

UNIVERSITÀ DI GENOVA



**DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA,
DELL'AMBIENTE E DELLA VITA**

CORSO DI LAUREA IN BIOLOGIA ED ECOLOGIA MARINA

**Caratterizzazione delle foreste di corallo rosso (*Corallium rubrum*
(Linnaeus, 1758)) lungo le coste italiane**

Characterization of the red coral (*Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758))
forests along the Italian coast

Candidato:

Daniele Giudice

Relatore:

Prof.ssa *Marzia Bo*

Correlatore:

Dott.ssa *Margherita Toma*

Anno accademico 2021/2022

INDICE

1. Introduzione

- 1.1. Biologia ed ecologia del corallo rosso
- 1.2. Distribuzione geografica e batimetrica
- 1.3. Il corallo rosso come specie strutturante: le foreste animali marine
- 1.4. Valore economico e sfruttamento nella Storia
- 1.5. Minacce e stato di conservazione
- 1.6. Obiettivi

2. Materiali e metodi

- 2.1. Archivio ROV
- 2.2. Raccolta foto e parametri analizzati
- 2.3. Analisi dei dati

3. Risultati

- 3.1. Distribuzione e struttura delle foreste di corallo rosso
- 3.2. L'influenza di profondità e latitudine su densità e taglia delle foreste
- 3.3. L'impatto della pesca
- 3.4. Eventi di mortalità di massa

4. Discussione e conclusioni

5. Bibliografia

1. Introduzione

1.1 Biologia ed ecologia del corallo rosso

Corallium rubrum (Linnaeus, 1758) è uno cnidario antozoo semi-endemico del Mar Mediterraneo, noto anche in alcune zone limitrofe dell'Oceano Atlantico orientale (Zibrowius *et al.*, 1984; Harmelin, 2000) che abita i fondali rocciosi per lo più tra i 20 e i 200 metri di profondità (Carpine & Grasshoff, 1975; Weinberg, 1978), ma può insediarsi fino a 1000 metri di profondità (Knittweiss *et al.*, 2016). È una specie coloniale che presenta uno scheletro composto al 98% di carbonato di calcio (cristallizzato sotto forma di calcite) ed al 2% da una frazione organica (lipidi, proteine e zuccheri) (Mateu *et al.*, 1986; Allemand *et al.*, 1994). La struttura mineralizzata esibisce un colore rosso vivo attribuito alla presenza della cantaxantina, composto chimico appartenente al gruppo dei carotenoidi, pigmenti molto diffusi in natura (Cvejic *et al.*, 2007). Quest'ultimo aspetto ha determinato secoli di pesca intensiva di questa specie, in quanto veniva, e viene tuttora, usata per la creazione di gioielli ed oggetti religiosi (Cattaneo-Vietti & Cicogna, 1993; Grigg, 1993). A differenza della struttura carbonatica, i polipi sono bianchi e non presentano zooxantelle (Fig.1).



Fig.1 Colonie di *Corallium rubrum*. Ben visibili i polipi bianchi e il colore rosso vivo dello scheletro.

C. rubrum è caratterizzato da una forma di crescita arborescente che in condizioni ambientali favorevoli può raggiungere un'altezza di circa 50 cm, un peso maggiore ai 2 kg ed un'età fino a 100 anni (Garrabou & Harmellin, 2002; Marschal *et al.*, 2004); tuttavia, a causa del già citato prelievo intensivo in tutto il Mar Mediterraneo, colonie particolarmente longeve più alte di 20 cm sono ad oggi molto rare da individuare (Garrabou & Harmellin, 2002). *Corallium rubrum*, inoltre, è una specie iteropara (si riproduce più volte nel corso del ciclo vitale) e gonocorica (a sessi separati), in cui la

maturità sessuale viene raggiunta tra i 6 e i 10 anni di età (Gallmetzer *et al.*, 2010). Una volta avvenuta la fecondazione, che in questa specie è interna, la larva che ne risulta (detta planula) è lecitotrofica e solitamente non si allontana molto dal luogo di nascita (Weinberg, 1979). La riproduzione può avvenire anche per frammentazione, ovvero per rottura di un'estremità della colonia, con successivo impianto su substrato duro e creazione di una nuova colonia. Con quest'ultimo metodo la specie genera colonie cloni dell'individuo genitore e, proprio per il mancato rimescolamento genetico, questa strategia viene adottata tipicamente in condizioni di stress o in contesti pionieri (Gallmetzer *et al.*, 2010; Highsmith, 1982).

Il corallo rosso si nutre per sospensione passiva di piccoli crostacei e sostanza organica particellata (POM, *Particulate Organic Matter*), che costituiscono il suo principale nutrimento, oltre che di copepodi, protozoi e fitoplancton, presenti anch'essi nella colonna d'acqua (Tsounis *et al.*, 2006a). Questa specie predilige i substrati rocciosi sia nudi che ricoperti da alghe coralline incrostanti, con pendenza sub-verticale e verticale (Toma *et al.*, 2022), ed è una delle specie che partecipa alle complesse comunità a "coralligeno" tipiche delle coste mediterranee (Sarà, 1969). L'habitat coralligeno è di interesse elevato nel Mar Mediterraneo in quanto rappresenta uno dei più importanti "hotspot" di biodiversità di questo mare. Esso appare infatti come un'associazione di organismi animali e vegetali che compongono una struttura tridimensionale in grado di garantire un'ampia varietà di servizi ecosistemici, quali fornire aree *nursery* e di rifugio per giovanili di specie di invertebrati e pesci e ricoprire un ruolo importante nei flussi di energia e nel ciclo del carbonio (Ballesteros, 2006). Tra gli organismi che compongono questo habitat vi sono alghe calcaree incrostanti, spugne, briozoi, tunicati, oltre a cnidari arborescenti, tra cui il prezioso corallo (Gibson *et al.*, 2006; Kipson *et al.*, 2011) (Fig. 2).



Fig. 2 Habitat a coralligeno con colonie di corallo rosso.

1.2 Distribuzione geografica e batimetrica

Il corallo rosso è ampiamente distribuito in tutto il Mar Mediterraneo. Nel Mar Ligure è nota la pesca del corallo rosso sin dall'epoca romana in numerose località lungo tutto l'arco ligure, da Bordighera, nell'estremo ponente, a La Spezia, nell'estremo levante (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016). Altri popolamenti particolarmente densi si trovano in Toscana, dalle secche di Meloria alle secche di Vada. In particolare, il popolamento di Calafuria è stato oggetto di studio in termini di tassi di crescita, genetica e demografia, insieme al popolamento a Nord-Ovest dell'isola d'Elba, su cui sono stati raccolti dati di distribuzione, *sex ratio*, ed età dei popolamenti. Sempre nell'Arcipelago Toscano, sull'isola di Montecristo si trova il popolamento più ricco di corallo rosso di questa regione, tra i 60 e i 120 m di profondità. Degni di nota sono infine i popolamenti superficiali nel promontorio dell'Argentario, che oggi risultano purtroppo particolarmente frammentati (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016). Nel Lazio, in particolare presso l'Arcipelago Pontino, è nota la pesca da parte di pescatori napoletani dal XVI secolo. In Campania, densi popolamenti sono stati registrati in tutto il golfo di Napoli, in particolare dal Banco Pampano sul lato Nord dell'isola di Capri. In Calabria sono state riportate delle zone di pesca a Scalea e tra Tropea e Scilla. In Sicilia, a metà del XIX secolo, i pescatori calabresi pescavano il corallo rosso a Vulcano, a Trapani e nell'Arcipelago delle Egadi. Infine, la Sardegna ospita i popolamenti più ricchi delle coste italiane, e località come l'isola di Tavolara e Golfo Aranci sono tra quelle che più hanno subito fenomeni di pesca intensiva. La costa occidentale di questa regione presenta popolamenti densi ed estesi, al contrario di quella orientale, dove questi risultano frammentati (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016) (Fig. 3).

Dal punto di vista batimetrico, le informazioni relative ai popolamenti a basse profondità (tra i 20 ed i 50 metri) sono numerose e provengono in larga parte da archivi storici sulla pesca, oltre che da numerosi studi scientifici ed osservazioni dirette, che hanno riguardato le caratteristiche demografiche e riproduttive e la distribuzione della specie (tra questi, Grigg, 1984; Bruckner, 2009; Tsounis *et al.*, 2007; Santangelo & Bramanti, 2010).

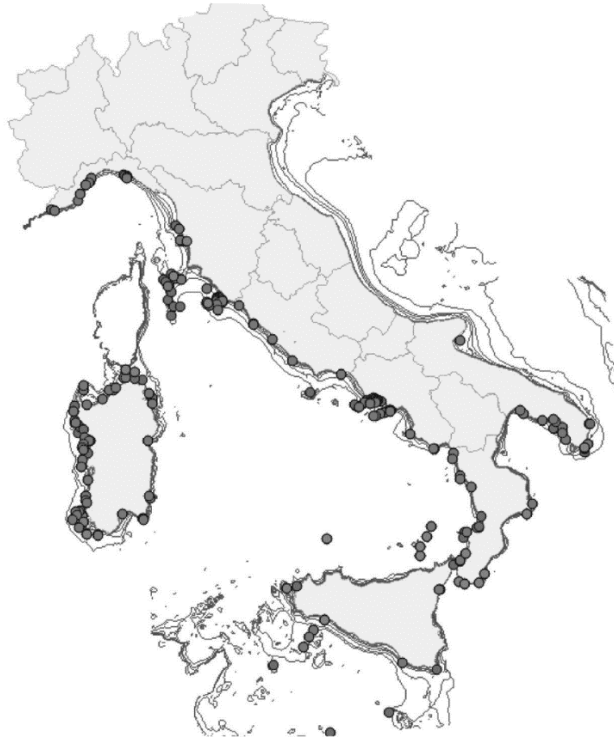


Fig. 3 Mappa dei popolamenti di *C. rubrum* sfruttati durante gli ultimi 150 anni. (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016)

Al contrario, le informazioni relative alla presenza, abbondanza e struttura demografica del corallo rosso in ecosistemi profondi rimangono scarse, seppur negli ultimi anni numerosi studi si siano concentrati sulla zona mesofotica (tra i 40 ed i 200 metri circa di profondità), permettendo la raccolta di dati sia qualitativi che quantitativi sui popolamenti bentonici profondi (ad esempio, Rossi *et al.*, 2008; Cerrano *et al.*, 2010; Costantini *et al.*, 2010; Angiolillo *et al.*, 2016; Benedetti *et al.*, 2016). Questi studi, condotti su scala locale o regionale, hanno mostrato che i popolamenti più profondi sono generalmente meno soggetti alla pesca rispetto a quelli superficiali, nonostante anche in profondità ci siano colonie di taglia superiore a quella consentita per la raccolta (≥ 7 mm di diametro basale). Ad oggi manca tuttavia uno studio che definisca la morfometria dei popolamenti di corallo rosso della zona mesofotica e profonda su larga scala, utile a definirne lo stato di salute, informazione essenziale per identificare le migliori strategie di gestione e protezione.

1.3 Il corallo rosso come specie strutturante: le foreste animali marine

Le foreste animali marine sono ecosistemi tridimensionali complessi che accolgono un'altissima biodiversità, fornendo strutture, cibo e rifugi a organismi sessili e vagili che stabiliscono relazioni con parti sia vive che morte delle specie che le formano (Rossi *et al.*, 2017). Solitamente con “foreste

animali marine” si intendono comunità formate da una o più specie sospensivore, quali cnidari, tra cui *C. rubrum*, spugne e bivalvi. Comunemente ci si riferisce alle specie che compongono queste complesse comunità come “specie ingegnere”: il termine venne coniato da Jones nel 1994 e si riferisce ad “un organismo che direttamente od indirettamente modula la disponibilità di risorse per altre specie, causando un cambiamento nello stato fisico del materiale biotico e abiotico” (Jones *et al.*, 1994). Le specie ingegnere degli ecosistemi marini possono dunque modificare l’habitat che le circonda aumentando la complessità strutturale, cambiando la velocità della corrente con conseguenze sulla risospensione del sedimento, stabilizzando il substrato e incrementando l’accumulo locale di particelle sospese, allungando il tempo di residenza delle particelle alimentari all’interno delle *canopy* che formano. Inoltre, importanti cicli biogeochimici, quali il rilascio di nutrienti, la ritenzione delle particelle o la fissazione del carbonio, prendono atto all’interno delle foreste animali marine. Input e output di materiale inorganico e organico, quindi, possono avere un impatto importante su questi habitat (Rossi *et al.*, 2017).

Queste formazioni sono caratterizzate da 3 diversi livelli di complessità strutturale: (1) la fase giovanile/immatura, (2) la fase matura, e (3) la fase regressiva (Bianchi *et al.*, 2016). Durante la fase immatura, le foreste animali presentano un’abbondanza di specie ingegnere e costruttrici, l’accrescimento della foresta è accentuata mentre l’erosione è ridotta. La fase matura è caratterizzata invece da un equilibrio tra accrescimento ed erosione, oltre che da uno spiccato grado di resilienza, ovvero la capacità di recupero dopo una perturbazione. Infine, la fase regressiva presenta colonie di coralli sparsi, con un tasso d’erosione che supera il tasso di accrescimento (Bianchi *et al.*, 2016).

Le foreste animali sono distribuite in tutto il Mondo, dalle latitudini tropicali a quelle polari, in acque sia calde che temperate e fredde, da zone a bassa fino ad alta profondità. Solitamente, la topografia del fondale e le caratteristiche delle acque circostanti sono i fattori principali che possono indurre la formazione di differenti foreste animali marine. Tuttavia, la capacità delle diverse specie di resistere e riprendersi all’avvento di perturbazioni di qualsiasi tipo risulta essere un fattore altrettanto importante nel determinarne la loro distribuzione e composizione (Rossi *et al.*, 2017).

Alle latitudini polari, come in Antartide, organismi bentonici sospensivori come spugne e briozoi dominano le comunità bentoniche. Infatti, nonostante le condizioni ambientali estreme della regione antartica (ad esempio bassissime temperature, ghiaccio superficiale di copertura, completa oscurità per la maggior parte dell’anno), queste comunità mostrano un’alta biomassa e diversità, ponendo la biodiversità antartica nella piattaforma continentale paragonabile a quella di *reef* di zone temperate e tropicali. A latitudini intermedie, nei mari temperati come il Mar Mediterraneo, spugne, briozoi e gorgonie (tra cui *C. rubrum*, *Paramuricea clavata* (Risso, 1827) ed *Eunicella cavolini* (Koch, 1887))

possono formare dense foreste in aree costiere a bassa profondità, così come sulla piattaforma continentale e sulla scarpata continentale (Cau *et al.*, 2015; Bramanti *et al.*, 2017) (Fig. 4).



Fig. 4 Esempio di foresta animale costituita da colonie di *C. rubrum*.

In acque tropicali poco profonde e oligotrofiche con forte penetrazione della luce, le principali foreste animali marine sono rappresentate dai *reef* corallini. In questi ecosistemi, la luce è il principale *driver* della distribuzione delle specie, grazie al rapporto simbiotico tra alghe microscopiche (tipicamente dinoflagellati) ed i coralli stessi, relazione estremamente efficiente atta ad ottimizzare l'utilizzo della luce per lo svolgimento della fotosintesi. Fanno parte di queste specifiche foreste molte sclerattinie, ottocoralli, spugne ed altri invertebrati. In acque più profonde, invece, dominano i *Cold-Water Corals* (CWCs), comunità costituite da specie strutturanti come *Madrepora oculata* Linnaeus, 1758, *Desmophyllum pertusum* (Linnaeus, 1758), da specie solitarie come *Desmophyllum dianthus* (Esper, 1794), da coralli neri come *Leiopathes glaberrima* (Esper, 1792), e da spugne, serpulidi e colonie di briozoi (Capezzuto *et al.*, 2018). Essi formano *reef* compatibili alla loro controparte tropicale in termini di complessità strutturale e funzionale e largamente distribuiti in tutti gli oceani ad una profondità tra i 200 ed i 1500 metri. L'insediamento di CWCs, e quindi la formazione di foreste animali in acque profonde, sembra essere guidato principalmente dalla temperatura e dalle condizioni idrodinamiche. I CWCs mancano di zooxantelle simbiotiche (anche a causa della maggiore profondità e quindi assenza/scarsa di luce), ragion per cui i loro input energetici derivano esclusivamente da eterotrofia.

Considerata la loro complessità strutturale e l'importante ruolo ecologico svolto, le foreste animali marine sono considerate Ecosistemi Marini Vulnerabili (EMV) dalla FAO (FAO, 2009).

1.4 Valore economico e sfruttamento nella Storia

Sin dall'antichità il prezioso corallo rosso è stato un'importante risorsa in tutto il bacino Mediterraneo, in quanto si attribuivano a questa specie significati religiosi e apotropaici, credendo che gioielli, pendenti ed opere d'arte ottenuti dalla sua struttura carbonatica rossa portassero fortuna. Ancora oggi collane e bracciali in corallo vengono donati ad infanti e spose come ornamenti di buon auspicio (Fig. 5).



Fig. 5 Lavorazione artigianale del corallo rosso.

Ulteriore prova del fatto che la specie viene pescata da millenni sono gli oggetti in corallo che vengono rinvenuti in antiche tombe preistoriche (Marini & Ferru, 1989). Colonie intere sono state trovate nel sito archeologico di Tharros, in Sardegna, datate dal V secolo a.C. al I secolo d.C. (Galasso, 2000). Prima del XIX secolo, i dati disponibili relativi allo sfruttamento di *C. rubrum*

riguardavano la flotta che esercitava la propria attività nelle acque sarde. Durante il XVII secolo, dalle 250 alle 300 “coralline”, barche specificatamente utilizzate per pescare il corallo rosso tramite l’utilizzo dell’ “ingegno” (anche chiamato “croce di sant’Andrea”, era costituito da due assi di legno fissate insieme a croce, appesantite da sfere di metallo o pietre, cui erano fissati 5 gruppi di reti, ognuna di 8 metri di lunghezza circa), partirono da Pisa, Genova, Marsiglia, Spagna e Napoli per pescare attivamente coralli intorno all’isola sarda, quantità che aumentò a 600 unità a metà del XVIII secolo (Marongiu, 1996; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2017). A metà del XX secolo, la croce di sant’Andrea venne sostituita da una versione modificata, la “sbarra italiana”, composta da un’unica asse di legno di circa 4 metri a cui venivano collegati 10-15 gruppi di reti (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2017) (Fig. 6).

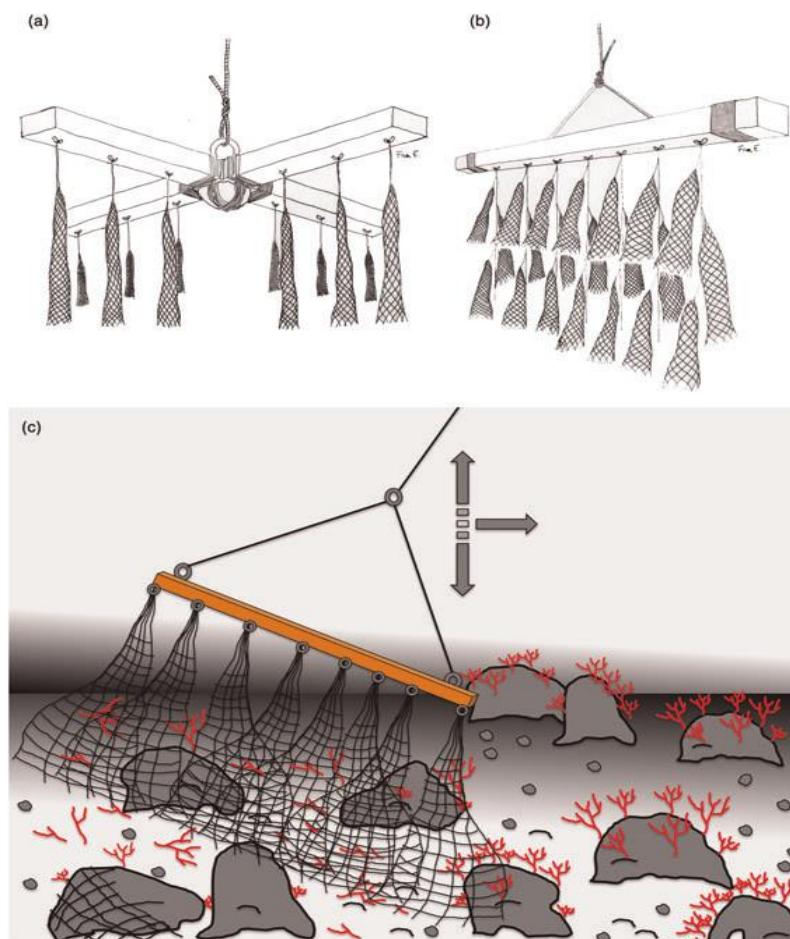


Fig. 6 Rappresentazione schematica dell’ingegno: (a) La croce di sant’Andrea e (b) la sbarra italiana. (c) rappresentazione dell’utilizzo della sbarra italiana sul fondale. (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2017)

Dopo il XIX secolo Cattaneo-Vietti *et al.* (2016) individuano sei diversi periodi nella storia della pesca italiana del corallo rosso:

- Periodo pre-Sciacca: prima del 1875, 350-400 coralline erano attive lungo le coste italiane con porti principali a Santa Margherita Ligure (Genova), Torre del Greco (Napoli) Trapani e Cagliari. Questo periodo fu caratterizzato da pesca intensiva lungo tutta la costa italiana, portando a terra dalle 60 alle 140 tonnellate all'anno. Solo nel 1860, 79 tonnellate vennero prelevate a Napoli, 28.5 t vennero pescate in Sardegna, 15 t dall'Africa, 10 t dalla Corsica e 25.5 t da altre aree. Nel 1882, "solo" 2.2 t vennero pescate in Sardegna, primo segnale della diminuzione di corallo rosso.
- Periodo Sciacca: corrisponde alla scoperta e allo sfruttamento di tre grossi banchi di corallo rosso davanti al paese di Sciacca, nel canale di Sicilia, e conseguentemente ad uno sviluppo considerevole della flotta italiana di coralline (si passò da 80 barche a circa 1800 vascelli concentrati soprattutto nel canale di Sicilia). In circa 30 anni vennero prelevate 18000 tonnellate di corallo rosso, consumando i banchi quasi nella loro interezza. In questo periodo venne introdotto l'utilizzo di un nuovo strumento di raccolta detto "codata" che consisteva in una corda lunga circa 200 m, con attaccate vecchie reti ad intervalli di 1.5m l'una dall'altra, in cui i rami dei coralli rimanevano impigliati. In questo periodo si raggiunsero le 2.6 tonnellate per imbarcazione l'anno, e gli anni più fruttuosi furono il 1880 e il 1881, con il prelievo di 4492 t e 2630 t rispettivamente
- Periodo della proibizione: dal 1889 al 1892, quando lo sfruttamento dei banchi di Sciacca venne proibito dalla legge. Lo scopo della legge era di regolamentare il mercato del corallo rosso, che a seguito dell'incredibile incremento della pesca nel periodo Sciacca aveva visto crollare i prezzi. A seguito di ciò, la flotta di coralline diminuì fortemente fino a circa 40 unità, operanti principalmente nel Mar Tirreno. Le quantità prelevate passarono a solo 12 – 36 t all'anno.
- Periodo di crisi: periodo successivo al 1893, caratterizzato da attività di pesca trascurabili dopo l'esaurimento dei banchi di Sciacca. Il numero di coralline rimase contenuto (120-150 unità) fino ad estinguersi nel 1929. Prima del 1929, la raccolta media era di 2 t l'anno. Per quanto il prelievo fosse quasi nullo, l'esportazione non si fermò mai anche grazie alle grandi riserve di corallo rosso create durante il periodo Sciacca. Durante la Seconda guerra mondiale le attività di pesca si fermarono totalmente.

- **Periodo tecnologico:** dopo la Seconda guerra mondiale, la flotta cominciò a crescere nuovamente (fino a 350 unità nel 1950) e a raggiungere le 10 tonnellate di pescato l'anno. Nel 1978 si verificò un secondo picco di pesca al corallo rosso, iniziato nel Mar Mediterraneo centrale con lo sfruttamento del banco di Skerki (Canale di Sicilia) a 50 miglia marittime dall'isola di Marettimo. Durante questa annata vennero pescate 28.7 t di corallo, grazie anche al fatto che i pescatori tradizionali iniziarono ad utilizzare barche a motore ed a collaborare con subacquei professionisti. Nel 1989 venne proibita la pesca a strascico in Sardegna e l'uso dell'ingegno in tutta Italia, cosa che portò nuovamente ad una ripida decrescita dei pescherecci. Successivamente al 1989, quindi, il prelievo di corallo rosso era limitato a quello effettuato dagli subacquei che operavano principalmente in Sardegna, recuperando in media 5.6 t l'anno.
- **Periodo regolamentato:** dal 1990 ad oggi, periodo in cui vengono applicate restrizioni allo sfruttamento dei banchi di corallo rosso, viene proibito l'uso dell'ingegno e la pesca a strascico in tutte le acque europee. Dal 1996 la Regione Autonoma della Sardegna (RAS) iniziò a raccogliere informazioni sulle catture di corallo rosso tramite i diari di bordo compilati dai subacquei alla fine di ogni stagione di raccolta. Nel periodo 1996-2010, le catture totali si stimavano all'incirca su 37.6 t secondo la Regione Sardegna, meno della metà di quanto veniva riportato nei dataset della FAO (88.5 t) riguardanti lo stesso periodo. Nel 2007, il governo regionale della Sardegna decise di contenere ulteriormente la raccolta di corallo rosso, limitando le concessioni e conducendo ad una riduzione del numero di subacquei autorizzati ed a un significativo decremento della raccolta annua di corallo.

1.5 Minacce e stato di conservazione

Ad oggi una delle principali minacce cui sono sottoposti i popolamenti di *Corallium rubrum* (ed in generale le comunità di substrato roccioso) sono le attività di pesca (Bavestrello *et al.*, 2014). Questa specie è stata per secoli oggetto di sovrasfruttamento nel bacino Mediterraneo e, per quanto attualmente il prelievo sia consentito solo ad un numero limitato di subacquei professionisti a seguito del rilascio di permessi e comunque entro certi limiti quantitativi, l'utilizzo storico di reti a strascico ha determinato una condizione di stress e mortalità dei popolamenti ancora oggi osservabile, complice il lento tasso di crescita di questo cnidario (Lacaze-Duthiers, 1864; Harmelin, 1984; Garcia-Rodriguez & Masso, 1986; Abbiati *et al.*, 1992; Allemand, 1993; Garrabou & Harmelin, 2002; Marschal *et al.*, 2004).

Tra gli effetti diretti dell'attività di pesca sui popolamenti di corallo rosso vi sono la presenza di porzioni necrotiche delle colonie ed una sovrabbondanza di epibionti, oltre che l'assidua presenza di strumenti impigliati sulle colonie (Enrichetti *et al.*, 2019) (Fig. 7).



Fig. 7 Esempio di impatto di rete da pesca su colonie di corallo rosso in Sardegna.

Un ulteriore segno lasciato dalla pesca intensiva è l'alto numero di frammenti di corallo morto presenti sul fondale, tipico indicatore di un disturbo meccanico diretto. Il prelievo intensivo e prolungato della specie ha portato al cosiddetto “*shifting*” della distribuzione età/dimensione cui si è assistito negli ultimi decenni: i popolamenti, un tempo costituiti da colonie mature di grandi dimensioni (30-50 cm di altezza e 10-30 mm di diametro basale), risultano oggi formati principalmente da individui giovani e di taglia contenuta (3-5 cm di altezza e 5-7 mm di diametro basale) (Garrabou & Harmelin, 2002; Santangelo *et al.*, 2004, 2007; Tsounis *et al.*, 2006b, 2007; Bramanti *et al.*, 2014), definendo una condizione che potrebbe protrarsi ancora per molto tempo a causa della competizione intra-specifica (Tsounis *et al.*, 2006b).

Insieme alla pesca, gli eventi di mortalità di massa sono un'ulteriore seria minaccia alle comunità di fondo roccioso, specialmente quelle litoranee. Questi fenomeni sono spesso causati dal riscaldamento globale e delle conseguenti ondate di calore (aumenti della temperatura dell'acqua dai 3 °C ai 6 °C rispetto ai valori standard) che inducono condizioni di forte stress e la proliferazione di agenti patogeni, spesso letali (Bavestrello *et al.*, 2014). Nel Mar Mediterraneo sono stati documentati episodi di mortalità di massa di antozoi nel 1999, 2002, 2003, 2005, 2006, 2008 e 2009, ognuno dei quali ha interessato comunità di acque poco profonde (entro i 40 m di profondità), dove le oscillazioni

stagionali delle temperature sono più acute (Bavestrello *et al.*, 2014). Gli effetti di questi fenomeni risultano visibili in porzioni necrotiche, in lesioni, nell'aumento dell'epibiosi sulle colonie interessate, nel denudamento parziale o totale dello scheletro assiale e nella perdita parziale o totale del cenosarco (Garrabou *et al.*, 2001; Garrabou *et al.*, 2009) (Fig. 8).

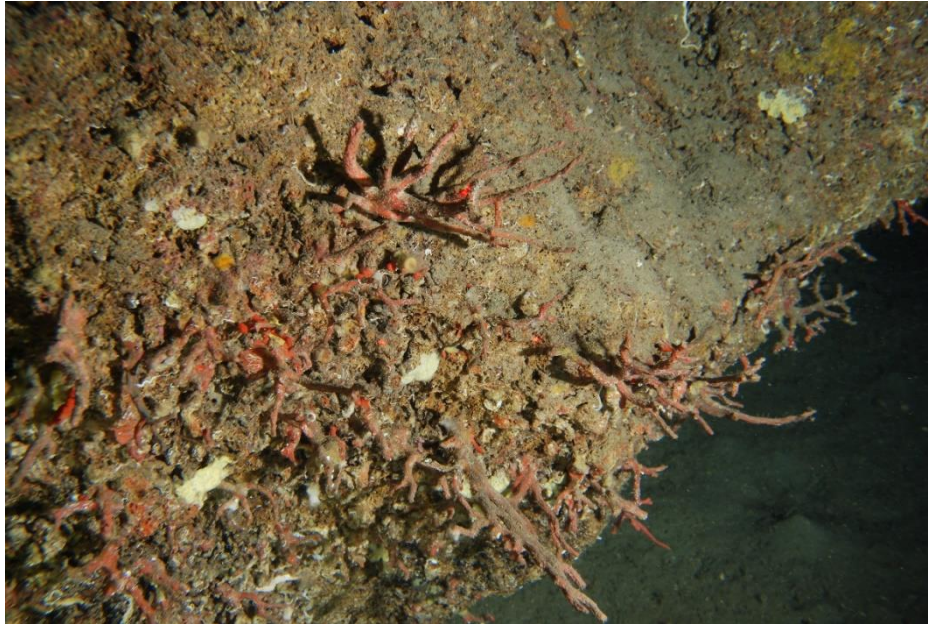


Fig. 8 Patch di colonie morte di *C. rubrum* osservate in Sardegna.

Attualmente, il corallo rosso è incluso in numerose convenzioni nazionali ed internazionali, tra cui la Direttiva Habitat (Annesso V), la convenzione di Berna e Barcellona (Annesso III), e le raccomandazioni della GFCM (*General Fisheries Commission for the Mediterranean*). Nel 2016 *C. rubrum* è stato inserito nella Lista rossa degli Antozoi della IUCN (*International Union for Conservation of Nature*). Questa decisione è stata presa come conseguenza del decremento del 30% delle colonie, con deplezione o addirittura estinzione in alcune località a causa della pesca intensiva e della suscettibilità della specie ai danni meccanici e alle rapide variazioni termiche nel bacino Mediterraneo. È stato infatti stimato che i popolamenti di corallo rosso diminuiranno ancora di più nei prossimi anni, con un decremento che potrebbe superare il 50%. Seguendo dunque un approccio precauzionale, la specie è stata inserita nella Red List. (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016; IUCN, 2016). Infine, tenendo in considerazione la valutazione della IUCN, dovrebbe venire rivalutato nel futuro prossimo l'inserimento del corallo rosso nell'Appendice II della CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of wild fauna and flora*) (Bruckner, 2009, 2014; Bussoletti *et al.*, 2010).

1.6 Obiettivi

Gli obiettivi di questa tesi sono:

- I. Identificare le principali aree a corallo mesofotiche e batiali lungo le coste italiane;
- II. Definire la distribuzione geografica e batimetrica delle foreste su larga scala;
- III. Caratterizzare la struttura demografica delle popolazioni dal punto di vista morfometrico;
- IV. Definire le preferenze ecologiche delle foreste di corallo;
- V. Individuare altre potenziali fonti di mortalità oltre alla raccolta, che potrebbero incidere sullo stato di salute delle foreste profonde.

2. *Materiali e metodi*

2.1 Archivio ROV

L'archivio analizzato comprende video e foto raccolti nel corso di numerose campagne oceanografiche tra il 2006 ed il 2021. Nello specifico, in questo lasso di tempo sono state realizzate 624 immersioni, ognuna corrispondente ad un sito geografico distinto, realizzate con veicoli filoguidati (ROVs, *Remotely Operated Vehicles*), a profondità tra i 40 ed i 1825 m nel Mar Ligure, nel Mar Tirreno e nel Canale di Sicilia. I siti sono stati raggruppati in località basandosi sulla vicinanza geografica (distanza massima 5 km circa), e le località sono state a loro volta raggruppate in aree in base all'affinità topografica e oceanografica (es. promontori, golfi, secche); infine, le aree sono state raggruppate in 5 macroaree (nel dettaglio, 4 costiere, LIG Mar Ligure, NCT Nord-centro Tirreno, ST Sud Tirreno, e SC Canale di Sicilia, ed 1 *offshore*, SEAM *Seamounts*) (Tab. 1).

2.2 Raccolta foto e parametri analizzati

In ogni sito in cui *C. rubrum* era presente, sono state ottenute 10 foto random indirizzate verso le *patch* di corallo più dense, per un totale di 1700 foto raccolte.

In ciascuna foto analizzata, i parametri presi in considerazione sono stati:

- Area di fondo duro inquadrata, stimata utilizzando i laser a distanza fissa di cui è dotato il ROV;

- Numero di colonie presenti, contate utilizzando il *software* ImageJ;
- Densità delle colonie, parametro calcolato considerando l'area coperta ed il numero delle colonie in ogni foto. La densità media ottenuta per ogni sito è stata poi espressa secondo tre categorie (Fig. 9):

(1) colonie sparse (< 5 colonie m^{-2})

(2) colonie aggregate (5 - 20 colonie m^{-2})

(3) colonie densamente aggregate (> 20 colonie m^{-2})



Fig. 9 Esempi di popolamenti nelle tre categorie di densità: da sinistra, colonie sparse, colonie aggregate, e colonie densamente aggregate.

- Tipo di substrato su cui è ancorata la specie, nelle categorie (R) substrato roccioso nudo, o (C) substrato roccioso coperto di alghe coralline incrostanti (Fig. 10).

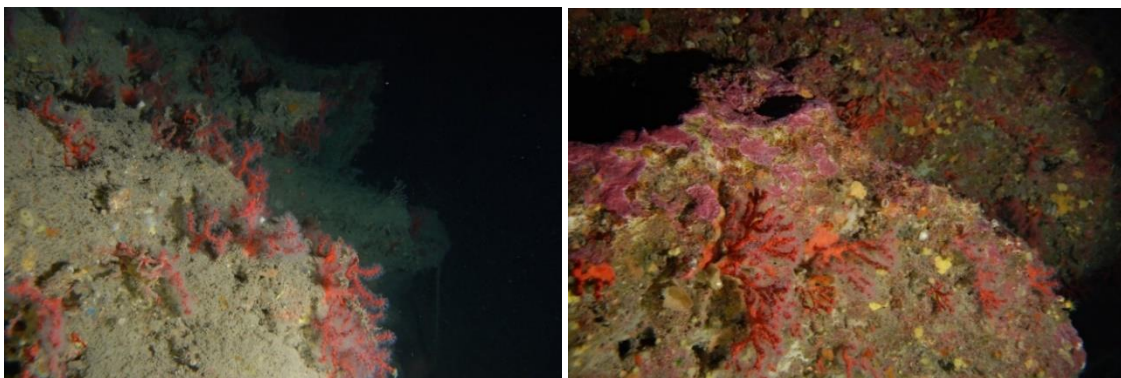


Fig. 10 Esempio di colonie di *C. rubrum* su substrato roccioso nudo (R) (sinistra) e su substrato coperto da alghe coralline incrostanti (C) (destra).

- Inclinazione in gradi del substrato a cui sono ancorate le colonie;
- Altezza in cm di ciascuna colonia contata, misurata utilizzando *ImageJ* ed i laser come riferimento;

- Numero di colonie impigliate in attrezzi da pesca, quali lenze, cime e reti.

Nei siti in cui erano presenti colonie di corallo morto, privi di cenenchima ma ancora in posto, sono state scattate 10 foto random e sono stati raccolti gli stessi parametri delle colonie vive.

2.3 Analisi dei dati

Il numero di siti in cui *Corallium rubrum* era presente è stato riportato come percentuale di presenza rispetto all'intero dataset. Per le analisi quantitative riguardo le principali aree a corallo rosso sono stati considerati solo i siti con più di 30 colonie. La relazione tra densità e profondità è stata analizzata con due approcci differenti: il primo considera la densità media nei siti in quattro *range* di profondità (40-80 m, 80-150 m, 150- 200 m, e > 200 m), la seconda analisi considera invece la distribuzione percentuale delle categorie di densità negli stessi *range* di profondità. Questi ultimi corrispondono alla parte più profonda della piattaforma continentale, al ciglio della piattaforma, alla scarpata continentale superiore e *seamounts*, ed alla parte inferiore della scarpata continentale, rispettivamente.

La relazione tra altezza delle colonie e profondità è stata verificata considerando l'altezza media dei popolamenti nei quattro *range* di profondità sopracitati. Inoltre, sono stati creati dei grafici taglia-frequenza per le aree geografiche considerate, con classi di taglia di 2 cm. Il numero di colonie impigliate in attrezzi da pesca abbandonati è stato valutato contando le colonie impattate in ogni immagine, successivamente questi valori sono stati rappresentati come percentuale rispetto al totale e rispetto alle singole aree a corallo considerate. Per valutare la correlazione tra il numero di colonie impigliate e la profondità sono stati tenuti in considerazione la percentuale di colonie impattate negli intervalli di profondità definiti. Inoltre, è stato valutato il possibile effetto della latitudine sull'altezza e sulla densità media dei popolamenti, così come quello sulla percentuale di colonie impigliate in reti da pesca abbandonate per ogni macroarea, mediante una regressione lineare con r = coefficiente di correlazione di Pearson.

I dati raccolti nei siti con colonie morte, prive di cenenchima ma ancora in posto, sono stati utilizzati per caratterizzare le *patches* di mortalità. Nei siti in cui erano presenti sia colonie vive che morte, i rispettivi valori di densità e altezza media sono stati confrontati allo scopo di valutare l'entità e la durata dell'evento di mortalità di massa. Le differenze riscontrate tra altezza e densità media nelle singole aree a corallo sono state testate utilizzando il test di Kruskal-Wallis (dati non normalmente distribuiti, radice quadrata trasformata, $n=10 - 220$, e $n=35 - 2913$, rispettivamente, per ognuna delle 17 aree a corallo). Con il medesimo test, sono state testate le differenze tra densità media, altezza

media e numero medio di colonie impigliate, nei quattro intervalli di profondità (dati non normalmente distribuiti, radice quadrata trasformata, $n=3 - 170$, per i quattro intervalli di profondità). Tutte le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il *software* PAST ver. 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

3. Risultati

3.1 Distribuzione e struttura delle foreste di corallo rosso

Popolamenti di corallo rosso erano presenti in 170 dei 624 siti considerati in questo lavoro, corrispondenti al 27,2% del totale. I siti con meno di 30 colonie sono stati esclusi dalle analisi quantitative riguardanti l'identificazione di aree a corallo, inclusi i popolamenti dei *seamounts*, rappresentati da un numero contenuto di colonie (Tab. 1, Fig. 11).

MACRO AREA	CORAL AREA	Locality	n° Sites	Lat	Long	Depth range (m)	Av. Density \pm SE	Av. Height \pm SE	Ent. (%)
LIG	Sanremo (SAN)	Bordighera	3	43.7800	7.6821	60-100	9.7 \pm 2.5	2.6 \pm 0.1	29.5
		St. Stefano	1	43.8090	7.8928	85-90	13.1 \pm 1.5	6.1 \pm 0.2	52.2
		Bordighera Canyon	3	43.7637	7.6908	64-212	1.3 \pm 0.5	5.3 \pm 0.3	78.7
		Arma di Taggia Canyon*	1	43.7850	7.9184	90-100	2.4 \pm 0.6	2.7 \pm 0.2	30.4
	Savona (SAV)	Finale Ligure*	2	44.1441	8.3474	85-100	0.6 \pm 0.3	3.5 \pm 0.5	10.0
		Lua Canyon*	1	44.1617	8.4093	95-100	2.6 \pm 0.9	1.7 \pm 0.2	0.0
		Maledetti Shoal	8	44.2257	8.4597	55-105	12.8 \pm 2.3	6.2 \pm 0.1	33.9
		Mantice Shoal*	1	44.2706	8.5226	120	0.2 \pm 0.1	4.0 \pm 1.0	100.0
	Portofino Promontory (PP)	Isuela	2	44.3203	9.1445	40-50	53.8 \pm 4.2	5.3 \pm 0.1	28.0
		Cala Inglesi	1	44.3058	9.1907	40	6.1 \pm 3.3	6.0 \pm 0.3	0.0
Punta del Faro		3	44.2926	9.2231	55-65	9.7 \pm 1.5	6.2 \pm 0.2	16.4	
NCT	Tuscan Archipelago (TA)	Elba Is.	6	42.7264	9.9925	60-110	25.3 \pm 2.7	5.4 \pm 0.1	12.3
		Pianosa Is.	4	42.7931	9.9824	70-90	11.8 \pm 1.6	4.1 \pm 0.1	6.1
		Montecristo Is.	7	42.3078	10.1871	60-170	18.4 \pm 2.4	6.3 \pm 0.1	0.0
		Giglio Is.	2	42.3100	10.9183	94-105	20.1 \pm 3	4.7 \pm 0.1	55.2
	Pontine Archipelago (PA)	Palmarola Is.	3	40.9789	12.8438	73-120	3.4 \pm 0.7	2.6 \pm 0.1	0.0
		Ponza Is.	6	40.9570	12.9873	66-193	8.8 \pm 2.2	3.9 \pm 0.1	7.3
		Zannone Is.	2	40.9777	13.1189	90-120	4.8 \pm 1.1	5.3 \pm 0.3	58.2
	NE Sardinia (NES)	Caprera Canyon	3	41.3409	9.6349	111-144	10.9 \pm 0.9	2.9 \pm 0.2	9.7
		Olbia Canyon	3	41.0703	9.7977	110-140	6.1 \pm 1.1	3.1 \pm 0.2	0.0
		Tavolara Canyon	2	40.9191	9.9023	109-160	7.5 \pm 2.6	4.2 \pm 0.3	11.4
Posada Canyon		1	40.7180	9.8155	140-150	9.5 \pm 2.9	6.1 \pm 0.5	0.0	
CE Sardinia (CES)	Orosei Canyon	3	40.3638	9.8949	95-188	11.1 \pm 2.3	2.8 \pm 0.1	0.0	
	Cala Gonone Canyon*	1	40.2891	9.6638	134	1.2 \pm 1.2	2.2 \pm 0.5	0.0	
	Arbatax Canyon*	1	39.9681	9.7281	108-140	0.4 \pm 0.4	2.3 \pm 1.8	0.0	
SE Sardinia (SES)	Palmeri Cape	2	39.6238	9.6811	96-120	8.1 \pm 1.9	2.2 \pm 0.1	12.6	
	Porto Corallo	4	39.3787	9.6852	85-135	11.1 \pm 2.1	4.5 \pm 2.9	3.9	
	Villasimius Canyon*	2	39.0607	9.5489	124	1.9 \pm 1.5	2.4 \pm 0.4	0.0	
South Sardinia (SS)	Boi Cape	6	39.1104	9.4290	90-140	15.1 \pm 2.8	3.6 \pm 0.1	14.1	

	SW Sardinia (SWS)	Teulada Cape	3	38.6882	8.4909	114-140	2.6 ± 0.9	6.7 ± 0.8	0.0
		Toro Is.	3	38.8445	8.4166	80-120	17.3 ± 3.9	5.6 ± 0.1	33.3
		St. Pietro Is.	7	38.9969	8.1287	75-160	7.9 ± 1.4	5.4 ± 0.2	14.1
		Punta delle Oche	3	39.2416	8.2836	75-90	23.6 ± 5.2	5.7 ± 0.1	8.3
ST	Campanian Archipelago (CA)	Ischia	7	40.6912	13.8939	53-128	25.2 ± 2.2	8.0 ± 0.1	11.8
		Gulf of Naples	7	40.7729	14.1516	96-134	1.9 ± 0.3	4.0 ± 0.3	48.9
		Gulf of Salerno	8	40.5763	14.4282	53-115	8.6 ± 1.3	5.5 ± 0.1	13.1
	Tyrrhenian Calabria (TC)	Cetraro*	1	39.4376	15.9288	143	0.2 ± 0.1	5.5 ± 1.5	0.0
		Gulf of St. Eufemia	11	38.7696	16.1303	7-150	0.6 ± 0.1	4.7 ± 0.3	0.0
		Vaticano Cape*	1	38.6977	15.7468	140	0.3 ± 0.1	4.0 ± 0.6	100.0
		Palmi	3	38.3662	15.8387	50-105	8.5 ± 2.5	5.3 ± 0.2	0.5
	Messina Strait*	Messina Strait*	4	38.2579	15.7139	55-220	0.6 ± 0.3	4.1 ± 0.4	0.0
	North Sicily (NS)	Rasocolmo Cape*	1	38.3534	15.5333	180-195	0.1 ± 0.1	5.0 ± nd	0.0
		Milazzo Cape	4	38.2831	15.2465	82-110	8.8 ± 2.6	4.3 ± 0.1	50.6
		Gulf of Patti*	1	38.1854	15.0402	59	0.3 ± 0.3	3.6 ± 0.4	0.0
	Aeolian Archipelago*	Panarea Is.*	1	38.6749	15.1267	90	0.2 ± 0.2	2.0 ± nd	0.0
		Vulcano Is.*	2	38.7098	14.9747	72-110	0.3 ± 0.2	11.6 ± 2.5	0.0
	Offshore St. Vito (OS)	St. Vito Cape	3	38.1907	12.7712	80-106	2.1 ± 1	3.4 ± 0.4	0.0
		Scuso Bank*	2	38.2211	12.5561	113-132	0.3 ± 0.1	4.8 ± 0.7	55.6
	Egadi Archipelago*	Levanzo Is.*	2	38.0470	12.4325	76-110	1.0 ± 2.4	2.7 ± 0.3	0.0
SC	Offshore banks (OB)	Graham Bank	3	37.3722	12.7948	120-161	4.9 ± 1.3	9.6 ± 0.2	0.4
	Pelagie Archipelago (PeA)	Pantelleria Is.	4	36.8262	12.0127	86-150	1.0 ± 0.4	3.8 ± 0.4	22.9
	South Sicily (SoS)	Ragusa Bank	1	36.6525	14.4869	80-93	15.5 ± 1.8	8.9 ± 0.3	39.9
SEAM	Tyrrhenian seamounts*	Vercelli Smt.*	1	41.1403	10.9044	111	0.1 ± 0.1	12.0 ± nd	0.0
		Palinuro Smt.*	2	39.4861	14.8384	121-195	1.1 ± 0.5	12.2 ± 1.3	0.0

Tab 1. Presenza di *Corallium rubrum* lungo le coste italiane secondo la suddivisione in macroaree, aree a corallo (codice fra parentesi), località, numero di siti per località, latitudine e longitudine del centroide della località, intervallo di profondità di osservazione della specie, densità ed altezza media delle colonie, e percentuale di corallo rosso impigliato in attrezzi da pesca per ogni località. *Aree a corallo e località con meno di 30 colonie.

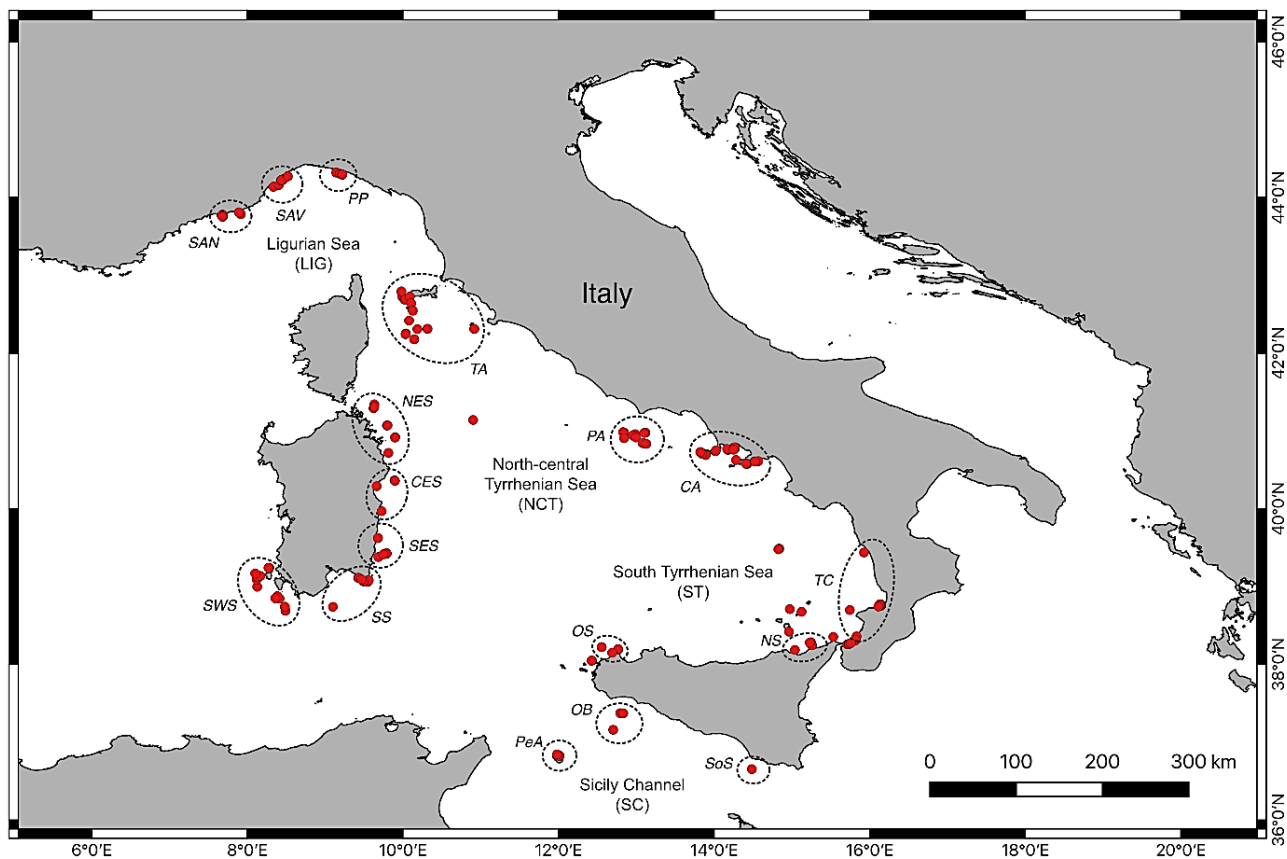


Fig. 11 Mappa dell'area di studio con localizzazione dei siti in cui il corallo è presente (pallini rossi), raggruppati in aree a corallo (cerchi tratteggiati). I codici mostrati sono riportati in Tab. 1.

Considerando la vicinanza geografica dei siti, sono state identificate 37 località con corallo rosso. Queste sono state a loro volta raggruppate in 17 diverse zone a corallo in base alla loro affinità topografica e oceanografica. In queste zone, tutte appartenenti alle 4 macroaree costiere considerate, la densità media variava tra 1.0 ± 0.4 colonie m^{-2} nell'Arcipelago delle isole Pelagie (ovvero nell'Isola di Pantelleria) e 23.8 ± 3.2 colonie m^{-2} nel Promontorio di Portofino (Tab. 1, Fig. 12A).

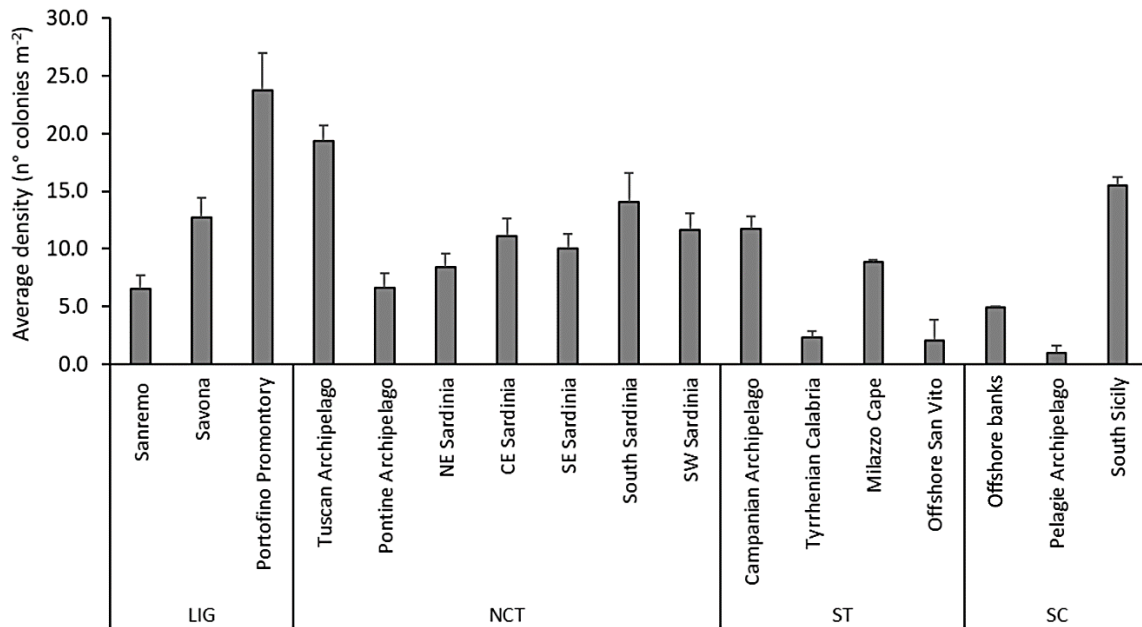
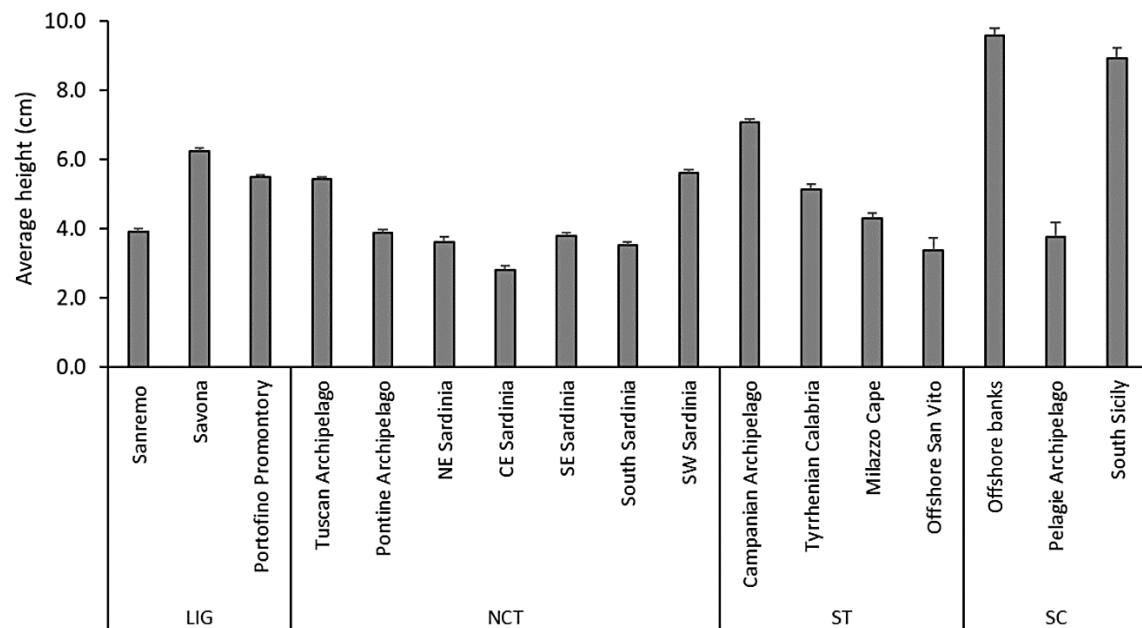
A**B**

Fig. 12 Caratteristiche demografiche delle aree a corallo. A) Densità media (\pm ES) e (B) Altezza media (\pm ES) dei popolamenti nelle 17 aree a corallo identificate.

Differenze significative sono state osservate tra le densità nelle diverse zone a corallo (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$, $H_c = 311.1$) (Fig. 13A-C).

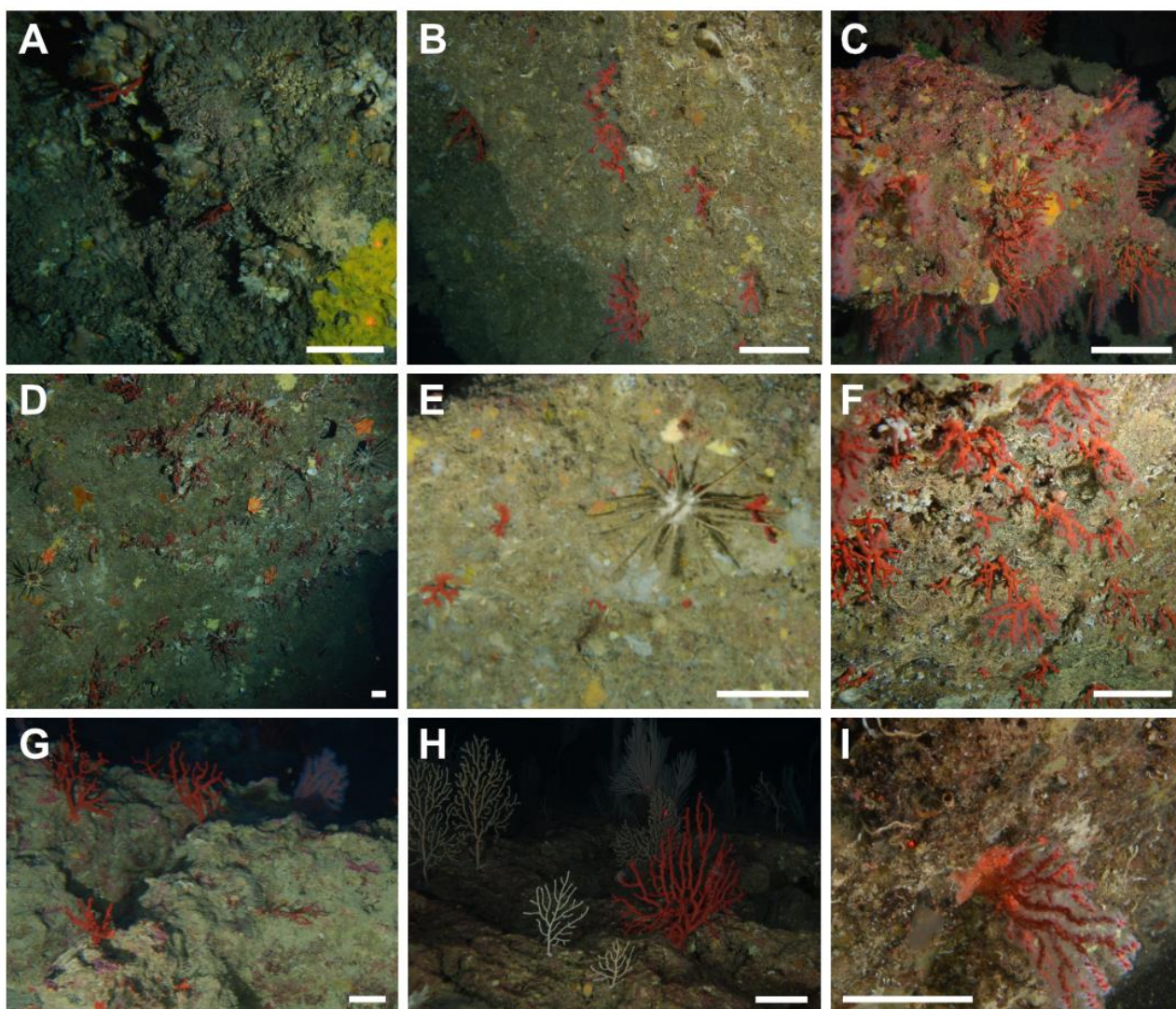


Fig. 13 Aggregazioni di *Corallium rubrum*. A) Colonie sparse su una parete verticale a Palmi (Calabria tirrenica, 85 m); B) Parete verticale rocciosa che ospita colonie aggregate di *C. rubrum* nell'Isola del Giglio (Arcipelago Toscano, 100 m); C) Aggregazione molto densa di corallo rosso su substrato ricoperto da alghe coralline incrostanti a Punta delle Oche (Sardegna Sud-occidentale, 85 m); D) *Peltaster placenta* (Müller & Troschel, 1842) e *Stylocidaris affinis* (Philippi, 1845) che si cibano di una densa aggregazione di colonie, sia vive che morte, di *C. rubrum* (Porto Corallo, Sardegna Sud-orientale, 95 m); E) Colonie dalle dimensioni contenute, predate da *S. affinis* (Isola di Montecristo, Arcipelago Toscano, 84 m); F) Colonie di corallo rosso che coesistono con la sclerattinia bianca *Thalamophyllia gasti* (Doderlein, 1913) nella parete verticale di Capo Boi (Sardegna meridionale, 108 m); G) Grandi colonie insediate su un substrato roccioso sub-orizzontale ricoperto da alghe coralline incrostanti nel Banco di Sicilia (Canale di Sicilia, 85 m); H) Una grossa colonia circondata da *Eunicella cavolini* (Koch, 1887) e *Callogorgia verticillata* (Pallas, 1766) (Capo TELAUDA, Sardegna Sud-occidentale, 124 m); I) Una singola grossa colonia di corallo rosso su una parete rocciosa verticale del *seamount* Palinuro (121 m). Scala: 10 cm.

Nel Mar Ligure, la densità media era relativamente bassa nel ponente, con valori che andavano da 6.6 ± 1.2 colonie m^{-2} nella zona di Sanremo a 12.8 ± 2.3 colonie m^{-2} a Savona, rispetto al levante (Fig. 12A). Tuttavia, nella zona di Savona è stato registrato il valore massimo di densità dell'intero dataset, con 122 colonie m^{-2} nella Secca dei Maledetti.

Nel Nord-centro Tirreno, l'Arcipelago Toscano e il Sud della Sardegna hanno mostrato i valori di densità media più elevati, con 19.4 ± 1.4 colonie m^{-2} e 14.1 ± 2.5 colonie m^{-2} , rispettivamente (Fig. 12A, 13B-C). Più in dettaglio, le località che hanno mostrato i più alti valori di densità sono state l'Isola d'Elba nell'Arcipelago Toscano, l'Isola di Ponza nell'Arcipelago Pontino, e i Canyon di Caprera e di Orosei e Porto Corallo nella costa orientale sarda (Tab. 1, Fig. 13D). Invece, lungo la costa Sud e Sud-Est della Sardegna, i massimi valori di densità sono stati registrati a Capo Boi e a Punta delle Oche (Fig. 13C), raggiungendo densità paragonabili a quella del Promontorio di Portofino (Tab. 1). Nel Tirreno meridionale, i popolamenti più densi sono stati osservati nell'Arcipelago Campano e a Capo Milazzo, con 11.8 ± 1.1 colonie m^{-2} e 8.8 ± 2.6 colonie m^{-2} rispettivamente (Fig. 12A). In quest'ultima macroarea, l'Isola di Ischia (Campania) e il Promontorio di Milazzo hanno raggiunto i più alti valori di densità (Tab. 1). La costa tirrenica della Calabria ed i siti al largo di San Vito hanno mostrato popolamenti frammentati (Tab. 1, Fig. 12A, 13A). Infine, nel Canale di Sicilia, l'area a Sud della Sicilia (Banco di Ragusa), ha mostrato la più alta densità media (15.5 ± 1.8 colonie m^{-2}), rispetto ai banchi *offshore* (Banco di Graham) e alle Isole Pelagie (isola di Pantelleria) (Tab. 1, Fig. 12A). Tuttavia, anche questa macroarea era complessivamente caratterizzata da popolamenti frammentati.

In generale, in termini di altezza media delle colonie, le zone a corallo osservate hanno mostrato un *range* di valori contenuto, con due picchi massimi significativi, entrambi registrati nella macroarea del Canale di Sicilia, nei banchi offshore (9.6 ± 0.2 cm) e nel Sud della Sicilia (8.9 ± 0.3 cm) (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$, $H_c = 2461$) (Tab. 1, Fig. 12B, 13E-I). Nel Mar Ligure, la Secca dei Maledetti (Savona) e Punta del Faro (Promontorio di Portofino) hanno mostrato i valori di altezza media e massima più alti in questa regione, con colonie che hanno raggiunto i 20 cm (Tab. 1). Nel Nord-centro Tirreno, l'altezza media delle colonie variava tra i 2.8 ± 0.1 cm della Sardegna centro-orientale ai 5.6 ± 0.1 cm della Sardegna Sud-occidentale. I valori massimi di altezza in questa macroarea sono stati registrati principalmente in Sardegna meridionale e Sud-occidentale, con colonie che hanno raggiunto i 25 cm (Capo Boi) (Tab. 1, Fig. 12B, 13H). Nel Sud Tirreno, un picco significativo è stato registrato nell'Arcipelago Campano, dove l'altezza media delle colonie era 7.1 ± 0.1 cm (Fig. 12B). In quest'ultima area, elevati valori di altezza massima sono stati registrati in ogni località (Tab. 1). Dalle analisi, la correlazione tra l'altezza media e la densità media delle colonie è risultata non significativa ($r = 0.2236$). La distribuzione taglia/frequenza, calcolata nelle aree a corallo, tendeva maggiormente verso classi dimensionali più piccole (Fig. 14).

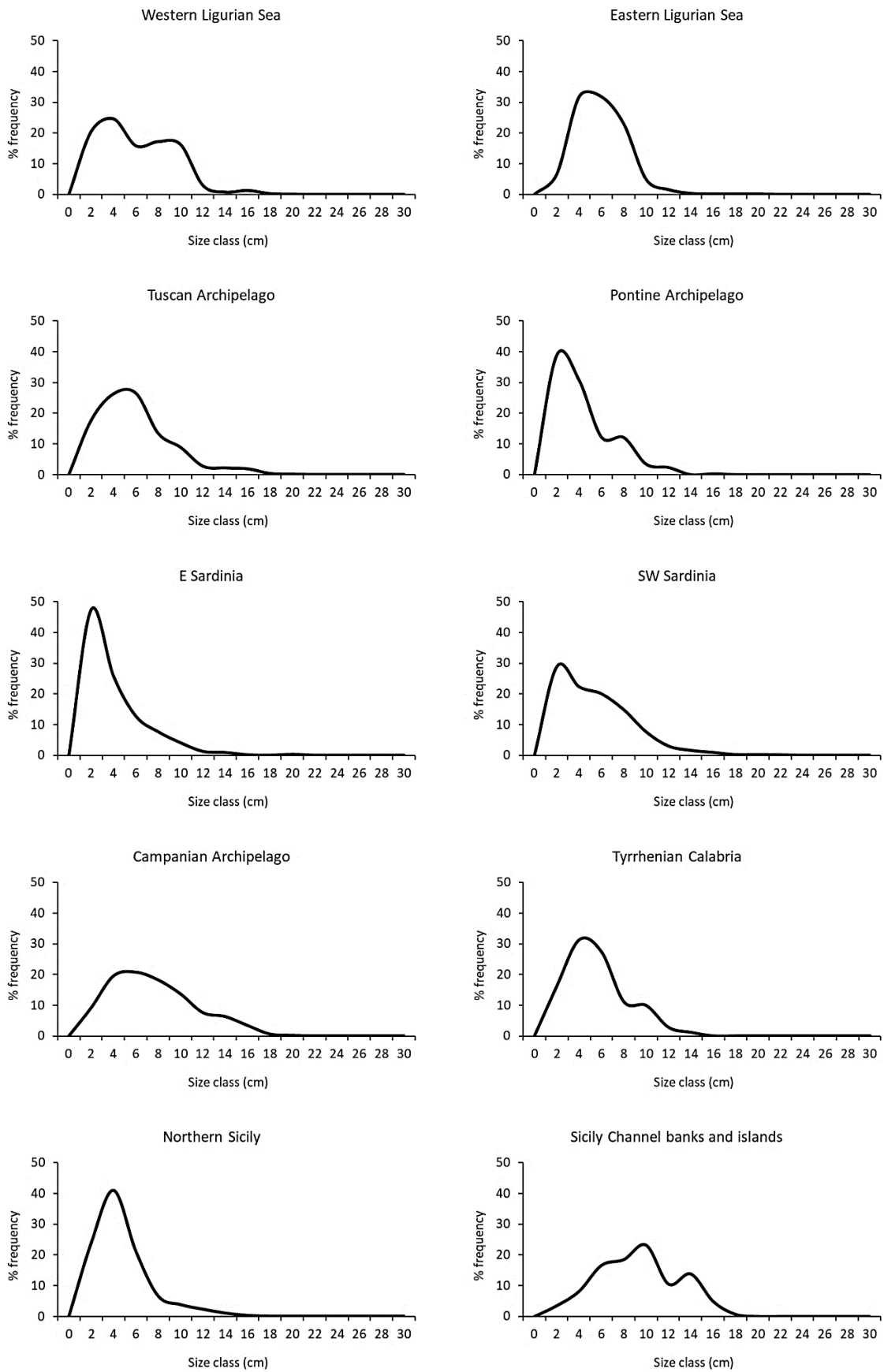


Fig. 14 Distribuzioni taglia/frequenza dei popolamenti nelle principali aree a corallo.

Le classi modali sono risultate essere le classi di taglia 2-4 cm nel ponente ligure, nell’Arcipelago Pontino, in Sardegna orientale e Sud-occidentale e in Sicilia settentrionale. Si è osservato un leggero *shift* verso le classi di taglia 4-6 cm nel levante ligure, nell’Arcipelago Toscano e nella Calabria tirrenica. I popolamenti misurati nell’Arcipelago Campano e nel Canale di Sicilia hanno mostrato invece una distribuzione più simmetrica, caratterizzata da una *kurtosis* positiva ed una classe modale tra i 6 cm ed i 10 cm. Inoltre, un secondo picco modale di colonie più grandi è stato trovato nel ponente ligure (6-10 cm, principalmente attribuita alla zona di Savona), nell’Arcipelago Pontino (6-8 cm, principalmente attribuita all’isola di Zannone), nella Calabria tirrenica (8-10 cm, principalmente attribuita a Palmi), e nel Canale di Sicilia (12-14 cm, principalmente attribuita al Banco di Graham) (Fig. 14).

Colonie di dimensioni elevate sono risultate estremamente rare: su un totale di 15549 colonie misurate, solo 25 (0.16%) superavano i 20 cm di altezza. Queste sono state osservate nel Mar Ligure, nell’Arcipelago Toscano, in Sardegna orientale e Sud-occidentale e nell’Arcipelago Campano. I due *seamounts* su cui *C. rubrum* era presente (Vercelli e Palinuro) hanno mostrato valori di densità media molto bassi (0.1 ± 0.1 colonie m^{-2} e 1.1 ± 0.5 colonie m^{-2} , rispettivamente). Le poche colonie riscontrate sul *seamount* Palinuro (Fig. 12I), tuttavia, misuravano fino a 20 cm di altezza (Tab. 1, Fig. 15).

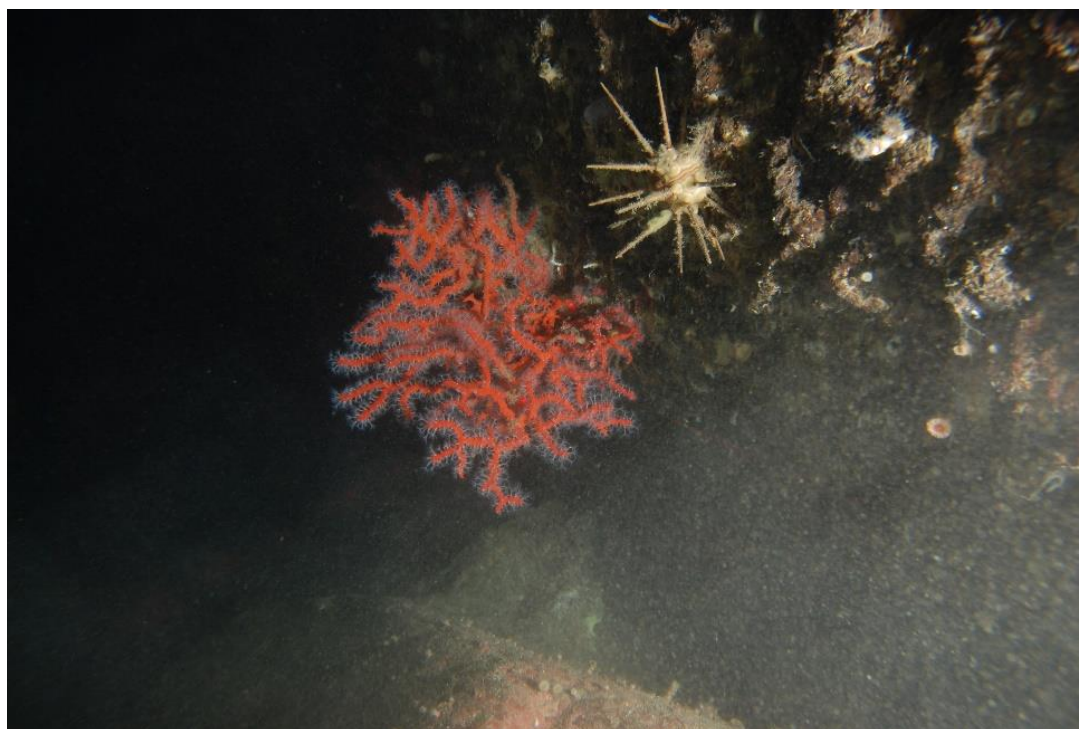


Fig. 15 Colonia di corallo dalle dimensioni particolarmente elevate sul *seamount* Palinuro.

3.2 L'influenza di profondità e latitudine su densità e taglia delle foreste

Considerando i dati raggruppati in base ai *range* di profondità, la densità media dei popolamenti è risultata inversamente proporzionale alla profondità (Fig. 16A), andando da un valore medio di 18.6 ± 2.0 colonie m^{-2} nel primo *range* di profondità ad un valore di 0.4 ± 0.1 colonie m^{-2} nel *range* più profondo (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$, $H_c = 31.18$).

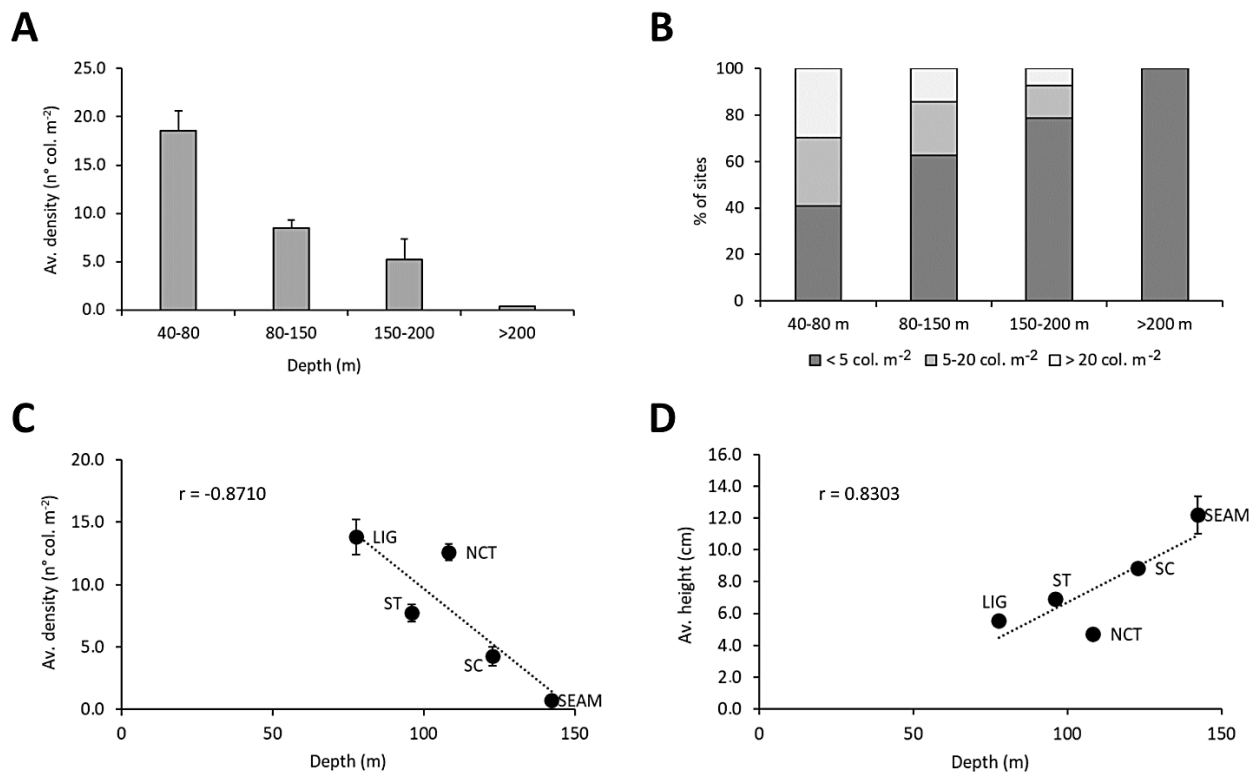


Fig. 16 Effetti di latitudine e profondità. A) Relazione tra la densità media (\pm ES) dei popolamenti e la profondità nei quattro intervalli considerati. B) Percentuale dei siti con colonie sparse (grigio scuro), aggregate (grigio) e densamente aggregate (grigio chiaro) nei quattro intervalli di profondità. C) Correlazione tra la densità media (\pm ES) dei popolamenti raggruppati in macroaree e la profondità. D) Correlazione tra l'altezza media (\pm ES) dei popolamenti raggruppati in macroaree e la profondità.

Nella porzione più profonda della piattaforma continentale (40-80 m), le tre categorie di densità erano tutte largamente rappresentate (32.7-34.7%), mentre, all'aumentare della profondità, i popolamenti hanno mostrato un grado crescente di frammentarietà, fino ad arrivare alle profondità batiali (>200 m), in cui erano presenti solo colonie sparse (Fig. 16B). Inoltre, non è stata osservata una chiara relazione tra la taglia media delle colonie e la profondità, che variavano infatti tra un minimo di 4.2 ± 0.1 cm ad un massimo di 80-150 m ed i 6.0 ± 0.1 cm oltre i 200 m.

Le differenze tra i valori medi di densità sono risultate significative unicamente per l'intervallo di profondità 80-150 m (Kruskal-Wallis, $p < 0.001$, $H_c = 15.79$). La densità media dei popolamenti di corallo rosso raggruppata per macroarea ha mostrato un *pattern* di diminuzione fortemente significativo all'aumentare della profondità, con il massimo valore registrato nel Mar Ligure (13.8 ± 1.4 colonie m^{-2}) (Fig. 16C). I valori minimi sono stati, per le macroaree costiere, 4.3 ± 0.8 colonie m^{-2} nel Canale di Sicilia e 0.8 ± 0.3 colonie m^{-2} per i *seamounts*. Inoltre, una correlazione fortemente significativa è stata registrata tra altezza media delle colonie e profondità nelle macroaree considerate, con un picco nel Canale di Sicilia (8.9 ± 0.2 cm) per le macroaree costiere, e nei *seamounts* (12.2 ± 1.2 cm) (Fig. 16D).

3.3 L'impatto della pesca

In totale, su 17.5% delle colonie contate nei siti presi in considerazione erano impigliate attrezzature da pesca abbandonate, perse o scartate, includendo reti e palamiti (Fig. 17A-D).

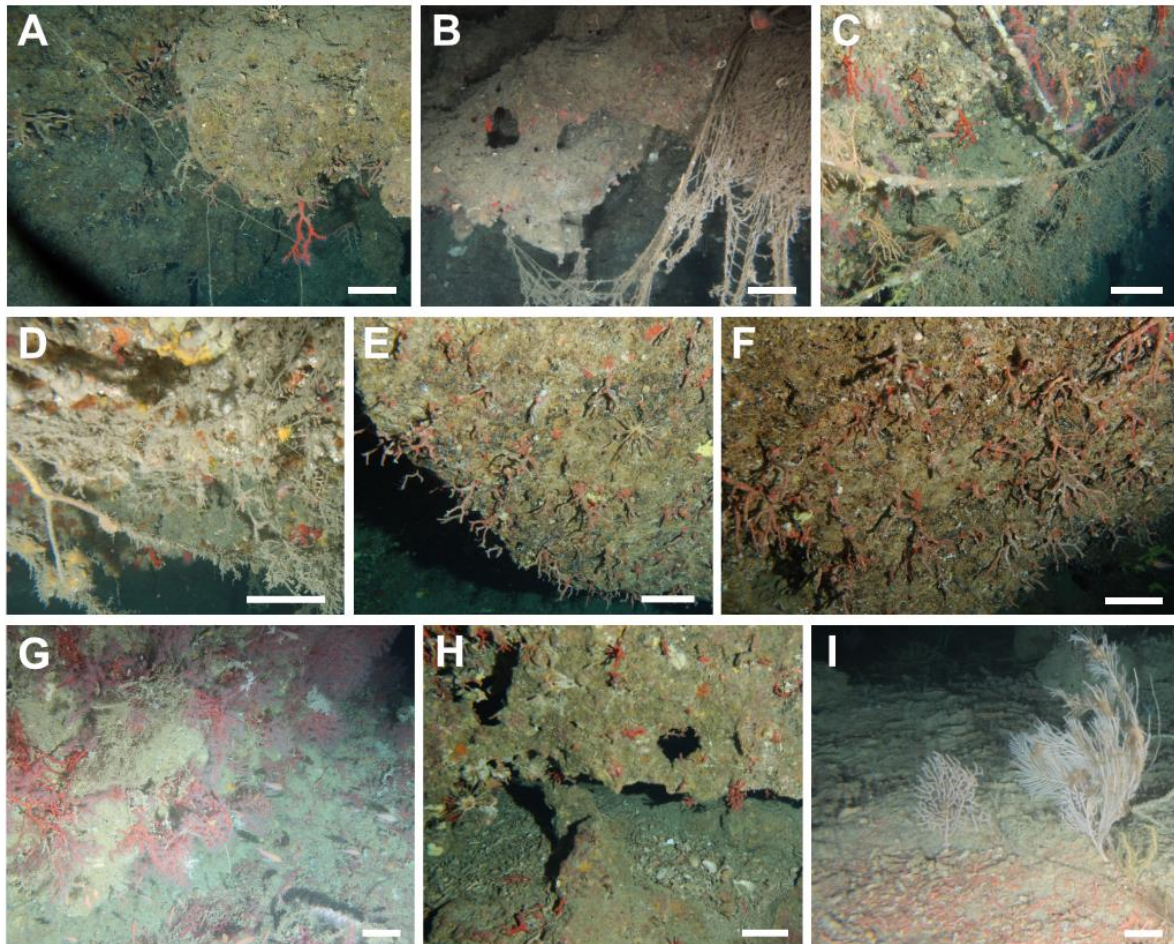


Fig. 17 Impatto della pesca ed eventi di mortalità di massa. A) Colonie vive e morte impattate da un palamito (Golfo di Salerno, 98 m); B-D) Reti impigliate in colonie di *Corallium rubrum* (Capo Milazzo, 110 m; Isola di Ischia, 70 m; Canyon di Bordighera, 70 m, rispettivamente); E-F) Effetti di un evento di mortalità di massa sulla parete verticale di Capo Boi (Sardegna meridionale, 118 m); G) Estesa *patch* di frammenti corallini sottostante a colonie vive (Banco di Graham, Canale di Sicilia, 147 m); H) Frammenti di corallo alla base di un masso che ospita colonie sia vive che morte (Porto Corallo, Sardegna Sud-orientale, 87 m); I) Densa *patch* di detrito corallino, derivante da frammenti di *C. rubrum* (Banco di Graham, Canale di Sicilia, 80 m). Scala: 10 cm.

Considerando le macroaree, quella del Mar Ligure è stata quella che ha presentato complessivamente la più alta percentuale di colonie impigliate, andando dal 24.7% nel Promontorio di Portofino al 40.8% nei pressi di Sanremo, con un picco nel Canyon di Bordighera (78.7%) (Tab. 1, Fig. 18A).

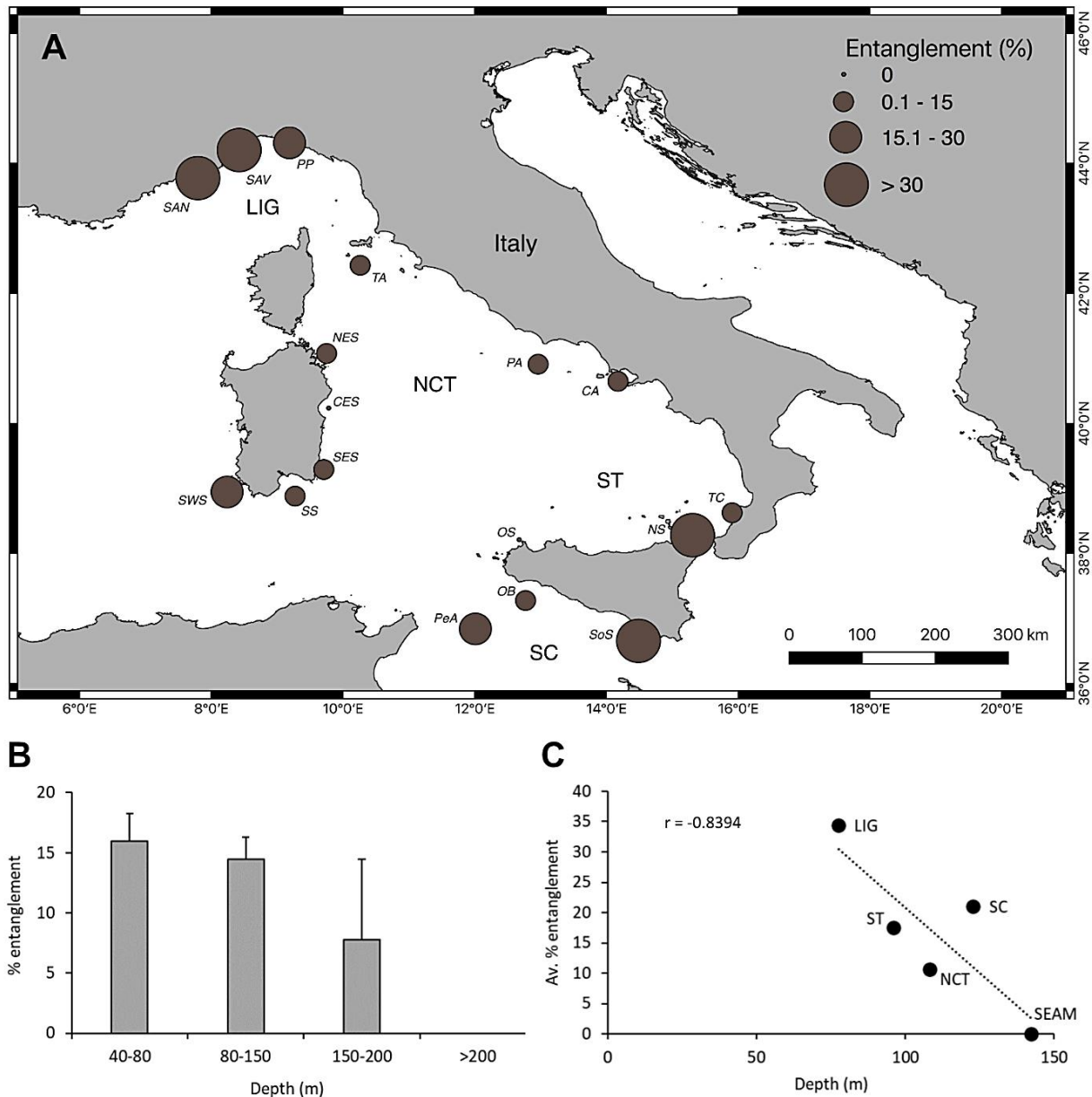


Fig. 18 Impatto della pesca. A) Mappa delle aree a corallo che mostrano evidenti tracce di impatto su *C. rubrum*, causato da reti e palamiti impigliati. La dimensione dei punti si riferisce alla percentuale media di colonie impigliate. B) Relazione tra la percentuale media di colonie impigliate e la profondità, nei quattro intervalli di profondità. C) Correlazione tra la percentuale media di colonie impigliate nelle macroaree e la profondità.

A seguire, le macroaree meridionali hanno presentato singole zone a corallo che mostravano percentuali anche maggiori di colonie impigliate rispetto a quelle del Mar Ligure, come quella di Capo Milazzo (Nord della Sicilia, 50.6%), del Banco di Sicilia (Sud della Sicilia, 39.9%) e dell'Isola di Pantelleria (Isole Pelagie, 22.9%). Al contrario, la macroarea Nord-centro tirrenica ha mostrato complessivamente le percentuali più basse, andando dal 6.4% (Sardegna Nord-orientale) al 17.7% (Sardegna Sud-occidentale). Poche aree hanno mostrato una percentuale di colonie impigliate trascurabile (sotto lo 0.5%) (Tab. 1, Fig. 18A). È stata rilevata una relazione inversa tra percentuale media di colonie impigliate e profondità, con i popolamenti più profondi che presentavano un impatto inferiore (Kruskal-Wallis, $p = ns$, $H_c = 5.34$) (Fig. 18B). La percentuale media di colonie impigliate variava da $16.0 \pm 2.3\%$ per i popolamenti trovati lungo le porzioni più profonde della piattaforma continentale (40-80 m) ad una virtuale assenza per i popolamenti a profondità batiali (>200 m). La percentuale media di corallo rosso impigliato in attrezzi da pesca, raggruppata per macroarea, ha mostrato un *pattern* di decremento con la profondità fortemente significativo e riguardo i *seamounts*, in quanto questi ultimi presentano dei popolamenti liberi dall'impatto della pesca (Fig. 18C).

3.4 Eventi di mortalità di massa

Ampie *patches* di colonie morte ascrivibili ad eventi di mortalità di massa sono state osservate in 30 siti tra quelli esplorati (17.6%), nella zona mesofotica e batiale superiore (70-198 m, con il massimo registrato nel Canyon di Caprera, Sardegna Nord-orientale) (Tab. 2).

MACRO AREA	CORAL AREA	Locality	Site Code	Depth range (m)	Av. Density \pm SE	Av. Height \pm SE	Ent. (%)	Subst.	Av. Slope (°)	
NCT	Pontine Archipelago (PA)	Ponza Is.	PO16*	116-160	5.3 \pm 2.0	3.1 \pm 0.3	0.0	C	87.0	
			PO17*	155-193	3.6 \pm 1.6	3.5 \pm 0.3	0.0	R	83.0	
			PO19*	110-120	5.1 \pm 1.6	3.0 \pm 0.2	38.7	R	87.5	
		NE Sardinia (NES)	Caprera Canyon	SNE9	175-198	9.7 \pm 3.1	3.5 \pm 0.3	0.0	R	71.0
		CE Sardinia (CES)	Orosei Canyon	SCE1*	95-115	0.7 \pm 0.3	5.0 \pm 0.0	0.0	R	71.0
	SCE2*			100	0.7 \pm 0.3	5.0 \pm 0.0	0.0	R	69.5	
	SCE6*			108-140	6.9 \pm 2.9	4.5 \pm 0.2	0.0	R	89.0	
		SE Sardinia (SES)	Porto Corallo	SSE5*°	122-135	13.6 \pm 2.6	3.8 \pm 0.2	28.7	R	90.0
	SSE6			112-135	24.1 \pm 3.8	4.1 \pm 0.1	0.0	R	90.0	
	SSE7*			100-127	14.8 \pm 3.5	2.6 \pm 0.2	0.0	C	90.0	
	SSE9*			85-105	10.5 \pm 2.7	3.3 \pm 0.1	0.0	C	90.0	
		South Sardinia (SS)	Boi Cape	SSB1*	115-135	11.9 \pm 1.8	2.8 \pm 0.1	0.0	C	90.0
	SSB4*			117-118	55.6 \pm 9.6	4.5 \pm 0.1	0.0	R	90.0	
	SSB5*			108-115	22.8 \pm 6.3	1.9 \pm 0.1	0.0	R	90.0	
	SSB6*			90-124	6.1 \pm 1.4	3.7 \pm 0.3	1.4	C	90.0	
	SSB7*			93-140	0.6 \pm 0.3	5.0 \pm 0.0	0.0	C	90.0	
		SW Sardinia (SWS)	Teulada Cape	SSW2*	135-140	18.1 \pm 4.8	2.8 \pm 0.2	51.9	R	90.0
	SSW9*°			110-120	6.6 \pm 0.9	4.7 \pm 0.2	6.4	R	89.0	
			St. Pietro Is.	(SSW12)	155-160					
			Toro Is.	SSW16*	120-125	0.5 \pm 0.2	5.0 \pm 0.0	0.0	R	89.0
	Punta delle Oche	SSW25*	85-90	2.4 \pm 0.9	4.6 \pm 0.8	0.0	C	89.0		

ST	Campanian Archipelago (CA)	Gulf of Naples	GNM3*	96-124	5.3 ± 1.1	6.5 ± 0.5	39.1	R	90.0
			GNM5*	120-134	0.3 ± 0.2	5.0 ± 0.0	0.0	R	90.0
			GNM6	120-130	0.6 ± 0.2	5.0 ± 0.0	0.0	R	89.0
			GNM12*	110-120	3.7 ± 0.9	4.5 ± 0.5	71.0	R	90.0
		Gulf of Salerno	GS2*	70-105	12.3 ± 1.5	7.1 ± 0.3	15.4	C	90.0
		Li Galli	GS3*	91-115	17.0 ± 2.7	7.9 ± 0.3	0.0	C	90.0
			GS4*	91-98	11.2 ± 1.9	5.9 ± 0.3	8.9	C	90.0
		Amalfi	GS9*	95-102	0.6 ± 0.2	5.0 ± 0.0	0.0	R	89.0
	North Sicily (NS)	Milazzo Cape	MI8	90-100	3.0 ± 1.0	4.1 ± 0.2	37.1	R	90.0
	Aeolian Archipelago	Alicudi Is.	EO26	107-128	3.2 ± 1.4	4.9 ± 0.4	0.0	C	90.0
SC	Offshore banks (OB)	Graham Bank	(BCS11)°	137-147					
			(BCS12)°	150					
			(BCS16)°	120-125					
			(BCS17)°	100-120					
			(BCS20)°	80					

Tab. 2 Eventi di mortalità di massa che hanno interessato il corallo rosso. I siti sono raggruppati per località, aree a corallo, e macroaree. Sono inoltre presentati gli intervalli di profondità di osservazione delle morie, la densità e l'altezza media delle colonie, la percentuale di colonie impigliate in attrezzi da pesca, il tipo di substrato e la pendenza media del substrato su cui si trovavano le colonie di corallo morto. *Siti in cui sono stati osservati popolamenti vivi e morti simultaneamente. °Siti in cui erano presenti dense *patches* di detrito corallino. R, roccia nuda, C, substrato ricoperto da alghe coralline incrostanti.

Venticinque di questi siti hanno presentato sia popolamenti vivi che morti, mentre 5 hanno mostrato esclusivamente colonie morte. Inoltre, in 8 siti erano presenti ampie *patches* di detrito corallino sul fondale. Questi ultimi sono stati osservati tra gli 80 m ed i 160 m di profondità, lungo la costa meridionale sarda e in prossimità del Banco di Graham, spesso nelle vicinanze di popolamenti vivi (Tab. 2, Fig. 17G-I). Eventi di mortalità di massa sono stati registrati nell'isola sarda (57% dei siti con colonie morte), in particolare a Capo Boi (Sud della Sardegna, 5 siti tra i 90 m ed i 140 m), ed a Porto Corallo (Sardegna Sud-orientale, 4 siti tra gli 85 m ed i 135 m) (Tab. 2, Fig. 17E-F). Un'altra area particolarmente impattata da questo genere di eventi è stata quella campana: popolamenti morti sono stati osservati nel Golfo di Napoli (96-134 m) e nel Golfo di Salerno (70-115 m).

Ampie *patches* di frammenti di corallo rosso sono state trovate anche nell'Arcipelago Pontino (110-193 m) e lungo la costa siciliana settentrionale, includendo l'Arcipelago delle Eolie (107-128 m) (Tab. 2). *Patches* di colonie morte erano assenti nel Mar Ligure, nel Canale di Sicilia e sui *seamounts*. Nelle aree in cui erano presenti sia colonie vive che morte, in un terzo dei popolamenti le colonie morte erano meno del 50% delle colonie, in un quinto dei popolamenti tra il 50 ed il 75%, e nel rimanente 44% dei popolamenti la moria interessava tra il 75 ed il 100% delle colonie. Gli eventi di mortalità di massa hanno interessato popolamenti su substrato verticale, sia su roccia nuda (19 siti) che su roccia ricoperta di alghe coralline incrostanti (11 siti) (Fig. 17E-I). La comparazione di densità e altezza tra colonie vive e morte (quando presenti simultaneamente), non ha mostrato differenze (una densità media di circa 9 colonie m⁻² e un'altezza media di circa 4 cm sia per colonie vive che morte). Tuttavia, localmente, alcune differenze sono state riscontrate in termini di densità (Fig. 19A).

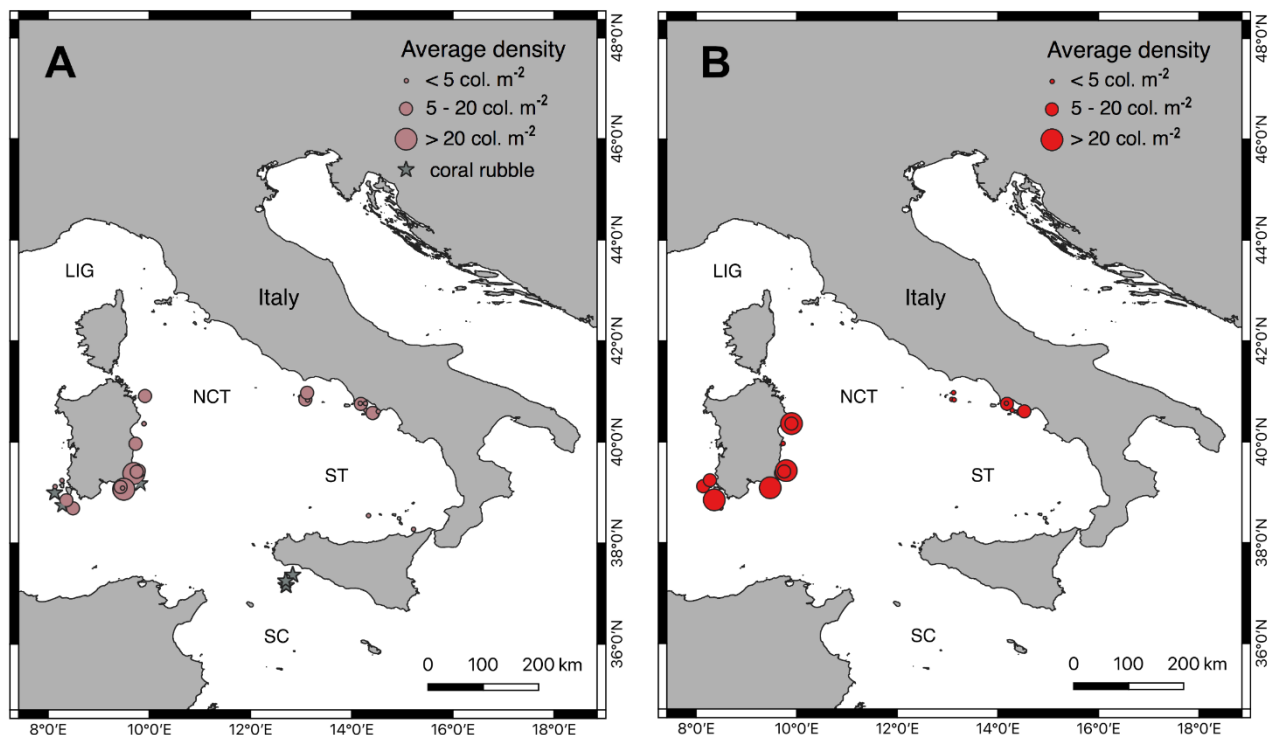


Fig. 19 Effetti degli eventi di mortalità di massa. Mappe comparative dei siti in cui sono state osservate colonie morte (A) e vive (B). La dimensione dei pallini si riferisce alla densità media dei popolamenti. Le stelle grigie indicano i siti in cui sono state osservate *patch* di detrito corallino sul sedimento.

In particolare, su 14 siti, corrispondenti al 57% dei siti in cui colonie morte e vive erano presenti simultaneamente, è stata osservata una maggior densità di colonie morte rispetto a quelle vive, con una densità massima (55.6 ± 9.6 colonie m^{-2}) riscontrata a Capo Boi (Fig. 19B). Occasionalmente, colonie morte hanno subito un ulteriore impatto a causa di strumenti da pesca abbandonati o perduti. Colonie morte impigliate nei suddetti strumenti sono state riscontrate nel 33% dei siti interessati da eventi di mortalità, con la massima percentuale (52%) di colonie morte impattate registrata a Capo Teulada, in Sardegna Sud-occidentale, (Tab. 2).

4. Discussione e conclusioni

Questo lavoro ha preso in considerazione il più ampio dataset demografico mai prodotto su *Corallium rubrum*, con uno specifico focus sulle profondità mesofotiche e batiali superiori delle coste italiane. Questa specie si conferma ampiamente diffusa, con 17 aree a corallo identificate in base alla loro prossimità geografica, oltre che alla loro affinità topografica e oceanografica. Tra queste, alcune hanno mostrato alti valori di densità e dimensioni importanti delle colonie, come il Promontorio di Portofino, l'Arcipelago Toscano, la Sardegna Sud-occidentale e meridionale, l'Arcipelago Campano e la Sicilia meridionale, rappresentando importanti zone di *stock* larvale per questa specie, ragion per cui potrebbero divenire oggetto di azioni di gestione specifica in accordo con le più recenti valutazioni su specie e habitat regionali (Otero *et al.*, 2017; Montefalcone *et al.*, 2021).

In generale, in questo studio i popolamenti investigati hanno mostrato una distribuzione taglia/frequenza spostata verso le classi dimensionali più piccole, con poca variabilità fra le aree e gli intervalli di profondità. Sebbene ci sia la possibilità di un *bias* nelle misure ottenute tramite le riprese bidimensionali del ROV rispetto a quelle che si potrebbero ottenere attraverso tecniche tridimensionali (Lagudi *et al.*, 2022), i *pattern* generali appaiono chiari. La dimensione di organismi coloniali come il corallo rosso è determinata da numerosi parametri ambientali (ad esempio, la disponibilità trofica e di substrato, la temperatura, la corrente, la profondità e la pendenza) (Cau *et al.*, 2016; Galli *et al.*, 2016) oltre che da diverse pressioni antropiche (principalmente attività di pesca e raccolta diretta della specie) (Tsounis *et al.*, 2006; Rossi *et al.*, 2008; Bruckner, 2009; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016). Sulla scala spaziale considerata in questa tesi, questi fattori potrebbero aver agito sinergicamente determinando le variazioni registrate; tuttavia, in generale, sembra che la profondità non abbia influenzato la taglia delle colonie. Da un lato, questi risultati sono in accordo con lo studio di Carugati *et al.* (2022), che riporta variazioni non significative dell'altezza delle colonie rispetto alla profondità nei popolamenti della Sardegna Nord-occidentale (50-290 m), ma dall'altro sono in

contrasto con le scoperte di altri autori, i quali sostengono che le colonie di profondità siano caratterizzate da dimensioni maggiori (altezza, diametro basale e ramificazioni), probabilmente dovute ad un minore impatto della pesca (Tsounis, 2007; Rossi *et al.*, 2008; Priori *et al.*, 2013; Angiolillo *et al.*, 2016; Cau *et al.*, 2016). Inoltre, gli stessi autori hanno mostrato evidenze di un rapporto taglia/densità nei popolamenti di *C. rubrum*, con colonie più grandi ma meno aggregate in acque più profonde, relazione che però non è risultata dal presente dataset. Tenendo conto di queste considerazioni ecologiche, l'omogenea taglia ridotta dei popolamenti di corallo rosso nell'intera area di studio potrebbe essere la conseguenza di una condizione di stress, determinata dalle storiche attività di pesca esercitate in tutto il bacino Mediterraneo (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016). Già Bruckner, nel 2009 e nel 2014, basandosi sui dati derivanti dal materiale pescato, supportò la riduzione della taglia nel tempo come principale indicatore dell'impatto della pesca sulla demografia dei popolamenti (Bruckner *et al.*, 2009, 2014). Conclusioni simili sono state tratte anche da studi *in situ* su scala locale, effettuati in popolamenti sia di bassa che di alta profondità: ad esempio, Tsounis *et al.* (2006, 2007) e Rossi *et al.* (2008) hanno dimostrato chiaramente che l'impatto della pesca è il principale fattore che determina la struttura dei popolamenti di Cap de Creus (Spagna, Mar Mediterraneo Nord-occidentale), riportando dimensioni delle colonie di bassa profondità evidentemente più piccole rispetto a quelle più profonde, meno impattate dalle attività di pesca rispetto alle prime, che vengono sovra sfruttate (dimensioni medie delle colonie: 3.0 ± 1.7 cm e 7.8 ± 3.3 cm, rispettivamente, in popolamenti di bassa e alta profondità). Differenze significative in termini di diametro basale e altezza massima sono emerse dalle comparazioni tra i popolamenti affetti dalla pesca e quelli non affetti, nei pressi di Marsiglia (Francia) (Garrabou & Harmelin, 2002). Infine, grandi colonie sono state osservate in popolamenti localizzati all'interno di aree marine protette, dove la pesca è proibita, come la Riserva Marina delle isole Medas (Spagna) e l'area marina protetta Regno di Nettuno nell'isola di Ischia (Campania, Italia), a riprova del fatto che le attività di pesca e raccolta hanno un effetto deleterio sulla struttura dei popolamenti di corallo rosso (Linares *et al.*, 2010; Angiolillo *et al.*, 2016).

I dati di questo studio, provenienti da un vasto sforzo di campionamento, permettono di fornire un ulteriore supporto a questa ipotesi. Inoltre, nei nostri risultati la densità delle colonie è risultata essere fortemente dipendente dalla profondità, a differenza dell'altezza, con una diminuzione lineare della stessa andando dalle più basse alle più alte profondità, confermando i risultati qualitativi preliminari ottenuti da Toma *et al.* (2022a), in accordo con la letteratura conosciuta (Rossi *et al.*, 2008; Carugati *et al.*, 2022).

In questa tesi, è stata osservata anche un'alta variabilità in termini di densità sulla piattaforma continentale e sul ciglio della piattaforma, con popolamenti sia densamente aggregati che sparsi in egual misura, mentre a profondità batiali i popolamenti sparsi sono risultati dominanti. Un *pattern*

simile era già stato studiato a Cap de Creus (Mar Mediterraneo Nord-occidentale) a 50-230 m di profondità (Rossi *et al.*, 2008). Il presente studio rafforza l'idea che questo processo di auto-assottigliamento (la competizione intra-specifica che regola la densità e la struttura dei popolamenti, basata su limitazioni spaziali, ovvero la disponibilità del substrato (Cau *et al.*, 2016)), sia una spiegazione valida per la relazione tra densità e profondità, osservata su larga scala per *C. rubrum*, ma che questa relazione non sia necessariamente associata ad un aumento di taglia delle colonie all'aumentare della profondità. Va inoltre tenuto presente che quest'ultima tendenza di taglia e profondità è emerso da osservazioni i cui popolamenti oggetto di studio ero localizzati in zone ristrette, sia geograficamente che per intervalli di profondità, e spesso soggette ad intense attività di pesca da tempi storici. Questo studio, invece, ha preso in considerazione un'area molto più vasta (680.000 m² circa), ed un intervallo di profondità più ampio (dal circolitorale profondo al batiale inferiore m), includendo siti sia costieri che al largo, soggetti ad una maggiore varietà di fattori ambientali e pressioni antropiche. Ciò ha permesso di ottenere una visione d'insieme della struttura dei popolamenti di corallo rosso, smorzando le influenze locali.

Interessanti *pattern* su larga scala, in termini sia di altezza che di densità, sono emersi dal punto di vista latitudinale, probabilmente legati a gradienti di caratteristiche ambientali (ad esempio correnti, temperatura, nutrienti, insabbiamento) e biologiche (ad esempio competizione con altre componenti concomitanti del coralligeno): i popolamenti che hanno mostrato maggiori densità e taglie più piccole delle colonie, infatti, caratterizzano i fondali mesofotici delle aree settentrionali, al contrario di quelli delle aree meridionali. In termini di gradiente costa-largo, i *seamounts*, nonostante ospitino solo colonie di corallo rosso sparse e generalmente di ragguardevoli dimensioni, hanno offerto importanti informazioni riguardo le tendenze demografiche di questa specie: la distanza di queste strutture dalla costa sembra abbia agito da barriera per la dispersione larvale, che in questa specie è generalmente a corto-medio raggio (Costantini *et al.*, 2007, 2016; Martinez-Quintana *et al.*, 2015; Guizien *et al.*, 2020). Alti valori di densità osservati in altri *seamounts* mediterranei potrebbero essere conseguenza di una maggiore vicinanza con la costa (de la Torriente *et al.*, 2018), così come di una condizione trofica più favorevole rispetto a montagne sottomarine più al largo, come quelle analizzate in questo studio (30-70 miglia nautiche dai popolamenti costieri più vicini). Inoltre, i popolamenti di corallo rosso dei *seamounts offshore* potrebbero essere potenzialmente sottoposti ad impatti antropici inferiori, dato che vicino a questi rilievi viene solitamente praticata la pesca tradizionale (Bo *et al.*, 2014), ma non quella al corallo (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016), fattore che permette di ospitare colonie di taglia maggiore. La lontananza di un sito, sia in termini di distanza dalla costa che di profondità, influenza l'accessibilità antropica, e viene considerata un fattore determinante la demografia dei popolamenti di corallo rosso (Rossi *et al.*, 2008).

In questo studio le attività di pesca (artigianale e ricreativa) sono emerse come minacce serie e diffuse per gli habitat che ospitano il corallo rosso in quasi tutti i siti e profondità: colonie impigliate in attrezzi da pesca sono state osservate in quasi il 90% delle aree a corallo, dove le zone più interessate da questo fenomeno sono risultate quelle del Mar Ligure e del Canale di Sicilia, e le aree meno interessate quelle dell'Arcipelago Toscano e della Sardegna orientale. Questo *pattern* è stato messo in luce anche da numerosi studi condotti sugli habitat bentonici profondi di queste regioni (Bo *et al.*, 2014; Angiolillo *et al.*, 2015; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2017; Cau *et al.*, 2017). Comunità bentoniche altamente impattate sono state osservate lungo la costa ligure, specialmente nel ponente (Enrichetti *et al.*, 2019a, 2019b), mentre il Promontorio di Portofino risulta essere tra le aree a corallo meno colpite in Liguria. Questo potrebbe essere una conseguenza della presenza di un'area marina protetta in cui sono stati studiati alcuni popolamenti; ad esempio, Bavestrello *et al.* (2015) hanno osservato *patches* di *C. rubrum* caratterizzate da alta densità e colonie di grosse dimensioni in acque poco profonde, conseguenza di quasi due decenni di protezione. Gli effetti positivi delle protezioni sul corallo rosso sono stati registrati anche nella Sardegna Nord-occidentale, dove grandi colonie (classi modali di taglia 10-15 cm e 15-20 cm) sono state osservate tramite *Onboard Scientific Observes* (OSOs) in aree soggette a misure particolarmente stringenti contro la raccolta dello cnidario rispetto ad altri paesi all'interno dell'area di competenza del GFCM (*General Fisheries Commission for the Mediterranean*) (Follesa *et al.*, 2013; Carugati *et al.*, 2020). Questa specifica zona sarda era già stata riportata come un *hotspot* di presenza di *C. rubrum* (Toma *et al.*, 2022). Questi studi permettono di evidenziare l'importanza delle AMP e di altre misure di protezione nella conservazione e nella gestione del corallo rosso, soprattutto considerando l'alta frequenza dei danni indiretti della pesca riscontrati nella parte più profonda della piattaforma continentale e lungo il ciglio della piattaforma, dove sono stati osservati i popolamenti più densi e più diversamente aggregati.

Il presente studio permette di gettare luce su come, oltre alle attività di pesca, anche gli eventi di mortalità di massa possano rappresentare un motivo di forte stress per i popolamenti di corallo rosso mesofotici e batiali superiori: i dati raccolti, infatti, ampliano le conoscenze attuali riguardo gli eventi di mortalità di massa, identificando delle zone di corallo morto nel Mar Tirreno ed in Sicilia. Anche se le cause di questi fenomeni rimangono incerte, eventi simili in ecosistemi costieri (0-40 m) che includono il corallo rosso sono stati ricollegati a modificazioni delle condizioni ambientali, indotte da cambiamenti globali (ad esempio le anomalie termiche) (Harvell *et al.*, 1999; Cerrano *et al.*, 2000, 2013; Pérez *et al.*, 2000; Garrabou *et al.*, 2001, 2009; Harley *et al.*, 2006). Eventi di mortalità di massa, però, sono stati registrati anche in zone profonde, lontane dall'influenza del termocline stagionale: questo permette di capire che per dare una risposta certa sulle cause di mortalità di massa andrebbero fatte ulteriori ricerche. Per esempio, l'evento di mortalità di massa avvenuto lungo la

costa della Provenza nel 1987 (Rivoire, 1991; Arnoux *et al.*, 1992), tra 80 e 160 m di profondità, è stato attribuito ad acque inquinate portate dalla corrente in quella zona. La circolazione profonda di acque calde in prossimità di aree vulcaniche (Bavestrello *et al.*, 2014), combinata con il movimento del fondale in aree sismiche (Lodolo *et al.*, 2017; Bavestrello *et al.*, 2021), potrebbe spiegare gli estesi fenomeni di mortalità di massa osservati nell'Arcipelago Pontino, nell'Arcipelago Campano e nei banchi a largo del Canale di Sicilia. Tuttavia, per i siti della Sardegna Nord-orientale (Carugati *et al.*, 2022) e meridionale, non è stata trovata una spiegazione alla morte del corallo. La maggior parte delle colonie morte sono state osservate in siti localizzati presso canyon sottomarini, e le particolari condizioni ambientali a cui sono sottoposte queste strutture (ad esempio le correnti di torbida) potrebbero averne causato la mortalità (Moccia *et al.*, 2021). La presenza, però, negli stessi siti, di altri antozoi filtratori (ad esempio *Antipathella subpinnata* (Ellis & Solander, 1786), *Eunicella cavolini* (Koch, 1887)) in un buono stato di salute, escluderebbe un fenomeno di intasamento ad opera della deposizione del sedimento (Moccia *et al.*, 2022). Sicuramente gli eventi di mortalità di massa, sia in acque poco profonde che profonde, dovrebbero essere considerati tra i fattori chiave che determinano la demografia dei popolamenti di corallo rosso nel breve termine.

In conclusione, questo lavoro di tesi fornisce informazioni valide riguardo la distribuzione e la struttura dei popolamenti del prezioso e sovra sfruttato *C. rubrum* su larga scala, e permette di avere una visione d'insieme sulla demografia di una specie a rischio, anche allo scopo di studiare i migliori piani di conservazione per proteggerla e tutelarla.

5. Bibliografia

Abbiati, M., Buffoni, G., Caforio, G., Di Cola, G., & Santangelo, G. (1992). Harvesting, predation and competition effects on a red coral population. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30, 219-228.

Allemand, D. (1993). The biology and skeletogenesis of the Mediterranean red coral. *Precious Corals and Octocoral Research*, 2, 19-39.

Allemand, D., Cuif, J. P., Watabe, N., Oishi, M., & Kawaguchi, T. (1994). The organic matrix of skeletal structures of the Mediterranean red coral, *Corallium rubrum*. *Bulletin de l'Institut océanographique (Monaco)*, 129-139.

Angiolillo, M., Gori, A., Canese, S., Bo, M., Priori, C., Bavestrello, G., *et al.* (2016). Distribution and population structure of deep-dwelling red coral in the Northwest Mediterranean. *Marine Ecology*, 37(2), 294-310.

Bavestrello, G., Bo, M., Canese, S., Sandulli, R., & Cattaneo-Vietti, R. (2014). The red coral populations of the gulfs of Naples and Salerno: human impact and deep mass mortalities. *Italian Journal of Zoology*, 81(4), 552-563.

Benedetti, M. C., Priori, C., Erra, F., & Santangelo, G. (2016). Growth patterns in mesophotic octocorals: timing the branching process in the highly-valuable Mediterranean *Corallium rubrum*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 106-110.

Bussoletti, E., Cottingham, D., Bruckner, A., Roberts, G., Sandulli, R. (2010). *Proceedings of the International Workshop on Red Coral Science, Management, and Trade: Lesson from the Mediterranean*. Naples, Italy, September 23-26, 2009.

Bramanti, L., Vielmini, I., Rossi, S., Tsounis, G., Iannelli, M., Cattaneo-Vietti, R., *et al.* (2014). Demographic parameters of two populations of red coral (*Corallium rubrum* L. 1758) in the North Western Mediterranean. *Marine biology*, 161(5), 1015-1026.

- Bramanti, L., Benedetti, M. C., Cupido, R., Cocito, S., Priori, C., Erra, F., ... & Santangelo, G. (2017). Demography of animal forests: the example of mediterranean gorgonians. In: *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*. Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., Orejas Saco del Valle, C., Eds, 1-20.
- Bruckner, A. W. (2009). Rate and extent of decline in *Corallium* (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Appendix II listing. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 319-332.
- Bruckner, AW. (2014). Advances in management of precious corals in the family Corallidae: Are new measures adequate? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7:1–8.
- Bianchi, C. N., Morri, C., Lasagna, R., Montefalcone, M., Gatti, G., Parravicini, V., & Rovere, A. (2016). Resilience of the marine animal forest. *Marine animal forests*, 1-30.
- Capezzuto, F., Ancona, F., Carlucci, R., Carluccio, A., Cornacchia, L., Maiorano, P., ... & D'Onghia, G. (2018). Cold-water coral communities in the Central Mediterranean: aspects on megafauna diversity, fishery resources and conservation perspectives. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29(3), 589-597.
- Carpine, C., & Grasshoff, M. (1975). Les gorgonaires de la Méditerranée. *Bulletin de l'Institut océanographique (Monaco)*, 71(1430), 1-140
- Cattaneo-Vietti, R., & Cicogna, F. (1993). Il corallo rosso: una risorsa mediterranea. Il corallo rosso in Mediterraneo: arte, storia e scienza. *Ministero delle Risorse agricole, alimentari e forestali*. Massa Lubrense, Italy, 3-9.
- Cattaneo-Vietti, R., Bavestrello, G., Bo, M., Canese, S., Vigo, A., & Andaloro, F. (2017). Illegal ingegno fishery and conservation of deep red coral banks in the Sicily Channel (Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(3), 604-616.
- Cattaneo-Vietti, R., Bo, M., Cannas, R., Cau, A., Follesa, C., Meliadori, E., ... & Bavestrello, G. (2016). An overexploited Italian treasure: past and present distribution and exploitation of the precious red coral *Corallium rubrum* (L., 1758) (Cnidaria: Anthozoa). *Italian Journal of Zoology*, 83(4), 443-455.

- Cau, A., Follesa, M. C., Moccia, D., Alvito, A., Bo, M., Angiolillo, M., ... & 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*, 162(9), 1865-1878.
- Cau, A., Bramanti, L., Cannas, R., Follesa, M. C., Angiolillo, M., Canese, S., *et al.* (2016). Habitat constraints and self-thinning shape Mediterranean red coral deep population structure: implications for conservation practice. *Scientific Reports*, 6(1), 1-10.
- Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A., & Schiaparelli, S. (2010). Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 153-167.
- Costantini, F., Taviani, M., Remia, A., Pintus, E., Schembri, P. J., & Abbiati, M. (2010). Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology*, 31(2), 261-269.
- Cvejic, J., Tambutté, S., Lotto, S., Mikov, M., Slacanin, I., & Allemand, D. (2007). Determination of canthaxanthin in the red coral (*Corallium rubrum*) from Marseille by HPLC combined with UV and MS detection. *Marine Biology*, 152(4), 855-862.
- Enrichetti, F., Bava, S., Bavestrello, G., Betti, F., Lanteri, L., & Bo, M. (2019). Artisanal fishing impact on deep coralligenous animal forests: a Mediterranean case study of marine vulnerability. *Ocean & Coastal Management*, 177, 112-126.
- FAO (2009). International guidelines for the management of deep-sea fisheries in the high seas.
- Galasso, M. (2000). Pesca del *Corallium rubrum* in Sardegna nell'antichità attraverso l'indagine archeologica, cartografica e i rilevamenti in mare. In: *L'Africa Romana. Atti del XIV Convegno di Studi*. Roma: Carocci editore, 1159–1200.
- Gallmetzer, I., Haselmair, A., & Velimirov, B. (2010). Slow growth and early sexual maturity: bane and boon for the red coral *Corallium rubrum*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 90(1), 1-10.

- García-Rodríguez, M., & Massò, C. (1986). Algunas bases para la determinación directa de la edad del coral rojo (*Corallium rubrum*, L). *Boletín del instituto español de oceanografía*, 3(4), 65-74
- Garrabou, J., & Harmelin, J. G. (2002). A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, 71(6), 966-978.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., ... & Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global change biology*, 15(5), 1090-1103.
- Garrabou, J., Perez, T., Sartoretto, S., & Harmelin, J. G. (2001). Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 217, 263-272.
- Gibson, R., Atkinson, R., Gordon, J., & Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 44, 123-195.
- Grigg, R. W. (1984). Resource management of precious corals: a review and application to shallow water reef building corals. *Marine Ecology*, 5(1), 57-74.
- Grigg, R. W. (1993). Future prospects for coral reef science and species beyond the reef. *Coral Reefs*, 12(2), 55-56.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Harmelin, J. G. (2000). Le corail rouge de Méditerranée: quelques aspects de sa biologie et de son écologie. *Travaux du Centre Camille Jullian*, 25, 11-20.
- Harmelin, J. G., Charbonnier, D., & Garcia, S. (1984). Biologie du corail rouge. Parametres de populations, croissance et mortalite naturelle. Etat des connaissance en France. *FAO Fish Rep*, 306, 99-103

- Highsmith, R. C. (1982). Reproduction by fragmentation in corals. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 7(2), 207-226.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. In: *Ecosystem management*. Springer, New York, NY, 130-147
- Kipson, S., Fourt, M., Teixidó, N., Cebrian, E., Casas, E., Ballesteros, E., ... & Garrabou, J. (2011). Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: a case study of Mediterranean coralligenous outcrops. *PloS one*, 6(11), e27103.
- Knittweis, L., Aguilar, R., Alvarez, H., Borg, J. A., Evans, J., Garcia, S., & Schembri, P. J. (2016). New depth record of the precious red coral *Corallium rubrum* for the Mediterranean. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 41, 467.
- Lacaze-Duthiers, H. (1864). Histoire naturelle du corail: Organisation-reproduction-pêche en Algérie-industrie et commerce. Avec 20 planches dessinées d'après nature et coloriées. *Baillière*.
- Marini, M., & Ferru, M. L. (1989). Il corallo. Storia della pesca e della lavorazione in Sardegna e nel Mediterraneo. *Cagliari: Tema*, 1-246.
- Marongiu, C. (1996). La pesca del corallo in Sardegna XIII-XVIII. *VI Settimana della Cultura Scientifica. Sassari: Università degli Studi di Sassari*.
- Marschal, C., Garrabou, J., Harmelin, J. G., & Pichon, M. (2004). A new method for measuring growth and age in the precious red coral *Corallium rubrum* (L.). *Coral reefs*, 23(3), 423-432.
- Mateu, G., Traveira, A., Fontarnau, R., & Masso, C. (1986). Biodiagénesis mineralògica del *Corallium rubrum* (L.). *Boletín del Instituto español de Oceanografía*, 3(4), 1-12.
- Rossi, S., Tsounis, G., Orejas, C., Padrón, T., Gili, J. M., Bramanti, L., ... & Gutt, J. (2008). Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Marine Biology*, 154(3), 533-545.

- Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., & Orejas, C. (2017). Animal forests of the world: an overview. *Marine animal forests: the ecology of benthic biodiversity hotspots*, 1-28.
- Santangelo, G., Maggi, E., Bramanti, L., & Bongiorni, L. (2004). Demography of the over-exploited Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L. 1758). *Scientia Marina*, 68(S1), 199-204.
- Santangelo, G., & Bramanti, L. (2010). Quantifying the decline in *Corallium rubrum* populations. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 295-297.
- Sarà, M. (1969). Research on coralligenous formations: problems and perspectives. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, 37(suppl), 124-134.
- Toma, M., Bo, M., Cattaneo-Vietti, R., Canese, S., Canessa, M., Cannas, R., & Bavestrello, G. (2022). Basin-scale occurrence and distribution of mesophotic and upper bathyal red coral forests along the Italian coasts. *Mediterranean Marine Science*, 23(3), 484-498.
- Tsounis, G., Rossi, S., Laudien, J., Bramanti, L., Fernandez, N., Gili, J. M., & Arntz, W. (2006a). Diet and seasonal prey capture rates in the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology*, 149(2), 313-325.
- Tsounis, G.; Rossi, S.; Gili, J.-M.; Arntz, W. (2006b) Population Structure of an Exploited Benthic Cnidarian: The Case Study of Red Coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology*, 149, 1059–1070.
- Tsounis, G., Rossi, S., Gili, J. M., & Arntz, W. E. (2007). Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems*, 10(6), 975-986.
- Weinberg, S. (1979). The light-dependent behaviour of planula larvae of *Eunicella singularis* and *Corallium rubrum* and its implication for octocorallian ecology. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 49(1), 16-30.
- Weinberg, S. (1978). Mediterranean octocorallian communities and the abiotic environment. *Marine Biology*, 49(1), 41-57.

Zibrowius, H., Monteiro Marques, V., & Grasshoff, M. (1984). La répartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria: Anthozoa: Gorgonaria). *Tethys (Marseille)*, 11(2), 163-170.

<http://www.iucn.it/scheda.php?id=592701034>