Disegno di campionamento

Il disegno di campionamento è stato effettuato mediante l'uso del software *Distance 7.5* (www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/) (Thomas et al., 2009). Nelle aree di studio il software identifica una serie di punti al fine di verificare la *equal coverage probability*, ossia assicurare che nel disegno di campionamento, ogni punto dell'area di studio abbia le medesime probabilità di essere campionata. Al termine di questo processo, è stato scelto di utilizzare, tra le varie opzioni previste dal software, il *systematic random sampling*; un disegno di campionamento caratterizzato da linee parallele.

Per i surveys è stato utilizzato un velivolo bimotore Partenavia P68) dotato di finestre a bolla per permettere l'osservazione sotto la carlinga e sulla linea del transetto.

Oltre al pilota, tre persone di ricerca prendono posto a bordo; due hanno il compito di osservatori e uno di navigatore. I due osservatori prendono posto nei sedili posteriori in prossimità delle finestre a bolla mentre il navigatore siede a destra del pilota e opera su un computer portatile connesso a un GPS per registrare in tempo reale le informazioni trasmesse nel sistema *intercom* dagli osservatori

La quota di volo è stata fissata in 750 piedi (247 metri) per il surveys del Mediterraneo occidentale e lo Ionio mentre per il Mar Adriatico la quota scelta era di 650 piedi (214 metri).

La piattaforma aerea è riconosciuta un valido strumento di studio; permette l'indagine di aree vaste in tempi ristretti con vantaggi sia economici che di risultati. L'individuazione dei target è migliore rispetto a quanto è da imbarcazioni e la posizione dell'osservatore permette il conteggio degli esemplari nei gruppi piuttosto che una stima come invece avviene quando si staziona a pochi metri sulla superficie del mare. Una comparazione tra le piattaforme di ricerca navale e velivolo è indicata nella Tabella di seguito estratta da Panigada et al., 2011.

Table 3. Simple comparison of strengths of vessel and aircraft survey platforms for the Mediterranean Sea.

VESSEL	AIRCRAFT
Area covered	
Small vessels: coastal waters Large vessels: high seas	Generally limited to coastal waters but depends on fuel capacity/endurance and availability of airports
Travel speed around 10 knots limits area coverage with time	Travel speed around 100 knots means around 10 times greater search distance with time
Poor for areas with complex coastlines and small islands	Deals with complex coastlines and small islands well
Species	
Relates to area that can be covered and behaviour, but in principle all species either visually or acoustically	Better suited to the non long-divers given speed of platform; not good for high seas species given endurance limitations
Need to account for potential responsive movement	Responsive movement not a problem
School size estimation for some species can be difficult	Generally easier to estimate school size
Generally poor for estimating other megafauna	Good for other megafauna (e.g. sea turtle, giant devil ray, sharks, tuna) at least in the Mediterranean Sea
Environmental conditions	
Cannot operate in 'unacceptable' conditions (these will depend on species) – swell can be a major problem	Cannot operate in 'unacceptable' conditions (these will depend on species) – swell less of a problem
Given speed limitations, relatively poor use of good weather windows	Efficient use of good weather windows (higher survey speed, ability to move to good weather areas quickly)
Data collection	
Measurement of key parameters, especially distance, and to a lesser extent angle, is problematic	Measurement of perpendicular distance easier and better
Estimation of g(0) using double platform methods well established and space on board usually not a problem	Difficult to use double platform methods in smaller planes (for some species 'circle back' works [60]) but possible in larger planes
Allows collection of additional data: acoustic, environmental, photo-identification data	Collection of additional data difficult or impossible
Usually can incorporate more scientists	Limited number of scientists
Cost	
More expensive than aerial surveys but: can operate on high seas; can collect additional data.	More cost-effective where they can operate and better able to take advantage of good conditions when they are scarce (both geographically and seasonally)

doi:10.1371/journal.pone.0022878.t003

Inoltre la scelta del *line transect distance sampling* è motivata dalla necessità di aderire alle raccomandazioni (7.10)⁶ dell'Accordo ACCOBAMS che richiede alle Parti che ogni programma nazionale di monitoraggio dell'abbondanza e della distribuzione dei cetacei abbia protocolli standardizzati di raccolta e analisi dei dati e segua le linee guida indicate nell'annesso⁷ della Risoluzione che indica *i)* le scale spaziali del monitoraggio dei cetacei (*Regional o population level monitoring*), *ii)* le azioni propedeutiche necessarie ai fini della scelta del metodo e *iii)* i metodi correntemente applicati nel monitoraggio dei cetacei, ossia "*Visual surveys from ship, aircraft or land observation platforms (LOP)*".

Inoltre, considerando la SURVEY INITIATIVE (ASI) dell'accordo ACCOBAMS, condotto sull'intero bacino mediterraneo nell'estate del 2018 e al quale l'Italia ha fornito cospicuo supporto, quale fonte di dati senza precedenti per l'area dell'Accordo e, quindi la necessità di capitalizzare l'esperienza, le Parti dell'Accordo hanno raccomandato:

⁶ ACCOBAMS-MOP7/2019/Doc38/Annex15/Res.7.10 - IMPROVING MONITORING AND ASSESSMENT OF CETACEAN POPULATION ABUNDANCE AND DISTRIBUTION IN THE ACCOBAMS AREA

⁷ MONITORING GUIDELINES TO ASSESS CETACEANS' DISTRIBUTIONAL RANGE, POPULATION ABUNDANCE AND POPULATION DEMOGRAPHIC CHARACTERISTICS

“.....that Parties and Range States ensure that any proposed national programmes on the study of abundance and distribution of cetaceans are compatible with the ACCOBAMS Survey Initiative, and the guidelines annexed to Resolution 6.13;”

Analisi dei dati

Per le finalità del reporting 2024 la stima di abbondanza (\hat{N}) delle specie è stata ottenuta mediante *Conventional Distance Sampling* (CDS) in cui la stima dell'area indagata (*detection function*) è unicamente funzione della distanza perpendicolare.

L'equazione è:

$$\hat{N} = A \frac{n}{2L\hat{\mu}} \hat{E}[S]$$

Ove nella formula:

A = dimensione dell'area di studio

n = numero degli avvistamenti

$\hat{\mu}$ = ampiezza della fascia osservata su un lato della linea (*effective strip width*)

$\hat{E}[S]$ = la stima della dimensione dei gruppi.

Aree di studio

La Direttiva, ai fini della definizione dei criteri per mammiferi e rettili marini, indica che la scala di valutazione deve essere pertinente secondo il profilo ecologico delle specie. In particolare, per i mysticeti e gli odontoceti di acque profonde (capodoglio, zifio, grampo e globicefalo) la scala dell'*assessment* è la Regione mediterranea, mentre per i piccoli odontoceti (stenella, tursiopo e delfino comune) è la sotto regione.

Nella scelta delle aree di studio per il 2020 e il 2021 la suddetta indicazione è stata seguita considerando gli aspetti logistici, economici, nonché le informazioni ottenute nei periodi precedenti. Le attività di monitoraggio sono state condotte in autunno 2020 in Mar Tirreno per il Mediterraneo occidentale (MWEIT), nell'estate 2021 in parte dello stretto di Sicilia e Golfo di Taranto per il Mediterraneo centrale e Mar Ionio (MICIT) e in Mare Adriatico (MADIT) (Figura 1); le estensioni delle aree sono indicate in Tabella 2.

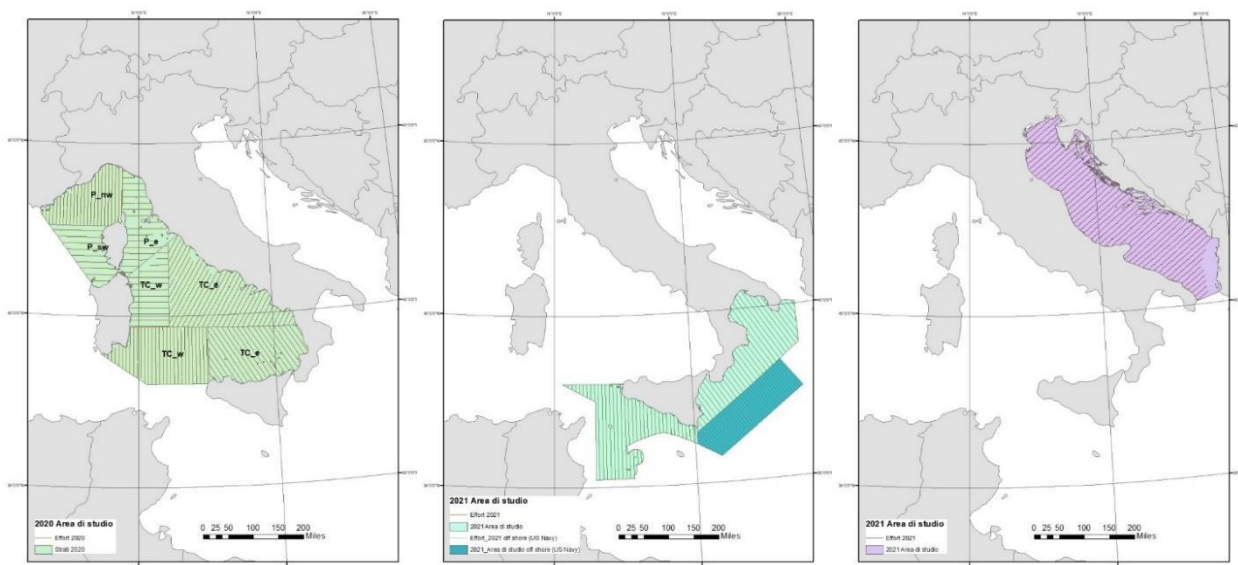


Figura 1. Le aree di studio 2020-2021 con il disegno di campionamento; a sinistra il Tirreno e la suddivisione degli strati, al centro l'area dello Stretto di Sicilia e del Mar Ionio e a destra l'adriatico.

Tabella 2. Il dettaglio (dimensione ed effort) delle aree di studio nelle tre sottoregioni, l'anno e la stagione in cui sono state indagate.

Sottoregione	Area	Anno	Stagione	Dimensioni (km ²)	% Sottoregione	Percorsi Km
Med occidentale MWEIT	Tirreno	2020	autunno	282172	845914 (33%)	22607
Mare Adriatico MADIT	MADIT	2021	estate	133252	139783 (95%)	8274
Med Centrale/Ionio MICIT	Canale di Sicilia + Ionio	2021	estate	113613	773032 (14%)	8407
Totale				529,037 Km²		39,288 km

In aggiunta ai dati dei monitoraggi 2020-2021 sono stati considerati i dati ottenuti nell'estate del 2018 nell'ambito dell'ACCOBAMS Survey Initiative (ASI) e precedenti attività condotte nel 2016 nell'area dello Stretto di Sicilia.

La corrispondenza degli strati e delle sub aree del survey ASI con le aree indagate nel 2020 e 2021 è riportata nelle seguenti Figura 2 e Tabella 3.

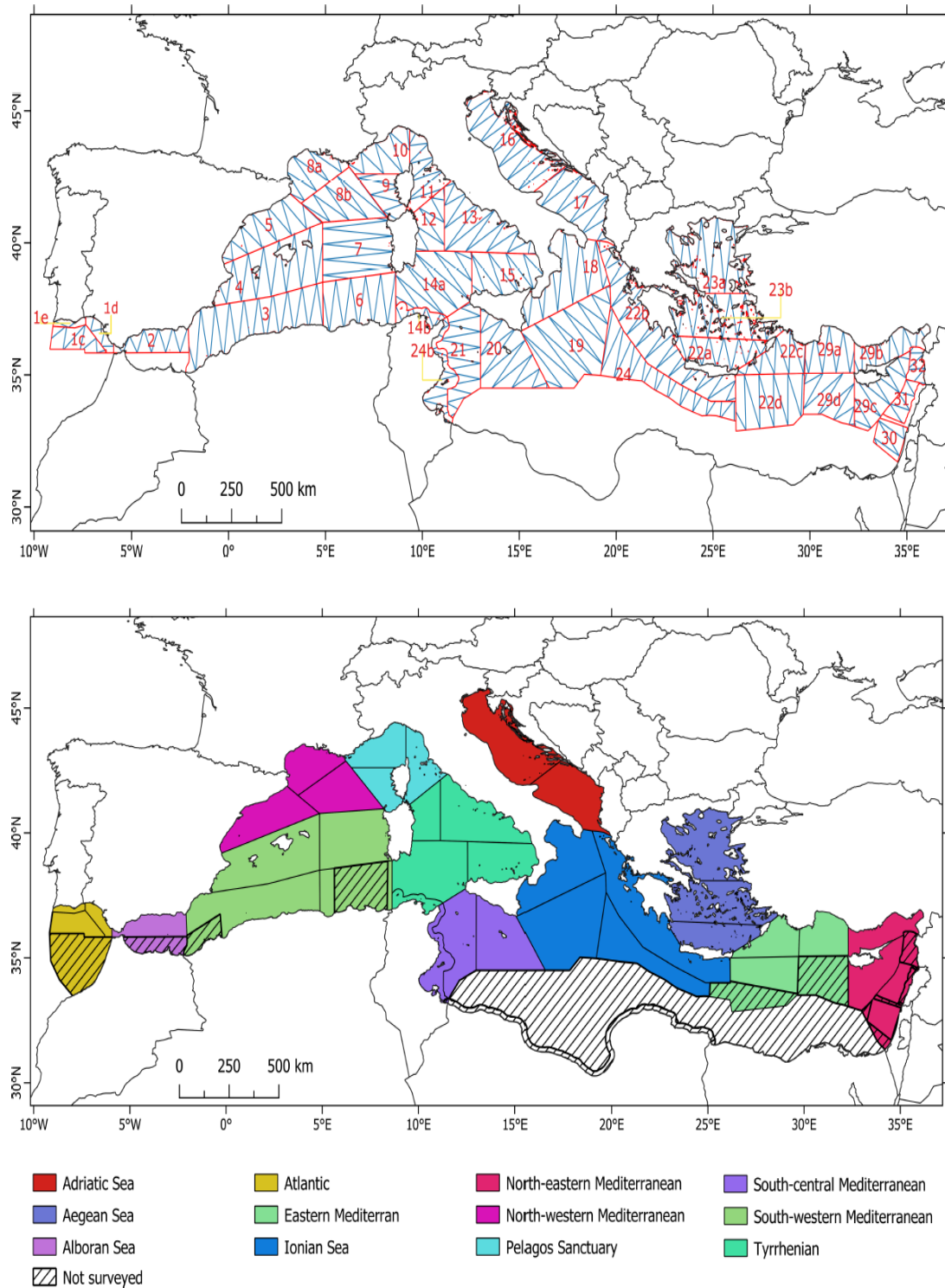


Figura 2. Strati, aree e sub-aree ASI 2018 (Panigada et al., 2024).

Tabella 3. La corrispondenza tra strati e sub-aree ASI 2018 e le aree di studio MSFD 2020–2021.

Sottoregioni MSFD	Aree MSFD	Strati ASI 2018	Subarea ASI 2018
Med occidentale MWEIT	Tirreno	9, 10, 11,12,13, 15 (14°)	
	Pelagos (P Nw, Sw, E)	9,10,11	<i>Pelagos Sanctuary</i>
	Tirreno centrale (TcW,E)	12, 13	<i>Tyrrhenian</i>
	Tirreno meridionale (Tsw, E)	14a, 15	
Mare Adriatico MADIT	MADIT	16, 17	<i>Adriatic Sea</i>
Med Centrale/Ionio MICIT	(Canale di Sicilia) +Ionio	(20, 21) 18	<i>(Ionian north)</i>

2 Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale

In Figura 3a si riporta la distribuzione delle specie; Balenottera comune, Stenella e Tursiope e in 5b la distribuzione di Delfino comune (*Delphinus delphis*), Grampo (*Grampus griseus*), Globicefalo (*Globicephala melas*), Zifio (*Ziphius cavirostris*) e Capodoglio (*Physeter macrocephalus*). In Figura 6 si riporta la distribuzione delle osservazioni di *Caretta caretta*.

In Tabella 4 la suddivisione delle segnalazioni per specie per le aree di studio e i corrispondenti surveys.

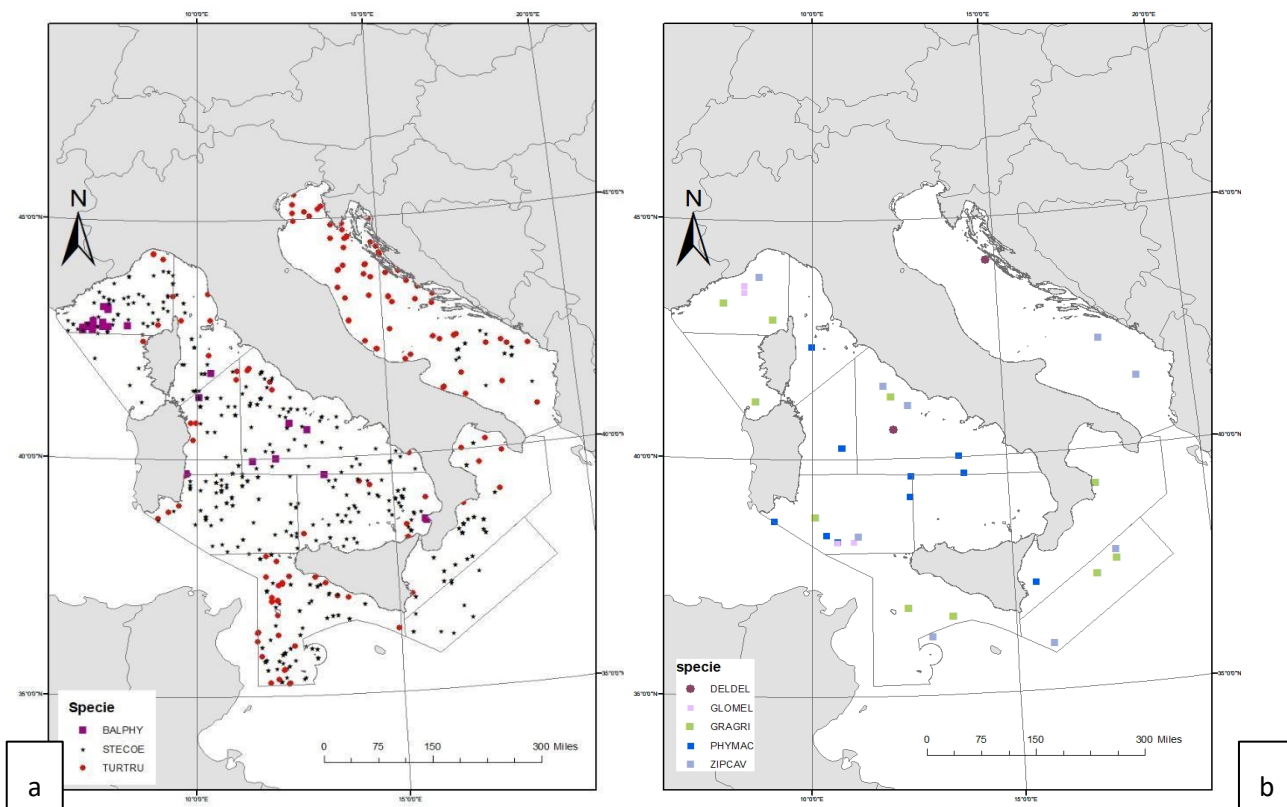


Figura 3. La distribuzione delle segnalazioni di Balenottera comune (quadrato viola), Stenella (asterisco), Tursiope (pallino rosso) nel periodo 2016-2021 (sinistra). A destra (b) la distribuzione delle segnalazioni di Delfino comune, Globicefalo, Grampo Capodoglio, Zifio.

Tabella 4. La suddivisione delle segnalazioni per ciascuna specie per area e survey.

Area (anno)	Specie						
	<i>Bp</i>	<i>Sc</i>	<i>Tt</i>	<i>Gg</i>	<i>Gm</i>	<i>Pm</i>	<i>Zc</i>
Tirreno (2020)	25	305	32	5	5	12	4
Sicilia (2016)	1	59	25				
Ionio/Sicilia (2021)		60	31	5		1	2
Adriatico (2021)		19	71				2

2.1 Criterio D1C1, Tassi di mortalità causati dalla pesca

Una generale indicazione della mortalità dovuta a cause non naturali è stata prodotta per il periodo di riferimento 2016-2021 attraverso la consultazione dei report degli spiaggiamenti nei mari italiani, disponibile presso la banca dati del Centro Interdisciplinare di Bioacustica e Ricerche Ambientali dell'Università di Pavia. In relazione alle tre aree di studio è stata fatta una ricerca attraverso le seguenti parole chiave e relative alle cause di mortalità: cattura accidentale, segni di attrezzi da pesca, presenza di reti/ami (Tabella 5).

Tabella 5. Indicazione degli eventi di mortalità non naturale per le specie per area.

specie	Mediterraneo occidentale			
	<i>Mar Ligure</i>	<i>Tirreno settentrionale</i>	<i>Tirreno centrale</i>	<i>Tirreno meridionale</i>
<i>Balenottera</i>	0	1	3	1
<i>Stenella</i>	78	56	99	86
<i>Tursiope</i>	81	28	58	5
<i>Grampo</i>	0	1	2	4
<i>Globicefalo</i>	1	0	0	4
<i>Zifio</i>	3	0	0	0
<i>Capodoglio</i>	4	3	13	10
Mar Adriatico				
	<i>Adriatico settentrionale</i>	<i>Adriatico centrale</i>	<i>Adriatico meridionale</i>	
<i>Stenella</i>	3	17	10	
<i>Tursiope</i>	107	124	23	
<i>Grampo</i>	0	1	1	
Mar Ionio e Mediterraneo centrale				
	<i>Ionio meridionale</i>	<i>Ionio settentrionale</i>	<i>Stretto di Sicilia</i>	
<i>Stenella</i>	30	61	17	
<i>Tursiope</i>	4	5	8	
<i>Grampo</i>	0	2	1	
<i>Capodoglio</i>	2	1	3	

D1C1 - Non è stato possibile calcolare un valore soglia per la mortalità dovuta alla pesca a causa della mancanza di informazioni adeguate sui livelli di catture accidentali all'interno della MRU e la necessità di procedere con una valutazione concertata con gli altri Paesi anche in relazione all'adeguatezza della scala spaziale della specie in relazione alle sue esigenze ecologiche.

A tal riguardo nell'ambito del progetto ABIOMMED, finanziato dalla Direzione Ambiente della Commissione Europea *Support coherent and coordinated assessment of biodiversity and measures across Mediterranean for the next 6-year cycle of MSFD implementation*) (Lauriano et al., 2023), è stato valutato che il metodo più

idoneo e condiviso tra gli Stati Membri per la stima di un valore di mortalità “sostenibile” è il *Potential Biological Removal* (PBR). Il valore indicato dal PBR può rappresentare non solo il limite delle **catture accidentali in attrezzi da pesca ma qualsiasi rimozione di origine non naturale**.

Ai fini del calcolo del valore del PBR è necessario conoscere la stima della popolazione (**N**), il relativo fattore di crescita (**Rmax**-compreso generalmente tra 0.04 e 0.02) e un valore che attiene allo status di conservazione della specie indicato con il termine di *recovery factor* (**Fr**) e compreso tra 0.1 (specie rara) e 1 (specie in buono stato di conservazione).

La formula è: **Nmin x Rmax x Fr**.

I valori di **Rmax** e **Fr** per le sottopopolazioni delle specie di cetacei del mediterraneo sono stati considerati in relazione allo status di conservazione IUCN (<https://www.iucnredlist.org/>) (Tab. 6).

Tabella 6. Proposta di scelta dei valori per la formula del PBR secondo lo status di conservazione IUCN (Fonte: ABIOMMED / Lauriano et al., 2023).

Table 7 - Summary the potential missing values for Mediterranean cetacean species for the application of a PBR approach									
SPECIES	Current IUCN status	Recovery Factor - Fr				Annual pop grow rate - Rmax		Spatial assessment scale	
		Fr: 0.1	Fr: 0.2	Fr: 0.5	Fr: 1	0.04	0.02	Subregional	Regional
Fin whale	Endangered	x					x		x
Sperm whale	Endangered	x					x		x
Striped dolphin	Least concern				x	x		x	
Common dolphin	Endangered	x					x	x	
Common bottlenose dolphin	Least concern			x		x		x	
Risso's dolphin	Endangered	x					x		x
Cuvier's beaked whale	Vulnerable		x				x		x
Long-finned pilot whale	Endangered	x					x		x

IL valore calcolato con il PBR, quindi, potrebbe rappresentare il valore soglia per il criterio D1C1 non appena saranno disponibili serie di stime di abbondanza per le aree indagate.

2.2 Criterio D1C2, Stime di abbondanza di Cetacei

D1C2 - I dati di distribuzione e abbondanza ottenuti per il reporting 2018 (2010-2015) riguardano solo parzialmente le aree indagate nel 2020/21; ciò non permette la valutazione di un valore soglia del parametro. La valutazione è effettuata qualitativamente in relazione ai dati di bibliografia e alle stime ottenute per le aree confrontabili

In Tabella 7 si riportano le stime di abbondanza delle specie per i surveys 2020/’21 e 2018 ASI associate ai valori dei coefficienti di variazione e dell’intervallo di confidenza. I valori delle stime con CV non superiori al 30 % sono considerati attendibili.

I valori sono ‘stime minime’ poiché sono state ottenute considerando solo gli individui osservati in superficie; Le stime non sono corrette per l’errore di percezione dell’osservatore (*perception bias*) o per l’indisponibilità degli esemplari all’osservazione in quanto sotto la superficie del mare (*availability bias*).

Tabella 7. Stime di abbondanza delle specie di cetacei per sotto regione (CV = Coefficiente di variazione; 95% C.I.= Intervallo di confidenza).

Specie	Sottoregioni					
	MWEIT		MICIT		MADIT	
Balenottera comune (<i>Balaenoptera physalus</i>)	2018 ASI	Pelagos W 254 (95% C.I.119-539)	2018 ASI	specie presente in numeri limitati	specie presente in numeri limitati	
		Pelagos E - 0				
	2020	514 individui (270-997; CV=33%)	2020			
Stenella (<i>Stenella coeruleoalba</i>)			2016	Sicilia = 10153 (CV=38; 95%C.I.4936-20882)		
	2018 ASI	Pelagos W 29154 (95 % C.I. 13443 -63225) Pelagos E-394 (75-2076) Tyrrhenian-181 (41 - 793)	2018 ASI	Area non equivalente (confronto non possibile)	2018 ASI	10.264 individui (95 % C.I. 3.772-27.932; CV=54%)
	2020	70960 individui (95 % C.I. 56475 - 89158; CV=12%)	2021	10050 (95 % C.I. 5535-18867; CV=32,5%)	2021	7499 individui (95 % C.I. 3.359-16.742; CV=42%)
Tursiope (<i>Tursiops truncatus</i>)			2016	Sicilia= 813 (CV31%; 95%C.I. 379-1746)		
	2018 ASI	Pelagos W 988 (95 % C.I. 251 - 3886) Pelagos E-1217 (95 % C.I. 40-3697)	2018	Area non equivalente (confronto non possibile)	2018 ASI	10.350 individui (95 % C.I. 5.896-18.166; CV=29%)

Specie	Sottoregioni					
	MWEIT		MICIT		MADIT	
		Tyrrhenian-4628 (95 % C.I. 2237 - 9576)				
	2020	6195 individui (95 % C.I. 2594-14787; CV=47%) 6195 individui (95 % C.I. 2594-14787; CV=47%)	2021	3418 individui (95 % C.I. 1702-6864; CV=36,5%)	2021	4.972 individui (95 % C.I. 3.185-7.762; CV=23%)
Capodoglio (<i>Physeter macrocephalus</i>)	2018 ASI	Pelagos W 988 (251- Pelagos E-1217 (40-3697)3886 Tyrrhenian-4628 (2237 - 9576)	2018 ASI Area non equivalente (confronto non possibile)		specie presente in numeri limitati	
Zifio (<i>Ziphyus cavirostris</i>)	2018 ASI	Pelagos W - 0 Pelagos E-0 Tyrrhenian-181 (95 % C.I. 47-688; CV=76%)	2018 ASI-258 (95 % C.I. 71-938; CV=73%)		2018 ASI	66 individui (95 % C.I. 13-343; CV=101%)
Grampo (<i>Grampus griseus</i>)	2018 ASI:	Pelagos W 223 (95 % C.I. 51-971; CV=85%) Pelagos E - 0 Tyrrhenian - 0	2018 ASI-1617 (95 % C.I. 549-4756; CV=59%)		2018 ASI	1.467 individui (95 % C.I. 419-5.130; CV=71%)
Globicefalo (<i>Globicephala melas</i>)	2018 ASI:	Pelagos W-226 (95 % C.I. 43-1197; CV=100%) Pelagos E-267 (95 % C.I. 50-1434; CV=100%) Tyrrhenian-0	2018 ASI - 0		specie non presente nella regione	

La stima di abbondanza non è stata calcolata per tutte le specie ciò a causa dell'assenza di una adeguata numerosità del campione. Ciò è dipeso da una serie di fattori, tra cui:

- specie meno abbondanti,
- concentrazione in aree ristrette che parzialmente ricadono nell'area di studio,
- caratteristiche ecologiche che limitano la possibilità di osservazione (es. *deep divers*-tuffatori profondi)

Per alcune di queste specie si considerano i dati ottenuti con l'ASI 2018 per le sotto aree di competenza per l'Italia (da Panigada et al., 2024).

Nella successiva tabella sono riportate le stime di abbondanza per strati delle aree di studio.

Tabella 8. Confronti nei parametri indagati nelle specie per area e survey.

Balenottera comune (<i>Balaenoptera physalus</i>)											
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)			
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza	
ASI estate 2018	MWEIT	P_nw	1.254	2	0.718	42	0.006	206	44	88 - 482	
		P_sw	1.007	2	0.199	70	0.003	57	84	13-251	
		P_e	1.036	0							
		<i>Pelagos W</i>	2261	11	0.486	0.35	0.0045	254	0.39	119-539	
		<i>Pelagos E</i>	0					0		0	
		Tc_w	977	2	0.205	69	0.005	140	95	28 - 710	
		Tc_e	2.046	0							
		Ts_w	2.440	1	0.041	98	0.0002	16	99	3 - 83	
		Ts_e	1.391	0							
		<i>Tirreno</i>	7080	3	0.042	0.57	0.0008	181	0.87	41 - 793	
MSFD autunno 2020		NW_Pela_10-12	4.089	13	0.004	40	0.005	293	44	127 - 674	
		E_Pela_11	1.297	1	0.001	98	0.001	34	100	6 - 174	
		N_Tyrr_14-15	6.013	6	0.001	41	0.001	132	45	57 - 310	
		S_Tyrr_16-17	7.554	2	0.0004	75	0.006	56	77	14 - 213	
		<i>Totale</i>	18.953	22	0.001	28	0.002	514	33	270 - 977	

Specie presente con numeri limitati in **MWEIT e MADIT**

Stenella (*Stenella coeruleoalba*)

Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018	MWEIT	P_nw	1.254	27		31	0.50	17.295	34	8.849-33.801
		P_sw	1.007	6	0.596	45	0.52	11.821	79	2857-48.908
		P_e	1.036	2	0.193	98	0.127	394	98	75-2.076
		<i>Pelagos W</i>	2261	33	1459	0.29	0.51	29.154	0.4	13.443-63.225
		<i>Pelagos E</i>	1036	2	0.19	0.29	0.98	394	0.98	75-2.076
		Tc_w	977	2	0.205	69	0.12	3.337	85	749-14.867
		Tc_e	2046	14	0.680	34	0.18	12.590	46	5.295-29.937
		Ts_w	2440	15	0.610	30	0.25	19.524	32	19.343-36.855
		Ts_e	1391	6	0.430	35	0.16	8.361	51	3.183-21.966
		<i>Tirreno</i>	7080	37	0.52	0.19	0.19	44.367	0.23	28.183-69.844
MSFD autunno 2020	MWEIT	NW_Pela_10-12	4089	61	0.201	16	0.359	20418	18	14497-28.756
		E_Pela_11	1297	20	0.134	47	0.240	7456	48	3.039- 18.285
		N_Tyrr_14-15	6013	83	0.100	17	0.178	16856	18	11.885-3.905
		S_Tyrr_16-17	7554	108	0.147	16	0.263	26230	17	18.725-6.742
		<i>Tirreno</i>						46769		36.214-60.399
		<i>Total</i>	18.953	272	0.143	10	0.251	70960	12	56.475-89.158
Estate 2016	MICIT	Canale di Sicilia 2016	6596	56	0.008	14	0.121	13294	25	8122 -21760
		Area del canale di Sicilia corrispondente al 2021	3295	43	0.013	29	0.183	10153	38	4936 - 20882
		Ionio	2.119	17	0.802	33	0.260	19,693	40	9222 - 42053

Stenella (<i>Stenella coeruleoalba</i>)										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
MSFD estate 2021	MADIT	Sicilia	4412	23	0.240	30	0.184	10050	33	5353 -18867
		Mar Ionio (Golfo Taranto)	3889	27	0.007	18	0.320	18808	33	9915 -35678
		Ionio (offshore-US navy)	4074	9	0.002	38	0.072	2878	45	1221 - 6785
		<i>Totale</i>	12372	59	<i>0.004</i>	15	<i>0.207</i>	31736	24	<i>19992 - 50377</i>
ASI estate 2018		Adriatico N	2075	1	0.048	100		3549	100	673 - 18.711
		Adriatico S	1742	8	0.459	50		6401	63	2.010-20.387
		<i>Totale Adriatico</i>						10.264		<i>3.772 - 27.932</i>
MSFD estate 2021		Adriatico	8033	17	0,002	33	0,060	7.499	42	3.359-16.742
		Croazia			0,002	55	0,068	3.742	65	1.139-12.294
		Italia			0,001	66	0,044	2.655	84	587-12.004
		Montenegro			0,010	60	0,148	945	69	263-3.389
		Alto Adriatico			0		0	0		
		Medio Adriatico			0		0	0		
		Basso Adriatico			0,006	33	0,157	7.581	42	3.407-16.867
		GFCM GSA 17			0,000	70	0,014	1.180	70	340-4.101
		GFCM GSA 18			0,006	36	0,157	6.472	48	2.630-15.297

Tursiope (<i>Tursiops truncatus</i>)										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018	MWEIT	P_nw	1254	1	0.08	101		161	101	30 - 874
		P_sw	1007	2	0.199	69	0.032	752	89	158 - 3576
		P_e	1036	7	0.67	59	0.031	1217	59	400 - 3697
		<i>Pelagos W</i>	2261	3	0.13	0.57	0.018	988	0.78	251-3.886
		<i>Pelagos E</i>	1036	7	0.67	0.59	0.039	1.217	0.59	400-3.697
		Tc_w	977	4	0.40	57	0.03	824	70	230 - 2956
		Tc_e	2046	8	0.39	37	0.04	3070	48	1250 - 7539
		Ts_w	2440	0	0	0	0	0	0	0
		Ts_e	1391	2	0.14	94	0.012	635	94	127 - 3174
		<i>Tirreno</i>	7080	14	0.2	0.3	0.02	4.628	0.33	2.237-9.576
MSFD autunno 2020		NW_Pela_10-12	4089	6	0.001	58	0.048	2717	95	563 - 13097
		E_Pela_11	1297	5	0.004	52	0.026	793	66	242-2596
		N_Tyrr_14-15	6013	9	0.001	37	0.019	1809	45	783 - 4181
		S_Tyrr_16-17	7554	10	0.001	30	0.009	876	41	401 -1910
		<i>Tirreno</i>						2760		1374-5546
		<i>Total</i>	18953	30	0.002	21		6195	47	2595 - 14788
Estate 2016	MICIT	Canale di Sicilia 2016	6596	16	0.002	26	0.0115	1259	42	562 -2819
		Area del canale di Sicilia corrispondente al 2021	3435	10	0.003	33	0.0146	813	31	379 -1746
		Ionio	2,119	4	0.189	71	0.0130	986	73	270 - 3,592
MSFD estate 2021		Sicilia	4412	19	0.004	27	0.035	2081	34	1074 - 4033
		Mar Ionio (Golfo Taranto)	3886	10	0.003	63	0.023	1337	67	402-4444

Tursiopo (<i>Tursiops truncatus</i>)										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (inidui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
		Ionio (offshore-US navy)								
		<i>Totale</i>	8302	29	0.002	28	0.022	3418	37	1702-6864
		Adriatico N	2075	25	1.205	22	0.099	7.808	34	4.079-14.948
ASI estate 2018		Adriatico S	1742	7	0.402	37	0.049	2.781	55	996-7.763
		<i>Totale Adriatico</i>	3817	32	0.188	19	0.076	10.350	29	5.896-18.166
		Adriatico	8033	62	0,008	15	0,040	4.972	23	3.185-7.762
MSFD estate 2021	MADIT	Croazia			0,011	20	0,070	3.861	30	2.171-6.868
		12nmi			0,010	23	0,053	1.636	36	816-3.281
		EEZ			0,011	34	0,096	2.306	48	936-5.683
		Italia			0,006	24	0,021	1.264	34	657-2.430
		12nmi			0,010	28	0,038	985	37	487-1.993
		EEZ			0,002	45	0,019	672	126	44-10.144
		Alto Adriatico			0,010	20	0,053	2.310	30	1.290-4.138
		Medio Adriatico			0,008	31	0,049	1.627	44	697-3.795
		Basso Adriatico			0,005	35	0,025	1.220	47	505-2.950
		GFCM GSA 17			0,009	17	0,473	3.983	25	2.445-6.486
		GFCM GSA 18			0,005	33	0,028	1.152	52	425-3.121

Capodoglio (<i>Physeter macrocephalus</i>)*										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (invidui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018	MWEIT	P_nw								
		P_sw								
		P_e								
		<i>Pelagos W</i>								
		<i>Pelagos E</i>								
		Tc_w								
		Tc_e								
		Ts_w								
		Ts_e								
		<i>Tirreno</i>								
MSFD autunno 2020		NW_Pela_10-12	4089	0	0					
		E_Pela_11	1297	1	0.001	100				
		N_Tyrr_14-15	6013	6	0.002	60				
		S_Tyrr_16-17	7554	3	0.000	58				
		<i>Tirreno</i>								
		<i>Totale</i>	18953	10	0.001	45				
Estate 2016	MICIT	Canale di Sicilia 2016		0						
		Area del canale di Sicilia corrispondente al 2021		0						
		Ionio		0						

Capodoglio (<i>Physeter macrocephalus</i>)*										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (inividui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018		Ionio		0						
MSFD estate 2021	MADIT	Adriatico	Specie presente con numeri limitati							

*Il capodoglio non è stato valutato in ASI mediante mezzo aereo

Zifio (*Ziphyus cavirostris*)

Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018	MWEIT	P_nw						0		
		P_sw						0		
		P_e						0		
		<i>Pelagos W</i>	2261	0				0		
		<i>Pelagos E</i>	1036	0				0		
		Tc_w						0		
		Tc_e						180	77	47 - 692
		Ts_w								
		Ts_e								
		<i>Tirreno</i>	7080	2	0.028	0.71	0.0008	181	0.7671	47-688
MSFD autunno 2020		NW_Pela_10-12	4089	1	0.000	99				
		E_Pela_11	1297	0	0					
		N_Tyrr_14-15	6013	2	0.000	70				
		S_Tyrr_16-17	7554	1	0.000	100				
		<i>Tirreno</i>								
		<i>Total</i>	18953	4	0.000	50				
Estate 2016	MICIT	Canale di Sicilia 2016		0						
		Area del canale di Sicilia corrispondente al 2021		0						
		Ionio								

Zifio (<i>Ziphyus cavirostris</i>)										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018		Ionio	5302	2	0.038	0.71	0.0014	258	0.729 2	71-938
ASI estate 2018	MADIT	Adriatico N	2075	0						
		Adriatico S	1742	1						
		<i>Totale Adriatico</i>	3816	1	0.026	0.99	0.0005	66	101	13-343

Grampo (*Grampus griseus*)

Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
ASI estate 2018	MWEIT	P_nw	1254	1	0.08	1.01	0.0047	161	1.01	30 - 874
		P_sw	1007	2	0.199	0.69	0.0332	752	0.89	158 - 3576
		P_e	1036	7	0.676	0.59	0.391	1217	0.59	400 - 3697
		<i>Pelagos W</i>	2261	2				223	86	51-971
		<i>Pelagos E</i>						0		0
		Tc_w	977	4	0.4	0.57	0.03	824	0.7	230 - 2956
		Tc_e	2046	8	0.4	0.37	0.04	3070	0.48	1250 - 7539
		Ts_w	2440	0						
		Ts_e	1391	2	0.14	0.94	0.0127	635	0.9	127 - 3174
		<i>Tirreno</i>						0		0
MSFD autunno 2020		NW_Pela_10-12								
		E_Pela_11								
		N_Tyrr_14-15								
		S_Tyrr_16-17								
		<i>Tirreno</i>								
		<i>Totale</i>	19209	5						
Estate 2016	MICIT	Canale di Sicilia 2016								

Grampo (<i>Grampus griseus</i>)										
Survey	Sotto-regione	Strato	Sforzo di ricerca (km)	n	Tasso d'incontro (ind/km)		Densità (ind/km ²)	Abbondanza (individui)		
					ER	CV (%)	D	N	CV (%)	95% Intervallo di confidenza
		Area del canale di Sicilia corrispondente al 2021								
		Ionio	2119	2	0.094	70	0.0164	1.242	73	334-4.616
ASI estate 2018		Ionio		0				1.617	59	549-4.756
ASI estate 2018	MADIT	Adriatico N								
		Adriatico S								
		Totale Adriatico						1.467	0.7054	419-5.130
MSFD estate 2021		Adriatico	Specie presente con numeri limitati							

In ambito Convenzione di Barcellona, la Decisione IG.21/3 (2013) stabilisce che il GES è raggiunto quando “la popolazione della specie ha livelli di abbondanza che consentono di qualificarsi nella categoria Least Concern della IUCN”.

Secondo i criteri IUCN una specie è “Least Concern” e quindi “in GES” quando:

- La dimensione della popolazione non è inferiore a 10.000 individui maturi e non mostri (a) fluttuazioni estreme nel numero di individui maturi; OPPURE non mostri un (b) declino continuo stimato di almeno il 10% nelle prossime tre generazioni; OPPURE (c) un declino continuo, osservato, previsto o dedotto, nel numero di individui maturi e la struttura di popolazione non mostri almeno uno dei seguenti caratteri: (i) nessuna sottopopolazione stimata contenga meno di 1000 individui maturi, OPPURE (ii) tutti gli individui maturi non appartengano ad un'unica sottopopolazione.

- La popolazione non sia molto piccola o limitata in distribuzione; in particolare, la dimensione della popolazione stimata non sia inferiore a 1000 individui maturi; OPPURE la popolazione non abbia un'area di occupazione molto ristretta (tipicamente inferiore a 20 km²) o un numero di località (tipicamente cinque o meno) tale da essere soggetta agli effetti delle attività umane o degli eventi stocastici in un periodo di tempo molto breve.”

In tabella 9 si riporta l'elenco delle specie target, il gruppo funzionale di appartenenza e la classificazione secondo IUCN Italia.

Tabella 9 - Elenco delle specie target, della loro allocazione nei Gruppi di specie, dei riferimenti normativi in cui sono nominate e classificazione del comitato italiano dell'IUCN.

Gruppo di specie/Specie	Nome comune	Quadro normativo	Classificazione IUCN Italia
MISTICETI			
<i>Baleonoptera physalus (Bp)</i>	Balenottera comune	Allegato IV 92/43/CEE; Convenzione di Berna, All. 2	Endangered – E
PICCOLI ODONTOCETI			
<i>Tursiops truncatus (Tt)</i>	Tursiope	Allegato II 92/43/CEE; Convenzione di Berna, All. 2	Least Concern - LC
<i>Stenella coeruleoalba (Sc)</i>	Stenella	“	Least Concern - LC
<i>Delphinus delphis (Dd)</i>	Delfino comune		Endangered - E
ODONTOCETI CHE S'IMMERGONO IN ACQUE PROFONDE			
<i>Physeter macrocephalus (Pm)</i>	Capodoglio	“	Endangered - E
<i>Ziphius cavirostris (Zc)</i>	Zifio	“	Near Threatened - NT
<i>Globicephala melas (Gm)</i>	Globicefalo	“	Data Deficient - DD
<i>Grampus griseus (Gg)*</i>	Grampo	“	Data Deficient - DD

* Il Grampo essendo una specie di scarpata continentale nota per immersioni molto profonde (fino a 600m) e teutofaga, è stata inserita nel gruppo funzionale “odontoceti che s’immergono in acque profonde” e non nella categoria “piccoli odontoceti”.

Balenottera comune

Nei mari circostanti la penisola italiana la balenottera comune è presente prevalentemente nel versante occidentale (Cañadas et al., 2023) dove sono registrate variazioni nella distribuzione e nell'abbondanza in relazione alle stagioni.

Le stime di abbondanza ottenute nell'area di studio della sotto regione del Mediterraneo occidentale mediante le campagne di ricerca del 2018 (ASI) e del 2020 sono complessivamente coincidenti. Il Santuario

Pelagos è l'area di maggior interesse per la specie rappresentando una zona di alimentazione nel periodo estivo (Zanardelli et al., 2022).

La sottopopolazione mediterranea è considerata in declino a causa dell'esiguo numero di esemplari e per il permanere degli elementi di minaccia di origine antropica; la riduzione degli esemplari in Mediterraneo ha portato la specie a essere classificata VULNERABLE nel 2012 (Panigada & Notarbartolo di Sciara, 2012) e successivamente, considerando che il numero degli esemplari maturi è inferiore al valore soglia di 2500 esemplari in una singola popolazione, come *ENDANGERED* (Panigada et al., 2021), secondo il criterio C2a(ii); analogamente le considerazioni per l'area circostante la penisola italiana permettono la medesima classificazione anche nella lista rossa dei vertebrati italiani (Rondinini e Battistoni, 2022).

Nella sotto regione del Mar Adriatico la balenottera è regolare in periodi primaverili ed estivi nelle zone più profonde e corrispondenti all'area meridionale (Fortuna et al., 2011); per la sottoregione del Mediterraneo centrale e del Mar Ionio, sono indicate presenze invernali, primaverili nelle zone del Canale di Sicilia e dell'Isola di Lampedusa (Canese et al., 2006; Panigada et al., 2017).

Stenella

La presenza della stenella è stata indagata nelle aree di studio nelle due sotto regioni del Mediterraneo occidentale e del Mediterraneo centrale e Mar Ionio e nell'intera sotto regione del Mar Adriatico.

Per il Mediterraneo occidentale Le stima dell'abbondanza autunnale del 2020 è risultata elevata e non ha mostrato deviazioni significative rispetto all'ASI del 2018. I risultati sono in linea con quelli di Panigada et al., 2017. Alcune fluttuazioni stagionali, ma complessivamente la popolazione sembra in buona salute.

Nell'area di studio del Mediterraneo centrale e Mar Ionio, I dati di elevata abbondanza del 2018 e del 2021 sono simili a quelli ottenuti in un settore più ampio nel 2016.

Stime di abbondanza elevate e assenza di deviazioni significative tra il monitoraggio ASI del 2018 e del 2021 nella sotto regione Mar Adriatico. La popolazione può essere considerata in uno stato di salute buono. Il valore ottenuto nel 2021 è più preciso rispetto a quello del 2018. Analogamente, simili sono le distribuzioni degli esemplari nella porzione meridionale del bacino.

Complessivamente i dati indicano un andamento della popolazione stabile nelle aree che circondano la penisola italiana; la classificazione nella lista rossa dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2022) eguaglia lo status di "minore preoccupazione" (*LEAST CONCERN* - LC) adottata nel 2021 per la sottopopolazione mediterranea (Lauriano, 2022).

Tursiope

Il tursiope è una specie costiera ed è distribuito lungo la piattaforma continentale dei mari circostanti la penisola italiana e le Isole maggiori. La presenza è continua dal Mar Ligure, al Tirreno, al Canale di Sicilia, mentre diviene l'unico cetaceo regolarmente presente (review in Bearzi et al., 2009).

Della specie sono state prodotte solo stime di abbondanza locali e le prime indicazioni riguardanti aree estese risalgono al 2010-2013 per la sotto regione dell'Adriatico (Fortuna et al., 2018) e nel Mar Tirreno e Santuario Pelagos (Lauriano et al., 2014). Complessivamente, è stato ipotizzato un declino del 10% della popolazione nella prima parte delle tre generazioni (60 anni), mentre nell'ultima generazione, il trend di popolazione sembra essersi stabilizzato.

Le informazioni sulle dimensioni delle popolazioni presenti nelle aree di studio delle tre sottoregioni indicano una popolazione abbondante non sottoposta a particolari pressioni antropiche che facciano ipotizzare un declino. Alla luce, quindi delle stime ASI e delle precedenti attività di ricerca (dal 2010 sui settori occidentali e in Adriatico) lo status di conservazione della sottopopolazione mediterranea è classificato *LEAST CONCERN* analogamente allo status nazionale (Rondinini et al., 2022).

2.3 Criterio D1C4 e criterio D1C5, Estensione dell'areale e schema di distribuzione delle specie osservate

D1C4 e D1C5 - Attualmente non esiste un metodo standardizzato per quantificare i valori limite dei due criteri, che sono strettamente correlati. Inoltre, gli habitat, caratterizzati da elementi biotici e abiotici essenziali per il ciclo vitale della specie, sono dinamici e soggetti a cambiamenti influenzati da fluttuazioni dei fattori abiotici.

Per la valutazione qualitativa del criterio, è stato preso in considerazione il parametro di distribuzione utilizzando mappe di distribuzione ottenute dalle attività di monitoraggio MSFD e dalla ricerca condotta prima del 2016 durante il precedente ciclo di reporting, applicando lo strumento di definizione del range della Direttiva Habitat.

La Direttiva 2017/848 fa riferimento alla Direttiva Habitat per la delimitazione del range utilizzando un algoritmo (range tool) (<http://discomap.eea.europa.eu/App/RangeTool/>) che genera un poligono basato sui dati di presenza della specie. Tuttavia, l'applicazione di questo metodo fornisce risultati imprecisi a causa della sua dipendenza dall'estensione delle aree indagate, dallo sforzo di campionamento e dalla selezione arbitraria di una distanza limite oltre la quale le presenze della specie vengono escluse dal poligono (distanza di gap). Viene fornita una mappa del range che indica l'habitat della specie.

Il criterio D1C4 indica *“l'estensione, se pertinente, lo schema di distribuzione delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche geografiche e climatiche”*.

In merito, la Direttiva sulla Strategia marina indica l'equivalenza tra i criteri D1C4 ed "estensione" della Direttiva 92/43/CEE:

"The natural range describes roughly the spatial limits within which the ... species occurs. It is not identical to the precise localities or territory where a .. species or sub-species permanently occurs. Such actual localities or territories might for many ... species be patchy or disjointed (i.e. habitats and species might not occur evenly spread) within their natural range.The natural range includes however, areas that are not permanently used: for example for migratory species "range" means all the areas of land or water that a migratory species inhabits, stays in temporarily, crosses or overflies at any time on its normal migration.

Natural range ... is ... dynamic: it can decrease and expand. "

L'estensione dell'areale è considerata come il limite esterno dell'area in cui la specie è presente ossia come l'insieme delle aree comunemente occupate.

Inoltre, il range di distribuzione di una specie è indicato come Range favorevole di riferimento (*Favourable Reference Range-FRR*) che è lo spazio entro il quale viene inclusa ogni esigenza ecologica della specie ed esso è definito da alcuni fattori tra cui: il range passato (se conosciuto), l'attuale e il potenziale, le condizioni di variabilità genetica e l'estensione dell'area necessaria per la sopravvivenza della specie stessa.

La Direttiva 2017/848 sulla strategia marina propone per la descrizione del range il riferimento alla Direttiva Habitat. Nella costruzione del range sono tenuti quindi in considerazione tutte le posizioni in cui una specie è presente o segnalata e il calcolo è basato sulla mappa dell'attuale distribuzione attraverso un algoritmo. La direttiva habitat mette a disposizione uno strumento di calcolo del range-*range tool* –a cui si può accedere attraverso il link <http://discomap.eea.europa.eu/App/RangeTool/> dopo richiesta di credenziali.

Per il calcolo del range è necessario definire un valore di distanza entro la quale sono uniti tutti i punti noti di distribuzione a formare un poligono escludendone quindi quelli a una distanza superiore al valore scelto. La Direttiva fornisce valori di distanza in funzione di gruppi funzionali ma indica anche che la scelta possa avvenire secondo il giudizio esperto e le conoscenze della specie in esame. A tal riguardo si è fatto ricorso alla letteratura scientifica.

Nelle Figure seguenti (4-7) sono indicati range calcolati nei due periodi 2010-2015 e 2016-2021.

Tursiope

Il tursiope è un odontocete residente prevalentemente in aree costiere e con elevata “site fidelity” (Genov et al., 2022); sebbene si siano registrati movimenti a lungo raggio di singoli individui sia in Mar Mediterraneo (Genov et al., 2022; Bearzi et al., 2011) che in Atlantico (Wells et al., 1999), il valore medio dei movimenti si attesta sugli 80 km (Gnone et al., 2011) anche in considerazione della presenza di unità di popolazione locali ben definite (Natoli et al., 2005; Pleslić et al., 2019).

Alla luce quindi della bibliografia il valore della *gap distance* è di 150 km.

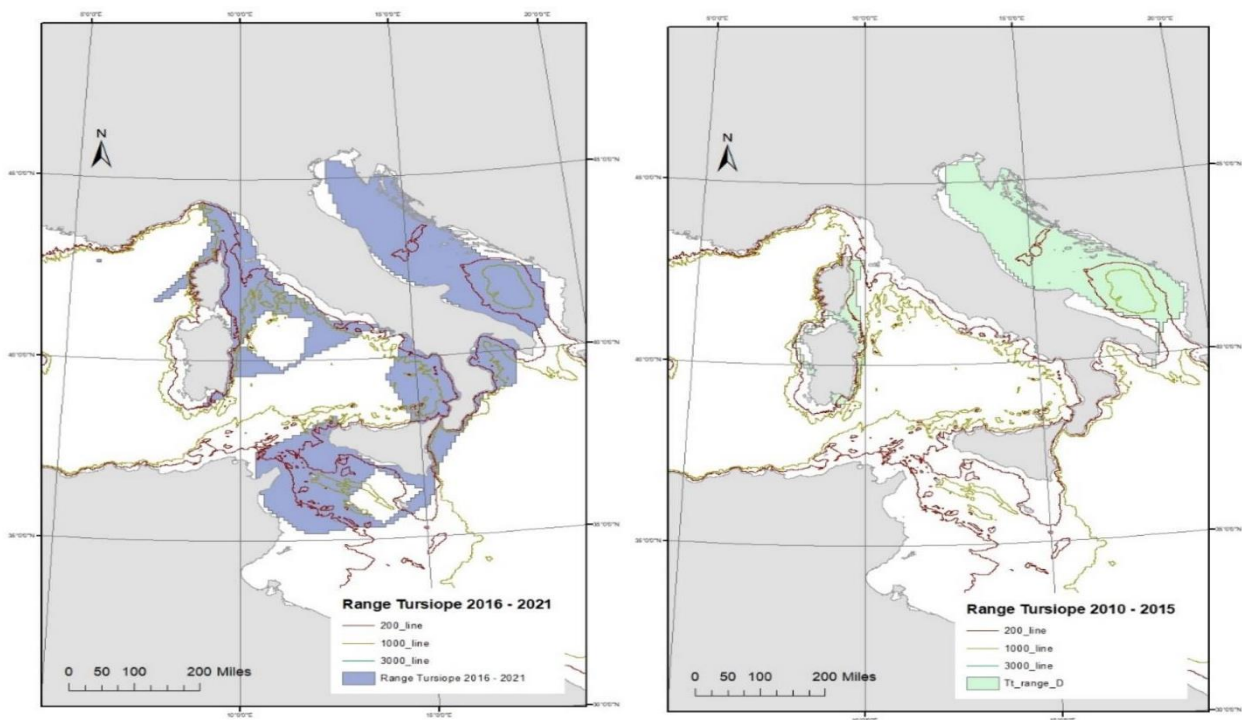


Figura 4. I Range del Tursiope nei periodi di studio 2016-2021 (sin) e 2010-2015.

Stenella

La stenella è specie prevalentemente pelagica presente con densità elevate nel versante occidentale del Bacino del Mediterraneo (Canadas et al., 2023). Non sono disponibili informazioni sugli spostamenti degli esemplari in Mediterraneo, tuttavia, ai fini della scelta della *gap distance* da applicare per la realizzazione del *range tool* si è fatto riferimento alla differenziazione genetica osservata tra gli individui del mediterraneo orientale e occidentale e all'interno i quest'ultimo (Gaspari et al., 2007).

Il valore della *Gap distance* per la *stenella* è di 150 km.

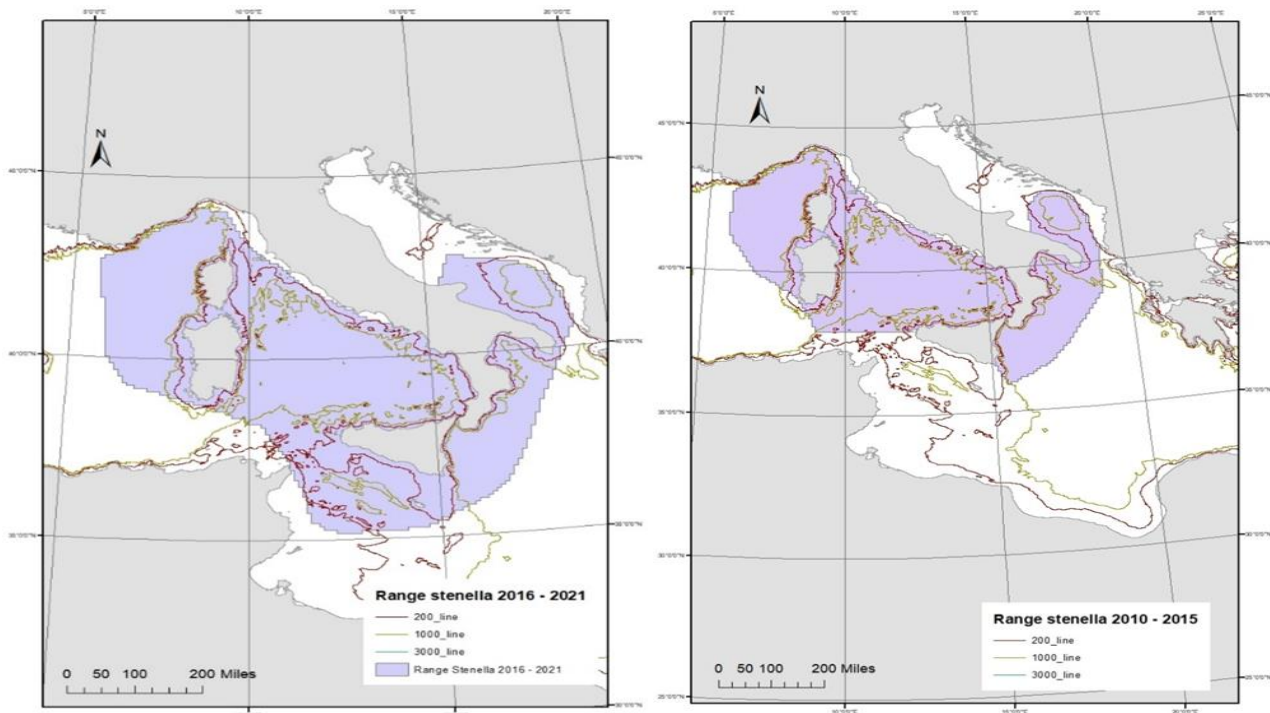


Figura 5. I range della *Stenella* nei periodi di studio 2016-2021 (sin) e 2010-2015.

Balenottera comune

La specie è residente nel Bacino mediterraneo ma nomade e opportunistica ai fini dello sfruttamento di hot-spot di produttività (Notarbartolo di Sciara et al., 2016). Le conoscenze sugli spostamenti sono limitate a pochi individui attraverso studi di telemetria satellitare (Panigada et al., 2017); questi descrivono un movimento sud-nord dallo stretto di Sicilia al Mar Ligure a inizio primavera e da questa al Golfo del Leone e le Isole Baleari; in termini di distanza lineare gli spostamenti possono essere quantificati rispettivamente in circa 900 e 500 km.

La **Gap distance** per la Balenottera è di **500 km**.

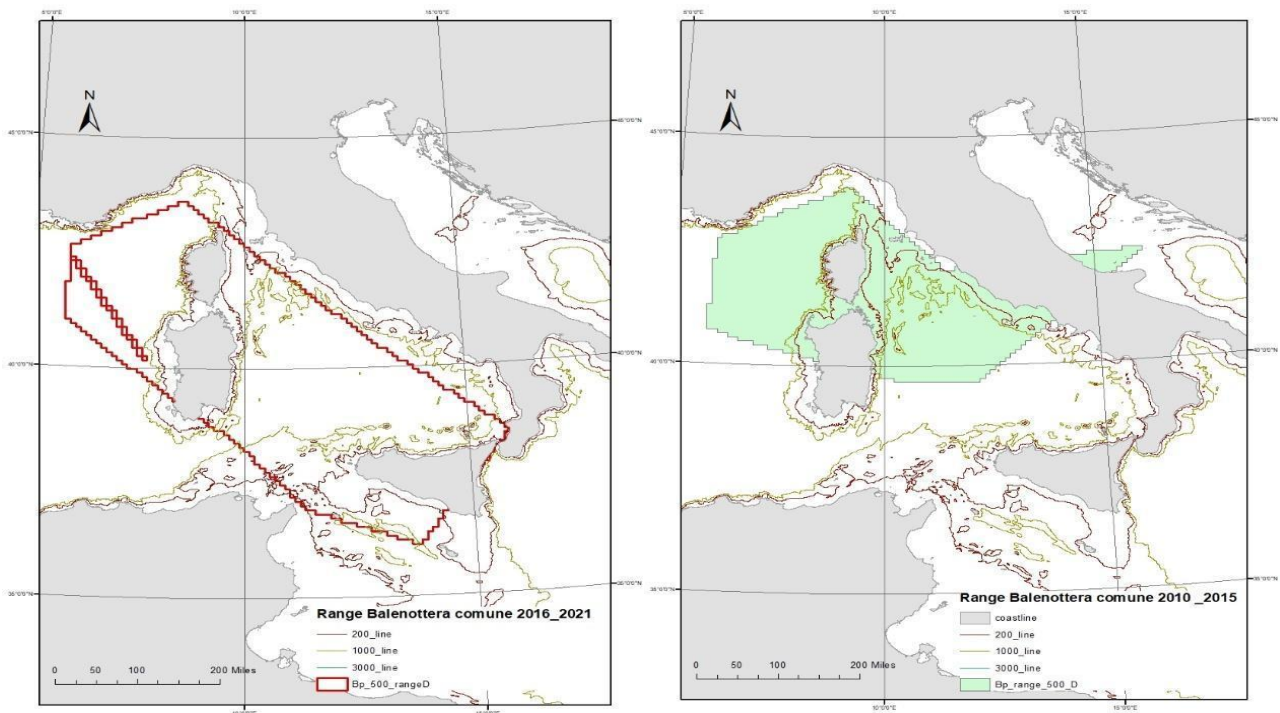


Figura 6. I range della Balenottera comune nei periodi di studio 2016-2021 (sin) e 2010-2015.

Capodoglio

Il capodoglio predilige acque profonde del Mediterraneo occidentale (Cañadas et al., 2023). La letteratura scientifica indica spostamenti misurati in linea d'aria sino a 2100 km (Carpinelli et al., 2014; Frantzis et al., 2011). Movimenti oltre i 500 km in Mediterraneo occidentale sono testimoniati attraverso studi di foto identificazione che indicano anche un certo grado di residenza in aree produttive quali il Golfo del Leone e più in generale il Mediterraneo occidentale (Rendell et al., 2014; Drouot-Dulau et al., 2007).

Il valore della *gap distance* è di 500 km.

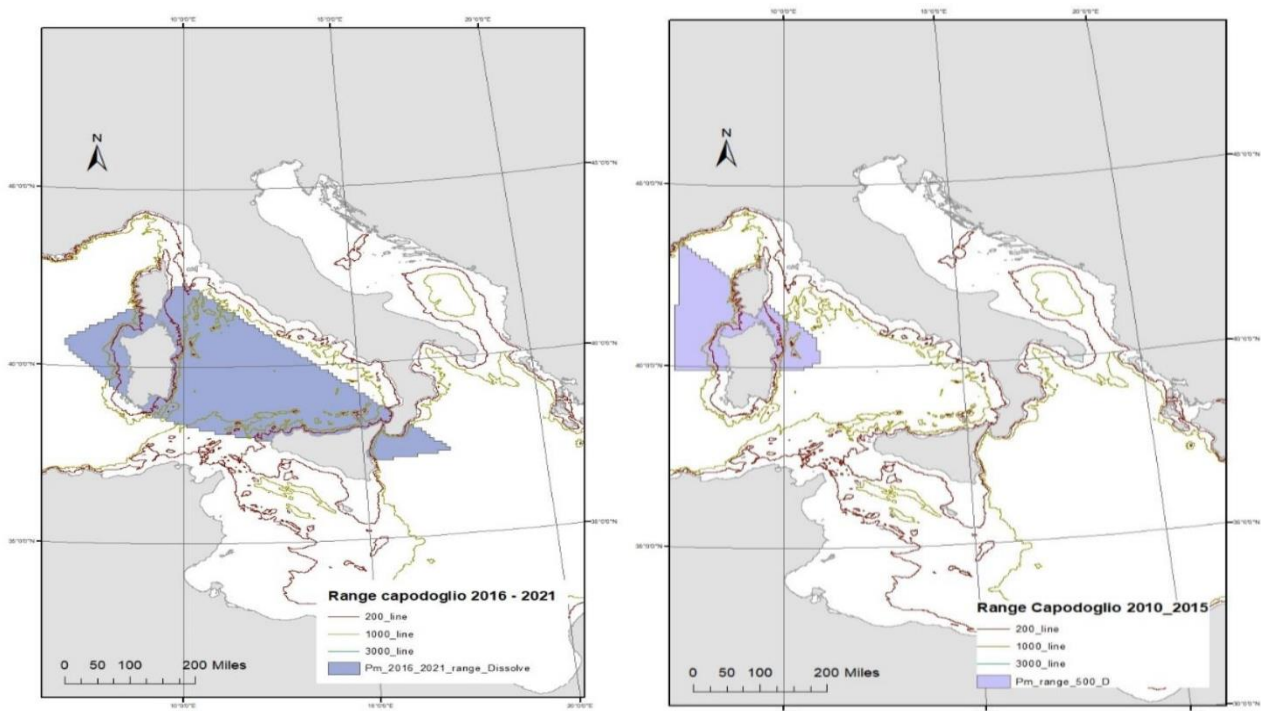


Figura 7. I range del Capodoglio nei periodi di studio 2016-2021 (sin) e 2010-2015.

2.4 Valutazione complessiva per le specie e per i gruppi funzionali

Nelle tabelle seguenti (Tabb. 11a, b, c) si riportano per ciascuna specie i risultati della valutazione dei criteri e la risultante valutazione sia a livello della specie che del gruppo funzionale. Il criterio di integrazione scelto è Two Out All Out - 2OAO.

Tabella 11a. Risultati della valutazione nelle tre sottoregioni a livello di criterio, specie e gruppo di specie “Piccoli odontoceti” (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “sconosciuto” in giallo)

Criterio	Specie			Gruppo di specie
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	<i>Delphinus delphis</i>	<i>Tursiops truncatus</i>	Piccoli odontoceti
Mar Mediterraneo occidentale (MWE)				
D1C1				
D1C2				
D1C4				
D1C5				
Specie				
Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale (MIC)				
D1C1				
D1C2				
D1C4				
D1C5				
Specie				
Mar Adriatico (MAD)				
D1C1				
D1C2				
D1C4				
D1C5				
Specie				

Tabella 11b. Risultati della valutazione nelle tre sottoregioni a livello di criterio, specie e gruppo di specie “Misticeti” (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “sconosciuto” in giallo)

Criterio	Specie	Gruppo di specie
		<i>Balenoptera physalus</i>
Mar Mediterraneo occidentale (MWE)		
D1C1		
D1C2		
D1C4		
D1C5		
Specie		
Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale (MIC) Mar Adriatico (MAD)		
Specie occasionali nella MRU		

Tabella 11c. Risultati della valutazione nelle tre sottoregioni a livello di criterio, specie e gruppo di specie “Tuffatori di profondità” (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “sconosciuto” in giallo)

Criterio	Specie				Gruppo di specie
	<i>Physeter macrocephalus</i>	<i>Ziphius cavirostris</i>	<i>Grampus griseus</i>	<i>Globicephala melas</i>	Tuffatori profondi
Mar Mediterraneo occidentale (MWE)					
D1C1					
D1C2					
D1C4					
D1C5					
Specie					
Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale (MIC)					
D1C1					
D1C2					
D1C4					
D1C5					
Specie					
Mar Adriatico (MAD)					
D1C1	Specie occasionali nella MRU				
D1C2					
D1C4					
D1C5					
Specie					

Si sottolinea che per il precedente ciclo di reporting 2010 – 2015 i dati forniti non erano direttamente attinenti alla MSFD e hanno riguardato solo parzialmente le aree invece indagate nel 2020 – 2021; ciò permette di avere delle serie storiche solo su queste porzioni ma queste, per dimensioni limitate, non possono essere prese a riferimento per determinare valori soglia delle specie né per valutare l'esistenza di trend nell'abbondanza tra i due periodi 2010-2015 e 2016 – 2021. L'unica indagine a livello mediterraneo è stata effettuata nel 2018 con il Basin Wide Survey dell'Accordo ACCOBAMS (ASI); a tali dati si è fatto riferimento per la conoscenza dei suddetti parametri a livello di sottoregione.

Inoltre, non sono ancora definiti accordi di collaborazione tra i Paesi contigui e quindi manca l'approccio condiviso come richiesto dalla Direttiva, che permetterebbe di valutare effettivamente le specie di cetacei secondo schemi di distribuzione in linea con le loro esigenze ecologiche.

Il GES potrà essere definito a seguito dei monitoraggi previsti nel periodo 2024-2030 e attraverso un approccio sinergico tra i Paesi dell'Unione.

In ambito Convenzione di Barcellona, la Decisione IG.21/3 (2013) stabilisce che il GES è raggiunto quando *“la popolazione della specie ha livelli di abbondanza che consentono di qualificarsi nella categoria Least Concern della IUCN”*. Un taxon è considerato a rischio minimo (*“Least Concern”*) quando è stato valutato rispetto ai criteri e non si qualifica come in *“pericolo critico”*, *“in pericolo”*, *“vulnerabile”* o *“quasi minacciato”*. In questa categoria sono inclusi taxa diffusi e abbondanti. Tuttavia, le parti della Convenzione di Barcellona non hanno ancora deciso rispetto ai criteri per qualificare dal punto di vista numerico l'accesso a questa categoria. In generale si può dire che rispetto all'IUCN Red List dei cetacei in Mediterraneo (Rondinini & Battistoni, 2022), sia il tursiopo sia la stenella ricadono nella categoria *“Least Concern”*.

Se si considerano i criteri utilizzati dalla IUCN una specie è *“Least Concern”* e quindi *“in GES”* quando:

La dimensione della popolazione non è inferiore a 10.000 individui maturi e non mostri (a) fluttuazioni estreme nel numero di individui maturi; OPPURE non mostri un (b) declino continuo stimato di almeno il 10% nelle prossime tre generazioni; OPPURE (c) un declino continuo, osservato, previsto o dedotto, nel numero di individui maturi e la struttura di popolazione non mostri almeno uno dei seguenti caratteri: (i) nessuna sottopopolazione stimata contenga meno di 1000 individui maturi, OPPURE (ii) tutti gli individui maturi non appartengano ad un'unica sottopopolazione.

La popolazione non sia molto piccola o limitata in distribuzione; in particolare, la dimensione della popolazione stimata non sia inferiore a 1000 individui maturi; OPPURE la popolazione non abbia un'area di occupazione molto ristretta (tipicamente inferiore a 20 km²) o un numero di località (tipicamente cinque o meno) tale da essere soggetta agli effetti delle attività umane o degli eventi stocastici in un periodo di tempo molto breve.

3 Sintesi

Complessivamente, per gli scopi del reporting Strategia marina 2024 e relativi al periodo 2016-2021 sono stati utilizzati i dati del monitoraggio ISPRA avviato nel 2020. A integrazione di dei suddetti dati, sono considerati i dati provenienti dalle attività di ricerca ufficiali condotti per gli Accordi Pelagos e ACCOBAMS (2016) e svolti a livello nazionale oltre i risultati del *Basin wide survey* dell'ACCOBAMS (2018).

Il monitoraggio ISPRA è stato condotto anche nell'estate 2022 nella sottoregione del Mar Adriatico con una replica del survey effettuato l'anno precedente, mentre nel 2023 è stato replicato il survey nell'intera area del Mar Tirreno (sotto regione Mediterraneo occidentale) con due sessioni di ricerca estivo e invernale. Inoltre, in tutta l'area costiera tirrenica, comprese le coste orientali sarde e settentrionali siciliane, è stato realizzato uno specifico monitoraggio mirato al tursiope. I dati di questi monitoraggi sono in corso di elaborazione e non sono considerati nella presente relazione; la loro trattazione assieme ai dati 2016-2021 permetterà l'analisi di eventuali tendenze di abbondanza delle specie.

In generale, i surveys condotti da mezzo aereo, hanno notevolmente incrementato le conoscenze delle popolazioni delle specie di cetacei e di tartaruga, in particolare per quanto attiene alla distribuzione e al numero degli esemplari; i futuri monitoraggi previsti per il prossimo ciclo saranno replicati nelle medesime aree con la stessa metodologia, costituendo quindi una serie su cui fare le valutazioni.

Il *line transect distance sampling* aereo si conferma un metodo fondamentale per approfondire le conoscenze sulle popolazioni di cetacei e tartarughe marine, fornendo dati preziosi sulla loro distribuzione e abbondanza.

La standardizzazione dei protocolli di campionamento aereo permette di ottenere dati comparabili nel tempo e nello spazio, migliorando significativamente la comprensione della distribuzione e dell'abbondanza delle specie marine target. La ripetizione dei surveys nelle stesse aree e con gli stessi metodi nei prossimi anni garantirà la continuità delle serie temporali, consentendo di individuare eventuali variazioni nelle popolazioni e di correlarle a fattori ambientali o antropici

4 Bibliografia

- Bearzi G., Bonizzoni S., Gonzalvo J. (2011). Mid-distance movements of common bottlenose dolphins in the coastal waters of Greece. *Journal of Ethology*, 29(2): 369-374.
- Buckland S.T., Rexstad E.A., Marques T.A., Oedekoven C.S. (2015). Distance sampling: methods and applications (Vol. 431). New York: Springer.
- Cañadas A., Pierantonio N., Araújo H., David L., Di Meglio N. et al. (2023). Distribution patterns of marine megafauna density in the Mediterranean Sea assessed through the ACCOBAMS Survey Initiative (ASI). *Frontiers in Marine Science*, 10:1270917. doi: 10.3389/fmars.2023.1270917.
- Canese S., Cardinali A., Fortuna C.M., Giusti M., Lauriano G. et al. (2006). The first identified winter feeding ground of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(4): 903-907.
- Carpinelli E., Gauffier P., Verborgh P., Airoidi S., David L. et al. (2014). Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the western Mediterranean Sea through photo-identification. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(S1): 23-30.
- Casale P. (2015). *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T83644804A83646294. Accessed on 15 March 2024.
- Di Matteo A., Cañadas A., Roberts J., Sparks L., Panigada S. et al. (2022). Basin-wide estimates of loggerhead turtle abundance in the Mediterranean Sea derived from line transect surveys. *Frontiers in Marine Science*, 9: 930412.
- Drouot-Dulau V., Gannier A. (2007). Movements of sperm whale in the western Mediterranean Sea: preliminary photo-identification results. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1): 195-200.
- Fortuna C.M., Cañadas A., Holcer D., Brecciaroli B., Donovan G.P. et al. (2018). The coherence of the European Union marine Natura 2000 network for wide-ranging charismatic species: A Mediterranean case study. *Frontiers in Marine Science*, 5: 356. doi: 10.3389/fmars.2018.00356.
- Frantzis A., Airoidi S., Notarbartolo di Sciara G., Johnson C., Mazzariol S. (2011). Inter-basin movements of Mediterranean sperm whales provide insight into their population structure and conservation. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 58(4): 454-459.
- Gaspari S., Azzellino A., Airoidi S., Hoelzel A.R. (2007). Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology*, 16(14): 2922-2933.
- Genov T., Železnik J., Bruno C., Ascheri D., Fontanesi E. et al. (2022). The longest recorded movement of an inshore common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Mammalian Biology*, 102: 1469-1481. doi:10.1007/s42991-022-00316-5.
- Gnone G., Bellingeri M., Dhermain F., Dupraz F., Nuti S., et al. (2011). Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(4): 372-388.
- Lauriano G. (2022). *Stenella coeruleoalba* (Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2022). The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T16674437A210833690. Accessed on 20 February 2024.

- Lauriano G., Pierantonio N., Donovan G., Panigada S. (2014). Abundance and distribution of *Tursiops truncatus* in the Western Mediterranean Sea: an assessment towards the Marine Strategy Framework Directive requirements. *Marine environmental research*, 100: 86-93.
- Natoli A., Birkun A., Aguilar A., Lopez A., Hoelzel A.R. (2005) Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings Royal Society B: Biological Science*, 272: 1217–1226. doi:10.1098/rspb.2005.3076.
- Notarbartolo di Sciara G.N., Castellote M., Druon J.N., Panigada S. (2016). Fin whales, *Balaenoptera physalus*: at home in a changing Mediterranean Sea? *Advances in marine biology*, 75: 75-101.
- Pierantonio N., Panigada S., Lauriano G. (2023). Quantifying abundance and mapping distribution of loggerhead turtles in the Mediterranean Sea using aerial surveys: implications for conservation. *Diversity*, 15(12): 1159.
- Panigada S., Donovan G.P., Druon J.N., Lauriano G., Pierantonio N. et al. (2017). Satellite tagging of Mediterranean fin whales: working towards the identification of critical habitats and the focussing of mitigation measures. *Scientific reports*, 7(1): 3365.
- Panigada S., Gauffier P., Notarbartolo di Sciara G. (2021). *Balaenoptera physalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16208224A50387979. Accessed on 15 March 2024.
- Panigada S., Notarbartolo di Sciara G. (2012). *Balaenoptera physalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T16208224A17549588. Accessed on 15 March 2024.
- Pleslić G., Rako-Gospic N., Miočić-Stošić J., BlazinićVučur T., Radulović M. et al. (2019). Social structure and spatial distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the Croatian Adriatic coast. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem*, 29: 2116–2132. Doi: 10.1002/aqc.3213.
- Rendell L., Simião S., Brotons J.M., Airoidi S., Fasano D. et al. (2014). Abundance and movements of sperm whales in the western Mediterranean basin. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(S1): 31-40.
- Rondinini C., Battistoni A., Teofili C. (2022). Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Sicurezza Energetica: Roma, Italy.
- Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strindberg S. et al. (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x.
- Wells R.S., Rhinehart H.L., Cunningham P., Whaley J., Baran M. et al. (1999). Long distance offshore movements of bottlenose dolphins. *Marine Mammals Science*, 15: 1098–1114. doi:10.1111/j.1748-7692.1999.tb00879.x.
- Zanardelli M., Airoidi S., Bérubé M., Borsani J.F., Di-Meglio N. et al. (2022). Long-term photo-identification study of fin whales in the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean) as a baseline for targeted conservation and mitigation measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 32(9): 1457-1470.

1 Introduzione

La valutazione del GES sviluppata dall'Italia per la componente tartarughe è incentrata sulla tartaruga comune, *Caretta caretta*, specie ampiamente distribuita nei mari italiani dove frequenta importanti aree di aggregazione e di migrazione che costituiscono siti critici per le diverse fasi del ciclo vitale di esemplari di *C.caretta* provenienti dai diversi stocks nidificanti del Mediterraneo. In linea con le indicazioni contenute nel *MSFD CIS Guidance Document n.19* (EC GD 19, 2022), i criteri richiesti per l'implementazione della MSFD sono applicati tenendo conto di due aspetti ecologici: la caratterizzazione della popolazione complessiva che frequenta i mari italiani e la popolazione di femmine nidificanti che si riproduce lungo le spiagge. La valutazione si basa sul potenziale sviluppo di tutti i criteri (con particolare riguardo ai criteri primari in quanto specie inclusa nella Direttiva Habitat) alcuni dei quali sono applicati tenendo conto di entrambi aspetti ecologici (ad es. D1C2 riguardante i trend di abbondanza in mare a scala sotto regionale e dall'altra parte nel numero annuale di nidi in aree indice della sotto regione MWEIT e MICIT, oppure D1C4 riguardante i trend di estensione geografica nella distribuzione in mare e delle superfici caratterizzate da eventi di nidificazione).

Il GES è valutato per ogni sotto regione (in linea con le indicazioni della Decisione 2017) come indicato in Tabella 1 ed i parametri considerati per la valutazione proposta del GES sono indicati in Tabella 2.

Tabella 1. Criteri utilizzati considerati per componente ecologica di *Caretta caretta*.

Componente ecologica	Criteri				
	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Componente in mare	✓	✓		✓	✓
Componente nidificante		✓	✓	✓	

Tabella 2. Parametri relativi ai criteri utilizzati nella valutazione dei diversi aspetti ecologici di *Caretta caretta*.

Criterio	Parametro	Valore soglia	Trend direzionale	Riferimento bibliografico
D1C1	Numero di esemplari morti conseguentemente alla cattura accidentale	PBR (<i>Potential Biological Removal</i>)		
D1C2	Stima del numero di animali per sotto regione	Non applicabile	Trend stabile o in aumento nel numero di individui osservati nel ciclo di 6 anni e in relazione ai cicli precedenti	UNEP/MED WG.514/Inf. 12 2021, EC GD 19 2022
D1C2	Numero annuale di nidi nel periodo del ciclo di riferimento (in aree indice)	Non applicabile	Trend stabile o in aumento nel numero di nidi (media annuale e minimo/massimo) in relazione ai cicli precedenti	UNEP/MED WG.514/Inf. 12 2021, EC GD 19 2022
D1C3	Percentuale annuale di emersione (HES) dei nidiacei nel ciclo di riferimento (in aree indice)	% HES annuale > 55%		UNEP/MED WG.514/Inf. 12 2021
D1C4	Mappe di distribuzione semi-quantitative ottenute attraverso l'uso del HD Range Tool e il parere esperto.	Non applicabile	Valutazione semiquantitativa sulle macro-variazioni di distribuzione	UNEP/MED WG.514/Inf. 12 2021, EC GD 19 2022

Critério	Parametro	Valore soglia	Trend direzionale	Riferimento bibliografico
D1C4	Estensione delle celle costiere (10km ²) occupate da eventi di nidificazione nel periodo del ciclo di riferimento	Non applicabile	Trend stabile o in aumento nella percentuale di celle costiere occupate da nidi in relazione ai cicli precedenti	UNEP/MED WG.514/Inf. 12 2021, EC GD 19 2022
D1C5	Condizioni dell'idoneità dell'habitat marino	Non applicabile	Valutazione del rapporto tra trend osservati di abbondanza di popolazione, estensione della distribuzione e delle pressioni negli habitat critici	

1.1 Tartarughe marine – Stato della popolazione in mare

I dati raccolti per la valutazione della distribuzione e densità di tartarughe marine a mare si riferiscono a quanto descritto nel primo programma di monitoraggio ex art. 11 del D.Lgs 190/2010 proposto dall'Italia e si basano sullo stesso approccio metodologico e sforzo di ricerca condotto per la valutazione dei mammiferi marini già descritto nella precedente sezione della presente relazione. I dati considerati per la valutazione della caratterizzazione dello stato della popolazione di *C. caretta* in mare riguardanti i criteri D1C2, e D1C4 si basano su campagne di ricerca mediante il campionamento delle distanze, svolti su transeetti lineari con disegno con equi-probabilità da mezzo aereo, nelle tre sotto regioni Mediterraneo occidentale (MWEIT), Mediterraneo centrale e Mar Ionio (MICIT) e Mare Adriatico (MADIT). I dati raccolti mediante i censimenti aerei contribuiscono, inoltre, allo sviluppo della valutazione dei criteri D1C1 e D1C5 in quanto forniscono, rispettivamente, il valore di *Potential Biological Removal* (PBR) proposto quale valore soglia per la valutazione del D1C1 e la definizione spaziale dell'habitat critico di alimentazione neritica necessaria alla valutazione del D1C5 nell'Adriatico settentrionale. Il modello di PBR proposto è il PBR USA, e rappresenta un approccio al momento del tutto indicativo, in attesa di una più estesa concertazione tra gli Stati Membri e le future auspicabili iniziative da condurre a scala mediterraneo. In particolare, il *Recovery Factor* è stato fissato a 1 (Least Concern) e $R_{max}=0.064$ (Marcovaldi & Chaloupka 2007).

Il monitoraggio tramite *survey* aereo dell'area MWEIT è stato realizzato nell'autunno 2020, mentre le attività nelle altre due sotto regioni sono state condotte nell'estate del 2021, inoltre nell'estate 2018 attraverso la collaborazione con ASI (*Accobams Survey Initiative*), è stato possibile coprire tutte e tre le sotto regioni. Infine, per la valutazione di eventuali *trend* dei criteri D1C2 e D1C4 sono stati utilizzati ad integrazione anche i dati di precedenti campagne (vedere tabella 3) condotte con il medesimo metodo di studio e in aree dimensionalmente comparabili. La distribuzione delle aree geografiche di cui ai citati dataset è indicata nella Figura 1.

Tabella 3. Dataset di campagne aeree condotte precedentemente al 2018 considerati ai fini della definizione dei *trend* di abbondanza e distribuzione di *C. caretta*.

Sotto regione	Area	Anno - Stagione
MWEIT	Santuario Pelagos	2010 - estate
	Tirreno settentrionale	2010- estate
	Tirreno centrale	2010 & 2013 - estate
	Tirreno meridionale	2010-11 - inverno; 2014 - inverno
MICIT	Mar Ionio	2010 - primavera
	Canale di Sicilia	2016 - primavera
MADIT	Adriatico	2010 - estate
		2013 - estate

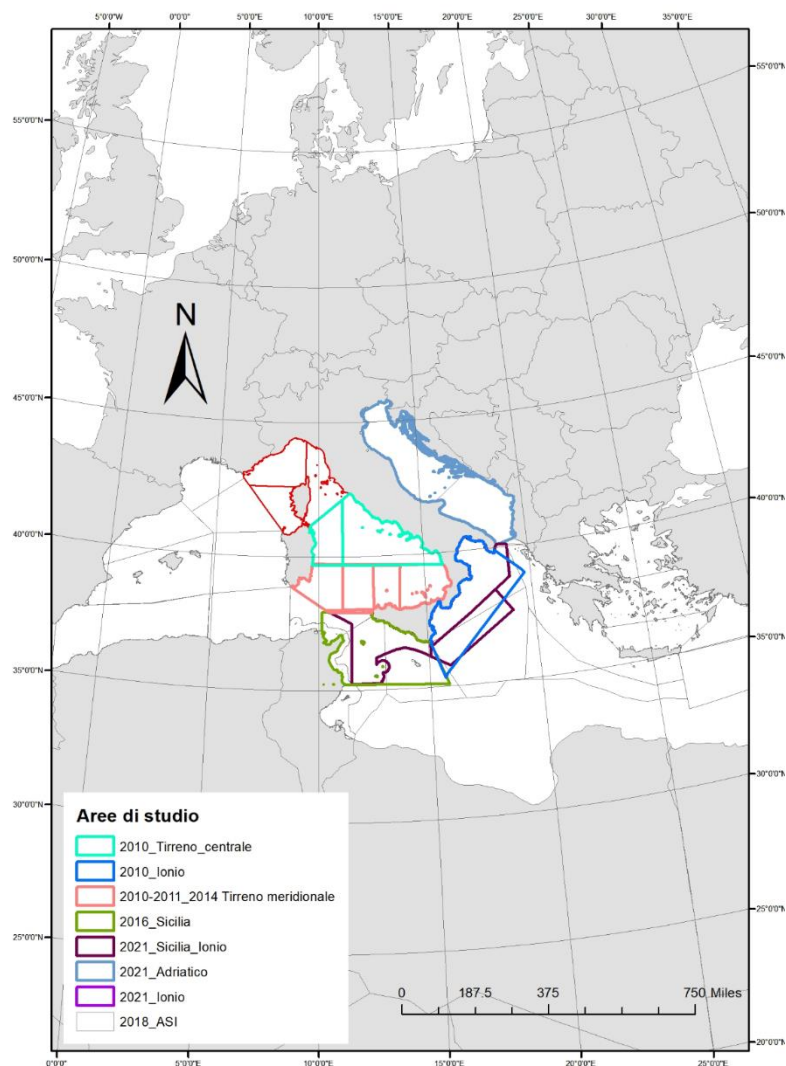


Figura 1. Distribuzione delle aree indagate con i censimenti aerei in riferimento alle campagne di monitoraggio precedenti al 2021.

1.2 Tartarughe nidificanti – caratterizzazione della popolazione nidificante di *Caretta caretta*

Il programma di monitoraggio ex art. 11 del D.Lgs 190/2010 per il triennio 2021-2023 ha introdotto un nuovo modulo incentrato sulla caratterizzazione della popolazione nidificante di *Caretta caretta* nelle tre sotto regioni italiane (MWEIT-D01-03/MADIT-D01-03/MICIT-D01-03) e riportate nel presente reporting con i seguenti codici identificativi dei Marine Reporting Unit (MRU): MWE-IT-MS-WMS, MIC-IT-MS-ISCMS, MAD-IT-MS-AS. L'aggiunta del modulo sulla componente nidificante è stata comunicata alla Commissione nel 2020 nell'ambito della procedura di aggiornamento del programma di monitoraggio di cui all'art.11 e le prime attività sono state condotte nel periodo 2021-2023. Per questo motivo la presente valutazione, condotta nel 2024, prevista dall'art.8, sui criteri pertinenti alla nidificazione di *Caretta caretta* è condotta nel corso del suo primo ciclo di monitoraggio e pertanto costituisce una 'valutazione iniziale' che applica i criteri definiti del programma di monitoraggio stesso.

La caratterizzazione della popolazione nidificante è stata condotta grazie alla valorizzazione dei dati contenuti nelle relazioni annuali ricevute dal MASE nell'ambito delle attività di monitoraggio sui nidi di *Caretta caretta* di cui alle autorizzazioni in deroga ai divieti previsti per questa specie al D.P.R. 357/97 espresse dal Ministero. I riferimenti bibliografici delle relazioni annuali dalle quali sono stati ottenuti i dati necessari funzionali alla valutazione MSFD sono elencati nell'allegato I alla presente relazione. A questo proposito si fa presente che i dati elaborati di cui sopra sono disponibili solo a partire dal 2021 e saranno considerati per la presente valutazione per il periodo 2018-2021, in allineamento con la finestra temporale indicata dalle linee guida MSFD CIS per il reporting art.8 nel Mar Mediterraneo (EC GD 19, 2022).

I dati provenienti dalle relazioni annuali dei soggetti autorizzati sono stati organizzati in una banca dati tabellare specificatamente creata da ISPRA al fine di permettere l'analisi ed elaborazione delle seguenti informazioni: valutazione dell'andamento nel numero annuale di nidi effettivamente deposti, l'andamento della distribuzione spaziale degli eventi di nidificazione, la percentuale di schiusa ed emersione dei neonati per anno. È importante evidenziare che nel programma di monitoraggio definito nel 2021 si era proposto di elaborare tali informazioni al fine di descrivere rispettivamente i seguenti criteri: D1C3 (numero di femmine nidificanti interpolate per il tramite del numero di nidi), D1C4 (distribuzione dei settori costieri caratterizzati da nidificazione), D1C5 (condizione dell'habitat costiero per la nidificazione interpolato tramite l'analisi del successo di schiusa /emersione osservato). Tuttavia, a seguito dello sviluppo degli indicatori regionali IMAP (UNEP/MED WG.514/Inf.12 2021), e della loro trasversalità rispetto a quanto specificato per i criteri MSFD nel *MSFD CIS Guidance Document 19* (EC,2022) i dati inerenti alla nidificazione di *C. caretta* lungo le coste italiane sono stati organizzati ed elaborati in linea con le indicazioni fornite da entrambi questi ultimi documenti. La tabella 4 riassume gli aspetti relativi a quanto proposto inizialmente nel piano di monitoraggio italiano e quanto indicato secondo le linee guida MSFD CIS nonché per i corrispettivi criteri definiti a livello regionale nell'ambito del programma IMAP.

Tabella 4. Schema descrittivo dei parametri per la valutazione del GES di *Caretta caretta* previsti nel programma di monitoraggio italiano 2021-2023, nelle linee guida MSFD CIS (EC GD 19, 2022) e nei documenti di riferimento IMAP (UNEP/MED WG.514/Inf.12 2021)

Criteri proposti nel programma monitoraggio italiano 2021-2023: <i>C. caretta</i>		Indicazioni su GES e applicazione dei criteri (MSFD CIS Guidance doc.19, EC,2022)		Indicazioni su GES e applicazione indicatori IMAP (UNEP/MED WG.514/Inf.12 2021)
Criteri MSFD	Descrizione dei parametri proposti	Parametri indicati per i criteri	Indicatore corrispondente IMAP & DH	Descrizione dei parametri indicati per la valutazione GES per sotto regione
D1C2 (P) Abbondanza di popolazione	Stima del numero di animali presenti in ogni sotto regione	D1C2 Stima del numero di animali presenti in ogni sotto regione. GES basato su <i>trend</i>	CI4 <i>Population size;</i> <i>Population abundance</i>	Valutazione del numero di individui entro ciclo di 6 anni (se sono disponibili più monitoraggi) e in relazione ai cicli precedenti. GES favorevole: trend stabile/in aumento o specie valutata come 'Least Concern'.
		D1C2 Stima di abbondanza nei siti nidificazione (i.e. n.femmine/ n. tracce/ n. di nidi) GES basato su <i>trend</i>		Valutazione del trend su cicli di 6 anni a confronto della popolazione nidificante ottenuta mediante monitoraggio annuale sforzo-correlato (ad s. n. di femmine / n.nidi / n. tracce) in 4 aree indice o aree contenenti il 50% dei nidi. GES favorevole: <i>trend</i> stabile/in aumento.
D1C3 (S) Caratteristiche demografiche	Dimensione della popolazione nidificante interpolata tramite il numero totale di nidi in aree sottoposte a pattugliamento sforzo correlato	D1C3 Valutazione di diversi parametri demografici a scelta. GES basato su valori soglia da definire.	CI5 <i>Population demography;</i> <i>Population abundance</i>	Valutazioni dei valori annuali su cicli di 6 anni: -% HES (valore soglia: >65% con tolleranza di -10% -Sex ratio neonati (non superiore a 95% ♀)
D1C4 (P) Estensione e schema di distribuzione	Densità in mare (numero di animali per cella)	D1C4 Valutazione semiquantitativa sulla base dell'uso del HD Range Tool e bibliografia		CI3 <i>Population range;</i> <i>Distribution range</i>
	Percentuale di settori costieri caratterizzati dalla presenza di eventi di nidificazione di <i>Caretta caretta</i>	Estensione della distribuzione della nidificazione tra cicli di reporting (km ² o n. di celle occupate) GES basato sul trend.	Distribuzione dei nidi a scala nazionale su cicli di 6 anni (km ² superficie o celle 10x10km). GES favorevole: Trend tra due cicli di valutazione deve essere	

Criteri proposti nel programma monitoraggio italiano 2021-2023: <i>C. caretta</i>		Indicazioni su GES e applicazione dei criteri (MSFD CIS Guidance doc.19, EC,2022)		Indicazioni su GES e applicazione indicatori IMAP (UNEP/MED WG.514/Inf.12 2021)
Criteri MSFD	Descrizione dei parametri proposti	Parametri indicati per i criteri	Indicatore corrispondente IMAP & DH	Descrizione dei parametri indicati per la valutazione GES per sotto regione
				stabile o nuove aree compensano aree senza nidi.
D1C5 (P) Habitat della specie	Estensione della distribuzione in habitat critici	D1C5 Estensione dell'habitat con buone condizioni ambientali anche in relazione alle pressioni. Metodologia ancora da definire GES basato sul <i>trend</i> .		N/A
	Percentuale di schiusa dei nidi in aree sottoposte a pattugliamento sforzo correlato	D1C5 Estensione di habitat idoneo occupato (km ² o di n. di celle occupate). Metodologia ancora da definire. GES basato sul <i>trend</i> .	N/A per IMAP; <i>Habitat for the species</i>	N/A

La caratterizzazione e prima valutazione italiana del GES riguardante la componente nidificante di *C. caretta* non è stata condotta in concertazione con i responsabili del reporting di altri paesi mediterranei interessati dal fenomeno di nidificazione della specie in oggetto. Nonostante ciò, la struttura della presente valutazione (italiana) è stata sviluppata ed allineata quanto più possibile all'interpretazione ed ai parametri indicati nei due documenti di riferimento regionale (EC GD 19 2022; UNEP/MED WG.514/Inf.12 2021, WG 547/6 2023).

Alla luce di quanto indicato nella tabella 4, si è quindi proceduto ad analizzare spazialmente, in un sistema informatizzato GIS, le informazioni contenute nella banca dati tabellare ISPRA al fine di:

- Elaborare una mappa di distribuzione dei nidi oggetto di monitoraggio nel periodo 2018-2021 su celle 10 x 10km (schema *EEA Marine regions* (ETRS) 10x10km *reference grid*) ricadenti lungo l'intera linea di costa nazionale (figura 2). Le celle sono state attribuite alle rispettive sotto regioni MSFD (MWEIT, MICIT, MADIT) in funzione della loro collocazione. Nel caso in cui una cella costiera si estenda ad includere il confine di due sotto regioni, la stessa è stata attribuita alla sotto regione contenente l'estensione di linea di costa maggiore. L'elaborazione spaziale ha permesso di quantificare il numero di celle caratterizzate da uno o più eventi di nidificazione per anno e nel quadriennio 2018-2021, per singola sotto regione e in totale, nonché di calcolare la percentuale massima di occupazione delle celle (estensione massima della distribuzione) rispetto al totale delle celle costiere per sotto regione osservata nel quadriennio 2018-2021 (criterio D1C4).
- Elaborare il conteggio del numero totale di nidi deposti per sotto regione (MRU) e lungo tutte le coste per anno. Per quantificare l'indicatore relativo al criterio D1C2, e valutare la popolazione nazionale nidificante, i conteggi sono stati riferiti esclusivamente a specifiche aree indice (*index areas*). La selezione di queste aree ha seguito le indicazioni IMAP che intendono focalizzare l'attenzione su aree caratterizzate da rappresentatività della popolazione nidificante nazionale e soggette a monitoraggio intensivo. Le aree

indice considerate per il calcolo dell'indicatore sono quattro di cui una collocata nella sotto regione MWE-IT e tre situate nel MIC-IT (vedere figura 2).

- c) Calcolare il valore annuale di % HES (*Hatching Emergence Success*- Percentuale successo di emersione) considerando tutti i nidi di una certa area indice oggetto di monitoraggio intensivo e ricadenti nella medesima sotto regione come un unico grande evento di deposizione nel corso di una intera stagione riproduttiva (criterio D1C3). Ai fini del calcolo del GES, secondo le indicazioni IMAP, la soglia minima di % HES da raggiungere è posta a 65% che scende a 55% considerando una tolleranza di -10%.

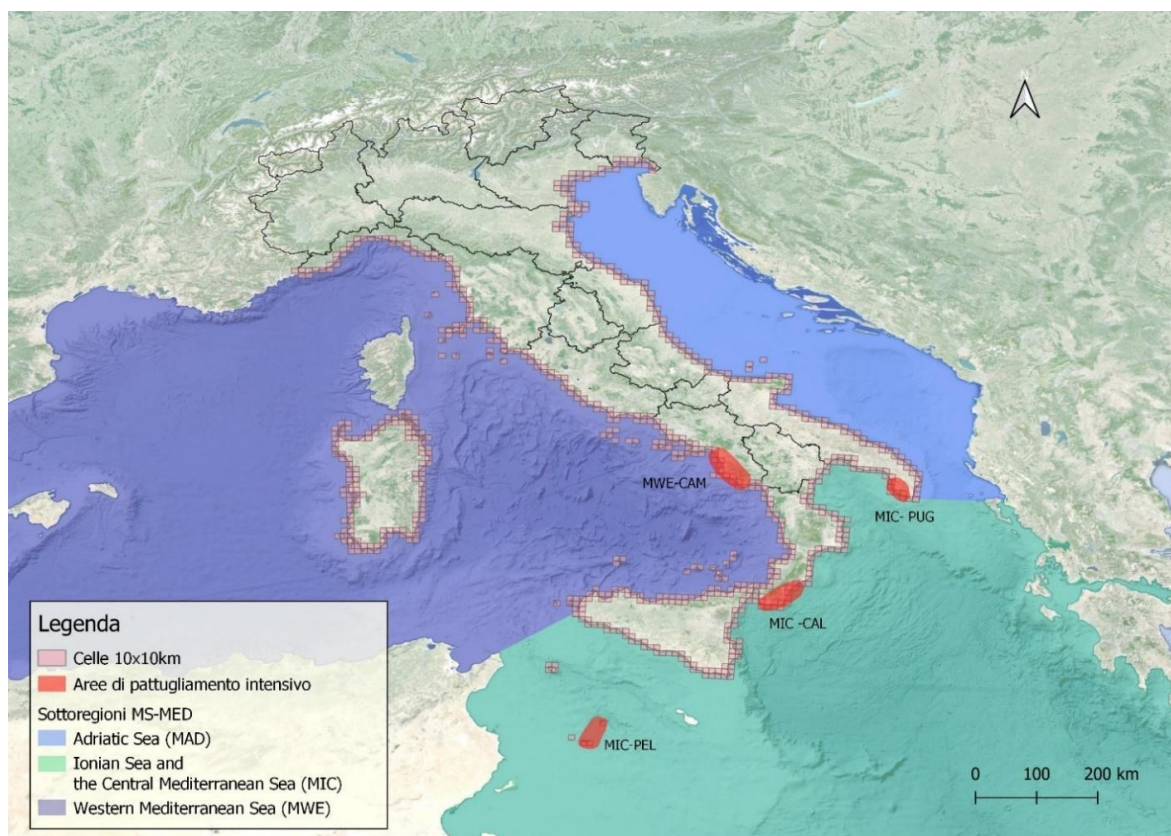


Figura 2. Distribuzione spaziale delle celle costiere utilizzate per la valutazione della distribuzione dei nidi lungo le coste delle sotto regioni e l'andamento del numero di nidi e % HES nelle aree di pattugliamento intensivo. Novità rispetto al Report 2018.

2 Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 - valutazione ambientale

2.1 Criterio D1C1, Mortalità di *C. caretta* - componente marina

Il criterio D1C1 è stato definito rispetto alla proposta di valore soglia (PBR) da utilizzare nella valutazione della sostenibilità della mortalità da cattura accidentale. Tuttavia, non è stato valutato il GES poiché la valutazione si basa sul confronto di dati relativi ai tassi di cattura accidentale e di sforzo di pesca totale (dati del programma "Raccolta Dati" sulla pesca) combinati con i dati di abbondanza per regione o sotto regione. I dati relativi alle attività di pesca al momento non presentano una copertura considerata sufficiente a quantificare correttamente il fenomeno del *bycatch*. Inoltre, non c'è ancora un accordo tra gli Stati Membri a livello di regione e sotto regioni mediterranee sull'approccio da utilizzare (per es., quali livelli di *tuning* applicare nel PBR).

2.2 Criterio D1C2, Abbondanza di *C. caretta*

COMPONENTE MARINA

Tabella 5. Abbondanza di *C. caretta* per sotto regione MSFD (dati dei survey aerei MSFD 2020-2021, ASI 2018, ISPRA-BWI 2010, 2013)

Sotto regione	Area	Anno	Stagione	N**	%CV	95% CI	Ref
MWEIT	Pelagos	2010	Estate	1905	16	1387 - 2616	Pierantonio et al., 2023
		2018	Estate				
		2020	Estate				
	Tirreno centrale	2010	Estate	12912	13	9140-15308	"
		2013	Estate	9253	20	6214-13780	"
	Tirreno meridionale	2010-11	Inverno	17972	21	119312-9073	"
		2014	Inverno	33217	11	26691-41339	"
Tirreno*	2018	Estate	Analisi dei dati ASI 2018	
		2020	Autunno	58111	9	48748-69273	Monitoraggio MSFD
MCIT	Sicilia	2016	Primavera	31444	9	26413-37433	Panigada et al.,
		2021	Estate	9542	9	7951 - 11452	Monitoraggio MSFD
	Ionio	2010	Primavera	35022	16	25204 - 48665	Monitoraggio MSFD
		2018	Estate				Analisi dei dati ASI 2018
		2021	Estate	4623	11	3721 - 5742	Monitoraggio MSFD
MADIT	Adriatico	2010	Estate	22.564	9	19.057-26.717	Fortuna et al., 2024
		2013		31.995	10	26.435-38.724	
		2018	Estate	34.176	13	28.907-40.406	ACCOBAMS 2021
		2021		41.713	10	34.064-51078	Monitoraggio MSFD

*Tirreno = Pelagos, Tirreno centrale e meridionale

N**=stima di abbondanza non corretta per *availability* e *perception bias*. L'*availability bias* per la tartaruga marina ha un impatto molto grande (essendo un moltiplicatore) date le capacità rispetto ai tempi di immersione. I valori utilizzati per la correzione sono differenti e variano in relazione alle aree in cui gli studi di telemetria satellitare sono stati condotti. In Di Matteo et al., 2022 i valori di correzione dell'errore di disponibilità sono compresi tra 0.27 e 0.43 in aree neritiche e rispettivamente per stagione fredda e calda, mentre per aree oceaniche (pelagiche) i valori sono 0.43 (freddo) e 0.47 (caldo).

Nelle sotto regioni MWEIT e MICIT i *trend* di abbondanza a mare della Caretta non sono valutabili, poiché l'area di studio è stata coperta nella sua globalità solo dal 2018 in poi. Nella sotto regione MADIT

l'abbondanza pare stabile nel corso dell'ultimo sessennio e in aumento se confrontata con quella del sessennio precedente.

COMPONENTE NIDIFICANTE

La variazione nell'andamento del numero di nidi deposti da *C. caretta* nelle aree indice delle tre sotto regioni è un nuovo parametro introdotto nell'attuale ciclo di reporting al fine di migliorare la valutazione dell'indicatore associato al criterio D1C2, così come previsto dall'art. 8 della EU MSFD e dalle linee guida IMAP (UNEP/MAP 2021, EC 2022). Proprio quest'ultimo documento prevede che per il territorio italiano venga valutato il trend di nidificazione in precise aree caratterizzate da programmi di monitoraggio con sforzo correlato, e che siano rappresentative della situazione nazionale. Tali aree prendono il nome di aree indice e per Paesi come l'Italia dovrebbero essere almeno quattro o dovrebbero includere almeno il 50% delle spiagge interessate da eventi di nidificazione.

Abbondanza di nidi a scala nazionale

La MRU MIC-IT (vedi tabella 6) è l'area interessata dal maggior numero di eventi di nidificazione (70%), seguita dal Mediterraneo occidentale (29%). Il numero di nidi registrati complessivamente all'anno appare in crescita nel quadriennio di riferimento a livello sotto regionale e in tutti i mari italiani. Tra il 2018 e il 2021, infatti, è stato registrato un aumento di nidi rilevati del 182% (+160 nidi). L'anno in cui sono stati segnalati più nidi sull'intero territorio italiano è stato il 2021, (n=248) ma, a livello di sotto regione, il numero più elevato di nidi si è verificato nel 2020 nel MIC (n=175).

Tuttavia, non essendo disponibili dati sull'abbondanza di nidi a scala nazionale nelle due precedenti valutazioni (prima valutazione 2008-2011, primo ciclo reporting 2012-2017) è attualmente impossibile determinare un vero e proprio tasso di aumento della nidificazione nel tempo, considerando il breve periodo di indagine (2018-2021) e la distorsione dovuta al fatto che molti nidi deposti negli anni precedenti lungo le coste italiane possono non essere stati rilevati. Rimane comunque importante sottolineare come il numero annuale di nidi registrati nel quadriennio 2018-2021 (vedi tabella 6 e 7) sia molto superiore alle stime del totale numero di nidi annuali deposti lungo le coste italiane all'inizio degli anni 2010. Secondo Mingozi et al. (2010) infatti il numero annuale medio di nidi deposti lungo le coste italiane nel periodo 2005-2009 è stato di 20 nidi (min-max 13-24 nidi) mentre la stima fornita da Casale, con la redazione della Lista Rossa IUCN per l'Italia del 2012, è di circa 40 nidi all'anno (<https://www.iucn.it/scheda.php?id=1108177324>).

Tabella 6. Numero di nidi di *C. caretta* deposti lungo le coste italiane.

Sotto regione	MRU	2018	2019	2020	2021	Media annuale	Valore min-max annuale	Nidi totali 2018-2021	% Totale nidi MRU rispetto totale nidi 2018-2021
MWE	MWE-IT-MS-WMS	19	14	62	96	48	19-96	191	28,68
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	68	77	175	149	117	68-149	469	70,42
MAD	MAD-IT-MS-AS	1	0	2	3	2	1-3	6	0,90
Totale		88	91	239	248	167	88-248	666	

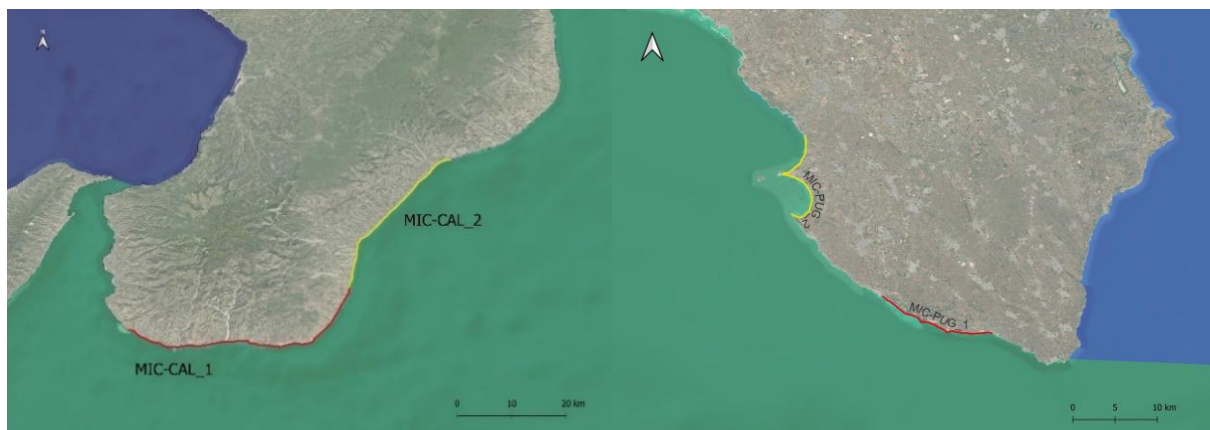


Figura 3. Suddivisione dell'area indice MIC-CAL e MIC-PUG in due sotto aree al fine di caratterizzare la frequenza di eventi di nidificazione in relazione alla copertura temporale di monitoraggio e allo sforzo di campionamento.

Abbondanza di nidi nelle aree indice

Nel complesso, si evidenzia che la frequenza di monitoraggio intensivo nelle aree indice non è omogeneamente distribuita attraverso il quadriennio di riferimento (2018-2021). Pertanto, laddove possibile, le aree indice sono state suddivise in sotto aree al fine di descrivere i risultati di monitoraggio in relazione alla copertura temporale di monitoraggio intensivo. Questo ha comportato la suddivisione delle aree MIC-CAL e MIC-PUG in due sotto aree indice (rispettivamente MIC-CAL_1, MIC-CAL_2, MIC-PUG_1 e MIC-PUG_2 rappresentate in figura 3).

Relativamente alla sotto regione del Mediterraneo occidentale (MWE-IT), è presente un'area indice denominata MWE-CAM che ospita il 34% dei nidi totali deposti nel 2018-2021 lungo le coste italiane della sotto regione MWE.

Tuttavia, in quest'area, il monitoraggio intensivo è stato condotto lungo tutta la sua estensione solo negli anni 2020-2021, mentre nelle annualità 2018-2019 il rilevamento dei nidi è stato effettuato seguendo un protocollo di monitoraggio opportunistico, portando quindi ad una potenziale sottostima del reale numero di eventi di nidificazione avvenuti.

Facendo riferimento ai dati riportati da Hochscheid et al. (2022) relativi all'andamento degli eventi di nidificazione nei decenni precedenti nella stessa area geografica, è comunque possibile osservare un aumento del numero di nidi deposti e un'estensione delle aree utilizzate per la nidificazione. Sebbene si tratti di un confronto basato su dati qualitativi, si può concludere che nell'ultimo periodo si stia assistendo ad un trend positivo del tasso annuale di deposizione nella MRU italiana del Mediterraneo occidentale.

Rispetto alla sotto regione Mediterraneo centrale e Ionio (MIC-IT), sono state individuate tre aree indice, ovvero: MIC-PEL= isole Pelagie, MIC-CAL= Calabria ionica meridionale, MIC-PUG = Puglia ionica salentina meridionale, che nel complesso ospitano il 47% dei nidi deposti lungo le coste italiane della sottoregione in questione. Sul totale, però, solo tre aree/sotto aree indice sono state oggetto di monitoraggio intensivo durante il periodo riproduttivo di *C. caretta* nel corso dell'intero quadriennio 2018-2021 (MIC-PEL, MIC-CAL_1 e MIC-PUG_1 indicate in grassetto nella tabella 7). In queste tre aree la media annuale rispettiva di nidi registrati è: 4, 33 e 5 nidi all'anno. Anche in questo caso, la presente valutazione non permette ancora di valutare l'andamento degli eventi di nidificazione nelle aree indice rispetto ai precedenti cicli di valutazione per mancanza di dati raccolti tramite sforzo di monitoraggio intensivo in tutte le aree indice ed analizzati su

lungo periodo (almeno 3-4 cicli di 6 anni). Tuttavia, facendo riferimento a quanto pubblicato in letteratura relativamente alla presenza di nidi nelle due aree di pattugliamento intensivo (MIC_CAL_1 e MIC_PEL) prima del 2018, le evidenze portano a supporre un incremento più limitato nel settore MIC_PEL e più pronunciato nell'area MIC_CAL_1. Infatti, il numero totale di nidi registrati nel quinquennio 2005-2009 nelle due isole Pelagie (MIC_PEL) ammontava a 18 nidi in confronto ai 17 nidi osservati nel quadriennio 2018-2021; mentre per quanto riguarda l'area MIC-CAL_1 il monitoraggio con pattugliamento semi-intensivo nel triennio 2002-2004 aveva rivelato una media di 5,6 nidi all'anno (con un intervallo minimo e massimo di 3-8 nidi l'anno Mingozzi et al., 2007) in confronto alla media annuale di 33 nidi (min-massimo di 24-45/anno) osservata nel quadriennio 2018-2021. Pur considerata la maggiore frequenza di pattugliamento svolto in MIC-CAL1 nel quadriennio 2018-2021, i valori indicano un aumento del fenomeno di nidificazione in questa zona. Il confronto storico dei dati sulla nidificazione nel settore MIC-CAL nel suo insieme (comprendente la sotto area CAL_1 e CAL_2; Fig. 3) suggerisce lo stesso andamento: nel quinquennio 2005-2009 il numero di nidi accertati lungo la costa del basso Ionio Calabrese (paragonabile al settore MIC-CAL) era 60 (Mingozzi, 2010) rispetto ai 173 nidi riscontrati nel quadriennio 2018-2021. L'intervallo di nidi/anno deposti nel periodo 2005-2014 era di 12-27 (Mingozzi et al. 2016) mentre quello del 2018-2021 è 28-59. Nell'insieme quindi, i dati disponibili per le due aree indice indicano un aumento degli eventi di nidificazione nelle due aree indice permettendo di concludere che il trend della MRU è in aumento.

Infine, per quanto riguarda la situazione nella sotto regione del Mar Adriatico (MAD), il parametro non è stato calcolato per l'assenza di aree indice, considerando il limitatissimo numero di nidificazioni registrate lungo le coste adriatiche (meno dell'1% dei nidi su tutto il territorio nazionale nel periodo di riferimento, vedi tab.6), attualmente non ritenute rilevanti per la valutazione di GES del criterio D1C2 a scala sottoregionale.

Tabella 7. Caratterizzazione dell'abbondanza di nidi deposti nel quadriennio 2018-2021 nelle aree indice sottoposte a monitoraggio intensivo.

Sotto regione	Marine Reporting Unit -MRU	Area indice	Sforzo monitoraggio intensivo quadriennio	N. totale nidi 2018-2021	Media annuale nidi 2018-2021	Rappresentatività nidi 2018-2021 nelle aree indice rispetto alla sotto regione	Intervallo min-max numero annuale di nidi
MWE	MWE-IT-MS-WMS	MWE-CAM	2020-2021	64	16	34%	5-28
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-PEL	2018-2021	17	4,3	4%	2-6
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-CAL		173	43,3	37%	28-59
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-CAL_1	2018-2021	132	33,0	28%	24-45
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-CAL_2	2020-2021	41	10,3	9%	4-23
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-PUG		26	6,5	6%	5-8
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-PUG_1	2018-2021	21	5,3	4%	4-8
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	MIC-PUG_2	2019-2020	5	1,3	1%	1-3
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	Total PEL+ CAL_1 + PUG_1	2018-2021	170	42,5	36%	30-56

2.3 Criterio D1C3 – Caratteristiche demografiche della popolazione nidificante di *C. caretta*

Il parametro si riferisce al successo di emersione dei piccoli di tartaruga (*Hatchling Emergence Success* - HES) che una volta schiuso l'uovo riescono a raggiungere la superficie ed uscire dal nido. La percentuale è calcolata sottraendo i piccoli trovati nel nido (vivi e morti) al totale delle uova schiuse e dividendo tutto per la dimensione della nidata (Miller 1999). Per dimensione della nidata si intende il totale delle uova deposte che può essere desunto sommando il numero di gusci delle uova schiuse (contando solo i frammenti più grandi del 50% della dimensione dell'uovo intero), le uova che non si sono schiuse, le uova che presentano tentativi di schiusa (pipped eggs) ed infine le uova con segni di predazione.

Ai fini del calcolo del GES, secondo quanto riportato nel documento UNEP/MAP 2021 WG 514/Inf.12 per l'indicatore IMAP relativo alla demografia, la soglia minima di % HES da raggiungere è 65% che può scendere a 55% applicando una tolleranza di -10%. I parametri vanno calcolati annualmente considerando tutti i nidi ritrovati nelle aree indice di una stessa sotto regione come un unico grande evento di deposizione.

Nel presente documento, oltre a riportare il valore di % HES per le aree indice scelte in rappresentanza del fenomeno a livello di singola sotto regione, è stato scelto di elaborare il parametro di dettaglio a livello di area indice al fine di rilevare eventuali segnali di disturbo alla capacità riproduttiva di *C. caretta* tra le aree indice. Presentare i dati distinti per area indice e annualità, infatti, è importante per due motivi: il primo è che nel documento UNEP/MAP 2021 è specificato che la % HES richiede una valutazione per ogni singola area indice; il secondo è che consente di individuare le località necessitanti di interventi di conservazione (UNEP/MAP WG 514/Inf.12, 2021).

Le aree indice considerate sono analoghe a quelle individuate per la valutazione del criterio D1C2 inerente la nidificazione. Anche in questo caso, quindi, il calcolo del parametro è stato possibile laddove i dati siano stati raccolti durante attività di monitoraggio intensivo.

Per la sottoregione/MRU WME-IT in cui ricade la sola area indice WME-CAM, il dato % HES è disponibile per il biennio 2020-2021 con un minimo di 54% (2020) ad un massimo di 72% (2021) al di sopra del valore soglia applicato per la valutazione di GES. Tuttavia, la mancanza di dati raccolti secondo uno schema di campionamento intensivo in un periodo di tempo adeguato, rende la valutazione di questo parametro sconosciuta.

La sotto regione/MRU MIC-IT è interessata da tre aree indice che includono le Isole Pelagie (MIC-PEL), la costa ionica della Calabria (MIC-CAL) e il sud-est della Puglia (MIC-PUG) e che nel complesso ospitano il 47% dei nidi riscontrati nella sotto regione nel periodo 2018-2021. Bisogna specificare, però, che solo una parte di MIC-CAL e MIC-PUG (identificate come MIC-CAL_1 e MIC-PUG_1) sono state oggetto di monitoraggio intensivo per tutti e quattro gli anni e quindi considerate a fini valutativi. Pertanto, effettuata questa selezione, la rappresentatività delle aree indice sui quattro anni scende al 36% (MIC-PEL =4%, MIC-CAL_1=28%, MIC-PUG_1 =4%) ed è caratterizzata da un valore minimo di % HES nel periodo 2018-2021 di 56% (2018) e un valore massimo di 62% (2019), entrambi superiori al valore soglia stabilito da IMAP. Questo risultato è in linea con la percentuale di emersione media riportata in Denaro et al. 2022 per il periodo 2016-2020 lungo le coste calabre (62,5%). Tuttavia, prendendo in considerazione, non la % HES cumulativa ma separata per area indice, per due di queste (MIC-PEL e MIC-PUG_1) si registrano valori al di sotto della soglia minima (Tab.8). Queste evidenze indicano come il dato complessivo sia altamente influenzato dal peso dall'area indice MIC-CAL_1 che ospita la grande maggioranza dei nidi monitorati. Alla luce di quanto sopra, data la scarsa rappresentatività delle tre aree indice, che ospitano meno del 50% dei nidi rilevati nella sotto regione MIC-IT, la valutazione del parametro D1C3 è incompleta e la valutazione del criterio D1C3 è pertanto considerata sconosciuta/incerta.

Tabella 8. Percentuale di emersione dai nidi (HES) per area indice sottoposta a monitoraggio intensivo tramite pattugliamento delle spiagge. Per ciascuna area indice è inoltre riportata la rappresentatività rispetto al dato nazionale.

Sotto regione	Marine Reporting Unit - MRU	Aree indice	Periodo di monitoraggio intensivo	N. nidi totale	% Emersione nidi (HES)				Rappresentatività nidi rispetto al totale nidi della sotto regione
					2018	2019	2020	2021	
MWE	MWE-IT-MS-WMS	CAM	2020-2021	64	ND	ND	54	72	34%
MIC	MIC-IT-MS-ISCMS	CAL_1	2018-2021	132	65	67	65	66	28%
		CAL_2	2020-2021	41	ND	ND	57	89	9%
		PEL	2018-2021	17	34	23	65	49	4%
		PUG_1	2018-2021	21	24	42	42	32	4%
		PUG_2	2020-2021	5	ND	ND	/	54	1%
		Totale*	2018-2021	170	56	62	61	61	36%

* Il totale è calcolato considerando solo le aree indice per cui sono disponibili almeno tre anni di monitoraggio intensivo, ovvero: CAL_1, PEL, PUG_1, tutte incluse nella sottoregione MIC-IT.

2.4 Criterio D1C4 – Distribuzione di *C. caretta*.

COMPONENTE MARINA

Il criterio D1C4 richiede “l'estensione, se pertinente, lo schema di distribuzione delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche geografiche e climatiche”. L'areale è dato dal limite esterno dell'area in cui la specie è presente ossia l'insieme delle aree comunemente occupate. L'areale di distribuzione di una specie è indicato come Areale favorevole di riferimento (*Favourable Reference Range – FRR*) che è lo spazio entro il quale viene inclusa ogni esigenza ecologica della specie ed esso è definito da alcuni fattori tra cui: il range passato (se conosciuto), l'attuale e il potenziale, le condizioni di variabilità genetica e l'estensione dell'area necessaria per la sopravvivenza della specie stessa.

Per la descrizione dell'areale di distribuzione (*range*) la Direttiva 2017/848 propone di far riferimento alla Direttiva Habitat. Nella costruzione del *range* sono tenuti quindi in considerazione tutte le posizioni in cui una specie è presente o segnalata e il calcolo è basato sulla mappa dell'attuale distribuzione attraverso un algoritmo. La direttiva habitat mette a disposizione uno strumento di calcolo del range – range tool – a cui si può accedere attraverso il link <http://discomap.eea.europa.eu/App/RangeTool/> dopo richiesta di credenziali.

La Figura 4 riporta la distribuzione in mare di *C. caretta* osservata durante le campagne di ricerca condotte tramite censimenti aerei nel periodo 2016-2021. L'areale di distribuzione osservato in mare è in linea con quanto descritto nella bibliografia scientifica di riferimento su questa specie. Rispetto alla distribuzione di *Caretta*, in MWEIT si conferma una distribuzione con densità maggiori nel Tirreno meridionale, rispetto a quello settentrionale; in MICIT la distribuzione è molto maggiore nella zona del Canale di Sicilia, verso le coste tunisine (nota zona di alimentazione neritica di valenza mediterranea), rispetto alle acque dell'alto Ionio; e

in MADIT la distribuzione si conferma stabile con densità molto alte in Adriatico settentrionale rispetto a quello centrale e meridionale.

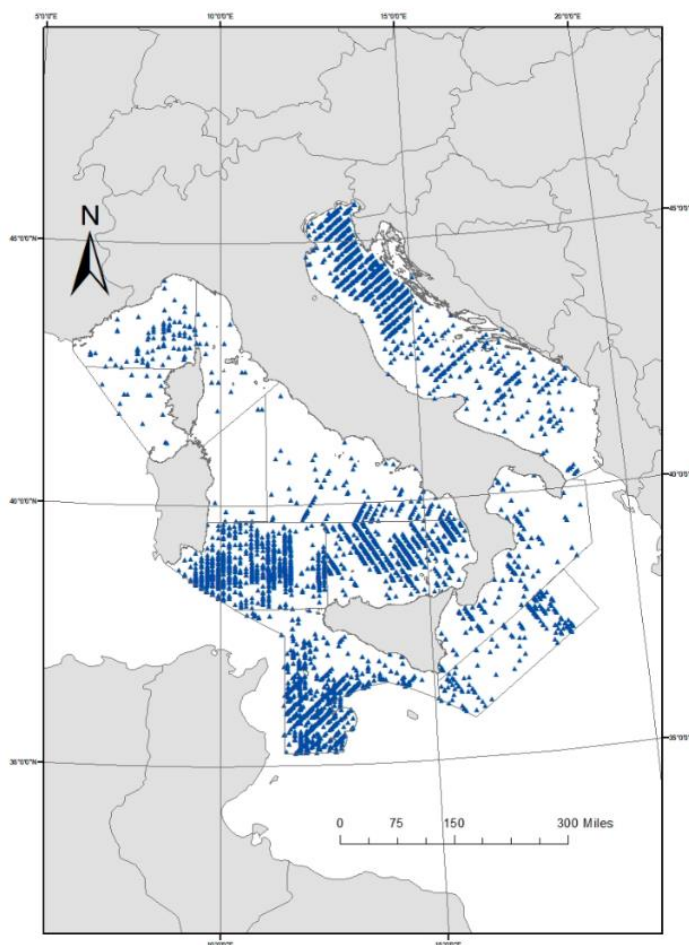


Figura 4. Distribuzione delle osservazioni di tartarughe marine attribuite a *C. caretta* nei mari italiani, osservate mediante censimenti aerei svolti dal 2016-2021.

COMPONENTE NIDIFICANTE

L'analisi della distribuzione degli eventi di nidificazione di *C. caretta* nel quadriennio 2018-2021 (figure 5 e 6) evidenzia l'importanza della sotto regione MIC-IT, seguita dalla sotto regione MWE-IT, caratterizzate rispettivamente dal 54% e 20% di celle costiere interessate da eventi di nidificazione (figura 6). Dall'elaborazione dei dati disponibili è stato possibile individuare tre zone in cui la deposizione è più concentrata che corrispondono al tratto di costa più meridionale della Campania, all'estremità S-E della Sicilia e la costa ionica della Calabria. Il *trend* annuale di distribuzione dei nidi è in crescita all'interno del quadriennio in ogni sotto regione ma non è possibile quantificare l'effettivo tasso di crescita spaziale poiché la variabilità interannuale di deposizione delle femmine nidificanti e il range geografico di deposizione, nonostante la filopatria della maggior parte delle femmine di *C. caretta*, è variabile. Le considerazioni sull'effettivo andamento spaziale di distribuzione richiede pertanto una analisi di dati spaziali con copertura temporale più ampia del quadriennio preso in esame in questa valutazione. Ciò nonostante, va evidenziato come l'ampliamento dell'areale di nidificazione sia stato già segnalato da vari autori soprattutto nel Mediterraneo occidentale con particolare riguardo alle coste italiane del Tirreno meridionale (Hochscheid et al., 2022).

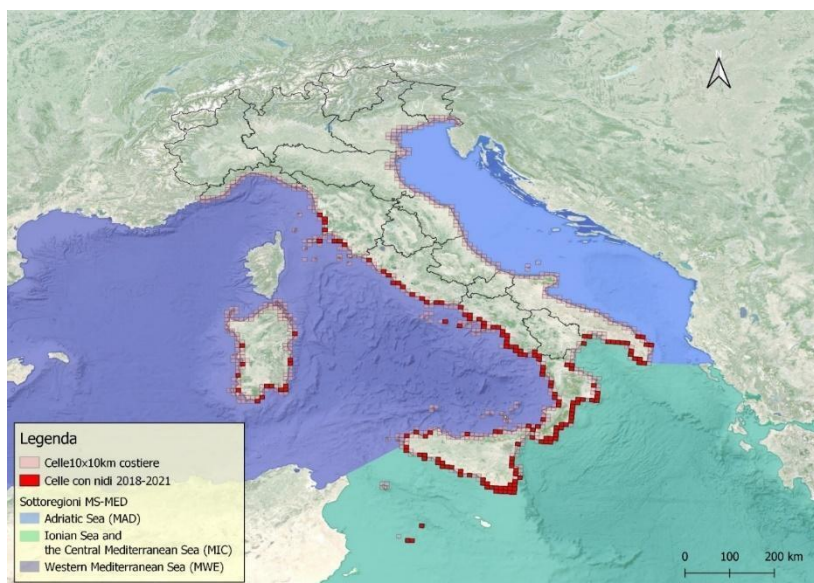


Figura 5. Distribuzione delle celle costiere caratterizzate da eventi di nidificazione nel quadriennio 2018-2021. Novità rispetto al Report 2018.

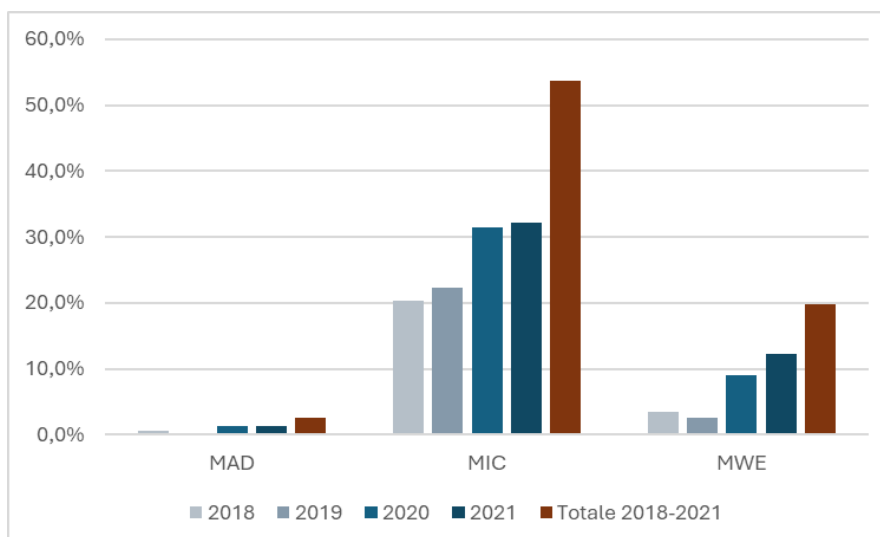


Figura 6. Percentuale di celle costiere sotto regionali caratterizzate da eventi di nidificazione per anno e nel quadriennio di riferimento

2.5 Criterio D1C5 – Habitat della specie - *C. caretta*

Il criterio primario D1C5 non è stato, ad oggi, valutato completamente per ogni sotto regione in quanto non vi sono indicazioni nelle linee guida europee e regionali sull'interpretazione più adeguata di questo criterio per i diversi habitat critici di *C. caretta*. Per quanto riguarda le MRU MWE-IT e MIC-IT considerato il buono stato osservato per il criterio D1C4 e D1C2 si ritiene che questi parametri combinati possano rappresentare una indicazione del buono stato delle condizioni degli habitat a mare ed il criterio D1C5 a mare è quindi considerato in buono stato.

Considerato che l'Adriatico settentrionale, ospita importanti aree critiche di aggregazione e di alimentazione di esemplari di *C. caretta* in fase neritica su fondali dell'infra e circalitorale, e che lo stato delle pressioni sui fondali dell'Adriatico settentrionale è alto, alla luce dell'assenza di indicazioni sulla tipologia di parametri da considerare a scala regionale per la valutazione dell'idoneità delle condizioni degli habitat critici di *C. caretta*, si ritiene opportuno, non esprimersi sullo stato di questo criterio nella sottoregione adriatica. La valutazione del D1C5 è quindi ritenuta incerta/sconosciuta.

2.6 Valutazione dei criteri considerati per *Caretta caretta* e conclusioni sul GES

La valutazione complessiva sul raggiungimento del GES per ciascuna sotto regione è stata condotta con le seguenti regole di aggregazione dei criteri e relativi parametri:

- Per i criteri caratterizzati dallo sviluppo di più di un parametro (D1C2 e D1C4 ciascuno dei quali riguardanti sia la parte marina che la componente di nidificazione) si applica l'approccio OOA per la valutazione complessiva del singolo criterio a livello di singola sotto regione (ad es. se D1C2 per componente marina è GES conseguito e D1C2 per componente nidificazione è non conseguito, lo stato di D1C2 è non conseguito)
- Per l'aggregazione delle valutazioni dei singoli criteri aggregato a livello di specie /sotto regione vale la regola applicata per la valutazione dello stato di conservazione favorevole (FVC) stabilito nell'ambito dell'implementazione del reporting della Direttiva Habitat:
 - a) OOA se uno dei criteri non è conseguito il GES complessivo è non conseguito
 - b) Se $\frac{3}{4}$ dei criteri primari risultano in GES conseguito (favorevole) e 1 incerto, il GES è Conseguito
 - c) Se l'incertezza riguarda più di 1 criterio primario, il GES è sconosciuto (*unknown*)

Alla luce di quanto sopra, per quanto riguarda *Caretta caretta* la condizione di GES è conseguita per le sottoregioni/MRU del Mediterraneo occidentale (MWE-IT) e del Mediterraneo Centrale e Ionio (MIC-IT) in quanto i criteri primari D1C2, D1C4 e D1C5 sono considerati in buono stato ambientale (il criterio primario D1C1 ed il criterio secondario D1C3 sono sconosciuti).

Per quanto riguarda la sottoregione/MRU MAD-IT, il GES è considerato sconosciuto (*unknown*) in quanto i criteri primari D1C2 e D1C4 sono in buono stato mentre è sconosciuto/incerto lo stato dei criteri primari D1C1 e D1C5

Tabella 9. Risultati della valutazione a livello di criterio e relativi parametri nelle tre sotto regioni. (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “sconosciuto” in giallo; GES “non valutato” in grigio).

Criterio	Valutazione						C. caretta
	Sufficienza dati / monit.	Sufficienza copertura temporo-spaziale	Trend direzionale/ Raggiungimento threshold	Confidenza valutazione parametro	Valutazione parametro	Valutazione criterio	GES
Mar Mediterraneo occidentale (MWE - IT)							
D1C1	NO	NO	Sconosciuto	Sconosciuto			
D1C2 pop.mar.	SI	SI	↔	Semiquantitativo - medio			
D1C2 pop nid.	parziale	parziale	↑	Qualitativo - medio			
D1C3	parziale	parziale	Sconosciuto	Qualitativo - medio			
D1C4 pop.mar.	SI	SI	↔	Qualitativo- alto			
D1C4 pop nid.	SI	parziale	↑	Qualitativo - medio			
D1C5	NO	NO	↔	Qualitativo			
Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale (MIC - IT)							
D1C1	NO	NO	Sconosciuto	Sconosciuto			
D1C2 pop.mar.	SI	SI	↔	Semiquantitativo - medio			
D1C2 pop nid.	parziale	parziale	↑	Qualitativo - medio			
D1C3	parziale	parziale	Sconosciuto	Qualitativo - medio			
D1C4 pop.mar.	SI	SI	↔	Qualitativo- alto			
D1C4 pop nid.	SI	parziale	↑	Qualitativo - medio			
D1C5	NO	NO	↔	Qualitativo			
Mar Adriatico (MAD- IT)							
D1C1	NO	NO	Sconosciuto	Sconosciuto			
D1C2 pop.mar.	SI	SI	↔	Quantitativo - medio			
D1C2 pop nid.			Non valutato	Non valutato			
D1C3	parziale	parziale	Non valutato	Non valutato			
D1C4 pop.mar.	SI	SI	↔	Quantitativo - alto			
D1C4 pop nid.	SI	parziale	↑	Qualitativo - medio			
D1C5 –	SI	SI	Sconosciuto	Sconosciuto			

3 Bibliografia

- Denaro M., Malito T., Mancuso C., Parise G., Urso S. (2021). Nesting activity of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in Calabria: 2016-2020 reproductive seasons. *Mediterranean Marine Science*, 10: 12681/mms.26085.
- European Commission GD19 (2022). MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022.
- Hochscheid S., Maffucci F., Abella E., Bradai M.N., Camedda A. et al. (2022). Nesting range expansion of loggerhead turtles in the Mediterranean: phenology, spatial distribution, and conservation implications. *Global Ecology and Conservation*, 38: e02194. doi: 10.1016/j.gecco. 2022.e02194.
- Marcovaldi M.A., Chaloupka M. (2007). Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research*, 3: 133–143.
- Miller J. (1999). Determining clutch size and hatching success. In: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. Publication No. 4, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Blanchard, PA, p 124–129.
- Mingozzi T. (2010). Nidificazione della Tartaruga marina *Caretta caretta* in Italia: sintesi dei dati 2005-2009. In: Di Tizio et al., (eds.), *Atti VIII Congresso nazionale Societas Herpetologica Italica (Chieti 22-26 settembre 2010)*, Ianieri Edizioni, Pescara, pp. 525-530.
- Mingozzi T., Masciari G., Paolillo G., Pisani B., Russo M., Massolo A. (2007). Discovery of a regular nesting area of loggerhead turtle *Caretta caretta* in Southern Italy: a new perspective for national conservation. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3519-3541.
- Mingozzi T., Mencacci R., Cerritelli G., Giunchi D., Luschi P. (2016). Living between widely separated areas: long-term monitoring of Mediterranean loggerhead turtles sheds light on cryptic aspects of females spatial ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 485: 8-17.
- Pierantonio N., Panigada S., Lauriano G. (2023). Quantifying abundance and mapping distribution of Loggerhead Turtles in the Mediterranean Sea using aerial surveys: implications for conservation. *Diversity*, 15(12): 1159.
- UNEP/MED (2021). WG.514/Inf.12. Monitoring and Assessment Scales, Assessment Criteria, Thresholds and Baseline Values for the IMAP Common Indicators 3, 4 and 5 related to Marine Turtles, by Alan Rees. UNEP/MAP-SPA/RAC, 44pp.
- UNEP/MED (2023) WG.547/6. 2023 MED QSR: Marine Turtles (EO1) Chapter. Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Monitoring (CORMON), Biodiversity and Fisheries Athens, Greece, 9-10 March 2023. 27pp.

4 Allegato I – Lista delle fonti di informazioni utilizzate per la valutazione

Le relazioni di seguito elencate si riferiscono alle relazioni annuali fornite al MASE, dai soggetti pubblici e privati che svolgono attività di monitoraggio e conservazione della nidificazione di *Caretta caretta* in Italia nell’ambito delle procedure di autorizzazione in deroga al D.P.R. 357/97.

AMP “Isole Pelagie”. Attività di manipolazione, monitoraggio e tutela dei nidi di *Caretta caretta* nelle Isole Pelagie. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

AMP “Torre Guaceto” - Consorzio di Gestione di Torre Guaceto. Attività di tutela e monitoraggio della specie *Caretta caretta*. Relazioni tecniche anni 2018 e 2019.

Caretta Calabria Conservation. Monitoraggio e tutela dei nidi di tartaruga marina *Caretta caretta* in Calabria. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

Legambiente – Lampedusa. Programma di monitoraggio e tutela della nidificazione di *Caretta caretta* sull’Isola di Lampedusa (AG). Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

Museo di Storia Naturale del Salento. Attività di ricerca e recupero delle tartarughe marine e sul monitoraggio delle nidificazioni del Museo di Storia Naturale del Salento. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato della Difesa dell’Ambiente. Detenzione per il monitoraggio, cura e riabilitazione di tartarughe marine trovate spiaggiate o in difficoltà nell’ambito della Rete Regionale Sarda per la conservazione della fauna marina, marcatura ai fini del monitoraggio sanitario e scientifico e studio della nidificazione e traslocazione nidi. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021 a cura di:

CNR – Istituto IAS;

AMP “Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre”;

AMP Isola dell'Asinara;

AMP Capo Carbonara;

AMP Capo Caccia - Isola Piana;

AMP Tavolara - Capo Coda Cavallo;

Centro di Recupero Tartarughe Marine “Laguna di Nora”

Rete Regionale Tartalazio. TARTALAZIO- Rete regionale per il recupero, soccorso, affidamento e gestione delle tartarughe marine ai fini della riabilitazione e per la manipolazione e rilascio a scopi scientifici. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

Stazione Zoologica Napoli. Azioni per lo studio, il monitoraggio, il recupero e la cura delle tartarughe marine. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

Tartamare Onlus, Associazione. Monitoraggio e tutela dei nidi di tartaruga marina *Caretta caretta* in Toscana. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

Università di Pisa - Museo di Storia Naturale. Biometria, anomalie morfo-funzionali in embrioni nella tartaruga marina comune *Caretta caretta* e monitoraggio delle spiagge della Toscana settentrionale. Relazione tecnica anno 2021.

WWF. Attività di monitoraggio spiaggiamenti, nidificazioni e catture, di recupero e di studio delle tartarughe marine in Sicilia. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

WWF. Attività di monitoraggio spiaggiamenti, nidificazioni e catture, di recupero e di studio delle tartarughe marine in Calabria. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

WWF. Attività di monitoraggio spiaggiamenti, nidificazioni e catture, di recupero e di studio delle tartarughe marine in Basilicata e aree limitrofe. Relazioni tecniche anni 2018, 2019, 2020 e 2021.

1 Introduzione

La componente Pesci è valutata considerando quattro Gruppi di specie, i **Pesci costieri**, i **Pesci demersali**, i **Pesci pelagici** e i **Pesci di acque profonde**; la valutazione della componente Cefalopodi è invece effettuata su un solo Gruppo di specie, i **Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale**.

La valutazione dei 5 Gruppi di specie è effettuata utilizzando differenti criteri (Decisione della Commissione 2017/848/UE) e parametri (Tabelle 1 e 2), in funzione dell'approccio metodologico applicato e delle attività di monitoraggio svolte.

I dati utilizzati per la valutazione dei Pesci costieri derivano da attività di monitoraggio realizzate attraverso un protocollo sperimentale basato su censimenti visuali in immersione dei popolamenti ittici costieri. La valutazione dei Pesci demersali, dei Pesci pelagici, dei Pesci di acque profonde e dei Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale è invece condotta sulla base delle valutazioni effettuate in seno al D3 (Pesca). Per tali valutazioni sono stati utilizzati i dati ufficiali della Programma Nazionale Raccolta Dati Alieutici (DCF - EUMAP, <https://dcf.ec.europa.eu/>) forniti dalla CE a seguito di richiesta diretta ai referenti della DCF. Nel complesso sono state utilizzate diverse tipologie di dati, tra cui quelli provenienti da *trawl survey* e dal campionamento biologico, insieme ai risultati delle valutazioni ufficiali condotte in ambito internazionale (GFCM, STECF, ICCAT) e nazionale.

Tabella 1. Criteri utilizzati nella valutazione dei differenti Gruppi di specie.

Gruppo di specie	Criteri		
	D1C2	D1C3	D3C2
PESCI COSTIERI	✓	✓	
PESCI DEMERSALI			✓
PESCI DI PROFONDITÀ			✓
PESCI PELAGICI			✓
CEFALOPODI COSTIERI E DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE			✓

Tabella 2. Parametri relativi ai criteri utilizzati nella valutazione dei differenti Gruppi di specie.

Criterio	Parametro	Valore soglia	Riferimento bibliografico
D1C2	Biomassa	Valore di riferimento calcolato nei siti all'interno delle AMP	
D1C3	Taglia (95° percentile della lunghezza)	Valore di riferimento calcolato nei siti all'interno delle AMP	
D3C2	SSBcurr/SSBmsy	>1	EC, 2024; Comunicazione della Commissione C/2024/2078

Per la valutazione dei differenti gruppi di specie la Decisione della Commissione 2017/848/UE prevede ulteriori criteri (D1C1, D1C4 e D1C5), che non sono stati utilizzati per le due componenti Pesci e Cefalopodi. In particolare, il criterio D1C1, rappresentato dal tasso di mortalità delle specie causato dalle catture accidentali

(*bycatch*), pur essendo un criterio primario, si applica esclusivamente alle specie non commerciali di pesci e cefalopodi, e pertanto non è pertinente per le specie oggetto di valutazione. I criteri secondari D1C4 e D1C5, relativi rispettivamente alla distribuzione e alla qualità dell'habitat della specie, non sono stati ritenuti utili ai fini della valutazione per le componenti Pesci e Cefalopodi.

Nei paragrafi seguenti sono sinteticamente descritte le attività di monitoraggio e l'approccio metodologico utilizzato nei differenti gruppi di specie.

1.1 Pesci costieri

L'attività di monitoraggio della fauna ittica costiera è stata condotta a partire dal 2020 utilizzando la metodologia dei censimenti visuali in immersione. In ciascuna delle tre sottoregioni sono stati effettuati rilevamenti applicando un protocollo sperimentale standardizzato, basato sulla comparazione tra i popolamenti presenti in siti non soggetti a specifici vincoli di protezione zone B e C delle aree marine protette (AMP) (Giakoumi *et al.*, 2017), considerate aree di riferimento per la definizione delle condizioni di buono stato ambientale (GES), in quanto sottoposte a misure di gestione delle pressioni derivanti dalla pesca improntate a principi di sostenibilità. L'applicazione del protocollo ha previsto la realizzazione di campagne in mare per l'acquisizione di dati quantitativi sull'abbondanza (biomassa) e la struttura demografica (distribuzione di taglia) dei popolamenti ittici costieri.

I censimenti sono stati effettuati in immersione da operatori subacquei scientifici, su un habitat di particolare valenza, i fondi rocciosi fotofili infralitorali, in due intervalli batimetrici (4-7 e, ove disponibile, 12-18 metri) applicando la tecnica dei transetti, ovvero "corridoi" di fondale di superficie prestabilita (25 x 5 metri = 125 m²). Nel corso dell'immersione, i rilevatori hanno il compito di registrare il numero e la taglia stimata di tutti gli individui delle differenti specie incontrate lungo il transetto.

Il numero e la distribuzione spaziale delle macroaree (aree di indagine) che compongono il disegno sperimentale sono state scelte perché in possesso dei seguenti requisiti: a) nel loro insieme sono in grado di rappresentare adeguatamente la variabilità di tipo oceanografico della sottoregione di appartenenza, b) sono sufficientemente estese, così da includere siti di rilevamento che permettano di caratterizzare le condizioni del popolamento ittico costiero proprio della macroarea e che non siano influenzati da potenziali effetti di "spillover" da AMP limitrofe, c) contengono al loro interno un'AMP in cui sia presente un reale "enforcement" delle misure di tutela ambientale, d) comprendono tratti di costa caratterizzati da fondi rocciosi. Sono state individuate 8 macroaree o aree di indagine la cui suddivisione per sottoregione è riportata nella Tabella 3.

Tabella 3. Aree di indagine e aree marine protette (AMP) di riferimento per le 3 sottoregioni.

Sottoregione	Area di indagine	AMP
Mar Mediterraneo Occidentale	Mar Ligure	Portofino
	Mar Tirreno centrale	Punta Campanella
	Mar Tirreno centrale (Sardegna)	Tavolara-Punta Coda Cavallo
	Mar Tirreno meridionale	Capo Carbonara
Mar Ionio e Mediterraneo centrale	Mar Mediterraneo centrale	Plemmirio
	Mar Ionio	Porto Cesareo
Mare Adriatico	Mare Adriatico meridionale	Torre Guaceto
	Mare Adriatico settentrionale	Miramare

In ciascuna area di indagine, sono stati considerati 2 siti all'interno dell'AMP (posti in zona B o, nel caso in cui le caratteristiche di tale zona non sono risultate idonee, in zona C) e 6 siti non protetti, con caratteristiche

geomorfologiche simili a quelle dei siti protetti e non soggetti alla potenziale influenza dell'AMP. In tutti i siti i censimenti sono stati eseguiti su 8 transetti (repliche) per ciascun intervallo batimetrico.

Nel periodo di riferimento utile ai fini del reporting (2016-2021) sono state realizzate due campagne annuali, la prima nel 2020 e la seconda nel 2021, in un periodo compreso tra maggio e ottobre. Una terza campagna è stata condotta nel 2023.

Per ciascuna delle aree di indagine, la localizzazione dei siti di rilevamento all'esterno e all'interno delle AMP di riferimento è mostrata nella Figura 1.

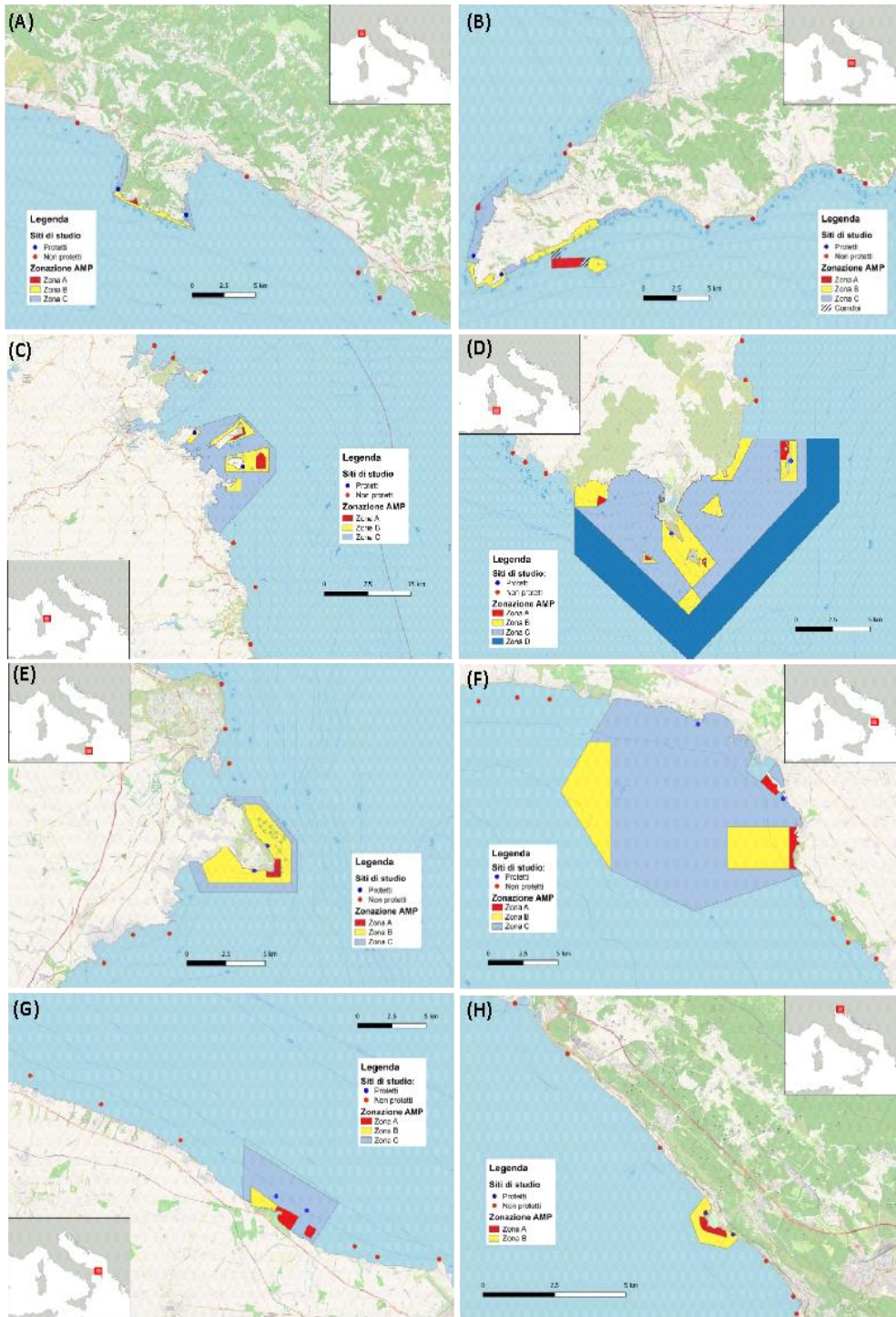


Figura 1. Mappe delle aree di indagine e localizzazione dei siti di rilevamento interni ed esterni alle aree marine protette (AMP). A) Mar Ligure, AMP di Portofino; B) Mar Tirreno centrale, AMP di Punta Campanella; C) Mar Tirreno centrale (Sardegna), AMP di Tavolara-Punta coda cavallo; D) Mar Tirreno meridionale, AMP di Capo Carbonara; E) Mar Mediterraneo centrale, AMP del Plemmirio; F) Mar Ionio, AMP di Porto Cesareo; G) Mare Adriatico meridionale, AMP di Torre Guaceto; H) Mare Adriatico settentrionale, AMP di Miramare.

1.2 Pesci demersali, Pesci di acque profonde, Pesci pelagici, Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale

Le informazioni relative alla raccolta dati per i tre gruppi di specie sono contenute nel Summary Report Descrittore 3 “Pesca”, nell’ambito dei programmi di monitoraggio “Raccolta dati fishery dependent” (D03-03) e “Sviluppo e test di indicatori D3/D1” (D03-04)

Le valutazioni effettuate nei programmi di monitoraggio “Raccolta dati fishery dependent” (D03-03) e “Sviluppo e test di indicatori” (D03-04) sono direttamente integrate nell’ambito del Descrittore 1 e costituiscono la base per la valutazione dello stato di salute dei quattro gruppi di specie.

2 Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale

2.1 Pesci costieri

Le attività di monitoraggio sui pesci costieri condotte nel biennio 2020-2021 hanno fornito dati quantitativi (abbondanza e taglia degli individui) su tutte le specie ittiche avvistate nel corso dei rilevamenti. Tuttavia, per la valutazione dello stato di salute di questo gruppo di specie sono state selezionate alcune specie target, considerate di importanza prioritaria. Tali specie, ritenute “rappresentative” ai fini della valutazione dello stato di salute delle comunità ittiche costiere, sono state selezionate in quanto: a) incluse nelle liste contenute in Direttive, Convenzioni regionali, Accordi internazionali, o nelle liste di monitoraggi derivanti da politiche unionali, b) di particolare rilevanza ecologica all’interno delle comunità costiere, c) quali specie “indicatrici” del livello di pressioni antropiche derivanti principalmente dalle attività di pesca. Un quadro schematico con le specie target e gli specifici riferimenti normativi è riportato nella seguente Tabella 4.

Tabella 4. Elenco delle specie target e dei riferimenti normativi in cui sono nominate.

Specie	Nome comune	Quadro normativo
<i>Epinephelus marginatus</i>	Cernia bruna	All.III SPA-BD; Reg. (CE) n. 1967/2006 (All. III)
<i>Sciaena umbra</i>	Corvina	All.III SPA-BD
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sarago pizzuto	Reg. (CE) n. 1967/2006 (All. III)
<i>Diplodus sargus</i>	Sarago maggiore	Reg. (CE) n. 1967/2006 (All. III)
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sarago fasciato	Reg. (CE) n. 1967/2006 (All. III)
<i>Mullus surmuletus</i>	Triglia di scoglio	Reg. (CE) n. 1967/2006 (All. III)

I **criteri** utilizzati per questo gruppo di specie sono il D1C2 relativo all’abbondanza di popolazione e stimato in termini di biomassa (biomassa degli individui per transetto), e il D1C3, relativo alle caratteristiche demografiche della popolazione e valutato utilizzando il 95-esimo percentile della distribuzione di taglia degli individui. Per entrambi i criteri sono stati identificati i **valori soglia**, rappresentati dai valori di biomassa e di taglia osservati all’interno delle AMP. Tali valori, unici per tutte e tre le sottoregioni, sono stati calcolati mettendo insieme i dati relativi a tutti i siti protetti (2 per ciascuna area di indagine) acquisiti nelle campagne 2020 e 2021. Allo stesso modo, sono stati calcolati i valori medi di biomassa e taglia in ciascuna area di indagine (anche in questo caso cumulando i dati delle due annualità osservati nei siti esterni non protetti) (Tabelle 5 e 6). La valutazione finale è stata quindi condotta a livello di sottoregione, comparando i valori riscontrati nelle aree afferenti a ciascuna di esse con i valori soglia precedentemente definiti.

Tabella 5. Criterio D1C2. Biomassa delle specie nelle aree di indagine delle tre sottoregioni e rispettivi valori soglia. In verde sono evidenziati i valori uguali o superiori ai valori soglia.

Area di indagine	Specie					
	<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Diplodus sargus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>Epinephelus marginatus</i>	<i>Sciaena umbra</i>	<i>Mullus surmuletus</i>
Valori soglia	32,14	280,20	543,61	239,59	50,50	31,45
Mar Mediterraneo Occidentale (MWE)						
Mar Ligure	8,46	43,16	115,77	4,41	0,00	48,60
Mar Tirreno centrale	0,80	83,55	236,11	27,74	0,00	26,82
Mar Tirreno Centrale (Sardegna)	44,39	110,34	440,74	51,59	6,14	33,22
Mar Tirreno meridionale	37,73	391,90	584,67	24,30	2,40	41,76
Mar Ionio e Mediterraneo Centrale (MIC)						
Mar Mediterraneo centrale	7,32	93,16	284,68	38,46	1,77	32,47
Mar Ionio	23,13	260,20	336,35	25,77	0,00	20,33
Mare Adriatico (MAD)						
Mare Adriatico meridionale	9,51	118,61	220,88		4,67	41,92
Mare Adriatico settentrionale	48,67	122,40	96,01		0,67	2,31

Tabella 6. Criterio D1C3. Taglia (95-esimo percentile della distribuzione di taglia) delle specie nelle aree di indagine delle tre sottoregioni e rispettivi valori soglia. In verde sono evidenziati i valori uguali o superiori ai valori soglia.

Area di indagine	Specie					
	<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Diplodus sargus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>Epinephelus marginatus</i>	<i>Sciaena umbra</i>	<i>Mullus surmuletus</i>
Valori soglia	14,04	23,11	20,07	27,63	6,65	13,22
Mar Mediterraneo Occidentale (MWE)						
Mar Ligure	10,88	14,93	15,13	5,00	0,00	14,45
Mar Tirreno centrale	4,46	15,08	14,23	18,15	0,00	14,28
Mar Tirreno centrale (Sardegna)	20,21	20,80	21,73	26,48	9,17	19,31
Mar Tirreno meridionale	21,25	25,04	22,27	19,44	7,08	20,02
Mar Ionio e Mediterraneo Centrale (MIC)						
Mar Mediterraneo centrale	3,48	20,80	20,94	16,04	2,50	19,40
Mar Ionio	14,39	19,08	17,71	17,04	0,00	12,62
Mare Adriatico (MAD)						
Mare Adriatico meridionale	13,75	23,70	22,16		4,52	18,19
Mare Adriatico settentrionale	11,79	10,17	10,16		1,50	2,17

La valutazione complessiva sul raggiungimento del GES per ciascuna sottoregione è stata condotta attraverso passaggi successivi di integrazione e applicando differenti metodi:

- a livello di criterio e per ciascuna specie, integrazione tra aree di indagine mediante il metodo proporzionale (75% nelle sottoregioni con almeno 4 aree, altrimenti 100%);
- a livello di specie, integrazione tra i due criteri utilizzati mediante il metodo “one-out-all-out”;
- a livello di gruppo di specie, integrazione tra le specie mediante il metodo proporzionale (75% delle specie, nel caso di gruppi rappresentati da almeno 5 specie).

Nella Tabella 7 sono riportati i risultati della valutazione per sottoregione, specie e criterio.

Tabella 7. Risultati della valutazione a livello di criterio, specie e gruppo di specie nelle tre sottoregioni. (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “sconosciuto” in giallo; GES “non valutato” in grigio).

Criterio	Specie						Gruppo
	<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Diplodus sargus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>Epinephelus marginatus</i>	<i>Sciaena umbra</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	PESCI COSTIERI
Mar Mediterraneo occidentale (MWE)							
D1C2							
D1C3							
D1C2+D1C3							
Mar Ionio e Mediterraneo Centrale (MIC)							
D1C2							
D1C3							
D1C2+D1C3							
Mare Adriatico (MAD)							
D1C2							
D1C3							
D1C2+D1C3							

A livello di criterio, il Buono stato o GES è raggiunto solo in *Mullus surmuletus* nel Mediterraneo Occidentale, sia per il D1C2 (biomassa) che per il D1C3 (distribuzione di taglia). A livello di specie (ovvero integrando i due criteri), il GES è raggiunto solo in *M. surmuletus* nel Mediterraneo Occidentale. A livello di gruppo di specie (ovvero integrando il risultato delle sei specie), la condizione di GES non è raggiunta in nessuna delle sottoregioni.

L’assenza di dati relativi al precedente ciclo di reporting non consente di effettuare analisi di *trend*, né di esprimersi in merito al conseguimento del **Traguardo** ambientale corrispondente.

2.2 Pesci demersali, Pesci di acque profonde, Pesci pelagici, Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale

Disponendo della valutazione condotta nell’ambito del descrittore 3 per il solo criterio D3C2 (utilizzato in luogo del criterio D1C3), la valutazione complessiva a livello di gruppo di specie sul raggiungimento del GES per

ciascuna sottoregione è stata condotta integrando i risultati relativi alle singole specie applicando il metodo proporzionale (75% delle specie, nel caso di gruppi rappresentati da almeno 5 specie) o il metodo “one-out-all-out” (nel caso di gruppi rappresentati da meno di 5 specie).

Nella Tabella 8 sono riportati i risultati della valutazione per sottoregione, a livello di singola specie (criterio D3C2) e di gruppo di specie.

A livello di singole specie, il Buono stato ambientale o **GES** è raggiunto in 9 specie nel Mediterraneo occidentale (*Boops boops*, *Pagellus bogaraveo*, *Pagellus erythrinus* e *Zeus faber* tra i pesci demersali; *Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Trachurus mediterraneus* e *Trachurus trachurus* tra i pesci pelagici; il cefalopode *Illex coindetii*), in 4 specie nello Ionio e Mediterraneo centrale (*Pagellus acarne*, *Raja clavata* e *Scorpaena scrofa* tra i pesci demersali; il cefalopode *Illex coindetii*) e in 10 specie nel Mare Adriatico (*Chelidonichthys lucerna*, *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus* e *Mustelus mustelus* tra i pesci demersali; *Engraulis encrasicolus* tra i pesci pelagici; i cefalopodi *Eledone cirrhosa*, *Eledone moschata*, *Illex coindetii*, *Loligo vulgaris* e *Octopus vulgaris*).

A livello di gruppo di specie, solo i pesci pelagici nel Mediterraneo occidentale si trovano nella condizione di **GES**.

In riferimento al **Traguardo** ambientale si rimanda alla discussione contenuta nel Summary Report del Descrittore 3 Pesca, Traguardo ambientale 3.1, sulla base del quale esso risulta “non conseguito”.

Tabella 8. Risultati della valutazione a livello di criterio, specie e gruppo di specie nelle tre sottoregioni (MWE=Mediterraneo occidentale; MIC=Ionio e Mediterraneo centrale; MAD=Adriatico). (GES “conseguito” in verde; GES “non conseguito” in rosso; GES “sconosciuto” in giallo).

Specie/Gruppo di specie	MWE	MIC	MAD	MWE	MIC	MAD
	Valutazione criterio D3C2			Valutazione gruppo di specie		
Pesci demersali						
<i>Boops boops</i>	Green	Red				
<i>Chelidonichthys lucerna</i>		Red	Green			
<i>Diplodus annularis</i>		Red				
<i>Merlangius merlangus</i>			Red			
<i>Merluccius merluccius</i>	Red	Red	Green			
<i>Mullus barbatus</i>	Red	Yellow	Green			
<i>Mullus surmuletus</i>		Red	Red			
<i>Mustelus mustelus</i>			Green			
<i>Pagellus acarne</i>		Green				
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Green					
<i>Pagellus erythrinus</i>	Green	Red				
<i>Raja asterias</i>	Red					
<i>Raja clavata</i>	Red	Green				
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Red					
<i>Scophthalmus maximus</i>			Red			
<i>Scorpaena scrofa</i>		Green				
<i>Solea solea</i>			Red			
<i>Trisopterus minutus</i>	Red		Red			
<i>Zeus faber</i>	Green		Red			
Pesci pelagici						
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Green	Red	Green			
<i>Micromesistius poutassou</i>	Red					
<i>Sardina pilchardus</i>	Green	Red	Red			
<i>Trachurus mediterraneus</i>	Green	Red	Red			
<i>Trachurus trachurus</i>	Green	Red	Red			
Pesci di acque profonde				Red	Red	Red
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Red	Red				
<i>Lepidopus caudatus</i>		Red				
<i>Lophius budegassa</i>	Red	Red	Red			
<i>Phycis blennoides</i>	Red					

Specie/Gruppo di specie	MWE	MIC	MAD	MWE	MIC	MAD
	Valutazione criterio D3C2			Valutazione gruppo di specie		
Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale						
<i>Alloteuthis media</i>						
<i>Eledone cirrhosa</i>						
<i>Eledone moschata</i>						
<i>Illex coindetii</i>						
<i>Loligo vulgaris</i>						
<i>Octopus vulgaris</i>						
<i>Sepia officinalis</i>						

3 Sintesi

La valutazione del Buono stato ambientale (GES) e l'aggiornamento delle definizioni di GES e dei Traguardi ambientali (Target) è stata condotta seguendo un diverso approccio metodologico per il gruppo di specie dei Pesci costieri rispetto ai restanti gruppi di specie, ossia i Pesci pelagici, i Pesci demersali, i Pesci di acque profonde e il gruppo dei Cefalopodi costieri e della piattaforma continentale. Per quest'ultimi ci si è avvalsi dei dati provenienti dal programma nazionale di raccolta dei dati alieutici e per tale ragione la composizione dei gruppi consiste di specie aventi rilevanza commerciale. La valutazione stessa è effettuata sulla base degli esiti delle valutazioni svolte nell'ambito del Descrittore 3 "Pesca", sulla base di valori soglia derivanti dal concetto di Spawning Stock Biomass (SSB) proprio della biologia della pesca. Riferendosi ai Pesci costieri si è ritenuto di focalizzare le indagini sulle comunità ittiche strettamente costiere dell'habitat fondi rocciosi infralitorali, che sono sottoposti a differenti tipi di pressioni rispetto alle precedenti. In particolare, a un prelievo della pesca commerciale avente carattere artigianale, nonché legata a usi sportivi e ricreativi, e a forme d'inquinamento e di degrado degli habitat legati all'urbanizzazione e agli usi turistici. Per quest'ultimo gruppo, i valori soglia per le specie target sono stati desunti dai dati raccolti nelle indagini stesse, scegliendo quali condizioni di riferimento quelle proprie delle aree marine protette (zone B e C), in cui gli usi del mare sono improntati a un principio di sostenibilità.

Il gruppo di specie dei Pesci costieri è stato valutato in una condizione di GES non buono per tutte e tre le sottoregioni. Anche i restanti gruppi di specie dei pesci e dei Cefalopodi sono risultati in uno stato (GES) non buono per tutte e tre le sottoregioni, con la sola eccezione dei Pesci pelagici in Mediterraneo occidentale.

4 Bibliografia

Giakoumi S., Scianna C., Plass-Johnson J., Micheli F., Grorud-Colvert K. et al. (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Scientific Reports*, 7: 8940.

1 Introduzione

Posidonia oceanica è un habitat prioritario ai sensi della Direttiva Habitat, 1992/43 /CEE, è una specie endemica del mar Mediterraneo e, per ampiezza di distribuzione e abbondanza, è una delle specie più importanti per garantire l'equilibrio ecologico costiero. Si insedia su substrati sabbiosi, rocciosi e su *matte*, tra la superficie e 40 m circa di profondità, formando ampie distese chiamate praterie.

Le praterie hanno una elevata biodiversità associata, sono aree *nursery* per molti pesci e di rifugio per diversi organismi. Hanno un'elevata produzione di ossigeno, di biomassa vegetale e di produzione primaria, serbatoio di carbonio. Le praterie e la *matte* influenzano la dinamica sedimentaria costiera, agendo come trappole per il sedimento e dissipando parte dell'energia delle onde. Le sue foglie morte depositate sulla riva (*banquette*) sono barriere naturali contro l'erosione costiera.

Nel Mediterraneo tra il 13% e il 50% delle praterie di *P. oceanica* sono regredite considerevolmente in termini di estensione fino alla perdita completa dell'area occupata e le rimanenti praterie hanno subito una riduzione della densità e della copertura in particolare nelle aree costiere fortemente urbanizzate (Telesca et al., 2015, Marbà et al., 2014).

Anche in Italia, *P. oceanica*, presente nel mare Tirreno, Ionio, Adriatico sud- occidentale, è in forte in regressione. La regressione è dovuta sia ai fenomeni naturali (erosione costiera, cambiamenti climatici) sia alle diverse e crescenti pressioni antropiche ma anche da una cattiva gestione della fascia costiera. Inquinamento, pesca a strascico illegale, ancoraggi non regolamentati, la costruzione o l'ampliamento di porti, la messa in posa di barriere di difesa costiera, l'installazione di elettrodotti e condotte sottomarine può danneggiare porzioni di prateria di *P. oceanica*, causando perdita o frammentazione dell'habitat (Bouderesque et al., 2012).

Specifiche misure di protezione e conservazione sono previste dalla Direttiva Habitat (92/43 /CEE) (Siti di Interesse Comunitario – Rete Natura 2000) e dal Protocollo relativo alle Zone Specialmente Protette e alla Biodiversità in Mediterraneo previsto dalla Convenzione di Barcellona (legge 25 Gennaio 1979 n. 30) (Protocollo SPA/BIO) e dalla Convenzione di Berna (82/72/CE).

Ai fini della valutazione e facendo riferimento agli Habitat EUNIS, l'habitat *Posidonia oceanica* è incluso nel BHT della Strategia Marina MB2 (habitat biogenici infralitorali) (Tabella 1).

Tabella 1. Habitat EUNIS per la valutazione MSFD.

	Level 2	Hard/firm		Soft			
		Rock*	Biogenic habitat (flora/ fauna)	Coarse	Mixed	Sand	Mud
Phytal gradient/ hydrodynamic gradient	Littoral	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6
	Infralittoral	MB1	MB2	MB3	MB4	MB5	MB6
	Circalittoral	MC1	MC2	MC3	MC4	MC5	MC6
Aphytal/ hydrodynamic gradient	Offshore circalittoral	MD1	MD2	MD3	MD4	MD5	MD6
	Upper bathyal	ME1	ME2	ME3	ME4	ME5	ME6
	Lower bathyal	MF1	MF2	MF3	MF4	MF5	MF6
	Abysal	MG1	MG2	MG3	MG4	MG5	MG6

MSFD Broad Habitat Types

2 Articolo 8 del d.lgs. 190/2010 – valutazione ambientale

Il dataset elaborato ai fini della valutazione art. 8 deriva dal monitoraggio nazionale per l'implementazione della Direttiva Strategia Marina per gli anni 2018-2021. I dati sono stati raccolti sulla base di indicazioni metodologiche riportate nel "Programma di monitoraggio (MWEIT-D01-05, MADIT-D01-05, MICIT-D01-05) - Praterie di *Posidonia oceanica*-Condizione ed estensione dell'habitat" pubblicate nel Sistema Informativo Centralizzato per la Strategia Marina (<http://www.db-strategiamarina.isprambiente.it/app/#/>).

Sono stati integrati nella valutazione anche i dati relativi allo Stato Ecologico dei Corpi idrici marino-costieri, Elemento di Qualità Biologica "Angiosperme – *P. oceanica*" (Indice PREI) per l'implementazione del Dlgs 152/06 (recepimento della Direttiva quadro sulle Acque WFD 2000/60/CE) per gli anni 2018-2021 (Flusso dati Eionet SoE - <https://www.sintai.isprambiente.it>).

Per ciò che attiene la metodologia d'indagine prevista dal Programma Nazionale di Monitoraggio per la Strategia Marina, la superficie indagata per ciascuna area d'indagine è pari a 3 km² (eventualmente frazionabili) e comprensiva del limite superiore e inferiore della prateria di *P. oceanica*. Le aree di indagine sono state scelte sulla base di dati cartografici esistenti in modo da essere rappresentative di diverse condizioni ambientali e di impatti di intensità differenti, tenendo conto delle attività di monitoraggio già poste in essere in attuazione della Direttiva Quadro Acque (2000/60/CE) e della Direttiva Habitat (92/43/CEE), e ai siti della Rete Natura 2000.

Il piano di campionamento è quello previsto dal protocollo ISPRA, valido sia per l'applicazione del D.lgs. 190/10 (Direttiva Strategia Marina) sia per il D.lgs.152/06 (Direttiva Quadro sulle Acque).

Il protocollo di indagine, relativo all'estensione dell'habitat, prevede di eseguire rilievi da remoto, ogni 3 anni, dei limiti inferiori e superiori delle praterie oggetto di monitoraggio.

Nelle aree individuate è necessario acquisire dati acustici sulla morfologia del substrato (utilizzando un *multibeam echosounder*, preferibilmente con installazione a scafo e in grado di acquisire dati di *backscatter*, al fine di restituire il dato come modello digitale del terreno 'DTM') e sulla *facies a Posidonia oceanica* (utilizzando un *Side Scan Sonar*) sulle aree di 3 km² e identificare la tipologia dei limiti della prateria lungo la loro estensione attraverso la raccolta di documentazione video fotografica ad alta definizione e georeferenziata mediante l'impegno di ROV (*Remotely Operated Vehicle*) con videocamera con sensore Full HD.

Il protocollo di indagine, relativo alla condizione dell'habitat, prevede che stime e prelievi eseguiti in immersione da personale scientifico qualificato. In ogni area di indagine, il campionamento è effettuato in due stazioni a differenti batimetrie: la prima a -15 metri (centro prateria) e la seconda alla profondità del limite inferiore.

- Stazione a 15 m

Nella stazione a -15 metri si esegue un campionamento gerarchico e si identificano 3 sub-aree da 400m² (distanziate tra loro almeno 10 metri) in cui verranno effettuati 6 repliche per le misure di densità dei fasci e 6 repliche per i prelievi dei fasci ortotropi. In totale verranno effettuate 9 misure di densità dei fasci e verranno prelevati 18 fasci ortotropi. Per ciascuna delle 3 aree, oltre alle misure e i prelievi di cui sopra, devono essere annotati:

- la presenza di fioriture
- il tipo di substrato
- la continuità della prateria
- la composizione della prateria (effettuando stime percentuali di copertura relative a: *P. oceanica*, *matte morta*, *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera*, *Caulerpa cylindracea* e *Caulerpa taxifolia*).

Nella stazione a 15 metri, devono essere prelevate inoltre aliquote di sedimento ai fini dell'analisi granulometrica e del TOC (*Total Organic Carbon*).

- Stazione del limite inferiore (transetto orizzontale)

Sul limite inferiore indagato, la strategia di campionamento dovrà essere realizzata lungo un transetto orizzontale (i.e. transetto di 50-60m). Verranno effettuati 6 repliche per le misure di densità dei fasci e 6 prelievi di fasci ortotropi. Lungo il transetto orizzontale devono essere rilevate le seguenti informazioni:

- la presenza di fioriture
- il tipo di substrato
- la continuità della prateria
- la composizione della prateria (effettuando stime percentuali di copertura relative a: *P. oceanica*, *matte morta*, *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera*, *Caulerpa cylindracea* e *Caulerpa taxifolia*)
- profondità del limite inferiore
- tipo di limite
- scalzamento dei rizomi
- portamento dei rizomi

Nella stazione del limite inferiore, devono essere prelevate inoltre aliquote di sedimento ai fini dell'analisi granulometrica e del TOC (*Total Organic Carbon*).

- Parametri chimico-fisici della colonna d'acqua

Durante il monitoraggio biologico di *P. oceanica* si rilevano i parametri chimico-fisici della colonna d'acqua (%O₂; pH; salinità psu; temperatura °C; Chl_a µg/l; O₂ disciolto µmol O₂/l; conducibilità µS/cm) dovrà essere effettuata mediante l'utilizzo di una sonda multiparametrica CTD. La trasparenza dovrà essere valutata mediante Disco Secchi (metri).

Per Ciascuna area indagata pari a 3km² (di seguito denominate Aree) vengono identificati uno o più transetti (dai uno a tre) per la rilevazione dei parametri funzionali della pianta in siti posti a centro prateria (di seguito denominati Siti 15m per definizione) e sul limite inferiore (di seguito denominati Siti lim. Inf.). Complessivamente sono stati elaborati i dati derivanti dalle attività di monitoraggio per l'implementazione della Direttiva Strategia Marina in 98 Aree (MRU Mediterraneo Occidentale), 27 Aree (MRU Mediterraneo Centrale e Ionio), 27 Aree (MRU Adriatico). Inoltre, sono state elaborati i dati derivanti dalle attività di monitoraggio per l'implementazione della Direttiva quadro sulle Acque WFD 2000/60/CE (Dlgs 152/06) in 76 Corpi idrici (MRU Mediterraneo Occidentale), 20 Corpi idrici (MRU Mediterraneo Centrale e Ionio), 10 Corpi idrici (MRU Adriatico).

Nelle Tabelle 2-7 vengono riportati i dataset elaborati per ciascuna MRU relativi alle attività di monitoraggio per l'implementazione della Direttiva Strategia Marina.

Tabella 2. Aree MRU Mediterraneo Occidentale (MWE) 98 aree.

CountryCode	ID_AREA	AreaName	Estensione Area Indagata (Km2)	Region	AreaCODE	MRU	Year
IT	SAR_21_W_ACO	S_Antioco_Costa_Ovest		3 Sardegna	ACO	WMS	2021
IT	BAS_19_W_AMR	Acquafredda di Maratea		3 Basilicata	AMR	WMS	2019
IT	TOS_19_W_ANS	Ansedonia		3 Toscana	ANS	WMS	2019
IT	TOS_21_W_ANT	ANTIGNANO		3 Toscana	ANT	WMS	2021
IT	LIG_20_W_BDS	Bordighera - Sanremo		3 Liguria	BDS	WMS	2020
IT	SAR_21_W_BMT	Bosa, Capo Marargiu e Porto Tangone		3 Sardegna	BMT	WMS	2021
IT	TOS_19_W_BRT	Baratti		3 Toscana	BRT	WMS	2019
IT	SAR_19_W_CAC	Capo Caccia		3 Sardegna	CAC	WMS	2019
IT	SIC_21_W_CAR	CARINI		3 Sicilia	CAR	WMS	2021
IT	TOS_21_W_CAV	Cavo		3 Toscana	CAV	WMS	2021
IT	BAS_19_W_CCC	Marina di Castrocuoco		3 Basilicata	CCC	WMS	2019
IT	LAZ_20_W_CCT	Fondali tra Capo Circeo e Terracina		3 Lazio	CCT	WMS	2020
IT	LIG_18_W_CGA	Cogoleto - Arenzano		3 Liguria	CGA	WMS	2018
IT	SIC_18_W_CGL	Capo_Gallo		3 Sicilia	CGL	WMS	2018
IT	SAR_21_W_CMG	Stagno di Cagliari, saline di Macchiareddu, Santa Gilla		3 Sardegna	CMG	WMS	2021
IT	TOS_21_W_CMO	CALA MORESCA		3 Toscana	CMO	WMS	2021
IT	TOS_19_W_CPR	Capraia		3 Toscana	CPR	WMS	2019
IT	SIC_19_W_CR1	Cornino A		3 Sicilia	CR1	WMS	2019
IT	SIC_19_W_CR2	Cornino B		3 Sicilia	CR2	WMS	2019
IT	SIC_19_W_CR3	Cornino C		3 Sicilia	CR3	WMS	2019
IT	SIC_19_W_CR4	Cornino D		3 Sicilia	CR4	WMS	2019
IT	CAL_19_W_CRL	Fondali di Cirella		3 Calabria	CRL	WMS	2019
IT	SIC_18_W_CRN	Cornino		3 Sicilia	CRN	WMS	2018
IT	SIC_19_W_CST	Custonaci		3 Sicilia	CST	WMS	2019
IT	CAL_19_W_CVT	Fondali di Capo Vaticano		3 Calabria	CVT	WMS	2019
IT	TOS_19_W_ELN	Elba nord		3 Toscana	ELN	WMS	2019
IT	TOS_19_W_ELS	Elba sud		3 Toscana	ELS	WMS	2019
IT	LAZ_21_W_FCF	Fondali tra le foci del fiume Chiarone e fiume Fiora		3 Lazio	FCF	WMS	2021
IT	LIG_18_W_FRL	Framura - Levanto		3 Liguria	FRL	WMS	2018
IT	TOS_19_W_GGO	Giglio ovest		3 Toscana	GGO	WMS	2019
IT	TOS_19_W_GNN	Giannutri		3 Toscana	GNN	WMS	2019
IT	LIG_18_W_GNV	Genova		3 Liguria	GNV	WMS	2018
IT	TOS_19_W_GOR	Gorgona		3 Toscana	GOR	WMS	2019
IT	TOS_21_W_GOR	GORGONA		3 Toscana	GOR	WMS	2021
IT	SAR_19_W_IAR	Is Arenas		3 Sardegna	IAR	WMS	2019
IT	LAZ_18_W_IDP	Fondali circostanti l'Isola di Ponza		3 Lazio	IDP	WMS	2018
IT	LIG_20_W_IMP	Imperia		3 Liguria	IMP	WMS	2020
IT	LAZ_21_W_IPL	Fondali circostanti l'Isola di Palmarola		3 Lazio	IPL	WMS	2021
IT	CAM_18_W_IRN	Ieranto		3 Campania	IRN	WMS	2018
IT	CAM_20_W_ISA	Ischia Castello Aragonese		3 Campania	ISA	WMS	2020
IT	CAM_20_W_ISB	Banco Ischia		3 Campania	ISB	WMS	2020
IT	TOS_20_W_LCN	Lacona		3 Toscana	LCN	WMS	2020
IT	TOS_20_W_MCP	Marina di Campo		3 Toscana	MCP	WMS	2020
IT	SAR_19_W_MDD	Arcipelago La Maddalena		3 Sardegna	MDD	WMS	2019
IT	SAR_21_W_MDD	Arcipelago La Maddalena		3 Sardegna	MDD	WMS	2021
IT	SAR_21_W_MFT	Area del Monte Ferru di Tertenia		3 Sardegna	MFT	WMS	2021
IT	CAM_18_W_MLB	Massa Lubrense		3 Campania	MLB	WMS	2018
IT	CAM_21_W_MLB	Massa Lubrense		3 Campania	MLB	WMS	2021
IT	SIC_18_W_MRS	Marsala		3 Sicilia	MRS	WMS	2018
IT	SAR_18_W_MRT	Murtas		3 Sardegna	MRT	WMS	2018
IT	LAZ_18_W_MTN	Macchia Tonda		3 Lazio	MTN	WMS	2018
IT	LAZ_18_W_MTT	Mattonara		3 Lazio	MTT	WMS	2018
IT	LIG_18_W_NLB	Noli-Bergeggi		3 Liguria	NLB	WMS	2018
IT	LIG_21_W_NLB	Noli-Bergeggi		3 Liguria	NLB	WMS	2021
IT	SAR_21_W_ORI	Golfo di Oristano (Stagno di Corru S'ittiri)		3 Sardegna	ORI	WMS	2021
IT	SAR_18_W_ORO	Golfo di Orosei		3 Sardegna	ORO	WMS	2018
IT	SAR_21_W_ORR	Lido di Orri		3 Sardegna	ORR	WMS	2021
IT	TOS_21_W_PAL	PUNTA ALA		3 Toscana	PAL	WMS	2021
IT	LAZ_18_W_PCL	Fondali tra Punta del Pecoraro e Capo Linaro		3 Lazio	PCL	WMS	2018
IT	LAZ_20_W_PLC	Fondali tra Capo Portiere e Lago di Caprolace (foce)		3 Lazio	PLC	WMS	2020
IT	SAR_21_W_PLM	Golfo di Palmas (Sant'Antioco_PortoPino)		3 Sardegna	PLM	WMS	2021
IT	SAR_19_W_PLT	Platamona		3 Sardegna	PLT	WMS	2019
IT	SAR_21_W_PLT	Stagno e ginepreto di Platamona		3 Sardegna	PLT	WMS	2021
IT	LAZ_21_W_PMR	Fondali antistanti Punta Morelle		3 Lazio	PMR	WMS	2021
IT	TOS_19_W_PN1	Pianosa1		3 Toscana	PN1	WMS	2019
IT	TOS_19_W_PN2	Pianosa2		3 Toscana	PN2	WMS	2019
IT	TOS_21_W_PNO	Pianosa Ovest		3 Toscana	PNO	WMS	2021
IT	SAR_18_W_PPN	Porto Pino		3 Sardegna	PPN	WMS	2018
IT	CAM_20_W_PRC	Monte di Procida		3 Campania	PRC	WMS	2020
IT	CAM_18_W_PST	Positano		3 Campania	PST	WMS	2018
IT	CAL_19_W_PZC	Fondali di Pizzo Calabro		3 Calabria	PZC	WMS	2019
IT	TOS_21_W_ROS	ROSIGNANO		3 Toscana	ROS	WMS	2021
IT	SAR_19_W_RSS	Monte Russu		3 Sardegna	RSS	WMS	2019
IT	TOS_19_W_SCA	Scoglio d'Africa		3 Toscana	SCA	WMS	2019
IT	SAR_21_W_SCS	Stagni di Colostrai e delle Saline		3 Sardegna	SCS	WMS	2021
IT	BAS_18_W_SIA	Area Posidonia Isola di S.Ianni e Costa prospiciente - TIRRENO		3 Basilicata	SIA	WMS	2018
IT	BAS_19_W_SIA	Isola di S.Ianni e Costa prospiciente		3 Basilicata	SIA	WMS	2019
IT	LIG_18_W_SLM	Sestri levante - Moneglia		3 Liguria	SLM	WMS	2018
IT	SIC_18_W_SLN	Salina		3 Sicilia	SLN	WMS	2018
IT	SAR_21_W_SPR	Capo Spartivento		3 Sardegna	SPR	WMS	2021
IT	SAR_19_W_SPT	Isola di San Pietro		3 Sardegna	SPT	WMS	2019
IT	SAR_21_W_SPT	Isola di San Pietro		3 Sardegna	SPT	WMS	2021
IT	LIG_20_W_STM	Santo Stefano al Mare		3 Liguria	STM	WMS	2020
IT	LIG_18_W_SVV	Savona-Varazze		3 Liguria	SVV	WMS	2018
IT	LIG_21_W_SVV	Savona-Varazze		3 Liguria	SVV	WMS	2021
IT	LAZ_18_W_TAS	Torre Astura (Fondali tra Torre Astura e C. Portiere)		3 Lazio	TAS	WMS	2018
IT	SAR_20_W_TCC	Tavolara Capo Comino		3 Sardegna	TCC	WMS	2020
IT	SAR_21_W_TCC	Tavolara Capo Comino		3 Sardegna	TCC	WMS	2021
IT	LAZ_21_W_TFL	Secche di Torre Flavia		3 Lazio	TFL	WMS	2021
IT	TOS_21_W_TLM	Talamone		3 Toscana	TLM	WMS	2021
IT	LAZ_18_W_TPQ	Fondali tra Marina di Tarquinia e P.ta Quaglia		3 Lazio	TPQ	WMS	2018
IT	CAM_18_W_TRM	Termini		3 Campania	TRM	WMS	2018
IT	SAR_21_W_TRR	Porto Torres		3 Sardegna	TRR	WMS	2021
IT	SAR_21_W_TRV	Capo Testa_Isola Rossa-Vignola_Mare		3 Sardegna	TRV	WMS	2021
IT	TOS_19_W_VDA	Vada		3 Toscana	VDA	WMS	2019
IT	TOS_20_W_VDA	Vada		3 Toscana	VDA	WMS	2020
IT	SAR_18_W_VSM	Villasimius		3 Sardegna	VSM	WMS	2018
IT	SIC_19_W_ZNG	Zingaro		3 Sicilia	ZNG	WMS	2019
		TOTALE km2		294			

Tabella 3. Siti MRU Mediterraneo Occidentale (MWE) 182 siti.

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	ID_SITO	SitoCODE	SitoName	CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	ID_SITO	SitoCODE	SitoName
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_51	S1	CARINI_SITO_A_15	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR2	SIC_19_W_CR2_52	S2	Corninob_inferiore
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_52	S2	CARINI_SITO_A_LIM_SUP	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR2	SIC_19_W_CR2_53	S3	Corninob_superiore
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_53	S3	CARINI_SITO_B_LIM_INF	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR3	SIC_19_W_CR3_51	S1	CorninoC_15
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_54	S4	CARINI_SITO_B_15	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR3	SIC_19_W_CR3_52	S2	CorninoC_inferiore
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_55	S5	CARINI_SITO_B_LIM_SUP	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR3	SIC_19_W_CR3_53	S3	CorninoC_superiore
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_56	S6	CARINI_SITO_C_LIM_INF	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR4	SIC_19_W_CR4_51	S1	CorninoD_15
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_57	S7	CARINI_SITO_C_15	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR4	SIC_19_W_CR4_52	S2	CorninoD_inferiore
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_58	S8	CARINI_SITO_C_LIM_SUP	IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR4	SIC_19_W_CR4_53	S3	CorninoD_superiore
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	SIC_21_W_CAR_59	S9	CARINI_SITO_C_LIM_INF	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_RO5	TOS_21_W_RO5_51	S1	Rosignano limite inf
IT	WMS	Campania	2018	CAM_18_W_MLB	CAM_18_W_MLB_51	S1	Sito Massa Lubrese	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_RO5	TOS_21_W_RO5_52	S2	Rosignano stz. Int.
IT	WMS	Campania	2018	CAM_18_W_TRM	CAM_18_W_TRM_51	S1	Sito Termini	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_RO5	TOS_21_W_RO5_53	S3	Rosignano limite inf
IT	WMS	Campania	2018	CAM_18_W_IRN	CAM_18_W_IRN_51	S1	Sito Ieranto	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_RO5	TOS_21_W_RO5_54	S4	Rosignano stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_PST	LAZ_18_W_PST_51	S1	Sito Postano	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_RO5	TOS_21_W_RO5_55	S5	Rosignano limite inf
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_IDP	LAZ_18_W_IDP_51	S1	Sito 1	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_RO5	TOS_21_W_RO5_56	S6	Rosignano stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_IDP	LAZ_18_W_IDP_52	S2	Sito 2	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ANT	TOS_21_W_ANT_51	S1	Artignano limite inf
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TAS	LAZ_18_W_TAS_51	S1	Sito 1	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ANT	TOS_21_W_ANT_52	S2	Artignano stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TAS	LAZ_18_W_TAS_52	S2	Sito 2	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ANT	TOS_21_W_ANT_53	S3	Artignano limite inf
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TPO	LAZ_18_W_TPO_51	S1	Sito 1	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ANT	TOS_21_W_ANT_54	S4	Artignano stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TPO	LAZ_18_W_TPO_52	S2	Sito 2	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ANT	TOS_21_W_ANT_55	S5	Artignano limite inf
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_MTT	LAZ_18_W_MTT_51	S1	Sito 1	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ANT	TOS_21_W_ANT_56	S6	Artignano stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_MTT	LAZ_18_W_MTT_52	S2	Sito 2	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GDR	TOS_21_W_GDR_51	S1	Gorgona limite inf
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_PCL	LAZ_18_W_PCL_51	S1	Sito 1	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GDR	TOS_21_W_GDR_52	S2	Gorgona stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_PCL	LAZ_18_W_PCL_52	S2	Sito 2	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GDR	TOS_21_W_GDR_53	S3	Gorgona limite inf
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_MTN	LAZ_18_W_MTN_51	S1	Sito 1	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GDR	TOS_21_W_GDR_54	S4	Gorgona stz. Int.
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_MTN	LAZ_18_W_MTN_52	S2	Sito 2	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GDR	TOS_21_W_GDR_55	S5	Gorgona limite inf
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_CRN	SIC_18_W_CRN_51	S1	Cornino_inferiore	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GDR	TOS_21_W_GDR_56	S6	Gorgona stz. Int.
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_CRN	SIC_18_W_CRN_52	S2	Cornino_15	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	TOS_21_W_PAL_51	S1	Punta Ala limite inf
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_MRS	SIC_18_W_MRS_51	S1	Marsala_inferiore	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	TOS_21_W_PAL_52	S2	Punta Ala stz. Int.
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_MRS	SIC_18_W_MRS_52	S2	Marsala_15	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	TOS_21_W_PAL_53	S3	Punta Ala limite inf
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_SLN	SIC_18_W_SLN_51	S1	Salina_inferiore	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	TOS_21_W_PAL_54	S4	Punta Ala stz. Int.
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_SLN	SIC_18_W_SLN_52	S2	Salina_15	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	TOS_21_W_PAL_55	S5	Punta Ala limite inf
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_CGL	SIC_18_W_CGL_51	S1	Capo Gallo_inferiore	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	TOS_21_W_PAL_56	S6	Punta Ala stz. Int.
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_ADD	SAR_19_W_ADD_51	S1	Arcipelago La Maddalena_501	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	TOS_21_W_CMO_51	S1	Calia Moresca limite inf
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_CAC	SAR_19_W_CAC_51	S1	Capo Gacis_501	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	TOS_21_W_CMO_52	S2	Calia Moresca stz. Int.
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_RSS	SAR_19_W_RSS_51	S1	Monte Russu_501	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	TOS_21_W_CMO_53	S3	Calia Moresca limite inf
IT	WMS	Sardegna	2018	SAR_18_W_ORO	SAR_18_W_ORO_51	S1	Golfo di Orosel_501	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	TOS_21_W_CMO_54	S4	Calia Moresca stz. Int.
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_IAR	SAR_19_W_IAR_51	S1	Is Arenas_501	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	TOS_21_W_CMO_55	S5	Calia Moresca limite inf
IT	WMS	Sardegna	2018	SAR_18_W_VSM	SAR_18_W_VSM_51	S1	Villasimius_501	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	TOS_21_W_CMO_56	S6	Calia Moresca stz. Int.
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_SPT	SAR_19_W_SPT_51	S1	Isola di San Pietro_501	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_TFL	LAZ_21_W_TFL_52	S2	Sito 2
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_PPN	SAR_19_W_PPN_51	S1	Porto Pino_501	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_TFL	LAZ_21_W_TFL_51	S1	Sito 1
IT	WMS	Sardegna	2018	SAR_18_W_MRT	SAR_18_W_MRT_51	S1	Murtas_501	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_FCF	LAZ_21_W_FCF_52	S2	Sito 2
IT	WMS	Sardegna	2019	SAR_19_W_PLT	SAR_19_W_PLT_51	S1	Platamona_501	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_FCF	LAZ_21_W_FCF_51	S1	Sito 1
IT	WMS	Campania	2020	CAM_20_W_PRC	CAM_20_W_PRC_51	S1	Monte di Prociada	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_PMR	LAZ_21_W_PMR_52	S2	Sito 2
IT	WMS	Campania	2020	CAM_20_W_ISA	CAM_20_W_ISA_51	S1	Ischia Castello Aragonese	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_PMR	LAZ_21_W_PMR_51	S1	Sito 1
IT	WMS	Campania	2020	CAM_20_W_ISB	CAM_20_W_ISB_51	S1	Banco Ischia	IT	WMS	Lazio	2020	LAZ_20_W_PLC	LAZ_20_W_PLC_52	S2	Sito 2
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_BRT	TOS_19_W_BRT_51	S1	Barattì stz int	IT	WMS	Lazio	2020	LAZ_20_W_PLC	LAZ_20_W_PLC_51	S1	Sito 1
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_BRT	TOS_19_W_BRT_52	S2	Barattì limite inf	IT	WMS	Lazio	2020	LAZ_20_W_CCT	LAZ_20_W_CCT_52	S2	Sito 2
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_VDA	TOS_19_W_VDA_51	S1	Vada stz int	IT	WMS	Lazio	2020	LAZ_20_W_CCT	LAZ_20_W_CCT_51	S1	Sito 1
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_VDA	TOS_19_W_VDA_52	S2	Vada limite inf	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_IPL	LAZ_21_W_IPL_52	S2	Sito 2
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_SCA	TOS_19_W_SCA_51	S1	Scoglio d'Africa stz int	IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_IPL	LAZ_21_W_IPL_51	S1	Sito 1
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_SCA	TOS_19_W_SCA_52	S2	Scoglio d'Africa limite inf	IT	WMS	Campania	2021	CAM_21_W_MLB	CAM_21_W_MLB_51	S1	Sito Massa Lubrese
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_GGO	TOS_19_W_GGO_51	S1	Giglio ovest stz int	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	LIG_21_W_NLB_51	S1	Noli-Bergeggi transetto 1 15 metri
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_GGO	TOS_19_W_GGO_52	S2	Giglio ovest limite inf	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	LIG_21_W_NLB_52	S2	Noli-Bergeggi transetto 2 limite inferiore
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ELN	TOS_19_W_ELN_51	S1	Elba nord stz int	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	LIG_21_W_NLB_53	S3	Noli-Bergeggi transetto 2 15 m
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ELN	TOS_19_W_ELN_52	S2	Elba nord limite inf	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	LIG_21_W_NLB_54	S4	Noli-Bergeggi transetto 3 limite inferiore
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ELS	TOS_19_W_ELS_51	S1	Elba sud stz int	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	LIG_21_W_NLB_55	S5	Noli-Bergeggi transetto 3 15 m
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ELS	TOS_19_W_ELS_52	S2	Elba sud limite inf	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	LIG_21_W_NLB_56	S6	Noli-Bergeggi transetto 3 limite inferiore
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_PZC	CAL_19_W_PZC_51	S1	Vibo Marina	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	LIG_21_W_SVV_51	S1	Confine Albissola-Celle figure transetto 1 15 m
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CVT	CAL_19_W_CVT_51	S1	Fondali Capo Vaticano_15	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	LIG_21_W_SVV_52	S2	Confine Albissola-Celle figure transetto 1 limite inferiore
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CVT	CAL_19_W_CVT_52	S2	Fondali Capo Vaticano_inferiore	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	LIG_21_W_SVV_53	S3	Confine Albissola-Celle figure transetto 2 15 m
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CRL	CAL_19_W_CRL_51	S1	Fondali Isola di Cirella-Diamante_15	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	LIG_21_W_SVV_54	S4	Confine Albissola-Celle figure transetto 2 limite inferiore
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CRL	CAL_19_W_CRL_52	S2	Fondali Isola di Cirella-Diamante_inferiore	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	LIG_21_W_SVV_55	S5	Confine Albissola-Celle figure transetto 3 15 m
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_SIA	BAS_19_W_SIA_51	S1	Isola di S.Ianni e Costa prospiciente_15	IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	LIG_21_W_SVV_56	S6	Confine Albissola-Celle figure transetto 3 limite inferiore
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_SIA	BAS_19_W_SIA_52	S2	Isola di S.Ianni e Costa prospiciente_inferiore	IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_MCP	TOS_20_W_MCP_51	S1	Marina di Campo stz int
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_AMR	BAS_19_W_AMR_51	S1	Acquafredda di Maratea_15	IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_MCP	TOS_20_W_MCP_52	S2	Marina di Campo limite inf
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_AMR	BAS_19_W_AMR_52	S2	Acquafredda di Maratea_inferiore	IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_VDA	TOS_20_W_VDA_51	S1	Vada stz int
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_CCC	BAS_19_W_CCC_51	S1	Marina di Castroccuo_15	IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_VDA	TOS_20_W_VDA_52	S2	Vada limite inf
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_CCC	BAS_19_W_CCC_52	S2	Marina di Castroccuo_inferiore	IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_LCN	TOS_20_W_LCN_51	S1	Lacona stz int
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_ZNG	SIC_19_W_ZNG_51	S1	Zingaro_15	IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_LCN	TOS_20_W_LCN_52	S2	Lacona limite inf
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_ZNG	SIC_19_W_ZNG_52	S2	Zingaro_inferiore	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PNO	TOS_21_W_PNO_51	S1	Pianosa ovest stz int
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_ZNG	SIC_19_W_ZNG_53	S3	Zingaro_superiore	IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PNO	TOS_21_W_PNO_52	S2	Pianosa ovest limite inf
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CST	SIC_19_W_CST_51	S1	Customaci_15	IT	WMS						

Tabella 4. Aree MRU Mediterraneo Centrale e Ionio (MIC) 27 aree.

CountryCode	ID_AREA	AreaName	Estensione Area Indagata (Km2)	Region	AreaCODE	MRU	Year
IT	SIC_21_I_AGS	AUGUSTA	3	Sicilia	AGS	ICM	2021
IT	SIC_18_I_BRU	Brucoli	3	Sicilia	BRU	ICM	2018
IT	SIC_21_I_CGR	CAPO GRANITOLA	3	Sicilia	CGR	ICM	2021
IT	CAL_18_I_CLC	Fondali da Crotona a Le Castella	3	Calabria	CLC	ICM	2018
IT	CAL_19_I_CLC	Fondali da Crotona a Le Castella	3	Calabria	CLC	ICM	2019
IT	PUG_19_I_CMR	Campomarino	3	Puglia	CMR	ICM	2019
IT	CAL_19_I_CPC	Fondali Crosia Pietrapaola Cariati	3	Calabria	CPC	ICM	2019
IT	PUG_19_I_GLL	Gallipoli	3	Puglia	GLL	ICM	2019
IT	PUG_21_I_GLL	Gallipoli_Sant'Andrea	3	Puglia	GLL	ICM	2021
IT	SIC_21_I_IGR	ISOLA GRANDE	3	Sicilia	IGR	ICM	2021
IT	PUG_19_I_LPR	Leporano	3	Puglia	LPR	ICM	2019
IT	PUG_20_I_PCN	Palude_del_Conte	3	Puglia	PCN	ICM	2020
IT	SIC_18_I_PLE	Plemmirio	3	Sicilia	PLE	ICM	2018
IT	SIC_19_I_PLE	Plemmirio	3	Sicilia	PLE	ICM	2019
IT	SIC_21_I_SGL	SAN GIULIANO	3	Sicilia	SGL	ICM	2021
IT	PUG_21_I_SUD	Torre_Suda	3	Puglia	SUD	ICM	2021
IT	PUG_19_I_TNT	Taranto	3	Puglia	TNT	ICM	2019
IT	PUG_19_I_TSG	Torre_San_Giovanni	3	Puglia	TSG	ICM	2019
IT	SIC_18_I_VND	Vendicari	3	Sicilia	VND	ICM	2018
IT	PUG_18_I_SGU	T. S.Gregorio-Ugento	3	Puglia	SGU	ICM	2018
IT	PUG_18_I_UGL	Ugento-Lim. S AMP P.Cesareo	3	Puglia	UGL	ICM	2018
IT	PUG_18_I_OVO	Torre Ovo-C.po S.Vito	3	Puglia	OVO	ICM	2018
IT	PUG_18_I_RND	P.ta Rondinella-Foce F.Tara	3	Puglia	RND	ICM	2018
IT	PUG_19_I_SGU	T. S.Gregorio-Ugento	3	Puglia	SGU	ICM	2019
IT	PUG_19_I_TCO	T. Colimena-T. Ovo	3	Puglia	TCO	ICM	2019
IT	PUG_19_I_OVO	Torre Ovo-C.po S.Vito	3	Puglia	OVO	ICM	2019
IT	PUG_19_I_RND	Capo S.Vito-P.ta Rondinella	3	Puglia	RND	ICM	2019
		TOTALE km2	81				

Tabella 5. Siti MRU Mediterraneo Centrale e Ionio (MIC) 87 siti.

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	ID_SITO	SitoCODE	SitoName
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S1	S1	SAN GIULIANO_SITO_A_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S2	S2	SAN GIULIANO_SITO_A_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S3	S3	SAN GIULIANO_SITO_A_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S4	S4	SAN GIULIANO_SITO_B_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S5	S5	SAN GIULIANO_SITO_B_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S6	S6	SAN GIULIANO_SITO_B_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S7	S7	SAN GIULIANO_SITO_C_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S8	S8	SAN GIULIANO_SITO_C_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SIC_21_I_SGL_S9	S9	SAN GIULIANO_SITO_C_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S1	S1	ISOLA GRANDE_SITO_A_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S2	S2	ISOLA GRANDE_SITO_A_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S3	S3	ISOLA GRANDE_SITO_A_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S4	S4	ISOLA GRANDE_SITO_B_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S5	S5	ISOLA GRANDE_SITO_B_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S6	S6	ISOLA GRANDE_SITO_B_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S7	S7	ISOLA GRANDE_SITO_C_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S8	S8	ISOLA GRANDE_SITO_C_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	SIC_21_I_IGR_S9	S9	ISOLA GRANDE_SITO_C_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S1	S1	CAPO GRANITOLA_SITO_A_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S2	S2	CAPO GRANITOLA_SITO_A_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S3	S3	CAPO GRANITOLA_SITO_A_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S4	S4	CAPO GRANITOLA_SITO_B_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S5	S5	CAPO GRANITOLA_SITO_B_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S6	S6	CAPO GRANITOLA_SITO_B_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S7	S7	CAPO GRANITOLA_SITO_C_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S8	S8	CAPO GRANITOLA_SITO_C_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	SIC_21_I_CGR_S9	S9	CAPO GRANITOLA_SITO_C_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S1	S1	AUGUSTA_SITO_A_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S2	S2	AUGUSTA_SITO_A_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S3	S3	AUGUSTA_SITO_A_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S4	S4	AUGUSTA_SITO_B_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S5	S5	AUGUSTA_SITO_B_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S6	S6	AUGUSTA_SITO_B_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S7	S7	AUGUSTA_SITO_C_-15
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S8	S8	AUGUSTA_SITO_C_LIM_SUP
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	SIC_21_I_AGS_S9	S9	AUGUSTA_SITO_C_LIM_INF
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_PLE	SIC_18_I_PLE_S1	S1	Plemmirio_inferiore
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_PLE	SIC_18_I_PLE_S2	S2	Plemmirio_15
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_VND	SIC_18_I_VND_S1	S1	Vendicari_inferiore
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_VND	SIC_18_I_VND_S2	S2	Vendicari_15
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_BRU	SIC_18_I_BRU_S1	S1	Bruccoli_inferiore
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_BRU	SIC_18_I_BRU_S2	S2	Bruccoli_15
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_TSG	PUG_19_I_TSG_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_TSG	PUG_19_I_TSG_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_GLL	PUG_19_I_GLL_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_GLL	PUG_19_I_GLL_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_LPR	PUG_19_I_LPR_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_LPR	PUG_19_I_LPR_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_TNT	PUG_19_I_TNT_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_TNT	PUG_19_I_TNT_S2	S2	
IT	ICM	Calabria	2019	CAL_19_I_CPC	CAL_19_I_CPC_S1	S1	Marina di Calopezzati
IT	ICM	Calabria	2018	CAL_18_I_CLC	CAL_18_I_CLC_S1	S1	Capo Piccolo
IT	ICM	Calabria	2019	CAL_19_I_CLC	CAL_19_I_CLC_S1	S1	Fondali da Crotone a Le Castella_15
IT	ICM	Calabria	2019	CAL_19_I_CLC	CAL_19_I_CLC_S2	S2	Fondali da Crotone a Le Castella_inferiore
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_CMR	PUG_19_I_CMR_S1	S1	Campomarino_A
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_CMR	PUG_19_I_CMR_S2	S2	Campomarino_B
IT	ICM	Sicilia	2019	SIC_19_I_PLE	SIC_19_I_PLE_S1	S1	Plemmirio_-15
IT	ICM	Sicilia	2019	SIC_19_I_PLE	SIC_19_I_PLE_S2	S2	Plemmirio_inferiore
IT	ICM	Sicilia	2019	SIC_19_I_PLE	SIC_19_I_PLE_S3	S3	Plemmirio_superiore
IT	ICM	Puglia	2020	PUG_20_I_PCN	PUG_20_I_PCN_S1	S1	PaludedelConte_A
IT	ICM	Puglia	2020	PUG_20_I_PCN	PUG_20_I_PCN_S2	S2	PaludedelConte_B
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_GLL	PUG_21_I_GLL_S1	S1	Sant'Andrea_A
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_GLL	PUG_21_I_GLL_S2	S2	Sant'Andrea_B
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_SUD	PUG_21_I_SUD_S1	S1	TorreSuda_A
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_SUD	PUG_21_I_SUD_S2	S2	TorreSuda_B
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_SUD	PUG_21_I_SUD_S1	S1	TorreSuda
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_SUD	PUG_21_I_SUD_S2	S2	TorreSuda
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_GLL	PUG_21_I_GLL_S1	S1	Sant'Andrea
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_GLL	PUG_21_I_GLL_S2	S2	Sant'Andrea
IT	ICM	Puglia	2020	PUG_20_I_PCN	PUG_20_I_PCN_S1	S1	PaludedelConte
IT	ICM	Puglia	2020	PUG_20_I_PCN	PUG_20_I_PCN_S2	S2	PaludedelConte
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_SGU	PUG_18_I_SGU_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_SGU	PUG_18_I_SGU_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_UGL	PUG_18_I_UGL_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_UGL	PUG_18_I_UGL_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_OVO	PUG_18_I_OVO_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_OVO	PUG_18_I_OVO_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_RND	PUG_18_I_RND_S1	S1	
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_RND	PUG_18_I_RND_S2	S2	
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_SGU	PUG_19_I_SGU_S1	S1	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_SGU	PUG_19_I_SGU_S2	S2	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_TCO	PUG_19_I_TCO_S1	S1	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_TCO	PUG_19_I_TCO_S2	S2	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_OVO	PUG_19_I_OVO_S1	S1	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_OVO	PUG_19_I_OVO_S2	S2	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_RND	PUG_19_I_RND_S1	S1	Puglia
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_RND	PUG_19_I_RND_S2	S2	Puglia

Tabella 6. Aree MRU Mar Adriatico (MAD) 27 aree.

CountryCode	ID_AREA	AreaName	Estensione Area Indagata (Km2)	Region	AreaCODE	MRU	Year
IT	PUG_19_A_ALM	Alimini		3 Puglia	ALM	ADS	2019
IT	PUG_20_A_BAB	Bari_Balice		3 Puglia	BAB	ADS	2020
IT	PUG_19_A_BAR	Bari		3 Puglia	BAR	ADS	2019
IT	PUG_20_A_CLB	Casalabate		3 Puglia	CLB	ADS	2020
IT	PUG_21_A_EGN	Egnazia		3 Puglia	EGN	ADS	2021
IT	PUG_19_A_LCS	Le_Cesine		3 Puglia	LCS	ADS	2019
IT	PUG_19_A_MDB	Mola_di_Bari		3 Puglia	MDB	ADS	2019
IT	PUG_18_A_MNP	Monopoli		3 Puglia	MNP	ADS	2018
IT	PUG_19_A_SCT	San_Cataldo		3 Puglia	SCT	ADS	2019
IT	PUG_19_A_TCN	Torre_Canne		3 Puglia	TCN	ADS	2019
IT	PUG_19_A_TGU	Torre_Guaceto		3 Puglia	TGU	ADS	2019
IT	PUG_19_A_VNV	Villanova		3 Puglia	VNV	ADS	2019
IT	PUG_18_A_MBR	Molfetta-Bari		3 Puglia	MBR	ADS	2018
IT	PUG_18_A_BTR	Bari-S.Vito (Polignano)		3 Puglia	BTR	ADS	2018
IT	PUG_18_A_MDB	Bari-S.Vito (Polignano)		3 Puglia	MDB	ADS	2018
IT	PUG_18_A_SVM	S.Vito (Polignano)-Monopoli		3 Puglia	SVM	ADS	2018
IT	PUG_18_A_MTC	Monopoli-Torre Canne		3 Puglia	MTC	ADS	2018
IT	PUG_18_A_TCL	T.Canne-Limite N AMP T.Guaceto		3 Puglia	TCL	ADS	2018
IT	PUG_18_A_TGU	AMP Torre Guaceto		3 Puglia	TGU	ADS	2018
IT	PUG_18_A_CCS	Cerano-Le Cesine		3 Puglia	CCS	ADS	2018
IT	PUG_19_A_BTR	Bari-S.Vito (Polignano)		3 Puglia	BTR	ADS	2019
IT	PUG_19_A_SVM	S.Vito (Polignano)-Monopoli		3 Puglia	SVM	ADS	2019
IT	PUG_19_A_TCL	T.Canne-Limite N AMP T.Guaceto		3 Puglia	TCL	ADS	2019
IT	PUG_19_A_ATG	AMP Torre Guaceto		3 Puglia	ATG	ADS	2019
IT	PUG_19_A_CCS	Cerano-Le Cesine		3 Puglia	CCS	ADS	2019
IT	PUG_19_A_LCA	Le Cesine- Alimini		3 Puglia	LCA	ADS	2019
IT	PUG_19_A_AOT	Alimini-Otranto		3 Puglia	AOT	ADS	2019
		TOTALE km2		81			

Tabella 7. Siti MRU Mar Adriatico (MAD) 54 siti.

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	ID_SITO	SitoCODE	SitoName
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_BAR	PUG_19_A_BAR_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_BAR	PUG_19_A_BAR_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MNP	PUG_18_A_MNP_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MNP	PUG_18_A_MNP_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TCN	PUG_19_A_TCN_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TCN	PUG_19_A_TCN_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_SCT	PUG_19_A_SCT_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_SCT	PUG_19_A_SCT_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_LCS	PUG_19_A_LCS_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_LCS	PUG_19_A_LCS_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_ALM	PUG_19_A_ALM_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_ALM	PUG_19_A_ALM_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2020	PUG_20_A_BAB	PUG_20_A_BAB_S1	S1	BariBalice_A
IT	ADS	Puglia	2020	PUG_20_A_BAB	PUG_20_A_BAB_S2	S2	BariBalice_B
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_MDB	PUG_19_A_MDB_S1	S1	MoladiBari_A
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_MDB	PUG_19_A_MDB_S2	S2	MoladiBari_B
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_VNV	PUG_19_A_VNV_S1	S1	Villanova_A
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_VNV	PUG_19_A_VNV_S2	S2	Villanova_B
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TGU	PUG_19_A_TGU_S1	S1	TorreGuaceto_A
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TGU	PUG_19_A_TGU_S2	S2	TorreGuaceto_B
IT	ADS	Puglia	2020	PUG_20_A_CLB	PUG_20_A_CLB_S1	S1	Casalabate_A
IT	ADS	Puglia	2020	PUG_20_A_CLB	PUG_20_A_CLB_S2	S2	Casalabate_B
IT	ADS	Puglia	2021	PUG_21_A_EGN	PUG_21_A_EGN_S1	S1	Egnazia_A
IT	ADS	Puglia	2021	PUG_21_A_EGN	PUG_21_A_EGN_S2	S2	Egnazia_B
IT	ADS	Puglia	2021	PUG_21_A_EGN	PUG_21_A_EGN_S1	S1	Egnazia
IT	ADS	Puglia	2021	PUG_21_A_EGN	PUG_21_A_EGN_S2	S2	Egnazia
IT	ADS	Puglia	2020	PUG_20_A_CLB	PUG_20_A_CLB_S1	S1	Casalabate
IT	ADS	Puglia	2020	PUG_20_A_CLB	PUG_20_A_CLB_S2	S2	Casalabate
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MBR	PUG_18_A_MBR_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_BTR	PUG_18_A_BTR_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MDB	PUG_18_A_MDB_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_SVM	PUG_18_A_SVM_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_SVM	PUG_18_A_SVM_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MTC	PUG_18_A_MTC_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MTC	PUG_18_A_MTC_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_TCL	PUG_18_A_TCL_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_TCL	PUG_18_A_TCL_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_TGU	PUG_18_A_TGU_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_TGU	PUG_18_A_TGU_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_CCS	PUG_18_A_CCS_S1	S1	
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_CCS	PUG_18_A_CCS_S2	S2	
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_BTR	PUG_19_A_BTR_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_SVM	PUG_19_A_SVM_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_SVM	PUG_19_A_SVM_S2	S2	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TCL	PUG_19_A_TCL_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TCL	PUG_19_A_TCL_S2	S2	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_ATG	PUG_19_A_ATG_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_ATG	PUG_19_A_ATG_S2	S2	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_CCS	PUG_19_A_CCS_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_CCS	PUG_19_A_CCS_S2	S2	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_LCA	PUG_19_A_LCA_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_LCA	PUG_19_A_LCA_S2	S2	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_AOT	PUG_19_A_AOT_S1	S1	Puglia
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_AOT	PUG_19_A_AOT_S2	S2	Puglia

Nelle Aree oggetto di valutazione sono stati rilevati nel corso dei monitoraggi alcuni fattori di disturbo evidenti. Nelle Tabelle 8-10 vengono riportate le Aree in cui sono stati individuati fattori di disturbo.

Tabella 8. Aree in cui sono stati rilevati fattori di disturbo per MRU Mediterraneo Occidentale (MWE).

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	AreaName	DisturbancSource
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_IDP	Fondali circostanti Isola di Ponza	assenza
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_MTT	Mattonara	assenza
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_PCL	Fondali tra Punta del Pecoraro e Capo Linaro	assenza
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_MTN	Macchia Tonda	assenza
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_CRN	Cornino	assenza
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_MRS	Marsala	assenza
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_SLN	Salina	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_BRT	Baratti	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_VDA	Vada	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_SCA	Scoglio d'Africa	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_GGO	Giglio ovest	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ELN	Elba nord	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ELS	Elba sud	assenza
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CRL	Fondali di Cirella	assenza
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_ZNG	Zingaro	assenza
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CST	Customaci	assenza
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR1	Cornino A	assenza
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR2	Cornino B	assenza
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR3	Cornino C	presenza
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR4	Cornino D	presenza
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ROS	ROSIGNANO	presenza
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GOR	GORGONA	assenza
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PAL	PUNTA ALA	assenza
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CMO	CALA MORESCA	assenza
IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_TFL	Secche di Torre Flavia	assenza
IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_FCF	Fondali tra le foci del fiume Chiarone e fiume Fiora	assenza
IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_PMR	Fondali antistanti Punta Morelle	assenza
IT	WMS	Lazio	2020	LAZ_20_W_PLG	Fondali tra Capo Portiere e Lago di Caprolace (foce)	assenza
IT	WMS	Lazio	2020	LAZ_20_W_CCT	Fondali tra Capo Circeo e Terracina	assenza
IT	WMS	Lazio	2021	LAZ_21_W_IPL	Fondali circostanti l'Isola di Palmarola	assenza
IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_SVV	Savona-Varazze	assenza
IT	WMS	Liguria	2021	LIG_21_W_NLB	Noli-Bergeggi	assenza
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_SIA	Isola di S.Ianni e Costa prospiciente	assenza
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CVT	Fondali di Capo Vaticano	assenza
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	CARINI	assenza
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TAS	Fondali tra Torre Astura e Capo Portiere	assenza
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TPQ	Fondali tra Marina di Tarquinia e P.ta Quaglia	assenza
IT	WMS	Basilicata	2019	BAS_19_W_CCC	Acquafredda di Maratea	assenza
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_PZC	Fondali di Pizzo	presenza
IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_MCP	Marina di Campo	assenza
IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_VDA	Vada	assenza
IT	WMS	Toscana	2020	TOS_20_W_LCN	Lacona	assenza
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_PNO	Pianosa Ovest	assenza
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_CAV	Cavo	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_CPR	Capraia	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_ANS	Ansedonia	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_GOR	Gorgona	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_GNN	Giannutri	assenza
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_PN1	Pianosa	assenza

Tabella 9. Aree in cui sono stati rilevati fattori di disturbo per MRU Ionio e Mediterraneo Centrale (MIC).

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	AreaName	DisturbancSource
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SAN GIULIANO	presenza
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	CAPO GRANITOLA	assenza
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_AGS	AUGUSTA	assenza
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_PLE	Plemmirio	assenza
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_VND	Vendicari	assenza
IT	ICM	Calabria	2019	CAL_19_I_CLC	Fondali da Crotona a Le Castella	assenza
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	ISOLA GRANDE	assenza
IT	ICM	Calabria	2019	CAL_19_I_CPC	Fondali Crocia Pietrapola Cariati	presenza
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_BRU	Bruoli	assenza
IT	ICM	Calabria	2018	CAL_18_I_CLC	Fondali da Crotona a Le Castella	presenza
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_GLL	Sant'Andrea	assenza
IT	ICM	Puglia	2020	PUG_20_I_PCN	Palude del Conte	assenza
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_OVO	Torre Ovo-C.po S.Vito	presenza
IT	ICM	Puglia	2018	PUG_18_I_RND	P.ta Rondinella-Foce F.Tara	presenza
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_RND	Capo S.Vito-P.ta Rondinella	presenza

Tabella 10. Aree in cui sono stati rilevati fattori di disturbo per MRU Adriatico (MAD).

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	AreaName	DisturbancSource
IT	ADS	Puglia	2021	PUG_21_A_EGN	Egnazia	assenza
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MBR	Molfetta-Bari	presenza
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_BTR	Bari-S.Vito (Polignano)	presenza
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_SVM	S.Vito (Polignano)-Monopoli	presenza
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_BTR	Bari-S.Vito (Polignano)	presenza
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_SVM	S.Vito (Polignano)-Monopoli	presenza
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TCL	T.Canne-Limite N AMP T.Guaceto	presenza

La valutazione sulla componente Habitat *Posidonia oceanica* è effettuata sulla base dei seguenti criteri:

Habitat	Criteri	
	D6C4	D6C5
<i>Posidonia oceanica</i>	✓	✓

2.1 D6C4 Criterio Primario

Il criterio D6C4 (COM DEC 217/848) recita “entità (km²) della perdita del tipo di habitat dovuta a pressioni antropiche non supera una determinata percentuale dell'estensione naturale del tipo di habitat nella zona di valutazione. Attraverso la cooperazione a livello unionale gli Stati membri definiscono l'entità massima ammessa della perdita di habitat in percentuale dell'estensione naturale totale del tipo di habitat, tenendo conto delle specificità regionali o sottoregionali.

Valore soglia unionale (Comunicazione della Commissione C/2024/2078): la percentuale massima di un tipo generale di habitat bentonico in un'area di valutazione che può essere persa è pari al 2 % della sua estensione naturale ($\leq 2\%$) (D6C4).

Descrizione dell'approccio metodologico

La valutazione del superamento del valore soglia viene fatta attraverso la stima della % di *matte* morta rilevata in immersione a centro prateria (per definizione 15m di profondità). Tale valore, tuttavia, deve essere interpretato considerando che nel Mediterraneo tra il 13% e il 50% delle praterie di *P. oceanica* sono regredite considerevolmente in termini di estensione fino alla perdita completa dell'area occupata e le rimanenti praterie hanno subito una riduzione della densità e della copertura in particolare nelle aree costiere fortemente urbanizzate (Telesca et al., 2015, Marbà et al., 2014). Quindi tale valore deve considerarsi come un *proxy* del degrado delle praterie negli ultimi 50 anni.

Per offrire una lettura integrata della perdita di habitat è stato poi utilizzato l'Indice di Conservazione (Moreno et al., 2001) che rapporta la presenza di *matte* morta rispetto alla *Posidonia* viva. Tale Indice varia tra 0 e 1 e classifica le praterie in:

- 1) advanced degree of regression (CI < 0.73)
- 2) impacted meadow (CI between 0.73 and 0.84)
- 3) low-to-moderate conservation status (CI between 0.84 and 0.95)
- 4) high state of conservation (CI > 0.95)

2.1.1 MRU: Mar Mediterraneo Occidentale

Risultati

% di *matte* morta e Indice di Conservazione (IC)

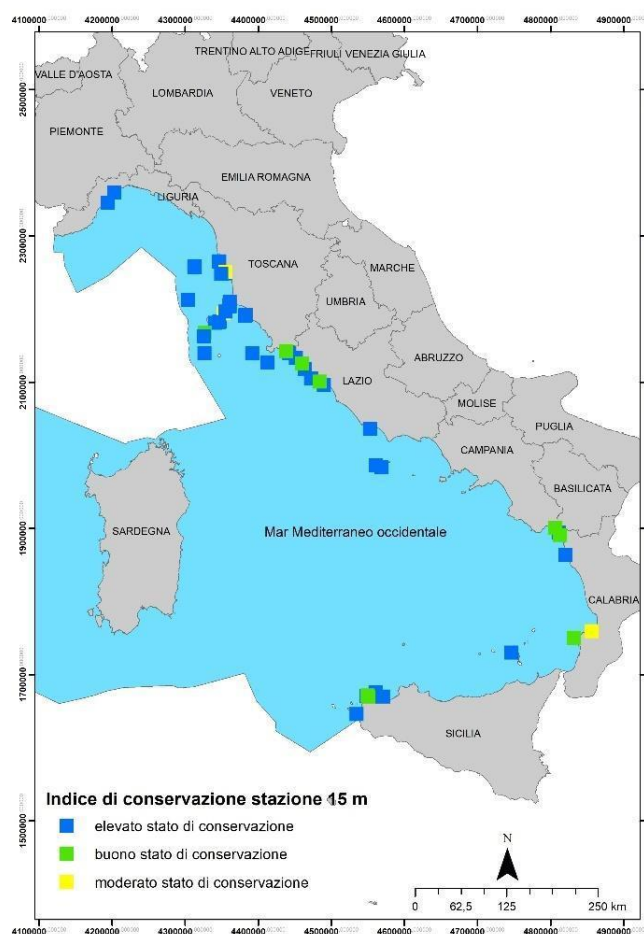


Figura 1. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, pessimo) dell'Indice di Conservazione (IC) rilevato nella prateria nelle Aree di indagine a -15 m.

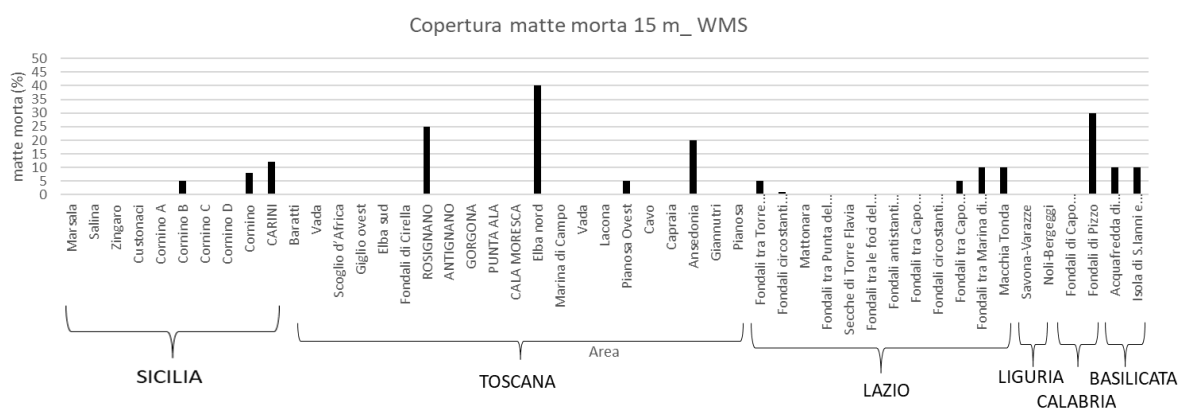


Figura 2. Valore di *matte* morta (%) della prateria nelle Aree di indagine a -15 m.

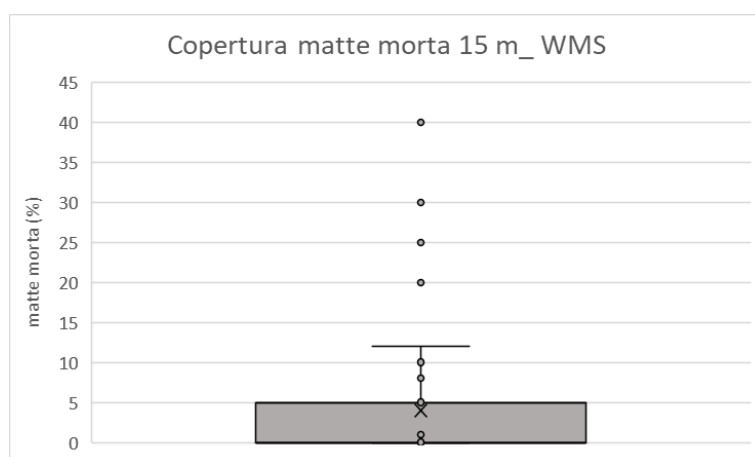


Figura 3. Box-plot dei valori di *matte* morta (%) della prateria nelle Aree di indagine a – 15 m.

Nel Mar Mediterraneo Occidentale l'indice di Conservazione (IC) classifica la maggior parte delle praterie investigate a – 15 m in un elevato stato di conservazione; le restanti le classifica in un buono o sufficiente stato di conservazione (Figura 1). I valori, mostrati nella Figura 2 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo percentuale di copertura di *matte* morta pari al 40 % nell'Elba Nord (Toscana) e un valore minimo pari a 0% nella maggior parte delle Aree investigate. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 0% e un intervallo interquartile tra 0% e 5% (Figura 3).

Considerazioni generali

Nel Mar Mediterraneo Occidentale la perdita di habitat delle praterie di *P. oceanica*, intesa come % di *matte* morta rilevata mediante stime nella stazione intermedia della prateria posta a -15 m, evidenzia un valore percentuale pari al 4%, superiore al valore soglia ($\leq 2\%$) fissato dal criterio D6C4.

Validità e limitazioni

La valutazione del superamento del valore soglia viene fatta attraverso la stima della % di *matte* morta rilevata in immersione a centro prateria (per definizione 15m di profondità). Tale valore, tuttavia, deve essere interpretato considerando che nel Mediterraneo tra il 13% e il 50% delle praterie di *P. oceanica* sono regredite considerevolmente in termini di estensione fino alla perdita completa dell'area occupata e le rimanenti praterie hanno subito una riduzione della densità e della copertura in particolare nelle aree costiere fortemente urbanizzate (Telesca et al., 2015, Marbà et al., 2014). Quindi tale valore deve considerarsi come un proxy del degrado delle praterie negli ultimi 50 anni. Quindi il valore stimato di perdita del 4% di habitat non può essere imputato all'ultimo sessennio di monitoraggio ma è una indicazione di una perdita cronica di habitat.

2.1.2 MRU: Mar Mediterraneo centrale e Ionio

Risultati

% di *matte* morta e Indice di Conservazione (IC)

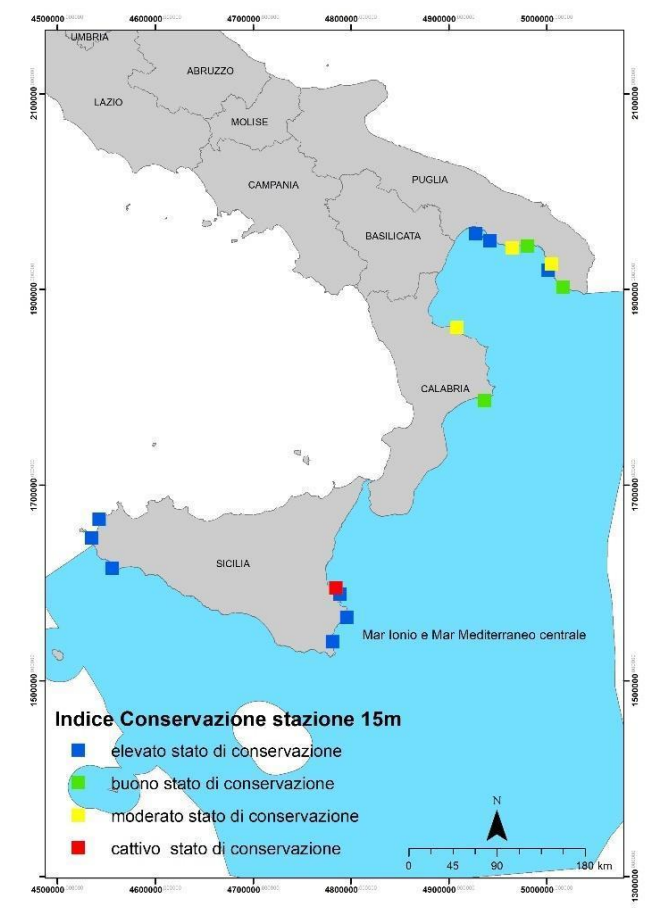


Figura 4. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, pessimo) dell’Indice di Conservazione (IC) rilevato nella prateria nelle Aree di indagine a -15 m.

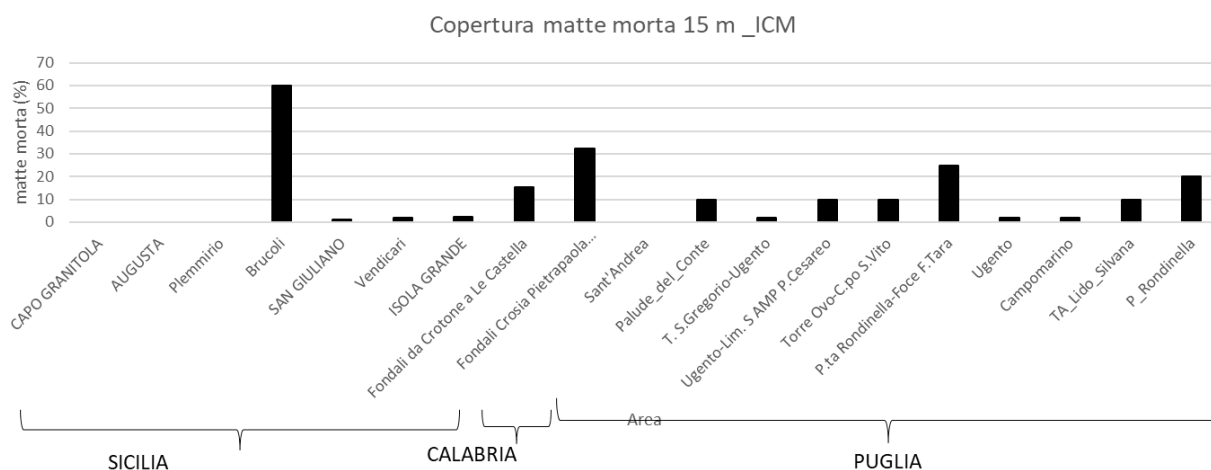


Figura 5. Valore di *matte* morta (%) della prateria nelle Aree di indagine a – 15 m.

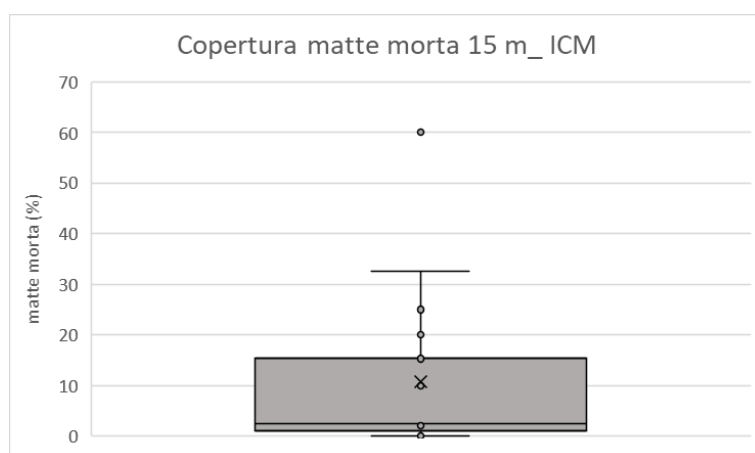


Figura 6. Box-plot dei valori di *matte* morta (%) della prateria nelle Aree di indagine a – 15 m.

Nel Mar Mediterraneo centrale e Ionio l'indice di Conservazione (IC) classifica la maggior parte delle praterie investigate a – 15 m in un elevato e buono stato di conservazione; le restanti le classifica in un sufficiente e pessimo stato di conservazione, (Figura 4). I valori, mostrati nella Figura 5 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo percentuale di copertura di *matte* morta pari al 60 % nell'Area di Brucoli (Sicilia) e un valore minimo pari a 0% in molte Aree investigate. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 3% e un intervallo interquartile tra 1% e 15% (Figura 6).

Considerazioni generali

Nel Mar Mediterraneo centrale e Ionio la perdita di habitat delle praterie di *P. oceanica*, intesa come % di *matte* morta rilevata mediante stime nella stazione intermedia della prateria posta a -15 m, evidenzia un valore percentuale pari al 11,0%, superiore al valore soglia (≤ 2 %) fissato dal criterio D6C4.

Validità e limitazioni

La valutazione del superamento del valore soglia viene fatta attraverso la stima della % di *matte* morta rilevata in immersione a centro prateria (per definizione 15m di profondità). Tale valore, tuttavia, deve essere interpretato considerando che nel Mediterraneo tra il 13% e il 50% delle praterie di *P. oceanica* sono regredite considerevolmente in termini di estensione fino alla perdita completa dell'area occupata e le rimanenti praterie hanno subito una riduzione della densità e della copertura in particolare nelle aree costiere fortemente urbanizzate (Telesca et al., 2015, Marbà et al., 2014). Quindi tale valore deve considerarsi come un proxy del degrado delle praterie negli ultimi 50 anni. Quindi il valore stimato di perdita del 4% di habitat non può essere imputato all'ultimo sessennio di monitoraggio ma è una indicazione di una perdita cronica di habitat. Per questa MRU, inoltre, il dataset è abbastanza limitato e non descrive correttamente l'assetto ecologico dell'habitat dell'intera MRU.

2.1.3 MRU: Mar Adriatico

Risultati

Indice di Conservazione (IC)

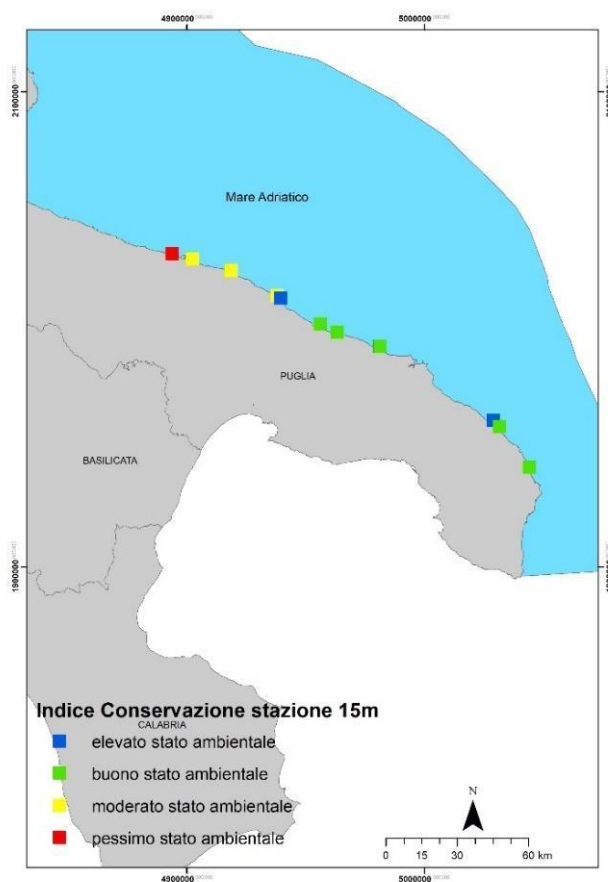


Figura 7. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, pessimo) dell'Indice di Conservazione (IC) rilevato nella prateria nelle Aree di indagine a -15 m.

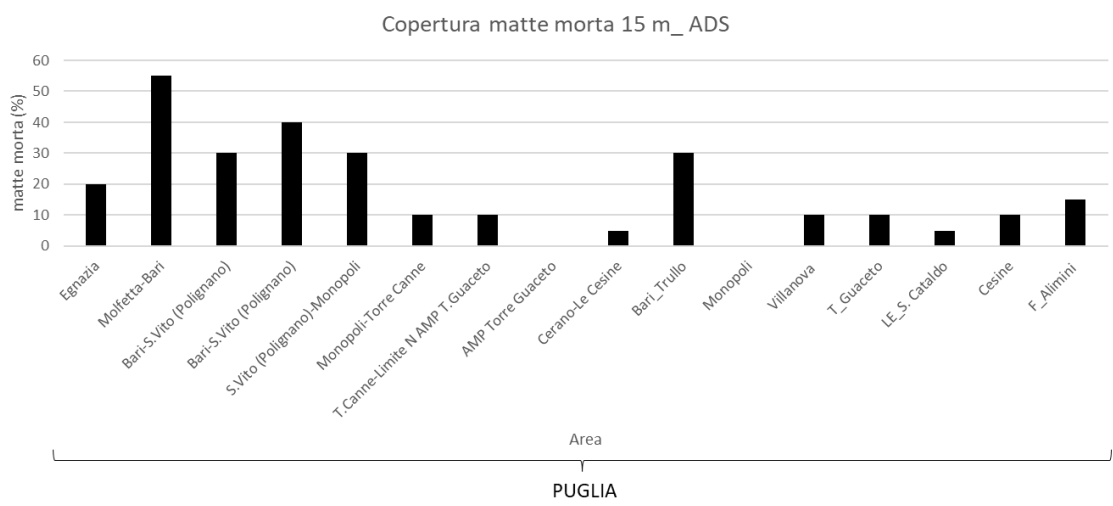


Figura 8. Valore di *matte morta* (%) della prateria nelle Aree di indagine a – 15 m.

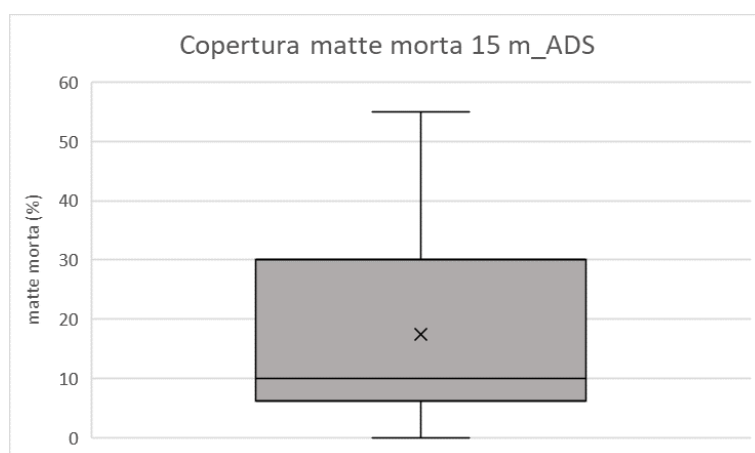


Figura 9. Box-plot dei valori di *matte morta* (%) della prateria nelle Aree di indagine a – 15 m.

Nel Mar Adriatico l'indice di Conservazione (IC) classifica la maggior parte delle praterie investigate a – 15 m in un buono e/o sufficiente stato di conservazione; le restanti le classifica in un elevato o cattivo stato di conservazione (Figura 7). I valori, mostrati nella Figura 8 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo percentuale di copertura di *matte morta* pari al 55 % nell'Area di Molfetta Bari (Puglia) e un valore minimo pari a 0% nella Area di AMP Torre Guaceto e Monopoli. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 10% e un intervallo interquartile tra 6,25% e 30 % (Figura 9).

Considerazioni generali

Nel Mar Adriatico la perdita di habitat delle praterie di *P. oceanica*, intesa come % di *matte morta* rilevata mediante stime nella stazione intermedia della prateria posta a -15 m, evidenzia un valore percentuale pari al 17,5%, superiore al valore soglia (≤ 2 %).

Validità e limitazioni

La valutazione del superamento del valore soglia viene fatta attraverso la stima della % di *matte morta* rilevata in immersione a centro prateria (per definizione 15m di profondità). Tale valore, tuttavia, deve essere interpretato considerando che nel Mediterraneo tra il 13% e il 50% delle praterie di *P. oceanica* sono regredite considerevolmente in termini di estensione fino alla perdita completa dell'area occupata e le rimanenti praterie hanno subito una riduzione della densità e della copertura in particolare nelle aree costiere fortemente urbanizzate (Telesca et al., 2015, Marbà et al., 2014). Quindi tale valore deve considerarsi come un proxy del degrado delle praterie negli ultimi 50 anni. Quindi il valore stimato di perdita del 4% di habitat non può essere imputato all'ultimo sessennio di monitoraggio ma è una indicazione di una perdita cronica di habitat. Per questa MRU, inoltre, il dataset è abbastanza limitato e non descrive correttamente l'assetto ecologico dell'habitat dell'intera MRU.

Inoltre, le praterie pugliesi sono adattate alle condizioni peculiari del bacino Adriatico mostrando adattamenti specifici (Costantino et al., 2006; 2010) alle condizioni di trofia e di sedimentazione propri di questo bacino che risente fortemente degli input del fiume Po.

2.2 D6C5 Criterio Primario

D6C5 Criterio Primario (COM DEC 217/848): estensione (km²) degli **effetti negativi** dovuti a **pressioni antropiche** sulla condizione del tipo di habitat, compresa l'alterazione della struttura biotica e abiotica (ad esempio, composizione tipica delle specie e relativa abbondanza, assenza di specie particolarmente sensibili o fragili o che assolvono una funzione fondamentale, struttura dimensionale della specie), non supera una determinata percentuale dell'estensione naturale del tipo di habitat nella zona di valutazione.

Valore soglia unionale (Comunicazione della Commissione C/2024/2078): La percentuale massima di un tipo generale di habitat bentonico in un'area di valutazione che può risentire degli effetti negativi è pari al 25 % della sua estensione naturale (≤ 25 %). Tale percentuale include la percentuale del tipo generale di habitat bentonico che è stata persa (D6C5). Un tipo generale di habitat bentonico risente degli effetti negativi in un'area di valutazione se mostra una deviazione inaccettabile dallo stato di riferimento nella sua struttura e nelle sue funzioni biotiche e abiotiche (ad esempio composizione tipica delle specie e relativa abbondanza e struttura dimensionale, specie sensibili o specie che assolvono funzioni fondamentali, recuperabilità e funzionamento degli habitat e dei processi ecosistemici) (D6C5).

Descrizione dell'approccio metodologico

Per la valutazione della condizione dell'habitat sono stati selezionati i seguenti parametri che forniscono una lettura integrata delle dinamiche ecologiche delle praterie indagate:

- Profondità del limite inferiore
- Tipologia del limite inferiore
- Densità dei fasci fogliari sia a centro prateria (15m per definizione) che sul limite inferiore
- Allungamento del rizoma a centro prateria (15m per definizione)

Tali parametri, ad eccezione della tipologia del limite inferiore, sono stati poi interpretati attraverso le scale di valutazione proposte in ambito UNEP/MAP in ambito RAC/SPA. I dati utilizzati per le valutazioni sono mediati per Area e quindi rappresentano una robusta valutazione della porzione di prateria indagata. Al fine di interpretare correttamente il raggiungimento del valore soglia proposto per il criterio D6C5 sono state considerate accettabili le classi di valutazione Elevato, Buono, Sufficiente, perché garantiscono il mantenimento della struttura e delle funzioni proprie dell'habitat. Sono state considerate non accettabili le classi Scarso e Cattivo. Relativamente alla tipologia del limite inferiore, si è considerato non accettabile la sola tipologia di "limite regressivo". Per ciascun descrittore, il numero di Aree ritenute non accettabili mediante la classificazione adottata è stato rapportato al numero di Aree totali investigate, così da calcolare la % di habitat non accettabile.

Al fine di offrire una lettura integrata della condizione dell'habitat sono stati utilizzati anche i dati dell'indice PREI derivante dal monitoraggio effettuato per l'applicazione delle Direttiva Quadro sulle Acque WFD 2000/60/CE (Dlgs 152/06). Per tale parametro in coerenza con le indicazioni della normativa vigente sono state considerate accettabili le classi di valutazione Elevato, Buono, perché sono quelle che descrivono lo stato ecologico accettabile dei corpi idrici marino-costieri. Sono state considerate non accettabili le classi Sufficiente, Scarso e Cattivo. Analogamente, il numero di Aree ritenute non accettabili mediante la classificazione PREI è stato rapportato al numero di Aree totali investigate, così da calcolare la % di habitat non accettabile.

Vengono inoltre riportate le tabelle che descrivono il rilievo della presenza di specie alloctone in ciascuna area indagata (presenza/assenza).

2.2.1 MRU: Mar Mediterraneo Occidentale

Risultati

Limite inferiore della prateria (profondità e tipologia)

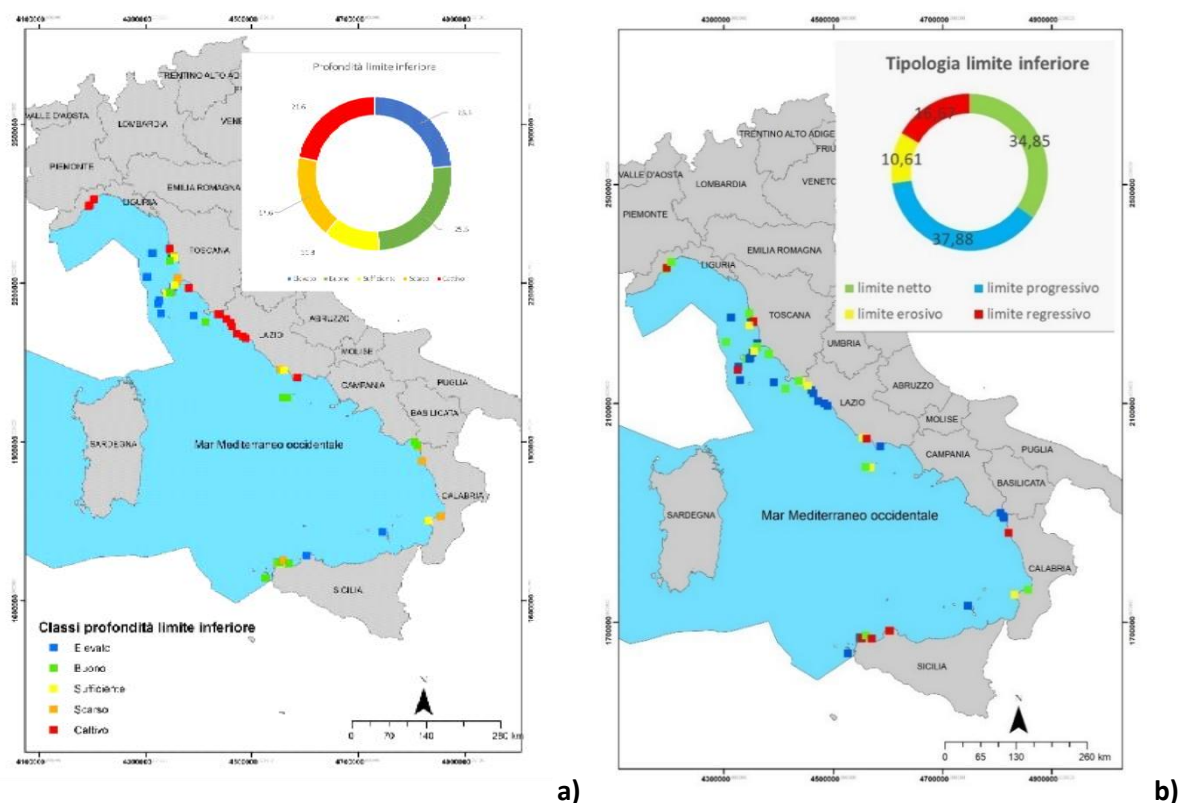


Figura 10. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di profondità del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine; b) Tipologia del limite inferiore della prateria (limite netto, limite progressivo, limite regressivo, limite erosivo) nelle Area di indagine.

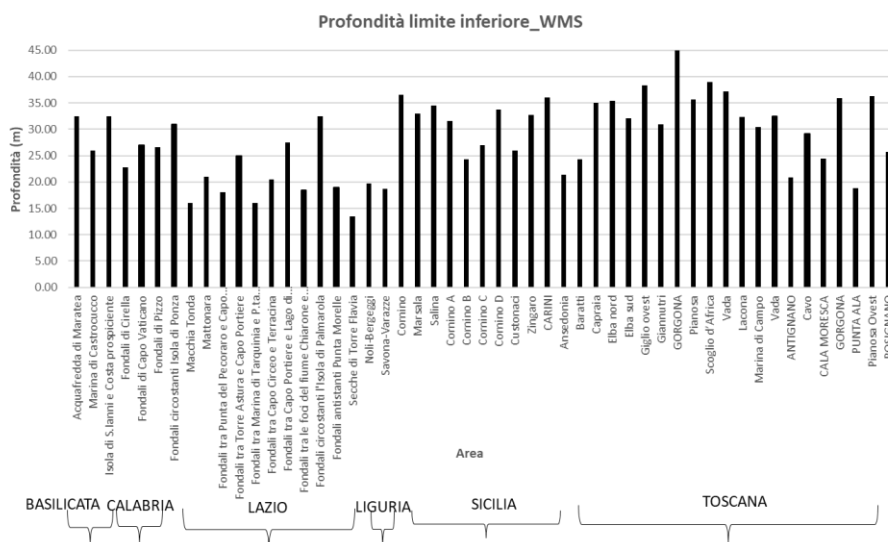


Figura 11. Profondità (m) del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine e relativa tipologia (limite netto, limite progressivo, limite regressivo, limite erosivo).

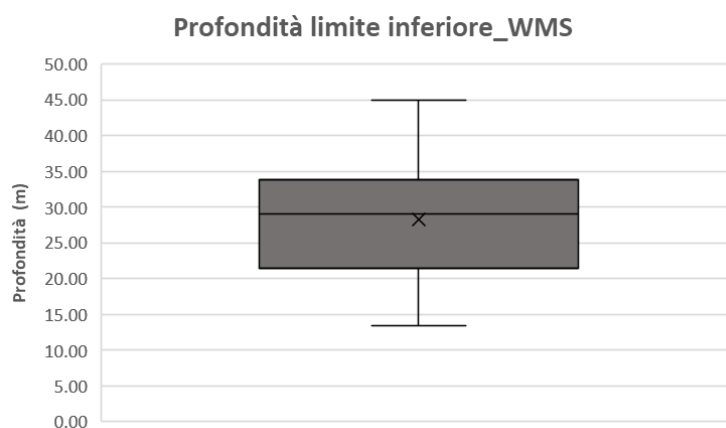


Figura 12. Box-plot dei valori di profondità (m) del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Mediterraneo Occidentale le profondità dei limiti inferiori delle praterie vengono classificate non accettabili perché troppo superficiali nel 39,2% dei casi (17,6% scarso; 21,6% cattivo) (Figura 10a). I valori, mostrati nella Figura 11 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 45,0 m (classe elevato) nell'isola di Gorgona (Toscana) e un valore minimo di 13,5 m (classe cattivo) nelle Secche di Torre Flavia (Lazio). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 29,10 m (classe sufficiente) e un intervallo interquartile tra 21,4 m e 33,8 m (tra classe cattivo e classe buono) (Figura 12). Inoltre, la tipologia del limite inferiore viene classificato non accettabile perché "regressivo", cioè con presenza di *matte* morta, nel 16,7 % dei casi (Figura 10b). I due descrittori (profondità e tipologia del limite inferiore), se valutati sinergicamente, permettono di caratterizzare al meglio il limite inferiore della prateria. Si evidenzia che le profondità dei limiti inferiori delle praterie associati ad una classe definita non accettabile (scarsa e/o cattiva), spesso non sono riconducibili a effettive condizioni di degrado, come evidenziato dalla assenza di limiti regressivi (cioè assenza di *matte* morta). Alcuni esempi sono i limiti inferiori delle praterie monitorate nel Lazio, che risentono dell'influenza del fiume Tevere; pur evidenziando profondità modeste mai superiori a -20 m, mostrano la presenza di limiti inferiori progressivi.

Densità fogliare (-15 m e limite inferiore della prateria)

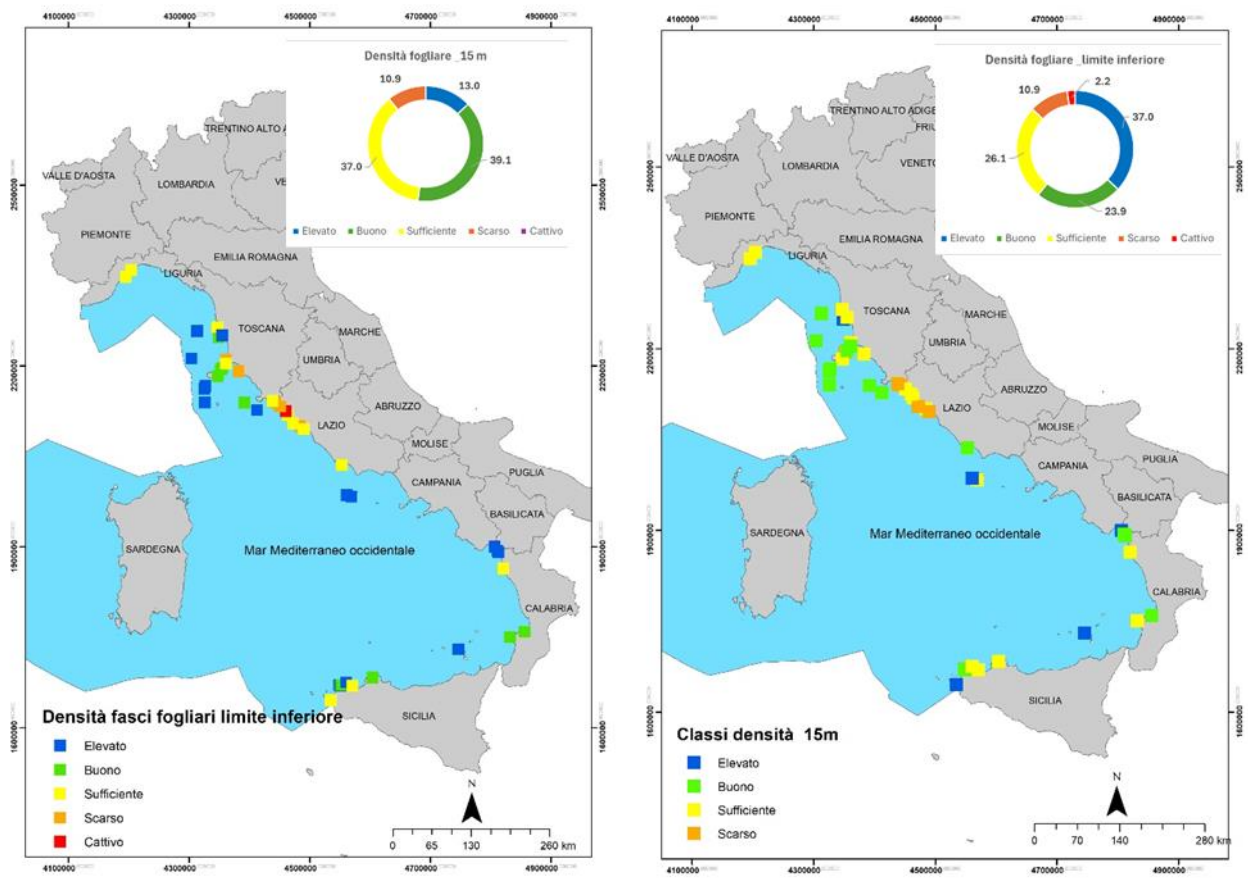


Figura 13. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di densità fogliare nelle Aree di indagine: a) -15 m; b) sul limite inferiore della prateria.

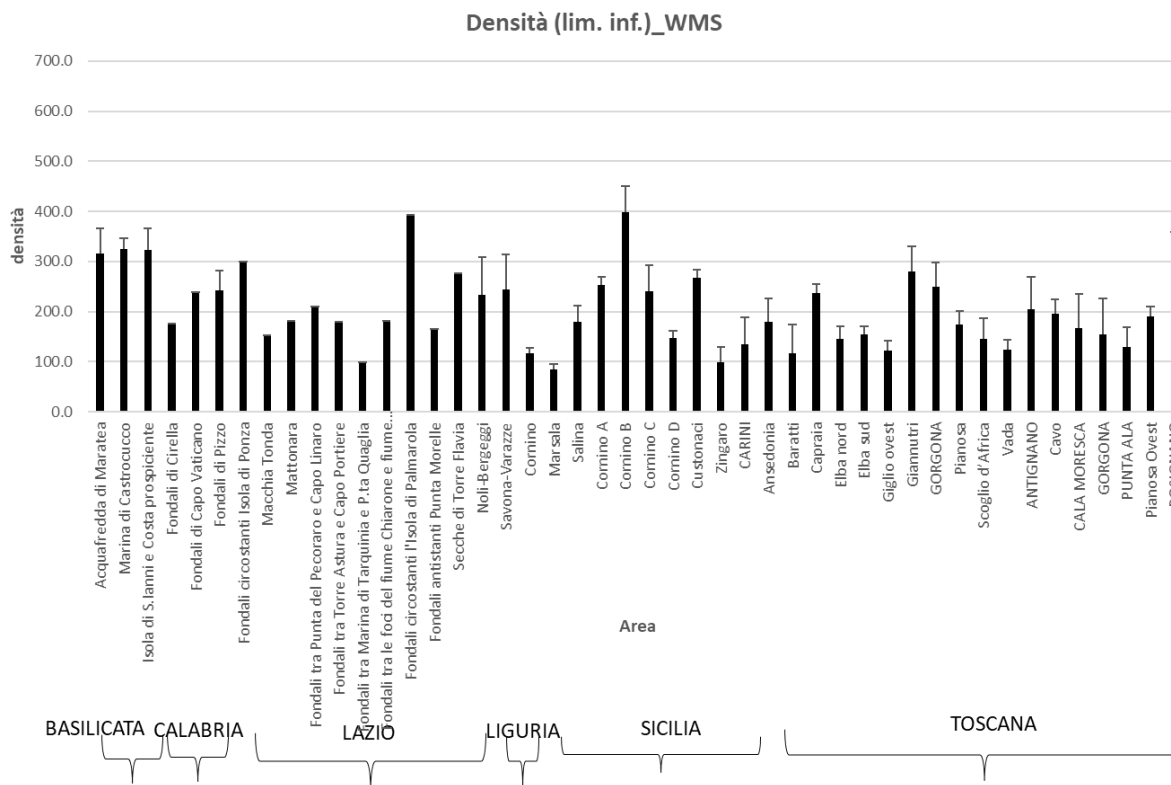
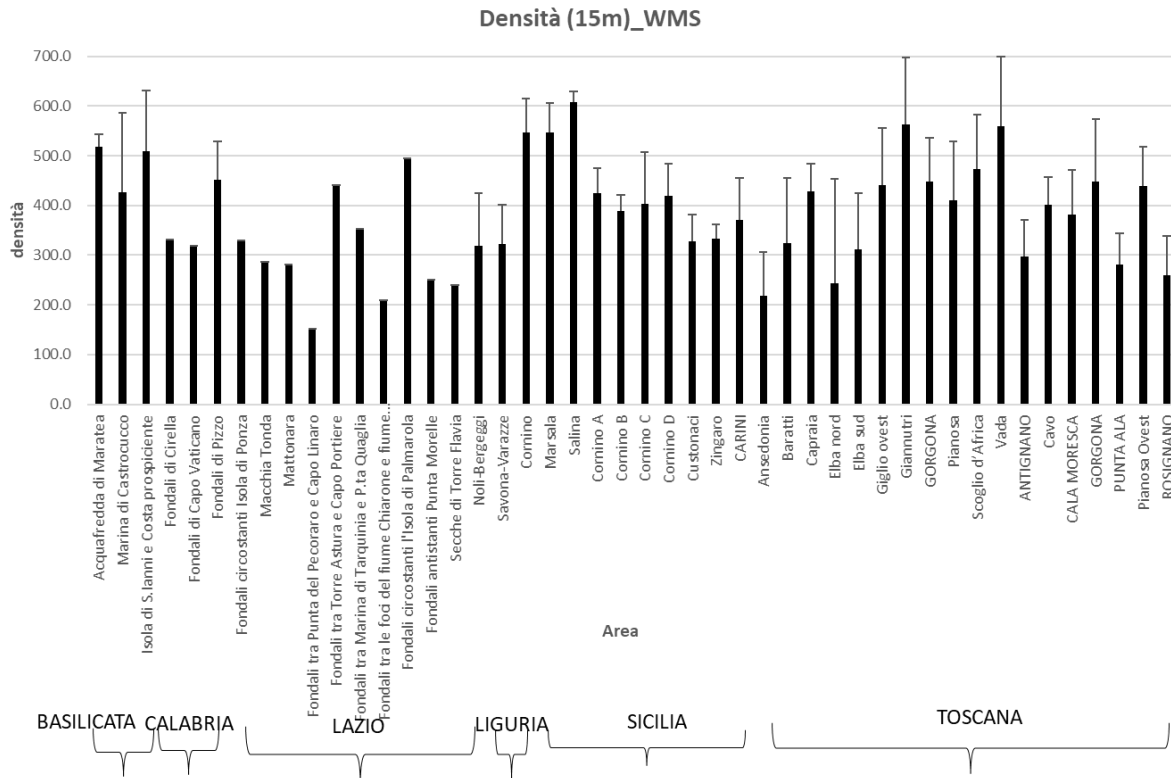


Figura 14. Densità fogliare ± d.s. (n. fasci/m²) nelle Aree di indagine a -15 m e sul limite inferiore della prateria. La d.s. è assente dove il dato è stato fornito già mediato.

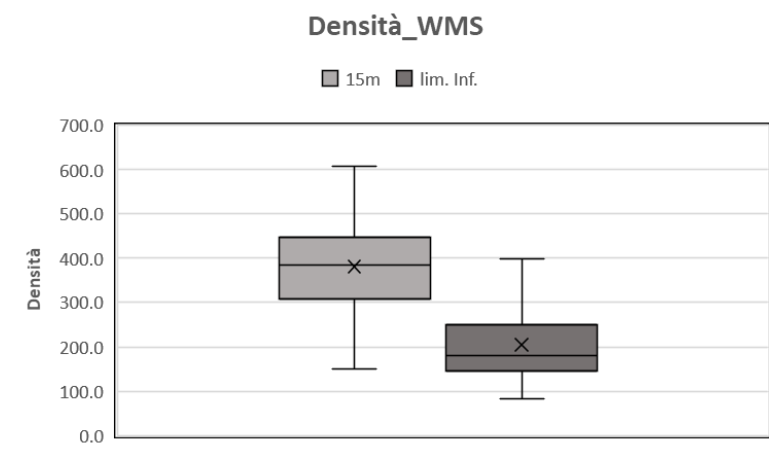


Figura 15. Box-plot dei valori di densità fogliare (n. fasci/m²) a -15 m e sul limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Mediterraneo Occidentale la densità fogliare a -15 m viene classificata non accettabile perché troppo bassa nel 10,9% dei casi (10,9% classe scarso) (Figura 13a). I valori, mostrati nella Figura 14 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 607,1 (classe elevato) nell'isola di Salina (Sicilia) e un valore minimo di 151,3 (classe scarso) nei Fondali tra Punta del Pecoraro e Capo Linaro (Lazio). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 385,7 (classe buono) e un intervallo interquartile tra 307,8 e 448,0 (tra classe sufficiente e classe buono) (Figura 15). Relativamente alla densità fogliare sul limite inferiore, quest'ultima viene classificata non accettabile perché troppo bassa nel 13,1% dei casi (10,9% classe scarso; 2,2% classe cattivo) (Figura 13b). I valori, mostrati nella Figura 14 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 308,0 (classe elevato) nell'Area di Cornino B (Sicilia) a -24,3 m e un valore minimo di 84,0 (classe sufficiente) a Marsala (Sicilia) a -33 m. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 181,5 m e un intervallo interquartile tra 146,5 e 250,0 (Figura 15).

Allungamento annuale del rizoma (-15 m)

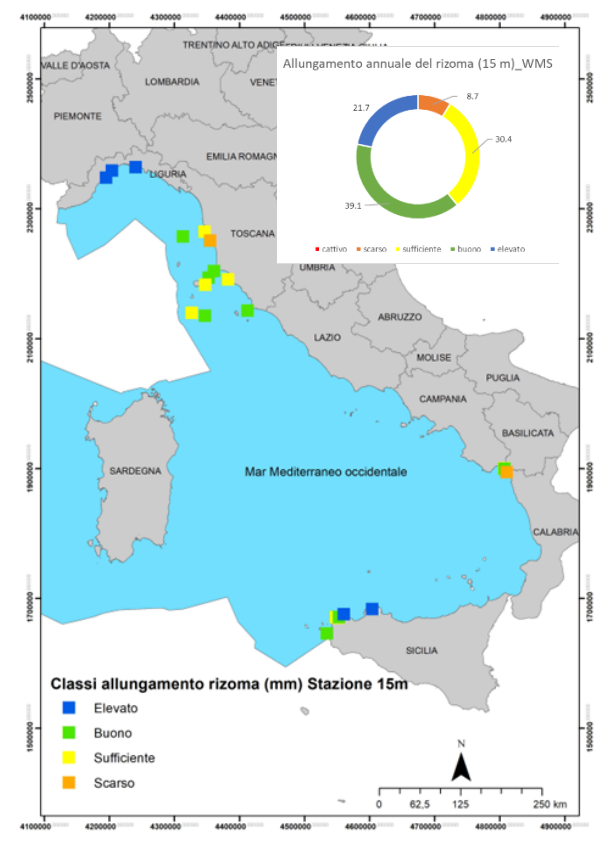


Figura 16. Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) dell’allungamento del rizoma (mm) nelle Aree di indagine a -15 m.

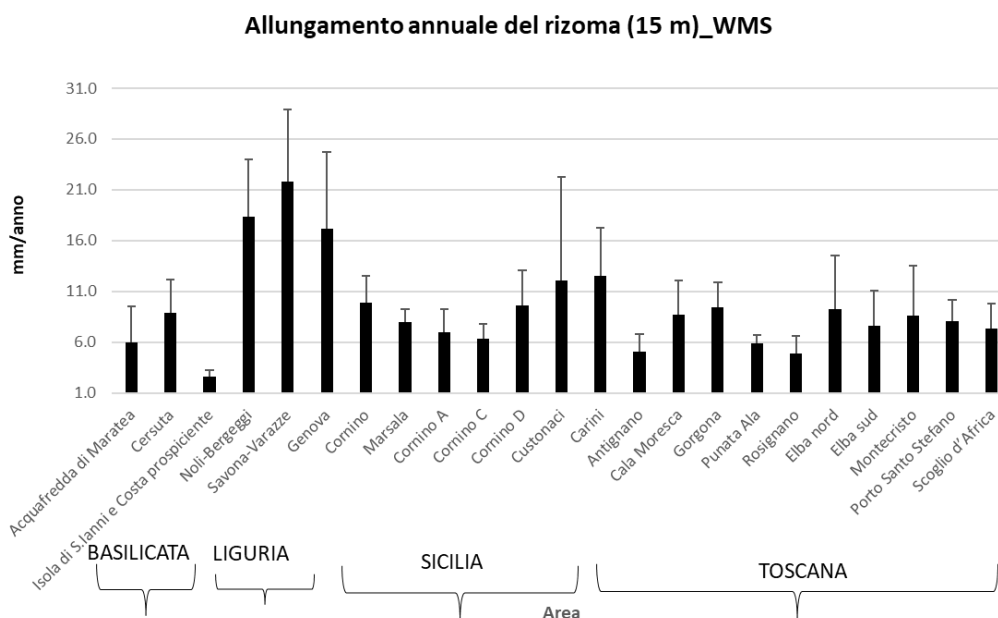


Figura 17. Allungamento del rizoma ± d.s. (mm/anno) nelle Aree di indagine a -15 m.

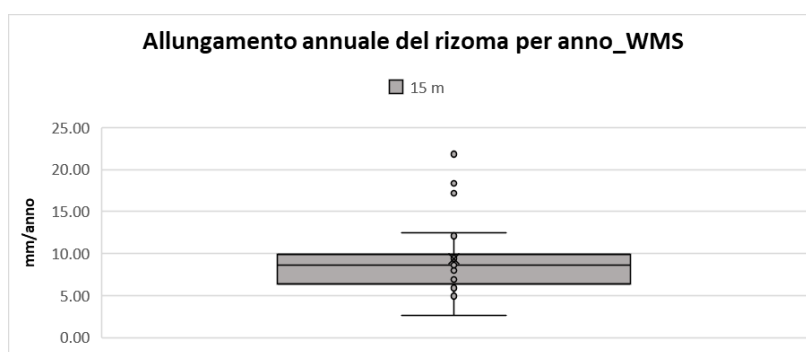


Figura 18. Box-plot dei valori di allungamento del rizoma (mm/anno) a -15 m e sul limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Mediterraneo Occidentale l'allungamento del rizoma a -15 m viene classificato non accettabile perché troppo basso nel 8,7% dei casi (8,7% classe scarso) (Figura 16). I valori, mostrati nella Figura 17 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 21,8 mm/anno (classe elevato) nell'Area di Savona-Varazze (Liguria) e un valore minimo di 2,6 mm/anno (classe scarso) nell'isola di S. Ianni e Costa prospiciente (Basilicata). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 8,6 mm/anno (classe buono) e un intervallo interquartile tra 6,4 mm/anno e 9,9 mm/anno (tra classe sufficiente e classe buono) (Figura 18).

PREI (Posidonia Rapid Easy Index)

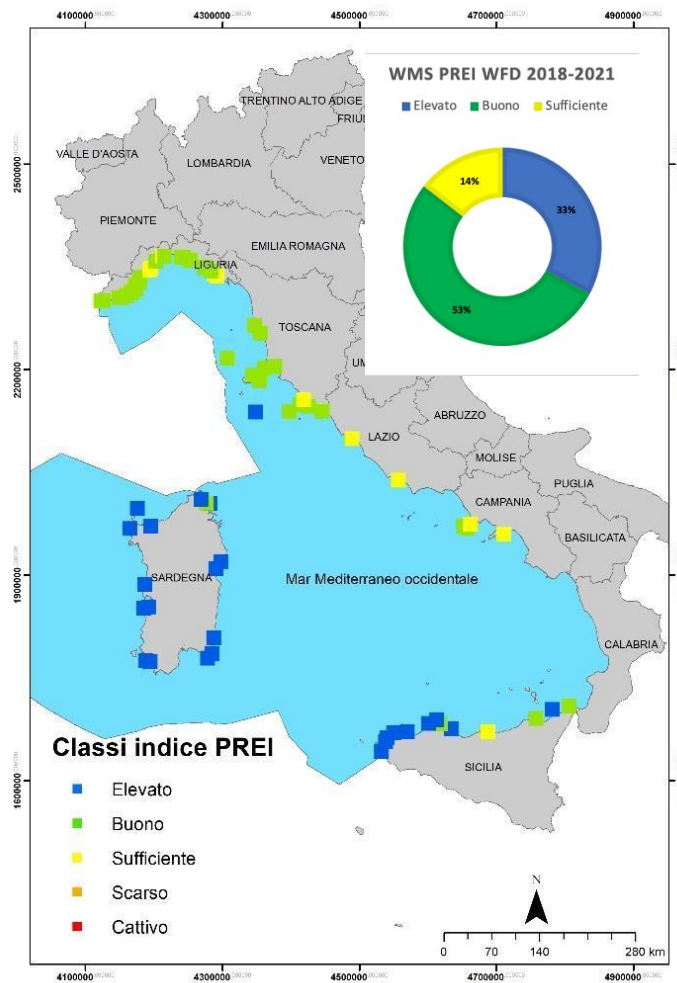


Figura 19. Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di PREI nelle Aree di indagine.

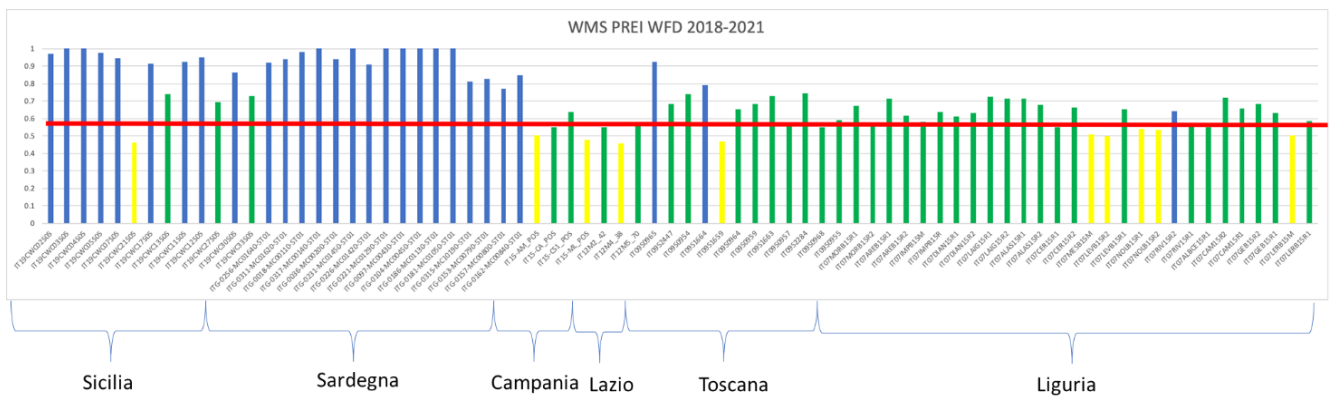


Figura 20. Valori di PREI nelle Aree di indagine.

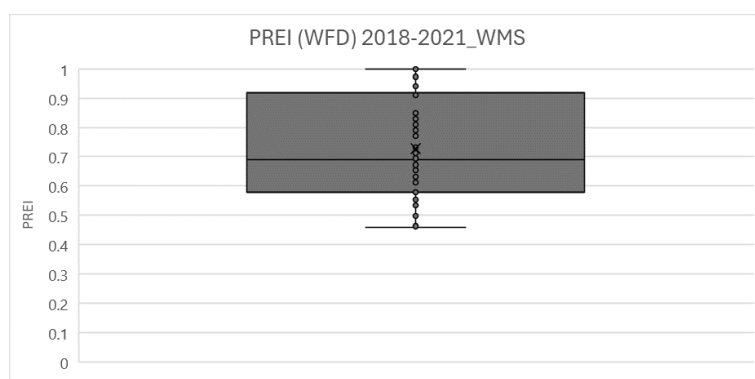


Figura 21. Box-plot dei valori di PREI nelle Aree di indagine.

Nel Mar Mediterraneo Occidentale le praterie di *P. oceanica* nelle Aree di indagine presentano una qualità ecologica considerata non accettabile mediante il PREI, nel 14% dei casi (14% classe sufficiente) (Figura 19). I valori, mostrati nella Figura 20 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 1 (classe elevato) in alcune praterie della Sardegna e della Sicilia e un valore minimo di 0,42 (classe sufficiente) in Puglia. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 0,69 (classe buono) e un intervallo interquartile tra 0,58 e 0,91 (tra classe buono e classe elevato) (Figura 21).

Segnalazioni specie alloctone

Nella Tabella 11 vengono riportate le segnalazioni di specie alloctone per sito. In circa 90 siti indagate le segnalazioni di presenza di specie alloctone invasive sono relative a 15 siti.

Tabella 11. Presenza di specie alloctone

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	AreaName	PresenceInvasiveAlgae
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_PCL	Fondali tra Punta del Pecoraro e Capo Linaro (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_MRS	Marsala (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_VDA	Vada (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_GOR	GORGONA (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Calabria	2019	CAL_19_W_CVT	Fondali di Capo Vaticano (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_IDP	Fondali circostanti Isola di Ponza (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	CARINI (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i> + <i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TAS	Fondali tra Torre Astura e Capo Portiere (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Sicilia	2019	SIC_19_W_CR2	Cornino B (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Sicilia	2021	SIC_21_W_CAR	CARINI (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Sicilia	2018	SIC_18_W_CRN	Cornino (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Toscana	2021	TOS_21_W_ROS	ROSIGNANO (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Lazio	2018	LAZ_18_W_TAS	Fondali tra Torre Astura e Capo Portiere (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_GOR	GORGONA (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	WMS	Toscana	2019	TOS_19_W_PN1	Pianosa (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>

Considerazioni finali

Nel Mar Mediterraneo Occidentale i descrittori investigati delle praterie di *P. oceanica* presentano valori nella norma nella maggior parte dei casi e la percentuale riscontrata di valori ritenuti non accettabili è sempre ampiamente inferiore al valore soglia ($\leq 25\%$): limite regressivo (16,7%), densità fogliare a -15 m (10,9%), densità fogliare sul limite inferiore (13,1%), allungamento annuale del rizoma a -15 m (8,7%), PREI (14,0%). Unica eccezione viene rilevata dalla classificazione della profondità del limite che presenta valori non accettabili (39,2 %) con una percentuale superiore il valore soglia. A tal proposito, però, la profondità e tipologia del limite inferiore, devono essere necessariamente valutati sinergicamente, così da permettere la corretta caratterizzare del limite inferiore della prateria. Si evidenzia, infatti, che le profondità dei limiti inferiori delle praterie associati ad una classe definita non accettabile (scarsa e/o cattiva), spesso non sono riconducibili a effettive condizioni di degrado, come evidenziato dalla assenza di limiti regressivi (cioè assenza di *matte* morta), ma bensì a condizioni sito specifiche, che non permettono la sopravvivenza della prateria

(esempio: variazione di substrato associate alla presenza di limiti netti, presenza di correnti sul fondo associate a limiti erosivi, presenza di fiumi nelle vicinanze, ecc.). In conclusione, nel Mar Mediterraneo Occidentale le praterie di *P. oceanica* presentano complessivamente valori nella norma, tali da non superare il valore soglia ($\leq 25\%$).

Validità e limitazioni

I due parametri che hanno rilevato dei livelli di criticità cioè la profondità del limite inferiore e la tipologia di limite oltre a risentire di condizioni edafiche specifiche non contemplate dalle scale di valutazione usate risentono anche di un degrado cronico ampiamente testimoniato per tutto il Mediterraneo.

Infine, la presenza delle specie alloctone invasive risulta in linea con quanto è riportato per il Mediterraneo in generale (Ciesm, 2015).

2.2.2 MRU: Mar Mediterraneo centrale e Ionio

Risultati

Limite inferiore della prateria (profondità e tipologia)

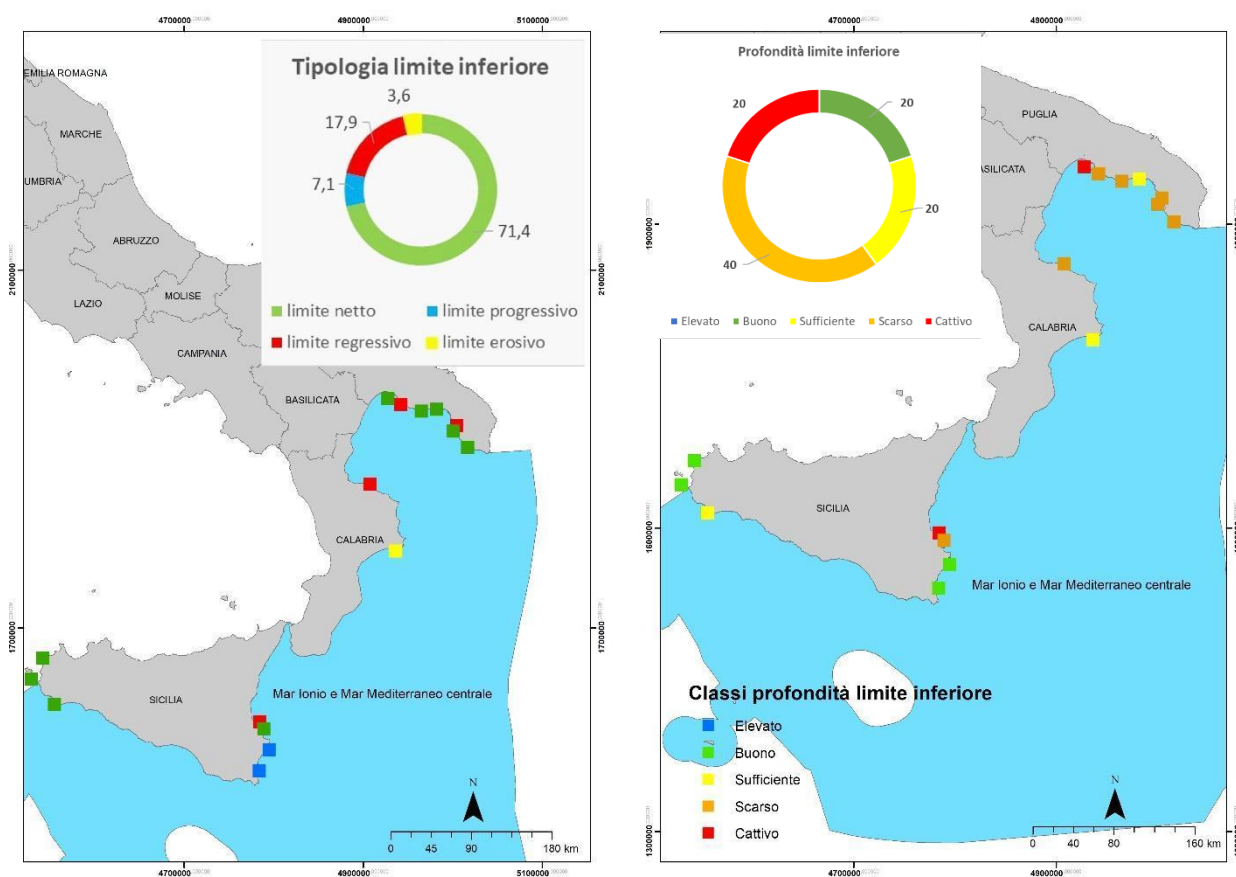


Figura 22. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di profondità del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine; b) Tipologia del limite inferiore della prateria (limite netto, limite progressivo, limite regressivo, limite erosivo) nelle Area di indagine.

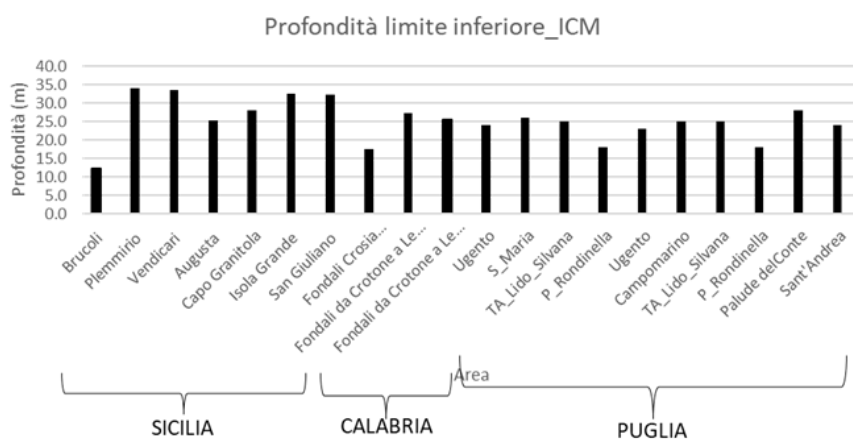


Figura 23. Profondità (m) del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine e relativa tipologia (limite netto, limite progressivo, limite regressivo, limite erosivo).

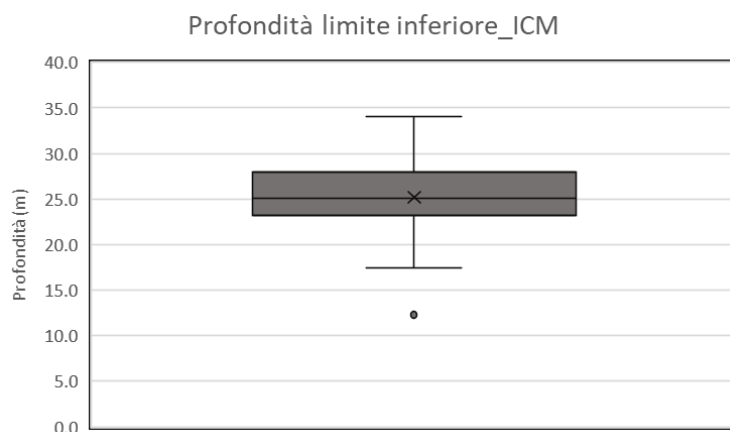


Figura 24. Box-plot dei valori di profondità (m) del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale le profondità dei limiti inferiori delle praterie vengono classificate non accettabili perché troppo superficiali nel 60,0% dei casi (40,0% scarso; 21,0% cattivo) (Figura 22a). I valori, mostrati nella Figura 23 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 34,0 m (classe buono) nell'area di Plemmirio (Sicilia) e un valore minimo di 12,3 m (classe cattivo) nell'area di Brucoli (Sicilia). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 25,1 m (classe scarso) e un intervallo interquartile tra 23,3 m e 28,0 m (tra classe scarso e classe sufficiente) (Figura 24). Inoltre, la tipologia del limite inferiore viene classificato non accettabile perché "regressivo", cioè con presenza di *matte* morta, nel 17,9 % dei casi (Figura 22b). Si evidenzia che le profondità dei limiti inferiori delle praterie associati ad una classe definita non accettabile (scarsa e/o cattiva), spesso non sono riconducibili a effettive condizioni di degrado, come evidenziato dalla assenza di limiti regressivi (cioè assenza di *matte* morta).

Densità fogliare (-15 m e limite inferiore della prateria)

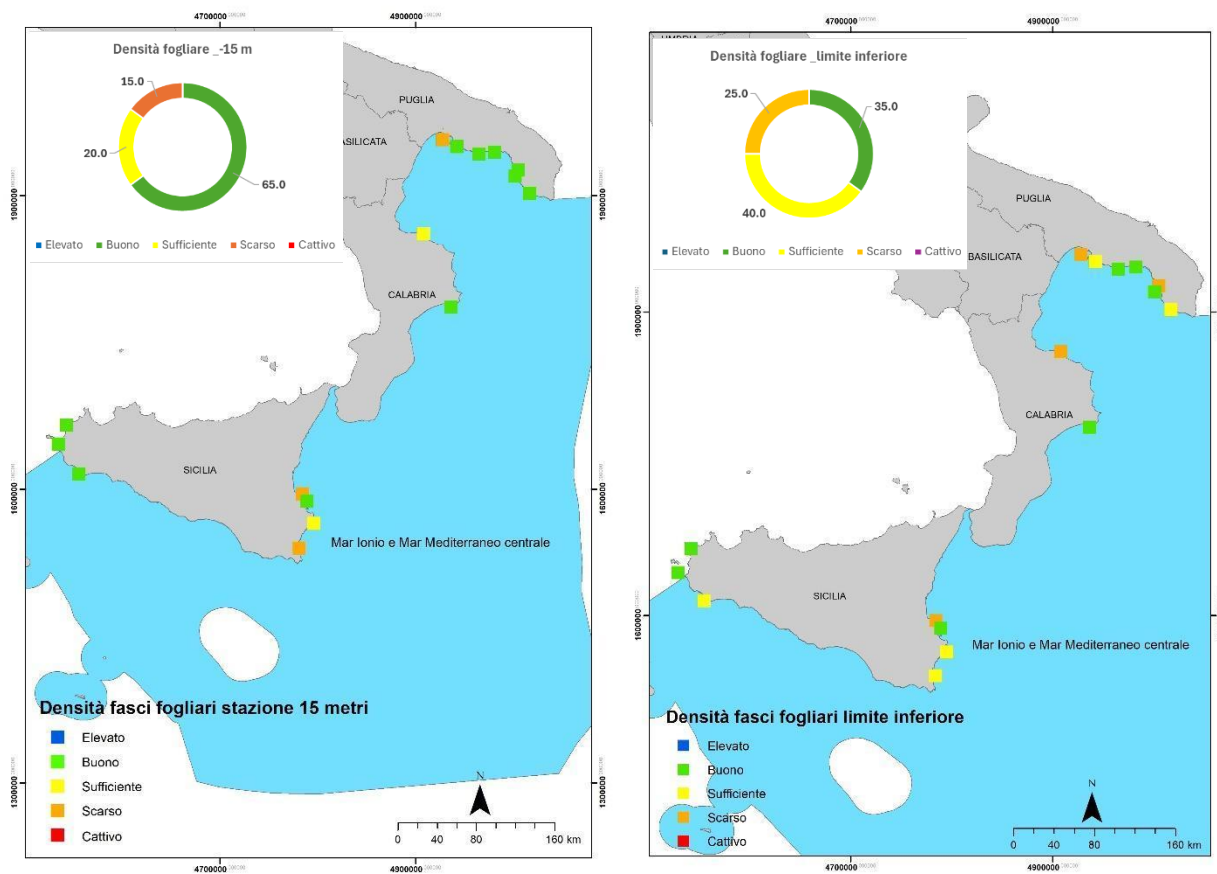


Figura 25. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di densità fogliare nelle Aree di indagine: a) -15 m; b) sul limite inferiore della prateria.

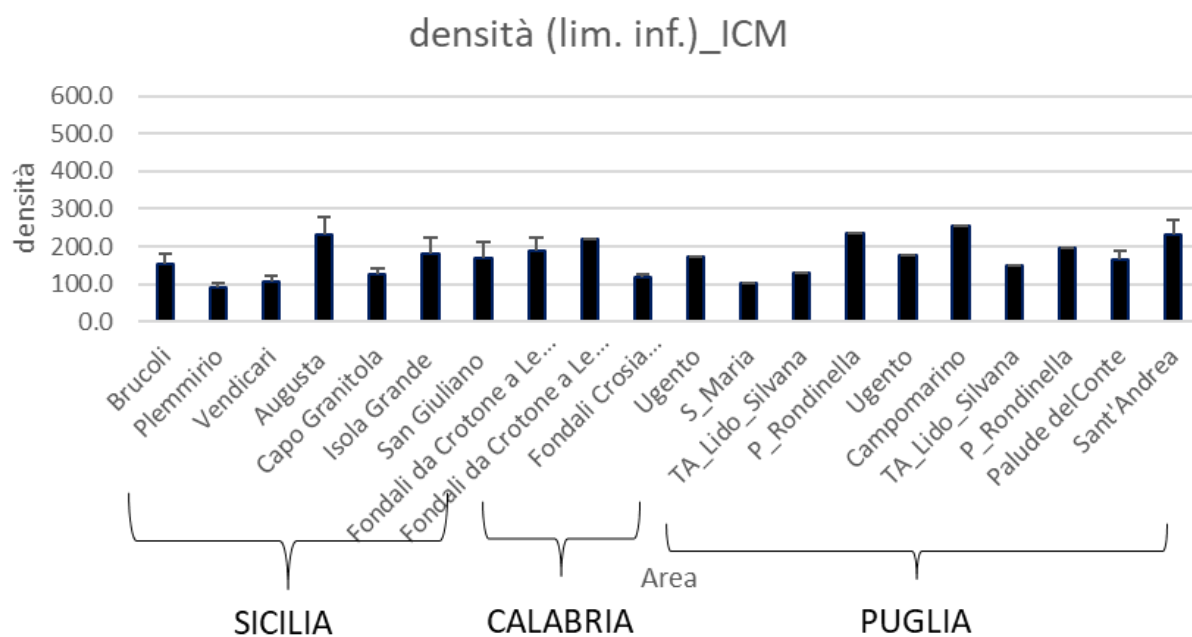
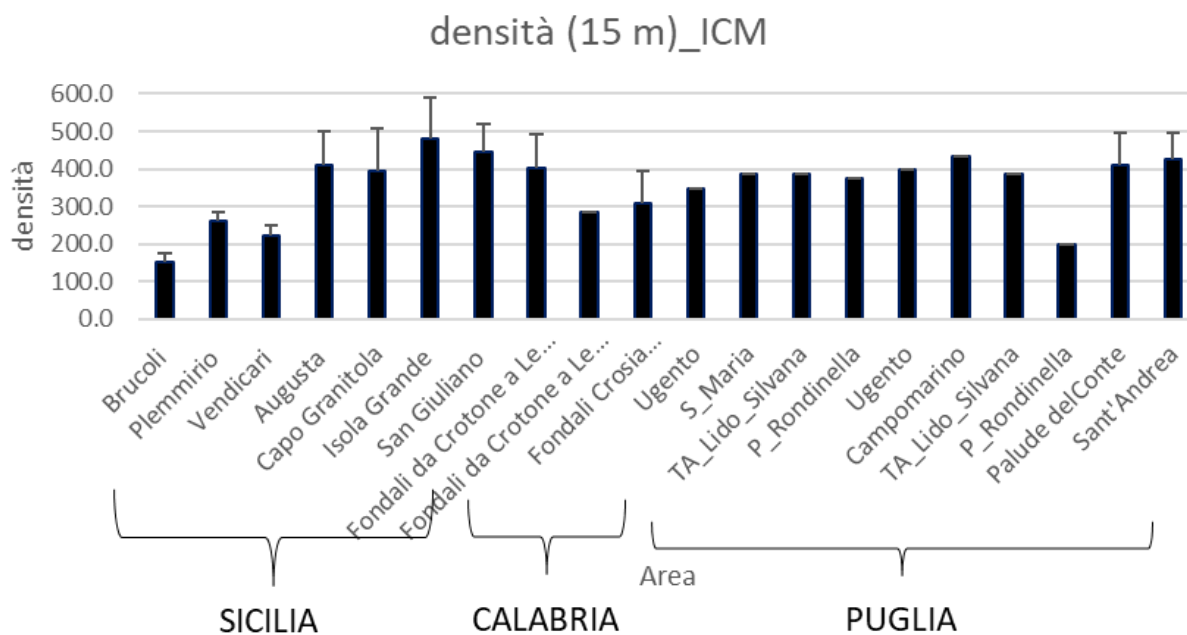


Figura 26. Densità fogliare ± d.s. (n. fasci/m²) nelle Aree di indagine a -15 m e sul limite inferiore della prateria. La d.s. è assente dove il dato è stato fornito già mediato.

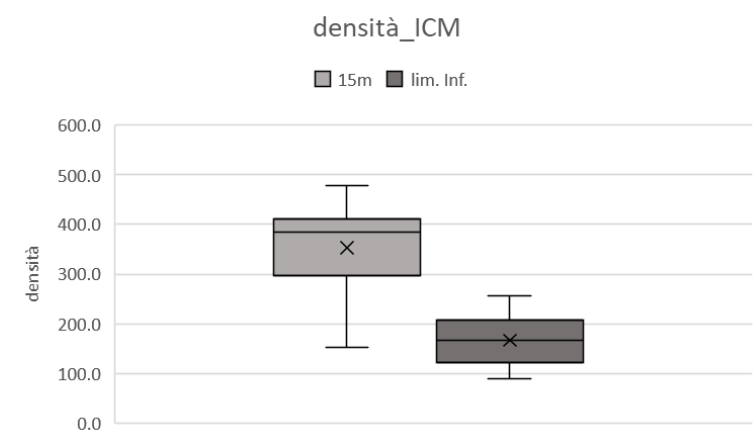


Figura 27. Box-plot dei valori di densità fogliare (n. fasci/m²) a -15 m e sul limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale la densità fogliare a -15 m viene classificata non accettabile perché troppo bassa nel 15,0% dei casi (15,0% classe scarso) (Figura 25a). I valori, mostrati nella Figura 26 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 479,2 (classe buono) nell'area Isola Grande (Sicilia) e un valore minimo di 152,0 (classe scarso) a Brucoli (Sicilia). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 385,7 (classe buono) e un intervallo interquartile tra 296,7 e 410,1 (tra classe sufficiente e classe buono) (Figura 27). Relativamente alla densità fogliare sul limite inferiore, quest'ultima viene classificata non accettabile perché troppo bassa nello 25,0% dei casi (25,0% classe scarso) (Figura 25b). I valori, mostrati nella Figura 26 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 256,0 (classe elevato) nell'Area di Campomarino (Puglia) a -25,0 m e un valore minimo di 88,0 (classe sufficiente) a Brucoli (Sicilia) a -12,3 m. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 167,7 e un intervallo interquartile tra 121,2 e 207,5 (Figura 27).

Allungamento annuale del rizoma (-15 m)

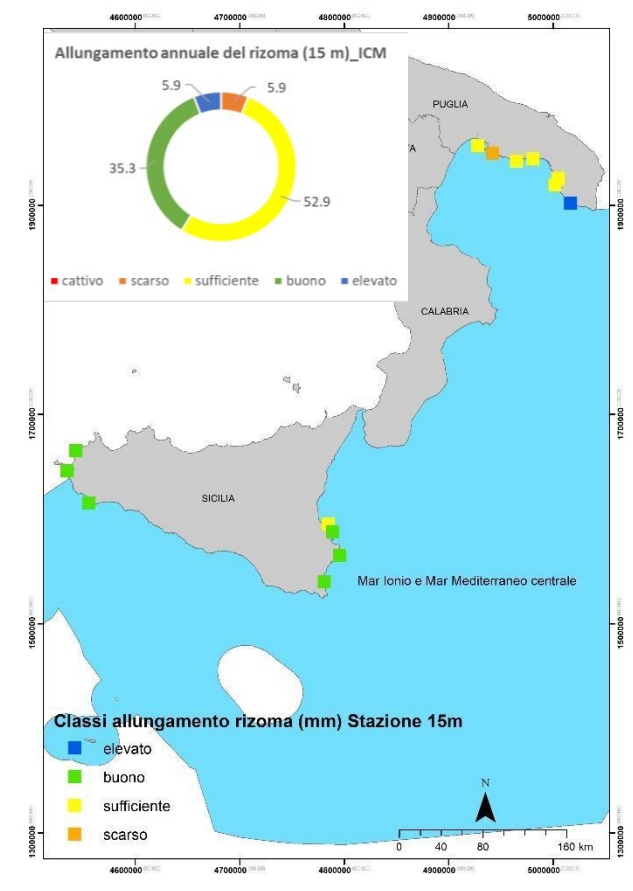


Figura 28. Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) dell'allungamento del rizoma (mm) nelle Aree di indagine a -15 m.

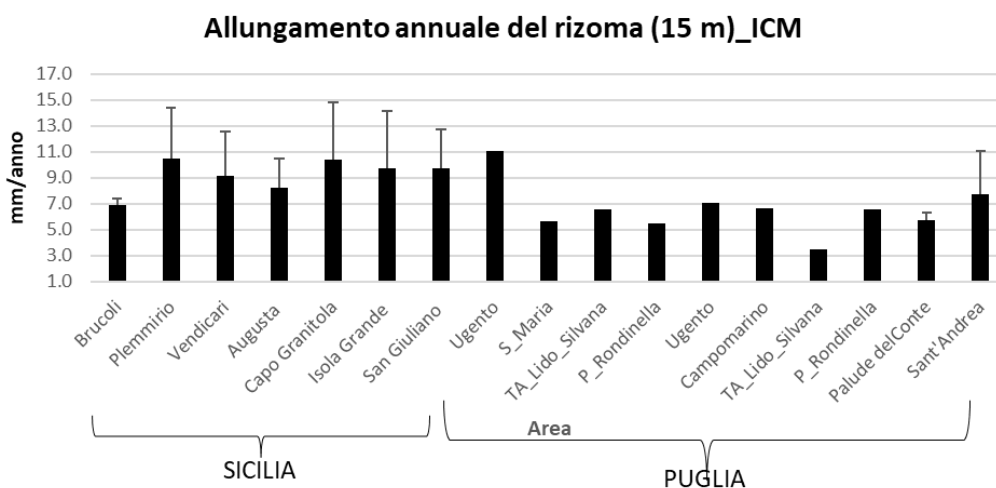


Figura 29. Allungamento del rizoma \pm d.s. (mm/anno) nelle Aree di indagine a -15 m. La d.s. è assente dove il dato è stato fornito già mediato.

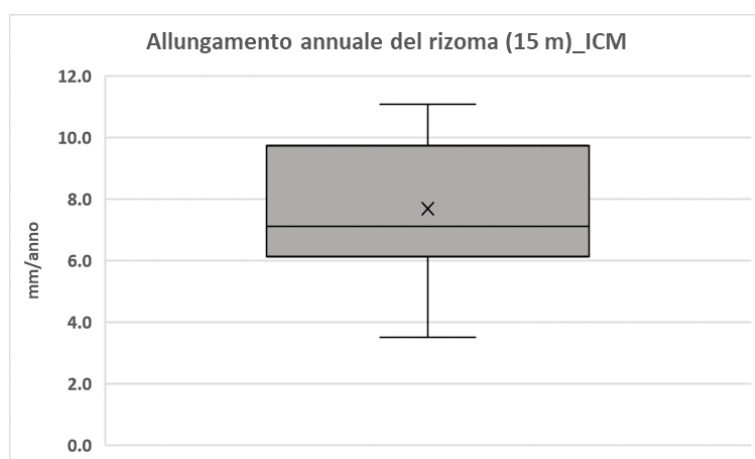


Figura 30. Box-plot dei valori di allungamento del rizoma (mm/anno) a -15 m e sul limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale l'allungamento del rizoma a -15 m viene classificato non accettabile perché troppo basso nel 5,9% dei casi (5,9% classe scarso) (Figura 28). I valori, mostrati nella Figura 29 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 11,1 mm/anno (classe elevato) a Ugento (Puglia) e un valore minimo di 3,5 mm/anno (classe scarso) nell'Area di TA Lido Silvana (Puglia). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 7,1 mm/anno (classe sufficiente) e un intervallo interquartile tra 6,1 mm/anno e 9,7 mm/anno (tra classe sufficiente e classe buono) (Figura 30).

PREI (Posidonia Rapid Easy Index)

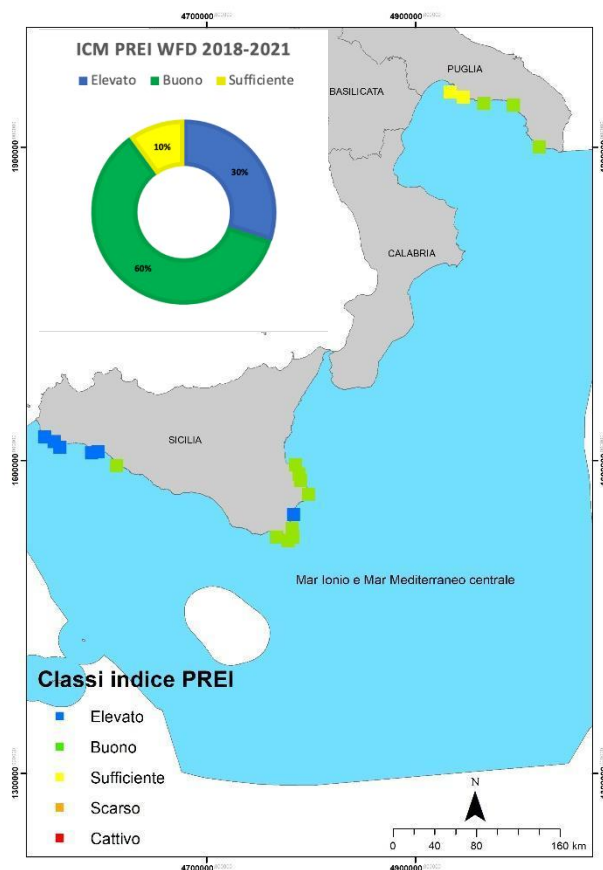


Figura 31. Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di PREI nelle Aree di indagine.

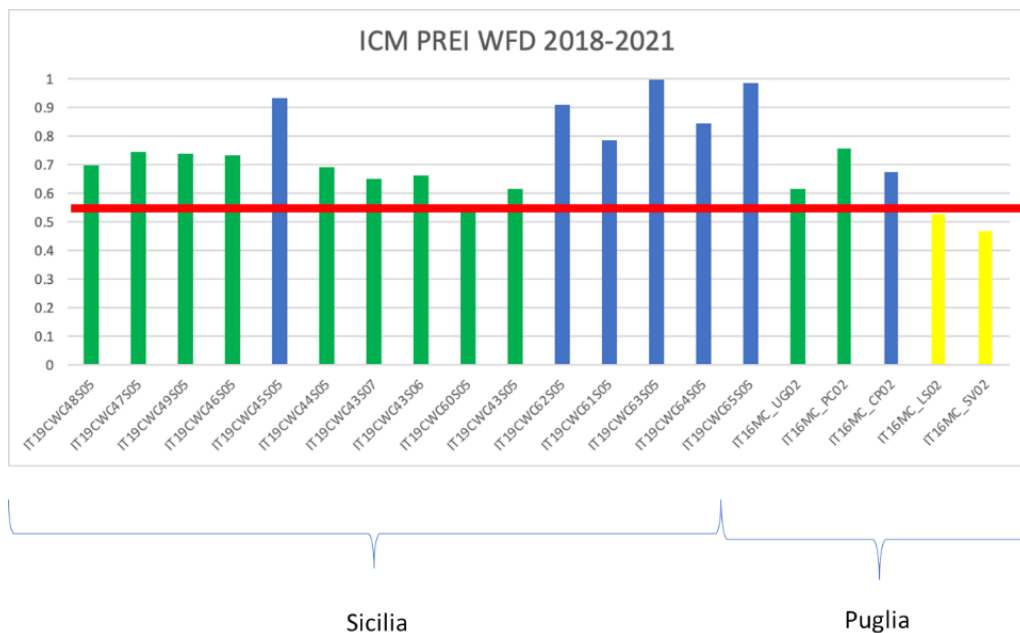


Figura 32. Valori di PREI nelle Aree di indagine.

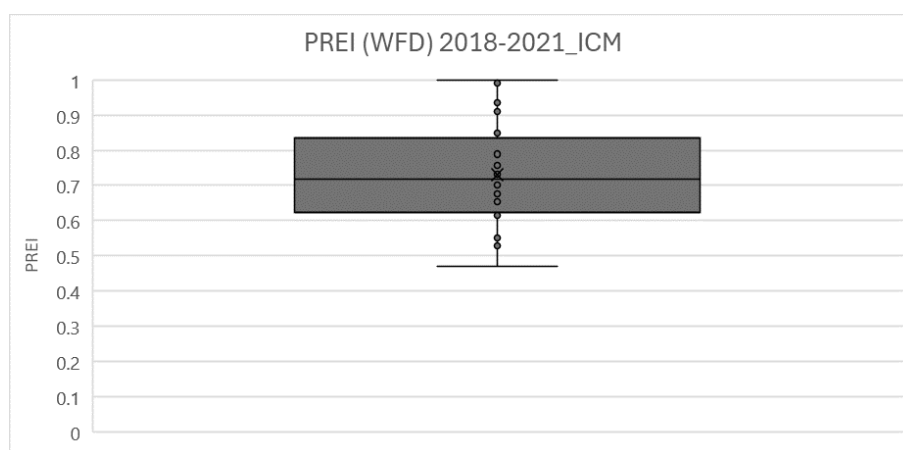


Figura 33. Box-plot dei valori di PREI nelle Aree di indagine.

Nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale le praterie di *P. oceanica* nelle Aree di indagine presentano una qualità ecologica considerata non accettabile mediante il PREI, nel 10% dei casi (10% classe sufficiente) (Figura 31). I valori, mostrati nella Figura 32 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 1 (classe elevato) in alcune praterie della Sicilia e un valore minimo di 0,47 (classe sufficiente) in Puglia. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 0,72 (classe buono) e un intervallo interquartile tra 0,62 e 0,83 (tra classe buono e classe elevato) (Figura 33).

Segnalazioni specie alloctone

Nella Tabella 12 vengono riportate le segnalazioni di specie alloctone per area. In circa 17 siti indagate le segnalazioni di presenza di specie alloctone sono relative a 8 siti.

Tabella 12. Presenza di specie alloctone

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	AreaName	PresenceInvasiveAlgae
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_PLE	Plemmirio (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ICM	Sicilia	2018	SIC_18_I_VND	Vendicari (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_CGR	CAPO GRANITOLA (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_SGL	SAN GIULIANO (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ICM	Sicilia	2021	SIC_21_I_IGR	ISOLA GRANDE (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ICM	Puglia	2021	PUG_21_I_GLL	Sant'Andrea (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ICM	Puglia	2020	PUG_20_I_PCN	Palude del Conte (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ICM	Puglia	2019	PUG_19_I_RND	P_Rondinella (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>

Considerazioni generali

Nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale i descrittori investigati delle praterie di *P. oceanica* presentano valori nella norma nella maggior parte dei casi e la percentuale riscontrata di valori ritenuti non accettabili è quasi sempre ampiamente inferiore al valore soglia ($\leq 25\%$): limite regressivo (17,9%), densità fogliare a -15 m (15,0%), densità fogliare sul limite inferiore (25%), allungamento annuale del rizoma a -15 m (5,9%), PREI (10,0%). Unica eccezione viene rilevata dalla classificazione della profondità del limite che presenta valori non accettabili (60,0 %) con una percentuale superiore il valore soglia. A tal proposito, però, la profondità e tipologia del limite inferiore, devono essere necessariamente valutati sinergicamente, così da permettere la corretta caratterizzare del limite inferiore della prateria. Si evidenzia, infatti, che le profondità dei limiti inferiori delle praterie associati ad una classe definita non accettabile (scarsa e/o cattiva), spesso non sono riconducibili a effettive condizioni di degrado, come evidenziato dalla assenza di limiti regressivi (cioè assenza di *matte* morta), ma bensì a condizioni sito specifiche, che non permettono la sopravvivenza della prateria (esempio: variazione di substrato associate alla presenza di limiti netti, presenza di correnti sul fondo associate a limiti erosivi, presenza di fiumi nelle vicinanze, ecc.). In conclusione, nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo

Centrale le praterie di *P. oceanica* presentano complessivamente valori nella norma, tali da non superare il valore soglia ($\leq 25\%$).

Validità e limitazioni

I due parametri che hanno rilevato dei livelli di criticità cioè la profondità del limite inferiore e la tipologia di limite oltre a risentire di condizioni edafiche specifiche non contemplate dalle scale di valutazione usate risentono anche di un degrado cronico ampiamente testimoniato per tutto il Mediterraneo.

Infine, la presenza delle specie alloctone invasive risulta in linea con quanto è riportato per il Mediterraneo in generale (CIESM, 2015).

2.2.3 MRU: Mar Adriatico

Risultati

Limite inferiore della prateria (profondità e tipologia)

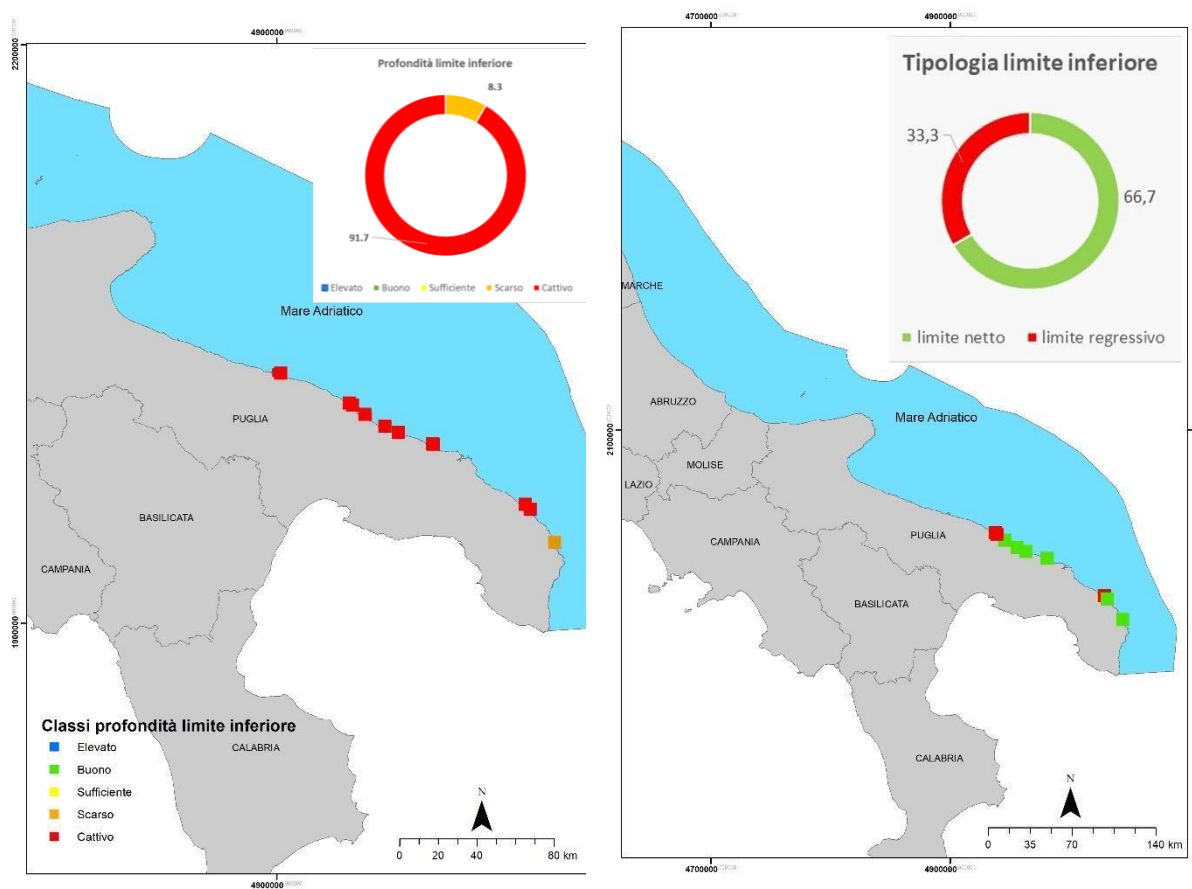


Figura 34. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di profondità del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine; b) Tipologia del limite inferiore della prateria (limite netto, limite progressivo, limite regressivo, limite erosivo) nelle Area di indagine.

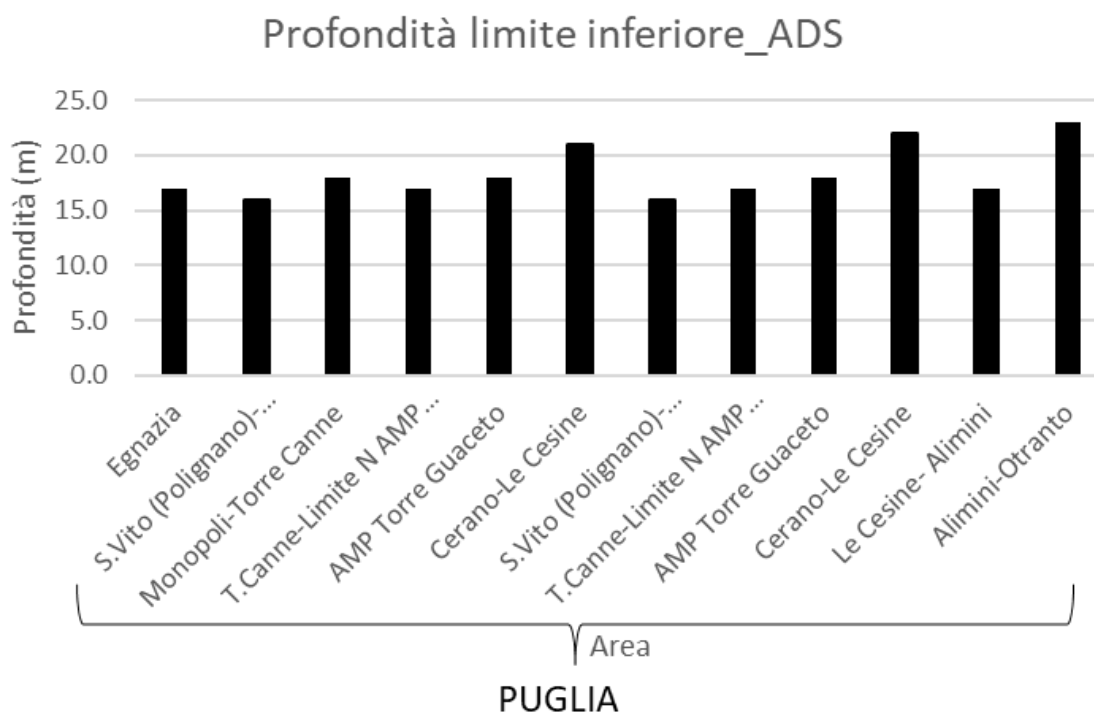


Figura 35. Profondità (m) del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine e relativa tipologia (limite netto, limite progressivo, limite regressivo, limite erosivo).

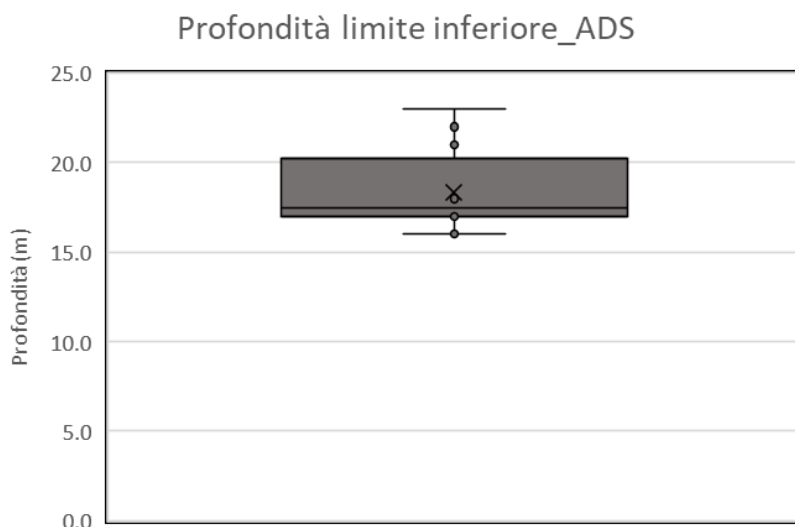


Figura 36. Box-plot dei valori di profondità (m) del limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Adriatico le profondità dei limiti inferiori delle praterie vengono classificate non accettabili perché troppo superficiali nel 100,0% dei casi (8,3% scarso; 91,7% cattivo) (Figura 34a). I valori, mostrati nella Figura 35 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 22,1 m (classe scarso) nell'area di Cerano Le Cesine (Puglia) e un valore minimo di 16,0 m (classe cattivo) nell'Area di S. Vito-Monopoli (Puglia). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 17,5 m (classe cattivo) e un intervallo interquartile tra 17,0 m e 20,3 m (classe scarso) (Figura 36). Inoltre, la tipologia del limite inferiore viene

classificato non accettabile perché “regressivo”, cioè con presenza di *matte* morta, nel 33,3 % dei casi (Figura 34b). Si evidenzia che le profondità dei limiti inferiori delle praterie associati ad una classe definita non accettabile (scarsa e/o cattiva), spesso non sono riconducibili a effettive condizioni di degrado, come evidenziato dalla assenza di limiti regressivi (cioè assenza di *matte* morta). Inoltre, la classificazione negativa derivante sia dalle profondità dei limiti inferiori che dalle sue tipologie è giustificata in molti casi dalle caratteristiche intrinseche delle praterie esistenti nel Mar Adriatico.

Densità fogliare (-15 m e limite inferiore della prateria)

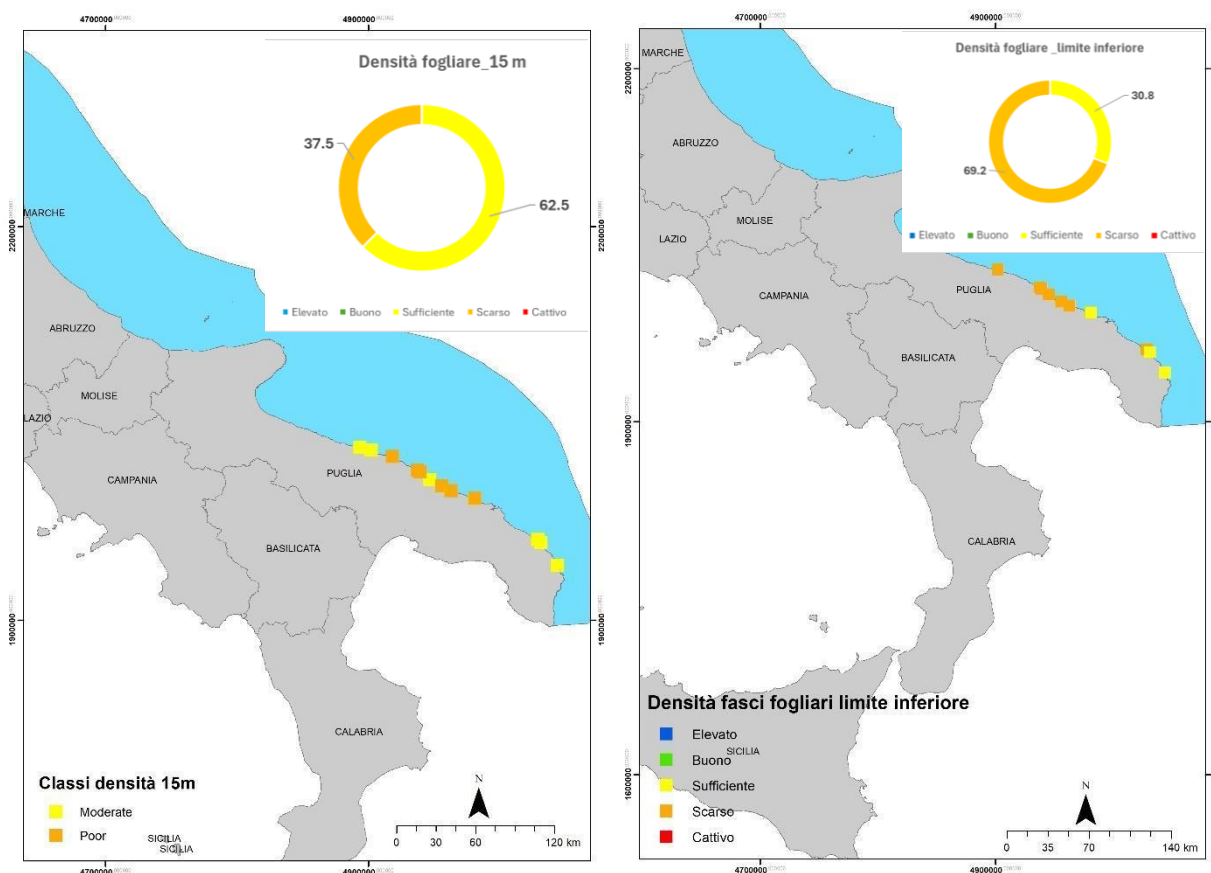


Figura 37. a) Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di densità fogliare nelle Aree di indagine: a) -15 m; b) sul limite inferiore della prateria.

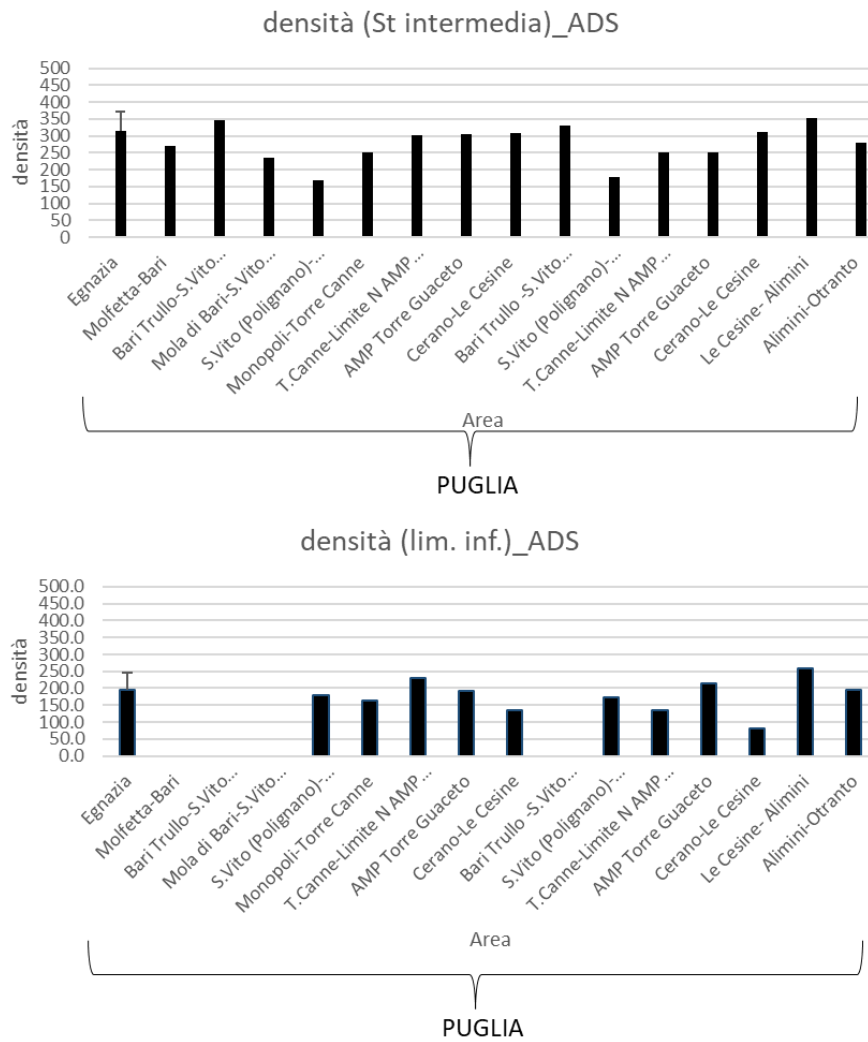


Figura 38. Densità fogliare \pm d.s. (n. fasci/m²) nelle Aree di indagine a -15 m e sul limite inferiore della prateria. La d.s. è assente dove il dato è stato fornito già mediato.

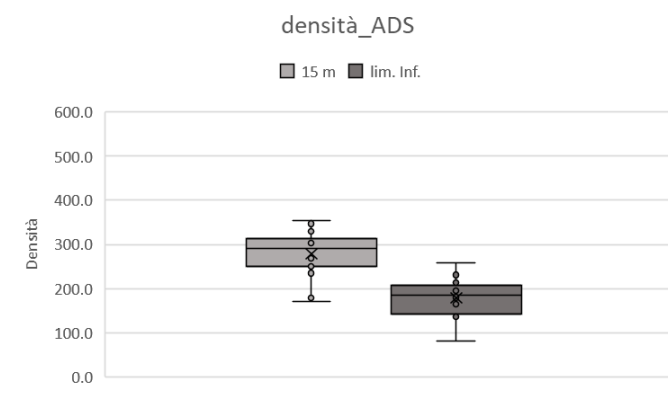


Figura 39. Box-plot dei valori di densità fogliare (n. fasci/m²) a -15 m e sul limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Adriatico la densità fogliare a -15 m viene classificata non accettabile perché troppo bassa nel 37,5% dei casi (37,5% classe scarso) (Figura 37a). I valori, mostrati nella Figura 38 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 354,0 (classe sufficiente) nell'area Le Cesine - Alimini (Puglia) e un valore minimo di 170,0 (classe scarso) a S. Vito - Monopoli (Puglia). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 291,5 (classe sufficiente) e un intervallo interquartile tra 250,5 e 312,4 (tra classe scarso e classe sufficiente) (Figura 39). Relativamente alla densità fogliare sul limite inferiore, quest'ultima viene classificata non accettabile perché troppo bassa nello 69,2% dei casi (Figura 37b). I valori, mostrati nella Figura 38 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 258,0 (classe sufficiente) nell'Area di Le Cesine - Alimini (Puglia) a -17,0 m e un valore minimo di 82,0 (classe scarso) a Cerano – Le Cesine (Puglia) a -22,0 m. Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 186,0 e un intervallo interquartile tra 143,3 e 208,5 (Figura 39). La classificazione negativa derivante dai valori di densità fogliare deriva in parte dalle caratteristiche intrinseche delle praterie esistenti nel Mar Adriatico.

Allungamento annuale del rizoma (-15 m)

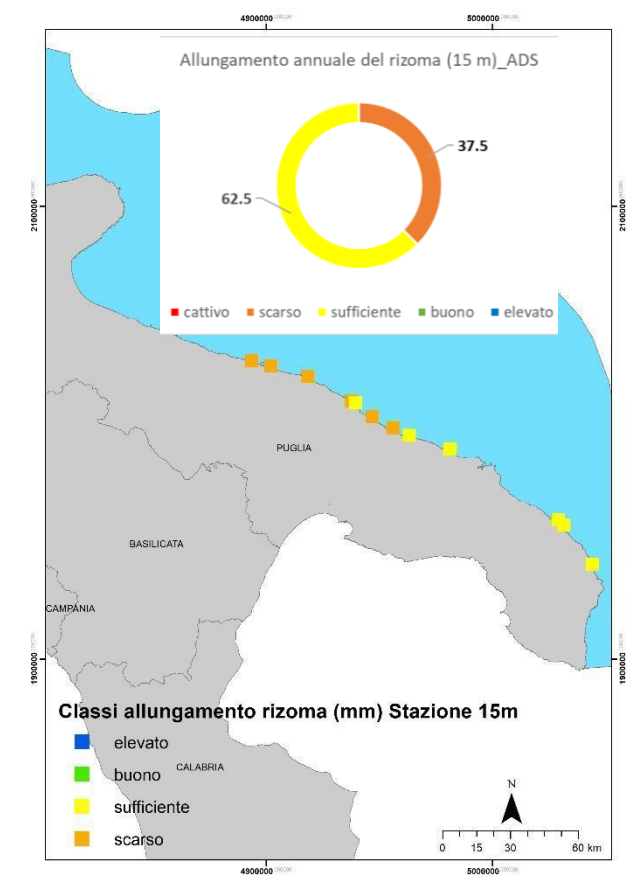


Figura 40. Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) dell'allungamento del rizoma (mm) nelle Aree di indagine a -15 m.

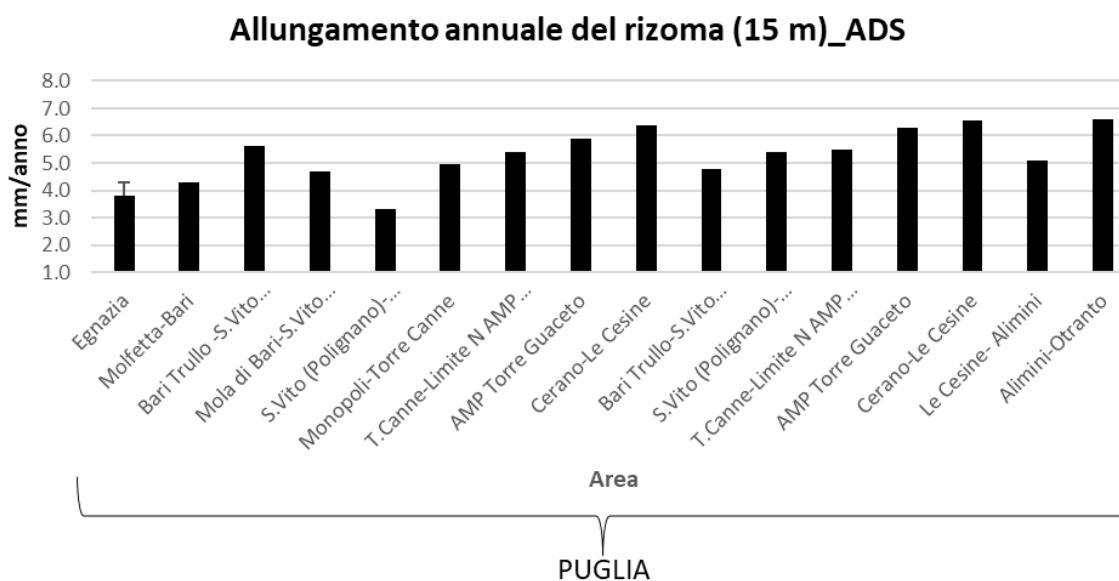


Figura 41. Allungamento del rizoma \pm d.s. (mm/anno) nelle Aree di indagine a -15 m. La d.s. è assente dove il dato è stato fornito già mediato.

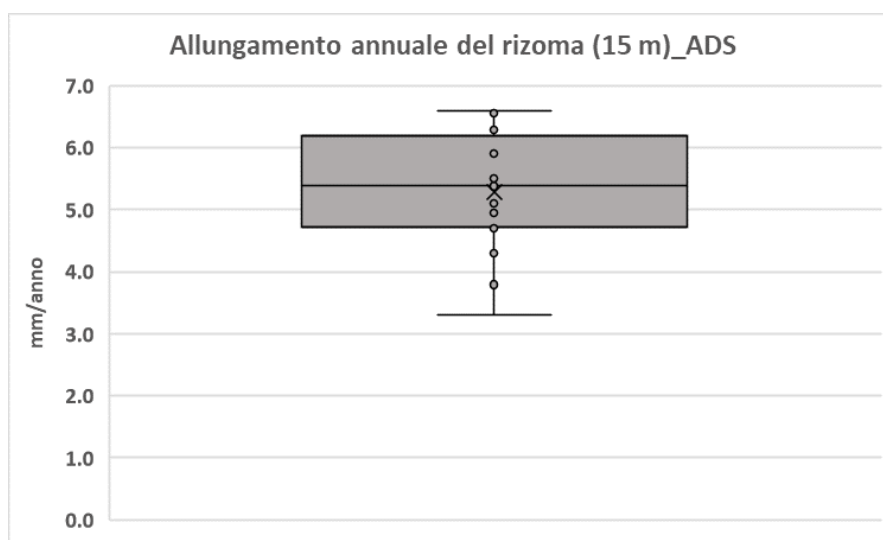


Figura 42. Box-plot dei valori di allungamento del rizoma (mm/anno) a -15 m e sul limite inferiore della prateria nelle Aree di indagine.

Nel Mar Ionio e Mar Mediterraneo centrale l'allungamento del rizoma a -15 m viene classificato non accettabile perché troppo basso nel 37,5% dei casi (37,5% classe scarso) (Figura 40). I valori, mostrati nella Figura 41 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 6,6 mm/anno (classe sufficiente) nelle Aree di Cerano Le Cesine e Alimini Otranto (Puglia) e un valore minimo di 3,3 mm/anno (classe scarso) a S. Vito - Monopoli (Puglia). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 5,4 mm/anno (classe sufficiente) e un intervallo interquartile tra 4,7 mm/anno e 6,2 mm/anno (tra classe scarso e classe sufficiente) (Figura 42). La classificazione negativa derivante dai valori riscontrati dell'allungamento del rizoma deriva in parte dalle caratteristiche intrinseche delle praterie esistenti nel Mar Adriatico.

PREI (Posidonia Rapid Easy Index)

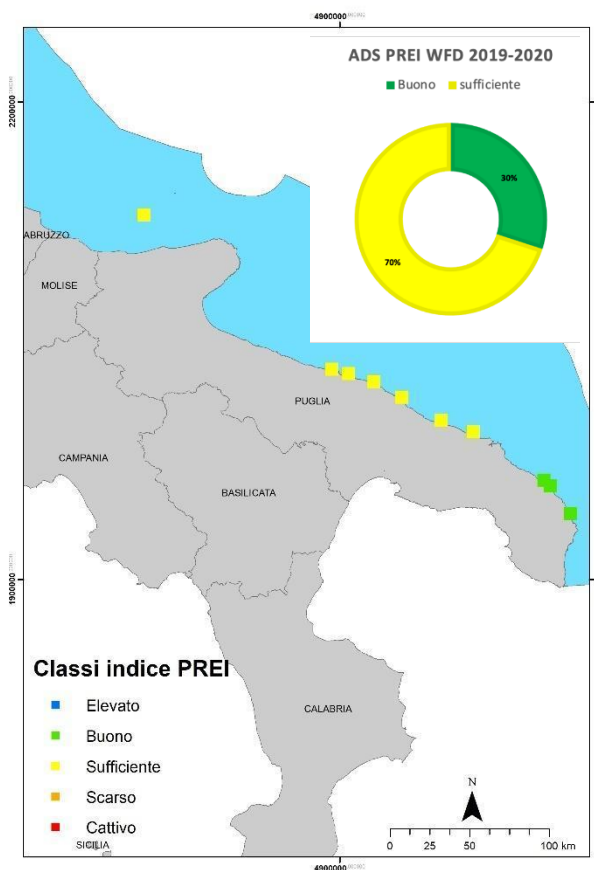


Figura 43. Classi (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) di PREI nelle Aree di indagine.

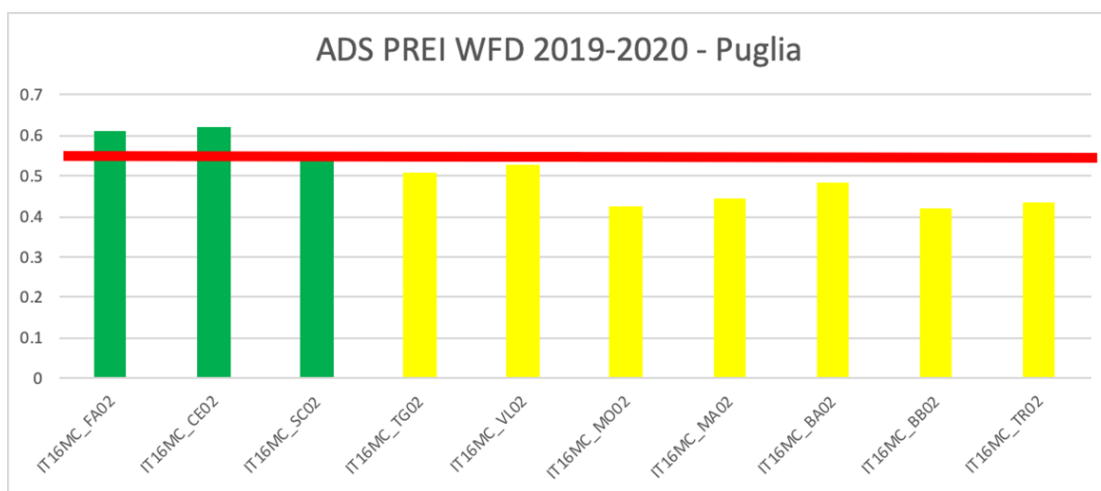


Figura 44. Valori di PREI nelle Aree di indagine.

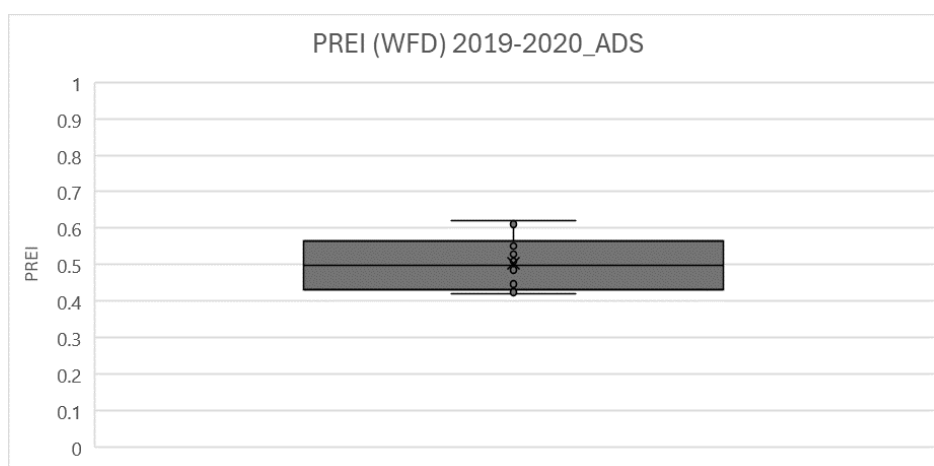


Figura 45. Box-plot dei valori di PREI nelle Aree di indagine.

Nel Mar Adriatico le praterie di *P. oceanica* nelle Aree di indagine presentano una qualità ecologica considerata non accettabile mediante il PREI, nel 70% dei casi (Figura 43). I valori, mostrati nella Figura 44 per ciascuna Area di indagine, mostrano un valore massimo di 0,62 (classe buono) e un valore minimo di 0,42 (classe sufficiente). Complessivamente il data set mostra un valore mediano pari a 0,50 (classe sufficiente) e un intervallo interquartile tra 0,43 e 0,56 (tra classe sufficiente e classe buono) (Figura 45). La classificazione negativa derivante dal PREI deriva in parte dalle caratteristiche intrinseche delle praterie esistenti nel Mar Adriatico.

Segnalazioni specie alloctone

Nella Tabella 13 vengono riportate le segnalazioni di specie alloctone per sito. In circa 24 siti indagate le segnalazioni di presenza di specie alloctone sono relative a 12 siti.

Tabella 13. Presenza di specie alloctone.

CountryCode	MRU	Region	Year	ID_AREA	AreaName	PresenceInvasiveAlgae
IT	ADS	Puglia	2021	PUG_21_A_EGN	Egnazia (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MBR	Molfetta-Bari (15m)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_BTR	Bari-S.Vito (Polignano) (15m)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_SVM	S.Vito (Polignano)-Monopoli (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_MTC	Monopoli-Torre Canne (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa taxifolia</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_TCL	T.Canne-Limite N AMP T.Guaceto (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_TGU	AMP Torre Guaceto (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ADS	Puglia	2018	PUG_18_A_CCS	Cerano-Le Cesine (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_SVM	Monopoli (15m)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_TCL	Villanova (lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_ATG	T_Guaceto (15m; lim. Inf.)	<i>Caulerpa cylindracea</i>
IT	ADS	Puglia	2019	PUG_19_A_CCS	LE_S. Cataldo (lim. Inf.)	<i>Caulerpa taxifolia</i>

Considerazioni generali

Nel Mar Adriatico i descrittori investigati delle praterie di *P. oceanica* non presentano valori nella norma secondo le scale interpretative a disposizione e utilizzate nella maggior parte dei casi e la percentuale riscontrata di valori ritenuti non accettabili è spesso maggiore al valore soglia ($\leq 25\%$): limite regressivo (33,0%), profondità del limite inferiore (100%), densità fogliare a -15 m (37,5%), densità fogliare sul limite inferiore (62,2%), allungamento annuale del rizoma a -15 m (37,5%), PREI (70,0%).

Si evidenzia che la profondità e tipologia del limite inferiore, devono essere necessariamente valutati sinergicamente, così da permettere la corretta caratterizzare del limite inferiore della prateria. A tal proposito, infatti, si fa notare che le profondità dei limiti inferiori delle praterie associati ad una classe definita non accettabile (scarsa e/o cattiva), spesso non sono riconducibili a effettive condizioni di degrado, come

evidenziato dalla assenza di limiti regressivi (cioè assenza di *matte* morta), ma bensì a condizioni sito specifiche, che non permettono la sopravvivenza della prateria (esempio: variazione di substrato associate alla presenza di limiti netti, presenza di correnti sul fondo associate a limiti erosivi, presenza di fiumi nelle vicinanze, ecc.).

Inoltre, la classificazione negativa della maggior parte dei descrittori investigati deriva in molti casi dalle caratteristiche intrinseche delle praterie esistenti nel Mar Adriatico.

In conclusione, nel Mar Adriatico le praterie di *P. oceanica* presentano un *unicum* ecologico adattate alle condizioni peculiari di trofia, sedimentazione e morfologia del Mar Adriatico.

Validità e limitazioni

I valori di riferimento che vengono considerati nella classificazione dei parametri secondo le scale interpretative disponibili in letteratura e utilizzate anche per questa MRU sono relativi a bacini con condizioni idrologiche e trofiche molto differenti dal Mar Adriatico. A titolo esemplificativo, infatti, nell'Adriatico pugliese sulla base dei dati elaborati la colonizzazione di *P. oceanica* attualmente non si spinge oltre i 23m di profondità con densità massime a -15 m non superiori a 350 fasci/m² anche nelle aree in cui non ci sono fattori di pressioni incidenti. Tali scale interpretative risultano quindi penalizzanti per questo tratto di mare molto peculiare, non classificando appropriatamente le praterie oggetto di indagine.

Inoltre, alcuni parametri che hanno rilevato dei livelli di criticità, quali la profondità del limite inferiore e la tipologia di limite, oltre a risentire di condizioni edafiche specifiche non contemplate dalle scale di valutazione usate risentono anche di un degrado cronico ampiamente testimoniato per tutto il Mediterraneo, così come ribadito anche per le altre MRU.

Infine, la presenza delle specie alloctone invasive risulta in linea con quanto è riportato per il Mediterraneo in generale (CIESM, 2015).

3 Sintesi

In Tabella sono rappresentati gli esiti della valutazione ai sensi dell'art. 8 del D lgs 190/2010

Tabella 14. Valutazione del conseguimento del GES per sottoregione e per criterio.

Criterio	<i>Posidonia oceanica</i>
Mar Mediterraneo occidentale (MWE)	
D6C4	
D6C5	
D6C4/D6C5	
Mar Mediterraneo Centrale e Ionio (MIC)	
D6C4	
D6C5	
D6C4/D6C5	
Mar Adriatico (MAD)	
D6C4	
D6C5	
D6C4/D6C5	

4 Bibliografia

- Bouderesque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnet E., Diviacco G. et al. (2012). Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. RAMOGE and RAC/SPA publ. Tunis: 1-202 ISBN N. 2-905540-31-1.
- CIESM (2015). Atlas of Exotic Species in the Mediterranean, Vol. 4 Macrophytes, 364 p., ISBN 13: 978-92-990003-4-2.
- Costantino G., Mastrototaro F., Carlucci R., Matarrese A., Panza M. (2006). First data on meadow structure of a large *Posidonia oceanica* bed along the Southern Tyrrhenian coast (Mediterranean Sea). *Biologia Marina Mediterranea*, 13 (4): 199-205.
- Costantino G., Mastrototaro F., Tursi A., Torchia G., Pititto F. et al. (2010). Distribution and bio-ecological features of *Posidonia oceanica* meadows along the coasts of the southern Adriatic and northern Ionian Seas. *Chemistry and Ecology*, 26 (1): 91-104.
- Marbà N., Díaz-Almela E., Duarte C.M. (2014). Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176: 183-190. doi:10.1016/j.biocon.2014.05.024.
- Moreno D., Aguilera P.A., Castro H. (2001). Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biological Conservation*, 102: 325-332.
- Pace M., Pergent-Martini C., Salomidi M. (2015). Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, 5(1): 1-14. doi:10.1038/srep12505.
- Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T. et al. (2015). Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, 5(1): 1-14. doi:10.1038/srep12505.
- UNEP/MAP-RAC/SPA (2015). Guidelines for standardization of mapping and monitoring methods of marine Magnoliophyta in the Mediterranean. Pergent-Martini C., Edits., RAC/SPA publ., Tunis: 48 p. + Annexes.

1 Introduzione

L'Italia ha previsto il monitoraggio e la valutazione del buono stato ambientale per tre *other habitat type* (OHT), selezionati perché considerati vulnerabili e di rilevante interesse conservazionistico, nonché elencati in diverse direttive e liste di protezione. Questi habitat sono: **Fondi a Coralligeno, Biocenosi dei coralli profondi e dei coralli bianchi**. Alcune specie caratteristiche di questi habitat e biocenosi sono inoltre protette ed elencate nelle Liste rosse della IUCN.

Ai fini della valutazione e facendo riferimento agli Habitat EUNIS, gli habitat sono inclusi nei BHT della Strategia Marina MC1-MC2 (fondi duri e habitat biogenici circalitorali) per il coralligeno, MD1-MD2, (fondi duri e habitat biogenici delle rocce del largo circalitorali) per i coralli profondi, ME1-ME2 e MF1-MF2 (fondi duri e habitat biogenici batiali) per i coralli bianchi.

I monitoraggi dei Fondi a Coralligeno e delle Biocenosi dei coralli profondi e dei coralli bianchi sono finalizzati alla valutazione dell'estensione e della condizione degli habitat nelle tre sottoregioni italiane (MRU). Questi programmi prevedono di svolgere attività di campo nel corso delle quali siano acquisiti dati relativi alla distribuzione, all'estensione e alla condizione dell'habitat, mediante l'applicazione di protocolli di indagine standardizzati, basati sull'acquisizione di dati acustici (ecoscandaglio *multibeam*) e video (*Remotely Operated Vehicle*, ROV). Al fine della valutazione, per questi habitat bentonici di fondo duro, la MSFD italiana ha previsto un approccio opportunistico. Questi programmi sono associati a quello della valutazione della distribuzione ed abbondanza dei rifiuti marini sul fondo. Si combina così l'utilizzo simultaneo di tre descrittori, diversità (D1), integrità del fondo marino (D6) e rifiuti marini (D10), con i relativi criteri primari e secondari ad essi associati:

D6C4 - entità della perdita del tipo di habitat, derivante da pressioni antropiche;

D6C5 - estensione degli effetti negativi delle pressioni antropiche sulle condizioni del tipo di habitat;

D10C1 - composizione, quantità e distribuzione spaziale dei rifiuti sul fondo marino;

D10C4 - numero di individui di ciascuna specie target che subiscono danni a causa dei rifiuti, come, ad esempio, l'impigliamento.

Partendo da questi presupposti, lo stato ecologico delle popolazioni degli habitat, coralligeno e coralli profondi - coralli bianchi viene valutato utilizzando i seguenti parametri:

- ricchezza specifica;
- abbondanza delle specie target (specie strutturanti megabentoniche);
- struttura di taglia della popolazione di ciascuna specie target;
- distribuzione ed estensione dell'habitat (areale, area e porzione di area impattata).
- stato di salute delle specie target;
- distribuzione e abbondanza di rifiuti marini;
- effetto dei rifiuti sulle comunità bentoniche (impigliamento- *entanglement*).

Le informazioni riguardanti queste tipologie di habitat sono state raccolte nel corso delle attività di monitoraggio in mare condotte dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) per il coralligeno, fino ad una profondità di 100 metri, e dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) per i coralli profondi e i coralli bianchi a profondità superiori, oltre i 100 m.

1.1 Fondi a coralligeno

Nel corso degli anni 2015 e 2021, le ARPA hanno condotto diverse attività di esplorazione (2015-2020) e a partire dal 2021 di monitoraggio, suddivise in tre cicli di tre anni ciascuno (Tabella 1).

I risultati qui riportati e utilizzati per la valutazione sono relativi al primo e secondo ciclo della MSFD italiana (2015-2020) per l'habitat coralligeno. Le attività di monitoraggio sono state condotte dalle ARPA in ciascuna regione italiana in cui era nota la presenza di habitat a coralligeno, per un totale di otto regioni coinvolte: Calabria, Campania, Lazio, Liguria, Puglia, Sardegna, Sicilia e Toscana. Le aree monitorate sono state individuate sulla base di dati bibliografici entro 12 Mn dalle coste italiane e/o 100 m di profondità, selezionando quelle più rappresentative delle diverse condizioni ambientali di ciascuna regione italiana. I dati raccolti hanno incluso rilievi preliminari effettuati mediante due sofisticati sonar (*Multibeam* e *Side Scan Sonar*) per acquisire dati batimorfologici sulla natura e conformazione del substrato su aree ampie 25 km², al fine di ottenere modelli digitali del terreno (DTM) ad alta risoluzione. Queste mappe sono state utilizzate per identificare aree rocciose, dove verificare la presenza e l'estensione dell'habitat al coralligeno utilizzando veicoli a comando remoto (ROV), seguendo un protocollo MSFD *ad hoc* (MATTM-ISPRA, 2019). In ciascuna area sono stati individuati tre siti e, in ciascuno di essi, sui reef del coralligeno, sono stati effettuati tre transetti della lunghezza di 200 m ciascuno. Sono stati raccolti dati su copertura di alghe coralline, sedimentazione, biocopertura, tipo di fondale, esposizione e pendenza, ricchezza specifica, inoltre, struttura di taglia, densità, tasso di mortalità ed epibiosi per 22 specie target strutturanti, al fine di consentire la caratterizzazione e valutazione dello stato del coralligeno. Inoltre, sono state valutate la quantità, la composizione e la distribuzione spaziale dei rifiuti marini ed il loro impatto sulle specie bentoniche strutturanti (*entanglement*). I dati raccolti sono stati elaborati e validati da ISPRA. I dati tabellari e cartografici georeferenziati acquisiti sono stati organizzati all'interno di un geodatabase in ambiente ArcGIS per fornire uno strumento di archiviazione, organizzazione e gestione dei dati.

Tabella 1. Elenco dei parametri da determinare con indicazione della metodologia di riferimento e del relativo strumento di indagine (Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina, Art. 11, D.lgs. 190/2010) relative al monitoraggio ARPA coralligeno.

Aree di indagine	Aree nelle quali è nota la presenza di coralligeno profondo rilevante ai fini della valutazione dell'habitat.
Piano di campionamento	Acquisizione di dati morfobatimetrici: una volta nel triennio. I dati multibeam saranno acquisiti con risoluzione delle celle pari a 1m x 1m o migliore. L'area da indagare sarà identificata costruendo un buffer di 250 metri per lato intorno ad ogni transetto. L'area oggetto di monitoraggio con il MB resterà la stessa. Acquisizione documentazione video-fotografica mediante veicoli operati da remoto (ROV): a cadenza triennale in corrispondenza dei transetti identificati per il monitoraggio. In un ciclo di 6 anni i transetti scelti saranno replicati 2 volte.
Metodo campionamento	Acquisizione di dati morfobatimetrici mediante <i>multibeam echosounder</i> e di documentazione video-fotografica ad alta definizione e georeferenziata mediante ROV secondo le specifiche riportate nell'ultima versione delle schede metodologiche.
Parametri	Dati morfobatimetrici; localizzazione ed estensione dell'habitat; condizione dell'habitat mediante valutazione della ricchezza specifica e/o tassonomica; abbondanza, stato, struttura dei popolamenti delle specie strutturanti, e dati accessori indispensabili alla compilazione dell'ultima versione dello standard informativo. Composizione dei rifiuti sul fondo, quantità, distribuzione spaziale e dati sull'impigliamento lungo ogni singolo transetto.
Frequenza di campionamento	Una volta nel triennio per l'acquisizione dati morfobatimetrici, esclusivamente in corrispondenza dei transetti; ogni 3 anni per l'acquisizione dati mediante ROV (ogni singolo transetto dovrà essere ripetuto una volta ogni tre anni).

Nel complesso sono stati eseguiti 860 transetti nei primi due cicli di monitoraggio in 90 aree (Figura 1). Nella maggior parte dei casi il monitoraggio è stato fatto utilizzando ROV (più del 90% dei casi) mentre nel primo triennio di attività un numero limitato di transetti (81) è stato eseguito da operatori scientifici subacquei, in zone dove l'intervallo batimetrico permetteva immersioni in sicurezza (entro i 35 m).

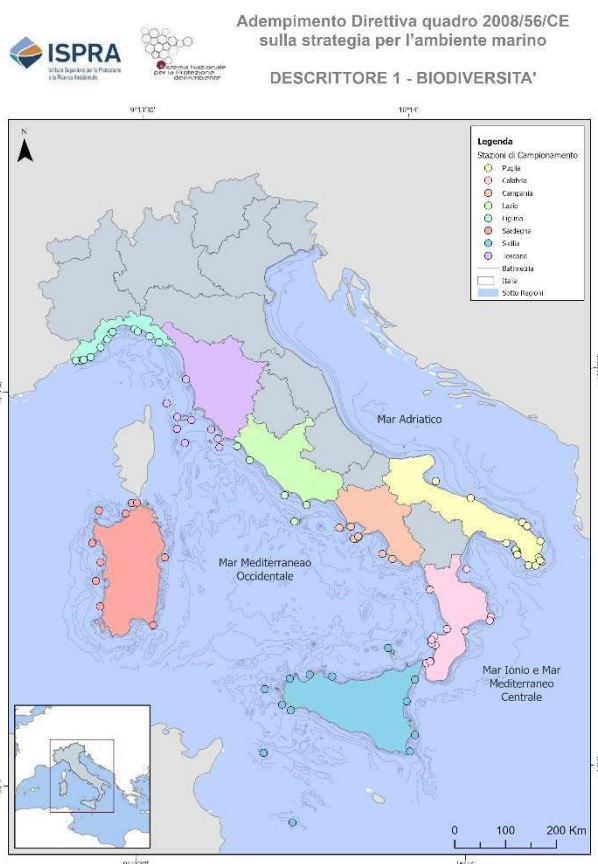


Figura 1. Distribuzione spaziale delle aree indagate nelle tre sottoregioni italiane (Mediterraneo Occidentale, Mediterraneo Centrale e Mar Ionio e Adriatico) relative al monitoraggio ISPRA coralligeno, per i parametri relativi ai criteri D1C5, D6C4, D6C5, D10C1 e D10C4 della Decisione UE 2017/48 della Commissione Europea. Novità rispetto al Report 2018.

Per la valutazione dello stato ambientale per la condizione dell'habitat è stato applicato l'indice MACS (Enrichetti et al., 2019) su una selezione dei transetti ($n=574$). Questo indice è basato sulla combinazione di due differenti componenti: un Indice di Stato delle comunità (*Is*) e un Indice di Impatto (*Ii*). *Is* è un indice dello status della complessità biocenotica dell'ecosistema preso in esame, mentre *Ii* descrive gli impatti che lo interessano. L'indice MACS permette di avere una valutazione nei termini della MSFD, con uno status attribuito da un punteggio. Ognuno dei due indici costituenti è il risultato dell'analisi di sei componenti, per un totale, quindi, di dodici misure ambientali prese in considerazione (Tabella 2). Ad ognuna delle dodici componenti (Tabella 2) viene associato un punteggio da 0 a 3, in riferimento a delle condizioni pristinè dell'habitat circalitorale mediterraneo (Tabella 3). Il punteggio ottenuto viene normalizzato dividendo per 3 e poi moltiplicato per 100 per ottenere un *Ecological Quality Ratio* (EQR), approccio tipico per il confronto con dati provenienti da un modello elaborato e non da serie storiche o dati reali (Enrichetti et al., 2019). Successivamente, si effettua la media della somma dell'EQR di ognuna delle sei componenti per entrambi gli indici (Figura 2); il valore di *Is* e *Ii* varia quindi da 0 a 100. Pertanto, anche il valore dell'indice MACS varia da 0 a 100. Tramite la Tabella 4 è possibile collegare il valore di tale indice con il criterio D6C5 dello stato ecologico

della MSFD, considerando in buono stato tutto quello che risulta tra buono ed alto, utilizzando un approccio precauzionale e conservativo.

Tabella 2. Componenti dell'Indice di Stato delle comunità (*I_s*) e dell'Indice di Impatto (*I_i*).

Index of Community Status (<i>I_s</i>)	Index of Impact (<i>I_i</i>)
SR: Ricchezza specifica	SD: Sedimentazione
BC: Bio-copertura basale	ENT: Percentuale colonie <i>entangled</i>
CC: Copertura di alghe coralline	NCR: Percentuale colonie necrotiche
DM: Dominanza delle specie strutturanti	EPB: Percentuale colonie epibiontate
SSD: Densità delle specie strutturanti	LD: Densità del marine litter
SSH: Altezza media delle specie strutturanti dominanti	LT: Tipologia del marine litter

$$I_s = \frac{EQR_{SR} + EQR_{BC} + EQR_{CC} + EQR_{DM} + EQR_{SSD} + EQR_{SSH}}{6}$$

$$I_i = \frac{EQR_{SD} + EQR_{ENT} + EQR_{NCR} + EQR_{EPB} + EQR_{LD} + EQR_{LT}}{6}$$

$$MACS = \frac{I_s + (100 - I_i)}{2}$$

Figura 2. Equazioni per il calcolo degli indici *I_s*, *I_i* e MACS.

Tabella 3. Punteggi per ciascuna componente dell'indice MACS.

Components	Score 0	Score 1	Score 2	Score 3
Index of Status (<i>I_s</i>)				
1. Species richness (SR)	0	≤20	>20 ≤40	>40
2. Basal bio-cover (BC)	0	<1.5	≥1.5 <2.5	≥2.5
3. Coralline algae cover (CC)	0	<1.5	≥1.5 <2.5	≥2.5
4. Dominance of structuring species (DM)	SSD ≤ 0.5 org. m ⁻²	1 sp.	2 spp.	≥3 spp.
5. Density of all structuring species (SSD)	SSD ≤ 0.5 org. m ⁻²	≤2	>2 ≤5	>5
6. Mean height of dominant structuring species (SSH)	SSD ≤ 0.5 org. m ⁻²	≤1/3 of 1/2 max H	>1/3 ≤2/3 of 1/2 max H	>2/3 of 1/2 max H
Index of Impact (<i>I_i</i>)				
7. Sedimentation (SD)	0	<1.5	≥1.5 <2.5	≥2.5
8. Percent of entangled colonies (ENT)	0	≤20	>20 ≤40	>40
9. Percent of necrotic colonies (NCR)	0	≤20	>20 ≤40	>40
10. Percent of epibiont colonies (EPB)	0	≤20	>20 ≤40	>40
11. Density of litter items (LD)	0	≤0.1	>0.1 ≤0.2	>0.2
12. Litter typology (LT)	Absence of litter	Presence of GL	Presence of LFG	GL + LFG

Tramite l'applicazione dell'indice MACS sono stati assegnati i valori dell'*I_s*, dell'*I_i* e del MACS ai transetti, siti ed aree esaminati relativamente al coralligeno ed è stato, così, valutato il criterio D6C5, in base alla percentuale di aree valutate in uno stato moderato-alto.

La valutazione per il criterio D6C4 è stata, invece, effettuata considerando la presenza di opere strutturali sottomarine o altre pressioni antropiche importanti che possono determinare la perdita totale dell'habitat. La valutazione non è stata fatta a livello di BHT.

Tabella 4. Punteggi dell'indice di status, di impatto e MACS per la valutazione dello stato ecologico.

Index of Status (I _s)	Index of Impact (I _i)	MACS
≤ 35 = Bad	≤ 35 = Very low	≤ 35 = Bad
36–45 = Poor	36–45 = Low	36–45 = Poor
46–55 = Moderate	46–55 = Moderate	46–55 = Moderate
56–65 = Good	56–65 = High	56–65 = Good
≥ 66 = High	≥ 66 = Very high	≥ 66 = High

1.2 Biocenosi dei coralli bianchi e coralli profondi

Le attività relative agli habitat profondi sono iniziate nel 2020 e sono state suddivise in cicli di monitoraggio di tre anni (Tabella 5).

Nel corso degli anni 2020 e 2021, ISPRA ha condotto cinque campagne oceanografiche per lo studio dei coralli profondi e dei coralli bianchi, selezionando le aree da monitorare sulla base di dati pregressi di letteratura. Nei mesi di agosto e settembre 2020, sono stati esplorati dei siti nelle aree del Canyon di Dohrn (CD) e del Canale di Corsica (CC). Successivamente, a luglio e agosto 2021, sono stati studiati alcuni siti intorno l'isola di Linosa (LI), prospicienti Siracusa (SS) e nelle acque dell'Arcipelago Pontino (PI) (Tabella 6, Figura 3).

Tabella 5. Elenco dei parametri da determinare con indicazione della metodologia di riferimento e del relativo strumento di indagine (Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina, Art. 11, D.lgs. 190/2010) relative al monitoraggio ARPA coralligeno.

Aree di indagine	Aree nelle quali è nota la presenza di biocenosi dei coralli bianchi rilevanti ai fini della valutazione dell'habitat.
Piano di campionamento	Acquisizione di dati morfobatimetrici: una volta nel triennio, i dati <i>multibeam</i> saranno acquisiti con risoluzione delle celle pari a 1m x 1m o migliore. L'area oggetto di monitoraggio con il MB resterà la stessa. Acquisizione documentazione video-fotografica mediante veicoli operati da remoto (ROV): a cadenza triennale in corrispondenza dei transetti identificati per il monitoraggio. In un ciclo di 6 anni i transetti scelti saranno replicati 2 volte.
Metodo campionamento	Acquisizione di dati morfobatimetrici mediante <i>multibeam echosounder</i> e di documentazione video-fotografica ad alta definizione e georeferenziata mediante ROV.
Parametri	Dati morfobatimetrici; localizzazione ed estensione dell'habitat; condizione dell'habitat mediante valutazione della ricchezza specifica e/o tassonomica; abbondanza, stato, struttura dei popolamenti. Composizione dei rifiuti sul fondo, quantità, distribuzione spaziale e dati sull'impigliamento lungo ogni singolo transetto.
Frequenza di campionamento	Una volta nel triennio per l'acquisizione dati morfobatimetrici, esclusivamente in corrispondenza dei transetti; ogni 3 anni per l'acquisizione dati mediante ROV (ogni singolo transetto dovrà essere ripetuto una volta ogni tre anni).

Tabella 6. Aree di indagine del monitoraggio ISPRA MSFD Coralli profondi – coralli bianchi (n. 46 stazioni) per i parametri relativi ai criteri D6C4, D6C5, D10C1 e D10C4 della Decisione UE 2017/48 della Commissione Europea. Novità rispetto al Report 2018.

Anno	Sottoregione	Area	Dive (n.)	Profondità (m)
2020	Mediterraneo Occidentale	Canyon Dohrn (CD)	11	322–452
2020	Mediterraneo Occidentale	Canale di Corsica (CD)	4	341–457
2021	Mediterraneo Centrale e Mar Ionio	Linosa (LI)	6	115–345
2021	Mediterraneo Centrale e Mar Ionio	Siracusa (SI)	13	76–358
2021	Mediterraneo Occidentale	Arcipelago Pontino (PI)	23	100–270

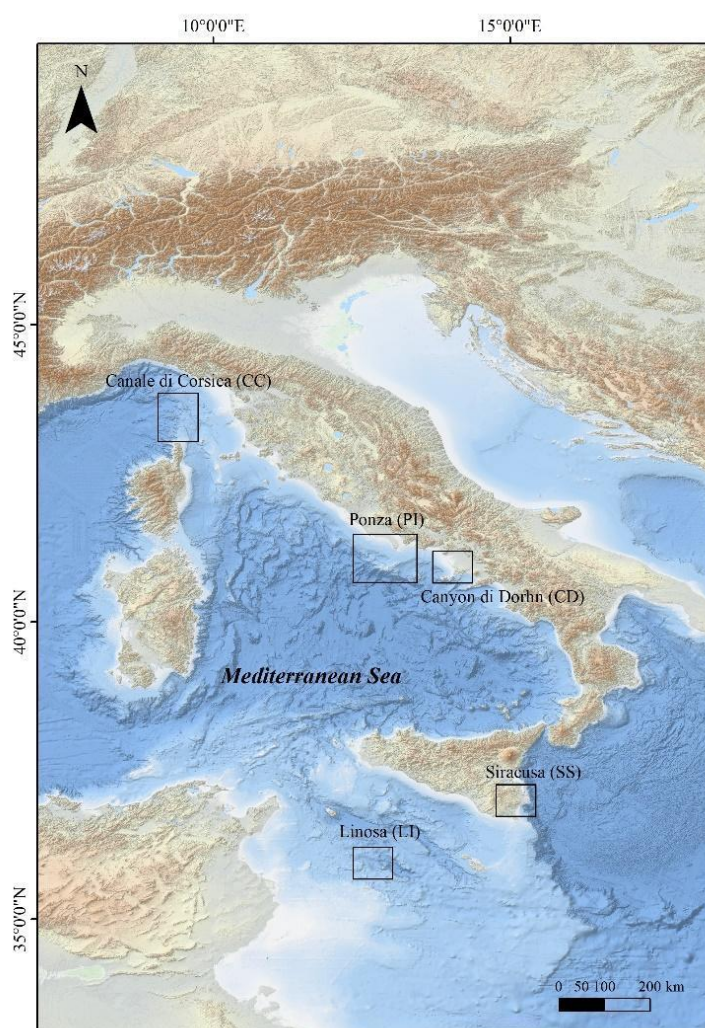


Figura 3. Distribuzione spaziale delle aree indagate nelle sottoregioni “Mediterraneo Occidentale” (CD, CC e PI) e “Mediterraneo Centrale e Mar Ionio” (LI e SS) relative al monitoraggio ISPRA coralli profondi – coralli bianchi (n. 46 stazioni), per i parametri relativi ai criteri D6C4, D6C5, D10C1 e D10C4 della Decisione UE 2017/48 della Commissione Europea. Novità rispetto al Report 2018.

Complessivamente, durante le attività di monitoraggio, sono state effettuate da ISPRA 46 immersioni con il ROV: 11 nel CD, 4 nel CC, 6 nel LI e 13 nel SS e 23 nel PI (Tabella 6, Figura 3). Nel complesso, le attività svolte hanno totalizzato 85 ore di rilievi video, coprendo una distanza lineare di 33 km.

Al fine della valutazione dello stato ambientale per la condizione dell'habitat è stato applicato l'indice MACS (Enrichetti et al., 2019) ai siti esaminati relativamente ai coralli profondi, mentre è in corso di sviluppo l'applicazione di un nuovo indice ecologico multiparametrico, a partire dalla struttura del MACS, per i coralli bianchi. A differenza di quanto disponibile per altri ecosistemi più superficiali, infatti, uno strumento simile attualmente manca nella letteratura scientifica per gli ambienti profondi.

Questo nuovo indice si compone, come il MACS, di due unità indipendenti: l'Indice di Struttura (*Is*) e l'Indice di Impatto (*Ii*), seguendo l'approccio DPSIR (Elliot et al., 2017). L'Indice di Struttura (*Is*) descrive la complessità biocenotica degli ecosistemi indagati, mentre l'Indice di Impatto (*Ii*) fornisce indicazioni sul grado e sul tipo di impatti che vi agiscono; l'indice finale va, quindi, a mostrare lo stato ambientale della comunità bentonica tenendo conto delle pressioni antropiche a cui è soggetta. In totale, sono state selezionate dieci metriche all'interno del nuovo indice (Tabelle 7 e 8); la selezione di queste metriche riflette la più recente conoscenza riguardo l'ecologia di questi ambienti, sia in termini di stato della comunità bentonica che di resilienza della stessa agli impatti.

Tabella 7. Schema delle metriche considerate nell'Indice di Struttura (*Is*).

Structure index			Score 1	Score 2	Score 3
Biological Diversity	Species Richness	Megabenthic species richness (n° of individuals)	< 10	≥ 10 and < 20	≥ 20
		Structuring species richness (n° of individuals)	≤ 2	> 2 and ≤ 4	≥ 5
Seafloor integrity	Biologic Reef	Vertical development	Sparse colonies on rock (no biogenic base) or coral rubble under 10 cm	Reef height under 1-1.5 m	Mound height ≥ 2 m
		Living reef (%)	< 5	≥ 5 and < 15	≥ 15
	Canopy	White coral density (n° individuals m ⁻²)	< 1	≥ 1 and < 2.5	≥ 2.5
		White coral height (dominant species, cm)	<i>M. oculata</i> : ≤ 20 <i>D. pertusum</i> : ≤ 30	<i>M. oculata</i> : > 20 and < 30 <i>D. pertusum</i> : > 30 and < 40	<i>M. oculata</i> : ≥ 30 <i>D. pertusum</i> : ≥ 40

Tabella 8. Schema delle metriche considerate nell'Indice di Impatto (*Ii*).

Impact Index			Score 0	Score 1	Score 2	Score 3
Seafloor Integrity	Sedimentation	Sedimentation	0	< 1.5	≥ 1.5 and < 2.5	≥ 2.5
	Damaged Anthozoans	<i>Entanglement</i> (%)	0	≤ 20	> 20 and ≤ 40	> 40
Litter	Marine Litter	Litter Density (items m ⁻²)	0	≤ 0.5	> 0.5 and < 1.5	≥ 1.5
		Litter type	0	GL	FG	GL + FG

La prima componente dell'indice, l'Indice di Struttura (*I_s*), considera lo stato della comunità bentonica focalizzandosi su sei parametri (Tabella 7):

- **ricchezza specifica:** considera la ricchezza specifica megabentonica (*Megabenthic Species Richness, MSR*) e la ricchezza specifica delle specie strutturanti (*Structuring Species Richness, SSR*);
- **reef biogenico:** considera lo sviluppo verticale del reef (*Vertical Development, VD*) e la porzione viva viva rispetto a quella morta (*Living Reef, LV*);
- **canopy:** analizza la densità delle colonie di coralli bianchi (*White Coral Density, WCD*) (considerando entrambe le specie *Madrepora oculata* e *Desmophyllum pertusum*) e l'altezza media delle colonie della specie dominante (*White Coral Height, WCH*).
- La seconda componente dell'indice, l'indice di Impatto (*I_i*), prende in considerazione quattro parametri che quantificano il grado di disturbo antropico:
- **sedimentazione:** fornisce indicazioni quantitative sulla risospensione di sedimento che in ambienti batiali è spesso dovuta ad attività di pesca a strascico (*SeDimentation, SD*);
- **antozoi danneggiati:** considera l'*entanglement* (*ENTanglement, ENT*), ossia dalla percentuale di colonie direttamente impigliate in attrezzi da pesca e rifiuti di vario genere;
- **rifiuti marini:** considera la densità della spazzatura (Litter Density, LD), e la tipologia di oggetti presenti sul fondale (Litter Type, LT).

L'indice è stato testato in diversi siti indagati con il ROV con presenza di coralli bianchi, selezionati in quanto rappresentativi di diverse situazioni ambientali e di disturbo antropico. Per ciascun sito sono stati realizzati 3 transetti da 50 m ciascuno, considerando un campo visivo di 2 m, per un'area totale indagata di 100 m². Per ogni transetto sono stati raccolti dati inerenti ai seguenti parametri:

- 1) **profondità** minima e massima;
- 2) **tipo di substrato** (fango, ciottoli, rocce sparse, parete rocciosa, *mounds*, tanatocenosi a coralli bianchi);
- 3) **inclinazione** del substrato (orizzontale, inclinato o verticale);
- 4) **sviluppo del reef biogenico** (colonie sparse su roccia senza base biogenica; *coral rubble* con altezza inferiore ai 10 cm; *reef* di altezza inferiore a 1,5 m; *mounds* di vari metri di altezza);
- 5) **numero di specie** di invertebrati megabentonici presenti lungo il transetto (ricchezza specifica);
- 6) **densità delle due specie target** di coralli bianchi (*M. oculata* e *D. pertusum*), espressa come numero di colonie su m² (col. m⁻²);
- 7) **specie dominante** tra le due sopracitate;
- 8) **numero di specie strutturanti** presenti lungo il transetto;

- 9) **percentuale di colonie impigliate** in oggetti di origine antropica;
- 10) **densità degli oggetti di natura antropica** presenti lungo il video transetto, espressa come numero di oggetti su m² (n. items m⁻²);
- 11) **tipo di oggetti antropici osservati**: attrezzi da pesca (FG) o rifiuti urbani (GL).

Tramite l'applicazione di questo indice sono stati assegnati i valori dell'*I*_s, dell'*I*_l e del nuovo indice ai transetti, siti ed aree esaminati relativamente ai coralli bianchi ed è stato, così, valutato il criterio D6C5, in base alla percentuale di aree valutate in uno stato buono-alto.

La valutazione per il criterio D6C4 è stata, invece, effettuata considerando la presenza di opere strutturali sottomarine o altre pressioni antropiche importanti che possono determinare la perdita totale dell'habitat. La valutazione non è stata fatta a livello di BHT.

2 Articolo 8 del D.lgs. 190/2010 - Valutazione ambientale

2.1 Fondi a coralligeno

Nel complesso le indagini nel periodo 2015-2020 hanno permesso di identificare un totale di 347 specie/taxa megabentonici e demersali appartenenti a 9 Phyla (Figura 4). In termini percentuali, la categoria dei poriferi e degli cnidari antozoi è quella che contribuisce maggiormente alla diversità globale di questi ambienti (circa 25,9% e 21,3%, rispettivamente). Un contributo non trascurabile è dato dai molluschi (10,6%), echinodermi (8,4%), briozoi (8,4%), pesci (8,2%), tunicati (7,4%) e anellidi (6,3%).

Complessivamente, le regioni con la lista tassonomica più ricca sono state la Calabria e la Puglia rispettivamente con 167 e 157 specie/taxa, seguite dalla Liguria (124) e dalla Sicilia (98). Va sottolineato che alcune regioni hanno lavorato su intervalli batimetrici molto ampi andando ad esplorare ambienti rocciosi del circalitorale, con conseguente incremento del numero di specie censite. Per contro, si evidenzia che alcune regioni, come, ad esempio la Toscana, hanno concentrato i loro sforzi sulla caratterizzazione della componente delle specie strutturanti del coralligeno prendendo, quindi, in considerazione principalmente antozoi, poriferi e briozoi. Considerando le specie protette si può dire che in questi primi due cicli di monitoraggio sono state raccolte informazioni relativamente a specie inserite nella Convenzione di Barcellona e negli allegati I, II, IV e V della direttiva Habitat (*Corallium rubrum*, *Axinella cannabina*, *Axinella polypoides*, *Sarcotragus foetidus*, *Centrostephanus longispinus*, *Homarus gammarus*, *Pinna nobilis*). In particolare, *C. rubrum*, è stato osservato in Liguria, Lazio, Campania e Sardegna e le due specie di *Axinella* sono state segnalate in 6 delle 8 regioni coinvolte nel monitoraggio.

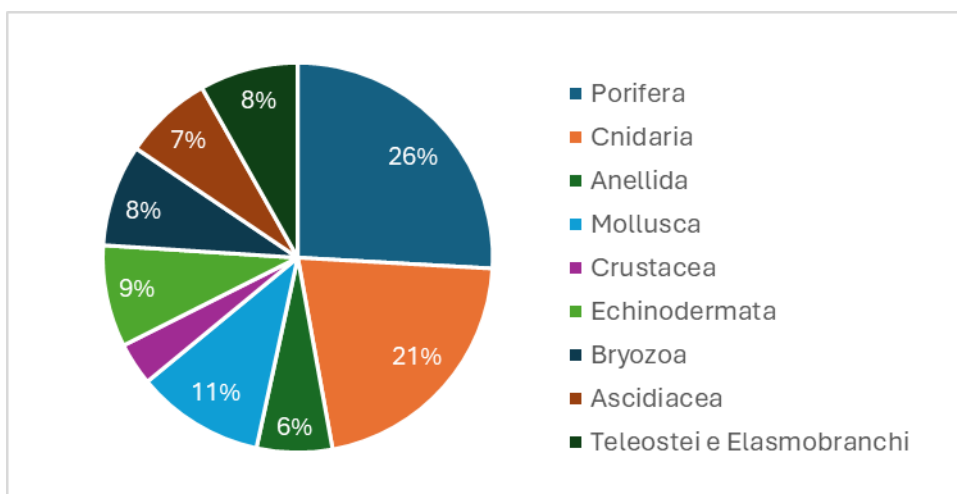


Figura 4. Composizione percentuale delle biocenosi nelle aree di studio.

Le specie target strutturanti principali e maggiormente distribuite sono risultate quelle caratteristiche del coralligeno: *Eunicella cavolini*, *E. singularis*, *Pentapora fascialis* e *Paramuricea clavata*, presenti in più del 50% delle aree indagate (Figura 5).

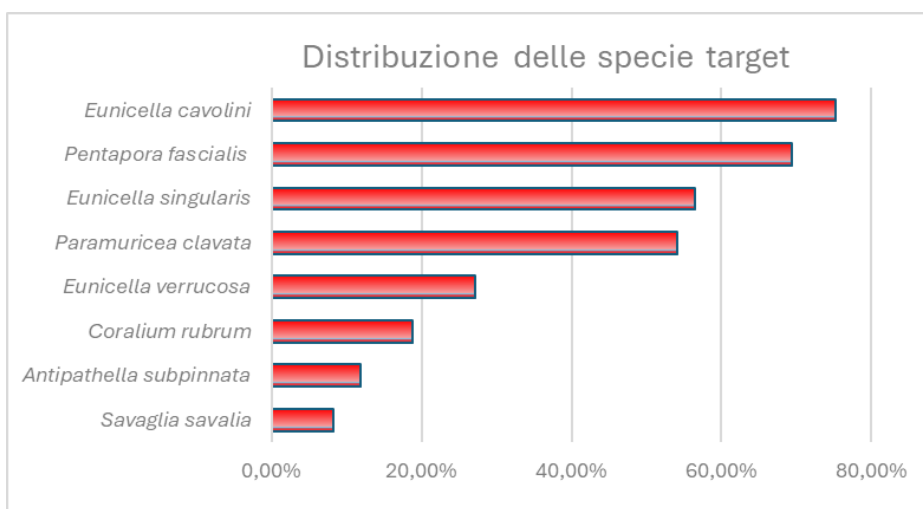


Figura 5. Frequenza di distribuzione delle principali specie strutturanti nelle aree di studio.

Lo stato ambientale del coralligeno è stato valutato attraverso l'applicazione dell'indice MACS, che rispetto ad altri indici mostra una maggiore capacità di distinguere i fattori naturali e antropici ottenendo una migliore interpretazione delle situazioni locali. L'indice è stato applicato su 65 aree, per 200 siti e 574 transetti, rappresentativi del coralligeno. I risultati ottenuti sono stati aggregati per ciascuna sottoregione e a livello nazionale (Figura 6), tramite la media dei punteggi dei singoli transetti, per sito e per area. L'applicazione dell'indice MACS e degli indici che lo compongono ha permesso di evidenziare alcune differenze tra le tre aree esaminate, restituendo un quadro mediamente moderato-buono (46% e 34%, rispettivamente), nonostante una certa variabilità tra i singoli transetti. Non sono state registrate aree in cattivo stato e solo il 15% ha uno status povero. Il 5% delle aree è risultato in elevato stato di conservazione equivalente a tre aree in Puglia e in Toscana.

L'applicazione dell'Indice MACS ha permesso di popolare il criterio D6C5, e mediamente il 24,7% delle aree esplorate presenta condizioni di stato cattive o povere (Tabella 9).

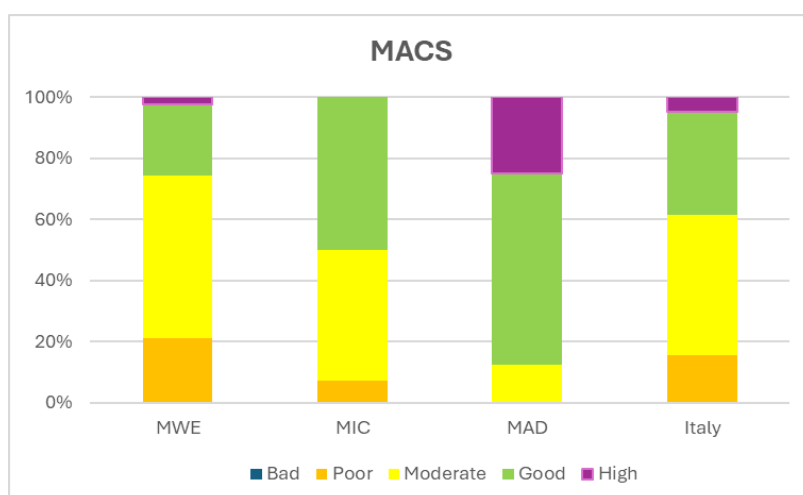


Figura 6. Risultati dell'applicazione dell'Indice MACS alle aree oggetto di monitoraggio riportate a livello nazionale e per sottoregione.

Tabella 9. Numero di aree in cui è stato applicato Indice MACS, con la classificazione percentuale in base al grado di stato di conservazione (da cattivo ad altro), per MRU e a livello nazionale.

MACS (Status)	n. aree	MWE (%)	MIC (%)	MAD (%)	Italy (%)
Cattivo	0	0.0	0.0	0.0	0.0
Povero	10	20.9	7.1	0.0	15.4
Moderato	30	53.5	42.9	12.5	46.2
Buono	22	23.3	50.0	62.5	33.8
Alto	3	2.3	0.0	25.0	4.6

Ai fini della valutazione dello stato ambientale, secondo i criteri primari D6C4 e D6C5 degli habitat bentonici, per le tre sottoregioni, lo stato dell'habitat a coralligeno esaminato rientra nei valori soglia definiti a livello unionale solo per il criterio di riferimento D6C4, mentre per il D6C5 per la sola MRU dell'Adriatico:

D6C4 = 0,0% di perdita di habitat (valore soglia = $\leq 2\%$) per tutte le sottoregioni

MWE D6C5 = 74,4% degli effetti negativi sulle condizioni dell'habitat (valore soglia = $\leq 25\%$)

MIC D6C5 = 50,0% degli effetti negativi sulle condizioni dell'habitat (valore soglia = $\leq 25\%$)

MAD D6C5 = 12,5% degli effetti negativi sulle condizioni dell'habitat (valore soglia = $\leq 25\%$)

Non si rivela pertanto un'entità grave della perdita del tipo di habitat, derivante da pressioni antropiche. La maggior parte delle aree mostra invece una condizione moderata, dovuta spesso ad una ricca copertura biologica basale, bassi livelli di sedimentazione, ma una elevata abbondanza di rifiuti. Lo stato complessivo per questi criteri può essere considerato **'Not Good'**.

2.2 Biocenosi dei coralli bianchi e coralli profondi

Nei tre anni di campionamento, i monitoraggi sono stati eseguiti su aree diverse; pertanto, la mancanza di una replicabilità temporale del dato, in una stessa area, non ha consentito la quantificazione di una eventuale

perdita o mantenimento dell'habitat. Tuttavia, i dati raccolti permettono di ampliare le conoscenze sulla distribuzione e condizione di questi habitat nei mari italiani e costituiranno la base di riferimento per il prossimo ciclo attuativo ai fini della valutazione. I risultati per ogni singola area d'indagine sono riportati di seguito, con i valori di base per i singoli parametri utilizzati. Per alcune aree, è stato, comunque, possibile fornire una valutazione.

2.2.1 Biocenosi dei coralli bianchi - sottoregione Mediterraneo occidentale

Nella sottoregione Mediterraneo occidentale, nell'anno 2020 sono state effettuate due campagne di monitoraggio: una nel Canyon di Dohrn e una nel Canale di Corsica (Angiolillo et al., 2023a). Complessivamente, è stata esplorata una superficie di circa 18538 m² in un intervallo batimetrico compreso tra 322 e 438 m, nel Canyon di Dohrn, e tra i 341 e i 457 m, nel Canale di Corsica.

I siti esplorati nel canyon di Dohrn erano caratterizzati da un fondale eterogeneo, con ampie pareti verticali e pinnacoli affioranti. I siti del Canale di Corsica erano caratterizzati principalmente da detriti di corallo con *bioherms* su un fondo fangoso.

Le analisi hanno permesso di osservare complessivamente 104 taxa megabentonici e demersali. In termini percentuali, la categoria degli cnidari antozoi è quella che contribuisce maggiormente alla diversità globale di questi ambienti batiali (circa 30,8%, Figura 7), seguita dai pesci ossei e cartilaginei (25%) e dagli echinodermi (9,6%). Contribuiscono in maniera importante alla diversità totale anche i poriferi (7,7%), sebbene questi risultino ampiamente sottostimati dall'utilizzo della sola indagine visiva, i crostacei (circa 6,7%), e gli anellidi (4,8%). Le attività di monitoraggio hanno confermato la presenza, nelle aree batiali, di aggregazioni significative di CWCs (*Cold Water Corals*) e di specie associate.

Il canyon di Dohrn ha mostrato una maggiore ricchezza di specie (82 taxa) rispetto al canale di Corsica (66 taxa), con il 39% delle specie presenti solo nella prima area. Tuttavia, il numero medio di specie per immersione è stato più alto nel Canale della Corsica (SR = 33,5) che nel Canyon Dohrn (SR = 24,6). Questo suggerisce una maggiore concentrazione di specie nei siti toscani, ma una maggiore unicità in quelli napoletani.

I vari siti monitorati mostrano diverse situazioni in termini di densità e struttura di taglia delle popolazioni target (*Madrepora oculata* e *Desmophyllum pertusum*). Per valutare la densità media di *M. oculata*, sono stati analizzati 121 fotogrammi per 5 popolazioni (2 a Dohrn e 3 in Corsica), rivelando, nella prima area, *patch* piccoli con densità medie comprese tra $2,5 \pm 0,35$ e $4,3 \pm 0,6$ col. m⁻² e nella seconda area *patch* più estesi con densità medie comprese tra $1,2 \pm 0,2$ e $4,8 \pm 0,6$ col. m⁻². Le densità massime sono rispettivamente 13,3 col. m⁻² nel Canyon di Dohrn e 10,8 col. m⁻² nel Canale di Corsica. Inoltre, la componente viva della biocostruzione è sempre dominante in termini di superficie occupata rispetto a quella morta.

Complessivamente, nelle due aree di studio sono state misurate 1042 colonie di *M. oculata* e 338 di *D. pertusum*. Le colonie di entrambe le specie erano più piccole nel Canyon Dohrn rispetto a quelle del Canale della Corsica ($p < 0,05$), con colonie superiori a 50 cm in quest'ultima area. Nel Canyon di Dohrn, le dimensioni delle colonie variavano da 2 a 37 cm per *M. oculata* e da 2 a 72 cm per *D. pertusum*. Nel Canale di Corsica le dimensioni delle colonie erano da 4 a 112 cm per *M. oculata* e da 6 a 80 cm per *D. pertusum*.

Numerose specie carismatiche sono state, inoltre, osservate associate alla *facies* a CWC, come, ad esempio, *D. dianthus*, che formava dense aggregazioni (fino a 33 individui m⁻²) e *Javania cailleti* con 243 individui m⁻². Qui sono state anche osservate le popolazioni più numerose di *Neopycnodonte zibrowii* e *Acesta excavata* (fino a 25 e 22 individui m⁻², rispettivamente). L'unica specie strutturante ben distribuita nel canyon Dohrn è risultata essere il corallo nero *Parantipathes larix*.

Nel canale di Corsica, sono state osservate, sui *mounds*, diverse aggregazioni di specie strutturanti: i fianchi erano, infatti, dominati da foreste miste di gorgonie di *Viminella flagellum*, distribuite in densi *patches* con fino a 21 colonie m⁻², e *Callogorgia verticillata*, mentre sulla cima c'erano piccole colonie di *Paramuricea hirsuta*,

Villogorgia bebrycoides, *Muriceides lepida* e *Swiftia dubia*. Degna di nota è la presenza di colonie di *Isidella elongata* nelle aree fangose intorno ai mounds.

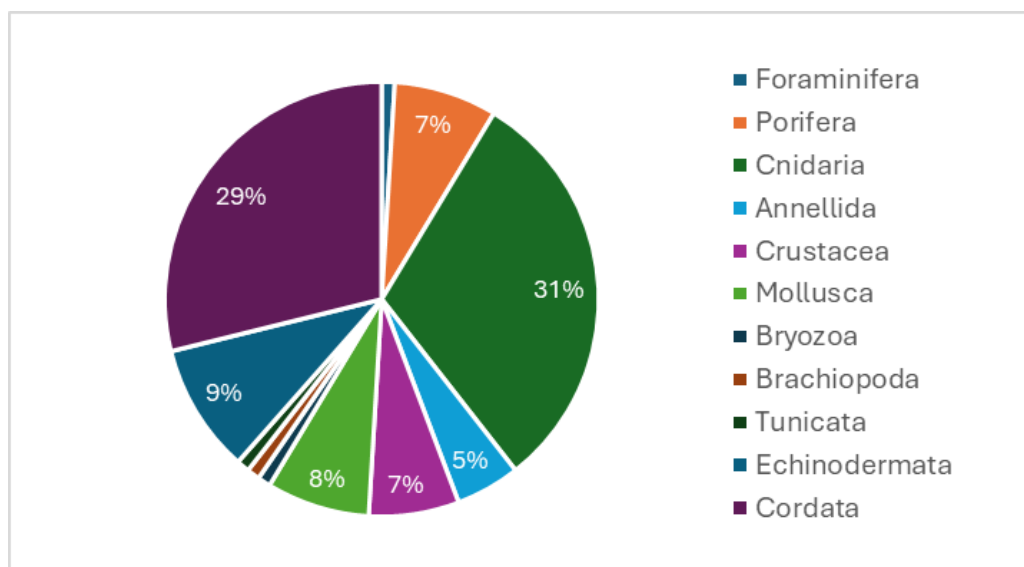


Figura 7. Composizione percentuale delle biocenosi nelle aree di studio a coralli bianchi investigate nel Mediterraneo occidentale.

Nelle aree indagate sono stati trovati un totale di 139 rifiuti. I tipi di rifiuti dominanti erano caratterizzati da polimeri artificiali, principalmente legati alle attività di pesca (85,6%), come lenze (62,2%), cime (17,3%) e piccoli frammenti di reti (5,2%) (Figura 8). Altre tipologie di rifiuti osservati erano composte da oggetti metallici e lattine (5,8%), bottiglie di vetro (3,6%), teli di plastica e vestiti. I rifiuti sono stati trovati lungo tutte le batimetriche esplorate, ma, principalmente, a 360-380 e 430-450 m. La densità di rifiuti media è di circa 0,8 items 100 m⁻² e variava da 0,34 items 100 m⁻² a 1,60 items 100 m⁻². Per quanto riguarda l'impatto, circa il 47% degli attrezzi da pesca persi era in diretto contatto con le specie strutturanti. Un totale di 173 colonie/esemplari di 11 specie strutturanti sono state oggetto d'impigliamento (*entanglement*): *D. dianthus*, *D. pertusum*, *M. oculata*, *Cerhiantus* sp., *Leiopathes glaberrima*, *Parantipathes larix*, *Callogorgia verticillata*, *Muriceides lepida*, *Paramuricea hirsuta*, *V. flagellum* e *N. zibrowii*. Diverse colonie di coralli bianchi (*M. oculata*), inoltre, sono state osservate crescere direttamente sugli attrezzi persi, soprattutto sulle lenze.

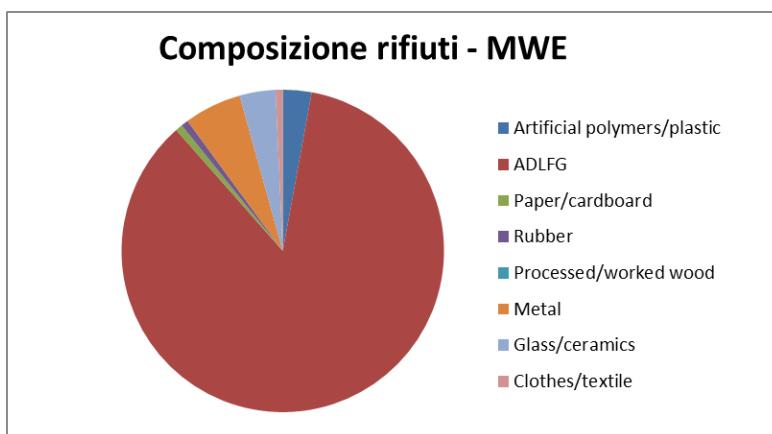


Figura 8. Composizione percentuale delle principali categorie di rifiuti marini trovati sul fondo nelle aree a coralli bianchi investigate nel Mediterraneo occidentale.

L'applicazione dell'indice ai siti selezionati ha permesso di identificare una diversità di condizioni ambientali. Per quanto riguarda l'Indice di Struttura, i siti del Canale di Corsica hanno ottenuto valori molto alti (80), mentre i siti del Canyon Dohrn presentano un *Is* intermedio/moderato (50) (Tabella 10). Anche l'applicazione dell'Indice di Impatto produce risultati molto variabili: il Canale di Corsica è un'area con impatto molto basso (8), mentre valori alti caratterizzano i siti del Canyon Dohrn (69). Il sito del Canale di Corsica è caratterizzato da un alto stato ecologico determinato da elevata ricchezza specifica (includere numerose specie strutturanti associate) e sviluppo di un *reef* biogenico molto complesso, che supporta una densa popolazione di *M. oculata* formata da colonie vive e ben sviluppate in altezza. Inoltre, l'impatto antropico molto basso testimoniato dal basso numero di rifiuti marini e dai bassi livelli di sedimentazione permette di identificare questo sito come quello caratterizzato dal migliore stato ecologico (86). L'area del Canyon Dohrn è fortemente influenzata dalla complessa topografia delle pareti rocciose verticali del canyon, che richiamano una ricca fauna associata e garantiscono un substrato esposto alle correnti per varie specie strutturanti. Tuttavia, le colonie di coralli bianchi sono di piccole dimensioni, disperse lungo la parete e non formano un *reef* tridimensionale. Il tutto è inserito in un contesto estremamente impattato e le poche colonie presenti risultano impigliate in lenze e altri rifiuti. Ciò determina un punteggio finale dell'Indice basso, indicando un cattivo stato ecologico (40).

Tabella 10. Risultati dell'applicazione dell'Indice finale alle aree oggetto di monitoraggio.

Area	Is	Ii	MACS	Condizione
Canale di Corsica	80	8	86	Molto buona
Canyon Dohrn	50	69	40	Povera

La versione preliminare dell'indice qui proposto considera diverse metriche (10) considerate a livello internazionale come le più importanti nella definizione della struttura e dello stato di salute degli ecosistemi a coralli bianchi profondi. Tali metriche sono facilmente ottenibili attraverso l'analisi di video ROV e ben si prestano ad un monitoraggio temporale di queste biocostruzioni. Questo approccio, che indaga separatamente la struttura dell'ecosistema e gli impatti a cui esso è sottoposto, ci permette di identificare con chiarezza e precisione eventuali problematiche o particolari condizioni ambientali di un'area, ma, al tempo stesso, garantisce la possibilità di formulare un giudizio complessivo e numerico, indispensabile in ambiti di conservazione ambientale.

Ai fini della valutazione dello stato ambientale, secondo i criteri primari D6C4 e D6C5 degli habitat bentonici, per la sottoregione Mediterraneo occidentale, lo stato dell'habitat a coralli bianchi esaminati rientra nei valori soglia definiti a livello unionale solo per il criterio D6C4:

D6C4 = 0,0%; valore soglia = ≤ 2 % di perdita di habitat

D6C5 = 50% degli effetti negativi sulle condizioni dell'habitat; valore soglia = ≤ 25 %

Non si rivela pertanto un'entità grave della perdita del tipo di habitat, derivante da pressioni antropiche, mentre la metà delle aree prese in considerazione non è in buono stato.

Lo stato generale per questi criteri, pertanto, può essere considerato **'Not Good'**.

2.2.2 Biocenosi dei coralli profondi - sottoregione Mar Ionio e Mediterraneo centrale

Nell'anno 2021, in questa sottoregione, sono state effettuate due campagne a bordo della N/O Astrea in prossimità due aree, l'Isola di Linosa e la costa Siracusana. A causa, però, di un malfunzionamento della strumentazione (*multibeam* e ROV) e delle condizioni meteo non sempre favorevoli, la campagna di ricerca nell'isola di Linosa non ha permesso il completamento delle attività previste. Pertanto, i dati raccolti e i risultati qui riportati, rispetto a quest'area, non sono stati considerati per la valutazione 2024, ma solo come riferimento per i futuri monitoraggi. Saranno utilizzati per la prossima valutazione.

Nel complesso, nell'isola di Linosa sono state eseguite 6 immersioni ROV in un intervallo batimetrico compreso tra 115 e 345 m, per un totale di circa 11 ore di video registrati. I 6 transetti video effettuati hanno permesso di esplorare una lunghezza totale di 4 km. La principale categoria di substrato osservato è rappresentata dal fondo roccioso spesso ricoperto da alghe coralline (~79%). Il restante è caratterizzato da substrato sabbioso/fangoso, presente come numerose *patch* che separano le aree di substrato duro. Il substrato risulta generalmente inclinato (~29%) o subverticale (~66%), mentre substrati orizzontali sono relativamente rari. Durante le immersioni sono stati identificati, al più basso livello tassonomico possibile, 65 taxa megabentonici appartenenti a 8 phyla diversi (Figura 9). Le categorie che contribuiscono maggiormente alla biodiversità dell'area di studio sono quella dei cordati (35,4%, 33,8% pesci e 1,5% tunicati), degli cnidari (21,5%), dei poriferi (10,8%) e degli echinodermi (15,4%). Un contributo non trascurabile è fornito anche da anellidi (7,7%), artropodi (6,2%), briozoi (1,5%) e brachiopodi (1,5%).

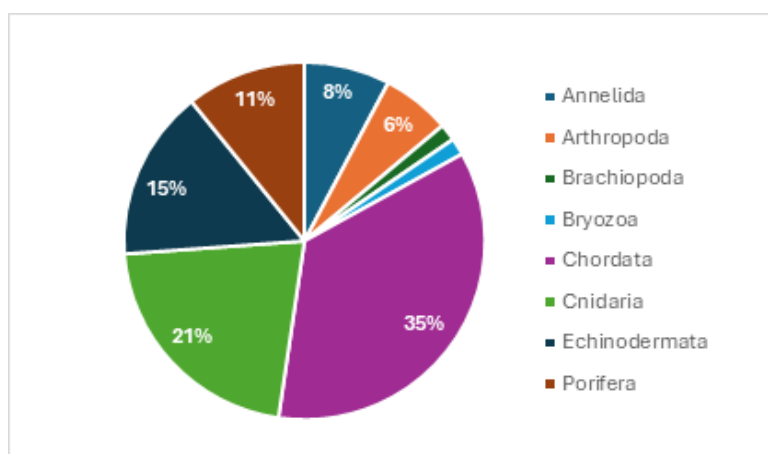


Figura 9. Ricchezza specifica per phylum nell'area dell'isola di Linosa.

I coralli neri, insieme a piccole gorgonie di diverse specie, rappresentano il principale gruppo di organismi strutturanti presenti nella zona mesofotica dell'isola di Linosa. In totale, sono state osservate 10 specie di antozoi strutturanti, alcuni dei quali di interesse conservazionistico. Tra i coralli neri sono risultati presenti due delle quattro specie principali, *A. subpinnata* e *L. glaberrima*. Le foreste di *A. subpinnata* risultano particolarmente abbondanti in particolare in un sito all'interno dell'area esaminata, mentre quelle di *L. glaberrima* sono state osservate meno frequentemente. Tra le specie strutturanti, un altro gruppo ben rappresentato è quello delle gorgonie, presenti con diverse specie, spesso di dimensioni ridotte rispetto ai grandi antipatari. Esse includono: *P. hirsuta*, *B. mollis*, *E. cavolini*, *V. flagellum*, e *V. bebrycoides*. Tra gli altri cnidari presenti possiamo annoverare la sclerattinia coloniale *Dendrophyllia cornigera*, presente sia su fondi duri che, talvolta, su fondi incoerenti e, più raramente, i ceriantari su fondi sabbiosi. La specie ittica più comune è la castagnola rossa, *Anthias anthias*, in grado di formare grandi banchi mono-specifici o, talvolta, assieme a *Callanthias ruber*. Altre specie osservate con una certa frequenza includono *Lappanella fasciata*, *Aulopus filamentosus* e *Serranus cabrilla*. Inoltre, sono stati osservati diversi esemplari di *Helicolenus dactylopterus* e di *Scorpaena elongata*.

Nell'area siracusana sono state eseguite 13 immersioni ROV a profondità comprese tra 110 e 345 m, per un totale di 10:30 ore di video. Causa condizioni meteo non sempre favorevoli, non tutte le immersioni previste sono state effettuate. I transetti ROV sono stati condotti in 4 aree principali: Area 1 - Zona del Plemmirio (3 transetti), Area 2 (3 transetti), Area 3 - Capo Passero (5 transetti) e Banco Apollo (2 transetti) (quest'ultima considerata separatamente nelle analisi).

Dagli 11 transetti video effettuati sono state ricavate 165 SU, per una lunghezza totale di 4125 m², tra i 105 ed i 350 m di profondità. La principale categoria di substrato osservato è rappresentata dal fondo mobile sabbioso/fangoso (~79%) bioturbato, con frequenti segni di strascico. Il restante è caratterizzato da substrato roccioso, presente come affioramenti dal fondo mobile. Il substrato risulta generalmente orizzontale o sub-orizzontale (~90,4%), mentre substrati inclinati o subverticali sono relativamente rari (~9,6%).

Durante le immersioni sono stati identificati, al più basso livello tassonomico possibile, 88 taxa megabentonici appartenenti a 10 phyla diversi. Le categorie che contribuiscono maggiormente alla biodiversità dell'area di studio sono quella dei cordati (35.2%, 33% pesci e 2.2% tunicati), echinodermi (14,8%) e cnidari (13.6%) (Figura 10). Un contributo non trascurabile è fornito anche da artropodi (10,2%), anellidi (9,1%), poriferi (6,8%) e molluschi (6,8%).

Dal punto di vista della conservazione, è rilevante la presenza di specie vulnerabili tipiche dei fondi mobili, come, ad esempio *Funiculina quadrangularis*, *Pennatula phosphorea*, *P. rubra* e *Virgularia mirabilis* (Angiolillo et al., 2023b).

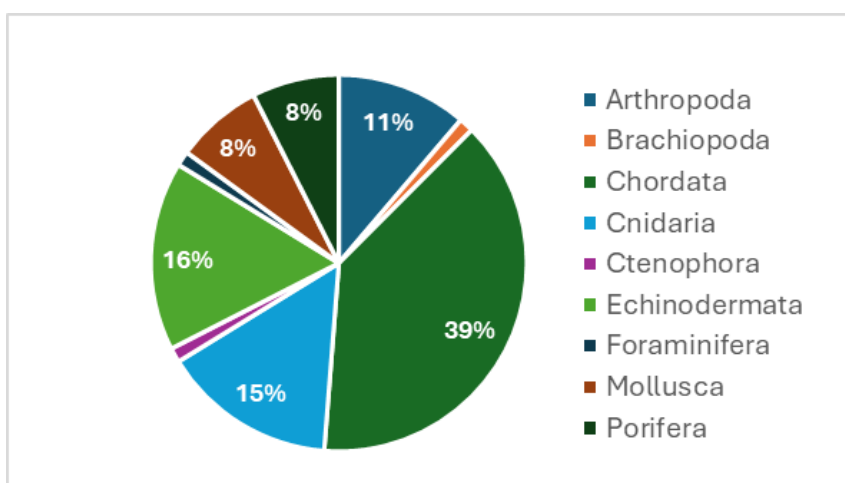


Figura 10. Ricchezza specifica per phylum nell'area Siracusana.

Un totale di 47 colonie di *F. quadrangularis* è stato osservato con una densità media di 0,012 col. m⁻² (range 0-0,12 col. m⁻²) e un totale di 26 colonie di *V. mirabilis* con una densità media di e 0,006 col. m⁻² (range 0-0,16 col. m⁻²). Le prime tre specie sono elencate come "vulnerabili" nella Lista Rossa delle Specie Minacciate dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) sia per il Mediterraneo che per i mari italiani. Inoltre, sono incluse nell'elenco dei taxa indicatori degli ecosistemi marini vulnerabili (VME) della Commissione generale per la pesca nel Mediterraneo. Questo gruppo di Antozoi svolge un ruolo fondamentale negli ambienti fangosi omogenei, sostenendo la biodiversità e fornendo servizi ecosistemici (Bastari et al., 2018).

Pertanto, questo studio aggiunge nuovi importanti dati sulla presenza e sull'abbondanza delle penne di mare nelle aree centrali e profonde del Mediterraneo, contribuendo ad accrescere la conoscenza della distribuzione di questi VME mediterranei e fornendo una valutazione dello stato di conservazione.

Nel sito più costiero, noto come "Apollo bank", le immersioni ROV sono state effettuate tra i 70 e gli 80 metri di profondità su fondo mobile con massi sparsi, ed hanno rivelato una popolazione di *Dendrophyllia ramea* e la presenza di diverse colonie di *C. rubrum* (Angiolillo et al., 2022). La megafauna associata osservata all'interno della foresta corallina comprendeva 25 taxa. Tre dei taxa trovati sono elencati in almeno uno dei principali strumenti legali per la conservazione e la gestione delle specie nel Mar Mediterraneo. In totale sono state contate 171 colonie di *D. ramea* su un'area di circa 350 m², con una densità di 0,17-0,88 col. m⁻² (fino a 8 col. m⁻²). Il 97% delle colonie osservate era inferiore ai 40 cm di altezza e circa il 50% delle colonie era formato da

coralliti singoli. Le distribuzioni erano leptocurtiche e altamente asimmetriche, con evidenti code destre rappresentate da adulti di grandi dimensioni fino a 49,5 cm di altezza e 79,9 cm di larghezza. La coesistenza di questa specie vulnerabile, *D. ramea*, di cui si conosce poco della distribuzione, insieme al prezioso *C. rubrum* e ad altre specie protette come *C. longispinus* e *P. elephas*, tutte elencate in diversi allegati di importanti strumenti legali (quali il Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona, la Convenzione di Berna e la Direttiva Habitat 92/43/CEE), rappresenta un aspetto di notevole interesse conservazionistico per il sito esplorato.

Complessivamente nelle aree indagate, per una superficie complessiva esplorata di circa 7.800 m², sono stati trovati un totale di 204 rifiuti. I tipi di rifiuti dominanti erano caratterizzati da polimeri artificiali, legati alle attività di pesca (54,9%), come lenze (34,0%) e cime (12,1%) (Figura 11). Altre tipologie di rifiuti frequentemente osservati erano composte da altri oggetti plastica (17,6%) come, ad esempio, teli, bottiglie e frammenti, bottiglie di vetro, mattoni forati (12,3%), oggetti metallici e lattine (4,4%). I rifiuti erano distribuiti in tutto il range batimetrico, compreso tra 72 m e 360 m. La densità di rifiuti media è di circa 3,6 items 100 m⁻² e variava da 0 items 100 m⁻² a 8,5 items 100 m⁻². Le aree esplorate hanno compreso anche fondi mobili ed alcuni rifiuti erano parzialmente sepolti, rendendo difficile la corretta identificazione. Sono stati osservati 15 fenomeni di impigliamento su diverse colonie del corallo nero *A. suppinata* (~3% dei casi), su colonie di *Dendrophyllia ramea* (~10 % dei casi) e su un Cerianthario. La presenza di epibionti è stata osservata sugli oggetti più grandi, con briozoi, spugne e bivalvi, insediati sulle loro superfici.

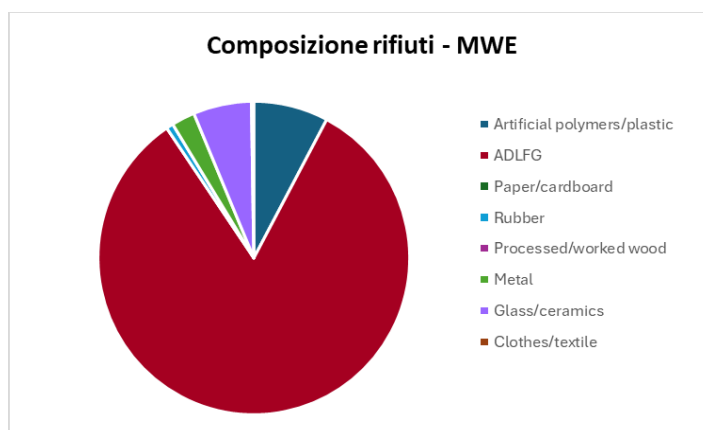


Figura 11. Composizione percentuale delle principali categorie di rifiuti marini trovati sul fondo delle biocenosi dei coralli profondi investigate nel Mar Ionio - Mediterraneo centrale.

Nonostante i dati raccolti non siano esaustivi e non siano stati utilizzati per la valutazione è possibile notare che la diversità dell'area è rilevante, inoltre, sono presenti specie di interesse conservazionistico. Complessivamente, il numero di eventi di *entanglement* è risultato comunque ridotto e ha coinvolto poche colonie, nonostante le specie colpite siano di interesse conservazionistico. La presenza, la quantità ed il buono stato di tutte queste specie, in particolar modo quelle strutturanti, lasciano ipotizzare un ridotto impatto antropico nella zona dell'isola di Linosa e un discreto stato di conservazione. Al contrario, la zona del siracusano mostra importanti impatti antropici, nonostante anche in questa zona siano presenti specie strutturanti e di interesse conservazionistico.

Ai fini della valutazione della condizione delle biocenosi dei coralli profondi, per la sottoregione Mar Ionio - Mediterraneo centrale, lo stato è comunque considerato 'Unknown'.

2.2.3 Biocenosi dei coralli profondi - sottoregione Mediterraneo occidentale

Nell'anno 2021, nella sottoregione Mediterraneo occidentale, è stata svolta una campagna oceanografica nell'Arcipelago Pontino, in un intervallo batimetrico compreso tra 100 m e 270 m. Nel complesso sono stati

esplorati circa 19200 m² con 23 immersioni ROV e registrate oltre 37 ore di video. I siti esplorati sono caratterizzati principalmente da rocce ricoperte da alghe coralline, separate da numerose *patch* di substrato sabbioso. Il substrato risulta generalmente inclinato o orizzontale, mentre substrati subverticali e verticali sono relativamente rari.

Durante le immersioni sono stati identificati, al più basso livello tassonomico possibile, 118 taxa megabentonici appartenenti a 9 phyla diversi (Figura 12). Le categorie che contribuiscono maggiormente alla biodiversità dell'area sono quella dei cordati (24%, 23% pesci e 1% tunicati), degli cnidari (22%) e dei poriferi (19%). Un contributo non trascurabile è fornito anche da echinodermi (9%), anellidi (8%), molluschi (6%), artropodi (6%), briozoi (4%) e brachiopodi (2%).

In quasi tutte le immersioni ROV, i poriferi rappresentano un'importante componente della fauna osservata durante le immersioni. I coralli neri rappresentano il principale gruppo di organismi strutturanti presenti nella zona mesofotica dell'Arcipelago Pontino. Sono presenti tutte e quattro le specie principali, *P. larix*, *A. subpinnata*, *A. dichotoma* e *L. glaberrima*. Le foreste di *P. larix* risultano particolarmente diffuse nei siti indagati, mentre quelle di *A. subpinnata* sono state osservate meno frequentemente. Un altro gruppo ben rappresentato è quello delle gorgonie, presenti con diverse specie, spesso di dimensioni ridotte rispetto ai grandi antipatari. Esse includono: *A. hirsuta*, *B. mollis*, *C. verticillata*, *C. rubrum*, *V. fiagellum*, *P. macrospina*, *S. jubia* e *V. bebyroides*. In quest'area sono state trovate anche tratti di fondale marino caratterizzati da *Dendrophyllia cornigera*, presente sia su fondi duri che, talvolta, su fondi incoerenti e pareti con *C. rubrum*.

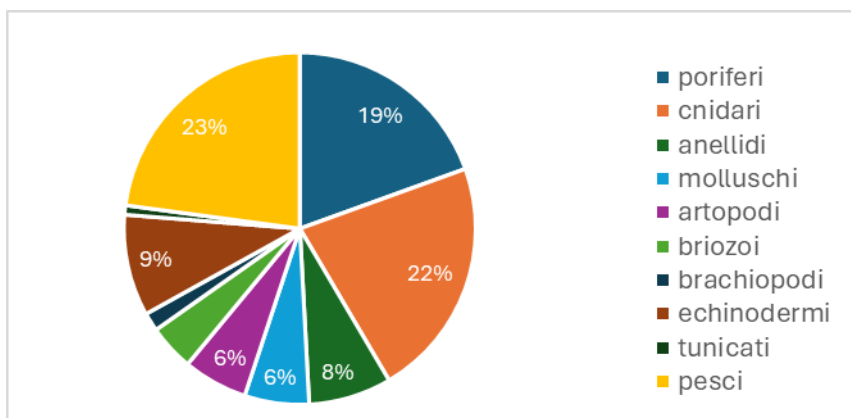


Figura 12. Ricchezza specifica per phylum delle biocenosi dei coralli profondi investigate nel Mediterraneo occidentale.

Di grande interesse è stata anche l'osservazione di spugne lithistidi ancora poco conosciute nel Mar Mediterraneo. In aree rocciose più superficiali è comune l'aragosta, *Palinurus elephas*. Per quanto riguarda gli antozoi e i poriferi strutturanti, nell'area sono state osservate 15 specie. I coralli neri presentano intervalli batimetrici molto simili, che si estendono da circa 120 m a poco più di 160 m; soltanto *L. glaberrima* rimane nettamente più in profondità rispetto alle altre specie di antipatari. *C. rubrum*, *D. cornigera*, *C. verticillata* e *P. compressa* si trovano in un intervallo batimetrico simile, centrato tra i 120 ed i 140 m, con *D. cornigera* che presenta un record oltre i 200 m. Le piccole gorgonie esaminate mostrano una distribuzione batimetrica centrata attorno ai 140 m, con la sola eccezione di *P. macrospina* che rimane segregata sopra ai 120 m (con un'unica eccezione ritrovata attorno ai 160 m). I valori di abbondanza e densità media e massima per queste specie strutturanti sono riportati in Tabella 11.

Tabella 11. Abbondanza, densità media (+ errore standard), massima e altezza massima per le specie strutturanti.

Specie	N° di Colonie	Densità media (col, m ⁻²)	Densità massima (col, m ⁻²)	Altezza Max (cm)
<i>Pocillostra compressa</i>	623	0,55 ± 0,04	2,53	28,5
<i>Phakellia sp.</i>	3	0,2 ± 0,07	0,27	28,6
<i>Parantipathes larix</i>	764	0,34 ± 0,02	2,53	238,5
<i>Antipathella subpinnata</i>	367	0,87 ± 0,10	2,8	141,3
<i>Antipathes dichotoma</i>	30	0,15 ± 0,01	0,27	116,3
<i>Leiopathes glaberrima</i>	28	0,29 ± 0,10	1,47	87,7
<i>Dendrophyllia cornigera</i>	211	0,37 ± 0,03	1,2	24,4
<i>Bebryce mollis</i>	72	0,27 ± 0,03	0,8	14,1
<i>Corallium rubrum</i>	93	0,48 ± 0,10	1,87	8,8
<i>Paramuricea hirsuta</i>	29	0,19 ± 0,02	0,53	20,6
<i>Callogorgia verticillata</i>	27	0,21 ± 0,03	0,4	59,2
<i>Swiftia dubia</i>	19	0,23 ± 0,06	0,67	19,7
<i>Villogorgia bebrycoides</i>	15	0,18 ± 0,03	0,4	9,6
<i>Paramuricea macrospina</i>	21	0,31 ± 0,08	0,67	22,2
<i>Ellisella flagellum</i>	2	0,13	0,13	88,4

L'impatto antropico è stato valutato sulla base della quantità e della tipologia di rifiuti marini osservati sul fondo. Sono stati trovati un totale di 413 rifiuti. I tipi di rifiuti dominanti erano caratterizzati da polimeri artificiali, principalmente legati alle attività di pesca (82,6%), rappresentati prevalentemente da lenze (63,4%), cime (12,3%) e reti (6,8%) (Figura 13). Un minor contributo è fornito dalla spazzatura generica, rappresentata da vari oggetti di plastica (7,7%), come bottiglie, bicchieri, sacchetti e altri imballaggi, vetro (bottiglie) e ceramica (6,1%) e oggetti di metallo (2,4%). La densità dei rifiuti media è di circa 2,1 items 100 m⁻² e varia da 0 a 5,9 items 100 m⁻². I rifiuti erano distribuiti in tutto l'intervallo batimetrico, compreso tra 100 m e 270 m. La presenza di attrezzi da pesca persi/abbandonati è risultato un fattore cruciale nel determinare gli eventi di impigliamento (*entanglement*), che nella maggior parte dei casi coinvolgono lenze (56,9%), cime (39,9%) e reti (2,9%). In totale, sono stati registrati 276 eventi di *entanglement* su 3424 organismi strutturanti, con una percentuale totale del 8% di organismi impigliati. Gli organismi maggiormente danneggiati sono gli antozoi strutturanti, in particolar modo le specie più cospicue come gli antipatari, *P. larix* (45,0% dei casi), *A. subpinnata* (23,6% dei casi) e *L. glaberrima* (9,1% dei casi), la spugna massiva *Pachastrella monilifera* (6,9% dei casi), la gorgonia *Paramuricea macrospina* (4,3% dei casi), seguite dalla scleractinia *D. cornigera* (3,6%) e da altre specie di piccole gorgonie e spugne (che associate raggiungono circa il 8% del totale).

Tramite l'applicazione dell'indice MACS sono stati assegnati i valori dell'Indice di Stato (*I_s*), dell'Indice di Impatto (*I_i*) e del MACS ai siti esaminati per ciascuna immersione ROV. I risultati ottenuti sono stati aggregati per ciascuno dei tre siti in esame (Tabella 12), tramite la media dei punteggi delle singole immersioni.

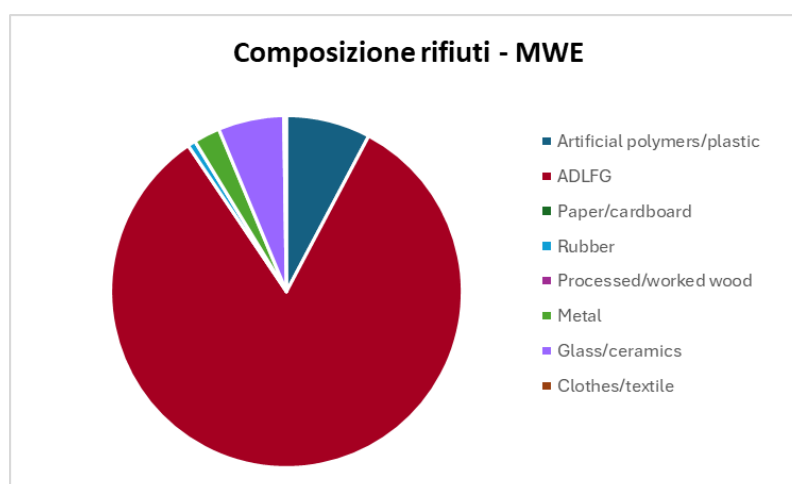


Figura 13. Composizione percentuale delle principali categorie di rifiuti marini trovati sul fondo delle biocenosi dei coralli profondi investigate nel Mediterraneo occidentale.

L'applicazione dell'indice MACS e degli indici che lo compongono ha permesso di evidenziare alcune differenze tra le tre aree esaminate nelle isole pontine, restituendo un quadro mediamente moderato-buono; questo nonostante una certa variabilità tra le singole immersioni e una presenza comune di sedimentazione, nonostante l'assenza di grandi bacini fluviali nelle vicinanze dell'arcipelago. Comparando i risultati ottenuti nelle varie aree per il MACS, possiamo indicare come area meno impattata quella di Palmarola, seguita poi da Ponza-Zannone e, infine, dallo Scoglio della Botte.

L'area di Palmarola ha un buono indice di status delle comunità ed uno elevato per la scarsa presenza di impatti: ciò si traduce in uno stato MACS buono. In effetti, i dati relativi ai rifiuti marini e di impigliamento risultano piuttosto ridotti in quest'area. L'area di Ponza-Zannone mostra condizioni dell'indice di status di comunità, di impatto e MACS che vanno migliorando a mano a mano che ci allontaniamo dalla costa, rientrando in una zona a medio sforzo di pesca (Bo et al., 2014). A supporto di questa ipotesi è possibile evidenziare il fatto che le due specie strutturanti maggiormente diffuse, *P. larix* e *A. subpinnata*, raggiungono, in questa area, dimensioni maggiori. Tuttavia, i valori relativi ai rifiuti marini e all'impigliamento risultano elevati in alcuni siti all'interno di questa area, lasciando ipotizzare un impatto non trascurabile delle attività di pesca. L'area dello Scoglio della Botte è, infatti, una zona nota per essere sottoposta ad un forte sforzo di pesca (Bo et al., 2014).

Tabella 12. Risultati dell'applicazione dell'Indice MACS ai siti oggetto di monitoraggio.

Siti	Is	Ii	MACS	Condizione
NW Palmarola	54	30	62	Buona
Ponza-Zannone	56	47	54	Moderata
Scoglio della Botte	43	44	49	Moderata

Ai fini della valutazione dello stato ambientale, secondo i criteri primari D6C4 e D6C5 degli habitat bentonici, per la sottoregione Mediterraneo occidentale, lo stato delle biocenosi dei coralli profondi esaminati rientra nei valori soglia definiti a livello unionale per il criterio D6C4, ma non per il D6C5:

D6C4 = 0,0% di perdita di habitat; valore soglia = $\leq 2\%$

D6C5 = 66,6% degli effetti negativi sulle condizioni dell'habitat; valore soglia = $\leq 25\%$

Non si rivela pertanto un'entità grave della perdita del tipo di habitat, derivante da pressioni antropiche, né un effetto importante di queste sulle condizioni del tipo di habitat. Lo stato per questi criteri può essere considerato 'Good'.

2.3 Conclusioni

Si riporta lo schema di valutazione complessivo a livello di OHT per ciascun habitat e per ciascuna MRU, con i valori dei criteri D6C4 e D6C5 (Tabella 13) e le relative valutazioni (Tabella 14). Sulla base di quanto emerge il GES non è raggiunto.

Tabella 13. Valori dei criteri D6C4 e D6C5 nelle tre MRU e rispettivi valori soglia per ciascun habitat.

Sottoregione	MWE		MIC		MAD	
	D6C4	D6C5	D6C4	D6C5	D6C4	D6C5
Criteri	D6C4	D6C5	D6C4	D6C5	D6C4	D6C5
Valore soglia	<2%	≤ 25%	<2%	≤ 25%	<2%	≤ 25%
Coralligeno	0%	74,4%	0%	50,0%	0%	12,5%
Coralli profondi	0%	66,6%	<i>Not assessed</i>	<i>Not assessed</i>	-	-
Coralli bianchi	0%	50,0%	-	-	-	-

Tabella 14. Risultati della valutazione a livello di criterio nelle tre MRU per ciascun habitat.

Criteri	Coralligeno	Coralli profondi	Coralli bianchi
Mediterraneo Occidentale (MWE)			
D6C4			
D6C5			
D6C4+D6C5			
Mar Ionio e Mediterraneo Centrale (MIC)			
D6C4			
D6C5			
D6C4+D6C5			
Mar Adriatico (MAD)			
D6C4			
D6C5			
D6C4+D6C5			

Per quanto riguarda il raggiungimento dei traguardi ambientali secondo la definizione e gli indicatori riportati nel D.M. 15 febbraio 2019 (Aggiornamento della determinazione del buono stato ambientale delle acque marine e definizione dei traguardi ambientali - GU Serie Generale n.69 del 22-03-2019) si rileva che per il:

- **T 1.2**, non essendoci un riferimento rispetto alla valutazione scorsa, non ci si può esprimere sul raggiungimento di questo target;
- **T 6.1**, con la pubblicazione della Gazzetta ufficiale dell'Unione europea C/ 2024/2018 dell'11 marzo 2024, l'Italia è autorizzata in quanto Stato Membro, a adottare i valori soglia unionali. Nel caso della perdita fisica e in particolare Perdita di habitat, la Gazzetta riporta che la percentuale massima di un tipo generale di habitat bentonico in un'area di valutazione che può essere persa è pari al 2 % della sua estensione naturale ($\leq 2\%$). Di conseguenza si può affermare che è stata emessa una regolamentazione specifica per la limitazione degli impatti derivanti da perdita fisica sugli habitat anche biogenici e, quindi, il target è raggiunto;
- **T 6.2**, Grazie alla pubblicazione dei valori soglia per il criterio D6C5 è attualmente in corso un'analisi volta a fornire una valutazione della situazione dei fondali che sono significativamente impattati dagli attrezzi da pesca. Tale analisi mira a fornire supporto alle autorità competenti nel prendere decisioni riguardanti la possibilità di attuare deroghe alle attività di pesca su una determinata percentuale di fondale. Di conseguenza il target è in lavorazione;
- **T 6.3**, con le prossime mappature a livello nazionale degli habitat costieri e dei monti sottomarini, che verranno effettuate grazie al progetto PNRR MER, l'Italia si doterà di una cartografia dettagliata anche dei substrati biogenici. Ciò renderà più fruibili le cartografie con indicazione delle zone dove le attività di pesca verranno vietate. Con tale modalità si può, quindi, affermare che il target è in lavorazione

Riguardo il secondo punto, attualmente questo target non è raggiunto, ma in lavorazione su proposta del RAM.

3 Sintesi

3.1 Fondi a coralligeno

Per l'habitat coralligeno, i dati utilizzati per la valutazione sono quelli relativi agli anni 2015-2020, in cui le ARPA hanno condotto attività di esplorazione preliminari alle attività di monitoraggio. Le attività sono state condotte in otto regioni italiane, dove era nota la presenza dell'habitat, tramite utilizzo di *Multibeam* per acquisizione di dati batimorfologici e ROV per l'acquisizione dei video, seguendo il protocollo MSFD (MATTM-ISPRA, 2019). Per la valutazione dello stato ambientale per la condizione dell'habitat è stato applicato l'indice MACS (Enrichetti et al., 2019) su una selezione di 574 transetti, 200 siti e 65 aree. Il maggior numero di siti monitorati si trova nella sottoregione MWE, dove sono presenti la maggior parte delle aree con fondi a coralligeno.

I dati raccolti hanno permesso di acquisire le informazioni utili e permesso una prima valutazione sulla distribuzione e sullo stato ecologico del coralligeno nelle tre MRU italiane. I risultati hanno mostrato che il GES è raggiunto nella sola MRU Adriatica (Tabella 13-14). I dati analizzati hanno mostrato che la maggior parte dei siti e delle aree sono in una condizione moderata. L'approccio è stato conservativo, per cui sono considerate in GES, solo le aree con un risultato dell'indice MACS buono o alto. Sulla base delle raccomandazioni ricevute rilevate dalla Commissione, è stata proposta una nuova ed unica definizione del GES per il D6/D1 (Tabella 17), che considera i valori soglia dei criteri utilizzati per la valutazione, definiti a livello unionale. Sono stati inoltre proposti nuovi target per il D6/D1 (Tabella 17).

3.2 Biocenosi dei coralli bianchi e coralli profondi

Per gli habitat profondi (coralli profondi- coralli bianchi), i dati utilizzati per la valutazione sono quelli relativi agli anni 2020-2021 in cui ISPRA ha condotto attività di esplorazione, preliminari alle attività di monitoraggio. Le attività sono state condotte nelle tre MRU, dove era nota la presenza delle biocenosi dei coralli profondi e dei coralli bianchi, tramite esplorazioni ROV, seguendo un protocollo di indagine standard (Angiolillo et al., 2023). In questi anni di campionamento, i monitoraggi sono stati eseguiti su aree diverse; pertanto, la mancanza di una replicabilità temporale del dato, in una stessa area, ha consentito di ottenere dati utilizzabili solo come base di riferimento per il prossimo ciclo attuativo, ma laddove possibile è stata fornita una valutazione.

Sono state esaminate 5 aree, per 46 transetti. Per la valutazione dello stato ambientale per la condizione dell'habitat è stato applicato l'indice MACS (Enrichetti et al., 2019) per le biocenosi dei coralli profondi e un nuovo indice, in corso di sviluppo, per dei coralli bianchi.

Le attività svolte nelle cinque aree hanno permesso di confermare la presenza di habitat di speciale interesse conservazionistico, aumentando le informazioni disponibili sulla loro distribuzione, composizione e vulnerabilità a determinati impatti di origine antropica. In tutte le aree c'è una grande predisposizione delle specie dominanti a creare un complesso habitat tridimensionale, sia come biostruttura carbonatica sia come foresta animale, mostrando gli effetti differenti dell'impatto antropico sugli habitat vulnerabili considerati. La principale pressione è costituita dai rifiuti marini (principalmente attrezzi da pesca persi) e dal conseguente intrappolamento delle specie strutturanti. Alcuni siti presentano condizioni buone, ma risultano in numero maggiore quelli in uno stato moderato, generalmente caratterizzati da un forte impatto degli attrezzi da pesca abbandonati.

A seguito della valutazione dei risultati, a livello dei criteri nelle tre MRU per ciascun habitat (Tabella x. 13-14), emerge che il GES non è stato raggiunto.

Sulla base delle raccomandazioni ricevute rilevate dalla Commissione, è stata proposta una nuova ed unica definizione del GES per il D6/D1 (Tabella 17), che considera i valori soglia dei criteri utilizzati per la valutazione, definiti a livello unionale. Sono stati inoltre proposti nuovi target per il D6/D1 (Tabella 17).

4 Bibliografia

- Angiolillo M., Bo M., Toma M., Giusti M., Salvati E. et al. (2023). A baseline for the monitoring of Mediterranean upper bathyal biogenic reefs within the Marine Strategy Framework Directive objectives. *Deep-sea Research Part I*, 194: 103963. doi:10.1016/j.dsr.2023.103963.
- Angiolillo M., Bertasi F., Grossi L., Loia M., Vani D. et al. (2023b). Deep Aggregations of the Polychaete *Amage adspersa* (Grube, 1863) in the Ionian Sea (Central Mediterranean Sea) as Revealed via ROV Observations. *Diversity*, 15: 906. doi:10.3390/d15080906.
- Angiolillo M., Giusti M., Rossi L., Tunesi L. (2022). A *Dendrophyllia ramea* Population in the Ionian Sea (Central Mediterranean Sea) Threatened by Anthropogenic Impacts. *Frontiers in Marine Science*, 9: 838274.
- Bastari A., Pica D., Ferretti F., Micheli F., Cerrano C. (2018). Sea pens in the Mediterranean Sea: Habitat suitability and opportunities for ecosystem recovery. *ICES Journal of Marine Science*, 75: 1722-1732.
- Bo M., Bava S., Canese S., Angiolillo M., Cattaneo-Vietti R. et al. (2014). Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation*, 171: 167-176.
- Elliott M., Burdon D., Atkins J.P., Borja A., Cormier R. et al. (2017). "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" - A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 118 (1-2): 27-40.
- Enrichetti F., Bo M., Morri C., Montefalcone M., Toma M. et al. (2019). Assessing the environmental status of temperate mesophotic reefs: a new, integrated methodological approach. *Ecological Indicators*, 102: 218-229.
- MATM-ISPRA (2019). Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina. Art. 11, D.lgs. 190/2010. Schede Metodologiche Modulo 7 - Habitat coralligeno. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione dell'Ambiente.

1 Introduzione

L'Italia ha previsto il monitoraggio e la valutazione del buono stato ambientale per *other habitat type* (OHT), selezionati perché considerati vulnerabili e di rilevante interesse conservazionistico, nonché elencati in diverse direttive e liste di protezione. Tra questi habitat sono inclusi i letti a rodoliti.

L'habitat letti a rodoliti (maërl incluso) è caratterizzato dall'accumulo, sul substrato di fondi mobili, di talli vivi e morti di alghe rosse calcaree che formano habitat ad elevata diversità specifica in grado di aumentare la diversità biologica e funzionale dei sedimenti costieri. Tale accumulo, che nel tempo forma una struttura biogenica tridimensionale, ospita una ricca biodiversità. Esso rappresenta una facies della biocenosi del Detritico Costiero del piano Circolittorale ed è considerato habitat prioritario per la Convenzione di Barcellona ("Action Plan for the Conservation of Coralligenous and other Mediterranean bio-constructions" (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017)) e pertanto selezionato nella lista degli habitat funzionali anche per la valutazione IMAPI C11 e C12. Inoltre, il regolamento CE 1967/2006 vieta la pesca con reti da traino, draghe, sciabiche da spiaggia e reti analoghe quando l'habitat è inserito nei siti Natura 2000, in zone particolarmente protette e in tutte le zone particolarmente protette di rilevanza mediterranea (ASPIM) designate ai fini della conservazione di tali habitat a norma della direttiva 92/43/CEE o della decisione 1999/800/CE, sottolineando la rilevanza conservazionistica dello stesso. L'habitat è anche inserito nella lista rossa degli Habitat marini (European Commission, Directorate-General for Environment, Rodwell, J., García Criado, M., Gubbay, S. et al., European red list of habitats. Part 1, Marine habitats, Publications Office, 2016, <https://data.europa.eu/doi/10.2779/032638>) con risultato della valutazione Dati Mancanti (DD: Data Deficient).

Il monitoraggio dei Letti a rodoliti è finalizzato alla valutazione dell'estensione e della condizione degli habitat nelle tre sottoregioni italiane (MRU). Il piano di campionamento è quello previsto dal protocollo ISPRA, valido sia per l'applicazione del D.lgs. 190/10 (Direttiva Strategia Marina). Durante i programmi di monitoraggio vengono svolte attività di campo nel corso delle quali sono acquisiti dati relativi alla distribuzione, all'estensione e alla condizione dell'habitat. Il protocollo di indagine, relativo all'estensione dell'habitat, prevede di eseguire rilievi da remoto, ogni 3 anni, raccolti secondo strategie di campionamento diverse in base alla distribuzione del/dei letti a rodoliti individuati all'interno dell'area di 25 km² inizialmente indagata. Nelle aree individuate è necessario determinare la distribuzione e l'estensione dell'habitat attraverso l'acquisizione di dati acustici sulla morfologia del substrato attraverso l'impiego di SSS o/e multibeam *echosounder* (preferibilmente con installazione a scafo ed obbligatoriamente in grado di acquisire dati di *backscatter*), al fine di restituire il dato come modello digitale del terreno 'DTM' e come immagine acustica del fondale. Queste informazioni elaborate congiuntamente ai dati di verità a mare costituiti dalla documentazione video fotografica, ad alta definizione e georeferenziata, acquisite mediante l'impiego di ROV (*Remotely Operated Vehicle*) con videocamera con sensore Full HD, permettono di definire la perimetrazione del letto. Il protocollo di indagine, relativo alla condizione dell'habitat, prevede la caratterizzazione dell'habitat attraverso la stima del rapporto talli vivi/morti, della copertura e dello spessore del letto. L'acquisizione di queste informazioni avviene sia attraverso le analisi delle immagini sia attraverso l'acquisizione di campioni tramite box-corer o benna. Nel corso del periodo di reporting, sono state condotte diverse attività di esplorazione che hanno permesso di colmare i gap conoscitivi su questo habitat e perfezionare l'assessment iniziale rispetto ai criteri seguenti criteri:

D6C4 - entità della perdita del tipo di habitat, derivante da pressioni antropiche;

D6C5 - estensione degli effetti negativi delle pressioni antropiche sulle condizioni del tipo di habitat;

In sintesi, lo stato dell'habitat viene valutato a partire dai seguenti parametri:

- distribuzione ed estensione dell'habitat;

- percentuale di copertura del letto;
- rapporto talli vivi/morti;
- spessore del Letto;

Le informazioni riguardanti questo habitat sono state raccolte nel corso delle attività di monitoraggio in mare condotte dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) per le regioni di competenza per letti di rodoliti ubicati all'interno delle 12 miglia nautiche e, in linea di massima, al di sotto dei 100 metri di profondità. Alle aree indagate dalle ARPA si aggiungono ulteriori tre siti, tutti ubicati nel Mediterraneo occidentale che, per ragioni batimetriche o per consolidamento dell'approccio metodologico utilizzato, sono indagate da ISPRA. Queste ulteriori aree sono state inserite nei programmi di monitoraggio per avere un'informazione complementare sui letti a rodoliti nei rari casi conosciuti in cui questo habitat si estende a profondità al di fuori degli ambiti di competenza delle ARPA.

I risultati riportati di seguito sono da considerarsi funzionali all'assessment dei letti a rodoliti, considerando che nel precedente ciclo di reporting non è stato possibile esprimersi circa la loro estensione/condizione e che, come descritto di seguito, è stato necessario modificare le schede metodologiche per risolvere alcune criticità emerse in fase di raccolta dati.

Le aree oggetto di indagine per individuarne la presenza e, laddove possibile, ottenere la loro caratterizzazione rispetto ai criteri D6C4 e D6C5 sono distribuite in 9 regioni italiane: 2 nella sottoregione adriatica (Friuli-Venezia Giulia e Puglia), 3 nella sottoregione ionica (Puglia, Calabria e Sicilia) e 6 nella sottoregione del Mediterraneo occidentale (Liguria, Toscana, Lazio, Campania, Sicilia e Sardegna). Sono stati complessivamente indagati circa 40 siti, molti dei quali non hanno evidenziato la presenza dell'habitat e non sono stati quindi oggetto di assessment. Per questo motivo le regioni Friuli-Venezia Giulia e Liguria non sono più coinvolte negli studi su questo habitat, mentre la Sicilia ha concentrato le sue campagne sulla sottoregione del Mediterraneo Occidentale.

La Figura 1 mostra l'ubicazione dei siti indagati differenziando le aree non selezionate per il monitoraggio ciclico dell'habitat (in rosso) e quelle invece in cui è stato completato l'assessment e sarà in seguito eseguito il monitoraggio.

Nel complesso, saranno oggetto di monitoraggio 15 siti del Mediterraneo occidentale, 3 siti della sottoregione ionica e 2 siti ricadenti nella sottoregione adriatica.

Lo studio di queste aree è svolto dalle ARPA di competenza a queste si aggiungono ulteriori tre siti indagati da ISPRA (stelle bianche in Figura 1).



Figura 1. Distribuzione spaziale delle aree indagate nelle tre Sottoregioni italiane (Mediterraneo Occidentale, Mediterraneo Centrale e Mar Ionio e Adriatico) relative al monitoraggio Letti a rodoliti, per i parametri relativi ai criteri D6C4, D6C5 della Decisione UE 2017/48 della Commissione Europea. Novità rispetto al Report 2018.

È importante sottolineare che, relativamente a questo habitat, il presente ciclo di reporting permette di avere informazioni quantitative sull'assessment iniziale. Fino al 2015, infatti, non è stato possibile avere un dataset esaustivo data la scarsa conoscenza circa la distribuzione dell'habitat. È altrettanto importante osservare che, a partire dal 2020, è stata effettuata una profonda modifica delle schede metodologiche e degli standard informativi di restituzione dei dati raccolti. L'analisi dei dati raccolti in precedenza, infatti, ha evidenziato alcune criticità legate sia alla risoluzione dei dati acustici, sia alla ubicazione e alle caratteristiche dei transetti ROV effettuati. In alcuni casi queste criticità hanno reso molto difficoltosa la valorizzazione dei dati raccolti. Grazie però al contributo ed alla fattiva collaborazione delle ARPA, per quasi tutte le aree portate a monitoraggio è stato possibile ottenere una stima della perimetrazione dei letti a rodoliti studiati e di disporre di dati utili alla valutazione della loro condizione. Ciononostante, i dati ante 2020, quando confrontati con le acquisizioni raccolte durante il monitoraggio 2022-2027, potrebbero suggerire cambiamenti importanti dei

due criteri utilizzati per l'assessment, legati più alla diversa risoluzione dei dati / distribuzione dei transetti raccolti in accordo con le nuove schede metodologiche, che ad una reale variazione nello stato e nell'estensione dell'habitat. Inoltre, nel quadro relativo ai risultati del monitoraggio del prossimo sessennio, andrà valutato attentamente il contributo dei siti selezionati per il monitoraggio ma per i quali non è stato possibile valorizzare i dati raccolti e quindi includere i relativi risultati in questo assessment.

I dati raccolti sono stati elaborati e validati da ISPRA. I dati tabellari e cartografici georeferenziati acquisiti sono stati organizzati all'interno di un geodatabase in ambiente ArcGIS per fornire uno strumento di archiviazione, organizzazione e gestione dei dati.

Tabella 1. Elenco dei parametri da determinare con indicazione della metodologia di riferimento e del relativo strumento di indagine (Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina, Art. 11, D.lgs. 190/2010) relative al monitoraggio dei letti a rodoliti.

Aree di indagine	Aree nelle quali è nota la presenza dei Letti a rodoliti rilevante ai fini della valutazione dell'habitat.
Piano di campionamento	Acquisizione di dati morfobatimetrici: una volta nel triennio. I dati <i>multibeam</i> / SSS saranno acquisiti con risoluzione delle celle pari a 1m x 1m o migliore. Nell'area di indagine sono identificate tre sub aree identificate nel/nei letto/i di dimensioni idonee per valutare lo stato dell'habitat. L'area oggetto di monitoraggio con il MB varierà in funzione della dimensione del letto. Acquisizione documentazione video-fotografica mediante veicoli operati da remoto (ROV) e i campioni raccolti con box-corer /benna: a cadenza triennale in corrispondenza dei transetti identificati per il monitoraggio e nelle sub-aree identificate. In un ciclo di 6 anni i transetti scelti saranno replicati 2 volte.
Metodo campionamento	Acquisizione di dati morfobatimetrici mediante SSS e/o <i>multibeam echosounder</i> con acquisizione dell'immagine dal <i>backscatter</i> e di documentazione video-fotografica ad alta definizione e georeferenziata mediante ROV secondo le specifiche riportate nell'ultima versione delle schede metodologiche.
Parametri	Dati morfobatimetrici; localizzazione ed estensione dell'habitat; condizione dell'habitat mediante valutazione della percentuale di copertura dell'habitat, della percentuale talli vivi/talli morti e dello spessore vitale dell'habitat.
Frequenza di campionamento	Una volta nel triennio per l'acquisizione dati morfobatimetrici, esclusivamente in corrispondenza del letto; ogni 3 anni per l'acquisizione dati mediante ROV e box-corer /benna (ogni singolo transetto / campionamento dovrà essere ripetuto una volta ogni tre anni). L'acquisizione dei dati morfobatimetrici secondo quanto riportato nella scheda metodologica per le indagini di monitoraggio.

Nel complesso, all'interno di letti a rodoliti perimetrati, sono stati eseguiti 174 transetti ROV e 54 campionamenti con box-corer/benna nel periodo 2015-2021 in 19 siti.

Per la valutazione del criterio D6C4 è necessario valutare l'estensione dell'habitat, effettuata valutando l'area coperta da letti a rodoliti, fornita sulla base delle facies acustiche individuate e dei riscontri ROV ottenuti nei transetti. In questo ciclo di reporting non sarà possibile esprimere alcuna valutazione rispetto alla soglia stabilita del 2% non essendo disponibili dati di estensione dell'habitat precedenti al 2015, ma saranno quindi fatte valutazioni relativamente alla porzione della facies MC352 rispetto al BHT MC35, desunto all'interno delle aree di indagine di circa 25km² utilizzando la cartografia EMODnet (EuSeaMap v. 2019).

Per la valutazione del criterio D6C5 relativo alla condizione dell'habitat viene proposto il seguente processo l'analisi che integra i dati di copertura del letto (ogni fotogramma estratto dai transetti ROV è categorizzato in 5 classi percentuali di copertura), di percentuale talli vivi/morti e, relativamente ai campioni di substrato, dello

spessore vitale del letto; parametri acquisiti tramite il campionamento con il ROV e con box-corer/benna. Per la valutazione della porzione di indice legato alle acquisizioni ROV, sono stati considerati solo i dati ricadenti all'interno di letti perimetrati e la valutazione è stata fatta a livello di transetto. La figura XX sintetizza il calcolo della porzione di indice di condizione legata ai dati desunti dai transetti ROV.

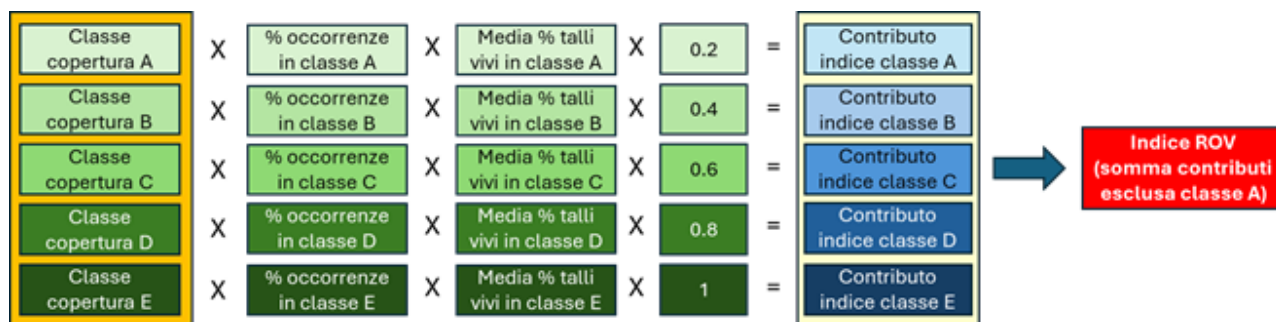


Figura 2. Processo di elaborazione dei dati di copertura e di percentuale talli vivi / talli morti per il calcolo dell'indice ROV per la valutazione della condizione dell'habitat.

Con i dati ottenuti dai campioni di substrato, è stato possibile calcolare tramite lo stesso processo descritto in Figura 2, il parametro legato alla percentuale talli vivi per classe all'interno di un letto perimetrato; è stata inoltre calcolata la media dello spessore vitale dell'habitat. La porzione di indice di condizione fornita dai campionamenti è stata quindi ottenuta a livello di letto, sommando i due contributi: la somma della media della percentuale di talli vivi per classe (esclusa la classe A come già descritto per i dati ROV) e la metà della media dello spessore vitale normalizzato rispetto allo spessore massimo misurato all'interno del sito (anche in questo non considerando i casi con classe di copertura A).

Essendo impossibile, data la numerosità campionaria, declinare la porzione di indice legata ai campionamenti a livello di transetto, al fine di ottenere un indice sinottiche che tenga conto di entrambi i contributi, anche i valori dell'indice ROV sono stati aggregati a livello di letto. Il letto diventa quindi l'unità base su cui è stata condotta la valutazione della condizione dell'habitat.

La scelta di non considerare quanto calcolato per la classe A è legata a quanto proposto in letteratura (Basso et al., 2017) per cui un letto a rodoliti può considerarsi tale se la sua densità è superiore al 10%. La scelta di dimezzare il valore dello spessore è dovuta invece alla necessità di equilibrare il contributo fornito da questo parametro rispetto alla media della percentuale dei talli vivi ed evitare così artefatti nel valore dell'indice.

A causa della diversa numerosità di letti oggetto di indagine nelle diverse sottoregioni e della diversa tipologia delle condizioni ambientali presenti in esse, è stata effettuata un'analisi della distribuzione dei risultati ottenuti desunti dalle immagini ROV e dei campionamenti box-corer/benna su tutte e tre le sottoregioni.

Al fine di stabilire se, a livello di unità minima, individuata nel transetto, l'habitat letto a rodoliti si trova in buono stato o in cattivo stato, è stata effettuata un'analisi della distribuzione dei risultati ottenuti per l'indice ROV su tutte e tre le sottoregioni. Sono stati utilizzati tutti i dati relativi alle prospezioni iniziale (replica = 0), raccolti all'interno di letti perimetrati e compresi tra il 5° e il 95° percentile. La Figura 3 mostra il grafico di probabilità cumulata ottenuto con questi dati, la cui analisi ha consentito di individuare cinque classi con le relative soglie, usate per valutare lo stato del transetto.

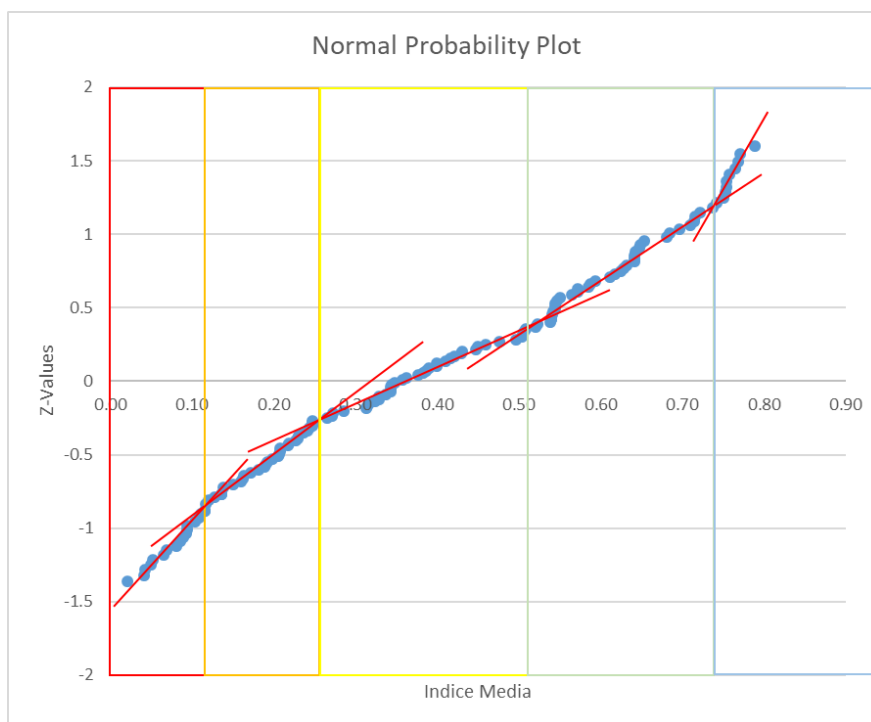


Figura 3. Grafico di probabilità cumulata da cui sono stati desunte le soglie che definisco le 5 classi per la valutazione dello stato di ciascun transetto

Un analogo processo, basato sul grafico di probabilità cumulata costruito a partire dai dati ottenuti dai campionamenti, ha permesso di individuare 2 soglie (quindi tre classi) utili per valutare lo stato del letto utilizzando questo dato.

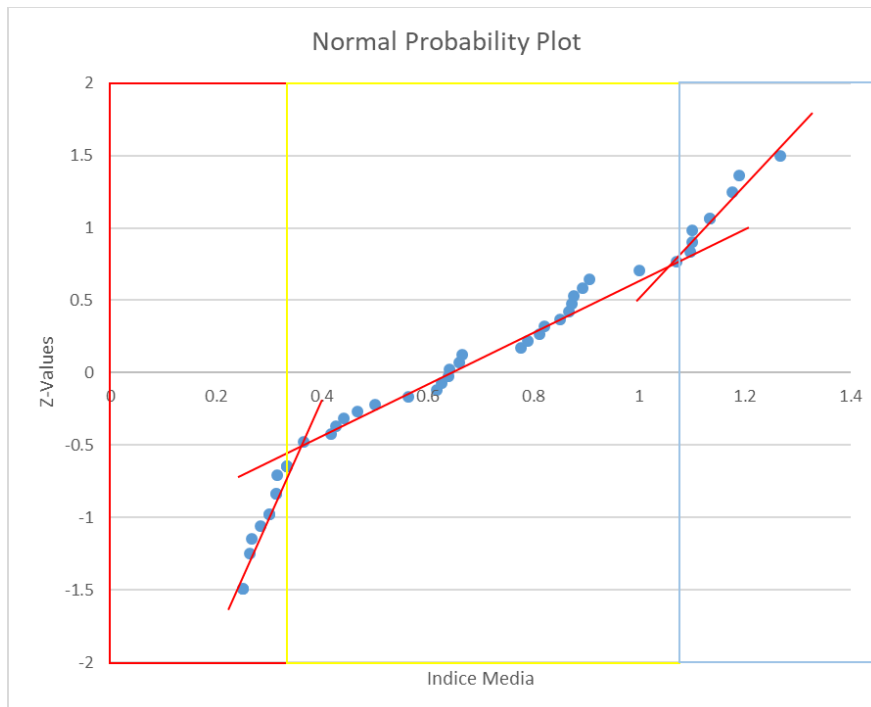


Figura 4. Grafico di probabilità cumulata da cui sono stati desunte le soglie che definisco le 3 classi per la valutazione dello stato di ciascun campione di substrato.

La valutazione della condizione del letto a rodoliti individuato è ottenuta dalla integrazione delle classi assegnate secondo gli indici sopra descritti. In particolare, l'indice ROV è stato suddiviso in 5 classi (da 1 a 5) mentre l'indice campione è stato suddiviso in 3 classi (indicati come con le lettere da A-C). La Figura 5 mostra la matrice utilizzata per assegnare il valore "GOOD", "MODERATE" e "BAD" ai letti monitorati sulla base dei contributi dei due indici nonché nel caso in cui non fosse presente il dato dell'indice campione all'interno del letto.

		CLASSI INDICE ROV				
		1	2	3	4	5
CLASSI INDICE CAMPIONE	NO	Red	Red	Yellow	Green	Green
	A	Red	Red	Yellow	Yellow	Green
	B	Red	Yellow	Green	Green	Green
	C	Red	Yellow	Green	Green	Green

Figura 5. Matrice di integrazione indici ROV e Campione ed assegnazione stato: BAD rosso; MODERATE arancione; GOOD verde.

2 Articolo 8 del D.lgs. 190/2010 - Valutazione ambientale

2.1 Criterio D6C4

La soglia individuata per il criterio D6C4, valida per tutti gli habitat bentonici inclusi i letti a rodoliti, prevede che la perdita di habitat legato a pressioni antropiche sia inferiore al 2%. In questo ciclo di reporting non sarà possibile esprimere alcuna valutazione rispetto a questa soglia non essendo disponibili dati di estensione dell'habitat precedenti al 2015. È inoltre opportuno evidenziare che, anche nel prossimo ciclo di reporting, l'eventuale differenza di superficie dei letti monitorati potrebbe essere imputabile alla modifica della scheda metodologica per questo elemento, avvenuta nel 2020 e resasi necessaria per migliorare la qualità e ottimizzare i dati raccolti rispetto a quanto richiesto dal reporting MSFD.

Sottoregione MWEIT

Nella sottoregione del Mediterraneo occidentale 15 siti sono stati selezionati dalle ARPA per il monitoraggio dei Letti a rodoliti, 3 per ognuna delle regioni in cui le attività di prospezione iniziale hanno evidenziato la presenza dell'habitat. A questi siti se ne aggiungono altri tre, due dei quali ubicati oltre le 12 miglia nautiche o oltre i 100 metri di profondità e uno a profondità minori, in cui sono stati testati approcci metodologici innovativi per valutare eventuali modifiche/integrazioni delle metodologie utilizzate. Questi ultimi sono stati studiati da ISPRA solo a partire dalla fine del 2020 e saranno valorizzati a partire dal prossimo ciclo di reporting.

L'ubicazione delle aree (vedi figura XX) garantisce una buona rappresentatività nell'ambito della sottoregione relativamente all'"other habitat type" letti a rodoliti (codice EUNIS 2019 MC352). Purtroppo, non conoscendo il rapporto percentuale tra l'estensione della facies MC352 e del broad habitat type di riferimento (MC35 - "Mediterranean circalittoral coarse sediment"), risulta molto complesso e poco attendibile estendere i risultati ottenuti sui Letti a rodoliti a tutto il *broad habitat*. Questa operazione sarà presumibilmente possibile nel prossimo ciclo di reporting mediante modellizzazione dei dati relativi all'habitat e alle pressioni che insistono sui fondali a scala di sottoregione.

In questo ciclo di reporting, saranno quindi fatte valutazioni relativamente alla porzione della facies MC352 rispetto al BHT MC35 all'interno delle aree di circa 25km² indagate per lo studio dei Letti a rodoliti stimato utilizzando la cartografia EMODnet (EuSeaMap v. 2019).

Sardegna

Le aree selezionate per il monitoraggio dei letti a rodoliti sono: Catalano (Sinis), Bocche di Bonifacio e Berchida e Bidderosa (Figura 6). Come si osserva dalla figura, non è stato possibile perfezionare la perimetrazione dei letti a rodoliti dell'area di Catalano con i dati acustici raccolti in accordo con la scheda metodologica in uso fino al 2020 poiché non sono stati resi disponibili i dati originali ad alta risoluzione. La valutazione dell'estensione dei letti è quindi stata fatta solo relativamente alle altre due aree.

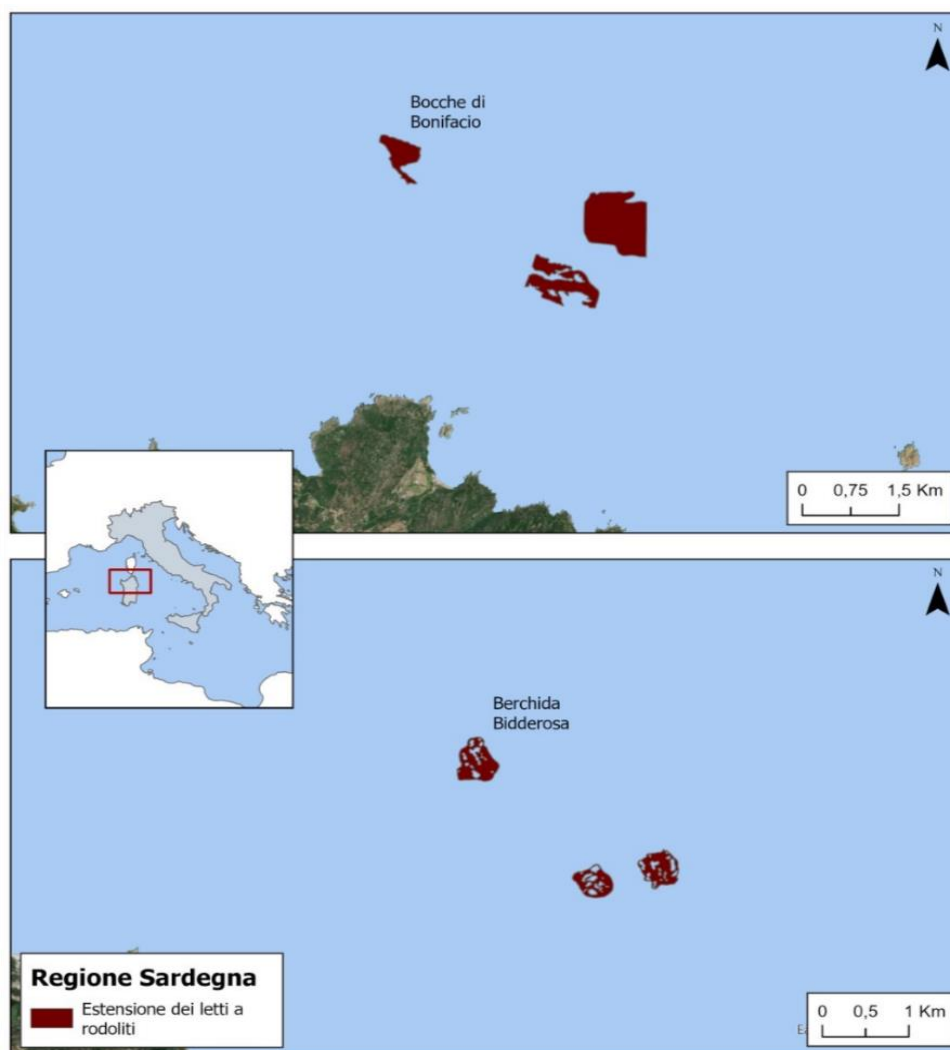


Figura 6. Letti perimetrati in Sardegna.

La Tabella 2 riporta, per le aree di Berchida e Bidderosa e delle Bocche di Bonifacio, le superfici delle aree inizialmente sottoposta ad indagini acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

Tabella 2. Superficie dei letti perimetrati in Sardegna e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35(Ha)	%MC 35	L1(Ha)	%L 1	L2(Ha)	%L 2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Berchida Bidderosa ^e	2573	2573	100.0	16	0.6	10	0.4	13	0.5	38	1.5
Bonifacio	2515	2431	96.7	44	1.8	87	3.6	24	1.0	154	6.3
Catalano	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

Sicilia

Le aree selezionate per il monitoraggio dei letti a rodoliti sono: Marettimo e Favignana (Egadi) e Panarea (Eolie) La Figura 7 mostra le perimetrazioni dei letti caratterizzati nelle tre aree.

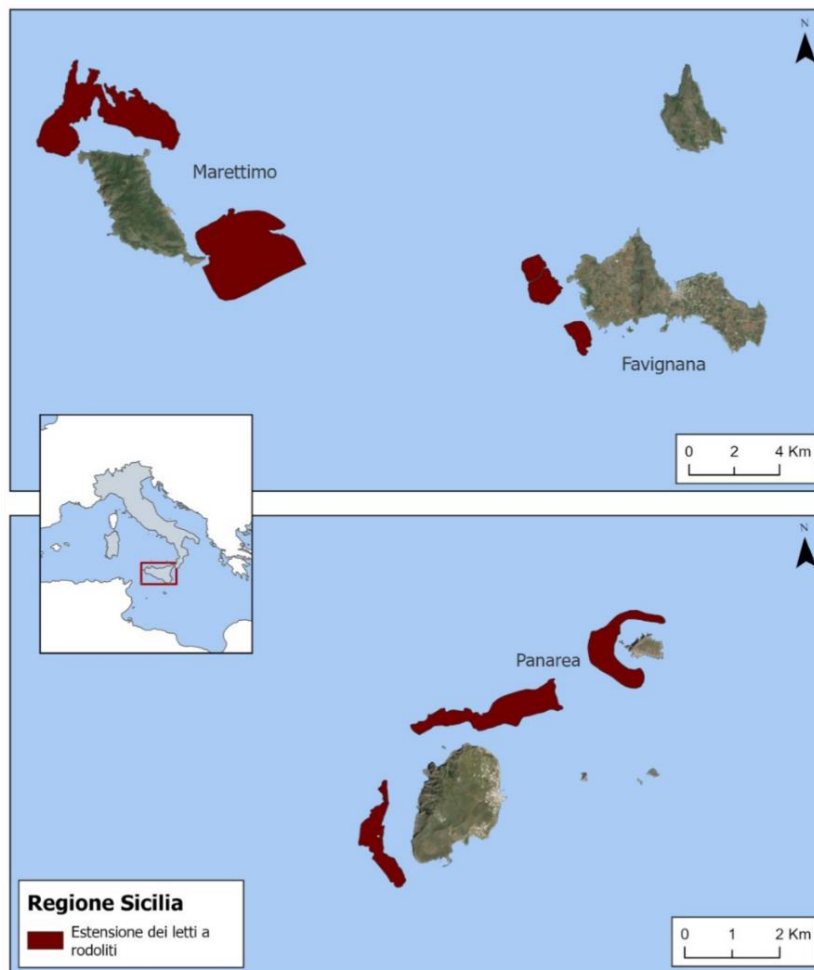


Figura 7. Letti perimetrati in Sicilia.

La Tabella 3 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposta ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

Tabella 3. Superficie dei letti perimetrati in Sicilia e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35 (Ha)	%MC35	L1 (Ha)	% L1	L2 (Ha)	% L2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Favignana	2409	2319	96.3	106	4.6	150	6.5	86	3.7	342	14.
Marettimo	3067	2678	87.3	1265	47.2	1053	39.3			2318	86.6
Panarea	2473	1710	69.1	71	4.1	95	5.6	132	7.7	298	17.4

Campania

Le aree selezionate per il monitoraggio dei letti a rodoliti sono: Capri, Ischia e Acciaroli (Cilento). La Figura 8 mostra le perimetrazioni dei letti caratterizzati nelle tre aree.

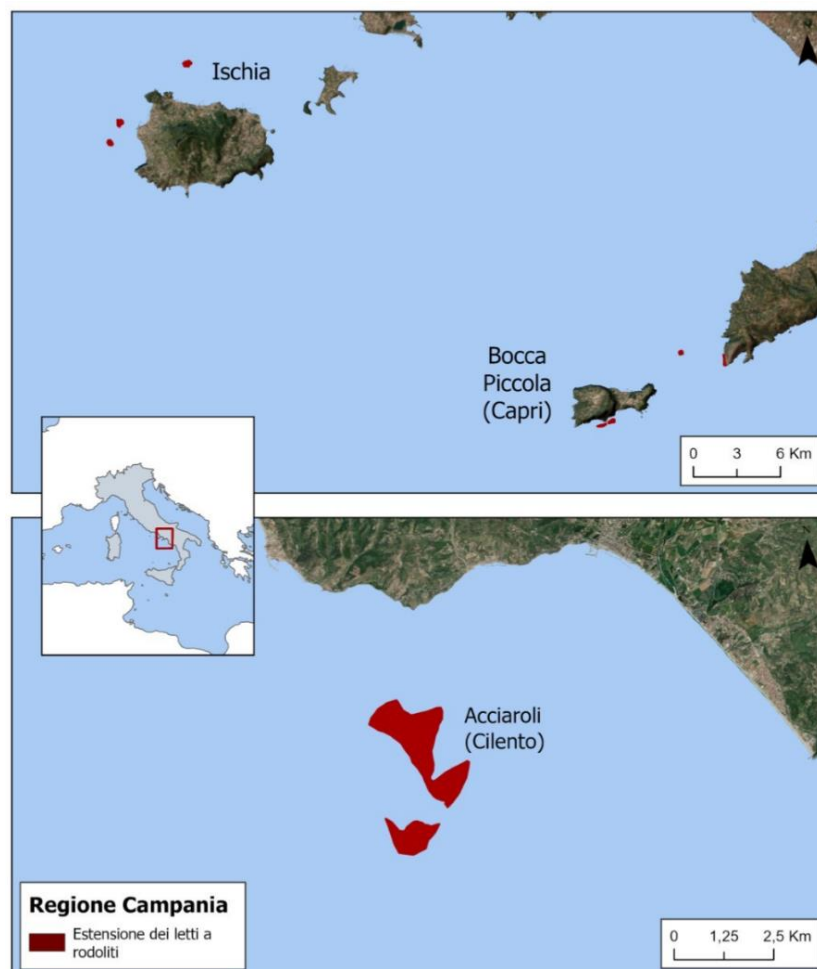


Figura 8. Letti perimetrati in Campania.

La Tabella 4 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposta ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

Tabella 4. Superficie dei letti perimetrati in Campania e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35 (Ha)	%MC35	L1 (Ha)	% L1	L2 (Ha)	% L2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Acciaroli	3104	1352	43.6	11	0.8	3	0.2	4	0.3	17	1.3
Capri	2723	1134	41.6	65	5.7	168	14.8	62	5.4	295	26.0
Ischia	2329	281	12.1	9	3.3	11	3.9	12	4.5	33	11.7

Lazio

Le aree selezionate per il monitoraggio dei letti a rodoliti sono: Costacuti, Palmarola e Zannone (Figura 9). Come si osserva dalla figura, non è stato possibile perfezionare la perimetrazione dei letti a rodoliti dell'area di Catalano con i dati acustici raccolti in accordo con la scheda metodologica in uso fino al 2020 poiché non sono stati resi disponibili i dati originali ad alta risoluzione. La valutazione dell'estensione dei letti è quindi stata fatta solo relativamente alle altre due aree.



Figura 9. Letti perimetrati nel Lazio.

La Tabella 5 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposta ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

Tabella 5. Superficie dei letti perimetrati nel Lazio e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35 (Ha)	%MC35	L1 (Ha)	% L1	L2 (Ha)	% L2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Costacuti	2540	946	37.3	418	44.1					418	44.1
Palmarola	2586	1827	70.6	95	5.2	65	3.5	43	2.3	203	11.1
Zannone	1842	1509	81.9	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

Toscana

Le aree selezionate per il monitoraggio dei letti a rodoliti sono: Giglio, Gorgona e Pianosa (Figura 10). La Tabella 6 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposta ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

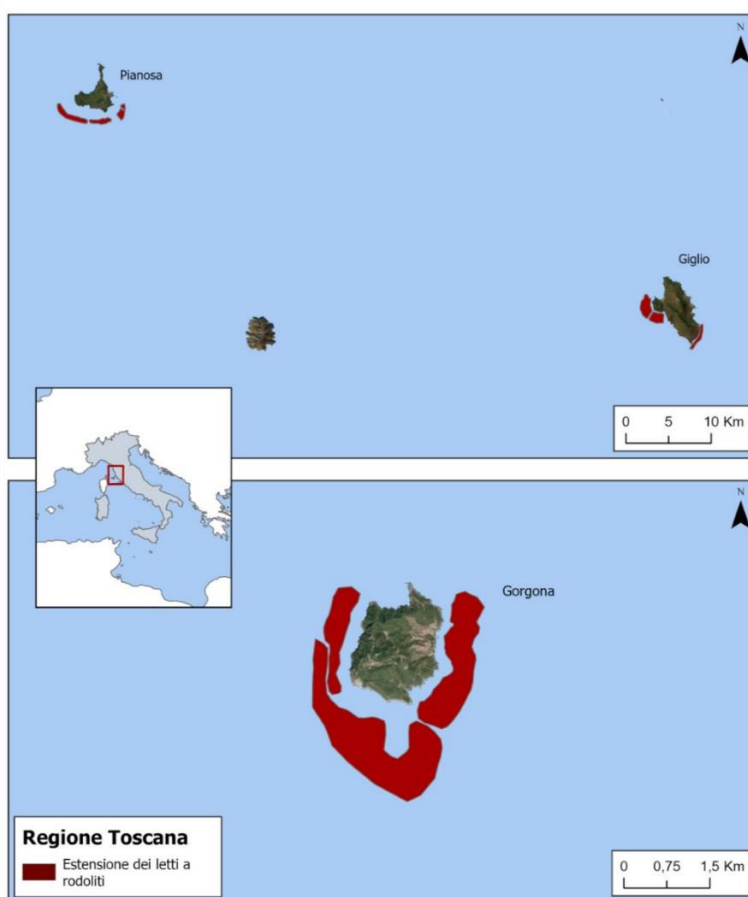


Figura 10. Letti perimetrati in Toscana.

La Tabella 6 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposte ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella relativa alla Toscana non è stato possibile calcolare la porzione di area di indagine acustica interessata dalla presenza del broad habitat MC35 all'interno delle aree di indagine. Tale stima sarà inserita appena le perimetrazioni dell'indagine acustica saranno disponibili.

Tabella 6. Superficie dei letti perimetrati in Toscana e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35 (Ha)	%MC35	L1 (Ha)	% L1	L2 (Ha)	% L2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Giglio	2500	n/d	n/d	263	n/d	174	n/d	113	n/d	550	n/d
Gorgona	2500	n/d	n/d	55	n/d	220	n/d	125	n/d	400	n/d
Pianosa	2500	n/d	n/d	103	n/d	125	n/d	236	n/d	463	n/d

La Tabella 7 riporta, per il Mediterraneo occidentale, la sintesi relativa dell'estensione e della percentuale di copertura dei letti a rodoliti nelle 13 aree per le quali i letti sono stati perimetrati e per le 12 aree in cui è stato possibile stimare l'estensione del broad habitat MC35.

Tabella 7. Sintesi delle superfici dei letti perimetrati nell'intera MUR e percentuale di copertura rispetto al broad habitat di riferimento all'interno delle aree di assessment iniziale.

	Superficie indagata (Ha)	MC35 (Ha)	% MC35	Estensione letti rodoliti	% rispetto totale aree	% rispetto al broad habitat
Mediterraneo occidentale	35662	n/d	n/d	5529	n/d	n/d
Mediterraneo occidentale esclusa Toscana	28162	18760	66.6	4115	n/d	n/d
Mediterraneo occidentale escluse aree senza la perimetrazione dei letti a rodoliti	33820	n/d	n/d	5529	16.3	n/d
Mediterraneo occidentale escluse aree senza la perimetrazione dei letti a rodoliti e la Toscana	26320	17251	65.5	4115	15.6	23.8

Come descritto precedentemente, non essendo disponibile una precedente stima dell'estensione dell'habitat, non possono essere fatte valutazioni riguardo la soglia massima del 2% ammessa in termini di perdita fisica dell'habitat. Inoltre, come si osserva, alcune lacune ancora presenti dei dataset non hanno consentito di ottenere una stima percentuale della porzione di letti a rodoliti presenti all'interno del *broad habitat* di riferimento sulla totalità delle aree e dei siti di indagine. Per questa ragione la Tabella 7, che a regime dovrebbe

essere composta da un singolo record, presenta invece 4 descrizioni sintetiche che, di volta in volta, escludono dalle stime aree per le quali uno o più dati non sono disponibili. Auspicabilmente parte di queste lacune (le aree di indagine di Catalano e della Toscana) saranno colmate già nelle prossime settimane. In questo caso, si procederà alla modifica della tabella di sintesi.

Sottoregioni MICIT e MADIT

Nella sottoregione dello Ionio sono stati selezionati 3 siti per il monitoraggio dei letti a rodoliti, 2 in Calabria e uno in Puglia.

La sottoregione adriatica invece presenta solo due aree di studio entrambe afferenti alla regione Puglia.

L'ubicazione delle aree (vedi Figure 11 e 12) non garantisce una rappresentatività ottimale in nessuna delle due. Nella sottoregione dello Ionio la distribuzione manca di contributi dal versante orientale della Sicilia (purtroppo le campagne condotte a Noto dall'ARPA Sicilia non hanno individuato letti a rodoliti elegibili per il monitoraggio). Nella sottoregione Adriatica, invece, stante lo scarso successo delle campagne condotte dall'ARPA FVG che hanno suggerito la non prosecuzione delle attività, le informazioni sui letti a rodoliti sono del tutto assenti nella porzione settentrionale. Relativamente alla rappresentatività rispetto al broad habitat MC35, le considerazioni fatte per la sottoregione del Mediterraneo occidentale assumono in queste due sottoregioni ancora maggior rilevanza.

Anche per questa sottoregioni si tratta della prima valutazione relativa all'estensione quindi, analogamente al MWEIT, in questo ciclo di reporting saranno fatte valutazioni relativamente alla porzione della facies MC352 rispetto al BHT MC35, stimato a partire dalla cartografia EMODnet (EuSeaMap v. 2019), all'interno delle aree di circa 25km² indagate per lo studio dei letti a rodoliti.

Calabria

Le aree selezionate per il monitoraggio dei letti a rodoliti sono: Roccella Ionica, Capo Rizzuto. La Figura 11 mostra le perimetrazioni dei letti caratterizzati nelle due aree.

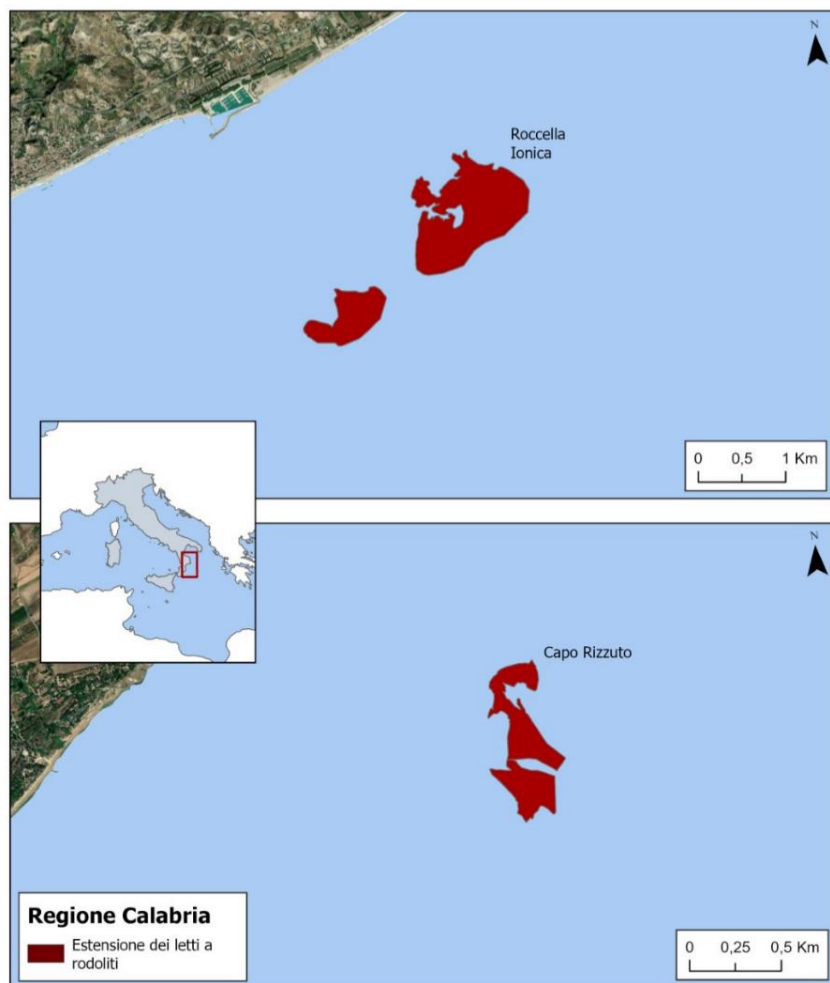


Figura 11. Letti perimetrati in Calabria.

La Tabella 8 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposta ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

Tabella 8. Superficie dei letti perimetrati in Calabria e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35 (Ha)	%MC35	L1 (Ha)	% L1	L2 (Ha)	% L2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Capo Rizzuto	2672	666	24.9	16	2.4					16	2.4
Roccella Ionica	2502	2422	96.8	111	4.6	36	1.4			146	6.0

Puglia

Nella sottoregione ionica è stata selezionata una sola area: Armeleia. Altre due aree monitorate dall'Arpa Puglia ricadono invece nella sottoregione Adriatica (Figura 12).

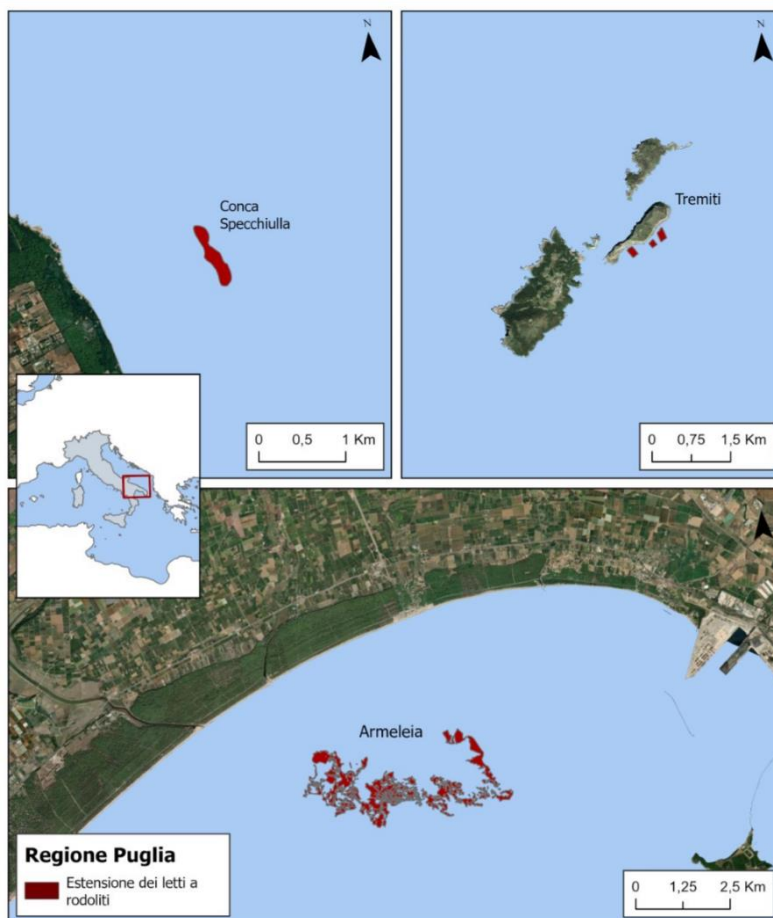


Figura 12. Letti perimetrati in Puglia.

La Tabella 9 riporta le superfici delle aree inizialmente sottoposte ad indagine acustica e dei letti a rodoliti individuati e perimetrati al loro interno. Nella tabella è riportata anche la superficie di BHT MC35 all'interno delle aree di indagine.

Tabella 9. Superficie dei letti perimetrati in Puglia e percentuale di copertura rispetto all'area di indagine e al broad habitat di riferimento.

Area di Studio	Sup.(Ha)	MC35 (Ha)	%MC35	L1 (Ha)	% L1	L2 (Ha)	% L2	L3 (Ha)	% L3	Totale rodoliti	% rodoliti
Armeleia (MICIT)	2615	1867	71.4	203	10.9					203	10.9
Conca Specchiolla (MADIT)	2508	1881	75.0	10	0.5					10	0.5
Tremiti (MADIT)	2500	n/d	n/d	2	n/d	1	n/d	3	n/d	7	n/d

La Tabella 10 riporta, per la sottoregione ionica e adriatica, la sintesi relativa dell'estensione e della percentuale di copertura dei letti a rodoliti nelle 5 aree per le quali i letti sono stati perimetrati e per le 4 aree in cui è stato possibile stimare l'estensione del broad habitat MC35.

Tabella 10. Sintesi delle superfici dei letti perimetrati nelle 2 MUR e percentuale di copertura rispetto al broad habitat di riferimento all'interno delle aree di assessment iniziale.

	Superficie indagata (Ha)	MC35 (Ha)	% MC35	Estensione letti a rodoliti	% rispetto totale aree	% rispetto al broad habitat
Ionio e Mediterraneo centrale	7789	4954	63.6	365	4.7	7.4
Adriatico	5008	n/d	n/d	17	0.3	n/d
Adriatico escluse Isole Tremiti in cui MC35 non è stato stimato	2508	1881	75.0	10	0.4	0.5

Analogamente al MWEIT non possono essere fatte valutazioni riguardo la soglia massima del 2% ammessa in termini di perdita fisica dell'habitat e, relativamente al MADIT, la mancanza della perimetrazione esterna dell'area delle Isole Tremiti ha impedito di ottenere una stima percentuale della porzione di letti a rodoliti presenti all'interno del *broad habitat* di riferimento. Auspicabilmente questa lacuna sarà colmata già nelle prossime settimane. In questo caso, si procederà alla modifica della tabella di sintesi.

La Tabella 11 riporta i risultati della valutazione relativi alla estensione dell'habitat rispetto al criterio D6C4.

Tabella 11. Valutazione del Criterio D6C4 rispetto all'habitat letti a rodoliti.

MUR	Estensione iniziale	% su MC35 iniziale	Estensione attuale *	% su MC35 attuale *	Valutazione (rispetto alla soglia del 2%)
MWEIT	Unknown	Unknown	4115	22.8	Unknown
MICIT	Unknown	Unknown	365	7.4	Unknown
MADIT	Unknown	Unknown	10	0.5	Unknown

* Considerando solo le aree su cui è stata prodotta la perimetrazione ed è stato possibile stimare l'estensione del broad habitat rispetto all'area di assessment di 25 km²

2.2 Criterio D6C5

La soglia individuata per il criterio D6C5, valida per tutti gli habitat bentonici inclusi i letti a rodoliti, prevede che almeno il 75% degli elementi valutati, inclusa la perdita fisica, si trovi in buono stato ambientale.

La valutazione fatta in questo ciclo di reporting, essendo la prima, deve essere considerata come proposta iniziale di elaborazione dei dati raccolti per il criterio D6C5 che, in caso di criticità eventualmente riscontrate dopo l'acquisizione dei dati nel nuovo ciclo di reporting, potrebbe subire delle modifiche finalizzate ad ottimizzare il lavoro dell'indice e, di conseguenza, la valutazione del criterio.

Sottoregione MWEIT

Nella sottoregione del Mediterraneo occidentale sono stati considerati i dati dell'indice ROV relativi a 42 letti e dell'indice dei campionamenti relativi a 36 letti.

La Tabella 12 mostra i risultati dell'indice ROV e dell'indice Campione calcolati sui letti studiati nonché l'indice aggregato costruito secondo le regole descritte dalla matrice di aggregazione già commentata nella parte metodologica.

I risultati ottenuti evidenziano che il 57% dei letti investigati si trova in una condizione buona, il 26% in una condizione intermedia e il restante 17% in una condizione non buona (Figura 13).

Tabella 12. Risultati del ROV e dell'Indice Campione

Letto_ROV	Classe ROV	Classe Campione	INDICE
L1-BBD-2021	2	B	MODERATE
L1-BBO-2019	5	A	GOOD
L1-CCT-2017	2	B	MODERATE
L1-CLN-2017	3	C	GOOD
L1-FGN-2017	4	B	GOOD
L1-FGN-2020	3	NO	MODERATE
L1-GIG-2020	3	C	GOOD
L1-GOR-2017	3	B	GOOD
L1-GOR-2021	3	C	GOOD
L1-ISC-2017	3	B	GOOD
L1-MRT-2018	4	C	GOOD
L1-MRT-2021	5	NO	GOOD
L1-PIA-2021	1	NO	BAD
L1-PLM-2017	3	C	GOOD
L1-PNR-2020	3	B	GOOD
L2-BBD-2021	3	B	GOOD
L2-BBO-2019	2	A	BAD
L2-BCP-2016	4	B	GOOD
L2-BCP-2022	1	B	BAD
L2-CLN-2017	4	B	GOOD
L2-FGN-2017	4	B	GOOD
L2-GIG-2020	2	B	MODERATE
L2-GOR-2017	3	C	GOOD
L2-GOR-2021	3	C	GOOD
L2-ISC-2017	3	B	GOOD
L2-MRT-2018	4	C	GOOD
L2-MRT-2021	4	NO	GOOD
L2-PIA-2021	3	NO	MODERATE
L2-PNR-2020	3	B	GOOD
L3-BBD-2021	2	A	BAD
L3-BBO-2019	1	A	BAD
L3-BCP-2016	1	A	BAD
L3-BCP-2022	2	B	MODERATE
L3-CLN-2017	3	B	GOOD
L3-FGN-2017	4	B	GOOD
L3-GIG-2020	3	NO	MODERATE
L3-GOR-2017	3	NO	MODERATE
L3-GOR-2021	3	B	GOOD
L3-ISC-2017	3	A	MODERATE
L3-PIA-2021	3	NO	MODERATE
L3-PLM-2017	3	A	MODERATE
L3-PNR-2020	1	B	BAD

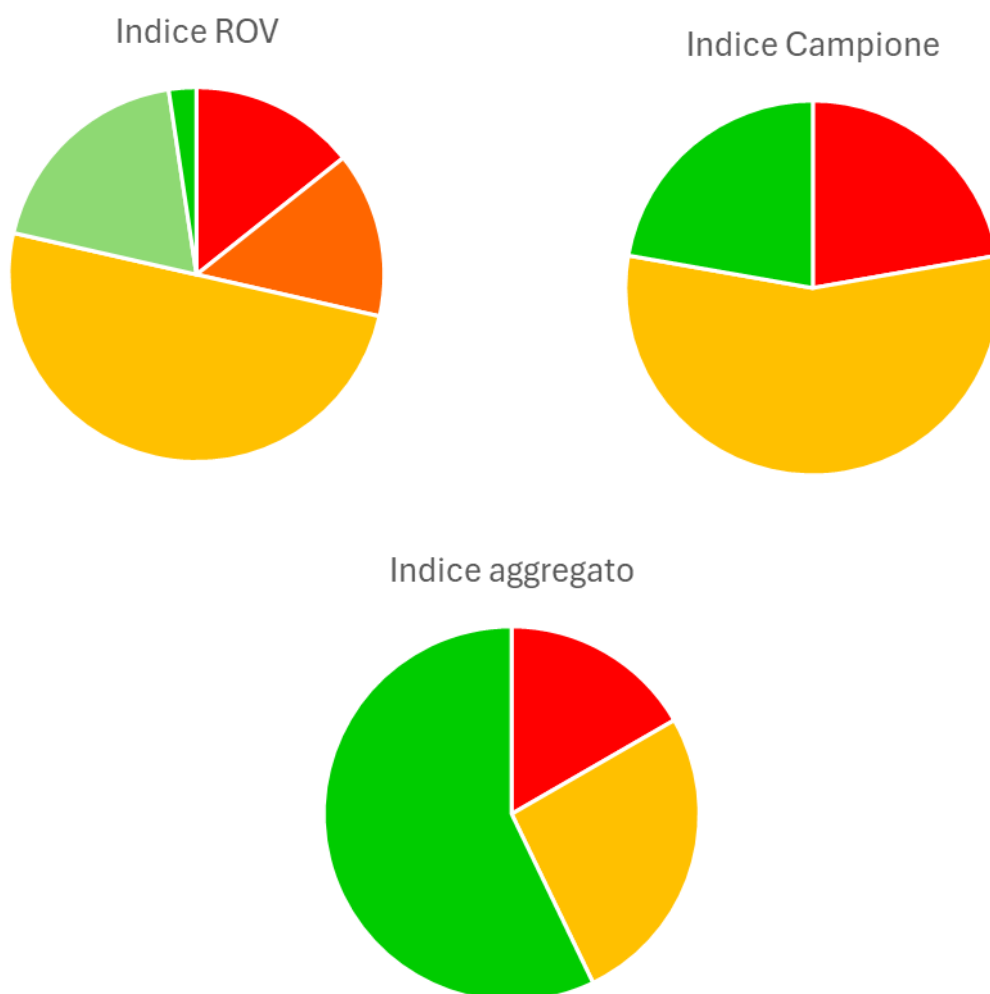


Figura 13. Risultati della valutazione del criterio D6C5 per la sottoregione MWEIT relative all'indice ROV, all'indice campione e all'indice aggregato.

Nella figura, laddove la divisione è in tre classi, il verde rappresenta la classe “good”, l'arancione la classe “moderate” e il rosso la classe “bed. Per l'indice ROV (unico rappresentato in cinque classi), i colori intermedi rappresentano le classi di passaggio e la terza classe (arancione) concorre ad una valutazione positiva del letto.

Sulla base dei risultati ottenuti, la MUR del Mediterraneo occidentale non soddisfa la soglia del 75% di habitat studiato caratterizzato da un buono stato ambientale. È comunque interessante osservare che, considerando anche la classe “moderate”, si raggiungerebbe una percentuale del'83%. In pratica per soddisfare il valore soglia relativo al criterio D6C5, al netto di quanto sarà evidenziato nel prossimo ciclo di reporting in merito al criterio D6C4, sarà sufficiente che almeno una parte dei letti attualmente classificati come “moderate” e quindi in una condizione non distante dal buono stato, migliorino la percentuale della loro porzione vitale.

Sottoregione MICIT

Nella sottoregione dello Ioni e mediterraneo Centrale sono stati considerati i dati dell'indice ROV e dell'indice campione relativi a 2 dei 4 letti perimetrati.

La Tabella 13 mostra i risultati dell'indice ROV e dell'indice Campione nonché l'indice aggregato costruito secondo le regole descritte dalla matrice di aggregazione già commentata nella parte metodologica calcolati sui due letti per i sono disponibili le valutazioni del rapporto talli vivi e talli morti.

Tabella 13. Risultati del ROV e dell'Indice Campione

Letto_ROV	Classe ROV	Classe Campione	INDICE
L1-ARM-2017	4	3	GOOD
L1-RCI-2019	1	2	BAD

Appare evidente l'impossibilità di utilizzare i pochi dati completi disponibili per produrre un assessment adeguatamente robusto per questa MUR. È peraltro opportuno tenere in considerazione che, anche nella condizione ideale e quindi disponendo dei dati relativi agli altri due letti indagati da ARPA Calabria, la numerosità campionaria di questa sottoregione rende la valutazione molto poco rappresentativa. Questo aspetto dovrà probabilmente essere tenuto in considerazione in un'ottica prospettica per decidere sull'opportunità di proseguire il monitoraggio dei letti a rodoliti nella sottoregione MICIT.

Sottoregione MADIT

Nella sottoregione Adriatica sono stati considerati i dati dell'indice ROV e dell'indice campione relativi a tutti i 4 letti perimetrati. La Tabella 14 mostra i risultati dell'indice ROV e dell'indice Campione nonché l'indice aggregato costruito secondo le regole descritte dalla matrice di aggregazione già commentata nella parte metodologica.

Tabella 14. Risultati del ROV e dell'Indice Campione

Letto_ROV	Classe ROV	Classe Campione	INDICE
L1-SPL-2018	1	1	BAD
L1-TMT-2017	2	1	BAD
L2-TMT-2017	3	2	GOOD
L3-TMT-2017	4	2	GOOD

I risultati ottenuti evidenziano che il 50% dei letti investigati si trova in una condizione buona e il restante 50 % in una condizione non buona (Figura 14).

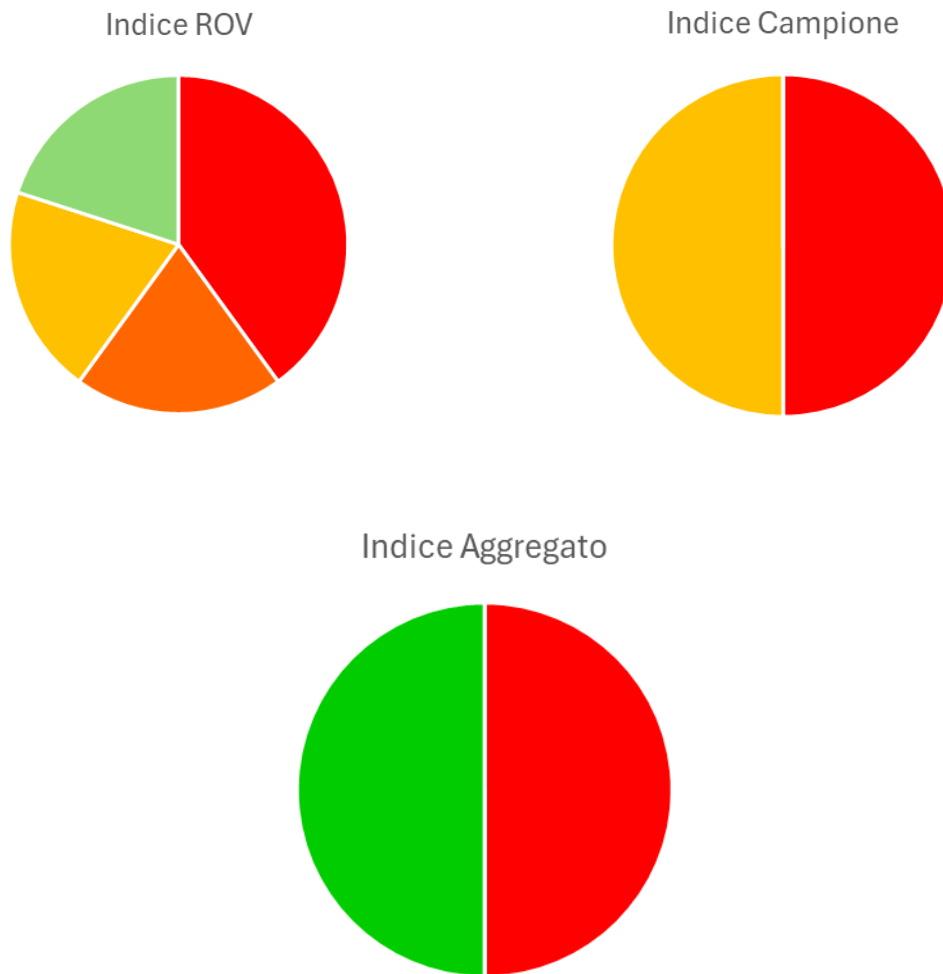


Figura 14. Risultati della valutazione del criterio D6C5 per la sottoregione MADIT relative all'indice ROV, all'indice campione e all'indice aggregato.

Anche in questo caso, nella divisione è in tre classi il verde rappresenta la classe “good”, l’arancione la classe “moderate” e il rosso la classe “bad. Per l’indice ROV (unico rappresentato in cinque classi), i colori intermedi rappresentano le classi di passaggio e la terza classe (arancione) concorre ad una valutazione positiva del letto.

Analogamente alla sottoregione MICIT, anche in questo caso i pochi dati disponibili minano la robustezza della valutazione ottenuta. In questo caso, inoltre, i dati disponibili riguardano tutte le aree selezionate e quindi non potranno essere disponibili in misura maggiore nel prossimo ciclo di reporting. Anche per questa sottoregione, quindi, è probabilmente opportuna una riflessione per valutare se e come andrà proseguita l’attività di monitoraggio.

Per quanto riguarda il raggiungimento dei traguardi ambientali secondo la definizione e gli indicatori riportati nel D.M. 15 febbraio 2019 (Aggiornamento della determinazione del buono stato ambientale delle acque marine e definizione dei traguardi ambientali - GU Serie Generale n.69 del 22-03-2019) si rileva che per il:

- **T 1.2**, non essendoci un riferimento rispetto alla valutazione scorsa, non ci si può esprimere sul raggiungimento di questo target;

- **T 6.1**, con la pubblicazione della Gazzetta ufficiale dell'Unione europea C/ 2024/2018 dell'11 marzo 2024, l'Italia è autorizzata in quanto Stato Membro, a adottare i valori soglia unionali. Nel caso della perdita fisica e in particolare Perdita di habitat, la Gazzetta riporta che la percentuale massima di un tipo generale di habitat bentonico in un'area di valutazione che può essere persa è pari al 2 % della sua estensione naturale ($\leq 2 \%$). Di conseguenza si può affermare che è stata emessa una regolamentazione specifica per la limitazione degli impatti derivanti da perdita fisica sugli habitat anche biogenici e, quindi, il target è raggiunto;
- **T 6.2**, Grazie alla pubblicazione dei valori soglia per il criterio D6C5 è attualmente in corso un'analisi volta a fornire una valutazione della situazione dei fondali che sono significativamente impattati dagli attrezzi da pesca. Tale analisi mira a fornire supporto alle autorità competenti nel prendere decisioni riguardanti la possibilità di attuare deroghe alle attività di pesca su una determinata percentuale di fondale. Di conseguenza il target è in lavorazione.

3 Sintesi

Per l'habitat letti a rodoliti, i dati utilizzati per la valutazione sono quelli relativi agli anni 2015-2020, in cui le ARPA hanno condotto attività di esplorazione preliminari alle attività di monitoraggio. Le attività sono state inizialmente condotte in nove regioni italiane, dove era nota la possibilità di esplorare fondali caratterizzati dalla presenza dell'habitat. In due casi, Liguria nella MUR MWEIT e Friuli-Venezia Giulia nella MUR MADIT, le indagini non hanno evidenziato aree di interesse per questo habitat. Le campagne di prospezione utilizzate per questo assessment, propedeutico al monitoraggio dell'habitat, sono quindi state condotte in sette regioni, tramite utilizzo di Multibeam per acquisizione di dati batimorfologici, ROV per l'acquisizione dei video e benna/box corer, seguendo il protocollo MSFD (MATTM-ISPRA, 2020). La valutazione sul criterio D6C4 (percentuale di perdita fisica rispetto alla soglia del 2%) non è stata possibile mancando dati di estensione dell'habitat precedenti a questo ciclo di monitoraggio. Sono state quindi effettuate stime di copertura dei letti a rodoliti individuati rispetto al *broad habitat type* di riferimento che saranno utilizzate nel prossimo ciclo di reporting per calcolare il trend associato a questo criterio e confrontarlo con la soglia proposta. Per la valutazione dello stato ambientale per la condizione dell'habitat è stato proposto un indice calcolato tenendo in considerazione i risultati dei transetti ROV e dei campioni di benna secondo quanto descritto nella parte metodologica. I dati raccolti, sebbene con alcune lacune che hanno suggerito la modifica delle schede metodologiche nel 2020, hanno permesso una prima valutazione sulla distribuzione e sullo stato ecologico dei letti a rodoliti nelle tre MRU italiane.

I risultati hanno mostrato che il GES non è raggiunto in nessuna MRU, sebbene:

- considerando la classe “moderate”, che racchiude i letti che evidenziano una condizione non lontana dal GES e che potrebbero ricadere nella classe “good” con piccoli miglioramenti, la sottoregione del Mediterraneo occidentale, ossia quella con valutazione più robusta in considerazione della distribuzione e della numerosità di aree studiate, rientrerebbe nel GES (Tabella 12, Figura 13);
- l'assenza di dati sui talli vivi in 2 dei tre letti studiati da ARPA Calabria rende di fatto inconsistente la valutazione per la MUR MICIT.
- i pochi dati disponibili e la loro distribuzione sia nella MUR MADIT sia nella MUR MICIT suggerisce l'opportunità di ulteriori riflessioni relativamente a come e se proseguire il monitoraggio per queste due sottoregioni.

4 Bibliografia

Basso D., Babbini L., Kaleb S., Bracchi V., Falace A. (2016). Monitoring deep Mediterranean rhodolith beds. *Aquatic Conservation*, 26:549-561. doi:10.1002/aqc.2586.

1 Introduzione

Gli Habitat Pelagici (HP) costituiscono il bioma più grande della Terra, fondamentale per la regolazione della temperatura, dell'ossigeno e per la produzione di cibo. Le loro componenti e i loro processi fisici e biologici variano spazialmente e temporalmente a seconda di molteplici fattori. Comprendere questa variabilità, processi e interazioni è fondamentale per identificare i fattori che determinano i cambiamenti e per poter valutare adeguatamente gli Habitat Pelagici ai sensi della direttiva quadro sulla strategia marina (MSFD, direttiva 2008/56 CE), che li include nel descrittore 1 (biodiversità), e ne impone la loro valutazione per la determinazione del Buono Stato Ambientale (GES). Quest'ultimo è una stima olistica delle caratteristiche e delle funzioni biotiche e abiotiche degli HP (Criterio D1C6 Decisione 2017/848/UE della Commissione) e pertanto risulta alquanto complessa. Infatti, nonostante gli HP siano interconnessi, le loro comunità di plancton mostrano una notevole variabilità nelle diverse (sotto)regioni del Mar Mediterraneo, rendendone complesso il confronto. Inoltre, la mancanza di soglie e valori di riferimento coerenti per gli indicatori di biodiversità del plancton ha portato ad approcci metodologici diversi negli Stati membri e nonostante i progressi nella biologia molecolare, nel telerilevamento satellitare e nella modellazione biogeochimica, rimane difficile distinguere i cambiamenti indotti dall'uomo dalla variabilità naturale nelle comunità di plancton.

La Decisione della Commissione 2017/848/UE indica le componenti dell'ecosistema (gruppi di specie e tipi di habitat), su cui basarsi per effettuare la valutazione dello stato dell'ambiente.

Per quanto riguarda l'Habitat pelagico il criterio utilizzato nella valutazione del Descrittore 1- Pelagic Habitats viene di seguito riportato:

Elementi dei criteri	Criteri	Norme metodologiche
Tipi generali di habitat pelagici [salinità variabile (1), costiero, della piattaforma continentale e oceanico/oltre la piattaforma] se presenti nella regione o sottoregione marina e altri tipi di habitat definiti al secondo paragrafo. Attraverso la cooperazione regionale o sottoregionale gli Stati membri possono selezionare tipi di habitat supplementari secondo i criteri stabiliti nelle «specifiche per la selezione di specie e habitat».	D1C6 — Primario: La condizione del tipo di habitat, compresi la struttura biotica e abiotica e le relative funzioni (ad esempio la composizione tipica delle specie e la relativa abbondanza, l'assenza di specie particolarmente sensibili o fragili che prestano una funzione fondamentale, struttura dimensionale della specie), non subisce effetti negativi dovuti a pressioni antropiche. Attraverso la cooperazione regionale o sottoregionale gli Stati membri stabiliscono valori di soglia per la condizione di ciascun tipo di habitat, garantendo la compatibilità con i corrispondenti valori stabiliti nell'ambito dei descrittori 2, 5 e 8.	<i>Scala di valutazione:</i> Suddivisione della regione o sottoregione marina per la valutazione dei tipi generali di habitat bentonici, che riflette le differenze biogeografiche nella composizione delle specie del tipo di habitat. <i>Use dei criteri:</i> Esprimere in che misura è stato conseguito il buono stato ecologico per ciascuna zona valutata, nei seguenti termini: a) stima della percentuale e dell'estensione di ciascun tipo di habitat valutato che ha raggiunto il valore di soglia fissato; b) elenco dei tipi generali di habitat non valutati nella zona di valutazione.
(1) Considerati nelle situazioni in cui pennacchi di inquinamento dagli estuari si spingano al di là delle acque designate come acque di transizione ai sensi della direttiva 2000/60/CE.		

Specifiche e metodi standardizzati di monitoraggio e valutazione relativi al tema «Habitat pelagici»:

- 1) «Costieri» è inteso in base a parametri fisici, idrologici ed ecologici e non è limitato alle acque costiere definite all'articolo 2, paragrafo 7, della direttiva 2000/60/CE.
- 2) Nelle valutazioni degli habitat pelagici nell'ambito del descrittore 1 sono prese in considerazione le valutazioni degli effetti negativi dovuti a pressioni anche nell'ambito di D2C3, D5C2, D5C3, D5C4, D7C1, D8C2 e D8C4.

Unità di misura dei criteri:

—D1C6: Estensione dell'habitat che ha subito effetti negativi, in chilometri quadrati (km²) e in percentuale dell'estensione totale del tipo di habitat.⁸

I dati utilizzati per la valutazione sono quelli derivanti dal monitoraggio condotto ai sensi dell'art 11 del D.Lgs. 190/2010 effettuato dalle ARPA negli anni 2016-2021 (risultati trasferiti ad ISPRA sulla piattaforma SIC -Modulo 1) in convenzione con il Ministero dell'Ambiente e della Transizione Ecologica (MASE).

In analogia con il Descrittore 5-Eutrofizzazione, la valutazione è stata effettuata al livello di Marine Reporting Unit (MRU) associate ai singoli indicatori e con obiettivi e finalità differenti. Le MRU sono da intendersi come macro-aree definite all'interno delle sotto-regioni della Direttiva MSFD o coincidenti con le sotto-regioni stesse, alle quali vengono associate le informazioni richieste da tutte le fasi di implementazione della MSFD: valutazione dello stato, delle pressioni e degli impatti sull'ecosistema marino (art. 8), definizione del buono stato ambientale mediante l'utilizzo di criteri e valori soglia da definirsi alla scala nazionale, sub-regionale, regionale o comunitaria (art. 9), traguardi ambientali (art. 10), programmi di monitoraggio (art. 11) e programmi di misure (art. 13). Le MRU hanno pertanto l'obiettivo di integrare in un unico oggetto spaziale tutte le azioni richieste dalla MSFD mantenendo però una natura puramente strumentale e finalizzata al raggiungimento del GES a livello di sotto-regione e di regione, non trovando un corrispondente a livello normativo.

Per facilitare l'elaborazione dati per il Descrittore 1- Habitat Pelagici, si sono utilizzate otto MRU in considerazione dei settori biogeografici.

La distribuzione spaziale delle stazioni nelle tre sotto-regioni italiane è riportata nella Figura 1.

⁸ Commission Decision (EU) 2017/848. (2017). Laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU. In Official Journal of the European Union (pp. 43–74). <https://doi.org/https://eur-lex.europa.eu/eli/dec/2017/848/oj>

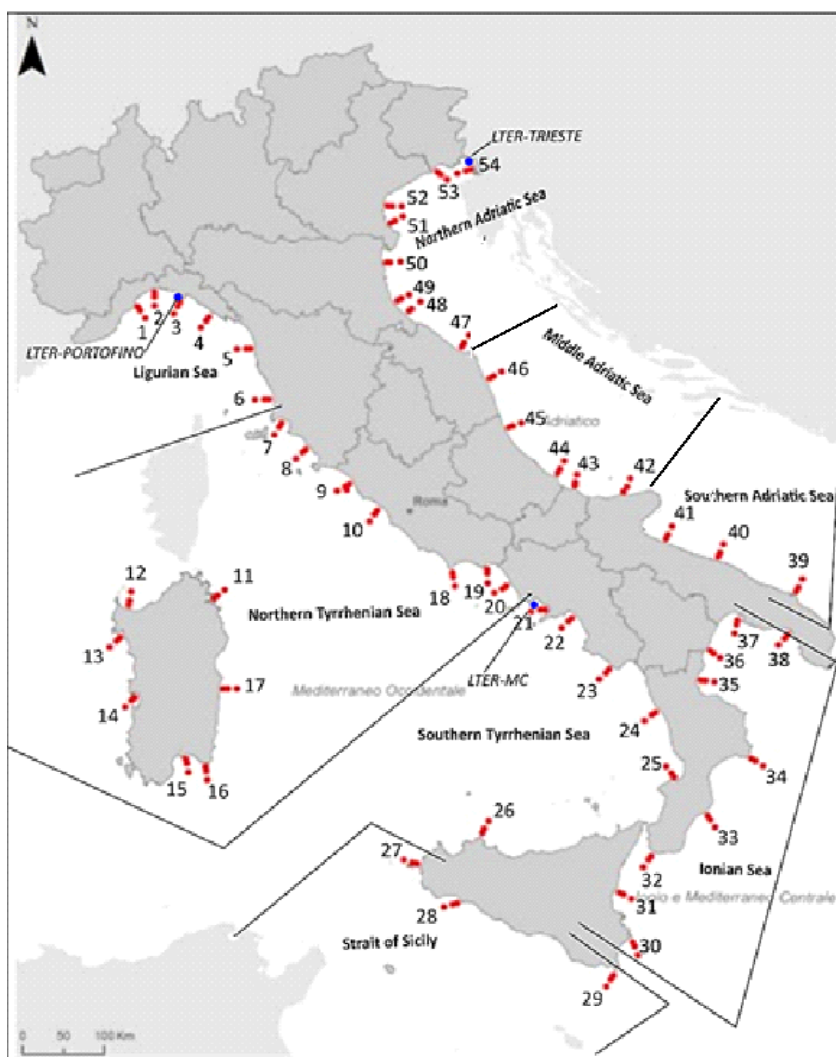


Figura 1. MRU considerate all'interno delle tre sottoregioni.

Come richiamato dagli articoli 5 e 6 della Direttiva 2008/56 CE e nella Decisione 2017/848/UE gli Stati membri devono coordinarsi, anche avvalendosi delle strutture e delle convenzioni regionali comuni per elaborare strategie di valutazione e per il raggiungimento degli obiettivi richiesti.

Nella presente valutazione è stato tenuto conto dei risultati delle seguenti attività di coordinamento subregionale:

- Nel 2021 il *Joint Research Center (JRC)* ha riunito esperti dei 17 Stati membri dell'UE e di altre organizzazioni (convenzioni marittime regionali) europee, per condividere le conoscenze e i metodi per una valutazione armonizzata degli Habitat pelagici;
- Nel 2022 il *Joint Research Center (JRC)* ha riunito un "*Drafting group*" di esperti dei 17 Stati membri dell'UE per l'aggiornamento dell'"ART.8 Assessment Guidance" dell'Art. 8 sugli Habitat Pelagici (D1C6), per la definizione di buone pratiche condivise attraverso il programma di collaborazione tra la Commissione Europea, gli Stati Membri, organizzazioni internazionali comprese le Convenzioni Regionali sul mare, altri stakeholders e Organizzazioni non Governative.
- Nel 2023 lo "*Specially Protected Areas Regional Activity Centre*" (SPA/RAC) nell'ambito dell'"United Nations Environment Programme" (UNEP-MAP) ha coordinato un gruppo multidisciplinare di esperti nominato dalle Parti contraenti per definire parametri che consentano di utilizzare il fitoplancton e lo

mesozooplankton per gli indicatori di biodiversità dell'IMAP (*Integrated Monitoring and Assessment Programme*) e di elaborare la Lista di Riferimento dei Tipi di Habitat Pelagici nel Mediterraneo.

- Nel 2023 il “*Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge*” Spagnolo ha coordinato la trilaterale “*Mediterranean Subregional Session*” (France - Italy – Spain; sett 2023) finalizzata ad attuare gli obblighi previsti dall'articolo 8 della MSFD entro il 2024, attraverso la cooperazione regionale, seguendo le buone pratiche riportate nell’ “*Art.8 Assessment Guidance*”⁹
- Progetto di ricerca ABIOMMED (2021-2023) “*Support coherent and coordinated Assessment of BIOdiversity and Measures across MEDiterranean for the next 6-year cycle of MSFD implementation*” (DG ENV/MSFD 2020) finalizzato a promuovere e facilitare la cooperazione regionale e sub-regionale, supportare l'UNEP/MAP, a livello sia tecnico-scientifico sia politico-istituzionale nell'implementazione e nell'attuazione della Direttiva 2008/56 UE sulla Strategia Marina (MSFD), con particolare riferimento alla definizione del GES (buono stato ambientale) e dei programmi di misure coordinati per i descrittori relativi alla biodiversità e alle principali pressioni antropiche; “*Activity 2 - Pelagic habitat: using the plankton communities to address properly the status of definition for the MSFD next implementation cycle across the Mediterranean*”¹⁰
- Progetto di ricerca GES4SEAS (2022-2026) “*Achieving Good Environmental Status for maintaining ecosystem Services, by ASsessing integrated impacts of cumulative pressures*” (HORIZON-CL6-2021-BIODIV-01-04) finalizzato a informare e guidare la governance marina nel ridurre al minimo le pressioni umane e i loro impatti sulla biodiversità marina e sul funzionamento degli ecosistemi, mantenendo al contempo la sostenibilità dei servizi ecosistemici.¹¹

2 Articolo 8 del D.lgs. 190/2010 - Valutazione ambientale

Questa valutazione mira a soddisfare i requisiti della Direttiva Quadro sulla Strategia Marina dell'UE (MSFD) ai sensi dell'articolo 8, paragrafo 1, lettera b), e dell'allegato III, come modificata dalla Decisione 2017/845/UE della Commissione.

I dati utilizzati per la valutazione ambientale sono relativi al fitoplancton e al mesozooplankton nel periodo di monitoraggio 2016-2021. I campionamenti sono stati effettuati su 54 transetti in 162 stazioni totali a 3, 6 e 12 miglia nautiche dalla costa. In coerenza con il criterio D1C6 della decisione 2017/848/UE il tipo generale di habitat pelagico considerato è quello nella colonna d'acqua della piattaforma continentale considerando la composizione tipica delle specie e l'abbondanza (*Art. 8 Assessment Guidance*) in accordo con l'indicatore di biodiversità 2 (*Condition of the habitat's typical species and communities*) dell'*Integrated Monitoring and Assessment Programme* - IMAP (UNEP-MAP) riportato nell'*Ecological Objective 1* (EO1)¹²; inoltre sono stati presi in considerazione anche gli indicatori di stato OSPAR (*Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*): *Changes in plankton biomass and/or abundance* (PH2) e *Changes in biodiversity index* (PH3). L'obiettivo è quello di ottenere una valutazione più olistica della dinamica del plancton, grazie alla combinazione delle informazioni derivate da diversi indicatori.

Approccio metodologico

L'abbondanza del plancton marino, la composizione delle specie e tutti i metadati sono stati organizzati in un dataset. È stata verificata la corrispondenza dei taxa identificati con le specie accettate in AlgaeBase

⁹ Mediterranean Subregional Session France - Italy - Spain Initial assessment – 3 Cycle Marine Strategies 20 September 2023

¹⁰ <https://www.abiommed.eu>

¹¹ <https://www.ges4seas.eu>

¹² UNEP/MAP-MED POL indicators: <https://www.medqsr.org/integrated-monitoring-and-assessment-programme-mediterranean-sea-and-coast>

(<https://www.algaebase.org>) per la componente fitoplanctonica e World Register of Marine Species (WoRMS-<https://www.marinespecies.org/>) per lo mesozooplancton.

I dati di monitoraggio caricati sul Sistema Informativo Centralizzato (SIC) di ISPRA dalle ARPA costiere sono stati salvati in formato Excel e successivamente aggregati in un unico dataset prima di procedere alla loro validazione. Il controllo di qualità del dato ha richiesto diversi passaggi come riportato in Figura 2.

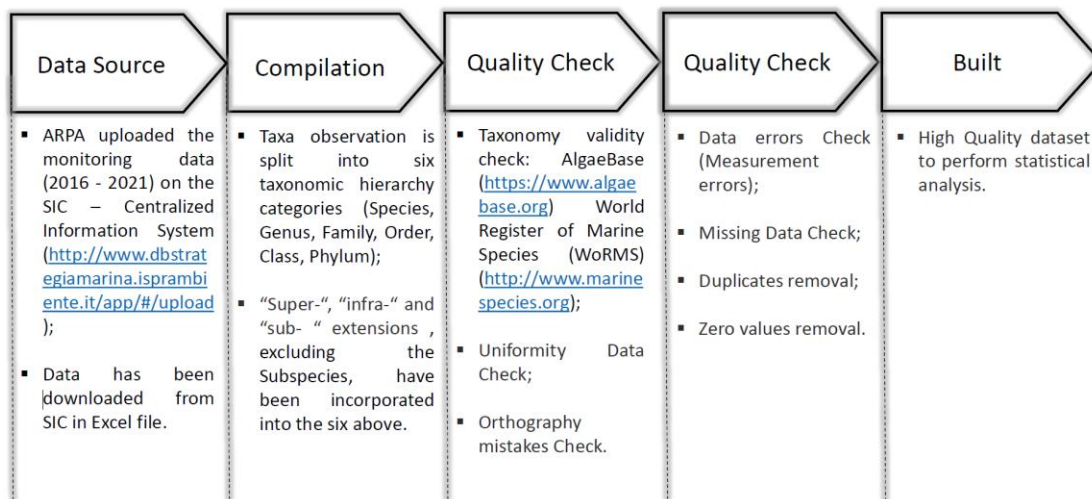


Figura 2. Fasi di controllo della qualità dei dati, al fine di fornire un insieme di dati coerenti e comparabili da utilizzare a supporto dell’implementazione della MSFD.

Indici di Biodiversità

Gli indici di diversità sono importanti perché possono rilevare tendenze e cambiamenti significativi nella composizione delle specie di una comunità animale o vegetale. Per questa valutazione, sono stati calcolati indici di diversità in termini di abbondanza dei taxa planctonici per esaminare la struttura e composizione in specie/genere delle comunità e rilevarne i cambiamenti temporali (stagionali ed annuali) all’interno delle otto sottoregioni.

L’ α -diversità è la diversità presente all’interno di una definita unità spaziale o habitat. Tra le sue componenti, il numero di specie o l’indice di ricchezza di specie è di solito altamente correlato allo sforzo di campionamento e al livello di competenza tassonomica, per questo è stato associato ad altri indici che non considerano soltanto il numero di specie presenti, ma che tengono conto anche dell’abbondanza proporzionale di ciascun taxon: l’indice di Shannon-Wiener, Gini-Simpson e l’entropia quadratica di Rao.

La β -diversità rappresenta la differenza nella composizione di specie tra due o più comunità distinte. Come indice di beta diversità è stato calcolato il *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) utile nel vedere il tasso di cambiamento delle comunità nel tempo.

L’alfa e beta diversità ci descrivono rispettivamente, la struttura delle comunità planctoniche e i loro cambiamenti nel tempo; questa descrizione dei popolamenti planctonici sarà utilizzata per valutare lo stato di salute degli habitat pelagici.

Indici di alfa diversità

Gli indici di α -diversità sono stati utilizzati per esaminare la variabilità temporale della composizione delle comunità di fitoplancton e mesozooplancton nelle MRU considerate, con la volontà di individuare delle tendenze temporali nella struttura delle comunità (in termini di ricchezza, abbondanza relativa e dominanza dei taxa). Il calcolo degli indici è stato eseguito sulle abbondanze annuali e sulle diverse stagioni, che sono state

così suddivise: inverno (gennaio-marzo), primavera (aprile-giugno), estate (luglio-settembre), autunno (ottobre-dicembre).

L'abbondanza fitoplanctonica è stata misurata in cell/l su campioni presi a 0,5 m di profondità mentre come individui per metri quadrati (Ind m⁻²) per lo mesozooplankton, per normalizzare i valori di profondità che raggiungono un massimo di 100 metri.

Gli indici di Shannon, Gini-Simpson e Rao sono stati calcolati per indicare la diversità alfa. Le analisi statistiche sono state effettuate in R (versione 4.3.2).

L'indice di Shannon-Wiener (Shannon, 1949) è stato utilizzato con la seguente formula:

$$H' = -\sum_i p_i \log(p_i)$$

dove p_i è la proporzione della specie i -esima nel campione, per determinare la distribuzione dell'abbondanza tra le varie specie;

L'indice di Gini-Simpson (Simpson, 1949) è stato calcolato come:

$$D_{\text{Gini-Simpson}} = 1 - \sum_i (n_i/N)^2$$

dove n_i è il numero di individui della specie i , N = numero totale di individui di tutte le specie e $n_i/N = p_i$ (proporzione di individui della specie i);

L'entropia quadratica di Rao è una misura della diversità delle comunità ecologiche definita da Rao (1982) e si basa sulla proporzione dell'abbondanza delle specie presenti in una comunità e su una certa misura di dissimilarità tra di esse. Per la matrice di dissimilarità tassonomica delle specie, si fa riferimento a Warwick e Clarke (1995), includendo la separazione tassonomica:

$$\Delta = \frac{\sum_{i < j} \sum_{i < j} w_{ij} x_i x_j + \sum_i 0. x_i (x_i - 1)/2}{\sum_{i < j} \sum_{i < j} x_i x_j + \sum_i x_i (x_i - 1)/2}$$

Dove x_i è l'abbondanza della specie i e w_{ij} è il "peso di distinzione" legato alla classificazione gerarchica delle specie i e j .

Quando le specie sono completamente diverse in termini di tratti, l'entropia quadratica di Rao è equivalente all'indice di Gini-Simpson (dove d_{ij} è la dissimilarità).

Indici di beta diversità

Tra gli indici di beta diversità sono stati presi in considerazione il *Local Contributions to Beta Diversity* (LCBD) e l'*Importance Value Index* (IVI), (Rombouts et al. 2019).

È stata applicata una misura di beta diversità per valutare il cambiamento nella struttura della comunità da un'unità di campionamento all'altra lungo un gradiente temporale, da un anno all'altro. Il *Local Contribution to Beta Diversity* (LCBD) è stato calcolato secondo il metodo descritto in dettaglio da Legendre e De Cáceres (2013). I valori variano da 0 a 0,5, maggiore è il valore, più le comunità sono diverse tra loro.

L'Indice Importance Value (IVI) è stato utilizzato per definire i taxa più significativi in una determinata comunità di fitoplancton e per definire le differenze tra le sottoregioni. È stato calcolato come segue:

$$IVI = RD_i + RF_i$$

dove RD_i è la densità relativa e RF_i è la frequenza relativa, ciascuna calcolata come segue:

$$RD_i = \left(\frac{n_i}{N}\right) * 100$$

dove n_i è il numero di individui del genere i e N è il numero totale di individui di tutti i generi.

$$RF_i = \left(\frac{f_i}{F} \right) * 100$$

dove f_i è il numero di presenze del genere i e F è il numero totale di presenze di tutti i generi.

L'analisi statistica è stata eseguita utilizzando il software statistico R versione 4.2.2 (R Core Team, 2022).

2.1 Fitoplancton¹³

Dalla raccolta dati del fitoplancton è stato ottenuto un dataset che comprende 1.179 taxa inclusi in 360 generi. I tre gruppi principali e il loro contributo in termini di abbondanza relativa alla comunità fitoplanctonica sono riportati nella figura 3; in particolare nella componente "Altro Fitoplancton" sono presenti altri taxa come le Chlorophyta (52%), Cryptophyta (43%), Haptophyta (5%), questi ultimi comprendono il gruppo dei Coccolitoforidi.

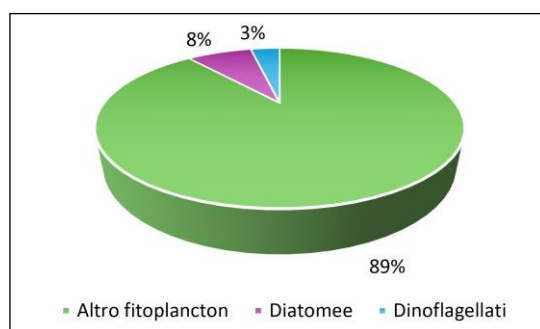


Figura 3. Composizione del fitoplancton.

L'abbondanza totale del fitoplancton nelle diverse MRU (figura 4), sembra non mostrare una variabilità interannuale significativa all'interno della stessa MRU, mentre ci sono differenze di abbondanza tra le varie MRU. In particolare, l'abbondanza minima è pari a 288,35 cell/L ed è stata registrata nel Mar Tirreno Settentrionale nel 2017, mentre l'abbondanza più elevata è di 62428 cell/L è stata rilevata nel Mar Adriatico Settentrionale nel 2018.

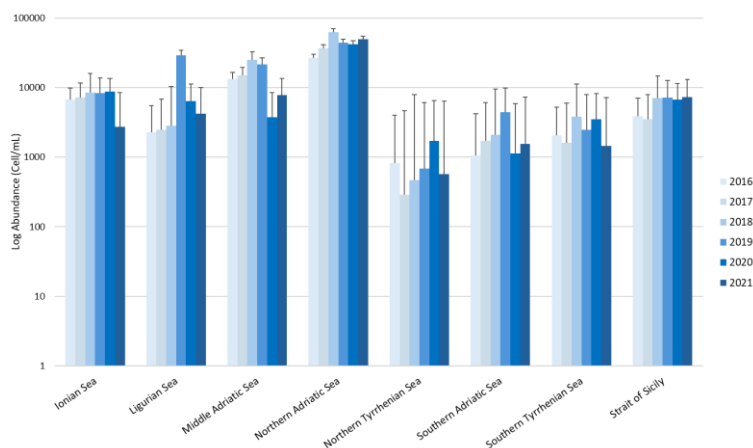


Figura 4. Abbondanze medie annuali trasformate in logaritmo per ognuna delle 8 subregion e per ogni anno (2016-2021)

¹³ L'elaborazione dei dati per la caratterizzazione e lo studio della componente fitoplanctonica, è stata eseguita in collaborazione con l'Università Politecnica delle Marche, Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente.

Per ogni Regione italiana, nel calcolo degli indici, è stato scelto un solo transetto, poiché i test preliminari non hanno mostrato differenze tra le stazioni di una stessa Regione (ad esempio tra tutte le stazioni a tre miglia nautiche dei diversi transetti della stessa regione). Per quelle che si affacciano su mari diversi (Puglia, Calabria e Sicilia), è stato scelto un transetto per ciascun mare.

Sui transetti selezionati, sono state effettuate le seguenti analisi: indici di diversità (Shannon, Simpson e Rao) a livello di specie e *Local Contributions to Beta Diversity* (LCBD) a livello di genere. L'*Importance Value Index* (IVI) è stato utilizzato per rilevare la distribuzione spaziale delle specie di fitoplancton che influenzano principalmente la variabilità locale lungo le coste italiane.

I risultati degli indici selezionati per ogni MRU sono riportati nella figura 5.

Sono stati effettuati test statistici (non parametrici) per evidenziare eventuali differenze significative tra le otto subregion negli anni e nelle stagioni: Kruskal-Wallis test e post hoc Pairwise Wilcoxon tests.

L'indice di Shannon non ha mostrato differenze significative negli anni tra le otto MRU; per quanto riguarda le stagioni non sono presenti differenze significative in Inverno, Estate e Autunno mentre in Primavera c'è una differenza significativa tra Mar Ionio rispetto al Mar Adriatico Settentrionale, Mar Adriatico Meridionale, Mar Tirreno Meridionale e Stretto di Sicilia ($p < 0.05$) oltre che tra Mar Adriatico Settentrionale e Stretto di Sicilia ($p < 0.05$)

L'indice di Gini-Simpson non ha mostrato differenze significative negli anni tra le otto MRU; inoltre non sono presenti differenze significative tra le otto MRU in Inverno e Autunno. In Estate c'è una differenza significativa tra Mar Ionio e Mar Ligure ($p < 0.05$) e tra Stretto di Sicilia rispetto al Mar Ligure e Mar Tirreno Settentrionale ($p < 0.05$). In primavera tra Mar Adriatico Settentrionale rispetto a Stretto di Sicilia e Mar Ionio ($p < 0.05$).

L'indice di Rao non ha mostrato differenze significative sia tra gli anni che tra le stagioni nelle otto MRU

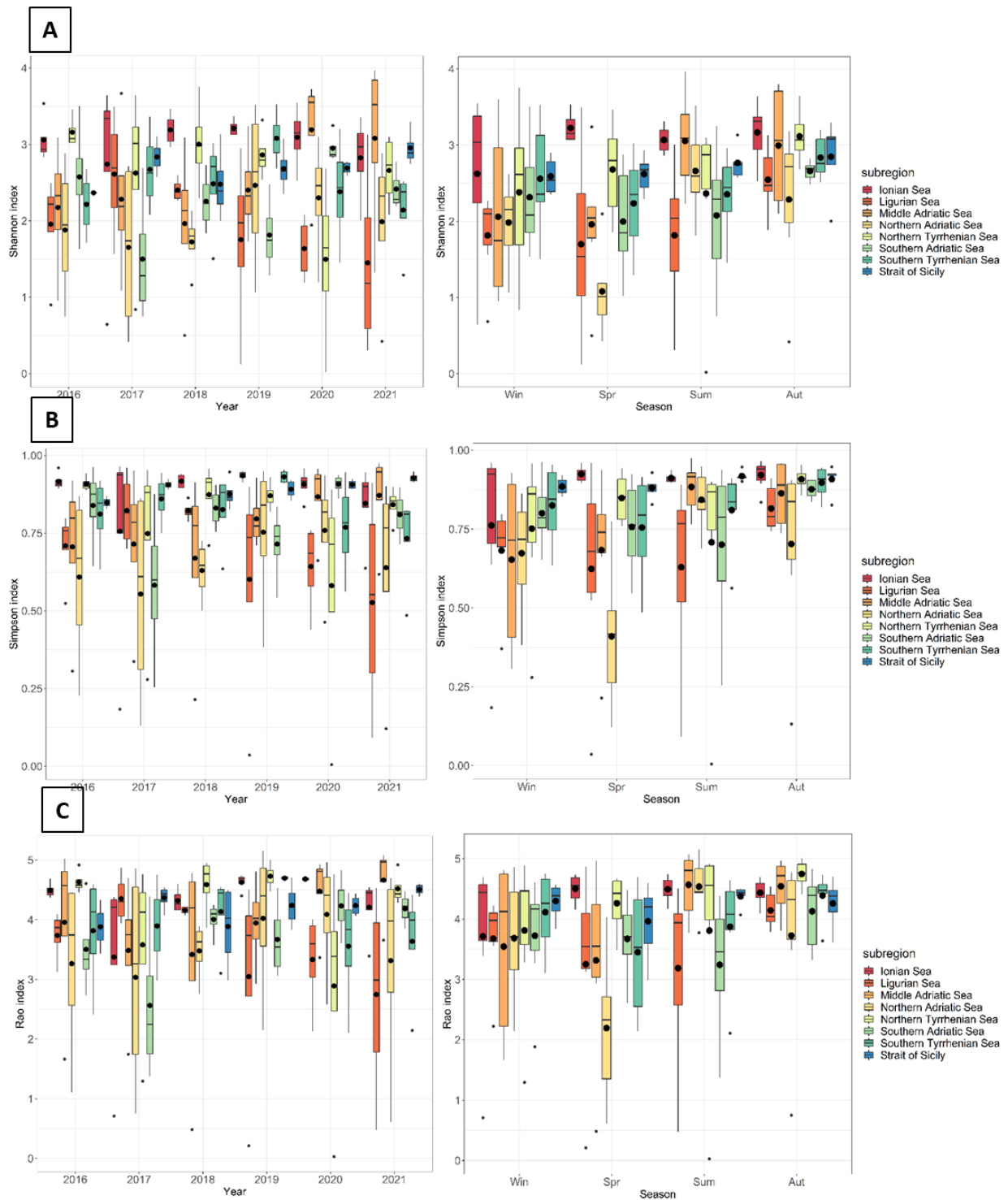


Figura 5. Box plot della variabilità annuale e stagionale degli Indici di diversità Shannon (A), Gini-Simpson (B) e Rao (C) basati sull'abbondanza delle specie di fitoplancton nelle otto MRU.

Non essendo disponibili conoscenze sulle pressioni sono state confrontate le stazioni a 3 miglia nautiche, di seguito indicate come “*coastal*”, e quelle a 12 miglia, indicate come “*offshore*”, ipotizzando che il sito *coastal* fosse più impattato di quello *offshore*.

L'indice LCBD calcolato a livello di genere e non sulle specie, per una maggiore confrontabilità tra le regioni, poiché spesso l'identificazione è stata troppo generica e non a livello di specie; l'indice ha evidenziato solo poche differenze inter- e intra-annuali nelle comunità di fitoplancton in entrambe le stazioni *coastal* e *offshore* di ciascun transetto, in ogni regione, e nessuna differenza tra i due tipi di stazione (Figura 6). Tuttavia, occorre considerare che la variabilità interannuale dovrebbe essere calcolata in un periodo più lungo.

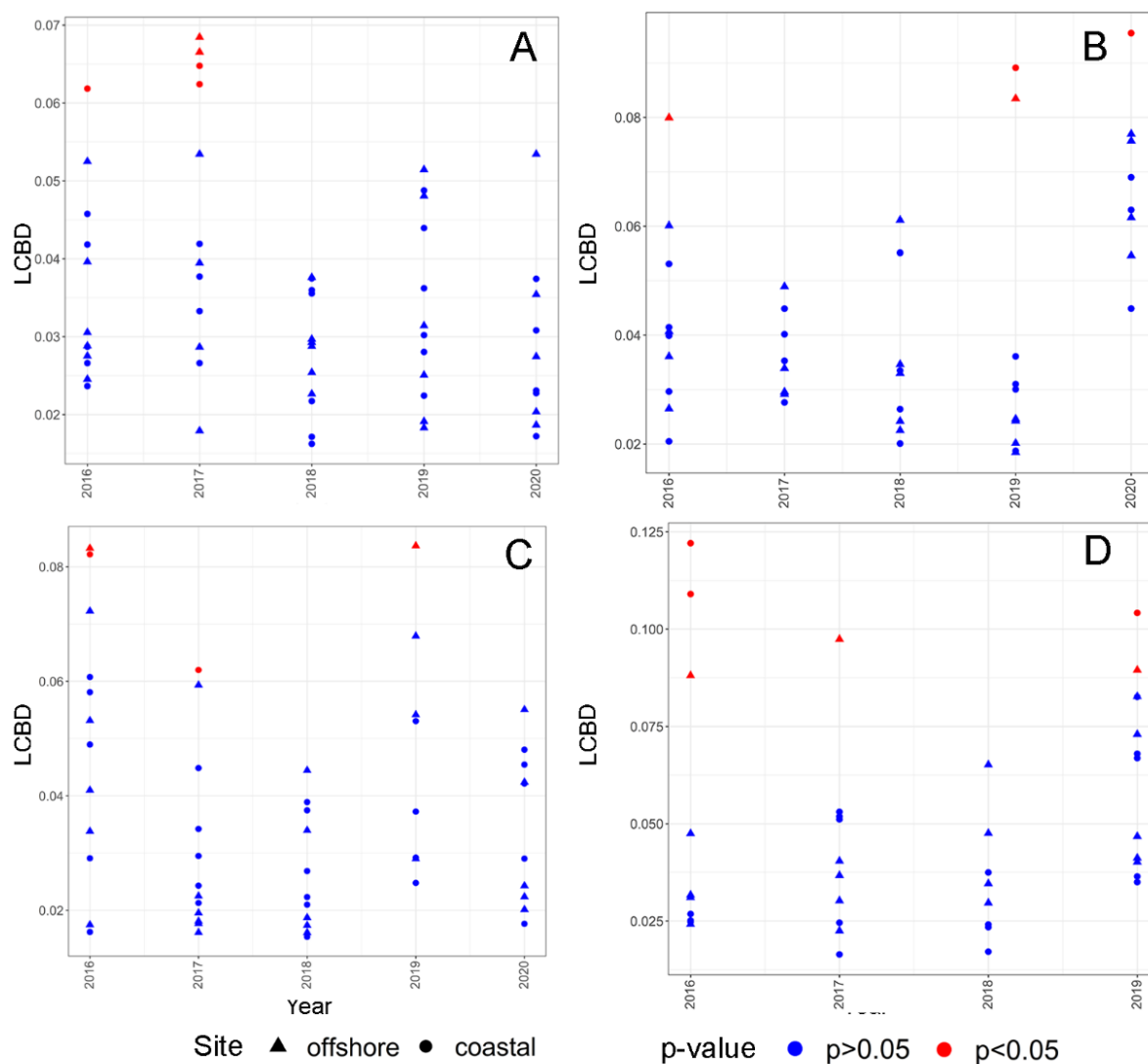


Figura 6. LCBD calcolato a livello di genere, per la Campania (A), Toscana (B), Puglia (C, Ionian Sea) e Lazio (D).

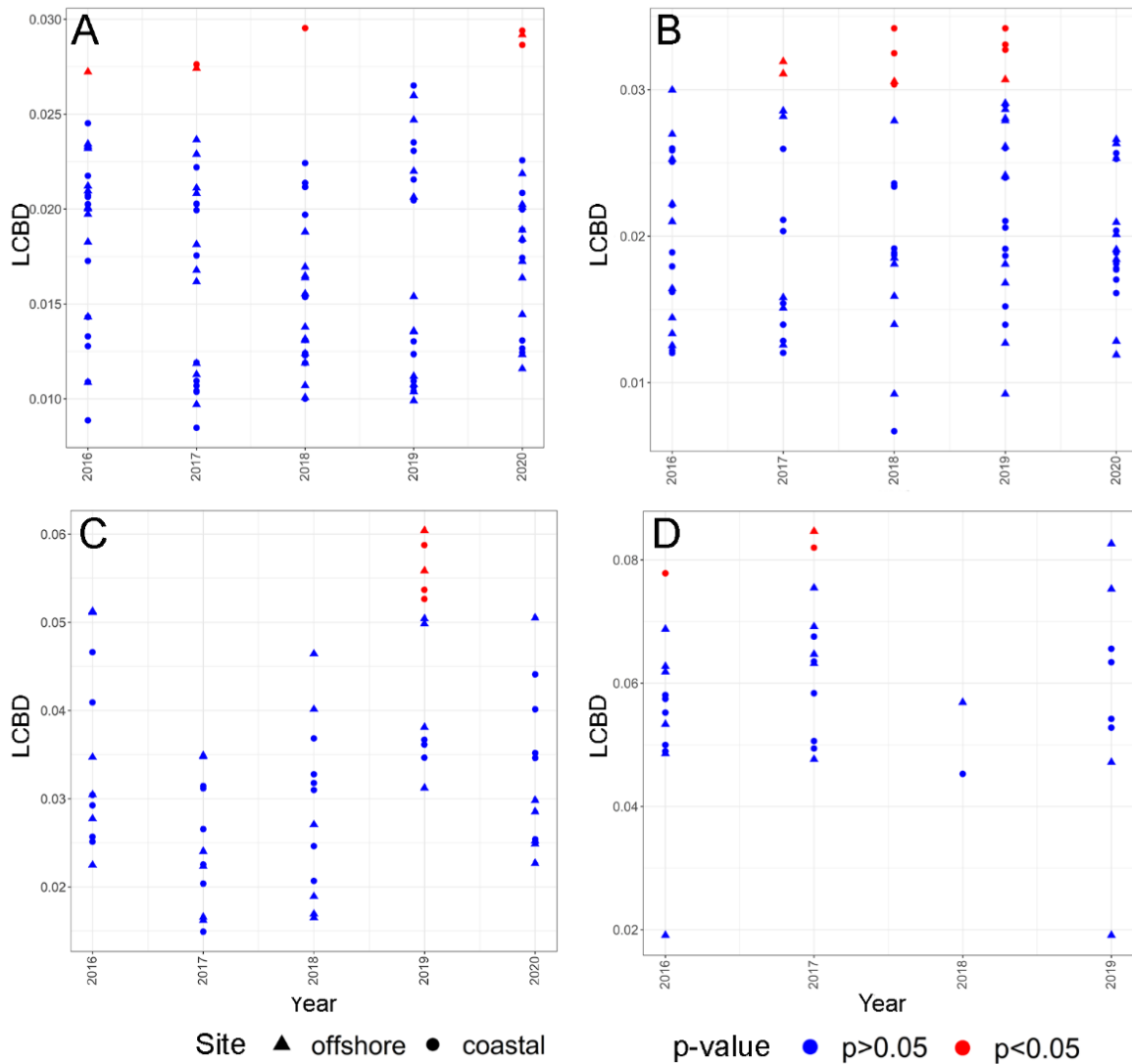


Figura 7. LCBD, calcolato a livello di genere, per Emilia - Romagna (A, Northern Adriatic Sea), Marche (B, Central Adriatic Sea), Puglia (C, Southern Adriatic Sea) e Liguria (D).

L'IVI ha mostrato quali generi di fitoplancton hanno influenzato principalmente l'intera variabilità. Questo indice ha mostrato che la composizione della comunità in termini di generi dominanti differiva tra le otto MRU per i mari Adriatico, Ionio e Tirreno (Tabella 1). L'elevata somiglianza dei principali generi di fitoplancton tra le regioni della costa adriatica occidentale (Emilia-Romagna, Marche, Abruzzo e Molise) evidenzia il ruolo della Corrente Adriatica Occidentale.

Gli indici LCBD e IVI potrebbero rappresentare uno strumento utile per l'identificazione dei cambiamenti, anche se tale identificazione dovrebbe richiedere serie di dati più lunghe.

Tabella 1. I tre più importanti generi di fitoplancton per ogni regione italiana come indicato dall'Importance Value Index.

Sottoregione	MRU	Specie	Importance Value Index
Mar Adriatico	Adriatico Settentrionale	<i>Chaetoceros socialis</i>	35,85143
		<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	8,95003
		<i>Chaetoceros simplex</i>	8,832528
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>	8,421366
		<i>Chaetoceros neglectus</i>	6,924583
	Adriatico Centrale	<i>Chaetoceros socialis</i>	42,06247
		<i>Skeletonema costatum</i>	20,29779
		<i>Chaetoceros simplex</i>	6,3233
		<i>Chaetoceros lacinosus</i>	4,358662
		<i>Chaetoceros danicus</i>	3,819921
	Adriatico Meridionale	<i>Chaetoceros danicus</i>	11,79694
		<i>Ollicola vangoorii</i>	9,438026
		<i>Leptocylindrus danicus</i>	9,023518
		<i>Chaetoceros wighamii</i>	8,381366
<i>Chaetoceros curvisetus</i>		6,953462	
Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale	Mar Ionio	<i>Leptocylindrus danicus</i>	12,68978
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>	5,29598
		<i>Ollicola vangoorii</i>	4,582241
		<i>Asterionellopsis glacialis</i>	4,36714
		<i>Thalassionema nitzschioides</i>	3,422511
	Stretto di Sicilia	<i>Leptocylindrus danicus</i>	14,34769
		<i>Cylindrotheca closterium</i>	10,03053
		<i>Asterionellopsis glacialis</i>	7,106206
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>	6,774136
		<i>Leptocylindrus mediterraneus</i>	6,343394
Mar Mediterraneo Occidentale	Mar Tirreno Meridionale	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	10,78208
		<i>Leptocylindrus danicus</i>	9,474748
		<i>Leptocylindrus mediterraneus</i>	8,529182
		<i>Hemiaulus sinensis</i>	7,92409
		<i>Thalassionema nitzschioides</i>	7,661093
	Mar Tirreno Settentrionale	<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	18,79041
		<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>	16,60005
		<i>Tenuicylindrus belgicus</i>	14,1703
		<i>Emiliana huxleyi</i>	9,466531
		<i>Gyrodinium flagellare</i>	6,664526
	Mar Ligure	<i>Chaetoceros wighamii</i>	75,8776
		<i>Chaetoceros socialis</i>	7,313235
		<i>Skeletonema pseudocostatum</i>	7,156894
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>	2,105272
<i>Tenuicylindrus belgicus</i>		2,098749	

Il *Non-Metric Multi Dimensional Scaling* (NMDS) eseguito per ogni stagione sulle abbondanze dei gruppi di fitoplancton (dinoflagellati, diatomee, coccolitofori e fitoflagellati) tra le regioni italiane con il dataset più accurato (Emilia-Romagna e Toscana), ha evidenziato che si sono verificate differenze marcate tra le regioni in termini di abbondanze di fitoplancton (Figura 9). Le regioni con una bassa copertura di date di campionamento non sono state considerate per l'analisi.

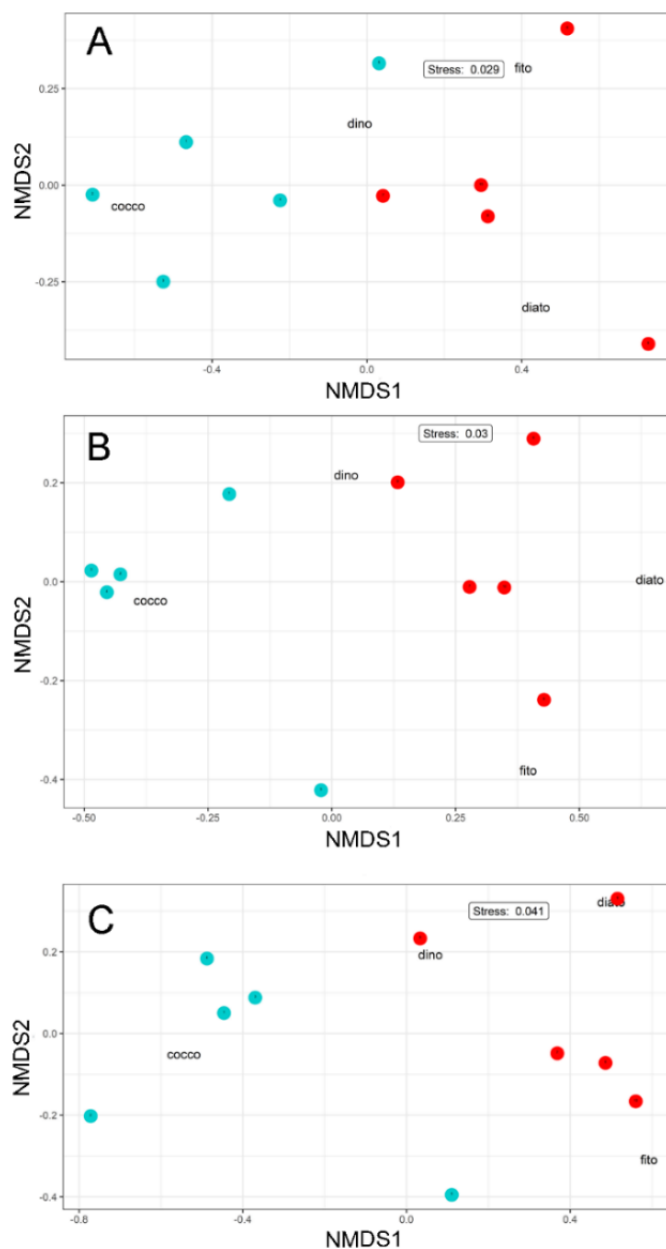


Figura 8. NMDS eseguito sulle abbondanze dei gruppi di fitoplancton dell'Emilia-Romagna (rossi) e della Toscana (cerchi blu) in primavera (A), estate (B) e autunno (C). L'inverno non è stato considerato a causa dell'insufficienza dei dati.

In tutte le stazioni di campionamento del fitoplancton studiate, non sono state osservate marcate variazioni interannuali negli indici di diversità selezionati; differenze sono invece state riscontrate nella stagionalità per alcuni indici. Tuttavia, non sono state osservate differenze tra le tre stazioni di ciascun transetto, sebbene siano

situate lungo il gradiente on-shore-off-shore. Le comunità fitoplanctoniche nelle diverse MRU sono risultate dissimili in termini di abbondanza dei gruppi e dei taxa principali.

Sebbene non sia stato possibile indagare la relazione tra i cambiamenti nella composizione delle comunità di fitoplancton e le pressioni antropiche derivanti dalle attività umane non avendo una robusta serie storica di dati, le differenze osservate possono essere intese come una risposta ai cambiamenti ambientali di origine sia naturale che antropica, inclusi i cambiamenti climatici, pur seguendo un ritmo stagionale.

2.2 Mesozooplancton¹⁴

I tre gruppi principali e il loro contributo in termini di abbondanza relativa alla comunità mesozooplanctonica sono riportati nella figura 9; in particolare nella componente "Altro Zooplancton" sono presenti altri taxa dell'oloplancton e il meroplancton.

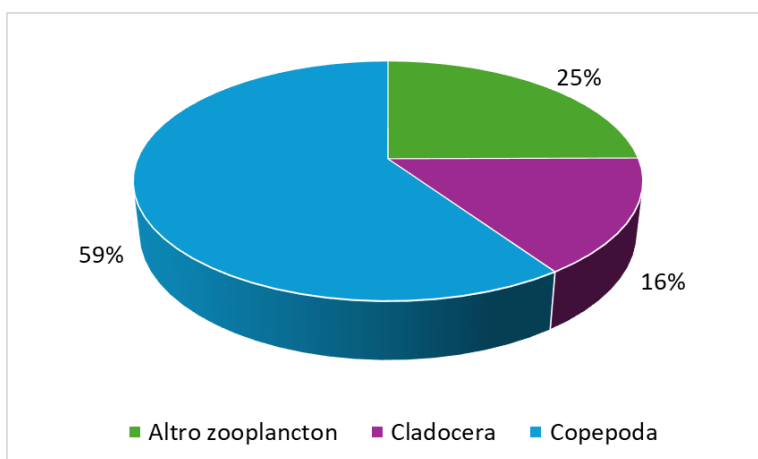


Figura 9. Composizione dello zooplancton.

L'abbondanza delle specie qui riportate del gruppo Copepoda corrisponde all'intera popolazione (adulti e copepoditi).

I copepodi sono i rappresentanti più significativi dello zooplancton poiché costituiscono la componente principale della biomassa del mesozooplancton; pertanto, essi sono particolarmente rilevanti per la ricerca degli indicatori che possono essere testati. L'attenzione è stata quindi rivolta solo ai copepodi considerando insieme lo stadio adulto e i copepoditi.

I dati sui copepodi sono stati assemblati in un set di dati con la stessa metodologia descritta in precedenza (Figura 2). L'elenco delle specie di copepodi è stato attentamente valutato: quelle d'identificazione dubbia non presenti nella checklist più aggiornata (Relini, 2008) e non verificabili con esemplari conservati, sono stati considerati a livello di genere (ad esempio "Paracalanus spp. Unidentified") (Tabella 2). La stessa dicitura ("taxa" spp. Unidentified) è stata utilizzata per gli esemplari identificati a livello superiore al genere.

¹⁴ Per un approfondimento della caratterizzazione e dello studio della componente zooplancton, ci si è avvalsi delle competenze presenti alla *Stazione Zoologica Anton Dohrn (SZN)*.

Tabella 2. Specie di copepodi non registrate in precedenza nelle acque italiane (secondo Relini, 2008).

SPECIE	REGIONE
<i>Calocalanus equalicauda</i>	Veneto
<i>Candacia catula</i>	Sicilia
<i>Centropages brachiatus</i>	Sicilia
<i>Clytemnestra gracilis</i>	Marche, Veneto
<i>Copilia lata</i>	Sicilia
<i>Copilia mirabilis</i>	Sicilia
<i>Distioculus minor</i>	Lazio
<i>Ditrichocorycaeus lubbocki</i>	Puglia, Veneto
<i>Ditrichocorycaeus minimus</i>	Lazio
<i>Eurytemora affinis</i>	Puglia
<i>Ferranula curta</i>	Veneto
<i>Goniopsyllus clausi</i>	Sardegna, Veneto
<i>Labidocera detruncata</i>	Sicilia
<i>Monstrilla grandis</i>	Friuli-Venezia Giulia, Puglia
<i>Monstrilla longiremis</i>	Puglia, Veneto
<i>Oculosetella gracilis</i>	Lazio
<i>Oithona simplex</i>	Sicilia
<i>Oncaea waldemari</i>	Campania, Sicilia
<i>Paraeuchaeta tumidula</i>	Veneto
<i>Pareucalanus sewelli</i>	Sicilia

Nel periodo 2016-2021, l'abbondanza media totale di copepodi nelle diverse MRU (Figure 10 e 11) non mostra una grande variabilità interannuale all'interno della stessa MRU, ma presenta differenze tra le diverse MRU; in particolare, le abbondanze medie più elevate sono state registrate nel Adriatico Centrale (4469 ± 407 Ind m^{-2} durante il 2018), mentre le abbondanze più basse sono state rilevate nel Canale di Sicilia 417 ± 24 Ind m^{-2} durante il 2019 e 292 ± 23 Ind m^{-2} durante il 2021.

La dinamica annuale del gruppo Copepoda, mediata per il periodo considerato, mostra una certa variabilità in ogni MRU (Figura 12). Poiché la copertura dei dati è eterogenea, i picchi annuali di abbondanza non riflettono necessariamente l'andamento stagionale tipico di ciascuna MRU.

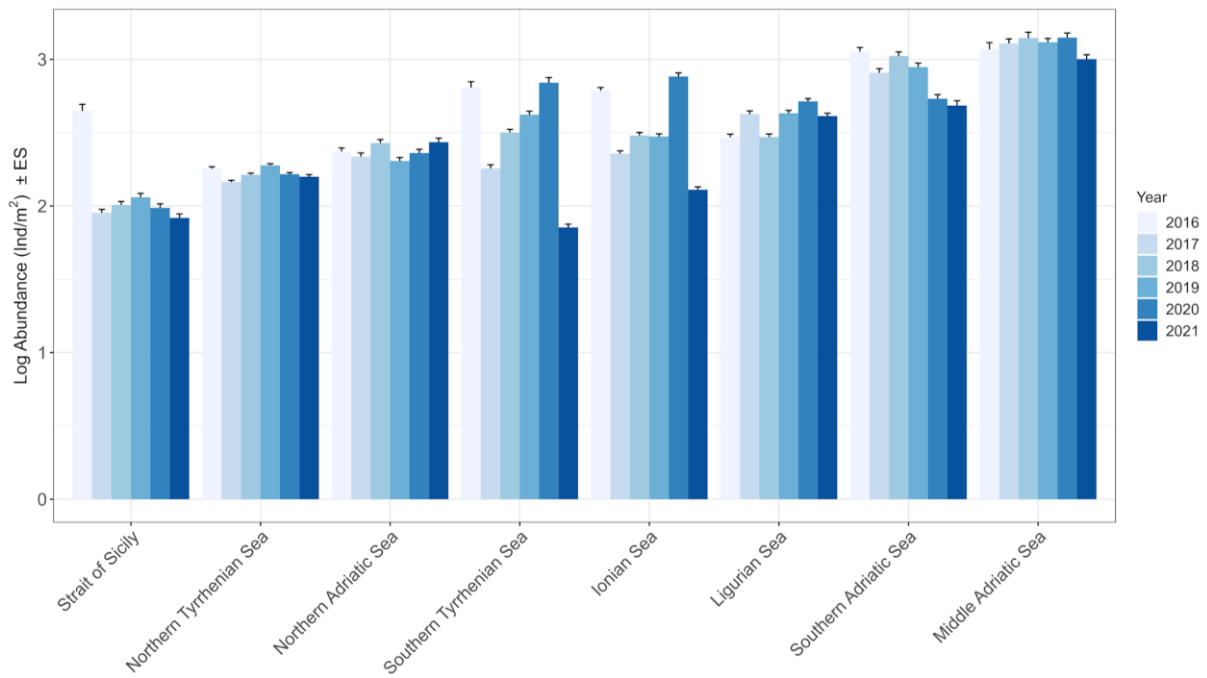


Figura 10. Abbondanza media annuale di copepodi (Ind m⁻² ± SE) nelle MRU.

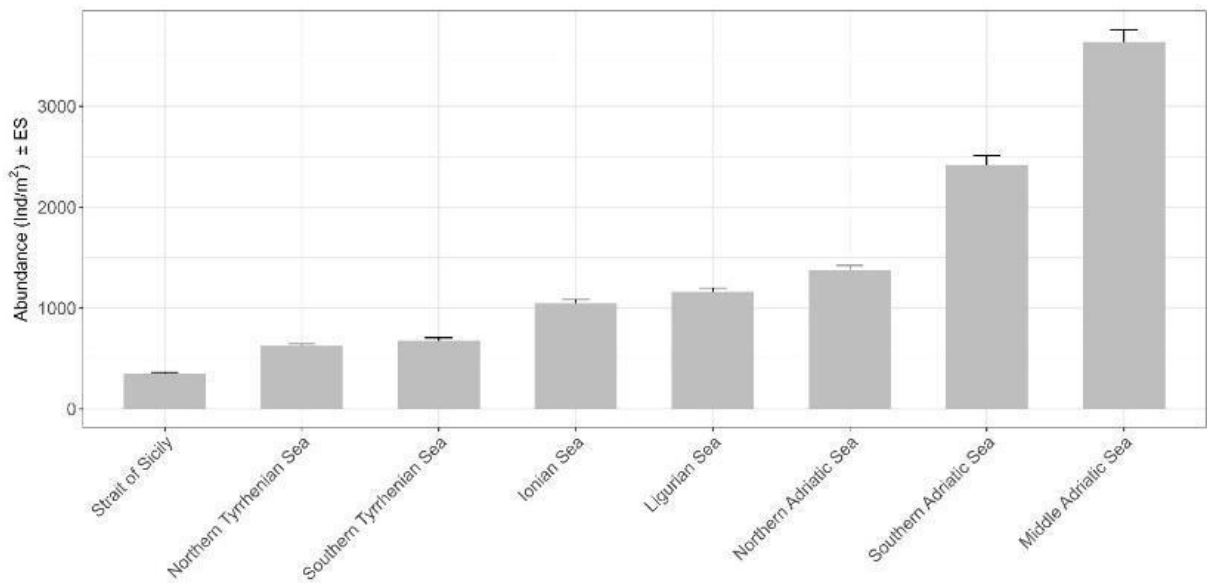


Figura 11. Abbondanza media annua complessiva di copepodi (Ind m⁻² ± SE) nelle MRU.

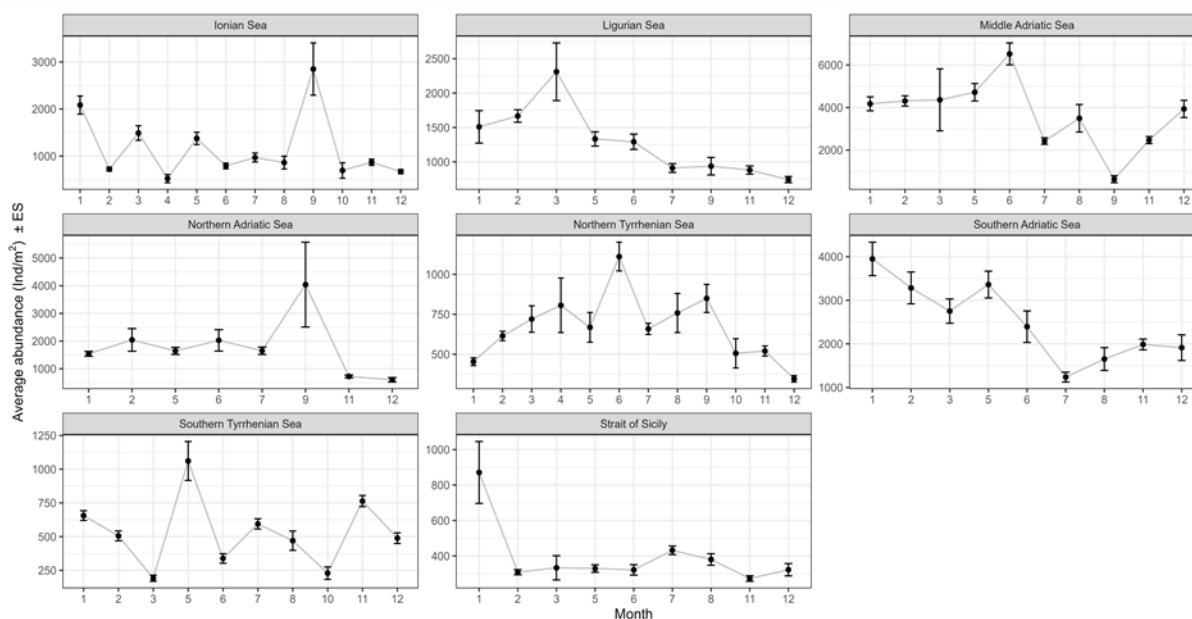


Figura 12. Dinamica annuale dell'abbondanza di copepodi (Ind m⁻²) nelle MRU. Notare le diverse scale sugli assi y.

In totale sono presenti 255 taxa della classe Copepoda (Figura 13), 77 generi e 179 identificati a livello di specie. Il maggior numero di taxa di copepodi (compresi i livelli di Ordine, Famiglia, Genere e Specie) è presente nel Mar Tirreno settentrionale (192), seguito dal Mar Ionio (184), mentre il minor numero di taxa individuati si trova nell'Adriatico centrale (105) e nel Mar Adriatico meridionale (90).

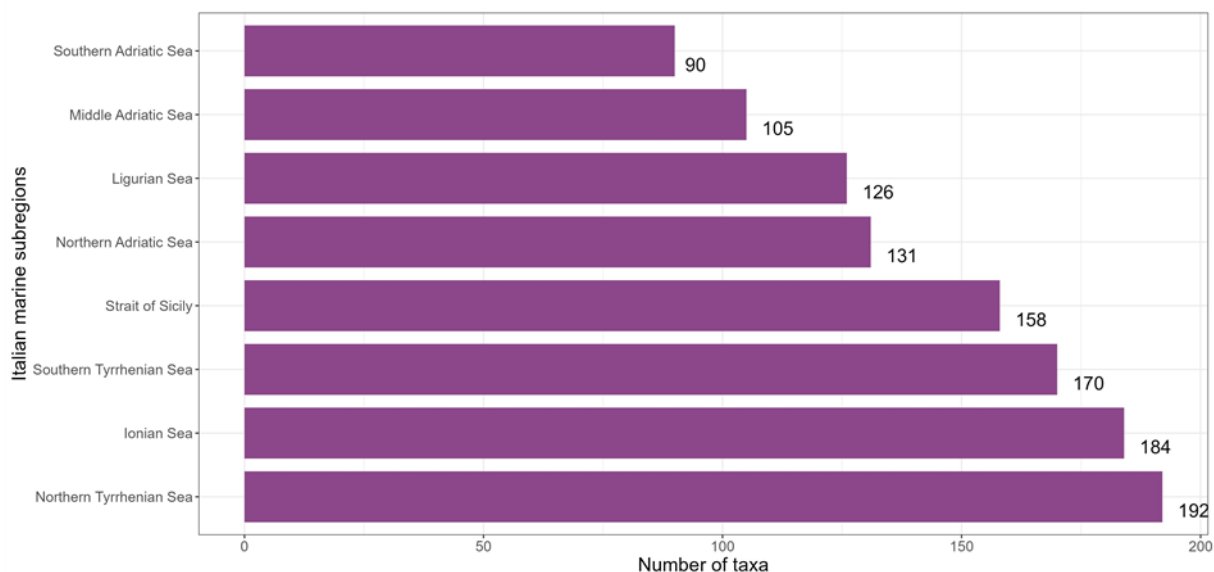


Figura 13. Numero totale di taxa di copepodi identificati nelle MRU.

I valori degli indici calcolati sulla matrice dei dati dei copepodi sono riportati nelle Figure 14-19. I box plot riportano la distribuzione dei dati con la media (●), la mediana (linea), l'intervallo interquartile (riquadro), l'intervallo dei non outlier (barre verticali), gli outlier (punti più piccoli).

I valori di riferimento subregionali degli indici di biodiversità sono stati definiti in base all'intervallo distributivo del 25-75% degli indici osservati all'interno di una MRU, aggregati per stagione e per anno (esclusi gli anni con

scarsa copertura di campionamento). I risultati dell'analisi hanno mostrato che i valori degli indici variano a seconda della stagione e della MRU marina considerata, con i mari Tirreno e Ionio caratterizzati da una comunità di mesozooplankton più diversificata rispetto alle altre sottoregioni marine.

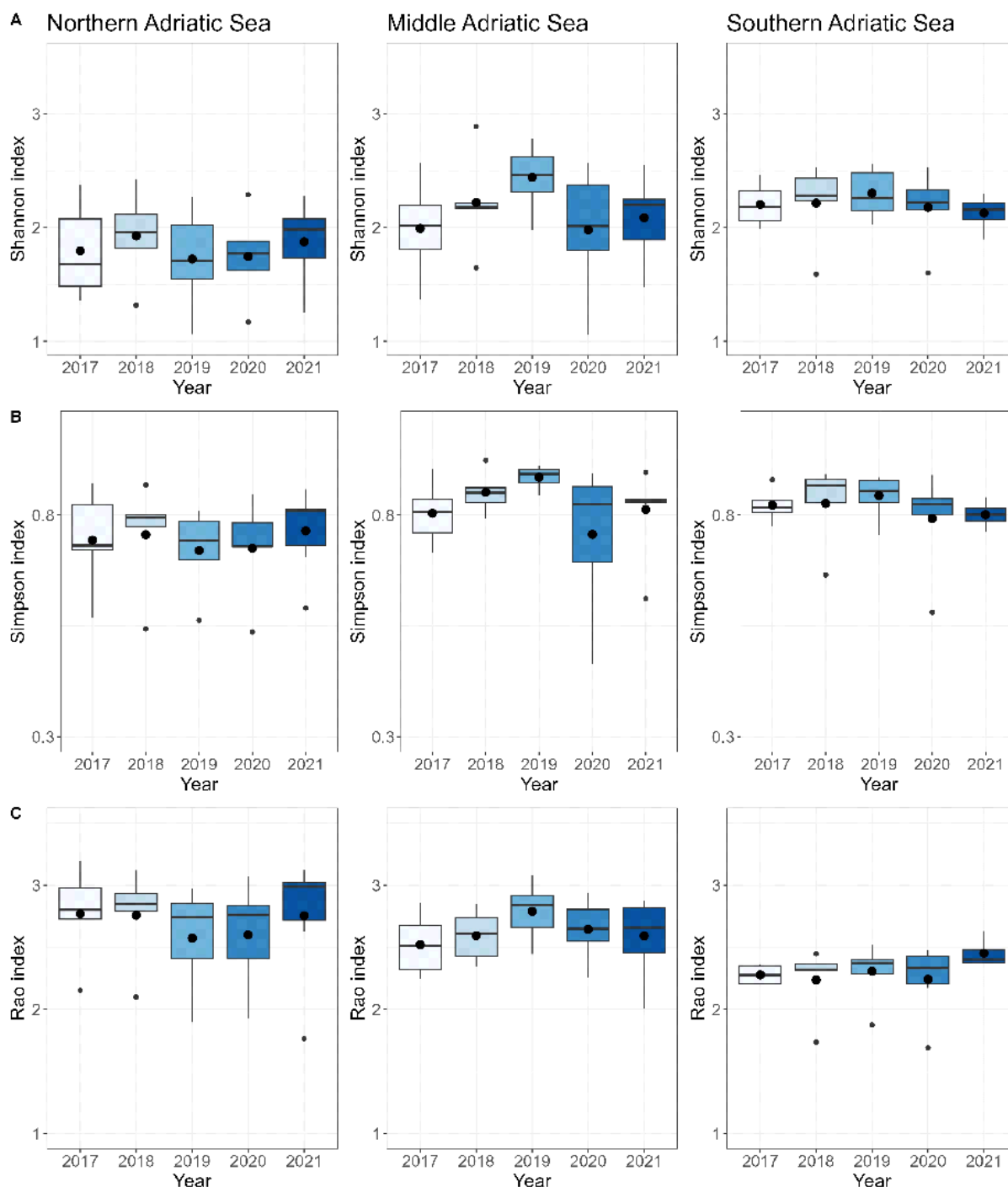


Figura 14. Indici Shannon (A), Gini-Simpson index (B), Rao index (C), calcolati per ogni anno, per il Mar-Adriatico (Mar Adriatico settentrionale, Mar Adriatico centrale, Mar Adriatico meridionale).

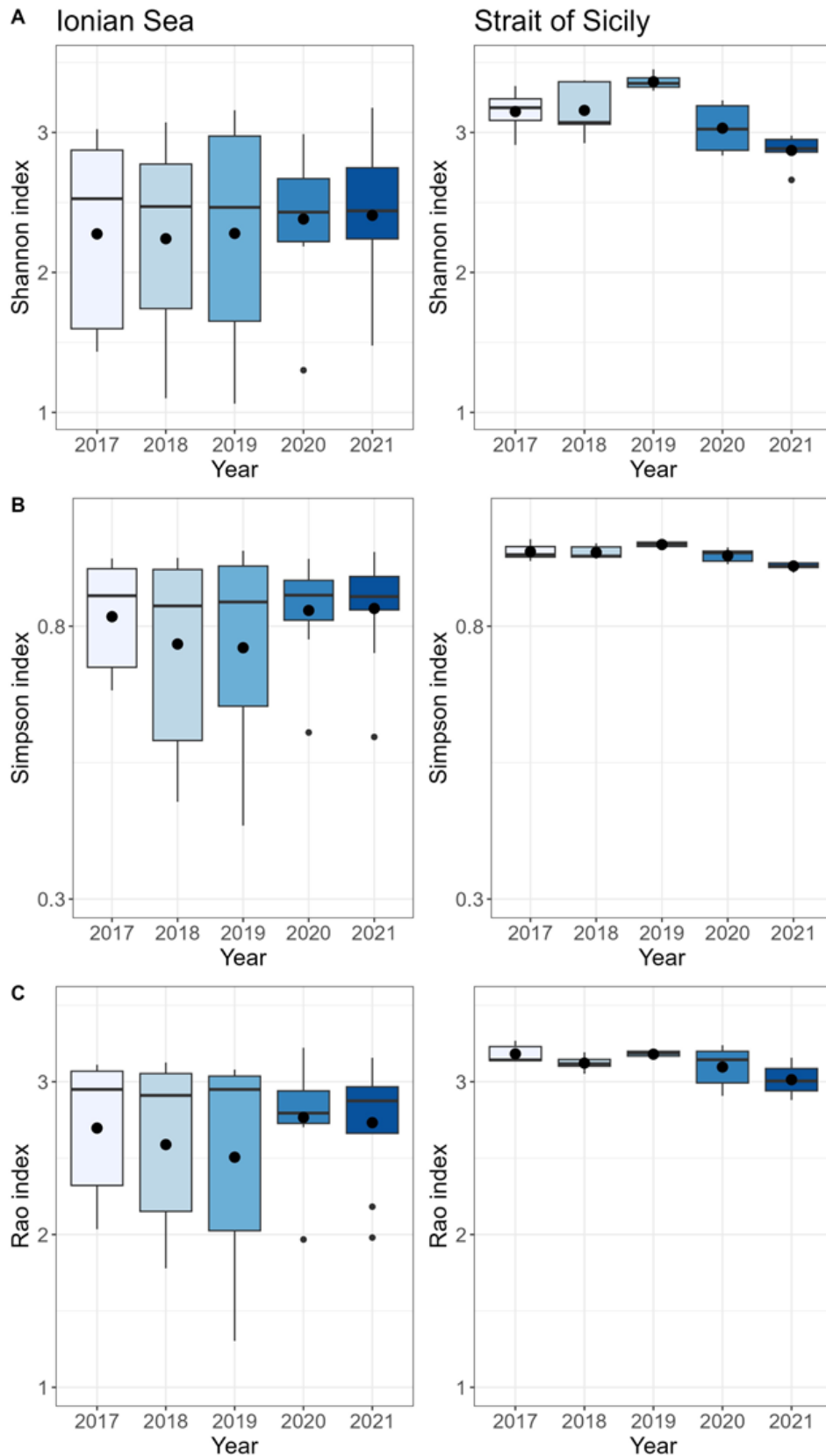


Figura 15. Indici Shannon (A), Gini-Simpson index (B), Rao index (C), calcolati per ogni anno, per il Mar Ionio e Mediterraneo Centrale (Mar Ionio e Canale di Sicilia).

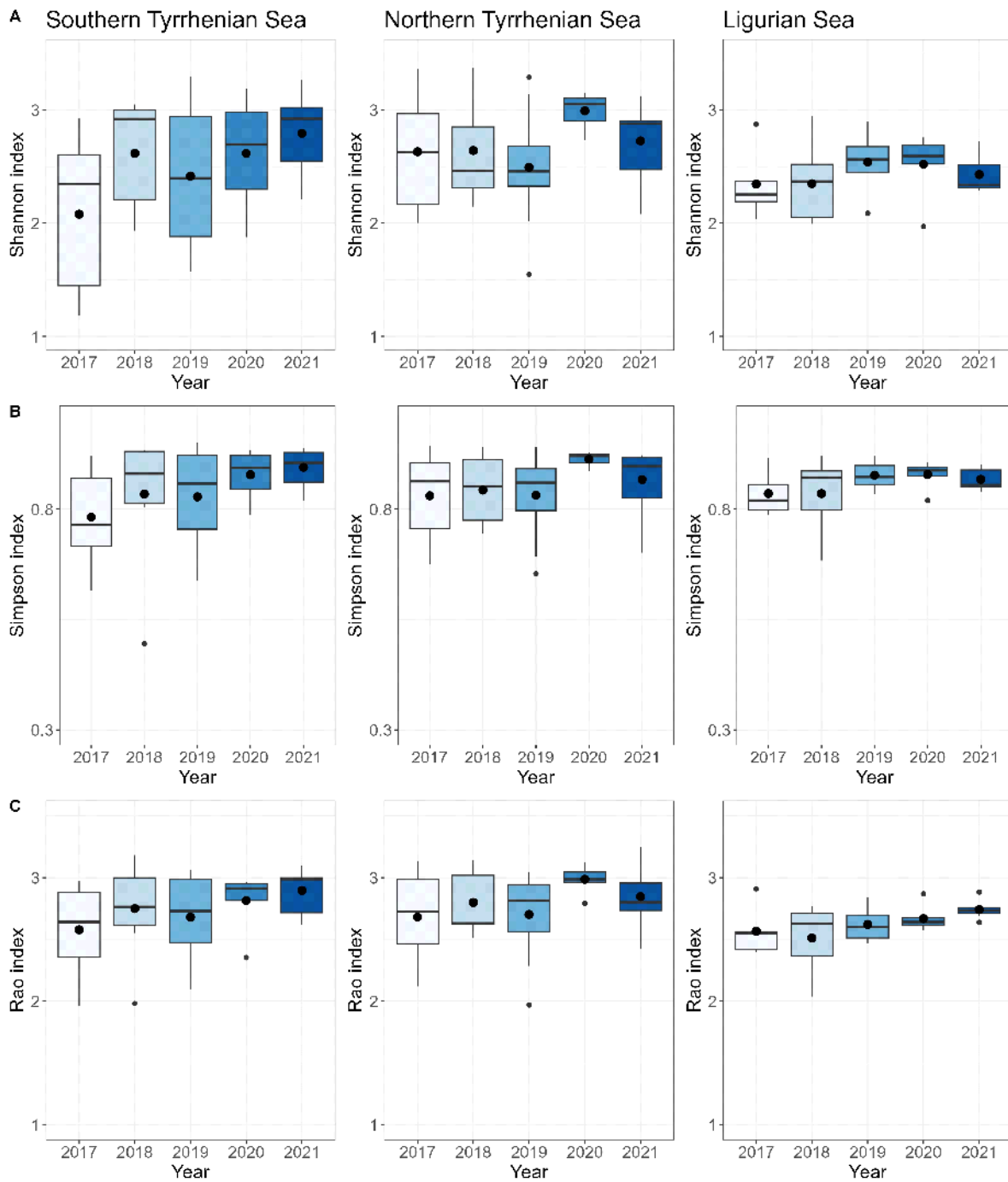


Figura 16. Indici Shannon (A), Gini-Simpson index (B), Rao index (C), calcolati per ogni anno, per il Mediterraneo Occidentale (Tirreno meridionale, Tirreno settentrionale, Mar Ligure).

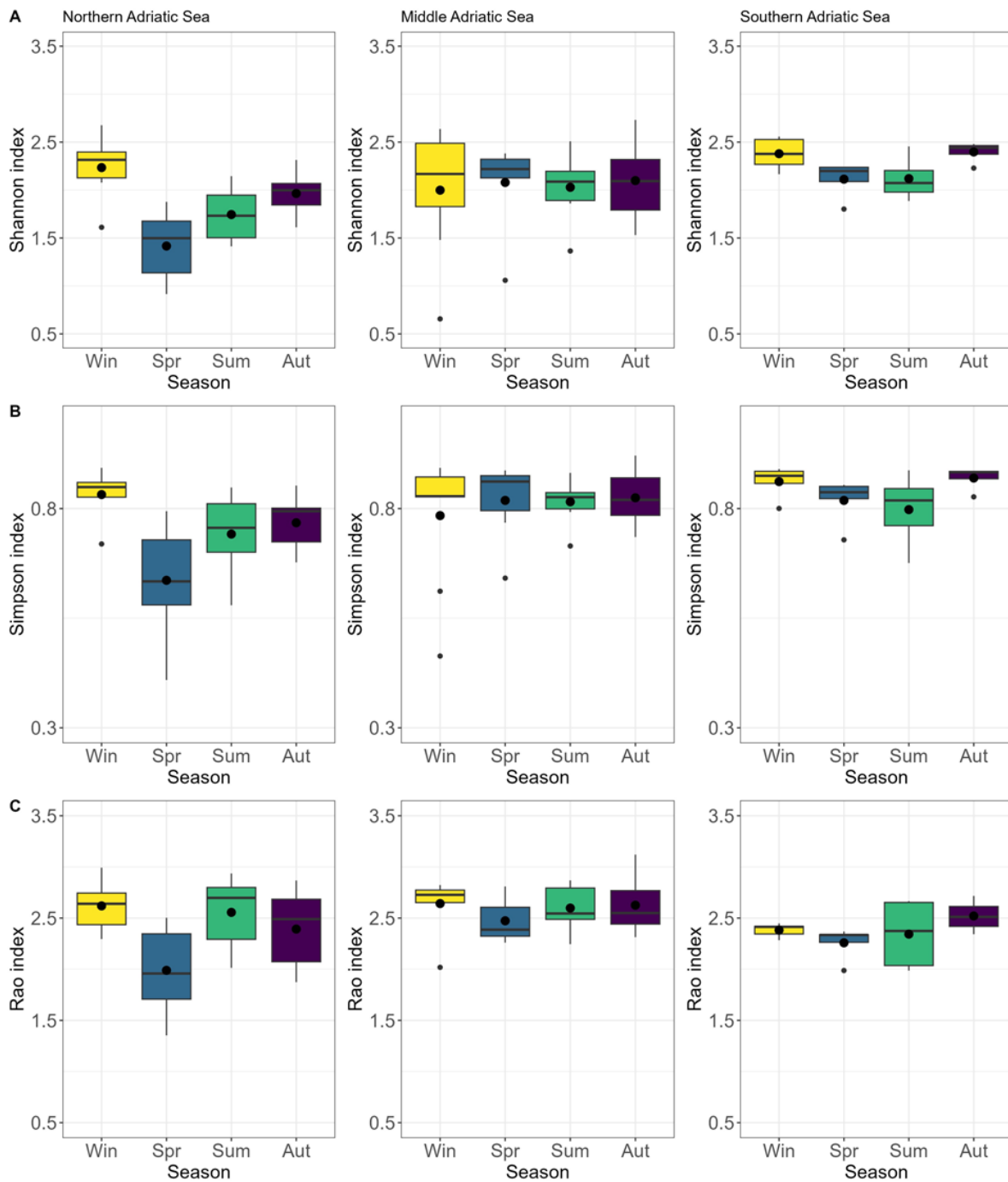


Figura 17. Indici Shannon (A), Gini-Simpson index (B), Rao index (C), calcolati per ogni stagione, per il Mar Adriatico (Mar Adriatico settentrionale, Mar Adriatico centrale, Mar Adriatico meridionale)

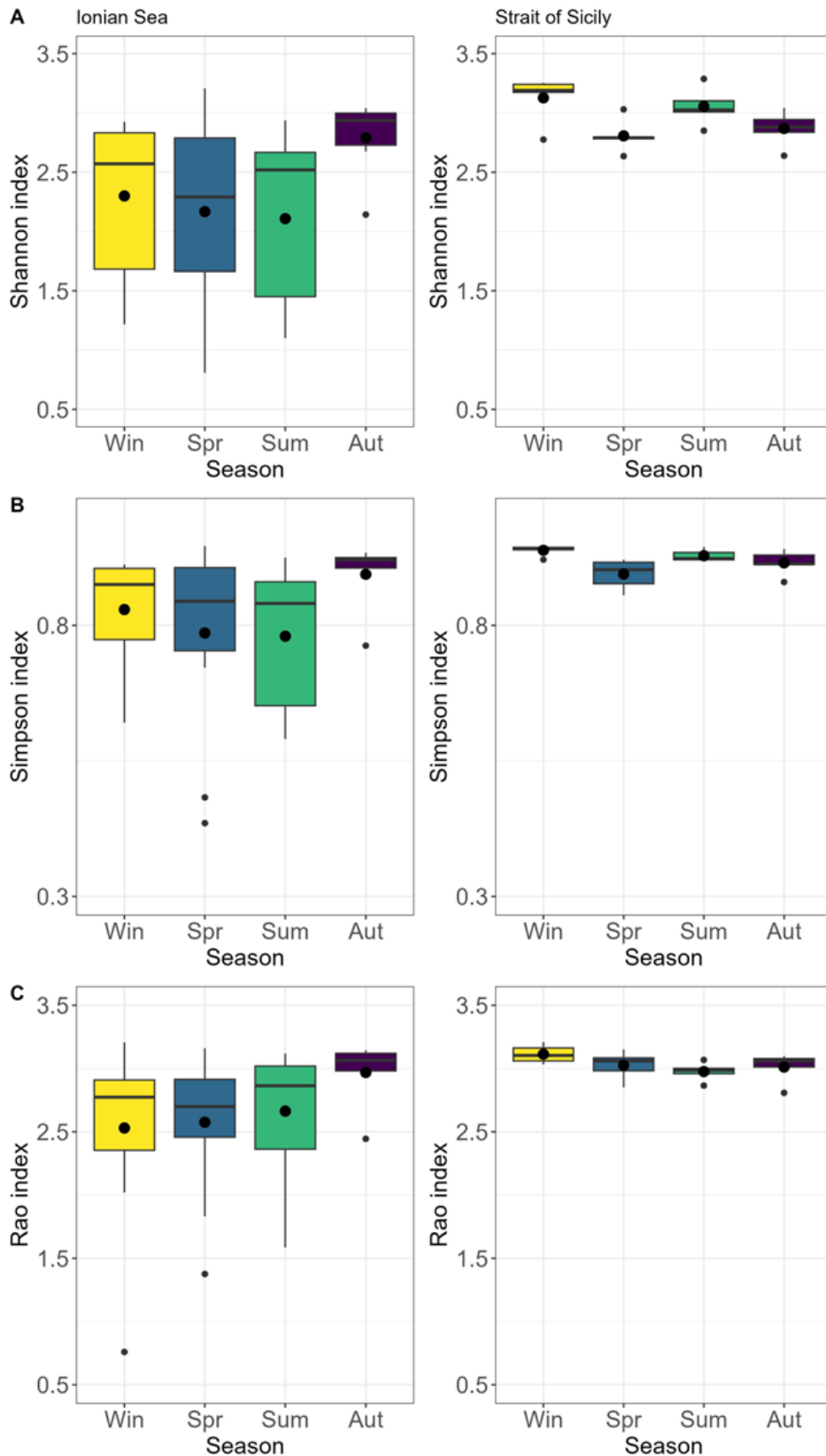


Figura 18. Indici Shannon (A), Gini- Simpson index (B), Rao index (C), calcolati per ogni stagione, per il Mar Ionio e Mediterraneo Centrale (Mar Ionio e Canale di Sicilia).

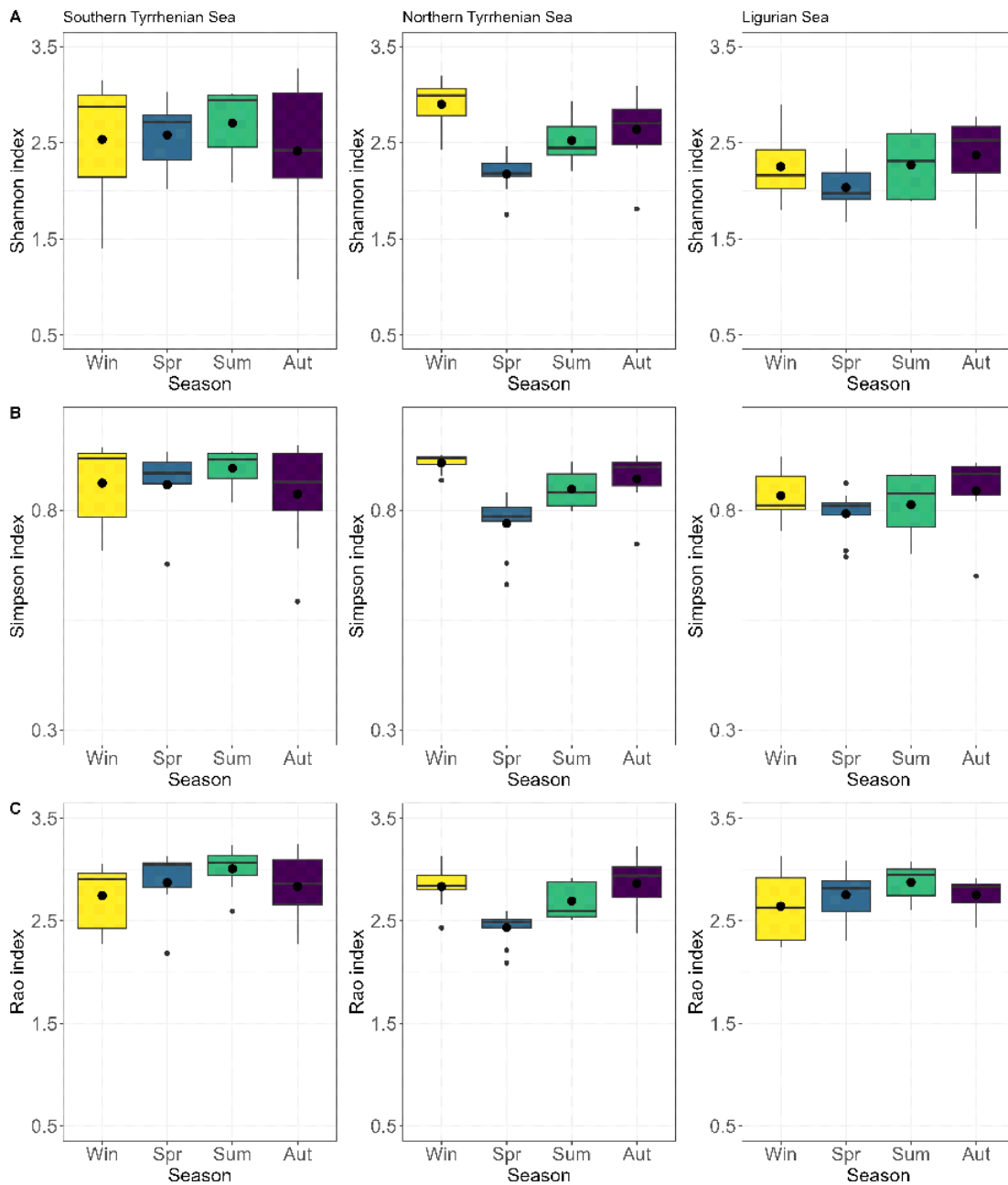


Figura 19. Indici Shannon (A), Gini-Simpson index (B), Rao index (C), calcolati per ogni stagione, per il Mediterraneo Occidentale (Mar Tirreno meridionale, Mar Tirreno settentrionale, Mar Ligure).

I risultati della LCBD mostrano poche differenze inter e intra-annuali nelle comunità di mesozooplankton lungo il gradiente costa-off-shore di ogni transetto, in ogni località (regione italiana) (Figure 20-27).

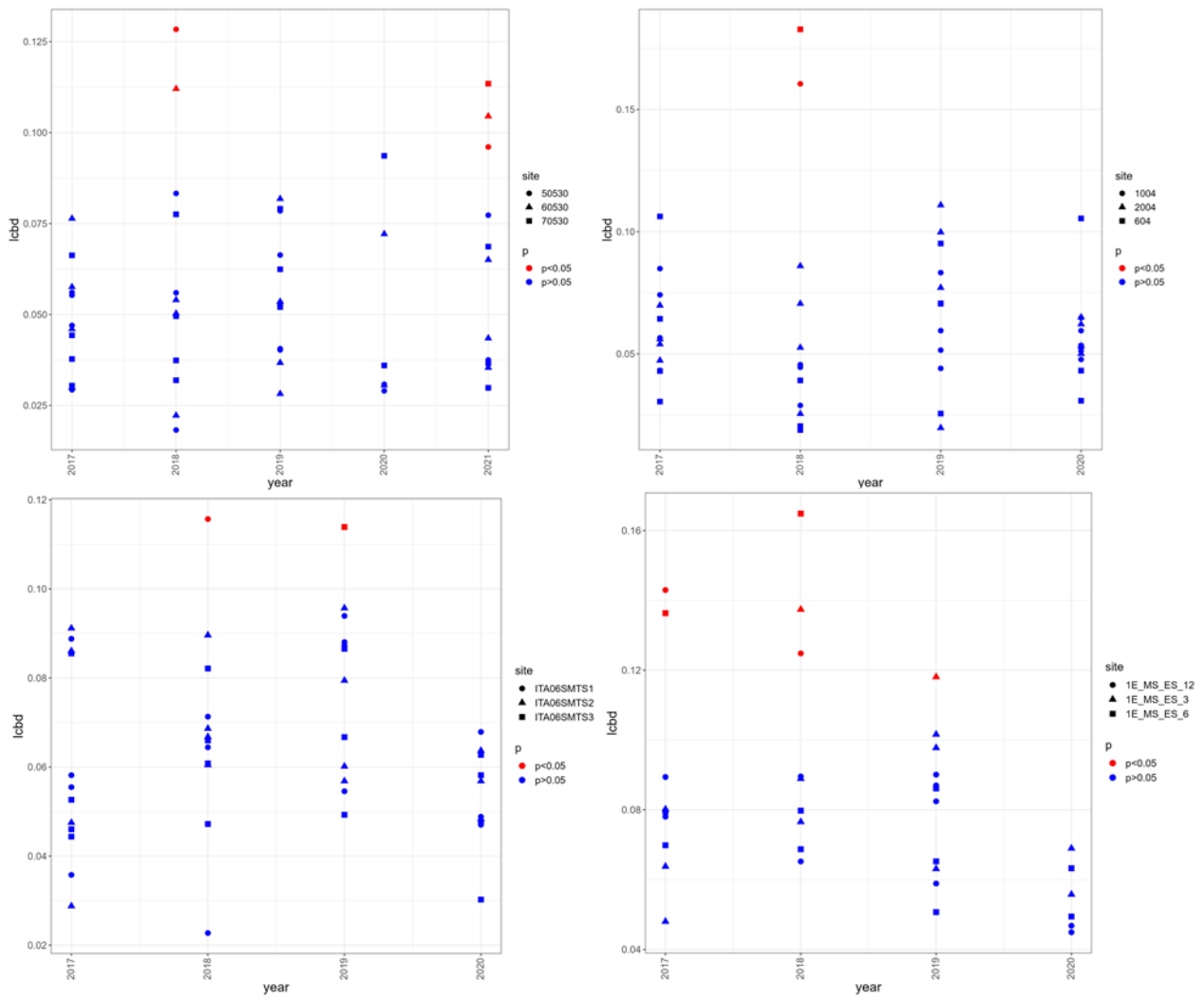


Figura 20. LCBD nel periodo 2017-2021 per i transetti in Veneto, Emilia-Romagna, Friuli Venezia Giulia e Marche dell'Adriatico Settentrionale. I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

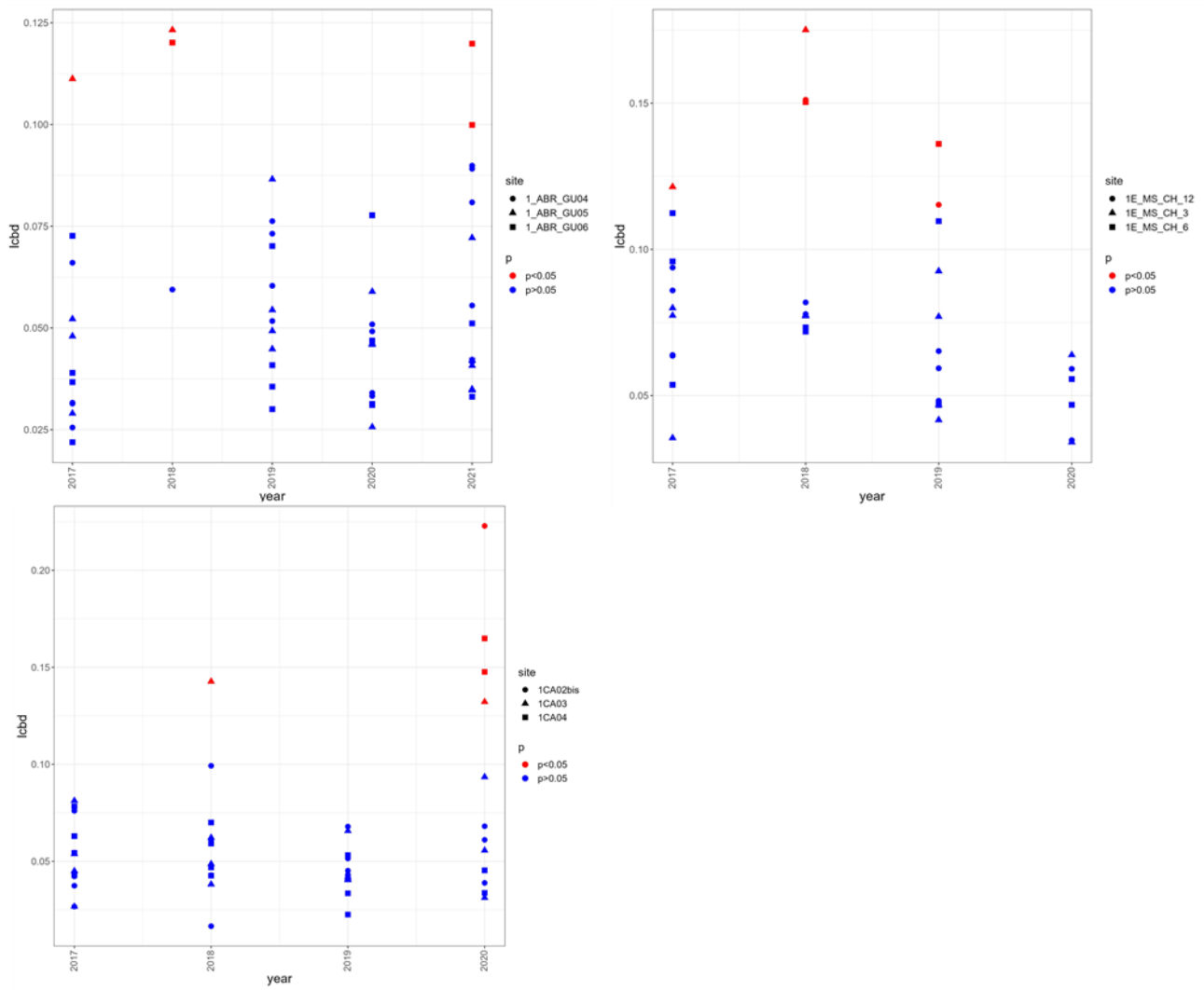


Figura 21. LCBD nel periodo 2017-2021 per i transetti in Abruzzo, Marche e Puglia dell'Adriatico Centrale. I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

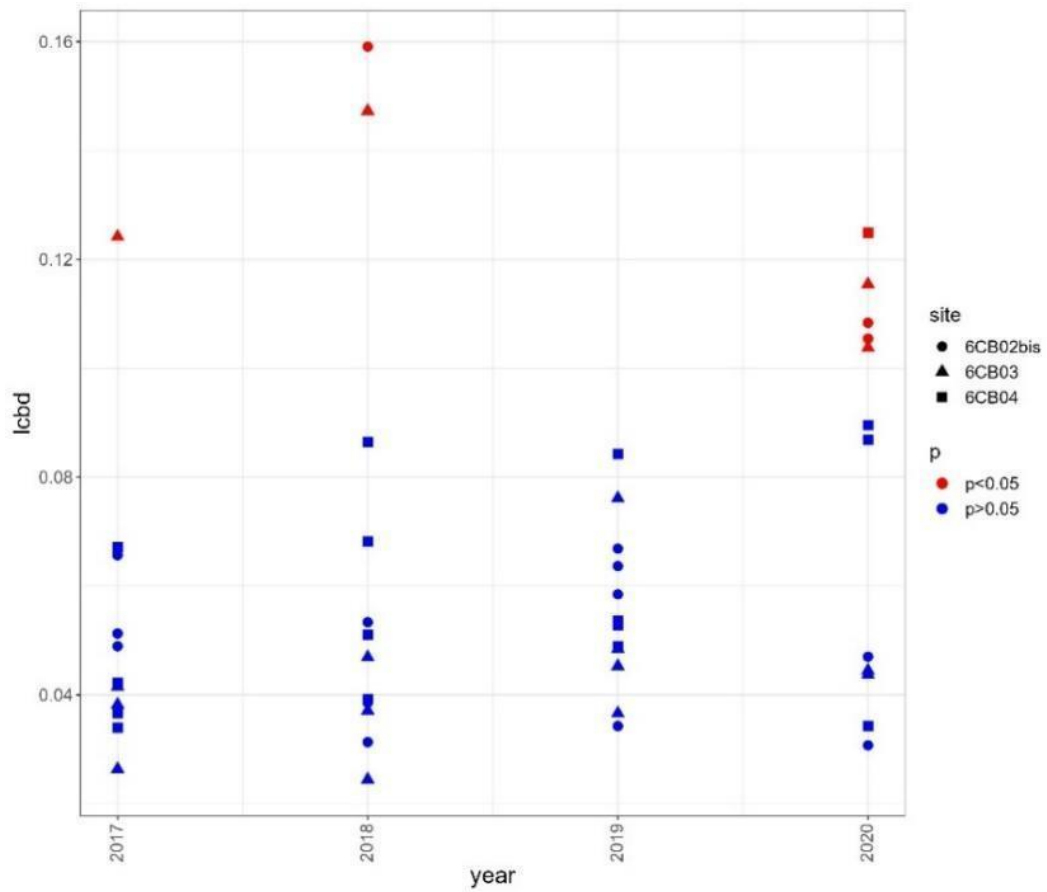


Figura 22. LCBD nel periodo 2017-2021 per i transetti in Puglia dell'Adriatico Meridionale. I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

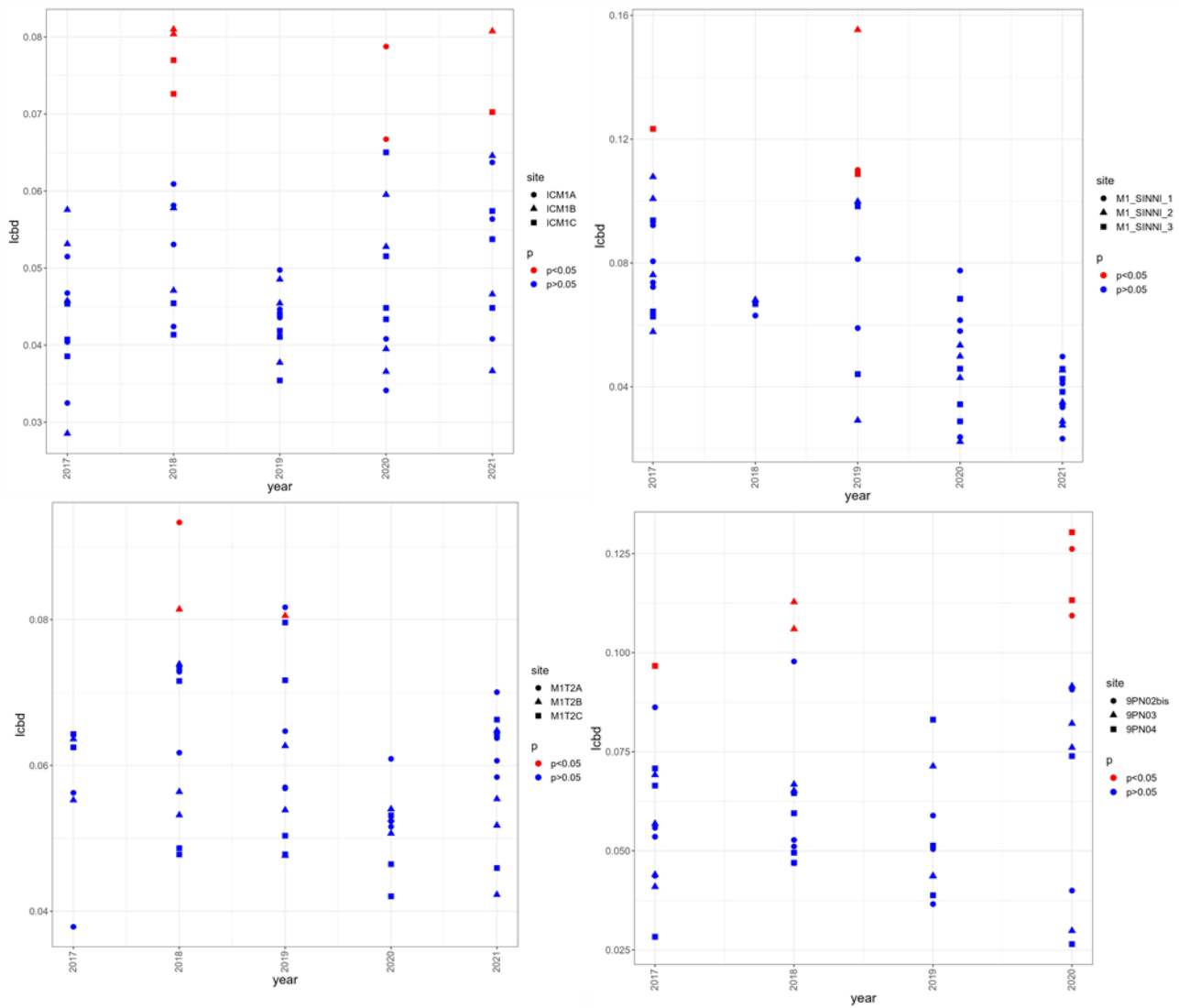


Figura 23. LCBD in time (2017-2021) per i transetti in Sicilia, Basilicata, Calabria, Puglia del Mar Ionio e Mediterraneo Centrale. I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

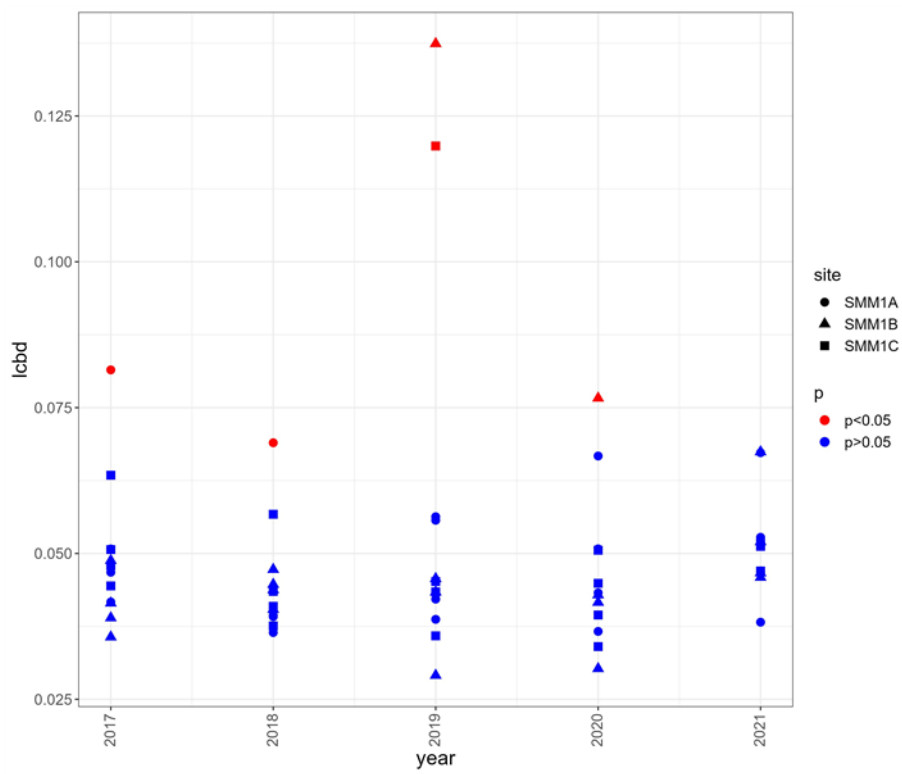


Figura 24. LCBD nel periodo 2017-2021 per i transetti nello stretto di Sicilia Mar Ionio e Mediterraneo Centrale. I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

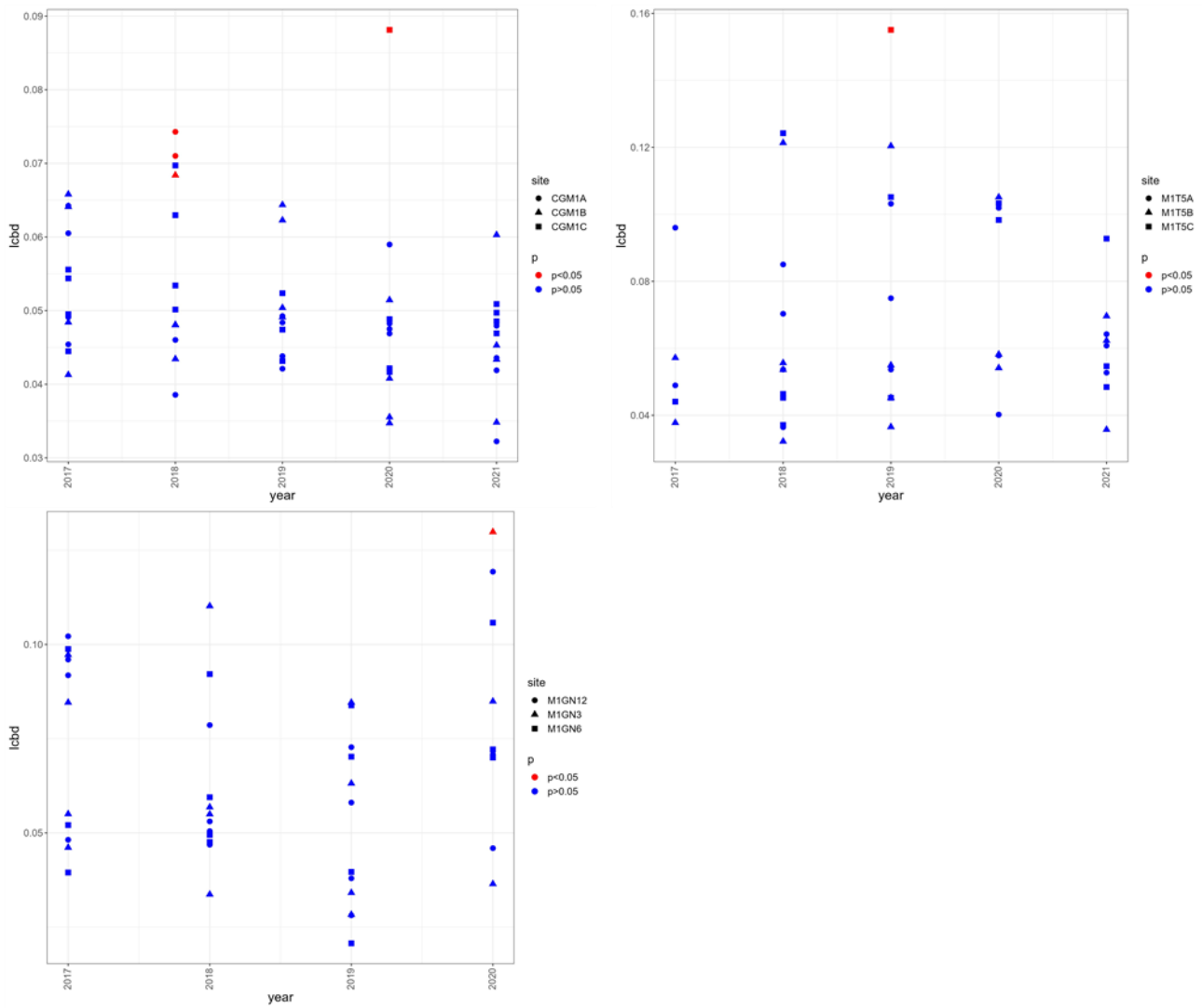


Figura 25. LCBD nel period 2017-2021 per i transetti in Sicilia, Calabria e Campania del Tirreno Meridionale (Mediterraneo Occidentale). I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

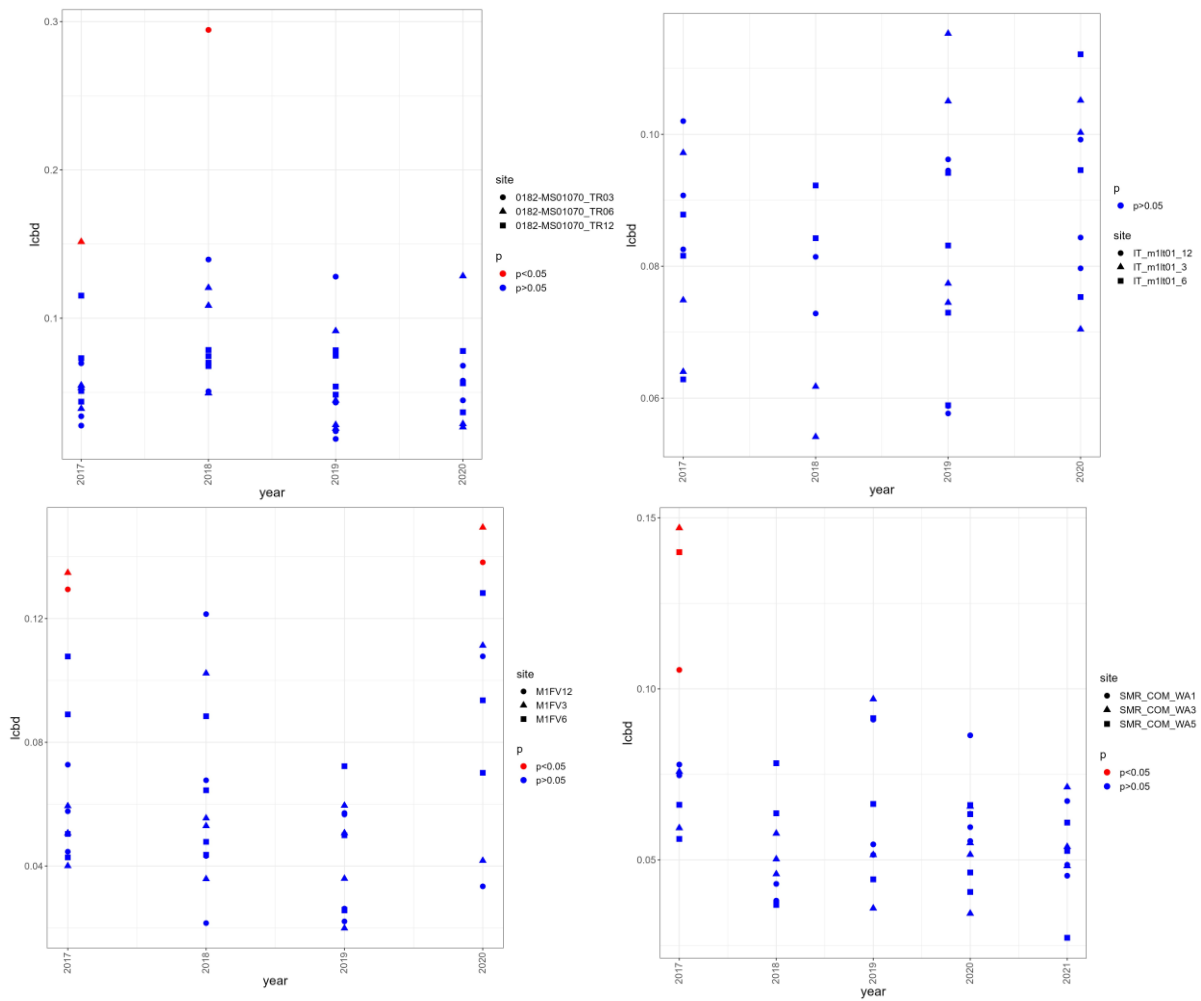


Figura 26. LCBD nel periodo 2017-2021 per I transetti in Sardegna, Campania, Lazio e Toscana del Tirreno settentrionale (Mediterraneo Occidentale). I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

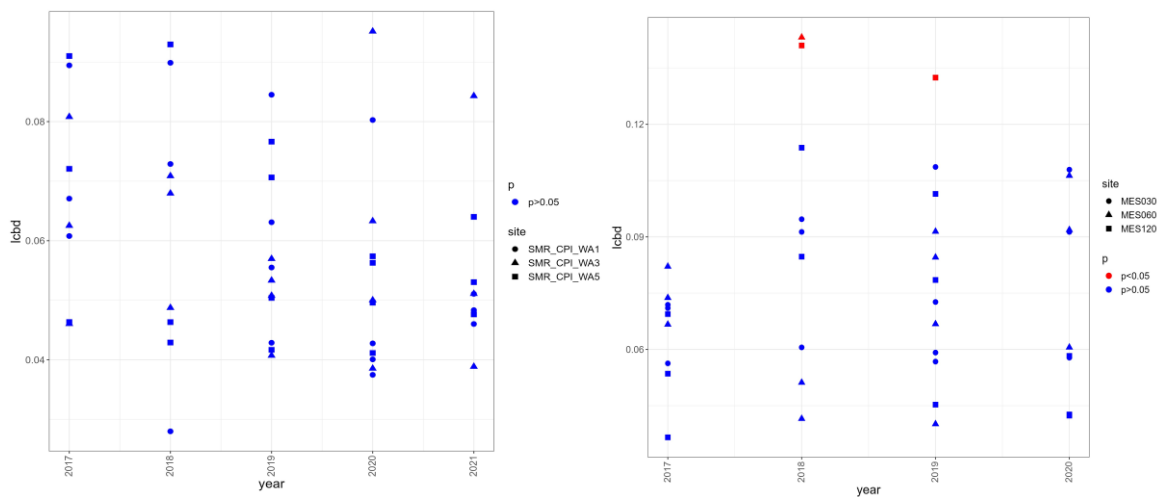


Figura 27. LCBD nel periodo 2017-2021 per I transetti in Toscana e Liguria del Mar ligure (Mediterraneo Occidentale). I colori indicano i livelli di significatività $\alpha = 0.05$ (blu $p > 0.05$, rosso $p < 0.05$).

L'Importance Value Index (IVI) è stato utilizzato per indicare l'importanza complessiva di un taxa/specie nella comunità. Per questa analisi sono stati considerati i dati delle serie temporali annuali di abbondanza, a livello di specie, di ogni regione italiana (Tabella 3).

Tabella 3. Le prime cinque specie con i valori più alti dell'Importance Value Index (IVI; espresso in percentuale) per le Sottoregioni Marine.

Sottoregione	MRU	Scientific Name	Importance Value Index
Mar Adriatico	Adriatico Settentrionale	<i>Paracalanus parvus complex</i>	26,67597571
		<i>Acartia (Acartiura) clausi</i>	24,36577281
		<i>Oncaea curta</i>	13,33748174
		<i>Oithona similis</i>	11,86639251
		<i>Oithona nana</i>	7,104371293
	Adriatico Centrale	<i>Paracalanus parvus complex</i>	26,86127391
		<i>Acartia (Acartiura) clausi</i>	14,66352521
		<i>Centropages typicus</i>	14,48121591
		<i>Clausocalanus furcatus</i>	11,61370948
		<i>Ctenocalanus vanus</i>	8,066089986
	Adriatico Meridionale	<i>Paracalanus parvus complex</i>	30,79803326
		<i>Oithona similis</i>	14,29709617
		<i>Clausocalanus furcatus</i>	13,3305449
		<i>Oncaea media</i>	9,174824567
		<i>Oithona plumifera</i>	8,859733763
Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale	Mar Ionio	<i>Paracalanus parvus complex</i>	21,29290735
		<i>Clausocalanus furcatus</i>	11,04267819
		<i>Oithona similis</i>	10,23434969
		<i>Acartia (Acartiura) clausi</i>	9,924875599
		<i>Temora stylifera</i>	6,536322943
	Stretto di Sicilia	<i>Oithona similis</i>	9,565955916
		<i>Farranula rostrata</i>	9,424209586
		<i>Mecynocera clausi</i>	8,275876797
		<i>Clausocalanus furcatus</i>	7,812770078
		<i>Calocalanus contractus</i>	6,396041145
Mar Mediterraneo Occidentale	Mar Tirreno Meridionale	<i>Paracalanus parvus complex</i>	12,85580804
		<i>Temora stylifera</i>	12,37432373
		<i>Clausocalanus furcatus</i>	9,541182559
		<i>Farranula rostrata</i>	9,00082066
		<i>Mecynocera clausi</i>	8,69476986
	Mar Tirreno	<i>Paracalanus parvus complex</i>	27,81075476

Sottoregione	MRU	Scientific Name	Importance Value Index
	Settentrionale	<i>Clausocalanus furcatus</i>	9,679869958
		<i>Centropages typicus</i>	8,326665553
		<i>Temora stylifera</i>	7,944878884
		<i>Farranula rostrata</i>	5,801762657
	Mar Ligure	<i>Paracalanus parvus complex</i>	29,24229099
		<i>Clausocalanus furcatus</i>	13,12206482
		<i>Centropages typicus</i>	11,03280864
		<i>Clausocalanus pergens</i>	10,95612664
		<i>Clausocalanus paululus</i>	8,589753288

Al fine di identificare i principali taxa di copepodi e verificarne la variabilità temporale ricorrente (ovvero il ciclo stagionale), i dati di circa 120 taxa estratti dal dataset ISPRA (SIC-MSFD) della regione Campania sono stati confrontati con i dati di copepodi disponibili nella serie a lungo termine di LTER_MC, situato nel Golfo di Napoli vicino all'isobata di 75 m, due miglia nautiche al largo della costa (40°48.5'N, 14°15'E, Mazzocchi et al., 2023).

Il data set MSFD-Campania, è riferito ai dati al periodo 2015-2020 di 12 stazioni situate lungo quattro transetti (3, 6, 12 miglia dalla costa) (Fig. 28) nel Golfo di Gaeta (M1FV), Golfo di Napoli (M1GN), Golfo di Salerno (M1GS) e al largo del Parco Nazionale del Cilento (M1CL).

Il set di dati LTER-MC utilizzato per il confronto copre il periodo gennaio 2000 - dicembre 2015.



Figura 28. Mappa del Golfo di Napoli con l'ubicazione delle stazioni LTER-MC e MSFD Campania.

Al fine di ridurre al minimo le differenze nella frequenza di campionamento (settimanale sito MC-LTER, mensile nei transetti MSFD), e per tenere conto della differenza nelle profondità di campionamento, i dati sono stati convertiti in ind m⁻² e poi fatta la media per stagione e per anno.

I risultati del confronto hanno mostrato nel complesso una buona coerenza tra i set di dati LTER-MC e MSFD-Campania, con gli stessi taxa chiave di copepodi identificati in entrambe le serie, ad esempio *Paracalanus parvus*, *Clausocalanus* spp., *Oithona* spp., *Temora stylifera*, *Oncaea* spp. e *Centropages typicus* (Tabella 4). Mentre l'abbondanza relativa dei taxa chiave osservati tra i due set di dati ha mostrato delle differenze presumibilmente dovute a un certo grado di variabilità spaziale nella loro distribuzione geografica. Per alcune specie chiave negli ultimi decenni (ad esempio *Acartia clausi*, *Centropages typicus*, Mazzocchi et al., 2023) che necessita tuttavia di ulteriori conferme.

Tabella 4. I taxa di copepodi più abbondanti e la loro abbondanza relativa (%) nel Golfo di Napoli sulla base dei dati raccolti presso la stazione LTER-MC e lungo il transetto GN (dataset MSFD). Sono inoltre indicati i principali taxa per l'intera regione Campania (dataset MSFD).

Data set	Most abundant taxa	Relative abundance (%)
LTER-MC (2000-2015)	<i>Paracalanus parvus</i>	34.9
	<i>Acartia clausi</i>	13.7
	<i>Temora stylifera</i>	9.4
	<i>Centropages typicus</i>	9
	<i>Calocalanus spp.</i>	4.8
	<i>Oncaea spp.</i>	4.6
	<i>Clausocalanus furcatus</i>	2.7
	<i>Farranula rostrata</i>	1.8
	<i>Oithona similis</i>	1.8
MSFD-Campania (GN transect) (2015-2020)	<i>Clausocalanus spp.</i>	11.7
	<i>Paracalanus parvus</i>	11.2
	<i>Oithona spp.</i>	4.6
	<i>Temora stylifera</i>	4.2
	<i>Acartia spp.</i>	3.5
	<i>Oncaea spp.</i>	3.2
	<i>Corycaeidae spp.</i>	2.3
	<i>Calocalanus spp.</i>	1.6
	<i>Centropages spp.</i>	1.2
	<i>Farranula rostrata</i>	1
MSFD-Campania (2015-2020)	<i>Paracalanus parvus</i>	25.6
	<i>Clausocalanus spp.</i>	15.8
	<i>Oithona spp.</i>	9
	<i>Temora stylifera</i>	7
	<i>Oncaea spp.</i>	5.5
	<i>Corycaeidae spp.</i>	5.1
	<i>Acartia spp.</i>	4.8
	<i>Calocalanus spp.</i>	3.5
	<i>Centropages spp.</i>	2.5
	<i>Farranula rostrata</i>	2.4

I *patterns* stagionali dei principali taxa di copepodi identificati dal set di dati MSFD nel Golfo di Napoli (GN transect) erano generalmente coerenti con i *patterns* ricorrenti osservati nel corso degli anni a LTER-MC (Fig. 29 e 30). Questo è il caso in

particolare di *Acartia* spp., *Centropages* spp. e *Oithona* spp., che tendevano ad aumentare in primavera, analogamente ad *Acartia clausi*, *Centropages typicus* e *Oithona similis*, le specie più abbondanti di quei generi registrati a LTER-MC. Allo stesso modo, *Oncaea* spp. e *Temora stylifera* sono stati caratterizzati da un picco autunnale in entrambe le serie temporali.

L'analisi del set di dati MSFD suggerisce recenti cambiamenti nella fenologia (ovvero il verificarsi del picco stagionale) per alcuni copepodi dominanti di piccole dimensioni come *Paracalanus parvus*, *Clausocalanus furcatus* e *Farranula rostrata*, che dal 2015 hanno mostrato picchi stagionali anticipati rispetto a quanto riportato in precedenza (Figure 29 e 30). Considerando che nel Golfo di Napoli questi taxa rappresentano il grosso dei *Paracalanus*, *Clausocalanus* e gli stock stanziali di Corycaeidae (Figure 31 e 32), se confermati tali cambiamenti fenologici potrebbero avere impatti significativi sui livelli trofici più elevati.

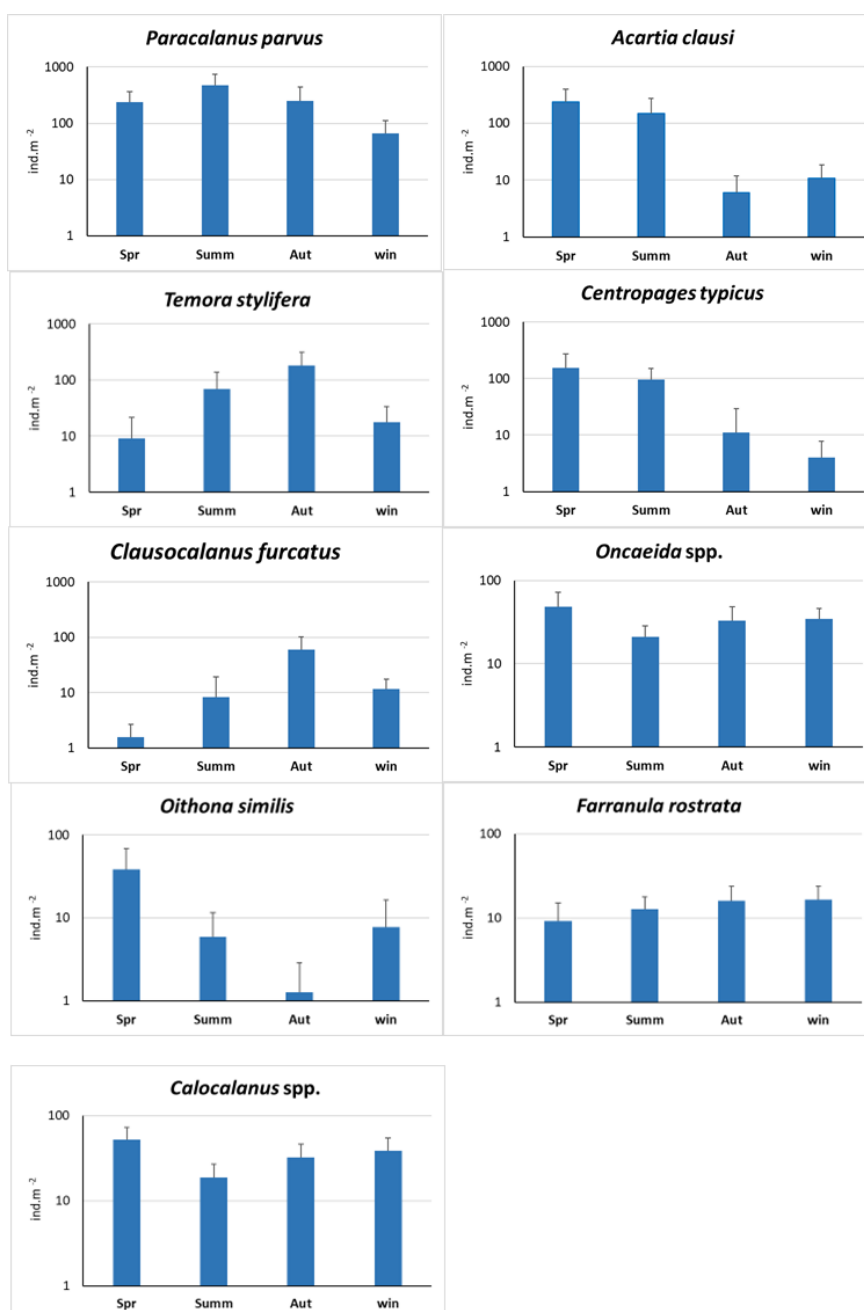


Figura 29. Golfo di Napoli (data set LTER-MC). Andamenti stagionali medi \pm deviazione standard (ind. m⁻²) dei principali taxa di copepodi osservati tra il 2000 e il 2015.

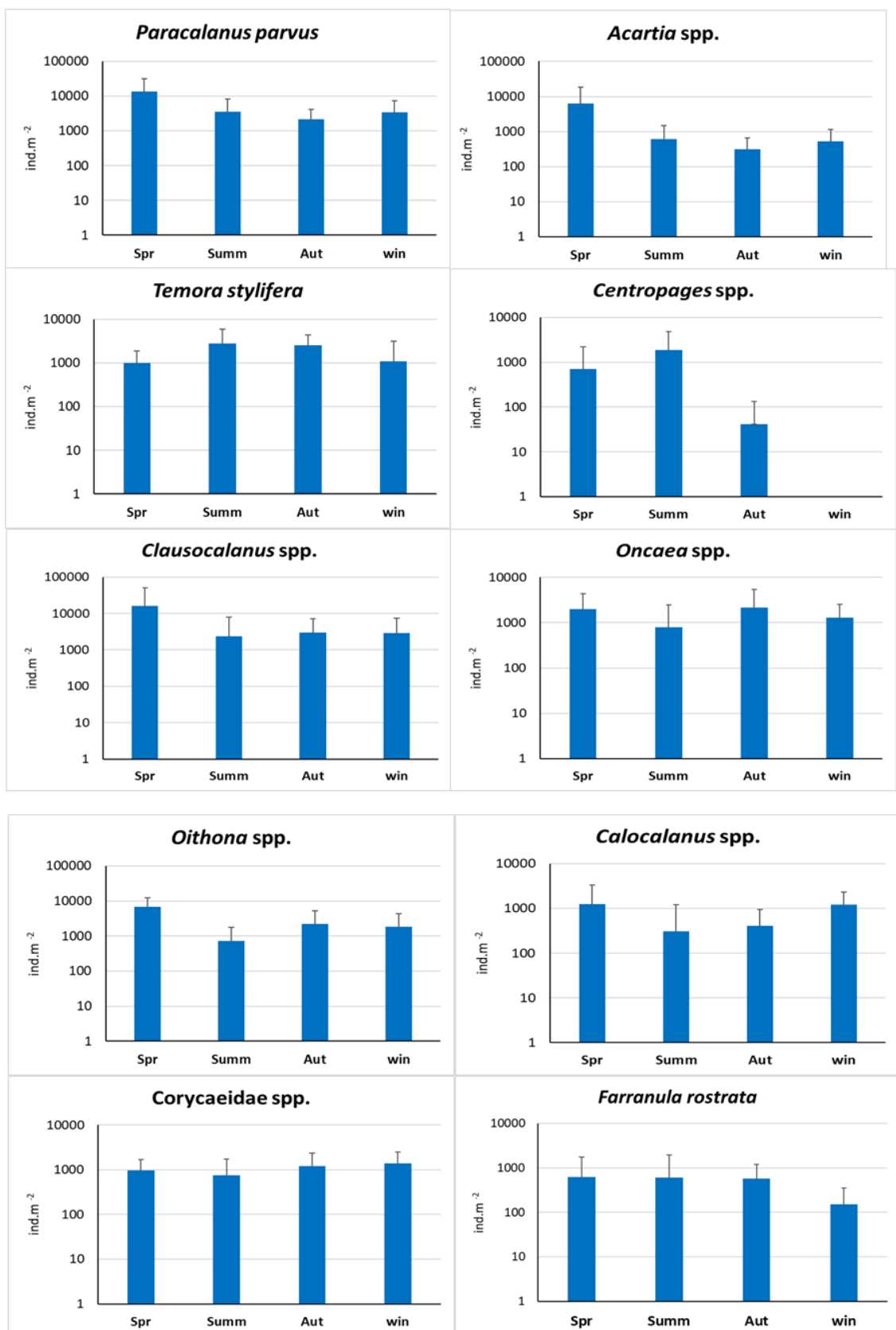
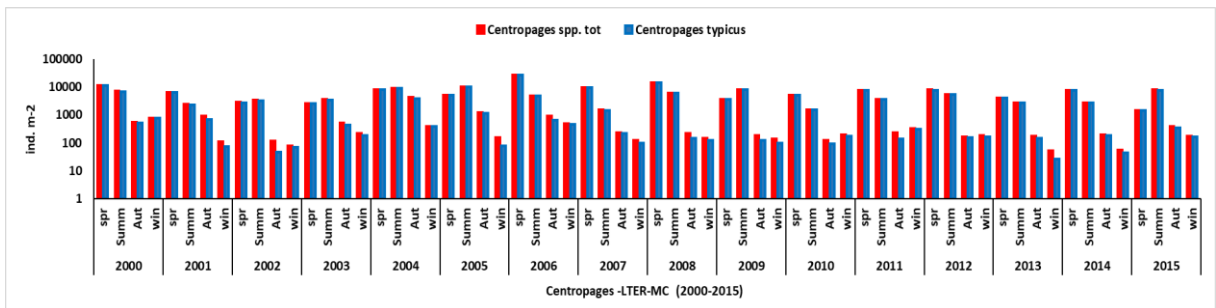
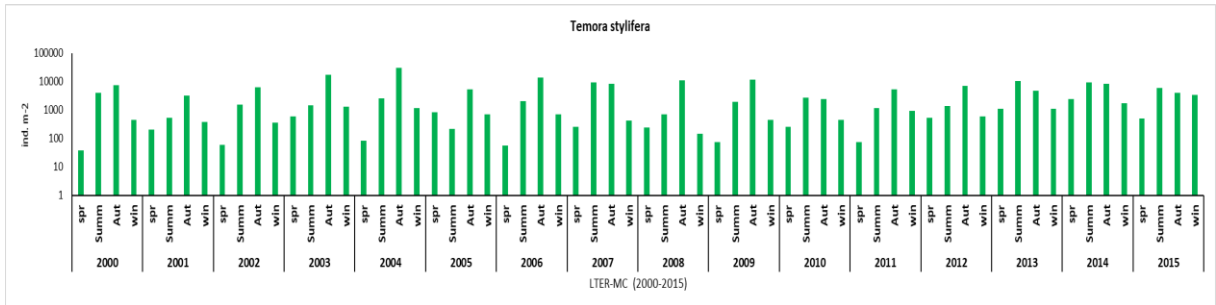
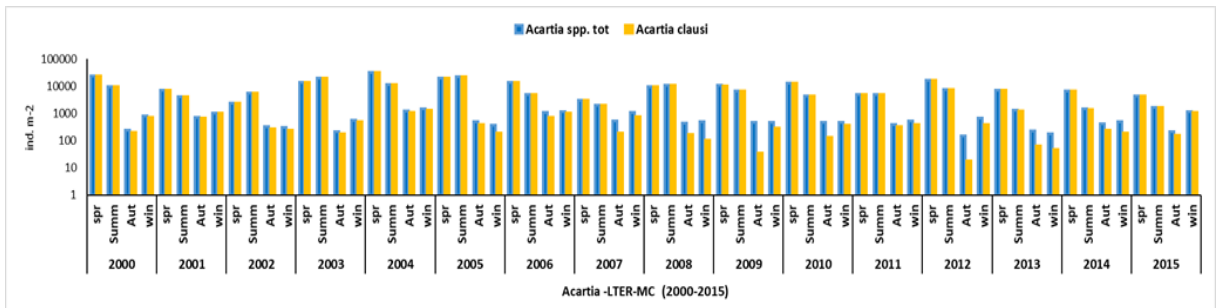
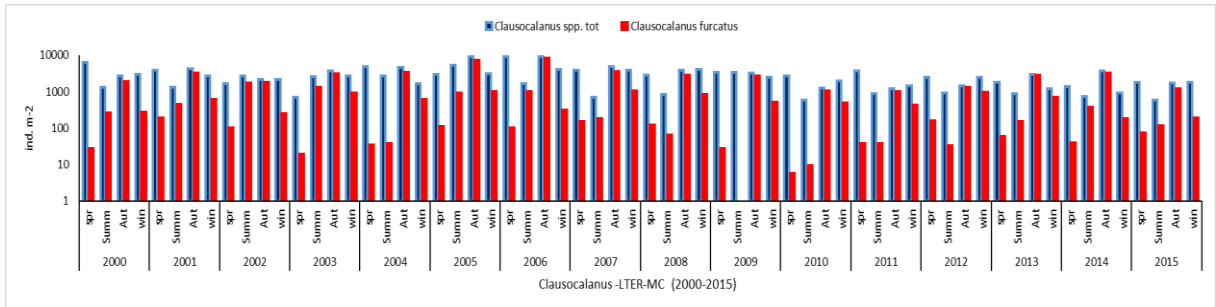
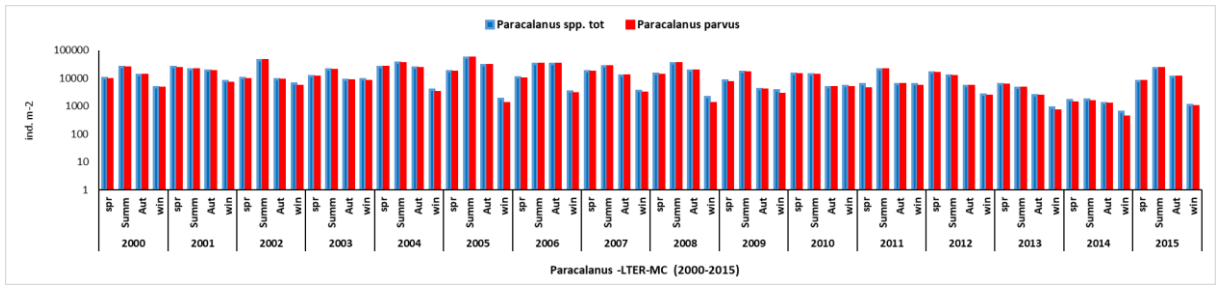


Figura. 30. Golfo di Napoli (tratto GN, dataset MSFD). Andamenti stagionali medi \pm deviazione standard (ind. m⁻²) dei principali taxa di copepodi osservati tra il 2015 e il 2020.



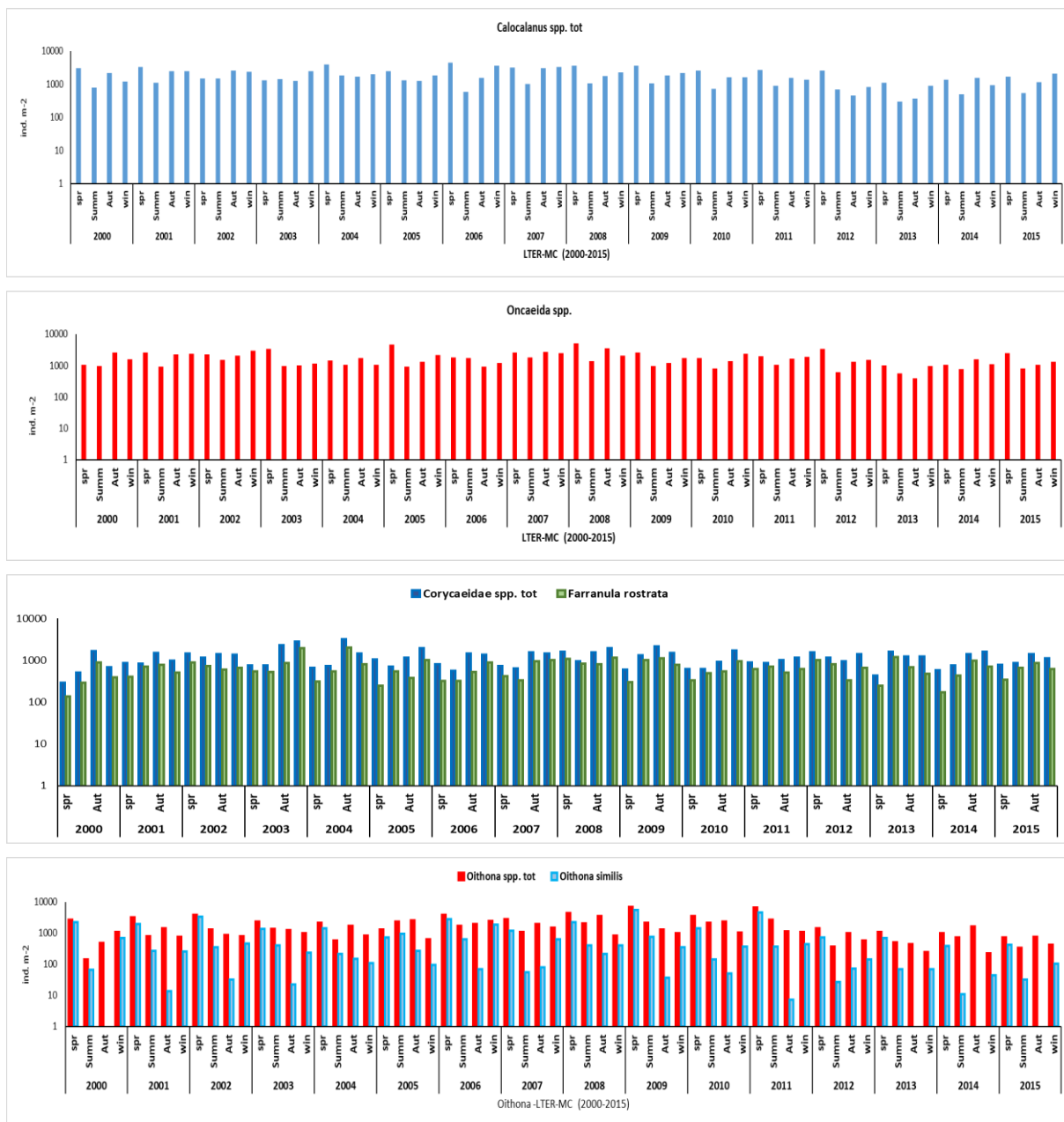
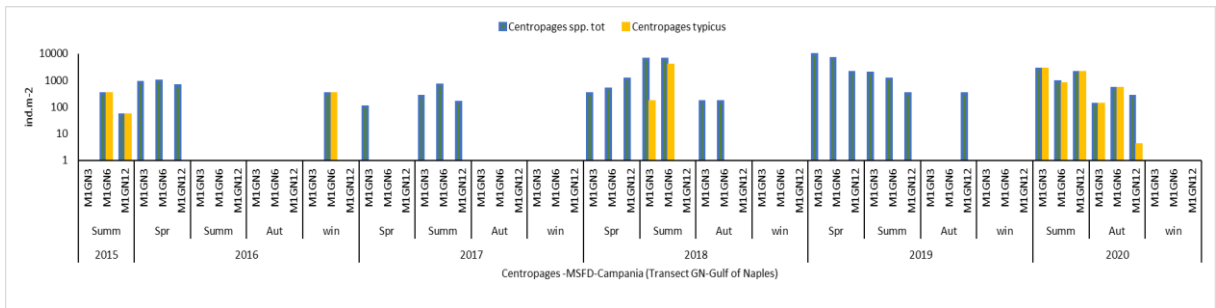
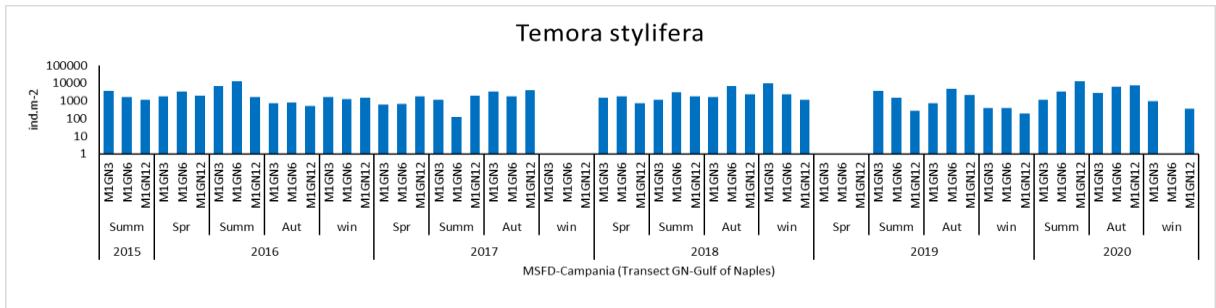
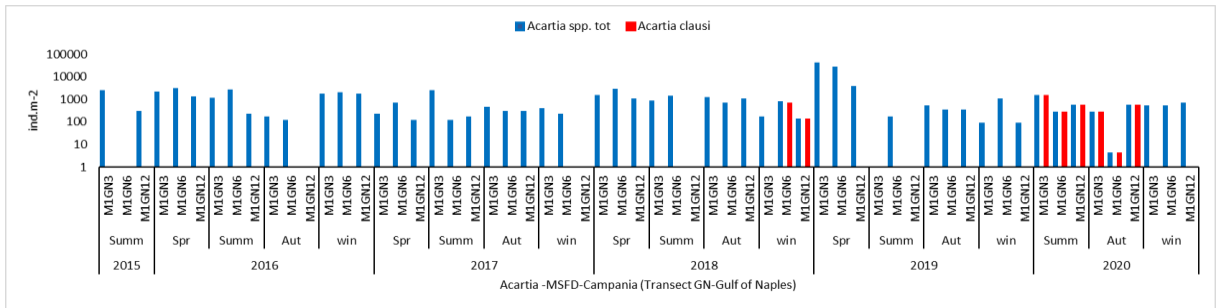
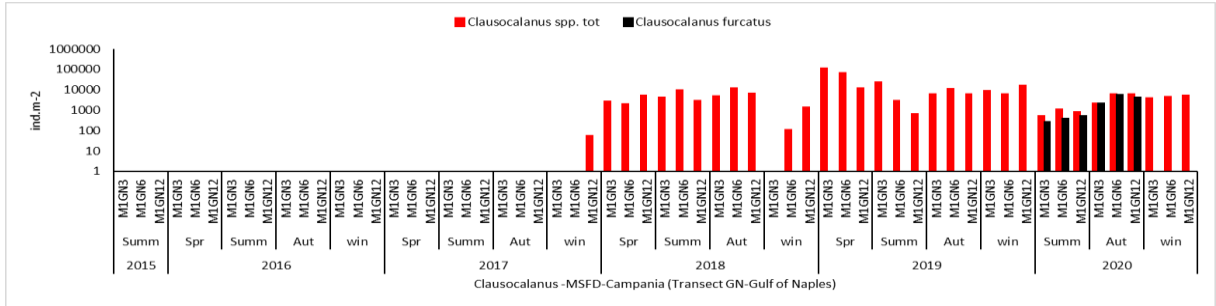
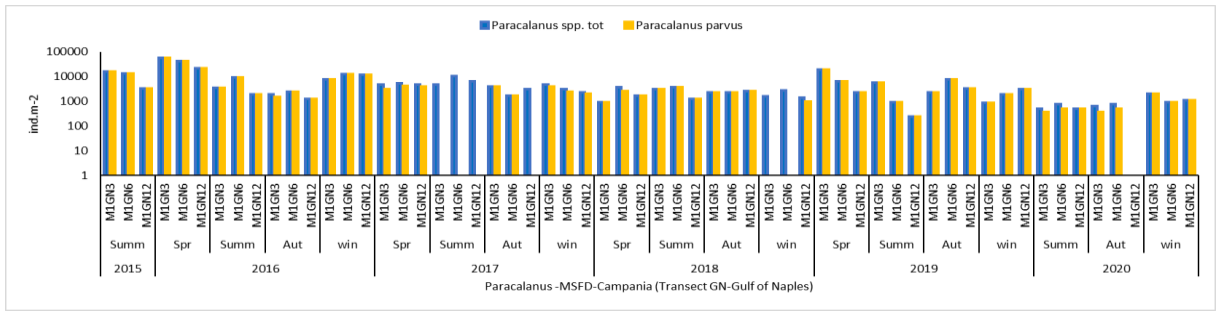


Figura 31. Golfo di Napoli (LTER-MC). Abbondanza stagionale media anno per anno (ind. m⁻²) dei principali taxa di copepodi osservata tra il 2000 e il 2015.



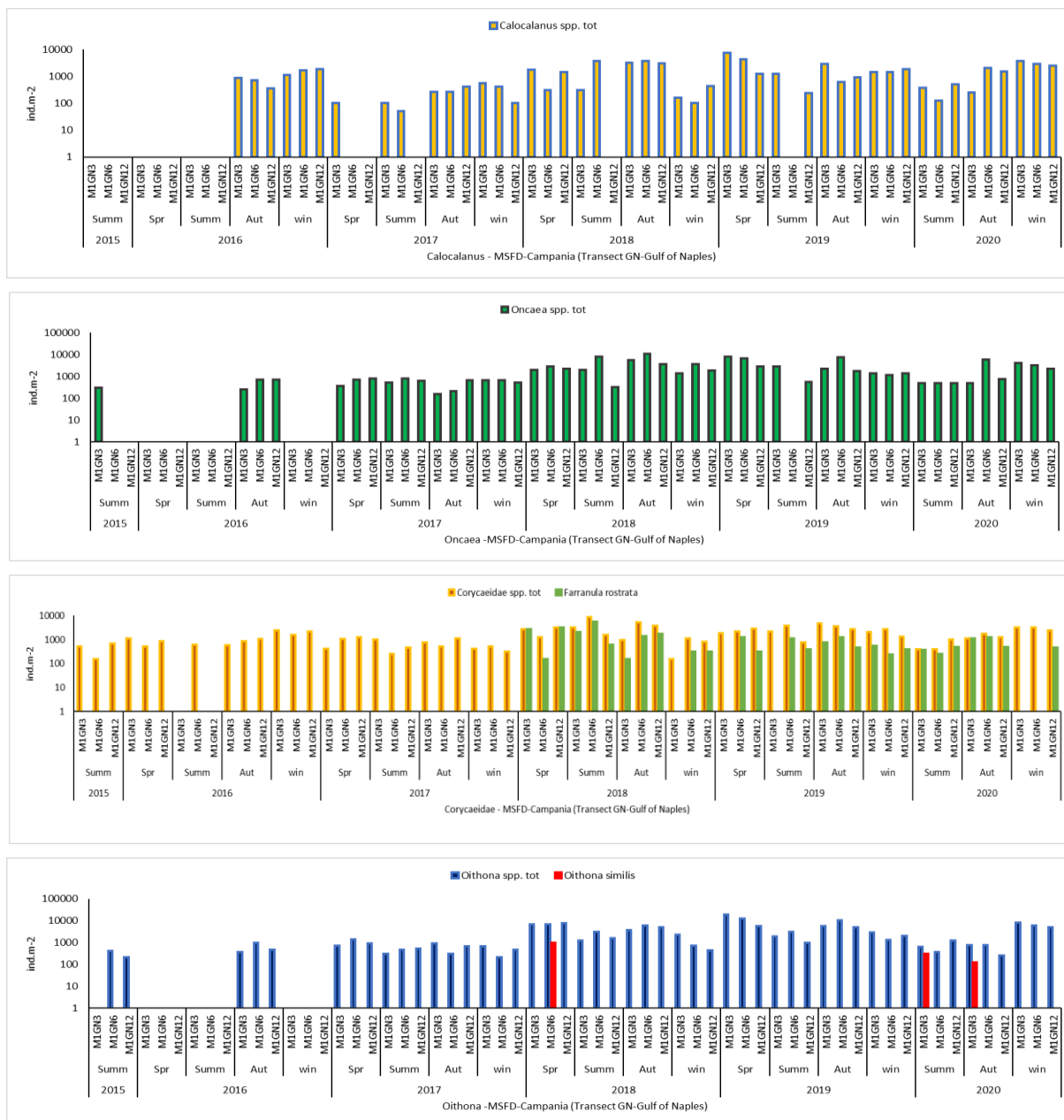


Figura. 32. Golfo di Napoli (transecto GN, dataset MSFD). Abundanza stagionale media anno per anno (ind. m⁻²) dei principali taxa di copepodi osservata tra il 2000 e il 2015.

L'analisi dei dati raccolti in diversi transetti nella regione Campania ha mostrato una proporzione e una variabilità temporale molto simili tra le specie chiave nel Golfo di Gaeta e nel Golfo di Napoli, fortemente dominate da *Acartia* spp., *Clausocalanus* spp. e *Temora stylifera* (Figura 33). Il Golfo di Salerno e la regione del Cilento sono apparsi invece più diversificati e caratterizzati da maggiori densità di specie di piccola taglia come Corycaeidae in particolare *Farranula rostrata* e *Oithona* spp. (Figura 34).

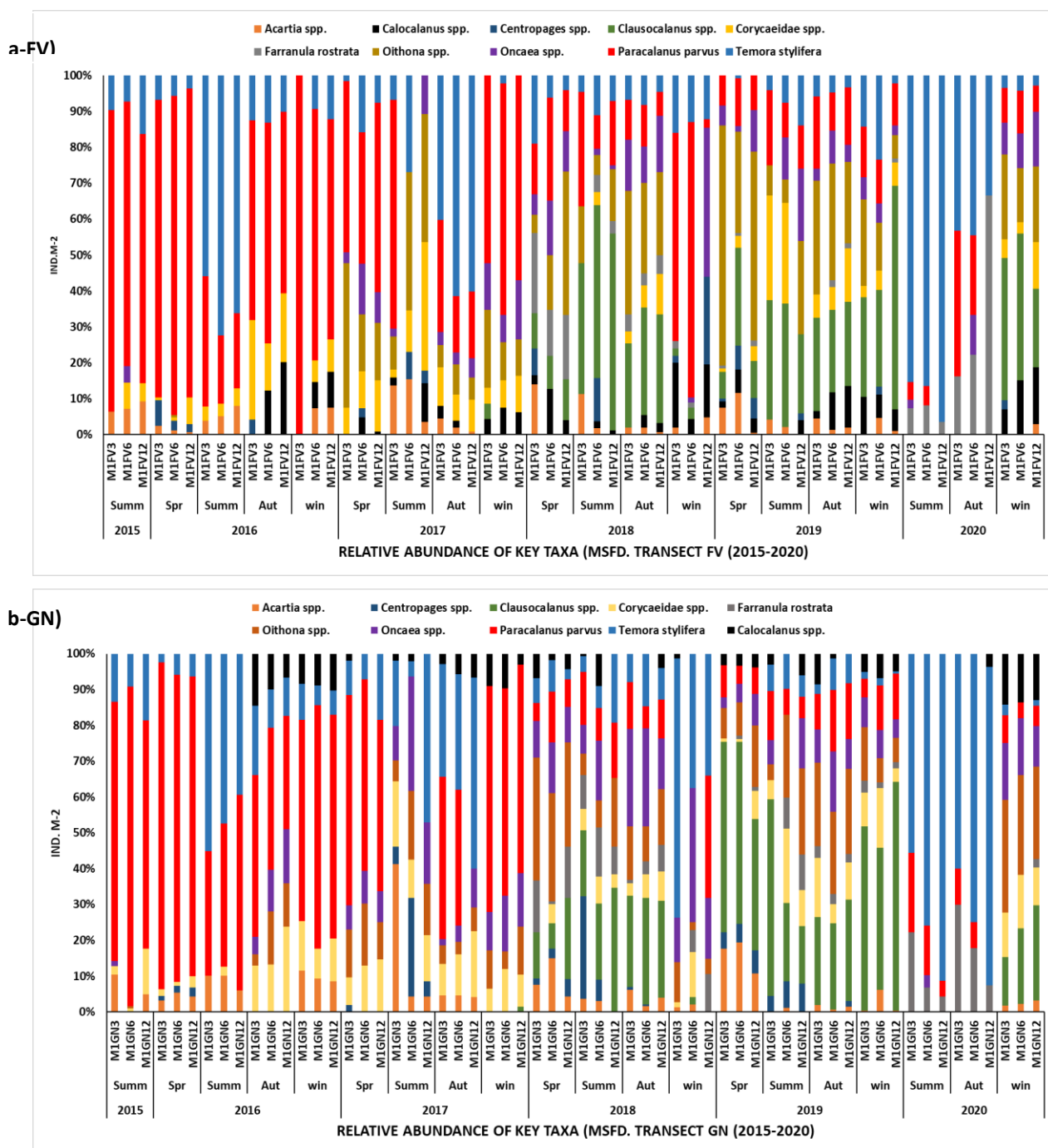


Figura. 33. Dataset MSFD-Campania. Abbondanza relativa (%) dei principali taxa di copepodi osservati tra luglio 2015 e novembre 2020 in a) il Golfo di Gaeta (transetto FV) e b) il Golfo di Napoli (transetto GN).

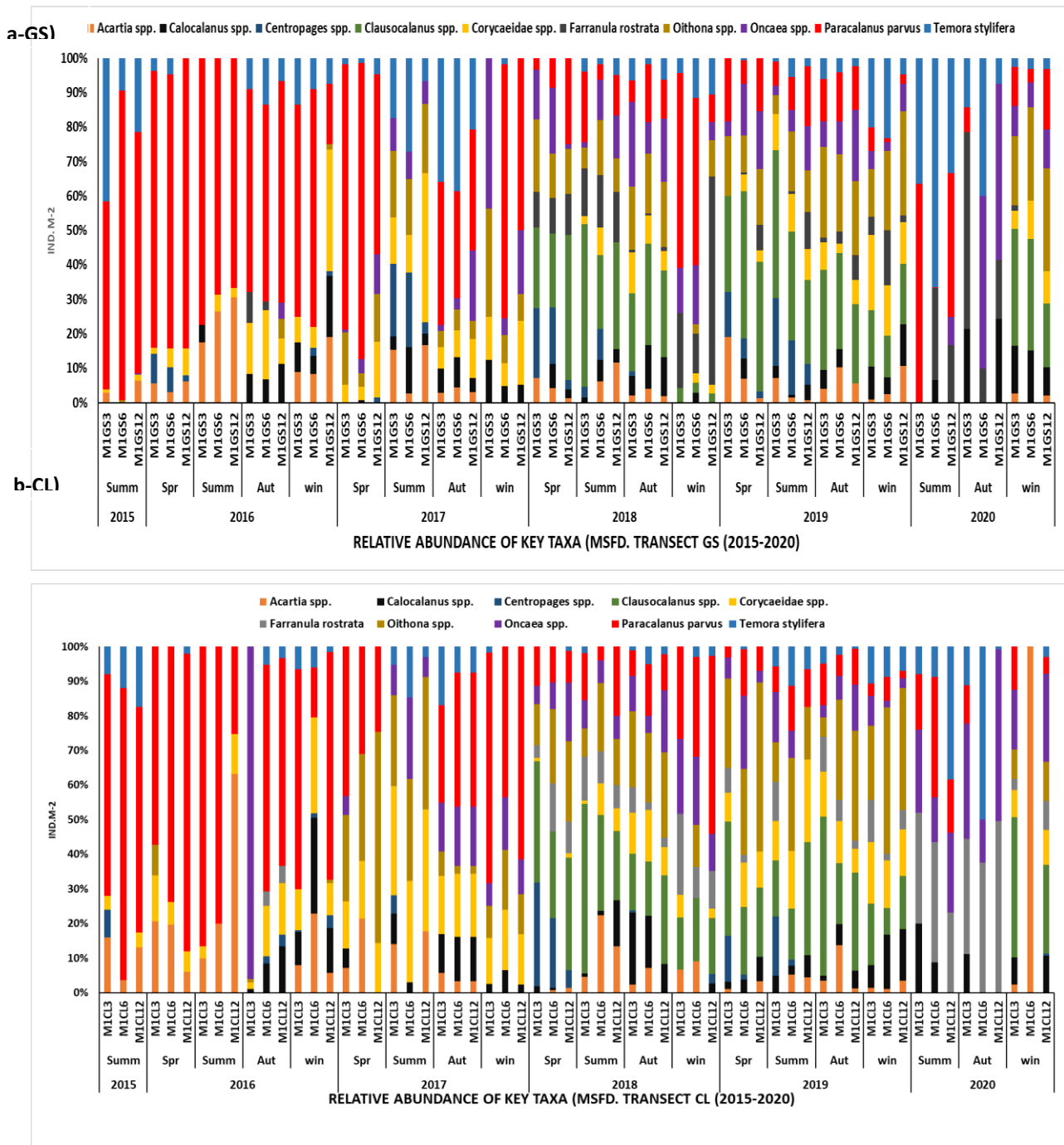


Figura 34. Dataset MSFD-Campania. Abbondanza relativa (%) dei principali taxa di copepodi osservati tra luglio 2015 e novembre 2020 in a) il Golfo di Salerno (transecto GS) e b) al largo del Parco Nazionale del Cilento (transecto CL).

2.3 Macrozooplankton

Per quanto riguarda gli organismi dello zooplankton gelatinoso, il monitoraggio specifico basato su “visual census” è iniziato a partire dall’anno 2021. Pertanto, vista la scarsità di dati, la valutazione di questa componente pelagica, verrà affrontata nel prossimo ciclo di reporting.

2.4 Conclusioni

Le comunità di plancton (fitoplancton e mesozooplancton) costituiscono una componente importante degli Habitat Pelagici, essendo la base della rete trofica marina. La composizione di queste comunità può fornire una buona indicazione dello stato degli ecosistemi pelagici, anche perché il plancton risponde alle pressioni antropiche, in particolare all'arricchimento di nutrienti: l'impatto più evidente è un aumento delle abbondanze a cui è associata una variazione della struttura della componente fito-zooplanctonica.

L'obiettivo principale è stato quello di valutare se le comunità fito-zooplanctoniche caratterizzate da differenze significative in termini di abbondanze cellulari/individui, presentano anche differenze significative in termini di struttura della comunità.

I dati utilizzati per la valutazione sono quelli derivati dal monitoraggio specifico MSFD condotto dalle ARPA costiere, secondo programmi di monitoraggio condivisi e standardizzati, negli anni 2016-2021 nei 54 transetti e stazioni riportati nella figura 1.

L'analisi dei dati è stata effettuata in otto MRU, proposte in considerazione dei settori biogeografici secondo Bianchi (vedi figura 1).

La valutazione ambientale ha fornito, innanzitutto, una caratterizzazione degli Habitat pelagici nella colonna d'acqua della piattaforma continentale, basata sui vari taxa e le loro abbondanze confluite in un dataset che rappresenta la baseline qualitativa italiana.

Inoltre, si sono testati alcuni indici di alfa e beta diversità unitamente alle abbondanze e alla composizione della comunità planctonica in accordo con Art. 8 Guidance e dell'indicatore di Biodiversità 2 (Condition of the habitat's typical species and communities) dell'*IMAP* (UNEP MAP) riportato nell'Ecological Objective 1 (EO1)¹⁵; inoltre sono stati presi in considerazione anche gli indicatori di stato OSPAR (*Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*): *Changes in plankton biomass and/or abundance* (PH2) e *Changes in biodiversity index* (PH3).

Infatti, gli indici di diversità del plancton si dimostrano indicatori affidabili dei cambiamenti ambientali e degli impatti antropici soprattutto quando si verificano disturbi improvvisi o significativi. L'efficacia di questi indici dipende da un livello uniforme di classificazione tassonomica, che richiede sforzi dispendiosi in termini di tempo da parte di esperti altamente qualificati. Sebbene ciò sia possibile in regioni con una bassa diversità di specie, come le alte latitudini, rappresenta una sfida importante in un ecosistema diversificato e altamente dinamico come il Mar Mediterraneo.

In particolare, per il fitoplancton, è stato ottenuto un dataset che comprende 1.179 taxa inclusi in 360 generi. I tre gruppi principali e il loro contributo in termini di abbondanza relativa alla comunità fitoplanctonica sono riportati nel Figura 35; in particolare nella componente "Altro Fitoplancton" sono presenti altri taxa come le Chlorophyta (52%), Cryptophyta (43%), Haptophyta (5%), questi ultimi comprendono il gruppo dei Cocolitoforidi.

¹⁵ UNEP/MAP-MED POL indicators: <https://www.medqsr.org/integrated-monitoring-and-assessment-programme-mediterranean-sea-and-coast>

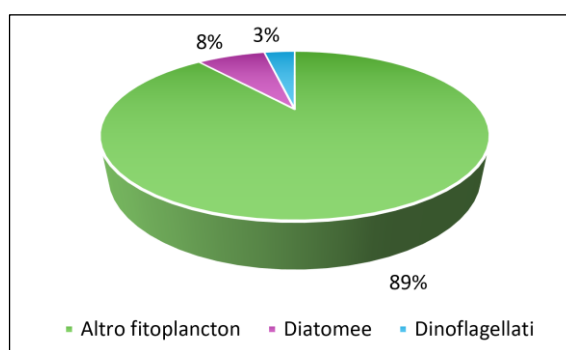


Figura 35. Composizione del fitoplancton.

In tutte le stazioni di campionamento studiate lungo le coste italiane e in base alle diverse Marine Reporting Unit (MRU), tra il 2016 e il 2021 non sono state osservate marcate variazioni interannuali negli indici di diversità selezionati; differenze sono invece state riscontrate nella stagionalità per alcuni indici. Tuttavia, non sono state osservate differenze tra le tre stazioni di ciascun transetto, sebbene siano situate lungo il gradiente *in-shore-off-shore*. Questo risultato fa ipotizzare che sarebbe opportuno avere una stazione più vicina alla costa rispetto alle tre miglia nautiche per meglio studiare l'influenza dei processi costieri. Le comunità fitoplanctoniche nelle diverse MRU sono risultate dissimili in termini di abbondanza dei gruppi e dei taxa principali.

Sebbene non sia stato possibile indagare la relazione tra i cambiamenti nella composizione della comunità fitoplanctonica e le pressioni antropiche derivanti dalle attività umane a causa della mancanza di una serie storica di dati, le differenze osservate possono essere intese come una risposta ai cambiamenti ambientali di origine sia naturale che antropica, inclusi i cambiamenti climatici, pur seguendo un ritmo stagionale.

Per quanto riguarda il mesozooplancton, la valutazione ambientale si è basata sui taxa dei copepodi (59%), che sono i rappresentanti più significativi del mesozooplancton (Figura 36), nel periodo 2016-2021.

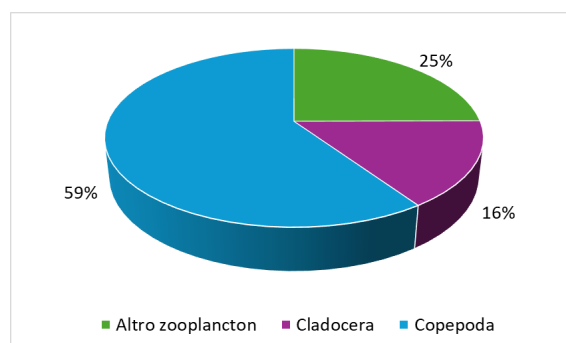


Figura 36. Composizione dello zooplancton

L'abbondanza media totale di copepodi nelle diverse MRU non mostra una grande variabilità interannuale all'interno della stessa MRU, ma presenta differenze tra le diverse MRU; in particolare, le abbondanze medie più elevate sono state registrate nell'Adriatico Centrale (4469 ± 407 Ind m^{-2} durante il 2018), mentre le abbondanze più basse sono state rilevate nel Canale di Sicilia 417 ± 24 Ind m^{-2} durante il 2019 e 292 ± 23 Ind m^{-2} durante il 2021.

Poiché la copertura dei dati è eterogenea, i picchi annuali di abbondanza non riflettono necessariamente l'andamento stagionale tipico di ciascuna MRU.

I risultati dell'analisi hanno mostrato che i valori degli indici di alfa diversità variano a seconda della stagione e della sottoregione marina considerata, con i mari Tirreno e Ionio caratterizzati da una comunità di mesozooplancton più diversificata rispetto alle altre sottoregioni marine.

Inoltre, risultati degli indici di beta diversità mostrano poche differenze inter e intra-annuali nelle comunità di mesozooplankton lungo il gradiente *in-shore-off-shore* di ogni transetto, in ogni località (regione politica).

I dati ISPRA (SIC-MSFD) della regione Campania confrontati con i dati di copepodi disponibili nella serie a lungo termine della stazione LTER (*Long Term Ecological Research*) di *MareChiara* (LTER-MC) situata nel Golfo di Napoli (Mar Tirreno), hanno evidenziato che è presente una buona coerenza tra i set di dati LTER-MC e MSFD-Campania, con gli stessi taxa chiave di copepodi identificati in entrambe le serie, mentre l'abbondanza relativa dei taxa chiave osservati tra i due set di dati ha mostrato delle differenze, presumibilmente dovute a un certo grado di variabilità spaziale nella loro distribuzione geografica.

Considerando la quantità e l'eterogeneità dei dati di monitoraggio degli Habitat Pelagici l'Italia in questo ciclo di reporting, ha raggiunto l'obiettivo di realizzare un dataset idoneo di taxa e di abbondanze, quale baseline utile per testare alcuni indici di biodiversità condivisi a livello regionale.

La variabilità dei taxa riscontrata all'interno della comunità di fitoplancton e mesozooplankton tra le stazioni di uno stesso transetto è risultata poco significativa nella biodiversità degli Habitat Pelagici; pertanto, si ipotizza che le pressioni (ad esempio input da nutrienti) non incidano sulle stazioni considerate, troppo distanti dalla costa (3, 6, 12 miglia nautiche). I dati disponibili indicano che gli habitat pelagici nella colonna d'acqua della piattaforma continentale potrebbero non essere influenzati negativamente dalle pressioni antropiche. A questo proposito, si potrebbe dedurre, anche se con scarsa confidenza, che il GES venga raggiunto per questi tipi di habitat, tuttavia in mancanza di valori soglia o trend significativi, che non sono stati definiti neanche a livello di cooperazione regionale sia UNEP/MAP che OSPAR, per il momento il GES è *unknown* (Tabella 5). L'aspetto delle pressioni, siano esse naturali o antropiche, verrà comunque approfondito nei prossimi anni di monitoraggio.

Sarà anche utile testare altri indici (indicatori), in coordinamento con gli altri Stati Membri in conformità a quanto previsto dalle convenzioni marittime regionali (ad esempio OSPAR, UNEP/MAP).

Infine, allo scopo della definizione del GES sarà utile testare l'efficienza degli indici utilizzando le serie storiche di dati dei siti di ricerca ecologica a lungo termine (LTER-Italia), poiché le serie temporali di composizione delle specie forniscono maggiori informazioni per valutare la natura del cambiamento (antropico e/o naturale) e i meccanismi biologici e ambientali responsabili.

Tabella 5. Risultati della valutazione a livello di criterio e gruppi planctonici nelle tre sottoregioni. (GES "conseguito" in verde; GES "non conseguito" in rosso; GES "sconosciuto" in giallo; GES "non valutato" grigio).

Criterio	Fitoplancton	Mesozooplankton	Macrozooplankton
D1C6	Mar Mediterraneo occidentale		
	Mar Adriatico		
	Mar Ionio e Mediterraneo Centrale		

3 Sintesi

I dati utilizzati per la valutazione sono quelli derivati dal monitoraggio specifico MSFD condotto dalle ARPA costiere, secondo programmi di monitoraggio condivisi e standardizzati, negli anni 2016-2021 nei 54 transetti e stazioni.

L'analisi dei dati è stata effettuata in otto MRU, proposte in considerazione dei settori biogeografici secondo Bianchi (vedi figura 1):

È stata effettuata una caratterizzazione degli Habitat pelagici (fitoplancton e mesozooplancton) nella colonna d'acqua della piattaforma continentale, basata sui vari taxa e le loro abbondanze confluite in un dataset che rappresenta la baseline qualitativa italiana.

Inoltre, si sono testati alcuni indici di alfa e beta diversità unitamente alle abbondanze e alla composizione della comunità planctonica in accordo con *Art. 8 Guidance* e *l'IMAP (UNEP MAP)*¹⁶; inoltre sono stati presi in considerazione anche alcuni indicatori di stato OSPAR.

Per il fitoplancton, sono stati determinati 1.179 taxa inclusi in 360 generi ricadenti in tre gruppi principali: Dinoflagellati (3%), Diatomee (8%) e Altro fitoplancton (89%)

Anche per quanto riguarda lo zooplancton, sono stati determinati tre gruppi principali: Cladoceri (16%), Copepodi (59%) e Altro zooplancton (59%). La valutazione ambientale si è basata sui taxa dei copepodi che sono i rappresentanti più significativi del mesozooplancton con 255 taxa identificati di cui 77 a livello di genere e 179 a livello di specie.

Per quanto riguarda il macrozooplancton, il monitoraggio specifico basato su “*visual census*” è iniziato a partire dall'anno 2021. Pertanto, vista la scarsità di dati, la valutazione di questa componente pelagica, verrà affrontata nel prossimo ciclo di reporting.

La variabilità dei taxa all'interno della comunità di fitoplancton e mesozooplancton, riscontrata tra le stazioni di uno stesso transetto, è risultata poco significativa nella biodiversità degli Habitat Pelagici; pertanto, si ipotizza che le pressioni (ad esempio input da nutrienti) non incidano sulle stazioni considerate, troppo distanti dalla costa (3, 6, 12 miglia nautiche).

I dati disponibili indicano che gli habitat pelagici nella colonna d'acqua della piattaforma continentale potrebbero non essere influenzati negativamente dalle pressioni antropiche. A questo proposito, si può dedurre, anche se con scarsa confidenza, che il GES venga raggiunto per questi tipi di habitat, tuttavia in mancanza di valori soglia o trend significativi, che non sono definiti neanche a livello di cooperazione regionale sia UNEP/MAP che OSPAR, per il momento il GES è *unknown* (vedi tabella 5). In particolare, l'aspetto delle pressioni siano esse naturali o antropiche inclusi i cambiamenti climatici, verrà comunque approfondito nei prossimi anni di monitoraggio.

¹⁶ UNEP/MAP-MED POL indicators: <https://www.medqsr.org/integrated-monitoring-and-assessment-programme-mediterranean-sea-and-coast>

4 Bibliografia

- Bianchi C.N. (2004). Proposta di suddivisione dei mari italiani in settori biogeografici. *Notiziario della Società Italiana di Biologia Marina*, 46: 57-59.
- European Commission (2022). MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022, update May 2023.
- Magliozzi C., Druon J., Palialexis A., Aguzzi L., Alexande B. (2021). Pelagic habitats under the MSFD D1: scientific advice of policy relevance, EUR 30671 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-35958-6, doi:10.2760/081368, JRC124882.
- Relini G. (ed) (2008). Checklist della flora e della fauna dei mari italiani. Parte I. *Biologia Marina Mediterranea*. 15 (Suppl. 1): 1-41.
- UNEP/MAP (2023). Conservation of Species and Habitats. Report of the multidisciplinary group of experts nominated by the Contracting Parties to define parameters allowing to use phytoplankton and zooplankton for relevant IMAP biodiversity indicators and elaborate the List of Reference of Pelagic Habitat Types in the Mediterranean Sea. Document UNEP/MED WG.548/7, SPA/RAC Tunis.