



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI GENOVA  
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA,  
DELL'AMBIENTE E DELLA VITA (DISTAV)

Classe delle Lauree Magistrali in Biologia LM/6  
Corso di Laurea Magistrale in Biologia ed Ecologia Marina

ANALISI STAGIONALE DELLA COMUNITÀ ASSOCIATA AD UNA FORESTA DI  
*PARAMURICEA CLAVATA* (RISSO, 1827) NEL PROMONTORIO DI PORTOFINO  
MEDIANTE *LANDER IMAGING*

Candidato: Alessio Priano

Numero di matricola: 6418591

Relatori:

Prof.ssa Marzia Bo

Dott. Andrea Rivela

Correlatore:

Paolo Povero

ANNO ACCADEMICO 2025-2026

# Sommario

1. INTRODUZIONE	5
1.1 La biodiversità nel Mar Mediterraneo	5
1.2 Le foreste animali	8
1.3 Il <i>lander</i> e le telecamere <i>time-lapse</i> : tecniche di studio passate e presenti	12
1.4 I ritmi circadiani in mare	21
2. OBIETTIVI	25
3. MATERIALI E METODI	26
3.1 Area di studio	26
3.2 Posizionamento del <i>lander</i>	29
3.3 <i>Lander imaging</i>	31
3.4 Caratterizzazione ambientale e biocenotica	34
3.5 Elaborazione dati	38
4. RISULTATI	40
4.1 Caratterizzazione ambientale	40
4.2 Parametri biologici della foresta	44
4.3 Caratterizzazione della biodiversità	48
5. DISCUSSIONE	77
5.1 L'uso del <i>lander</i> nello studio delle foreste animali	77
5.2 Caratterizzazione ambientale	79
5.3 Ecologia di <i>P. clavata</i>	81
5.4 Diversità e dinamiche temporali delle specie	82
5.5 Ritmi circadiani nel coralligeno	83
BIBLIOGRAFIA	87

## RIASSUNTO

Le foreste costituite dalla gorgonia *Paramuricea clavata* (Risso, 1827) sono considerate *hotspot* di biodiversità e aree *nursery* per numerosi organismi in ambiente circalitorale. La presente ricerca ha avuto lo scopo di confrontare, tramite una telecamera temporizzata posta su un *lander*, le dinamiche circadiane della fauna vagile associata a una foresta di *P. clavata* in due diverse stagioni. L'area di studio è situata nell'AMP di Portofino, presso il sito d'immersione della Secca dell'Isuela (Mar Ligure orientale), a una profondità di 38 metri.

Il *lander* è stato in posizione una prima volta dal 12 luglio 2024 al 27 agosto 2024, per un totale di 47 giorni di campionamento; in questa fase sono stati registrati 461 video, ciascuno di 5 secondi ogni 2 ore. La seconda attività è stata condotta dal 29 aprile 2025 al 12 maggio 2025: in questo caso, il *lander* è rimasto sul sito per 14 giorni, registrando 1.120 video di 30 secondi a intervalli di 15 minuti. Sono stati inoltre raccolti parametri ambientali semiquantitativi *in situ* (torbidità, corrente e materia organica particolata sospesa) e parametri quantitativi superficiali (alternanza luce/buio e precipitazioni).

I risultati evidenziano un'alta diversità della fauna associata, con 40 specie identificate appartenenti a quattro *taxa* (Malacostraca, Echinoidea, Mollusca e Teleostei, questi ultimi rappresentati da 14 famiglie). L'analisi ha permesso di distinguere 9 specie ad habitus diurno, 19 ad habitus notturno e 12 ambivalenti o non definite. Per alcune specie ittiche sono stati approfonditi i ritmi giornalieri e il posizionamento nella stratocenosi; analisi di dettaglio, incluse le abbondanze orarie, sono state condotte su *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758) e *Anthias anthias* (Linnaeus, 1758).

Il presente lavoro costituisce il primo tentativo di analizzare i ritmi circadiani e le dinamiche comportamentali della fauna associata a una foresta animale composta da *P. clavata*, contribuendo alle conoscenze sul ruolo ecosistemico di questo ambiente tridimensionale iconico della fascia costiera mediterranea.

# ABSTRACT

The forests formed by the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso, 1827) are recognized as biodiversity hotspots and essential nursery areas for numerous organisms within the circalittoral zone. The objective of the present study was to compare the circadian dynamics of the vagile fauna associated with a *P. clavata* forest across two different seasons, utilizing a time-lapse camera mounted on a lander. The study area is located in the Portofino Marine Protected Area (MPA), specifically at the "Secca dell'Isuela" diving site (Eastern Ligurian Sea), at a depth of 38 meters.

The lander was deployed for a first sampling period from July 12, 2024, to August 27, 2024, totalling 47 days, during which 461 videos (5 seconds each) were recorded every 2 hours. A second session was conducted from April 29, 2025, to May 12, 2025; during this 14-day period, the lander recorded 1,120 videos (30 seconds each) at 15-minute intervals. Additionally, semi-quantitative environmental parameters were collected *in situ* (turbidity, current, and suspended particulate organic matter), alongside quantitative surface parameters (light/dark cycles and precipitation).

The results highlight a high diversity of associated fauna, with 40 species identified across four taxa (Malacostraca, Echinoidea, Mollusca, and Teleostei, the latter represented by 14 families). The analysis enabled the differentiation of 9 diurnal species, 19 nocturnal species, and 12 ambivalent or undefined species. Daily rhythms and positioning within the stratocoenosis were further investigated for several fish species; detailed analyses, including hourly abundance patterns, were carried out for *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758) and *Anthias anthias* (Linnaeus, 1758).

This work represents the first attempt to analyse the circadian rhythms and behavioural dynamics of the fauna associated with an animal forest composed of *P. clavata*, contributing to the understanding of the ecosystem role of this iconic three-dimensional Mediterranean coastal habitat.

# 1. INTRODUZIONE

## 1.1 La biodiversità nel Mar Mediterraneo

### *Panoramica*

Il Mar Mediterraneo (*Fig. 1*), situato tra la placca euroasiatica e quella africana, costituisce un ampio bacino semichiuso con una superficie di circa 2.500.000 km<sup>2</sup>, pari allo 0,82% della superficie totale dei mari mondiali, e una profondità media di 1.460 m (Coll et al., 2011; Serena et al., 2020). La profondità massima è di 5.267 m nella Fossa Ellenica, a largo delle coste greche (Coll et al., 2011; Serena et al., 2020). Le connessioni del Mar Mediterraneo con l'oceano aperto sono fortemente limitate. L'unico collegamento naturale è lo Stretto di Gibilterra, che lo mette in comunicazione con l'Oceano Atlantico. È inoltre presente un collegamento artificiale con il Mar Rosso attraverso il canale di Suez (Coll et al., 2011; Serena et al., 2020).

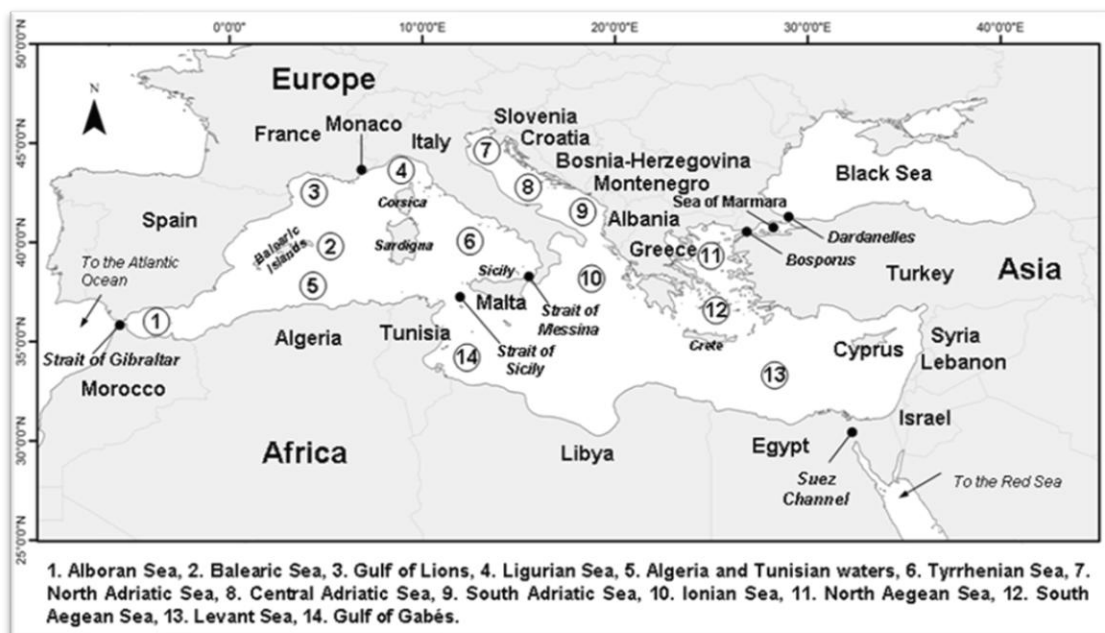


Figura 1: Mappa del Mar Mediterraneo (Coll et al., 2010)

La comunicazione con l'oceano Atlantico è modulata dalla circolazione termoalina del Mediterraneo: le acque mediterranee, caratterizzate da maggiore salinità e quindi da maggiore densità, defluiscono attraverso lo stretto di Gibilterra, formando un flusso profondo al di sotto delle acque superficiali ed intermedie atlantiche. Al contrario, le acque atlantiche, meno salate e quindi meno dense, entrano nel bacino mediterraneo occupando principalmente gli strati superficiali (Bryden et al., 1991, 1994; Pinardi et al., 2000; Thorpe et al., 2009; Rogerson et al., 2010). L'ingresso di acque atlantiche contribuisce all'apporto di nutrienti fondamentali, quali azoto, fosforo e silicati, indispensabili per la vita marina del Mediterraneo (Bethoux, 1989;

Tanhua et al., 2013; Reale et al., 2022), considerato un mare oligotrofico e dunque povero di nutrienti. Le zone del Mediterraneo escluse dall'oligotrofia sono limitate alle zone deltizie e quelle di *upwelling*, caratterizzate da una maggiore produzione primaria (Estrada, 1996; Coll et al., 2010; Tanhua et al., 2013; Reale et al., 2022). Il Mar Mediterraneo è caratterizzato dalla presenza di un termocline stagionale, che si sviluppa durante i mesi più caldi e consiste in un marcato gradiente verticale di temperatura tra gli strati superficiali e quelli più profondi. Nei mesi invernali, invece, la diminuzione della temperatura superficiale porta al rimescolamento degli strati d'acqua fino a una profondità di circa 400 m, favorendo la risalita di nutrienti (Brenner et al., 1991). Si evince, dunque, come la temperatura superficiale, la cui media annuale è di  $19,7 \pm 1,3$  °C (Shaltout et al., 2014), vari in modo marcato in funzione della stagionalità. Nello specifico, è compresa fra 9,7 e 17,7 °C in inverno, tra 15,8 e 22,1 °C in primavera, in un range compreso tra 20,8 e 28,3 °C in estate e tra 15,1 e 23,4 °C in autunno (Shaltout et al., 2014). Per quanto concerne la salinità, il Mar Mediterraneo, in quanto bacino semichiuso, presenta valori medi superiori rispetto a quelli delle acque oceaniche. Tale parametro risulta tuttavia soggetto a variazioni locali e temporali dovute a fattori quali gli apporti fluviali, le precipitazioni e l'evaporazione. Escludendo le zone costiere, l'evaporazione massima si verifica nel Mediterraneo orientale, mentre la minima nel Mediterraneo occidentale. Viceversa, si riscontrano valori minimi di precipitazione nelle aree più orientali e meridionali del bacino, mentre i massimi si registrano nel bacino occidentale (Romanou et al., 2010).

#### *La biodiversità mediterranea*

Il Mar Mediterraneo è considerato un *hotspot* di biodiversità marina (Bianchi & Morri, 2000), ospitante approssimativamente 17.000 specie marine, corrispondenti a circa al 7% delle specie marine mondiali (Coll et al., 2010, 2012). Questo numero è in costante aggiornamento sia per il continuo ingresso di specie aliene, soprattutto attraverso il canale di Suez, sia per la conoscenza ancora incompleta delle acque profonde e, infine, a causa della sottostima delle specie di microrganismi (Coll et al., 2010, 2012). La biodiversità mediterranea è concentrata soprattutto nelle aree costiere e nelle piattaforme continentali, tendendo a diminuire con la profondità, sia in diversità sia in abbondanza (Priede et al., 2006). Tutte le componenti della biodiversità, tranne i batteri e gli archea, hanno mostrato un andamento decrescente con l'aumentare della profondità. I valori negativi più elevati delle pendenze dei modelli di biodiversità sono stati osservati per la componente della meiofauna, seguita da macrofauna e megafauna (Coll et al., 2010; Danovaro et al., 2010). Nonostante la vasta ricchezza specifica del bacino mediterraneo, i forti impatti antropici, in costante aumento con il passare degli anni, porteranno, se non limitati, ad una perdita reale di biodiversità. Questi impatti sono da ricercare in primo luogo nei

cambiamenti climatici, e a seguire nel degrado degli habitat, nello sfruttamento umano, ad esempio mediante le attività di pesca, e nell'eutrofizzazione, oltre che nella diffusione di specie aliene invasive (Coll et al., 2010).

Il Mar Mediterraneo è caratterizzato da un'elevata eterogeneità spaziale, che si riflette nella presenza di ambienti diversi a cui le specie marine si sono adattate e diversificate. Nella fascia superficiale gli habitat sono prevalentemente dominati da vegetali. In particolare, le fanerogame, e nello specifico *P. oceanica*, sono in grado di formare praterie tra la superficie e 45 m di profondità (Marbà et al., 2014). Queste piante marine svolgono ruoli ecologici di primaria importanza, stabilizzando il sedimento e creando un paesaggio tridimensionale ricco di rifugi per numerose specie marine (Guidetti, 2000; Marbà et al., 2014). Inoltre, svolgono una funzione di *nursery* per larve e giovanili, favorendo la sopravvivenza delle prime fasi di vita e contribuendo al mantenimento delle popolazioni ittiche litorali (Guidetti, 2000; Marbà et al., 2014). Con l'aumentare della profondità si può trovare il coralligeno di parete o di piattaforma. A differenza delle scogliere coralline tropicali, il cui dominio è animale, la biocostruzione del coralligeno ha origine principalmente grazie alla crescita delle alghe rosse corallinacee, che creano un substrato biogenico idoneo per l'instaurazione anche di altre specie strutturanti di origine animale, come briozoi incrostanti, poriferi e antozoi, che possono contribuire in maniera secondaria alla formazione e mantenimento della biocostruzione (Longo et al., 2017; Basso et al., 2022; Casoli et al., 2022). Il coralligeno, infatti, è un habitat stratificato composto da differenti tipologie di biocostruttori che creano uno strato basale, uno strato intermedio e uno strato superiore. Dato il ruolo di costruttori primari all'interno del coralligeno, le alghe rosse incrostanti sono il gruppo tassonomico e morfologico più abbondante in tutti i settori del Mediterraneo (Sini et al. 2020). Per quanto concerne la biocenosi del coralligeno nel Mar Mediterraneo occidentale, le alghe rosse incrostanti e formano lo strato basale, i briozoi formano lo strato intermedio, mentre gli ottocoralli plasmano lo strato superiore (Casoli et al. 2024). Tra questi, le specie più cospicue sono *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758), *Eunicella cavolini* (Koch, 1887), *Eunicella singularis* (Esper, 1971) e *Paramuricea clavata* (Risso, 1827). La gorgonia rossa, *P. clavata*, può originare colonie alte fino a 1 m con un portamento eretto, che presentano rami spessi e irregolarmente ramificati, e sono in grado di creare aggregazioni sia monospecifiche che plurispecifiche, caratterizzando le comunità coralligene da 20 m fino a circa 250 m di profondità (Ponti et al., 2016b). A profondità mesofotiche, tra gli organismi strutturanti compaiono anche gli antipatari, comunemente noti come coralli neri, la cui distribuzione batimetrica è compresa tra 50 m e oltre i 1000 m di profondità, nonostante la maggiore abbondanza la si riscontra tra i 200 m e i 600 m, dove formano comunità generalmente

plurispecifiche (Bo et al., 2009; Bo et al., 2024). Infine, tra i 200 m e i 1000 m di profondità si possono sviluppare comunità mono- e plurispecifiche dominate dalle sclerattinie, rappresentate nello specifico dai coralli bianchi o *Cold-Water Corals (CWCs)*, le cui specie più abbondanti sono rappresentate dalle sclerattinie coloniali *Madrepora oculata* (Linnaeus, 1758) e *Desmophyllum pertusum* (Linnaeus, 1758), e da quella solitaria *Desmophyllum dianthus* (Linnaeus, 1758) (Bo et al., 2009, 2024; Palma et al., 2018; Cerrano et al., 2019; Chimienti et al., 2019). Tra gli ambienti peculiari con caratteristiche affini a quelli profondi, per via della mancanza di luce e per la catena trofica basata sul detrito, ci sono le grotte marine dominate completamente da organismi animali, tra cui briozoi, poriferi, cnidari, crostacei e serpulidi (Gerovasileiou et al., 2012; Rosso et al., 2013; Licciano et al., 2025). Tutti questi ambienti dominati da organismi strutturanti svolgono un importante ruolo per preservare e sostenere la biodiversità, fornendo riparo e habitat a diverse specie di pesci, molluschi, crostacei e donando anche una maggiore tridimensionalità all'ambiente.

## 1.2 Le foreste animali

### *Panoramica*

Le cosiddette “foreste animali” (*Marine Animal Forest, MAF*), sono ambienti composti da numerosi *taxa* megabentonici sessili e sospensivori, che presentano come caratteristica comune la loro architettura tridimensionale, che può variare da pochi centimetri fino a decine di metri (Rossi et al., 2017). Queste comunità presentano somiglianze strutturali e funzionali con le foreste terrestri, ma al contrario di quest'ultime sono dominate da animali (Rossi et al., 2017). Sono presenti in tutti gli oceani, dai tropici ai poli, distribuiti su un ampio range batimetrico e in diversi ambienti geomorfologici, dalla piattaforma al margine continentale, compresi canyon e montagne sottomarine (Ramirez-Llodra et al., 2010; Misic et al., 2012; Cau et al., 2015, 2016, 2017; Rossi et al., 2017). Le foreste animali sono popolate da una varietà di *taxa*, come spugne, cnidari, briozoi, ascidie e altri animali sessili e, in particolare, ospitano tra le più diversificate comunità di antozoi (Cau et al., 2017). Tra i numerosi ruoli ecologici svolti, le foreste animali possono fungere da riparo per numerose specie sia di vertebrati che di invertebrati marini (Fava et al., 2009; Ponti et al., 2016b; Gori et al., 2017; Palma et al., 2018). Tra le foreste animali più iconiche si possono citare i *coral reef* o scogliere coralline tropicali, che sono un vero e proprio *hotspot* di biodiversità, ospitando 32 dei 34 phyla conosciuti e, nonostante la ristretta estensione, contenenti il 25% della biodiversità marina (Sobha et al., 2023). Svolgono ruoli ecologici molto importanti, fornendo cibo e riparo a diversi organismi e fungendo da *carbon sink*, ossia favorendo l'assorbimento e l'immagazzinamento di grandi quantità di carbonio (C) (Kinsey &

Hopley, 1991; Bellwood et al., 2004). A differenza dei formatori di habitat effimeri come molte alghe, le foreste animali sono per la maggior parte perenni e derivano da secoli o millenni di attività biologiche (Ponti et al., 2019). Anche il Mar Mediterraneo ospita numerose foreste animali, soprattutto nella zona mesofotica e nella zona batiale superiore, dove la competizione con le macroalghe è assente per via della ridotta illuminazione (Bo et al., 2024). Nello specifico, le foreste animali sono presenti a partire dal piano circalitorale, dove si sviluppano le foreste di *P. clavata* tipiche del coralligeno, e si estendono verso profondità maggiori, incluse la zona mesofotica e batiale, dove i coralli neri e i *CWC* formano comunità mono- e plurispecifiche tra circa 50 m e oltre 1000 m (Bo et al., 2009; Bo et al., 2024).

### *Paramuricea clavata*

*Paramuricea clavata* (Fig. 2), comunemente nota come gorgonia rossa, è un ottocorallo appartenente alla famiglia Acanthogorgiidae diffuso nel Mar Mediterraneo e nell'Oceano Atlantico orientale, sia in acque temperate che subtropicali (Fig. 3) (Linares et al., 2007; Salomidi et al., 2009; Kipson et al., 2014). In Mediterraneo è assente principalmente dal bacino levantino (Fig. 3) (Linares et al., 2007; Salomidi et al., 2009; Kipson et al., 2014). *P. clavata* si stabilisce esclusivamente su substrati duri, con correnti moderate o forti dove forma foreste, comunemente monospecifiche, ospitanti una ricca fauna associata (Fava et al., 2009; Ponti et al., 2016b; Gori et al., 2017; Palma et al., 2018).

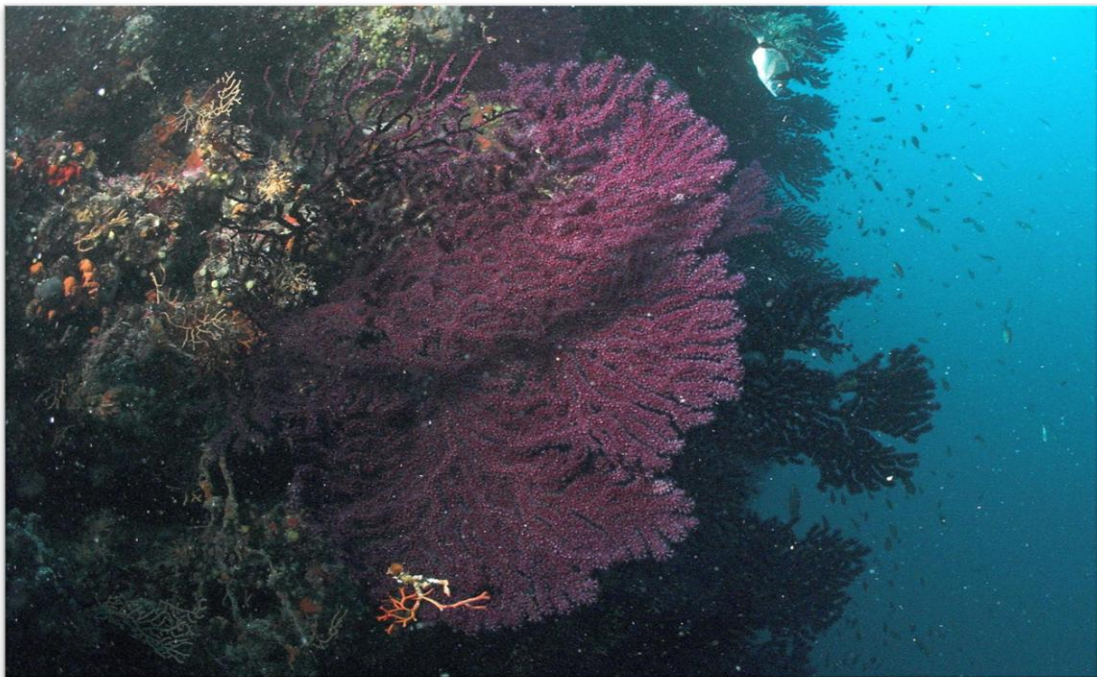


Figura 2: *P. clavata* in parete verticale (fonte: IUCN)



Figura 3: Range geografico di *P. clavata* (Linares et al., 2008; Salomidi et al., 2007)

La specie è soggetta a molteplici pressioni ambientali e antropiche che, in determinate condizioni, possono causare eventi di mortalità di massa, quali anomalie termiche, eventi meteorologici estremi o impatti legati alle attività di pesca (Bavestrello et al., 1994, 1997; Betti et al., 2018). Questi fenomeni possono avere effetti a cascata sull'intero ecosistema, influenzando la biodiversità e la funzionalità ecologica (Bavestrello et al., 1994, 1997; Betti et al., 2018; Verdura et al., 2019; Gómez-Gras et al., 2021; Canessa et al., 2023; Colletti et al., 2025). Eventi di mortalità di massa e impatti antropici favoriscono l'insediamento di organismi epibionti sulle colonie danneggiate di *P. clavata*. Lo studio di Canessa et al., 2023, condotto nel Canale di Tavolara (Sardegna) tra il 2017 e il 2023, ha rilevato che il 93% delle colonie di *P. clavata* presentava epibiosi, con un terzo della superficie coperta da epibionti. Sono state registrate 37 specie di epibionti, con una successione ecologica dominata da Hydrozoa, Porifera, Bryozoa e dal corallo molle parassita *Alcyonium coralloides* (Pallas, 1766) (Fig. 4) (Canessa et al., 2023).

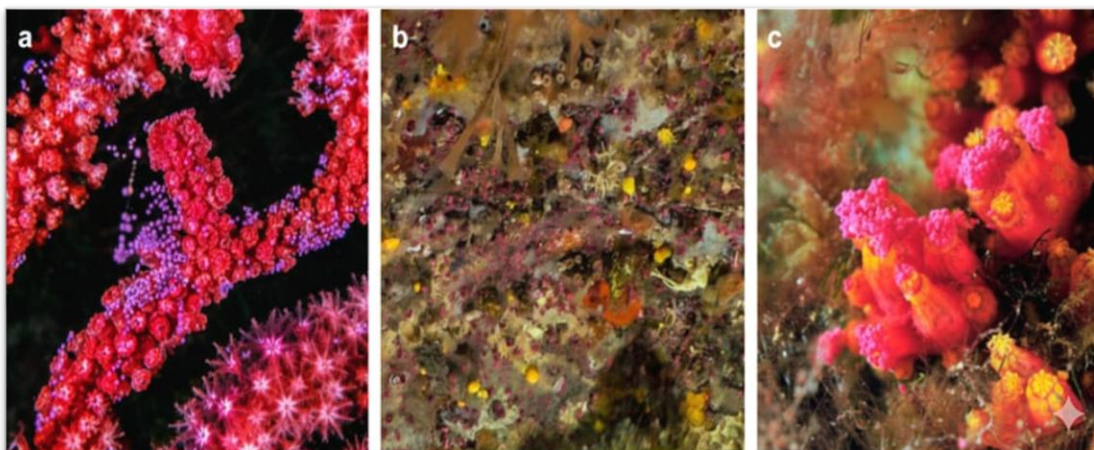


Figura 4: (A) deposizione delle uova e (B) delle reclute di *P. clavata*; (C) deposizione delle uova del corallo molle parassita *Alcyonium coralloides* (Canessa et al., 2023)

Tra gli stress ambientali in forte crescita negli ultimi decenni c'è sicuramente il fenomeno della mucillagine legato all'aumento della temperatura del mare (Colletti et al., 2025). La mucillagine è una sostanza di origine algale formata da polisaccaridi che, durante i mesi più caldi, va incontro ad una forte espansione, causando un accumulo eccessivo sopra le gorgonie in grado anche di soffocarle (Colletti et al., 2025). In particolare, nel Mar Mediterraneo numerosi studi hanno segnalato la presenza di mucillagine sotto forma di aggregati flocculenti e amorfi, la cui deposizione sul fondo marino la rende un fattore di stress per gli organismi bentonici come *P. clavata* (Mistri et al., 1996a, 1996b; Giuliani et al., 2005; Montalbetti et al., 2023). Uno degli effetti principali che la mucillagine porta sui coralli è la necrosi, ovvero la morte del tessuto vivente e, di conseguenza, l'esposizione dello scheletro che può dunque essere colonizzato da patogeni o altri epibionti, causando la sofferenza o la morte della colonia (Montalbetti et al., 2023). Questi disturbi portano anche uno sconvolgimento nella struttura demografica delle colonie (Betti et al., 2018). Ad esempio, in studi a breve e lungo termine condotti tra il 1992 e il 1995 si è notato che su 213 colonie, solo il 4,2% era costituito da giovani, mentre 2 anni dopo l'evento mucillagginoso, avvenuto nel 1993, su 207 colonie misurate, il 26,1% era costituito da giovanili (Mistri et al., 1996a, 1996b). La crescita lenta delle colonie aumenta la sensibilità di questa specie alle pressioni ambientali e agli impatti antropici, rendendo la sua conservazione una priorità per preservare la biodiversità marina. Per questo motivo, dunque, *P. clavata* è classificata come specie vulnerabile dalla IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) (Colletti et al., 2025).

### 1.3 Il *lander* e le telecamere *time-lapse*: tecniche di studio passate e presenti

I metodi tradizionali di campionamento della diversità marina sono principalmente di tipo distruttivo. Tra questi, figurano le pescate scientifiche tramite dragaggi (*Fig. 5*), o reti a strascico. La draga meccanica è formata da una struttura in ferro molto robusta con una barra inferiore dentata e a cui è attaccata una rete nella porzione inferiore. Il dragaggio viene condotto calando in acqua lo strumento e trascinandolo lungo il fondale, così da raccogliere tutti i campioni possibili di organismi e sedimento (Gaspore et al., 2009). Le draghe sono quindi strumenti poco selettivi e hanno come obiettivo principale il fondale e gli organismi bentonici (Gaspore et al., 2003).

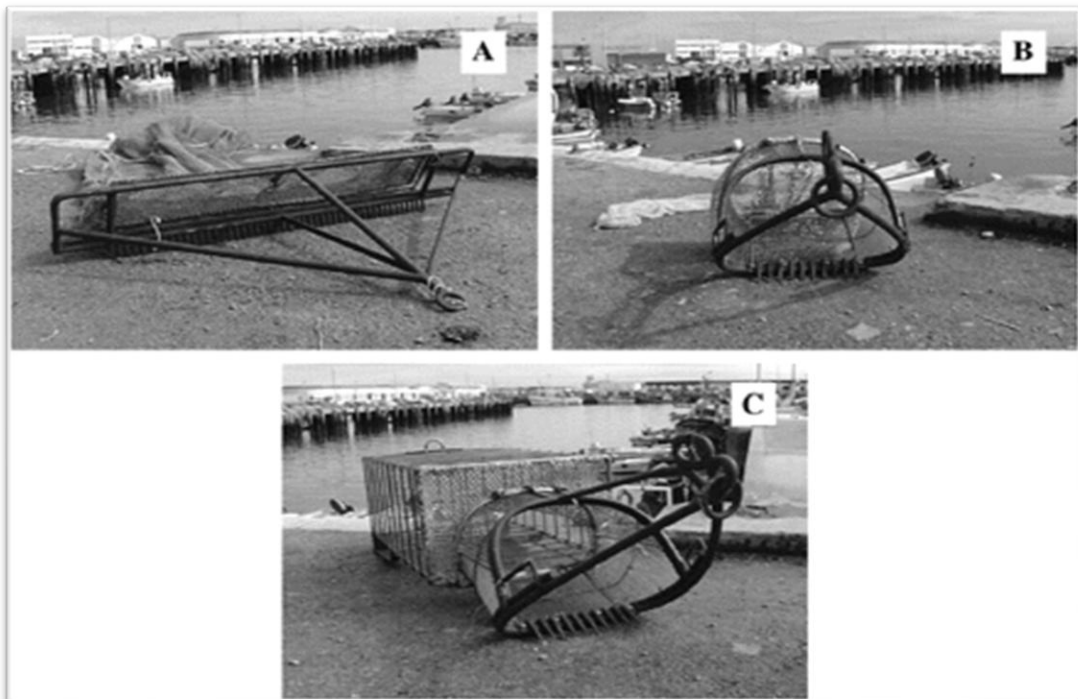


Figura 5: Immagine rappresentativa di tre tipologie di draghe: (A) draga nord; (B) draga tradizionale; (C) draga a griglia (Gaspore et al., 2003)

La pesca a strascico (*Fig. 6*), che consiste nel trascinare una rete di grosse dimensioni dotata di zavorre lungo il fondale marino lavorando su percorsi di diverse miglia nautiche e per diverse ore (Godø et al., 1990; Mous et al., 2002). Solitamente il target è la cattura della megafauna vagile e bentonica mediante l'utilizzo di reti a strascico con differente vuoto di maglia a seconda dello scopo del campionamento (Brandt et al., 2016).

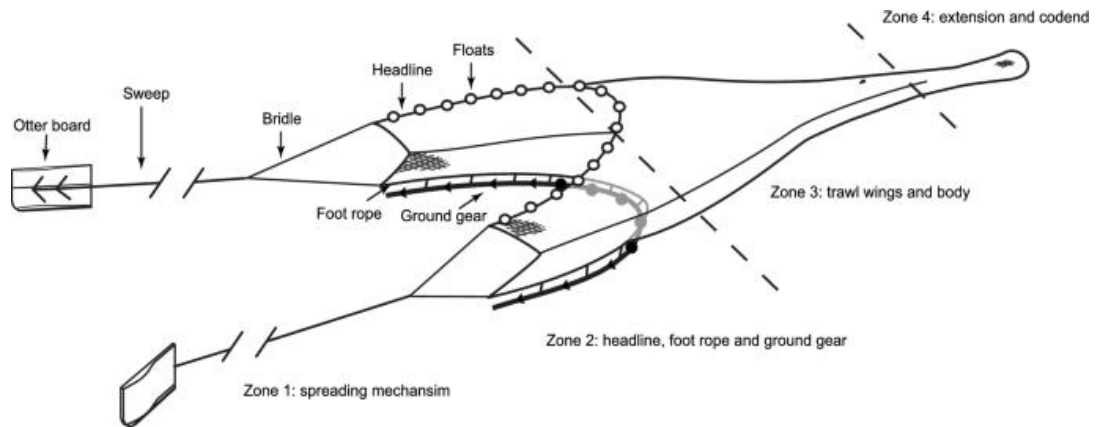


Figura 6: Funzionamento della pesca da strascico (Kennelly & Broadhurst, 2021)

Nel tempo, con la progressione della tecnologia e della sensibilità ambientale, questi metodi tradizionali sono stati affiancati da metodi di campionamento meno impattanti, quali il *visual census*, diretto o con l'ausilio di mezzi.

In acque poco profonde, questo metodo può essere applicato mediante attività subacquea, consentendo l'osservazione diretta degli habitat e la registrazione delle specie presenti. La tecnica è utilizzata soprattutto per il censimento della megafauna bentonica e vagile in ambienti vulnerabili, poiché, essendo non distruttiva, comporta un impatto minimo sull'habitat studiato (Lincoln Smith, 1989; De Girolamo & Mazzoldi, 2001; Watson et al., 2005).



Figura 7: La nuova frontiera tecnologica: (A) veicolo sottomarino autonomo (AUV ABYSS); (B) sistema di osservazione del fondo oceanico; (C) veicolo a comando remoto (ROV Kiel 6000); (D) cingolato telecomandato; (E) sistema *lander* stazionario equipaggiato con esche (Brandt et al., 2016)

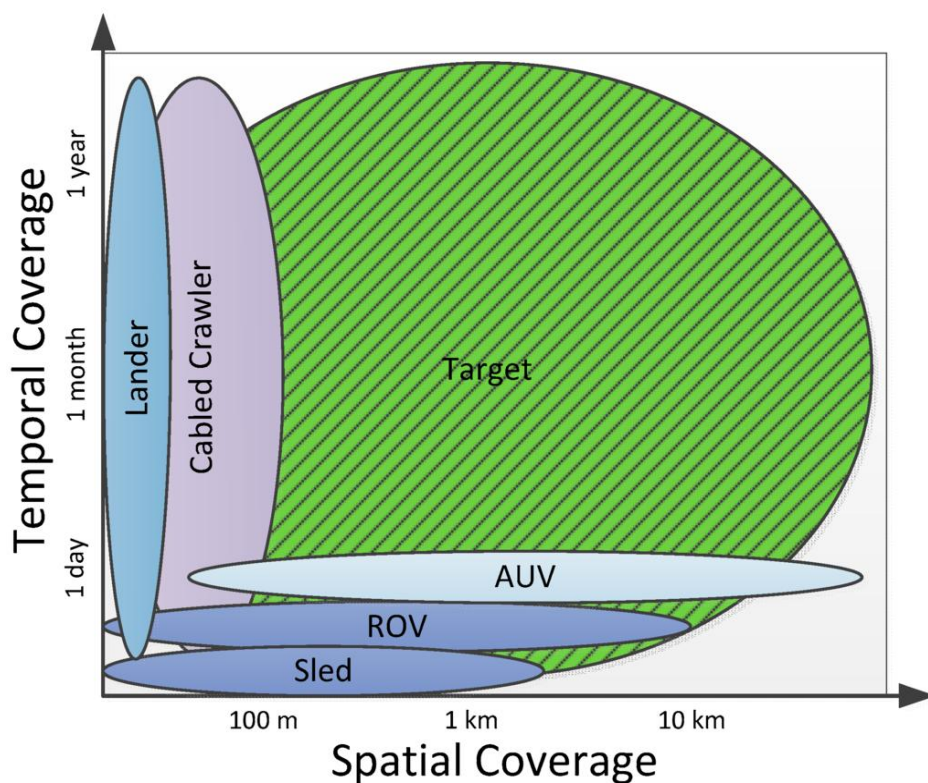


Figura 8: Capacità di copertura spaziale e temporale delle diverse tecnologie (Brandt et al., 2016)

Il *ROV* (Fig. 7C), acronimo di veicolo a comando remoto (*Remotely Operated Vehicle*), è un robot sottomarino collegato all'imbarcazione tramite un cavo ombelicale di fibra ottica e condotto da un operatore specializzato, che consente la comunicazione tramite segnali di comando e la trasmissione di immagini video tra l'operatore e il *ROV* (Brandt et al. 2016; Teague et al., 2018). Rispetto agli *AUV* (*Autonomous Underwater Vehicle*), i *ROV* offrono una maggiore flessibilità operativa, permettendo il controllo in tempo reale delle acquisizioni e l'adattamento del percorso di campionamento in funzione delle osservazioni effettuate. Un tipico *ROV* è solitamente costituito da un'unità centrale sigillata contenente una telecamera e l'elettronica di controllo principale. Esternamente si hanno dalle tre alle cinque eliche per la propulsione e le manovre. Come strumentazione può includere una videocamera, luci, sistemi sonar e un braccio articolato, che può essere usato per campionamenti (Brandt et al. 2016; Teague et al., 2018). Nonostante i numerosi vantaggi, i *ROV* presentano anche alcuni limiti, tra cui i costi elevati e una ridotta versatilità sia in termini spaziali che temporali. Inoltre, i rilievi effettuati mediante *ROV* sono spesso limitati alla rilevazione della megafauna, con una ridotta capacità di osservare organismi di piccola taglia, un limite condiviso con la maggior parte delle tecniche di imaging.

Infine, durante i rilevamenti col *ROV* viene alterato il comportamento sia degli invertebrati bentonici che delle specie ittiche incontrate (Ayma et al., 2016; Gomes-Pereira et al., 2017).

I veicoli sottomarini autonomi (*AUV*) (Fig. 7A) sono sistemi senza cavi con capacità operativa indipendente dalla nave di ricerca. Possono essere utilizzati per un'ampia gamma di ambiti di ricerca, grazie all'esistenza di diverse tipologie (Brandt et al., 2016; Teague et al., 2018). Alcuni sono molto simili ai *ROV*, ma non richiedono il controllo umano diretto durante la raccolta dei dati. Gli *AUV* sono tradizionalmente impiegati per l'analisi acustica dei fondali mediante l'integrazione di sistemi di ecoscandagliatori; tuttavia, negli ultimi anni il loro utilizzo si è esteso all'acquisizione fotografica degli ecosistemi profondi, anche se spesso non sono in grado di raggiungere i requisiti necessari per l'illuminazione continua necessaria alla ripresa di video ad elevate profondità (Jamieson et al., 2013). Inoltre, nonostante l'ampia copertura spaziale (Fig. 6), non sono strumenti in grado di concentrarsi maggiormente sulle aree di interesse, non avendo una comunicazione in tempo reale (Brandt et al., 2016; Teague et al., 2018).

Le *Towed Camera System* (o sistemi con camera trainata, Fig. 7B) sono sistemi mediante i quali una telecamera, protetta da un'intelaiatura di metallo, è collegata tramite un cavo a un'imbarcazione, trainando la telecamera a ridosso del fondale e consentendo di fare riprese su lunghe distanze (Trobbiani et al., 2018). Questa tecnica supera gli svantaggi dei campionamenti più tradizionali, come la pesca a strascico, poiché non necessita di grandi imbarcazioni e non è soggetta alle restrizioni di pesca nelle AMP (Trobbiani et al., 2018). Questo sistema consente di raccogliere informazioni in modo non distruttivo, evitando anche limiti e distorsioni di altri metodi non distruttivi come il *visual census*. Infatti, sono liberi dai vincoli di profondità e tempo di immersione imposti dalla sicurezza subacquea (Harvey et al., 2002), non sono limitati dalla presenza di fauna pericolosa ed evitano distorsioni causate dalle risposte comportamentali degli organismi ai subacquei (Dickens et al., 2011). In aggiunta, i video registrati mediante questo sistema offrono dei vantaggi nella stima delle dimensioni degli organismi rispetto al censimento visivo subacqueo, la cui precisione dipende dall'esperienza dei subacquei, raramente misurata (Harvey et al. 2002). Le tecniche di misurazione più comuni impiegano solitamente delle barre di misura fisse, che sono all'interno dell'inquadratura (Stobart et al. 2007). D'altra parte, anche le camere trainate sono soggette ad alcuni limiti operativi: l'impossibilità di arrestarsi in punti di interesse rende più difficoltoso il riconoscimento degli organismi, mentre la presenza di ostacoli lungo il percorso può comportare il rischio di danneggiamento dell'attrezzatura (Jamieson et al., 2013). Inoltre, essendo trainate da un'imbarcazione, esse possono risentire del rollio e del beccheggio, con una conseguente riduzione della qualità delle immagini acquisite (Jamieson et al., 2013).

Infine, i *lander* dotati di telecamere *time-lapse* (Fig. 7E), così come altri strumenti in recente espansione nell'ambito della ricerca scientifica come i *ROV*, rappresentano la nuova frontiera tecnologica e sono utilizzati principalmente per gli studi in ambienti profondi (Brandt et al., 2016; Martini et al., 2019). I *lander* possono essere dispiegati da imbarcazioni di qualsiasi dimensione e tipo a seconda delle loro dimensioni. È uno strumento autonomo che può essere dispiegato in caduta libera o adagiato sul fondale marino senza essere collegato a nessun cavo (Brandt et al., 2016). La tipologia di *lander* dipende da una serie di fattori, ovvero: il numero di strumenti da trasportare, la profondità a cui deve scendere e il tempo di permanenza sul fondo (Brandt et al., 2016). Un tipico *lander* di fondo è costituito da due sezioni: un corpo superiore galleggiante, che contiene gli strumenti e i sensori, e un corpo inferiore pesante, che mantiene il *lander* sul fondale marino (Brandt et al., 2016). In alcune tipologie di *lander* avanzati, al termine del dispiegamento i pesi di zavorra possono essere rilasciati tramite un impulso pianificato, ad esempio mediante comando acustico, dopo il quale il *lander* risale in superficie galleggiando; in alternativa possono essere recuperati interamente dall'operatore (Jamieson et al., 2013; Brandt et al., 2016). Tuttavia, come già suggerito precedentemente, questo strumento di campionamento può essere utilizzato in studi a medio termine o a lungo termine, con la possibilità di lasciare il *lander* per un periodo di tempo variabile sott'acqua (Jamieson et al., 2013). Questo aspetto è innovativo, poiché i metodi passati erano spesso una fotografia del momento ed era estremamente difficile registrare in continuo le variazioni giornaliere, settimanali o stagionali che avvenivano all'interno degli ecosistemi (Brandt et al., 2016; Jenkins et al., 2024). Inoltre, un altro aspetto positivo è il continuo miglioramento tecnologico di questi strumenti, a partire dalla risoluzione delle telecamere *time-lapse*. Uno svantaggio nei confronti del *lander* è il fatto che talvolta è impossibile stabilire se un organismo appena entrato nell'inquadratura sia un individuo diverso da quello visto in precedenza (Hannah & Blume, 2012). Ulteriori criticità includono la limitata risoluzione spaziale, dovuta al fatto che le telecamere campionano un'area fissa e ristretta, che non può risultare pienamente rappresentativa del contesto circostante se non attraverso un aumento del numero di repliche (Watson et al., 2005). Inoltre, questo metodo è soggetto a *bias* legati alle condizioni di visibilità, che possono influenzare la qualità delle osservazioni (Watson et al., 2005).

#### *Lander con e senza esca: differenze e casi di studio*

I *lander* possono essere innescati o meno con un'esca (Fig. 5E, Fig. 7). Il *lander* con esca, nello specifico, funge da attrattore per gli organismi spazzini (Jamieson et al., 2012). È stato dimostrato che i sistemi video subacquei con esche migliorano la potenza statistica dei dati per

molte specie, attraendo più pesci che arrivano da distanze maggiori (Watson et al., 2005; Harvey et al., 2007; Hannah & Blume, 2012). La presenza dell'esca introduce però dei *bias* comportamentali. (Watson et al., 2005; Jamieson et al., 2006; Watson & Huntington, 2016). Il *lander* senza esca ha come vantaggio quello di registrare un comportamento più realistico negli individui che vengono visualizzati e permette di conoscere meglio le relazioni interspecifiche (Watson et al., 2005; Watson & Huntington, 2016; Pelletier et al., 2021; Bo et al., 2024). In più l'assenza di esca permette di capire meglio come l'ambiente viene sfruttato a livello spaziale dalle diverse specie (Bo et al., 2024).

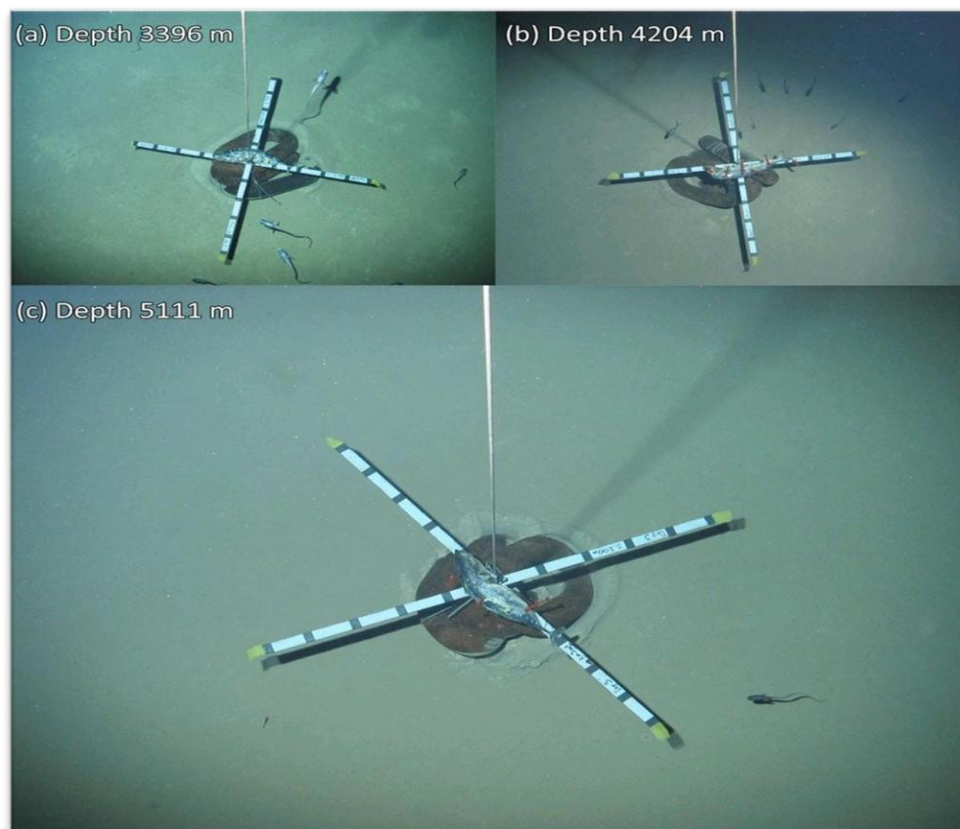


Figura 9: *Lander* con esca e croce misurativa a diverse profondità (Linley et al., 2018)

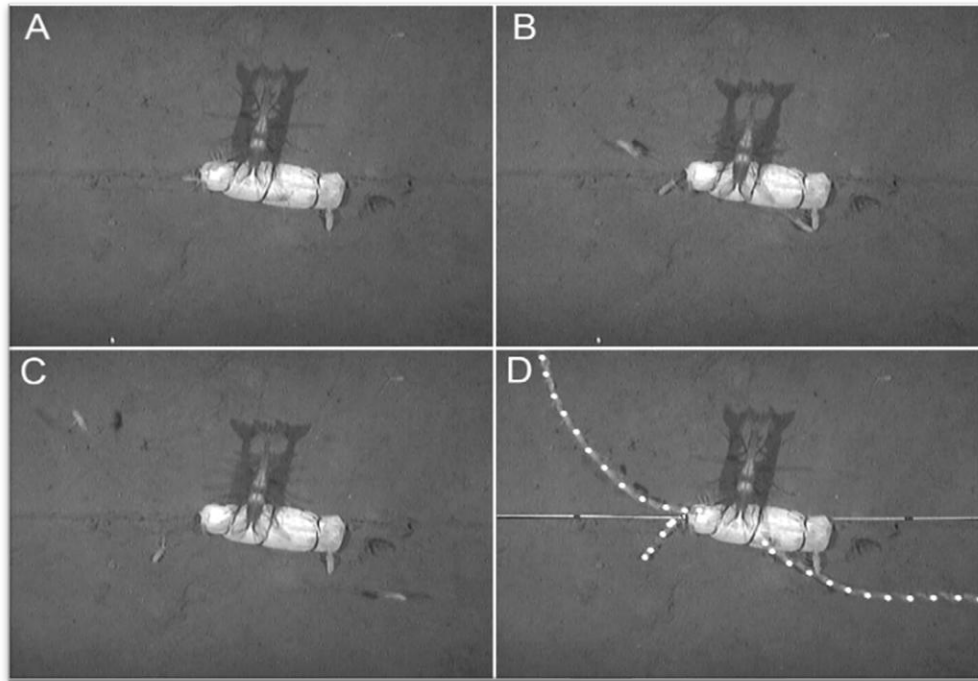


Figura 10: Esempio di come gli individui di *Rectisura cf. herculea* (Birstein, 1957) si avvicinano all'esca del *lander* (Jamieson et al., 2012)

Un esempio innovativo dell'utilizzo di un *lander* innescato con esca viene descritto da Jamieson et al. (2012), dove per la prima volta, tramite un sistema di telecamere a caduta libera con esca *Hadal-Lander A* ed una videocamera a colori 3CCD (*HV-D30*), vengono studiata la locomozione e il comportamento degli invertebrati a profondità adali, con lo scopo di ridurre il gap di conoscenze tra le zone adali e quelle superficiali. In particolare, è stato approfondito il comportamento di *Rectisura cf. herculea* (Birstein, 1957) (*Fig. 10*) e come, se disturbati dalla presenza di animali più grandi, venga influenzata la loro velocità di locomozione a mano a mano che la minaccia diventa maggiore, annotando inoltre i tempi di arrivo degli invertebrati nei pressi dell'esca (Jamieson et al., 2012) (*Fig. 11*).

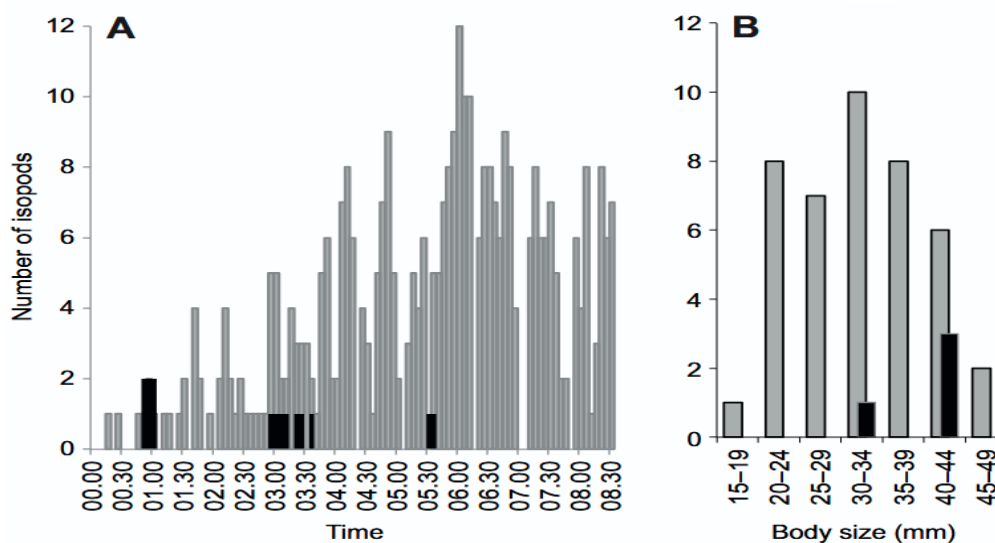


Figura 1 I: Analisi dei tempi di arrivo di *Rectisura cf. herculea* (Birstein, 1957) nei pressi dell'esca del *lander* (Jamieson et al., 2012)

Un caso studio di un *lander* senza esca è quello di Pelletier et al. (2021), durante il quale è stato utilizzato il *lander STAVIRO* (*Station Video Rotative*) (Fig. 12). Questa tecnica di ripresa video panoramica (Fig. 13) è stata sviluppata nel 2007, con l'obiettivo di monitorare sia i pesci che gli habitat in modo economicamente conveniente e con un impatto minimo sulla biodiversità. Tra il 2007 e il 2020 sono state raccolte più di 4.500 osservazioni per valutare pesci e habitat col fine di fornire informazioni relative alla conservazione su diverse scale spaziali in una varietà di ecosistemi, habitat e profondità (Pelletier et al., 2021).



Figura 12: *Lander STAVIRO* su un fondale in Nuova Caledonia (Pelletier et al., 2021)



Figura 13: Esempio di immagini registrate da *STAVIRO* (Pelletier et al., 2021)

## 1.4 I ritmi circadiani in mare

### *Panoramica*

I ritmi circadiani sono processi che si ripetono ogni 24 ore, seguendo il ciclo giorno-notte (Doherty et al., 1983; Bo et al., 2024). Il funzionamento a livello temporale degli ecosistemi è influenzato dalla somma di tutti i ritmi biologici di tutte le specie costituenti la comunità (Kornfeld-Schor et al., 2003). Questi ritmi possono essere di derivazione endogena o esogena negli organismi che li manifestano: possono dunque partire da stimoli interni dell'organismo, ma anche da stimoli esterni, come gli stimoli ambientali (Saigusa, 1986; Sánchez-Vázquez et al., 2019). Uno degli stimoli ambientali principali a cui rispondono gli organismi è la luce, e nello specifico il fotoperiodo, che sembra essere il sincronizzatore più forte come dimostrato dalla grande mole di dati raccolti negli anni (Saigusa, 1986; Sánchez-Vázquez et al., 2019). In ambiente marino, la variazione ciclica tra giorno e notte non determina soltanto un ciclo luminoso, ma anche un ciclo termico, poiché l'acqua tende a riscaldarsi durante il giorno dopo l'alba e a raffreddarsi di notte dopo il tramonto (Sánchez-Vázquez et al., 2019). Un ormone circadiano fondamentale è la melatonina, che è prodotta dalla ghiandola pineale o epifisi (presente nell'epitalamo) e la sua produzione può essere influenzata dalla retina (Zhdanova & Reeb, 2005; Sánchez-Vázquez et al., 2019). Le informazioni legate al fotoperiodo vengono dunque convertite dalla ghiandola pineale in una secrezione ciclica di melatonina, che viene rilasciata nel flusso sanguigno con alti livelli durante la notte e livelli bassi durante il giorno. Uno stato simile al sonno lo si può riscontrare nei pesci proprio in concomitanza alla produzione di melatonina, suggerendo ulteriormente che il sonno nei pesci sia analogo al sonno dei vertebrati superiori (Zhdanova & Reeb, 2005; Sánchez-Vázquez et al., 2019). I cicli giorno-notte guidano i modelli di attività degli animali, perché il livello di illuminazione ambientale influenza tutte le interazioni inter- e intraspecifiche. La maggior parte delle specie presenta una ripartizione di nicchie ecologiche tra specie diurne, notturne o crepuscolari. Questi comportamenti naturali influenzano le stime di popolazione e biodiversità se la frequenza del campionamento è troppo bassa e discontinua nel tempo (Aguzzi et al., 2013). Oltre alla luce, anche la variazione della temperatura è un importante stimolo ambientale che viene recepito dagli organismi, i quali in alcuni casi possono avviare la deposizione delle uova in risposta all'aumento della temperatura (Minchin, 1987). Inoltre, diversi studi (e.g., Naylor, 2005; Aguzzi et al., 2011) sui ritmi comportamentali e fisiologici delle specie marine sono stati effettuati nelle aree costiere per comprendere i cicli giorno-notte e i cicli tidali in riferimento alle maree. Si è visto come nei decapodi costieri, sia adulti che larvali, è presente un comportamento sincronizzato con le maree, che si manifesta in diverse attività: alcuni decapodi emergono dal

substrato durante la bassa marea per alimentarsi o riprodursi muovendosi sul fondale, mentre durante l'alta marea nuotano in superficie o nella colonna d'acqua (Naylor, 2005; Aguzzi et al., 2011). Infine, sono presenti stimoli ambientali che possono essere recepiti grazie a chemorecettori, come ad esempio la disponibilità di cibo, la quale, soprattutto ad elevate profondità, può essere utilizzata per la regolazione dei ritmi circadiani profondi (Weertman et al., 2025). Inoltre, i ritmi possono anche influenzare la velocità di nuoto nei pesci o la locomozione nei granchi e altri crostacei (Azzurro et al., 2012). Lo zooplancton, che può far parte dell'alimentazione di molti organismi, ha esso stesso un ciclo circadiano, che prevede che nelle ore notturne si sposti principalmente in superficie, mentre nelle ore diurne scenda a profondità maggiori per evitare la predazione visiva. Il ciclo circadiano di questi organismi, dunque, andrà a influenzare il ciclo giornaliero dei loro predatori principali, ossia i pesci (Lampert, 1989; Utne et al., 2011; Hobbs et al., 2021).

Uno studio in riferimento ai ritmi è quello condotto da Bo et al. (2024) mediante un *lander* equipaggiato con telecamera *time-lapse*, il cui scopo è stato quello di analizzare le dinamiche a breve termine della fauna vagile associata alla foresta del corallo nero *Antipathella subpinnata* (Ellis e Solander, 1786), valutando in particolare il ritmo di utilizzo della foresta da parte di molte specie, tra cui soprattutto *Anthias anthias* (Linnaeus, 1758), la castagnola rossa. Sono stati esaminati i comportamenti di questo pesce durante il sonno, focalizzandosi su una possibile ripetitività nei siti di riposo, sulla durata dei riposi e su ciò che può averli interrotti.

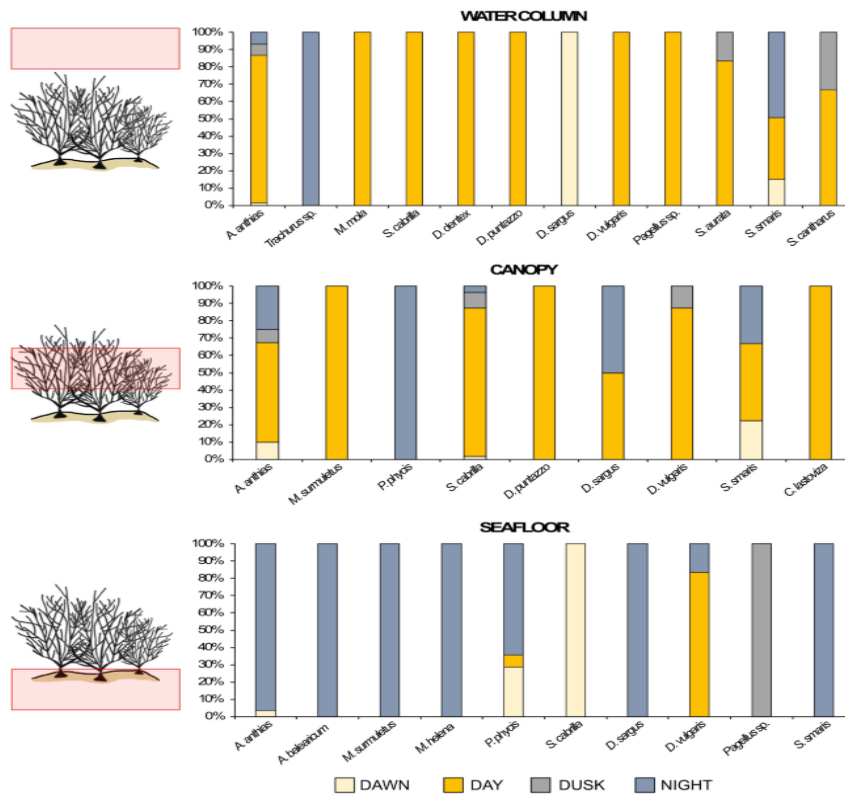


Figura 14: Immagine che mostra il posizionamento delle varie specie nelle varie ore della giornata (Bo et al., 2024)

È stato osservato che, intorno all'alba, gli individui tendono ad aggregarsi in prossimità della *canopy*, iniziando a risalire nella colonna d'acqua nel corso delle ore successive (Bo et al., 2024). Dopo il tramonto, invece, gli individui di *A. anthias* scendono di profondità, disponendosi gradualmente sul fondo, dove trascorrono la fase di riposo notturno (Bo et al., 2024) (Fig. 14).

Un altro caso di studio è quello di Aguzzi et al. (2013). Lo scopo dello studio è quello di creare un collegamento tra i cambiamenti della comunità ed i ritmi degli individui all'interno delle popolazioni. I risultati indicano che l'orario di campionamento è rilevante per la registrazione delle specie e che il monitoraggio video deve essere condotto ininterrottamente per cicli consecutivi di 24 ore. Inoltre, il monitoraggio giorno-notte dovrebbe essere ripetuto mensilmente, poiché le fluttuazioni giornaliere possono verificarsi in concomitanza con ritmi di ordini di grandezza maggiori, come i ritmi stagionali. Si è scoperto, in particolare, che i picchi di individui conteggiati si concentravano a mezzogiorno in diversi *taxa*, corrispondenti a un livello di irradianza simile (Fig. 15). Infatti, le specie diurne come quelle del genere *Diplodus* sp. mostrano una maggiore abbondanza diurna nelle aree costiere artificiali (Azzurro et al. 2007), essendo animali che solitamente si alimentano di giorno (Bell & Harmelin-Vivien, 1983).

Questi pesci sono predatori di basso livello trofico, che si affidano alla vista per individuare le loro prede (Aguzzi et al., 2013).

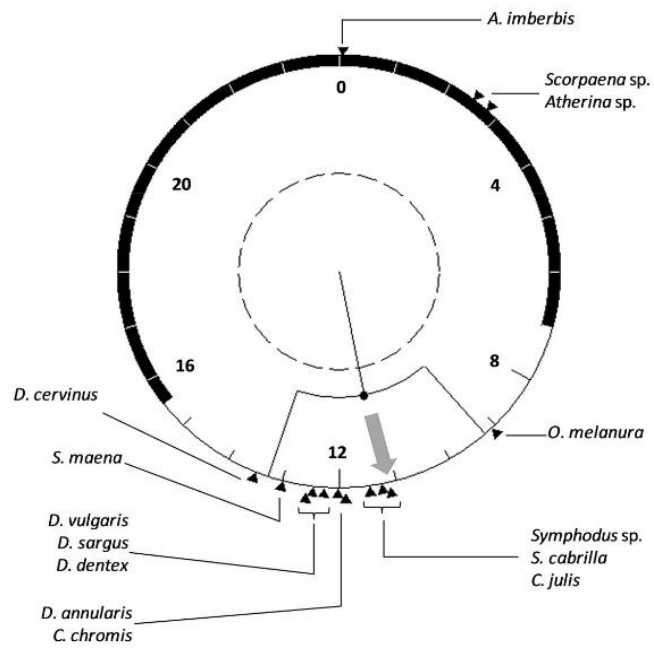


Figura 15: Immagine che mostra il picco di individui alle ore 12:00. (Aguzzi et al., 2013)

## 2. OBIETTIVI

Nonostante la grande attenzione rivolta al coralligeno del Mediterraneo nel corso del tempo da parte della comunità scientifica, è possibile riscontrare una mancanza di studi temporali a breve-medio termine su uno degli habitat più iconici del coralligeno, ovvero le foreste di *P. clavata*. L'obiettivo principale di questo elaborato, dunque, è colmare questa lacuna utilizzando tecnologie di monitoraggio innovative come il *lander* e le telecamere *time-lapse* senza esca. Questo approccio consente di analizzare la biodiversità e le dinamiche temporali che caratterizzano una foresta di gorgonie superficiale, garantendo al contempo un impatto minimo sull'habitat monitorato e sul comportamento della comunità vagile associata e fornendo anche elementi utili per comprendere le risposte dell'ecosistema a eventi di disturbo.

In questo elaborato si vogliono descrivere le variazioni temporali a breve e a medio termine della diversità e dell'abbondanza della comunità associata a una foresta di *P. clavata* in due stagioni diverse. Nel medesimo contesto, è stata valutata inoltre la presenza di ritmi circadiani e sono state acquisite informazioni sull'etologia degli organismi associati alla foresta monitorata, nonché sul rapporto che le specie osservate instauravano con i diversi strati dell'habitat (fondale, *canopy* e colonna d'acqua sovrastante). È stato infine indagato in che modo i fattori ambientali abiotici, quali l'intensità luminosa, la torbidità, l'intensità della corrente e la presenza di mucillagine, possano influenzare i ritmi e il comportamento degli organismi osservati.

### 3. MATERIALI E METODI

#### 3.1 Area di studio

##### *Presentazione dell'area*

Il Promontorio di Portofino rappresenta un'oasi naturale sulla Riviera di Levante, situata sull'appennino ligure a circa 25 km a est di Genova (Prato et al., 2016; Faccini et al., 2018). Quest'area è di straordinario valore ambientale ed è caratterizzata da una conformazione geografica unica, con la presenza di una dorsale montuosa che si estende verso il mare separando il Golfo del Tigullio ed il Golfo del Paradiso (Fig. 16A-B-C). Il promontorio ha un'altezza massima di 610 metri (Faccini et al., 2018) e si estende verso est con le baie di Portofino e Paraggi, mentre la sua porzione meridionale è delimitata da Punta del Faro e Punta Chiappa (Bavestrello et al., 2024). La combinazione di fattori geografici e climatici plasma un ambiente unico e diversificato, che ospita una varietà di ecosistemi, specie animali e vegetali, rendendo il Promontorio di Portofino un'area di grande importanza naturalistica e ambientale.

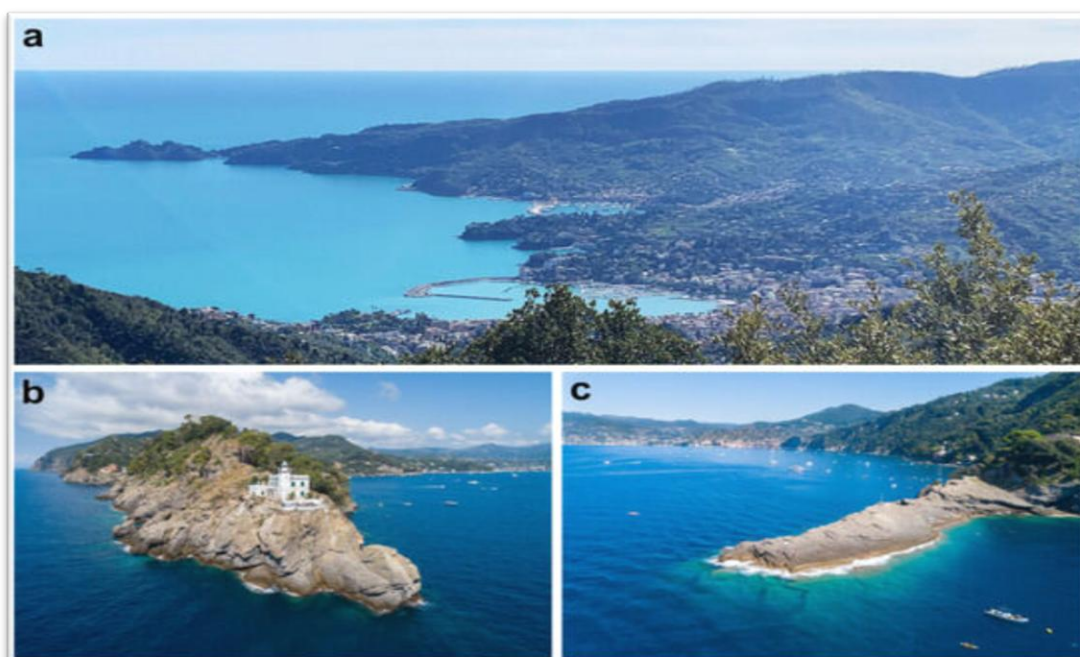


Figura 16: Il Promontorio di Portofino. (A) il versante occidentale del Golfo del Tigullio e il Promontorio di Portofino. (B e C) le due estremità del promontorio: Punta del Faro a Est (B) e Punta Chiappa a Ovest (C) (Bavestrello et al., 2024)

A livello geomorfologico, il litorale di Portofino è composto da coste alte e rocciose; queste vengono alternate da *pocket beach* (dette "spiagge a tasca"), che sono piccole spiagge contornate da alti speroni rocciosi (Bavestrello et al., 2024). Lungo il Promontorio si caratterizzano delle

falesie sottomarine che raggiungono una profondità di 40-50 m circa. Nelle falesie possono verificarsi fenomeni di frana; la caduta di rocce di grandi dimensioni contribuisce alla formazione di fondali di natura detritica, derivanti anche dall'erosione della costa rocciosa, ed arricchiti dai residui calcarei degli organismi del coralligeno. Sono presenti anche fondali a sabbie e fanghi in parte biogenici (Bavestrello et al., 2024). Nello studio di Astraldi & Manzella (1983) vengono descritti gli aspetti oceanografici del Mar Ligure orientale, con particolare riferimento all'andamento stagionale della temperatura dell'acqua. Le temperature superficiali medie risultano pari a circa 22 °C durante la stagione estiva (luglio) e a circa 14 °C nel periodo invernale. Con l'aumentare della profondità, il gradiente termico tra le acque superficiali e quelle più profonde progressivamente a ridursi, dando origine alla formazione di un termoclino stagionale. In particolare, il termoclino si colloca tra 10 e 20 m di profondità in primavera e può raggiungere una profondità di circa 90 m in autunno, per poi scomparire durante il tardo inverno a seguito del rimescolamento verticale della colonna d'acqua (Astraldi & Manzella, 1983). Il promontorio di Portofino esercita un'influenza significativa sullo sviluppo e sull'andamento delle correnti locali (Bossolasco & Dagnino, 1957). In generale, la circolazione è caratterizzata da un flusso continuo della massa d'acqua verso Nord-Ovest (NW), parallelo alla costa. Tale risulta relativamente stabile lungo tutto il profilo verticale, con velocità superficiali abbastanza costanti nel corso dell'anno; tuttavia, i valori massimi di velocità vengono registrati durante il periodo invernale (Astraldi & Manzella, 1983), in concomitanza con la prevalenza di venti settentrionali più intensi nell'area (Elliot, 1979).

#### *AMP di Portofino*

L'Area Marina Protetta (AMP) di Portofino, istituita nel 1999, si estende su una superficie di 346 ettari (ha) ed è tra le AMP più piccole d'Italia, comprendendo i comuni di Camogli, Portofino e Santa Margherita Ligure (Prato et al., 2016; Betti et al., 2020a). L'AMP è suddivisa in tre aree a diverso grado di protezione. La zona A, che è definita come Riserva Integrale, circonda un tratto di mare interno, la Cala dell'Oro, delimitato dalla linea che unisce i punti identificati in Punta Torretta e Punta del Buco. In quest'area è presente un divieto assoluto di navigazione, accesso, balneazione, pesca sportiva e professionale e immersioni subacquee, mentre sono consentite le attività di ricerca, con necessaria autorizzazione e vigilanza (Prato et al., 2016; Bavestrello et al., 2024). La zona B, definita come Riserva Generale, copre l'area che si estende da Punta del Faro fino a Punta Chiappa. Qui la pesca sportiva è consentita solo ai residenti, seppur regolamentata, così come è consentita l'immersione subacquea previa autorizzazione (Prato et al., 2016; Bavestrello et al., 2024). L'ultima zona, la C, che è la Riserva Parziale, copre un'area che si estende ai due lati del Promontorio di Portofino, dove è

completamente libera l'attività subacquea e la balneazione, mentre la pesca sportiva è consentita anche ai non residenti, seppur regolamentata (Fig. 17). Inoltre, tutta l'Area naturale Marina Protetta di Portofino è cinta da una fascia di rispetto dalla larghezza di 500 m, dove vige un limite di velocità di navigazione che non deve superare i 10 nodi (Prato et al., 2016; Betti et al., 2020a, 2020b ; Bavestrello et al., 2024).

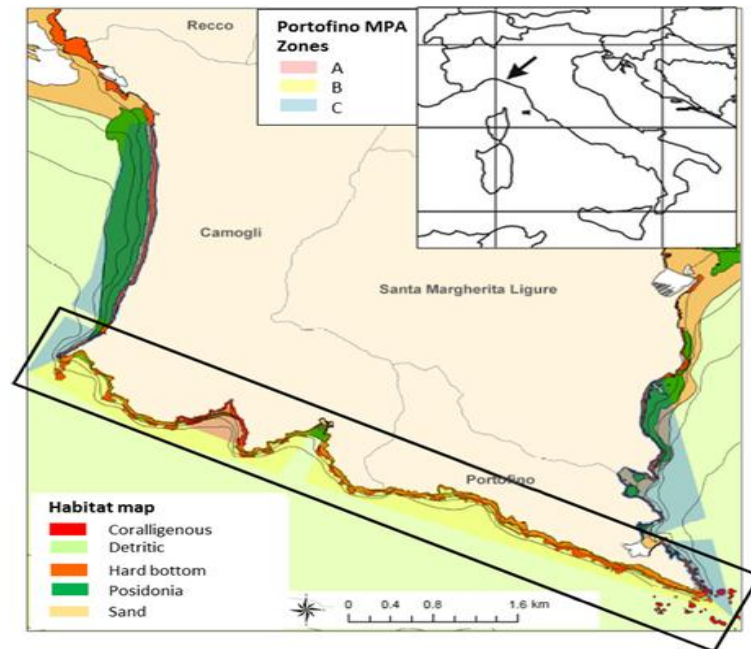


Figura 17: Cartina che illustra le tre zone ed i confini dell'AMP di Portofino (Prato et al., 2016)

L'area è caratterizzata per l'82% da fondali duri, che comprendono l'habitat roccioso vero e proprio per il 51% e l'habitat a coralligeno per il 31% (Prato et al., 2016). Inoltre, si trovano anche alcune praterie di *Posidonia oceanica* e sabbie poco profonde, che, sommate, coprono il 18% dell'area (Prato et al., 2016). Nello specifico, la Secca dell'Isuela (Fig. 20), area oggetto del campionamento, è situata nella porzione occidentale del Promontorio di Portofino, di fronte a Punta Chiappa e a circa 200 m dalla costa. Si tratta di un ambiente roccioso ad alta energia che si protende direttamente verso il largo (Betti et al., 2020b). La secca è costituita da una formazione a faraglione isolata, caratterizzata da una superficie sommitale piana che si estende a partire da circa 13 m di profondità e termina intorno ai 20 m con un marcato salto verticale (Zapata-Ramírez et al., 2016). Da qui si sviluppa una ripida falesia che degrada fino a un deposito sabbioso localizzato a circa 60 m di profondità (Zapata-Ramírez et al., 2016). Lungo il faraglione della Secca dell'Isuela si sono sviluppate biocostruzioni ben strutturate e comunità in buono stato di conservazione di *P. clavata*. Sono inoltre presenti numerose grotte marine e strapiombi colonizzati da *Corallium rubrum*.

## 3.2 Posizionamento del *lander*

### *Presentazione*

Il presente studio è stato condotto in due fasi per acquisire dati nel corso di due stagioni differenti, analizzando le caratteristiche biotiche e abiotiche. Queste due fasi del lavoro sono state condotte tra luglio e agosto 2024 (il campionamento estivo) e tra aprile e maggio 2025 (il campionamento primaverile).

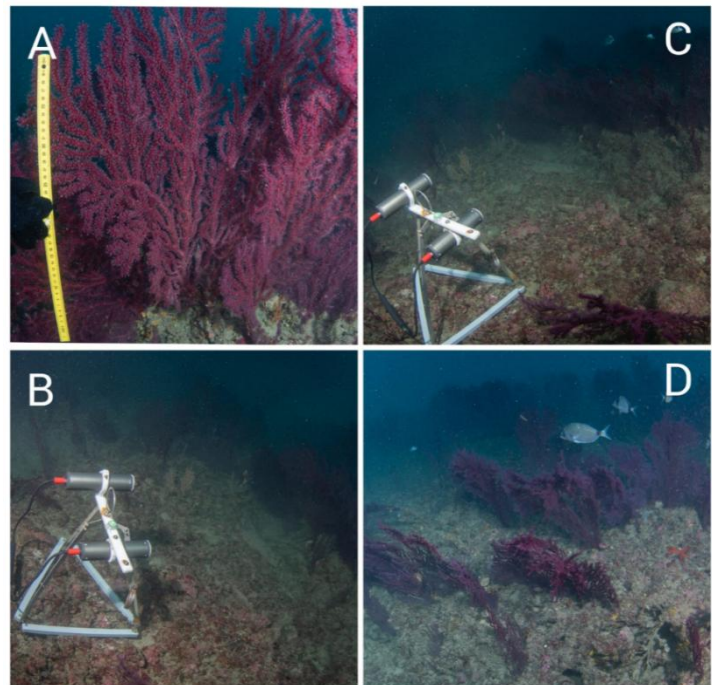
### *Tipologia dell'attrezzatura*

Il *lander*, utilizzato sia durante il campionamento estivo che quello primaverile, è il *lander W1* della *BlueResearch S.r.l.s.* (Fig. 18, 19). Il *lander* è formato da un treppiede in metallo, stabilizzato da tre barre di ferro orizzontali con un peso di 5 kg l'una. Nel vertice della struttura metallica si trova un telaio in *Delrin* con due cilindri (250×70 mm) con oblò in plexiglas. Il campionamento estivo è stato condotto utilizzando una action-cam della *Mobius*, ospitata in uno dei due cilindri, in grado di acquisire sia immagini, con una risoluzione di 2048×1538 *pixel*, sia video in formato *full HD* 1080P e 30 fps in modalità grandangolare. La telecamera è stata programmata per registrare un video della lunghezza di 5 secondi ogni 2 ore grazie alla presenza di una scheda di controllo (Arduino), contenuta insieme alla telecamera. Nel campionamento primaverile il *lander* era dotato di una *SONY action-cam* (con risoluzione video di 1280×720 *pixel*). In questo caso la telecamera è stata programmata per registrare un video di 30 secondi ogni 15 minuti, mediante la stessa modalità del campionamento estivo. In entrambi i campionamenti, il secondo cilindro ospitava un faro LED in grado di generare un'illuminazione di 450 lumen, che si accendeva in sincronia con la telecamera grazie ad una frusta con due connettori che collegava i due cilindri. La presenza di un solo faro ha compromesso la simmetria dell'illuminazione, illuminando prevalentemente l'area sinistra del campo visibile. All'interno di entrambi i cilindri, infine, erano ospitate due batterie ricaricabili *NiMh* (8,4 V, 2500 mAh), che alimentavano la strumentazione.



Figura 18: foto del *lander* WI della *BlueResearch* per il campionamento estivo di luglio-agosto e per il campionamento primaverile di aprile-maggio

Figura 19: Illustrazione del luogo di posizionamento del *lander* per il campionamento di maggio-aprile



### *Posizionamento*

In entrambi i campionamenti il *lander* è posizionato su un fianco della Secca dell'Isuela, nell'AMP di Portofino, alla profondità di 38 m e con la telecamera orientata in direzione Nord-Ovest (315°, NW).

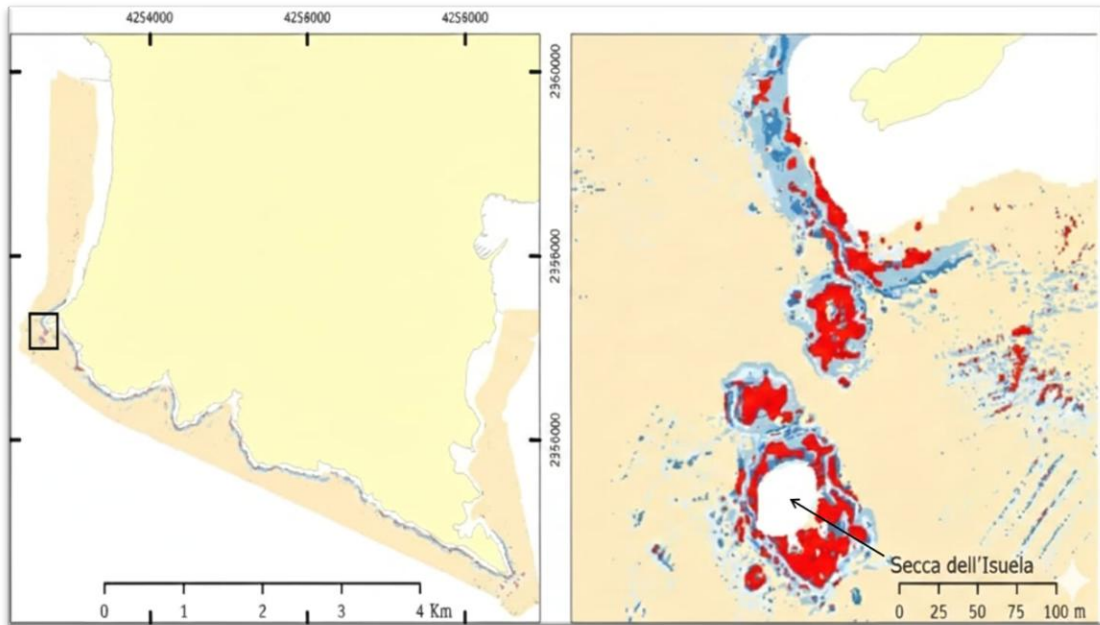


Figura 20: Mappa della Secca dell'Isuela nell'AMP di Portofino (Ponti, 2016a)

Le coordinate di posizionamento del *lander W1* nei campionamenti sono: 44° 19.32" N; 9° 8.73" E. Nello specifico, il *lander* è stato posizionato in immersione subacquea su un terrazzamento roccioso, di fronte ad una densa foresta di *P. clavata*. Per quanto riguarda il campionamento estivo, le operazioni di posizionamento del *lander* sono avvenute il 12 luglio 2024, mentre le operazioni di recupero sono avvenute il 27 agosto 2024. Il campionamento primaverile è stato condotto tra il 29 aprile 2025, data di posizionamento del *lander*, e il 12 maggio 2025, data in cui è stato recuperato.

### 3.3 *Lander imaging*

#### *Campionamenti*

Il campionamento primaverile è stato effettuato dal 29 aprile 2025 al 12 maggio 2025, durante il quale il *lander* è rimasto nel sito di campionamento per 14 giorni. La telecamera *time-lapse* acquisiva video della durata di 30 secondi a intervalli di 15 minuti, consentendo di registrare quotidianamente le fasi di alba e tramonto. I video analizzati coprono un intervallo temporale compreso tra il file MAH01913 (29 aprile 2025, 10:28) e il file MAH03033 (12 maggio 2025, 10:12), per un totale di 1.120 registrazioni pari a 14 giorni di campionamento. Nel campo visivo, di circa 1×2 m<sup>2</sup>, erano presenti 11 colonie di *P. clavata*, corrispondenti ad una densità di 5,5 colonie m<sup>-2</sup>. Nella Fig. 21A-B viene mostrata la stratocenosi considerata nell'area di campionamento sia di giorno che di notte (Fig. 21A, B). La porzione sovrastante la *canopy* è stata considerata come colonna d'acqua (WCM). La *canopy* è divisa in due aree, comprendenti la *canopy* alta e quella media. Infine, viene considerato il fondale come ulteriore porzione di

habitat.

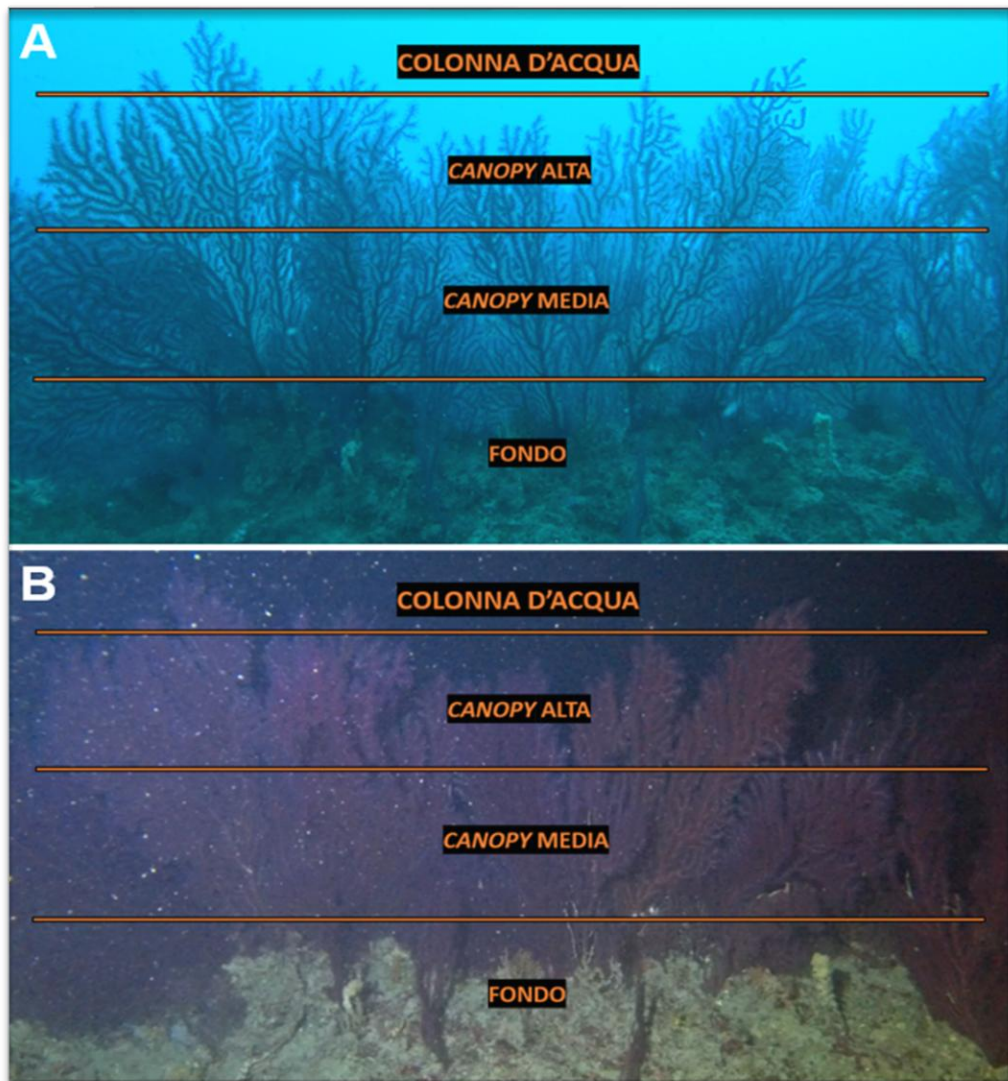


Figura 21: Cattura diurna (A) (MAH01909, 28/04/2025, 10:05) e notturna (B) (MAH01969, 30/04/2025, 02:29) con suddivisione della stratocenosys

Il campionamento estivo è stato effettuato dal 12 luglio 2024 al 27 agosto 2024, per un totale di 47 giorni a mare. La telecamera *time lapse* ha registrato video della durata di 5 secondi con un intervallo di 2 ore tra un video e l'altro, per un totale di circa 12 video al giorno. I video sono stati analizzati in ordine temporale, dal codice CAM30005 (12 luglio 2024, 11:59) al codice CAM30465 (27 agosto 2024, 12:15), corrispondenti a 47 giorni a mare, ma solo 40 effettivi di campionamento, per via di alcuni malfunzionamenti della batteria del LED, che non illuminando il campo visivo, non permetteva la raccolta dei dati. Sono stati registrati 461 video, sia diurni che notturni, grazie all'utilizzo del *flash*. Come si può vedere nella Fig. 22A-B si ha un esempio della visuale in orario diurno ed in orario notturno. Il campo visivo, di circa  $5 \times 2 \text{ m}^2$ , comprendeva 11 colonie di *P. clavata*, corrispondenti a una densità di circa  $5,5 \text{ colonie m}^{-2}$  con

un'altezza compresa fra i 59 e 86 cm. Nella Fig. 22 è riportata la suddivisione schematica dell'inquadratura. La porzione superiore, non direttamente influenzata dalla *canopy*, comprende la colonna d'acqua sovrastante (WCM). La *canopy* è stata suddivisa in due settori, comprendenti la *canopy* alta e media. Infine, è stata considerata a parte tutta la porzione del fondale. Parte della *canopy* destra rimane in una zona buia nelle foto notturne.

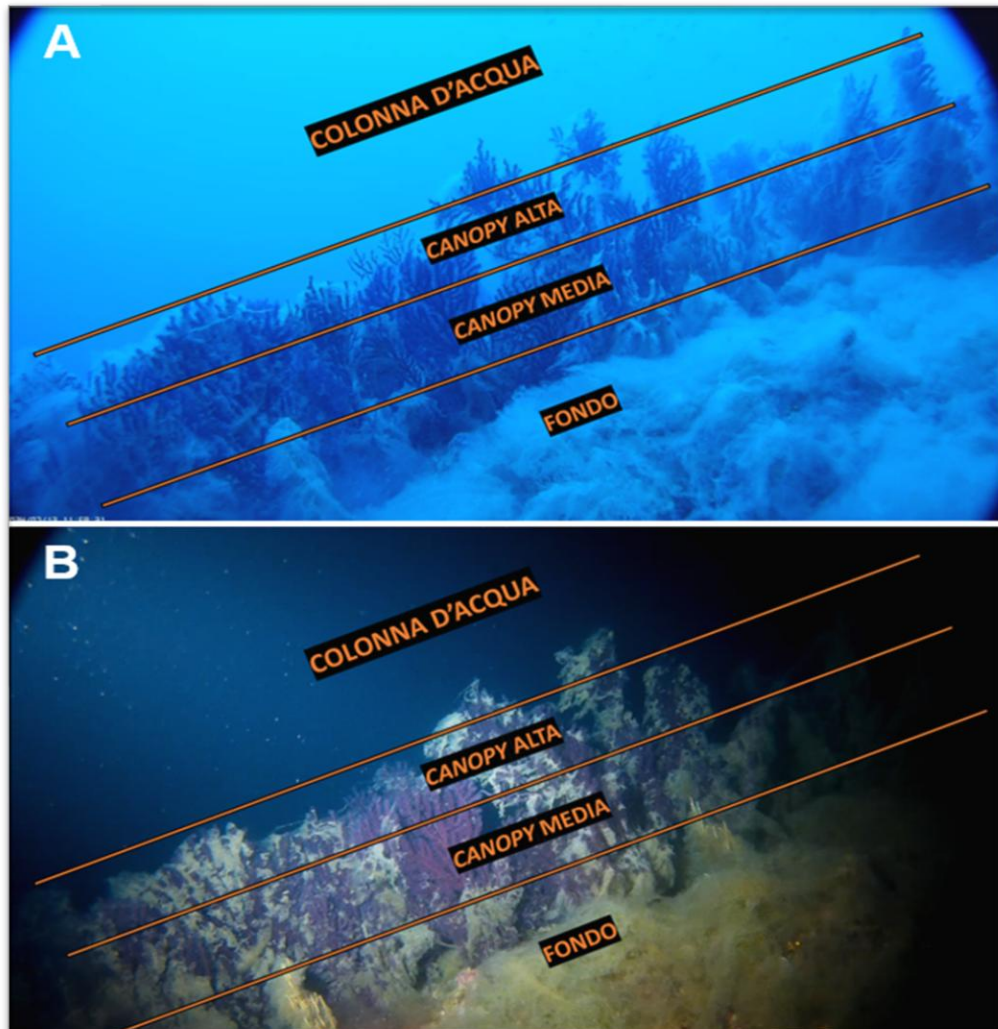


Figura 22: Cattura diurna (A) (CAM30005, 12/07/2024, 11:59) e notturna (B) (CAM30012, 13/07/2024, 02:06) con suddivisione della stratocenosys

In entrambi i campionamenti è stato possibile stimare le dimensioni degli organismi osservati, in particolare delle specie ittiche di interesse, mediante l'utilizzo del *software open-source*

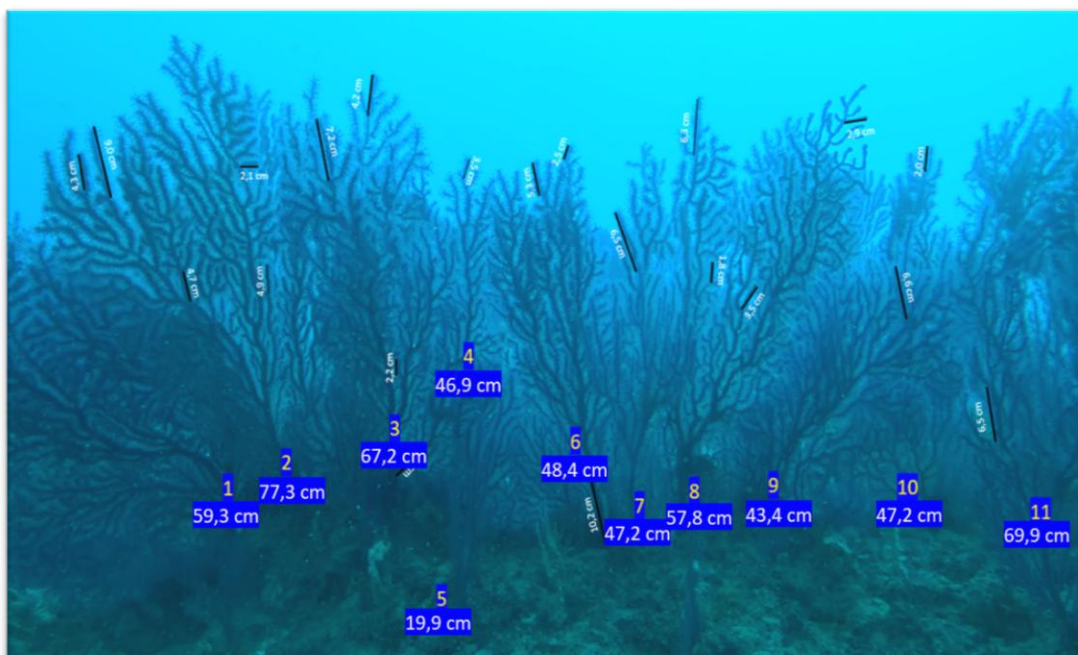


Figura 23: Inquadratura diurna dove è riportato il numero delle colonie, l'altezza e le misure delle ramificazioni prese come riferimento

*ImageJ*. Le misurazioni sono state rese possibili dalla presenza di riferimenti metrici, ottenuti grazie alla misurazione *in situ* di diversi punti della *canopy* inquadrata da parte dei subacquei durante le operazioni di posizionamento del *lander*. In Fig. 23 si può vedere quali sono le misure dei vari rami della *canopy* di *P. clavata* utilizzate per la misurazione degli individui presenti vicino ad essa e l'altezza delle colonie.

### 3.4 Caratterizzazione ambientale e biocenotica

Entrambi i campionamenti hanno previsto la registrazione di parametri abiotici e biocenotici. Per quanto riguarda i parametri ambientali misurati strumentalmente, solo il campionamento primaverile è stato supportato dalla presenza di un sensore *in situ* di temperatura e luce; nel periodo estivo tali misure sono state invece desunte da stazioni meteorologiche e boe oceanografiche situate in prossimità del sito di studio. Tutti gli altri parametri ambientali potenzialmente in grado di influenzare i *pattern* di diversità osservati sono stati valutati in modo semiquantitativo. I parametri registrati sono:

#### a) Luce

La luce influenza la distribuzione e l'abbondanza degli organismi; infatti, è nota la presenza di organismi con abitudini diurne o notturne, che possiedono ritmi circadiani opposti (Bo et al., 2024). I dati relativi al campionamento di luglio-agosto 2024 sono stati estrapolati dal *dataset* della stazione di monitoraggio ambientale di Santa Margherita

Ligure dell'Agencia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), disponibile al *link*:

<https://ambientepub.regione.liguria.it/SiraQualMeteo/script/PubAccessoDatiMeteo.asp>

I dati di aprile-maggio 2025 sono stati ottenuti *in situ* mediante l'impiego del sensore *Hobo MX2202* attaccato al *lander*, che ha permesso di acquisire dati di illuminamento (lux) in sincrono con l'acquisizione dei video. Al fine di garantire l'omogeneità dei dati, i valori di potenza della radiazione solare estiva ( $W/m^2$ ) sono stati inizialmente convertiti in illuminamento superficiale (lux) mediante l'applicazione di una formula di conversione standard, dove  $1 W/m^2 \approx 116,4 lux$ . Poiché tali dati derivano da una stazione di monitoraggio situata sulla terraferma e quindi rappresentano condizioni superficiali, i valori di illuminamento sono stati successivamente convertiti in illuminamento alla profondità di campionamento. Questa seconda conversione è stata effettuata applicando un coefficiente di attenuazione stimato empiricamente, ricavato dal confronto tra i dati di illuminamento registrati *in situ* durante il periodo primaverile e i corrispondenti valori superficiali ricavati, nello stesso intervallo temporale, dalla stazione ARPAL di Santa Margherita Ligure.

b) Alternanza circadiana

Questo parametro è stato associato alle condizioni di illuminazione osservate dall'operatore, classificando ciascun video in base alla luce presente. In particolare, è stata attribuita l'etichetta "G" (giorno) alle ore diurne e "N" (notte) alle ore notturne, mentre durante le fasi di alba e tramonto sono state assegnate rispettivamente le etichette "A" e "T". Queste ultime identificano condizioni crepuscolari caratterizzate da una ridotta intensità luminosa. Tale parametro è stato registrato col fine di indagare la possibile presenza di ritmi circadiani nelle specie osservate.

c) Torbidità

La torbidità è un parametro rilevante per la sua potenziale influenza sulla fauna pelagica e bentonica. Può portare ad una riduzione della visibilità, rendendo più difficile per i predatori visivi trovare le prede (Utne-Palm, 2002; Zanghi & Iannou, 2024). Essa esprime il grado di trasparenza della colonna d'acqua ed è indicativa della presenza di particelle sospese, quali sedimenti o materiale organico. I valori dei dati di torbidità sono stati attribuiti in modo semiquantitativo assegnando a ciascun video un punteggio compreso tra 0 e 2. In particolare, il punteggio 0 è stato assegnato in assenza di torbidità; il punteggio 1 in presenza di un basso livello di torbidità, tale da consentire una buona visibilità dell'area

inquadrata; infine, il punteggio 2 è stato attribuito ai video caratterizzati da elevata torbidità, in cui la visibilità della foresta risultava parzialmente compromessa.

d) Intensità della corrente

L'intensità dell'idrodinamismo riflette la forza delle correnti presenti nell'area monitorata ed è rilevante perché può essere un forte modificatore del comportamento e della presenza degli organismi. Tale parametro è stato valutato in modo semiquantitativo, assegnando a ciascun video un punteggio compreso tra 0 a 2 sulla base dell'inclinazione della *canopy* e della velocità di spostamento del particolato sospeso in acqua. In particolare, il punteggio 0 è stato attribuito in condizioni di idrodinamismo assente o debole. Il punteggio 1 è stato assegnato in presenza di un'intensità moderata della corrente, associata ad un movimento più marcato della *canopy* e del particolato sospeso. Infine, il punteggio 2 identifica condizioni di forte idrodinamismo, in cui la *canopy* risulta significativamente piegata e deformata rispetto alla configurazione naturale e il particolato sospeso viene spostato con grande intensità.

e) Direzione della corrente

La direzione della corrente è stata valutata in modo semiquantitativo utilizzando come riferimento l'orientamento NW dell'inquadratura della telecamera. L'osservazione della direzione di spostamento del particolato sospeso nella colonna d'acqua e, marginalmente, della direzione di inclinazione della *canopy*, ha consentito di determinare la direzione della corrente per tutti i video analizzati.

f) Precipitazione cumulativa (mm)

Le precipitazioni possono portare sedimenti e particelle in sospensione nell'acqua, aumentando la torbidità e riducendo la penetrazione della luce (Morrison et al., 2006). Possono anche influenzare le correnti, la temperatura, la salinità e la chimica dell'acqua, modificando il comportamento della fauna ittica (Markham & McLain, 1977; Payne et al., 2015). I dati della precipitazione cumulativa sono stati ottenuti per entrambi i campionamenti dai *dataset* ARPAL della stazione meteorologica di Camogli (GE).

In parallelo alla registrazione dei parametri ambientali, l'analisi dei video si è concentrata principalmente sull'osservazione e sulla raccolta di parametri biologici e sulla biodiversità associata, che hanno rappresentato il fulcro del presente studio. Nello specifico, per esaminare

le dinamiche biologiche della diversità associata alla foresta di *P. clavata*, è stata posta l'attenzione sui seguenti parametri:

a) Biodiversità, abbondanza e posizione della fauna vagile

Sono stati identificati tutti gli organismi che passavano nel campo visivo (in termini di specie ed abbondanza di individui) in ciascun video analizzato, annotando la posizione nella stratocenosi (fondale, *canopy* bassa, *canopy* alta e acqua) ed eventuali comportamenti particolari.

b) Taglia delle specie ittiche

L'analisi dell'ittiofauna ha incluso la stima delle dimensioni degli individui di alcune specie presenti nei video, effettuata mediante il software *ImageJ*. Considerata la possibile presenza di incertezza associata a tale metodo di misurazione, gli esemplari sono stati classificati in tre categorie dimensionali (piccola, media, grande). La definizione delle classi dimensionali è stata effettuata facendo riferimento alla taglia massima riportata per ciascuna specie nel database online *FishBase* ([www.fishbase.org.au](http://www.fishbase.org.au)). Ad ogni individuo, dunque, è stata assegnata un'etichetta numerica compresa tra 1 e 3, dove: 1 indica individui di piccola taglia, 2 individui di taglia intermedia e 3 individui che si avvicinavano o raggiungevano la taglia massima documentata. Le specie per le quali è stata effettuata la misurazione sono: *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758), *Muraena helena* (Linnaeus, 1758), *Phycis phycis* (Linnaeus, 1766), *Sphyræna viridensis* (Cuvier, 1829) *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) e *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758), dove si è cercato di distinguere gli individui adulti da quelli giovanili.

c) Mucillagine

La mucillagine è composta principalmente da polisaccaridi e proteine e rappresenta una seria minaccia per le gorgonie del Mediterraneo, poiché può ricoprire i tessuti e ostacolare gli scambi gassosi e l'alimentazione dei polipi della colonia, inducendo fenomeni di necrosi tissutale (Mistrie et al., 1996a, 1996b; Giuliani et al., 2005; Montalbetti et al., 2023). Tale parametro è stato classificato in modo semiquantitativo mediante l'assegnazione di un punteggio compreso tra 1 e 3, in base all'estensione del ricoprimento sulla *canopy* e sul fondale. In particolare, il punteggio 1 è stato attribuito in presenza di basse quantità di mucillagine, con *canopy* prevalentemente visibile; il punteggio 2 in condizioni di copertura parziale di alcune colonie di *P. clavata* e di abbondante presenza

di mucillagine sul fondale; infine, il punteggio 3 è stato assegnato quando oltre la metà delle colonie risultava coperta da mucillagine, accumulata anche sul fondo.

d) Ritmi di apertura e chiusura dei polipi di *P. clavata*

L'apertura e la chiusura dei polipi di *P. clavata* (espansione e retrazione) dipendono principalmente dalla disponibilità di cibo e dalle correnti locali (Prado et al., 2023) e riflettono il grado di attività delle colonie. Questo parametro è stato valutato in ciascun video mediante una scala semiquantitativa a tre livelli (0-2). Il punteggio 0 è stato attribuito quando tutte le colonie inquadrature (n=12) presentavano i polipi completamente chiusi, conferendo alla *canopy* un aspetto più compatto. Il punteggio 1 è stato assegnato quando l'apertura dei polipi era osservabile in un numero di colonie minore o uguale a sei, mentre il punteggio 2 è stato attribuito quando più della metà delle colonie presentava i polipi aperti.

### 3.5 Elaborazione dati

Il presente lavoro di tesi ha riguardato l'analisi della biodiversità associata alla foresta di *P. clavata*, concentrandosi sulle differenze stagionali nella frequentazione circadiana della foresta da parte di diverse specie animali, e sulla verifica di eventuali preferenze di posizione delle specie osservate nella stratocenosi. È stata innanzitutto valutata la diversità associata all'habitat, considerando le specie o, se necessario, il numero di OTU (*Operational Taxonomic Unit*) per ciascun gruppo tassonomico e la frequenza di presenza di ciascuna specie. Tale frequenza è stata calcolata come il rapporto tra il numero di video in cui una specie è stata osservata e il totale dei video analizzati. Per quanto concerne la fauna ittica, è stata inoltre valutata la rappresentatività specifica di ciascuna famiglia.

Successivamente, è stata esaminata la presenza di eventuali *pattern* riconducibili a ritmi circadiani, valutando sia l'abbondanza sia la presenza/assenza di ciascuna specie nelle ore diurne, notturne e crepuscolari (alba e tramonto). Gli orari utilizzati per le due stagioni sono: alba: dalle 4:30 alle 8:30 in estate; dalle 5:00 alle 7:30 in primavera; giorno: dalle 8:30 alle 20:30 in estate; dalle 7:30 alle 18:00 in primavera; tramonto: dalle 20:30 alle 22:30 in estate; dalle 18:00 alle 20:30 in primavera; notte: dalle 22:30 alle 4:30 in estate; dalle 20:30 alle 5:00 in primavera.

Per le specie più significative, in particolare *A. anthias*, *C. chromis* e *S. smaris*, sono state condotte analisi più approfondite, valutando nel dettaglio le dinamiche e il comportamento durante il periodo di campionamento, e la loro posizione nell'ambiente, laddove opportuno, anche in relazione al momento della giornata (alba, giorno, tramonto e notte). Inoltre, è stata

effettuata un'analisi della distribuzione verticale, valutando la posizione degli individui all'interno dell'habitat in relazione a quattro compartimenti: fondale, *canopy* bassa, *canopy* media e colonna d'acqua sovrastante. Per *Coris julis* (Linnaeus, 1758) è stato possibile determinare anche il sesso degli individui grazie al marcato dimorfismo sessuale della livrea. Analisi aggiuntive sono state condotte su *A. anthias* e *C. chromis*, mettendo in relazione la presenza degli individui con l'andamento della radiazione luminosa e valutando l'abbondanza oraria delle due specie. Infine, per *C. chromis* è stata effettuata un'analisi specifica finalizzata a valutare quantitativamente la presenza di individui giovanili nei campionamenti primaverile ed estivo, mediante la misurazione delle dimensioni degli individui. Infine, è stato effettuato un confronto tra i due campionamenti, al fine di valutare le differenze stagionali di biodiversità e di comportamento nella stratocenosi.

## 4. RISULTATI

### 4.1 Caratterizzazione ambientale

#### *Campionamento primaverile*

Durante il periodo di campionamento la luce ha mostrato un andamento decrescente per i primi 9 giorni (da  $777,53 \pm 751,75$  lux a  $153,12 \pm 224,22$  lux) per poi risalire marcatamente fino a  $629,14 \pm 799,28$  lux e decrescere l'ultimo giorno in concomitanza con eventi metereologici caratterizzati da una densa copertura nuvolosa (*Fig. 24A*). La torbidità si è mantenuta moderatamente bassa e costante per tutto il periodo di osservazione (*Fig. 24B*). Un incremento puntuale è stato registrato il 10 maggio, con un valore di  $0,94 \pm 0,85$ , seguito da un rapido ritorno a valori molto bassi (*Fig. 24B*). Le precipitazioni giornaliere sono risultate complessivamente molto contenute (*Fig. 24C*), con una media di  $0,02 \pm 1,15$  mm d<sup>-1</sup>. Eventi piovosi sono stati registrati tra il 4 e 6 maggio 2025, con valori rispettivamente pari a  $0,60 \pm 1,09$ ;  $0,84 \pm 1,6$  e  $1,37 \pm 3,3$  mm d<sup>-1</sup>. Al di fuori di tali episodi, le precipitazioni sono state pressoché assenti. Ciò è coerente con la modesta torbidità osservata in acqua.

Il sito ha mostrato una marcata variabilità sia nell'intensità sia nella direzione della corrente (*Fig. 25*). Le direzioni più frequentemente registrate ricadono nel quadrante occidentale, con il 19,2% delle osservazioni a 225° (SW), il 17,4% a 315° (NW), e il 16,6% a 270° (W). L'intensità media giornaliera della corrente ha oscillato tra un minimo di  $0,55 \pm 0,39$  (registrato il 30 aprile e il 9 maggio) e un massimo di  $1,74 \pm 0,44$  (registrato il 6 maggio in concomitanza con la piovosità). Anche il secondo valore più elevato ( $1,69 \pm 0,47$ ) è stato osservato nello stesso intervallo temporale. Entrambi i picchi si associano a giornate caratterizzate da marcata risacca

(Fig. 25). La media totale della corrente è di  $0,94 \pm 0,39$ . I valori minimi di intensità della corrente risultano prevalentemente associati a una direzione prossima ai  $180^\circ$  (S).

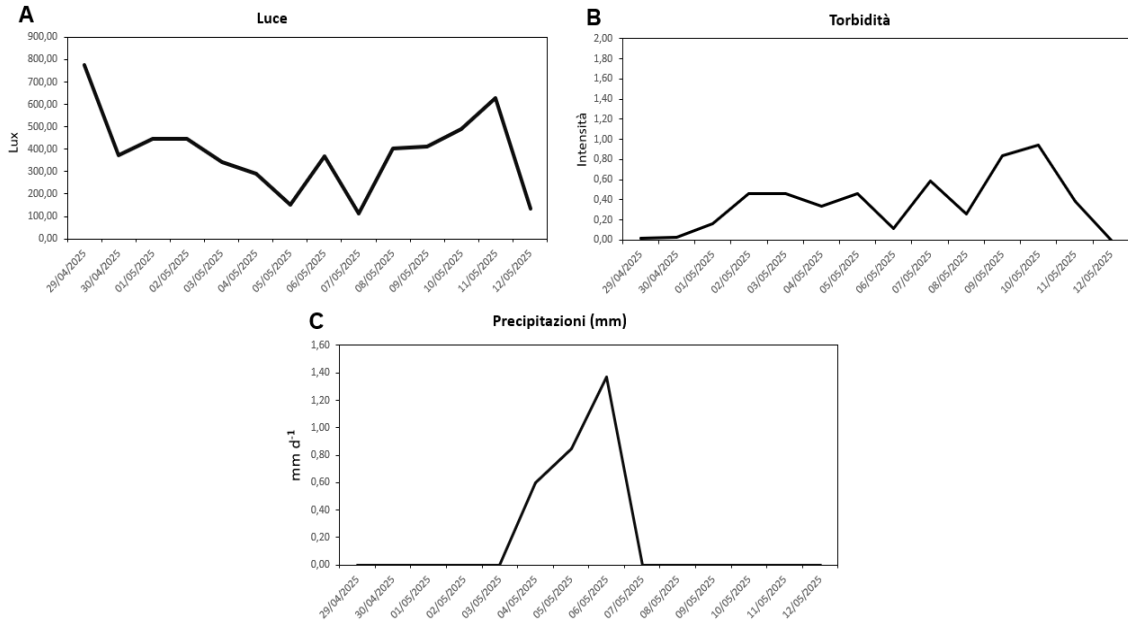


Figura 24: Grafici dei parametri ambientali del campionamento primaverile: (A) luce media giornaliera (lux); (B) torbidità media (0-2, assente, scarsa, elevata); (C) precipitazioni medie giornaliere (mm d<sup>-1</sup>)

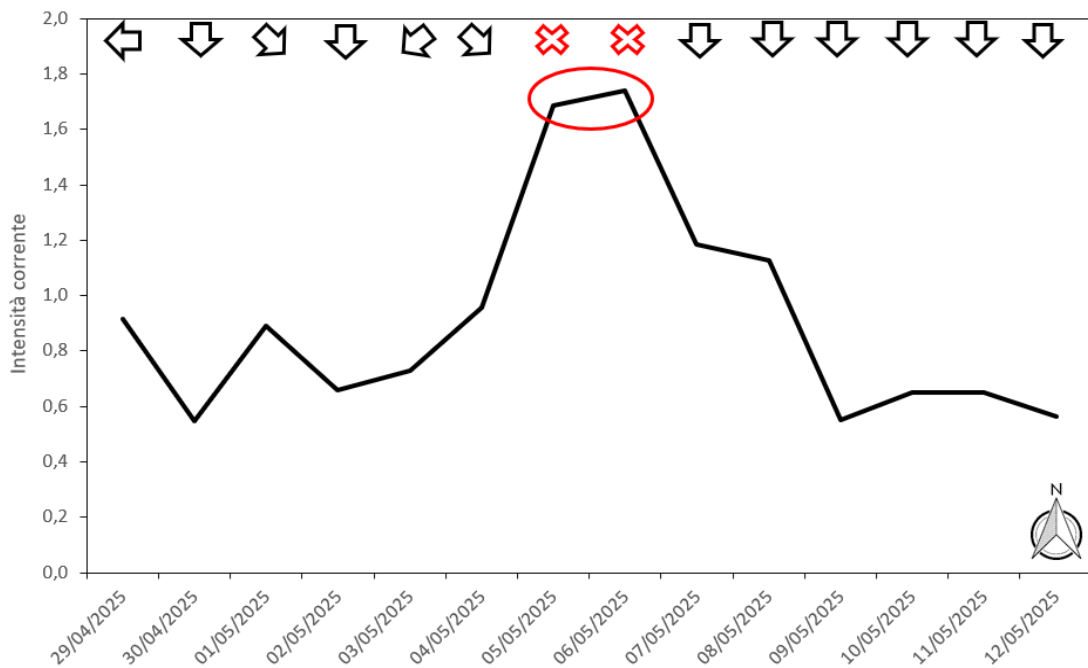


Figura 25: Direzione e intensità media giornaliera (0-2, assente, scarsa, elevata) della corrente in primavera. Il cerchio rosso indica la presenza di risacca.

### *Campionamento estivo*

Durante il periodo di campionamento la luce ha mostrato un andamento oscillante ( $1189,6 \pm 1347,4 - 2399,2 \pm 2388,2$ ) ma sostanzialmente stabile (*Fig. 26A*). La luminosità estiva è circa 2-3 volte quella primaverile. L'andamento della torbidità nel periodo analizzato risulta complessivamente stabile, con valori medi pari a  $0,15 \pm 0,44$  (*Fig. 26B*). Un'unica deviazione marcata si osserva il 22 agosto 2024, quando è stato registrato un incremento rispetto alla media del periodo pari a  $1,3 \pm 0,5$ , significativamente superiore ai valori delle giornate precedenti (*Fig. 26B*). Tale incremento appare isolato e seguito da un rapido ritorno a condizioni di minore torbidità, suggerendo un evento di natura episodica. Le precipitazioni cumulate giornaliere sono risultate pressoché nulle, con una media di  $0,05 \pm 0,078 \text{ mm d}^{-1}$  (*Fig. 26C*). Eventi piovosi sono stati registrati esclusivamente il 20 luglio e il 1° agosto 2024.

Il sito di campionamento ha mostrato una marcata variabilità sia nell'intensità sia nella direzione della corrente. La direzione più frequente registrata è risultata  $225^\circ$  (SW) con il 34,9% delle osservazioni, seguita da  $270^\circ$  (W) con il 14%. L'intensità media giornaliera della corrente ha oscillato tra un valore minimo di  $0,14 \pm 0,49$  (11 agosto 2024) e un massimo di  $1,44 \pm 0,74$  (4 agosto 2024), con una media complessiva pari a  $0,78 \pm 0,37$  (*Fig. 27*). Il valore minimo di media giornaliera è stato seguito, nella giornata successiva, da un marcato incremento dell'intensità, associato a un evento di corrente in direzione SW. Nel complesso, le giornate caratterizzate dai valori più bassi di intensità media della corrente risultano associate prevalentemente a direzioni comprese tra S e SW. Nelle giornate del 17-18-22 luglio e del 4 agosto, non è emersa una direzione univoca della corrente (*Fig. 27*). In questi casi, l'andamento suggerisce una condizione

dominata da risacca, verosimilmente legata al moto ondoso superficiale, che ha determinato un idrodinamismo oscillatorio piuttosto che una corrente unidirezionale definita.

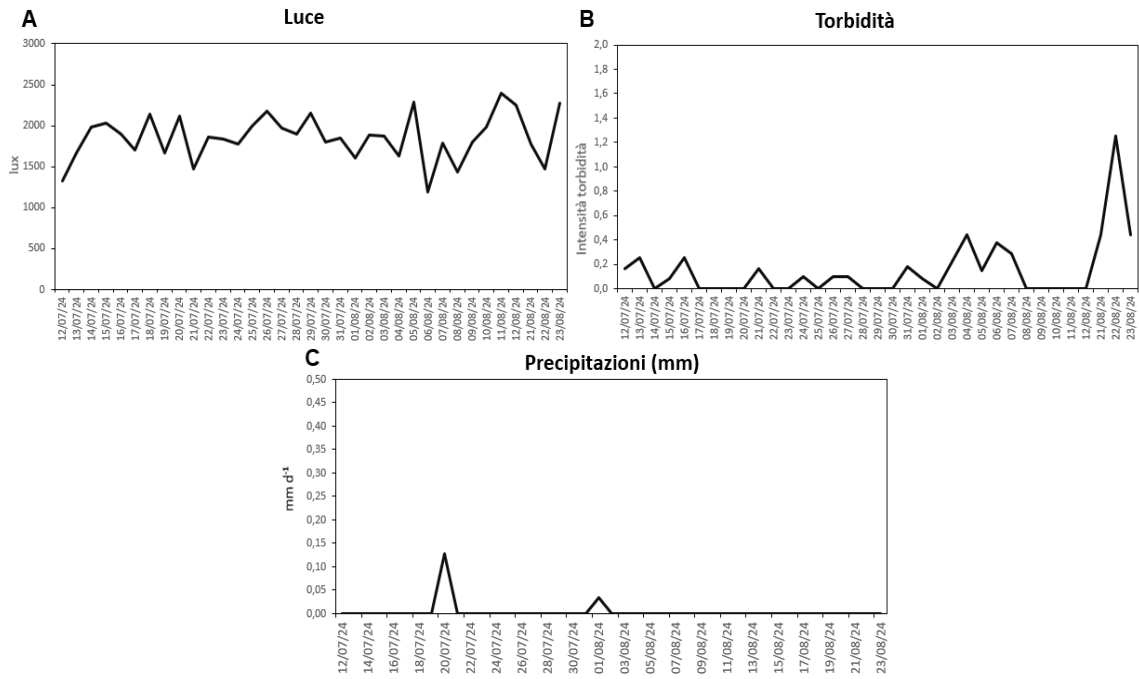


Figura 26: Grafici dei parametri ambientali del campionamento estivo: (A) luce media giornaliera (lux); (B) torbidità media giornaliera (0-2, assente, scarsa, elevata); (C) precipitazioni medie giornaliere (mm d<sup>-1</sup>)

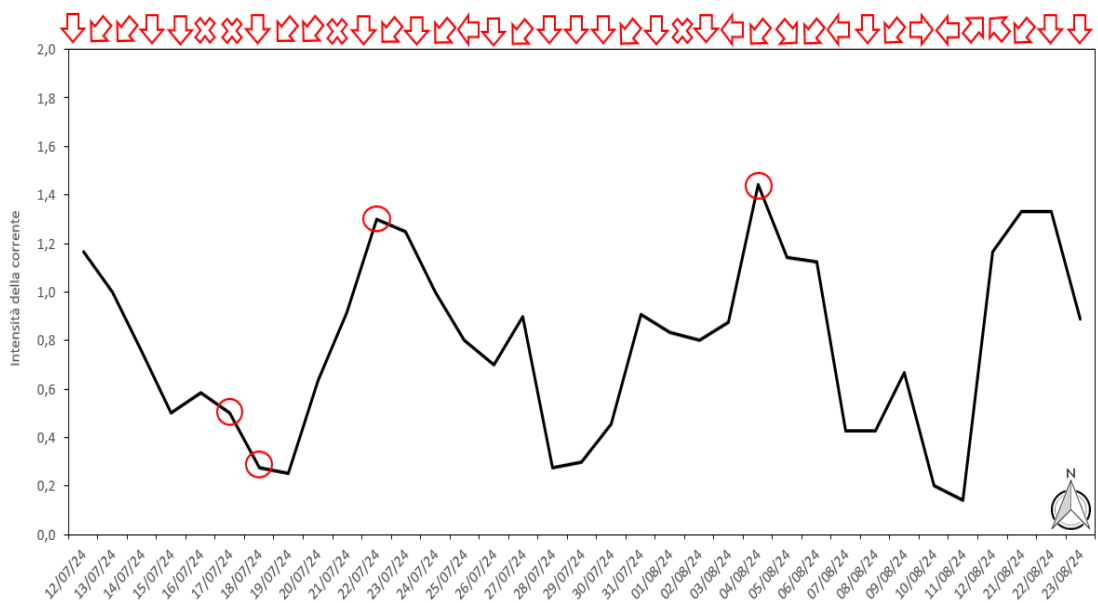


Figura 27: Direzione e intensità media giornaliera (0-2, assente, scarsa, elevata) della corrente in estate. I cerchi rossi indicano la presenza di risacca.

## 4.2 Parametri biologici della foresta

La mucillagine è risultata sempre assente durante il campionamento primaverile. Al contrario, in estate, la mucillagine, sempre presente, ha mostrato un valore medio giornaliero massimo il 18 luglio 2024 ( $3 \pm 0$ ), indicando una copertura elevata ed omogenea, per poi diminuire progressivamente. I valori minimi verso sono stati registrati il 2, 4 e 23 agosto 2024 (rispettivamente  $1 \pm 0$ ,  $1 \pm 0,67$  e  $1 \pm 0,37$ ) (Fig. 28).

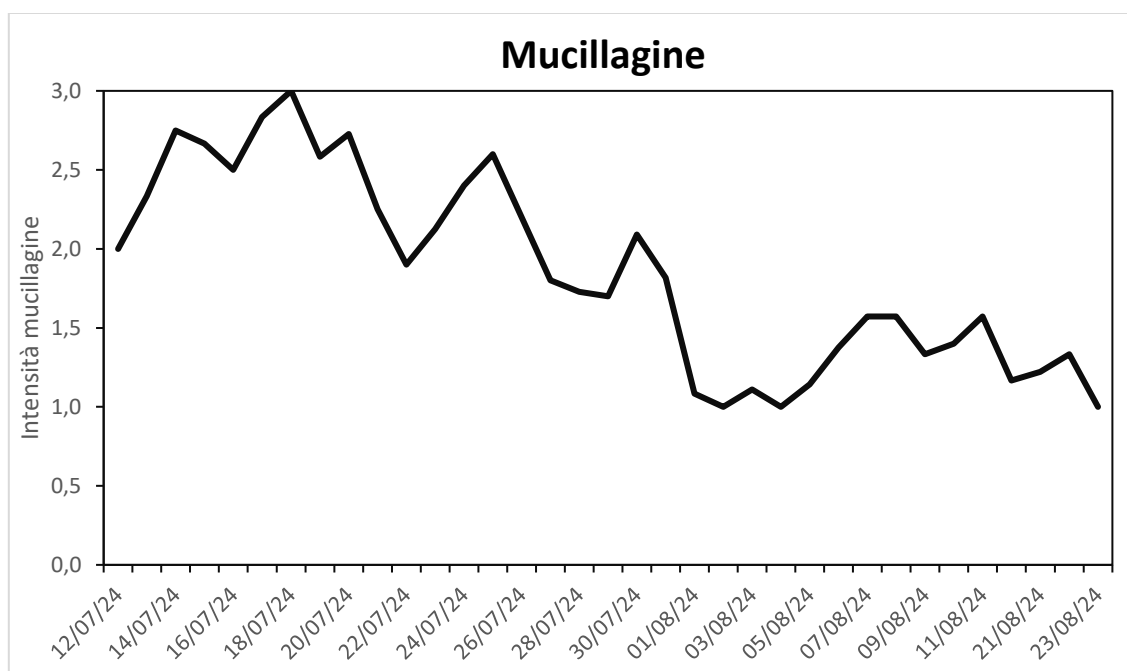


Figura 28: Quantità media giornaliera di mucillagine presente durante il campionamento estivo (0-3, assente, scarsa, media, elevata)

L'andamento dell'apertura e della chiusura dei polipi di *P. clavata* durante la primavera evidenzia una prevalenza dello stato di apertura per la maggior parte del periodo di monitoraggio (Fig. 29). Si osserva una riduzione marcata e ricorrente dell'apertura dei polipi durante le ore più centrali delle giornate monitorate.

Anche l'andamento dell'apertura e della chiusura dei polipi di *P. clavata* durante l'estate mostra una predominanza dello stato di apertura (Fig. 30). Solo in limitati intervalli temporali circa la metà (o meno) delle colonie presentava polipi aperti, mentre episodi di chiusura completa di tutte le colonie sono risultati sporadici e di breve durata. Si evidenzia nello specifico una prevalente condizione di chiusura durante le ore centrali. In questa fascia oraria si osservano frequentemente situazioni in cui tutte le colonie presentano i polipi completamente chiusi. Per la maggior parte del tempo i polipi di *P. clavata* rimangono aperti continuamente, anche in diversi intervalli di ore consecutivi.

Gli andamenti stagionali mostrano pattern simili. I polipi “tutti chiusi” si sono verificati il 13% in primavera e il 15% delle volte in estate, l’alternanza di colonie con polipi chiusi e aperti si è verificata il 24% in primavera e il 23% delle volte in estate, mentre i polipi “tutti aperti” sono stati registrati il 63% in primavera e il 62% delle volte in estate. Si è poi mostrata una forte sincronia in entrambe le stagioni, del 77% (primavera) e del 76% (estate), sommando i dati dei polipi “tutti aperti” e “tutti chiusi”.

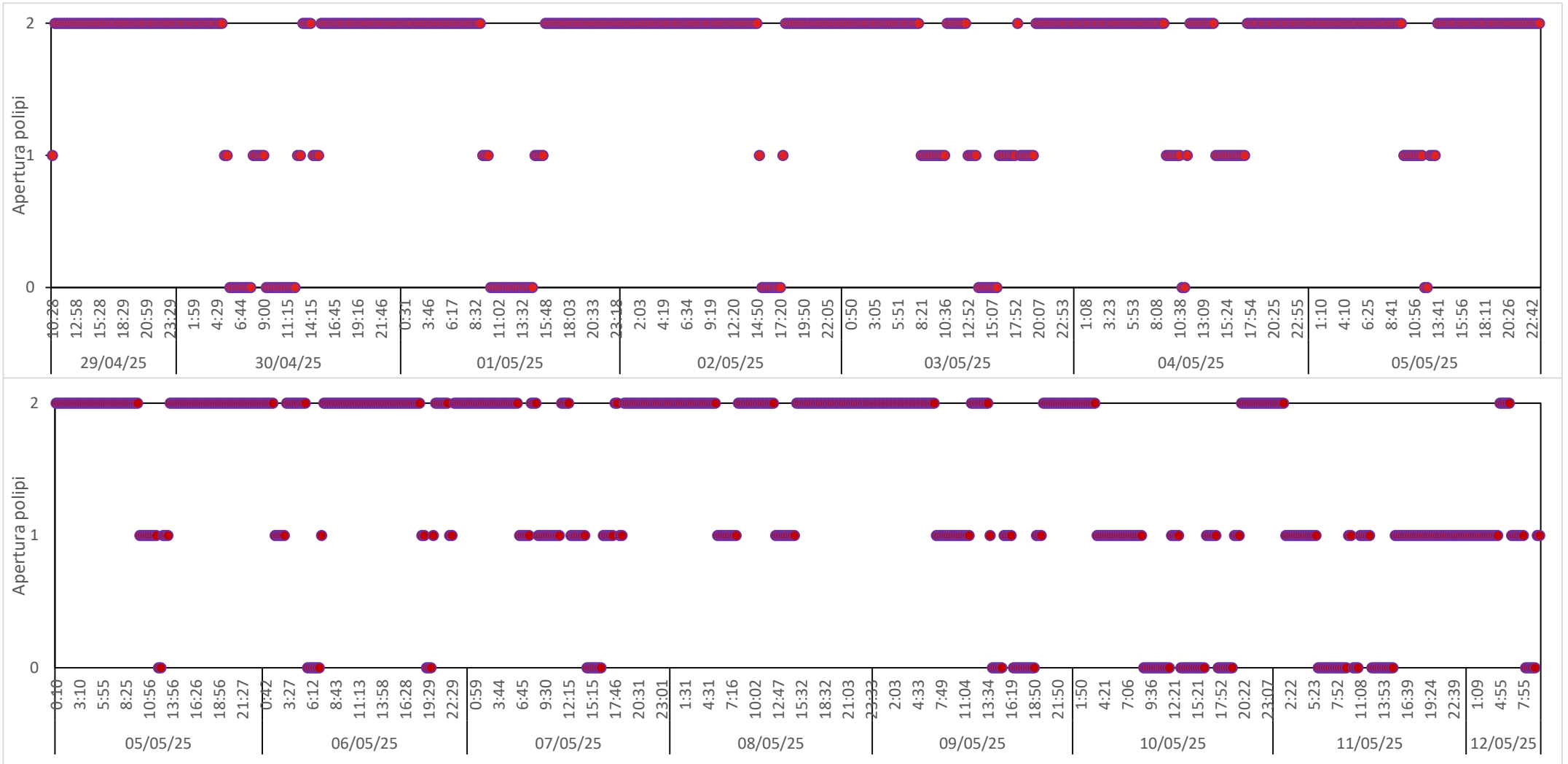


Figura 29: Apertura dei polipi di *P. clavata* nel campionamento primaverile (0-2, chiusi, parzialmente aperti, aperti).

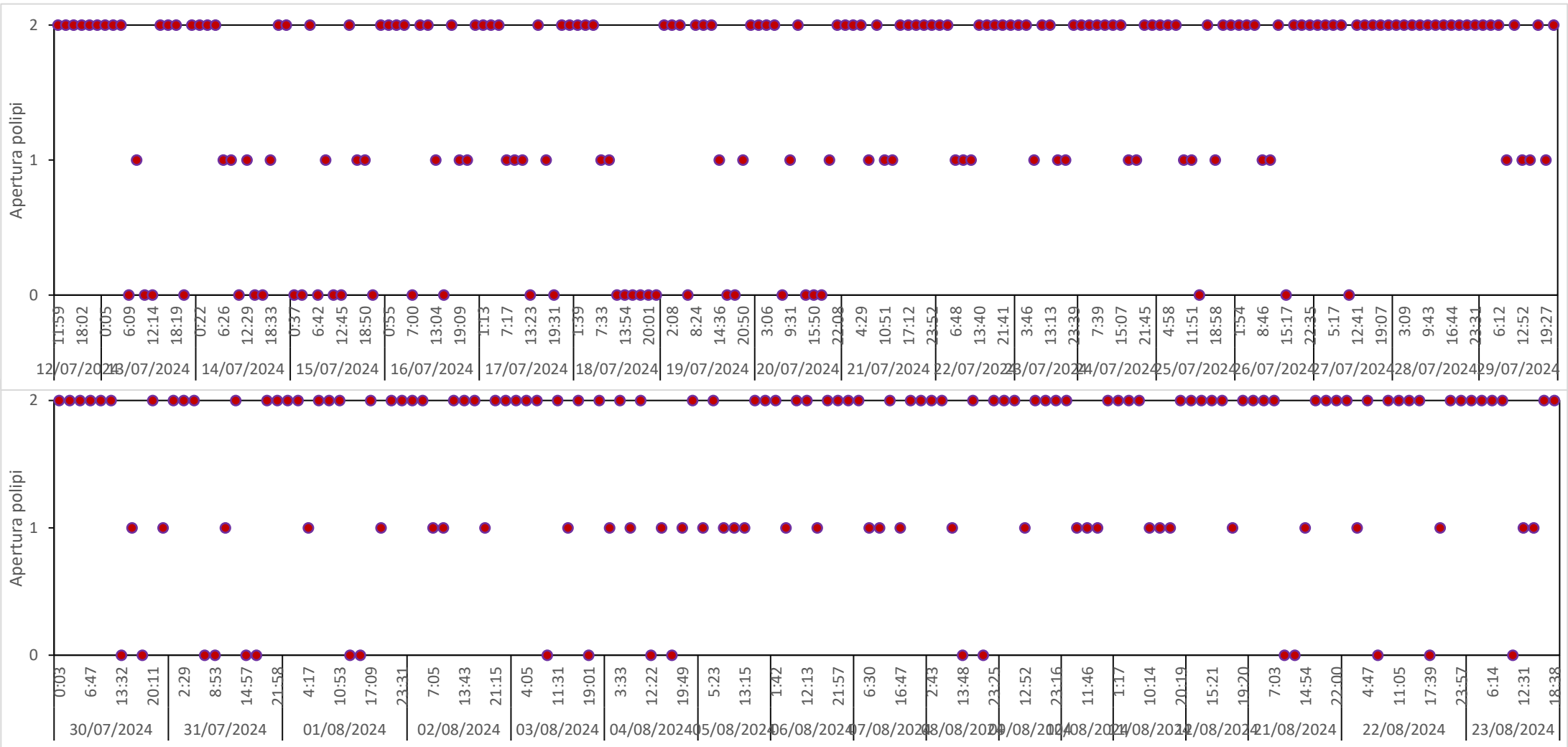


Figura 30: Apertura dei polipi di *P. clavata* nel campionamento estivo (0-2, chiusi, parzialmente aperti, aperti).

### 4.3 Caratterizzazione della biodiversità

#### *Biodiversità associata*

Il campionamento primaverile ha evidenziato una maggiore diversità tassonomica, con un totale di 33 specie distribuite in 7 gruppi tassonomici, ovvero: Gastropoda (Mollusca; 1 specie), Cephalopoda (Mollusca; 2 specie), Malacostraca (Arthropoda, Crustacea; 4 specie), Holothuroidea (Echinodermata; 1 specie), Ophiuroidea (Echinodermata; 1 specie), Asteroidea (Echinodermata; 1 specie) e Teleostei (Chordata, Osteichthyes; 19 specie) (Fig. 31, Tab. 1). Nel periodo di campionamento estivo sono state complessivamente identificate 26 specie, appartenenti a 2 gruppi tassonomici: Malacostraca (Arthropoda, Crustacea) e Teleostei (Chordata, Osteichthyes), rappresentati rispettivamente da 4 e 22 specie (Fig. 31, Tab. 1). Considerati tutti i *taxa* registrati, 17 sono presenti sia in primavera che in estate e sono tutti pesci.

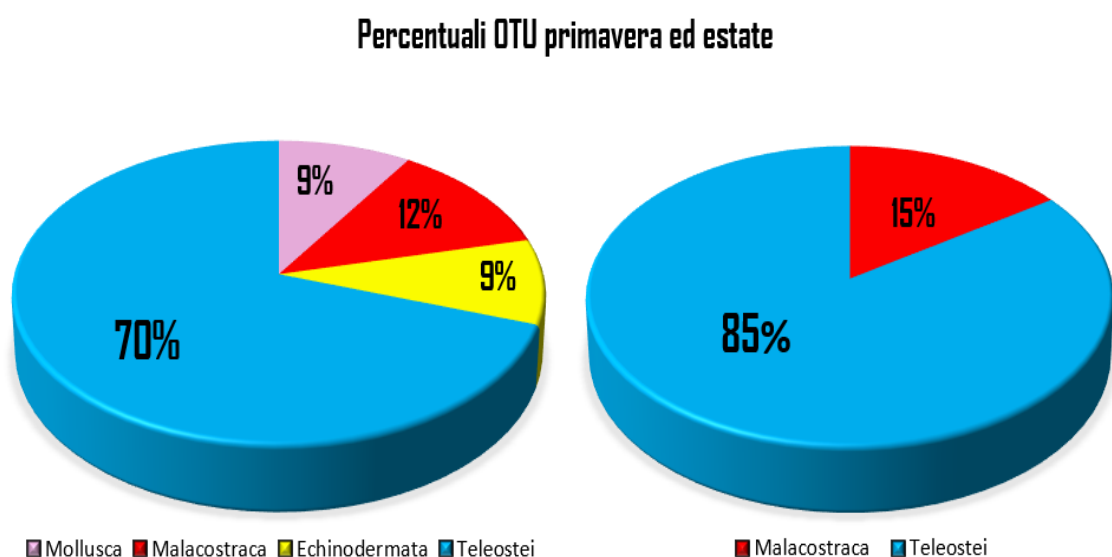


Figura 31: Biodiversità associata alla foresta nelle due stagioni

Tab. I: Lista dei *taxa* identificati durante la fase di *imaging*, in cui è segnato il numero totale di record per ciascuna specie (Conteggio) e il numero dei video nei quali sono state rilevate (N° CAM)

Gruppo Tassonomico		Specie/OTU	PRIMAVERA		ESTATE	
			Conteggio	N° CAM	Conteggio	N° CAM
Mollusca	Gastropoda	<i>cf. Cerithium sp.</i>	12	12	-	-
	Cephalopoda	<i>Octopus vulgaris</i> (Cuiver, 1797)	3	3	-	-
		<i>Sepia officinalis</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	-	-
Arthropoda Malacostraca		<i>Galathea strigosa</i> (Linnaeus, 1761)	15	15	-	-
		Majoidea spp.	5	4	-	-
		Paguroidea sp.	-	-	1	1
		<i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787)	8	8	-	-
		<i>Plesionika narval</i> (Fabricius, 1787)	-	-	2	2
		<i>Processa sp.</i>	-	-	1	1
		<i>Squilla mantis</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	1
		<i>Stenopus spinosus</i> (Risso, 1827)	42	40	-	-
		Unidentified shrimps	6	3	-	-
Echinodermata	Holothuroidea	<i>Holothuria tubulosa</i> (Gmelin, 1791)	118	118	-	-
	Ophiuroidea	<i>Ophioderma longicaudum</i> (Bruzellius, 1805)	1	1	-	-
	Asteroidea	<i>Echinaster (Echinaster) sepositus</i> (Retzius, 1783)	97	97	-	-
Chordata Teleostei	Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	3569	493	721	126
	Anthiidae	<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)	4961	527	1011	97
	Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	103	78	21	21
	Labridae	<i>Centrolabrus melanocercus</i> (Risso, 1810)	1	1	7	6
		<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	64	57	80	56
		<i>Labrus mixtus</i> (Linnaeus, 1758)	8	8	3	3
		<i>Symphodus sp.</i>	4	4	9	6
		<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	1	1	-	-
	Sparidae	<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	3	3
		<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	224	95	-	-
		<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	38	14	13	9
		<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	15	15	1	1
		<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	7	6	1	1
		<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	56	33	13	8
	Congridae	<i>Diplodus vulgaris</i> (Saint-Hilaire, 1817)	31	25	28	19
		<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	1449	85	865	52
	Sphyraenidae	<i>Ariosoma balearicum</i> (Delaroche, 1809)	-	-	2	2
		<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	-	-
	Serranidae	<i>Sphyraena viridensis</i> (Cuvier, 1829)	7	5	10	8
	Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	194	184	11	11
Epinephelidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	16	16	4	4	
Phycidae	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	5	5	1	1	
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	32	3	-	-	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	1	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i> (Rafinesque, 1810)	-	-	2	2	
Balistidae	<i>Balistes capricus</i> (Gmelin, 1789)	-	-	1	1	
Unidentified	Unidentified fishes	33	27	18	13	

Nel campionamento primaverile, sono stati registrati rispettivamente 4961 e 3569 record di *A. anthias* e *C. chromis*, con una frequenza percentuale del 47% e del 44% rispettivamente, mentre *S. smaris* ha totalizzato 1449 osservazioni con una frequenza del 7.6%. Inoltre, in questa stagione è stata rilevata un'abbondanza relativamente elevata di *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758), con 194 individui osservati ed una frequenza percentuale del 16.4%. Complessivamente, in primavera, i Teleostei costituiscono il 70% dei *taxa* rilevati, seguiti dai Malacostraca con il 12%, mentre il restante 9% è distribuito tra i rimanenti cinque gruppi tassonomici, ciascuno rappresentato da una sola specie (Fig. 3I).

Nel periodo estivo, le specie più abbondanti sono state *A. anthias*, *S. smaris* e *C. chromis*, con 1011, 865 e 721 record, rispettivamente. Le loro frequenze percentuali sono state 21%, 11% e 27,3%. Come si evince dal grafico, in estate, il 15% delle specie appartiene ai Malacostraca e il restante 85% ai Teleostei, e non sono state registrati ulteriori *taxa* (Fig. 31).

Considerando entrambi i campionamenti sono state identificate complessivamente 40 specie appartenenti ai seguenti gruppi tassonomici:

#### 1. Mollusca

I *taxa* appartenenti a questo phylum sono stati osservati esclusivamente nel campionamento primaverile. I *taxa* identificati, appartenenti alle classi Gastropoda e Cephalopoda, sono:

- cf. *Cerithium* sp. (Fig. 32F), la cui identificazione è incerta a causa dei caratteri tassonomici non sempre distinguibili da video. In particolare, la classificazione è basata sulla conchiglia, tipicamente allungata e turricolata, con spira alta e progressivamente assottigliata. È stato rilevato nell'1% dei video, nella porzione sinistra della *canopy*.
- *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797), specie molto comune in zona litorale. È stato osservato in sole tre occasioni, esclusivamente associato al fondale roccioso antistante la foresta.
- *Sepia officinalis*, osservata in soli tre video, sempre in corrispondenza del fondale. L'identificazione è stata effettuata grazie al classico corpo ovale appiattito dorso-ventralmente e la presenza di pinne laterali continue lungo il margine del mantello.

#### 2. Malacostraca (Arthropoda, Crustacea)

I crostacei osservati nei video appartengono esclusivamente alla classe Malacostraca. Le specie sono risultate distribuite in modo differente tra campionamento primaverile ed estivo:

- *Galathea strigosa* (Linnaeus, 1761) (Fig. 32C), identificata dal corpo appiattito dorso-ventralmente, la presenza di grosse chele robuste e più lunghe del corpo e carapace con striature trasversali. È stata rilevata nell'1.3% dei video, esclusivamente nel campionamento primaverile. In particolare, è stata frequentemente osservata mentre emergeva dalle cavità presenti sul fondale.
- Majoidea spp., i cui record sono stati identificati esclusivamente a livello di superfamiglia a causa della difficoltà di ottenere una classificazione più precisa, visto anche l'aspetto spesso criptico di questi organismi. La classificazione è stata possibile grazie all'osservazione del carapace sub-triangolare e le zampe lunghe e sottili tipici del gruppo. I record sono stati osservati in soli 4 video, sempre nel campionamento primaverile.

- Paguroidea sp., osservato una sola volta durante il campionamento estivo, in corrispondenza del fondale. L'inquadratura dell'unico record non ha permesso una classificazione ad un livello tassonomico più alto.
- *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787), ben riconoscibile grazie al corpo robusto e allungato, privo di chele sviluppate e alle lunghe antenne spinose e rigide. Questa specie è stata rilevata solamente in 8 video consecutivi, durante i quali è stata osservata mentre esplorava il fondale. Presente esclusivamente nel periodo primaverile.
- *Plesionika narval* (Fabricius, 1787) (Fig. 32A), appare anch'essa una volta nel campionamento estivo. Riconoscibile per morfologia e colorazione caratteristiche.
- *Processa* sp. (Fig. 32D), appare una volta nel campionamento estivo. Riconoscibile per le piccole dimensioni e per il corpo allungato dalla morfologia tipica.
- *Squilla mantis* (Linnaeus, 1758) appare una volta nel campionamento estivo. Morfologia estremamente peculiare ed inconfondibile.
- *Stenopus spinosus* (Risso, 1827), osservato nel 3.6% dei video, sul fondale, esclusivamente durante il campionamento primaverile, è stato classificato sulla base del suo corpo slanciato con lunghe antenne bianche e della presenza di chele grandi e relativamente robuste, mantenute spesso aperte in una postura tipica.

### 3. Echinodermata

Gli organismi appartenenti a questo *phylum* sono stati osservati esclusivamente nel campionamento primaverile. Le specie riconosciute appartengono a tre classi: Holothuroidea, Ophiuroidea e Asteroidea. Nello specifico, le specie identificate sono:

- *Holothuria tubulosa* (Gmelin, 1791) (Fig. 32B), identificata grazie al suo corpo cilindrico, il classico colore scuro tra il bruno e il violetto e la presenza di papille spesso molto evidenti. È la specie più comune in Mediterraneo. È stata rilevata nel 10,5% dei video primaverili, esclusivamente sul fondale, dove è stata osservata muoversi frequentemente, comparando in porzioni differenti dell'inquadratura. In altri momenti del campionamento, è rimasta ferma per periodi prolungati.
- *Ophioderma longicaudum* (Bruzelius, 1805), identificata sulla base del disco centrale ben distinto e relativamente piccolo, dal quale si dipartono cinque lunghe braccia sottili, nettamente separate dal disco stesso. Questa specie è stata osservata una sola volta in primavera.
- *Echinaster (Echinaster) sepositus* (Retzius, 1783) (Fig. 32E), rilevata nell'8,7% dei video primaverili. Analogamente a *H. tubulosa*, è stata osservata muoversi sul fondale tra

un video e l'altro, pur rimanendo talvolta immobile per intervalli temporali prolungati. Il riconoscimento è stato reso possibile grazie alla presenza di cinque braccia cilindriche relativamente sottili, alla superficie granulosa e alla colorazione uniforme rossastra-aranciata.



Figura 32: Alcune specie di invertebrati ritrovati durante i campionamenti: (A) *P. narval*; (B) *H. tubulosa*; (C) *G. strigosa*; (D) *Processa* sp.; (E) *E. sepositus*; (F) *Cf. Cerithium* sp.

#### 4. Teleostei

I Teleostei rappresentano il gruppo tassonomico più ricco e abbondante nei video analizzati, comprendendo numerose famiglie e specie con differenti *pattern* spaziali e temporali. I *taxa* identificati (*Fig. 33*) sono:

##### a. Famiglia Sparide

È la famiglia più rappresentata, con sette specie osservate:

- *Boops boops* (Linnaeus, 1758), la cui identificazione è resa possibile grazie al corpo allungato e snello, alla colorazione argentea con deboli strisce longitudinali dorate e a una macchia nera alla base della pinna pettorale. È stata registrata solo nel campionamento primaverile, molto spesso in gruppo nella colonna d'acqua (*Fig. 33Q*).

- *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758), osservata prevalentemente in colonna d'acqua. Distinto grazie al corpo robusto e ovale, alle grandi dimensioni e al profilo cefalico marcato. Compare in entrambi i campionamenti (*Fig. 33F*).
- *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), la cui identificazione è basata sul corpo compresso lateralmente e sulla presenza di una macchia nera anulare alla base della pinna caudale. È stato osservato in entrambi i campionamenti. Gli individui occupavano principalmente la *canopy* ed il fondale (*Fig. 33O*).
- *D. puntazzo* (Walbaum, 1792), simile alle specie precedenti, dalle quali si distingue per il muso appuntito e bande verticali sottili. Compare in entrambi i campionamenti con soli 7 record totali (*Fig. 33T*).
- *D. sargus* (Linnaeus, 1758), riconosciuta grazie al corpo ovale compresso lateralmente attraversato da deboli bande verticali ed una macchia nera sul peduncolo caudale. Appare sia in primavera che in estate, principalmente occupa la colonna d'acqua (*Fig. 33K*).
- *D. vulgaris* (Saint-Hilaire, 1817), di facile identificazione grazie alla presenza di due evidenti bande scure verticali, una cefalica e una peduncolare. Presente in entrambi i campionamenti, occupa maggiormente la *canopy* e la colonna d'acqua (*Fig. 33X*).
- *Spicara smaris*, è tra le specie più frequenti. L'identificazione è solida, basata sul corpo fusiforme, compresso lateralmente, sulla livrea argentata e un'evidente macchia nera sul lato del corpo sopra la pinna pettorale (*Fig. 33L*).

#### b. Famiglia Labridae

È la seconda famiglia per ricchezza specifica, e comprende:

- *Centrolabrus melanocercus* (Risso, 1810), specie di piccole dimensioni identificata grazie all'evidente macchia scura in prossimità della pinna caudale. Presente con sole 8 apparizioni totali in entrambe le stagioni (*Fig. 33N*).
- *Coris julis*, caratterizzata da un marcato dimorfismo sessuale. Gli individui maschi hanno una banda longitudinale a zig-zag rossa o arancione e una macchia scura, nera o blu, dietro alla pinna pettorale. Le femmine sono caratterizzate dal dorso scuro, marrone o rossastro, con il limite inferiore netto che lo separa dal ventre bianco. Registrato in entrambi i campionamenti, lo si riscontra maggiormente in colonna d'acqua (*Fig. 33B*).
- *Labrus mixtus* (Linnaeus, 1758), specie identificata sulla base del corpo affusolato con muso particolarmente pronunciato e del marcato dimorfismo sessuale cromatico. Nello specifico sono stati osservati esclusivamente individui di sesso femminile, caratterizzati da un colore bruno-aranciato con una banda nera e bianca nella porzione posteriore sotto

la pinna dorsale. Questa specie appare in entrambe le stagioni, occupando principalmente la colonna d'acqua (*Fig. 33G*).

- *Symphodus* sp., i cui individui sono stati identificati in entrambe le stagioni a livello di genere sulla base della forma del corpo ovale e allungato, della bocca carnosa e dei colori vivaci. Tuttavia, non è stato possibile definire con certezza la classificazione per la scarsa qualità delle immagini o per la lontananza degli individui dal campo visivo (*Fig. 33S*).

- *Symphodus rostratus* (Bloch, 1791), identificato una volta in primavera grazie al muso allungato e appuntito e al corpo relativamente snello (*Fig. 33U*).

- *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758), riconosciuto dal corpo robusto e tozzo di grosse dimensioni, con livrea marmorizzata. Presente in soli 4 record totali in entrambe le stagioni (*Fig. 33M*).

#### c. Famiglia Congridae

Questa famiglia è rappresentata da 2 specie:

- *Ariosoma balearicum* (Delaroche, 1809), appare in due video, principalmente sul fondale, durante il campionamento estivo. Identificato grazie al corpo allungato anguilliforme snello, di piccole dimensioni (*Fig. 33C*).

- *Conger conger* (Linnaeus, 1758), di facile identificazione grazie alle grandi dimensioni, alla colorazione argentata e al corpo anguilliforme. Appare sul fondale in un unico video del campionamento primaverile (*Fig. 33R*).

#### d. Altre famiglie

Sono state registrate altre undici famiglie ciascuna rappresentata da una sola specie:

- *A. anthias* (Anthiadidae), di facile riconoscimento grazie alla livrea rosata-aranciata, la pinna caudale fortemente falcata e le pinne pelviche lunghe. Risulta tra le specie più ricorrenti. Anche questa specie forma banchi durante il giorno, ma di notte si posiziona sul substrato (*Fig. 33A*).

- *Apogon imberbis* (Apogonidae), identificato osservando gli occhi di grandi dimensioni, la presenza di due pinne dorsali separate e la livrea di un rosso intenso. Specie frequente in entrambe le stagioni, esclusivamente notturna, che occupa quasi sempre o la *canopy* alta o la colonna d'acqua (*Fig. 33J*).

- *Atherina hepsetus* (Linnaeus, 1758) (Atherinidae), specie di piccola taglia, con corpo slanciato e colorazione argentea. Osservata in colonna d'acqua, talvolta in piccoli gruppi solo nel campionamento primaverile (*Fig. 33V*).

- *Balistes capriscus* (Gmelin, 1789) (Balistidae), con corpo alto e compresso lateralmente e livrea grigio-olivastra uniforme. Registrata in un solo video del campionamento estivo in colonna d'acqua.
- *C. chromis* (Pomacentridae), è una delle specie più frequenti, con 619 record complessivi. Il riconoscimento si è basato sulla livrea scura e uniforme, sul corpo ovale e compresso lateralmente e la coda falcata. Ha una forte presenza in colonna d'acqua durante il giorno, essendo organizzata in banchi, ma di notte la si ritrova sul fondo (*Fig. 33D*).
- *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Epinephelidae), specie di grandi dimensioni, con corpo massiccio e colorazione bruno-maculata. Appare in entrambe le stagioni; se non presente in colonna d'acqua è generalmente ferma a ridosso della *canopy* (*Fig. 33K*).
- *Muraena helena* (Linnaeus, 1758) (Muraenidae), di facile identificazione grazie al corpo anguilliforme robusto, alla livrea mazzata e alla testa massiccia. È stata osservata in un solo video del campionamento estivo (*Fig. 33W*).
- *Phycis phycis* (Linnaeus, 1766) (Phycidae), identificata grazie al corpo allungato, alle pinne pelviche filiformi e alla presenza di un barbiglio boccale. Registrata esclusivamente nelle ore notturne, in prossimità del fondale sia in primavera che in estate (*Fig. 33H*).
- *Scorpaena notata* (Rafinesque, 1810) (Scorpaenidae), la cui identificazione è basata sul corpo robusto, la livrea rossa-aranciata, il capo ampio e la presenza di appendici cutanea che conferiscono un marcato mimetismo. Registrato in soli due video sul fondale durante il campionamento estivo (*Fig. 33R*).
- *Serranus cabrilla* (Serranidae), la cui identificazione è stata resa possibile grazie al corpo relativamente allungato e alla livrea bruna con bande verticali poco marcate. Nei video appare principalmente a ridosso del substrato in entrambe le stagioni (*Fig. 33I*).
- *Sphyraena viridensis* (Cuvier, 1829) (Sphyraenidae), specie di taglia medio-grande, con corpo allungato e muso appuntito. È stata osservata poche volte sempre in colonna d'acqua, in transito nell'inquadratura sia in estate che in primavera (*Fig. 33E*).

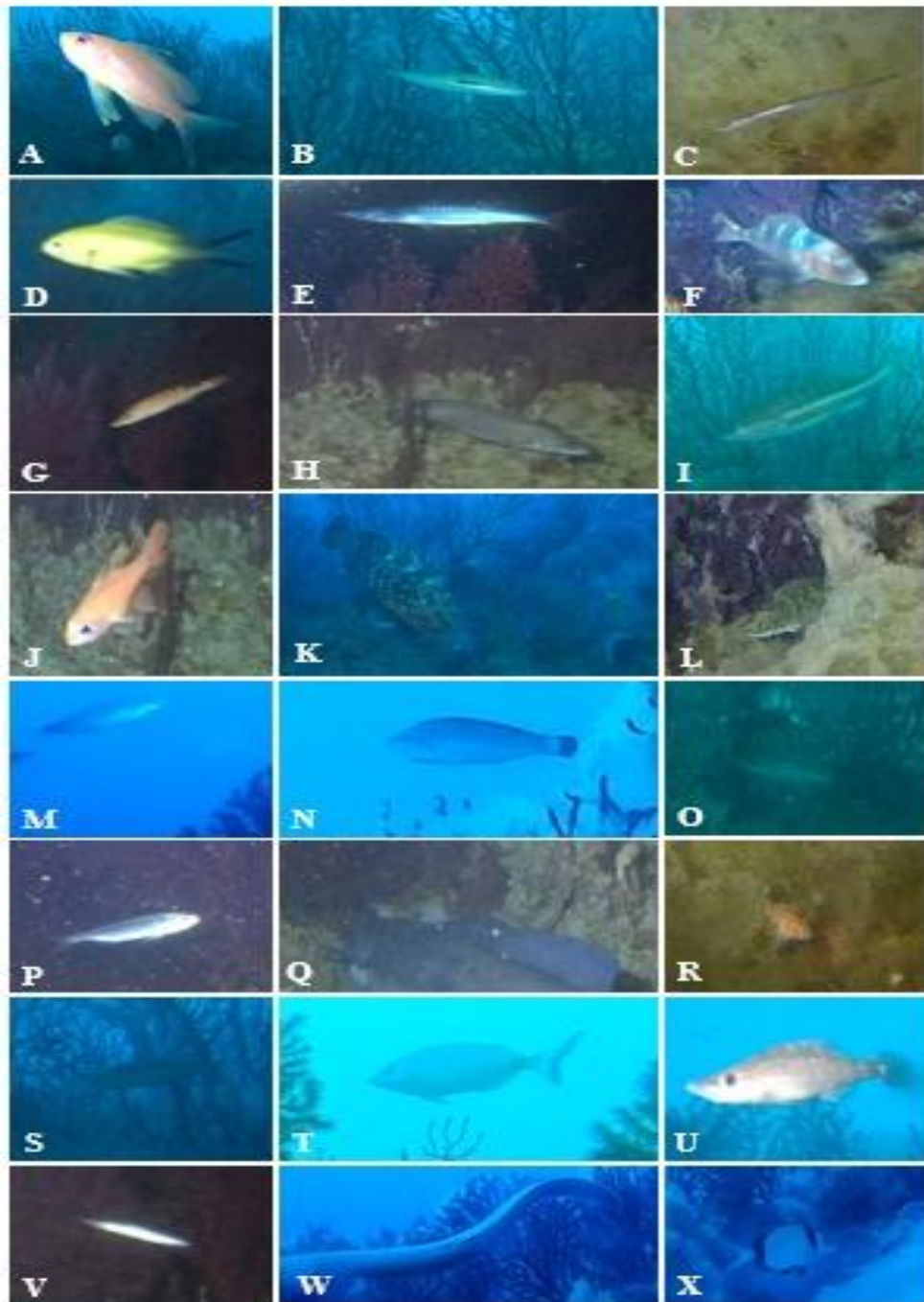


Figura 33: Foto di tutte le specie ittiche ritrovate durante i campionamenti: (A) *A. anthias*; (B) *C. julis* (maschio); (C) *A. balearicum*; (D) *C. chromis*; (E) *S. viridensis*; (F) *D. dentex* (livrea notturna); (G) *L. mixtus* (femmina); (H) *P. phycis*; (I) *S. cabrilla*; (J) *A. imberbis*; (K) *E. marginatus* (sinistra) e *D. sargus* (destra); (L) *S. smaris* (livrea notturna); (M) *S. tinca*; (N) *C. melanocercus*; (O) *D. annularis*; (P) *B. boops*; (Q) *C. conger*; (R) *S. notata*; (S) *Symphodus* sp.; (T) *D. puntazzo*; (U) *D. rostratus*; (V) *A. hepsetus*; (W) *M. helena*; (X) *D. vulgaris*

### *Frequenza e ritmi circadiani delle specie*

La frequenza percentuale di rilevamento di ciascuna specie nei due periodi di campionamento ha messo in luce alcune variazioni.

In primavera *A. anthias* risulta la specie più frequentemente osservata, comparando nel 47,1% delle registrazioni, seguita da *C. chromis* con il 44%. Tra le specie con frequenze relativamente elevate si annoverano inoltre *S. cabrilla* (16,4%), *H. tubulosa* (10,5%) e *E. (Echinaster) sepositus* (8,7%). Nel campionamento estivo, *C. chromis*, si conferma la specie più rappresentata, comparando nel 36,6% delle registrazioni, seguita da *A. anthias* (28,2%). Anche *C. julis* e *S. smaris* mostrano frequenze rilevanti, rispettivamente pari al 16,3% e al 15,1% dei video analizzati. Dal confronto tra le due stagioni emerge che *C. julis* e *S. smaris* presentano una frequenza inferiore in primavera rispetto all'estate, mentre *S. cabrilla* mostra un andamento opposto, con una maggiore frequenza nel periodo primaverile.

È stata analizzata nel dettaglio anche la diversità specifica all'interno delle singole famiglie di pesci nelle due stagioni (Fig. 35). Emerge una biodiversità leggermente più elevata nel periodo estivo, durante il quale sono state rilevate 13 famiglie, rispetto alle 11 registrate in primavera. La famiglia che presenta il maggior numero di specie è quella degli Sparidae: in primavera sono state osservate otto specie (34,79% del totale), mentre in estate sei specie (27,27%). Anche i Labridae risultano ben rappresentati, con sei specie in primavera (22,72%) e cinque in estate (26,09%). Le restanti famiglie sono generalmente rappresentate da una sola specie per stagione, con incidenze percentuali simili nei due periodi (4,35% in primavera e 4,54% in estate). Dal confronto stagionale si evidenzia inoltre che gli Atherinidae sono esclusivi del campionamento primaverile, mentre le famiglie Muraenidae, Balistidae e Scorpaenidae risultano presenti unicamente nel periodo estivo.

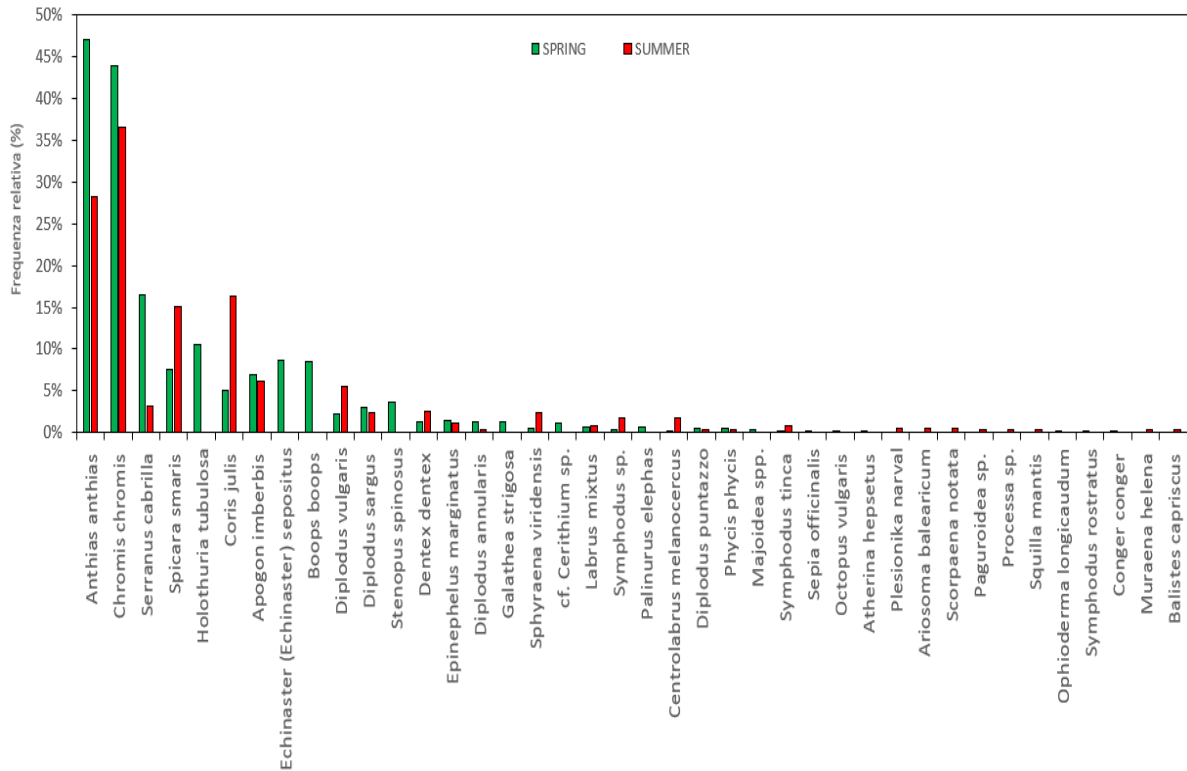


Figura 34: Grafico di frequenza percentuale delle specie nei due campionamenti

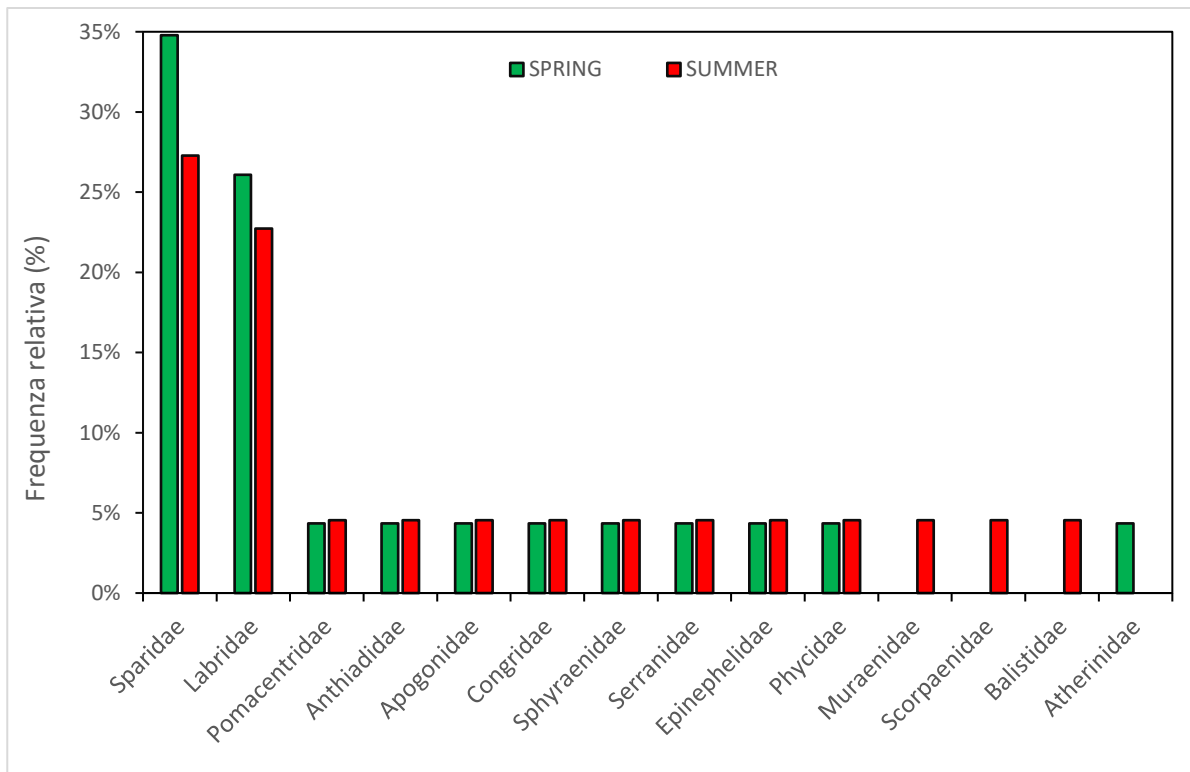


Figura 35: Composizione percentuale della ricchezza specifica delle famiglie ittiche presenti nei due campionamenti

La frequenza percentuale è stata ulteriormente analizzata in relazione alle diverse fasi della giornata: periodo diurno, crepuscolare (alba e tramonto) e notturno. Nel periodo primaverile, *A. anthias* mostra una prevalenza di presenza (58,4%) nelle ore notturne (20:30-5:00), mentre *C. chromis* presenta una maggiore frequenza nelle fasi crepuscolari e notturne (73,4% e 66,5%) (Fig. 36A). Si osservano 10 specie a frequentazione esclusivamente notturna, come *A. imberbis* e *B. boops*, e 6 specie prevalentemente diurne (dalle 7:30 alle 18:00), quali *C. julis* e *S. cabrilla*. Gli invertebrati risultano anch'essi osservati principalmente durante le ore notturne, con rare eccezioni registrate in altre fasi della giornata, rappresentate dagli echinodermi fermi sul fondale per molte ore e dal crostaceo *G. strigosa* che appare in 3 video in orari diurni.

Nel periodo estivo, *A. anthias* mostra una prevalente presenza nelle ore diurne (alba: 4:30-8:30; tramonto: 20:30-22:30 in estate; alba: 5:00-7:30; tramonto: 18:00-20:30 in primavera) (40,9%), e una presenza più limitata nelle ore notturne (22:30-4:30 in estate; 20:30-5:00 in primavera) (10,2%) (Fig. 36B). Al contrario, *C. chromis* presenta una distribuzione più ampia lungo l'intero arco della giornata, includendo una componente crepuscolare e notturna relativamente più marcata. Si distinguono inoltre 8 specie a comportamento spiccatamente notturno, come *A. imberbis*, e 12 specie prevalentemente diurne, come *C. julis*. Gli invertebrati osservati nel periodo estivo risultano presenti esclusivamente nelle ore notturne.

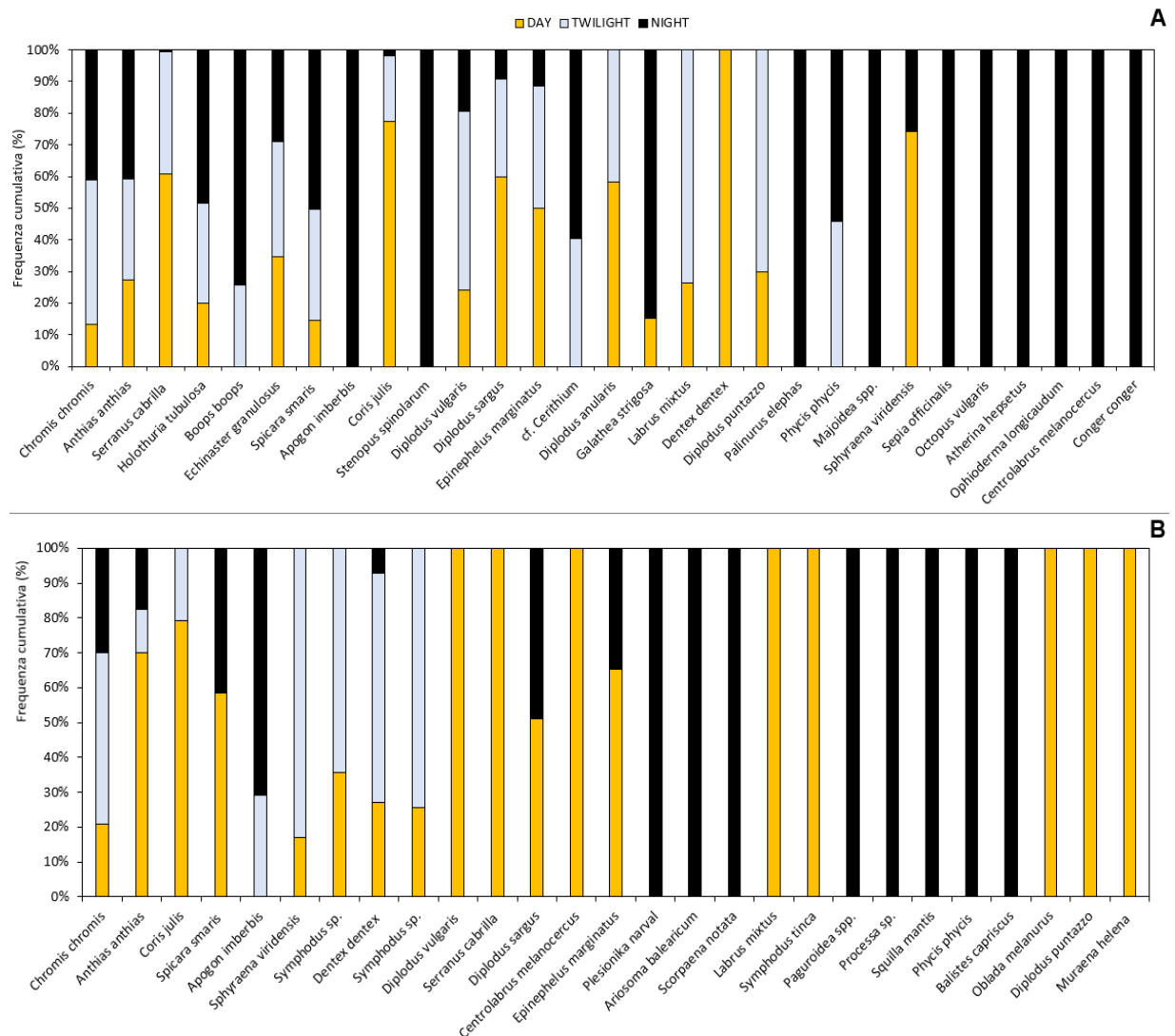


Figura 36: Grafico che mostra la frequenza percentuale delle specie osservate in primavera (A) e in estate (B) durante il giorno, il crepuscolo e la notte

Sono state successivamente analizzate le abitudini circadiane, nei due periodi di campionamento, delle quattro specie più frequentemente osservate (Fig. 37). In *A. anthias* si riscontra, in entrambe le stagioni, soprattutto in estate, una prevalenza nelle ore diurne, accompagnata tuttavia da una presenza consistente anche nelle ore notturne. *C. chromis* mostra invece un *pattern* prevalentemente notturno in primavera, con una maggiore incidenza nelle ore diurne durante l'estate. Per *S. smarís* si osserva una frequenza più elevata nelle ore notturne in primavera rispetto a quelle diurne e crepuscolari, ma maggiormente diurna in estate. Infine, *S.*

*cabrilla* risulta principalmente associata alle ore diurne ed è sempre assente nelle registrazioni notturne.

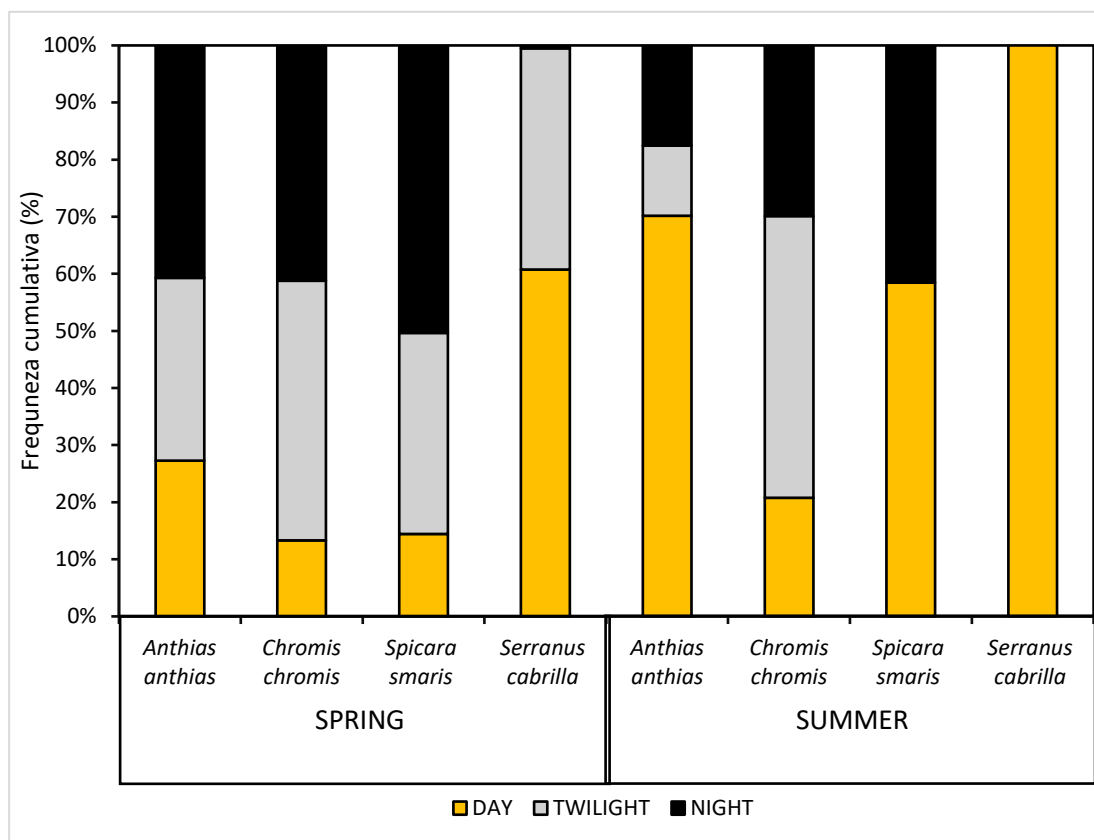


Figura 37: Grafico presenza/assenza di confronto primavera-estate tra i ritmi circadiani delle specie più frequenti.

Per completare l'analisi, è stata esaminata nel dettaglio l'abbondanza oraria di *A. anthias* (Fig. 38, 39) e di *C. chromis* (Fig. 40, 41), in relazione alla variazione dell'intensità luminosa oraria media nei due periodi. Nel caso di *A. anthias*, la maggior parte dei picchi di abbondanza coincide con le fasce orarie caratterizzate dai valori più elevati di intensità luminosa. Fanno eccezione due giornate (18 e 30 luglio), durante le quali il massimo di abbondanza è stato registrato in condizioni di luce crepuscolare. La mareggiata primaverile associata a forte risacca registrata a metà del periodo di campionamento sembra essere stata percepita da *A. anthias* con una minore attività diurna degli individui. Invece la torbidità osservata al termine del periodo estivo non sembra causare alcuna risposta.

Per *C. chromis*, invece, i massimi di abbondanza risultano generalmente associati alle fasi antecedenti e successive ai picchi di intensità luminosa, con due sole eccezioni (3 e 7 maggio), in cui il picco coincide con valori luminosi più elevati. Per questa specie, nessun fenomeno meteorologico registrato nelle due stagioni sembra avere un effetto sulla dinamica degli individui.

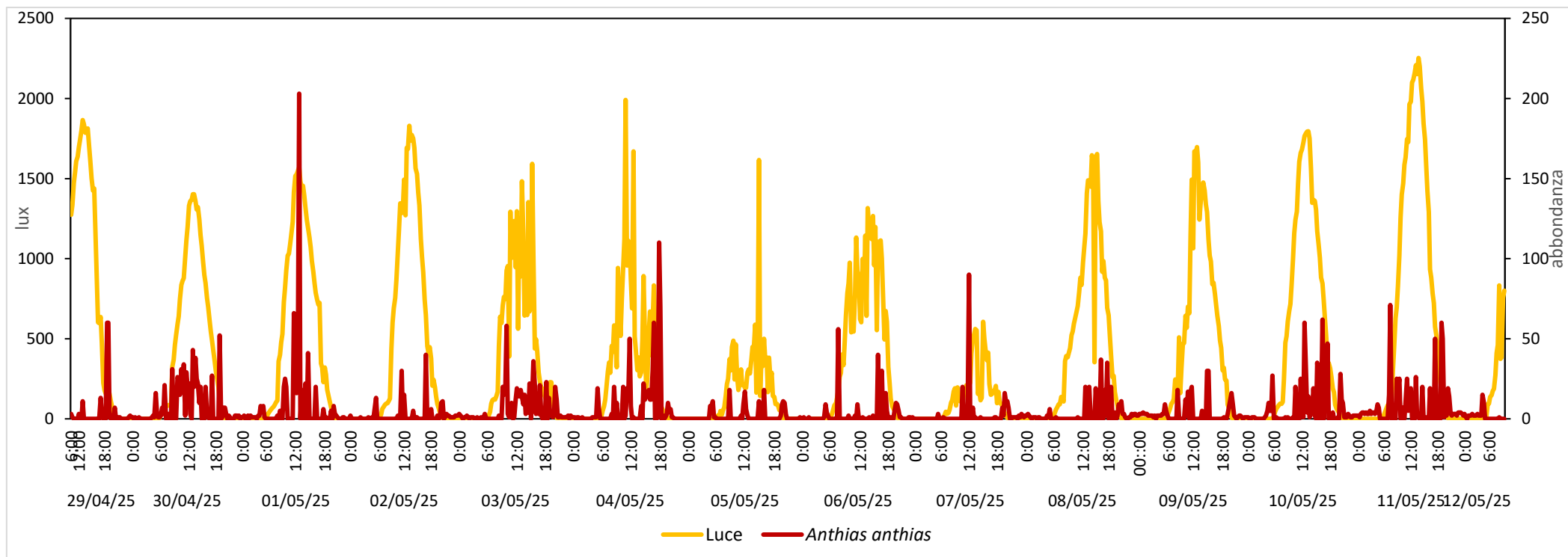


Figura 38: Abbondanze oraria di *A. anthias* (campionamento primaverile)

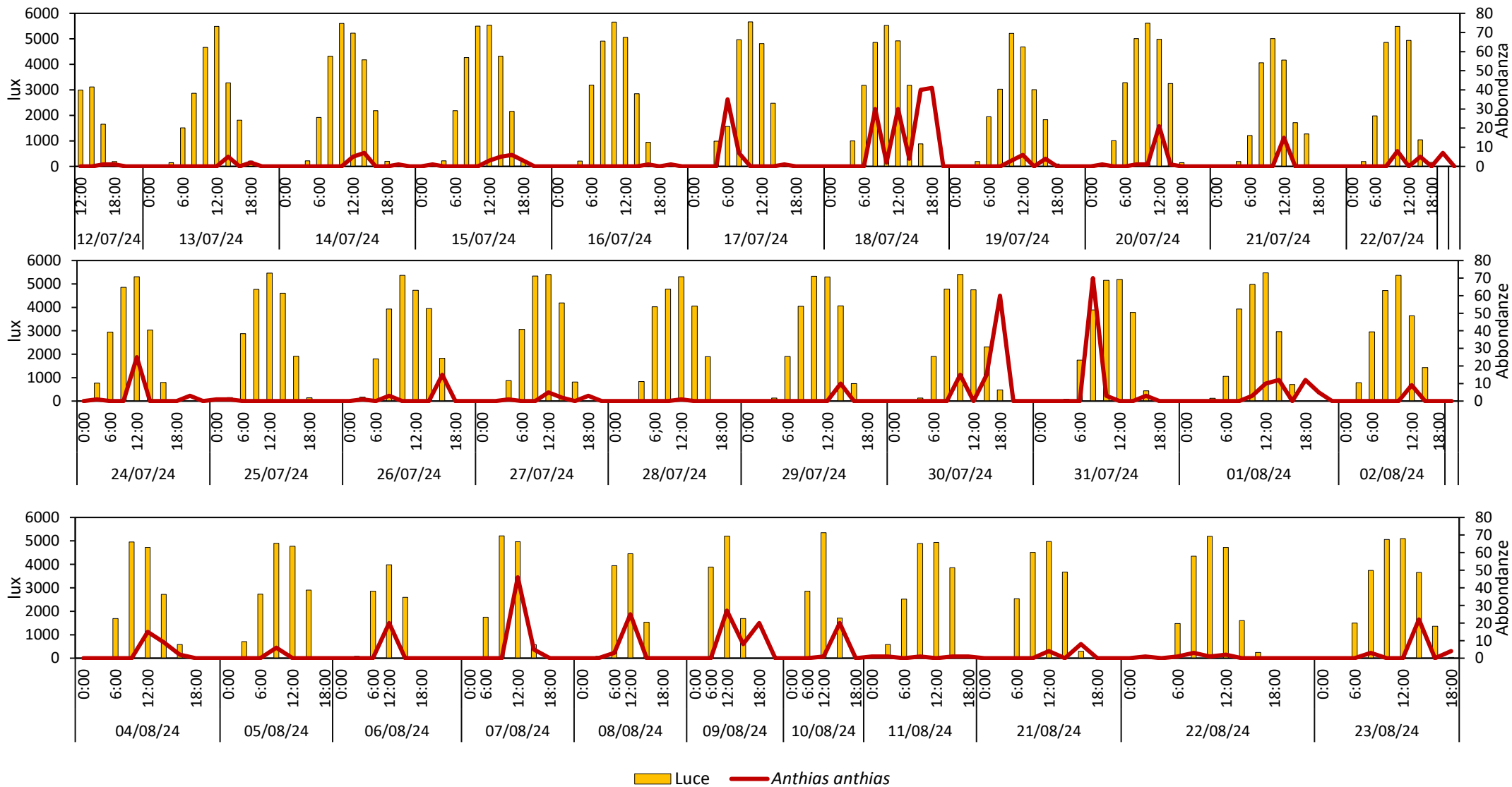


Figura 39: Abbondanze oraria di *A. anthias* (campionamento estivo)

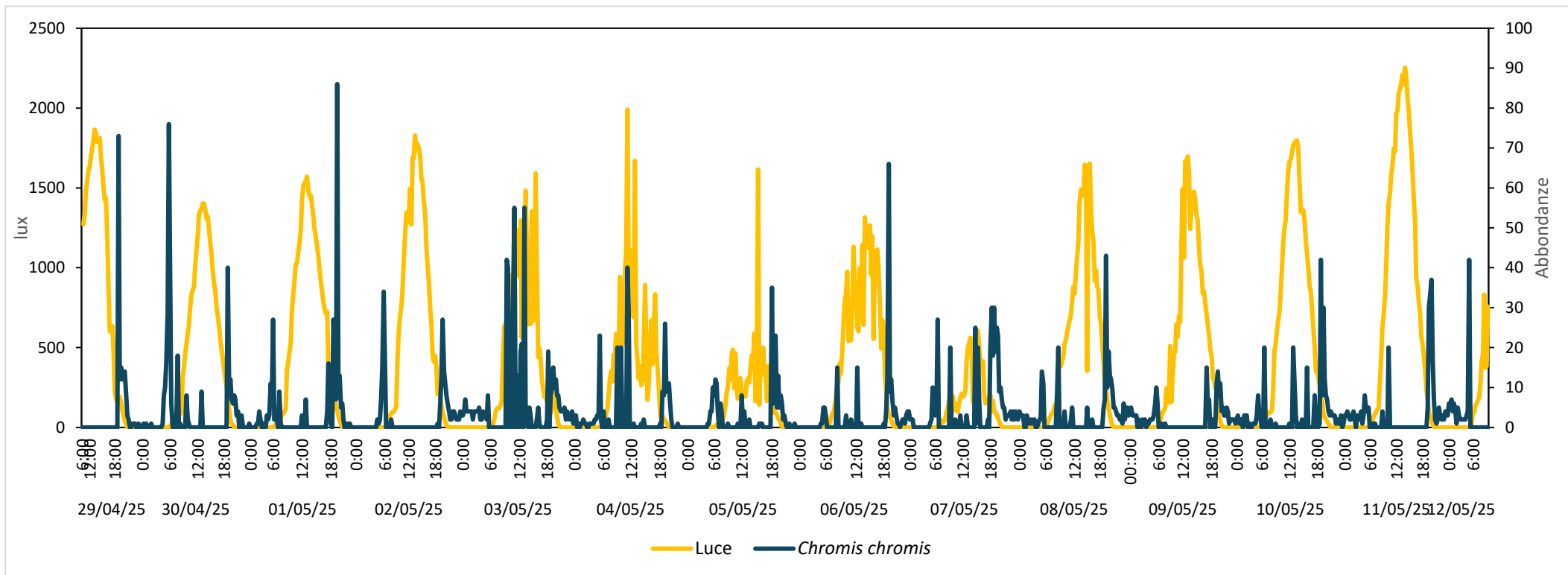


Figura 40: Abbondanze oraria di *C. chromis* (campionamento primaverile)

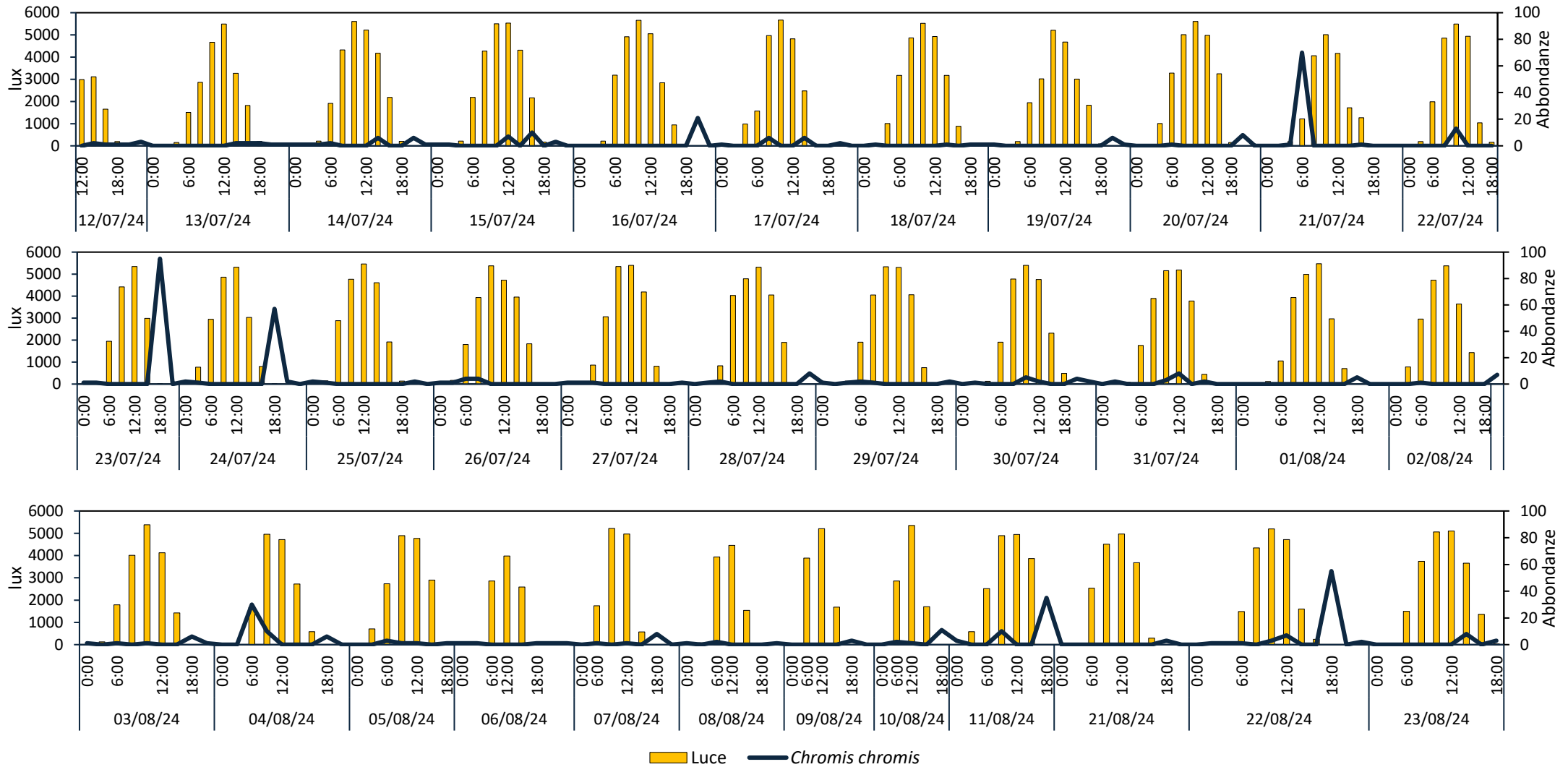


Figura 4I: Abbondanze oraria di *C. chromis* (campionamento estivo)

### *Preferenze di habitat e dinamiche intraspecifiche*

L'analisi della distribuzione di frequenza percentuale stagionale all'interno della stratocenosi dell'habitat (fondo, *canopy* e colonna d'acqua) ed in base alla fascia oraria ha evidenziato *pattern* differenziati per le 5 specie considerate (*A. anthias*, *C. chromis*, *S. smaris*, *C. julis* e *S. cabrilla*), selezionate sulla base di un numero di osservazioni sufficientemente elevato da consentire un confronto robusto.

Questi *taxa*, pur condividendo frequentemente i medesimi areali, evidenziano *pattern* di occupazione dell'habitat marcatamente differenti. Sono state inoltre approfondite due analisi focalizzate su tre delle cinque specie considerate, *C. julis*, *S. smaris* e *C. chromis*. Nel primo caso, l'attenzione è stata rivolta alla distribuzione percentuale degli individui di sesso maschile e femminile e alla relativa occupazione spaziale. Nel secondo caso è stata esaminata l'alternanza delle due livree di *S. smaris* nel corso della giornata, col fine di capire i momenti di transizione da una colorazione all'altra. In ultimo, è stata invece analizzata la ripartizione spaziale degli stadi giovanili e adulti di *C. chromis*, al fine di evidenziare eventuali differenze nell'utilizzo delle diverse componenti della stratocenosi.

#### *Anthias anthias*

*Anthias anthias* è una specie prevalentemente diurna e a comportamento gregario, frequentemente osservata in banchi nella colonna d'acqua. L'analisi dell'occupazione dell'habitat mostra una distribuzione chiaramente dipendente dalle fasi del giorno, con differenze stagionali generalmente contenute (*Fig. 42-43*). L'unica variazione marcata si osserva al tramonto: in primavera prevale la presenza in colonna d'acqua (63%), mentre in estate la specie risulta maggiormente distribuita nella *canopy* media e alta (41% e 35%). All'alba, in entrambe le stagioni, ha una forte presenza in colonna d'acqua (83% e 53%), ma anche un'importante presenza sul fondo (31% e 15%), mentre nel corso della giornata la si riscontra maggiormente in colonna d'acqua (87% e 75%), mentre di notte risiede principalmente sul fondale (83% e 91%). In generale l'occupazione dell'habitat e l'analisi dei ritmi circadiani mostrano come l'attività della specie si intensifichi durante il giorno, con una stabilità di posizionamento nella colonna d'acqua che tende a contrarsi sensibilmente durante le ore notturne.

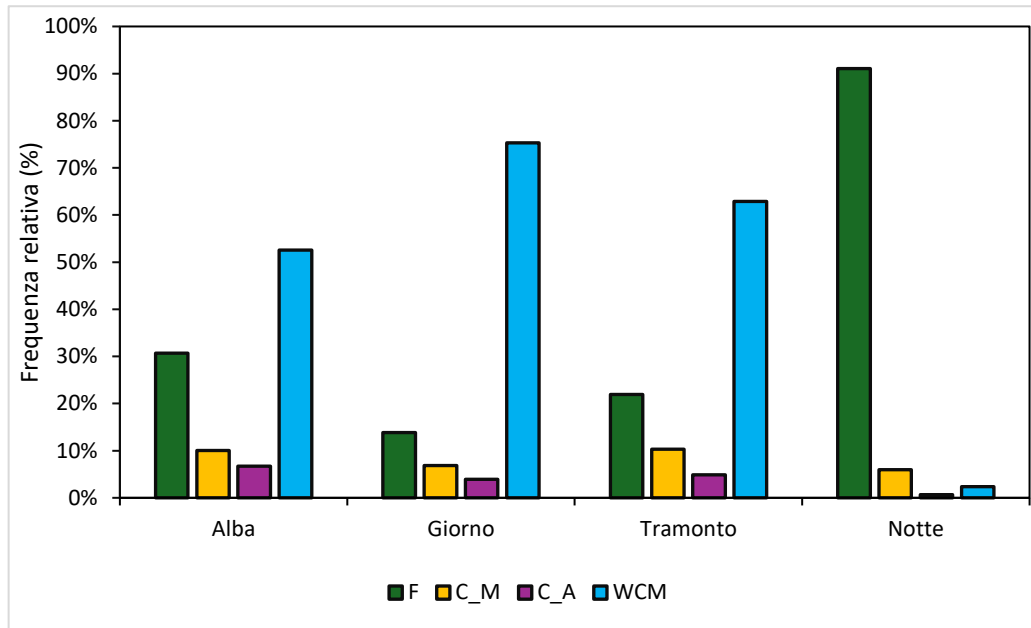


Figura 42: Occupazione percentuale dell'habitat in *A. anthias* nel campionamento primaverile.

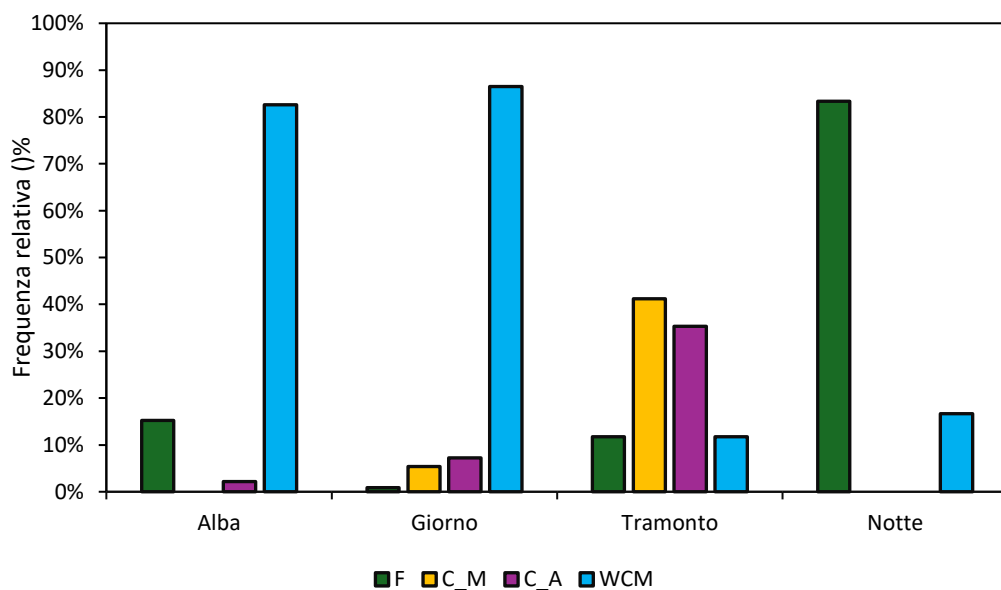


Figura 43: Occupazione percentuale dell'habitat in *A. anthias* nel campionamento estivo.

### *Chromis chromis*

Per quanto concerne *C. chromis*, una specie planctofaga e gregaria, i dati raccolti evidenziano un'elevata mobilità verticale lungo la stratocenosì (Fig. 44-45). L'andamento generale nelle due stagioni appare nel complesso simile; tuttavia, in primavera si osserva una più marcata occupazione simultanea dei diversi strati durante le ore crepuscolari, in particolare all'alba. Nel dettaglio, in primavera la specie risulta maggiormente presente

sul fondale nelle fasi crepuscolari di alba e tramonto (26% e 35%), mentre in estate la frequenza di utilizzo del fondo nelle stesse fasce orarie si riduce sensibilmente (4% e 5%). All'alba, in entrambe le stagioni, si registra una consistente presenza in colonna d'acqua (62% e 39%); in primavera, tuttavia, si evidenzia anche una quota rilevante di individui distribuiti sul fondale e nella *canopy* media (26% e 23%). Durante le ore diurne la specie si localizza prevalentemente in colonna d'acqua (78% in primavera; 55% in estate). Al tramonto primaverile si osserva invece un incremento della presenza sul fondale (35%), suggerendo uno spostamento verticale progressivo con la riduzione dell'intensità luminosa. Nelle ore notturne, infine, *C. chromis* staziona principalmente sul fondo in entrambe le stagioni (86% in estate; 92% in primavera).

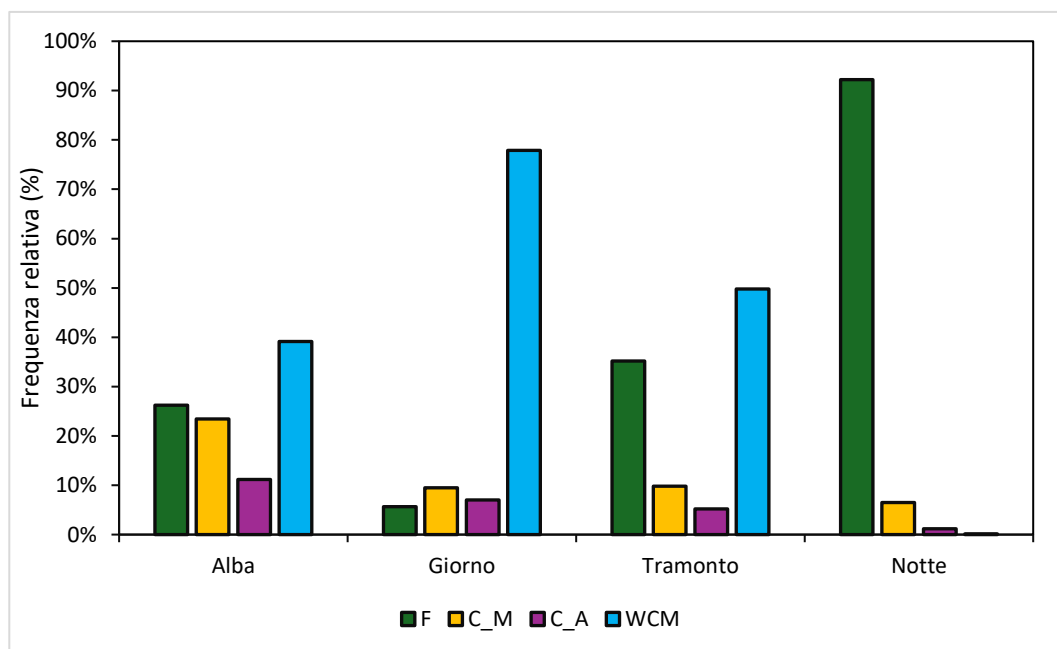


Figura 44: Occupazione dell'habitat in *C. chromis* durante il campionamento primaverile.

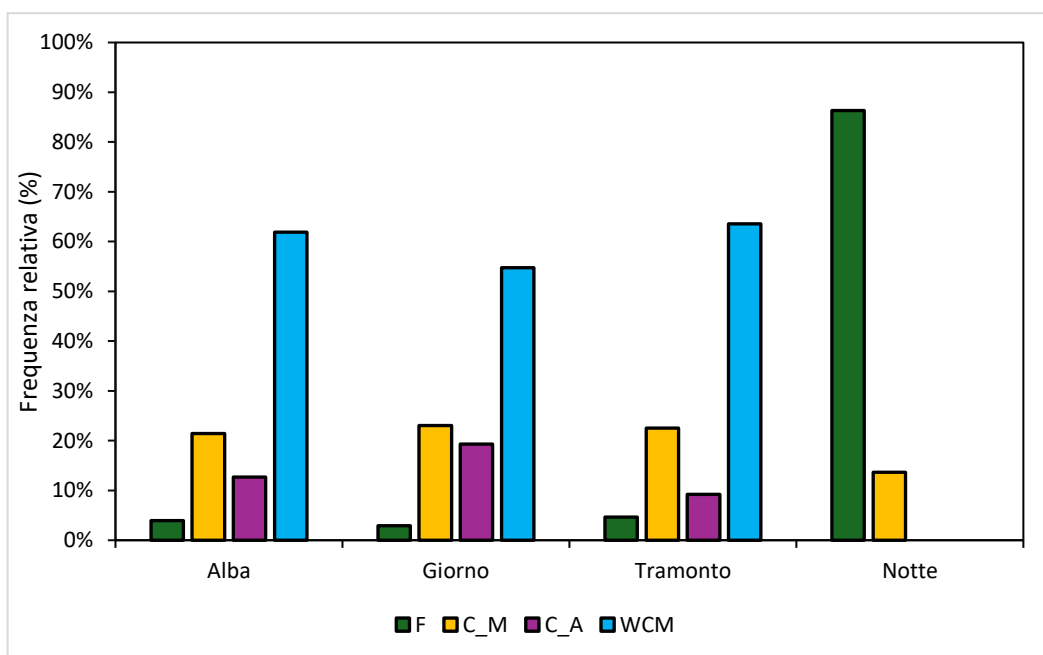


Figura 45: Occupazione dell'habitat in *C. chromis* durante il campionamento estivo.

L'analisi delle classi dimensionali dei record di *C. chromis* evidenzia, solo nel campionamento primaverile, la presenza sia di individui adulti (di dimensioni maggiori o prossime alla taglia media superiore) che giovanili (di dimensioni inferiori alla taglia media inferiore) (Fig. 46). In primavera, inoltre, emerge una situazione interessante dal punto di vista della stratocenosì. Gli adulti sono principalmente ritrovati nella *canopy* e sul fondo, i giovanili sono per il 2% nella *canopy* e per il 98% sul fondo. Gli adulti nella stagione estiva sono prevalentemente individuati nella colonna d'acqua sovrastante e nella *canopy*.

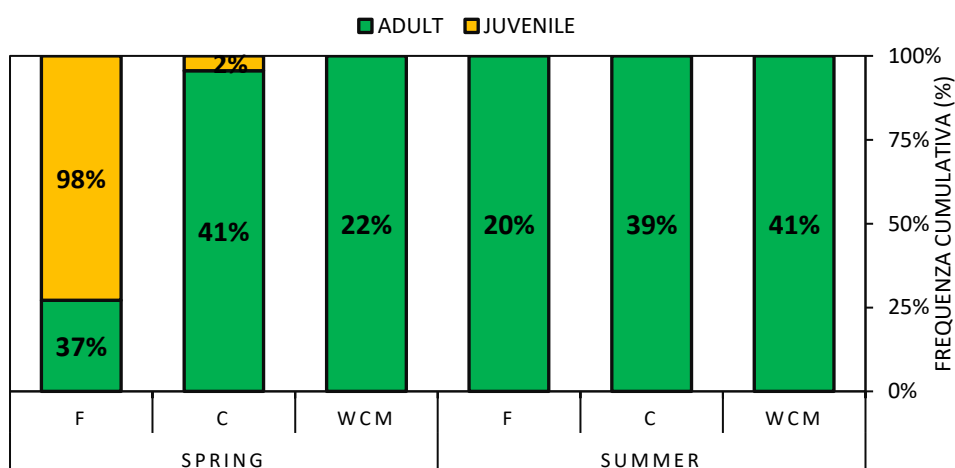


Figura 46: Uso differenziale degli strati della foresta di *C. chromis* in base alla taglia durante il campionamento primaverile ed estivo.

### Spicara smaris

*Spicara smaris* è una specie bentopelagica caratterizzata da una marcata tendenza gregaria, con formazione di banchi compatti soprattutto durante le ore di luce. L'analisi dei dati evidenzia una distribuzione fortemente influenzata dai cicli di luce, con *pattern* circadiani ben definiti (Fig. 47-48). Durante il giorno la specie mostra una distribuzione aggregata nella colonna d'acqua, coerente con il comportamento di *schooling*, mentre una maggiore dispersione si osserva esclusivamente nel tramonto estivo, dinamica che non emerge nel corrispondente periodo primaverile. L'andamento stagionale presenta alcune differenze rilevanti. Nelle ore diurne si registrano valori pressoché sovrapponibili tra primavera (89%) ed estate (88%), con una netta dominanza della colonna d'acqua. Al tramonto, invece, si osserva una marcata divergenza: in primavera la presenza resta elevata (97%), mentre in estate si riduce al 43%, con una distribuzione più frammentata e una maggiore occupazione della *canopy* media e alta (43% e 14%). All'alba estiva la specie mostra una forte concentrazione nella colonna d'acqua (94%), mentre in primavera i soli 3 individui osservati risultano localizzati esclusivamente nella *canopy* alta; tuttavia, la limitata numerosità di osservazioni in questa fascia oraria suggerisce cautela nell'interpretazione del dato. Durante la notte emergono ulteriori differenze stagionali: in estate *S. smaris* si rinviene prevalentemente sul fondale (56%), mentre in primavera tende a occupare maggiormente la *canopy* media ed alta (46% e 23%), con una distribuzione complessivamente più omogenea tra i diversi strati.

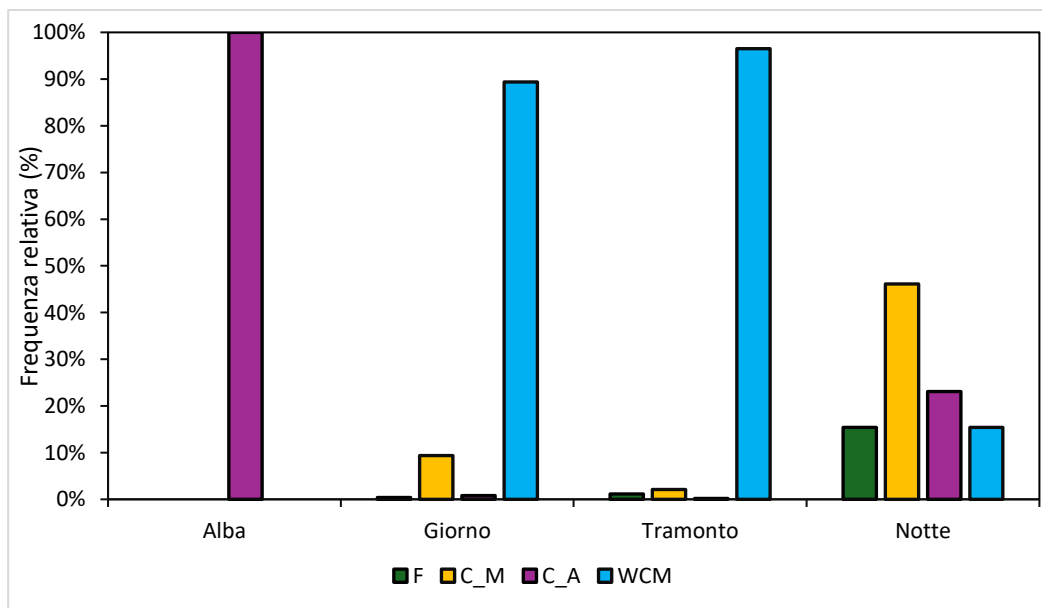


Figura 47: Occupazione dell'habitat in *S. smaris* durante il campionamento primaverile.

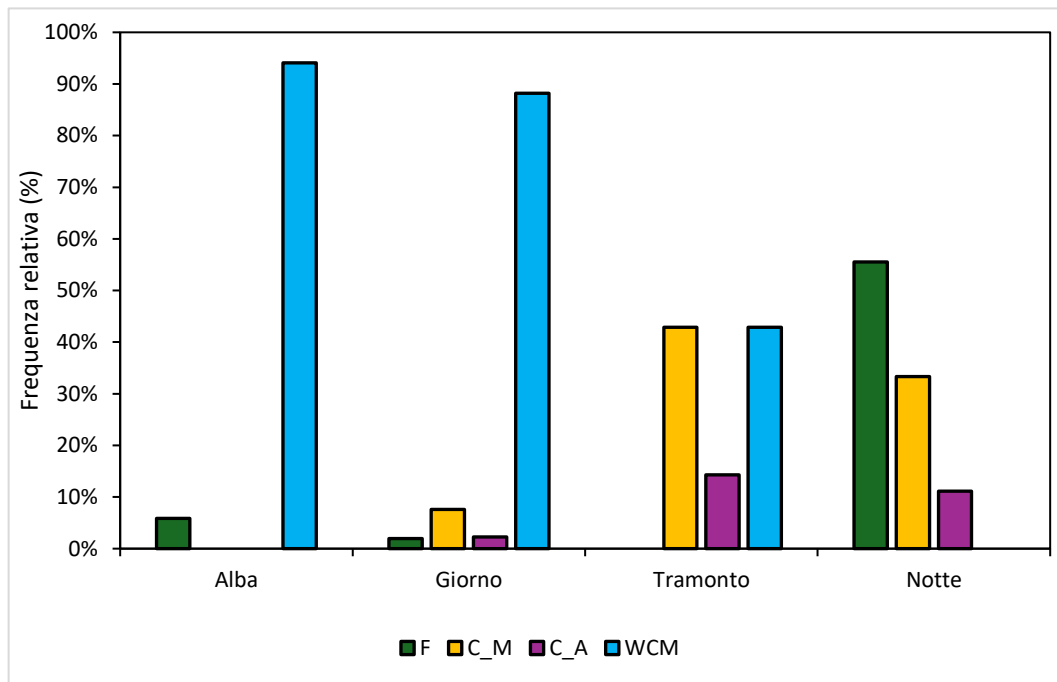


Figura 48: Occupazione dell'habitat in *S. smaris* durante il campionamento estivo.

Nei confronti di *S. smaris* e delle sue colorazioni, per la presenza di pochi dati nel periodo primaverile, viene presentato solo il grafico estivo (Fig. 49). Durante l'alba si osservano individui sia con colorazione argentata che con la colorazione pigiama; durante il corso della giornata *S. smaris* mostra quasi del tutto principalmente la livrea argentata (99,8%), spesso anche in grossi banchi. Durante il tramonto le due colorazioni sono di nuovo co-presenti, con il 52,3% degli individui osservati che mostra la livrea argentata, ed il 47,7% che mostra la colorazione pigiama. Di notte il rapporto si inverte completamente rispetto al giorno, e tutti gli individui espongono una colorazione pigiama.

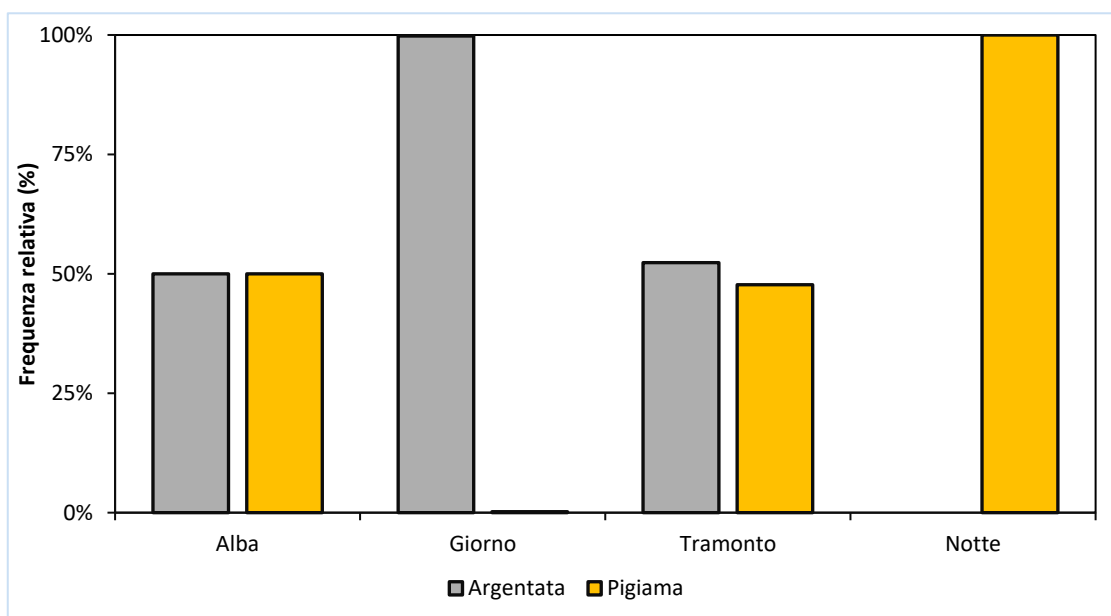


Figura 49: Andamento percentuale delle colorazioni di *S. smaris*

### Coris julis

Le abitudini di frequentazione dell'habitat da parte di questo labride sono strettamente connesse al fotoperiodo. La specie manifesta un comportamento prevalentemente diurno e tendenzialmente solitario, con il massimo numero di avvistamenti concentrato nelle ore di luce (Fig. 50-51). Emergono tuttavia importanti differenze tra le due stagioni considerate. In estate, *C. julis* è stata osservata esclusivamente durante il giorno, mentre in primavera compaiono sporadiche presenze tra il tramonto e le ore di notte, sebbene con frequenze molto basse. Le fasce orarie di alba e giorno rappresentano i momenti di maggiore attività e mostrano *pattern* verticali distinti tra le stagioni. In estate la specie evidenzia una chiara preferenza per il fondale, con percentuali pari al 61% all'alba e al 58% durante il giorno. La presenza diminuisce progressivamente negli strati superiori: nella *canopy* media si registrano il 28% e il 18% rispettivamente durante l'alba e il giorno, mentre in colonna d'acqua le percentuali risultano più contenute (11% e 13%). In primavera, invece, il quadro appare differente. All'alba la distribuzione risulta più equilibrata tra fondale e colonna d'acqua, con un numero di individui comparabile nei due strati. Durante il giorno si osserva però uno spostamento marcato verso la colonna d'acqua, che raggiunge il 77% delle osservazioni, mentre la presenza sul fondale si riduce al 16%.

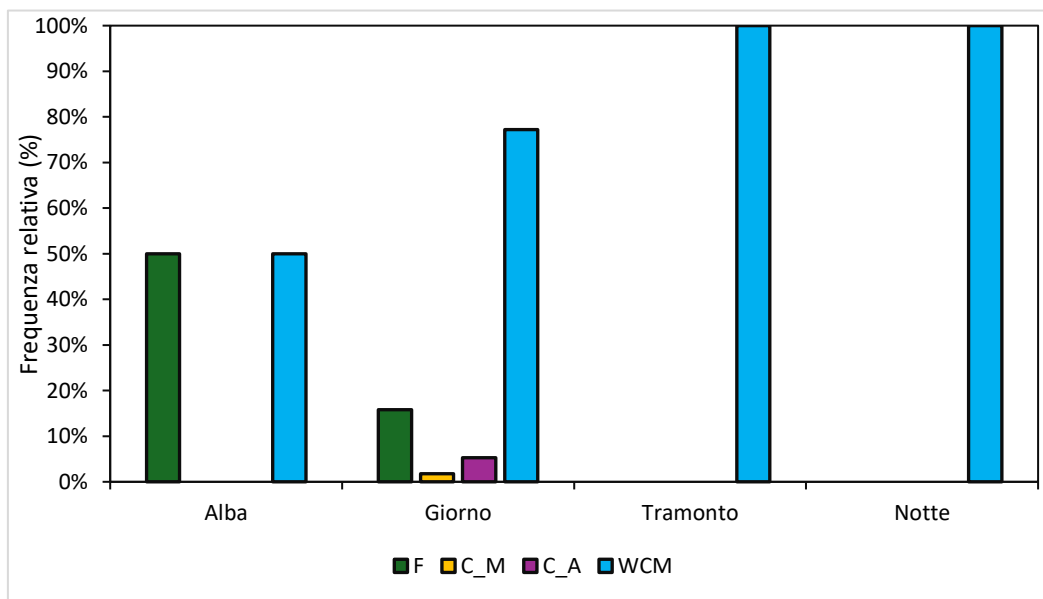


Figura 50: Occupazione dell'habitat in *C. julis* durante il campionamento primaverile

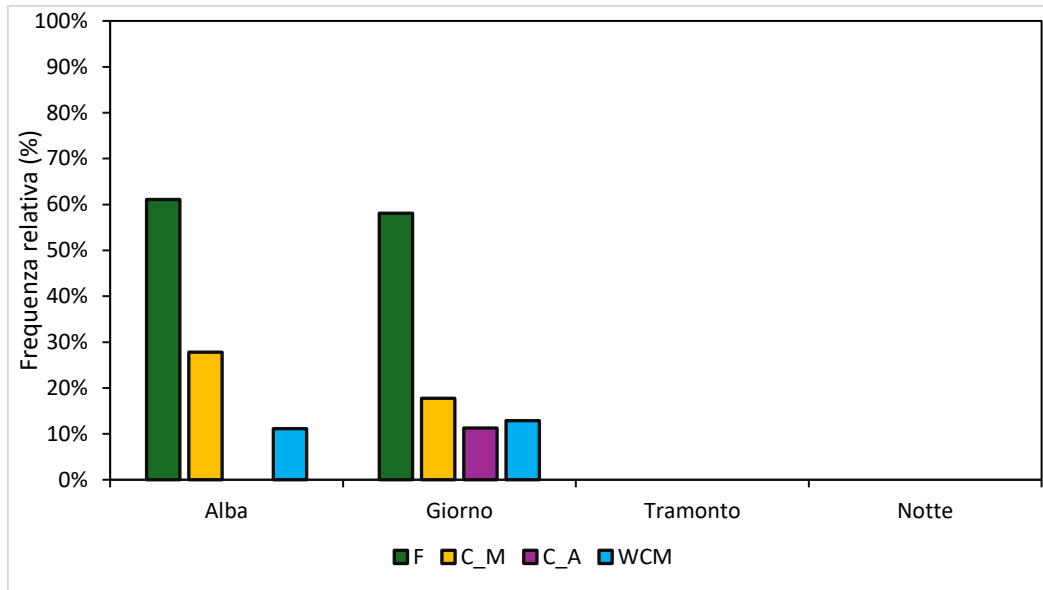


Figura 51: Occupazione dell'habitat in *C. julis* durante il campionamento estivo

In una fase successiva è stata analizzata la proporzione percentuale dei sessi di *C. julis* e la relativa distribuzione spaziale di maschi e femmine lungo il gradiente verticale dell'habitat, dal fondale alla colonna d'acqua. In entrambe le stagioni emergono differenze apprezzabili sia nella *sex ratio* sia nei *pattern* di occupazione degli strati. In primavera, si ha una maggiore rappresentanza di individui femminili (59%) rispetto ai maschi (41%), mentre in estate si osserva una prevalenza di individui femminili (72%) rispetto ai maschi (28%) (Fig. 52). L'occupazione dell'habitat evidenzia inoltre dinamiche differenti tra le due stagioni (Fig. 53). In primavera, sul fondale, si osserva esclusivamente la presenza di individui femminili (26%), mentre in colonna d'acqua si rilevano soprattutto maschi (92%). Anche le femmine risultano maggiormente frequenti in colonna d'acqua (68%), sebbene con una percentuale inferiore rispetto ai maschi. La *canopy* rappresenta l'unico strato in cui le differenze tra i sessi risultano meno evidenti. In estate si registra una sostanziale sovrapposizione nell'uso dello spazio verticale, con entrambi i sessi presenti in tutti gli strati e con percentuali relativamente simili.

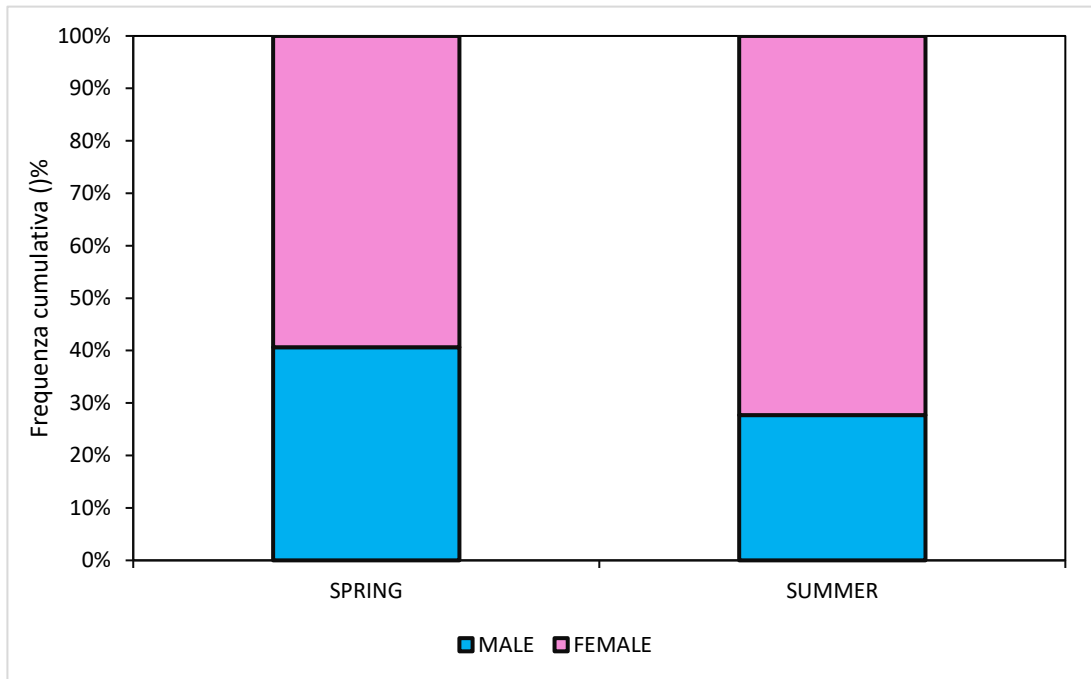


Figura 52: Composizione percentuale di maschi e femmine di *C. julis*

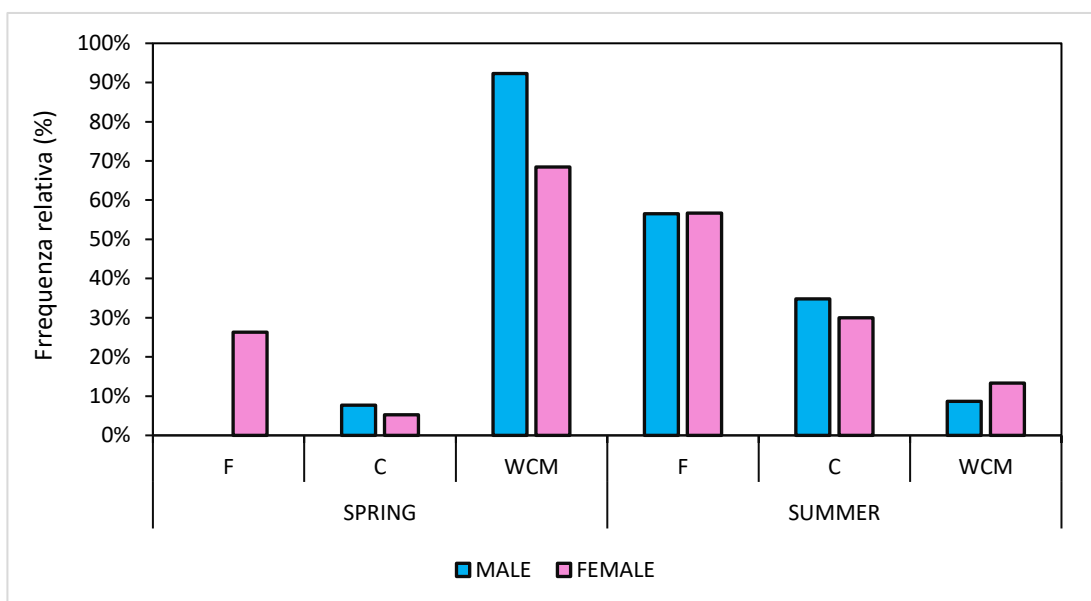


Figura 53: Ripartizione spaziale di maschi e femmine di *C. julis* in estate e primavera

### *Serranus cabrilla*

Si tratta di una specie bentopelagica, diurna e a comportamento prevalentemente solitario. Le differenze osservate tra le due stagioni risultano influenzate anche dal diverso numero di individui registrati, con un maggior numero di record del campione primaverile (Fig. 54-55).

In primavera, i dati evidenziano un'associazione costante con il fondale lungo l'intero arco della giornata: la presenza sul fondale passa dal 68% all'alba al 66% nelle ore diurne, per poi scendere al 56% nel tramonto; la specie non è stata invece rilevata durante le ore notturne. L'occupazione della *canopy* si mantiene relativamente stabile nel corso della giornata, mentre la presenza in colonna d'acqua risulta marginale, passando da un'assenza totale all'alba, al 5% durante il giorno e al 6% al tramonto. Nel complesso, l'analisi dei ritmi circadiani primaverili suggerisce una marcata fedeltà al fondale, con fluttuazioni contenute nell'uso degli altri strati. In estate, a fronte di un numero inferiore di osservazioni, emerge una distribuzione spaziale differente: nelle ore diurne il 40% e il 10% degli individui occupano rispettivamente la *canopy* media e alta, il 30% si colloca in colonna d'acqua e il 20% sul fondale.

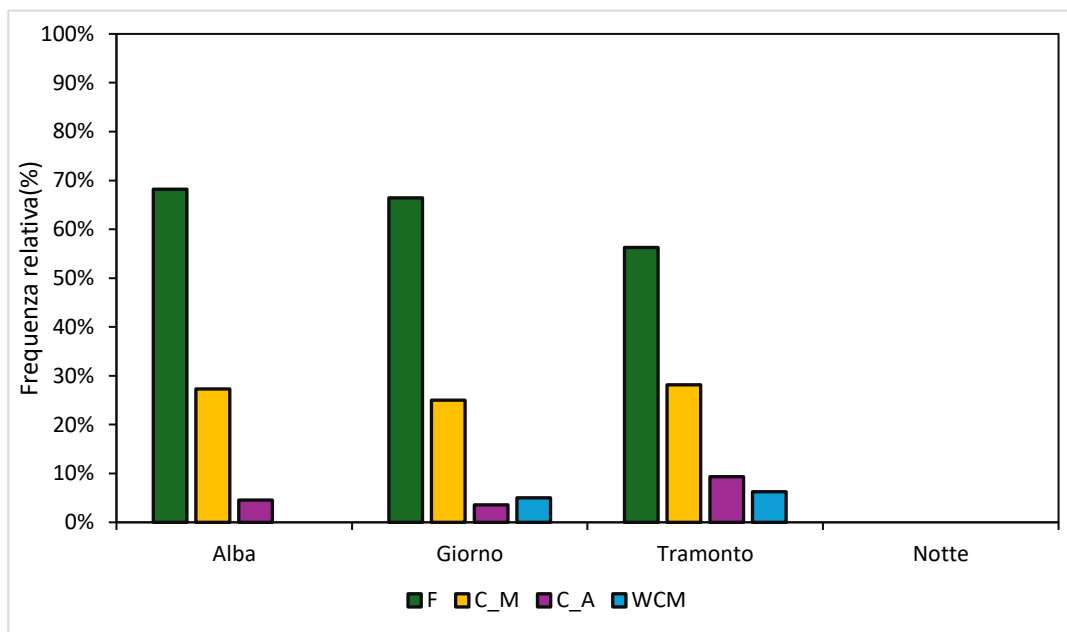


Figura 54: Occupazione dell'habitat in *S. cabrilla* durante il campionamento primaverile

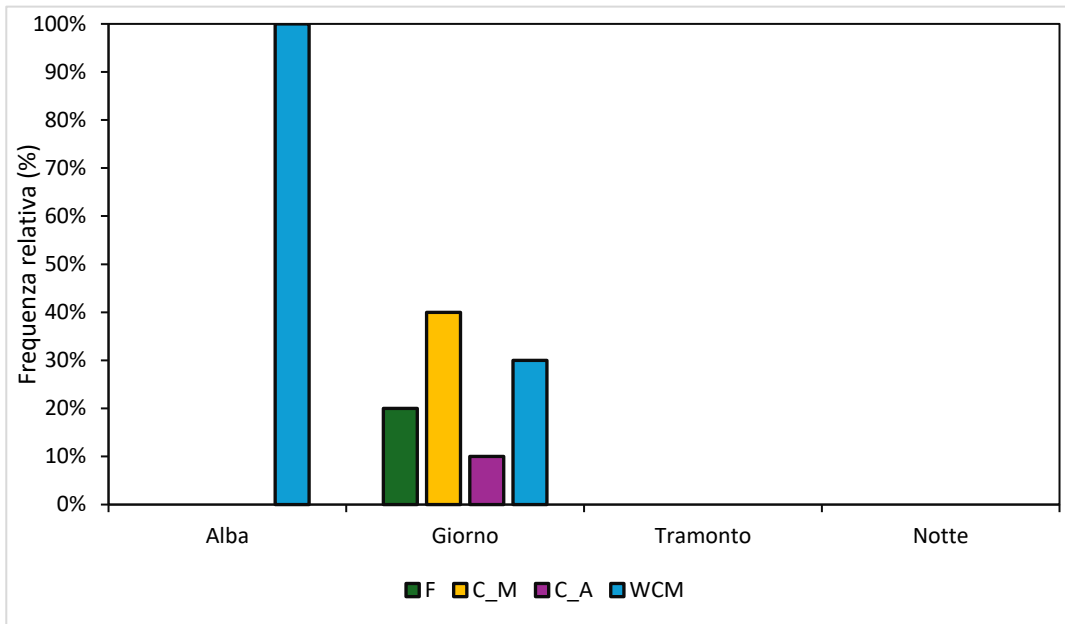


Figura 55: Occupazione dell'habitat in *S. cabrilla* nel campionamento estivo

## 5. DISCUSSIONE

### 5.1 L'uso del *lander* nello studio delle foreste animali

Nel panorama mediterraneo, i ritmi circadiani degli organismi marini, in particolare per quanto riguarda le dinamiche di utilizzo verticale dell'habitat, risultano ancora poco documentati, soprattutto per le componenti megafaunistiche associate ad habitat strutturati (Bo et al., 2024). Il presente studio si inserisce nel quadro ancora limitato delle ricerche dedicate ai ritmi circadiani della fauna vagile associata alle foreste animali mediterranee. In particolare, rappresenta uno dei primi tentativi di analizzare tali dinamiche su una scala temporale intermedia mediante l'impiego di un *lander* (Bo et al., 2024). Per quanto concerne il coralligeno e più in generale l'ambiente circalitorale e mesofotico mediterraneo, la poca letteratura disponibile documenta studi condotti con sistemi *lander* sia in presenza di esca (D'Onghia et al., 2018), sia nella configurazione in assenza di esca (Bo et al., 2024). In questo caso, l'approccio non *baited* adottato nel presente studio ha consentito di osservare la fauna vagile in condizioni meno influenzate da stimoli artificiali, dovuti all'introduzione dell'esca o da un metodo di campionamento più invasivo, come quello del ROV, favorendo un'analisi più aderente all'uso spontaneo dello spazio e alla reale articolazione temporale dell'attività. È emersa una buona efficacia dell'analisi nei confronti della fauna ittica, mentre sono state riscontrate maggiori difficoltà nel campionamento estivo degli invertebrati. Tale criticità è risultata principalmente associata alla marcata presenza di mucillagine durante il periodo estivo. Quando particolarmente abbondante, essa ricopriva completamente il fondale, ostacolando o impedendo l'osservazione diretta degli organismi invertebrati potenzialmente presenti (*Fig. 56A, B*).

Inoltre, la risoluzione non elevata delle immagini ha talvolta impedito il riconoscimento a livello specifico di alcuni *taxa*, rendendo necessario, in un numero limitato di casi, il ricorso all'identificazione a un livello tassonomico inferiore.

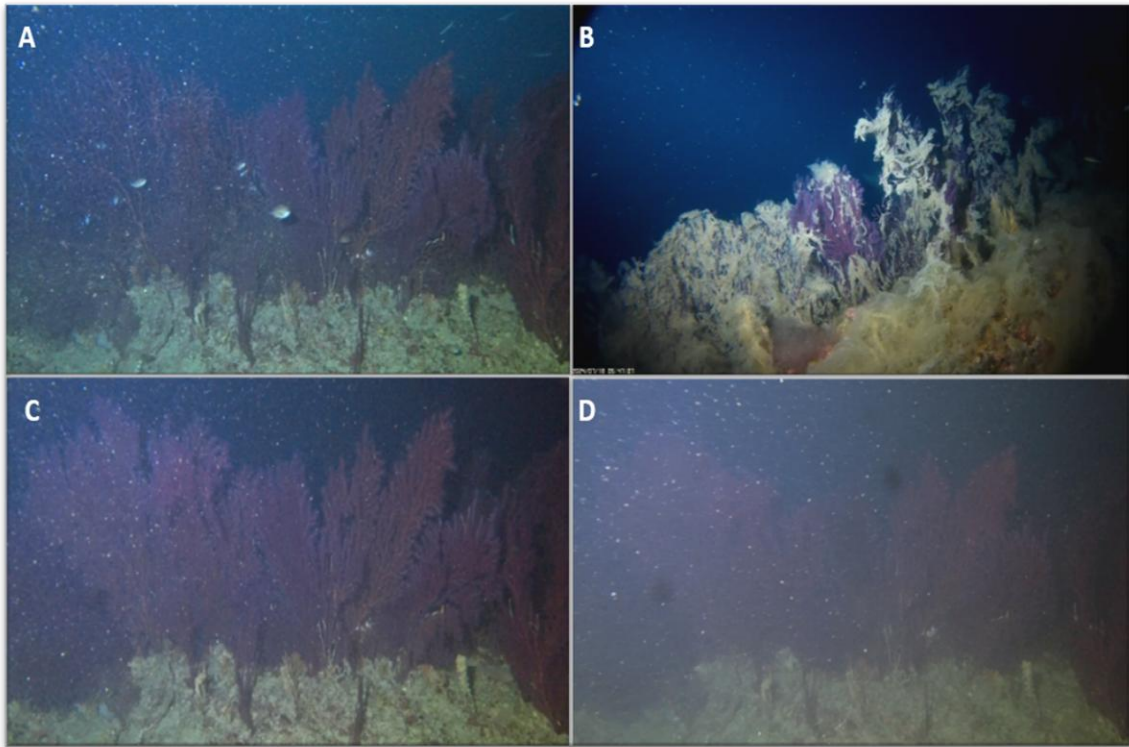


Figura 56: (A) assenza di mucillagine (MAH01980, 05:29, 30/04/2025); (B) enorme presenza di mucillagine che soffoca la *canopy* (CAM30073, 05:47, 18/07/2024); (C) torbidità bassa (MAH2144, 03:34, 02/05/2025); (D) torbidità molto alta (MAH2829, 23:05, 09/05/2025)

Dall'analisi emerge inoltre come, in alcuni casi, l'elevata torbidità abbia compromesso il riconoscimento di individui presenti sullo sfondo (*Fig. 56C-D*). Inoltre, nelle riprese notturne l'asimmetria del *flash* ha determinato una riduzione della visibilità nella porzione destra dell'inquadratura (*Fig. 56B*). Per limitare questo *bias*, tutti gli individui presenti in quell'area sono stati esclusi dal conteggio e dalle successive analisi. Il *flash* ha inoltre rappresentato un potenziale fattore di disturbo comportamentale. Durante le fasce crepuscolari e notturne, la sua accensione ha provocato in più occasioni una reazione di fuga degli individui presenti nell'inquadratura. Tuttavia, nel campionamento primaverile, l'accensione ritardata di circa due secondi del led rispetto all'inizio della ripresa, ha parzialmente attenuato l'effetto di disturbo, favorendo l'osservazione. Questo ha però introdotto una parziale differenza nell'osservazione notturna tra le due stagioni.

Un'ulteriore criticità, riconducibile a una componente biotica, è rappresentata dall'incrostazione algale e dai fenomeni di *biofouling*. La permanenza delle telecamere per diverse settimane sul fondale può infatti favorire la colonizzazione del dispositivo da parte di organismi pionieri, con conseguente formazione di incrostazioni che possono ricoprire parzialmente l'inquadratura

(Fig. 57). Un'eventuale maggiore estensione delle incrostazioni algali potrebbe dunque compromettere il riconoscimento degli individui, rendendolo talvolta difficoltoso o impossibile.



Figura 57: Esempio di come l'incrostazione algale nella telecamera possa influire sul riconoscimento degli individui (CAM30459, 11:27, 27/08/2024)

## 5.2 Caratterizzazione ambientale

Le condizioni ambientali nel Promontorio di Portofino derivano dalla combinazione di fattori geografici e climatici che lo rendono un'area peculiare e altamente diversificata, in grado di ospitare una notevole varietà di ecosistemi (Bavestrello et al., 2024). Per quanto concerne la circolazione, il Promontorio di Portofino è caratterizzato da una dinamica particolarmente complessa, influenzata sia da forzanti idrodinamiche, responsabili della circolazione dominante, sia da forzanti meteo-climatiche, quali direzione e intensità del vento. A ciò si aggiunge l'interazione tra il Promontorio stesso e la piattaforma continentale, che contribuisce a modulare i *pattern* locali di circolazione (Vassallo et al., 2021). Il circuito ciclonico ligure esercita un'influenza significativa lungo il Promontorio di Portofino, determinando una corrente prevalente proveniente da Nord-Ovest, che origina un flusso in uscita dal Golfo del Tigullio con direzione Sud-Est (Bavestrello et al., 2024). Le attuali serie storiche evidenziano come, nel versante del Promontorio in cui è localizzato il sito d'interesse della Secca dell'Isuela, in prossimità di Camogli, la direzione predominante della corrente è Sud-Est (Vassallo et al., 2021; Bavestrello et al., 2024). Oltre alla circolazione ciclonica ligure, possono tuttavia verificarsi inversioni di corrente, indotte dall'azione di venti locali (Vassallo et al., 2021). Durante la stagione estiva, l'attenuazione dei regimi circolatori favorisce l'instaurarsi di condizioni

anemometriche e barometriche su scala locale lungo la costa. In particolare, verso la fine di luglio, il riscaldamento degli strati superficiali della colonna d'acqua innesca un fenomeno caratteristico del Promontorio di Portofino, ossia la generazione di una corrente costiera con direzione verso levante (Est) (Bavestrello et al., 2024). La letteratura disponibile non conferma pienamente quanto riscontrato durante i due campionamenti. In primavera, le direzioni di correnti predominanti sono risultate Sud-Ovest e Nord-Ovest, in parziale discordanza con quanto descritto dalle serie storiche. Tale differenza potrebbe essere riconducibile all'influenza di venti locali o a condizioni meteo-marine contingenti. Va inoltre precisato che nelle giornate del 5 e 6 maggio 2025 non è stato possibile rilevare i dati direzionali a causa di una forte risacca, associata a un'elevata intensità di corrente. Nel giorno precedente all'evento si è registrata una direzione maggiormente tendente a Sud-Est, risultata prevalente in 2 giornate su 14, indicando quindi una presenza episodica ma non dominante di tale direzione durante il periodo di studio. Nel campionamento estivo, invece, la direzione media di corrente ha mostrato una minore variabilità rispetto alla primavera; la direzione più frequentemente registrata è stata Sud-Ovest, discostandosi anch'essa dal *pattern* stagionale tipico riportato in letteratura. Tuttavia, le differenze osservate potrebbero riflettere la natura limitata e puntuale del periodo di campionamento rispetto alle serie storiche pluriennali disponibili in letteratura, che comunque si riferiscono per gli strati più superficiali. Anche durante la stagione estiva sono state registrate quattro giornate caratterizzate da risacca. Il moto ondoso e la risacca non esercitano un'influenza esclusivamente sugli strati più superficiali della colonna d'acqua: sebbene alle profondità di sviluppo delle comunità coralligene la circolazione sia principalmente regolata dalle correnti (Riedl, 1966), il movimento dell'acqua generato dalle onde può avere effetti significativi anche a profondità di 50 m, in presenza di altezze d'onda superiori a 1 m (Ballesteros & Zabala, 1993). Per quanto riguarda la torbidità, essa rappresenta un fattore ambientale in grado di influenzare le dinamiche della fauna bentonica profonda, modulando visibilità, disponibilità trofica e processi ecologici locali (Bigham et al., 2021; Enrichetti et al., 2022; Bo et al., 2024). Nel sito d'interesse non sono presenti apporti fluviali o torrentizi in grado di influenzare direttamente la torbidità; quest'ultima sembrerebbe piuttosto associata a processi *in situ* e a specifiche condizioni meteorologiche, quali il vento e la pioggia (Lucas et al., 2023). Tuttavia, come evidenziato dai grafici, i picchi di precipitazioni non risultano direttamente sovrapponibili ai picchi di torbidità osservati, suggerendo la possibile presenza di ulteriori fattori locali che contribuiscono a modulare tale parametro. L'andamento della luce, infine, riflette le diverse condizioni di luminosità nelle due stagioni considerate, con una maggiore persistenza della copertura nuvolosa in primavera.

Mentre l'andamento della luce produce significativi cambiamenti nel comportamento di alcune specie con ritmi circadiani (anche in primavera, sebbene l'intensità sia ridotta), gli altri fattori ambientali hanno un'incidenza più difficile da valutare. L'unica risposta significativa sembra essere quella della mareggiata primaverile, associata a una forte risacca, su *A. anthias*, che riduce la sua presenza in colonna d'acqua, come peraltro già osservata nelle foreste di coralli neri a seguito di eventi turbiditici in profondità (Bo et al., 2024). Il fatto che altre specie gregarie, come *C. chromis*, non rispondano in modo equivalente a tali fenomeni suggerisce che vi sia un'influenza specie-specifica.

### 5.3 Ecologia di *P. clavata*

La gorgonia *P. clavata* è un ottocorallo longevo e a crescita lenta (Coma et al. 2004; Linares et al. 2007). Negli ultimi 30 anni è stata registrata una riduzione delle sue popolazioni nel Mediterraneo, principalmente associata all'aumento delle anomalie termiche positive, alla comparsa di patologie estive e alla proliferazione di alghe mucillaginose ed epibionti (Canessa et al., 2023). Un impatto rilevante che *P. clavata* ha subito durante questo studio, in particolare nel campionamento estivo, è stato rappresentato dalla presenza della mucillagine. Tuttavia, nonostante l'elevata presenza di mucillagine depositata sulle colonie di *P. clavata* inquadrate, non sono emerse evidenze di impatto sulla vitalità delle colonie stesse. Inoltre, la mucillagine è andata via via diminuendo nel periodo di campionamento. Il periodo relativamente breve di campionamento e l'assenza di analisi dirette sui tessuti della gorgonia non consentono però di trarre conclusioni definitive sugli effetti fisiologici della mucillagine sulle colonie osservate.

Gli studi dedicati alla comprensione delle abitudini trofiche e dei cicli di apertura e chiusura dei polipi di *P. clavata* sono ad oggi pochi. Uno studio di Coma et al. (1994) effettuato tra 19 e 27 m di profondità ha rilevato un aumento significativo della cattura di prede intorno alle ore 10:00. In tale contesto, la maggior parte delle colonie di *P. clavata* presentava i polipi completamente espansi durante il ciclo diurno, con la percentuale più bassa di colonie con polipi espansi osservata alle 14:00. La sincronia nell'espansione o nella contrazione dei polipi risultava elevata, con stati prevalenti di "tutti aperti" o "tutti chiusi". Tuttavia, la percentuale di colonie con polipi espansi era più bassa in estate, in coincidenza con il periodo di minore densità di plancton, di maggiore stratificazione termica della colonna d'acqua e di ridotta attività idrodinamica nell'area di studio, riferendosi a tale fenomeno come estivazione (Coma et al. 1994). Nel presente studio, i polipi sono rimasti aperti per la maggior parte del tempo e non sono emerse differenze rilevanti tra le due stagioni. Al contrario, è stata riscontrata una certa costanza nella ripetitività dei processi di apertura e chiusura dei polipi, suggerendo la possibilità che la disponibilità

complessiva di cibo, indipendentemente dalla sua tipologia, sia rimasta relativamente costante e che le colonie non siano entrate in condizioni di estivazione. È stata inoltre osservata una marcata sincronia nell'apertura e chiusura dei polipi delle colonie. Non sono stati rilevati orari caratterizzati da picchi evidenti di espansione o contrazione; tuttavia, anche in questo caso si registra una maggiore frequenza di chiusura nelle ore centrali della giornata, in particolare nella fascia oraria compresa tra le 11:00-14:00 coincidente con la massima illuminazione.

#### 5.4 Diversità e dinamiche temporali delle specie

La diversità megafaunale associata alla foresta di *P. clavata* oggetto dello studio si è rivelata molto alta, con 40 *taxa* identificati. L'ittiofauna si è rivelata dominante in termini di diversità, frequenza e numero di individui (70-80% dei *taxa*). Le specie censite sono in massima parte organismi tipicamente osservabili in ambiente coralligeno (Guidetti et al., 2002), ma la presenza della foresta ne concentra la diversità e la frequenza, confermando il ruolo importante delle foreste di *P. clavata* nell'ecologia dell'ittiofauna costiera. L'uso della telecamera temporizzata ha inoltre permesso di osservare specie dalle abitudini tipicamente notturne (e.g., *Phycis phycis*, *Muraena helena*, *Conger conger*, *Ariosoma balearicum*), raramente osservate tramite *visual census* diurni (e.g., Guidetti et al., 2002); si tratta di specie predatrici ittiofaghe, evidentemente attratte dalla ricchezza ittica associata alla foresta. Tra le specie ittiche di rilievo, si segnala la presenza di *Sphyræna viridensis*, specie termofila per la quale è stato documentato un incremento nell'abbondanza di *S. viridensis*, ipotizzando un'espansione del suo limite settentrionale (Azzurro et al., 2011).

Anche molti invertebrati sono stati osservati esclusivamente durante le ore notturne, confermando i dati di letteratura, e tre di essi (*Galathea strigosa*, *Palinurus elephas* e *Octopus vulgaris*) hanno mostrato comportamenti che indicano la presenza di tane in cavità sottostanti la foresta, confermando l'importanza della foresta di gorgonie anche nei confronti di grandi invertebrati.

Lo studio ha mostrato alcune differenze stagionali nella frequentazione della foresta, con una maggiore diversità osservata durante il periodo primaverile. Questo può essere in parte causato dall'accumulo estivo di mucillagine sul fondale, che può nascondere alla vista organismi di piccole dimensioni o strettamente legati al substrato, che non si arrampicano sulle ramificazioni. Tra le specie non individuate nel periodo estivo figurano infatti animali quali cefalopodi ed echinodermi, alcuni crostacei e, tra i pesci, *Conger conger*, ossia tutte specie vagili che si muovono sul fondale. Tuttavia, vale la pena considerare che i) in primavera sono stati registrati quasi tre volte il numero di video dell'estate e questo potrebbe incidere sulle osservazioni, ed

anche che ii) in primavera si assiste ad un picco di produttività primaria e secondaria in acqua (Cattaneo-Vietti et al., 2010) che potrebbe ripercuotersi con una maggiore trofia nel *benthos* e quindi una maggiore diversità e frequenza delle specie.

Anche le abbondanze specifiche mostrano alcune evidenti differenze. Molte specie ittiche, tra le quali *Chromis chromis* ed *Anthias anthias*, che rappresentano le specie più frequentemente osservate, incrementano sensibilmente la propria presenza durante il periodo primaverile. Ciò può essere dovuto alla riproduzione tardo-invernale tipica di molte specie mediterranee, che porta alla presenza, durante il periodo primaverile, di molte forme giovanili (Sartor et al, 2017). Questo aggiunge ulteriore evidenza che la foresta di *P. clavata* funge da area di *nursery* per molte specie costiere.

## 5.5 Ritmi circadiani nel coralligeno

L'uso di telecamere temporizzate ha permesso di analizzare variazioni circadiane nella frequentazione della foresta. Oltre alla comparsa di specie prettamente notturne che si alternano a specie esclusivamente diurne, si possono notare anche usi differenziali da parte delle medesime specie.

Ad esempio, *Coris julis*, che rappresenta il labride più comune nell'intero settore settentrionale del Mar Mediterraneo (Harmelin 1990, Guidetti et al. 2002) mostra un picco diurno nell'abbondanza, con individui più giovani e di medie dimensioni meno presenti all'alba e al tramonto, probabilmente per una maggiore necessità di evitare l'incontro con predatori ittiofagi, tipicamente più attivi proprio nei momenti di transizione tra giorno e notte. Gli individui di grandi dimensioni mantengono invece attività costante accedendo a diete più varie (Helfman, 1981; Gibson et al., 1998; Witkowski et al., 2016). I maschi sono noti per comportamenti di territorialità (Lejeune, 1982, 1987), e il presente studio conferma differenze comportamentali tra i sessi durante la stagione primaverile, coincidente con il periodo riproduttivo (Alonso-Fernández et al., 2013): le femmine tendono a rimanere costantemente sul fondo, mostrando un comportamento sedentario, mentre i maschi si muovono maggiormente occupando la colonna d'acqua e pattugliando costantemente il territorio.

La mennola, *Spicara smaris*, frequenta la foresta sia di giorno che di notte, ma con evidenti variazioni comportamentali: di giorno si muove nella colonna d'acqua soprastante, nutrendosi di plancton, mentre di notte scende nella *canopy*, sfruttando il rifugio offerto dalle ramificazioni. In questa fase, è stata documentata anche una variazione della livrea: argentata con tipica macchia nera sul fianco durante il giorno, e più scura, talvolta giallastra, con bande verticali scure durante la notte. Nello specifico, i dati mostrano come, soprattutto nella stagione estiva

durante la quale sono stati osservati un numero maggiore di individui in tutte le fasi della giornata, la variazione di livrea diurna e notturna passa talvolta attraverso fasi intermedie, con caratteri tipici di entrambe le colorazioni, soprattutto nelle ore crepuscolari. Questo potrebbe suggerire tempistiche relativamente lunghe per il passaggio da una tipologia di livrea all'altra. Nonostante la presenza della colorazione pigiama sia nota tra gli amatori, questa informazione non era presente nella letteratura scientifica.

Considerazioni interessanti si possono fare anche per la castagnola. In base ai dati raccolti durante i *visual census* effettuati da Azzurro et al. (2007) presso l'Isola di Linosa (Sicilia) nell'agosto 2004, *C. chromis* emerge come una delle specie più rilevanti per l'ecosistema locale, fungendo da principale elemento di distinzione tra le comunità ittiche diurne e notturne. Durante le ore di luce, questa specie domina la comunità diurna rappresentando il 37,2% della popolazione totale censita e risultando come la più abbondante in assoluto. Il comportamento e la distribuzione di *C. chromis* subiscono una trasformazione marcata al calare del sole. Se durante il giorno la specie occupa la colonna d'acqua formando banchi numerosi per alimentarsi di zooplancton, di notte gli individui si disperdono lungo il fondale. In questa fase, la colonna d'acqua appare sostanzialmente priva di piccoli pesci, mentre le castagnole vengono osservate isolate, spesso nascoste all'interno di buchi, fessure e anfratti rocciosi. La specie è infatti classificata come una specie *visual feeder*: mentre di giorno nuota attivamente nella colonna d'acqua, dopo il tramonto adotta una strategia di riduzione del rischio di predazione rifugiandosi nel substrato (Azzurro et al., 2007). Durante le osservazioni notturne, inoltre, non è stata evidenziata una particolare attrazione o repulsione nei confronti delle fonti luminose artificiali. Il dato relativo all'elevata abbondanza percentuale di *C. chromis* trova conferma anche nella Secca dell'Isuela, dove la specie ha mostrato una presenza dominante sia nel campionamento estivo sia in quello primaverile. Analogamente, anche la distribuzione all'interno dell'habitat monitorato risulta coerente con quanto riportato in letteratura: durante il giorno gli individui sono prevalentemente distribuiti nella colonna d'acqua, mentre nelle ore notturne si osserva una maggiore frequentazione del fondale, con individui spesso nascosti negli anfratti rocciosi. In diversi casi è stato inoltre osservato che gli individui si ritiravano rapidamente all'accensione del *flash* della telecamera, evidentemente impauriti o disturbati. I dati di abbondanza oraria in relazione con l'intensità luminosa suggeriscono inoltre una maggiore presenza della specie nelle ore crepuscolari e notturne all'interno dell'area monitorata. Questo potrebbe indicare che le principali aree di alimentazione di *C. chromis* si trovino a batimetrie leggermente più superficiali rispetto al sito di studio, mentre la foresta di *P. clavata* monitorata verrebbe utilizzata soprattutto come area di rifugio durante le ore notturne.

In base allo studio di Bo et al. (2024), condotto su una foresta di *A. subpinnata* a 60-70 m di profondità al largo di Bordighera (Mar Ligure), il comportamento e la presenza di *A. anthias* mostrano un ritmo circadiano estremamente marcato e strettamente sincronizzato con i cicli di luce naturale. La specie è risultata il *taxon* dominante dell'area, rappresentando il 97,3% degli individui totali e comparando nell'82,9% dei video analizzati. Il numero di individui presenti nel campo visivo segue un ritmo fortemente correlato all'irradianza solare: la specie raggiunge rapidamente picchi di massima abbondanza durante le ore diurne, mentre durante la notte il numero di esemplari si riduce drasticamente a pochi individui isolati, nascosti nell'*understory* della foresta. Nonostante questa variazione numerica, *A. anthias* è classificata come una specie residente, poiché rimane presente in tutte le fasi del ciclo giornaliero (alba, giorno, crepuscolo e notte), costituendo circa l'80% delle osservazioni diurne e l'87% di quelle notturne. Durante il giorno, gli individui sono osservati sia nella *canopy* della foresta sia nella colonna d'acqua sovrastante, dove formano banchi numerosi. Di notte, invece, la presenza nella colonna d'acqua diminuisce sensibilmente e gli individui si distribuiscono più vicino al fondale o all'interno della foresta stessa per riposare.

Anche nel presente studio *A. anthias* risulta una delle specie dominanti in termini di presenza. Dal punto di vista comportamentale, durante le ore notturne è stato frequentemente osservato mentre riposava sul fondale, spesso sotto la *canopy* della foresta di *P. clavata*. In alcuni casi è possibile che lo stesso individuo sia stato registrato più volte nello stesso punto, suggerendo una certa fedeltà al sito di riposo, come osservato nella foresta del corallo nero (Bo et al., 2024). L'accensione del *flash* della telecamera disturbava talvolta questi individui, che reagivano uscendo dalla *canopy* o rifugiandosi rapidamente nelle cavità del substrato. I dati evidenziano come durante il giorno la specie presenta una forte tendenza a occupare la colonna d'acqua, spesso formando banchi numerosi, mentre di notte gli individui si distribuiscono prevalentemente sul fondale. Inoltre, i dati di abbondanza oraria in relazione all'intensità luminosa evidenziano come la presenza e le abbondanze orarie risultino strettamente correlate all'irradianza, con picchi di presenza che in entrambe le stagioni coincidono con i momenti di massima illuminazione. Nel complesso, questi risultati suggeriscono che *A. anthias* utilizzi l'area di studio principalmente come zona di alimentazione durante le ore diurne, mentre potrebbe spostarsi verso batimetrie leggermente più profonde al calar del sole per sfruttare aree di rifugio o riposo.

Questo studio rappresenta il primo contributo volto a osservare le dinamiche temporali della fauna associata a una foresta di *P. clavata*, fornendo dati inediti sulla stabilità e sulle variazioni nel tempo di questa comunità. I risultati ottenuti sottolineano il ruolo fondamentale di *P. clavata*

come specie strutturante: la sua complessità architettonica è essenziale per il mantenimento di una ricca biodiversità, offrendo alle specie associate nicchie ecologiche fondamentali per il rifugio, la riproduzione e il reperimento di risorse trofiche. Tuttavia, il quadro delineato suggerisce che siamo solo all'inizio della comprensione di questi complessi sistemi. Saranno necessari ulteriori studi e monitoraggi a lungo termine per coprire l'intero ciclo delle stagioni e catturare la variabilità a lungo termine. L'integrazione di sensori oceanografici *in situ* rappresenterà un passo ulteriore nell'acquisizione di dati ambientali quantitativi più precisi e permetterà di correlare direttamente le fluttuazioni della fauna alle variazioni dell'ambiente sottomarino.

## BIBLIOGRAFIA

Aguzzi J., Company J. B., Costa C., Menesatti P., Garcia J. A., Bahamon N., Puig P., Sarda F. (2011)

*Activity rhythms in the deep-sea: a chronobiological approach*. *Frontiers in Bioscience* (Vol. 16, pp. 131-150).

Aguzzi J., Sbragaglia V., Santamaría G., Del Río J., Sardà F., Nogueras M., Manuel A. (2013)  
*Daily activity rhythms in temperate coastal fishes: insights from cabled observatory video monitoring*. *Marine Ecology Progress Series* (Vol. 486, pp. 223–236).

Alonso-Fernandez A., Alos J., Palmer M. (2014)

*Variability in reproductive traits in the sex-changing fish, *Coris julis*, in the Mediterranean*. *Mediterranean Marine Science* (Vol. 15, art. 1).

Astraldi M., Manzella G. M. R. (1983)

*Some observations on current measurement on the East Ligurian Shelf, Mediterranean Sea*. *Cont. Shelf Res.* (Vol. 2, pp. 183–193).

Ayma A., Aguzzi J., Canals M., Lastras G., Bahamon N., Mecho A., Company J. B. (2016)  
*Comparison between ROV video and Agassiz trawl methods for sampling deep water fauna of submarine canyons in the Northwestern Mediterranean Sea with observations on behavioural reactions of target species*. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* (Vol. 114, pp. 149–159).

Azzurro E., Pais A., Consoli P. P., Andaloro F. (2007)

*Evaluating day-night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census*. *Marine Biology* (Vol. 151, pp. 2245–2253).

Azzurro E., Aguzzi J., Maynou F., Chiesa J. J., Savini D. (2012)

*Diel rhythms in shallow Mediterranean rocky-reef fishes: a chronobiological approach with the help of trained volunteers*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, (Vol. 93, pp. 461–470).

- Ballesteros E. Zabala M. (1993)  
*El Bentos: el marc físic*. Historia Natural de l'Arxipèlag de Cabrera (Vol. 2, p. 663).
- Basso D., Bracchi V. A., Bazzicalupo P., Martini M., Maspero F., Bavestrello G. (2022)  
*Living coralligenous as geo-historical structure built by coralline algae*. Sec. Quaternary Science, Geomorphology and Paleoenvironment (Vol. 10).
- Bavestrello G., Bertone S., Cattaneo-Vietti R., Cerrano C., Gaino E., Zanzi D. (1994)  
*Mortalité massive de Paramauricea clavata (Anthozoa, Cnidaria) sur la falaise du promontoire de Portofino, mer Ligurienne, mer Méditerranée*. Mar Life, 1994, (Vol. 4, Iss. 1, pp. 15-19).
- Bavestrello G., Cerrano C., Zanzi D., Cattaneo-Vietti R. (1997)  
*Damage by fishing activities to the Gorgonian coral Paramuricea clavata in the Ligurian Sea*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, (Vol. 7, pp. 253-262.).
- Bavestrello G., Betti F., Bianchi C. N., Cappanera V., Chiantore M., Corradi N., Montefalcone M., Mariotti M. G. Morri, C., Povero P., Relini G., Schiapparelli S., Bo M. (2024)  
*The Portofino Promontory: 200 Years of History of Marine Biology*. MDPI, Basilea.
- Bell J. D., Harmelin-Vivien M. L. (1983)  
*Fish fauna of French Mediterranean Posidonia oceanica seagrass meadows. II - Feeding habits*. Téthys (Vol. 11, pp. 1-14).
- Bell J. D., Craik G. J., S., Pollard D. A., Russell B. C. (1985)  
*Estimating the length frequency distributions of large reef fish underwater*. Coral Reefs (Vol. 4, pp. 41-44).
- Bellwood D. R., Hughes T. P., Folke C., Nyström M. (2004)  
*Confronting the coral reef crisis*. Nature (Vol. 429, pp. 827–833).
- Betti F., Bavestrello G., Bo M., Enrichetti F., Cattaneo-Vietti R. (2018)  
*Effects of the 2018 exceptional storm on the Paramuricea clavata (Anthozoa, Octocorallia) population of the Portofino Promontory (Mediterranean Sea)*. Regional Studies in Marine Science (Vol. 34).

Betti F., Venturini S., Merotto L., Cappanera V., Ferrando S., Aicardi S., Mandich A., Castellano M., Povero P. (2020a)

*Population trends of the fan mussel Pinna nobilis from Portofino MPA (Ligurian Sea, Western Mediterranean Sea) before and after a mass mortality event and a catastrophic storm.* The European Zoological Journal, 2021 (Vol. 88, pp. 18-25).

Betti F., Bavestrello G., Bo M., Ravanetti G., Enrichetti F., Coppari M., Cappanera V., Venturini S., Cattaneo-Vietti R. (2020b)

*Evidences of fishing impact on the coastal gorgonian forests inside the Portofino MPA (NW Mediterranean Sea).* Ocean & Coastal Management (Vol. 187, art. 105105).

Bethoux J. P. (1989)

*Oxygen consumption, new production, vertical advection and environmental evolution in the Mediterranean Sea.* Research Papers (Vol. 36, pp. 769-781).

Bianchi C. N., Morri C. (2000)

*Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research.* Marine Pollution Bulletin (Vol. 40, Iss. 5, pp. 367-376).

Bigham K. T., Rowden A. A., Leduc D., Bowden D. A. (2021)

*Review and syntheses: Impacts of turbidity flows on deep-sea benthic communities.* Biogeosciences (Vol. 18, pp. 1893–1908).

Bo M., Bavestrello G., Canese S., Giusti M., Salvati E., Angiolillo M., Greco S. (2009)

*Characteristics of a black coral meadow in the twilight zone of the central Mediterranean Sea.* Marine Ecology Progress Series (Vol. 397, pp. 53–61).

Bo M., Costa A., Coppari M., Enrichetti F., Bavestrello G., Di Caro A., Canese S., Betti F. (2024)

*Diel rhythms of fish frequentation in a temperate mesophotic antipatharian forest and sleeping behaviour of the red swallowtail perch Anthias anthias (Linnaeus, 1758).* Marine Biology (Vol. 171, Art. 166).

Bossolasco M., Dagnino I. (1957)

*Sulle correnti costiere nel Golfo di Genova.* Pure and Applied Geophysics (Vol 38, pp. 123–140).

Brandt A., Gutt J., Hildebrandt M., Pawlowski J., Schwendner J., Soltweddel T., Thomsen L. (2016)

*Cutting the Umbilical: New Technological Perspectives in Benthic Deep-Sea Research.* Journal Marine Sciences (Vol. 4, Iss. 2, 36).

Brenner S., Rozentraub Z., Bishop J., Krom M. (1991)

*The mixed-layer/thermocline cycle of a persistent warm core eddy in the eastern Mediterranean.* Dynamics of Atmospheres and Oceans (Vol. 15, pp. 457-476).

Bryden H. L., Kinder T. H. (1991)

*Steady two-layer exchange through the Strait of Gibraltar.* Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers (Vol. 38, S. 1, pp. S445-S463).

Canessa M., Amedeo I., Bavestrello G., Panzalis P., Trainito E. (2023)

*The Diversity, Structure, and Development of the Epibiont Community of Paramuricea clavata (Risso, 1826) (Cnidaria, Anthozoa).* Water (Vol. 15, Art. 2664).

Casoli E., Moro S., Falasca M., Montefalcone M., Rizzo L., Teixidó N., Piazzzi L., Longo C., Mercurio M., Gennaro P., Cecchi E., Penna M., Gambi M. C., Mirasole A., Ballesteros E., Andrello M., Ventura D., Mancini G., Belluscio A., Frascchetti S., Ardizzone G., Jona-Lasinio G. (2022)

*Structure and diversity patterns of coralligenous cliffs across three ecoregions in the Central-Western Mediterranean Sea.* A Journal Conservation of Biogeography: Diversity and Distributions (Vol. 30, Iss. 9).

Casoli E., Moro S., Falasca M., Montefalcone M., Rizzo L., Teixidó N., Piazzzi L., Longo C., Mercurio M., Gennaro P., Cecchi E., Penna M., Gambi M. C., Mirasole A., Ballesteros E., Andrello M., Ventura D., Mancini G., Belluscio A., Frascchetti S., Ardizzone G., Jona-Lasinio G. (2024)

*Structure and diversity patterns of coralligenous cliffs across three ecoregions in the Central-Western Mediterranean Sea.* A Journal Conservation of Biogeography: Diversity and Distributions (Vol. 30, Iss. 9).

Cattaneo-Vietti R., Albertelli G., Aliani S., Bava S., Bavestrello G., Benedetti-Cecchi L., Bianchi C.N., Bozzo E., Capasasso P., Castellano P., Castellano S., Chiantore M., Coppo M., Cupido G., Delfanti M., Fabiano M., Falconetti C., Ferrari G., Garibaldi F., Gnone G., Marotta A., Marinaro M., Misic C., Orsi Relini L., Paoli C., Petrillo M., Relini G., Povero P., Rovere G., Tucci S., Vacchi V., Wurtz M. (2010)

*The Ligurian Sea: present status, problems and perspectives*. Chemistry and Ecology (Vol. 26, pp 319-340).

Cau A., Follesa M., C., Moccia D., Alvito A., Bo M., Angiolillo M., Canese S., Paliaga E., M., Orrù P., E., Sacco F., Cannas R. (2015)

*Deepwater corals biodiversity along roche du large ecosystems with different habitat complexity along the south Sardinia continental margin (CW Mediterranean Sea)*. Marine Biology (Vol. 162, pp. 1865–1878).

Cau A., Moccia D., Follesa M. C., Alvito A., Canese S., Angiolillo M., Cuccu D., Bo M., Cannas R. (2017)

*Coral forests diversity in the outer shelf of the south Sardinian continental margin*. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers (Vol. 122, pp. 60-70).

Ceccaldi H. J., Latrouite D. (2000)

*The French fisheries for the European spiny lobster *Palinurus elephas**. Spiny Lobster Fisheries and Culture, Fishing News Book, Blackwell Science (Vol. 2, pp. 200-209).

Cerrano C., Bastari A., Calcinaï B., Di Camillo C., Pica D., Puce S., Valisano L., Torsani F. (2019)

*Temperate mesophotic ecosystems: gaps and perspectives of an emerging conservation challenge for the Mediterranean Sea*. The European Zoological Journal (Vol. 86, pp. 370-388).

Chimienti G., Bo M., Taviani M., Mastrototaro F. (2019)

*19 Occurrence and Biogeography of Mediterranean Cold-Water Corals*. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Coral Reefs of the World (Vol. 9, pp. 213–243).

Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kashner K., Ben Rais Lasram F., Aguzzi J., Ballesteros E., Bianchi C. N., Corbera J., Dailianis T., Danovaro R., Estrada M., Frogliac C., Galil B. S., Gasol J. M., Gertwagen R., Gil J., Guilhaumon F., Kesner-Reyes K., Kitsos M.-S., Koukouras A., Lampadariou N., Laxamana E., López-Fé de la Cuadra C. M., Lotze H. K., Martin D., Mouillot D., Oro D., Raicevich S., Rius-Barile J., Saiz-Salinas J. I., San Vicente C., Somot S., Temprado J., Turon X., Vafidis D., Villanueva R., Voultziadou E. (2010)

*The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats.* PLoS ONE, (Vol. 5, Iss. 8).

Coll M., Piroddi C., Albouy C., Ben Rais Lasram F., Cheung W. W. L., Christensen V., Karpouzi V. S., Guilhaumon F., Mouillot D., Paleczny M., Palomares M. L., Steenbeek J., Trujillo P., Watson R., Pauly D. (2011)

*The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves.* Global Ecology and Biogeography.

Colletti A., Licciardi L., Fabbrizzi E., Chiarore A., Benedetto S., Munari M., Musumeci S. M. S., Silvestrini C., Stipcich P., Frascetti S. (2025).

*Beyond biodiversity: the role of Paramuricea clavata forests in supporting ecosystem functioning.*

Coma R., Pola E., Ribes M., Zabala M. (2004)

*Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas.* Ecological Applications (Vol. 14, pp. 1466-1478).

Coma R., Gili J. M., Zabala M., Riera T. (1994)

*Feeding and prey capture cycles in the aposymbiotic gorgonian Paramuricea clavata.* Marine Ecology Progress Series (Vol. 115, pp. 257-270).

D'Onghia G., Capezzuto F., Carlucci R., Carluccio A., Maiorano P., Panza M., Ricci P., Sion L., Tursi A. (2018)

*Using a benthic lander to explore and monitor vulnerable ecosystems in the Mediterranean Sea.* ACTA IMEKO (Vol. 7, pp. 45-51).

Danovaro R., Fanell E., Canals M., Ciuffardi T., Fabri M.-C., Taviani M., Argyrou M., Azzurro E., Bianchelli S., Cantafaro A., Carugati L., Corinaldesi C., de Haan W. P., Dell'Anno A., Evans J., Fogliani F., Galil B., Gianni M., Goren M., Greco S., Soldevila E. (2020)

*Towards a marine strategy for the deep Mediterranean Sea: Analysis of current ecological status.* Marine Policy (Vol. 112).

De Girolamo M., Mazzoldi C. (2001)

*The application of visual census on Mediterranean rocky habitats*. Marine Environmental Research (Vol. 51, pp. 1-16).

Dickens L. C., Goatley C. H. R., Tanner J. K., Bellwood D. R. (2011)

*Quantifying relative diver effects in underwater visual censuses*. PLoS One, 6.

Doherty P. J. (1983)

*Diel, lunar and seasonal rhythms in the reproduction of two tropical damselfishes: Pomacentrus flavicauda and P. wardi*. Marine Biology, 1996 (Vol. 75, pp. 215–224).

Enrichetti F., Baldrighi E., Bavestrello G., Betti F., Canese S., Costa A., del Pasqua M., Giangrande A., Langeneck J., Misic C., Putignano M., Toma M., Bo M. (2022)

*Ecological role and phylogenetic position of a new habitat-forming species (Canalipalpata, Sabellidae) from the Mediterranean mesophotic soft bottoms*. Estuarine, Coastal and Shelf Science (Vol. 265, pp. 107737).

Estrada M. (1996)

*Primary production in the northwestern Mediterranean*. Scientia Marina, 1996 (Vol. 60, pp. 55-64).

Faccini F., Gabellieri N., Paliaga G., Piana P., Angelini S., Coratza P. (2018)

*Geoheritage map of the Portofino Natural Park (Italy)*. Journal of Maps, 2018 (Vol. 14, pp. 87-96).

Fava F., Bavestrello G., Valisano L., Cerrano C. (2009)

*Survival, growth and regeneration in explants of four temperate gorgonian species in the Mediterranean Sea*. Italian Journal of Zoology, 2010 (Vol. 77, pp. 44-52).

Gaspare M. B., Leitão F., Santos M. N., Chicharo L., Dias M. D., Chicharo A., Monteiro C. C. (2003)

*A comparison of direct macrofaunal mortality using three types of clam dredges*. ICES Journal of Marine Science, Vol. 60, Iss. 4, pp. 733–742.

Gaspare M. B., Carvalho S., Constantino R., Tata-Regala J., Cúrdia J., Monteiro C. C. (2009)

*Can we infer dredge fishing effort from macrobenthic community structure?*. ICES Journal of Marine Science, Vol. 66, Iss. 10, pp. 2121–2132.

Gerovasileiou V., Voultziadu E. (2012)

*Marine Caves of the Mediterranean Sea: A Sponge Biodiversity Reservoir within a Biodiversity Hotspot.*

Gibson R. N., Pihl L., Burrows M. T., Modin J., Wennhage H., Nickell L. A. (1998)

*Diel movements of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* in relation to predators, competitors, food availability and abiotic factors on a microtidal nursery ground.* Marine Ecology Progress Series (Vol. 165, pp. 145–159).

Giuliani S., Virno Lamberti C., Sonni C., Pellegrini D. (2005)

*Mucilage impact on gorgonians in the Tyrrhenian Sea.* Science of The Total Environment (Vol., 353, pp. 340-349).

Godø O. R., Pennington M., Vølstad J. H. (1990)

*Effect of tow duration on length composition of trawl catches.* Fisheries Research (Vol. 9, pp. 165-179).

Gómez-Gras D., Linares C., Dornelas M., Madin J. S., Brambilla V., Ledoux J.-B., López-Sendino P., Bensoussan N., Garrabou J. (2021)

*Climate change transforms the functional identity of Mediterranean coralligenous assemblages.* Ecology Letters (Vol. 24, pp. 1038-1051).

Gomes-Pereira J. N., Carmo V., Catarino D., Jakobsen J., Alvarez H., Aguilar R., Hart J., Giacomello E., Menezes G., Stefanni S., Colaço A., Morato T., Santos R. S., Tempera F., Porteiro F. (2017)

*Cold water corals and large hydrozoans provide essential fish habitat for *Lappanella fasciata* and *Benthocometes robustus*.* Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography (Vol. 145, pp. 33–48).

Gori A., Bavestrello G., Grinyó J., Dominguez-Carrió C., Ambroso S., Bo M. (2017)

*Animal Forests in Deep Coastal Bottoms and Continental Shelf of the Mediterranean Sea.* Springer International Publishing AG, 2017, Marine Animal Forests.

Guidetti P. (2000)

*Differences Among Fish Assemblages Associated with Nearshore *Posidonia oceanica* Seagrass Beds, Rocky–algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea.* Estuarine, Coastal and Shelf Science (Vol. 50, pp. 515-529).

Guidetti P., Terlizzi A., Frascchetti S., Boero F. (2002)

*Spatio-temporal variability in fish assemblages associated with coralligenous formations in south eastern Apulia (SE Italy)*. Italian Journal of Zoology (Vol. 69, pp. 325–331).

Hannah R. W., Blume M. T. O. (2012)

*Tests of an experimental unbaited video lander as a marine fish survey tool for high-relief deepwater rocky reefs*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (Vol. 430–431, pp. 1–9).

Harmelin J-G. (1990)

*Ichtyofaune des fonds rocheux de Mediterranee: structure du peuplement du coralligene de l'île de Port-Cros (Parc National, France)*. Mésogée (Vol. 50, pp. 23–30).

Harvey E. S. Shortis M. R. Stadler M., Cappo M. (2002)

*A comparison of the accuracy and precision of measurements from single and stereo-video systems*. Marine Technology Society Journal (Vol. 36, pp. 38–49).

Harvey E. S., Cappo M., Butler J. J., Hall N., Kendrick G. A. (2007)

*Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure*. Marine Ecology Progress Series (Vol. 350, pp. 245–254).

Helfman G. S. (1981)

*Twilight activities and temporal structure in a freshwater fish community*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (Vol. 38, pp. 1405–1420).

Hobbs L., Banas N. S., Cohen J. H., Cottier F. R., Berge J., Varpe Ø. (2021)

*A marine zooplankton community vertically structured by light across diel to interannual timescales*. Biology Letters (Vol. 17, Iss. 2).

Jamieson A. J., Bailey D. M., Wagner H-J., Bagley P., M. Priede I. G. (2006)

*Behavioural responses to structures on the seafloor by the deep-sea fish *Coryphaenoides armatus*: Implications for the use of baited landers*. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers (Vol. 53, pp. 1157–1166).

Jamieson A. J., Fujii T., Priede I. G. (2012)

*Locomotory activity and feeding strategy of the hadal munnopsid isopod *Rectisura* cf. *herculea* (Crustacea: Asellota) in the Japan Trench*. The Journal of Experimental Biology, 2012 (Vol. 215, pp. 3010–3017).

- Jamieson A. J., Boorman B., Jones D. O. B. (2013)  
*Deep-Sea Benthic Sampling*. In A. Eleftheriou (Ed.), *Methods for the Study of Marine Benthos* (Fourth Edition, pp. 280–357).
- Jamieson A. J. (2016)  
*Landers: Baited Cameras and Traps*. (Chapter 11, pp. 248).
- Jenkins M., Franklin K. A., Nicoll M. A. C., Cole N. C., Ruhomaun K., Tatayah V., Mackiewicz M. (2024)  
*Improving Object Detection for Time-Lapse Imagery Using Temporal Features in Wildlife Monitoring*. *Sensors*, 2024 (Vol. 24, Iss. 24, 8002).
- Kennelly S. J., Broadhurst M. K. (2021)  
*A review of bycatch reduction in demersal fish trawls*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* (Vol. 31, pp. 289–318).
- Kinsey D. W., Hopley D. (1991)  
*The significance of coral reefs as global carbon sinks— response to Greenhouse*. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* (Vol. 89, pp. 363-377).
- Kipson S., Linares C., Čižmek H., Cebrián E., Ballesteros E., Bakran-Petricioli T., Garrabou, J. (2014)  
*Population structure and conservation status of the red gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) in the Eastern Adriatic Sea*. *Marine Ecology* (Vol. 36, pp. 982-993).
- Lampert W. (1989)  
*The Adaptive Significance of Diel Vertical Migration of Zooplankton*. *Functional Ecology*, 1989, (Vol. 3, pp. 21-27).
- Lejeune P. (1982)  
*A propos de quelques Poissons de la Méditerranée*. *Revue Française d’Aquariologie* (Vol. 9, pp. 27–32).
- Licciano M., Belmonte G., (2025)  
*Bio-Engineers of Marine Animal Forests: Serpulidae (Annelida) of the Biostalactite Fields in the Submarine Cave “lu Lampiùne” (Mediterranean Sea, Italy)*. *Journal Marine Sciences Eng.* 2025 (Vol., 13, pp. 639).

- Linares C., Coma R., Garrabou J., Díaz D., Zabala M. (2007)  
*Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: Paramuricea clavata and Eunicella singularis*. Journal of Applied Ecology 2008 (Vol. 45, pp. 688–699).
- Lincoln Smith M. P. (1989)  
*Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures*. Environmental Biology of Fishes (Vol. 26, pp. 20-37).
- Linley T. D., Craig J., Jamieson A. J., Priede I. G. (2018)  
*Bathyal and abyssal demersal bait-attending fauna of the Eastern Mediterranean Sea*. Marine Biology (Vol. 165, Art. 159).
- Longo C., Cardone F., Pierri C., Mercurio M., Mucciolo S., Nonnis Marzano C., Corriero G. (2017)  
*Sponges associated with coralligenous formations along the Apulian coasts*, 2018 (Vol. 48, pp. 2151–2163).
- Lucas C. C., Lima I. C., Garcia T. M., Tavares T. C. L., Carneiro P. B. M., Teixeira C. E. P., Bejarano S., Rossi S., Soares M. O. (2023)  
*Turbidity buffers coral bleaching under extreme wind and rainfall conditions*. Marine Environmental Research (Vol. 192).
- Marbà N., Diaz-Almela E., Duarte C. M. (2014)  
*Mediterranean seagrass (Posidonia oceanica) loss between 1842 and 2009*. Biological Conservation (Vol. 176, pp. 183-190).
- Markham C., McLain D. (1977)  
*Sea surface temperature related to rain in Ceará, north-eastern Brazil*. Nature (Vol. 265, pp. 320–323).
- Martini S., Kuhnz L., Mallefet J., Haddock S. H. D. (2019)  
*Distribution and quantification of bioluminescence as an ecological trait in the deep sea benthos*. Scientific Reports 9, Art. 14654 (2019).
- Minchin D. (1987)  
*Sea-water temperature and spawning behaviour in the seastar Marthasterias glacialis*. Marine Biology (Vol. 95, pp. 139–143).

Misic C., Bavestrello G., Bo M., Borghini M., Castellano M., Covazzi Harriague A., Massa F., Spotorno F., Povero P. (2012)

*The “seamount effect” as revealed by organic matter dynamics around a shallow seamount in the Tyrrhenian Sea (Vercelli Seamount, western Mediterranean).* Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. (pap. 67). 1–11.

Mistri M., Ceccherelli V. U. (1996a)

*Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. I - Short term impacts at the population and colony levels.* Italian Journal of Zoology, Vol. 63, Iss. 3, pp. 221-230.

Mistri M., Ceccherelli V. U. (1996b)

*Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. II - Population recovery after two years.* Italian Journal of Zoology (Vol. 63, pp. 231-236).

Montalbetti, E., Cavallo, S., Azzola, A., Montano, S., Galli, P., Montefalcone, M., Seviso, D. (2023)

*Mucilage-induced necrosis reveals cellular oxidative stress in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*.* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (Vol. 559).

Morrison G., Sherwood E. T., Boler R., Barron J. (2006)

*Variations in water clarity and chlorophylla in Tampa Bay, Florida, in response to annual rainfall, 1985–2004.* Estuaries and Coasts (Vol. 29, pp. 926–931).

Mous P. J., Van Densen W. L. T., Machiels M. A. M. (2002)

*The effect of smaller mesh sizes on catching larger fish with trawls.* Fisheries Research (Vol. 54, pp. 171-179).

Naylor E. (2005)

*Chronobiology: implications for marine resource exploitation and management.* Marine Sciences, 2005 (Vol. 69, No. S1).

Palma M., Casado M. R., Pantaleo U., Pavoni G., Pica D., Cerrano C. (2018)

*SfM-based method to assess gorgonian forests (*Paramuricea clavata* (Cnidaria, Octocorallia)).* Remote Sensing (Vol. 10, Iss. 7).

Payne N. L., van der Meulen D. E., Suthers I. M., Gray C. A., Walsh C. T., Taylor M. D. (2015)  
*Rain-driven changes in fish dynamics: a switch from spatial to temporal segregation.* Marine Ecology Progress Series (Vol. 528, pp. 267-275).

Pelletier D., Roos D., Bouchoucha M., Schohn T., Roman W., Gonson C., Bockel T., Carpentier L., Preuss B., Powell A., Garcia J., Gaboriau M., Cadé F., Royaux C., Le Bras Y., Reecht Y. (2021)

*A Standardized Workflow Based on the STAVIRO Unbaited Underwater Video System for Monitoring Fish and Habitat Essential Biodiversity Variables in Coastal Areas.* Front. Mar. Sci. (Vol. 8).

Pinardi N., Masetti E. (2000)

*Variability of the large scale general circulation of the Mediterranean Sea from observations and modelling: a review.* Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology (Vol. 158, pp. 153-173).

Ponti M. (2016a)

*Monitoring mediterranean marine protected areas: A set of guidelines to support the development of management plans.* MMMPA, 2016 (pp. 46-48).

Ponti M., Grech D., Mori M., Perlini R. A., Ventra V., Panzalis P. A., Cerrano C. (2016b)

*The role of gorgonians on the diversity of vagile benthic fauna in Mediterranean rocky habitats.* Marine Biology (Vol. 163, Art. 120).

Ponti M., Turicchia E., Costantini F., Abbiati M. (2019)

*Mediterranean gorgonian forests: Distribution patterns and ecological roles* Proceedings of the 3rd Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions.

Prado E., Abad-Uribarren A., Ramo R., Sierra S., González-Pola C., Cristobo J., Ríos P., Graña R., Aierbe E., Rodríguez J. M., Rodríguez-Cabello C., Modica L., Rodríguez-Basalo A., Sánchez F. (2023)

*Describing Polyps Behavior of a Deep-Sea Gorgonian, Placogorgia sp., Using a Deep-Learning Approach.* Remote Sensing (Vol. 15, Iss. 11).

Prato G., Barrier C., Francour P., Cappanera V., Markantonatou V., Guidetti P., Mangialajo L., Cattaneo-Vietti R., Gascuel D. (2016)

*Assessing interacting impacts of artisanal and recreational fisheries in a small Marine Protected Area (Portofino, NW Mediterranean Sea).* Ecosphere, an ESA open access journal, 2016 (Vol. 7, Iss. 12).

Priede I. G., Froese R., Bailey D. M., Bergstad O. A., Collins M. A., Dyb J. E., Henriques C., Jones, E. G., King N. (2006)

*The absence of sharks from abyssal regions of the world's oceans*. Proceedings of the Royal Society B (Vol. 273, pp. 1435–1441).

Ramirez-Llodra E, Company J. B., Sardà F, Rotllant G. (2010)

*Megabenthic diversity patterns and community structure of the Blanes submarine canyon and adjacent slope in the Northwestern Mediterranean: A human overprint?*. Marine Ecology (Vol. 31, pp. 167–182).

Reale M., Cossarini G., Lazzari P., Lovato T., Bolzon G., Masina S., Solidoro C., Salon S. (2013)

*Acidification, deoxygenation, and nutrient and biomass declines in a warming Mediterranean Sea*. Biogeosciences (Vol. 19, pp. 4035–4065).

Reinboth R. (1964)

*Inversion du sexe chez Anthias anthias (L.) (Serranidae)*. Vie et Milieu (Vol. 17, pp. 499-503).

Riedl R. (1966)

*Biologie der Meereshöhlen. Topographie, Faunistik und Ökologie eines unterseeischen Lebensraumes, eine Monographie*. Paul Parey, Hamburg u. Berlin (Vol. 1, pp. 636).

Rogerson M., Colmenero-Hidalgo E., Levine R. C., Rohling E. J., Voelker A. H. L., Bigg G. R., Schönfeld J., Cacho I., Sierro F. J., Löwemark L., Reguera M. I., De Abreu L., Garrick K. (2010)  
*Enhanced Mediterranean-Atlantic exchange during Atlantic freshening phases*. Geochemistry, Geophysics, Geosystems (Vol. 11, Iss. 8).

Romanou A., Tselioudis G., Zerefos C. S., Clayson C. A., Curry J. A., Andersson A. (2010)

*Evaporation–Precipitation Variability over the Mediterranean and the Black Seas from Satellite and Reanalysis Estimates*. Journal of Climate (Vol. 23, pp. 5268-5287).

Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (2017)

*An Overview of the Animal Forests of the World*. Springer International Publishing AG, 2017.

Rosso A., Sanfilippo R., Taddei Ruggiero M., Di Martino E. (2013)

*Faunas and ecological groups of Serpuloidea, Bryozoa and Brachiopoda from submarine caves in Sicily (Mediterranean Sea)*. Bollettino della Società Paleontologica Italiana, 2013 (Vol. 52, pp. 167-176). Modena.

Saigusa, M. (1986)

*The circa-tidal rhythm of larval release in the incubating crab Sesarma*. Marine Biology (Vol. 159, pp. 21–31).

Salomidi M., Smith C., Katsanevakis S., Panayotidis P., Papathanassiou V. (2008)

*Some observations on the structure and distribution of gorgonian assemblages in the eastern Mediterranean Sea*. Actes du 1er Symposium sur la Conservation du Coralligène et autres bio concrétions de Méditerranée.

Sánchez-Vázquez F. J., López-Olmeda J. F., Vera L. M., Migaud H., López-Patiño M. A., Míguez J. M. (2019)

*Environmental Cycles, Melatonin, and Circadian Control of Stress Response in Fish*. Front. Endocrinol., Sec. Experimental Endocrinology (Vol. 10).

Sartor P., Mannini A., Carlucci R., Massaro E., Queirolo S., Sabatini A., Scarcella G., Simoni R. (2017)

*Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani [Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas]*. Biol Mar Mediterr. (Vol. 24 (Suppl. 1):608).

Serena F., Abella A. J., Bargnesi F., Barone M., Colloca F., Ferretti F., Fiorentino F., Jenrette J., Moro S. (2020)

*Species diversity, taxonomy and distribution of Chondrichthyes in the Mediterranean and Black Sea*. The European Zoological Journal (Vol. 87, Iss. 1).

Shaltout M., Omstedt A. (2014)

*Recent sea surface temperature trends and future scenarios for the Mediterranean Sea*. Oceanologia (Vol.56, pp. 411-443).

Sini M., Garrabou J., Trygonis V., Koutsoubas D. (2019)

*Coralligenous formations dominated by Eunicella cavolini (Koch, 1887) in the NE Mediterranean: biodiversity and structure*. Mediterranean Marine Science (Vol. 20, Art. 1).

Sobha T. R., Vibija C. P., Fahima P. (2023)

*Coral Reef: A Hot Spot of Marine Biodiversity*. Conservation and Sustainable Utilization of Bioresources. Sustainable Development and Biodiversity, Springer, Singapore (Vol. 30, pp. 171-194).

- Stobart B., García-Chartron J. A., Espejo C., Rochel E., Goñi R., Reñones O., Herrero A., Crec'hriou R., Polti S., Marcos C., Planes S., Pérez-Ruzafa A. (2007)  
*A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: methodological evaluation*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (Vol. 345, pp. 158–174).
- Tanhua T., Hainbucher D., Schroeder K., Cardin V., Álvarez M., Civitarese G. (2022)  
*The Mediterranean Sea system: a review and an introduction to the special issue*. Ocean Science.
- Teague J., Allen M. J., Scott T. B. (2018)  
*The potential of low-cost ROV for use in deep-sea mineral, ore prospecting and monitoring*. Ocean Engineering (Vol. 147, pp. 333-339).
- Thorpe S. A., Steele J. H., Turekian K. K. (2009)  
*Ocean currents 2<sup>nd</sup> Edition*. London: Academic Press (pp. 283-303).
- Trobbiani G. A., Irigoyen A., Venerus L. A., Fiorda P. M., Parma A. M. (2018)  
*A low-cost towed video camera system for underwater surveys: comparative performance with standard methodology*. Environ Monit Assess (Vol. 190, Art. 683).
- Utne K. R., Hjøllø S. S., Geir C., Skogen M. (2011)  
*Estimating the consumption of Calanus finmarchicus by planktivorous fish in the Norwegian Sea using a fully coupled 3D model system*. Marine Biology Research (Vol. 8, pp. 527-547).
- Utne-Palm A. C. (2002)  
*Visual feeding of fish in a turbid environment: Physical and behavioural aspects*. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology (Vol. 35, pp. 111-128).
- Vassallo P., Bellardini D., Castellano M., Dapuzo G., Povero P. (2022)  
*Structure and Functionality of the Mesozooplankton Community in a Coastal Marine Environment: Portofino Marine Protected Area (Liguria)*. Diversity (Vol. 14, pp. 19).
- Verdura J., Linares C., Ballesteros E., Coma R., Uriz M. J., Bensoussan N., Cebrian E. (2019)  
*Biodiversity loss in a Mediterranean ecosystem due to an extreme warming event unveils the role of an engineering gorgonian species*. Scientific Reports (Vol. 9, Art. 5911).
- Watson D. L., Harvey E. S., Anderson M. J., Kendrick G. A. (2005)  
*A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques*. Marine Biology (Vol. 148, pp. 415–425).

Watson J. L., Huntington B. E. (2016)

*Assessing the performance of a cost-effective video lander for estimating relative abundance and diversity of nearshore fish assemblages.* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (Vol. 483, pp. 104–111).

Weertman W. L., Gopal V., Sivitilli D. M., Scheel D., Gire D. H. (2025)

*Octopus track chemosensory plumes to find food.*

Witkowski F., Vion A., Bouchoucha M. (2016)

*Temporal partitioning of diurnal behavioural patterns of *Coris julis* and *Diplodus vulgaris* (Actinopterygii: Perciformes) in Mediterranean coralligenous habitats.* Acta Ichthyologica et Piscatoria (Vol. 46, pp. 171–183).

Zanghi C., Ioannou C. C. (2024)

*The impact of increasing turbidity on the predator–prey interactions of freshwater fishes.* Freshwater Biology (Vol. 70, Iss. 1).

Zapata-Ramírez P. A., Huete-Stauffer C., Scaradozzi D., Marconi M., Cerrano C. (2016)

*Testing methods to support management decisions in coralligenous and cave environments: a case study at Portofino MPA.* Marine Environmental Research (Vol. 118, pp. 45-56).

Zhdanova I. V., Reeb S. G. (2005)

*Fish Physiology. Circadian Rhythms in Fish* (Vol. 24, pp. 197-238).